

Dissertation

**Untersuchung zur Emissionsbildung durch
Wiederaufwirbelung von Straßenstaub und
Charakterisierung der Oberflächenbehandlung textiler
Filtermittel für die industrielle Feinstaubabscheidung**

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der technischen Wissenschaften / der Naturwissenschaften unter der
Leitung von

Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Wilhelm Höflinger

E 166

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften

eingereicht an der Technischen Universität Wien
Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften

von

Dipl.-Ing. Wolfgang Koschutnig

Matr. Nr. 93 25 624

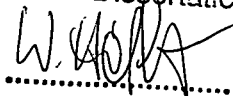
Maurer Lange Gasse 92/7

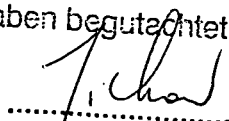
A-1230 Wien

Wien, im Jänner 2007



Diese Dissertation haben begutachtet:


.....


.....

Disserfation

Koschutnig

ungebunden f.

Dekanat

1

2

3

4

5

6

7

8

9

10

Trennblatt 0973 00 BL



9 003260 990105

bene

Kurzfassung

Aufgrund des Gesundheitsgefährdungspotentials von Feinstäuben kommt den gasgetragenen Partikelkollektiven mit Korngrößen kleiner als 10 μm vor allem hinsichtlich ihrer Freisetzung in die Atmosphäre vermehrt Bedeutung zu. Dabei ist zwischen Emissionen aus diffusen Emissionsquellen, die keine konkrete, räumlich begrenzte Zuordnung der Staubemissionen zulassen, und den gefassten Emissionsquellen zu unterscheiden. Als zwei wesentliche Feinstaubemissionsquellen sind die den diffusen Quellen zuordenbare Wiederaufwirbelung von Straßenstaub sowie die Freisetzung feinstaubbeladener industrieller Abgase durch Schornsteine, welche als gefasste Quellen gelten, zu nennen. Die vorliegende Dissertation beschäftigt sich daher mit diffusen Emissionen durch die verkehrsbedingte Wiederaufwirbelung von Straßenstaub und mit textilen Filtermitteln für die industrielle Feingasetstaubung.

Im ersten Abschnitt der Dissertation wurden die diffusen Staubemissionen an den Straßen Wiens über einen Zeitraum von 17 Monaten untersucht. Dafür wurden auf ihre Eignung geprüfte Berechnungsgrundlagen herangezogen und für deren Anwendung erforderliche Parameter erfasst. Einer dieser Parameter ist der sL-Wert, der angibt, welche Masse an emittierbarem Straßenstaub (Partikelgröße $\leq 75 \mu\text{m}$) sich auf einem m^2 der Fahrbahnoberfläche der jeweiligen Messstelle befindet. Als weiterer Parameter wurde das durchschnittliche Gewicht jener Fahrzeuge ermittelt, welche die einzelnen sL-Wertmessstellen passieren. Damit konnten mittlere Straßenstaubemissionsfaktoren [g/km] errechnet werden. Gemeinsam mit der durchschnittlichen Fahrleistung [$\text{km}/\text{Zeiteinheit}$] aller in Wien betriebenen Fahrzeuge war eine Abschätzung der Straßenstaubemissionen möglich. Die Schätzungen bewegen sich im Rahmen einer jahreszeitlichen Abhängigkeit von etwa 2500 Jahrestonnen im Sommer und 7000 Jahrestonnen während der Wintermonate. Weiters wurden die Zusammenhänge zwischen den diffusen Straßenstaubemissionen und ausgewählten Parametern wie sL-Wert, Fahrzeugdurchschnittsgewicht, Straßenkategorie (ob Bundes- oder Gemeindestraßen) und jahreszeitlicher Witterungseinflüsse näher untersucht. Es zeigte sich, dass die diffusen Straßenstaubemissionen wesentlich vom sL-Wert beeinflusst werden, welcher wiederum eine signifikante Abhängigkeit

von der Jahreszeit aufweist. So wurden während den Herbstmonaten durch Eintrag von organischem Material (Herbstlaub) und während den Wintermonaten durch Streusplitt deutlich höhere sL-Werte detektiert. Die Einflussnahme der Straßenstaubemissionen auf die zur gleichen Zeit erfassten Staubimmissionen wurde ebenfalls untersucht und es zeigte sich, dass die Immissionen in urbanem Gebiet im Wesentlichen eine deutliche Abhängigkeit von den Straßenstaubemissionen aufweisen.

Weiters konnte festgestellt werden, dass sich durch gezielte Straßenwaschungen sL-Werte von etwa $0,2 \text{ g/m}^2$ und mehr deutlich um bis zu 80% reduzieren lassen. Damit verringert sich die Staubbelastung an den Fahrbahnoberflächen merklich und in Folge sinkt die Straßenstaubaufwirbelung signifikant um bis zu 65%. Die Straßenwaschungen haben durch Überflutungsspülung so intensiv zu erfolgen, dass der abgelagerte Staub möglichst vollständig von der Straßenoberfläche in das örtliche Kanalnetz transportiert wird, um im Zuge der Abwasseraufbereitung abgeschieden zu werden. Somit kann nach Auftrocknung der gereinigten Straßen die Staubwiederaufwirbelung gemindert werden. Sofern verfügbar, ist als Waschflüssigkeit anstelle von Trinkwasser, Wasser aus Oberflächengewässern zu verwenden. Das fachgerechte Straßenwaschen wurde in die umfassenden Maßnahmenkataloge der Regionalbehörden (Landeshauptmannschaften) zur Reduzierung von Feinstaubbelastungen gemäß dem Bundesimmissionsschutzgesetz aufgenommen.

Der zweite Teil der vorliegenden Dissertation wurde mit dem Ziel in Angriff genommen, Oberflächenstrukturen abreinigbarer, textiler Filtermedien, welche zur industriellen Feinstaubabscheidung eingesetzt werden, optisch zu untersuchen und Änderungen in der Oberflächenstruktur durch thermische Behandlung der textilen Filtermedien mit dem Ziel herbeizuführen, das Filtrationsverhalten dieser thermisch behandelten textilen Filtermedien hinsichtlich Restdruckverhalten und mittlerer Reingaskonzentration zu verbessern.

Hierfür wurde ein lichtoptisches Messverfahren mit computergestützter Bildanalyse entwickelt. Durch dieses Messverfahren wird es möglich, mit Oberflächenporosität, Porenflächenverteilung und Porentiefenverteilung drei Oberflächenstrukturparameter zu definieren und messtechnisch zu erfassen,

welche sowohl eine qualitative als auch eine quantitative Beurteilung der Oberflächenstruktur eines textilen Filtermittels zulassen. Mit ihrer Hilfe können Informationen über die Auswirkungen eines thermischen Behandlungsprozesses auf Oberflächenstrukturen von Filtermedien gewonnen werden. Darüber hinaus werden qualitative Vorhersagen hinsichtlich der Filtrationseigenschaften des Filtermittels möglich.

Die Einsatztauglichkeit des entwickelten Oberflächenstrukturanalyseverfahrens wurde unter anderem bei der experimentellen Untersuchung der Staubpartikeleinlagerungsvorgänge in das Innere textiler Filtermedien in Folge des Filtrationsprozesses bewiesen. Hierbei zeigte sich durch Versuchsreihen an Prüfständen nach VDI-Richtlinie 3926, dass durch thermische Oberflächenbehandlung die Partikeleinlagerung in PE- und PI-Nadelfilzen deutlich reduziert und damit das Filtrationsverhalten verbessert werden kann. So war es möglich, durch gezielte thermische Oberflächenbehandlung von abreinigbaren PE-Nadelfilzen die mittlere Zykluszeit um rund 100% zu steigern und die Reingaskonzentration wesentlich zu senken, wengleich sich der Leerdruckverlust des thermisch behandelten PE-Nadelfilzes um etwa 100% erhöhte.

Danksagung

Ich danke Herrn Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Wilhelm Höflinger und Herrn Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Gerd Mausnitz, die mir die Möglichkeit gegeben haben, diese Arbeit am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften durchzuführen, für ihre tatkräftige Unterstützung.

Weiters bedanke ich mich bei den Mitarbeitern des Instituts für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, welche an der Durchführung dieser Arbeit beteiligt waren und auch bei allen anderen Mitarbeitern, welche durch Kollegialität und Zusammengehörigkeitsgefühl meine Zeit am Institut zu einer angenehmen werden ließen.

Die Finanzierung dieser Arbeit erfolgte durch:

- das Magistrat der Stadt Wien MA 22 - Umweltschutz
Ebendorfer Straße 4
A-1082 Wien;
- das Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie
Radetzkystraße 2
A-1030 Wien und
- den Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF)
Haus der Forschung
Sensengasse 1
A-1090 Wien.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	6
2. Problemstellung.....	9
3. Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien.....	11
3.1. Allgemeines zur Problematik der diffusen Feinstaubquellen	11
3.2. Aufgabenstellung zur Ermittlung diffuser Straßenstaubemissionen der Stadt Wien	19
3.3. Theoretische Grundlagen für die Bestimmung diffuser Staubemissionen an befestigten Straßen	21
3.3.1. Berechnungsmodelle für Emissionsfaktoren von befestigten Straßen .	21
3.3.1.1. Bestimmungsmethodik für den sL- Wert.....	24
3.3.1.2. Bestimmung des Durchschnittsgewichts W der Fahrzeuge	26
3.3.2. Bestimmung der Staubemissionen aus dem Emissionsfaktor	26
3.4. Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Stadt Wien	27
3.4.1. Auswahl der sL-Wertmessstellen	27
3.4.2. Ermittlung der sL-Werte an den Straßen der Stadt Wien.....	29
3.4.2.1. Durchführung und Auswertung der sL-Wertmessung	30
3.4.3. Das Durchschnittsgewicht W der Fahrzeuge an den einzelnen Messstellen.....	31
3.4.3.1. Ergebnisse der Berechnung des Durchschnittsgewichts W aller Fahrzeuge an den einzelnen Messstellen	35
3.4.4. Berechnung der Emissionsfaktoren an den einzelnen Messstellen.....	36
3.4.4.1. Gemessene sL-Werte und berechnete Emissionsfaktoren.....	37
3.4.5. Graphische Darstellung der mittleren Emissionsfaktoren über die einzelnen Messzyklen	65
3.4.5.1. Aus den gemessenen sL-Werten und durchschnittlichen Fahrzeuggewichten ermittelte Emissionsfaktoren ohne Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag	65
3.4.5.2. Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag.....	67
3.4.6. Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Partikelgrößenklassen ...	72
3.5. Diffuse Staubemissionen bezüglich der einzelnen Messzyklen im Zeitraum vom 10.1.2001 bis 31.5.2002	73
3.5.1. Ermittlung der Fahrleistung	73

3.5.2. Die Staubemissionen der einzelnen Messzyklen für Bundes- und Gemeindestraßen.....	77
3.6. Abhängigkeiten der ermittelten sL-Werte	92
3.6.1. Abhängigkeit des sL-Wertes von verkehrsbedingten Größen und der Jahreszeit	92
3.6.1.1. Abhängigkeit der ermittelten sL-Werte von der Verkehrsfrequenz	92
3.6.1.2. Abhängigkeit der sL-Werte von dem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht W der eine Messstelle passierenden Fahrzeuge.....	103
3.6.1.3. Die Abhängigkeit des sL-Wertes von der Jahreszeit	114
3.6.2. Untersuchung der Messstellen hinsichtlich Höhe der gemessenen sL- Werte über die 21 Messzyklen.....	116
3.7. Der Einfluss des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts auf den Emissionsfaktor EF	120
3.8. Vergleich der Staubimmissionsmessungen mit den ermittelten Emissionsfaktoren.....	123
3.8.1. Bestimmung der Absetzgeschwindigkeit v.....	127
3.9. Diskussion der wesentlichen Einflussparameter für die diffusen Straßenstaubemissionen	128
3.10. Mögliche Maßnahmen für die Reduzierung der diffusen Straßenstaubemissionen	133
3.11. Resümee über die Ergebnisse zu den Straßenstaubemissionen der Stadt Wien.....	135
3.12. Untersuchung des Einflusses von Straßenwaschungen auf die Straßenstaubemissionen	138
3.12.1. Messdurchführung für die Bestimmung von sL-Werten	139
3.12.1.1. Messorte.....	140
3.12.1.2. Probenahme für die sL-Wertbestimmung	140
3.12.2. Straßenwaschung	142
3.12.2.1. Durchführung der Straßenwaschung.....	143
3.12.3. Ergebnisse der einzelnen Messreihen.....	146
3.12.3.1. Ergebnisse der Messreihe vom Sommer 2003 (Juni/Juli 2003).....	148
3.12.3.2. Ergebnisse der Messreihe vom Herbst 2003 (November 2003).....	153
3.12.3.3. Ergebnisse der Messreihe vom Frühjahr 2004 (März/April 2004).....	157
3.12.4. Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich sL-Wertreduktionen.....	165

3.12.4.1. Messungen Sommer, Herbst und Frühjahr - 24 Stunden nach der Straßenwaschung	165
3.12.4.2. Messungen Frühjahr - 24 Stunden, 1 und 2 Wochen nach der Straßenwaschung	175
3.13. Resümee über die Ergebnisse der sL-Wertreduktion durch Straßenwaschungen	180
4. Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse	183
4.1. Entstaubungstechnische Grundlagen	183
4.1.1. Möglichkeiten zur Abscheidung von Feinstäuben	183
4.1.2. Theoretische Grundlagen der filternden Abscheidung	188
4.1.2.1. Phänomenologische Betrachtung der filternden Abscheidung	188
4.1.2.2. Einzelfaser-Abscheidegrad	190
4.1.2.3. Modellierung des Partikeleinlagerungsvorgangs	192
4.1.2.4. Verstopfen eines Filtermediums	198
4.1.2.5. Partikelpenetration durch das Filtermittel	206
4.2. Aufgabenstellung zur Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel	208
4.3. Filtermedien	209
4.3.1. Textile Filtermedien	209
4.3.1.1. Vliesstoffe	210
4.3.2. Nachbehandlung von textilen Filtermedien	223
4.4. Lichtmikroskopie	228
4.4.1. Grundlagen der Lichtmikroskopie	229
4.4.1.1. Abbildung von Objekten mittels Lichtstrahlen	232
4.4.1.2. Mögliche Auflösung in der Lichtmikroskopie	234
4.5. Entwicklung einer optischen Analysemethode zur Untersuchung von Filtermediumsoberflächen bzw. oberflächennahen Mediumschichten	237
4.5.1. Methodik der Filtermitteloberflächenanalyse und deren experimentelle Durchführung	238
4.5.1.1. Zu analysierende textile Filtermedien	244
4.5.1.2. Ergebnisse der optischen Analyse an den oberflächennahen Schichten der Filtermedien	246

4.6. Methoden zur experimentellen Untersuchung der Filtrationseigenschaften abreinigbarer Filtermedien.....	251
4.6.1. Partikeldosierer.....	251
4.6.2. Bestimmung der Partikelkonzentration und der Partikelgrößenverteilung im Reingas mittels Streulichtpartikelanalysator.....	256
4.6.2.1. Messfehler eines Streulichtpartikelanalysators.....	258
4.6.3. Design und Funktion des eingesetzten Filtermittelprüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926	261
4.6.3.1. Präparation des Filtermittelprüfstands Typ I	268
4.6.3.2. Anfahren des Prüfstands Typ I zur Durchführung einer Filtermitteluntersuchung.....	272
4.6.3.3. Konstante Betriebsbedingungen am Filtermittelprüfstand Typ I	275
4.6.3.4. Betriebsparameter des Filtermittelprüfstands Typ I	277
4.6.4. Design und Funktion des Filtermittelprüfstands Typ II	277
4.6.4.2. Anfahren des Prüfstands Typ II zur Durchführung einer Filtermitteluntersuchung.....	288
4.6.4.3. Betriebsparameter des Filtermittelprüfstands Typ II	289
4.7. Erste Testläufe auf einem Filtermittelprüfstand nach VDI-Richtlinie 3926	290
4.7.1. Versuchsreihen hinsichtlich Vergleichbarkeit von Filtrationsergebnissen, erhalten auf Prüfständen des Typ I und Typ II	290
4.7.2. Langzeittestläufe auf einem Filtermittelprüfstand Typ II nach VDI- Richtlinie 3926 zum Vergleich der Filtrationseigenschaften der 12 optisch analysierten Nadelfilze	302
4.7.2.1. Ergebnisse der Langzeittestläufe für die Untersuchung der Filtrationseigenschaften	305
4.7.3. Versuchsreihen mit nachträglich oberflächenbehandelten Nadelfilzen	312
4.8. Die entwickelte Oberflächenanalysemethodik in Verbindung mit Filtrationsexperimenten zur Untersuchung von Partikeleinlagerungsvorgängen in einem Nadelfilz.....	324
4.8.1. Durchführung der thermischen Oberflächennachbehandlung bei unterschiedlichen Ausrüstungstemperaturen	330

4.8.2. Durchführung der Filtrationslangzeittestläufe am Prüfstand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926	334
4.9. Resümee über die Ergebnisse der Oberflächenstrukturanalyse thermisch behandelte textiler Filtermedien	342
4.9.1. Ausblick zur Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel	344
5. Zusammenfassung	346
6. Anhang	352
6.1. Anhang A1	352
6.1.1. Tageshöchsttemperaturen im Messzeitraum	352
6.1.2. Tagestiefsttemperaturen im Messzeitraum	360
6.1.3. Durchschnittliche Windgeschwindigkeiten im Messzeitraum	369
6.1.4. Tagessummen an Niederschlag im Messzeitraum	377
6.1.5. Relative Luftfeuchtigkeit im Messzeitraum	386
6.2. Anhang A2	394
6.3. Anhang A3	395
6.4. Anhang A4	399
6.5. Anhang A5	400
6.6. Anhang A6	401
6.7. Anhang A7	401
6.8. Anhang A8	402
7. Abbildungsverzeichnis	403
8. Tabellenverzeichnis	418
9. Veröffentlichungsliste	421
9.1. Veröffentlichungen in Fachzeitschriften	421
9.2. Proceedings	421
9.3. Vorträge und Posterpräsentationen	423
10. Literaturverzeichnis	426

1. Einleitung

Feinstaub steht seit einigen Jahren im Mittelpunkt internationaler sowie nationaler Luftreinhaltemaßnahmen. Dies ist auf eine Neubewertung der gesundheitlichen Implikationen durch Feinstaubexposition zurückzuführen und steht im direkten Zusammenhang mit sich verschärfenden, einschlägigen gesetzlichen Regulativen wie entsprechenden EU-Vorschriften bzw. dem restriktiven österreichischen Immissionsschutzgesetz „Luft“ [1].

Feinstaub ist ein heterogenes Gemisch luftgetragener Teilchen. Originär kann zwischen primären und sekundären Teilchen unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre freigesetzt. Letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen wie Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, oder flüchtige organische Verbindungen.

Untersuchungen über die Auswirkungen von Luftschadstoffen in Österreich und Europa verdeutlichen, dass eine durch Feinstaub bedingte Gesundheitsgefährdung weitreichendere Folgen nach sich zieht als jene durch andere Schadstoffe. Nach aktuellem Kenntnisstand ist in Österreich mit einer wahrscheinlichen Reduktion der durchschnittlichen Lebenserwartung um mehrere Monate durch die Feinstaubbelastung zu rechnen [1]. Insbesondere Feinstaubpartikeln mit Teilchengrößen von weniger als 10 µm (PM10) [a] und vor allem mit Teilchengrößen kleiner 2,5 µm (PM2,5) können bis tief in die Lunge gelangen und negative gesundheitliche Auswirkungen, wie z. B. Herz-Kreislauferkrankungen, Silikose u. a. m., zeigen.

Emissionsseitig wird zwischen gefassten und diffusen Emissionsquellen unterschieden. Gefasste Quellen weisen einen definierten, relativ kleinen Austrittsquerschnitt auf, wie z. B. Schornsteine oder Auspuffanlagen von Verbrennungskraftmaschinen. Als Beispiele für diffuse Quellen können die Wiederaufwirbelung von Staub im Straßenverkehr, der transportbedingte Umschlag von Schüttgütern oder die Winderosion agrarisch genutzter Flächen genannt werden.

a Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 µm

Hohe Emissionsdichten primär gebildeter Partikeln spielen in allen urbanen Gebieten eine wesentliche Rolle, wobei die Belastungsschwerpunkte v. a. verkehrsbedingt sind. Die dominierende Feinstaubquelle ist neben Hausbrand - einer Vielzahl gefasster Emissionsquellen - der Straßenverkehr und hierbei hauptsächlich die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub, welche der Gruppe der diffusen Staubemissionsquellen zuzuordnen ist. In Industriegebieten werden v. a. Feinstaubemissionen der Schwerindustrie und des Gewerbes verzeichnet.

Von 1990 bis 2004 haben die Gesamtstaubemissionen österreichweit von etwa 90.000 um 5% auf rund 94.500 Jahrestonnen zugenommen. Die darin inkludierten Feinstaubemissionen sind im Beobachtungszeitraum mit rund 47.000 Jahrestonnen annähernd gleich geblieben, während bei den PM_{2,5}-Emissionen ein geringfügiger Rückgang auf etwa 27.000 Jahrestonnen verzeichnet werden konnte. Im Jahresvergleich 2003 zu 2004 sind die Gesamtstaubemissionen verstärkt um ca. 6% und die PM₁₀-Emissionen um annähernd 1,5% angestiegen. Die PM_{2,5}-Emissionen haben sich hingegen nicht wesentlich verändert [2].

Die Gesamtstaubemissionen, sowie die PM₁₀- und PM_{2,5}-Emissionen, welche dem Verkehr zuordenbar sind, haben sich von 1990 bis 2004 mit ca. 30% stark erhöht. Im Jahr 2004 verursachte der Verkehrssektor rund ein Fünftel der österreichweiten Gesamtstaubemissionen, 20% der gesamten PM₁₀-Emissionen und nahezu ein Drittel der gesamten nationalen PM_{2,5}-Emissionen.

In urbanen Gebieten ist der Anteil der Staubemissionen aus dem Straßenverkehr an den Gesamtstaubemissionen deutlich höher zu bewerten. Die hohen Zuwachsraten dieses Sektors sind auf die ständig steigende Anzahl an Fahrzeugen, respektive auf die Erhöhung der personen- bzw. frachtbezogenen Fahrleistung zurückzuführen.

Die Gesamtstaubemissionen der Industrie sind von 1990 bis 2004 durch die bessere wirtschaftliche Entwicklung um etwa 10% gestiegen. Jedoch sind die anteiligen Feinstaubemissionen PM₁₀ und PM_{2,5} teilweise deutlich um bis zu 20% gesunken. 2004 verursachte der Sektor Industrie rund ein Drittel der österreichweiten Gesamt- sowie Feinstaubemissionen.

Auch bei den industriellen Staubemissionen muss zwischen gefassten und diffusen Emissionsquellen unterschieden werden. Zu den diffusen Staubemissionsquellen des Sektors Industrie zählen beispielhaft Transporteinrichtungen wie nicht eingehauste Förderbänder oder offene Verladeeinrichtungen. Ebenso gehören verschmutzte und/oder unbefestigte Verkehrswege auf einem Betriebsgelände sowie Steinbrüche und Halden - vorrangig während der niederschlagsarmen Sommermonate - zur Gruppe der diffusen industriellen Staubemissionsquellen.

Die Abnahme der industriebedingten Staubemissionen innerhalb der letzten Jahre kann trotz gestiegener Gesamtstaubfreisetzung in erster Linie den Aktivitäten auf dem Gebiet der Industrieabgasentstaubung, insbesondere der Feinstaubabscheidung, zugeschrieben werden. Durch einen noch stärkeren Einsatz von filternden Staubabscheidern und vor allem durch die Weiterentwicklung der in ihnen eingesetzten Abreinigungsfiltermedien sind auch zukünftig im industriellen Sektor weitere Feinstaubemissionsreduktionen erzielbar.

Wie oben erwähnt, weisen umfassende Staubemissionsinventuren vor allem den Verkehr, insbesondere den Straßenverkehr, als bedeutende Feinstaubemissionsquelle aus. Eine nachhaltige Reduktion der österreichweiten Feinstaubemissionen wird nur gelingen, wenn zukünftig verstärkt Maßnahmen zur Verringerung verkehrsbedingter Feinstaubemissionen gesetzt werden. Hierbei besteht im Vergleich zu anderen Sektoren deutlicher Handlungsbedarf.

2. Problemstellung

Die Dissertation wird zunächst mit der Zielsetzung in Angriff genommen, die diffusen Staubemissionen durch verkehrsbedingte Wiederaufwirbelung an den Straßen Wiens wissenschaftlich zu untersuchen. Dafür soll das Formelwerk der EPA [b] nach Überprüfung auf dessen Anwendbarkeit herangezogen werden. Die hierfür erforderlichen Parameter sollen über einen Zeitraum von 17 Monaten längerfristig erfasst und für die Abschätzung der diffusen Straßenstaubemissionen in Wien über diesen Zeitraum herangezogen werden. Des Weiteren sollen die Abhängigkeiten der Staubemissionen von einzelnen Parametern samt ihren Wechselbeziehungen zur Jahreszeit untersucht werden, um in Folge möglichst effiziente Staubemissionsminderungsmaßnahmen ergreifen zu können. Darüber hinaus sollen die abgeschätzten Straßenstaubemissionen mit Immissionsmesswerten der Stadt Wien verglichen werden, um gegebenenfalls einen direkten Einfluss der Straßenstaubwiederaufwirbelung auf die im selben Zeitraum auftretenden Staubimmissionen beurteilen zu können. Schließlich soll das erzielbare Minderungspotential für Staubemissionen an den Straßen Wiens durch Straßenwaschungen aufgezeigt und gegebenenfalls die Zeitabhängigkeit einer auf Straßenwaschung rückführbaren Staubemissionsminderung untersucht werden.

Wie bereits einleitend erwähnt, wurde innerhalb der letzten Jahre eine Abnahme der industriebedingten Feinstaubemissionen trotz gesteigener Gesamtstaubemissionen festgestellt. Dies kann in erster Linie den Aktivitäten auf dem Gebiet der Industrieabgasentstaubung, insbesondere der verfahrenstechnischen Feinstaubabscheidung, zugeschrieben werden. Einen wesentlichen Anteil an dieser erzielten Feinstaubreduzierung haben filternde Abscheider, insbesondere jene mit abreinigbaren, textilen Filtermitteln.

Im zweiten Abschnitt der vorliegenden Dissertation sollen abreinigbare, textile Filtermedien für die industrielle Abgasentstaubung und deren Abscheideeigenschaften untersucht werden. Um die Abscheidegüte eines Filtermittels den jeweiligen Bedürfnissen hinsichtlich der Abscheideaufgabe

b Environmental Protection Agency

besser anpassen zu können, werden diese ausgerüstet (oberflächenbehandelt). Durch die Ausrüstung, beispielsweise durch Wärmeeinwirkung und Druck, werden die dreidimensionale Filtermittelstruktur und die Filtermediumsoberfläche in gewünschter Form fixiert bzw. hinsichtlich der Abscheidung modifiziert. Um nun die Änderungen in der oberflächennahen, unbestaubten Filtermittelstruktur untersuchen zu können, soll ein lichtmikroskopisches Bildanalyseverfahren entwickelt werden, welches eine qualitative wie auch quantitative Beurteilung der Oberflächenstruktur bzw. deren Änderung zulässt. Des Weiteren sollen die, durch dieses Analyseverfahren ermittelbaren, Filtermittelstrukturparameter eine vergleichende Aussage über die Staubabscheideeigenschaften der untersuchten, unbestaubten Filtermedien ermöglichen. Wesentlichen Einfluss auf die Effizienz abreinigbarer, textiler Filtermittel nimmt der Staubpartikeleinlagerungs- respektive der Verstopfungsvorgang. Die Ein- bzw. Anlagerung von Staubpartikeln in und an der dreidimensionalen Filtermediumsstruktur beeinflussen nicht nur die Abscheideeffizienz sondern in Folge auch die Filtermittelstandzeiten und somit die Betriebskosten der Entstaubungsanlage. Das zu entwickelnde, lichtoptische Bildanalyseverfahren soll auch die Untersuchung des Vorgangs der Staubpartikeleinlagerung in die Oberflächenstruktur des Filtermediums ermöglichen. Hierzu sollen Filtrationsexperimente an den institutseigenen Filtermittelprüfständen nach VDI-Richtlinie 3926 durchgeführt werden und damit die filtrationsbedingte Staubeinlagerung in das Filtermedium wissenschaftlich untersucht werden.

3. Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

3.1. Allgemeines zur Problematik der diffusen Feinstaubquellen

Diffuse Staubemissionen nehmen heutzutage bei der Aufklärung ihrer Entstehungsursachen und Verminderungsmethoden einen immer größer werdenden Stellenwert ein, da ihr Anteil an der gesamten entstehenden Staubmenge wegen der bisher erfolgreich bekämpften Staubemissionen aus gefassten Quellen zunimmt. Auch hier, wie bei den gefassten Staubquellen, sind den Feinstaubfraktionen im Bereich von $10\ \mu\text{m}$ und darunter, welche massenmäßig keinen großen Anteil liefern, besondere Beachtung zu schenken. Die mit den Feinstaubfraktionen verbundene, verstärkte Gesundheitsgefährdung wurde erst in letzter Zeit erkannt und stellt eine neue Herausforderung bei der Aufklärung der Entstehungsmechanismen und der Entwicklung von verbesserten Abscheidetechniken dar.

Diese Feinstaubfraktionen können in den menschlichen Atmungsstrakt eindringen und Krankheiten wie z. B. Silikose auslösen. Zusätzlich wirkt der Feinstaub nicht nur als Schadstoff selbst sondern ist noch in der Lage, im Gas befindliche andere Schadstoffe an der Partikeloberfläche durch Sorption zu binden, welche dann in den menschlichen Organismus gelangen. Die beim Feinstaub vorhandene extrem große Partikeloberfläche und dessen Möglichkeit zur Lungengängigkeit lässt daher diesen als besonders gesundheitsgefährlich ansehen [3].

Die gesundheitlichen Auswirkungen von Stäuben sind abhängig von der jeweiligen Partikelgröße und der vorhandenen Konzentration in der eingeatmeten Luft. Die WHO unterscheidet zwischen den akuten Auswirkungen und den Langzeitauswirkungen auf den Menschen. Zu den akuten Auswirkungen durch eine steigende Staubkonzentration zählen unter anderem eine erhöhte Sterblichkeitsrate und eine Zunahme an Krankenhausaufenthalten von Patienten mit Atemwegserkrankungen. Zu den Langzeitauswirkungen zählen ebenso eine erhöhte Sterblichkeitsrate und eine

Zunahme an Lungenerkrankungen bzw. Lungenfunktionsstörungen. Während man für die Kurzzeiteffekte bereits einen mathematischen Zusammenhang zwischen der Staubkonzentration und der prozentuellen Steigerung der akuten Auswirkungen für PM10 und PM2,5 formulieren konnte, gibt es zu den Langzeiteffekten noch sehr wenig Studien [4]. PM10 (PM Partikle Matter) beispielsweise umfasst alle Partikeln, welche gleich 10 µm oder kleiner sind. Auch im Bereich der Sicherheitstechnik muss darauf geachtet werden, dass hochkonzentrierte Staubaufwirbelungen von brennbaren und/oder oxidierbaren Stäuben, insbesondere von Feinstäuben, die eine relative hohe spezifische Oberfläche besitzen, explosionsgefährliche Gemische bilden können, die dann ein Gefährdungspotential für den Menschen darstellen.

Einen weiteren Aspekt im Bereich des Umweltschutzes stellen Bodenablagerung von Stäuben dar. Dadurch werden Wertminderungen von landwirtschaftlichen Flächen, zum Beispiel durch Bodenversalzungen in der Nähe von Steinsalz- und Kaliwerken, und Hemmungen des Wurzelwachstums durch Anreicherung von Metalloxiden, die auf Staubpartikeloberflächen durch Sorption gebunden sind, verursacht [5].

Allgemein gesehen sind Stäube disperse Verteilungen fester Stoffe in Gasen oder Luft, entstanden entweder durch Kondensation aus Gasen und Dämpfen, durch Dispersion aus kompakten Massen oder auch durch Vermehrung von Mikroorganismen in der Luft. Der Begriff des Staubs wird umgangssprachlich oft auch für Teilchen verwendet, die bereits aus Gasen oder der Luft auf eine Oberfläche sedimentiert sind [6], [7].

Nach VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3 [8] wird prinzipiell zwischen definierten und diffusen Staubemissionsquellen unterschieden. Zu den definierten Quellen gehören z. B. Schornsteine. Diffuse Staubemissionen treten beim Umschlag, bei der Gewinnung, beim Transport und bei Be- und Entladevorgängen von staubenden Schüttgütern auf. Zusätzlich zählen zu den Quellgebieten für diffuse Staubemissionen alle Flächen, auf denen abwehungsfähige Partikeln gelagert (z. B. befestigte und unbefestigte Straßen, Ackerböden, Schüttguthalden) und unter anderem der Winderosion ausgesetzt sind.

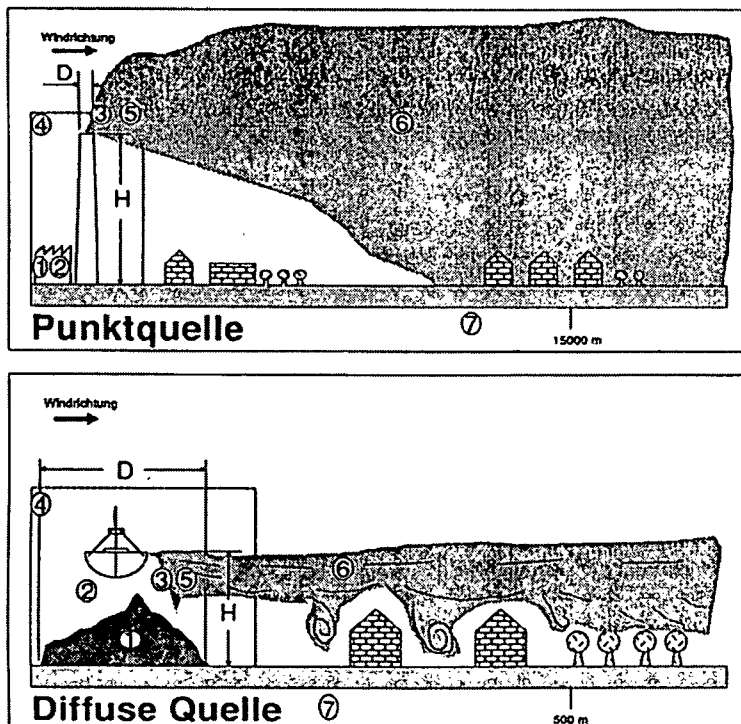
Nach [9] ergeben sich folgende Hauptunterschiede zwischen Punktquelle und diffuser Quelle (siehe Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Hauptunterschiede zwischen definierten und diffusen Staubquellen[9]

Definierte Quellen	Diffuse Quellen
1. Struktur der Partikeln	
Die Korngrößenverteilung ist meist durch Filter abgeschnitten. Die Partikeln haben eine lange Aufenthaltszeit in der Atmosphäre.	Die Partikeln haben eine breite Korngrößenverteilung. Feuchtigkeit, Festigkeit, Temperatur und Wind beeinflussen die Emission.
2. Emissionsmechanismus	
Ein staubbeladener Abgasstrom tritt durch Wärme, Zug und Impuls aus dem Schornstein. Der Massenstrom ist relativ einfach messbar.	Je nach Art der Quelle ist der Mechanismus unterschiedlich; z. B. Verwehung beim Umschlag. Der Massenstrom ist meist nicht direkt messbar.
3. Freisetzung der Partikeln	
Geführte Freisetzung durch den Schornstein. Eventuell thermische Überhöhung durch hohe Temperatur der Abgase.	Nicht geführte Freisetzung. Thermische Überhöhung spielt keine Rolle.
4. Räumliche Struktur der Quelle	
Die große Quellhöhe reduziert den Einfluss von Gebäuden und Bewuchs. Die Annahme einer punktförmigen Quelle bedeutet kleine Anfangsstreuungen bei der Ausbreitung.	Wegen geringer Quellhöhe verursachen Gebäude und Bewuchs Turbulenzen, die die Ausbreitung des Staubs stark beeinflussen. Die Ausdehnung der Quelle bewirkt große Anfangsstreuungen.
5. Zeitverhalten	
Meist konstanter Emissionsmassenstrom. Eine Änderung der Ausbreitungssituation verändert die Konzentrationsverteilung stark.	Emissionsmassenstrom nicht konstant. Änderung der Ausbreitungssituation hat weniger Einfluss, weil die Windströmung von der Orografie beeinflusst wird. Alterungserscheinungen bei Lagerhalden.

6. Transmission	
Ausbreitung aufgrund von Advektion und turbulenter Diffusion. Wegen großer Quellhöhe und kleinen Partikeln kann der Flugweg sehr lang sein, daher kleine Immissionskonzentration (große Verdünnung).	Ausbreitung aufgrund von Advektion und turbulenter Diffusion. Ausbreitung nur im Nahbereich der Quelle, deshalb große Immissionskonzentration.
7. Ablagerung	
Klassierung nicht von Bedeutung.	Es tritt eine Klassierung nach Korngrößen auf.

Abbildung 3-1 zeigt zusätzlich graphisch die Hauptunterschiede zwischen Punktquelle und diffuser Quelle [9]. Der in dieser Grafik gezeigte Greiferabwurf steht beispielhaft für eine diffuse Staubquelle, der Schornstein wird der Gruppe der Punktquellen zugeordnet.



- | | | | |
|---|-------------------------------|---|--------------------------------------|
| 1 | Struktur der Partikeln | 5 | Zeitabhängigkeit d. Emissionsfaktors |
| 2 | Emissionsmechanismus | 6 | Transmission der Partikeln |
| 3 | Freisetzung der Partikeln | 7 | Ablagerung der Partikeln |
| 4 | räumliche Struktur der Quelle | | |

Abbildung 3-1: Unterscheidungskriterien zwischen Punktquelle und diffuser Quelle[9]

Die nachfolgende Übersicht gibt eine Zusammenstellung der wichtigsten Quellenarten diffuser Staubemissionen:

- befestigte Straßen, z. B. Straßen, Parkplätze;
- unbefestigte Straßen, z. B. Straßen, Parkplätze;
- Bauwesen, z. B. Baustellen, Lagerplätze;
- Winderosion, z. B. Halden, Brachland;
- Schüttgutmanipulation, z. B. Schüttgutabwurf, Schüttgutaufnahme, Schüttguttransport;
- Landwirtschaft, z. B. Ackerböden, Düngemittelausbringung.

Die Staubemissionen aus punktförmigen Quellen konnten in den letzten Jahren durch verstärkte Umweltschutzmassnahmen wie z. B. durch den Einbau von effizienteren Filteranlagen beträchtlich reduziert werden. Hingegen wurden den diffusen Staubemissionen wenig Beachtung geschenkt, sodass sie laut einer deutschen Studie [10] von 1990 bis 1996 in ihrem Anteil an der Gesamtstaubemission von 15% auf 41 %, siehe Abbildung 3-2, gestiegen sind. Es ist anzunehmen, dass sich dieser Prozentsatz bis zum heutigen Tag noch weiter gesteigert hat.

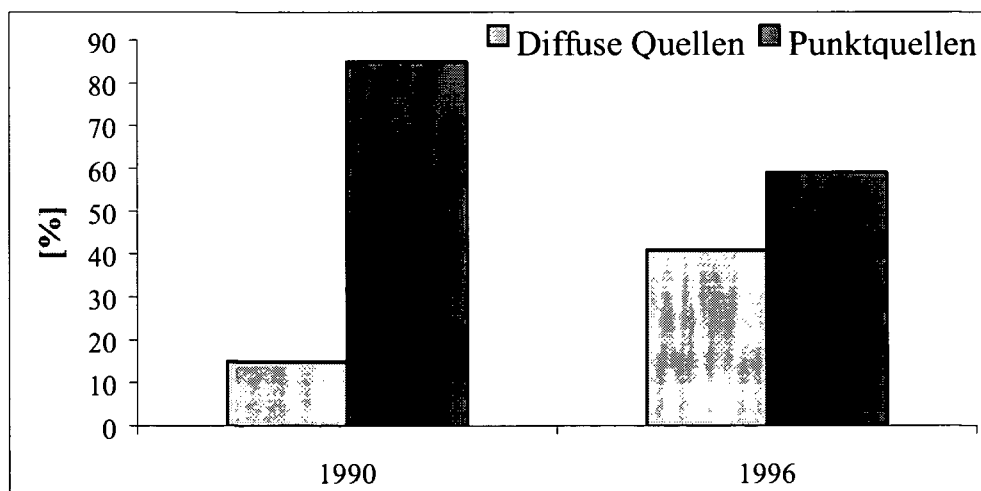


Abbildung 3-2: Entwicklung der Staubemissionen in Deutschland 1990 und 1996 [8]

In den USA wurden für das Jahr 1993 von der EPA (U.S. Environmental Protection Agency) genauere Untersuchungen der Staubemissionen aus diffusen Quellen durchgeführt. Für die Herkunft der diffusen Staubemissionen mit einem aerodynamischen Partikeldurchmesser PM kleiner 10 μm wurden

die in der Abbildung 3-3 [11] enthaltenen Werte veröffentlicht. Dem gemäß stellt die Aufwirbelung von an befestigten und unbefestigten Straßen abgelagerten Staubmengen eine beträchtliche Emissionsquelle dar. Speziell in Ballungszentren, wie z. B. Großstädte mit einer hoher Bevölkerungsdichte, ist die Kenntnis der von den Straßen emittierten diffusen Stäuben und ihren PM10 und PM2,5 Werten aus gesundheitlicher Sicht von großem Interesse.

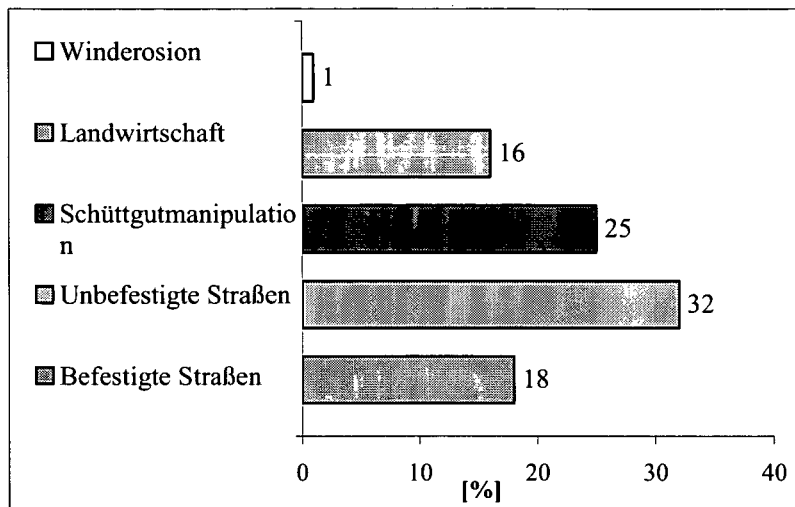


Abbildung 3-3: Vergleich der Stärke einiger diffuser PM10 Quellarten, veröffentlicht für das Jahr 1993 von der EPA [11]

Abbildung 3-4 zeigt die Depositions- und Entfernungsmechanismen von Straßenstaub nach EPA.

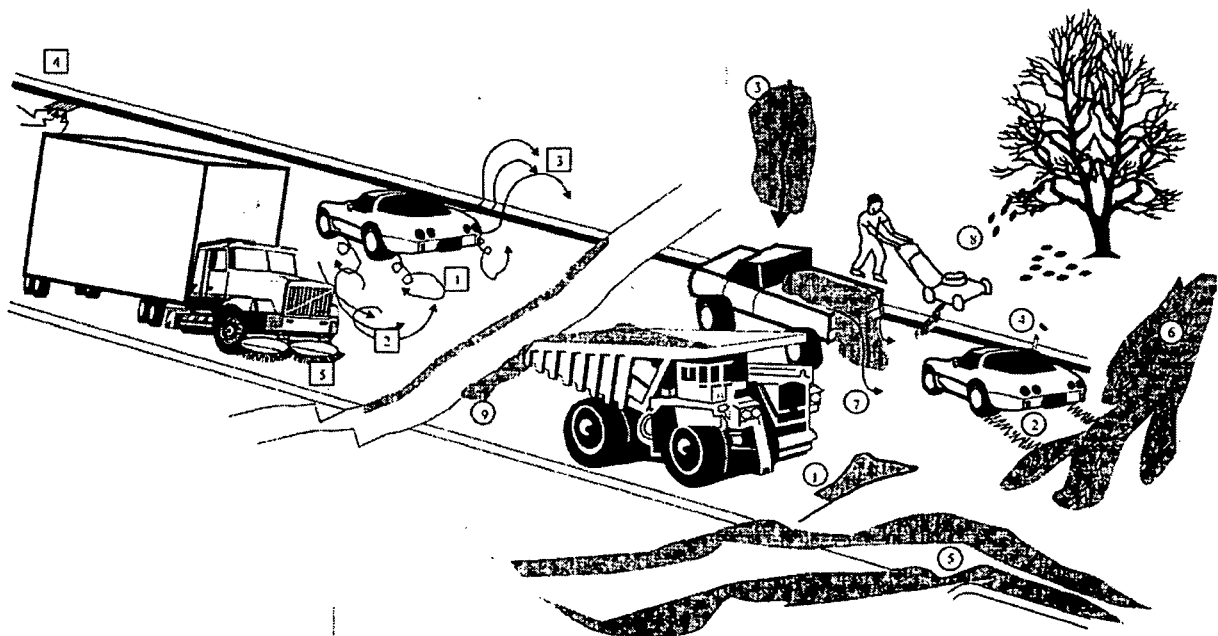


Abbildung 3-4: Depositions- und Entfernungsmechanismen für Straßenstaub [16]

Die nachfolgende Legende (Tabelle 3-2) zu Abbildung 3-4 beschreibt näher die in Abbildung 3-4 dargestellten möglichen Depositions- und Entfernungsmechanismen für Straßenstaub. In der rechten Spalte sind zusätzlich die von Axtell und Zell geschätzten Anteile in Massenprozent dargestellt [12].

Tabelle 3-2: Legende zu der Abbildung 3-4

Entfernungsmechanismen von Staub	Massenanteile nach [12] [%]
□1...Wiederaufwirbelung von Staub (z. B. durch Fahrzeuge)	42
□2...Winderosion von Staub von Straßen	8
□3...Verlagerung von Staub an den Straßenrand (z. B. durch Fahrverkehr)	16
□4...Auswaschen von Straßenstaub in den Abwasserkanal	20
□5...Straßenreinigung	14
Staubanlagerungsmechanismen von Staub	Massenanteile nach [12] [%]
O1...Straßenabrieb durch Fahrverkehr	8
O2...Fahrzeugemissionen (z. B. Dieselrußpartikeln)	7
O3...Staubablagerung (z. B. durch staubbeladene Regenfälle)	4
O4...Abfall (z. B. durch Entsorgen von Zigarettenasche aus Fahrzeugen)	17
O5...Schmutz- und Bodenaustrag von angrenzenden Baustellen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen	42
O6...Staubablagerungen durch Winderosion aus der Umgebung	8
O7...Ladegutverluste von Fahrzeugen	<1
O8...Organisches Material (z. B. Laubabwurf von Bäumen)	8
O9...Streusplitt, Streusalz	8

Zur Charakterisierung von diffusen Quellen dienen Emissionsfaktoren, welche die Masse an emittiertem Staub pro Bezugsgröße angeben. Solche Bezugsgrößen können je nach Art der Quelle z. B. Masse an umgeschlagenem Schüttgut, Länge an zurückgelegtem Fahrweg oder landwirtschaftliche Fläche sein.

Emissionsfaktoren haben also keine genormte Einheit, sondern die Einheit variiert je nach Art der Staubquelle.

Während man früher für die Ermittlung der Emissionsfaktoren nur die emittierte Gesamtstaubmasse verwendete, berücksichtigt man heute auch die Korngröße des emittierten Staubs. Zum Beispiel legt die EPA, die US-amerikanische Umweltschutzbehörde (Environmental Protection Agency), wegen der Lungengängigkeit ihr Hauptaugenmerk auf die Ermittlung von Emissionsfaktoren für „PM10“ (Partikeln mit einem aerodynamischen

Durchmesser $\leq 10\mu\text{m}$). Als aerodynamischer Durchmesser eines Teilchens beliebiger Form und Dichte wird allgemein der Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1 ($1,0\text{ g/cm}^3$) bezeichnet, welche die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender oder laminar strömender Luft wie das betrachtete Teilchen besitzt. Die EPA definiert „PM10“ als jene Partikelfraktion, welche einen aerodynamischen Durchmesser $\leq 10\ \mu\text{m}$ aufweist. Analog werden „PM2,5“ (aerodyn. Durchmesser $\leq 2,5\ \mu\text{m}$), „PM15“ (aerodyn. Durchmesser $\leq 15\ \mu\text{m}$) usw. definiert. Für die einzelnen Partikelgrößenfraktionen, welche in diesem Dokument betrachtet werden, gelten die obigen Definitionen der EPA.

In der Richtlinie 1999/30/EG des Rates der Europäischen Union über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikeln und Blei in der Luft [13] wird PM10 als jene Partikeln definiert, die einen gröÑenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von $10\ \mu\text{m}$ eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist, diese Definition unterscheidet sich von der Definition der EPA deutlich. Die Definition des Rates wird für Immissionsmessungen und zur Definition von Grenzwerten in der EU herangezogen, analog wird PM2,5 definiert [13].

Daneben sind auch Emissionsfaktoren für PM2,5 (Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner $2,5\ \mu\text{m}$) beim Menschen von Interesse. Diese Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $2,5\ \mu\text{m}$ können beim Menschen bis in die Lungenbläschen vordringen.

Die US-EPA [14] unterscheidet daneben grundsätzlich zwischen:

- TSP, „Total Suspended Particulate“, emittierbare Staubpartikeln;
- SP, „Suspended Particulate“, Schwebestaub, wird oft als Ersatz für TSP verwendet, Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 30\ \mu\text{m}$, als „PM30“ bezeichnet;
- IP, „Inhalable Particulate“, einatembarer Feinstaub, Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 15\ \mu\text{m}$, als „PM15“ bezeichnet;
- FP, „Fine Particulate“, Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 2,5\mu\text{m}$, als „PM2,5“ bezeichnet.

3.2. Aufgabenstellung zur Ermittlung diffuser Straßenstaubemissionen der Stadt Wien

Wie in der Einleitung (siehe Abbildung 3-3) erwähnt wurde, stammen nach einer Veröffentlichung der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA [11] 50 % der diffusen Staubemissionen PM₁₀ aus dem Straßenverkehr, wobei speziell der Wiederaufwirbelung des abgelagerten Straßenstaubs durch den Verkehr große Bedeutung zukommt. In Ballungsräumen ist die Kenntnis dieser emittierten diffusen Staubemissionen von Straßen von besonderer Bedeutung. Da in Großstädten die Länge und Anzahl der unbefestigten Straßen als äußerst gering anzusehen ist, können diffuse Staubemissionen, die von unbefestigten Straßen ausgehen, für Großstädte als vernachlässigbar eingestuft werden. Daher sollen hier nur Staubemissionen von den befestigten Straßen der Stadt Wien betrachtet werden.

Des Weiteren soll eine Unterscheidung der Emissionen für Bundes- und Gemeindestraßen der Stadt Wien vorgenommen und diese dann zumindest im Monatsabstand ermittelt werden.

Die Aufgabenstellung umfasst die Bestimmung der Verteilung der Emissionen über 17 Monate. Dabei soll im Raum Wien in zufälliger Weise eine bestimmte Anzahl von Messstellen ausgewählt werden, wobei für jede Messstelle mittels geeigneter Gleichungen die Emissionsfaktoren für Gesamtstaub (PM₃₀), PM₁₅, PM₁₀ und PM_{2,5} ermittelt werden sollen. Durch Mittelung über alle Messstellen und Verknüpfung mit der Fahrleistung sollen die Staubemissionen in Abständen von etwa jeweils einem Monat errechnet werden. Ein wesentlicher Anteil kommt dabei der messtechnischen Bestimmung des sL-Wertes an der jeweiligen Messstelle zu. Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren wurde bereits durch ein Vorprojekt ein für die Stadt Wien geeignetes Mess- und Berechnungsverfahren entwickelt [15]. Dabei wurden im Rahmen einer Literaturrecherche die von der EPA veröffentlichten Gleichungen als geeignet für die Bestimmung der Emissionsfaktoren der Straßen der Stadt Wien befunden.

Zu deren Ermittlung werden folgende Eingangsparameter benötigt:

- Angaben zur Verkehrssituation (z. B. Verkehrszählungsdaten, Angaben zum durchschnittlichen Fahrzeuggewicht...);

- sL-Wert, er gibt den Anteil der Straßenstaubbelastung mit einem Siebdurchmesser $\leq 75 \mu\text{m}$ an;
- Angaben zu den Witterungsverhältnissen.

Dieser sL-Wert soll für Wien an statistisch ausgewählten Straßenstellen messtechnisch erfasst werden. Zusätzlich sollen für diese Straßenstellen Verkehrszählungsdaten verfügbar gemacht werden, um daraus das Durchschnittsgewicht aller Fahrzeuge, welche die Messstelle passieren, berechnen zu können. Aus dem sL-Wert und dem Durchschnittsgewicht aller Fahrzeuge sollen dann für diese Messstellen die Emissionsfaktoren berechnet werden. Auch sollen bei den Messungen weitere Informationen wie z. B. meteorologische Bedingungen erfasst werden.

Es soll möglich sein, durch intensive Messungen des sL-Wertes über 17 Monate die diffusen Staubemissionen sowohl für den Gesamtstaub als auch für die PM10- und PM2,5-Fraktionen für Wien abschätzen zu können. Zusätzlich kann bei diesen Langzeitmessungen der Einfluss von Parametern wie Witterung, Jahreszeit, Streuverhalten usw. auf den sL-Wert festgestellt werden.

Zusammenfassend lässt sich der Inhalt dieser Untersuchung wie folgt aufteilen:

- Erheben der Staubproben vor Ort an den ausgewählten Messstellen und Ermittlung der zugehörigen sL-Werte für 17 Monate;
- Erhebung der dazugehörigen verkehrs- und witterungsbedingten Daten sowie Berechnung der Emissionsfaktoren;
- Ermittlung des zeitlichen Verlaufs der Emissionswerte über 17 Monate;
- ein Vergleich der ermittelten Emissionsfaktoren mit gemessenen Staubimmissionswerten;
- Untersuchung und Diskussion der wesentlichen Einflussparameter und Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen bezogen auf den Messzeitraum.

3.3. Theoretische Grundlagen für die Bestimmung diffuser Staubemissionen an befestigten Straßen

3.3.1. Berechnungsmodelle für Emissionsfaktoren von befestigten Straßen

Die für Österreich verwendbaren Gleichungen für befestigte Straßen sind in der Veröffentlichung [16] der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA enthalten. Die EPA legt großen Wert auf eine umfassende Dokumentation dieser Berechnungsverfahren. In diesen Dokumentationen sind unter anderem folgende Punkte enthalten:

- Bewertungsverfahren für die Messdaten, aus denen von der EPA die Gleichungen entwickelt wurden. Diese Messdaten werden in Kategorien A (Daten wurden durch eine von der EPA anerkannte Messmethode ermittelt) bis D (Daten wurden durch eine von der EPA nicht anerkannte Messmethode ermittelt) eingeteilt;
- Entwicklung eines Berechnungsansatzes aus diesen Messdaten (u. a. die Art des verwendeten Regressionsmodells, statistische Überprüfung der Gültigkeit dieser so ermittelten Gleichungen, usw.);
- Fehlerabschätzungen für die aus diesen Gleichungen berechneten Emissionsfaktoren, z. B. verwendet die EPA zur Beschreibung der Qualität der Emissionsfaktoren die Buchstaben A (exzellent) bis E (gering).

Zu den befestigten Straßen zählen alle Straßen, die bei Wassereinwirkung keine Oberflächenveränderungen aufweisen. Diffuse Staubemissionen bei Straßen hängen vor allem vom Feinkornanteil PM_{75} der Oberflächenbeladung der Straße und vom durchschnittlichen Gewicht der Fahrzeuge, welche die befestigten Straßen benutzen, ab. Auf befestigten Straßen stellt sich nach einiger Zeit ein Gleichgewicht des Feinkornanteils ein. Dieser Gleichgewichtszustand des Feinkornanteils wird hauptsächlich von den folgenden Faktoren bestimmt [17]:

- Durchschnittsgeschwindigkeit der Fahrzeuge, errechnet durch das geometrische Mittel der jeweils gemessenen Fahrgeschwindigkeiten;

- Mittelwert des täglichen Verkehrsaufkommens (ADT – Average Daily Travel), entspricht der mittleren Anzahl der Fahrzeuge pro Stunde auf einen Tag aufsummiert;
- Anzahl der Fahrbahnen, dabei wird als durchschnittliche Breite einer Fahrbahn 2,5 m angenommen, und ADT pro Fahrbahn;
- Anteil an Schwerfahrzeugen, als Schwerfahrzeuge werden von der EPA Fahrzeuge mit einem Gewicht von mindestens 30 t definiert;
- eventuelles Vorhandensein von Randsteinen;
- eventuelles Vorhandensein von Parkstreifen.

Das aktuellste Modell, um Emissionsfaktoren sowohl für öffentlich befestigte Straßen als auch für befestigte Industriestraßen zu berechnen, ist folgende Gleichung 3-1. Diese wurde unter der Annahme einer konstanten Fahrzeuggeschwindigkeit und, wie von der EPA bezeichnet, „durchschnittlichen Straßenverhältnissen“ für den fließenden Verkehr, d. h. ohne Berücksichtigung des Stop-and-Go-Verkehrs, aufgestellt [17]:

$$EF = k \cdot \left(\frac{sL}{2}\right)^{0,65} \cdot \left(\frac{W}{3}\right)^{1,5}$$

Gleichung 3-1

EF Staubemissionsfaktor [g/VKT od. g/VMT od. lb/VMT]

VKT.... Vehicle Kilometer Travelled - entspricht der Längeneinheit km

VMT ... Vehicle Mile Travelled - entspricht der Längeneinheit US-Meilen

k partikelgrößenabhängiger Faktor, siehe Tabelle 3-3

sL Feinkornanteil PM75 der Oberflächenbeladung der Straße [g/m²]

W Durchschnittsgewicht der Fahrzeuge, die die Straße benutzen [t]

Tabelle 3-3: partikelgrößenabhängiger Faktor k für Gleichung 3-1 [17]

	k [g/VKT]	k [g/VMT]	k [lb/VMT]
PM2,5	1,1	1,8	0,004
PM10	4,6	7,3	0,016
PM15	5,5	9	0,02
PM30	24	38	0,082

Bei der Verwendung der Gleichung 3-1 dürfen die Fahrzeuggewichtsklassen nicht gesondert betrachtet werden, da das Durchschnittsgewicht aller Fahrzeuggewichtsklassen, welche die zu betrachtende Straße benutzen, in die Gleichung eingeht. Wenn Gleichung 3-1 in den nachfolgenden Grenzen verwendet wird, wird dem mit dieser Gleichung berechneten Emissionsfaktor von der EPA die Qualität A, entspricht exzellenter Qualität (Ausnahme: Berechnung des Emissionsfaktors für PM_{2,5} → Qualität B), bescheinigt [17]:

- Feinkornanteil PM₇₅ 0,02 - 400 g/m²;
- durchschnittliches Fahrzeuggewicht aller die Straße benutzenden Fahrzeuge 1,8 - 38 t;
- mittlere Fahrgeschwindigkeit 16 - 88 km/h.

Wie die in den folgenden Kapiteln dargestellte Überprüfung der Einhaltung der obigen Grenzen für die Gültigkeit der Gleichung 3-1 ergab, kann diese Gleichung für die Bestimmung der Emissionsfaktoren für die Straßen der Stadt Wien verwendet werden.

Bei der Berechnung von Emissionsfaktoren für befestigte Straßen mit Gleichung 3-1 sollte unbedingt der Feinkornanteil PM₇₅ der Oberflächenbeladung der Straße gemessen werden. Um den Feinkornanteil PM₇₅ zu bestimmen, wird der Straßenstaub, der sich auf einer zuvor definierten Fahrbahnfläche befand, bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend wird die getrocknete Straßenstaubprobe mit einem 200-mesh-Sieb (nach ASTM) gesiebt. Jene Masse an Straßenstaub, die das 200-mesh-Sieb passiert, wird auf 1 m² dieser ausgemessenen Fläche bezogen und ergibt so den sL-Wert in g/m².

Wenn keine Messdaten für den sL-Wert verfügbar sind, können die sL-Werte (Feinkornanteil PM₇₅) auch mit Hilfe der Tabelle 3-4 und Tabelle 3-5 abgeschätzt werden, wobei die Qualität des mit dieser Gleichung berechneten Emissionsfaktors von A bzw. B für PM_{2,5} auf C sinkt. Die in Tabelle 3-4 angegebenen mittleren sL-Werte (Feinkornanteil) [g/m²] müssen nach neuesten Studien mit den in Tabelle 3-5 angeführten Werten für den Feinkornanteil korrigiert werden [17].

Tabelle 3-4: Abschätzung des Feinkornanteils PM-75 der Oberflächenbeladung für Industriestraßen [17]:

Industriezweig	Feinkornanteil [g/m ²] (sL-Wert)	
	Bereich	Mittelwert (sL-Wert)
Eisen/Stahlindustrie	1,1-35,7	12,5
Betonindustrie	5,2-6,0	5,5
Sand/Kiesgruben	6,4-7,9	7,1

Tabelle 3-5: empfohlener Korrekturwert des Feinkornanteils PM-75 der Oberflächenbeladung für öffentliche, befestigte Straßen [17]

Bedingungen	Hohes Verkehrsaufkommen ^a Feinkornanteil PM75 [g/m ²]	Niedriges Verkehrsaufkommen Feinkornanteil PM75 [g/m ²]
normale Bedingungen	0,1	0,4
schlechteste mögliche Bedingungen ^b	0,5	3

^a hohes Verkehrsaufkommen besteht bei mehr als 5000 Fahrzeugen pro Tag

^b bei Auftreten hoher Windgeschwindigkeiten im Frühling, wobei von der EPA keine näheren Angaben gemacht werden

3.3.1.1. Bestimmungsmethodik für den sL- Wert

Der sL-Wert, der die Staubbilanz mit Staubpartikeln mit einem Siebdurchmesser $\leq 75 \mu\text{m}$ auf Straßen angibt, wird in Gleichung 3-1 als Eingangsparameter verwendet.

Dazu beschreibt die EPA im Appendix C1 der „Emission Factor Documentation for AP-42 (Section 13.2.1-Paved roads)“ [16] sehr ausführlich das von der EPA vorgeschlagene Verfahren zur Messung des sL-Wertes. Nachfolgend soll diese sL-Wert-Bestimmungsmethodik der EPA zusammenfassend dargestellt werden.

Zur repräsentativen Erfassung des sL- Wertes in einem definierten Messgebiet schlägt die EPA vor, die Straßen in verschiedene Straßentypen zu unterteilen und Proben des sL-Wertes von allen Straßentypen zu ziehen. Nähere Angaben zu der Einteilung nach Straßentypen werden im Appendix C1 [16] nicht gemacht. Bei kleinräumigen Messungen des sL-Wertes, wie zum Beispiel in Industriebetrieben, sollen auf jedem Straßenabschnitt mindestens

alle 800 m Messungen erfolgen. Die EPA definiert den Begriff Straßenabschnitt als jenen Bereich einer Straße, der von zwei Straßenkreuzungen begrenzt ist, wie auch in Abbildung 3-5 dargestellt. Bei großräumigeren Emissionsinventuren, wie z. B. für ganze Stadtgebiete sollten pro Straßenabschnitt alle 4,8 km mindestens 3 Proben bestimmt werden. Diese Probenahmestellen werden zufällig ausgewählt. Ist die Länge eines Straßenabschnittes geringer als 4,8 km, so sollen innerhalb dieses Straßenabschnitts trotzdem an 3 zufällig ausgewählten Stellen Proben gezogen werden.

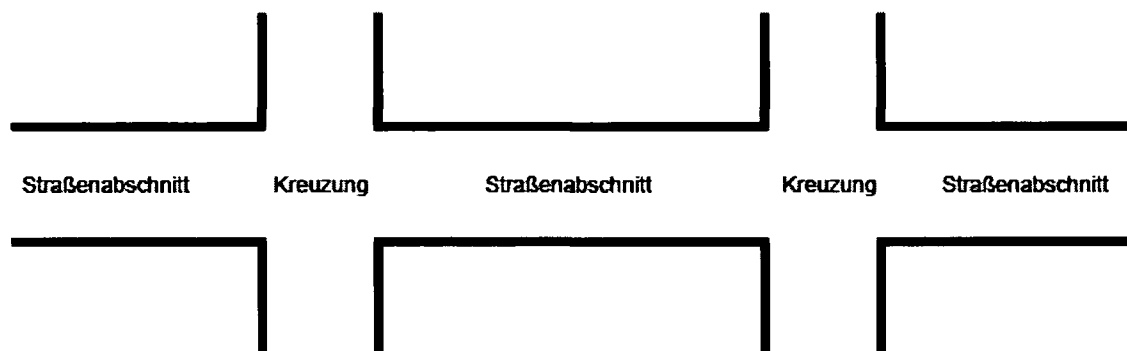


Abbildung 3-5: graphische Darstellung des Begriffs Straßenabschnitt

Um nun den sL-Wert für einen bestimmten Straßenabschnitt zu erhalten, müssen die Proben laut EPA einer Siebanalyse unterworfen werden. Die Siebanalyse soll nach folgenden Verfahrensschritten durchgeführt werden [18]:

- Verwendung eines mechanischen Siebturms;
- Verwendung von Sieben mit folgender Maschenweite (siehe Tabelle 3-6).

Tabelle 3-6: die nach der EPA anzuwendenden Siebe für die Bestimmung des sL-Wertes:

Bezeichnung der Siebe nach ASTM	Maschenweite der Siebe nach ASTM-Norm	analoge Bezeichnung der Siebe nach DIN ISO 3310*
3/8 inch	3/8 inch / Loch	9,5 mm
No. 4	4 mesh(Maschen)/inch ²	4,75 mm
No. 20	20 mesh(Maschen)/inch ²	850 µm
No. 40	40 mesh(Maschen)/inch ²	425 µm
No. 100	100 mesh(Maschen)/inch ²	150 µm
No. 140	140 mesh(Maschen)/inch ²	106 µm
No. 200	200 mesh(Maschen)/inch ²	75 µm
Siebtafel		

Anmerkung: um die in Europa übliche Bezeichnung der Maschenweiten der Siebe nach DIN zu erhalten, wurde eine Siebvergleichstabelle der Fa. Retsch herangezogen [19].

Die EPA empfiehlt, zur Bestimmung des sL-Wertes Siebe mit den oben angeführten Maschenweiten zu verwenden. Sollten jedoch diese Siebe für die Durchführung der Siebanalyse nicht verfügbar sein, so können Siebe mit ähnlichen Maschenweiten herangezogen werden. Die Ausnahme stellt das ASTM-Sieb No. 200 (Maschenweite nach DIN ISO 3310 75 μm) dar. Dieses muss die vorgeschriebene Maschenweite aufweisen, da diese Siebfraktion für die Berechnung des sL-Wertes direkt herangezogen wird. Alle anderen Siebe dienen ausschließlich einer Vorfraktionierung der Probe und einer allfälligen Auftrennung von Staubagglomeraten. Die Abreinigung der Siebe soll mit Pressluft und/oder einem weichen Pinsel erfolgen.

Die Siebdauer sollte 40 min. nicht überschreiten. Über die zu verwendende Siebintensität werden in Appendix C.2 [16] keine näheren Angaben gemacht.

3.3.1.2. Bestimmung des Durchschnittsgewichts W der Fahrzeuge

Für die Formeln der EPA ist neben dem sL-Wert als zusätzlicher Eingangsparameter das Durchschnittsgewicht W [t] aller Fahrzeuge, die die jeweilige Straße befahren, notwendig, siehe Gleichung 3-1. Dieses Durchschnittsgewicht soll für die Messstellen, für die der Emissionsfaktor berechnet werden soll, aus Verkehrszählraten ermittelt werden. Daraus kann man auch überprüfen, ob die ermittelten Durchschnittsgewichte innerhalb der vorgegebenen Gültigkeitsgrenzen der Gleichung 3-1 liegen.

3.3.2. Bestimmung der Staubemissionen aus dem Emissionsfaktor

Die diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen errechnen sich aus dem Emissionsfaktor [g/VKT] (aus Gleichung 3-1 mit den Eingangsparametern sL-Wert und Durchschnittsgewicht W) und der Fahrleistung [km/Zeiteinheit]. Die Bestimmung der Staubemissionen und die von der EPA verwendete Bezeichnung VKT (Vehicle Kilometer Travelled) kann anhand nachfolgendem Beispiel erklärt werden.

Der Emissionsfaktor beträgt für eine Straße z.B. 1 g/VKT. Will man nun die täglichen Emissionen für ein Auto berechnen, welches auf dieser Straße in einem Tag 10 km zurückgelegt hat, so muss man den Emissionsfaktor mit dem Faktor 10 (Fahrleistung, ergibt sich aus 1 Auto * 10 km pro Tag) multiplizieren. Somit würden die Emissionen, die durch dieses Auto verursacht werden, 10 g Staub/Tag betragen. Will man hingegen die täglichen Emissionen von 100 Autos berechnen, die durchschnittlich jeweils 5 km auf dieser Straße zurückgelegt haben, so muss man den Emissionsfaktor mit einem Faktor 500 (Fahrleistung, ergibt sich aus 100 Autos * 5km pro Tag) multiplizieren. Somit würden die Emissionen 500 g Staub/Tag betragen.

3.4. Ermittlung der Emissionsfaktoren für die Stadt Wien

3.4.1. Auswahl der sL-Wertmessstellen

Die Auswahl der Messstellen in Wien erfolgte einerseits nach statistischen Regeln, andererseits müssen für die Berechnung des Durchschnittsgewichts aller Fahrzeuge W [t] Verkehrszählungen für die Messpunkte verfügbar sein. Daher wurden die Messstellen in Wien, an denen händische Straßenverkehrszählungen durchgeführt wurden, auch für die sL-Wertbestimmung herangezogen. Die Angaben der EPA über die Festlegung der einzelnen Messstellen (siehe Kapitel 3.3.1.1) wurden nicht ganz eingehalten, da:

- die ausgewählten Messstellen gleichzeitig auch Messstellen für die Verkehrszählung [20] sein müssen, dies ist wichtig für die Bestimmung des Durchschnittsgewichts aller Fahrzeuge;
- ein mittlerer Emissionsfaktor für Bundes- und Gemeindestraßen der Stadt Wien aber kein Emissionsfaktor für einzelne Straßenzüge gebildet werden soll.

Aus einer Liste, welche die Auswertung der händischen Straßenverkehrszählung 1995 auf Wiener Bundes- und Gemeindestraßen [20] beinhaltet, wurden mittels Zufallsgenerator Messstellen für den sL-Wert

gewählt. Zusätzlich wurden noch weitere Messstellen in kleineren Gassen, die ausschließlich nur untergeordnetem Verkehr dienen und deshalb in weiterer Folge auch keine Verkehrszählraten für diese verfügbar sind, zufällig gewählt. Insgesamt umfasst die Auswahl 51 Messstellen. Diese Anzahl entspricht der maximalen Anzahl, die in einer Woche bei guter Witterung zeitlich bewältigt werden kann.

Nachfolgende Tabelle 3-7 zeigt die so ausgewählten Messstellen. Für die letzten sieben angeführten Messstellen (*in kursiver Schrift abgedruckt*) liegen keine Verkehrszählraten vor, wodurch für diese keine Durchschnittsgewichte und somit auch keine Emissionsfaktoren ermittelt werden konnten. Diese zusätzlichen Messpunkte wurden gewählt, um sL-Werte und deren zeitliche Änderungen für wenig befahrene Straßen zu untersuchen.

Daher werden in weiterer Folge nur 44 der 51 Messstellen, für die Verkehrszählraten vorliegen (siehe Tabelle 3-8), zur Bestimmung der Staubemissionen verwendet.

Tabelle 3-7: zufällig ausgewählte sL-Wert-Messstellen

Mariahilfer Gürtel vor Kirche
Hernalser Gürtel Höhe Thelemangasse (in der Nähe der Luftmessstelle Währinger Gürtel der MA 22)
Margaretegürtel bei Arbeiter- u. Steinbauergasse
Hadikgasse zwischen Schönbr.- u. Kennedy-Brücke
Linke Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbrücke (in der Nähe der Luftmessstelle Gaudenzdorf der MA 22)
Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz
Hadikgasse bei Braunschweigasse
Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Brücke
Wagramer Strasse bei Donauzentrum
Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbrücke
Erzherzog Karl-Strasse bei Ostbahnunterführung (in der Nähe der Luftmessstelle Stadlau der MA 22)
Gablengasse/Koppstr. Höhe Hippgasse
Erdberger Lände vor ONr. 36
Brünnerstrasse bei Shuttleworthstrasse (B229) (in der Nähe der Luftmessstelle Gerichtsgasse der MA 22)
Raxstrasse zw. Triester- u. Laxenburger Strasse
Adalbert Stifter Strasse bei Gürtelbrücke
Schloßallee unter Westbahn
Wienerbergstrasse vor ONr. 15
Prager Str. nach Anton Störck-Str. (in der Nähe der Luftmessstelle Gerichtsgasse der MA 22)
Ludwig von Höhnel-Gasse (in der Nähe der Luftmessstelle Laaerberg der MA 22)
Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)
Donaustadtstrasse bei Erzherzog Karl Strasse
Siemensstrasse

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankgasse
Breitenfurter Strasse zw. Rodaunerstrasse u. Willergasse
Krottenbachstrasse zw. Flotow- u. Budinskygasse
Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz
Landstraßer Hauptstrasse
Dornbacher Strasse bei St. Anna Kapelle
Kaiser Ebersdorferstrasse nach Florian Hedorferstrasse
Stadlauer Strasse (in der Nähe der Luftmessstelle Stadlau der MA 22)
Leopoldsdorfer Strasse bei Laaerbergstr.
Breitenleerstrasse unter Ostbahn (nördl. Linie)
Wiener Gasse bei Ketzer Gasse-Landesgrenze
Mauerbachstrasse
Zehetnergasse unter Westbahn
Gerasdorfer Strasse (Gerasdorf)
Kirchstetterngasse zw. Kopp- u. Hasnerstr.
Asperner Strasse bei Ostbahn (Marchegger Ast)
Rautenweg bei Bahnhofssiedlung
Haberlgasse zw. Hasner- u. Koppstrasse
Kaltenleutgeber Strasse bei Hochstrasse
Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)
Höhenstrasse-Landesgrenze
<i>Taborstrasse, Ecke Glockengasse (unmittelbar bei der Luftmessstelle Taborstrasse der MA 22)</i>
<i>Senfgasse</i>
<i>Kästenbaumgasse</i>
<i>Rauchfangkehrergasse</i>
<i>Tuersgasse</i>
<i>Achengasse</i>
<i>Salbeigasse</i>

3.4.2. Ermittlung der sL-Werte an den Straßen der Stadt Wien

Wie im Kapitel 3.3.1 beschrieben, benötigt man als Eingangsparameter für den Emissionsfaktor nach Gleichung 3-1 den sL-Wert und das Durchschnittsgewicht aller Fahrzeuge, welche die Messstelle passieren.

3.4.2.1. Durchführung und Auswertung der sL-Wertmessung

Die Probenahme erfolgt, wie die EPA vorschlägt, quer zur Fahrbahn. Zusätzlich wird die Probenahmefläche vermessen, um diese quantifizieren zu können, siehe Gleichung 3-2.

$$A = B \cdot b$$

Gleichung 3-2

A.....Probenahmefläche [m²]

B.....Straßenbreite [m]

b.....Breite der beprobten Fahrbahnfläche in Fahrtrichtung [m]

Nicht berücksichtigt werden bei der Probenahme vom fließenden Verkehr nicht benutzte Straßenbereiche, wie z. B. Parkstreifen, Sperrflächen, Rinnsale und dergleichen.

Nach Beendigung der Messungen werden die Straßenstaubproben 24 Stunden in einem klimatisierten Raum gelagert, um Feuchtigkeitseinflüsse zu eliminieren.

Anschließend werden die gesammelten Proben einer Siebanalyse unterworfen. Dabei werden Siebe mit folgenden Maschenweiten verwendet:

- 2 mm;
- 800 µm;
- 400 µm;
- 160 µm;
- 100 µm;
- ASTM-Sieb No.200, entspricht einer Maschenweite von 75 µm.

Die Auswahl der Siebe erfolgte nach der Empfehlung der EPA. Die Masse m_{sL} der Siebfraktion $\leq 75 \mu\text{m}$ wird ausgewogen.

Um nun den sL-Wert zu erhalten, dividiert man die Masse m_{sL} an Straßenstaub $\leq 75 \mu\text{m}$ durch die beprobte Fläche A.

$$sL = \frac{m_{sL}}{A}$$

Gleichung 3-3

sL.....sL-Wert [g/m²]

m_{sL}.....Masse an Straßenstaub ≤ 75 µm [g]

A.....Probenahme­fläche [m²]

3.4.3. Das Durchschnittsgewicht W der Fahrzeuge an den einzelnen Messstellen

Für die Bestimmung des Durchschnittsgewichts W [t] wird auf Verkehrszählungsdaten zurückgegriffen [20]. In dieser Veröffentlichung werden bei den Verkehrszählungen 10 Fahrzeuggruppen unterschieden. Diese sind laut [20] wie folgt definiert:

- einspurige Kfz;
- Personenkraftwagen;
- Personenkraftwagen mit Anhänger;
- Autobusse;
- Lieferwagen;
- Lastkraftwagen ohne Anhänger;
- Lastkraftwagen mit Anhänger, Sattelzugfahrzeuge;
- sonstiger Güterverkehr;
- Spezialfahrzeuge;
- Fahrräder.

Für jede Fahrzeugkategorie wurde an den einzelnen Zählstellen die Verkehrszählung durchgeführt. Ebenso kann diesen Fahrzeugkategorien ein durchschnittliches Gewicht zugeordnet werden. Das Durchschnittsgewicht ist definiert als Eigengewicht + halbe Beladung + halber Tank + halbe Personenanzahl. Diese Zuordnung des durchschnittlichen Gewichts erfolgt nach folgender Vorgangsweise:

- einspurige Kfz, unter diese Kategorie fallen Motorfahrräder und Motorräder, anhand des Zulassungsbestands in Österreich für das Jahr 2000 [21] erfolgt die Berechnung des durchschnittlichen Gewichts für diese

Fahrzeugkategorie, diese Berechnung ergibt ein durchschnittliches Gewicht von 0,2 t;

- Personenkraftwagen, für diese Fahrzeugkategorie existieren in Österreich keine Daten über durchschnittliche Eigengewichte bzw. Gesamtgewichte, daher musste für diese Fahrzeugkategorie das durchschnittliche Gewicht mit 1,5 t geschätzt werden;
- Personenkraftwagen mit Anhänger, für diese Fahrzeugkategorie existieren in Österreich keine Daten über durchschnittliche Eigengewichte bzw. Gesamtgewichte, daher musste für diese Fahrzeugkategorie das durchschnittliche Gewicht mit 2 t geschätzt werden;
- Autobusse, das durchschnittliche Gewicht für diese Fahrzeugkategorie wurde durch telefonische Befragungen von Herstellerfirmen für Autobusse (z. B. Volvo Trucks Austria GesmbH) ermittelt, der daraus gebildete Mittelwert für dieses Durchschnittsgewicht beträgt 16t;
- Lieferwagen, für diese Fahrzeugkategorie existieren Daten, die vom ÖSTAT veröffentlicht wurden [22], diese Daten wurden zur Berechnung des durchschnittlichen Gewichts herangezogen, damit ergibt sich ein durchschnittliches Gewicht für diese Fahrzeugkategorie von 2,13 t;
- Lastkraftwagen ohne Anhänger, für diese Fahrzeugkategorie existieren Daten, die vom ÖSTAT veröffentlicht wurden [22], diese Daten wurden zur Berechnung des durchschnittlichen Gewichts herangezogen, damit ergibt sich ein durchschnittliches Gewicht für diese Fahrzeugkategorie von 9,46 t;
- Lastkraftwagen mit Anhänger, Sattelzugfahrzeuge, für diese Fahrzeugkategorie existieren in Österreich keine Daten über durchschnittliche Eigengewichte bzw. Gesamtgewichte, daher musste für diese Fahrzeugkategorie das durchschnittliche Gewicht mit 33 t geschätzt werden, diese Schätzung wurde durch telefonische Kontaktaufnahme mit der Magistratabteilung 46 (Technische Prüfstelle der Magistratsabteilung 46 der Stadt Wien - Verkehrsorganisation und technische Verkehrsangelegenheiten) auf ihre Plausibilität hin überprüft;
- Sonstiger Güterverkehr, diese Fahrzeugkategorie kann für Wien laut der Ergebnisse der Verkehrszählung [20] vernachlässigt werden, daher wurde auf eine Schätzung des Durchschnittsgewichts verzichtet, ebenso wird

diese Fahrzeugkategorie bei der nachfolgenden Berechnung des Durchschnittsgewichts aller Fahrzeuge W nicht berücksichtigt;

- Spezialfahrzeuge, diese Fahrzeugkategorie kann für Wien laut der Ergebnisse der Verkehrszählung [20] vernachlässigt werden, daher wurde auf eine Schätzung des Durchschnittsgewichts verzichtet, ebenso wird diese Fahrzeugkategorie bei der nachfolgenden Berechnung des Durchschnittsgewichts aller Fahrzeuge W nicht berücksichtigt;
- Fahrräder, für diese Fahrzeugkategorie existieren in Österreich keine Daten über durchschnittliche Eigengewichte bzw. Gesamtgewichte, daher musste für diese Fahrzeugkategorie das durchschnittliche Gewicht mit 0,09 t geschätzt werden.

Da die Messstellen für den sL-Wert ident mit diesen Zählstellen sind, kann man nach Gleichung 3-4 ein durchschnittliches Gewicht aller Fahrzeuge W [t] an der Messstelle berechnen.

$$W = \frac{\sum_{i=1}^8 (f_i \cdot \bar{M}_i)}{\sum_{i=1}^8 f_i} \quad \text{Gleichung 3-4}$$

W Durchschnittsgewicht aller Fahrzeuge an der Messstelle [t]

f_i Frequenz der i-ten Fahrzeugkategorie [Fahrzeuge/Tag, allgemein Fahrzeuge/Zeitraum] [20]

\bar{M}_i ... Durchschnittsgewicht der i-ten Fahrzeugkategorie

In der folgenden Tabelle 3-8 werden die ausgewählten Messstellen mit der jeweiligen Verkehrsfrequenz (gezählte Fahrzeuge pro Tag, entspricht in Gleichung 3-4 $\sum f_i$) angeführt. Die Frequenzen der einzelnen Fahrzeugkategorien (gezählte Pkw, Lkw, usw.) f_i erhält man aus [20].

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-8: die durch Verkehrszählung [20] ermittelten, je Tag eine der Messstellen passierenden Fahrzeuge

Σf_i

Messstelle	Anzahl der Fahrzeuge/Tag
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	80482
221 Hernalser Gürtel Höhe Thelemangasse	70222
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	68095
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	63504
1 Li. Wienzeile stadtausw. Vor Lobkowitzbr.	55859
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	50731
1 Hadikgasse bei Braunschweiggasse	49047
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	46340
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	40966
8 Lassallestr. Zw. Praterstern u. Reichsbr.	38446
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterführung	36158
223 Gablenzgasse/Koppstr. Höhe Hippgasse	34309
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	30633
7 Brünnerstr. Bei Shuttleworthstr. (B229)	29058
225 Raxstr. Zw. Triester- u. Laxenburger Str.	28141
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	27684
122.W Schloßallee unter Westbahn	23557
225 Wienerbergstr. Vor ONr. 15	23282
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	22867
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	21124
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	20708
3 Donaustadtstr. Bei Erzherzog Karl Str.	19448
229 Siemensstr.	17261
183.W Marolltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankgasse	16992
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. U. Willergasse	16205
163.W Krottenbachstr. Zw. Flotow- u. Budinskygasse	15289
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	14784
221 Landstraßer Hauptstr.	13555
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	12389
174.W Kaiser Ebersdorferstr. Nach Florian Hedorferstr.	11030
178.W Stadlauer Str.	10718
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	9903
188.W Breitenleerstr. Unter Ostbahn (nördl. Linie)	8943
142.W Wiener Gasse bei Ketzner Gasse-Landesgrenze	8631
205.W Mauerbachstr.	7469
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	6948
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	6335
158.W Kirchstetterngasse zw. Kopp- u. Hasnerstr.	5658
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	5501
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	4789
157.W Haberlgasse zw. Hasner- u. Koppstr.	3946
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	3491
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	2083
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	537

3.4.3.1. Ergebnisse der Berechnung des Durchschnittsgewichts W aller Fahrzeuge an den einzelnen Messstellen

In der folgenden Tabelle 3-9 werden die Durchschnittsgewichte W [t] aller Fahrzeuge an den einzelnen Messstellen angeführt, die mittels Gleichung 3-4 und [20] errechnet wurden.

Tabelle 3-9: Durchschnittsgewichte aller Fahrzeuge W [t] an den Messstellen

Messstelle	durchschnittliches Gewicht aller Fahrzeuge W [t]
Mariahilfer Gürtel vor Kirche	1,95
Hernalser Gürtel Höhe Thelemangasse (in der Nähe der Luftmessstelle Währinger Gürtel der MA 22)	1,82
Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauergasse	1,98
Hadikgasse zwischen Schönbr.- u. Kennedy-Brücke	2,19
Linke Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbrücke (in der Nähe der Luftmessstelle Gaudenzdorf der MA 22)	2,01
Triester Strasse bei Spinnerin am Keuz	1,98
Hadikgasse bei Braunschweiggasse	2,21
Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Brücke	2,24
Wagramer Strasse bei Donauzentrum	2,05
Lassallestrasse zw. Praterstern u. Reichsbrücke	2,08
Erzherzog Karl-Strasse bei Ostbahnunterführung (in der Nähe der Luftmessstelle Stadlau der MA 22)	1,93
Gablenzgasse/Koppstrasse Höhe Hippgasse	1,90
Erdberger Lände vor ONr. 36	2,21
Brünnerstrasse bei Shuttleworthstrasse (B229) (in der Nähe der Luftmessstelle Gerichtsgasse der MA 22)	2,36
Raxstrasse zw. Triester- u. Laxenburger Strasse	2,09
Adalbert Stifter Strasse bei Gürtelbrücke	2,04
Schloßallee unter Westbahn	2,27
Wienerbergstrasse vor ONr. 15	2,10
Prager Strasse nach Anton Störck-Strasse (in der Nähe der Luftmessstelle Gerichtsgasse der MA 22)	1,98
Ludwig von Höhnel-Gasse (in der Nähe der Luftmessstelle Laaerberg der MA 22)	2,22
Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	2,74
Donaustadtstrasse bei Erzherzog Karl Strasse	2,02
Siemensstrasse	2,03
Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankgasse	2,09
Breitenfurter Strasse zw. Rodaunerstrasse u. Willergasse	2,23
Krottenbachstrasse zw. Flotow- u. Budinskygasse	2,00
Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	2,49
Landstraßer Hauptstrasse	1,98
Dornbacher Strasse bei St. Anna Kapelle	1,80
Kaiser Ebersdorferstrasse nach Florian Hedorferstrasse	2,42

Stadlauer Strasse (in der Nähe der Luftmessstelle Stadlau der MA 22)	1,86
Leopoldsdorfer Strasse bei Laaerbergstrasse	1,87
Breitenleerstrasse unter Ostbahn (nördl. Linie)	2,36
Wiener Gasse bei Ketzer Gasse-Landesgrenze	2,16
Mauerbachstrasse	2,00
Zehetnergasse unter Westbahn	2,03
Gerasdorfer Strasse (Gerasdorf)	1,90
Kirchstetterngasse zw. Kopp- u. Hasnerstrasse	1,82
Asperner Strasse bei Ostbahn (Marchegger Ast)	2,34
Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	3,49
Haberlgasse zw. Hasner- u. Koppstrasse	1,69
Kaltenleutgeber Strasse bei Hochstrasse	3,44
Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	1,84
Höhenstrasse-Landesgrenze	2,04

Das durchschnittliche Fahrzeuggewicht W liegt an jeder der ausgewählten Messstellen im Gültigkeitsbereich der Gleichung 3-1 (zwischen 1,8 und 38 t). Eine Ausnahme stellt hier die Messstelle „Haberlgasse zwischen Hasner- und Koppstraße“ dar, an der ein durchschnittliches Fahrzeuggewicht von 1,69 t bestimmt wurde. Jedoch wurde auch hier für die Ermittlung der Emissionsfaktoren an dieser Messstelle Gleichung 3-1 herangezogen, um eine Vergleichbarkeit der einzelnen Emissionsfaktoren aller Messstellen untereinander zu gewährleisten. Die Qualität der Emissionsfaktoren für diese eine Messstelle ist allerdings nicht mehr unter „A“ (exzellent) sondern unter „B“ (sehr gut) einzustufen. Durch die Bildung gemittelter Emissionsfaktoren (siehe Kapitel 3.4.5) ist der Fehler durch diese Qualitätsminderung als vernachlässigbar anzusehen.

3.4.4. Berechnung der Emissionsfaktoren an den einzelnen Messstellen

Da sowohl die s_L -Werte als auch das durchschnittliche Fahrzeuggewicht W [t] an den Messstellen (Ausnahme Durchschnittsgewicht W an der Messstelle „Haberlgasse“, siehe oben) im Gültigkeitsbereich der Gleichung 3-1 liegen (siehe Kapitel 3.3.1), kann diese als ausreichend geeignet zur Berechnung der Emissionsfaktoren an den einzelnen Messstellen betrachtet werden.

3.4.4.1. Gemessene sL-Werte und berechnete Emissionsfaktoren

In Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30 sind die gemessenen sL-Werte und die daraus errechneten Emissionsfaktoren für PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀ über die Zeit vom 10.1.2001 bis 31.5.2002 für alle Messstellen zusammengefasst. Da bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren und den daraus resultierenden Staubemissionen Bundes- und Gemeindestraßen getrennt voneinander betrachtet werden, wurden die auf Bundesstraßen befindlichen Messstellen in den folgenden Tabellen unterlegt dargestellt.

Um eine über alle Bundes- bzw. Gemeindestraßen notwendige Mittelwertbildung der Emissionsfaktoren zu gewährleisten, werden „Messzyklen“ definiert. Die zuerst betrachtete Zeiteinheit „Monat“ hat sich als ungeeignet erwiesen, da die Messungen der sL-Werte wetterabhängig sind. So variiert die Anzahl der Messtage innerhalb eines Monats, weshalb die Möglichkeit gegeben ist, dass einige Messstellen öfter angefahren werden können als andere.

Der definierte Messzyklus beginnt am Tag der ersten Messung und endet am Tag vor dem ersten Messtag des zweiten Zyklus. Ein solcher Messzyklus beinhaltet alle Messtage, die erforderlich waren, alle Messstellen einmal zu beproben.

Im Zeitraum vom Jänner 2001 bis Ende Mai 2002 konnten 21 Messzyklen absolviert werden. Die Beginnzeiten und Dauer der Messzyklen werden in Tabelle 3-31, Seite 67 angeführt.

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-10: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 1 (Jänner 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2.5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,522177419	1,95	30.01.01	0,24	1,01	1,20	5,25
221 Hernaleser Gürtel Höhe Thelemangasse	0,495833333	1,82	11.01.01	0,21	0,88	1,05	4,58
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,754098361	1,98	30.01.01	0,31	1,31	1,56	6,83
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,39484127	2,19	19.01.01	0,24	1,00	1,19	5,21
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,465447154	2,01	19.01.01	0,23	0,98	1,17	5,10
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,4375	1,98	30.01.01	0,22	0,92	1,10	4,79
1 Hadikgasse bei Braunschweiglg.	0,449074074	2,21	19.01.01	0,26	1,10	1,32	5,75
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,550505051	2,24	19.01.01	0,31	1,28	1,53	6,69
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,538306452	2,05	10.01.01	0,26	1,11	1,32	5,78
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,494791667	2,08	31.01.01	0,26	1,07	1,28	5,59
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,521484375	1,93	10.01.01	0,24	0,99	1,18	5,17
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,325268817	1,9	11.01.01	0,17	0,71	0,85	3,71
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,664728682	2,21	11.01.01	0,34	1,42	1,70	7,42
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,52688172	2,36	31.01.01	0,32	1,35	1,61	7,04
225 Rakstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,409090909	2,09	30.01.01	0,23	0,95	1,14	4,97
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,433333333	2,04	31.01.01	0,23	0,95	1,14	4,98
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,271929825	2,27	19.01.01	0,20	0,83	0,99	4,32
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,472222222	2,1	30.01.01	0,25	1,05	1,26	5,50
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,557291667	1,98	31.01.01	0,26	1,07	1,29	5,61
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,796875	2,22	11.01.01	0,39	1,61	1,93	8,40
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,111979167	2,74	10.01.01	0,15	0,62	0,74	3,22
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,039285714	2,02	10.01.01	0,05	0,20	0,24	1,03
229 Siemensstr.	0,442982456	2,03	31.01.01	0,23	0,96	1,15	5,01
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,577956989	2,09	30.01.01	0,29	1,19	1,43	6,23
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,48015873	2,23	30.01.01	0,28	1,17	1,39	6,08
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,598684211	2,31	31.01.01	0,27	1,14	1,37	5,96
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,581349206	2,49	10.01.01	0,37	1,56	1,86	8,13
221 Landstraßer Hauptstr.	0,4	1,98	11.01.01	0,21	0,87	1,04	4,52
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,484848485	1,8	31.01.01	0,20	0,85	1,02	4,44
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,408203125	2,42	11.01.01	0,28	1,19	1,42	6,19
178.W Stadlauer Str.	0,774193548	1,86	10.01.01	0,29	1,21	1,45	6,32
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,815315315	1,87	19.01.01	0,30	1,26	1,51	6,59
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,607142857	2,36	10.01.01	0,35	1,48	1,77	7,72
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,814814815	2,16	30.01.01	0,37	1,57	1,87	8,18
205.W Mauerbachstr.	0,671428571	2	19.01.01	0,29	1,23	1,47	6,43
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,471491228	2,03	19.01.01	0,24	1,00	1,20	5,22
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,044117647	1,9	10.01.01	0,05	0,19	0,23	1,01
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	1,2890625	1,82	11.01.01	0,39	1,63	1,95	8,52
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	1,635964912	2,34	10.01.01	0,66	2,78	3,32	14,51
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,075520833	3,49	10.01.01	0,16	0,69	0,82	3,58
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,539351852	1,69	11.01.01	0,20	0,83	0,99	4,33
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,851923077	3,44	30.01.01	0,78	3,24	3,88	16,92
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,239583333	1,84	10.01.01	0,13	0,56	0,67	2,90
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,773809524	2,04	19.01.01	0,33	1,39	1,66	7,26

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-11: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 2 (Februar 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,284274194	1,95	09.02.01	0,16	0,68	0,81	3,54
221 Hernaleser Gürtel Höhe Thelemangasse	0,299479167	1,82	07.02.01	0,15	0,63	0,76	3,30
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,348360656	1,98	09.02.01	0,19	0,79	0,95	4,13
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,244047619	2,19	09.02.01	0,17	0,73	0,87	3,81
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,217479675	2,01	09.02.01	0,14	0,60	0,71	3,11
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,294270833	1,98	09.02.01	0,17	0,71	0,85	3,70
1 Hadikgasse bei Braunschweiglg.	0,319444444	2,21	08.02.01	0,21	0,88	1,06	4,61
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,252525253	2,24	08.02.01	0,18	0,77	0,92	4,03
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,306451613	2,05	01.02.01	0,18	0,77	0,92	4,01
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,302083333	2,08	13.02.01	0,19	0,78	0,93	4,06
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,32421875	1,93	01.02.01	0,17	0,73	0,87	3,80
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,196236559	1,9	07.02.01	0,12	0,51	0,61	2,67
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,127906977	2,21	08.02.01	0,12	0,49	0,58	2,54
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,36827957	2,36	13.02.01	0,26	1,07	1,28	5,57
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,297979798	2,09	09.02.01	0,19	0,78	0,93	4,05
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,357142857	2,04	13.02.01	0,20	0,84	1,01	4,39
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,155701754	2,27	08.02.01	0,14	0,58	0,69	3,01
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,29040404	2,1	09.02.01	0,18	0,77	0,92	4,01
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,221354167	1,98	13.02.01	0,14	0,59	0,71	3,08
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,40625	2,22	08.02.01	0,25	1,04	1,24	5,42
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,375	2,74	01.02.01	0,32	1,35	1,62	7,06
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,067857143	2,02	01.02.01	0,07	0,28	0,34	1,47
229 Siemensstr.	0,304824561	2,03	13.02.01	0,18	0,75	0,90	3,93
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,427419355	2,09	13.02.01	0,23	0,98	1,17	5,12
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,242063492	2,23	13.02.01	0,18	0,75	0,89	3,90
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,344298246	2	13.02.01	0,19	0,80	0,95	4,16
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,353174603	2,49	01.02.01	0,27	1,13	1,35	5,88
221 Landstraßer Hauptstr.	0,2375	1,98	07.02.01	0,15	0,62	0,74	3,22
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,285353535	1,8	13.02.01	0,14	0,60	0,72	3,15
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,287109375	2,42	07.02.01	0,23	0,94	1,13	4,92
178.W Stadlauer Str.	0,401209677	1,86	01.02.01	0,19	0,79	0,95	4,12
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laxenbergstr.	0,416666667	1,87	08.02.01	0,20	0,82	0,98	4,26
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,448660714	2,36	01.02.01	0,29	1,21	1,45	6,34
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	1,069444444	2,16	09.02.01	0,45	1,87	2,24	9,76
205.W Mauerbachstr.	0,575	2	08.02.01	0,27	1,11	1,33	5,81
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,245614035	2,03	08.02.01	0,16	0,66	0,78	3,42
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,358455882	1,9	07.02.01	0,18	0,76	0,91	3,96
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,828125	1,82	07.02.01	0,29	1,23	1,47	6,39
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,412280702	2,34	01.02.01	0,27	1,14	1,36	5,92
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,427083333	3,49	01.02.01	0,51	2,12	2,53	11,04
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,372685185	1,69	07.02.01	0,16	0,65	0,78	3,40
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,463461538	3,44	09.02.01	0,52	2,18	2,61	11,39
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,4609375	1,84	07.02.01	0,20	0,85	1,02	4,44
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,452380952	2,04	08.02.01	0,23	0,98	1,17	5,12

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-12: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 3 (März/April 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,179924242	1,95	28.03.01	0,12	0,50	0,60	2,63
221 Hernalser Gürtel Höhe Thelemangasse	0,223484848	1,82	28.03.01	0,13	0,52	0,63	2,73
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,1875	1,98	28.03.01	0,13	0,53	0,63	2,76
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,220588235	2,19	08.03.01	0,16	0,68	0,82	3,57
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,146505376	2,01	08.03.01	0,11	0,46	0,55	2,41
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,246428571	1,98	27.03.01	0,15	0,63	0,76	3,30
1 Hadikgasse bei Braunschweig	0,181818182	2,21	08.03.01	0,15	0,61	0,73	3,19
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,139705882	2,24	08.03.01	0,13	0,53	0,63	2,75
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,118852459	2,05	07.03.01	0,10	0,41	0,50	2,16
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,207720588	2,08	03.04.01	0,15	0,61	0,73	3,18
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,153571429	1,93	07.03.01	0,11	0,45	0,54	2,34
223 Gablenzg./Koppsir. Höhe Hippg.	0,189153439	1,9	28.03.01	0,12	0,50	0,60	2,61
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,179054054	2,21	03.04.01	0,14	0,61	0,72	3,16
7 Brünner Str. bei Shüttlworthstr. (B229)	0,275	2,36	07.03.01	0,21	0,88	1,06	4,61
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,241319444	2,09	27.03.01	0,16	0,68	0,81	3,53
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,192857143	2,04	28.03.01	0,13	0,56	0,67	2,94
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,212962963	2,27	08.03.01	0,17	0,71	0,84	3,68
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,3125	2,1	27.03.01	0,19	0,81	0,96	4,21
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,214285714	1,98	03.04.01	0,14	0,58	0,69	3,01
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,277573529	2,22	27.03.01	0,19	0,81	0,97	4,23
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,230769231	2,74	07.03.01	0,24	0,99	1,18	5,15
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,130208333	2,02	07.03.01	0,10	0,43	0,51	2,25
229 Siemensstr.	0,223958333	2,03	07.03.01	0,15	0,62	0,74	3,22
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,28125	2,09	28.03.01	0,18	0,75	0,89	3,90
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,348484848	2,23	03.04.01	0,23	0,95	1,13	4,94
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,340073529	2	08.03.01	0,19	0,79	0,95	4,13
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,248697917	2,49	07.03.01	0,21	0,90	1,07	4,68
221 Landstraße Hauptstr.	0,2796875	1,98	27.03.01	0,16	0,69	0,82	3,58
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,35	1,8	08.03.01	0,16	0,69	0,82	3,59
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,267361111	2,42	27.03.01	0,22	0,90	1,08	4,70
178.W Stadlauer Str.	0,305555556	1,86	07.03.01	0,16	0,66	0,79	3,45
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,270833333	1,87	27.03.01	0,15	0,62	0,74	3,22
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,297814208	2,36	07.03.01	0,22	0,93	1,11	4,86
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,363970588	2,16	03.04.01	0,22	0,93	1,11	4,84
205.W Mauerbachstr.	0,294354839	2	08.03.01	0,17	0,72	0,86	3,76
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,263661202	2,03	08.03.01	0,16	0,69	0,82	3,58
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,338815789	1,9	03.04.01	0,17	0,73	0,87	3,81
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,291118421	1,82	28.03.01	0,15	0,62	0,74	3,24
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,302419355	2,34	07.03.01	0,22	0,93	1,11	4,84
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,271794872	3,49	07.03.01	0,38	1,58	1,89	8,23
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,27734375	1,69	28.03.01	0,13	0,54	0,64	2,81
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,303763441	3,44	03.04.01	0,40	1,66	1,98	8,66
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,271794872	1,84	07.03.01	0,14	0,60	0,72	3,15
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,303921569	2,04	08.03.01	0,18	0,76	0,91	3,95

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-13: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 4 (April 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,150735294	1,95	13.04.01	0,11	0,45	0,54	2,34
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,204545455	1,82	13.04.01	0,12	0,49	0,59	2,58
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,151785714	1,98	13.04.01	0,11	0,46	0,55	2,41
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,232142857	2,19	11.04.01	0,17	0,71	0,85	3,69
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,125	2,01	11.04.01	0,10	0,42	0,50	2,17
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,221428571	1,98	24.04.01	0,14	0,59	0,71	3,08
1 Hadikgasse bei Braunschweiglg.	0,135714286	2,21	11.04.01	0,12	0,51	0,61	2,64
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,189338235	2,24	11.04.01	0,15	0,64	0,77	3,35
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,107923497	2,05	09.04.01	0,09	0,39	0,47	2,03
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,210714286	2,08	25.04.01	0,15	0,62	0,74	3,21
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,130357143	1,93	09.04.01	0,10	0,40	0,48	2,10
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,169312169	1,9	12.04.01	0,11	0,47	0,56	2,43
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,141891892	2,21	13.04.01	0,12	0,52	0,62	2,72
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,246428571	2,36	25.04.01	0,20	0,82	0,98	4,29
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,215073529	2,09	24.04.01	0,15	0,63	0,75	3,28
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,121527778	2,04	25.04.01	0,10	0,42	0,50	2,18
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,175925926	2,27	11.04.01	0,15	0,62	0,75	3,25
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,237847222	2,1	24.04.01	0,16	0,68	0,81	3,52
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,180357143	1,98	25.04.01	0,12	0,52	0,62	2,69
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,206597222	2,22	24.04.01	0,16	0,67	0,80	3,49
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,178205128	2,74	09.04.01	0,20	0,83	1,00	4,35
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,177083333	2,02	09.04.01	0,13	0,53	0,63	2,74
229 Siemensstr.	0,164285714	2,03	25.04.01	0,12	0,50	0,60	2,63
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,216911765	2,09	11.04.01	0,15	0,63	0,75	3,29
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,2625	2,23	24.04.01	0,19	0,79	0,94	4,11
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,360294118	2	12.04.01	0,20	0,82	0,98	4,29
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,200520833	2,49	09.04.01	0,19	0,78	0,93	4,07
221 Landsstraßer Hauptstr.	0,24375	1,98	13.04.01	0,15	0,63	0,75	3,28
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,241319444	1,8	12.04.01	0,13	0,54	0,65	2,82
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,277777778	2,42	24.04.01	0,22	0,92	1,10	4,82
178.W Stadlauer Str.	0,278716216	1,86	09.04.01	0,15	0,62	0,75	3,25
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,13362069	1,87	24.04.01	0,09	0,39	0,47	2,03
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,229508197	2,36	09.04.01	0,19	0,79	0,94	4,10
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,251736111	2,16	24.04.01	0,17	0,73	0,87	3,81
205.W Mauerbachstr.	0,2375	2	11.04.01	0,15	0,63	0,75	3,27
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,181693989	2,03	11.04.01	0,13	0,54	0,64	2,81
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,350328947	1,9	25.04.01	0,18	0,75	0,89	3,90
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,215625	1,82	12.04.01	0,12	0,51	0,61	2,67
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,259408602	2,34	09.04.01	0,20	0,84	1,00	4,38
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,198717949	3,49	09.04.01	0,31	1,29	1,54	6,71
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,165364583	1,69	25.04.01	0,09	0,38	0,46	2,01
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,237704918	3,44	24.04.01	0,34	1,41	1,69	7,38
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,187830688	1,84	09.04.01	0,11	0,47	0,57	2,48
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,25245098	2,04	11.04.01	0,16	0,67	0,80	3,51

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-14: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 5 (April/Mai 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,107142857	1,95	09.05.01	0,09	0,36	0,43	1,88
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelamengasse	0,153409091	1,82	09.05.01	0,10	0,41	0,49	2,14
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,147058824	1,98	09.05.01	0,11	0,45	0,54	2,36
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,201388889	2,19	27.04.01	0,15	0,65	0,77	3,37
1. Lt. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,094444444	2,01	27.04.01	0,08	0,35	0,41	1,81
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,213235294	1,98	08.05.01	0,14	0,58	0,69	3,00
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,170955882	2,21	27.04.01	0,14	0,59	0,70	3,07
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,204044118	2,24	27.04.01	0,16	0,67	0,80	3,51
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,100529101	2,05	26.04.01	0,09	0,37	0,44	1,94
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,231617647	2,08	04.05.01	0,16	0,65	0,78	3,41
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,113636364	1,93	26.04.01	0,09	0,37	0,44	1,92
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,163978495	1,9	09.05.01	0,11	0,46	0,55	2,38
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,170138889	2,21	08.05.01	0,14	0,59	0,70	3,06
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,207142857	2,36	04.05.01	0,18	0,74	0,88	3,84
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,194852941	2,09	08.05.01	0,14	0,59	0,70	3,07
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,125	2,04	04.05.01	0,10	0,43	0,51	2,22
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,135752688	2,27	27.04.01	0,13	0,53	0,63	2,75
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,222426471	2,1	08.05.01	0,15	0,65	0,77	3,37
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,183928571	1,98	04.05.01	0,13	0,52	0,63	2,73
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,225694444	2,22	08.05.01	0,17	0,71	0,85	3,70
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,1796875	2,74	26.04.01	0,20	0,84	1,00	4,37
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,116935484	2,02	26.04.01	0,10	0,40	0,48	2,09
229 Siemensstr.	0,161764706	2,03	04.05.01	0,12	0,50	0,60	2,61
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,216911765	2,09	09.05.01	0,15	0,63	0,75	3,29
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,191071429	2,23	09.05.01	0,15	0,64	0,77	3,34
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,248263889	2,27	27.04.01	0,15	0,65	0,77	3,37
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,174731183	2,49	26.04.01	0,17	0,71	0,85	3,72
221 Landstraßer Hauptstr.	0,181089744	1,98	08.05.01	0,12	0,52	0,62	2,70
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,148214286	1,8	27.04.01	0,09	0,39	0,47	2,06
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,257142857	2,42	08.05.01	0,21	0,88	1,05	4,58
178.W Stadlauer Str.	0,246621622	1,86	26.04.01	0,14	0,58	0,69	3,01
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,131944444	1,87	08.05.01	0,09	0,39	0,46	2,02
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,208333333	2,36	26.04.01	0,18	0,74	0,88	3,85
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,223958333	2,16	08.05.01	0,16	0,68	0,81	3,53
205.W Mauerbachstr.	0,219827586	2,27	27.04.01	0,14	0,60	0,71	3,11
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,173280423	2,03	27.04.01	0,12	0,52	0,62	2,72
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,251602564	1,9	04.05.01	0,14	0,60	0,72	3,14
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,1578125	1,82	09.05.01	0,10	0,42	0,50	2,18
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,215846995	2,34	26.04.01	0,18	0,75	0,89	3,89
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,170512821	3,49	26.04.01	0,28	1,16	1,39	6,08
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,11827957	1,69	09.05.01	0,07	0,31	0,37	1,61
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,177966102	3,44	08.05.01	0,28	1,17	1,40	6,12
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,181451613	1,84	26.04.01	0,11	0,46	0,56	2,42
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,214102564	2,04	27.04.01	0,14	0,60	0,72	3,15

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-15: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 6 (Mai 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,070075758	1,95	15.05.01	0,07	0,27	0,33	1,42
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,104779412	1,82	15.05.01	0,08	0,32	0,38	1,67
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,09375	1,98	15.05.01	0,08	0,34	0,40	1,76
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,144642857	2,19	11.05.01	0,12	0,52	0,62	2,71
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,083333333	2,01	11.05.01	0,08	0,32	0,38	1,67
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,157142857	1,98	18.05.01	0,11	0,47	0,56	2,46
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,15625	2,21	11.05.01	0,13	0,55	0,66	2,89
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,178030303	2,24	11.05.01	0,15	0,62	0,74	3,21
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,080645161	2,05	10.05.01	0,08	0,32	0,39	1,68
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,191071429	2,08	22.05.01	0,14	0,58	0,69	3,01
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,125	1,93	10.05.01	0,09	0,39	0,47	2,04
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,134722222	1,9	15.05.01	0,10	0,40	0,48	2,09
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,149305556	2,21	18.05.01	0,13	0,54	0,64	2,81
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,193014706	2,36	22.05.01	0,17	0,70	0,84	3,66
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,209558824	2,09	18.05.01	0,15	0,62	0,74	3,22
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,095486111	2,04	22.05.01	0,09	0,36	0,43	1,86
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,165300546	2,27	11.05.01	0,14	0,60	0,72	3,12
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,174242424	2,1	18.05.01	0,13	0,55	0,66	2,88
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,153571429	1,98	22.05.01	0,11	0,47	0,56	2,43
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,219642857	2,22	18.05.01	0,17	0,70	0,83	3,64
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,157258065	2,74	10.05.01	0,18	0,77	0,92	4,01
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,055555556	2,02	10.05.01	0,06	0,25	0,30	1,29
229 Siemensstr.	0,136363636	2,03	22.05.01	0,11	0,45	0,53	2,33
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,175	2,09	15.05.01	0,13	0,55	0,66	2,86
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,196691176	2,23	15.05.01	0,16	0,65	0,78	3,41
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,173611111	2,11	11.05.01	0,12	0,51	0,61	2,67
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,192622951	2,49	10.05.01	0,18	0,76	0,91	3,96
221 Landstraßer Hauptstr.	0,168918919	1,98	18.05.01	0,12	0,49	0,59	2,58
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,189338235	1,8	11.05.01	0,11	0,46	0,55	2,41
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,219642857	2,42	18.05.01	0,19	0,79	0,95	4,14
178.W Stadlauer Str.	0,167857143	1,86	10.05.01	0,11	0,45	0,54	2,34
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,114247312	1,87	18.05.01	0,08	0,35	0,42	1,84
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,180327869	2,36	10.05.01	0,16	0,67	0,80	3,50
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,211397059	2,16	15.05.01	0,16	0,65	0,78	3,40
205.W Mauerbachstr.	0,138418079	2,11	11.05.01	0,11	0,44	0,53	2,30
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,177419355	2,03	11.05.01	0,13	0,53	0,63	2,77
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,221283784	1,9	10.05.01	0,13	0,55	0,66	2,89
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,169407895	1,82	15.05.01	0,10	0,44	0,52	2,28
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,158469945	2,34	10.05.01	0,15	0,61	0,73	3,18
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,185185185	3,49	10.05.01	0,29	1,23	1,47	6,41
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,147849462	1,69	15.05.01	0,09	0,36	0,43	1,87
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,140277778	3,44	15.05.01	0,24	1,00	1,20	5,24
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,12295082	1,84	10.05.01	0,09	0,36	0,43	1,88
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,178571429	2,04	11.05.01	0,13	0,54	0,64	2,80

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-16: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 7 (Mai/Juni 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,104166667	1,95	07.06.01	0,08	0,35	0,42	1,84
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,119642857	1,82	07.06.01	0,08	0,35	0,42	1,82
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,058823529	1,98	07.06.01	0,06	0,25	0,30	1,30
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,159926471	2,19	29.05.01	0,13	0,56	0,66	2,90
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,111111111	2,01	29.05.01	0,09	0,39	0,46	2,01
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,128787879	1,98	06.06.01	0,10	0,41	0,50	2,16
1 Hadikgasse bei Braunschweiglg.	0,169642857	2,21	29.05.01	0,14	0,59	0,70	3,05
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,136029412	2,24	29.05.01	0,12	0,52	0,62	2,70
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,073924731	2,05	23.05.01	0,07	0,30	0,36	1,59
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichbr.	0,185661765	2,08	31.05.01	0,14	0,57	0,68	2,96
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,204545455	1,93	23.05.01	0,13	0,54	0,64	2,81
223 Gablenzg./Koppsr. Höhe Hippg.	0,119623656	1,9	07.06.01	0,09	0,37	0,44	1,94
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,101785714	2,21	06.06.01	0,10	0,42	0,50	2,19
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,152573529	2,36	31.05.01	0,14	0,60	0,72	3,14
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,107142857	2,09	06.06.01	0,10	0,40	0,48	2,08
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,071691176	2,04	31.05.01	0,07	0,30	0,35	1,55
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,128306878	2,27	29.05.01	0,12	0,51	0,61	2,65
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,205357143	2,1	06.06.01	0,15	0,61	0,73	3,20
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,134191176	1,98	31.05.01	0,10	0,43	0,51	2,22
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,246212121	2,22	06.06.01	0,18	0,75	0,90	3,92
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,101388889	2,74	23.05.01	0,14	0,58	0,69	3,02
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,047043011	2,02	23.05.01	0,05	0,22	0,27	1,16
229 Siemensstr.	0,091911765	2,03	31.05.01	0,08	0,35	0,41	1,80
183.W Marollinger gasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,208928571	2,09	07.06.01	0,15	0,62	0,74	3,21
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,183712121	2,23	07.06.01	0,15	0,62	0,75	3,26
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,191071429	2	29.05.01	0,13	0,54	0,65	2,84
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,156084656	2,49	23.05.01	0,16	0,66	0,79	3,46
221 Landstraßer Hauptstr.	0,144097222	1,98	06.06.01	0,11	0,45	0,53	2,33
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,2125	1,8	29.05.01	0,12	0,50	0,60	2,60
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,144642857	2,42	06.06.01	0,14	0,60	0,72	3,15
178.W Stadlauer Str.	0,208333333	1,86	23.05.01	0,12	0,52	0,62	2,69
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,091530055	1,87	06.06.01	0,07	0,30	0,36	1,59
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,166666667	2,36	23.05.01	0,15	0,64	0,76	3,33
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,232638889	2,16	07.06.01	0,17	0,69	0,83	3,62
205.W Mauerbachstr.	0,120833333	2	29.05.01	0,10	0,40	0,48	2,11
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,172131148	2,03	29.05.01	0,12	0,52	0,62	2,71
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,175347222	1,9	31.05.01	0,11	0,48	0,57	2,49
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,153716216	1,82	07.06.01	0,10	0,41	0,49	2,14
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,188172043	2,34	23.05.01	0,16	0,68	0,82	3,56
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,154569892	3,49	23.05.01	0,26	1,09	1,31	5,70
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,130555556	1,69	07.06.01	0,08	0,33	0,39	1,72
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,144808743	3,44	07.06.01	0,25	1,03	1,23	5,35
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,126388889	1,84	23.05.01	0,09	0,37	0,44	1,92
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,204301075	2,04	29.05.01	0,14	0,59	0,70	3,05

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-17: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 8 (Juni 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM _{2,5}	EF PM ₁₀	EF PM ₁₅	EF PM ₃₀
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,090073529	1,95	28.06.01	0,08	0,32	0,38	1,68
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,123214286	1,82	28.06.01	0,08	0,36	0,42	1,85
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,075757576	1,98	28.06.01	0,07	0,29	0,35	1,53
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,144642857	2,19	13.06.01	0,12	0,52	0,62	2,71
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,11827957	2,01	13.06.01	0,10	0,40	0,48	2,09
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,1125	1,98	27.06.01	0,09	0,38	0,45	1,98
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,175	2,21	13.06.01	0,14	0,60	0,71	3,11
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,109848485	2,24	13.06.01	0,11	0,45	0,54	2,35
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,114754098	2,05	08.06.01	0,10	0,41	0,48	2,12
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,191071429	2,08	26.06.01	0,14	0,58	0,69	3,01
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,172794118	1,93	08.06.01	0,12	0,48	0,58	2,52
223 Gablenzg./Koppsir. Höhe Hippg.	0,106182796	1,9	28.06.01	0,08	0,34	0,41	1,79
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,215909091	2,21	27.06.01	0,16	0,68	0,82	3,57
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,071691176	2,36	26.06.01	0,09	0,37	0,44	1,92
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,116071429	2,09	27.06.01	0,10	0,42	0,50	2,19
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,085227273	2,04	26.06.01	0,08	0,33	0,40	1,73
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,120218579	2,27	13.06.01	0,12	0,49	0,58	2,54
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,1875	2,1	27.06.01	0,14	0,58	0,69	3,02
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,1125	1,98	26.06.01	0,09	0,38	0,45	1,98
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,240530303	2,22	27.06.01	0,18	0,74	0,88	3,86
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,139784946	2,74	08.06.01	0,17	0,71	0,85	3,72
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,068306011	2,02	08.06.01	0,07	0,28	0,34	1,48
229 Siemensstr.	0,078571429	2,03	26.06.01	0,07	0,31	0,37	1,63
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,252	2,09	28.06.01	0,17	0,69	0,83	3,61
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,143382353	2,23	28.06.01	0,13	0,53	0,64	2,77
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,126838235	2	13.06.01	0,10	0,42	0,50	2,18
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,121584699	2,49	08.06.01	0,13	0,56	0,67	2,94
221 Landstraßer Hauptstr.	0,145220588	1,98	27.06.01	0,11	0,45	0,54	2,34
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,213235294	1,8	13.06.01	0,12	0,50	0,60	2,60
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,089285714	2,42	27.06.01	0,11	0,44	0,53	2,30
178.W Stadlauer Str.	0,242647059	1,86	08.06.01	0,14	0,57	0,68	2,97
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,112903226	1,87	27.06.01	0,08	0,35	0,42	1,82
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,152777778	2,36	08.06.01	0,14	0,60	0,72	3,15
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,228571429	2,16	28.06.01	0,16	0,69	0,82	3,58
205.W Mauerbachstr.	0,134408602	2	13.06.01	0,10	0,43	0,52	2,26
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,199453552	2,03	13.06.01	0,14	0,57	0,68	2,99
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,178308824	1,9	26.06.01	0,12	0,48	0,58	2,51
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,176785714	1,82	28.06.01	0,11	0,45	0,54	2,34
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,166666667	2,34	08.06.01	0,15	0,63	0,75	3,29
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,102150538	3,49	08.06.01	0,20	0,83	1,00	4,36
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,141534392	1,69	28.06.01	0,08	0,35	0,42	1,81
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,190277778	3,44	28.06.01	0,29	1,22	1,46	6,39
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,137096774	1,84	08.06.01	0,09	0,39	0,46	2,02
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,168032787	2,04	13.06.01	0,12	0,52	0,62	2,69

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-18: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 9 (Juli 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,15	1,95	10.07.01	0,11	0,46	0,55	2,38
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,11	1,82	10.07.01	0,08	0,33	0,40	1,74
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,13	1,98	10.07.01	0,10	0,42	0,50	2,20
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,30	2,19	06.07.01	0,20	0,84	1,00	4,36
1. Lt. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,13	2,01	06.07.01	0,10	0,44	0,52	2,28
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,11	1,98	10.07.01	0,09	0,38	0,46	2,01
1 Hadikgasse bei Braunschweig	0,13	2,21	06.07.01	0,11	0,48	0,57	2,50
1 Hadikgasse zw. Guiden- u. Bräuhaus-Br.	0,15	2,24	06.07.01	0,13	0,55	0,66	2,87
3 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,07	2,05	03.07.01	0,07	0,30	0,36	1,57
3 Laasallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,18	2,08	11.07.01	0,13	0,55	0,66	2,88
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,15	1,93	03.07.01	0,11	0,44	0,53	2,29
223 Gablenzg./Koppsir. Höhe Hippg.	0,13	1,9	11.07.01	0,09	0,39	0,47	2,05
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,08	2,21	10.07.01	0,09	0,36	0,43	1,89
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,13	2,36	03.07.01	0,13	0,55	0,66	2,89
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,14	2,09	10.07.01	0,11	0,48	0,57	2,48
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,04	2,04	06.07.01	0,05	0,20	0,24	1,07
122.W SchloBallee unter Westbahn	0,27	2,27	06.07.01	0,20	0,83	1,00	4,35
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,23	2,1	10.07.01	0,16	0,67	0,80	3,48
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,07	1,98	03.07.01	0,07	0,29	0,35	1,52
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,10	2,22	10.07.01	0,10	0,43	0,51	2,23
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,30	2,74	03.07.01	0,28	1,18	1,41	6,13
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,08	2,02	03.07.01	0,08	0,33	0,39	1,70
229 Siemensstr.	0,05	2,03	03.07.01	0,06	0,24	0,29	1,26
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,09	2,09	11.07.01	0,08	0,35	0,42	1,84
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,11	2,23	11.07.01	0,11	0,44	0,53	2,32
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,18	2	06.07.01	0,13	0,53	0,63	2,77
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,13	2,49	03.07.01	0,14	0,58	0,70	3,04
221 Landstraßer Hauptstr.	0,08	1,98	10.07.01	0,08	0,31	0,38	1,64
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,09	1,8	11.07.01	0,07	0,28	0,34	1,48
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,17	2,42	10.07.01	0,16	0,67	0,81	3,52
178.W Stadlauer Str.	0,46	1,86	03.07.01	0,21	0,86	1,03	4,48
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,14	1,87	10.07.01	0,09	0,40	0,47	2,07
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,12	2,36	03.07.01	0,12	0,51	0,61	2,65
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,21	2,16	11.07.01	0,15	0,64	0,77	3,34
205.W Mauerbachstr.	0,22	2	06.07.01	0,14	0,60	0,72	3,15
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,38	2,03	06.07.01	0,21	0,86	1,03	4,50
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,16	1,9	11.07.01	0,11	0,44	0,53	2,32
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,11	1,82	11.07.01	0,08	0,33	0,40	1,74
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,11	2,34	03.07.01	0,12	0,49	0,59	2,58
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,22	3,49	03.07.01	0,33	1,37	1,63	7,13
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,12	1,69	11.07.01	0,07	0,31	0,37	1,60
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,10	3,44	11.07.01	0,20	0,82	0,98	4,26
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,20	1,84	03.07.01	0,12	0,49	0,59	2,57
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,21	2,04	06.07.01	0,14	0,60	0,71	3,11

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-19: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 10 (Juli/August 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,07	1,95	02.08.01	0,07	0,28	0,33	1,45
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thalemangasse	0,20	1,82	01.08.01	0,12	0,49	0,58	2,54
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,11	1,98	02.08.01	0,09	0,38	0,45	1,97
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,15	2,19	25.07.01	0,13	0,52	0,63	2,73
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,04	2,01	25.07.01	0,05	0,21	0,25	1,08
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,06	1,98	31.07.01	0,06	0,26	0,31	1,35
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,12	2,21	25.07.01	0,11	0,46	0,55	2,41
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhau-Br.	0,05	2,24	25.07.01	0,07	0,27	0,33	1,43
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,12	2,05	24.07.01	0,10	0,41	0,49	2,12
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,11	2,08	30.07.01	0,10	0,40	0,48	2,09
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,15	1,93	24.07.01	0,11	0,45	0,54	2,34
223 Gableng./Koppstr. Höhe Hippg.	0,09	1,9	02.08.01	0,08	0,31	0,38	1,64
227 Erdberger Lände vor ONr. 38	0,09	2,21	01.08.01	0,10	0,40	0,48	2,09
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,06	2,36	31.07.01	0,08	0,33	0,40	1,73
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,08	2,09	01.08.01	0,08	0,33	0,40	1,73
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,12	2,04	31.07.01	0,10	0,41	0,49	2,13
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,18	2,27	25.07.01	0,15	0,64	0,76	3,33
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,11	2,1	01.08.01	0,10	0,40	0,48	2,09
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,10	1,98	31.07.01	0,08	0,35	0,42	1,81
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,10	2,22	01.08.01	0,10	0,43	0,52	2,25
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,16	2,74	24.07.01	0,19	0,77	0,93	4,04
3.Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,05	2,02	24.07.01	0,06	0,23	0,28	1,21
228 Siemensstr.	0,03	2,03	31.07.01	0,04	0,18	0,22	0,94
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,31	2,09	02.08.01	0,19	0,80	0,96	4,18
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,03	2,23	02.08.01	0,05	0,19	0,23	0,99
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,07	2	24.07.01	0,07	0,29	0,35	1,51
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,03	2,49	24.07.01	0,05	0,21	0,25	1,09
221 Landstraßer Hauptstr.	0,03	1,98	01.08.01	0,04	0,15	0,18	0,80
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,02	1,8	24.07.01	0,03	0,11	0,13	0,58
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,13	2,42	01.08.01	0,14	0,57	0,68	2,98
178.W Stadlauer Str.	0,04	1,86	24.07.01	0,04	0,19	0,22	0,97
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,26	1,87	01.08.01	0,14	0,59	0,71	3,10
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,27	2,36	23.07.01	0,21	0,86	1,03	4,51
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,21	2,16	01.08.01	0,15	0,64	0,77	3,35
205.W Mauerbachstr.	0,05	2	25.07.01	0,05	0,23	0,27	1,17
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,16	2,03	25.07.01	0,12	0,50	0,60	2,60
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,48	1,9	31.07.01	0,22	0,91	1,09	4,76
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,08	1,82	01.08.01	0,06	0,27	0,32	1,40
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,10	2,34	24.07.01	0,11	0,44	0,53	2,32
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,03	3,49	24.07.01	0,10	0,40	0,48	2,09
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,37	1,69	01.08.01	0,16	0,65	0,78	3,41
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,03	3,44	02.08.01	0,08	0,35	0,42	1,83
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,16	1,84	24.07.01	0,10	0,43	0,52	2,25
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,07	2,04	25.07.01	0,07	0,28	0,34	1,49

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-20: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 11 (August 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,03	1,95	29.08.01	0,04	0,15	0,18	0,80
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,05	1,82	29.08.01	0,05	0,20	0,24	1,04
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,06	1,98	29.08.01	0,06	0,24	0,29	1,27
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,05	2,19	07.08.01	0,06	0,25	0,30	1,32
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,07	2,01	07.08.01	0,07	0,29	0,35	1,52
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,08	1,98	14.08.01	0,07	0,30	0,36	1,58
1 Hadikgasse bei Braunschweig	0,06	2,21	07.08.01	0,07	0,31	0,37	1,62
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,08	2,24	07.08.01	0,09	0,36	0,43	1,90
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,13	2,05	06.08.01	0,11	0,44	0,53	2,30
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,17	2,08	10.08.01	0,13	0,53	0,63	2,75
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,04	1,93	06.08.01	0,04	0,17	0,21	0,90
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,06	1,9	29.08.01	0,06	0,24	0,29	1,26
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,06	2,21	14.08.01	0,07	0,28	0,34	1,47
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,08	2,36	10.08.01	0,09	0,39	0,47	2,05
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,10	2,09	14.08.01	0,09	0,39	0,47	2,03
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,04	2,04	10.08.01	0,05	0,20	0,24	1,05
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,09	2,27	07.08.01	0,09	0,39	0,46	2,03
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,08	2,1	14.08.01	0,08	0,32	0,38	1,66
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,21	1,98	10.08.01	0,14	0,57	0,68	2,95
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,07	2,22	14.08.01	0,08	0,34	0,40	1,76
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,20	2,74	06.08.01	0,22	0,90	1,08	4,69
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,03	2,02	06.08.01	0,04	0,18	0,21	0,94
229 Siemensstr.	0,08	2,03	10.08.01	0,08	0,32	0,38	1,66
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,13	2,09	29.08.01	0,11	0,46	0,55	2,41
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,06	2,23	29.08.01	0,07	0,31	0,37	1,63
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,19	2,07	07.08.01	0,13	0,53	0,64	2,79
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,10	2,49	06.08.01	0,12	0,48	0,58	2,51
221 Landstraßer Hauptstr.	0,10	1,98	14.08.01	0,08	0,34	0,41	1,78
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,16	1,8	07.08.01	0,10	0,41	0,50	2,16
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,08	2,42	14.08.01	0,10	0,43	0,51	2,23
178.W Stadlauer Str.	0,28	1,86	06.08.01	0,15	0,63	0,76	3,30
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,20	1,87	14.08.01	0,12	0,50	0,60	2,61
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,54	2,36	06.08.01	0,33	1,37	1,64	7,15
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,16	2,16	29.08.01	0,13	0,54	0,64	2,79
205.W Mauerbachstr.	0,07	2,07	07.08.01	0,07	0,29	0,35	1,52
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,17	2,03	07.08.01	0,13	0,52	0,63	2,74
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,21	1,9	10.08.01	0,13	0,53	0,63	2,76
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,09	1,82	29.08.01	0,07	0,28	0,34	1,48
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,16	2,34	06.08.01	0,15	0,62	0,75	3,26
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,08	3,49	06.08.01	0,17	0,70	0,83	3,63
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,13	1,69	29.08.01	0,08	0,33	0,39	1,70
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,07	3,44	29.08.01	0,15	0,63	0,75	3,27
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,56	1,84	06.08.01	0,23	0,97	1,16	5,05
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,10	2,04	07.08.01	0,09	0,36	0,43	1,86

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-21: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 12 (Oktober 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,04	1,95	22.10.01	0,05	0,20	0,24	1,04
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,23	1,82	22.10.01	0,13	0,53	0,64	2,79
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,04	1,98	22.10.01	0,04	0,18	0,21	0,93
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,03	2,19	10.10.01	0,05	0,20	0,24	1,03
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,06	2,01	10.10.01	0,06	0,27	0,32	1,40
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,15	1,98	17.10.01	0,11	0,46	0,55	2,40
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,04	2,21	10.10.01	0,06	0,24	0,29	1,27
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,09	2,24	10.10.01	0,09	0,38	0,46	1,99
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,11	2,05	03.10.01	0,09	0,39	0,46	2,02
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,11	2,08	11.10.01	0,09	0,39	0,47	2,04
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnhof	0,09	1,93	03.10.01	0,08	0,32	0,39	1,69
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,11	1,9	22.10.01	0,08	0,35	0,42	1,83
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,04	2,21	17.10.01	0,05	0,22	0,26	1,15
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,08	2,36	11.10.01	0,10	0,40	0,48	2,08
225 Rakstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,10	2,09	17.10.01	0,09	0,38	0,46	2,01
226 Adalbert Siffner Str. bei Gürtelbr.	0,13	2,04	11.10.01	0,10	0,43	0,51	2,22
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,11	2,27	10.10.01	0,11	0,45	0,53	2,33
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,10	2,1	17.10.01	0,09	0,37	0,45	1,95
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,14	1,98	11.10.01	0,11	0,44	0,53	2,32
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,11	2,22	17.10.01	0,11	0,45	0,54	2,37
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,14	2,74	03.10.01	0,17	0,72	0,87	3,77
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,05	2,02	03.10.01	0,06	0,24	0,28	1,23
229 Siemensstr.	0,20	2,03	11.10.01	0,14	0,58	0,69	3,03
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,15	2,09	22.10.01	0,12	0,50	0,60	2,61
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,16	2,23	22.10.01	0,13	0,56	0,67	2,93
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,14	2	10.10.01	0,11	0,45	0,54	2,34
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,19	2,49	03.10.01	0,18	0,75	0,89	3,90
221 Landstraßer Hauptstr.	0,06	1,98	17.10.01	0,06	0,27	0,32	1,38
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,09	1,8	10.10.01	0,07	0,28	0,33	1,44
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,15	2,42	17.10.01	0,15	0,62	0,75	3,26
178.W Stadlauer Str.	0,54	1,86	03.10.01	0,23	0,96	1,15	5,00
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,11	1,87	17.10.01	0,08	0,34	0,40	1,77
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,35	2,36	13.10.01	0,25	1,03	1,24	5,40
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,22	2,16	22.10.01	0,16	0,68	0,81	3,53
205.W Mauerbachstr.	0,09	2	10.10.01	0,08	0,33	0,39	1,71
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,17	2,03	10.10.01	0,12	0,52	0,62	2,69
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,38	1,9	11.10.01	0,19	0,79	0,95	4,14
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,21	1,82	22.10.01	0,12	0,50	0,60	2,61
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,13	2,34	03.10.01	0,13	0,53	0,64	2,78
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,12	3,49	03.10.01	0,23	0,94	1,13	4,93
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,20	1,69	22.10.01	0,10	0,44	0,52	2,28
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,10	3,44	22.10.01	0,19	0,81	0,97	4,24
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,24	1,84	03.10.01	0,13	0,55	0,66	2,89
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,36	2,04	10.10.01	0,20	0,84	1,01	4,39

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-22: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 13 (November 2001)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,13	1,95	30.11.01	0,10	0,41	0,49	2,12
221 Hernaleer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,19	1,82	30.11.01	0,11	0,47	0,56	2,45
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,07	1,98	30.11.01	0,06	0,27	0,32	1,41
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,16	2,19	19.11.01	0,13	0,56	0,67	2,94
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,09	2,01	19.11.01	0,08	0,33	0,39	1,72
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,09	1,98	28.11.01	0,08	0,34	0,40	1,75
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,09	2,21	19.11.01	0,09	0,39	0,46	2,03
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,11	2,24	19.11.01	0,11	0,44	0,53	2,31
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,02	2,05	15.11.01	0,04	0,15	0,18	0,78
8 Lässallestr. zw. Praterstern u. Rejchsb.	0,05	2,08	26.11.01	0,06	0,24	0,29	1,25
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,03	1,93	15.11.01	0,04	0,17	0,20	0,87
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,09	1,9	30.11.01	0,07	0,31	0,37	1,62
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,05	2,21	28.11.01	0,06	0,26	0,32	1,38
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,11	2,36	26.11.01	0,11	0,48	0,57	2,50
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,20	2,09	28.11.01	0,14	0,60	0,72	3,14
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,03	2,04	26.11.01	0,04	0,18	0,22	0,96
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,21	2,27	19.11.01	0,17	0,70	0,84	3,67
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,04	2,1	28.11.01	0,05	0,21	0,25	1,09
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,06	1,98	26.11.01	0,06	0,25	0,30	1,30
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,07	2,22	28.11.01	0,08	0,32	0,38	1,67
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,04	2,74	15.11.01	0,08	0,32	0,38	1,66
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,02	2,02	15.11.01	0,03	0,14	0,16	0,71
229 Siemensstr.	0,06	2,03	26.11.01	0,06	0,27	0,32	1,40
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,11	2,09	30.11.01	0,10	0,42	0,50	2,17
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,11	2,23	30.11.01	0,11	0,45	0,54	2,37
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,16	2	19.11.01	0,12	0,48	0,58	2,51
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,16	2,49	15.11.01	0,16	0,68	0,81	3,54
221 Landstraßer Hauptstr.	0,09	1,98	28.11.01	0,08	0,32	0,38	1,67
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,07	1,8	19.11.01	0,06	0,23	0,28	1,22
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,30	2,42	28.11.01	0,23	0,97	1,16	5,08
178.W Stadlauer Str.	0,19	1,86	15.11.01	0,12	0,49	0,58	2,53
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,14	1,87	28.11.01	0,10	0,40	0,48	2,09
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,34	2,36	15.11.01	0,24	1,02	1,22	5,33
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,37	2,16	30.11.01	0,22	0,93	1,12	4,87
205.W Mauerbachstr.	0,66	2	19.11.01	0,29	1,22	1,46	6,35
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,24	2,03	19.11.01	0,15	0,64	0,76	3,33
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,22	1,9	26.11.01	0,13	0,55	0,65	2,85
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,18	1,82	30.11.01	0,11	0,45	0,54	2,36
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,13	2,34	15.11.01	0,13	0,54	0,65	2,83
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,16	3,49	15.11.01	0,27	1,12	1,34	5,85
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,17	1,69	30.11.01	0,09	0,39	0,46	2,02
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,13	3,44	30.11.01	0,23	0,97	1,16	5,07
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,25	1,84	15.11.01	0,14	0,57	0,68	2,98
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,46	2,04	19.11.01	0,24	1,00	1,19	5,19

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-23: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 14(Dezember 2001/Jänner 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,04	1,95	15.01.02	0,04	0,18	0,22	0,96
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,37	1,82	15.01.02	0,17	0,73	0,87	3,79
221 Margarete ngürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,16	1,98	15.01.02	0,11	0,47	0,57	2,48
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,04	2,19	13.12.01	0,05	0,21	0,26	1,12
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,46	2,01	13.12.01	0,23	0,97	1,16	5,08
17 Trlester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,30	1,98	14.01.02	0,17	0,72	0,86	3,74
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,28	2,21	13.12.01	0,19	0,80	0,96	4,18
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,63	2,24	13.12.01	0,34	1,41	1,68	7,34
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,08	2,05	10.12.01	0,08	0,32	0,38	1,64
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,11	2,08	11.01.02	0,10	0,40	0,48	2,08
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,18	1,93	10.12.01	0,12	0,50	0,60	2,62
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,23	1,9	15.01.02	0,14	0,57	0,69	2,99
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,06	2,21	14.01.02	0,07	0,29	0,35	1,53
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,07	2,36	11.01.02	0,08	0,35	0,42	1,84
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,20	2,09	14.01.02	0,14	0,59	0,71	3,10
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,10	2,04	11.01.02	0,09	0,37	0,44	1,94
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,84	2,27	13.12.01	0,41	1,72	2,05	8,97
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,29	2,1	14.01.02	0,18	0,76	0,91	3,99
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,06	1,98	11.01.02	0,06	0,26	0,31	1,35
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,13	2,22	14.01.02	0,12	0,50	0,59	2,60
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,36	2,74	10.12.01	0,31	1,31	1,56	6,82
3. Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,09	2,02	10.12.01	0,08	0,35	0,41	1,81
229 Siemensstr.	0,07	2,03	11.01.02	0,07	0,29	0,34	1,49
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,48	2,09	15.01.02	0,25	1,05	1,26	5,50
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,20	2,23	15.01.02	0,16	0,66	0,79	3,47
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,19	2	13.12.01	0,13	0,53	0,64	2,79
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,16	2,49	10.12.01	0,16	0,66	0,79	3,47
221 Landstraße Hauptstr.	0,12	1,98	14.01.02	0,09	0,40	0,47	2,06
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,30	1,8	13.12.01	0,15	0,63	0,75	3,28
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,14	2,42	14.01.02	0,14	0,60	0,72	3,12
178.W Stadlauer Str.	0,19	1,86	10.12.01	0,12	0,48	0,58	2,52
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,22	1,87	14.01.02	0,13	0,54	0,65	2,84
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,14	2,36	10.12.01	0,14	0,58	0,69	3,02
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,20	2,16	15.01.02	0,15	0,63	0,76	3,30
205.W Mauerbachstr.	0,29	2	13.12.01	0,17	0,72	0,86	3,75
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,59	2,03	13.12.01	0,28	1,16	1,38	6,04
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,11	1,9	11.01.02	0,09	0,36	0,43	1,89
158.W Kirchstellterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,71	1,82	15.01.02	0,26	1,11	1,32	5,77
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,13	2,34	10.12.01	0,13	0,55	0,66	2,87
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,13	3,49	10.12.01	0,23	0,97	1,16	5,04
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,37	1,69	15.01.02	0,15	0,64	0,77	3,36
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,54	3,44	15.01.02	0,57	2,40	2,87	12,53
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,13	1,84	10.12.01	0,09	0,38	0,45	1,96
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,16	2,04	13.12.01	0,12	0,50	0,60	2,63

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-24: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 15 (Jänner 2002)

Messpunkte	sL-Wert		Datum	EF PM _{2,5} [g/VKT]	EF PM ₁₀ [g/VKT]	EF PM ₁₅ [g/VKT]	EF PM ₃₀ [g/VKT]
	[g/m ²]	[t]					
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,46	1,95	29.01.02	0,22	0,92	1,10	4,81
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	1,02	1,82	29.01.02	0,33	1,40	1,67	7,30
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,06	1,98	29.01.02	0,06	0,25	0,30	1,30
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,10	2,19	23.01.02	0,10	0,41	0,49	2,12
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,13	2,01	23.01.02	0,10	0,43	0,51	2,23
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,41	1,98	31.01.02	0,21	0,88	1,05	4,60
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,21	2,21	23.01.02	0,16	0,67	0,80	3,49
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,17	2,24	23.01.02	0,14	0,60	0,72	3,12
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,06	2,05	16.01.02	0,06	0,26	0,31	1,34
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,16	2,08	24.01.02	0,12	0,52	0,62	2,73
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,14	1,93	16.01.02	0,10	0,41	0,49	2,15
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,23	1,9	29.01.02	0,14	0,57	0,68	2,96
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,03	2,21	31.01.02	0,05	0,20	0,24	1,07
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,31	2,36	24.01.02	0,23	0,95	1,14	4,97
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,33	2,09	31.01.02	0,20	0,83	0,99	4,31
226 Adalbert-Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,09	2,04	24.01.02	0,08	0,34	0,41	1,78
122.W Schloßallee unter Westbahn	2,40	2,27	23.01.02	0,82	3,41	4,08	17,80
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,66	2,1	31.01.02	0,31	1,31	1,57	6,85
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	1,10	1,98	24.01.02	0,40	1,68	2,01	8,75
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,03	2,22	31.01.02	0,04	0,19	0,22	0,98
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,10	2,74	16.01.02	0,14	0,57	0,68	2,99
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,06	2,02	16.01.02	0,06	0,25	0,30	1,31
229 Siemensstr.	0,24	2,03	24.01.02	0,15	0,65	0,77	3,37
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,93	2,09	29.01.02	0,39	1,63	1,95	8,51
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,10	2,23	29.01.02	0,10	0,43	0,52	2,25
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,13	2,23	23.01.02	0,10	0,42	0,51	2,21
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,06	2,49	16.01.02	0,09	0,36	0,43	1,89
221 Landstraßer Hauptstr.	0,05	1,98	31.01.02	0,05	0,23	0,27	1,18
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,22	1,8	23.01.02	0,12	0,51	0,61	2,65
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,27	2,42	31.01.02	0,22	0,90	1,08	4,69
178.W Stadlauer Str.	0,15	1,86	16.01.02	0,10	0,41	0,49	2,13
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,25	1,87	31.01.02	0,14	0,59	0,70	3,07
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,13	2,36	16.01.02	0,13	0,54	0,65	2,84
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,26	2,16	29.01.02	0,18	0,74	0,89	3,87
205.W Mauerbachstr.	0,15	2,23	23.01.02	0,11	0,47	0,56	2,43
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,44	2,03	23.01.02	0,23	0,95	1,14	4,97
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,28	1,9	24.01.02	0,16	0,65	0,78	3,39
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,18	1,82	29.01.02	0,11	0,45	0,54	2,36
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,18	2,34	16.01.02	0,16	0,67	0,80	3,50
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,22	3,49	16.01.02	0,33	1,37	1,63	7,12
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,49	1,69	29.01.02	0,19	0,78	0,93	4,06
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,62	3,44	29.01.02	0,63	2,63	3,14	13,72
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,19	1,84	16.01.02	0,11	0,48	0,57	2,48
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	1,42	2,04	23.01.02	0,49	2,06	2,47	10,77

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-25: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 16 (Februar 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	1,238175676	1,95	28.02.02	0,42	1,77	2,11	9,21
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,3125	1,82	28.02.02	0,16	0,65	0,78	3,39
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,154296875	1,98	28.02.02	0,11	0,47	0,56	2,43
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,150862069	2,19	05.02.02	0,13	0,53	0,64	2,79
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,178819444	2,01	05.02.02	0,13	0,53	0,63	2,74
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,113636364	1,98	26.02.02	0,09	0,38	0,46	2,00
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,137152778	2,21	05.02.02	0,12	0,51	0,61	2,66
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäuser-Br.	0,448529412	2,24	05.02.02	0,27	1,12	1,34	5,86
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,130040323	2,05	04.02.02	0,11	0,44	0,53	2,29
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,051724138	2,08	12.02.02	0,06	0,25	0,30	1,29
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,16875	1,93	04.02.02	0,11	0,48	0,57	2,48
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,189583333	1,9	28.02.02	0,12	0,50	0,60	2,62
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,117732558	2,21	26.02.02	0,11	0,46	0,55	2,41
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,118951613	2,36	12.02.02	0,12	0,51	0,61	2,67
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,232954545	2,09	26.02.02	0,16	0,66	0,79	3,45
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,082142857	2,04	12.02.02	0,08	0,32	0,39	1,69
122.W Schloßallee unter Westbahn	2,237903226	2,27	05.02.02	0,78	3,26	3,89	16,99
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,482954545	2,1	26.02.02	0,26	1,07	1,28	5,58
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,157258065	1,98	12.02.02	0,11	0,47	0,56	2,46
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,273897059	2,22	26.02.02	0,19	0,80	0,96	4,20
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,255952381	2,74	04.02.02	0,25	1,06	1,26	5,51
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,230113636	2,02	04.02.02	0,15	0,62	0,75	3,25
229 Siemensstr.	0,121212121	2,03	12.02.02	0,10	0,41	0,49	2,16
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,479166667	2,09	28.02.02	0,25	1,06	1,26	5,51
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,108974359	2,23	28.02.02	0,11	0,44	0,53	2,32
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,265202703	2,05	05.02.02	0,16	0,67	0,81	3,51
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,430769231	2,49	04.02.02	0,31	1,28	1,53	6,69
221 Landstraßer Hauptstr.	0,096590909	1,98	26.02.02	0,08	0,34	0,41	1,80
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,484011628	1,8	05.02.02	0,20	0,85	1,02	4,44
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,194444444	2,42	26.02.02	0,18	0,73	0,88	3,82
178.W Stadlauer Str.	0,122807018	1,86	04.02.02	0,09	0,37	0,44	1,91
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,31547619	1,87	26.02.02	0,16	0,68	0,81	3,56
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,259308511	2,36	04.02.02	0,20	0,85	1,02	4,44
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,114825581	2,16	28.02.02	0,10	0,44	0,52	2,29
205.W Mauerbachstr.	0,122222222	2,05	05.02.02	0,10	0,41	0,49	2,12
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,524671053	2,03	05.02.02	0,26	1,07	1,28	5,60
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,15625	1,9	12.02.02	0,11	0,44	0,53	2,31
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,428353659	1,82	28.02.02	0,19	0,80	0,95	4,17
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,489224138	2,34	04.02.02	0,30	1,27	1,52	6,62
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,231681034	3,49	04.02.02	0,34	1,42	1,70	7,42
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,240056818	1,69	28.02.02	0,12	0,49	0,59	2,56
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,154761905	3,44	28.02.02	0,26	1,07	1,28	5,58
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,221590909	1,84	04.02.02	0,13	0,53	0,63	2,76
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,12	2,04	05.02.02	0,09	0,37	0,44	1,92

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-26: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 17 (März 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2.5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,576388889	1,95	12.03.02	0,26	1,07	1,28	5,60
221 Hernalsener Gürtel Höhe Thelemangasse	0,561403509	1,82	12.03.02	0,23	0,95	1,14	4,97
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,162698413	1,98	12.03.02	0,12	0,48	0,58	2,52
1 Hadikgasse zw. Schönbr- u. Kennedy-Br.	0,036163522	2,19	05.03.02	0,05	0,21	0,25	1,10
1. Lt. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,109693878	2,01	05.03.02	0,09	0,38	0,46	1,99
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,126329787	1,98	08.03.02	0,10	0,41	0,49	2,14
1 Hadikgasse bei Braunschweig	0,226973684	2,21	05.03.02	0,17	0,71	0,85	3,69
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhaus-Br.	0,077702703	2,24	05.03.02	0,09	0,36	0,43	1,88
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,139112903	2,05	04.03.02	0,11	0,46	0,55	2,40
8 Lassallestr. zw. Praterslern u. Reichsbr.	0,126602564	2,08	07.03.02	0,11	0,44	0,53	2,30
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnhinterf.	0,091796875	1,93	04.03.02	0,08	0,32	0,38	1,67
223 Gablenzg./Koppsstr. Höhe Hippg.	0,261363636	1,9	12.03.02	0,15	0,62	0,74	3,22
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,068313953	2,21	08.03.02	0,08	0,32	0,39	1,69
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,1046875	2,36	07.03.02	0,11	0,47	0,56	2,46
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,183673469	2,09	08.03.02	0,14	0,57	0,68	2,96
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,138513514	2,04	07.03.02	0,11	0,45	0,54	2,37
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,210459184	2,27	05.03.02	0,17	0,70	0,84	3,66
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,102393617	2,1	08.03.02	0,09	0,39	0,47	2,04
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,219642857	1,98	07.03.02	0,14	0,59	0,70	3,06
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,063920455	2,22	08.03.02	0,07	0,31	0,37	1,63
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,113461538	2,74	04.03.02	0,15	0,62	0,74	3,24
3 Doneustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,077898551	2,02	04.03.02	0,07	0,31	0,37	1,61
229 Siemensstr.	0,315789474	2,03	07.03.02	0,18	0,77	0,92	4,02
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	1,108974359	2,09	12.03.02	0,44	1,82	2,18	9,51
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,31125	2,23	12.03.02	0,21	0,88	1,05	4,59
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,512195122	2	05.03.02	0,25	1,03	1,24	5,39
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,911764706	2,49	04.03.02	0,50	2,09	2,50	10,89
221 Landstraße Hauptstr.	0,15625	1,98	08.03.02	0,11	0,47	0,56	2,45
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,761968085	1,8	05.03.02	0,27	1,14	1,37	5,96
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,293032787	2,42	08.03.02	0,23	0,96	1,14	4,99
178.W Stadlauer Str.	0,228070175	1,86	04.03.02	0,13	0,55	0,65	2,86
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,146126761	1,87	08.03.02	0,10	0,41	0,49	2,16
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,165	2,36	04.03.02	0,15	0,63	0,76	3,31
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,206395349	2,16	12.03.02	0,15	0,64	0,77	3,35
205.W Mauerbachstr.	0,110416667	2	05.03.02	0,09	0,38	0,46	1,99
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,698863636	2,03	05.03.02	0,31	1,29	1,55	6,74
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,373563218	1,9	07.03.02	0,19	0,78	0,93	4,06
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,600260417	1,82	12.03.02	0,24	0,99	1,19	5,19
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,282986111	2,34	04.03.02	0,21	0,89	1,06	4,64
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,232758621	3,49	04.03.02	0,34	1,43	1,71	7,44
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,7425	1,69	12.03.02	0,24	1,02	1,22	5,33
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,294921875	3,44	12.03.02	0,39	1,63	1,95	8,49
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,879166667	1,84	04.03.02	0,31	1,30	1,55	6,76
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,848214286	2,04	05.03.02	0,35	1,48	1,77	7,71

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-27: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 18 (März 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,236666667	1,95	31.03.02	0,14	0,60	0,72	3,14
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,559267241	1,82	31.03.02	0,23	0,95	1,14	4,95
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,182692308	1,98	31.03.02	0,12	0,52	0,62	2,72
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,065	2,19	18.03.02	0,07	0,31	0,37	1,61
1. Li. Wienzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,141304348	2,01	18.03.02	0,11	0,45	0,54	2,35
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,3375	1,98	30.03.02	0,19	0,78	0,93	4,05
1 Hadikgasse bei Braunschweiglg.	0,091666667	2,21	18.03.02	0,09	0,39	0,47	2,05
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,10326087	2,24	18.03.02	0,10	0,43	0,52	2,26
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,09375	2,05	13.03.02	0,09	0,36	0,43	1,85
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,081896552	2,08	28.03.02	0,08	0,33	0,40	1,74
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,158163265	1,93	13.03.02	0,11	0,46	0,55	2,38
223 Gablenzg./Koppsir. Höhe Hippg.	0,0925	1,9	31.03.02	0,08	0,31	0,38	1,64
227 Erdberger Lände vor ONR. 36	0,1	2,21	30.03.02	0,10	0,41	0,50	2,16
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,046568627	2,36	28.03.02	0,07	0,28	0,33	1,45
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,6015625	2,09	30.03.02	0,29	1,23	1,46	6,39
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,246666667	2,04	28.03.02	0,16	0,66	0,79	3,45
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,241803279	2,27	18.03.02	0,18	0,77	0,92	4,00
225 Wienerbergstr. vor ONR. 15	0,158333333	2,1	30.03.02	0,12	0,52	0,62	2,70
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,19875	1,98	28.03.02	0,13	0,55	0,66	2,87
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,365530303	2,22	30.03.02	0,23	0,97	1,16	5,06
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,228515625	2,74	13.03.02	0,23	0,98	1,17	5,11
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,200367647	2,02	13.03.02	0,14	0,57	0,68	2,97
229 Siemensstr.	0,297435897	2,03	28.03.02	0,18	0,74	0,89	3,87
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,822368421	2,09	31.03.02	0,36	1,50	1,79	7,83
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,27875	2,23	31.03.02	0,20	0,82	0,98	4,27
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,19921875	2	18.03.02	0,13	0,56	0,67	2,92
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,466071429	2,49	13.03.02	0,32	1,35	1,61	7,04
221 Landstraßer Hauptstr.	0,196428571	1,98	30.03.02	0,13	0,55	0,65	2,85
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,31	1,8	18.03.02	0,15	0,64	0,76	3,32
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	1,001953125	2,42	30.03.02	0,51	2,13	2,54	11,10
178.W Stadlauer Str.	1,004032258	1,86	13.03.02	0,34	1,43	1,72	7,49
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	1,036666667	1,87	30.03.02	0,35	1,48	1,77	7,71
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,95125	2,36	13.03.02	0,47	1,98	2,37	10,33
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,244350282	2,16	30.03.02	0,17	0,72	0,86	3,74
205.W Mauerbachstr.	0,03987069	2	18.03.02	0,05	0,20	0,23	1,03
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,244565217	2,03	18.03.02	0,16	0,65	0,78	3,41
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,941810345	1,9	28.03.02	0,34	1,42	1,70	7,41
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,665697674	1,82	31.03.02	0,25	1,06	1,27	5,55
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,564189189	2,34	13.03.02	0,33	1,39	1,66	7,26
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,125	3,49	13.03.02	0,23	0,95	1,14	4,97
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,853794643	1,69	30.03.02	0,27	1,12	1,34	5,84
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,359375	3,44	31.03.02	0,44	1,85	2,21	9,66
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,654761905	1,84	13.03.02	0,26	1,07	1,28	5,58
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,328571429	2,04	18.03.02	0,19	0,80	0,95	4,16

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-28: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 19 (April 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,130319149	1,95	11.04.02	0,10	0,41	0,49	2,13
221 Hernaleser Gürtel Höhe Thelemangasse	0,297619048	1,82	11.04.02	0,15	0,63	0,75	3,29
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,1325	1,98	11.04.02	0,10	0,42	0,51	2,20
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,171666667	2,19	05.04.02	0,14	0,58	0,70	3,03
1. Li. Wjenzelle stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,243333333	2,01	05.04.02	0,15	0,64	0,77	3,35
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,386494253	1,98	09.04.02	0,20	0,85	1,01	4,42
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,173333333	2,21	05.04.02	0,14	0,59	0,71	3,10
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,213333333	2,24	05.04.02	0,17	0,69	0,83	3,62
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,213709677	2,05	03.04.02	0,15	0,61	0,73	3,17
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,21875	2,08	08.04.02	0,15	0,63	0,75	3,29
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,337179487	1,93	03.04.02	0,18	0,75	0,89	3,89
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,11	1,9	11.04.02	0,08	0,35	0,42	1,84
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,105769231	2,21	09.04.02	0,10	0,43	0,51	2,25
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,297222222	2,36	08.04.02	0,22	0,93	1,11	4,85
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,146666667	2,09	09.04.02	0,12	0,49	0,59	2,55
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,174242424	2,04	08.04.02	0,13	0,53	0,63	2,75
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,231818182	2,27	05.04.02	0,18	0,75	0,89	3,89
225.Wienerbergstr. vor ONr. 15	1,097916667	2,1	09.04.02	0,44	1,82	2,18	9,52
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,373333333	1,98	08.04.02	0,20	0,83	0,99	4,32
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,1875	2,22	09.04.02	0,15	0,63	0,75	3,28
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,42578125	2,74	03.04.02	0,35	1,47	1,76	7,66
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,288043478	2,02	03.04.02	0,17	0,72	0,86	3,76
229 Siemensstr.	0,327114428	2,03	08.04.02	0,19	0,79	0,94	4,12
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,503205128	2,09	11.04.02	0,26	1,09	1,30	5,69
194.W Breitenfurter Str. zw. Radaunerstr. u. Willerg.	0,125	2,23	11.04.02	0,12	0,49	0,58	2,54
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,333333333	2,05	05.04.02	0,19	0,78	0,93	4,08
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,260869565	2,49	03.04.02	0,22	0,93	1,11	4,83
221 Landstraße Hauptstr.	0,275390625	1,98	09.04.02	0,16	0,68	0,81	3,55
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,356410256	1,8	05.04.02	0,17	0,70	0,83	3,64
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,305555556	2,42	09.04.02	0,24	0,98	1,18	5,13
178.W Stadlauer Str.	1,194892473	1,86	03.04.02	0,38	1,61	1,92	8,38
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,465	1,87	09.04.02	0,21	0,88	1,05	4,58
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,658333333	2,36	03.04.02	0,37	1,56	1,86	8,13
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,176388889	2,16	11.04.02	0,14	0,58	0,69	3,03
205.W Mauerbachstr.	0,123611111	2,05	05.04.02	0,10	0,41	0,49	2,14
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,648472222	2,03	05.04.02	0,29	1,23	1,47	6,42
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,8734375	1,9	08.04.02	0,32	1,35	1,62	7,06
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,505555556	1,82	11.04.02	0,21	0,89	1,06	4,64
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,605	2,34	03.04.02	0,35	1,46	1,74	7,60
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,201508621	3,49	03.04.02	0,31	1,30	1,55	6,77
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,453389831	1,69	11.04.02	0,18	0,74	0,89	3,87
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,181666667	3,44	11.04.02	0,28	1,19	1,42	6,20
193.W Telefonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	1,050546448	1,84	03.04.02	0,35	1,45	1,74	7,59
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,246428571	2,04	05.04.02	0,16	0,66	0,79	3,45

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-29: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 20 (April 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[t]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	0,145	1,95	28.04.02	0,10	0,44	0,52	2,28
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,201754386	1,82	28.04.02	0,12	0,49	0,59	2,55
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,123333333	1,98	28.04.02	0,10	0,40	0,48	2,10
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,091008772	2,19	18.04.02	0,09	0,39	0,46	2,01
1. Li. Wienzelle städt. ausw. vor Lobkowitzbr.	0,171875	2,01	18.04.02	0,12	0,51	0,61	2,67
17. Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,055084746	1,98	27.04.02	0,06	0,24	0,29	1,25
1 Hadikgasse bei Braunschweig	0,123333333	2,21	18.04.02	0,11	0,48	0,57	2,48
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,07125	2,24	18.04.02	0,08	0,34	0,41	1,77
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,108870968	2,05	16.04.02	0,09	0,39	0,47	2,04
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,077777778	2,08	20.04.02	0,08	0,32	0,38	1,68
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnhöf.	0,268849206	1,93	16.04.02	0,15	0,64	0,77	3,36
223 Gableng./Koppsir. Höhe Hippg.	0,137931034	1,9	28.04.02	0,10	0,41	0,49	2,13
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,12195122	2,21	27.04.02	0,11	0,47	0,56	2,46
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,066666667	2,36	20.04.02	0,08	0,35	0,42	1,84
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,054232804	2,09	27.04.02	0,06	0,26	0,31	1,34
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,0625	2,04	20.04.02	0,06	0,27	0,32	1,41
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,169354839	2,27	18.04.02	0,15	0,61	0,73	3,17
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,465277778	2,1	27.04.02	0,25	1,04	1,25	5,45
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,06875	1,98	20.04.02	0,07	0,28	0,33	1,44
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,311197917	2,22	27.04.02	0,21	0,87	1,04	4,56
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,237179487	2,74	16.04.02	0,24	1,00	1,20	5,24
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,131433824	2,02	16.04.02	0,10	0,43	0,52	2,26
229 Siemensstr.	0,131313131	2,03	20.04.02	0,10	0,44	0,52	2,28
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,421474359	2,09	28.04.02	0,23	0,97	1,16	5,07
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,12125	2,23	28.04.02	0,11	0,48	0,57	2,49
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,288333333	2	18.04.02	0,17	0,71	0,85	3,71
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,450704225	2,49	16.04.02	0,32	1,32	1,58	6,89
221 Landstraßer Hauptstr.	0,184570313	1,98	27.04.02	0,13	0,52	0,63	2,73
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,28515625	1,8	18.04.02	0,14	0,60	0,72	3,14
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,224867725	2,42	27.04.02	0,19	0,81	0,96	4,20
178.W Stadlauer Str.	1,018055556	1,86	16.04.02	0,35	1,45	1,73	7,55
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,730769231	1,87	27.04.02	0,28	1,18	1,41	6,14
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,850446429	2,36	16.04.02	0,44	1,84	2,20	9,61
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,293333333	2,16	28.04.02	0,19	0,81	0,96	4,21
205.W Mauerbachstr.	0,063888889	2	18.04.02	0,06	0,27	0,32	1,39
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,382267442	2,03	18.04.02	0,21	0,87	1,04	4,56
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,442901235	1,9	20.04.02	0,21	0,87	1,04	4,54
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,411858974	1,82	28.04.02	0,19	0,78	0,93	4,06
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,39527027	2,34	16.04.02	0,26	1,10	1,32	5,76
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,159482759	3,49	16.04.02	0,27	1,12	1,33	5,82
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,777083333	1,69	28.04.02	0,25	1,05	1,26	5,49
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,157692308	3,44	28.04.02	0,26	1,08	1,30	5,65
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,501322751	1,84	16.04.02	0,21	0,90	1,07	4,69
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,12622549	2,04	18.04.02	0,10	0,43	0,51	2,23

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

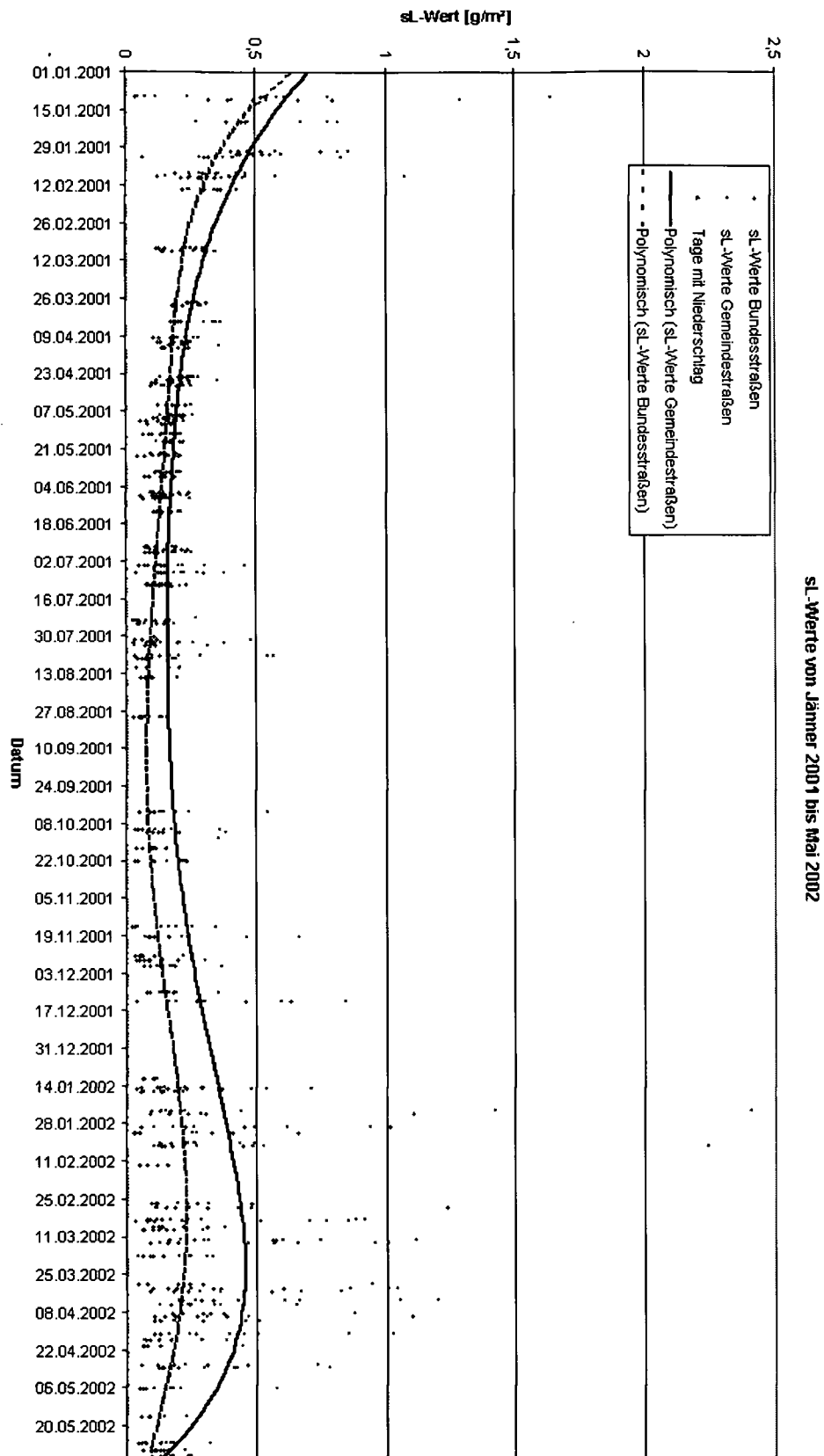
Tabelle 3-30: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 21 (Mai 2002)

Messpunkte	sL-Wert	W	Datum	EF PM2,5	EF PM10	EF PM15	EF PM30
	[g/m ²]	[l]		[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]	[g/VKT]
221 Marlahilfer Gürtel vor Kirche	0,043939394	1,95	26.05.02	0,05	0,20	0,24	1,05
221 Hernalseer Gürtel Höhe Thelemangasse	0,133333333	1,82	26.05.02	0,09	0,37	0,45	1,95
221 Margaretegürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	0,0546875	1,98	26.05.02	0,06	0,24	0,28	1,24
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	0,063131313	2,19	06.05.02	0,07	0,30	0,36	1,58
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	0,15	2,01	06.05.02	0,11	0,47	0,56	2,44
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	0,143055556	1,98	29.05.02	0,11	0,44	0,53	2,32
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	0,071296296	2,21	06.05.02	0,08	0,33	0,40	1,74
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	0,052380952	2,24	06.05.02	0,07	0,28	0,33	1,45
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	0,141414141	2,05	31.05.02	0,11	0,46	0,56	2,42
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	0,115277778	2,08	29.05.02	0,10	0,42	0,50	2,17
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	0,096774194	1,93	31.05.02	0,08	0,33	0,40	1,73
223 Gablenzg./Koppstr. Höhe Hippg.	0,072368421	1,9	26.05.02	0,06	0,27	0,32	1,40
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	0,093108504	2,21	16.05.02	0,09	0,40	0,47	2,07
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	0,132142857	2,36	29.05.02	0,13	0,55	0,66	2,86
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	0,16087963	2,09	29.05.02	0,12	0,52	0,62	2,71
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	0,142676768	2,04	29.05.02	0,11	0,46	0,55	2,42
122.W Schloßallee unter Westbahn	0,174145299	2,27	06.05.02	0,15	0,62	0,74	3,23
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	0,140151515	2,1	29.05.02	0,11	0,48	0,57	2,50
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	0,063131313	1,98	29.05.02	0,06	0,26	0,31	1,36
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	0,05875	2,22	16.05.02	0,07	0,30	0,35	1,54
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	0,162878788	2,74	31.05.02	0,19	0,79	0,94	4,10
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	0,130482456	2,02	31.05.02	0,10	0,43	0,52	2,25
229 Siemensstr.	0,105555556	2,03	29.05.02	0,09	0,38	0,45	1,97
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	0,133064516	2,09	26.05.02	0,11	0,46	0,55	2,40
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	0,164634146	2,23	26.05.02	0,14	0,58	0,70	3,03
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	0,207142857	2	06.05.02	0,14	0,57	0,69	2,99
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	0,177083333	2,49	31.05.02	0,17	0,72	0,86	3,75
221 Landstraßer Hauptstr.	0,086904762	1,98	16.05.02	0,08	0,32	0,38	1,68
173.W Dornbacher Str. bei St. Anna Kapelle	0,163265306	1,8	06.05.02	0,10	0,42	0,50	2,19
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	0,141923077	2,42	16.05.02	0,14	0,60	0,71	3,11
178.W Stadlauer Str.	0,244588745	1,86	31.05.02	0,14	0,57	0,69	2,99
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	0,23046875	1,87	16.05.02	0,13	0,56	0,66	2,90
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	0,236486486	2,36	31.05.02	0,19	0,80	0,96	4,18
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	0,176744186	2,16	26.05.02	0,14	0,58	0,69	3,03
205.W Mauerbachstr.	0,166666667	2	06.05.02	0,12	0,50	0,60	2,60
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	0,575	2,03	06.05.02	0,27	1,14	1,36	5,94
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	0,221	1,9	29.05.02	0,13	0,55	0,66	2,89
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	0,06375	1,82	26.05.02	0,06	0,23	0,28	1,21
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,245833333	2,34	31.05.02	0,19	0,81	0,97	4,23
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	0,238888889	3,49	31.05.02	0,35	1,45	1,73	7,57
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	0,148148148	1,69	26.05.02	0,09	0,36	0,43	1,87
195.W Kaltenleutgeber Str. bei Hochstr.	0,320833333	3,44	26.05.02	0,41	1,72	2,06	8,97
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	0,236111111	1,84	31.05.02	0,13	0,55	0,66	2,87
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	0,104166667	2,04	06.05.02	0,09	0,38	0,45	1,97

Bundesstraßen und Gemeindestraßen

In der folgenden Abbildung 3-6 werden die gemessenen sL-Werte von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002 dargestellt. Aus dieser Abbildung wird ersichtlich, dass die ermittelten sL-Werte in den Sommermonaten niedriger sind als in den Herbst- und Wintermonaten. Des Weiteren ist die Streuung der einzelnen sL-Werte innerhalb eines Sommermonate-Zyklus geringer als in einem der Wintermonate-Zyklen. Die größere Streuung der gemessenen sL-Werte im Herbst wird verursacht durch örtlich (Alleen, angrenzende Waldstücke) vermehrten Eintrag von organischem Material (Herbstlaub) und im Winter durch Einbringung von Streugut.

In der Abbildung 3-7 bis Abbildung 3-10 werden die ermittelten Emissionsfaktoren aus Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30 (für PM_{2,5}, PM₁₀, PM₁₅ und PM₃₀) über den Messzeitraum dargestellt.



sL-Werte von Jänner 2001 bis Mai 2002

Abbildung 3-6: gemessene sL-Werte von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002

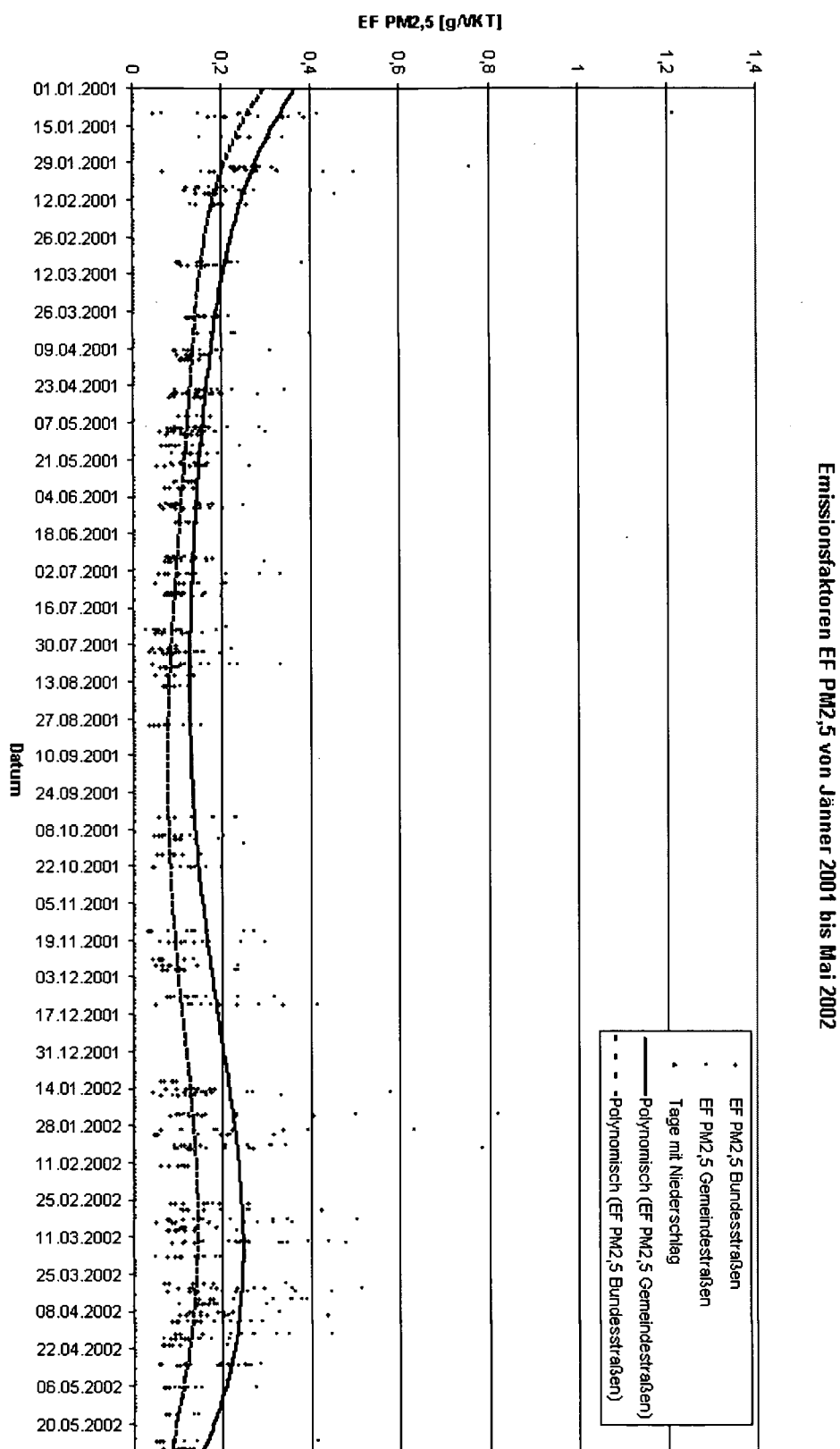


Abbildung 3-7: Emissionsfaktoren für PM_{2,5} von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002

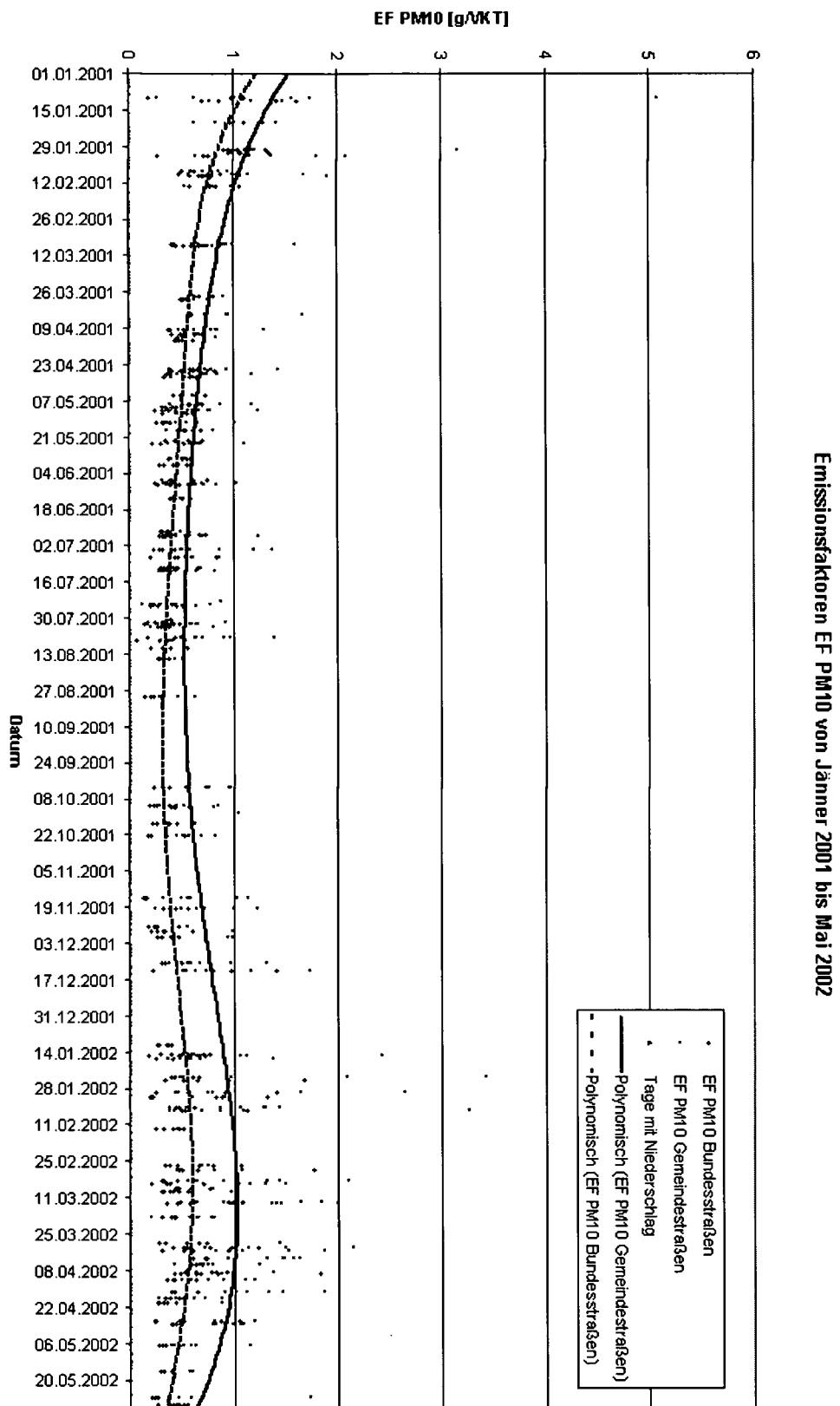


Abbildung 3-8: Emissionsfaktoren für PM10 von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002

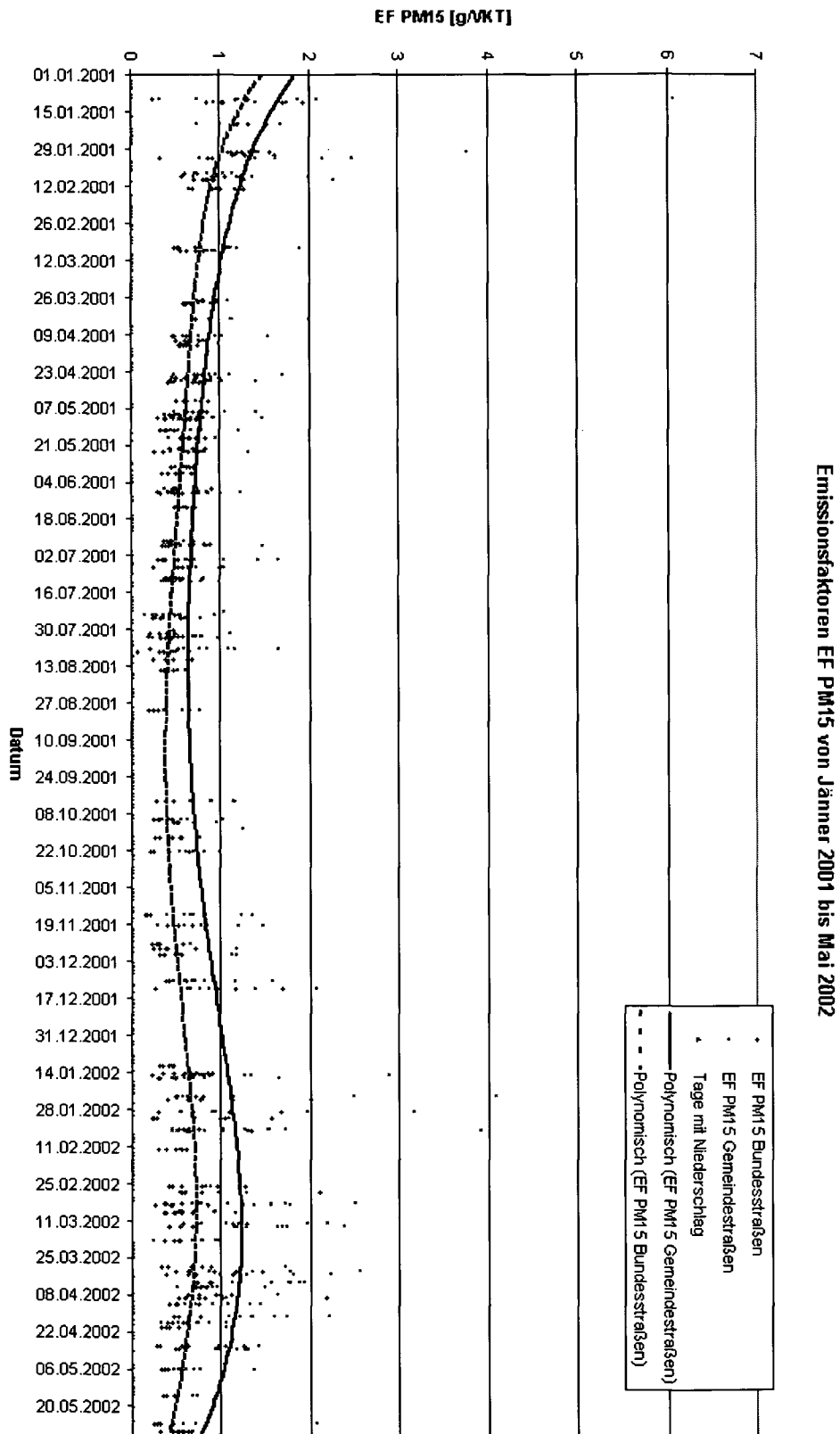


Abbildung 3-9: Emissionsfaktoren für PM15 von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002

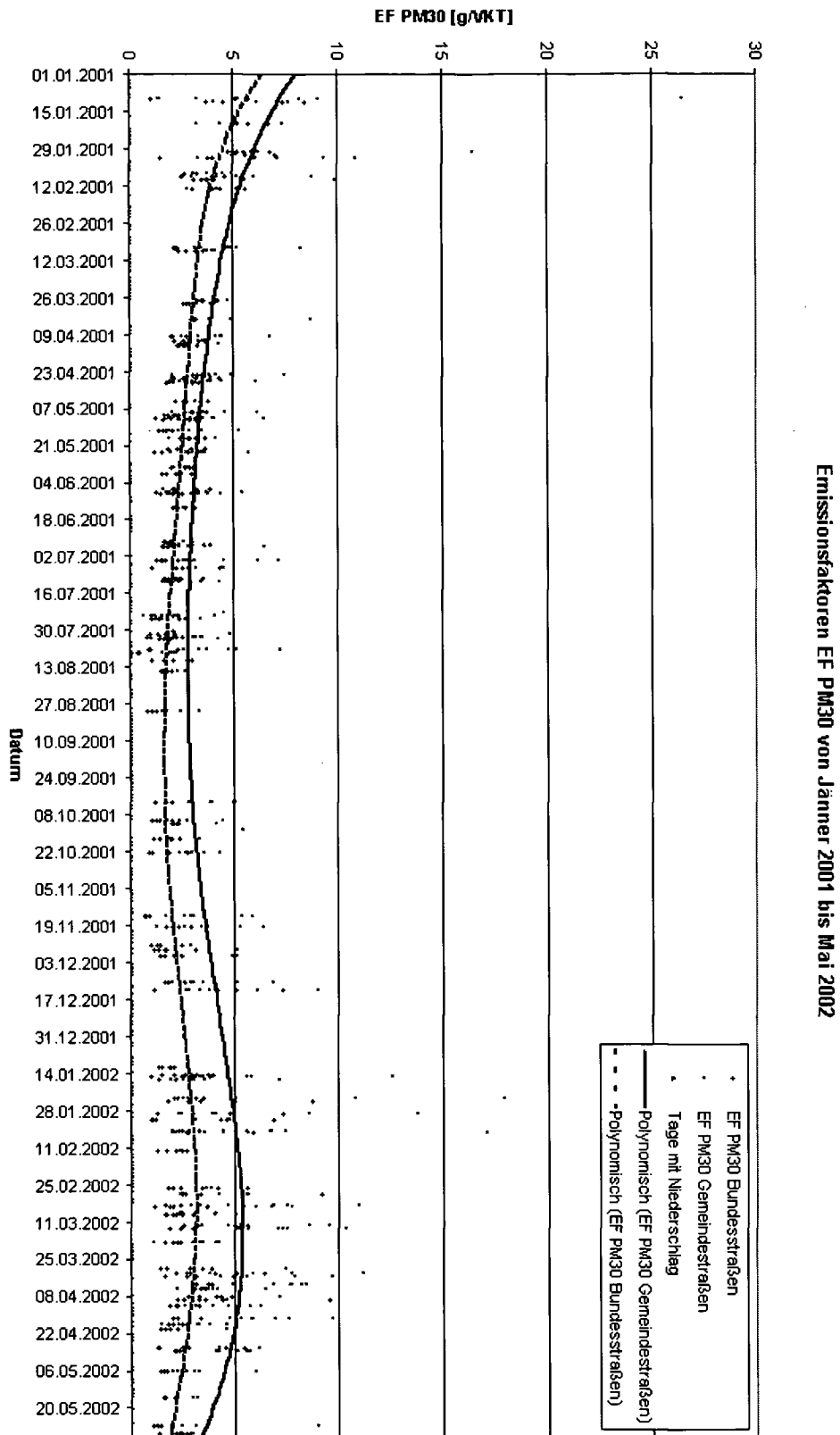


Abbildung 3-10: Emissionsfaktoren für PM30 von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002

3.4.5. Graphische Darstellung der mittleren Emissionsfaktoren über die einzelnen Messzyklen

3.4.5.1. Aus den gemessenen sL-Werten und durchschnittlichen Fahrzeuggewichten ermittelte Emissionsfaktoren ohne Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag

In den folgenden beiden Diagrammen (Abbildung 3-11 und Abbildung 3-12) werden die direkt aus den sL-Wertmessungen ermittelten mittleren Emissionsfaktoren für PM₁₀ über den jeweiligen Messzyklen dargestellt. Die mittleren Emissionsfaktoren für Bundes- und Gemeindestraßen ergeben sich durch eine Mittelwertbildung jener Emissionsfaktoren EF PM₁₀, welche im Kapitel 3.4.4.1, Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30 und Abbildung 3-8, aufgeführt sind. Aus Tabelle 3-31 sind die Beginnzeiten und die Dauer der einzelnen Messzyklen ersichtlich.

Die in Abbildung 3-11 und Abbildung 3-12 dargestellten mittleren Emissionsfaktoren EF PM₁₀ für Bundes- und Gemeindestraßen gelten nur für Messtage ohne Niederschlag innerhalb der einzelnen Messzyklen und werden auch für die restlichen niederschlagsfreien Tage innerhalb des Zyklus als gleich angenommen. An Tagen mit Niederschlag werden die sL-Werte laut EPA [17] mit Null angenommen und beeinflussen daher die mittleren Emissionsfaktoren, siehe Kapitel 3.4.5.2. Die Emissionsfaktoren für PM_{2,5}, PM₁₅ und PM₃₀ werden aus dem Emissionsfaktor EF PM₁₀ und dem Verhältnis der partikelgrößenabhängigen Faktoren k_{PMa} / k_{PMb} , siehe Tabelle 3-3 und Kapitel 3.4.6, bestimmt.

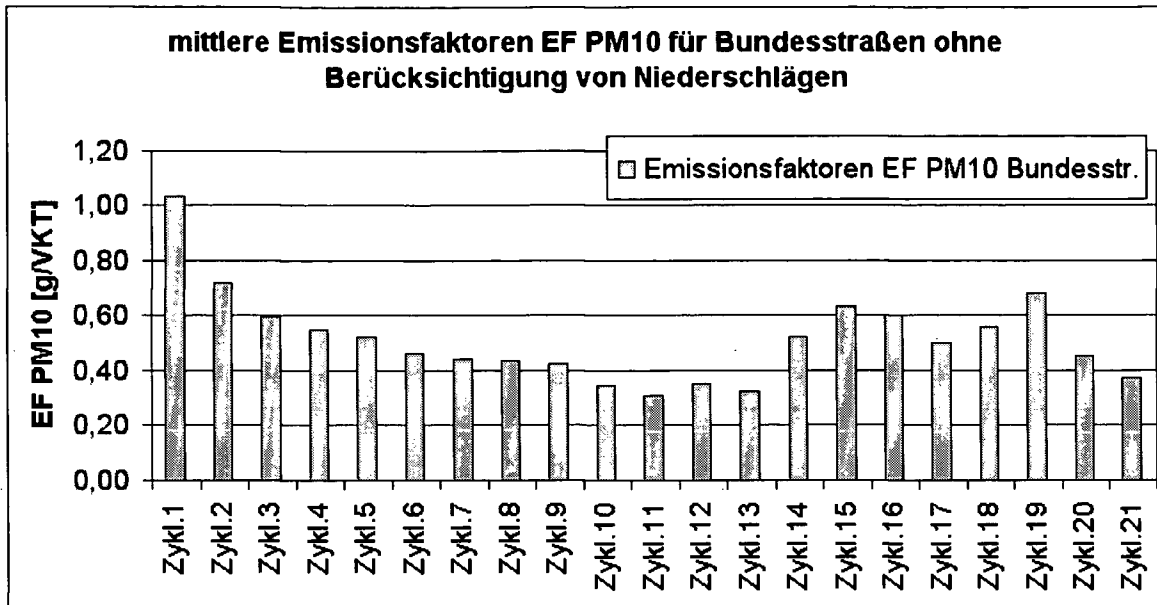


Abbildung 3-11: über den jeweiligen Messzyklus gemittelte Emissionsfaktoren PM10 ohne Berücksichtigung von Niederschlägen, gültig für Bundesstraßen, $EF_{PM_{2,5}} = EF_{PM_{10}} \cdot (1,1/4,6)$; $EF_{PM_{15}} = EF_{PM_{10}} \cdot (5,5/4,6)$; $EF_{PM_{30}} = EF_{PM_{10}} \cdot (24/4,6)$; siehe auch Tabelle 3-32

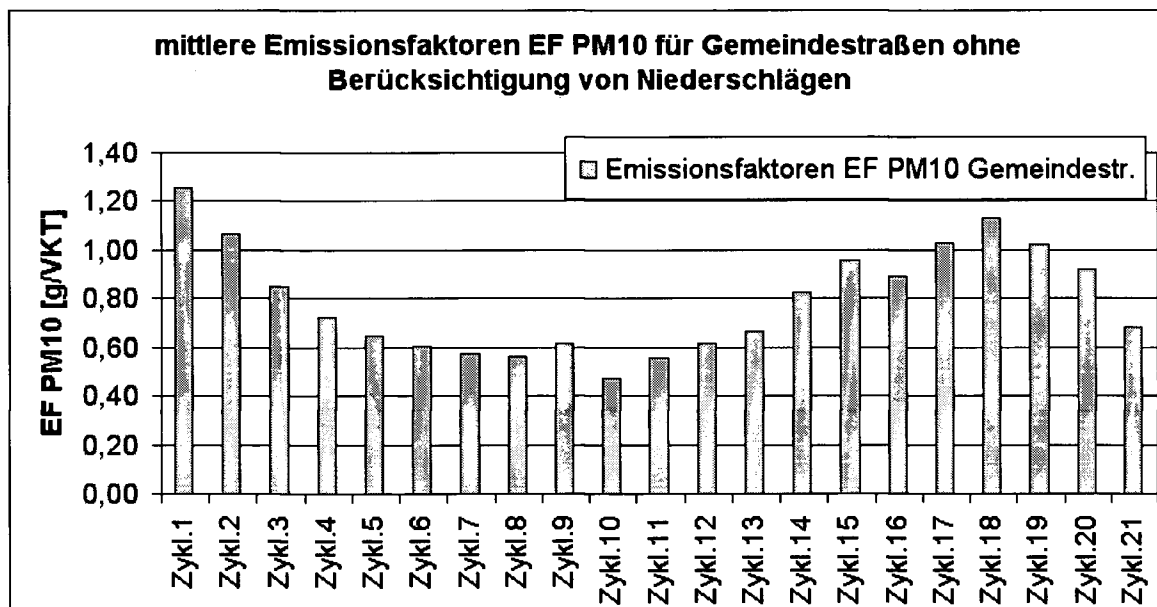


Abbildung 3-12: über den jeweiligen Messzyklus gemittelte Emissionsfaktoren PM10 ohne Berücksichtigung von Niederschlägen, gültig für Gemeindestraßen, $EF_{PM_{2,5}} = EF_{PM_{10}} \cdot (1,1/4,6)$; $EF_{PM_{15}} = EF_{PM_{10}} \cdot (5,5/4,6)$; $EF_{PM_{30}} = EF_{PM_{10}} \cdot (24/4,6)$; siehe auch Tabelle 3-32

Tabelle 3-31: Beginnzeiten und Dauer der eingeführten Messzyklen

Zyklus 1 (10.1.01 bis 31.1.01)	Dauer 22 Tage, 5 Messtage, 12 Tage messfrei trocken, 5 Tage Niederschlag
Zyklus 2 (1.2.01 bis 6.3.01)	Dauer 34 Tage, 5 Messtage, 15 Tage messfrei trocken, 14 Tage Niederschlag
Zyklus 3 (7.3.01 bis 3.4.01)	Dauer 28 Tage, 5 Messtage, 8 Tage messfrei trocken, 15 Tage Niederschlag
Zyklus 4 (4.4.01 bis 25.4.01)	Dauer 22 Tage, 6 Messtage, 2 Tage messfrei trocken, 14 Tage Niederschlag
Zyklus 5 (26.4.01 bis 9.5.01)	Dauer 14 Tage, 5 Messtage, 3 Tage messfrei trocken, 6 Tage Niederschlag
Zyklus 6 (10.5.01 bis 22.5.01)	Dauer 13 Tage, 5 Messtage, 4 Tage messfrei trocken, 4 Tage Niederschlag
Zyklus 7 (23.5.01 bis 7.6.01)	Dauer 16 Tage, 5 Messtage, 6 Tage messfrei trocken, 5 Tage Niederschlag
Zyklus 8 (8.6.01 bis 2.7.01)	Dauer 25 Tage, 5 Messtage, 8 Tage messfrei trocken, 12 Tage Niederschlag
Zyklus 9 (3.7.01 bis 22.7.01)	Dauer 20 Tage, 4 Messtage, 5 Tage messfrei trocken, 11 Tage Niederschlag
Zyklus 10 (23.7.01 bis 5.8.01)	Dauer 14 Tage, 6 Messtage, 2 Tage messfrei trocken, 6 Tage Niederschlag
Zyklus 11 (6.8.01 bis 2.10.01)	Dauer 58 Tage, 5 Messtage, 10 Tage messfrei trocken, 43 Tage Niederschlag
Zyklus 12 (3.10.01 bis 14.11.01)	Dauer 43 Tage, 5 Messtage, 15 Tage messfrei trocken, 23 Tage Niederschlag
Zyklus 13 (15.11.01 bis 9.12.01)	Dauer 25 Tage, 5 Messtage, 7 Tage messfrei trocken, 13 Tage Niederschlag
Zyklus 14 (10.12.01 bis 15.1.02)	Dauer 37 Tage, 5 Messtage, 11 Tage messfrei trocken, 21 Tage Niederschlag
Zyklus 15 (16.01.02 bis 3.2.02)	Dauer 19 Tage, 5 Messtage, 6 Tage messfrei trocken, 8 Tage Niederschlag
Zyklus 16 (4.2.02 bis 3.3.02)	Dauer 28 Tage, 5 Messtage, 4 Tage messfrei trocken, 19 Tage Niederschlag
Zyklus 17 (4.3.02 bis 12.3.02)	Dauer 9 Tage, 5 Messtage, 3 Tage messfrei trocken, 1 Tag Niederschlag
Zyklus 18 (13.3.02 bis 2.4.02)	Dauer 21 Tage, 5 Messtage, 9 Tage messfrei trocken, 7 Tage Niederschlag
Zyklus 19 (3.4.02 bis 15.4.02)	Dauer 13 Tage, 5 Messtage, 2 Tage messfrei trocken, 6 Tage Niederschlag
Zyklus 20 (16.4.02 bis 5.5.02)	Dauer 20 Tage, 5 Messtage, 4 Tage messfrei trocken, 11 Tage Niederschlag
Zyklus 21 (6.5.02 bis 31.5.02)	Dauer 26 Tage, 5 Messtage, 13 Tage messfrei trocken, 8 Tage Niederschlag

3.4.5.2. Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag

Der Einfluss der Tage mit Niederschlag auf den mittleren Emissionsfaktor, an denen die sL-Werte laut EPA [17] mit Null angenommen wurden, wurde wie folgt berücksichtigt.

Der aus den sL-Werten errechnete mittlere Emissionsfaktor, siehe Kapitel 3.4.5.1, wurde über allen niederschlagsfreien Tagen eines Messzyklus aufgetragen, die Tage mit Niederschlag weisen einen Emissionsfaktor von Null auf. Man bildet nun einen neuen gemittelten Emissionsfaktor über einen Zyklus, in diesen Mittelwert gehen die Regentage mit dem Wert Null ein, siehe Gleichung 3-5 und Abbildung 3-13.

$$EF = \frac{EF_{(\text{ermittelt})} \cdot \text{Anzahl trockene Tage}}{\text{gesamte Tage}} \quad [\text{g/VKT}]$$

Gleichung 3-5

$EF_{(\text{ermittelt})}$Emissionsfaktor, gemittelt aus jenen, die sich aus den gemessenen sL-Werten ergeben (siehe Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30)

gesamte Tagesämtliche Tage eines Zyklus (Tage mit und ohne Niederschlag)

Als Beispiel wird in der folgenden Abbildung 3-13 der Messzyklus 6 betrachtet. Die horizontale Linie kennzeichnet den gemittelten Emissionsfaktor unter Berücksichtigung der Tage mit Niederschlag, gültig für Bundesstraßen in Wien. Der durch die sL-Wertmessungen ermittelte mittlere Emissionsfaktor über den Messzyklus wird über jeden niederschlagsfreien Tag des Zyklus aufgetragen. Die Tage mit Niederschlag weisen einen Emissionsfaktor von Null auf.

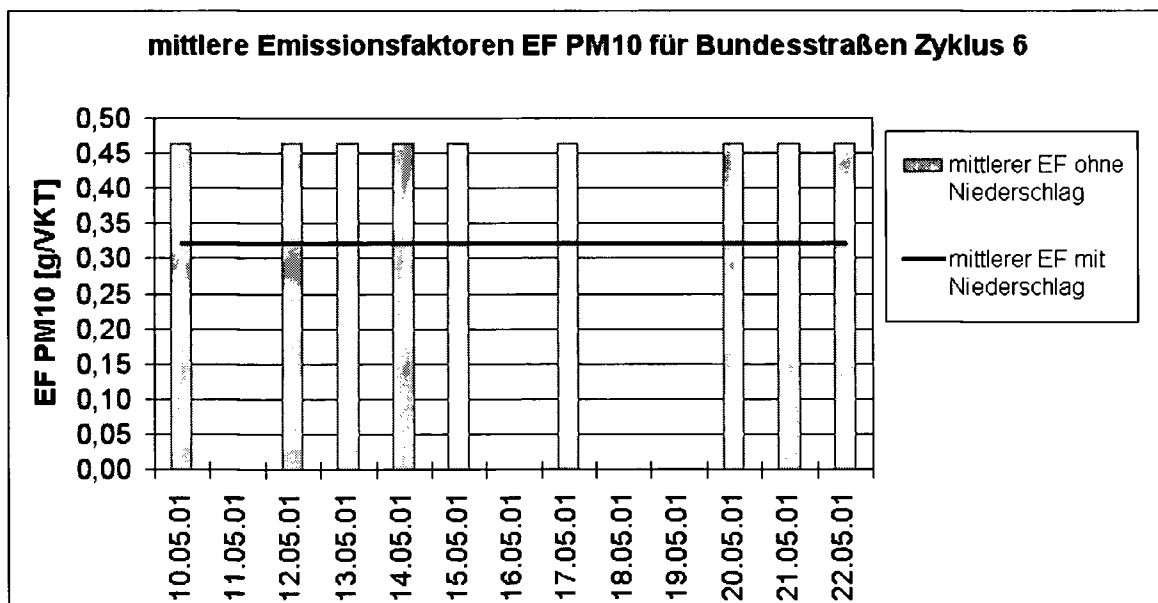


Abbildung 3-13: Mittelwerte für EF PM10 ohne (Balken) und mit Regentagen (Linie) (Mittelwert der Messungen / Zyklusmittelwert) für Messzyklus 6

In Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15 werden die mittleren Emissionsfaktoren EF PM10 unter Berücksichtigung der Tage mit Niederschlag über die einzelnen Messzyklen dargestellt. Hier wird ersichtlich, dass der Niederschlag die Ergebnisse erheblich beeinflusst. Wenn es in einem der definierten

Messzyklen häufig zu Niederschlägen kommt, so sind die für diesen Zyklus ermittelten Emissionsfaktoren und folglich die diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen, siehe Kapitel 3.5.2, geringer als jene für einen Zyklus mit weniger Niederschlagstagen, obwohl die innerhalb der beiden Zyklen an trockenen Tagen gemessenen sL-Werte keine großen Abweichungen aufweisen. Als Beispiel wird hier auf die Zyklen 10, 11 und 12 verwiesen, siehe Kapitel 3.4.4.1, 3.4.5 und 3.5.2. Betrachtet man die mittleren Emissionsfaktoren EF PM₁₀ für Bundesstraßen, die sich direkt aus den an trockenen Tagen gemessenen sL-Werten ergeben (gültig nur für niederschlagsfreie Tage) über jeden dieser drei Zyklen, so weichen sie nur wenig voneinander ab, siehe auch Abbildung 3-11, Seite 66:

- Zyklus 10: EF PM₁₀ = 0,35 g/VKT;
- Zyklus 11: EF PM₁₀ = 0,31 g/VKT;
- Zyklus 12: EF PM₁₀ = 0,35 g/VKT.

Betrachtet man nun die mittleren Emissionsfaktoren für Bundesstraßen, bei deren Bestimmung die Tage mit Niederschlag berücksichtigt werden, über die Zyklen 10, 11 und 12, so stellt man wesentlich größere Differenzen zwischen diesen Emissionsfaktoren fest, siehe Abbildung 3-14. NV gibt das Verhältnis Tage mit Niederschlag innerhalb des Zyklus / Gesamttage (Dauer) des Zyklus an:

- Zyklus 10: EF PM₁₀ = 0,20 g/VKT, NV = 6 / 14 = 0,43;
- Zyklus 11: EF PM₁₀ = 0,08 g/VKT, NV = 43 / 58 = 0,74;
- Zyklus 12: EF PM₁₀ = 0,16 g/VKT, NV = 23 / 43 = 0,53.

Dies ist zurückzuführen auf die verhältnismäßig große Anzahl von Tagen mit Niederschlag im Zyklus 11 (NV = 0,74, siehe auch Tabelle 3-31). Die Emissionsfaktoren für PM_{2,5}, PM₁₅ und PM₃₀ werden wieder aus dem Emissionsfaktor EF PM₁₀ und den partikelgrößenabhängigen Faktoren k (siehe Tabelle 3-3 und Kapitel 3.4.6) bestimmt.

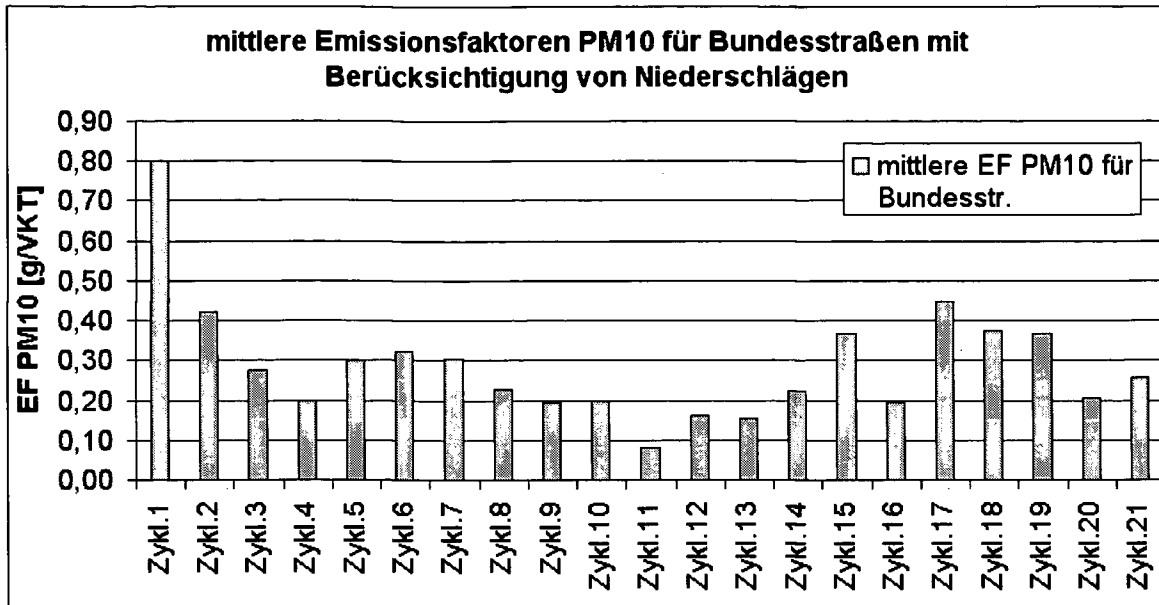


Abbildung 3-14: gemittelte Emissionsfaktoren für PM10 über die einzelnen Messzyklen unter Berücksichtigung des Niederschlags, gültig für Bundesstraßen, $EF_{PM2,5} = EF_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$; $EF_{PM15} = EF_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$; $EF_{PM30} = EF_{PM10} \cdot (24/4,6)$; siehe auch Tabelle 3-32

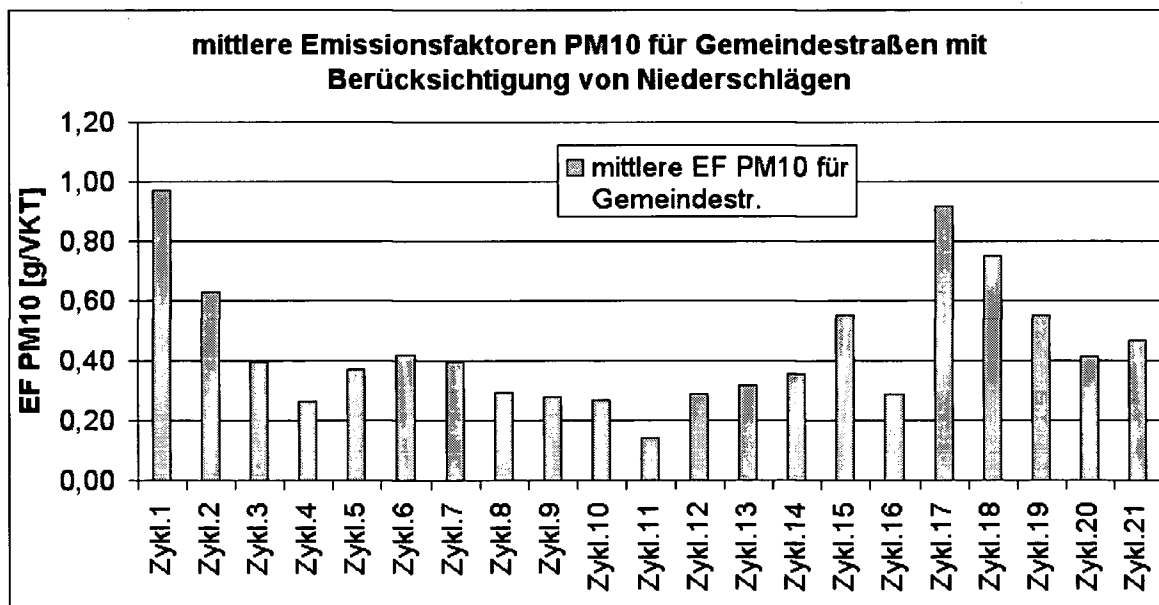


Abbildung 3-15: gemittelte Emissionsfaktoren für PM10 über die einzelnen Messzyklen unter Berücksichtigung des Niederschlags, gültig für Gemeindestraßen, $EF_{PM2,5} = EF_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$; $EF_{PM15} = EF_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$; $EF_{PM30} = EF_{PM10} \cdot (24/4,6)$; siehe auch Tabelle 3-32

In Abbildung 3-16 und Abbildung 3-17 werden die mittleren Emissionsfaktoren EF PM10 (jeweils für Bundes- und Gemeindestraßen) dargestellt. Aus diesen Diagrammen wird der Einfluss der Tage mit Niederschlag ersichtlich. Nach den Vorschriften der EPA wird für Regentage ein sL-Wert von Null

vorgeschlagen [17]. Laut einer Veröffentlichung [23] wurde jedoch aus durch Immissionsmessungen eine 35 – 50 %-ige Reduktion der PM10-Emissionen an Regentagen festgestellt. Um hier diese Unsicherheit abschätzen zu können, werden in Abbildung 3-16 und Abbildung 3-17 die mittleren Emissionsfaktoren mit und ohne Berücksichtigung der Tage mit Niederschlag dargestellt.

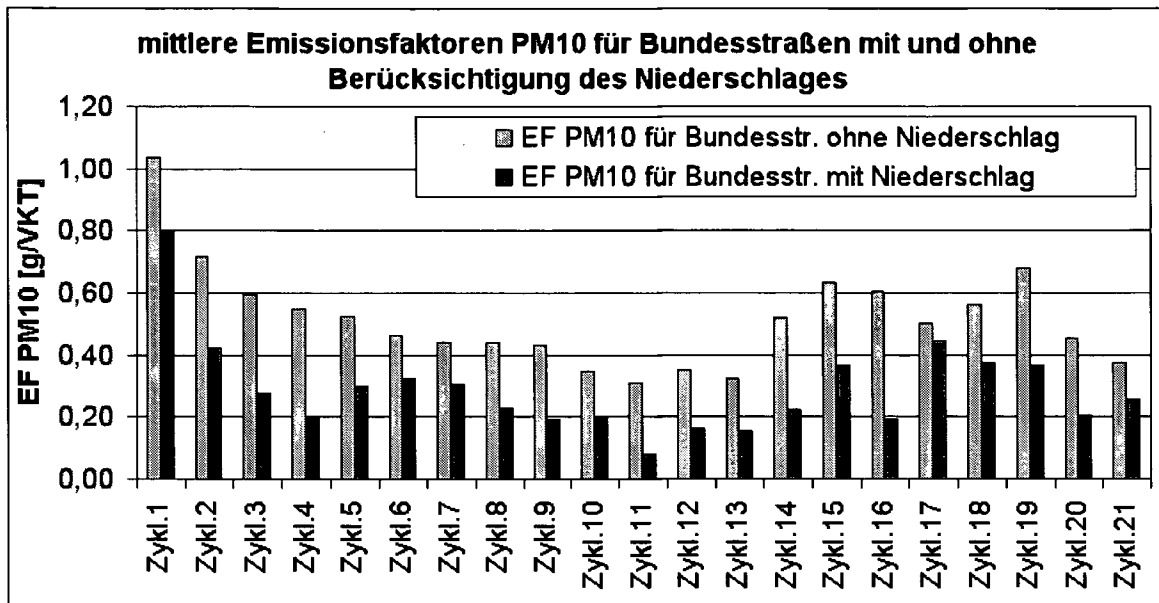


Abbildung 3-16: Vergleich der mittleren Emissionsfaktoren EF PM10 für Bundesstraßen ohne und mit Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag

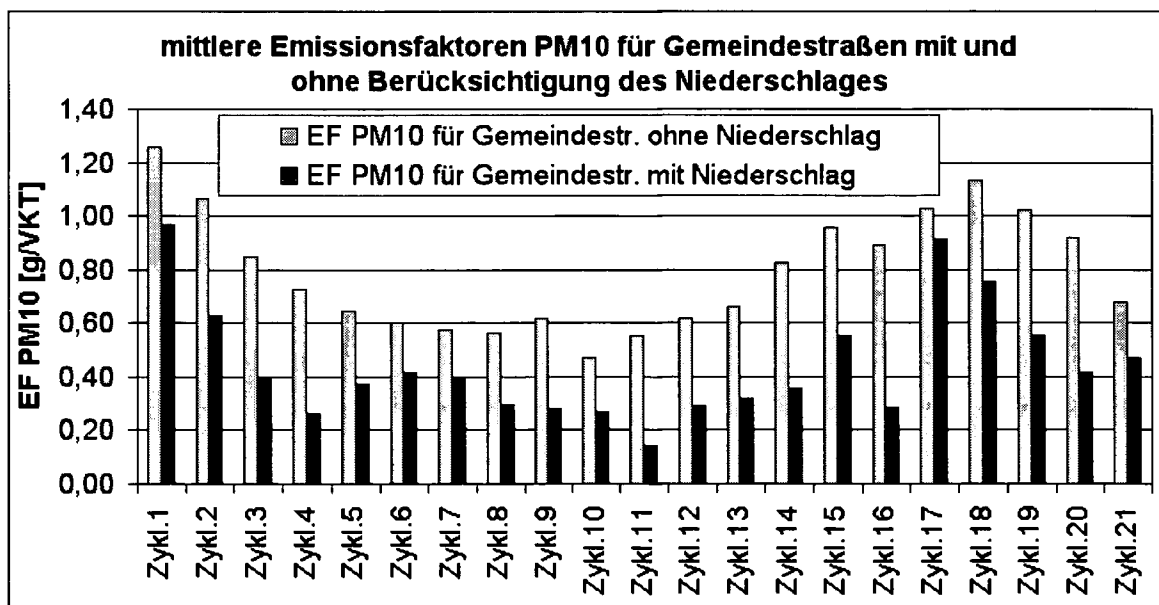


Abbildung 3-17: Vergleich der mittleren Emissionsfaktoren EF PM10 für Gemeindestraßen ohne und mit Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag

3.4.6. Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Partikelgrößenklassen

Betrachtet man Gleichung 3-1 für die Berechnung der unterschiedlichen Emissionsfaktoren für PM_{2,5}, PM₁₀ usw. für eine Messstelle (konst. sL-Wert und konst. Durchschnittsgewicht W), so sieht man, dass der Unterschied der Emissionsfaktoren nur vom partikelgrößenabhängigen Faktor k (siehe Tabelle 3-3) abhängig ist.

$$EF = k \cdot \left(\frac{sL}{2}\right)^{0,65} \cdot \left(\frac{W}{3}\right)^{1,5}$$

Gleichung 3-1

Somit gilt an ein und derselben Messstelle folgende Gleichung 3-6.

$$\frac{EF_{PMa}}{EF_{Pmb}} = \frac{k_{PMa}}{k_{Pmb}}$$

Gleichung 3-6

EF_{PMa} Emissionsfaktor für PM_a [g/VKT]

EF_{Pmb} Emissionsfaktor für PM_b [g/VKT]

k_{PMa} partikelgrößenabhängiger Faktor

k_{Pmb} partikelgrößenabhängiger Faktor

a,b Variable für Partikelgröße (2,5, 10, 15, 30)

Das Verhältnis zweier partikelgrößenabhängiger Faktoren k_{PMa} und k_{Pmb} bestimmt im Weiteren auch das Verhältnis der über alle Messstellen auf Bundes- bzw. Gemeindestraßen gemittelten Emissionsfaktoren für PM_a und PM_b. Dies gilt sowohl für die gemittelten Emissionsfaktoren ohne Berücksichtigung des Niederschlags als auch für jene gemittelten Emissionsfaktoren mit Berücksichtigung des Niederschlags.

Somit gilt die Gleichung 3-6 auch für das Verhältnis zweier gemittelter Emissionsfaktoren über einen der Messzyklen für PM_a und PM_b, die dann auch für die Ermittlung von Staubemissionen herangezogen werden (siehe Kapitel 3.5).

Als Beispiel wird nun der Messzyklus 9 betrachtet.

Der allgemein gültige Emissionsfaktor EF_{PM10} (mit Berücksichtigung der Tage mit Niederschlag) für Bundesstraßen in der Stadt Wien über den gesamten Zyklus 9 beträgt 0,19 g/VKT (siehe auch Abbildung 3-14). Der

Faktor k beträgt für PM10 4,6 und für PM2,5 1,1. In Gleichung 3-6 eingesetzt ergibt sich für den allgemein gültigen Emissionsfaktor EF PM2,5 (für Bundesstraßen und den Zyklus 9):

$$EF_{PM2,5} = \frac{k_{PM2,5}}{k_{PM10}} \cdot EF_{PM10} = \frac{1,1}{4,6} \cdot 0,19 \text{ g/VKT} = 0,045 \text{ g/VKT}$$

Um also aus den mittleren Emissionsfaktoren für PM10 der einzelnen Messzyklen (siehe Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15) jene für PM2,5 zu erhalten, werden diese mit dem Verhältnis von k PM2,5 und k PM10 (1,1/4,6 = 0,239) multipliziert.

In der nachfolgenden Tabelle 3-32 werden die Berechnungsformeln für die Emissionsfaktoren für PM2,5, PM15 und PM30 aus dem Emissionsfaktor EF PM10 und den partikelgrößenabhängigen Faktoren k (siehe Tabelle 3-3) dargestellt.

Tabelle 3-32: Errechnung der unterschiedlichen Emissionsfaktoren aus Emissionsfaktor EF PM10

EF PM2,5=	EF PM10 *	k PM2,5/k PM10 =	EF PM10 *	1,1/4,6 =	EF PM10 *	0,239
EF PM15=	EF PM10 *	k PM15/k PM10 =	EF PM10 *	5,5/4,6 =	EF PM10 *	1,196
EF PM30=	EF PM10 *	k PM30/k PM10 =	EF PM10 *	24/4,6 =	EF PM10 *	5,217

3.5. Diffuse Staubemissionen bezüglich der einzelnen Messzyklen im Zeitraum vom 10.1.2001 bis 31.5.2002

Für die Bestimmung der diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen der Stadt Wien werden die gemittelten Emissionsfaktoren aus Kapitel 3.4.5.2, Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15, und die erbrachten Fahrleistungen (wie viele km/Zeiteinheit legen alle Fahrzeuge in Wien zurück) benötigt.

3.5.1. Ermittlung der Fahrleistung

Der einzelne Emissionsfaktor gibt an, wie viel Gramm Staub ein sich fortbewegendes Fahrzeug innerhalb eines bestimmten Geschwindigkeitsbereichs beim Zurücklegen einer Fahrstrecke von einem Kilometer aufwirbelt. Um in weiterer Folge die gesamte durch den Verkehr auf befestigten Straßen verursachte Staubemission zu ermitteln, muss eine

Aussage über die Fahrleistung [km pro Zeiteinheit] der Gesamtheit aller in Wien befindlichen Fahrzeuge getroffen werden. Hierfür konnten keine genauen Daten ausfindig gemacht werden, Erkundigungen beim statistischen Zentralamt und verschiedenen Autofahrerclubs sowie dem Kuratorium für Verkehrssicherheit blieben ohne Ergebnis. Jedoch gibt es ein Modell zur Ermittlung der Verkehrsbelastung in einem Wegenetz [24], welches ständig aktualisiert wird aber in dieser Untersuchung nicht zur Anwendung kommen konnte, da aktuelle Daten von diesem Modell im Rahmen dieser Arbeit nicht zugänglich gemacht werden konnten. Für eine Abschätzung der gesuchten Fahrleistungen in Wien wurden daher in vereinfachter Weise Daten über Fahrleistungen [km/Jahr] diverser Fahrzeugkategorien (Pkw, Lkw, Busse usw.) in ganz Österreich und Zulassungsstatistiken [Anzahl der Fahrzeuge] betreffend ganz Österreich und Wien (Zulassungsstatistik Österreich [22], Zulassungsstatistik Wien [25], Verkehrsleistung Österreich [26]) herangezogen. Unter der Annahme, dass genauso viele Fahrzeuge den Raum Wien verlassen wie erreichen, wurde mit Hilfe dieser verschiedenen Daten eine ungefähre Abschätzung der Fahrleistungen für Wien möglich. Im Gegensatz zur Berechnung des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts derer Fahrzeuge, die die einzelnen Messstellen passieren, siehe Kapitel 3.4.3, wo die Fahrzeuge in 10 Fahrzeuggruppen unterteilt wurden, ermöglicht durch die für die Verkehrszählung getroffene Einteilung der Fahrzeuge in 10 Kategorien, konnten für die Berechnung der Fahrleistung [km/Tag] nur 5 Fahrzeugkategorien bestimmt werden, bedingt durch die vorhandenen Daten, siehe auch Tabelle 3-33. Für die weitere Berechnung hinsichtlich Fahrleistung und Emissionen hat dies keinen wesentlichen Einfluss, da die unterschiedlichen Fahrzeugkategorien hauptsächlich für das durchschnittliche Fahrzeuggewicht entscheidend sind, hier ist es also sinnvoll, z. B. die große Gruppe der Lkw weiter zu unterteilen, da das mögliche Gewicht der einzelnen Lkw zwischen 3,5 t und über 30 t schwanken kann. Für die Berechnung der durchschnittlichen Fahrleistung in Wien werden in Folge nur 5 Fahrzeugkategorien (siehe Tabelle 3-33) betrachtet, da sich die vorhandenen Daten bezüglich Fahrleistungen und Zulassungszahlen nur auf eben diese 5 Gruppen (Pkw, Lkw, Busse, Zugmaschinen und Krafträder) beziehen.

Die genaue Vorgehensweise wird nun anhand der Berechnungsformel für die Fahrzeugkategorie der Pkw gezeigt.

$$\text{Fahrleistung}_{\text{Pkw km/Tag Wien}} = \frac{\text{Zulassungen}_{\text{Anzahl Pkw Wien}}}{\text{Zulassungen}_{\text{Anzahl Pkw Österreich}}} \cdot \frac{\text{Fahrleistung}_{\text{Pkw km/Jahr Österreich}}}{365} \quad \text{Gleichung 3-7}$$

Zahlenbeispiel für Gleichung 3-7 anhand der Fahrzeugkategorie Pkw:

- Anzahl der Pkw in Wien 628724 Stück [25];
- Anzahl der Pkw in Österreich 4009604 Stück [22];
- Summe der zurückgelegten km aller Pkw in Österreich pro Jahr 43336000000 km [26].

$$\begin{aligned} \text{Fahrleistung}_{\text{Pkw km/Tag Wien}} &= \frac{628724 \text{ Stück}}{4009604 \text{ Stück}} \cdot \frac{43336000000 \text{ km/Jahr}}{365 \text{ Tage}} = \\ &= 18617206,44 \text{ Pkw km/Tag Wien} \end{aligned}$$

Die Gesamtheit aller in Wien zugelassenen Pkw legt in Summe 18617206,44 km pro Tag in Wien zurück. Dividiert man dies durch die Anzahl der Pkw in Wien, so erhält man die täglich durch einen Pkw in Wien absolvierten Kilometer, nämlich 29,61 km pro Tag und Pkw; siehe nachfolgende Tabelle 3-33.

Wenn man alle täglichen Fahrleistungen [km/Tag] für die einzelnen Fahrzeugarten (Pkw, Lkw usw.) ermittelt hat, wird anschließend ein nach den Zulassungszahlen gewichteter Mittelwert gebildet.

$$\text{Fahrleistung}_{\text{Fahrzeug km/Tag Wien}} = \frac{\sum \text{Fahrleistung}_{i \text{ km/Tag Wien}} \cdot \text{Zulassungen}_{\text{Anzahl i Wien}}}{\sum \text{Zulassungen}_{\text{Anzahl i Wien}}} \quad \text{Gleichung 3-8}$$

i.....einzelne Fahrzeugkategorien wie Pkw, Lkw usw.

Die Gleichung 3-8 mit Zahlenwerten ergibt folgendes:

- die tägliche Fahrleistung eines Pkw (29,61 km/Tag) multipliziert mit der Zulassungsanzahl bezüglich Wien ergibt für Pkw 18 617 206,44 km/Tag durch die Gesamtheit aller Pkw in Wien;
- die tägliche Fahrleistung eines Busses (137,91 km/Tag) multipliziert mit der Zulassungsanzahl bezüglich Wien ergibt für Busse 526 248,05 km/Tag durch die Gesamtheit aller Busse in Wien;

- die tägliche Fahrleistung eines Lkw (89,26 km/Tag) multipliziert mit der Zulassungsanzahl bezüglich Wien ergibt für Lkw 5 274 337,25 km/Tag durch die Gesamtheit aller Lkw in Wien;
- die tägliche Fahrleistung einer Zugmaschine (5,44 km/Tag) multipliziert mit der Zulassungsanzahl bezüglich Wien ergibt für Zugmaschinen 18 124,76 km/Tag durch die Gesamtheit aller Zugmaschinen in Wien;
- die tägliche Fahrleistung eines Kraftrades (6,31 km/Tag) multipliziert mit der Zulassungsanzahl bezüglich Wien ergibt für Krafträder 370 779,06 km/Tag durch die Gesamtheit aller Krafträder in Wien.

In Summe werden also durch die Gesamtheit aller Fahrzeuge täglich 24 806 695,56 km / Tag in Wien zurückgelegt.

$$\sum \text{Fahrleistung}_{\text{km/TagWien}} \cdot \text{Zulassungen}_{\text{Anzahl Wien}} = 24806695,56 \text{ km/Tag}$$

Dividiert man nun die Anzahl der gesamten zurückgelegten Kilometer durch die Summe aller in Wien befindlichen Fahrzeuge (753 751), so erhält man die gewichtete tägliche Fahrleistung eines Fahrzeuges für Wien nach Gleichung 3-8.

$$\text{Fahrleistung}_{\text{Fahrzeugkm/TagWien}} = \frac{24806695,56}{753751} = 32,91 \text{ km/Tag und Fahrzeug}$$

Ein Fahrzeug legt also 32,91 km pro Tag in Wien zurück (siehe auch nachfolgende Tabelle 3-33), die Art des Fahrzeuges spielt hierbei keine Rolle.

Tabelle 3-33: Jährliche Fahrleistungen und Zulassungszahlen für die Berechnung der täglichen Fahrleistung [km/Tag] von Fahrzeugen in Wien

Zulassungszahlen für Wien [Anzahl]						
	Busse	LKW	Zugmaschinen	Krafträder	Summe	
PKW	628724	3816	59090	3332	58789	753751
Zulassungszahlen für Österreich [Anzahl]						
	Busse	LKW	Zugmaschinen	Krafträder		
PKW	4009604	9834	318757	439194	622927	

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Kilometerleistung Österreich pro Jahr [km / Jahr]				
PKW	Busse	LKW	Zugmaschinen	Krafträder
4333600000	495000000	10385000000	872000000	1434000000
Kilometerleistung Wien pro Jahr [km / Jahr]				
PKW	Busse	LKW	Zugmaschinen	Krafträder
6795280348	192080537	1925133095	6615537	135334359
pro Fahrzeug und Tag in Wien [km / Tag]				
PKW	Busse	LKW	Zugmaschinen	Krafträder
29.61	137.91	89.26	5.44	6.31
Schnitt mit Gewichtung für ein Fahrzeug in Wien [km / Tag]				
32.91	km/Tag			

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass vereinfacht das Verhältnis der Zulassungen in Österreich zum Raum Wien bestimmt wurde und dieses auf die Fahrleistung, welche für alle Fahrzeuge österreichweit bekannt ist, umgelegt wurde, um so die proportionalen Fahrleistungen, gültig für Wien, zu erhalten.

3.5.2. Die Staubemissionen der einzelnen Messzyklen für Bundes- und Gemeindestraßen

Nun sollen die zuvor berechneten Emissionsfaktoren, siehe auch Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30, zur Bestimmung der von den befestigten Straßen ausgehenden Staubemissionen herangezogen werden. Dafür werden die Straßen, auf welchen sich die gewählten Messstellen befinden, in Bundes- und Gemeindestraßen aufgeteilt. Da keine Daten darüber vorliegen, wie sich die Fahrleistung eines Fahrzeuges Auf Bundes- und Gemeindestraßen aufteilt

(d. h. es ist nicht bekannt, wie viele Kilometer pro Zeiteinheit ein Fahrzeug auf Bundes- bzw. Gemeindestraßen zurücklegt), wird die Staubemission pro Zyklus in Abhängigkeit von der benützten Straßenkategorie betrachtet, siehe Abbildung 3-18 bis Abbildung 3-38. Man kann aus diesen Abbildungen die emittierte Staubmenge pro Messzyklus für eine beliebige Aufteilung der Fahrleistung der Fahrzeuge herauslesen.

Somit sind die Staubemissionen und deren Änderungen in Abhängigkeit von der Aufteilung der Fahrleistung aller in Wien befindlichen Fahrzeuge (wie viele km pro Zeiteinheit werden auf Bundes- bzw. auf Gemeindestraßen zurückgelegt) zu beurteilen. Die Staubemissionen werden aus den Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung der Tage mit Niederschlag, siehe Kapitel 3.4.5.2, Abbildung 3-14 und Abbildung 3-15, und der Fahrleistung [km/Zeiteinheit], Kapitel 3.5.1 aus Gleichung 3-9 errechnet.

Die Berechnung der Staubemissionen SE [kg/Zeiteinheit] sieht wie folgt aus.

$$SE = \frac{(EF_{\text{Bundesstr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Bundesstr.}} + EF_{\text{Gemeindestr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Gemeindestr.}})}{1000} \cdot \text{Fahrzeuge} \cdot \text{Tage} \quad \text{Gleichung 3-9}$$

$EF_{\text{Bundesstr.}}$ [g/VKT]

$EF_{\text{Gemeindestr.}}$ [g/VKT]

$\text{Fahrleistung}_{\text{Bundesstr.}}$ [km/Tag]

$\text{Fahrleistung}_{\text{Gemeindestr.}}$ [km/Tag]

Fahrzeuge Anzahl aller Fahrzeuge im Raum Wien

Tage Anzahl aller Tage pro Messzyklus

SE Staubemission pro Messzyklus [kg]

VKT Vehicle Kilometer Travelled

Ein Zahlenbeispiel für die Anwendung der Gleichung 3-9:

Berechnung der Staubemission für PM10 für den Messzyklus 10 unter der Annahme, daß 50% der gesamten Fahrleistung auf Gemeindestraßen und 50% auf Bundesstraßen absolviert werden.

$$SE_{PM10} = \frac{(0,80 \cdot 16,455 + 0,97 \cdot 16,455) \cdot 753751 \cdot 22}{1000} = 491158 \text{ kg}$$

EF PM10_{Bundesstr.} 0,80 g/VKT (siehe Kapitel 3.4.5.2, Abbildung 3-14)

EF PM10_{Gemeindestr.} 0,97 g/VKT (siehe Kapitel 3.4.5.2, Abbildung 3-15)

Fahrleistung_{Bundesstr.} 16,455* km pro Fahrzeug und Tag auf Bundesstr.

Fahrleistung_{Gemeindestr.} 16,455* km pro Fahrzeug und Tag auf Gem.str.

Tage Zyklus 1 22 Tage (siehe Tabelle 3-31)

Anzahl aller Fahrzeuge in Wien 753751 Stück (siehe Tabelle 3-33)

*jeweils 50 % der täglichen Fahrleistung von 32,91 km (siehe Tabelle 3-33)

Nimmt man also an, dass im Messzyklus 1 alle Fahrzeuge in Wien 50% aller gesamten gefahrenen Kilometer auf Bundesstraßen zurücklegten und 50% der monatlichen Fahrleistung auf Gemeindestraßen absolvierten, so wären rund 490 t Staub (PM10) emittiert worden (siehe Abbildung 3-18).

Die Staubemissionen für PM2,5, PM15 und PM30 lassen sich aus der Staubemission SE PM10 und den partikelgrößenabhängigen Faktoren k errechnen (siehe Tabelle 3-34).

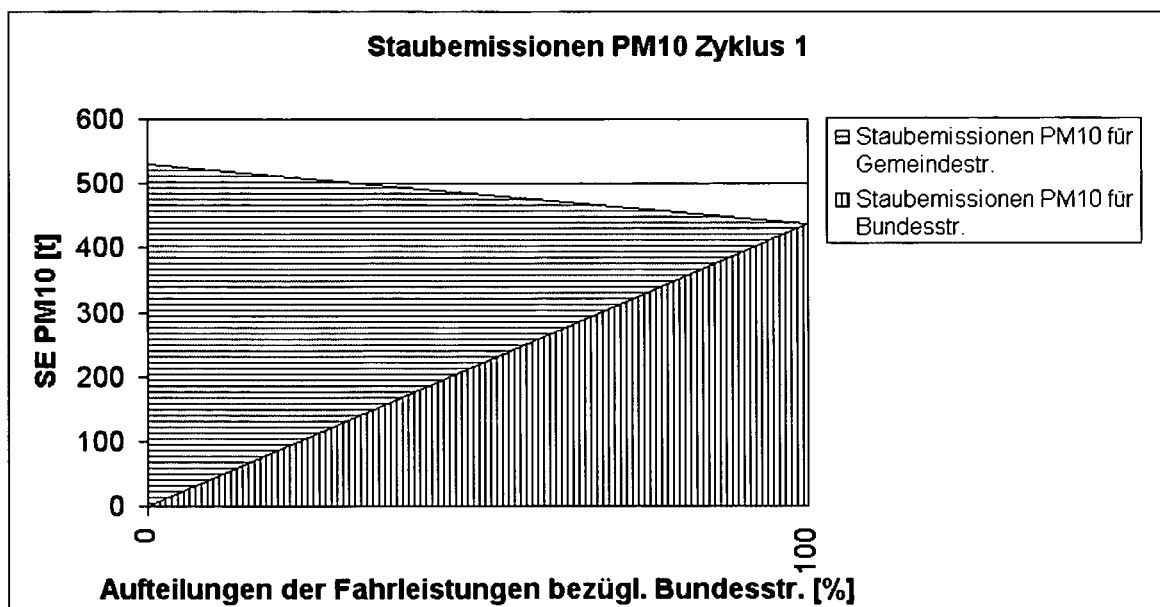


Abbildung 3-18: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 1, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

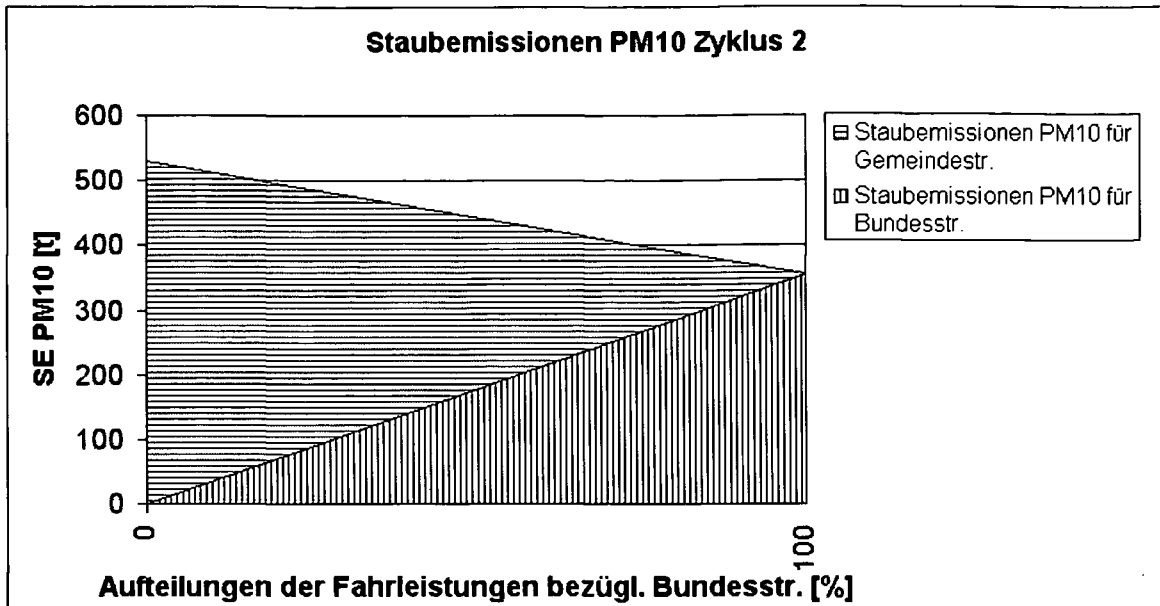


Abbildung 3-19: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 2, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

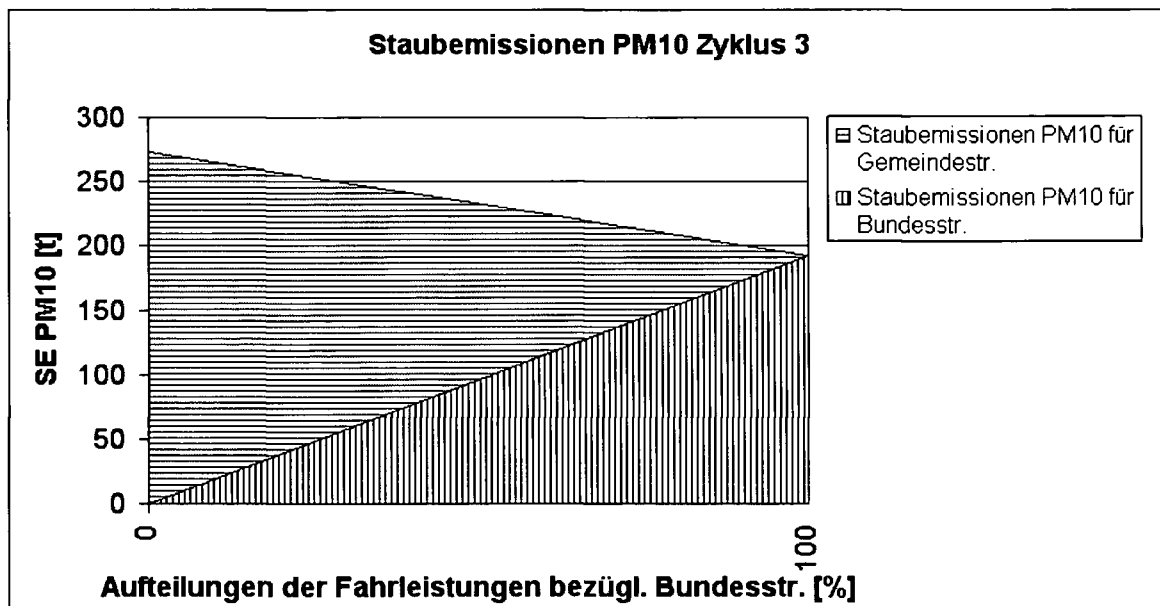


Abbildung 3-20: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 3, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

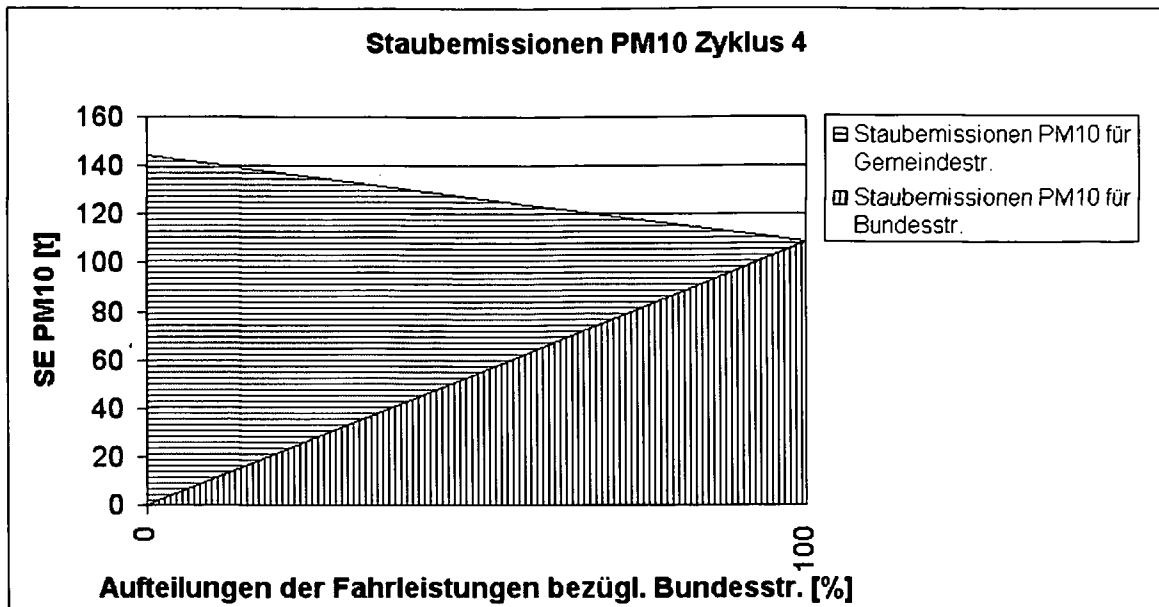


Abbildung 3-21: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 4, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

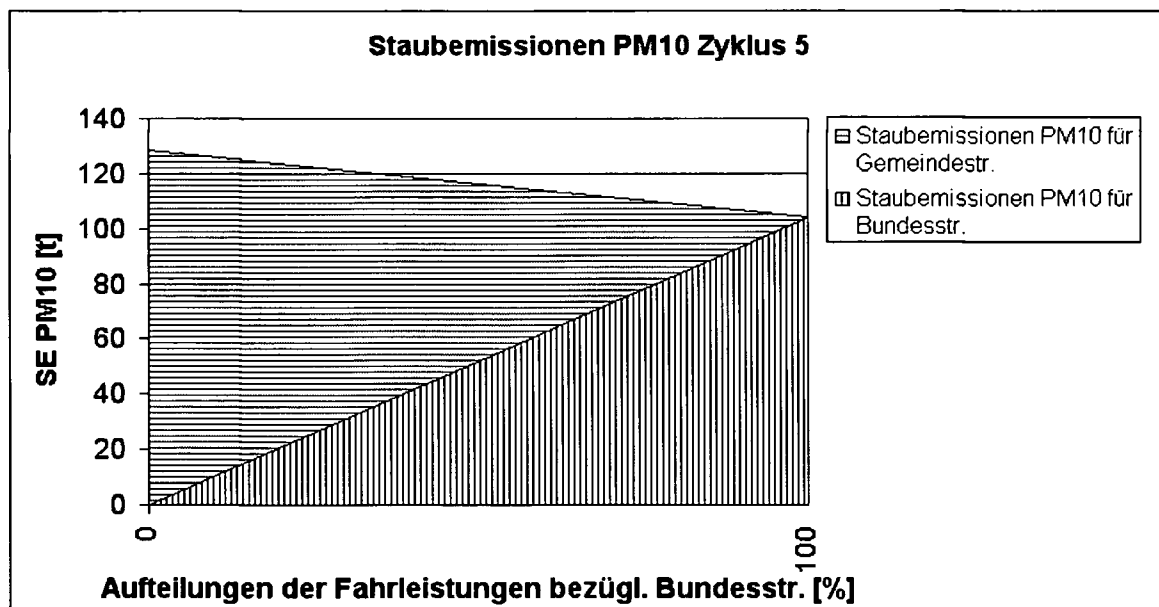


Abbildung 3-22: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 5, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

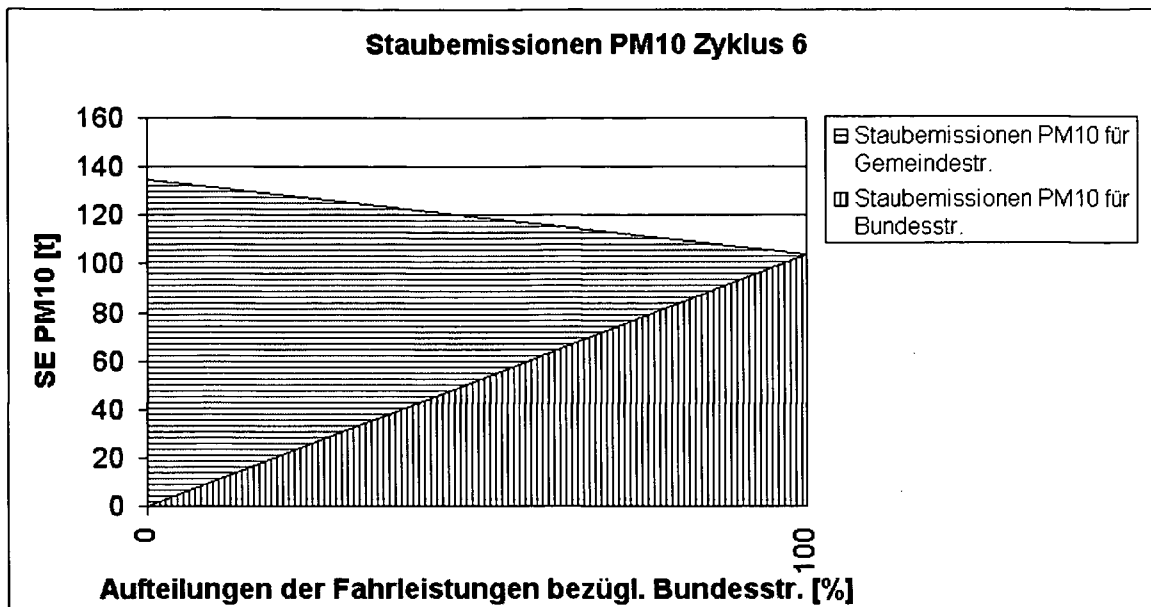


Abbildung 3-23: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 6, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

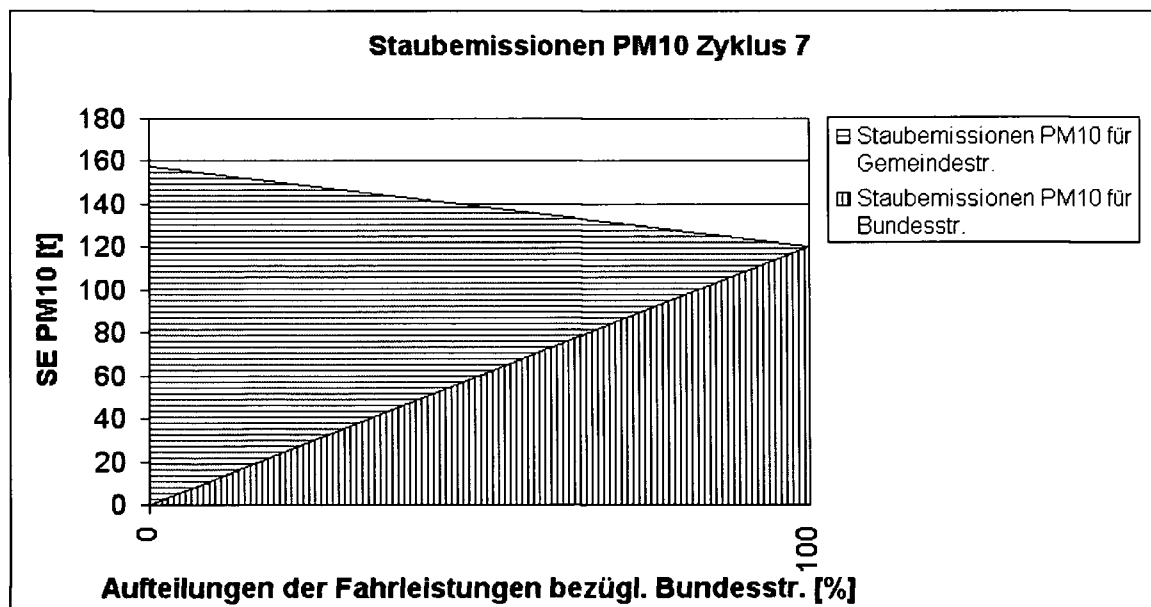


Abbildung 3-24: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 7, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

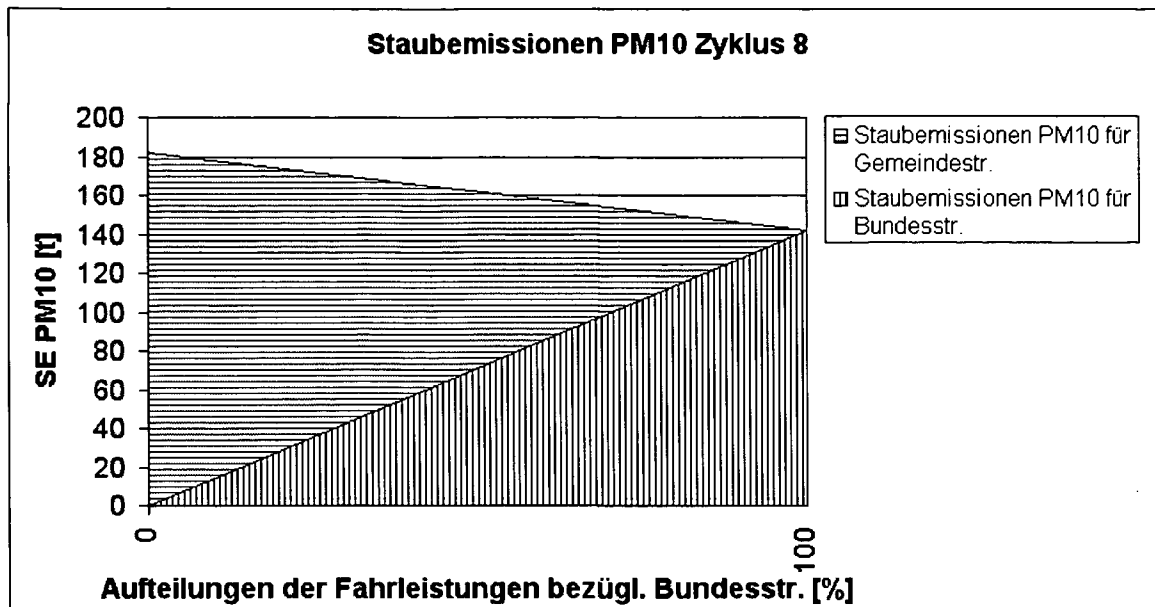


Abbildung 3-25: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 8, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

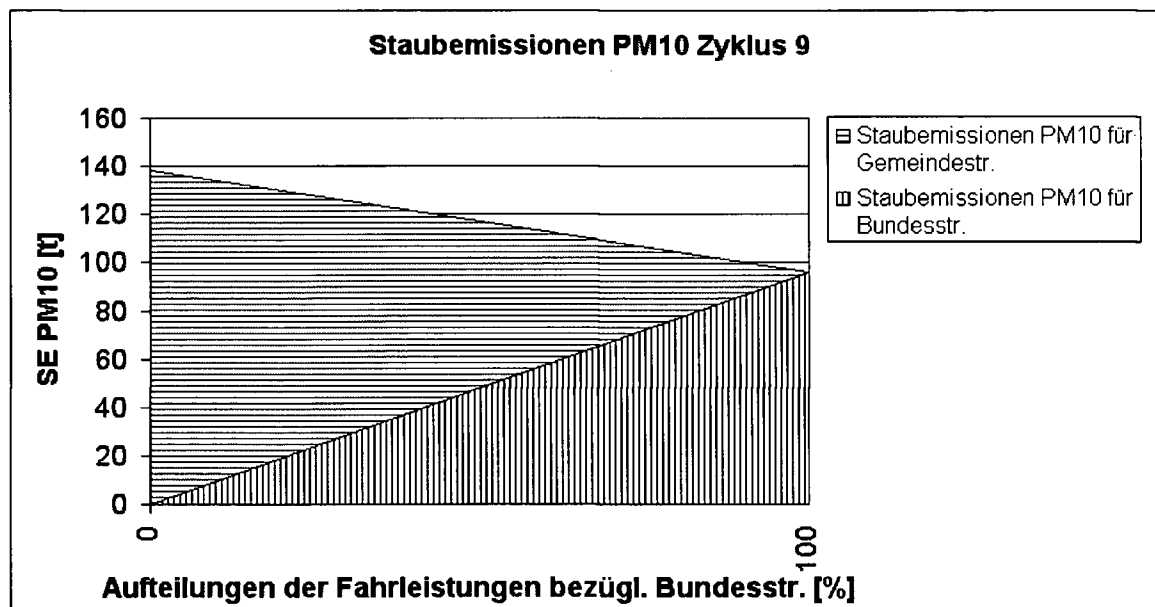


Abbildung 3-26: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 9, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

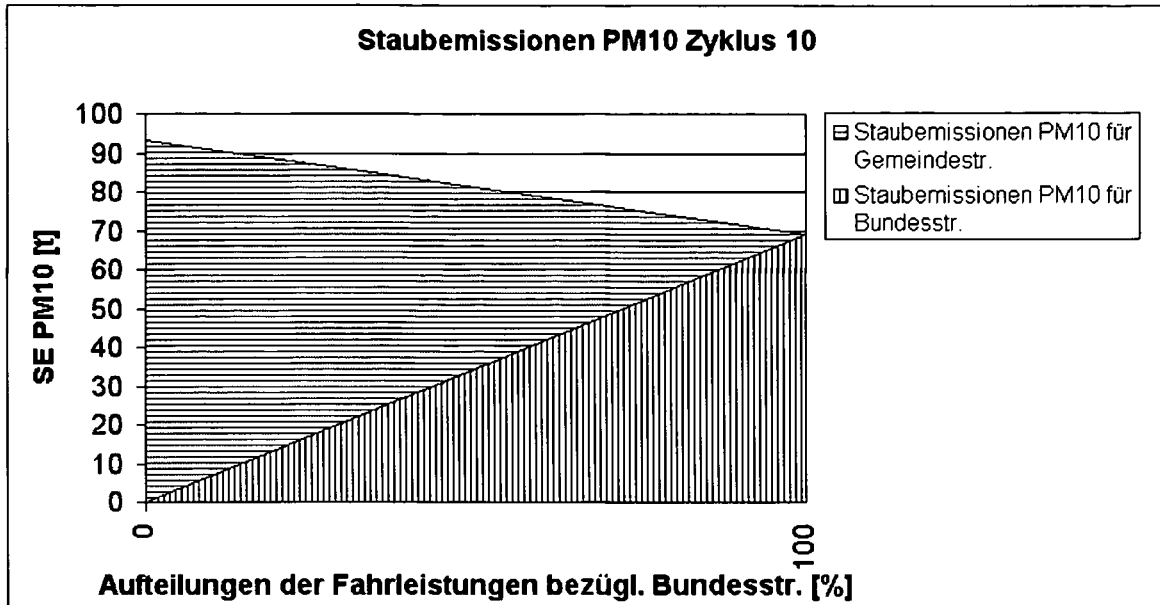


Abbildung 3-27: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 10, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

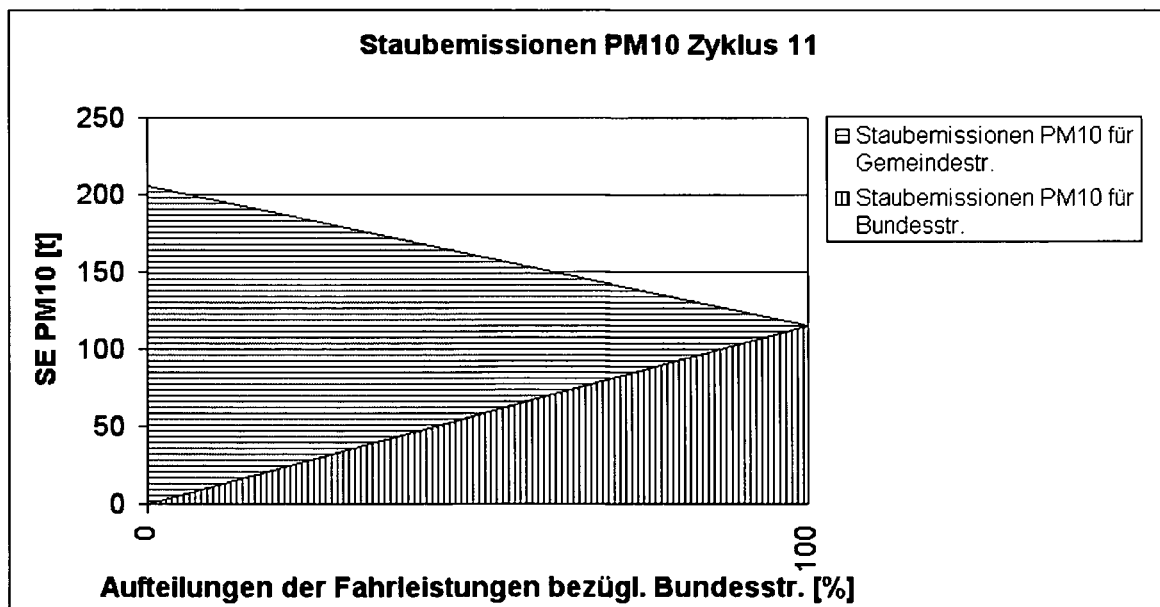


Abbildung 3-28: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 11, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

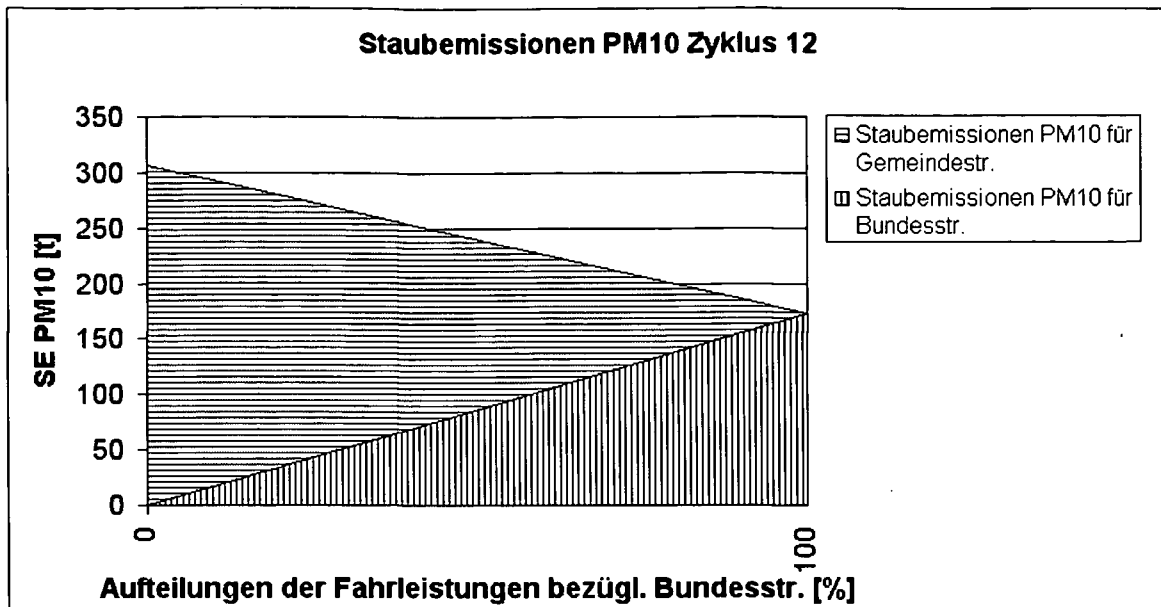


Abbildung 3-29: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 12, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

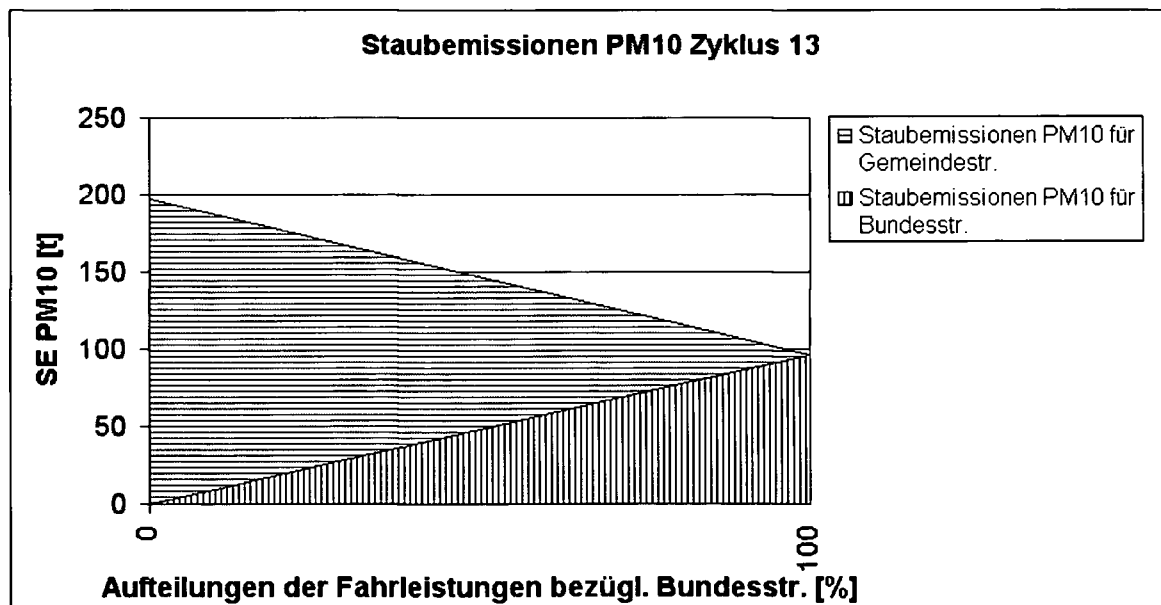


Abbildung 3-30: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 13, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

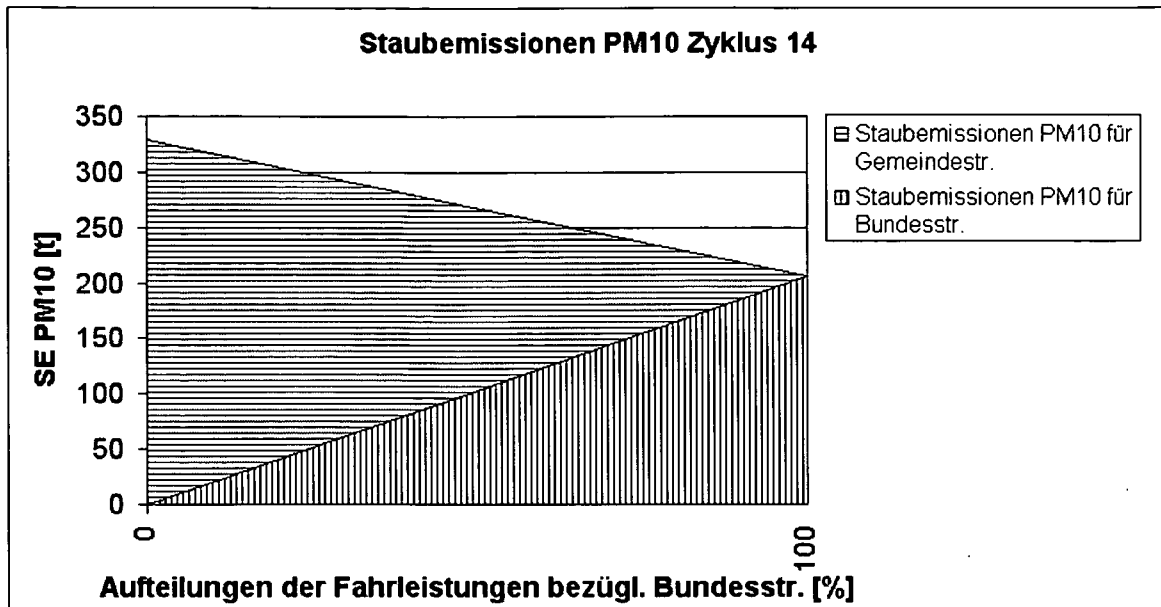


Abbildung 3-31: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 14, $SE_{PM_{2,5}} = SE_{PM_{10}} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM_{15}} = SE_{PM_{10}} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM_{30}} = SE_{PM_{10}} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

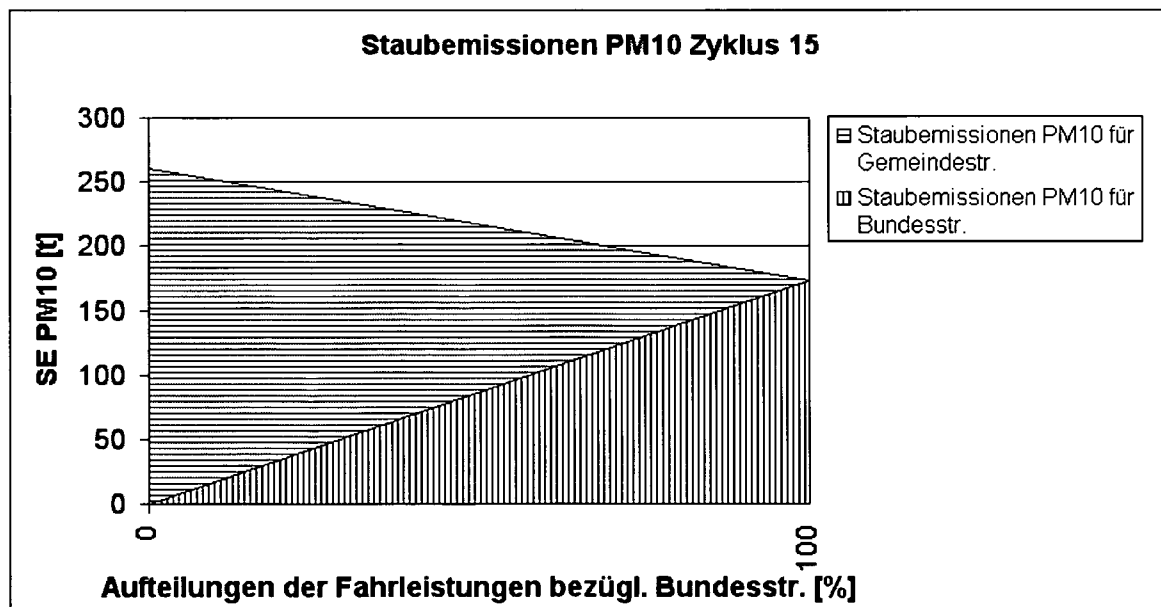


Abbildung 3-32: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 15, $SE_{PM_{2,5}} = SE_{PM_{10}} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM_{15}} = SE_{PM_{10}} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM_{30}} = SE_{PM_{10}} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

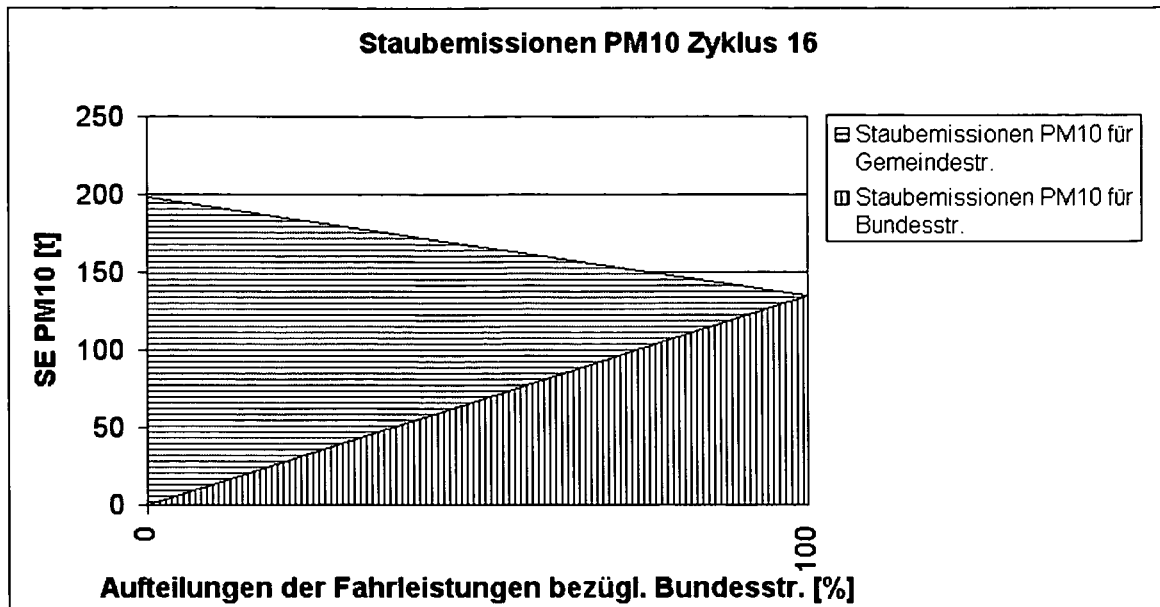


Abbildung 3-33: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 16, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

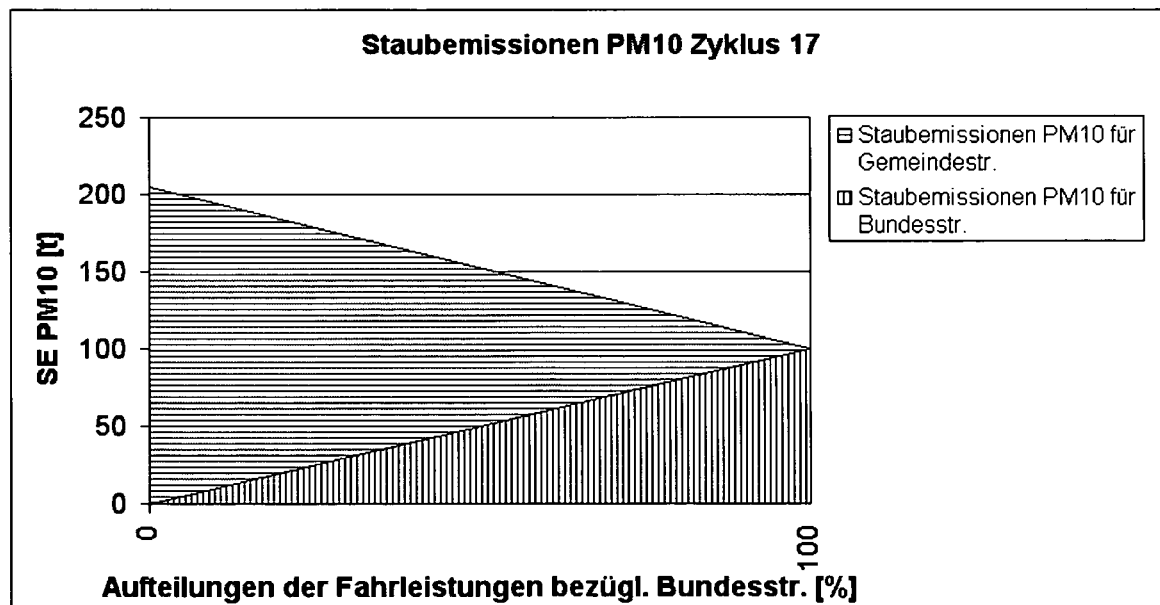


Abbildung 3-34: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 17, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

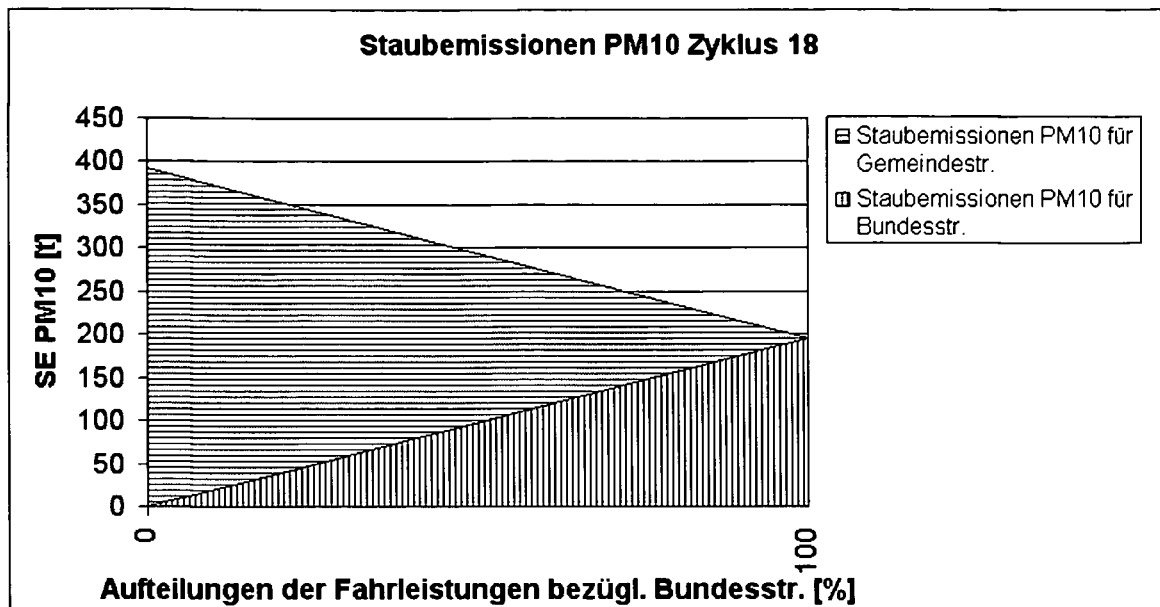


Abbildung 3-35: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 18, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

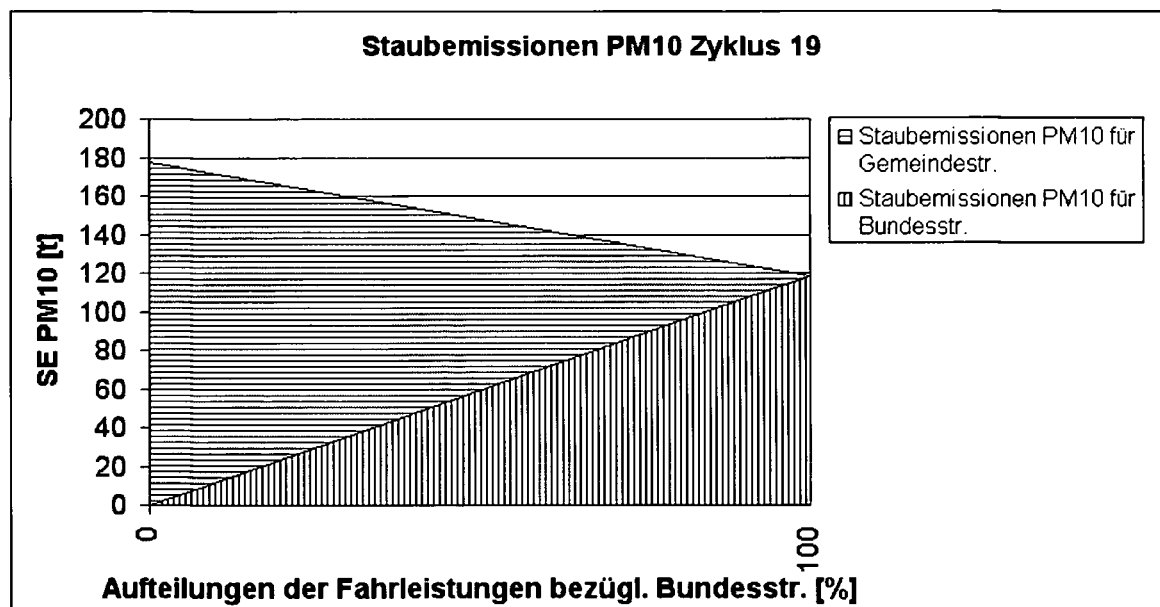


Abbildung 3-36: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 19, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

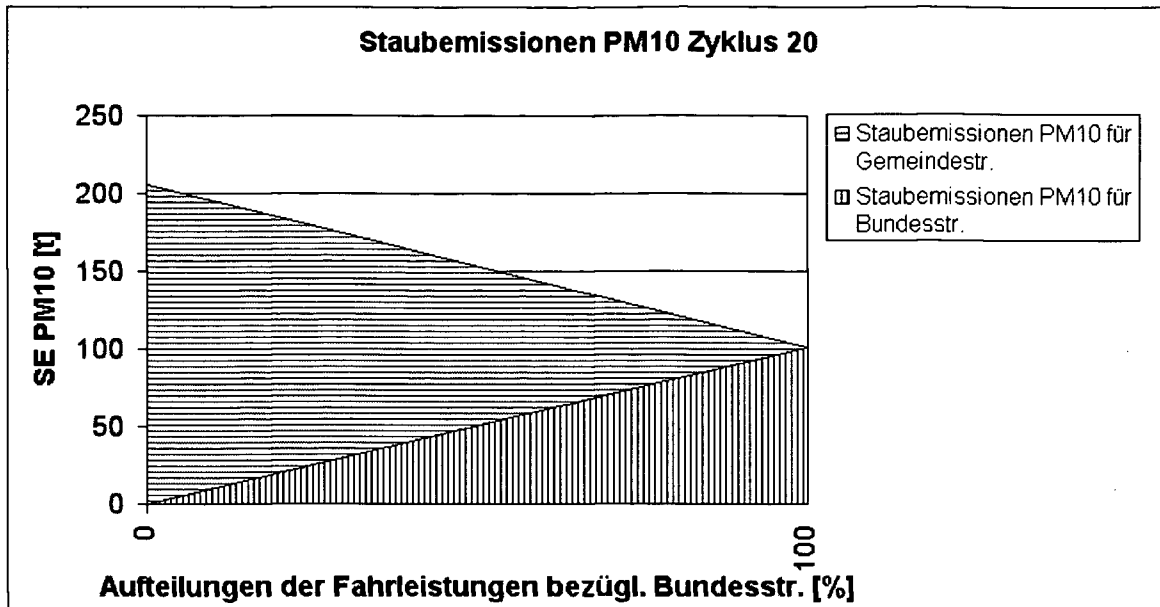


Abbildung 3-37: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 20, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

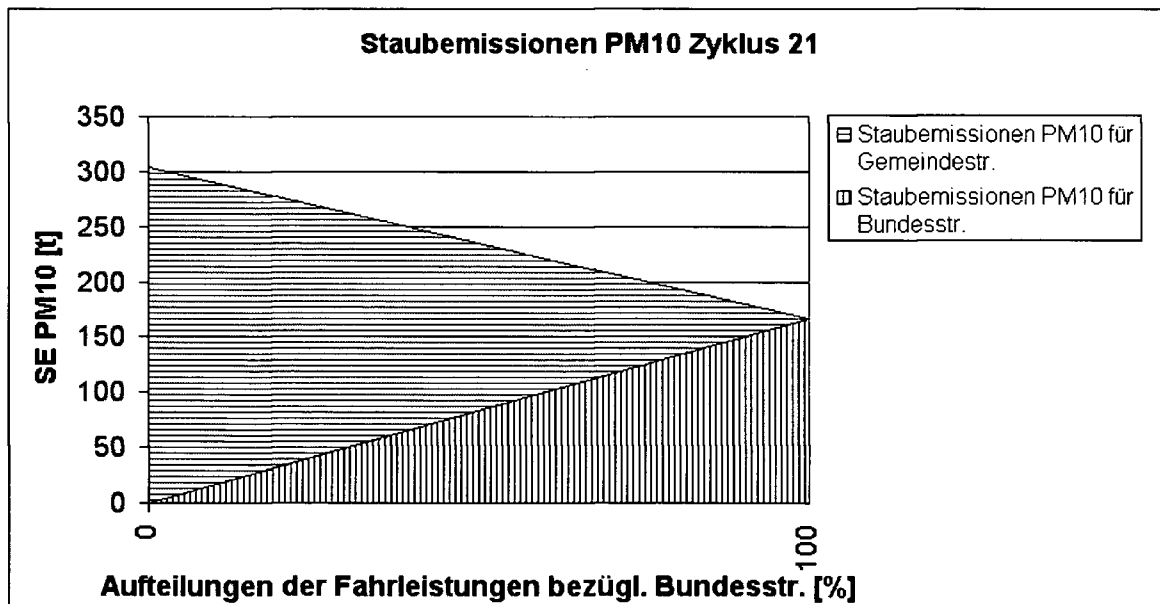


Abbildung 3-38: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 21, $SE_{PM2,5} = SE_{PM10} \cdot (1,1/4,6)$, $SE_{PM15} = SE_{PM10} \cdot (5,5/4,6)$, $SE_{PM30} = SE_{PM10} \cdot (24/4,6)$, siehe auch Tabelle 3-34

In Abbildung 3-39 werden die Grenzwerte der Staubemissionen SE für PM10 über den gesamten Messzeitraum vom 10.1.2001 bis 31.5.2002 dargestellt. Der obere Wert gibt an, wie viel Staub innerhalb des entsprechenden Zyklus emittiert worden wäre, wenn die gesamte Fahrleistung aller Fahrzeuge auf

Gemeindestraßen absolviert worden wäre (100% Gemeindestraßenanteil), die unteren Werte der Staubemissionen sind jene, die ausschließlich durch Fahrzeugbewegungen auf Bundesstraßen bedingt wären (100% Bundesstraßenanteil). Wurden auch schon bei der Ermittlung der Emissionsfaktorzyklusmittelwerte aufgrund höherer sL-Werte höhere Werte in den Wintermonaten errechnet, so gilt dies auch für die Staubemissionen, bedingt durch deren Bestimmung aus den Emissionsfaktoren. Aus der Abbildung 3-39 wird ersichtlich, dass über den Zyklen 1 und 2 (Jan. u. Feb. 2001) jeweils mehr als 500 t Staub (PM10) emittiert wurden. Über die Sommermonate (bis einschließlich Zyklus 10) sank die Menge an emittiertem Staub deutlich unter 200 t pro Messzyklus.

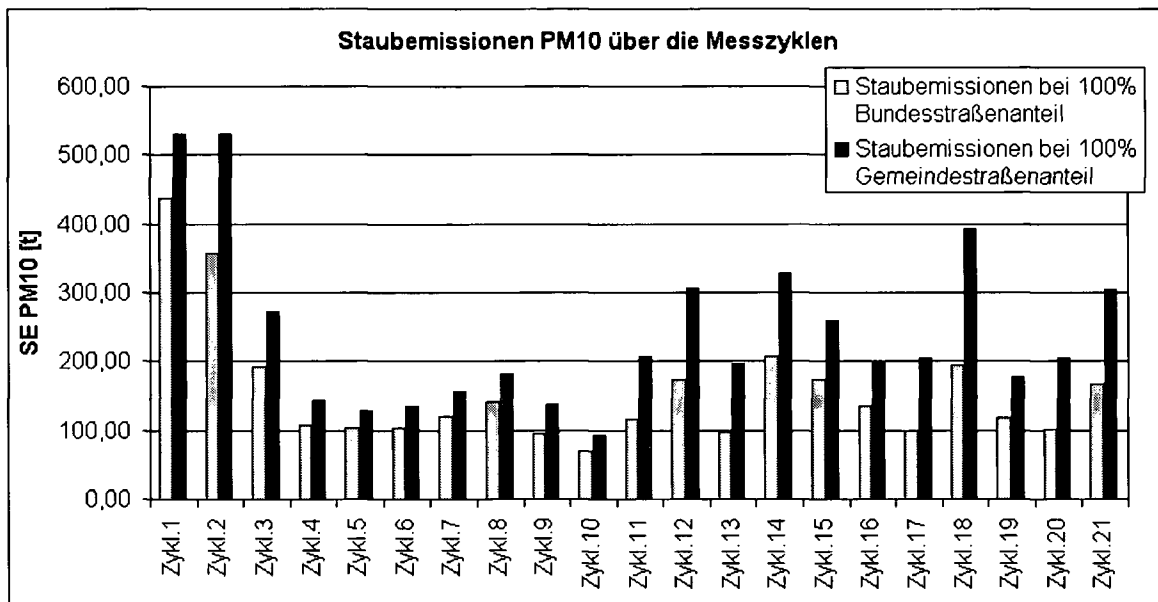


Abbildung 3-39: Staubemissionen SE PM10 von 10.1.2001 bis 31.5.2002

Aus der obigen Abbildung wird auch ersichtlich, dass die Staubemissionen, die durch reinen Fahrverkehr auf Bundesstraßen (100 % Bundesstraßenanteil) entstehen würden, in den Sommermonaten (Zyklen 4-10) tendenziell weniger stark von den Emissionen, welche durch ausschließlichen Fahrverkehr auf Gemeindestraßen auftreten würden, abweichen als in den Herbst- und Wintermonaten, siehe beispielsweise Zyklen 1, 2, 12-14. Dies kann durch die unterschiedliche Winterstreuung (eventueller Einsatz von Auftaumitteln und schnelleres Entfernen von Streugut auf Bundesstraßen) bedingt sein. Die Entfernung von Streugut auf

Bundesstraßen wird durch die im Allgemeinen höhere Verkehrsfrequenz und das oftmalige bzw. teilweise zeitliche (Parkverbot untertags) Nichtvorhandensein von Parkstreifen, dies erleichtert die Straßenreinigung, begünstigt.

Durch den milden Jänner und Februar 2002 und die dadurch ausbleibende Winterstreuung ergeben sich im Vergleich zum Vorjahr 2001 (Zyklus 1 und 2 entspricht Jänner und Februar 2001) geringere Staubemissionen für die Monate Jänner und Februar 2002 (Zyklen 15 und 16).

Die Staubemissionen SE innerhalb eines Messzyklus für unterschiedliche Partikelgrößenklassen werden, wie zuvor bei den Emissionsfaktoren für PM_{2,5}, PM₁₀ usw., siehe Kapitel 3.4.6, durch das Verhältnis der jeweiligen partikelabhängigen Faktoren k bestimmt.

Betrachtung Gleichung 3-9:

$$SE = \frac{(EF_{\text{Bundesstr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Bundesstr.}} + EF_{\text{Gemeindestr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Gemeindestr.}})}{1000} \cdot \text{Fahrzeuge Tage}$$

Als Beispiel wird der Vergleich zwischen Staubemissionen für PM₁₀ und PM_{2,5} herangezogen.

Mit

$$EF_{\text{PM}_{2,5}} = \frac{k_{\text{PM}_{2,5}}}{k_{\text{PM}_{10}}} \cdot EF_{\text{PM}_{10}}$$

ergibt sich

$$\frac{SE_{\text{PM}_{2,5}}}{SE_{\text{PM}_{10}}} = \frac{(EF_{\text{PM}_{10},\text{Bundesstr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Bundesstr.}} + EF_{\text{PM}_{10},\text{Gemeindestr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Gemeindestr.}}) \cdot (k_{\text{PM}_{2,5}}/k_{\text{PM}_{10}})}{(EF_{\text{PM}_{10},\text{Bundesstr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Bundesstr.}} + EF_{\text{PM}_{10},\text{Gemeindestr.}} \cdot \text{Fahrleistung}_{\text{Gemeindestr.}})} = k_{\text{PM}_{2,5}}/k_{\text{PM}_{10}}$$

Für die Zusammenhänge der Staubemissionen für die unterschiedlichen Partikelgrößenklassen untereinander sind also wieder, wie zuvor bei den Emissionsfaktoren, siehe Kapitel 3.4.6, die partikelgrößenabhängigen Faktoren k, angeführt in Tabelle 3-3, bestimmend. Die Berechnungsformeln für die unterschiedlichen Staubemissionen für PM_{2,5}, PM₁₅ und PM₃₀ aus der Staubemission SE PM₁₀ und den partikelgrößenabhängigen Faktoren k sind in der Tabelle 3-34 dargestellt.

Tabelle 3-34: Errechnung der unterschiedlichen Staubemissionen aus Staubemission SE PM10

SE PM _{2,5} =	SE PM ₁₀ *	k PM _{2,5} /k PM ₁₀ =	SE PM ₁₀ *	1,1/4,6 =	SE PM ₁₀ *	0,239
SE PM ₁₅ =	SE PM ₁₀ *	k PM ₁₅ /k PM ₁₀ =	SE PM ₁₀ *	5,5/4,6 =	SE PM ₁₀ *	1,196
SE PM ₃₀ =	SE PM ₁₀ *	k PM ₃₀ /k PM ₁₀ =	SE PM ₁₀ *	24/4,6 =	SE PM ₁₀ *	5,217

3.6. Abhängigkeiten der ermittelten sL-Werte

3.6.1. Abhängigkeit des sL-Wertes von verkehrsbedingten Größen und der Jahreszeit

3.6.1.1. Abhängigkeit der ermittelten sL-Werte von der Verkehrsfrequenz

In Abbildung 3-40 bis Abbildung 3-60 werden die in einem Messzyklus ermittelten sL-Werte in Abhängigkeit der Verkehrsfrequenz (Fahrzeuge/Tag) dargestellt. In Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30 wurden die einzelnen Messstellen nach der Verkehrsfrequenz (unterschiedliche Verkehrsfrequenzen für die einzelnen Messstellen in Tabelle 3-8, Seite 34), von oben nach unten abnehmend, gereiht. Tendenziell ist zu erkennen, dass die gemessenen sL-Werte mit steigendem Verkehrsaufkommen abnehmen, wie in Abbildung 3-40 bis Abbildung 3-60 zu sehen ist. Ein Einfluss der Straßenkategorie (Bundes- oder Gemeindestraße) ist nicht ersichtlich. Betrachtet man die Straßen mit Verkehrsfrequenzen von ca. 15 000 bis 25 000 Fahrzeugen/Tag, so sind hier sowohl Bundes- als auch Gemeindestraßen vorzufinden, deren sL-Werte qualitativ und auch quantitativ vergleichbar sind.

Der innerhalb des Messzeitraums vom 10. Jänner 2001 bis 31. Mai 2002 höchste gemessene sL-Wert betrug 2,4 g/m³ an der Messstelle „Schloßallee“ im Messzyklus 15 (siehe Abbildung 3-44). Dies war auf eine in unmittelbarer Nähe zur Messstelle befindliche Baustelle zurückzuführen.

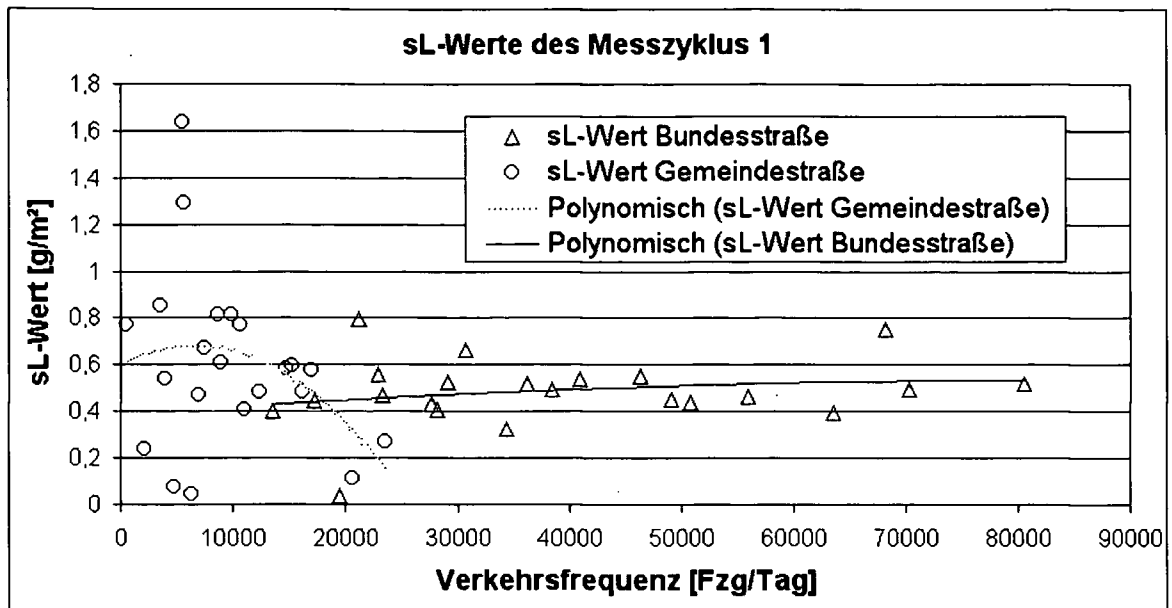


Abbildung 3-40: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 1

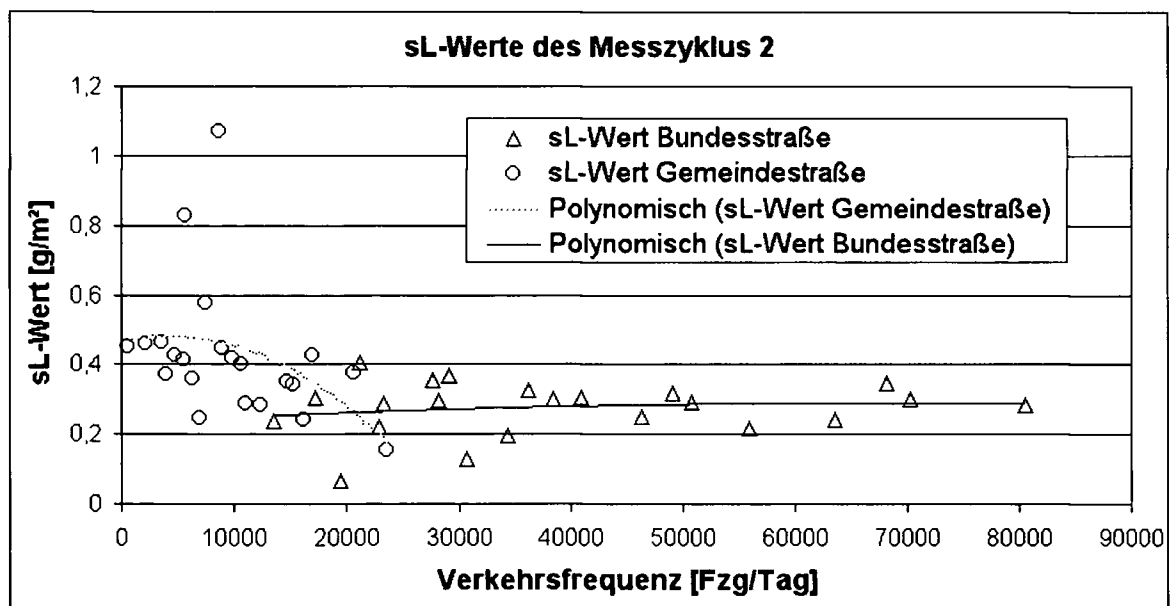


Abbildung 3-41: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 2

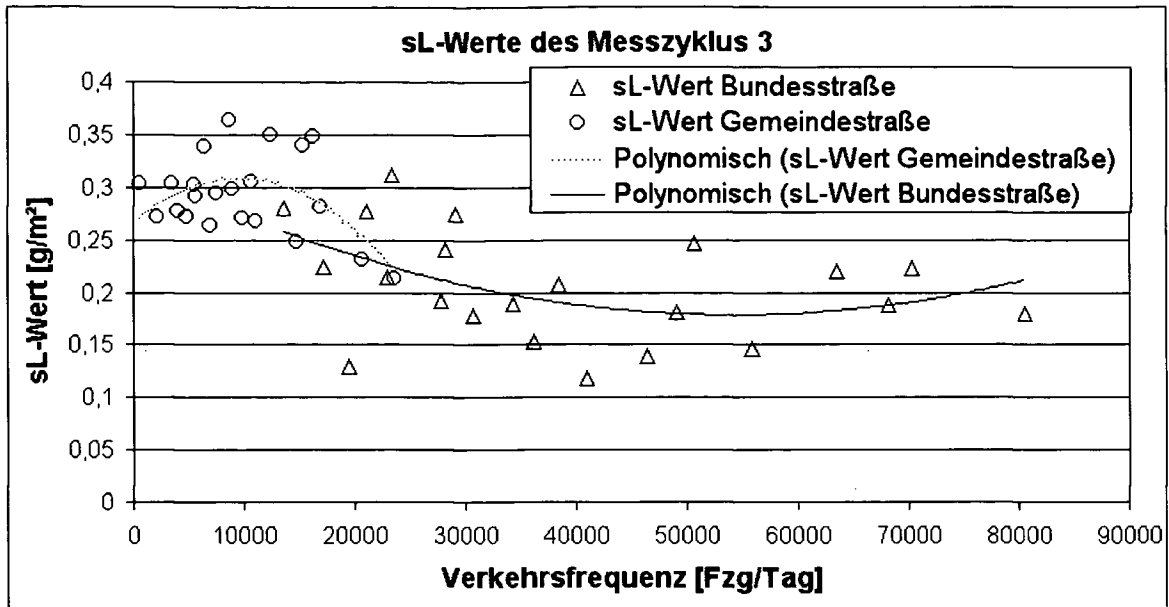


Abbildung 3-42: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 3

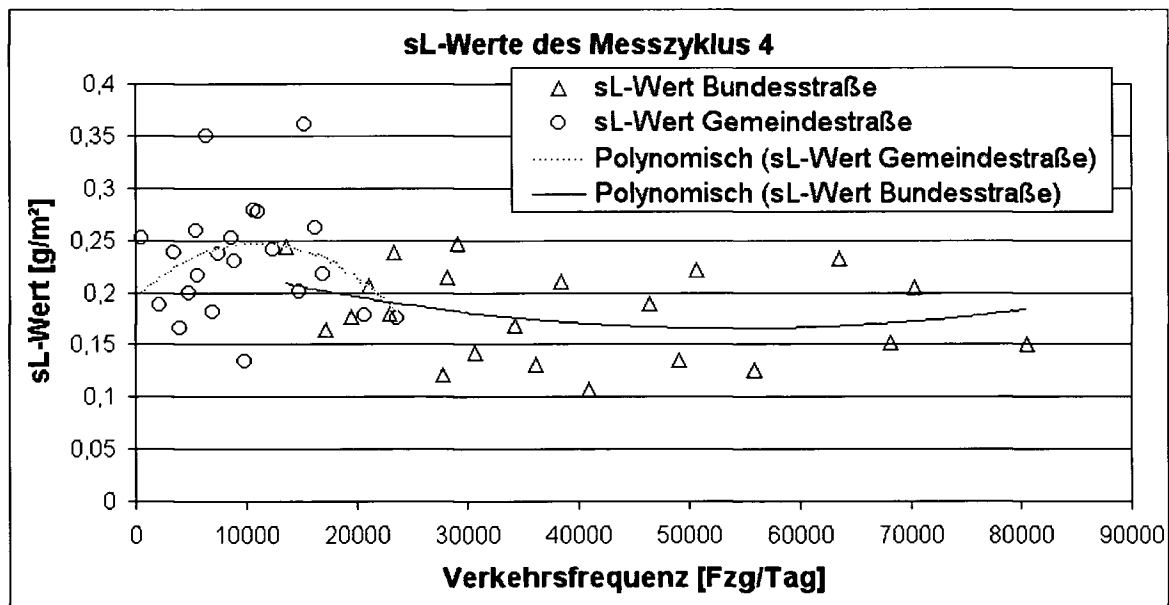


Abbildung 3-43: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 4

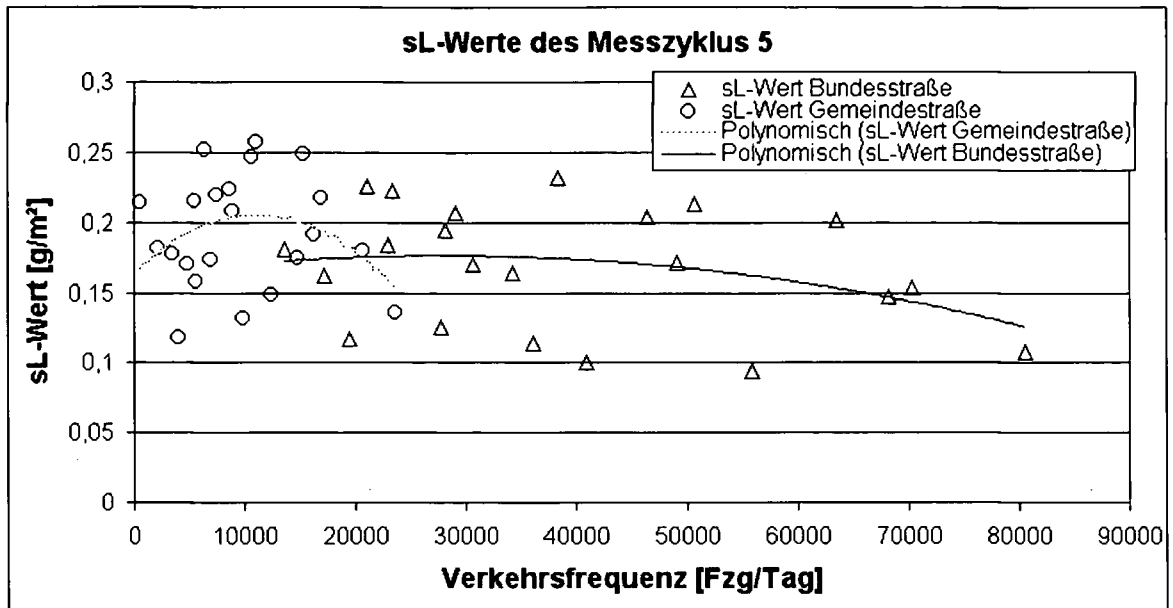


Abbildung 3-44: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 5

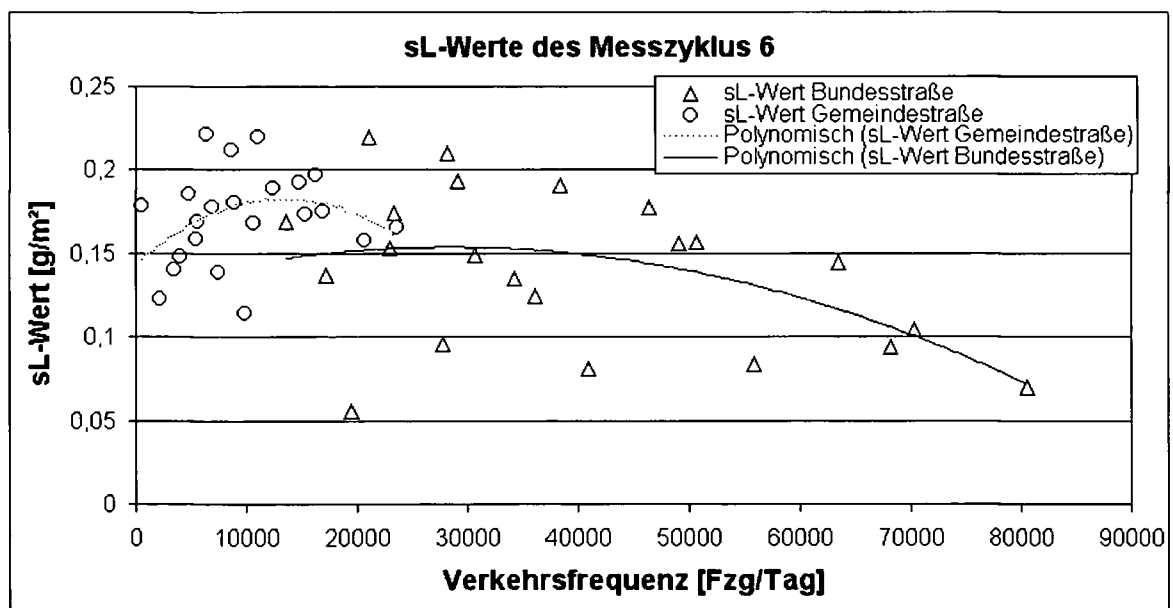


Abbildung 3-45: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 6

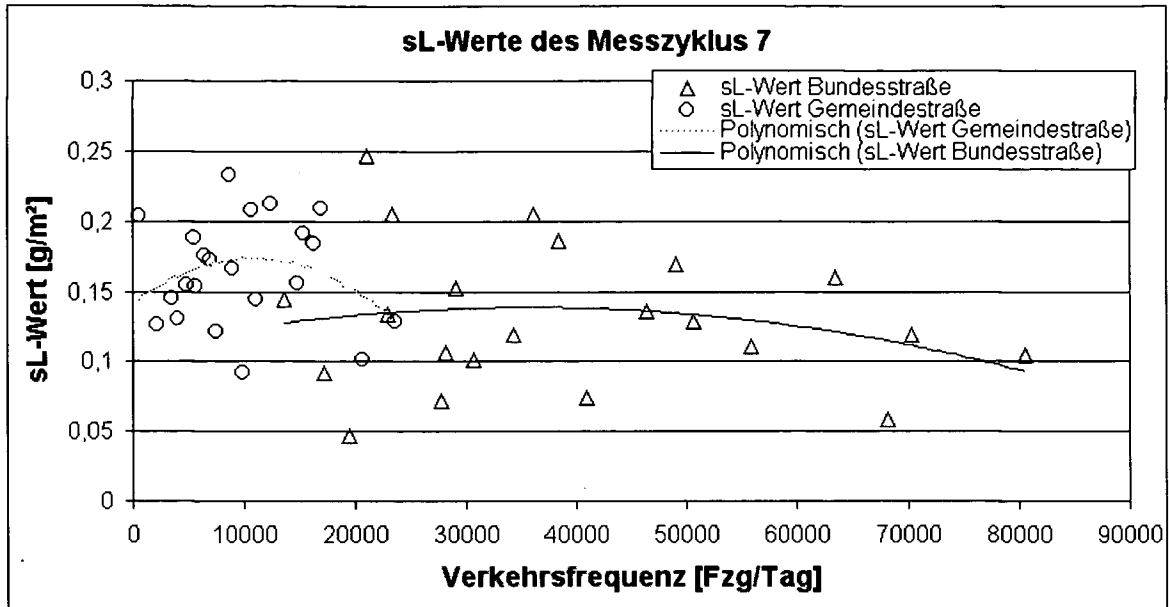


Abbildung 3-46: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 7

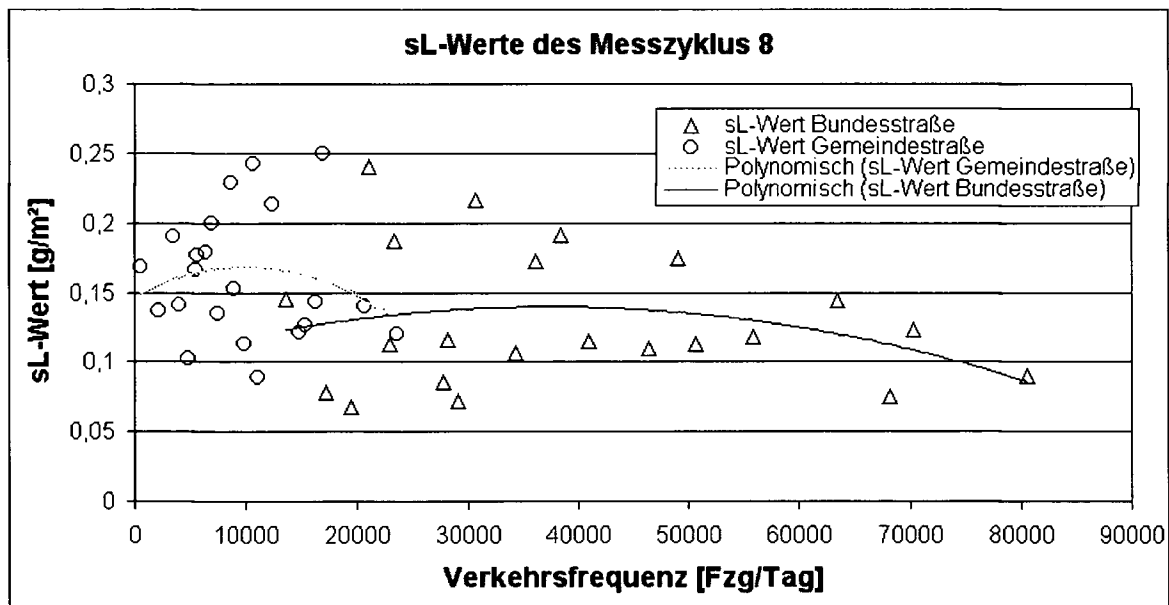


Abbildung 3-47: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 8

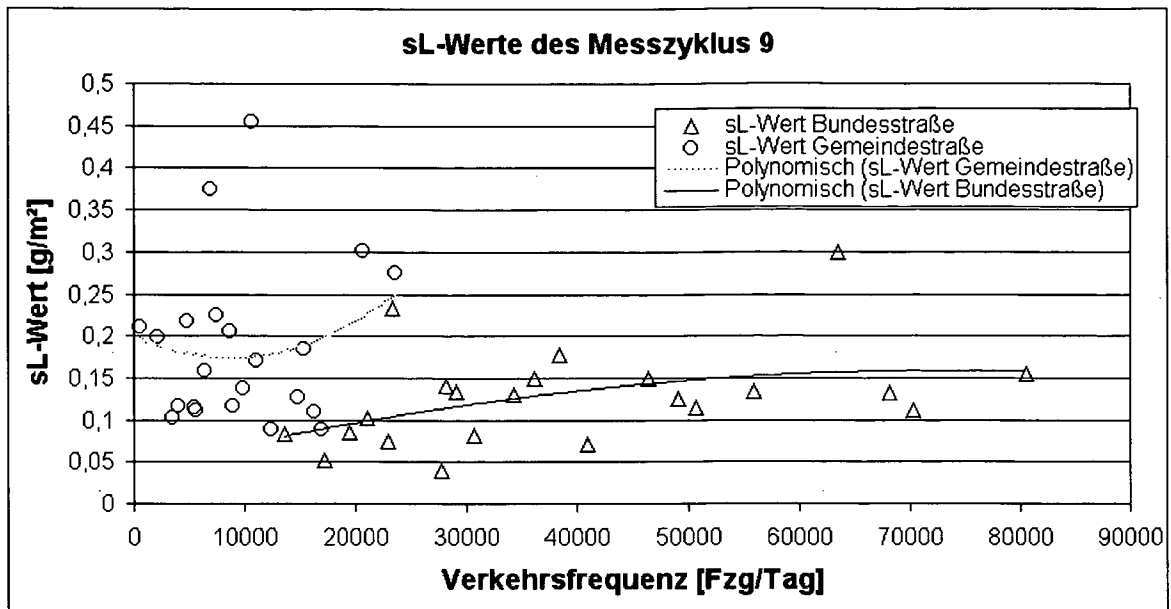


Abbildung 3-48: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 9

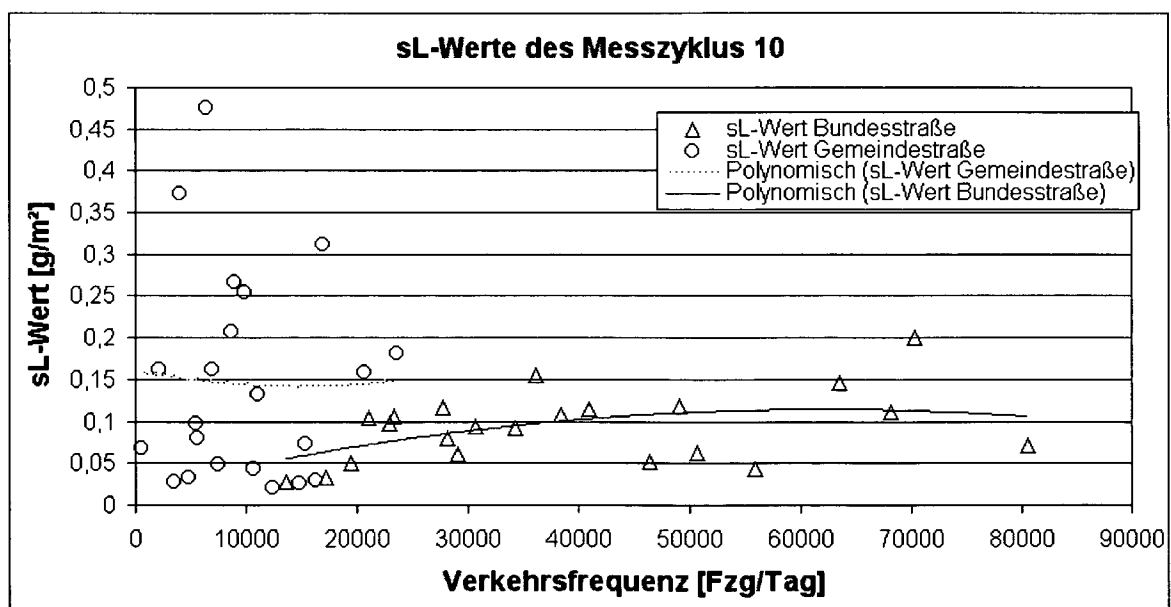


Abbildung 3-49: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 10

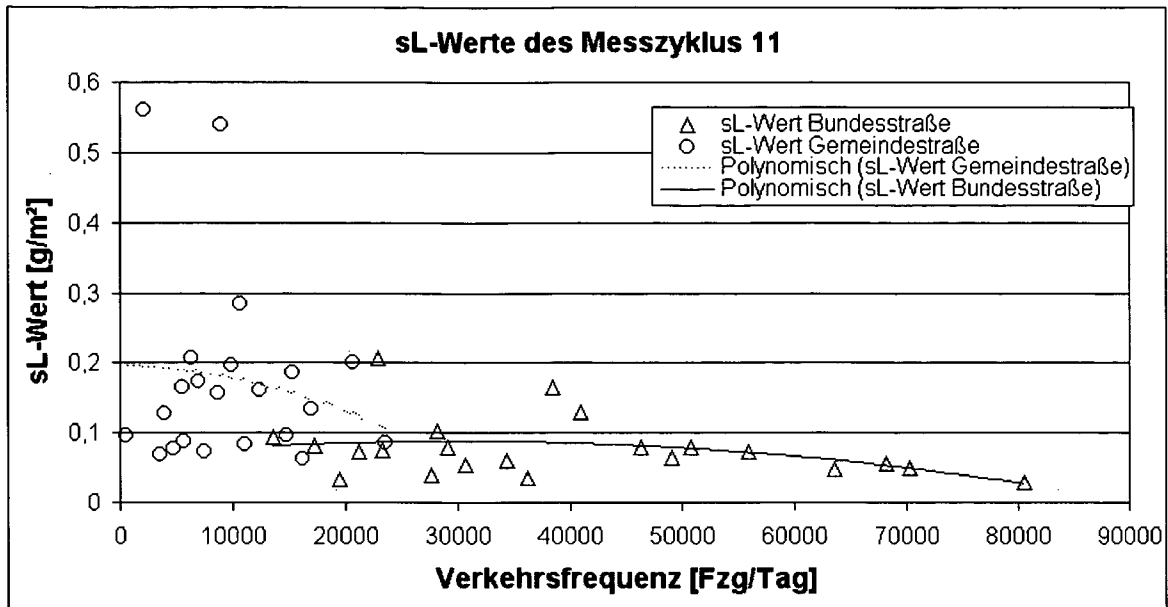


Abbildung 3-50: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 11

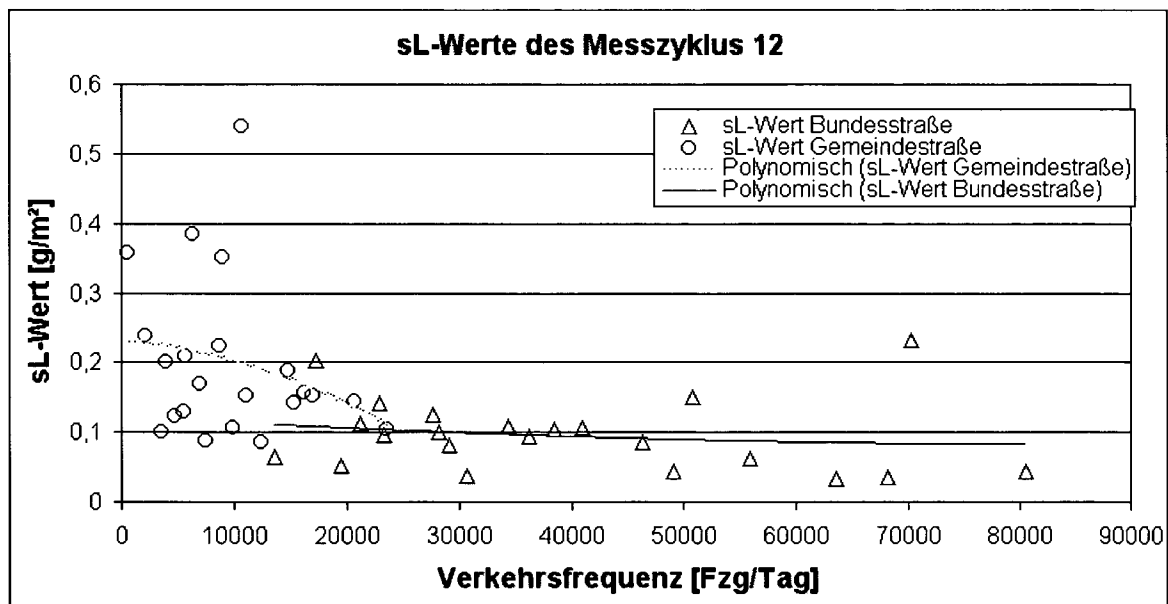


Abbildung 3-51: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 12

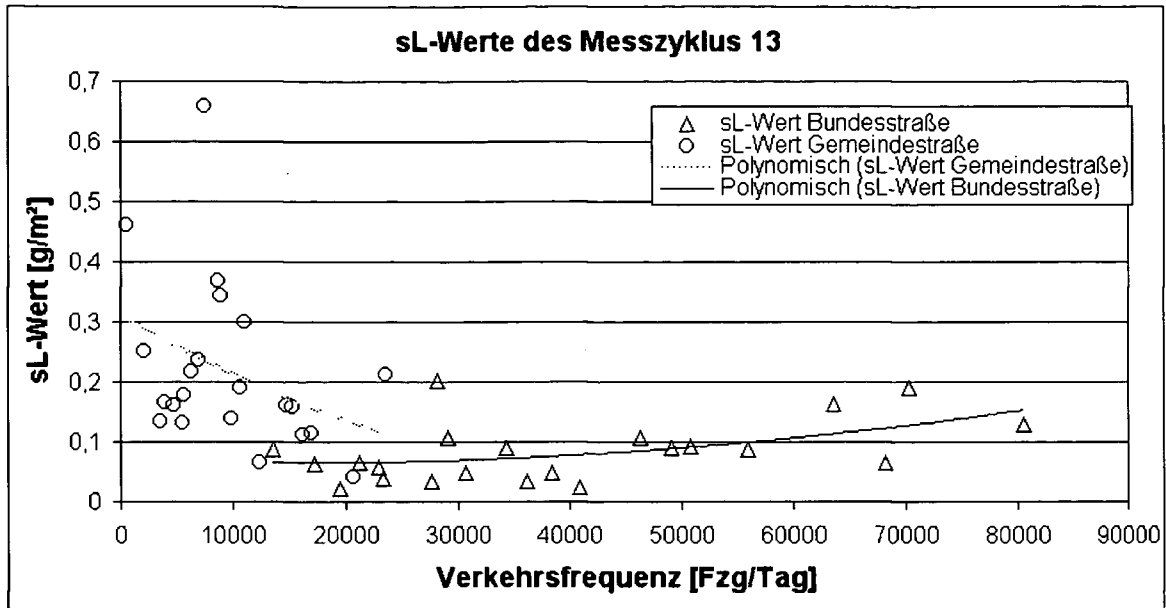


Abbildung 3-52: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 13

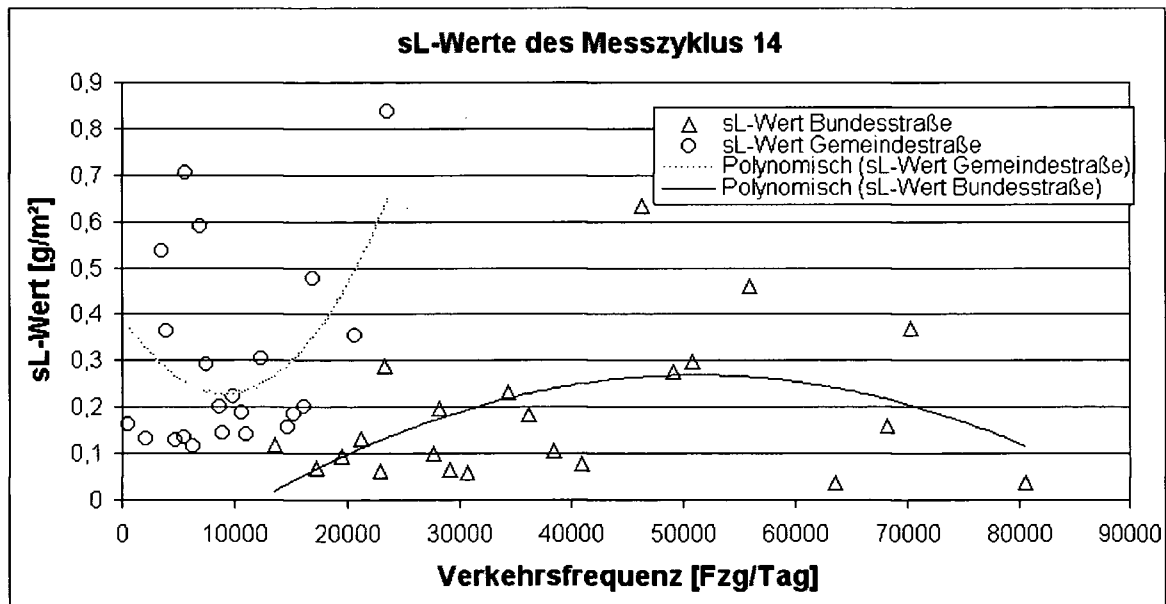


Abbildung 3-53: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 14

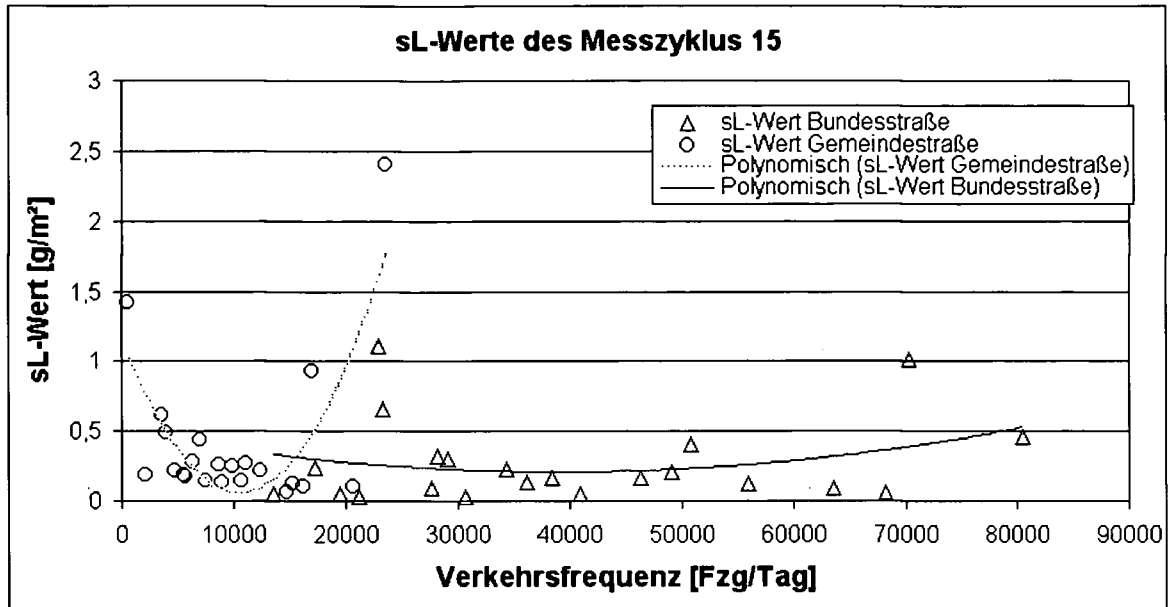


Abbildung 3-54: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 15

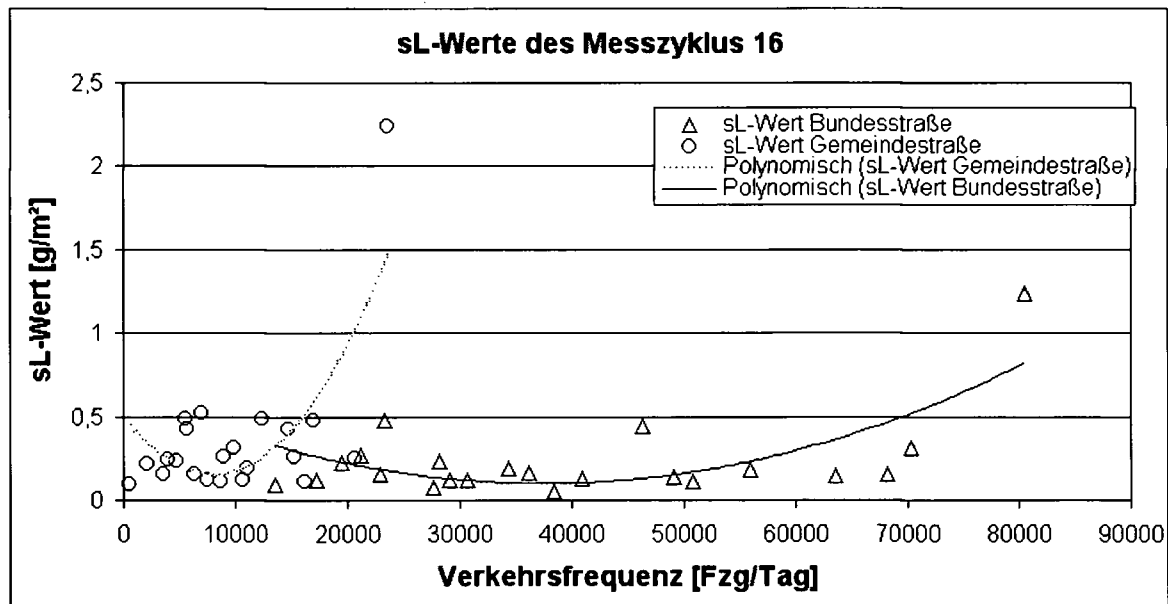


Abbildung 3-55: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 16

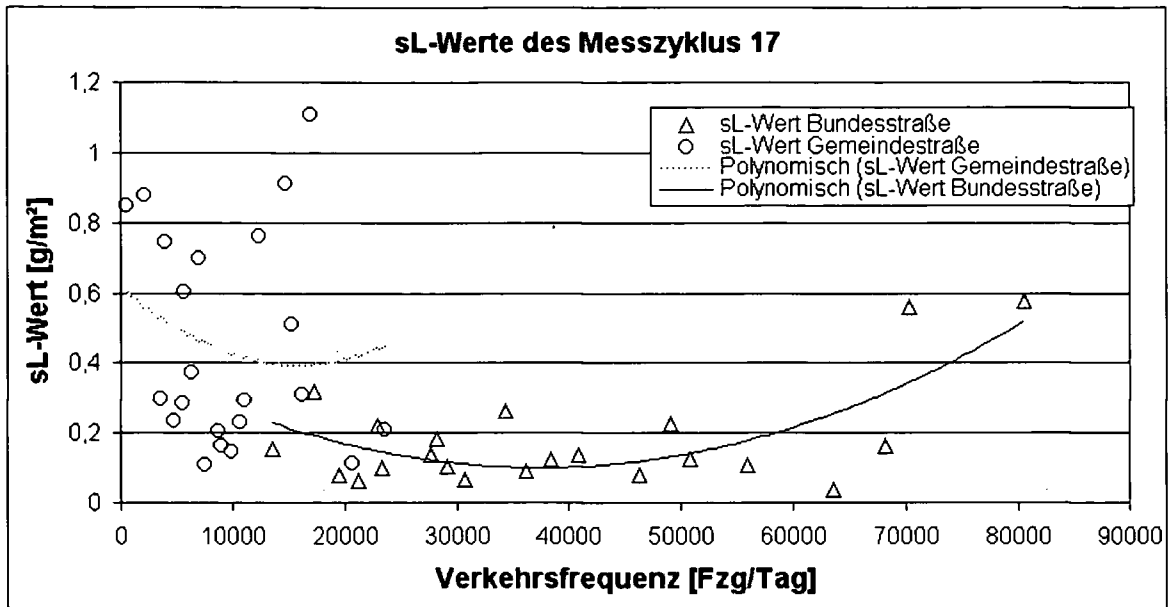


Abbildung 3-56: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 17

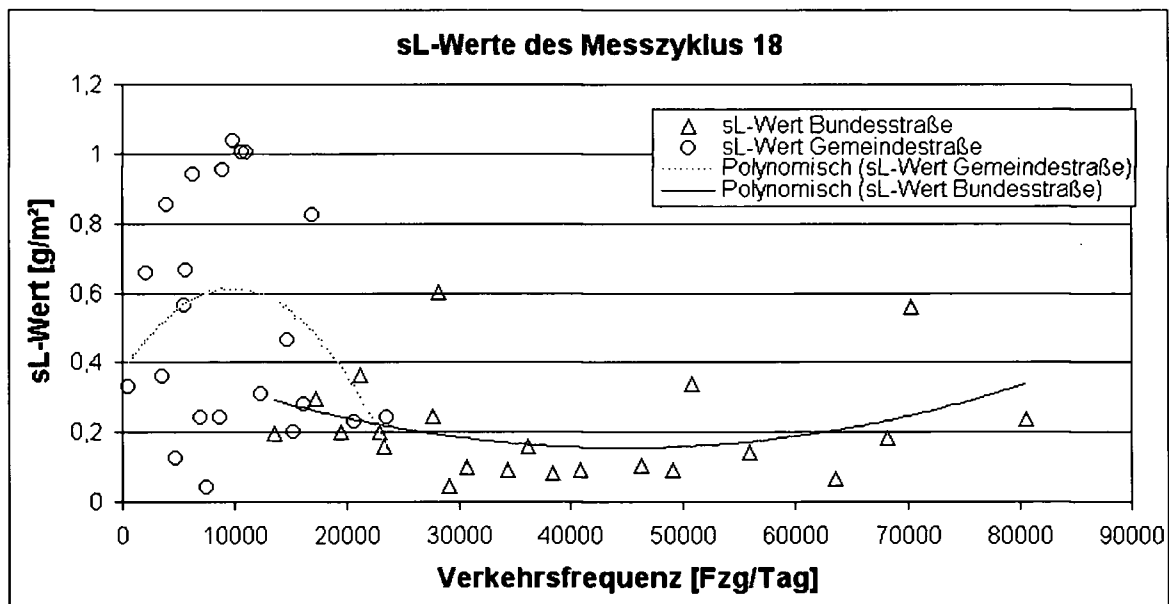


Abbildung 3-57: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 18

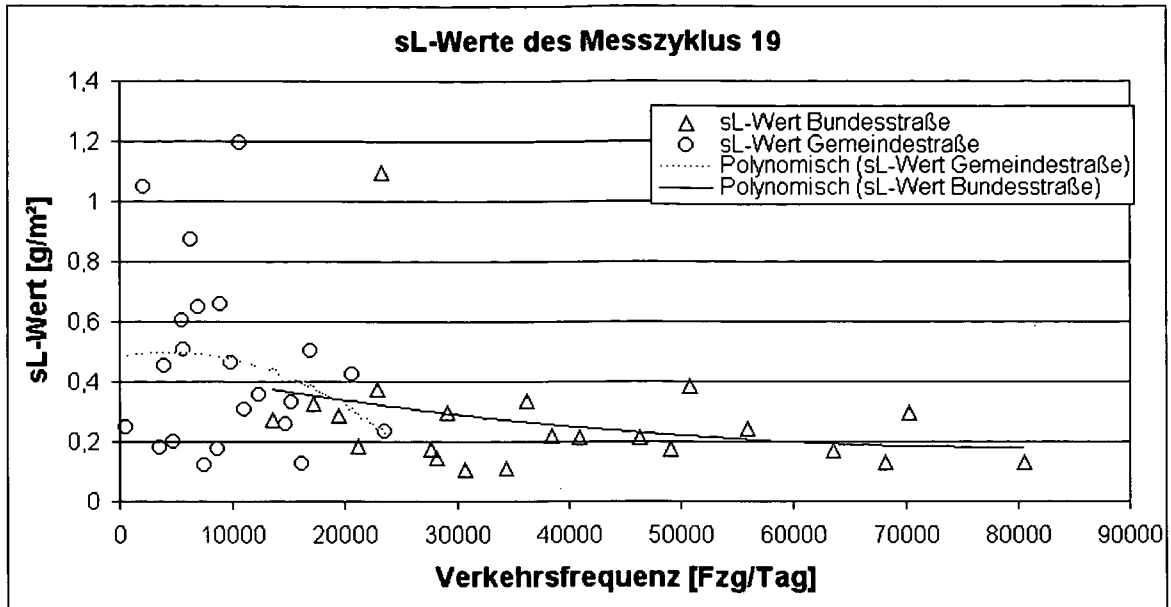


Abbildung 3-58: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 19

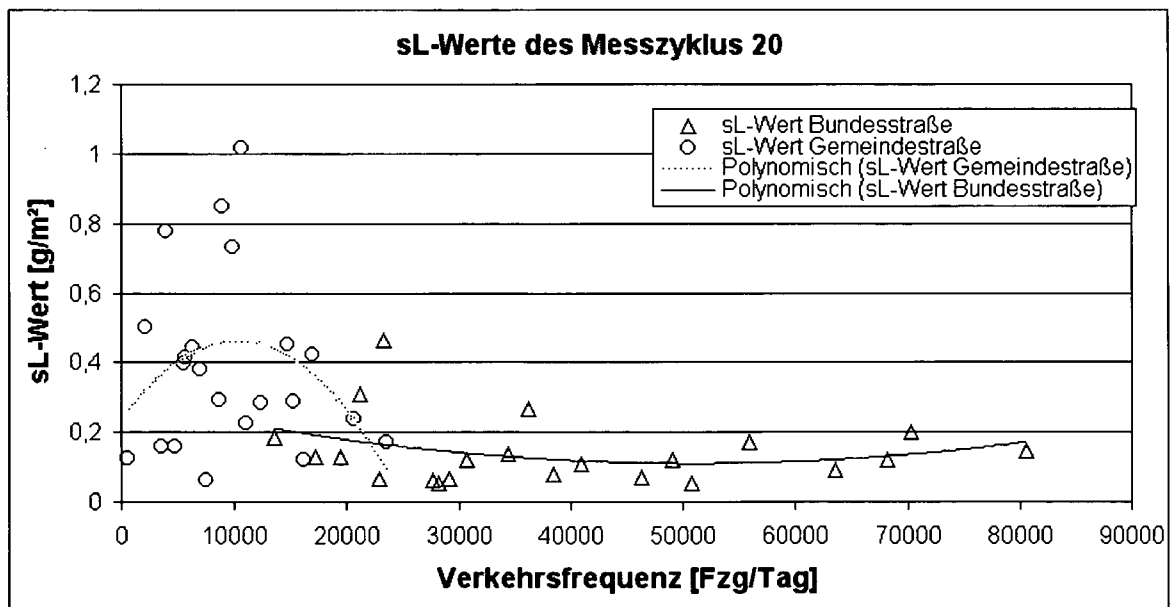


Abbildung 3-59: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 20

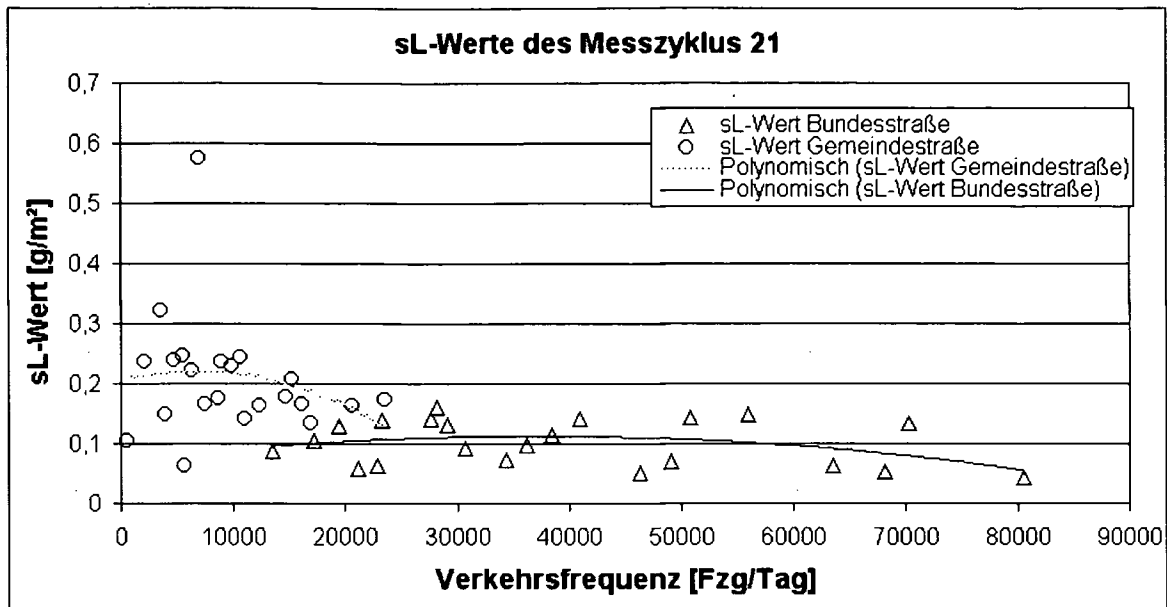


Abbildung 3-60: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 21

3.6.1.2. Abhängigkeit der sL-Werte von dem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht W der eine Messstelle passierenden Fahrzeuge

In der Abbildung 3-61 bis Abbildung 3-81 wird jeder gemessene sL-Wert über das jeweilige durchschnittliche Fahrzeuggewicht W [t] der zugehörigen Messstelle betrachtet. Des Weiteren wird auch zwischen den beiden Straßenkategorien (Bundes- und Gemeindestraßen) unterschieden. Man kann keinen Einfluss des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts auf den sL-Wert erkennen, da in keinem der 21 Messzyklen ein tendenzielles Ansteigen oder Abfallen der gemessenen sL-Werte mit zunehmendem durchschnittlichem Fahrzeuggewicht festzustellen ist.

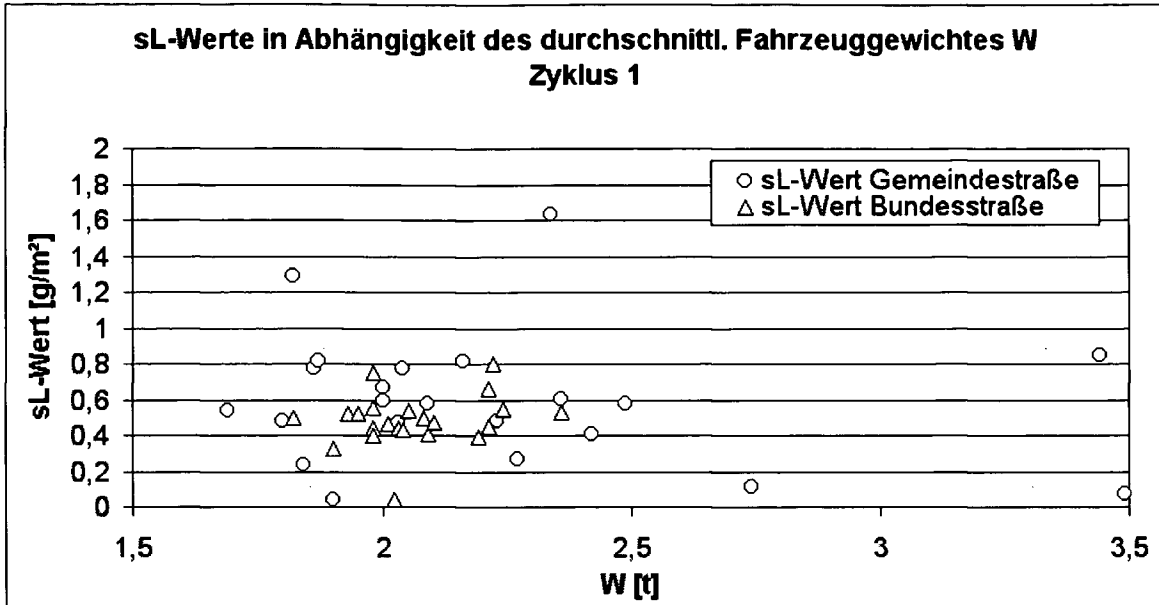


Abbildung 3-61: sL-Werte des Messzyklus 1 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

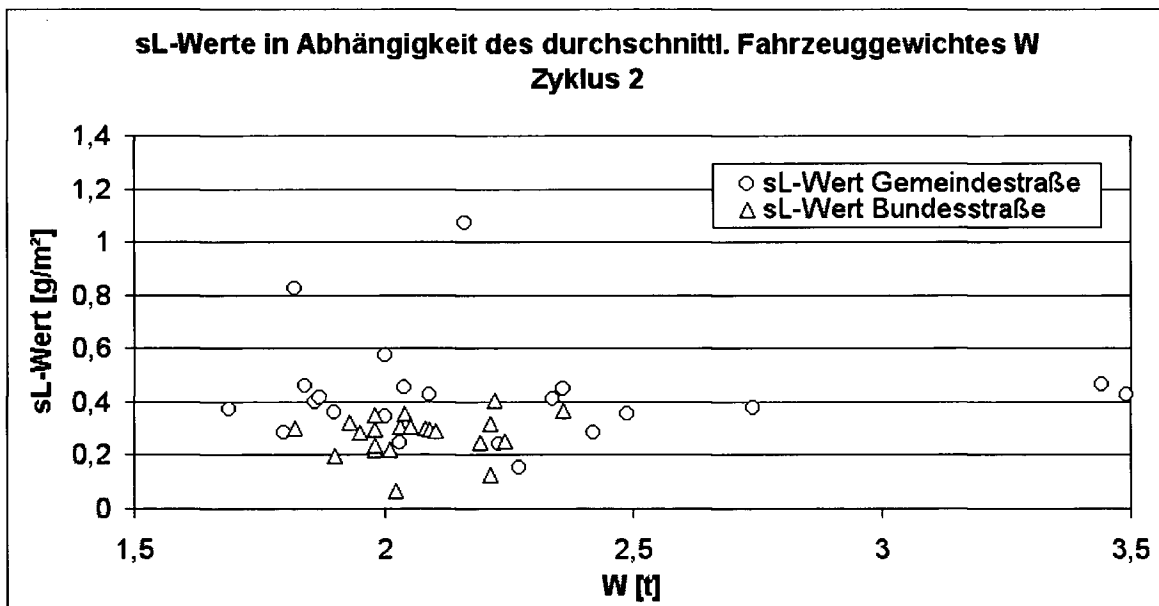


Abbildung 3-62: sL-Werte des Messzyklus 2 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

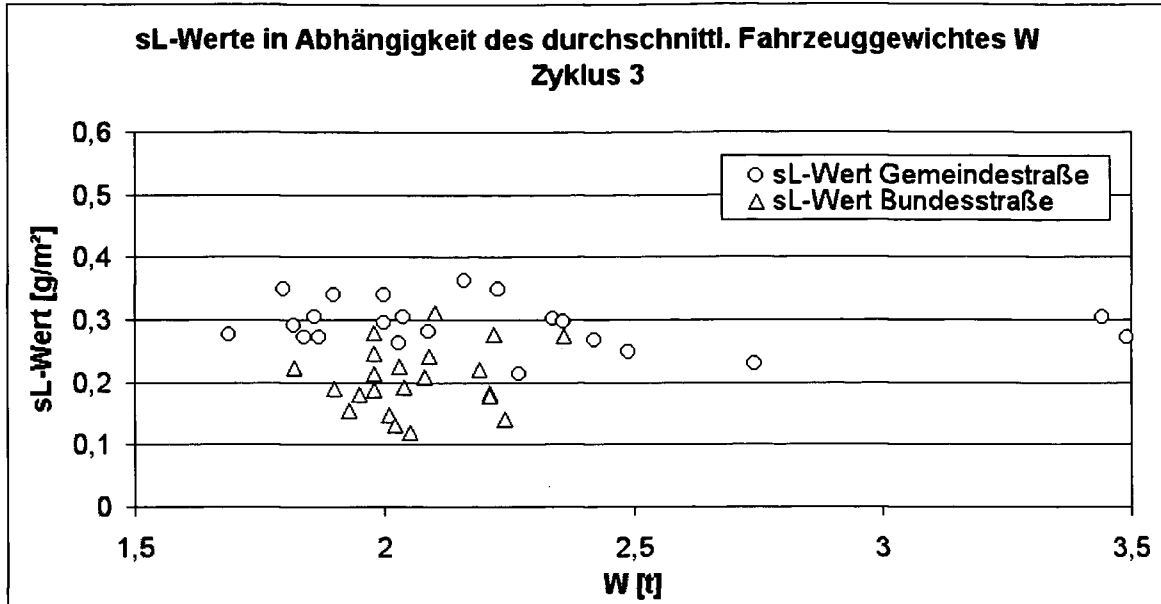


Abbildung 3-63: sL-Werte des Messzyklus 3 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

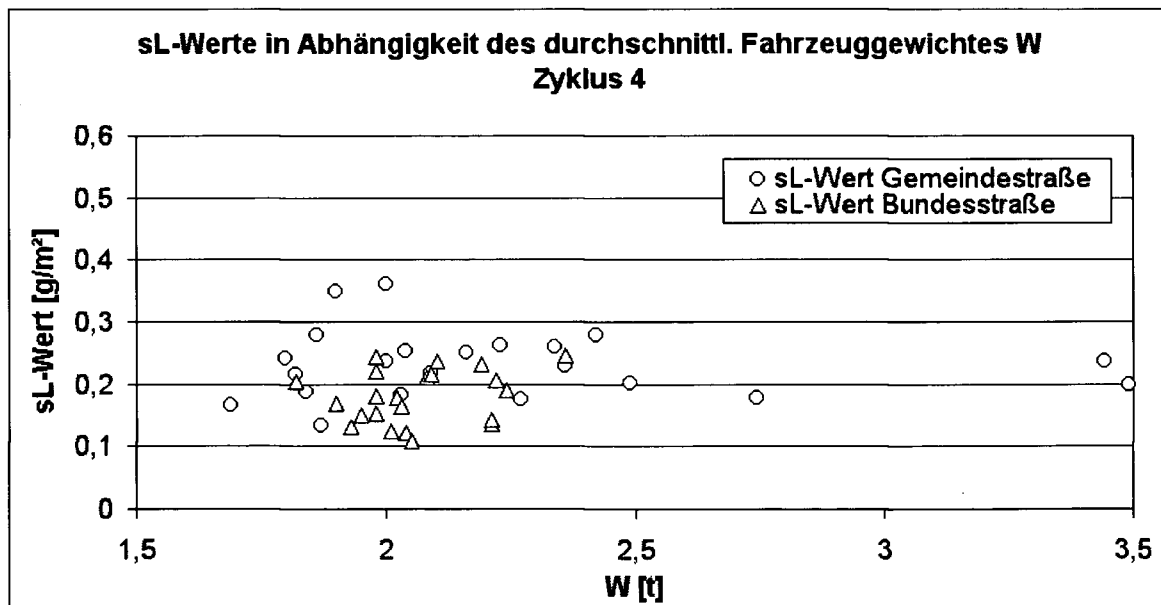


Abbildung 3-64: sL-Werte des Messzyklus 4 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

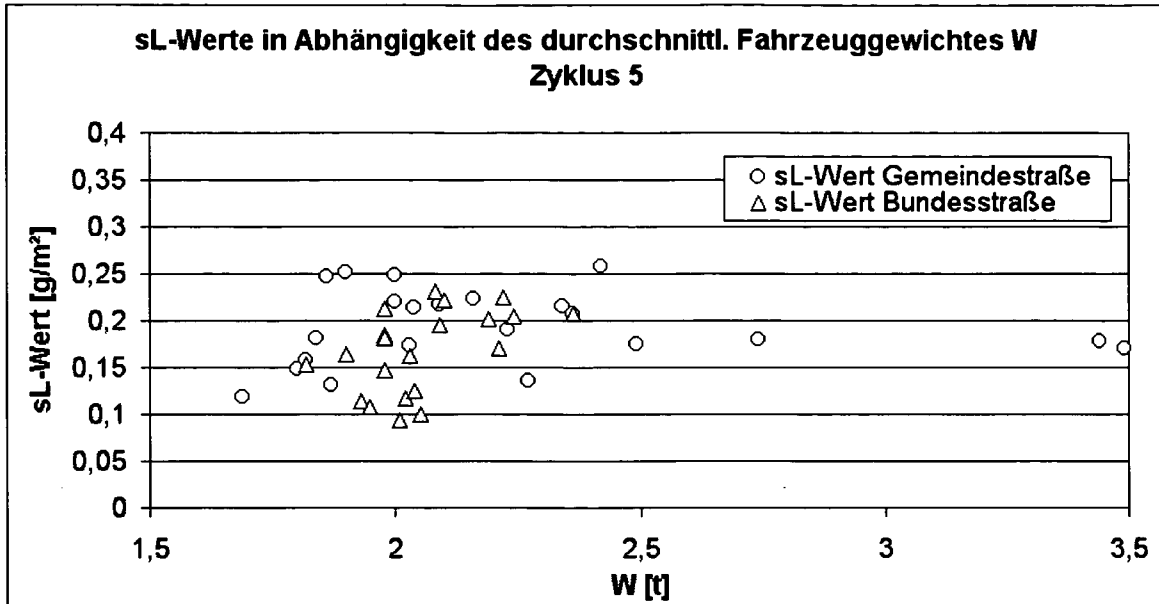


Abbildung 3-65: sL-Werte des Messzyklus 5 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

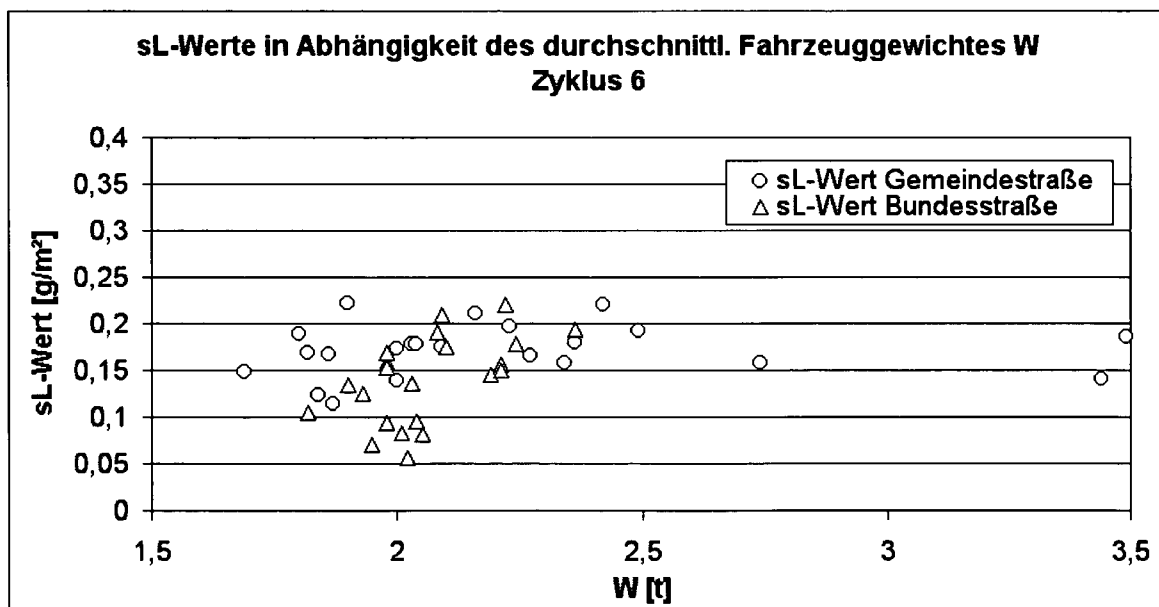


Abbildung 3-66: sL-Werte des Messzyklus 6 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

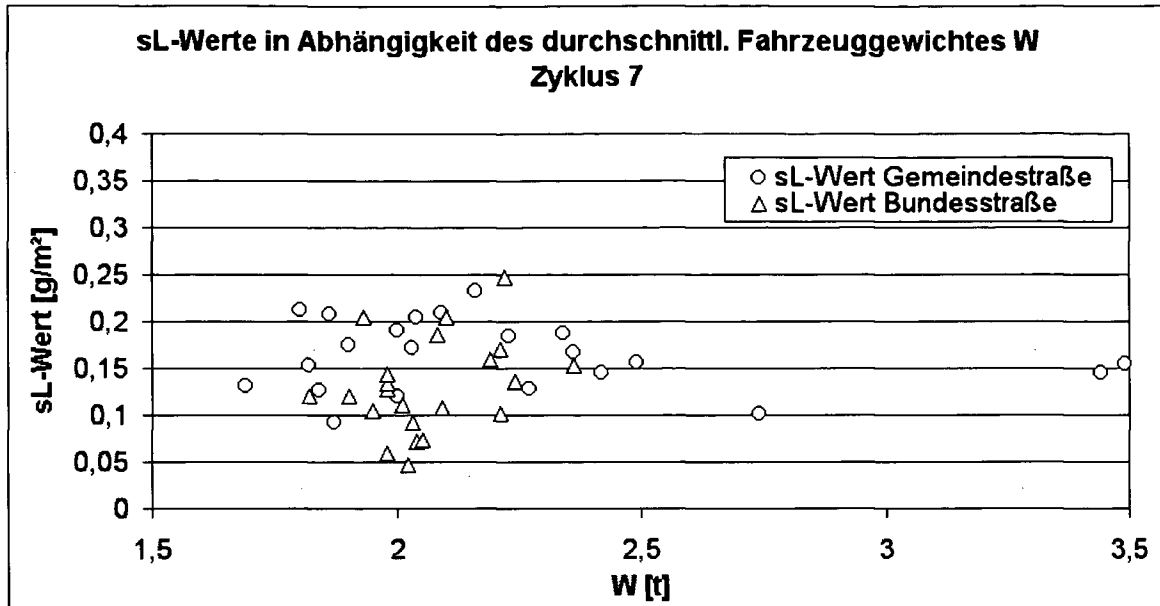


Abbildung 3-67: sL-Werte des Messzyklus 7 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

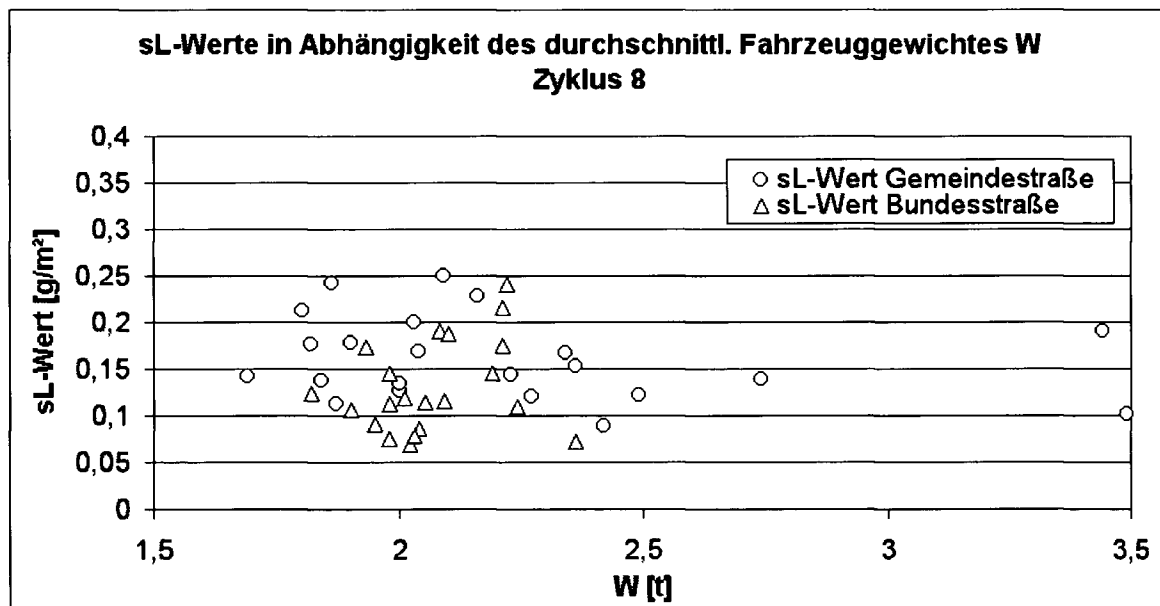


Abbildung 3-68: sL-Werte des Messzyklus 8 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

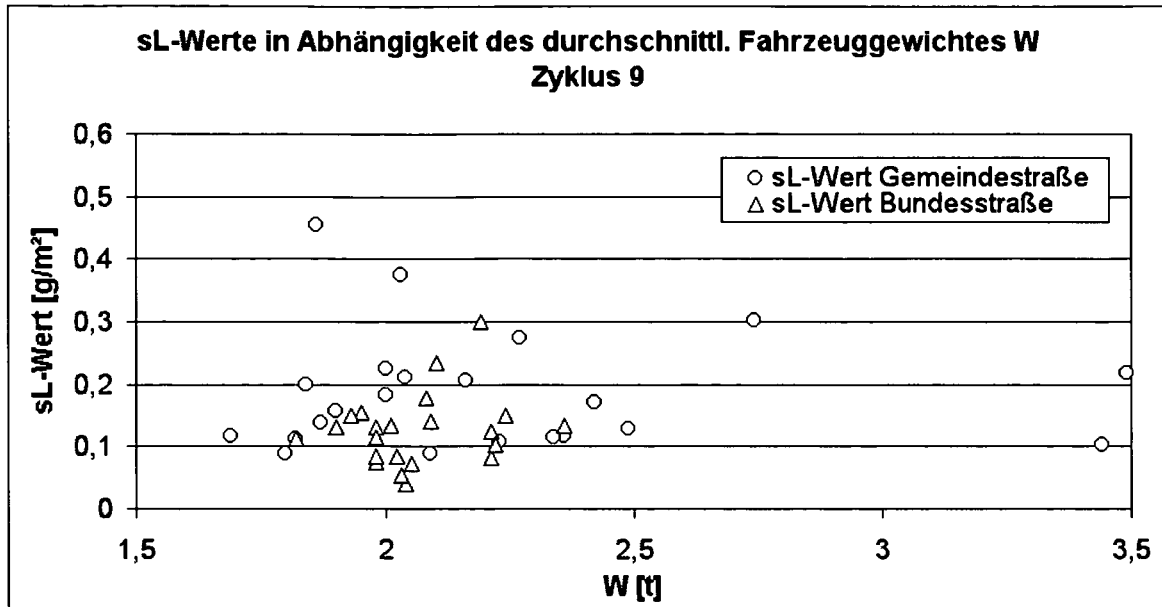


Abbildung 3-69: sL-Werte des Messzyklus 9 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

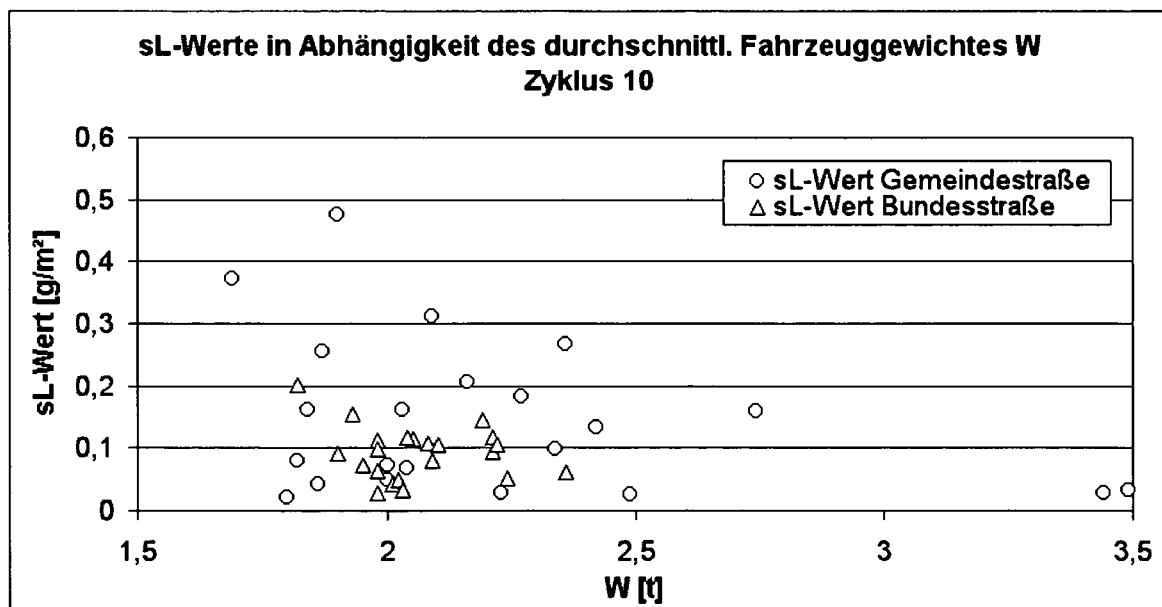


Abbildung 3-70: sL-Werte des Messzyklus 10 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

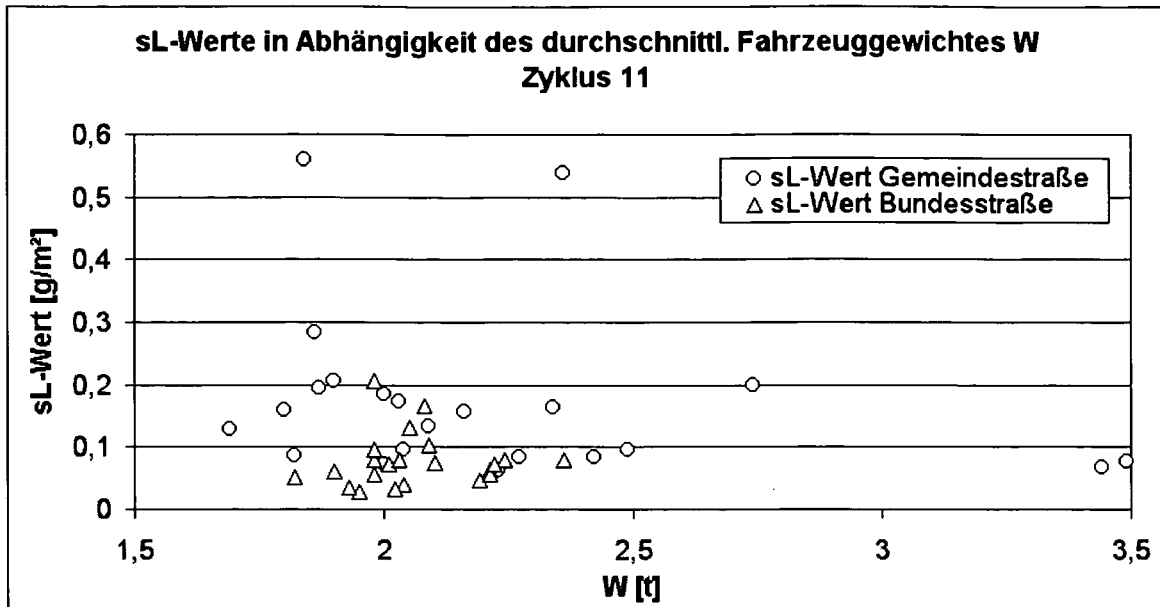


Abbildung 3-71: sL-Werte des Messzyklus 11 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

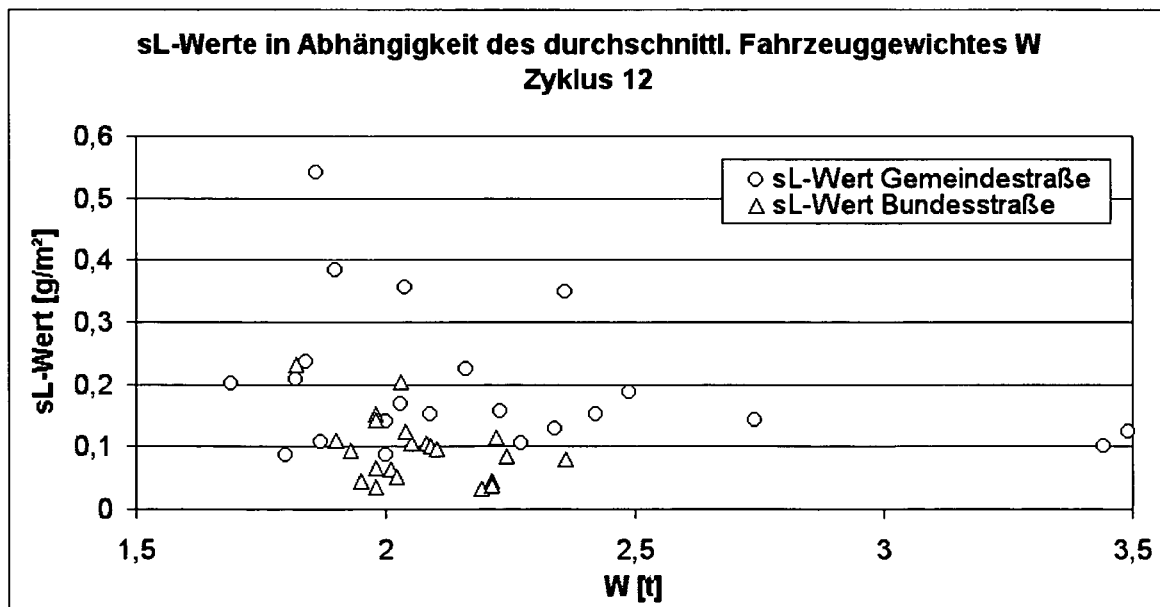


Abbildung 3-72: sL-Werte des Messzyklus 12 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

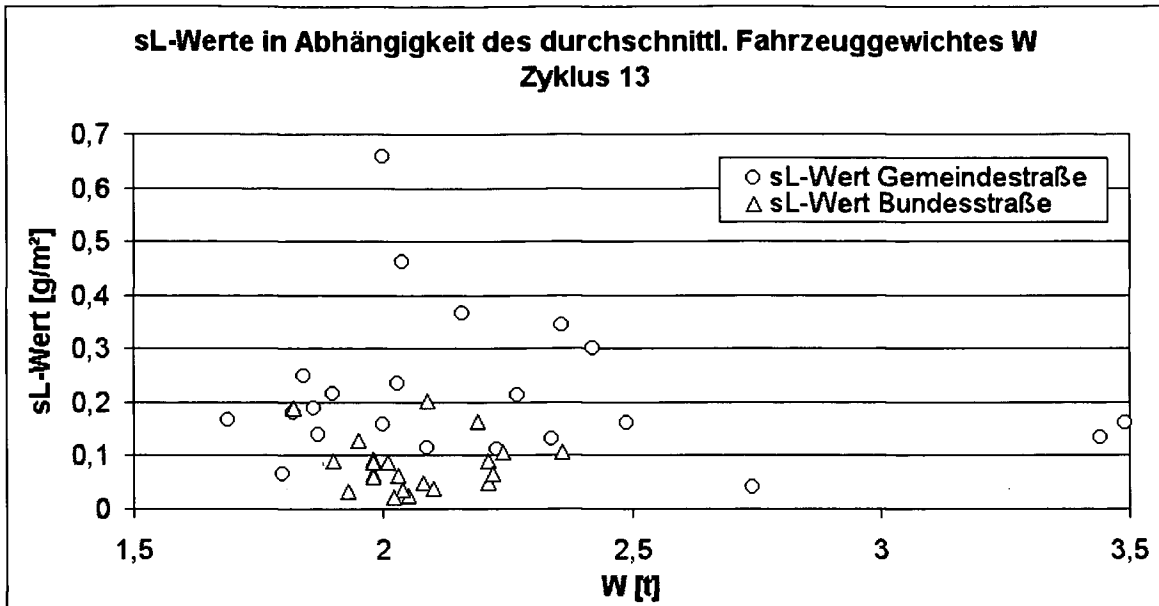


Abbildung 3-73: sL-Werte des Messzyklus 13 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

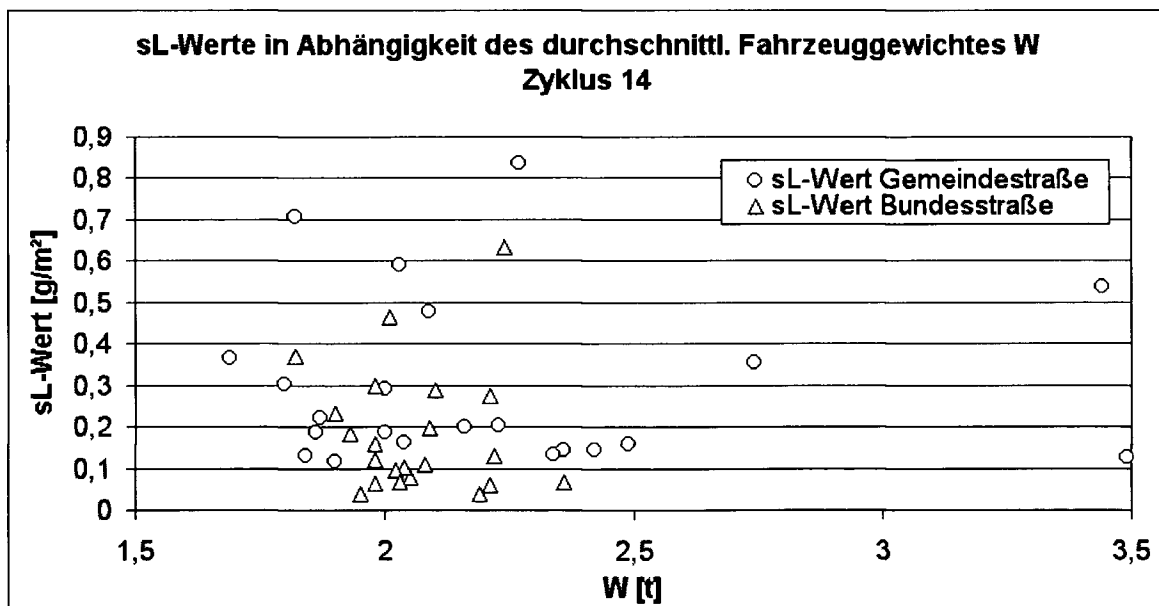


Abbildung 3-74: sL-Werte des Messzyklus 14 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

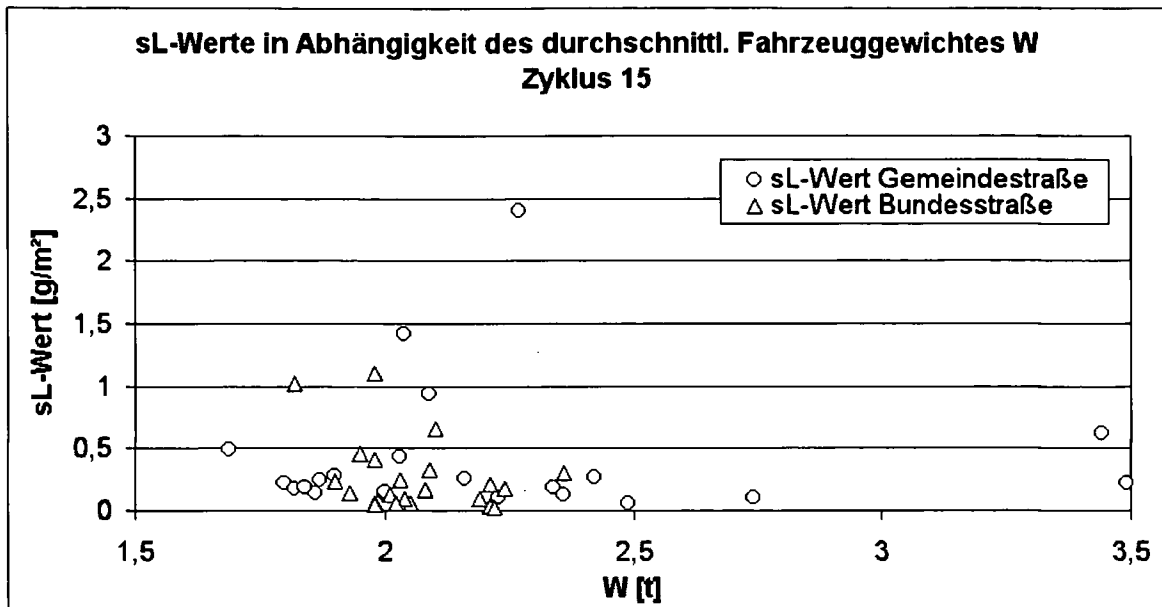


Abbildung 3-75: sL-Werte des Messzyklus 15 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

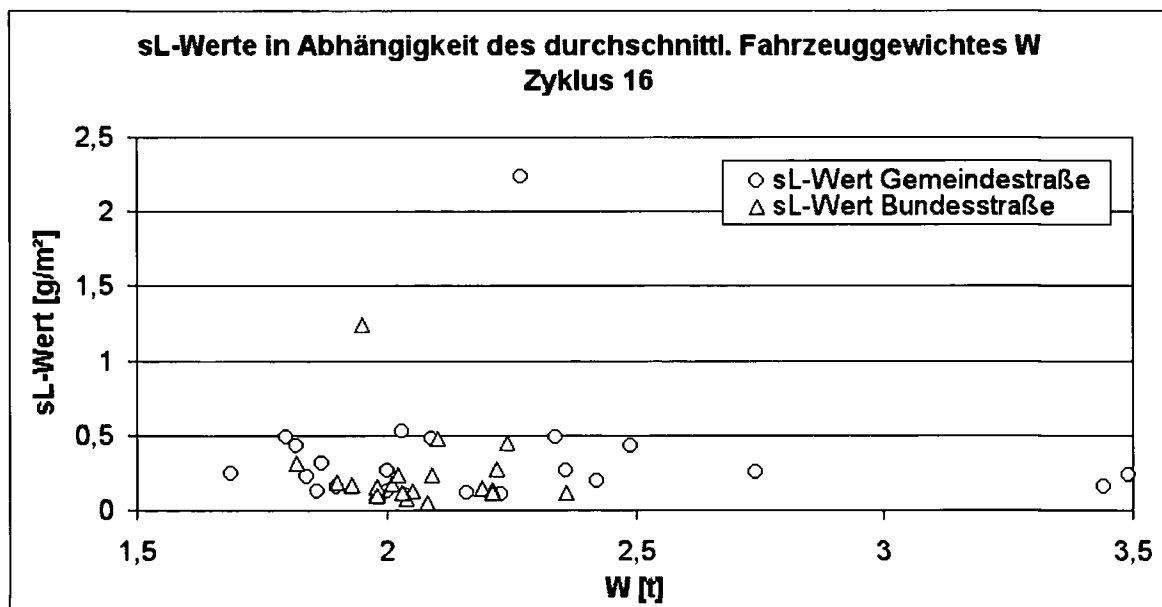


Abbildung 3-76: sL-Werte des Messzyklus 16 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

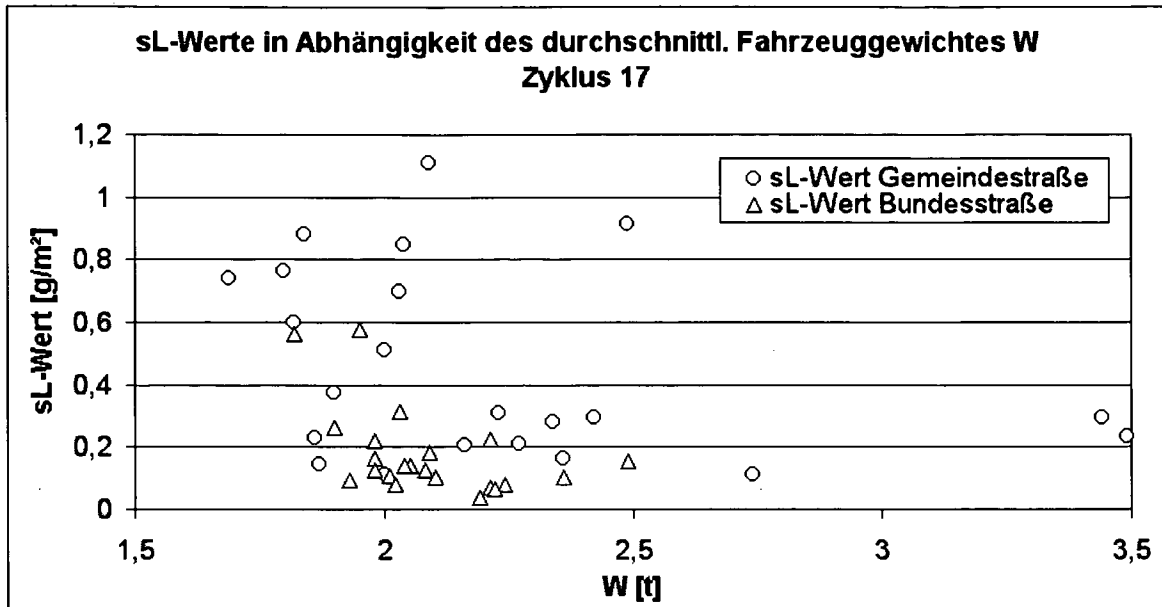


Abbildung 3-77: sL-Werte des Messzyklus 17 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

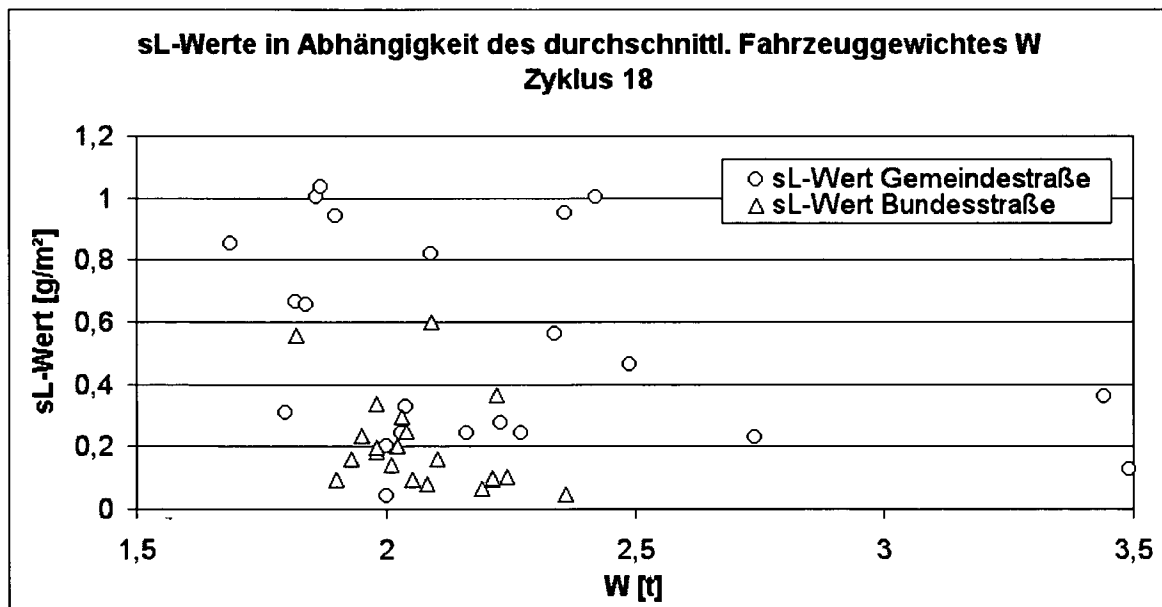


Abbildung 3-78: sL-Werte des Messzyklus 18 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

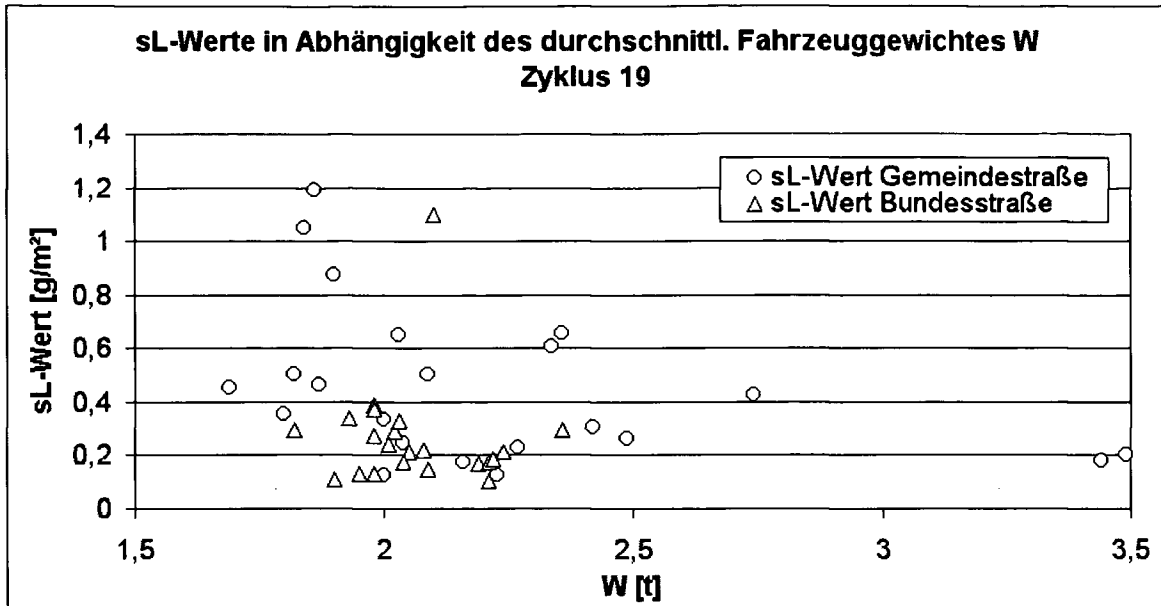


Abbildung 3-79: sL-Werte des Messzyklus 19 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

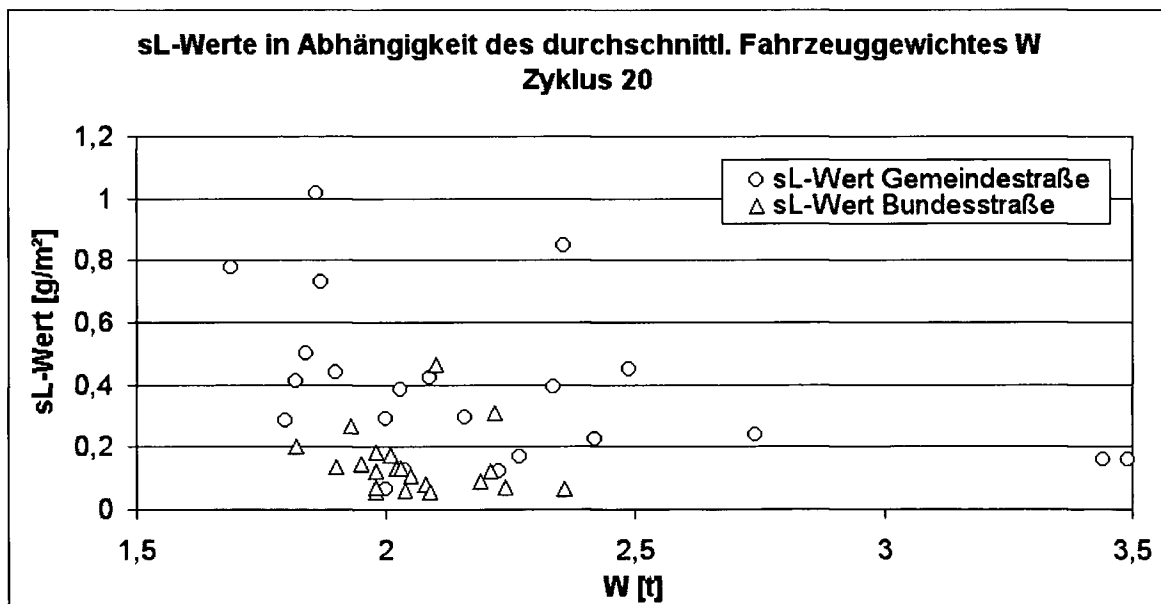


Abbildung 3-80: sL-Werte des Messzyklus 20 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

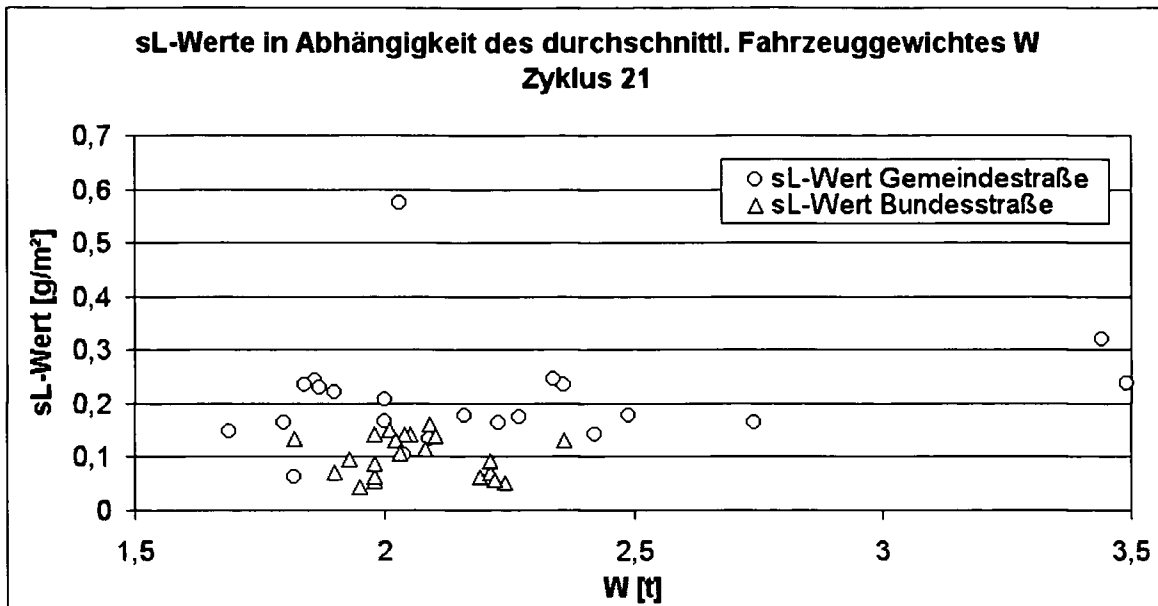


Abbildung 3-81: sL-Werte des Messzyklus 21 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge

3.6.1.3. Die Abhängigkeit des sL-Wertes von der Jahreszeit

In Abbildung 3-6 wurden alle im Messzeitraum vom 10.1.2001 bis 31.5.2002 erfassten sL-Werte dargestellt und man sieht, dass die sL-Werte über die Sommermonate relativ konstant sind, im Herbst ist ein Ansteigen der Werte zu erkennen und im Winter werden die höchsten sL-Werte, bedingt durch die Winterstreuung, gemessen. Über das Frühjahr nehmen die sL-Werte zu den Sommermonaten hin wieder ab. Da sich mit der Jahreszeit auch die Witterungsverhältnisse ändern (Temperaturen, Luftfeuchte, auftretende Windspitzen,...), wurden für etwaige spätere Untersuchungen auch die Klimadaten über den Messzeitraum gesammelt, siehe Kapitel 6.1 Anhang A1. Eventuell kann man neben einer Abhängigkeit der sL-Werte von jahreszeitspezifischen Vorkommnissen (Herbstlaub, Winterstreuung,...) auch eine gewisse Beeinflussung durch die Witterung feststellen.

In der folgenden Abbildung 3-82 werden die Monatsmittelwerte der gemessenen sL-Werte und die monatlichen Mengen des Straßenkehrrechts [27, 28] betrachtet. Für die Ermittlung der sL-Monatsmittelwerte wurden zuerst mittlere sL-Werte über jeden der einzelnen Messzyklen bestimmt (Mittelwert der sL-Werte aus jeder Tabelle 3-10 bis Tabelle 3-30). Zur Bestimmung eines

Monatsmittelwert wird von der Zusammensetzung des jeweiligen Monats aus einem oder mehreren Zyklen ausgegangen. Fällt z. B. das ganze Monat in einen Zyklus, so ist der sL-Monatsmittelwert gleich dem Mittelwert dieses Zyklus. Hat man z. B. ein Monat mit 30 Tagen, wobei die ersten 10 Tage dieses Monats Bestandteil von Zyklus a und die restlichen 20 Tage Zyklus b zugehörig sind, so ergibt sich ein sL-Monatsmittelwert von:

$$\text{sL-Monatsmittelwert} = \frac{10 \cdot \text{sL-Mittelwert Zyklus a} + 20 \cdot \text{sL-Mittelwert Zyklus b}}{30}$$

Die Menge des beseitigten Straßenkehrichs ist im Winter am höchsten, wie bei den sL-Werten, bedingt durch Winterstreuung. Über das Frühjahr sinken die Kehrichtmengen und im Herbst ist wieder ein Anstieg, vermutlich unter Anderem zurückzuführen auf vermehrtes Auftreten von organischem Material auf den Straßen (Herbstlaub), zu verzeichnen. Die Dynamik des zeitlichen Verlaufs der entfernten Straßenkehrichtmengen ist also jener der gemessenen sL-Werte ähnlich.

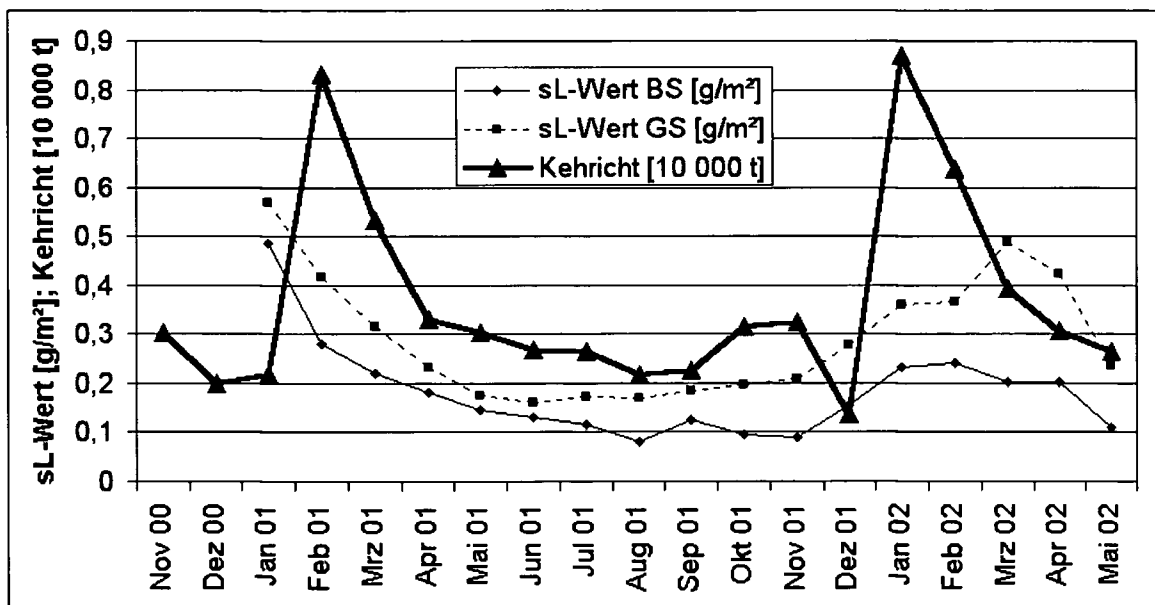


Abbildung 3-82: mittlere sL-Werte und Straßenkehricht über den Messzeitraum

3.6.2. Untersuchung der Messstellen hinsichtlich Höhe der gemessenen sL-Werte über die 21 Messzyklen

Um feststellen zu können, ob bzw. welche Messstellen häufiger einen höheren sL-Wert im Vergleich zu den anderen Messstellen aufweisen, wird ein Ranking der Messstellen bezüglich ihrer sL-Werte durchgeführt. Hierfür werden die je 22 Messstellen an Bundes- bzw. Gemeindestraßen hinsichtlich ihrer sL-Werte Zyklus für Zyklus gereiht. Die Messstelle an einer Bundesstraße mit dem geringsten sL-Wert innerhalb des jeweiligen Zyklus wird mit dem Wert 1 für den entsprechenden Zyklus versehen, die Messstelle an einer Bundesstraße mit dem höchsten sL-Wert innerhalb dieses Zyklus erhält den Wert 22. Die restlichen 20 Messstellen an Bundesstraßen werden entsprechend ihren sL-Werten von 2 bis 21 gereiht. Die 22 Messstellen an Gemeindestraßen werden ebenso über jeden der 21 Messzyklen gewertet.

In der Abbildung 3-83 und Abbildung 3-84 sind die Ergebnisse des Messstellen-Rankings, getrennt für Bundes- und Gemeindestraßen, dargestellt. Um eine bessere Übersichtlichkeit zu gewährleisten, werden die jeweils 22 Messstellen für Bundes- und Gemeindestraßen in drei getrennten Diagrammen dargestellt.

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

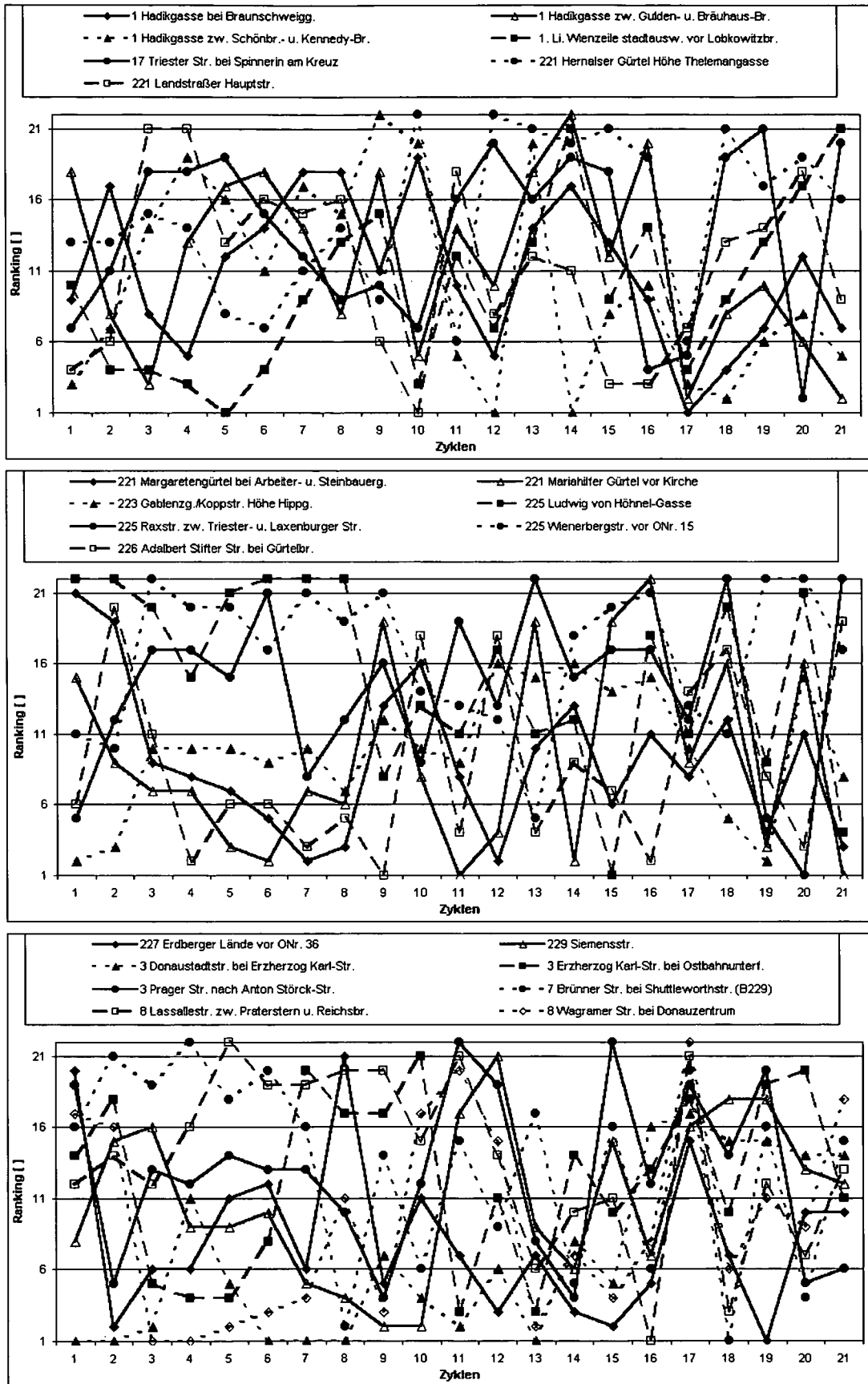


Abbildung 3-83: Ranking der Bundesstraßenmessstellen bezüglich der sL-Werte über die einzelnen Zyklen

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

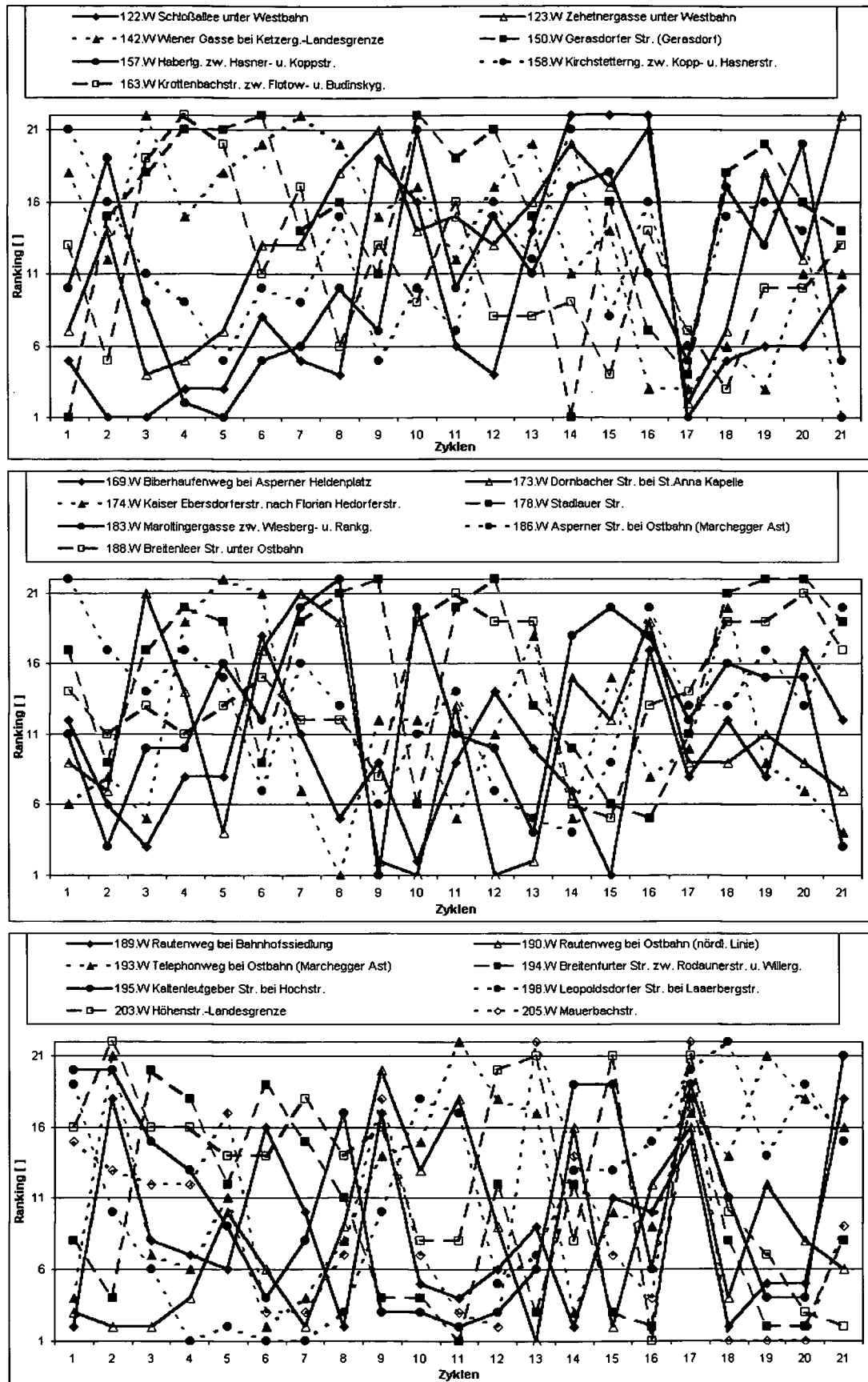


Abbildung 3-84: Ranking der Gemeindestraßenmessstellen bezüglich der sL-Werte über die einzelnen Zyklen

In der Tabelle 3-35 und Tabelle 3-36 werden die Messstellen, getrennt in jene auf Bundes- und jene auf Gemeindestraßen, nach der relativen Höhe der sL-Werte über alle 21 Messzyklen gereiht. Dazu wurden die einzelnen Ergebnisse jedes Zyklus, in Abbildung 3-83 und Abbildung 3-84 dargestellt, addiert. Wie zuvor beschrieben, wurden für jede Straßenkategorie (Bundes- bzw. Gemeindestraßen) pro Zyklus 1 bis 22 Punkte vergeben. Die Messstelle mit dem geringsten sL-Wert erhielt einen Punkt, jene mit dem höchsten sL-Wert 22 Punkte. Nach Addition der Ergebnisse aller 21 Zyklen konnten somit 21*1 bis 21*22 Punkte (jeweils für Bundes- und Gemeindestraßen) erreicht werden. Die Messstellen, die in den Tabellen oben angeführt werden, waren somit innerhalb des Messzeitraumes (10.1.2001-31.5.2002) meist jene mit den geringeren sL-Werten im Vergleich zu den Messstellen, die an den unteren Enden der Tabellen angeführt sind, die häufig höhere sL-Werte aufwiesen.

Tabelle 3-35: Messstellen auf Bundesstraßen, gereiht nach sL-Werten

Messstellen auf Bundesstraßen	Gesamtpunkte	Platzierung	Verkehrsfrequenz [Fzg./Tag]	durchschnittliches Fzggew. W [t]
3 Donaustadtstr. bei Erzherzog Karl-Str.	147	1	19448	2,02
227 Erdberger Lände vor ONr. 36	170	2	30633	2,21
226 Adalbert Stifter Str. bei Gürtelbr.	183	3	27684	2,04
221 Margaretengürtel bei Arbeiter- u. Steinbauerg.	191	4	68095	1,98
221 Mariahilfer Gürtel vor Kirche	195	5	80482	1,95
8 Wagramer Str. bei Donauzentrum	197	6	40966	2,05
1. Li. Wienzeile stadtausw. vor Lobkowitzbr.	206	7	55859	2,01
223 Gablenzgr./Koppstr. Höhe Hippg.	208	8	34309	1,9
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	213	9	63504	2,19
1 Hadikgasse bei Braunschweig.	230	10	49047	2,21
229 Siemensstr.	232	11	17261	2,03
221 Landstraßer Hauptstr.	235	12	13555	1,98
1 Hadikgasse zw. Gulden- u. Bräuhäus-Br.	246	13	46340	2,24
3 Erzherzog Karl-Str. bei Ostbahnunterf.	260	14	36158	1,93
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	266	15	22867	1,98
7 Brünner Str. bei Shuttleworthstr. (B229)	278	16	29058	2,36
17 Triester Str. bei Spinnerin am Kreuz	286	17	50731	1,98
8 Lassallestr. zw. Praterstern u. Reichsbr.	288	18	38446	2,08
225 Raxstr. zw. Triester- u. Laxenburger Str.	297	19	28141	2,09
221 Hernalser Gürtel Höhe Thelemangasse	314	20	70222	1,82
225 Ludwig von Höhnel-Gasse	322	21	21124	2,22
225 Wienerbergstr. vor ONr. 15	349	22	23282	2,1

Tabelle 3-36: Messstellen auf Gemeindestraßen, gereiht nach sL-Werten

Messstellen auf Gemeindestraßen	Gesamtpunkte	Platzierung	Verkehrsfrequenz [Fzg./Tag]	durchschnittliches Fzggew. W [t]
190.W Rautenweg bei Ostbahn (nördl. Linie)	175	1	20708	2,74
189.W Rautenweg bei Bahnhofssiedlung	178	2	4789	3,49
122.W Schloßallee unter Westbahn	183	3	23557	2,27
194.W Breitenfurter Str. zw. Rodaunerstr. u. Willerg.	186	4	16205	2,23
205.W Mauerbachstr.	193	5	7469	2
169.W Biberhaufenweg bei Asperner Heldenplatz	197	6	14784	2,49
173.W Dornbacher Str. bei St.Anna Kapelle	222	7	12389	1,8
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	225	8	11030	2,42
195.W Kallenleutgeber Str. bei Hochstr.	226	9	3491	3,44
198.W Leopoldsdorfer Str. bei Laaerbergstr.	231	10	9903	1,87
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	232	11	3946	1,69
163.W Krottenbachstr. zw. Flotow- u. Budinskyg.	237	12	15289	2
158.W Kirchstetterng. zw. Kopp- u. Hasnerstr.	243	13	5658	1,82
193.W Telephonweg bei Ostbahn (Marchegger Ast)	257	14	2083	1,84
183.W Maroltlingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	267	15	16992	2,09
186.W Asperner Str. bei Ostbahn (Marchegger Ast)	273	16	5501	2,34
203.W Höhenstr.-Landesgrenze	276	17	537	2,04
123.W Zehetnergasse unter Westbahn	279	18	6948	2,03
142.W Wiener Gasse bei Ketzerg.-Landesgrenze	290	19	8631	2,16
188.W Breitenleer Str. unter Ostbahn	301	20	8943	2,36
150.W Gerasdorfer Str. (Gerasdorf)	312	21	6335	1,9
178.W Stadlauer Str.	330	22	10718	1,86

3.7. Der Einfluss des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts auf den Emissionsfaktor EF

In der Abbildung 3-85 und Abbildung 3-86 werden die zeitlichen Verläufe von mittleren Emissionsfaktoren PM10, hier ohne Berücksichtigung von Niederschlägen an Bundes- und Gemeindestraßen dargestellt. „EF PM10 (BS/GS) tats“ ist jener zeitliche Emissionsfaktorverlauf, der auf der Emissionsfaktorberechnung mit den tatsächlichen durchschnittlichen Fahrzeuggewichten, ermittelt für jede einzelne Messstelle, beruht. In Folge werden Variationen des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W durchgeführt, um dessen Einfluss auf die Emissionsfaktoren abzuschätzen. Der Variationsbereich wird durch das von der EPA angegebene minimale durchschnittliche Fahrzeuggewicht von 1,8 t an einer Messstelle für die Gültigkeit der Gleichung 3-1 (siehe Seite 22) nach unten hin begrenzt. Dadurch kann das Durchschnittsgewicht an jeder der Messstellen nur um 2 % gesenkt werden. Bei einer Verringerung des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts um mehr als 2 % an jeder der Messstellen würde das von

der EPA vorgegebene minimale Durchschnittsgewicht von 1,8 t an einigen Messstellen unterschritten werden. Der Emissionsfaktorverlauf über den Messzeitraum, der sich durch die Gewichtsverminderung an jeder der Messstellen um 2 % ergibt, wird mit „EF PM10 (BS/GS) 98%“ bezeichnet. Für eine weitere Variation wird an jeder der Messstellen das durchschnittliche Fahrzeuggewicht um 10 % angehoben. Da eine Verringerung des Durchschnittsgewichts um mehr als 2 % an den einzelnen Messstellen nicht möglich war, siehe oben, wurde eine Erhöhung um mehr als 10 % für nicht sinnvoll erachtet. Dieser Emissionsfaktorverlauf wird mit „EF PM10 (BS/GS) 110%“ bezeichnet. Zuletzt wird an allen Messstellen das minimale durchschnittliche Fahrzeuggewicht W von 1,8 t angenommen (laut EPA), dadurch erreichen die mittleren Emissionsfaktoren ein Minimum, ohne den Gültigkeitsbereich der Gleichung 3-1 zu unterschreiten. Dieser Emissionsfaktorverlauf wird mit „EF PM10 (BS/GS) min“ bezeichnet.

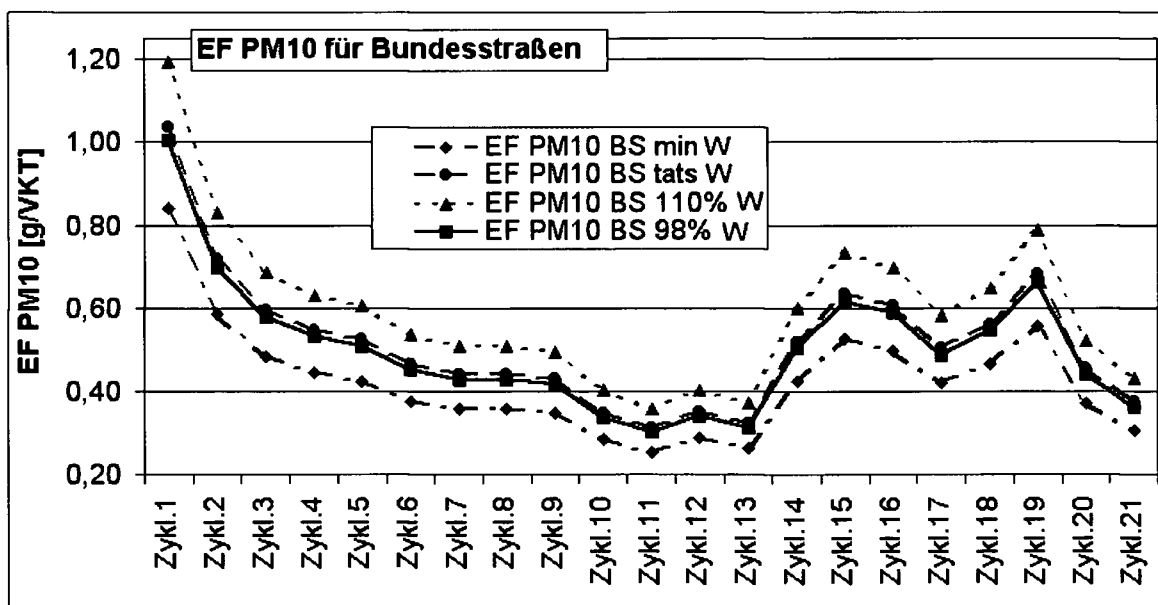


Abbildung 3-85: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an den Bundesstraßen-Messstellen

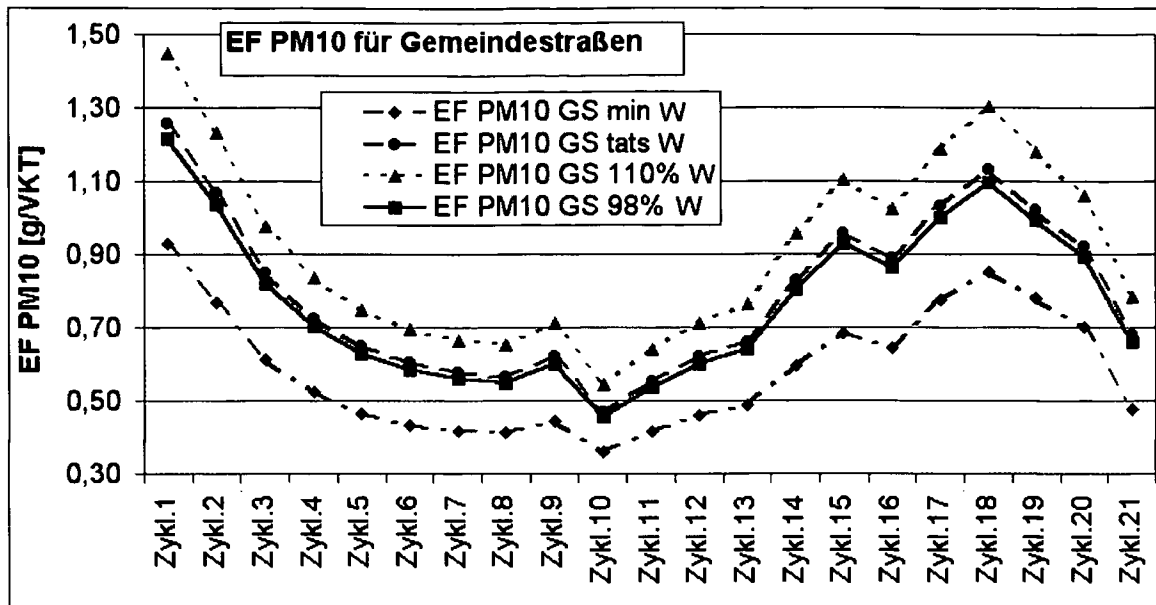


Abbildung 3-86: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an den Gemeindestraßen-Messstellen

Aus den beiden obigen Abbildungen wird ersichtlich, dass bei geringen mittleren Emissionsfaktoren (bedingt durch geringe sL-Werte) der Einfluss der Änderung des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W auf den mittleren Emissionsfaktor als gering angesehen werden kann. Dies sieht man auch in der folgenden Abbildung 3-87, in welcher beispielsweise der zeitliche Verlauf der mittleren Emissionsfaktoren an der Messstelle „Rautenweg-Ostbahn“ dargestellt wird. Bedingt durch das hohe durchschnittliche Fahrzeuggewicht an dieser Messstelle (2,74 t) ist hier eine größere Variation des Durchschnittsgewichts möglich, ohne das von der EPA vorgeschriebene Mindestgewicht von 1,8 t zu unterschreiten. Die Erhöhung des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts um 10 % wurde beibehalten, jedoch ist hier eine Verringerung des Durchschnittsgewichts um 30 % möglich. Durch diese breitere Variation wird noch deutlicher sichtbar, dass der Einfluss des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts als gering zu erachten ist, wenn an der Messstelle niedrige sL-Werte und dadurch auch niedrige Emissionsfaktoren vorzufinden sind. Als Beispiel sei hier der Messzyklus 13 zu betrachten. Er weist einen relativ geringen mittleren Emissionsfaktor auf, die Änderungen dieses Emissionsfaktors durch die Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts sind geringer als z. B. bei jenem des Messzyklus 19.

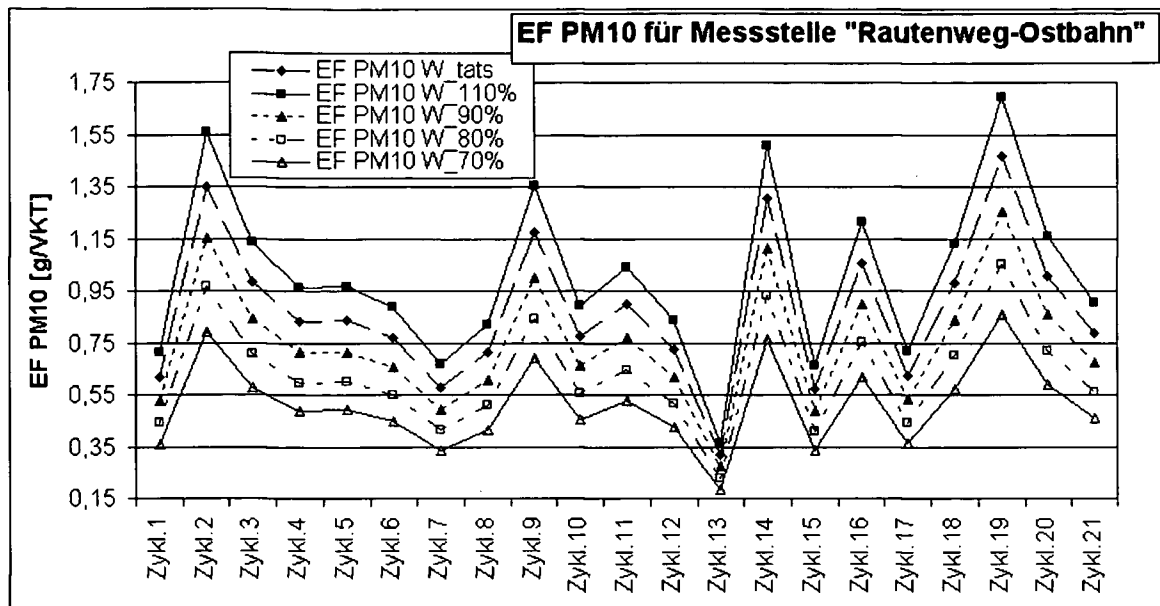


Abbildung 3-87: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an der Messstelle „Rautenweg-Ostbahn“

3.8. Vergleich der Staubimmissionsmessungen mit den ermittelten Emissionsfaktoren

In Abbildung 3-88 werden die über alle 17 Immissionsmessstellen der Wiener Magistratsabteilung 22 gemittelten Tagesmittelwerte der Staubimmissionen von Jänner 1995 bis einschließlich Mai 2002 dargestellt. Die 17 Messstellen sind in Tabelle 3-37 angeführt.

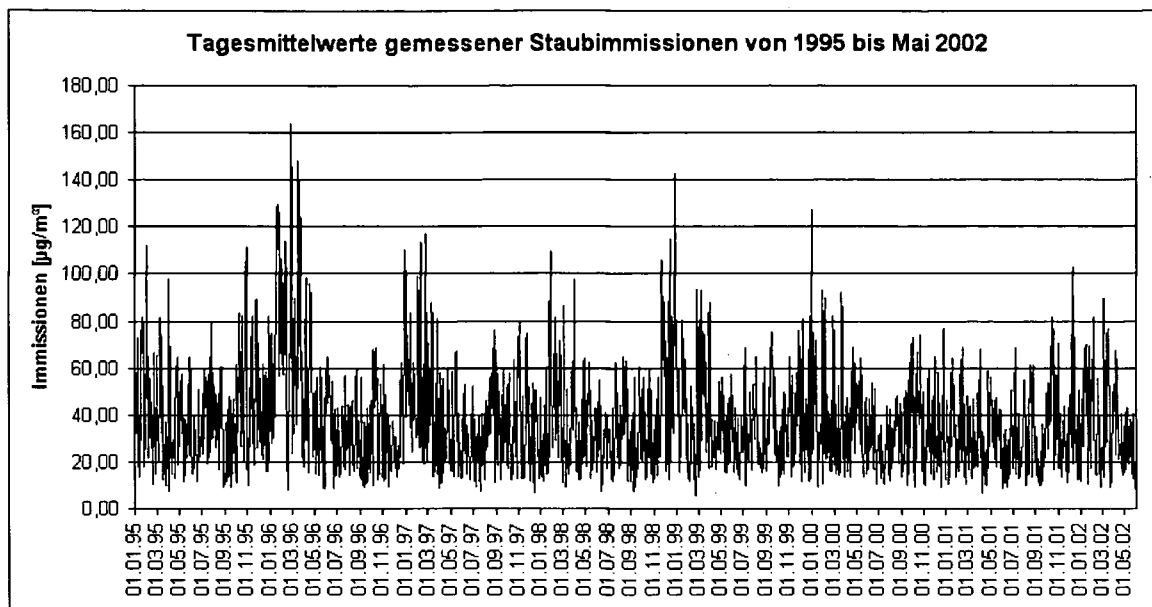


Abbildung 3-88: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Jänner 1995 bis Mai 2002

Tabelle 3-37: Immissionsmessstellen der Wiener Magistratsabteilung 22

Stephansdom
Taborstrasse
Waehringer Guertel
Belgradplatz
Laaer Berg
Kaiser-Ebersdorf
Rinnboeckstrasse
Gaudenzdorf
Hietzinger Kai
Kendler Strasse
Schafbergbad
Hermannskogel
Zentralanstalt
Gerichtsgasse
Lobau
Stadlau
Liesing

Aus der Abbildung 3-88 wird ersichtlich, dass die höchsten Staubimmissionstagesmittelwerte eines Jahres jeweils in den Wintermonaten auftraten (siehe beispielsweise Jänner 1996 bis März 1996, Jänner 1997 bis März 1997). In der Abbildung 3-89 und Abbildung 3-90 werden die Tagesmittelwerte der Staubimmissionen über den sL-Wert-Messzeitraum von Jänner 2001 bis Mai 2002 dargestellt.

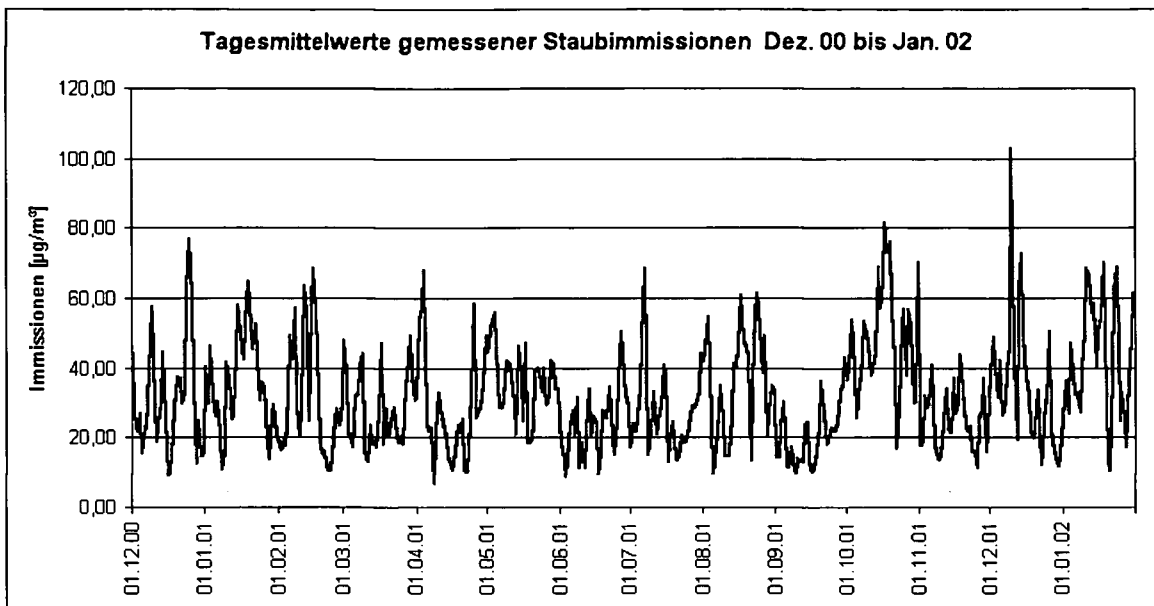


Abbildung 3-89: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Dezember 2000 bis Jänner 2002

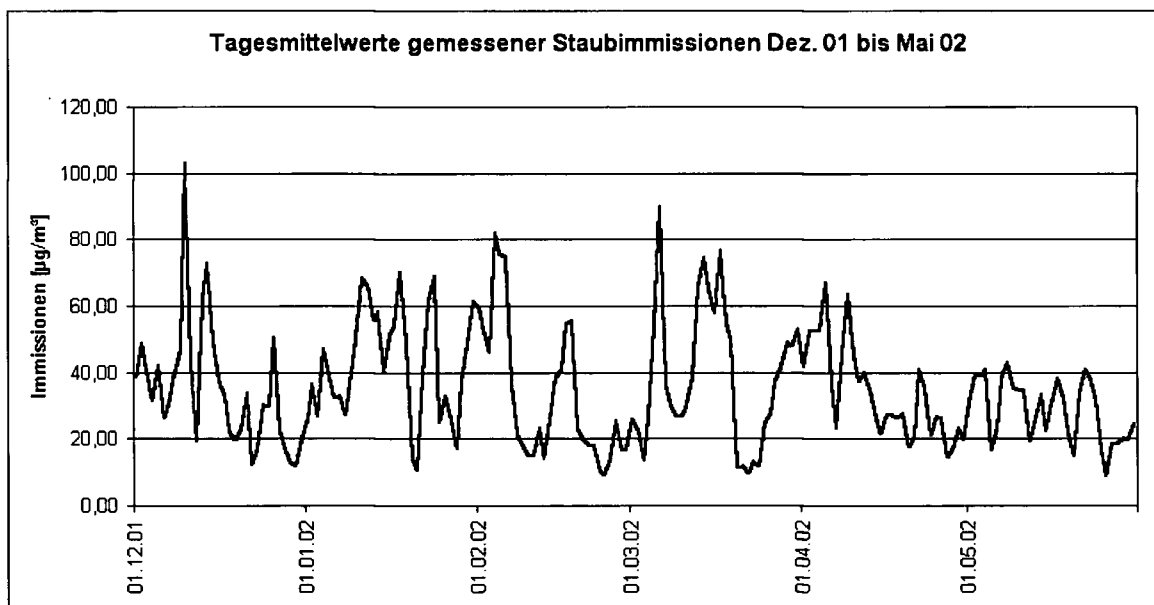


Abbildung 3-90: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Dezember 2001 bis Mai 2002

In der Abbildung 3-91 und Abbildung 3-92 werden die Monatsmittelwerte der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren für PM₃₀, jeweils für Bundes- und Gemeindestraßen, gegenübergestellt. In beiden Diagrammen ist die Dynamik der zeitlichen Verläufe der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren vergleichbar, Ausnahmen stellen die Verläufe von Juni 2001 bis August 2001 dar. Hier nehmen die Monatsmittelwerte der Immissionen stetig zu, jedoch

veringern sich die Monatsmittelwerte der Emissionsfaktoren innerhalb dieses Zeitraumes.

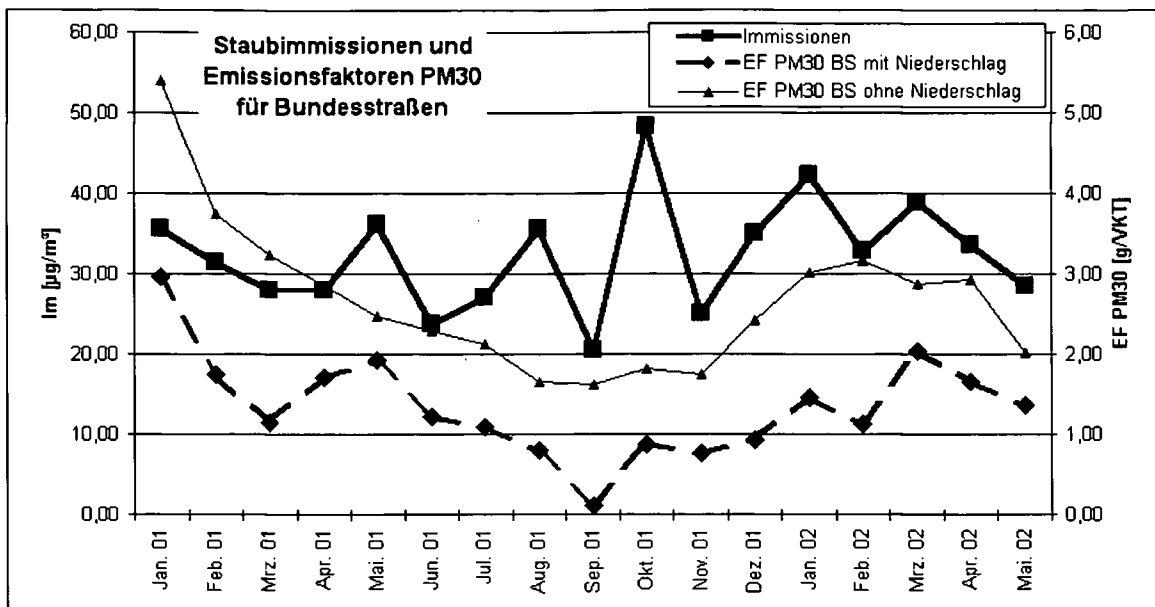


Abbildung 3-91: Monatsmittelwerte der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren PM30 für Bundesstraßen von Jänner 2001 bis Mai 2002

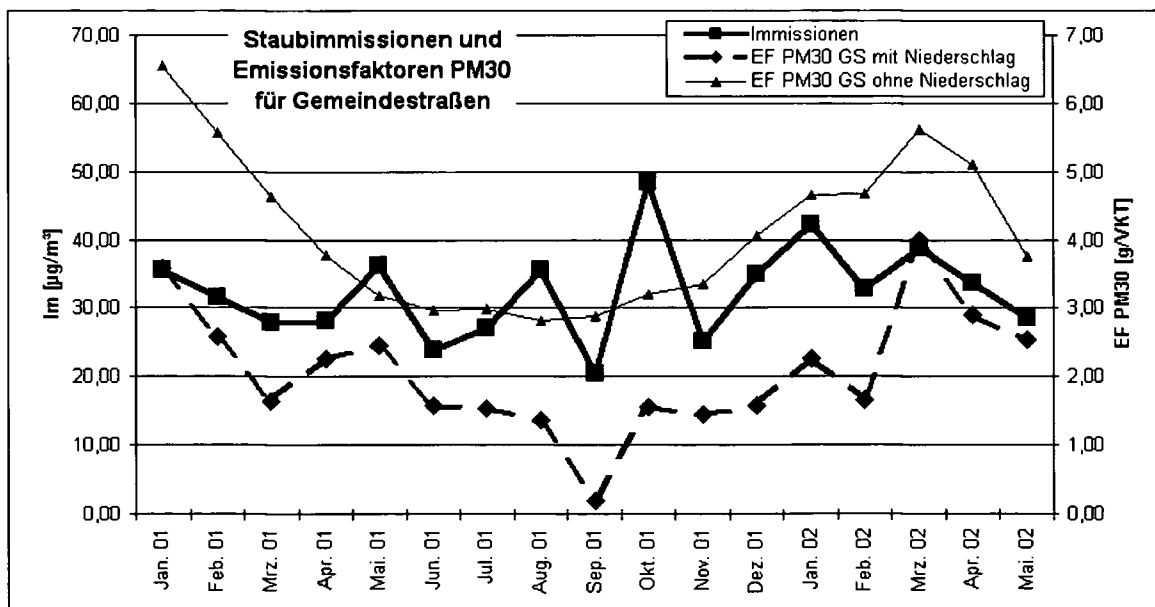


Abbildung 3-92: Monatsmittelwerte der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren PM30 für Gemeindestraßen von Jänner 2001 bis Mai 2002

3.8.1. Bestimmung der Absetzgeschwindigkeit v

Die Absetzgeschwindigkeit v wird eingeführt, um die Beeinflussung der Staubimmissionsmessungen durch die verkehrsbedingten Staubemissionen darzustellen und zu untersuchen. Dadurch sollen die Auswirkungen der Straßenstaubemissionen durch Wiederaufwirbelung auf die Immissionen im urbanen Gebiet abgeschätzt werden.

Die Absetzgeschwindigkeit v ist wie folgt definiert.

$$v = \frac{\text{Straßenstaubemissionen}}{\text{Staubimmissionen} \cdot \text{Fläche}_{\text{Wien}}} \cdot 1000 \left[\frac{\text{mm}}{\text{s}} \right] \quad \text{Gleichung 3-10}$$

$$[\text{Straßenstaubemissionen}] = \frac{\text{t}}{\text{Monat}} \equiv \frac{\text{g}}{\text{s}}$$

$$[\text{Staubimmissionen}] = \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \equiv \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

$$[\text{Fläche}_{\text{Wien}}] = \text{m}^2$$

Der zeitliche Verlauf der Absetzgeschwindigkeit v in Abbildung 3-93 gibt die Änderung des Verhältnisses der Staubemissionen durch Fahrverkehr auf befestigten Straßen (in Folge als Staubemissionen bzw. Emissionen bezeichnet) zu den Staubimmissionen an. Eine Zunahme der Absetzgeschwindigkeit v bedeutet eine Erhöhung der Straßenstaubemissionen und/oder eine Abnahme der Immissionen. Eine Erhöhung der Absetzgeschwindigkeit v ist ferner gleichbedeutend mit einer Zunahme der verkehrsbedingten Straßenstaubemissionen an den Gesamtemissionen im Raum Wien bei gleichbleibenden oder abnehmenden Immissionen (Herbstmonate 2001).

Verringert sich die Absetzgeschwindigkeit v (Abnahme der Emissionen und/oder Zunahme der Immissionen) so kann dies bedeuten, dass der Anteil der verkehrsbedingten Straßenstaubemissionen an den Gesamtemissionen bei gleichbleibenden oder zunehmenden Staubimmissionen geringer wurde (Sommermonate 2001). Eine zeitlich konstante Absetzgeschwindigkeit v bedeutet ein gleich bleibendes Verhältnis zwischen Straßenstaubemissionen und Immissionen, also eine direkte, wesentliche Beeinflussung der Immissionswerte durch die Straßenstaubemissionen.

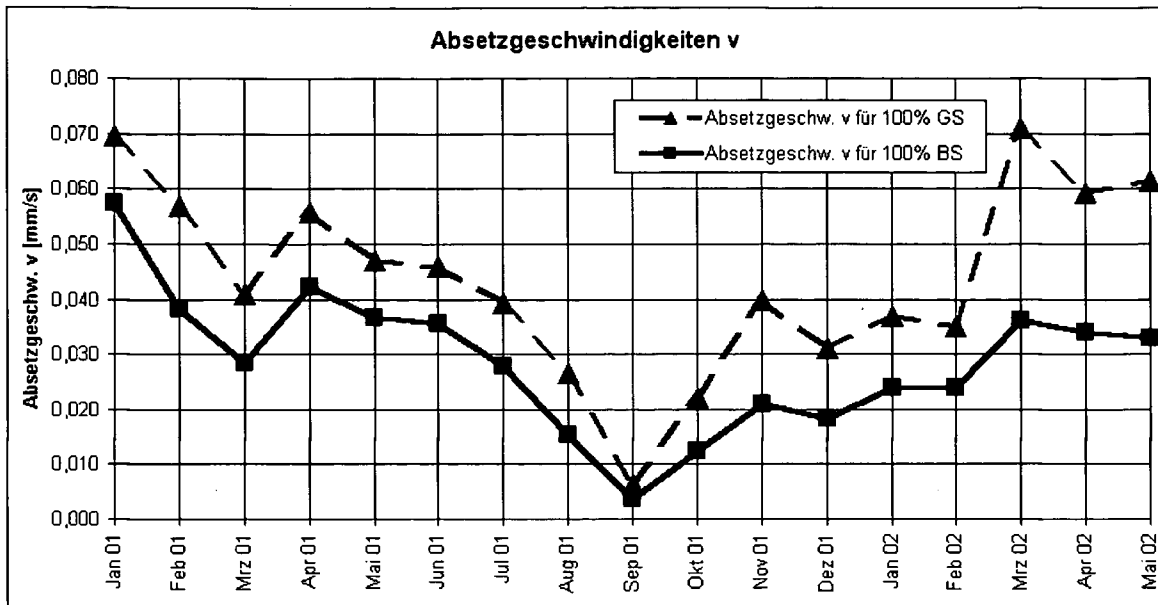


Abbildung 3-93: ermittelte Absetzgeschwindigkeiten v von Jänner 2001 bis Mai 2002

In der obigen Abbildung 3-93 werden die zeitlichen Verläufe der Absetzgeschwindigkeiten v für zwei Extremfälle betrachtet. Da die abgeschätzten monatlichen Staubemissionen in die Ermittlung der Absetzgeschwindigkeiten v eingehen, ergibt sich auch hier eine Abhängigkeit von der Aufteilung der Fahrleistungen auf Bundes- und Gemeindestraßen. Die beiden Extreme sind daher einerseits jene Absetzgeschwindigkeit v, errechnet mit den Staubemissionen, die durch Absolvierung der gesamten Fahrleistung auf Bundesstraßen entstehen würden, und andererseits die Absetzgeschwindigkeit, die durch die Staubemissionen, welche durch reinen Fahrverkehr auf Gemeindestraßen bedingt wären, bestimmt wird.

Betrachtet man nun beispielsweise die Absetzgeschwindigkeiten der Monate August 2001 und September 2001, so sieht man eine Abnahme der Absetzgeschwindigkeiten. Dies bedeutet, dass die Straßenstaubemissionen im September geringer waren als im August oder/und die Staubemissionen im September höher waren als jene im August.

3.9. Diskussion der wesentlichen Einflussparameter für die diffusen Straßenstaubemissionen

Wie man aus den Erkenntnissen bezüglich der sL-Wertmessungen und den daraus resultierenden Berechnungen der diffusen Staubemissionen an

befestigten Bundes- und Gemeindestraßen folgern kann, gibt es verschiedene Einflussparameter, die sich einerseits auf die gemessenen sL-Werte und andererseits auf die errechneten Staubemissionen auswirken.

Die Haupteinflüsse auf den gemessenen sL-Wert sind:

- die Jahreszeit (Wind, Winterstreuung,...);
- der Verkehrsfrequenz;
- zufällige Staubquellen in der näheren Umgebung (Baustellen,...).

Die Emissionsfaktoren und die Staubemissionen werden beeinflusst durch:

- den sL-Wert;
- das Durchschnittsgewicht der Fahrzeuge;
- den Niederschlag;
- die erbrachten Fahrleistungen.

Aus den Messungen der sL-Werte wird ersichtlich, dass die erfasste Staubbelastung der Straßenoberfläche eine Abhängigkeit von der jeweiligen Jahreszeit aufweist. Im Herbst macht sich ein Anstieg des durchschnittlich erfassten sL-Wertes bemerkbar, welcher höchstwahrscheinlich auf den erhöhten Staubeintrag durch Winderosion, bedingt durch vermehrtes Auftreten von höheren Windspitzen und die vermehrte Einbringung von organischem Material (Laub, etc.) auf die zu untersuchende Straßenoberfläche zurückzuführen ist. Die höchsten sL-Werte sind im Winter zu verzeichnen, bedingt durch die erfolgte Winterstreuung. Wird die vorgefundene Gesamtstaubmenge auf der Fahrbahnoberfläche betrachtet, so zeigt sich hier ein ähnliches Verhalten. Die größten Gesamtstaubmengen traten in den Wintermonaten durch den ausgebrachten Streusplitt auf, über das Frühjahr wurde eine stetige Abnahme verzeichnet. Im Herbst nahm die Gesamtstaubmenge wieder zu, aller Wahrscheinlichkeit nach aus den selben Gründen, die auch zu dem Anstieg des durchschnittlich erfassten sL-Wertes (organisches Material,...) führten.

Generell wurde auch ein Anstieg der gemessenen sL-Werte mit abnehmender Verkehrsfrequenz festgestellt. Der sL-Wert [g/m^2] ergibt sich aus einem sich einstellenden Gleichgewicht zwischen Depositions- und Entfernungsmechanismen, siehe Abbildung 3-4, Seite 16. Wie man aus der,

der Abbildung folgenden, Legende [12] entnehmen kann, ist die Wiederaufwirbelung von Staub mit einem Massenanteil von 42 % aller Entfernungsmechanismen der wichtigste. Zusammen mit dem Mechanismus der Verlagerung von Staub, z. B. durch den Fahrverkehr, an den Straßenrand (Massenanteil 16 %) und somit aus dem Messbereich (laut EPA darf nur die unmittelbar befahrene Straßenoberfläche zur Messung des sL-Wertes herangezogen werden, nicht der unbefahrene Straßenrand wie z. B. Rinnsäle) ergibt sich ein Massenanteil von 58 %, der durch diese beiden Mechanismen von der Straßenoberfläche ausgetragen wird. Die Zahlenwerte für die obig angeführten Massenanteile beziehen sich auf Abschätzungen [12], die für die USA durchgeführt wurden. Diese beiden Entfernungsmechanismen werden unter anderem durch den Fahrverkehr bewirkt, mit steigender Anzahl der sich über die Messstelle bewegenden Fahrzeuge nimmt auch der Staubaustrag von der Straßenoberfläche durch Wiederaufwirbelung bzw. Verlagerung von Staub an den Straßenrand zu, wodurch der sL-Wert auf stark befahrenen Straßen tendenziell geringer ist als auf weniger stark befahrenen Straßen. Dies erklärt die hier verzeichnete Abnahme des sL-Wertes mit steigender Verkehrsfrequenz. Da das Verkehrsaufkommen auf Bundesstraßen im allgemeinen größer ist als auf Gemeindestraßen, sind auch die auf Bundesstraßen gemessenen sL-Werte tendenziell geringer als jene, die auf Gemeindestraßen gemessenen wurden.

Zufällige Staubquellen wie Baustellen in der Umgebung der Straße haben einen Einfluss auf den sL-Wert. Der höchste aller ermittelten sL-Werte wurde beispielsweise an einer Messstelle ermittelt, in derer unmittelbaren Umgebung eine Baustelle vorhanden war. Durch Winderosion auf der Baustelle bzw. Staubverfrachtung durch Lkw-Verkehr wird das Entstehen einer überhöhten Staubbilddung der Fahrbahnoberfläche ermöglicht.

Der sL-Wert und all seine Einflussgrößen wiederum beeinflusst die Emissionsfaktoren und die daraus errechneten Staubemissionen. Die jeweils über einen Zyklus gemittelten Emissionsfaktoren für Bundesstraßen waren ausnahmslos geringer als jene für Gemeindestraßen, da die Verkehrsfrequenz auf Bundesstraßen im Allgemeinen höher sind als jene auf Gemeindestraßen.

Das Durchschnittsgewicht W [t] aller eine Messstelle passierenden Fahrzeuge beeinflusst ebenfalls den Emissionsfaktor, wie aus Gleichung 3-1 ersichtlich ist. Sind nahezu konstante sL -Werte vorhanden und verringert sich das Durchschnittsgewicht W , so nimmt auch der Emissionsfaktor ab. Ein Einfluss der durchschnittlichen Fahrzeuggewichte auf die sL -Werte wurde nicht festgestellt.

Werden die Emissionsfaktoren jeweils für alle Bundesstraßen- und für alle Gemeindestraßenmessstellen gemittelt, so zeigen sich, wie vorher erwähnt, geringere Werte für Bundesstraßen. In die Mittelwerte der Emissionsfaktoren gehen auch die Mittelwerte der sL -Werte und der durchschnittlichen Fahrzeuggewichte ein. Da das durchschnittliche Fahrzeuggewicht keine Abhängigkeit von der Verkehrsfrequenz hat (Durchschnittsgewicht für 10 Pkw und 1 Lkw gleich jenem Durchschnittsgewicht für 100 Pkw und 10 Lkw, Verkehrsfrequenz jedoch 11/110), ist dieses für Bundes- und Gemeindestraßen ähnlich. Daher ist für Bundes- und Gemeindestraßen nur der sL -Wert entscheidend für die Emissionen. Eine Reduzierung der gemittelten Emissionsfaktoren (und in Folge eine Verringerung der Staubemissionen) kann erzielt werden, wenn man das Durchschnittsgewicht W der Fahrzeuge verringert.

Betrachtet man die errechneten Staubemissionen SE [kg/Messzyklus], so sieht man, dass durch Bundesstraßen weniger Staub emittiert wird als durch Gemeindestraßen, bedingt durch den Unterschied der gemittelten Emissionsfaktoren für Bundes- und Gemeindestraßen, siehe oben. Wird beispielsweise Messzyklus 10 hinsichtlich der Staubemissionen SE untersucht, erhält man folgendes Ergebnis.

Würden sich sämtliche in Wien befindlichen Fahrzeuge nur auf Bundesstraßen bewegen, hätte man Staubemissionen von etwa 69 t (PM10) über den gesamten Messzyklus 10, würden sich die selben Fahrzeuge nur auf Gemeindestraßen bewegen, dann ergäben sich im selben Zeitraum Staubemissionen von rund 93 t (PM10). Dies kann man einerseits auf die meist höhere Verkehrsfrequenz auf Bundesstraßen zurückführen (führt zu geringeren sL -Werten bzw. Emissionsfaktoren auf Bundesstraßen), im Winter ist auch die Art der Streuung zu berücksichtigen. Auf Bundesstraßen kommt

als Streugut hauptsächlich Salz zum Einsatz, welches im Vergleich zu Streusplitt geringere Staubemissionen zur Folge hat.

Der Niederschlag ist ein weiterer Einflussparameter für die mittleren Emissionsfaktoren. Wie im Kapitel 3.4.5.2 beschrieben, gehen die nicht niederschlagsfreien Tage mit dem Wert 0 in den Zyklusmittelwert der Emissionsfaktoren ein. Es werden nun zwei Zyklen betrachtet, deren mittlere Emissionsfaktoren ohne Berücksichtigung von Niederschlägen (mittlere Emissionsfaktoren, die sich aus den tatsächlich gemessenen sL-Werten errechnen, siehe Kapitel 3.4.5.1) ähnlich sind. Wenn innerhalb dieser beiden Messzyklen die Häufigkeit der Tage mit Niederschlag stark variiert, so unterscheiden sich auch die den Niederschlag berücksichtigenden Zyklusmittelwerte der Emissionsfaktoren deutlicher als jene Mittelwerte, die ohne Beeinflussung durch Niederschläge gebildet wurden. Als Beispiel wird hier auf die Zyklen 10, 11 und 12 verwiesen. Betrachtet man die mittleren Emissionsfaktoren, die sich direkt aus den an trockenen Tagen gemessenen sL-Werten ergeben, für diese drei Zyklen, so weichen sie nur wenig (max. Differenz, hier zwischen Zyklus 11 und 12 bzw. 10 und 12, beträgt 11%) voneinander ab:

- Zyklus 10: EF PM10 = 0,35 g/VKT;
- Zyklus 11: EF PM10 = 0,31 g/VKT;
- Zyklus 12: EF PM10 = 0,35 g/VKT.

Betrachtet man nun die mittleren Emissionsfaktoren, wobei die Tage mit Niederschlag berücksichtigt werden (sL-Werte = 0), über die Zyklen 10, 11 und 12, so stellt man wesentlich größere Differenzen (max. Differenz, hier zwischen Zyklus 10 und 11, beträgt 58 %) zwischen diesen Emissionsfaktoren fest:

- Zyklus 10: EF PM10 = 0,20 g/VKT, NV = 6 / 14 = 0,43;
- Zyklus 11: EF PM10 = 0,08 g/VKT, NV = 43 / 58 = 0,74;
- Zyklus 12: EF PM10 = 0,16 g/VKT, NV = 23 / 43 = 0,53.

NV.....Tage mit Niederschlag innerhalb eines Zyklus / Gesamttage (Dauer) des selben Zyklus

Dies ist auf die verhältnismäßig große Anzahl von Tagen mit Niederschlag ($NV = 0,74$) im Zyklus 11 zurückzuführen (siehe auch Kapitel 3.4.5).

Durch die Betrachtung der mittleren Emissionsfaktoren für Bundes- bzw. Gemeindestraßen einerseits ohne Berücksichtigung und andererseits mit Berücksichtigung des Niederschlags ergeben sich jeweils zwei Werte für Emissionsfaktoren (zwei für Bundes-, zwei für Gemeindestraßen), welche die Grenzwerte für einen Bereich angeben, in dem der tatsächliche durch Niederschlag beeinflusste Emissionsfaktor liegt, siehe Abbildung 3-16 und Abbildung 3-17.

Um einen Vergleich der in Wien gemessenen sL-Werte mit in der Literatur veröffentlichten Werten durchzuführen, wird dieser so weit wie möglich unter vergleichbaren Randbedingungen durchgeführt. Da ein wesentlicher Einfluss auf den sL-Wert die Verkehrsfrequenz ist, können beispielsweise die in [29] publizierten sL-Werte, die in Berlin auf der Frankfurter Allee ermittelt wurden, mit jenen in Wien an der Messstelle „Hadikgasse zwischen Schönbrunner Brücke und Kennedybrücke“ verglichen werden. Die bei den zu vergleichenden Messstellen auftretende Verkehrsfrequenz beträgt ca. 60 000 Fahrzeuge pro Tag. Des Weiteren wurde auch die Jahreszeit bei diesem Vergleich berücksichtigt (Juli, August, September, Oktober, Tabelle 3-18 bis Tabelle 3-21). Der sL-Wert in Wien ist im Mittel ca. $0,13 \text{ g/m}^2$ und in Berlin $0,21 \text{ g/m}^2$, dies kann als größenordnungsmäßig gleich angesehen werden.

3.10. Mögliche Maßnahmen für die Reduzierung der diffusen Straßenstaubemissionen

Bei der Berechnung von diffusen Staubemissionen auf befestigten Straßen sieht man, dass drei Parameter Einfluss nehmen:

- der sL-Wert [g/m^2];
- das Durchschnittsgewicht W [t];
- die Verkehrsleistung [km/Zeiteinheit].

Betrachtet man die Messergebnisse der sL-Werte, so zeigt sich eine Abhängigkeit von der Jahreszeit, bedingt durch vermehrtes Auftreten von Windspitzen und Eintrag von organischem Material (Laub,...) im Herbst an Messstellen in Alleen bzw. auf Straßen mit angrenzendem Waldgebiet. Im

Winter wurden die höchsten sL-Werte durch die erfolgte Winterstreuung gemessen. Im Herbst wie im Winter können die sL-Werte und somit die diffusen Staubemissionen durch intensive Straßenreinigung verringert werden. Hier steht das Kehren von Straßen im Vordergrund (händisch sowie maschinell) da das Waschen in der kalten Jahreszeit nicht durchgeführt werden kann (plötzlicher Temperaturabfall und Eisbildung). Der Einfluss der Winterstreuung auf die diffusen Staubemissionen könnte mittels Substitution von Streusplitt durch Auftaumittel verringert werden.

Deutlich erhöhte sL-Werte wurden in der Nähe von Baustellen festgestellt, wie man anhand der Messstelle Schlossallee im Messzyklus 16, siehe Abbildung 3-54, Seite 100 sehen kann. Dies wird bewirkt durch einerseits den Staubeintrag auf die Straßenoberfläche durch Winderosion, andererseits durch Staubverfrachtung (zusätzlicher Staubeintrag durch an den Reifen haftende Verunreinigungen, Ladegutverlust,...) durch Fahrzeuge, die den Baustellenbereich verlassen oder anfahren und dabei die Messstelle passieren. Um den Staubaustag von Baustellen durch Fahrzeuge zu minimieren, können Lkw-Reifenwaschanlagen oder langflorige Teppiche an den Baustellenausfahrten zum Einsatz kommen. Ladegutverluste durch Lkw oder andere Nutzfahrzeuge können durch korrekte Anwendung von Abdeckplanen verhindert bzw. minimiert werden.

Auch an Straßen angrenzendes Brachland und landwirtschaftlich genutzte Flächen können Winderosionen zu erhöhten sL-Werten und damit zu erhöhten Staubemissionen auf befestigten Straßen führen. Dies kann z. B. durch Errichtung von Windschutzgürteln verringert werden.

Ein weiterer Parameter ist das Durchschnittsgewicht W , welches zusammen mit dem sL-Wert den Emissionsfaktor EF bestimmt. Eine Verringerung des Durchschnittsgewichts aller Fahrzeuge bewirkt eine gleichzeitige Abnahme des Emissionsfaktors, siehe Gleichung 3-1, Seite 22. Eine Möglichkeit, das an den einzelnen Messstellen ermittelte Durchschnittsgewicht zu reduzieren, wäre das Verhängen von Lkw-Fahrverboten.

Der dritte Parameter, der in die Abschätzung der diffusen Staubemissionen einfließt, ist die Verkehrsleistung [km/Zeiteinheit] aller in Wien befindlichen Fahrzeuge. Die Verkehrsleistung, multipliziert mit dem Emissionsfaktor, ergibt die Staubemissionen innerhalb eines Zeitraums, in diesem Fall

kg/Messzyklus. Durch die Verringerung der Verkehrsleistung kann davon ausgegangen werden, dass die Verkehrsfrequenz [Fahrzeuge/Tag] an einzelnen Messstellen geringer wird, wodurch der sL-Wert und somit der Emissionsfaktor an eben diesen Messstellen geringfügig erhöht werden würde. Geht man von einer Halbierung der Verkehrsleistung aus, so müssten die Mittelwerte der Emissionsfaktoren verdoppelt werden, um den Einfluss der Reduzierung der Verkehrsleistung auf die Staubemissionen aufzuheben. Diese Verdoppelung der mittleren Emissionsfaktoren kann aber nicht durch geringfügig erhöhte sL-Werte an einzelnen Messstellen bewirkt werden. Wenn man also eine Möglichkeit findet, die Verkehrsleistung zu reduzieren, nehmen auch die diffusen Staubemissionen auf befestigten Straßen ab.

3.11. Resümee über die Ergebnisse zu den Straßenstaubemissionen der Stadt Wien

Diffuse Staubemissionen von befestigten Straßen verursachen in Ballungsräumen einen großen Anteil an den gesamten Staubemissionen. Insbesondere Staubfraktionen unterhalb eines aerodynamischen Partikeldurchmessers von 10 μm (PM10) sind aus lufthygienischer Sicht von großem Interesse.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen der Stadtgemeinde Wien im Zeitraum vom Jänner 2001 bis Mai 2002 abgeschätzt. Für diese Staubemissionsinventur war es notwendig, sowohl Staubemissionsfaktoren [g/km] als auch die Verkehrsleistung [km/Zeiteinheit] zu bestimmen. Beide Einflussgrößen werden zur Berechnung der Staubemissionen benötigt. Für die Berechnung von Staubemissionsfaktoren, basierend auf einer von der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA erarbeiteten Gleichung, benötigt man sL-Werte. Der sL-Wert [g/m²] gibt an, welche Masse an emittierbarem Straßenstaub sich auf einem m² der Fahrbahnoberfläche der jeweiligen Messstelle befindet. Weiters ist der Anteil der Straßenstaubbelastung mit Partikeln einer Teilchengröße von $\leq 75 \mu\text{m}$ - als geometrisches Partikelmerkmal wird hierbei die Maschenweite eines 75 μm Siebes herangezogen - sowie das Durchschnittsgewicht der Fahrzeuge, welche die Messstelle passieren, für die Berechnung des Staubemissionsfaktors erforderlich.

In Folge dessen wurden die sL-Werte an einer vorgegebenen Anzahl von Messstellen, die zufällig verteilt über das Wiener Stadtgebiet ausgewählt wurden, kontinuierlich durch Anwendung der von der EPA entwickelten Messvorschrift bestimmt [16, 17]. Es konnte festgestellt werden, dass die im praktischen Einsatz ermittelten sL-Werte im für die verwendete EPA-Gleichung angegebenen Gültigkeitsbereich liegen. Somit ist die Anwendung der EPA-Gleichung möglich und gerechtfertigt. Weiters wurden die Durchschnittsgewichte jener Fahrzeuge, welche die einzelnen Messstellen passieren, erhoben. Zu diesem Zweck wurden die zufällig ausgewählten sL-Wertmessstellen jenen Messstellen angenähert, für welche Verkehrszählungen vorlagen [20]. Bei der durchgeführten Verkehrszählung wurden die unterschiedlichen Fahrzeugkategorien (Pkw, Lkw,...) getrennt voneinander erfasst, wodurch die durchschnittlichen Fahrzeuggewichte für die einzelnen Messstellen ermittelt werden konnten.

Durch Staubprobennahme an den einzelnen Messstellen wurden die Emissionsfaktoren jeweils für einen Messzyklus gemittelt und die Ergebnisse pro Zyklus über den gesamten Messzeitraum dargestellt.

Mit den daraus gebildeten Mittelwerten und unter Berücksichtigung der Einflussnahme durch Tage mit Niederschlag und einer abgeschätzten Fahrleistung für die Stadt Wien wurden die Staubemissionen über 21 Zyklen, unterteilt in Staubemissionen an Bundes- und Gemeindestraßen, dargestellt.

Die errechneten Emissionsfaktoren sind realistisch und liegen mit rund 0,1 bis etwa 1,2 g/km im Bereich von in der Literatur zitierten Werten [30].

Die Ergebnisse lassen eine Abhängigkeit der gemessenen sL-Werte von der Jahreszeit feststellen. Im Herbst wurde ein genereller Anstieg der sL-Werte durch vermehrtes Auftreten von Windspitzen und Eintrag von organischem Material auf die Fahrbahnoberflächen verzeichnet. Im Winter wurden mit bis zu 1,5 g/m² die höchsten sL-Werte, bedingt durch die Winterstreuung, erhoben. Gegebenenfalls machte sich auch der Einfluss von zufälligen Staubquellen in der Nähe von bestimmten Messstellen in einer Erhöhung der ermittelten sL-Werte bemerkbar. Als solche zufälligen, zusätzlichen Staubquellen konnten beispielsweise Großbaustellen mit erheblichem Schüttgutumschlag eruiert werden. Eine solche Großbaustelle stand im ursächlichen Zusammenhang mit dem höchsten sL-Wert, der im Zeitraum vom

Jänner 2001 bis Mai 2002 an einer der zufällig ausgewählten Messstelle ermittelt wurde.

Bei der Berechnung der mittleren Emissionsfaktoren für die Bestimmung der diffusen Staubemissionen an Bundes- und Gemeindestraßen der Stadt Wien wurden auch Tage mit Niederschlag berücksichtigt. Da laut EPA [17] die sL-Werte für Regentage mit Null anzunehmen sind, ist auch eine starke Abhängigkeit der mittleren Emissionsfaktoren von der Anzahl der Regentage zu verzeichnen.

Generell zeigten die Untersuchungen, dass im Beobachtungszeitraum die Staubemissionen an Bundesstraßen geringer ausfielen als an Gemeindestraßen, jeweils innerhalb des Stadtgebiets. Dies ist bedingt durch die Abhängigkeit der sL-Werte von der Verkehrsfrequenz. Die Messstellen mit höherer Verkehrsfrequenz- wie im Fall der Bundesstraßen, wiesen im Allgemeinen geringere sL-Werte auf als jene Messstellen, die auf weniger stark befahrenen Straßen, in der Regel Gemeindestraßen, entfielen. Hingegen zeigten die durchschnittlichen Fahrzeuggewichte an den einzelnen Messstellen keine Einflussnahme auf die sL-Werte. Erst die errechneten Emissionsfaktoren selbst zeigen eine Abhängigkeit von den Durchschnittsgewichten, da diese zusammen mit den sL-Werten zur Berechnung herangezogen werden.

Ferner wurde untersucht, ob im Beobachtungszeitraum eine Korrelation zwischen den von der für den Umweltschutz zuständigen Wiener Magistratsabteilung gemessenen Staubimmissionen mit den ermittelten Emissionsfaktoren existiert. Die Dynamik der zeitlichen Verläufe von Immissionen und Emissionsfaktoren stellte sich dabei als ähnlich heraus. Bei einer Abnahme des Immissionsmonatsmittelwerts wurde gleichzeitig auch eine Verringerung der mittleren Emissionsfaktoren für Wiener Bundes- und Gemeindestraßen festgestellt. Dies lässt auf eine starke Einflussnahme der Straßenstaubemissionen auf die Staubimmissionen schließen. Eine Ausnahme bildeten dabei die Verläufe der Immissions- und Emissionsfaktormittelwerte von Juni bis August 2001. In diesem Zeitraum stiegen die Monatsmittelwerte der Staubimmissionen an und dies bei gleichzeitiger Abnahme der Straßenstaubemissionsfaktoren. Dies könnte durch eine Zunahme der Staubemissionen, verursacht durch andere

Staubquellen, bei gleichzeitig sich verringern den Straßenstaubemissionen bedingt gewesen sein.

Geht man von der Überlegung aus, dass der sL-Wert [g/m^2], das durchschnittliche Fahrzeuggewicht [t] sowie die Verkehrsleistung [$\text{km}/\text{Zeiteinheit}$] mitverantwortlich für die diffusen Straßenstaubemissionen sind, so lassen sich durch Reduzierung eines oder auch mehrerer dieser Parameter die diffusen Staubemissionen reduzieren.

3.12. Untersuchung des Einflusses von Straßenwaschungen auf die Straßenstaubemissionen

Die Untersuchung hinsichtlich Maßnahmen für die Reduzierung der Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien, siehe Kapitel 3.10, Seite 133, wurden drei Parameter betrachtet, die in die Berechnung der diffusen Staubemissionen eingehen:

- der sL-Wert [g/m^2];
- das Durchschnittsgewicht W [t];
- die Verkehrsleistung [$\text{km}/\text{Zeiteinheit}$].

Durch Reduzierung eines oder auch mehrerer dieser Parameter können auch die diffusen Staubemissionen an den befestigten Straßen vermindert werden. In folgender Untersuchung wird die Möglichkeit der sL-Wertreduktion durch Straßenwaschungen betrachtet.

Aufgabe dieser Untersuchung ist es, die Effizienz der Straßenwaschung mittels Bestimmung der sL-Werte vor und nach der Waschung zu eruieren. Der sL-Wert [g/m^2] gibt den Feinkornanteil PM 75 (Partikeln $< 75 \mu\text{m}$) der Oberflächenbeladung pro m^2 einer Straße an. Mit den messtechnisch ermittelten sL-Werten und den relevanten Fahrzeugdurchschnittsgewichten können auch die Staubemissionsfaktoren EPM2,5, EPM10, EPM15 und EPM30 [g/VKT] für Straßen rechnerisch bestimmt werden, wie bereits im Kapitel 3.3.1, Seite 21 beschrieben wurde.

Um nun den Einfluss einer Straßenwaschung quantifizieren zu können, sollen an zuvor vereinbarten Messorten Staubproben für eine sL-Wert-Bestimmung genommen werden. Im Anschluss an die Probennahme wird an den Messorten eine Straßenwaschung durchgeführt und etwa 24 Stunden danach

sollen erneut Staubproben an den einzelnen Messorten für die durchzuführenden sL-Wertbestimmungen genommen werden. Durch Auswertung der an den verschiedenen Messorten bestimmten sL-Werte vor und nach einer Straßenwaschung kann der Einfluss der Waschung untersucht werden. Für die Berechnung der einzelnen Emissionsfaktoren wird neben dem sL-Wert auch das durchschnittliche Gewicht aller einen Messort passierenden Fahrzeuge benötigt. Dieses variiert nicht wesentlich zwischen den einzelnen Messorten und ist für einen einzelnen Messort konstant, siehe Kapitel 3.4.3, Seite 31. Daher können in Folge die einzelnen sL-Werte in ihrem Vergleich vor und nach der Straßenwaschung als Maß für die Effizienz der durchgeführten Straßenwäsungen betrachtet werden. Die zusätzlich berechneten Emissionsfaktoren sind nur der Vollständigkeit halber angeführt, um eine Abschätzung der durch den Fahrzeugverkehr bedingten diffusen Staubemissionen zu erhalten.

Die Bestimmung der sL-Werte an den ausgewählten Messorten soll über 3 Messperioden innerhalb eines Jahres erfolgen. Für die erste Messperiode wurde der Zeitraum Juni/Juli 2003 gewählt, um den Einfluss einer Straßenwaschung im Hochsommer zu quantifizieren. Für das Durchführen der zweiten Messperiode wurde der November 2003 gewählt, da zuvor ein tendenzielles Ansteigen der sL-Werte in den Herbstmonaten 2001 festgestellt wurde. Die dritte und somit letzte Messreihe wurde im Frühjahr 2004 durchgeführt, um den Einfluss einer Straßenwaschung bei hohen Straßenstaubbelastungen, bedingt durch die Winterstreuung, untersuchen zu können. Weiters beinhaltet die dritte Messreihe zusätzlich zu den Messungen vor und 24 Stunden nach der Waschung noch sL-Wertmessungen ca. eine und zwei Wochen danach, um die Entwicklung der sL-Werte an den einzelnen Messstellen bzw. Messorten, sowie die Wirksamkeit der Straßenwaschung über einen längeren Zeitraum zu untersuchen.

3.12.1. Messdurchführung für die Bestimmung von sL-Werten

Da eine Streuung der sL-Werte nicht auszuschließen ist (z. B. Ladegutverluste von Lkw), wurde festgelegt, mehrere Messorte hinsichtlich

ihrer sL-Werte zu untersuchen, um eine größere Anzahl von Staubproben zu realisieren und damit die Repräsentanz des Untersuchungsergebnisses zu erhöhen. Die ausgewählten Messorte sind im Kapitel 3.12.1.1 aufgelistet.

3.12.1.1. Messorte

Für die vorangegangene Untersuchung diffuser Straßenstaubemissionen wurden 44 Messorte aus der Auswertung der händischen Straßenverkehrszählung 1995 auf Autobahnen, Bundesstraßen und Gemeindestraßen in Wien für die sL-Wertbestimmung, zufällig über die Stadt Wien verteilt, gewählt, siehe Kapitel 3.4.1, Seite 27. Diese 44 möglichen Messorte wurden durch Mitarbeiter der Magistratsabteilung 48 hinsichtlich Eignung für die zwischen den Messungen durchzuführende Straßenreinigung (ausreichendes Gefälle und Bombierung der Fahrbahn, Vorhandensein von Kanaldeckeln und Verfügbarkeit von Hydranten) verglichen.

Die sieben folgenden, die obig angeführten Kriterien erfüllenden, Messorte wurden ausgewählt:

- Wien 3., Landstraßer Hauptstraße 148;
- Wien 11., Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse;
- Wien 14., Hadikgasse bei Phillipsgasse;
- Wien 16., Haberlgasse 30;
- Wien 16., Maroltingergasse 60-64;
- Wien 21., Siemensstraße 88;
- Wien 21., Prager Straße bei Anton Störck Gasse.

Als Ersatzmessort wurde „Wien 15., Linke Wienzeile bei Rauchfangkehrergasse“ gewählt, falls an einem der 7 zuvor angeführten Messorte durch nicht absehbare Unwägbarkeiten keine sL-Wertmessungen durchgeführt werden können. Im Kapitel 6.2 Anhang A2 werden die Messorte hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Beschaffenheit näher beschrieben.

3.12.1.2. Probenahme für die sL-Wertbestimmung

An jedem dieser 7 Messorte wurden insgesamt 10 Messungen durchgeführt. Zuerst wurden an dem jeweiligen Messort 3 Messstellen auf der Fahrbahn in Fahrtrichtung im Abstand von 15 m bestimmt, gleichbedeutend mit einem

Abstand von 30 m zwischen 1. und 3. Fahrbahn-Messstelle. Am Straßenrand dieses 30 m langen Straßenabschnittes wurden dann 2 weitere Messstellen mit einer Länge von jeweils 15 m festgelegt, um eine sL-Wertbestimmung des Rinnsals zu ermöglichen. Die Festlegung der einzelnen Messstellen an jedem der 7 Messorte erfolgte im Uhrzeigersinn. In Abbildung 3-94 ist ein Messort mit der Lage aller 5 Messstellen dargestellt, die Skizze hat Gültigkeit für alle 7 Messorte. Nach erfolgter Probennahme an diesen 5 Messstellen eines Messortes in der ersten Messnacht erfolgte die Straßenwaschung, siehe Kapitel 3.12.2. In der darauf folgenden Nacht wurden die Messorte in gleicher Reihenfolge angefahren und auch die einzelnen Messstellen am jeweiligen Messort in gleicher Reihenfolge beprobt.

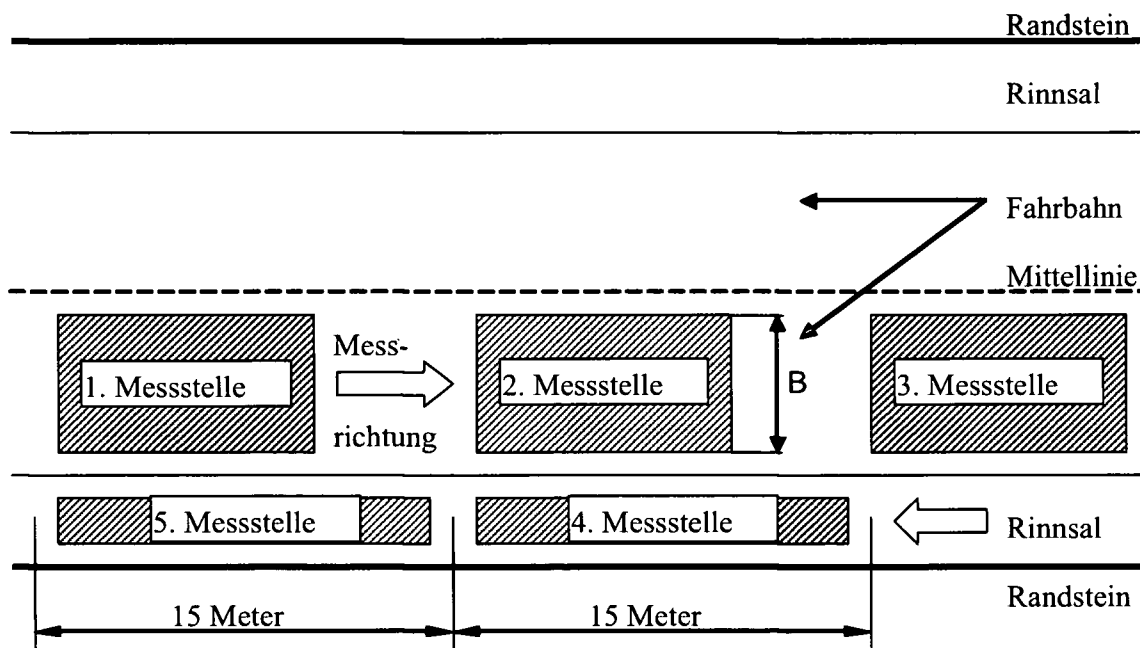


Abbildung 3-94: Skizze mit Gültigkeit für alle Messorte

Da die Messungen einer Messreihe an den 7 Messorten nicht in einer Nacht zu bewältigen waren, wurde folgende Einteilung und Reihung der Messorte vorgenommen.

Messnacht 1, vor der Straßenwaschung:

- Landstraßer Hauptstraße 148;
- Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse;
- Prager Straße bei Anton Störck Gasse;
- Siemensstraße 88;

➤ anschließende Straßenwaschung.

Messnacht 2 (5, 7)*, Beprobung der gereinigten Messorte:

- Landstraßer Hauptstraße 148;
- Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse;
- Prager Straße bei Anton Störck Gasse;
- Siemensstraße 88.

Messnacht 3, vor der Straßenwaschung:

- Maroltingergasse 60-64;
- Haberlgasse 30;
- Hadikgasse bei Phillipsgasse;
- anschließende Straßenwaschung.

Messnacht 4 (6, 8)*, Beprobung der gereinigten Messorte:

- Maroltingergasse 60-64;
- Haberlgasse 30;
- Hadikgasse bei Phillipsgasse.

*Die dritte Messreihe im Frühjahr 2004 wurde um 2 mal 2 Messnächte erweitert, die Messnächte 5 und 6 folgten etwa eine Woche nach der jeweiligen Straßenwaschung, die Messnächte 7 und 8 zwei Wochen nach den Waschungen.

3.12.2. Straßenwaschung

Die Straßenwaschung wurde durch ein Team der Magistratsabteilung 48 durchgeführt. Die Waschung der einzelnen Messorte erfolgte in 2 Schritten:

- Einsatz eines Waschwagens;
- manuell mittels Schlauch (max. Druck etwa 10bar).

Die dabei aufgebrauchten Wassermengen für die Reinigung der Messorte und die explizite Durchführung der Straßenwaschungen sind im Kapitel 3.12.2.1 angeführt.

3.12.2.1. Durchführung der Straßenwaschung

3.12.2.1.1. Straßenwaschungen der 1. Messreihe im Juni/Juli 2003

Es wurden jeweils folgende Wassermengen für die Reinigung der Messorte aufgebracht.

Messnacht 1 (26.-27.7.03):

- Landstraßer Hauptstraße 148 ca. 2500 l, 8 l/m²;
- Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse ca. 2000 l, 7 l/m²;
- Prager Straße bei Anton Störck Gasse ca. 1500 l, 5 l/m²;
- Siemensstraße 88 ca. 2500 l, 8 l/m².

Messnacht 3 (7.-8.7.03):

- Maroltingergasse 60-64 ca. 2000 l, 16 l/m²;
- Haberlgasse 30 ca. 2000 l, 13 l/m²;
- Hadikgasse bei Phillipsgasse ca. 2000 l, 8 l/m².

In der Messnacht 1 (26.-27.7.03) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen sowohl in als auch gegen (während des Zurücksetzens des Waschwagens) die Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-95.

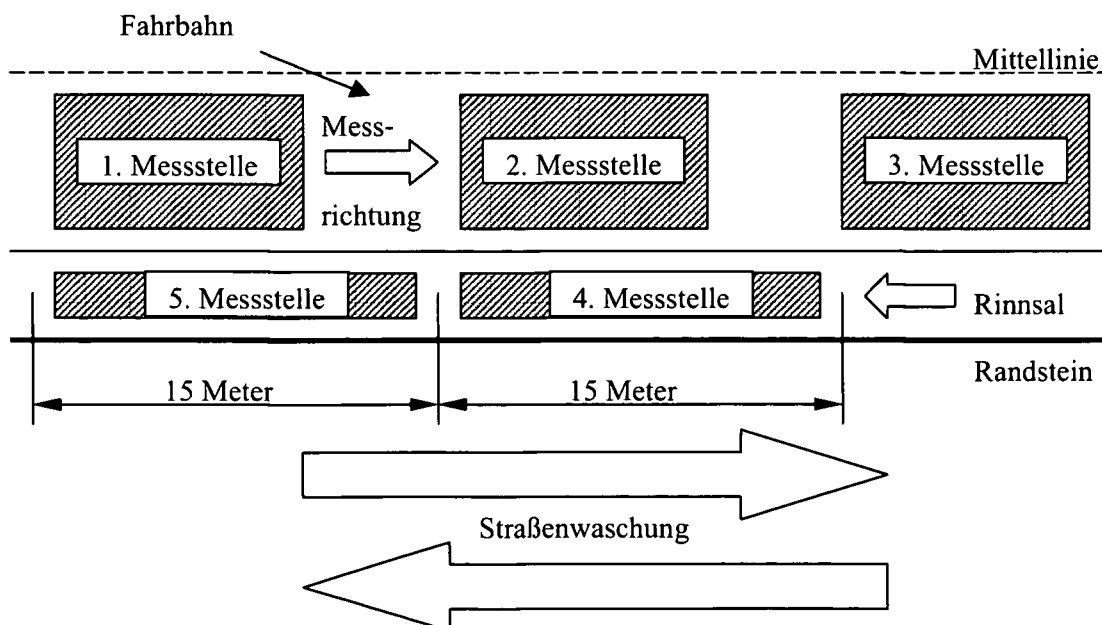


Abbildung 3-95: Durchführung der Straßenwaschung an einem Messort durch den Waschwagen in als auch gegen die Fahrtrichtung

In der Messnacht 3 (7.-8.7.03) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen aus verkehrstechnischen Gründen nur in Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-96.

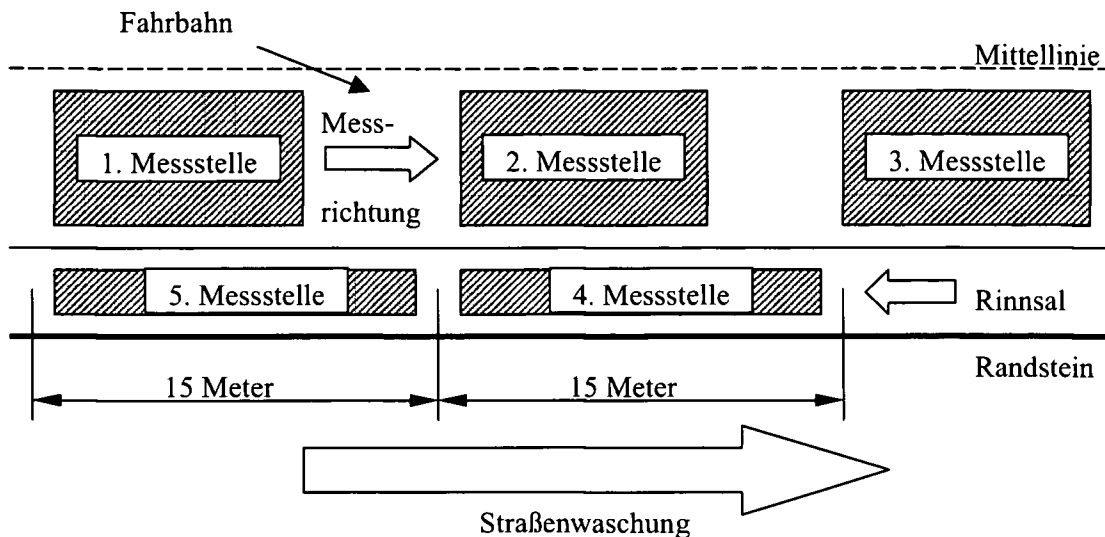


Abbildung 3-96: Durchführung der Straßenwaschung an einem Messort durch den Waschwagen in Fahrtrichtung

Die manuelle Waschung mittels Schlauch erfolgte an jedem der zu reinigenden Messorte nur in Fahrtrichtung.

3.12.2.1.2. Straßenwaschungen der 2. Messreihe im November 2003

Es wurden jeweils folgende Wassermengen für die Reinigung der Messorte aufgebracht.

Messnacht 1 (4.-5.11.03):

- | | |
|--|----------------------------------|
| ➤ Landstraßer Hauptstraße 148 | ca. 1000 l, 3 l/m ² ; |
| ➤ Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse | ca. 2200 l, 8 l/m ² ; |
| ➤ Prager Straße bei Anton Störck Gasse | ca. 1800 l, 7 l/m ² ; |
| ➤ Siemensstraße 88 | ca. 2000 l, 7 l/m ² . |

Messnacht 3 (19.-20.11.03):

- | | |
|--------------------------------|-----------------------------------|
| ➤ Maroltingergasse 60-64 | ca. 1700 l, 11 l/m ² ; |
| ➤ Haberlgasse 30 | ca. 1100 l, 7 l/m ² ; |
| ➤ Hadikgasse bei Phillipsgasse | ca. 1700 l, 6 l/m ² . |

In der Messnacht 1 (4.-5.11.03) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen sowohl in als auch gegen (während des Zurücksetzens des Waschwagens) die Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-95.

In der Messnacht 3 (19.-20.11.03) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen nur in Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-96. Die Ausnahme stellte hierbei der Messort „Haberlgasse 30“ dar, wo aus Platzmangel die Straßenwaschung nur manuell mittels Schlauch erfolgte.

Die manuelle Waschung mittels Schlauch erfolgte an jedem der zu reinigenden Messorte nur in Fahrtrichtung.

3.12.2.1.3. Straßenwaschungen der 3. Messreihe im März/April 2004

Es wurden jeweils folgende Wassermengen für die Reinigung der Messorte aufgebracht.

Messnacht 1 (30.-31.3.04):

- | | |
|--|-----------------------------------|
| ➤ Landstraßer Hauptstraße 148 | ca. 1100 l, 3 l/m ² ; |
| ➤ Kaiser Ebersdorfer Straße vor Studenygasse | ca. 900 l, 3 l/m ² ; |
| ➤ Prager Straße bei Anton Störck Gasse | ca. 2000 l, 11 l/m ² ; |
| ➤ Siemensstraße 88 | ca. 2500 l, 8 l/m ² . |

Messnacht 3 (13.-14.4.04):

- | | |
|--------------------------------|-----------------------------------|
| ➤ Maroltingergasse 60-64 | ca. 2000 l, 17 l/m ² ; |
| ➤ Haberlgasse 30 | ca. 2500 l, 17 l/m ² ; |
| ➤ Hadikgasse bei Phillipsgasse | ca. 2000 l, 8 l/m ² . |

In der Messnacht 1 (30.-31.3.04) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen sowohl in als auch gegen (während des Zurücksetzens des Waschwagens) die Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-95.

In der Messnacht 3 (13.-14.4.04) erfolgte die Straßenwaschung mittels Waschwagen nur in Fahrtrichtung, siehe Abbildung 3-96.

Die manuelle Waschung mittels Schlauch erfolgte an jedem der zu reinigenden Messorte nur in Fahrtrichtung.

3.12.3. Ergebnisse der einzelnen Messreihen

Im Folgenden werden die berechneten sL-Werte als auch die Staubemissionsfaktoren der Messreihen vom Sommer (Kapitel 3.12.3.1) und Herbst 2003 (Kapitel 3.12.3.2) sowie vom Frühjahr 2004 (Kapitel 3.12.3.3) tabellarisch zusammengefasst wiedergegeben. Ergänzend dazu werden die in den Tabellen aufgelisteten Daten in den Balkendiagrammen (Abbildung 3-97 bis Abbildung 3-116) dargestellt.

Das aktuellste Modell für die Berechnung von Emissionsfaktoren für niederschlagsfreie Tage sowohl für öffentlich befestigte Straßen als auch für befestigte Industriestraßen ist Gleichung 3-1, Seite 22. Diese ist unter der Annahme einer konstanten Fahrzeuggeschwindigkeit und, wie von der EPA bezeichnet, „durchschnittlichen Straßenverhältnissen“ für den fließenden Verkehr, d. h. ohne Berücksichtigung des Stop-and-Go-Verkehrs, gültig [17].

$$EF = k \cdot \left(\frac{sL}{2}\right)^{0,65} \cdot \left(\frac{W}{3}\right)^{1,5} \quad \text{Gleichung 3-1}$$

E Staubemissionsfaktor [g/VKT od. g/VMT od. lb/VMT]

VKT.... Vehicle Kilometer Travelled - entspricht der Längeneinheit km

VMT ... Vehicle Mile Travelled - entspricht der Längeneinheit US-Meilen

k partikelgrößenabhängiger Faktor, abhängig von gewünschtem Emissionsfaktor (EPM2,5, EPM10,) [1]

	k [g/VKT]	k [g/VMT]	k [lb/VMT]
PM2,5	1,1	1,8	0,004
PM10	4,6	7,3	0,016
PM15	5,5	9	0,02
PM30	24	38	0,082

sL Feinkornanteil PM75 der Oberflächenbeladung der Straße [g/m²]

W Durchschnittsgewicht der Fahrzeuge, die die Straße benutzen [t],
siehe Kapitel 3.4.3.1, Seite 35

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden die Messorte mit den dazugehörigen Messstellen zusammengefasst in Tabelle 3-38 wiedergegeben.

Ergänzend zu der jeweiligen Messstellenbezeichnung erfolgt hier die Angabe, ob es sich um eine Fahrbahn oder ein Rinnsal handelt. Die Bezeichnung „X/Y“ einer Messstelle ist wie folgt zu deuten:

- X ist die Bezeichnung der Straße, auf welcher der Messort liegt;
- Y gibt die Nummer der Messstelle am Messort an, die Nummern 1,2 und 3 bezeichnen jene Messstellen auf der Fahrbahn und die Nummern 4 bzw. 5 beschreiben die Rinnsal-Messstellen an den Messorten, siehe auch Abbildung 3-94.

Die Staubemissionsfaktoren werden nach Gleichung 3-1 berechnet.

Tabelle 3-38: Legende der Messorte und Messstellen

1/1	} Hadikgasse, Fahrbahnmessstellen	183W/1	} Maroltingergasse, Fahrbahnmessstellen
1/2		183W/2	
1/3		183W/3	
1/4	} Hadikgasse, Rinnsalmessstellen	183W/4	} Maroltingergasse, Rinnsalmessstellen
1/5		183W/5	
3/1	} Prager Str., Fahrbahnmessstellen	221/1	} Landstraßer Hauptstr., Fahrbahnmessstellen
3/2		221/2	
3/3		221/3	
3/4	} Prager Str., Rinnsalmessstellen	221/4	} Landstraßer Hauptstr., Rinnsalmessstellen
3/5		221/5	
157W/1	} Habergasse, Fahrbahnmessstellen	229/1	} Siemensstr., Fahrbahnmessstellen
157W/2		229/2	
157W/3		229/3	
157W/4	} Habergasse, Rinnsalmessstellen	229/4	} Siemensstr., Rinnsalmessstellen
157W/5		229/5	
174W/1	} Kaiser Ebersdorfer Str., Fahrbahnmessstellen		
174W/2			
174W/3			
174W/4	} Kaiser Ebersdorfer Str., Rinnsalmessstellen		
174W/5			

3.12.3.1. Ergebnisse der Messreihe vom Sommer 2003 (Juni/Juli 2003)

Tabelle 3-39: Ergebnisse der Messreihe vom Sommer 2003 (Juni/Juli 2003) vor und 24 Stunden nach der Waschung

Messort	Messstelle	sL-Wert [g/m ³]	W [l]	Datum	EF PM2.5 [g/VKT]	EF PM10 [g/VKT]	EF PM15 [g/VKT]	EF PM30 [g/VKT]	
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,029	2,19	07.07.2003	0,044	0,185	0,221	0,965
		2 - Fahrbahn	0,029	2,19	07.07.2003	0,044	0,185	0,221	0,965
		3 - Fahrbahn	0,032	2,19	07.07.2003	0,047	0,195	0,233	1,015
		4 - Rinnsal	0,212	2,19	07.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,247	2,19	07.07.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,009	2,19	08.07.2003	0,021	0,088	0,105	0,460
		2 - Fahrbahn	0,013	2,19	08.07.2003	0,026	0,109	0,130	0,566
		3 - Fahrbahn	0,005	2,19	08.07.2003	0,013	0,056	0,067	0,293
		4 - Rinnsal	0,078	2,19	08.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,068	2,19	08.07.2003	-	-	-	-
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,205	1,98	26.06.2003	0,134	0,561	0,671	2,929
		2 - Fahrbahn	0,192	1,98	26.06.2003	0,129	0,538	0,643	2,806
		3 - Fahrbahn	0,298	1,98	26.06.2003	0,171	0,715	0,855	3,731
		4 - Rinnsal	1,082	1,98	26.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,363	1,98	26.06.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,285	1,98	27.06.2003	0,166	0,695	0,830	3,624
		2 - Fahrbahn	0,087	1,98	27.06.2003	0,077	0,321	0,384	1,676
		3 - Fahrbahn	0,045	1,98	27.06.2003	0,050	0,211	0,252	1,100
		4 - Rinnsal	3,313	1,98	27.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	3,187	1,98	27.06.2003	-	-	-	-
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,325	1,69	07.07.2003	0,143	0,597	0,714	3,115
		2 - Fahrbahn	0,291	1,69	07.07.2003	0,133	0,556	0,665	2,900
		3 - Fahrbahn	0,216	1,69	07.07.2003	0,110	0,458	0,548	2,389
		4 - Rinnsal	2,233	1,69	07.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	1,058	1,69	07.07.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,070	1,69	08.07.2003	0,053	0,220	0,264	1,150
		2 - Fahrbahn	0,094	1,69	08.07.2003	0,064	0,266	0,318	1,386
		3 - Fahrbahn	0,079	1,69	08.07.2003	0,057	0,238	0,285	1,242
		4 - Rinnsal	0,272	1,69	08.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,478	1,69	08.07.2003	-	-	-	-
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,030	2,42	26.06.2003	0,052	0,215	0,258	1,124
		2 - Fahrbahn	0,035	2,42	26.06.2003	0,058	0,241	0,288	1,257
		3 - Fahrbahn	0,059	2,42	26.06.2003	0,081	0,338	0,404	1,763
		4 - Rinnsal	1,137	2,42	26.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,767	2,42	26.06.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,064	2,42	27.06.2003	0,085	0,356	0,426	1,859
		2 - Fahrbahn	0,049	2,42	27.06.2003	0,072	0,299	0,358	1,563
		3 - Fahrbahn	0,051	2,42	27.06.2003	0,073	0,306	0,366	1,597
		4 - Rinnsal	0,558	2,42	27.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	1,052	2,42	27.06.2003	-	-	-	-
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,251	2,09	07.07.2003	0,166	0,694	0,830	3,621
		2 - Fahrbahn	0,267	2,09	07.07.2003	0,173	0,723	0,864	3,770
		3 - Fahrbahn	0,358	2,09	07.07.2003	0,209	0,874	1,045	4,561
		4 - Rinnsal	2,573	2,09	07.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	2,837	2,09	07.07.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,024	2,09	08.07.2003	0,036	0,151	0,180	0,787
		2 - Fahrbahn	0,032	2,09	08.07.2003	0,044	0,182	0,218	0,949
		3 - Fahrbahn	0,008	2,09	08.07.2003	0,018	0,074	0,088	0,386
		4 - Rinnsal	1,013	2,09	08.07.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,887	2,09	08.07.2003	-	-	-	-
221 Landstraßer Hauptstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,028	1,98	26.06.2003	0,037	0,155	0,185	0,809
		2 - Fahrbahn	0,041	1,98	26.06.2003	0,047	0,198	0,236	1,032
		3 - Fahrbahn	0,098	1,98	26.06.2003	0,083	0,347	0,414	1,808
		4 - Rinnsal	2,817	1,98	26.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	5,265	1,98	26.06.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,085	1,98	27.06.2003	0,075	0,316	0,377	1,647
		2 - Fahrbahn	0,150	1,98	27.06.2003	0,110	0,458	0,548	2,391
		3 - Fahrbahn	0,145	1,98	27.06.2003	0,107	0,447	0,535	2,333
		4 - Rinnsal	0,543	1,98	27.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	7,095	1,98	27.06.2003	-	-	-	-
229 Siemensstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,034	2,03	26.06.2003	0,043	0,181	0,216	0,943
		2 - Fahrbahn	0,026	2,03	26.06.2003	0,036	0,152	0,182	0,793
		3 - Fahrbahn	0,037	2,03	26.06.2003	0,045	0,190	0,227	0,991
		4 - Rinnsal	3,105	2,03	26.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	0,972	2,03	26.06.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,056	2,03	27.06.2003	0,060	0,249	0,298	1,302
		2 - Fahrbahn	0,044	2,03	27.06.2003	0,052	0,216	0,258	1,126
		3 - Fahrbahn	0,049	2,03	27.06.2003	0,055	0,229	0,274	1,194
		4 - Rinnsal	0,995	2,03	27.06.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	1,010	2,03	27.06.2003	-	-	-	-

In der Tabelle 3-39 sind die gemessenen sL-Werte und die daraus errechneten Emissionsfaktoren bezüglich der einzelnen Messstellen für die Messreihe im Sommer 2003 (Juni/Juli 2003) angeführt.

Die sL-Werte der Fahrbahnen und Rinnsale vor sowie nach der Straßenreinigung können Abbildung 3-97 und Abbildung 3-98 entnommen werden. Auf der Abszisse ist neben dem Messort auch die Messstelle angegeben. Die erste Zahl entspricht hierbei dem Messort, die zweite Zahl der Position der Messstelle.

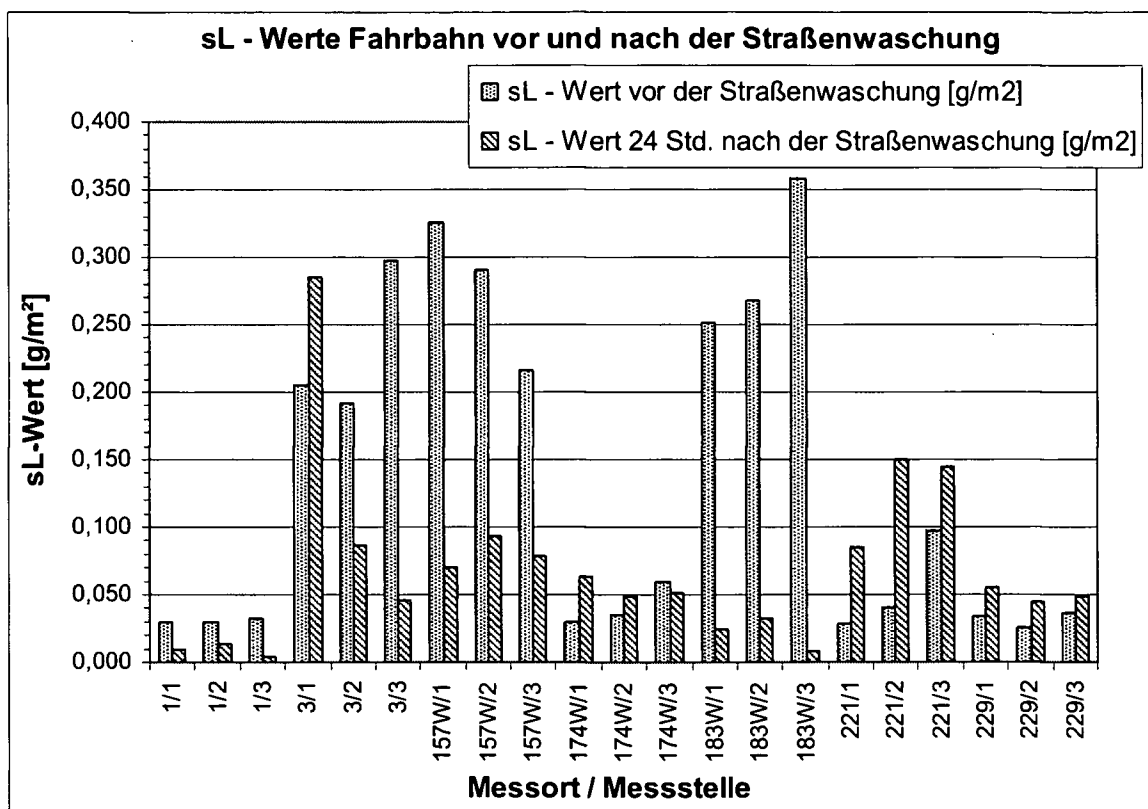


Abbildung 3-97: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe Juni/Juli 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung

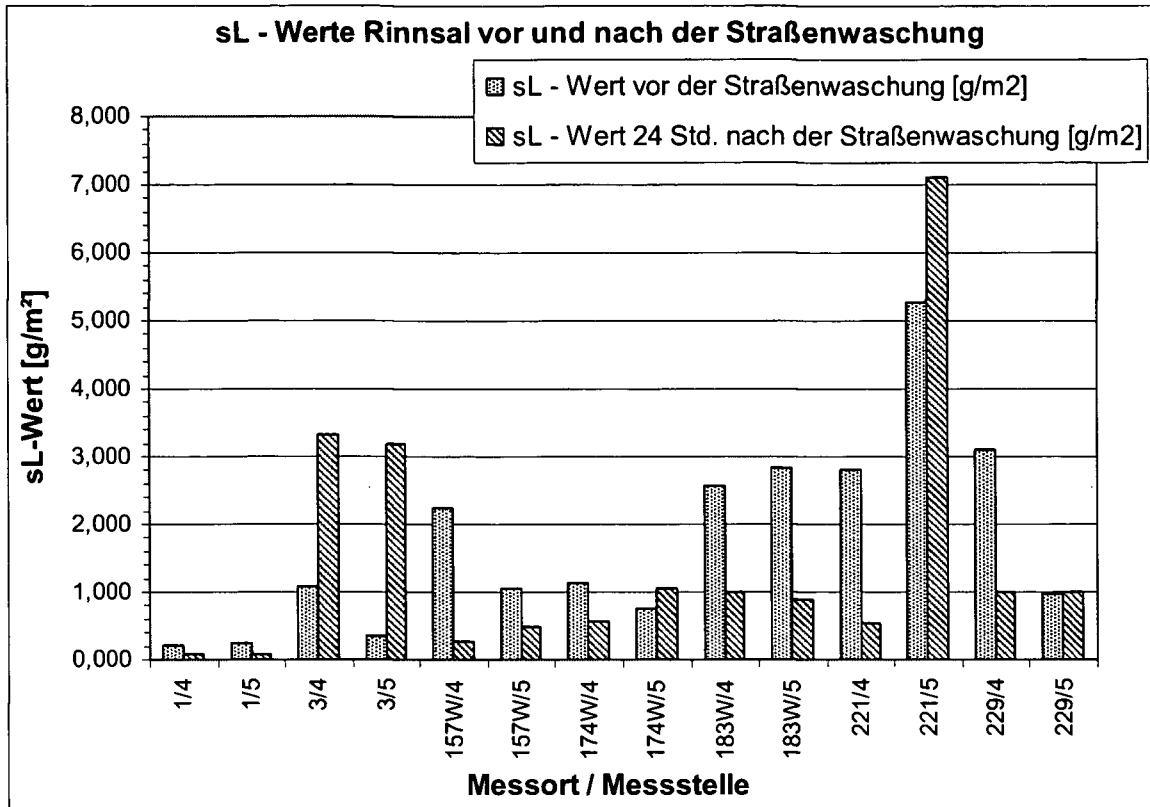


Abbildung 3-98: sL-Werte Rinnsal der Messreihe Juni/Juli 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung

Um Vergleiche der verschiedenen Emissionsfaktoren vor und nach der Straßenwaschung für die Fahrbahn anstellen zu können, werden diese in Abbildung 3-99 bis Abbildung 3-102 dargestellt. Für die Rinnsal-Messstellen können laut EPA keine Emissionsfaktoren berechnet werden.

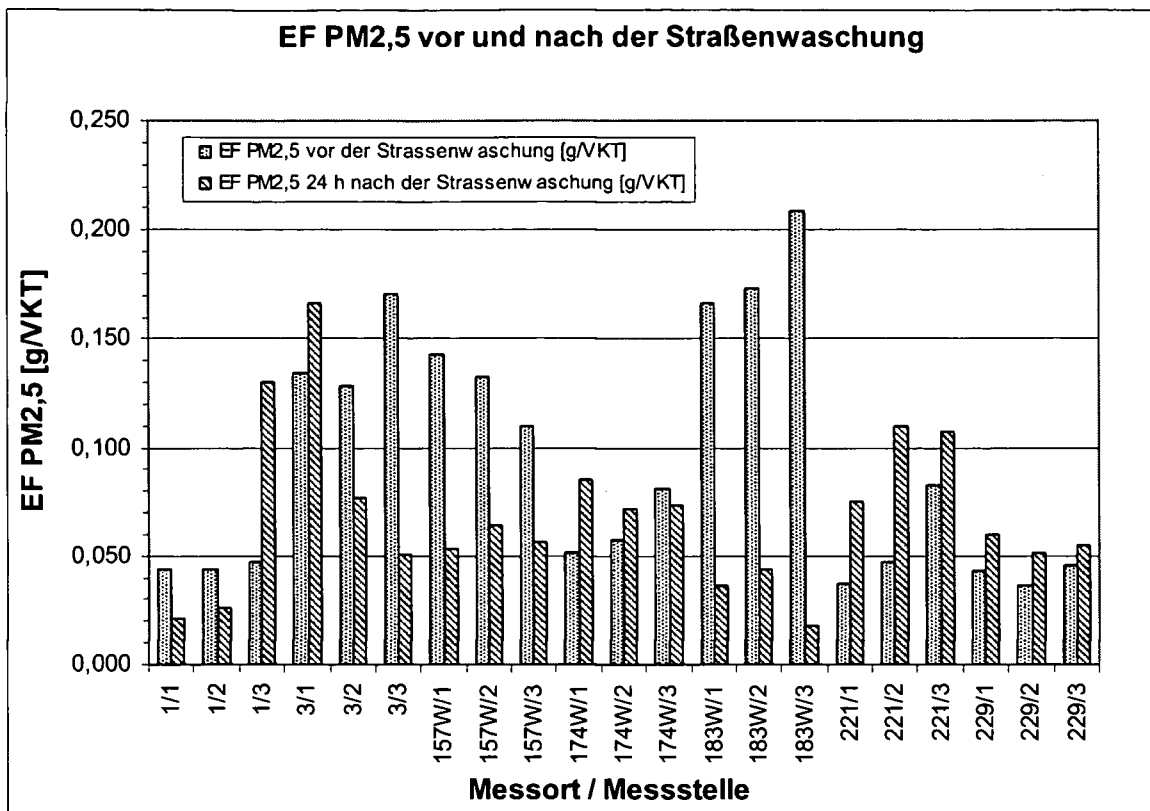


Abbildung 3-99: EF PM_{2,5} vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03

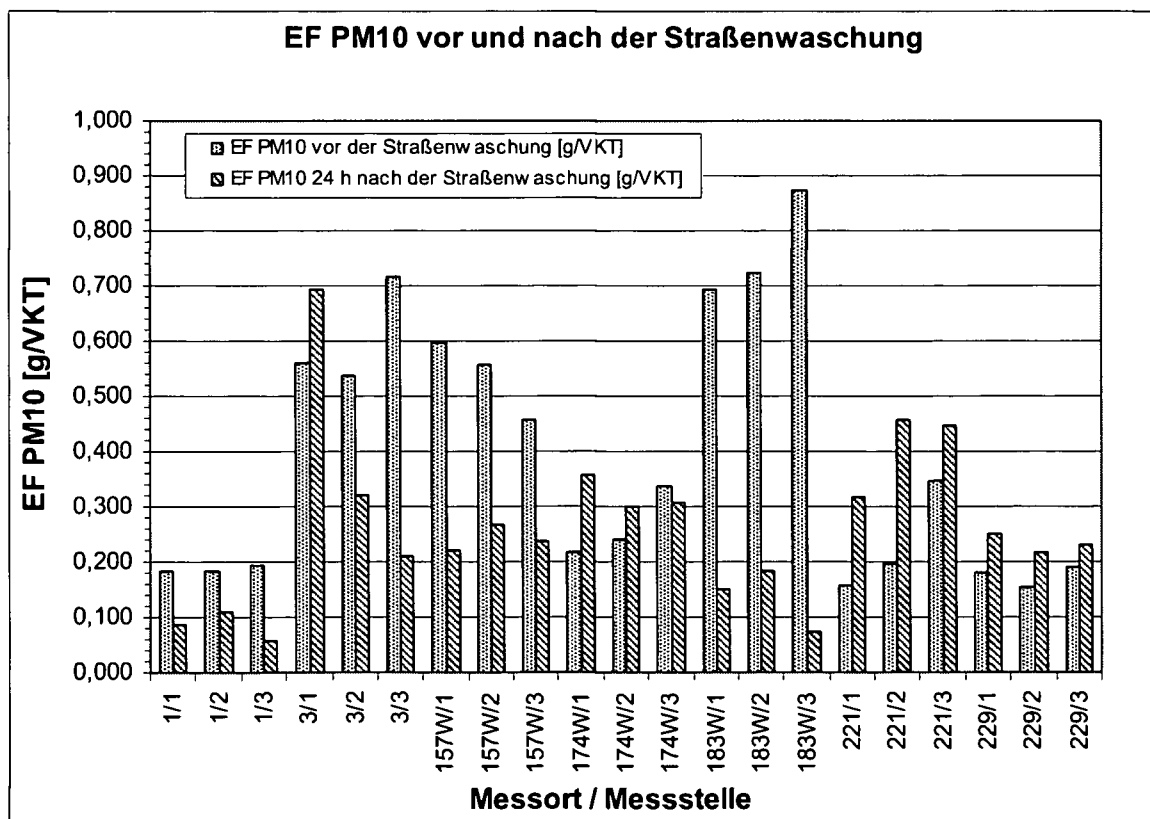


Abbildung 3-100: EF PM₁₀ vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03

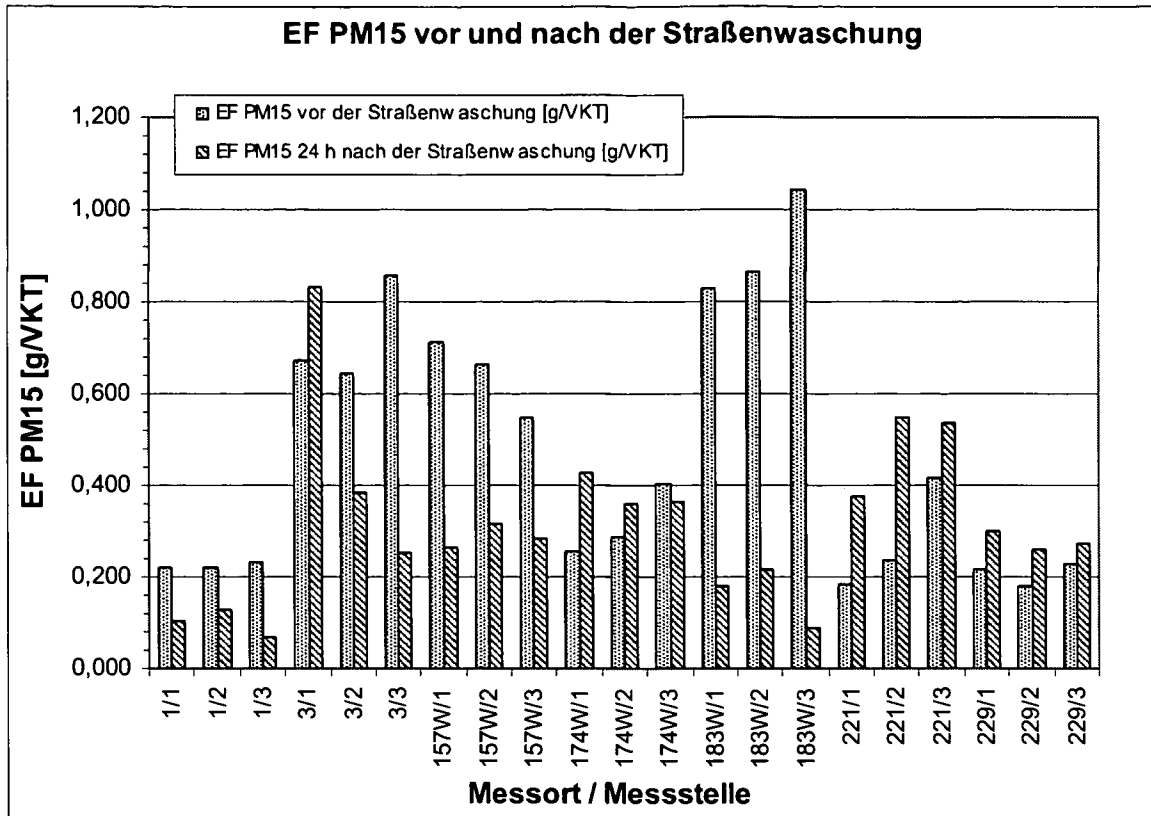


Abbildung 3-101: EF PM15 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03

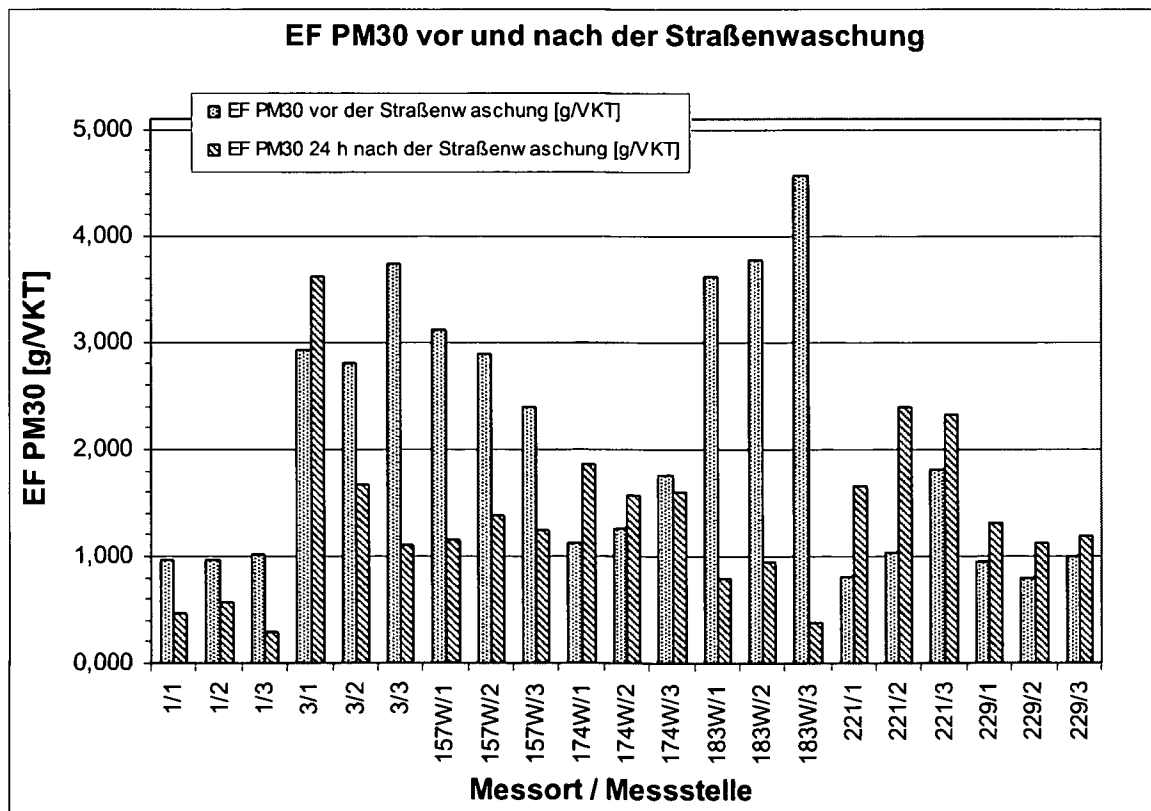


Abbildung 3-102: EF PM30 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03

3.12.3.2. Ergebnisse der Messreihe vom Herbst 2003 (November 2003)

Tabelle 3-40: Ergebnisse der Messreihe vom Herbst 2003 (November 2003) vor und 24 Stunden nach der Waschung

Messort	Messstelle	Gesamstaub (g)	st.-Wert (g/m ³)	W (l)	Datum	EF PM2,5 (g/VKT)	EF PM10 (g/VKT)	EF PM15 (g/VKT)	EF PM30 (g/VKT)	
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,20	0,025	2,19	19.11.2003	0,040	0,168	0,201	0,875
		2 - Fahrbahn	0,31	0,033	2,19	19.11.2003	0,048	0,199	0,238	1,039
		3 - Fahrbahn	0,34	0,036	2,19	19.11.2003	0,050	0,211	0,252	1,099
		4 - Rinnal	2,46	0,325	2,19	19.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	1,61	0,432	2,19	19.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,10	0,027	2,19	20.11.2003	0,041	0,173	0,207	0,902
		2 - Fahrbahn	0,11	0,024	2,19	20.11.2003	0,039	0,163	0,194	0,849
		3 - Fahrbahn	0,13	0,025	2,19	20.11.2003	0,040	0,165	0,198	0,862
		4 - Rinnal	0,82	0,112	2,19	20.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	1,41	0,108	2,19	20.11.2003	-	-	-	-
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	19,88	0,594	1,98	04.11.2003	0,268	1,121	1,340	5,848
		2 - Fahrbahn	7,46	0,559	1,98	04.11.2003	0,257	1,076	1,287	5,616
		3 - Fahrbahn	7,50	0,515	1,98	04.11.2003	0,244	1,022	1,221	5,330
		4 - Rinnal	19,25	2,545	1,98	04.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	33,65	4,468	1,98	04.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	2,42	0,223	1,98	05.11.2003	0,142	0,593	0,709	3,092
		2 - Fahrbahn	1,37	0,150	1,98	05.11.2003	0,109	0,457	0,547	2,385
		3 - Fahrbahn	1,93	0,184	1,98	05.11.2003	0,125	0,523	0,626	2,731
		4 - Rinnal	35,72	2,534	1,98	05.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	9,19	0,764	1,98	05.11.2003	-	-	-	-
157.W Haberlg. zw. Hasner- u. Koppstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	7,55	0,360	1,69	19.11.2003	0,152	0,638	0,762	3,327
		2 - Fahrbahn	4,01	0,146	1,69	19.11.2003	0,085	0,355	0,424	1,851
		3 - Fahrbahn	2,17	0,117	1,69	19.11.2003	0,073	0,307	0,367	1,603
		4 - Rinnal	6,43	0,663	1,69	19.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	1,67	0,160	1,69	19.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	1,60	0,140	1,69	20.11.2003	0,083	0,346	0,413	1,804
		2 - Fahrbahn	1,27	0,145	1,69	20.11.2003	0,085	0,354	0,423	1,845
		3 - Fahrbahn	1,09	0,117	1,69	20.11.2003	0,073	0,307	0,367	1,603
		4 - Rinnal	3,99	0,602	1,69	20.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	1,00	0,108	1,69	20.11.2003	-	-	-	-
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,58	0,060	2,42	04.11.2003	0,082	0,342	0,409	1,783
		2 - Fahrbahn	0,62	0,063	2,42	04.11.2003	0,084	0,352	0,421	1,839
		3 - Fahrbahn	0,39	0,047	2,42	04.11.2003	0,069	0,289	0,346	1,510
		4 - Rinnal	17,62	1,222	2,42	04.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	10,79	0,487	2,42	04.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,15	0,031	2,42	05.11.2003	0,053	0,220	0,264	1,150
		2 - Fahrbahn	0,18	0,034	2,42	05.11.2003	0,057	0,237	0,283	1,235
		3 - Fahrbahn	0,19	0,030	2,42	05.11.2003	0,052	0,218	0,260	1,136
		4 - Rinnal	4,95	0,218	2,42	05.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	6,22	0,247	2,42	05.11.2003	-	-	-	-
183.W Maroltingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	1,39	0,147	2,09	19.11.2003	0,117	0,489	0,585	2,554
		2 - Fahrbahn	2,75	0,113	2,09	19.11.2003	0,099	0,414	0,495	2,160
		3 - Fahrbahn	1,45	0,073	2,09	19.11.2003	0,075	0,312	0,373	1,628
		4 - Rinnal	62,39	2,830	2,09	19.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	73,68	3,672	2,09	19.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,49	0,056	2,09	20.11.2003	0,062	0,261	0,312	1,363
		2 - Fahrbahn	0,27	0,050	2,09	20.11.2003	0,058	0,243	0,291	1,269
		3 - Fahrbahn	0,27	0,058	2,09	20.11.2003	0,064	0,269	0,321	1,403
		4 - Rinnal	6,96	0,642	2,09	20.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	4,81	0,583	2,09	20.11.2003	-	-	-	-
221 Landstraßer Hauptstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	1,34	0,178	1,98	04.11.2003	0,122	0,512	0,612	2,672
		2 - Fahrbahn	0,88	0,074	1,98	04.11.2003	0,069	0,290	0,347	1,514
		3 - Fahrbahn	0,93	0,090	1,98	04.11.2003	0,079	0,330	0,394	1,719
		4 - Rinnal	24,18	1,375	1,98	04.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	26,81	2,634	1,98	04.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,62	0,060	1,98	05.11.2003	0,060	0,252	0,302	1,316
		2 - Fahrbahn	0,31	0,047	1,98	05.11.2003	0,052	0,216	0,259	1,129
		3 - Fahrbahn	0,36	0,061	1,98	05.11.2003	0,061	0,254	0,304	1,325
		4 - Rinnal	26,41	0,585	1,98	05.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	10,59	0,368	1,98	05.11.2003	-	-	-	-
229 Siemensstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,39	0,076	2,03	04.11.2003	0,073	0,304	0,364	1,588
		2 - Fahrbahn	0,56	0,072	2,03	04.11.2003	0,070	0,295	0,352	1,538
		3 - Fahrbahn	0,28	0,052	2,03	04.11.2003	0,057	0,238	0,284	1,239
		4 - Rinnal	35,23	5,815	2,03	04.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	35,80	3,953	2,03	04.11.2003	-	-	-	-
	nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,32	0,039	2,03	05.11.2003	0,047	0,198	0,237	1,035
		2 - Fahrbahn	0,18	0,029	2,03	05.11.2003	0,039	0,164	0,196	0,856
		3 - Fahrbahn	0,15	0,024	2,03	05.11.2003	0,035	0,146	0,175	0,764
		4 - Rinnal	12,05	1,148	2,03	05.11.2003	-	-	-	-
		5 - Rinnal	12,95	1,360	2,03	05.11.2003	-	-	-	-

In der Tabelle 3-40 sind die gemessenen sL-Werte bzw. die errechneten Emissionsfaktoren für die Messreihe vom Herbst 2003 (November 2003) aufgeführt.

In der Abbildung 3-103 und Abbildung 3-104 werden die vor und nach der Straßenwaschung ermittelten sL-Werte von den Fahrbahn- bzw. Rinnsalmessstellen der Messreihe im Herbst 2003 (November 2003) dargestellt.

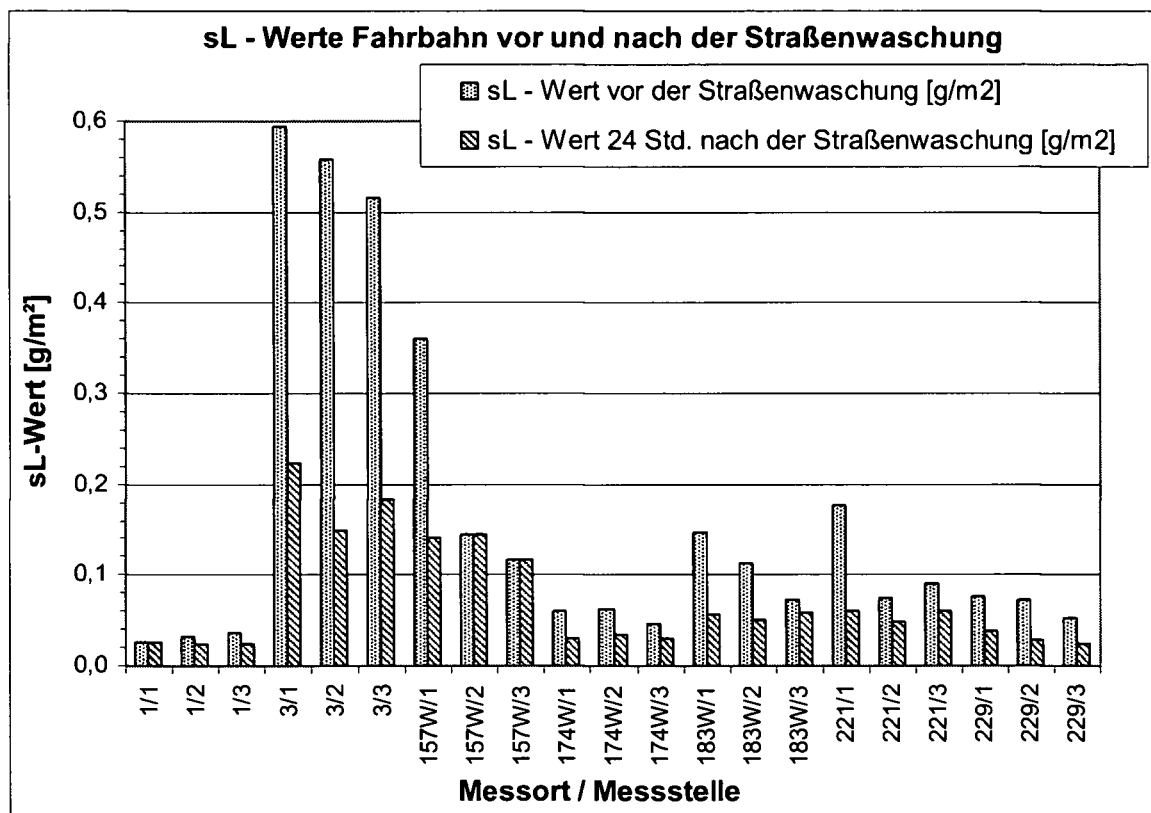


Abbildung 3-103: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe November 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung

Die Abbildung 3-105 bis Abbildung 3-108 zeigen die aus den gemessenen sL-Werten errechneten Emissionsfaktoren für die Fahrbahnmessstellen. Wie zuvor erwähnt, hat laut EPA eine Emissionsfaktorberechnung für die einzelnen Rinnsalmessstellen keine Gültigkeit.

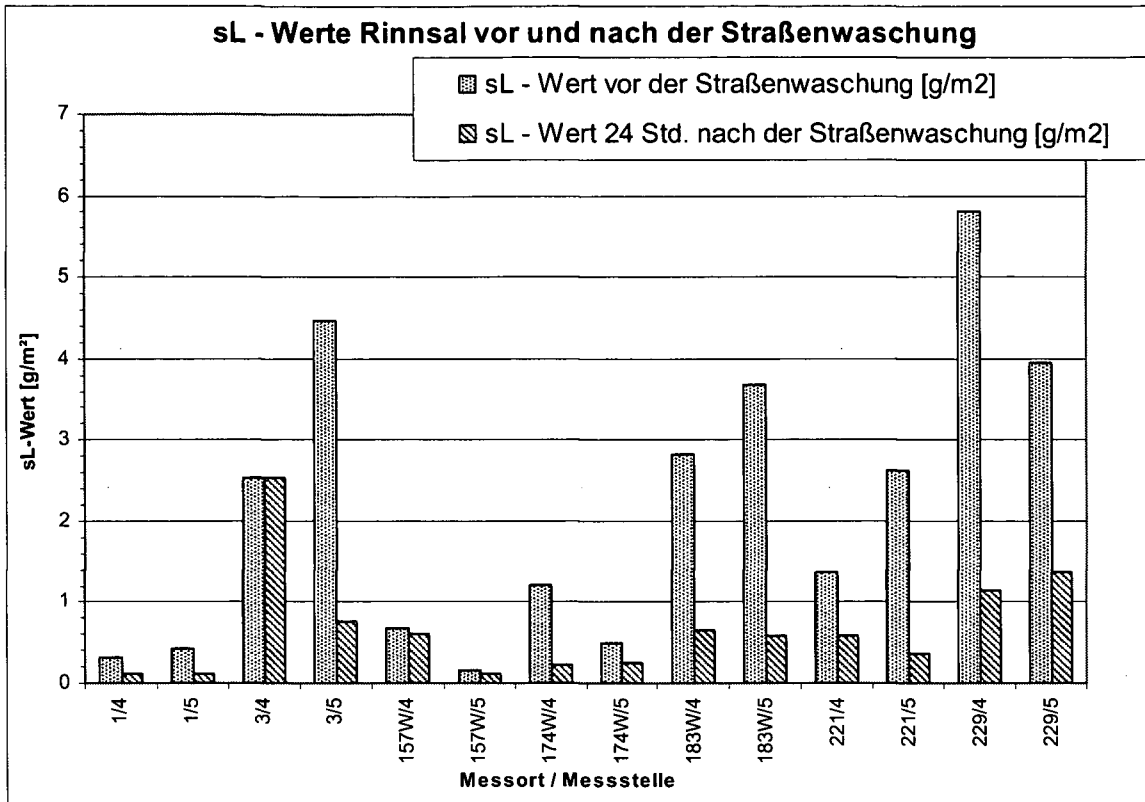


Abbildung 3-104: sL-Werte Rinnsal der Messreihe November 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung

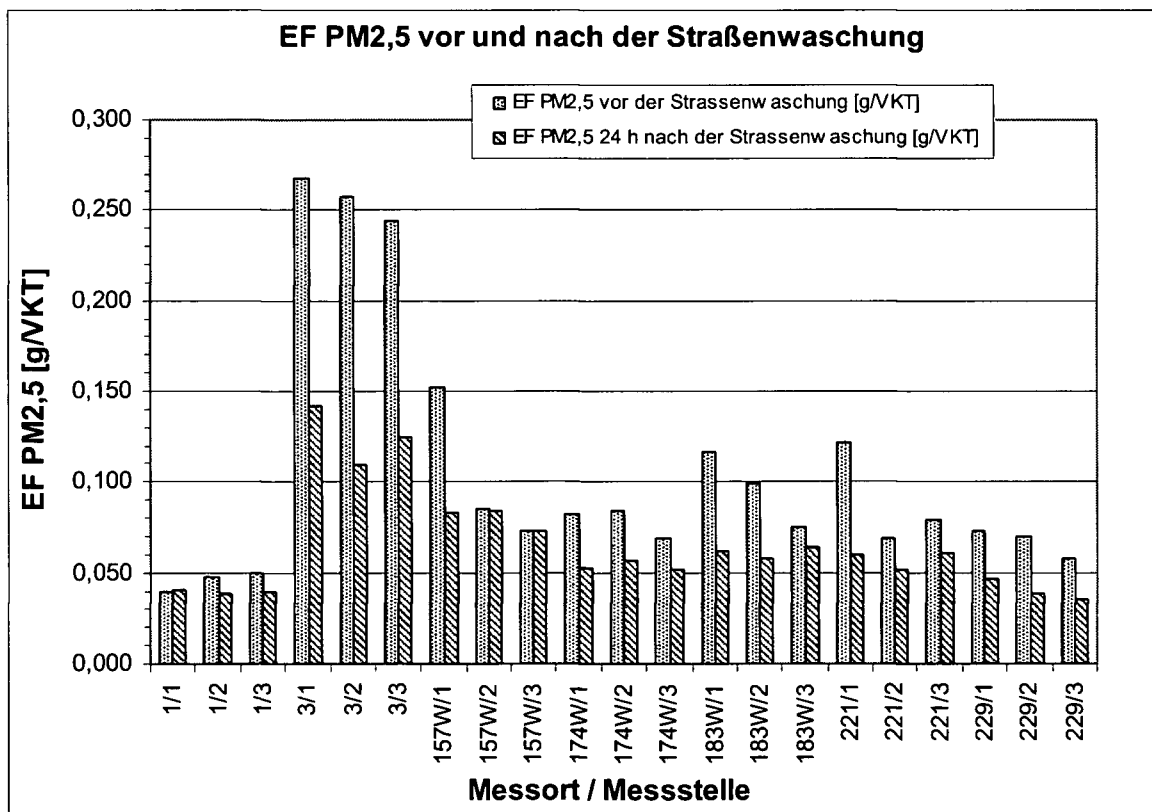


Abbildung 3-105: EF PM_{2,5} vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03

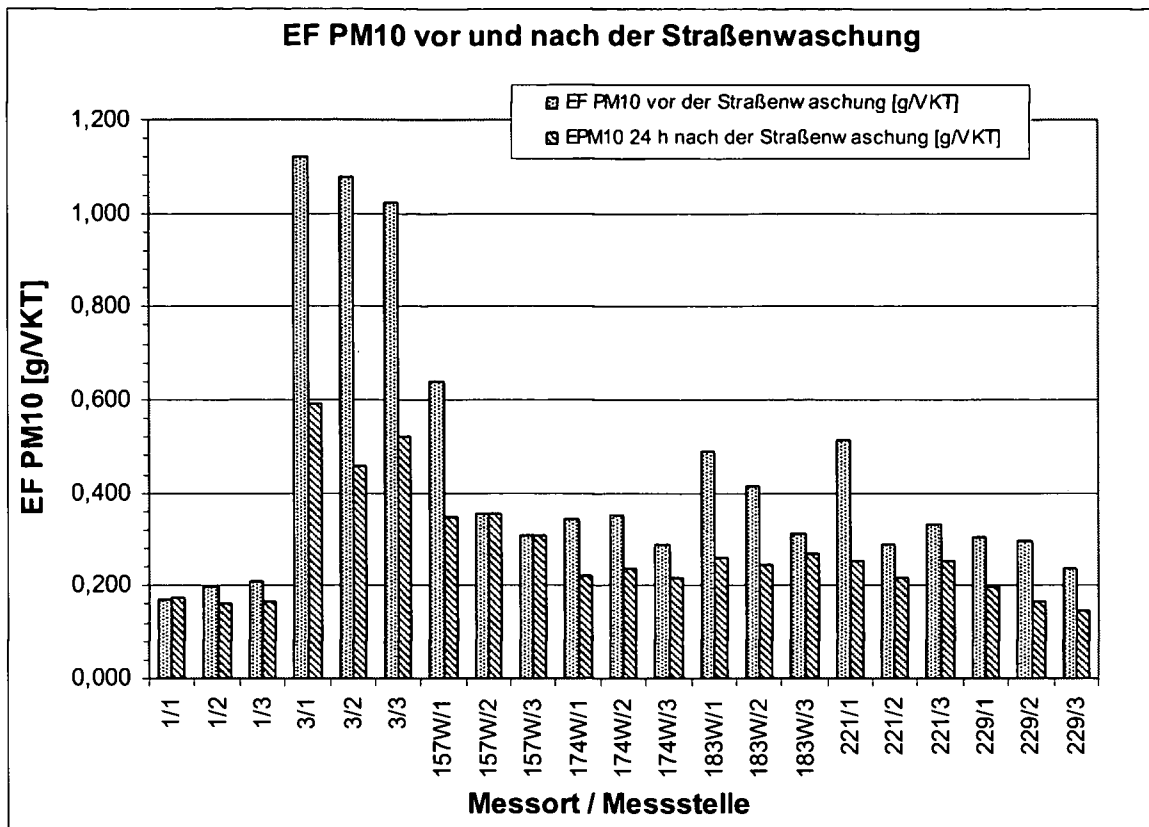


Abbildung 3-106: EF PM10 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03

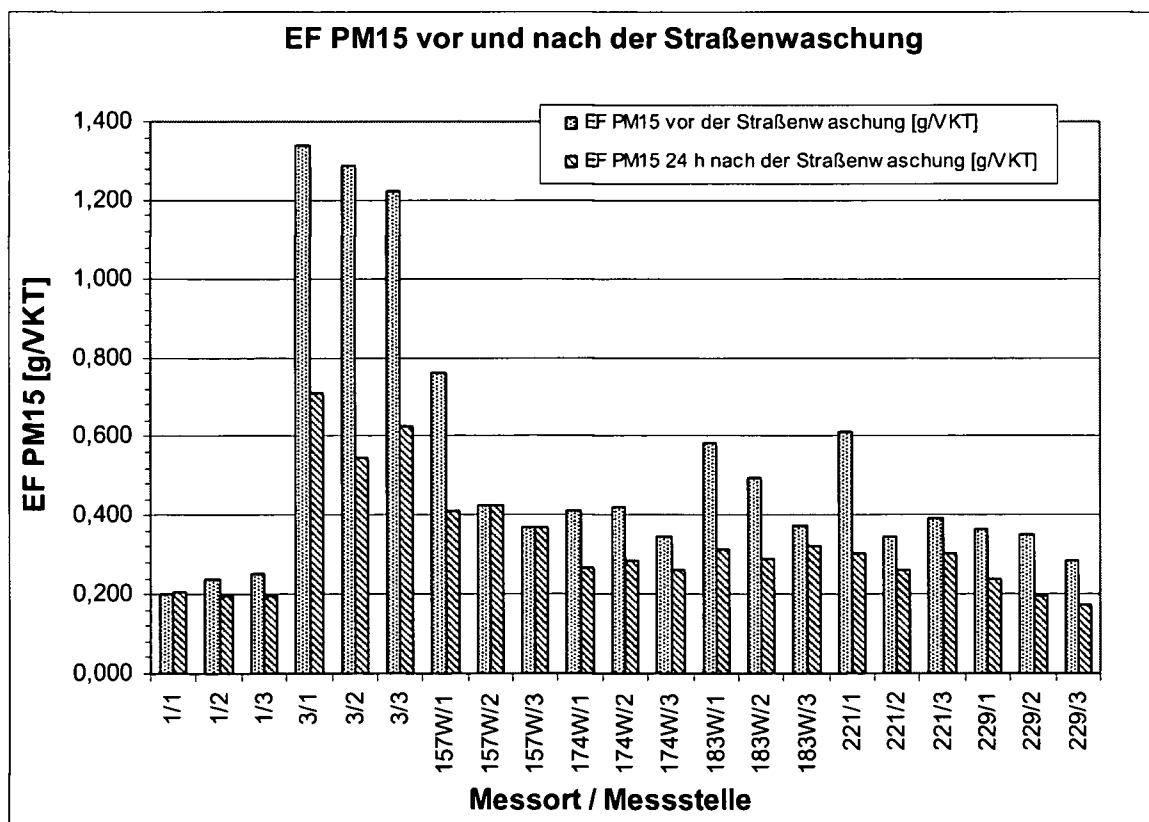


Abbildung 3-107: EF PM15 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03

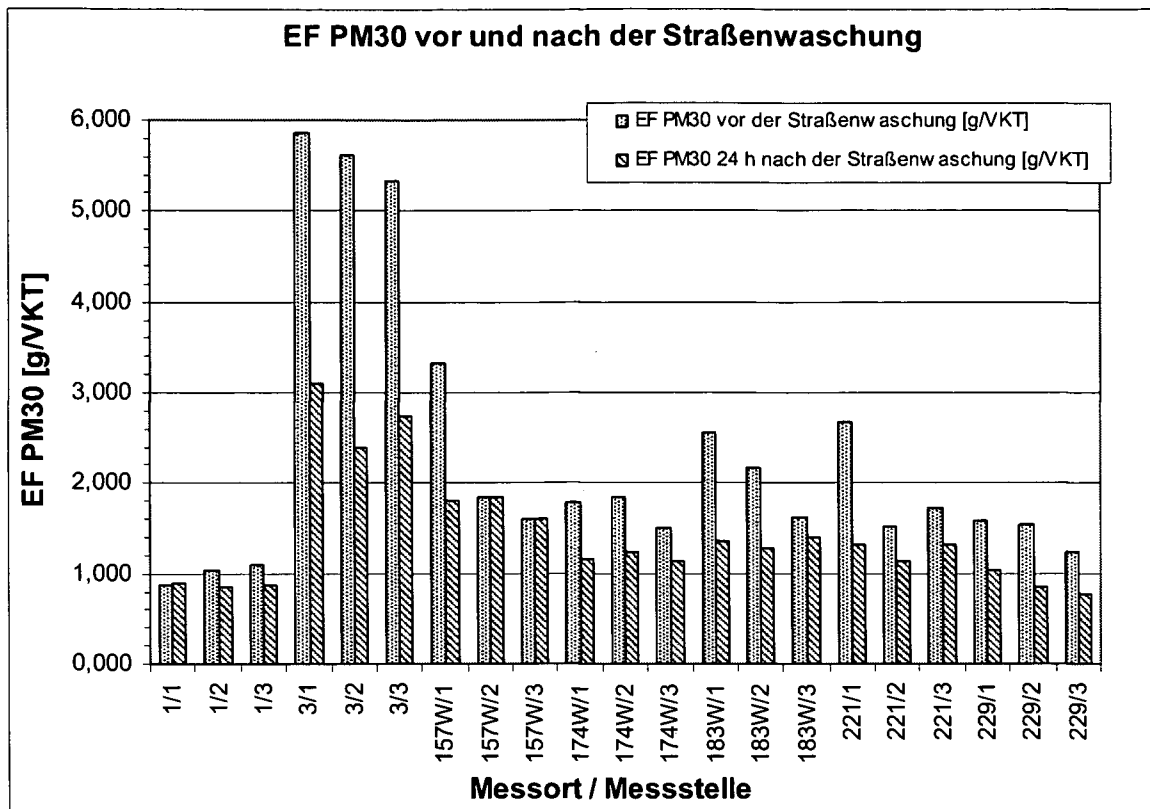


Abbildung 3-108: EF PM30 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03

3.12.3.3. Ergebnisse der Messreihe vom Frühjahr 2004 (März/April 2004)

Die Messreihe im Frühjahr 2004 umfasst neben den sL-Wertmessungen direkt vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung auch Messungen einige Tage bzw. zwei Wochen nach der Waschung (siehe Tabelle 3-41 bzw. Abbildung 3-109 bis Abbildung 3-116). Da speziell innerhalb der Messreihe im Sommer 2003 relativ geringe sL-Werte bestimmt wurden, welche bereits 24 Stunden nach der Straßenreinigung wiederum größenordnungsmäßig jenen vor der Reinigung entsprachen, wurden zusätzliche Messungen innerhalb der Messreihe vom Frühjahr 2004 über einen Zeitraum von zwei Wochen nach der Straßenwaschung durchgeführt. Dadurch soll festgestellt werden, wie viel Zeit die Einstellung eines sL-Wertgleichgewichts benötigt bzw. wann der ursprüngliche Wert wieder erreicht wird.

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Tabelle 3-41: Ergebnisse der Messreihe vom Frühjahr 2004 (März/April 2004)

Messort	Messstelle	Gesamtstaub [g]	sL-Wert [g/m ³]	W [l]	Datum	EF PM2,5 [g/VKT]	EF PM10 [g/VKT]	EF PM15 [g/VKT]	EF PM30 [g/VKT]	
1 Hadikgasse zw. Schönbr.- u. Kennedy-Br.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	0,23	0,042	2,19	13.04.2004	0,056	0,235	0,280	1,224
		2 - Fahrbahn	0,16	0,028	2,19	13.04.2004	0,043	0,180	0,215	0,940
		3 - Fahrbahn	0,13	0,024	2,19	13.04.2004	0,038	0,160	0,191	0,835
		4 - Rinnal	6,22	0,202	2,19	13.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	13,49	0,373	2,19	13.04.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,14	0,031	2,19	14.04.2004	0,045	0,190	0,227	0,990
		2 - Fahrbahn	0,13	0,023	2,19	14.04.2004	0,038	0,157	0,188	0,821
		3 - Fahrbahn	0,06	0,019	2,19	14.04.2004	0,033	0,136	0,166	0,722
		4 - Rinnal	2,31	0,117	2,19	14.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	1,61	0,092	2,19	14.04.2004	-	-	-	-
	3 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,16	0,024	2,19	22.04.2004	0,038	0,160	0,191	0,835
		2 - Fahrbahn	0,19	0,024	2,19	22.04.2004	0,039	0,163	0,194	0,849
		3 - Fahrbahn	0,12	0,017	2,19	22.04.2004	0,031	0,130	0,155	0,678
		4 - Rinnal	2,11	0,092	2,19	22.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	0,85	0,053	2,19	22.04.2004	-	-	-	-
14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,22	0,019	2,19	27.04.2004	0,034	0,141	0,169	0,737	
	2 - Fahrbahn	0,15	0,025	2,19	27.04.2004	0,040	0,168	0,201	0,875	
	3 - Fahrbahn	0,09	0,024	2,19	27.04.2004	0,038	0,160	0,191	0,835	
	4 - Rinnal	0,87	0,175	2,19	27.04.2004	-	-	-	-	
	5 - Rinnal	0,42	0,013	2,19	27.04.2004	-	-	-	-	
3 Prager Str. nach Anton Störck-Str.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	59,81	5,150	1,98	30.03.2004	1,091	4,561	5,454	23,799
		2 - Fahrbahn	96,95	8,011	1,98	30.03.2004	1,454	6,079	7,268	31,714
		3 - Fahrbahn	67,76	5,488	1,98	30.03.2004	1,137	4,754	5,684	24,802
		4 - Rinnal	205,15	37,022	1,98	30.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	195,79	34,547	1,98	30.03.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	26,78	2,101	1,98	31.03.2004	0,609	2,547	3,045	13,289
		2 - Fahrbahn	23,00	1,809	1,98	31.03.2004	0,553	2,311	2,763	12,056
		3 - Fahrbahn	33,67	2,708	1,98	31.03.2004	0,718	3,003	3,591	15,670
		4 - Rinnal	32,93	5,187	1,98	31.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	277,11	47,755	1,98	31.03.2004	-	-	-	-
	9 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	20,83	1,631	1,98	02.04.2004	0,517	2,160	2,583	11,270
		2 - Fahrbahn	20,16	1,595	1,98	02.04.2004	0,509	2,129	2,546	11,110
		3 - Fahrbahn	31,92	2,544	1,98	02.04.2004	0,690	2,884	3,448	15,046
		4 - Rinnal	47,10	7,770	1,98	02.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	356,46	60,440	1,98	02.04.2004	-	-	-	-
14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	22,52	1,777	1,98	13.04.2004	0,546	2,284	2,731	11,917	
	2 - Fahrbahn	19,75	1,553	1,98	13.04.2004	0,500	2,093	2,502	10,918	
	3 - Fahrbahn	25,37	1,996	1,98	13.04.2004	0,589	2,463	2,945	12,851	
	4 - Rinnal	82,37	13,535	1,98	13.04.2004	-	-	-	-	
	5 - Rinnal	59,68	9,828	1,98	13.04.2004	-	-	-	-	
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	7,76	0,579	1,69	13.04.2004	0,208	0,869	1,039	4,534
		2 - Fahrbahn	10,44	0,602	1,69	13.04.2004	0,213	0,891	1,065	4,648
		3 - Fahrbahn	5,16	0,463	1,69	13.04.2004	0,180	0,751	0,898	3,918
		4 - Rinnal	17,90	1,967	1,69	13.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	17,18	1,817	1,69	13.04.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	1,79	0,218	1,69	14.04.2004	0,110	0,460	0,550	2,399
		2 - Fahrbahn	1,58	0,203	1,69	14.04.2004	0,105	0,440	0,526	2,296
		3 - Fahrbahn	1,63	0,237	1,69	14.04.2004	0,116	0,486	0,581	2,534
		4 - Rinnal	3,30	0,538	1,69	14.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	6,64	0,600	1,69	14.04.2004	-	-	-	-
	3 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	3,04	0,239	1,69	22.04.2004	0,117	0,489	0,585	2,552
		2 - Fahrbahn	4,80	0,430	1,69	22.04.2004	0,171	0,716	0,856	3,736
		3 - Fahrbahn	3,71	0,292	1,69	22.04.2004	0,133	0,556	0,665	2,903
		4 - Rinnal	8,96	1,580	1,69	22.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	3,94	0,708	1,69	22.04.2004	-	-	-	-
14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	8,25	0,723	1,69	27.04.2004	0,240	1,003	1,200	5,235	
	2 - Fahrbahn	6,59	0,608	1,69	27.04.2004	0,215	0,897	1,073	4,681	
	3 - Fahrbahn	7,97	0,777	1,69	27.04.2004	0,251	1,052	1,257	5,487	
	4 - Rinnal	33,21	3,075	1,69	27.04.2004	-	-	-	-	
	5 - Rinnal	49,25	3,428	1,69	27.04.2004	-	-	-	-	
174.W Kaiser Ebersdorferstr. nach Florian Hedorferstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	30,98	1,499	2,42	30.03.2004	0,661	2,763	3,304	14,416
		2 - Fahrbahn	27,79	1,342	2,42	30.03.2004	0,615	2,572	3,075	13,417
		3 - Fahrbahn	14,62	0,700	2,42	30.03.2004	0,403	1,684	2,014	8,788
		4 - Rinnal	474,36	84,153	2,42	30.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	399,68	68,148	2,42	30.03.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	23,73	1,149	2,42	31.03.2004	0,556	2,325	2,780	12,131
		2 - Fahrbahn	17,91	0,857	2,42	31.03.2004	0,459	1,921	2,297	10,022
		3 - Fahrbahn	11,49	0,528	2,42	31.03.2004	0,335	1,403	1,677	7,317
		4 - Rinnal	106,98	17,902	2,42	31.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	136,74	22,550	2,42	31.03.2004	-	-	-	-
	9 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	18,41	0,876	2,42	02.04.2004	0,466	1,949	2,330	10,168
		2 - Fahrbahn	13,11	0,616	2,42	02.04.2004	0,371	1,549	1,853	8,084
		3 - Fahrbahn	12,70	0,599	2,42	02.04.2004	0,364	1,522	1,820	7,941
		4 - Rinnal	109,81	18,433	2,42	02.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnal	77,60	12,897	2,42	02.04.2004	-	-	-	-
14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	15,72	0,756	2,42	13.04.2004	0,423	1,770	2,117	9,237	
	2 - Fahrbahn	25,94	1,287	2,42	13.04.2004	0,598	2,502	2,992	13,056	
	3 - Fahrbahn	36,76	1,848	2,42	13.04.2004	0,757	3,166	3,786	16,520	
	4 - Rinnal	185,45	30,900	2,42	13.04.2004	-	-	-	-	
	5 - Rinnal	185,40	30,543	2,42	13.04.2004	-	-	-	-	

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

Messort	Messstelle	Gesamtstaub [g]	sL-Wert [g/m ³]	W [l]	Datum	EF PM2,5 [g/VKT]	EF PM10 [g/VKT]	EF PM15 [g/VKT]	EF PM30 [g/VKT]	
183.W Marollingergasse zw. Wiesberg- u. Rankg.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	6,32	0,321	2,09	13.04.2004	0,195	0,814	0,973	4,246
		2 - Fahrbahn	2,13	0,224	2,09	13.04.2004	0,154	0,645	0,771	3,355
		3 - Fahrbahn	1,19	0,215	2,09	13.04.2004	0,150	0,627	0,750	3,271
		4 - Rinnsal	55,24	4,435	2,09	13.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	60,38	5,093	2,09	13.04.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	0,83	0,109	2,09	14.04.2004	0,096	0,403	0,482	2,102
		2 - Fahrbahn	1,00	0,117	2,09	14.04.2004	0,101	0,422	0,505	2,203
		3 - Fahrbahn	0,58	0,122	2,09	14.04.2004	0,104	0,435	0,520	2,269
		4 - Rinnsal	33,38	2,407	2,09	14.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	16,42	1,407	2,09	14.04.2004	-	-	-	-
	3 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	1,43	0,083	2,09	22.04.2004	0,081	0,338	0,404	1,762
		2 - Fahrbahn	1,97	0,103	2,09	22.04.2004	0,093	0,390	0,466	2,033
		3 - Fahrbahn	0,90	0,115	2,09	22.04.2004	0,100	0,419	0,501	2,186
		4 - Rinnsal	30,72	1,382	2,09	22.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	23,65	1,198	2,09	22.04.2004	-	-	-	-
	14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	2,06	0,125	2,09	27.04.2004	0,105	0,441	0,527	2,302
		2 - Fahrbahn	1,44	0,115	2,09	27.04.2004	0,100	0,419	0,501	2,186
		3 - Fahrbahn	1,89	0,156	2,09	27.04.2004	0,122	0,510	0,610	2,661
		4 - Rinnsal	64,68	4,713	2,09	27.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	45,46	1,967	2,09	27.04.2004	-	-	-	-
221 Landstraßer Hauptstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	18,31	0,845	1,98	30.03.2004	0,337	1,409	1,685	7,352
		2 - Fahrbahn	18,83	0,867	1,98	30.03.2004	0,342	1,432	1,712	7,472
		3 - Fahrbahn	20,65	0,961	1,98	30.03.2004	0,366	1,532	1,831	7,990
		4 - Rinnsal	88,31	14,448	1,98	30.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	165,89	28,070	1,98	30.03.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	14,68	0,646	1,98	31.03.2004	0,283	1,183	1,414	6,172
		2 - Fahrbahn	8,94	0,386	1,98	31.03.2004	0,202	0,846	1,012	4,416
		3 - Fahrbahn	16,77	0,768	1,98	31.03.2004	0,317	1,324	1,583	6,907
		4 - Rinnsal	50,77	8,330	1,98	31.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	880,59	116,498	1,98	31.03.2004	-	-	-	-
	9 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	13,81	0,653	1,98	02.04.2004	0,285	1,191	1,424	6,215
		2 - Fahrbahn	13,29	0,607	1,98	02.04.2004	0,272	1,136	1,358	5,926
		3 - Fahrbahn	26,07	1,212	1,98	02.04.2004	0,426	1,781	2,130	9,294
		4 - Rinnsal	42,58	7,052	1,98	02.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	155,75	26,803	1,98	02.04.2004	-	-	-	-
	14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	27,55	1,304	1,98	13.04.2004	0,447	1,867	2,233	9,743
		2 - Fahrbahn	20,39	0,957	1,98	13.04.2004	0,365	1,527	1,826	7,969
		3 - Fahrbahn	16,17	0,756	1,98	13.04.2004	0,314	1,311	1,568	6,840
		4 - Rinnsal	110,36	18,340	1,98	13.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	84,11	14,017	1,98	13.04.2004	-	-	-	-
229 Siemensstr.	vor der Waschung	1 - Fahrbahn	14,40	0,660	2,03	30.03.2004	0,298	1,246	1,490	6,501
		2 - Fahrbahn	17,07	0,794	2,03	30.03.2004	0,336	1,404	1,679	7,327
		3 - Fahrbahn	5,44	0,221	2,03	30.03.2004	0,146	0,611	0,731	3,190
		4 - Rinnsal	525,56	107,247	2,03	30.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	321,74	58,447	2,03	30.03.2004	-	-	-	-
	1 Tag nach der Waschung	1 - Fahrbahn	9,70	0,420	2,03	31.03.2004	0,222	0,929	1,111	4,846
		2 - Fahrbahn	7,68	0,326	2,03	31.03.2004	0,189	0,788	0,942	4,109
		3 - Fahrbahn	4,96	0,189	2,03	31.03.2004	0,132	0,552	0,660	2,878
		4 - Rinnsal	43,63	7,047	2,03	31.03.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	107,96	18,288	2,03	31.03.2004	-	-	-	-
	9 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	5,67	0,221	2,03	02.04.2004	0,146	0,611	0,731	3,190
		2 - Fahrbahn	10,75	0,480	2,03	02.04.2004	0,242	1,013	1,211	5,285
		3 - Fahrbahn	4,56	0,179	2,03	02.04.2004	0,127	0,533	0,637	2,779
		4 - Rinnsal	139,03	24,558	2,03	02.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	108,67	18,102	2,03	02.04.2004	-	-	-	-
	14 Tage nach der Waschung	1 - Fahrbahn	9,85	0,443	2,03	13.04.2004	0,230	0,961	1,149	5,013
		2 - Fahrbahn	10,49	0,507	2,03	13.04.2004	0,251	1,049	1,254	5,473
		3 - Fahrbahn	3,71	0,153	2,03	13.04.2004	0,115	0,481	0,575	2,509
		4 - Rinnsal	81,51	13,485	2,03	13.04.2004	-	-	-	-
		5 - Rinnsal	185,95	31,568	2,03	13.04.2004	-	-	-	-

Tabelle 3-41 enthält alle während der Messreihe im Frühjahr 2004 (März/April 2004) gemessenen sL-Werte und die daraus errechnete Emissionsfaktoren. Beinhaltet die zwei vorangegangenen Messreihen im Sommer bzw. Herbst 2003 sL-Wertmesswerte vor der Straßenwaschung und 24 Stunden danach, so erstreckte sich die Messreihe im Frühjahr 2004 auf eine Beobachtungsdauer von über 2 Wochen.

Abbildung 3-109 bis Abbildung 3-116 zeigen wieder die gemessenen sL-Werte an den Fahrbahn- und Rinnsalmessstellen bzw. die für die Fahrbahnmessstellen errechneten Emissionsfaktoren.

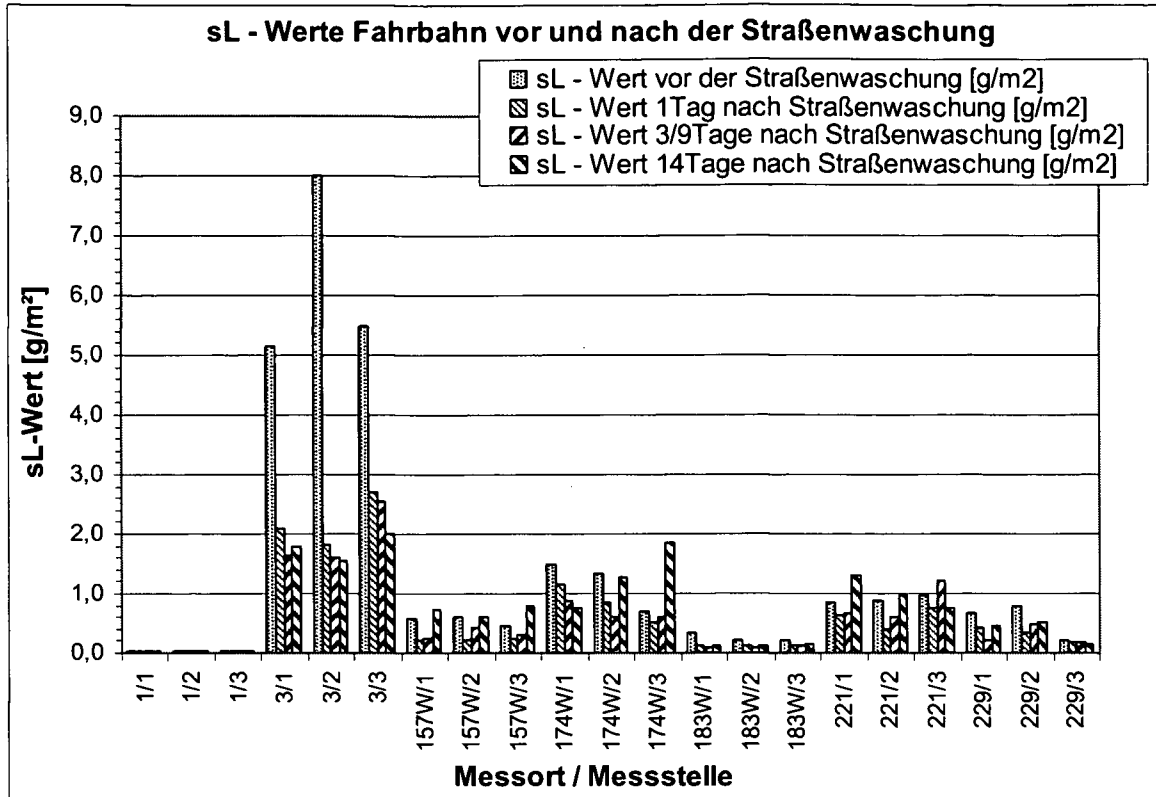


Abbildung 3-109: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe März/April 04 vor und nach der Straßenwaschung

In der folgenden Abbildung 3-110 werden die sL-Werte aus Abbildung 3-109 mit einer anderen Ordinatenkalierung gezeigt, um die geringen sL-Werte (beispielsweise jene der Messstellen 1/1, 1/2 und 1/3) detaillierter darzustellen.

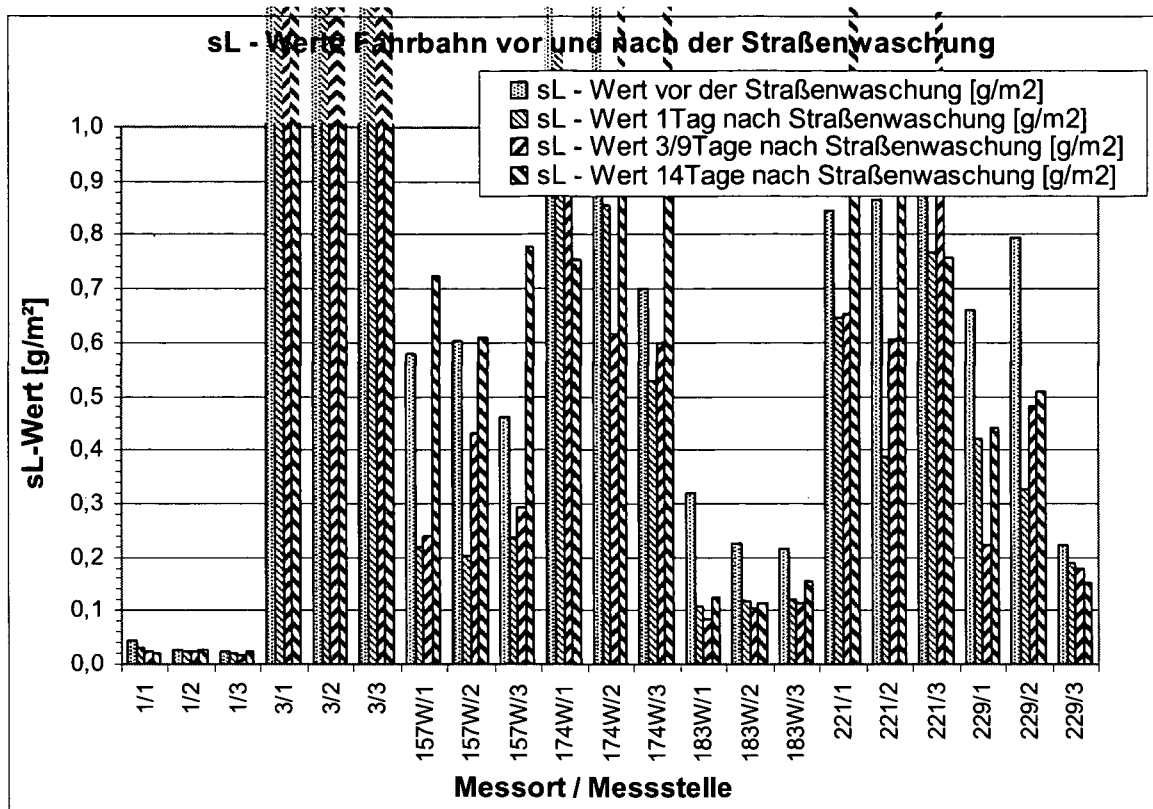


Abbildung 3-110: Detail der sL-Werte Fahrbahn aus Abbildung 3-109

Für die Rinnsaalmessungen (Abbildung 3-111 und Abbildung 3-112) gilt selbiges wie für die zwei vorangegangenen Abbildungen (Fahrbahnmessungen). Auch hier werden die sL-Werte in unterschiedlichen Ordinatenkalierungen dargestellt, um die geringen sL-Werte detailliert zu können.

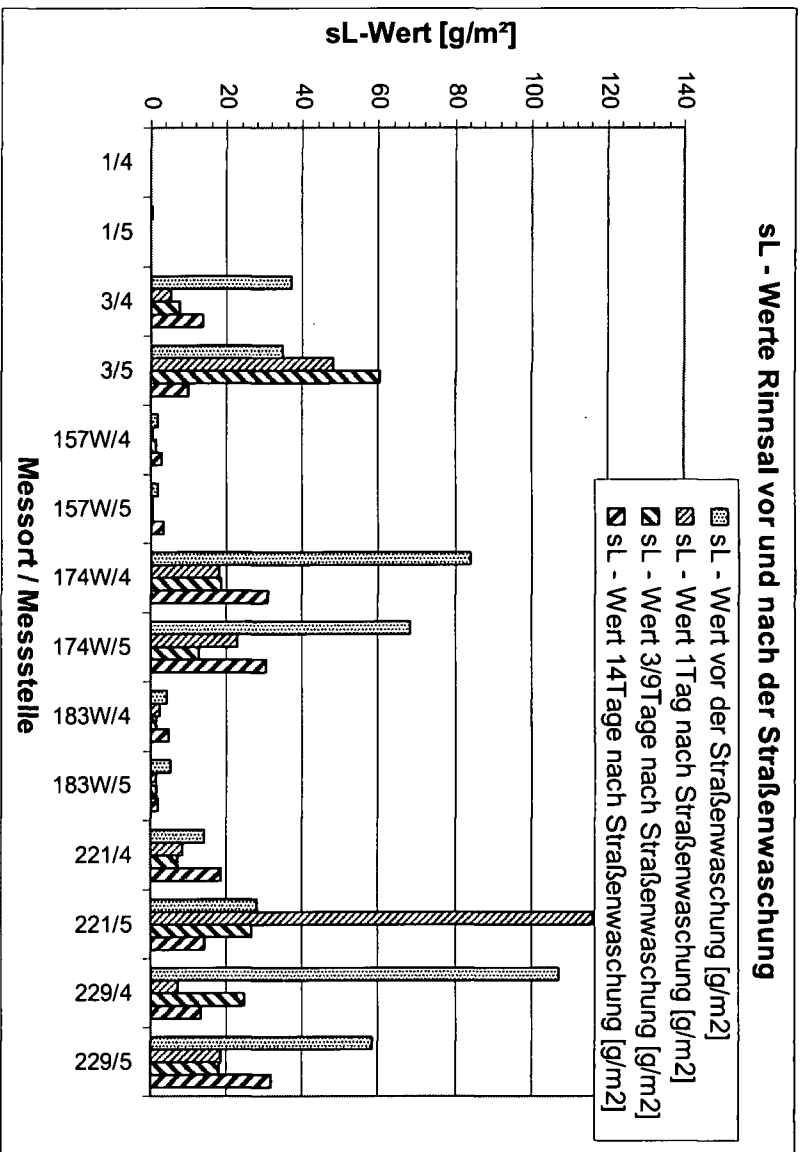


Abbildung 3-111: sL-Werte Rinnal der Messreihe März/April 04 vor und nach der Straßenwaschung

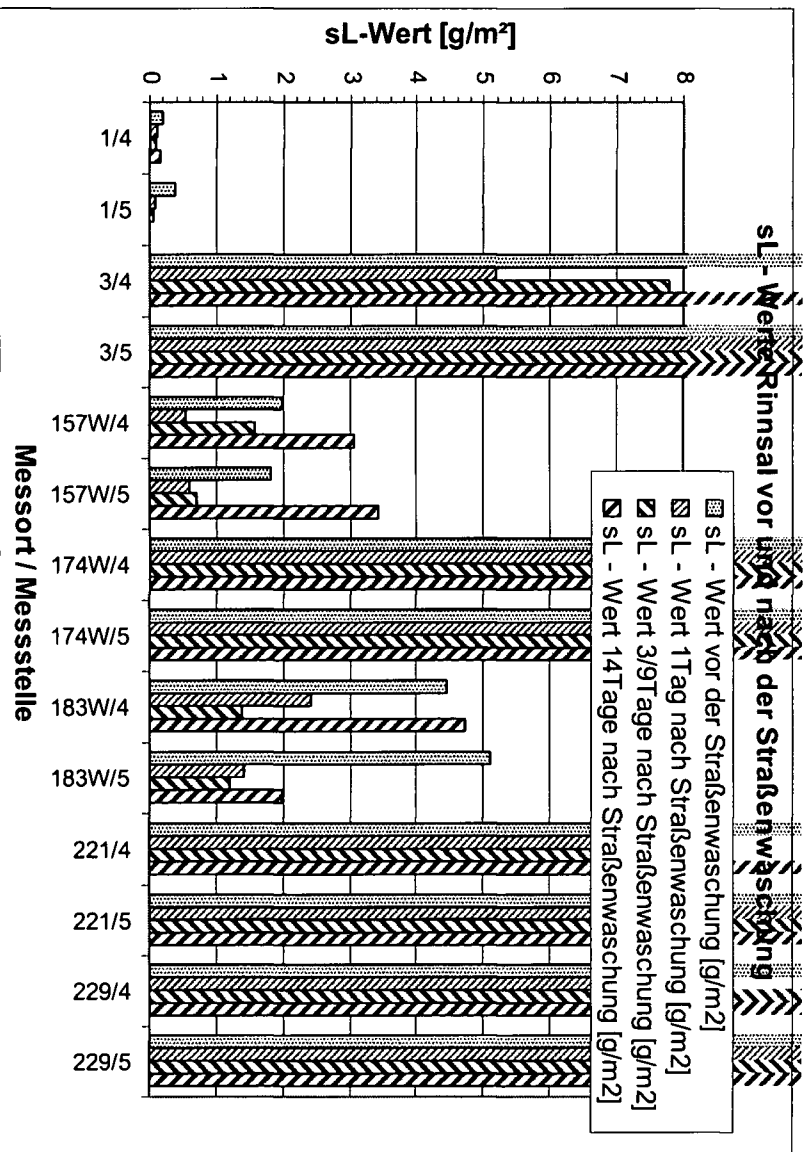


Abbildung 3-112: Detail der sL-Werte Rinnal aus Abbildung 3-111

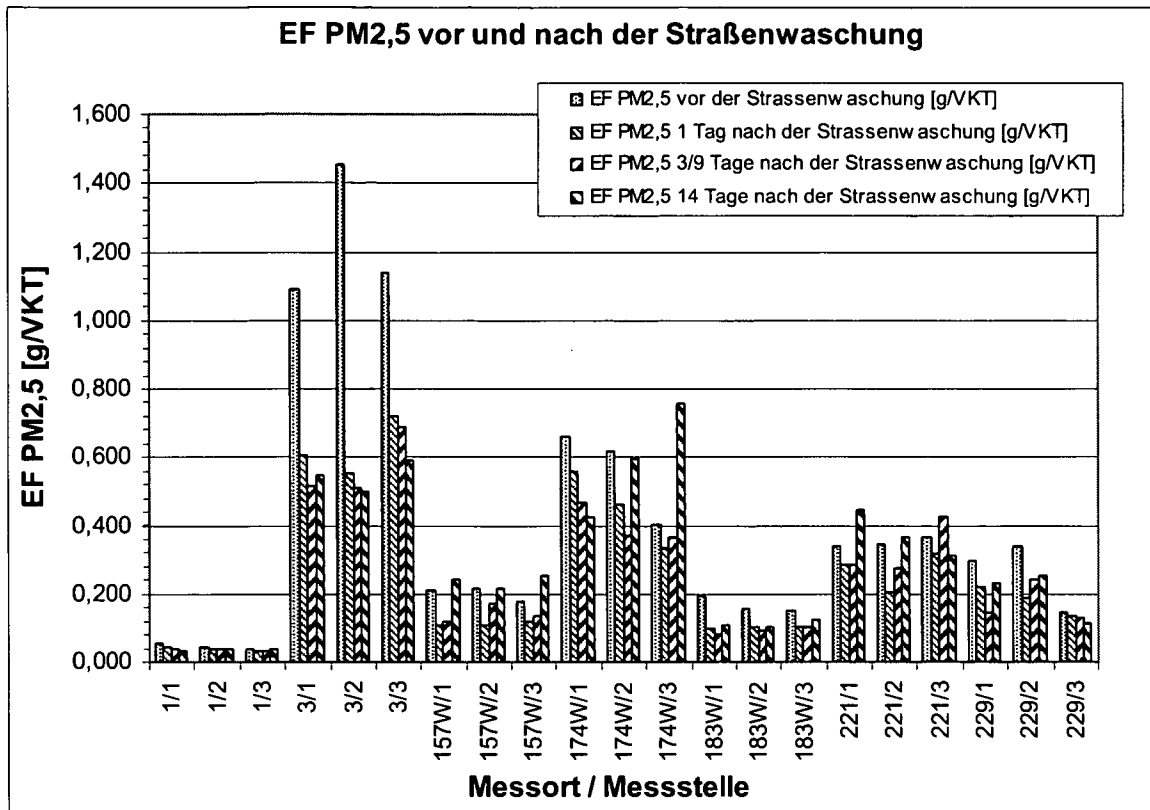


Abbildung 3-113: EF PM_{2,5} vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04

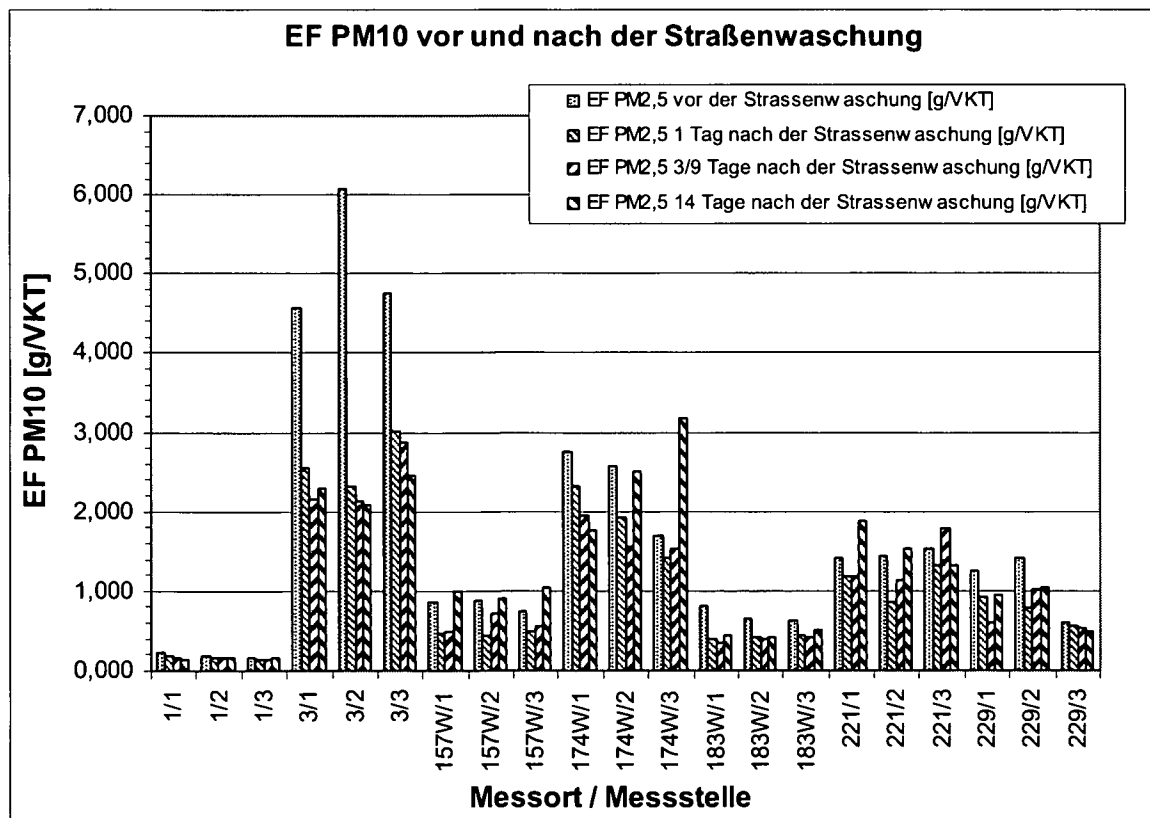


Abbildung 3-114: EF PM₁₀ vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04

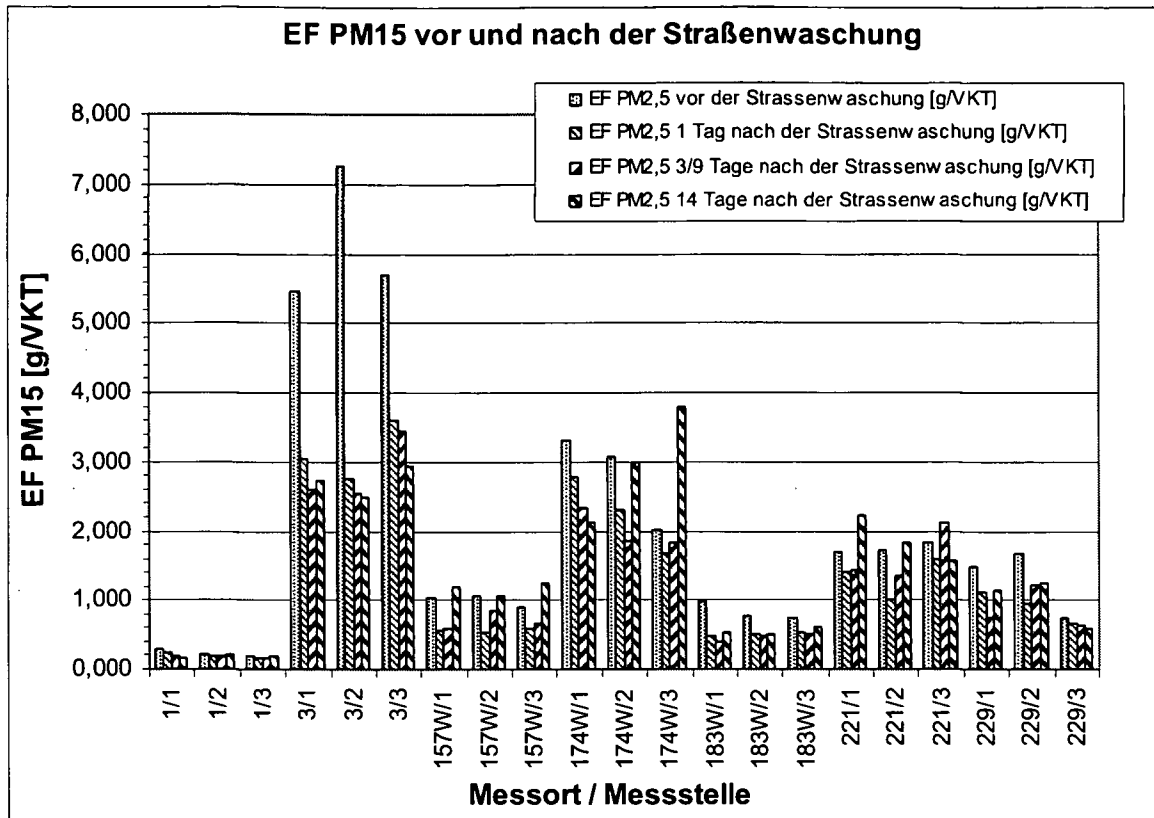


Abbildung 3-115: EF PM15 vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04

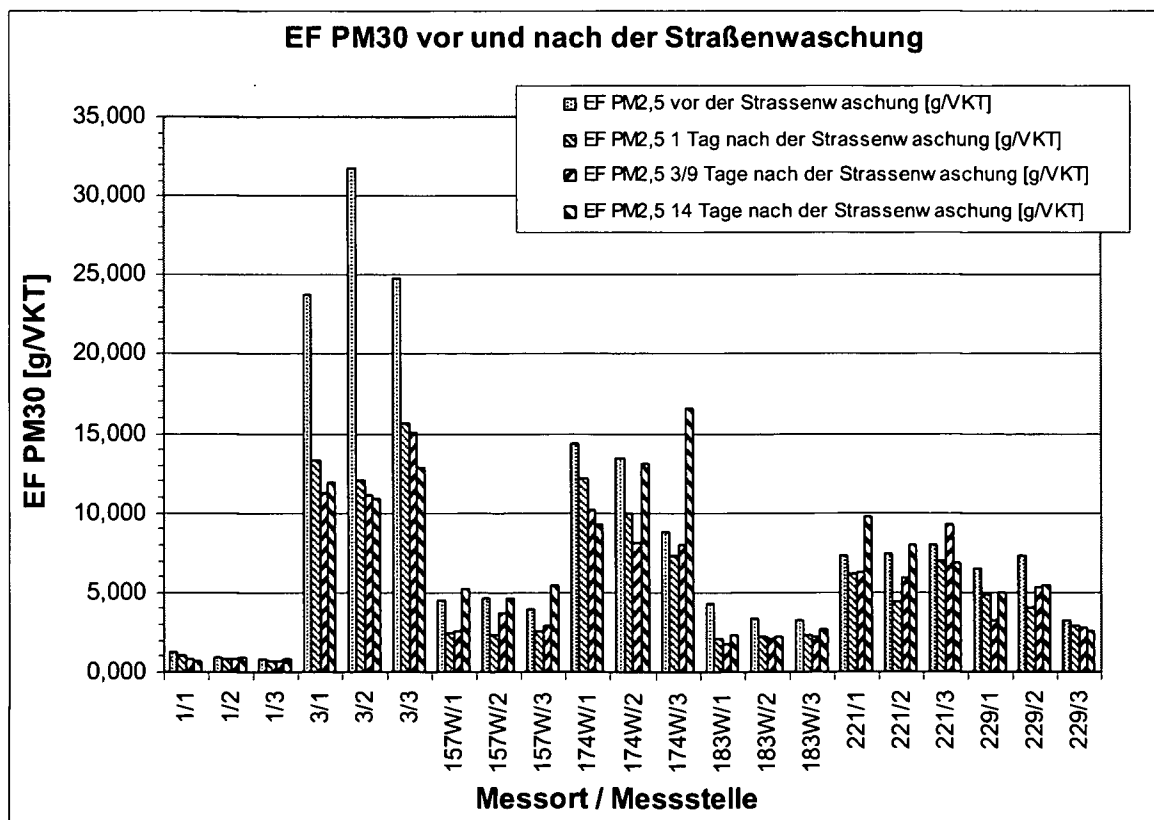


Abbildung 3-116: EF PM30 vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04

3.12.4. Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich sL-Wertreduktionen

3.12.4.1. Messungen Sommer, Herbst und Frühjahr - 24 Stunden nach der Straßenwaschung

In Abbildung 3-117 werden die einzelnen durch die Straßenwaschung erzielten Reduktionen 24 Stunden nach der Waschung (ein Reduktionswert von beispielsweise 0,8 bedeutet eine Verringerung des sL-Wertes auf 80% des ursprünglichen Wertes) auf der Fahrbahn über den jeweiligen vor der Waschung vorgefundenen sL-Wert für Sommer, Herbst und Frühjahr dargestellt. Man sieht, dass die höchsten Fahrbahn-sL-Werte (ca. $0,6\text{g/m}^2$) vor der Straßenreinigung jene sind, welche im Frühjahr detektiert wurden, bedingt durch den Rollsplitt von der Winterstreuung. Die geringsten Fahrbahn-sL-Werte bis zu etwa $0,04\text{ g/m}^2$ sind zum größten Teil jene von der Messreihe im Sommer 2003. Messstellen mit bereits vor der Straßenreinigung geringen sL-Werten weisen nur zum Teil eine sL-Wertreduktion nach der Waschung auf. An einigen Messstellen mit geringen sL-Werten vor der Straßenwaschung wurden 24 Stunden nach der Reinigung höhere sL-Werte bestimmt (Reduktionswert > 1), z. B. wurde an einer Fahrbahnmesstelle im Sommer 2003 vor der Straßenwaschung ein sL-Wert von $0,028\text{ g/m}^2$ erfasst und 24 Stunden nach der Waschung wies die Messstelle einen 3 mal höheren (Reduktionswert = 3) sL-Wert auf. Erst ab sL-Werten von etwa $0,2\text{ g/m}^2$ konnte durch die Straßenwaschung ausnahmslos eine Reduktion der selbigen erzielt werden.

Bei den geringen sL-Werten entspricht die Staubreduktion durch die Waschung ca. der mittleren allgemeinen Schwankungsbreite des sL-Wertes über der Zeit, wodurch der Wascheffekt sofort wieder eingestellt wird.

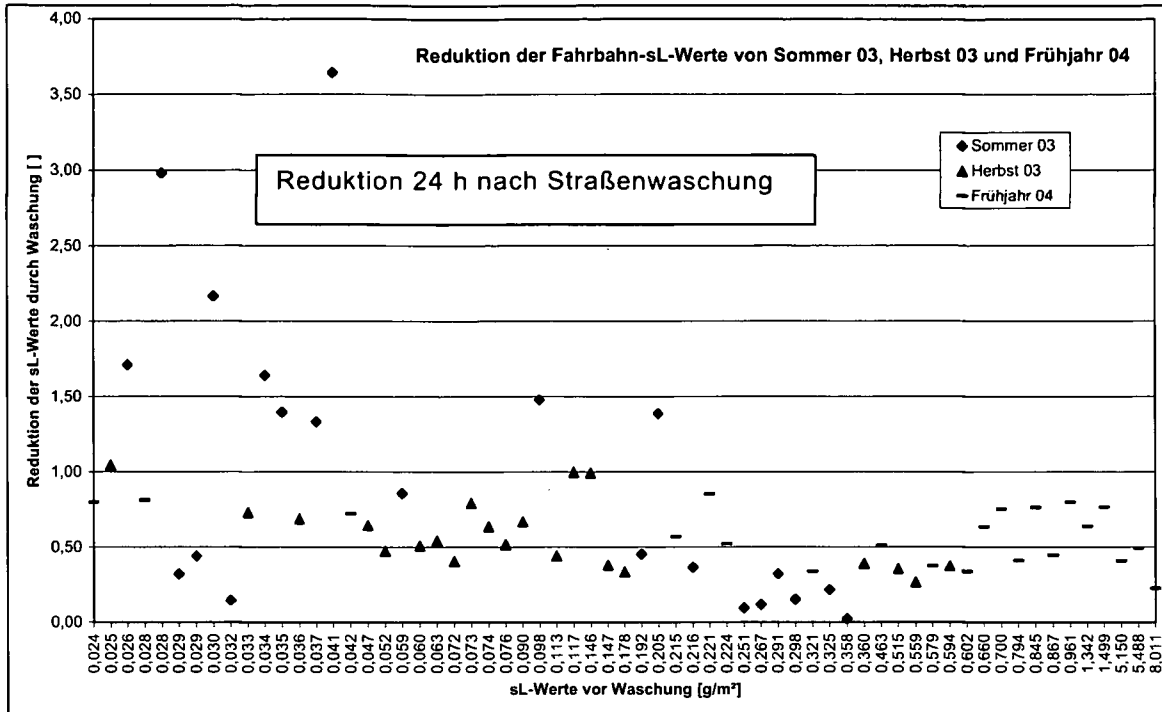


Abbildung 3-117: erzielte Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr

In der Abbildung 3-118 werden die sL-Wertreduktionen aus Abbildung 3-117 über den sL-Werten vor der Straßenwaschung dargestellt. Hier sind die sL-Werte maßstäblich über die Abszisse aufgetragen.

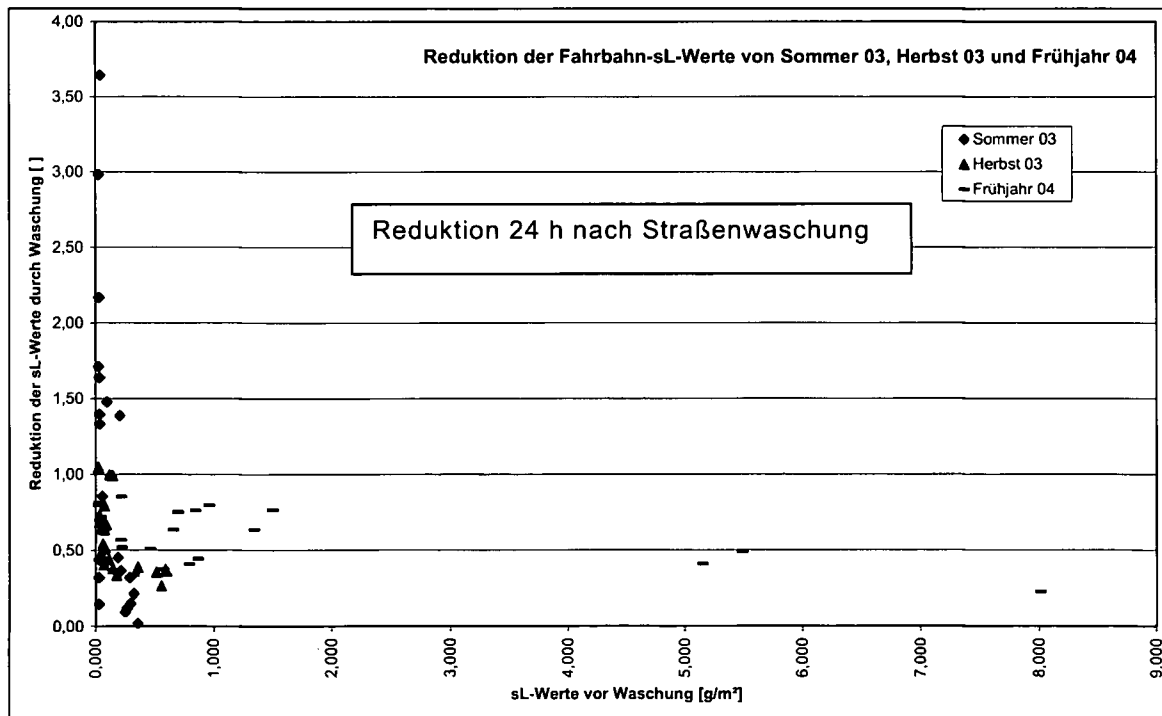


Abbildung 3-118: erzielte Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung

In Abbildung 3-119 werden die durch die Straßenwaschung erzielten sL-Wertreduktionen an den einzelnen Rinnsalmessstellen über den sL-Werten vor der Waschung dargestellt. Auch hier wird ebenfalls der Einfluss der Winterstreuung ersichtlich, da die höchsten Rinnsal-sL-Werte der Messreihe vom Frühjahr 2004 zuzuordnen sind. Es ist keine eindeutig zunehmende Tendenz der erzielbaren sL-Wertreduktion mit steigenden vor der Waschung vorzufindenden sL-Werten festzustellen. Die Veränderung eines sL-Wertes im Rinnsal ist maßgeblich von der Beschaffenheit des Rinnsals abhängig. Ist zum Beispiel das Gefälle längs der Straße zu gering oder erst gar nicht vorhanden und kein Kanal in der näheren Umgebung, so nimmt die Fließgeschwindigkeit des Waschwassers im Rinnsal ab und der von der Fahrbahn entfernte Staub kann im Rinnsal sedimentieren. Dadurch wird 24 Stunden nach der Straßenwaschung in manchen Fällen ein höherer Rinnsal-sL-Wert erfasst als direkt vor der Waschung. Bordsteinrampen erzielen selbigen Effekt, da sie das Waschwasser zurückhalten und so der Straßenstaub sedimentieren kann.

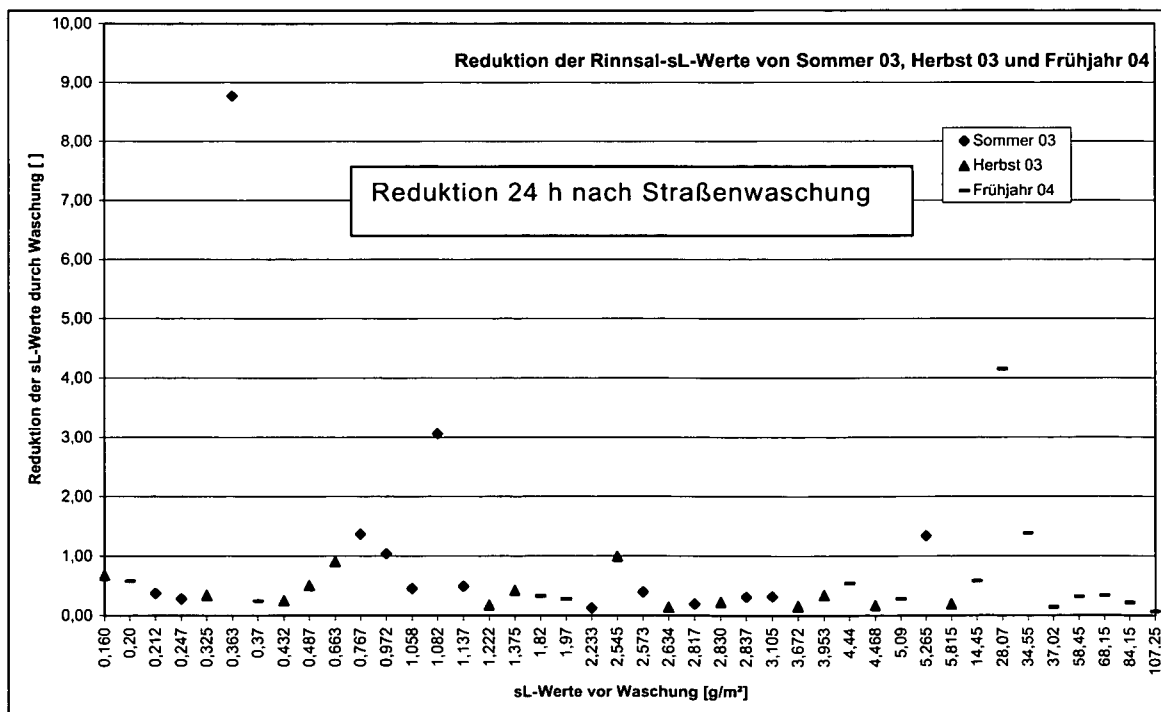


Abbildung 3-119: erzielte Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr

Die Abbildung 3-120 zeigt die Reduktion der Rinnsal-sL-Werte über den Rinnsal-sL-Werten vor der Straßenwaschung aus Abbildung 3-119, jedoch

sind in Abbildung 3-120 die sL-Werte maßstäblich auf der Abszisse aufgetragen.

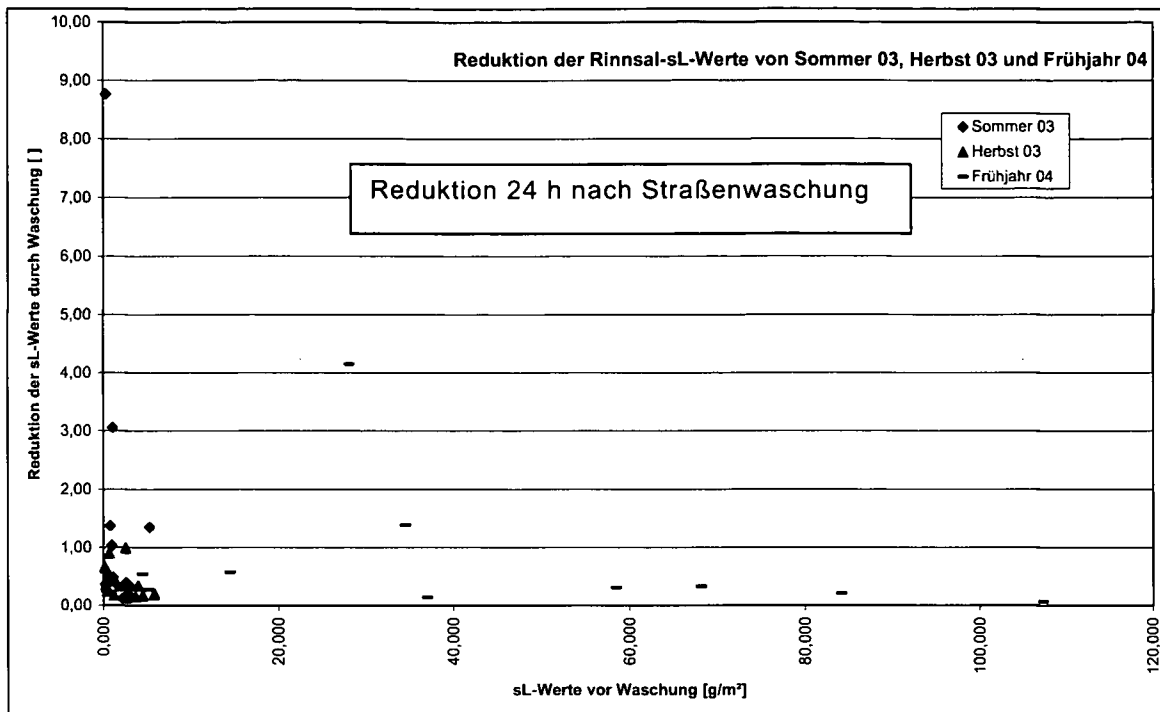


Abbildung 3-120: erzielte Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung

In den folgenden Abbildungen (Abbildung 3-121 bis Abbildung 3-124) werden die gemittelten Reduktionen der sL-Werte, erzielt durch die Durchführung einer Straßenwaschung, über den mittleren sL-Werten vor der Waschung dargestellt. Die Mittelung der Reduktionen durch die Straßenreinigung bzw. der sL-Werte vor der Straßenwaschung bezieht sich jeweils auf einen einzelnen Messort welcher drei Fahrbahnmessstellen und zwei Rinnsalmessstellen beinhaltet. Somit ergeben sich für jeden Messort (Straße) die gemittelten Fahrbahn-sL-Werte aus jeweils drei Fahrbahn-sL-Werten eines Messorts (Abbildung 3-121) und die gemittelten Rinnsal-sL-Werte aus jeweils zwei Rinnsal-sL-Werten eines Messorts (Abbildung 3-123).

In der Abbildung 3-121 werden die erzielten mittleren Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte über den mittleren Fahrbahn-sL-Werten vor der Straßenwaschung dargestellt. Wie zuvor bei der Betrachtung der einzelnen Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte (Abbildung 3-117 bzw. Abbildung 3-118) ist auch hier ersichtlich, dass die höchsten mittleren sL-Werte während der Messreihe im Frühjahr 2004 ermittelt wurden (0,558 g/m² und höher), bedingt

durch den auf den Straßen verbliebenen Rollsplitt von der Winterstreuung. Die niedrigsten mittleren sL-Werte sind vermehrt jene, welche während der Messreihe im Sommer 2003 detektiert wurden (4 von 6 mittleren sL-Werten bis 0,056 g/m² Werte aus der Messreihe im Sommer 03). Des Weiteren ist ab einem vor der Straßenwaschung bestimmten mittleren Fahrbahn-sL-Wert von 0,056 g/m² durchwegs eine Reduktion des mittleren sL-Wertes durch die Waschung erkennbar. Bei den einzelnen Fahrbahnmessstellen betrug der Fahrbahn-sL-Wert, ab dem ausnahmslos eine Reduktion durch die Straßenwaschung erfolgte, etwa 0,2 g/m². Der Unterschied ist durch die Mittelwertbildung zu erklären, da es an einer von drei Fahrbahnmessstellen eines Messorts ohne weiteres auch zu einer Zunahme des sL-Wertes nach der Straßenwaschung gekommen ist (Reduktionswert > 1 durch zufälligen lokal eng begrenzten Staubeintrag, z.B. Ladegutverluste). Durch die Mittelwertbildung an den drei Fahrbahnmessstellen des Messorts wird diese einzelne sL-Wertzunahme kompensiert.

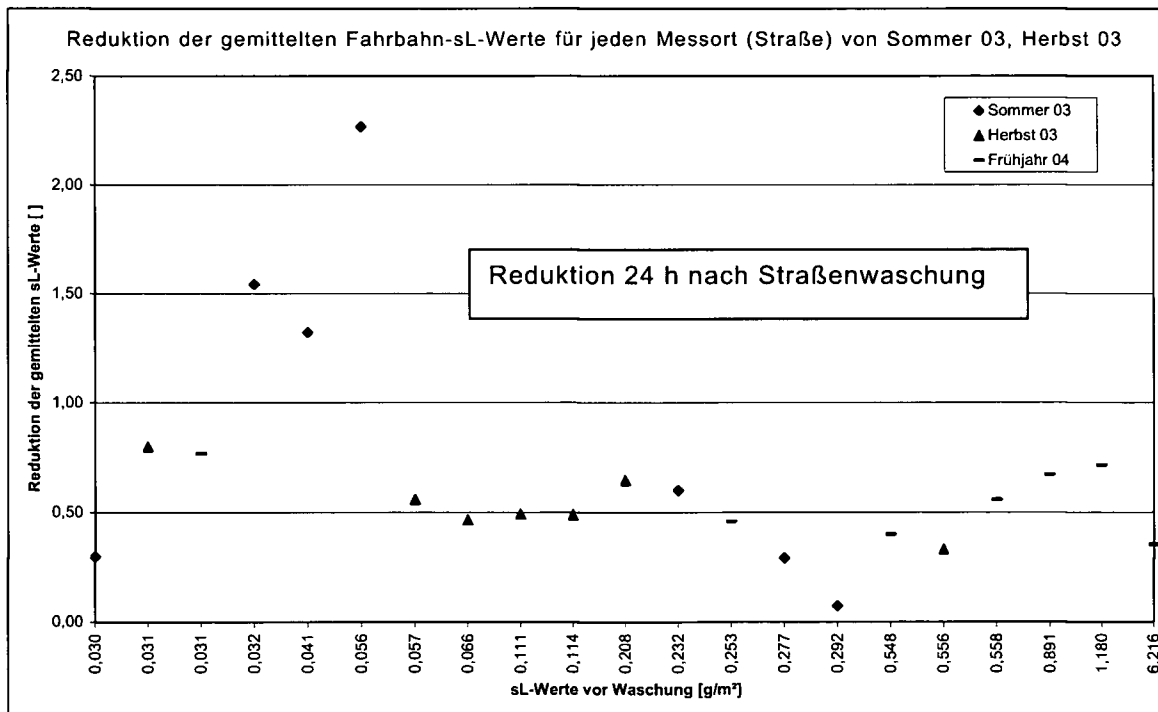


Abbildung 3-121: erzielte Reduktionen der mittleren Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr

Die Abbildung 3-122 und Abbildung 3-124 zeigen die mittlere Reduktion der sL-Werte aus Abbildung 3-121 und Abbildung 3-123 bei maßstäblich aufgetragener Abszissenwerte.

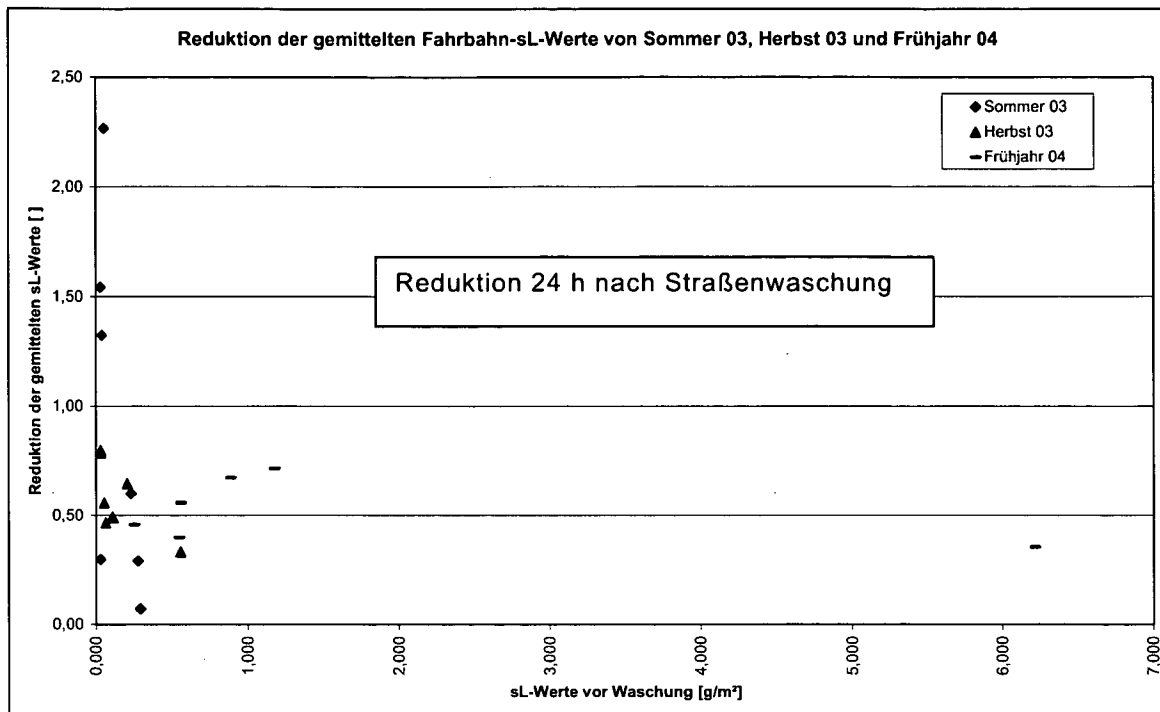


Abbildung 3-122: erzielte Reduktionen der mittleren Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstablicher Darstellung

In Abbildung 3-123 werden die erzielten mittleren Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte über den mittleren Rinnsal-sL-Werten vor der Straßenwaschung dargestellt. Wie zuvor bei der Betrachtung der einzelnen Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte (Abbildung 3-119 bzw. Abbildung 3-120) ist auch hier ersichtlich, dass die höchsten mittleren sL-Werte während der Messreihe im Frühjahr 2004 ermittelt wurden (Rinnsal-sL-Werte von rund 21 g/m² und höher), bedingt durch den verbliebenen Rollsplitt der Winterstreuung. Wie bei der Betrachtung der einzelnen Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte (Abbildung 3-119 bzw. Abbildung 3-120) kann auch bei den mittleren Reduktionen selbiger kein eindeutiger abnehmender Trend im Zusammenhang mit den vor der Straßenwaschung existierenden mittleren Rinnsal-sL-Werten erkannt werden. Die Gründe sind, wie zuvor erklärt, nicht ausreichendes Gefälle längs der Straße und Bordsteinrampen od. ähnliche Hindernisse welche das Abfließen des Waschwassers behindern oder gar gänzlich unterbinden. Durch die Mittelwertbildung über 2 Rinnsalmessstellen an einem Messort zeigt sich jedoch an den meisten Messorten eine tatsächliche Reduktion durch die Straßenwaschung (Reduktionswert < 1), da eine Zunahme des sL-Wertes an

einer Rinnsalmessstelle durch eine Abnahme des sL-Wertes an der 2. Rinnsalmessstelle mehr als kompensiert wurde.

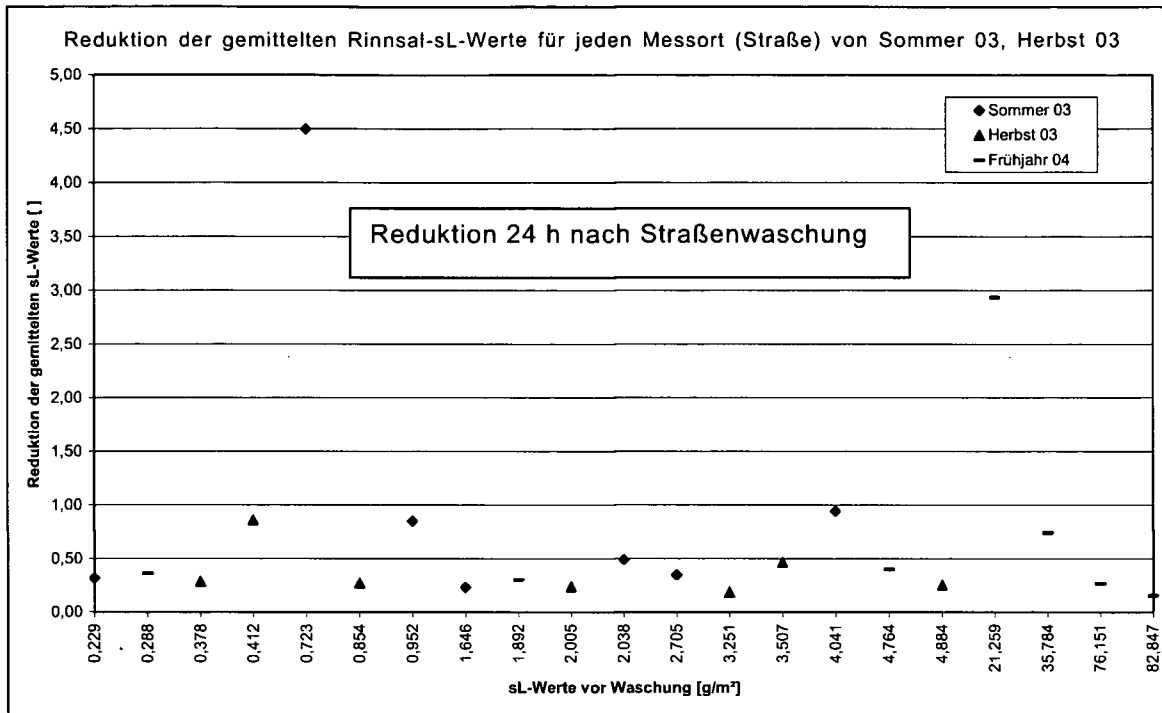


Abbildung 3-123: erzielte Reduktionen der mittleren Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr

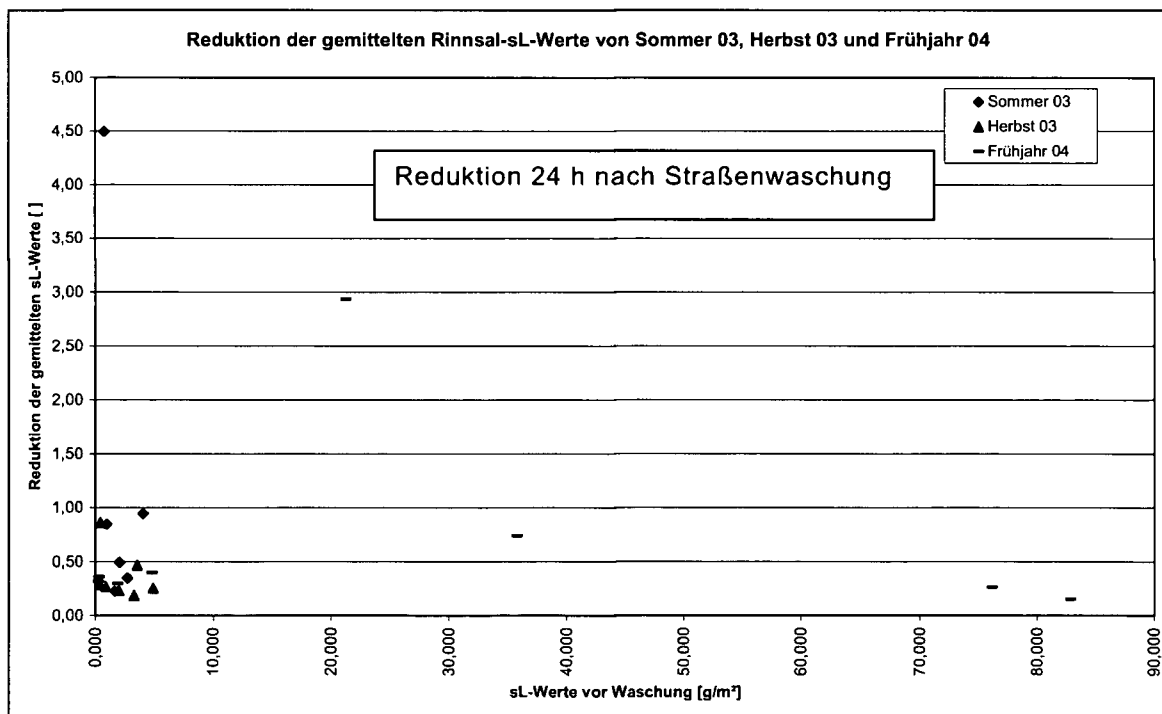


Abbildung 3-124: erzielte Reduktionen der mittleren Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung

Abbildung 3-125 und Abbildung 3-126 zeigen die 24 Stunden nach der Straßenwaschung erzielte Reduktion des mittleren Fahrbahn- bzw. mittleren Rinnsal-sL-Wertes für die drei einzelnen Messreihen (Variante 1). Die Mittelung erfolgt über alle 7 Messorte (mittlerer Fahrbahn-sL-Wert über 21 Fahrbahnmessstellen und mittlerer Rinnsal-sL-Wert über 14 Rinnsalmessstellen). Hier sind generell tatsächliche Reduktionen (Reduktionswert < 1) erkennbar, da einzelne sL-Wertzunahmen durch die Mittelwertbildung mehr als kompensiert werden.

Desgleichen wurde die Mittelung auch über die Reduktion der einzelnen sL-Wertmessstellen durchgeführt (Variante 2 in Abbildung 3-125 bzw. Abbildung 3-126). Bei der Mittelungsmethode nach Variante 1 werden eventuelle Ausreißermessungen der sL-Werte weniger bewertet, sodass sich aus der Betrachtung beider gemittelten Messwerte ein klares Bild über die Wascheffizienz ergibt.

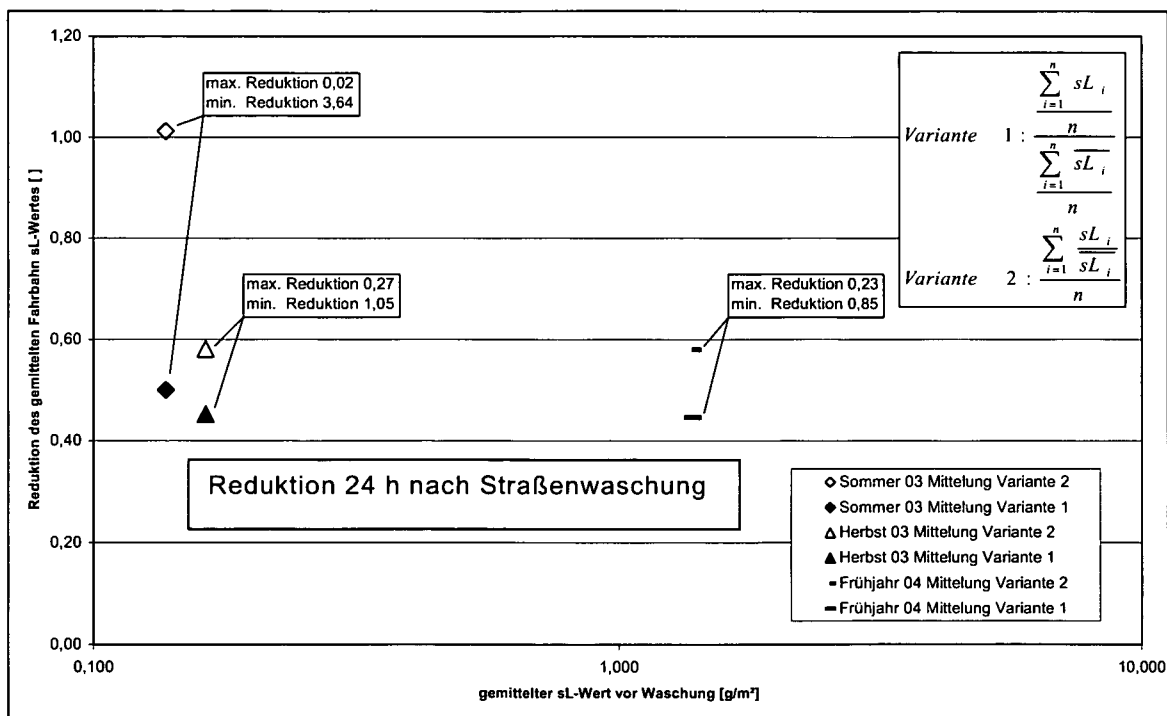


Abbildung 3-125: über alle Fahrbahnmessstellen und alle Straßen (Messorte) gemittelte Reduktion für Sommer, Herbst und Frühjahr

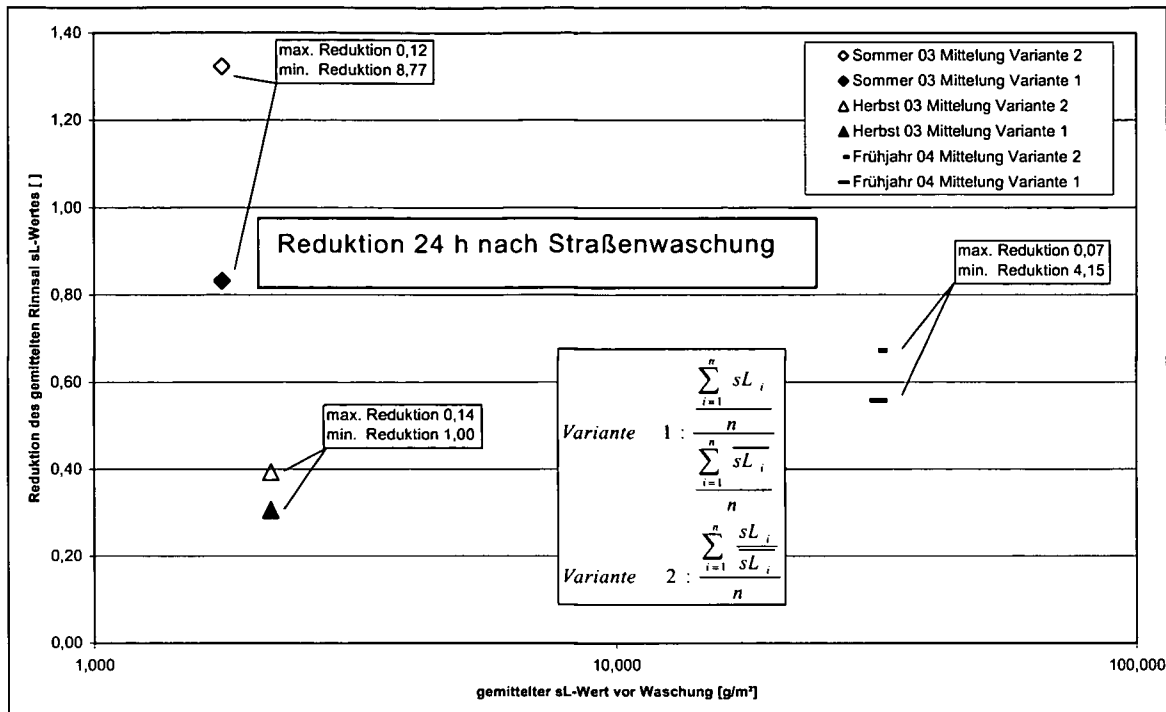


Abbildung 3-126: über alle Rinnsalmessstellen und alle Straßen (Messorte) gemittelte Reduktion für Sommer, Herbst und Frühjahr

Auch hier ist erkennbar, dass ab einem bestimmten sL-Wert die Straßenwaschung effektiv wird, jedoch im Sommer bei kleineren mittleren sL-Werten eine starke Streuung (auch Zunahmen) vorhanden ist.

Die relativ guten Reduktionswerte im Herbst (0,3 und 0,4) mit geringer Streuung und bei geringen sL-Werten vor der Waschung deuten darauf hin, dass im Herbst, vergleichsweise zum Sommer, ein feuchtes Klima vorherrscht, welches die Winderosion als Staubdepositionsmechanismus gering hält. Dadurch hat ein Staubbelagsanstieg an der Messstelle 24 Stunden nach der Waschung noch nicht erfolgen können.

In Abbildung 3-127 und Abbildung 3-128 werden alle erzielten absoluten Reduktionen in [g/m²] für die einzelnen Fahrbahn- bzw. Rinnsalmessstellen dargestellt. Ein negativer absoluter Reduktionswert bedeutet einen höheren sL-Wert nach der Straßenwaschung als vor der Waschung.

Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien

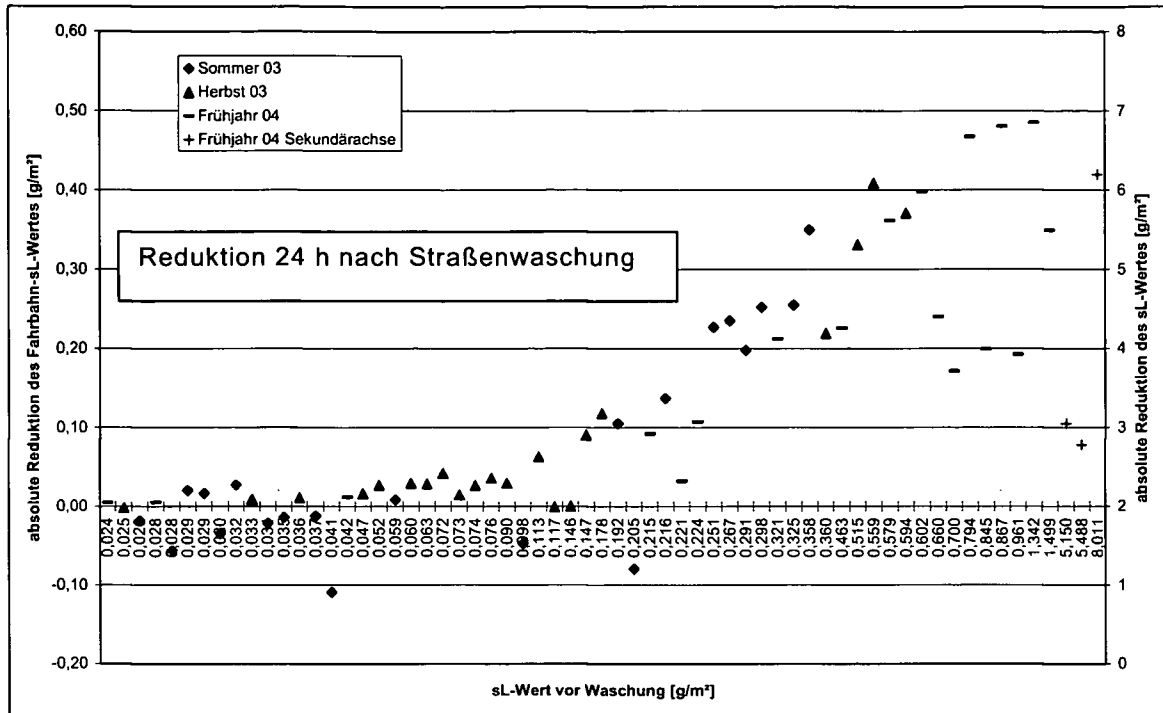


Abbildung 3-127: erzielte absolute Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte an den einzelnen Messstellen

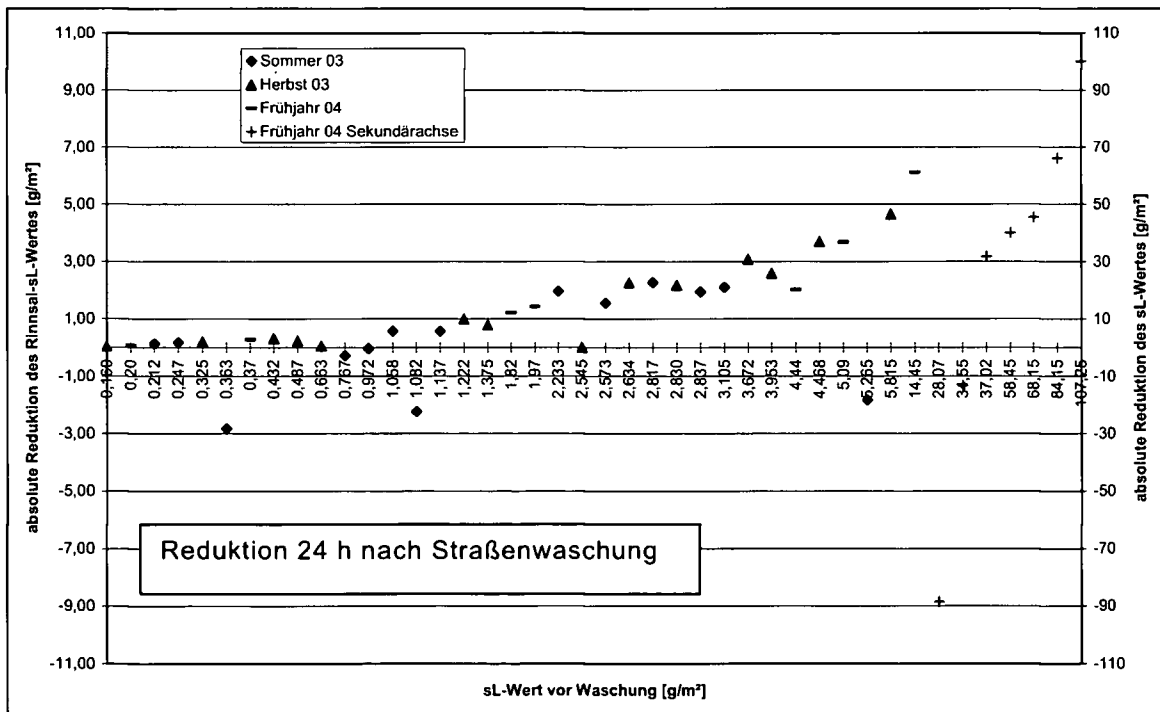


Abbildung 3-128: erzielte absolute Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte an den einzelnen Messstellen

3.12.4.2. Messungen Frühjahr - 24 Stunden, 1 und 2 Wochen nach der Straßenwaschung

Abbildung 3-129 zeigt die sL-Wertreduktionen an den gesamten einzelnen Fahrhahnmessstellen in Abhängigkeit von den sL-Werten, die vor der Straßenwaschung ermittelt wurden. Der Beobachtungszeitraum erstreckt sich über zwei Wochen, beginnend mit dem Zeitpunkt der Straßenwaschung. Es wird ersichtlich, dass die Reduzierung des sL-Wertes mit der Zeit tendenziell wieder abnimmt. Manche Messstellen zeigen ein anderes Verhalten, bedingt durch zufällige Ereignisse, welche Auswirkungen auf die zeitliche Änderung des sL-Wertes haben. Die vom Trend abweichenden Messungen (unter 1 verbleibende Reduktionen) weisen vor der Straßenwaschung entweder geringe sL-Werte (ca. 0,2 g/m²) oder hohe sL-Werte (ca. 1 g/m²) auf. Eine Erklärung für die anhaltende Reduzierung über den Beobachtungszeitraum von zwei Wochen der bereits vor Durchführung der Straßenwaschung geringen sL-Werte kann durch Einwirken von geringfügigen, jedoch im Vergleich zum Absolutwert maßgeblichen, äußeren Einflüssen (Entfernungsmechanismen), gefunden werden. Der ursprünglich geringe sL-Wert kann somit beispielsweise durch Niederschläge während dieser zwei Wochen weiter reduziert werden. Die weitere Reduzierung von hohen sL-Werten, u. a. verursacht durch signifikante Staubquellen in unmittelbarer Umgebung der jeweiligen Messstelle, nach einer Straßenwaschung während der zwei Wochen kann durch ein Fehlen der zuvor vorhandenen Staubquellen, bedingt durch Niederschläge, die erfolgte Straßenreinigung usw., verursacht werden. Daher wird keine signifikante, erneute Zunahme des sL-Wertes nach erfolgter Straßenwaschung über den Beobachtungszeitraum von zwei Wochen erreicht.

Nach Mittelung der sL-Wertreduktionen und deren zeitlichen Änderungen über die drei Fahrhahnmessstellen eines jeweiligen Messorts wird ein tendenzielles Zunehmen der mittleren sL-Werte mit der Zeit ersichtlich. Ausnahmen sind hier wiederum jene Messorte, die einen geringen bzw. hohen mittleren sL-Wert vor der Straßenwaschung aufweisen, siehe Abbildung 3-130.

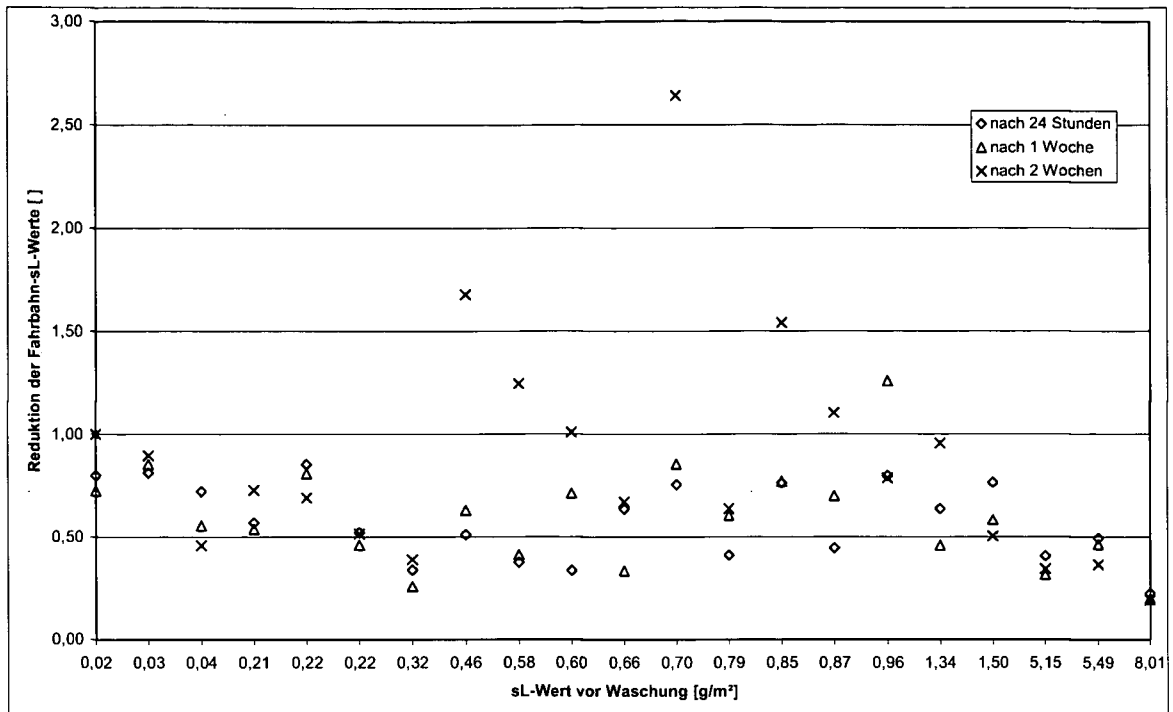


Abbildung 3-129: erzielte sL-Wertreduktionen an den Fahrbahnmessstellen im Frühjahr 2004

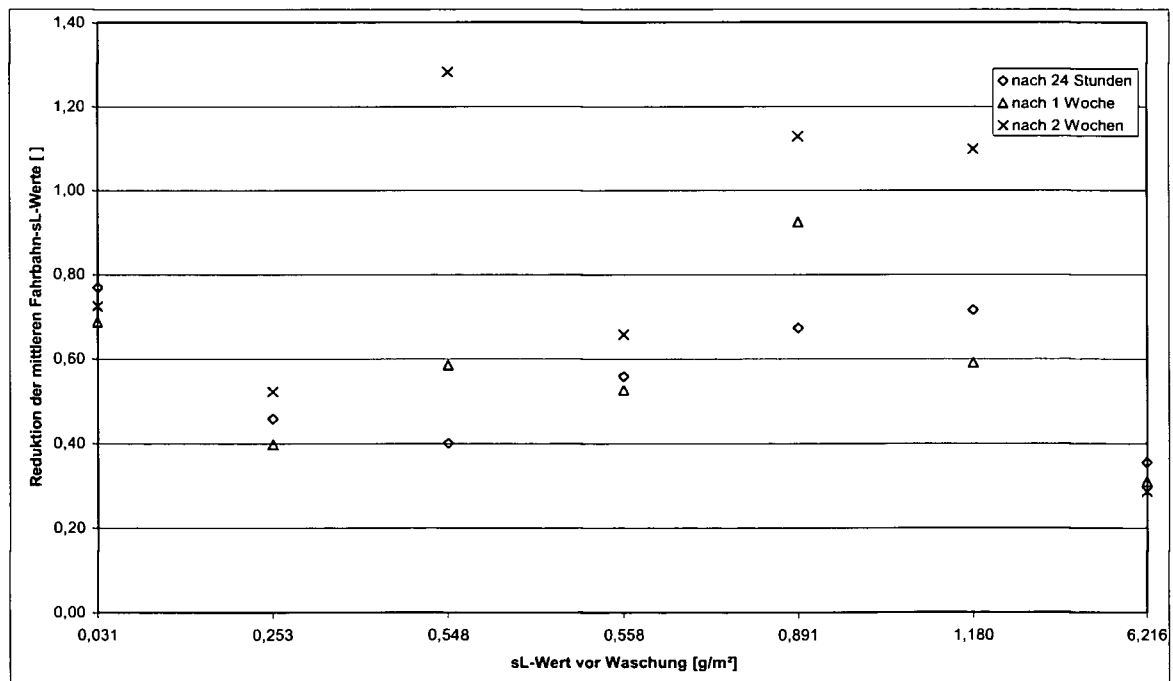


Abbildung 3-130: erzielte mittlere sL-Wertreduktionen der Fahrbahn-sL-Werte über den sL-Werten vor der Waschung an den verschiedenen Messorten (je 3 Messstellen) im Frühjahr 2004

Die Abbildung 3-131 zeigt die Mittelwertsrechnung (Variante 1 und Variante 2) der Reduktionen zu verschiedenen Zeiten nach der Straßenwaschung. Zwei Wochen nach Durchführung einer Straßenwaschung hat z. B. der nach

Variante 2 über alle Fahrbahnmessstellen gemittelte sL-Wert etwa 80% des ursprünglichen Wertes wieder erreicht.

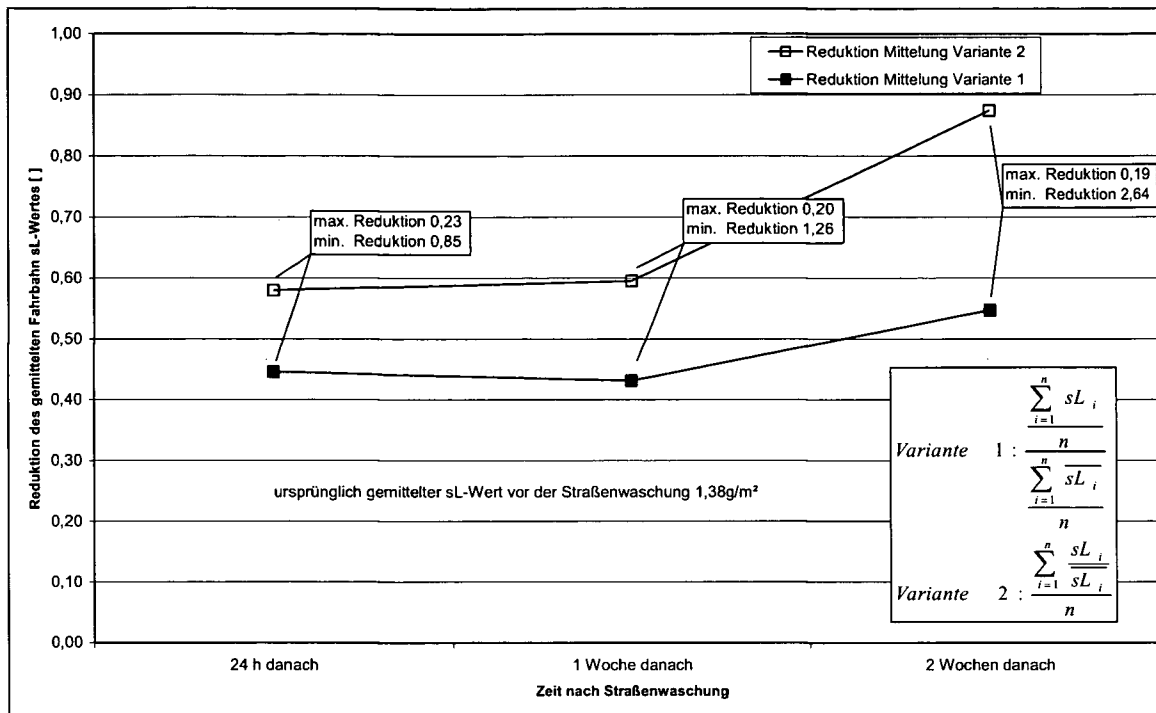


Abbildung 3-131: erzielte, über alle Fahrbahnmessstellen gemittelte Reduktion des sL-Wertes nach verschiedenen Zeiten nach der Waschung im Frühjahr

Abbildung 3-132 und Abbildung 3-133 zeigen die sL-Wertreduktion an den einzelnen Rinnsalmessstellen bzw. die mittlere Reduktion nach verschiedenen Waschzeiten über jeweils zwei Rinnsalmessstellen eines Messorts. Wie schon bei der Beobachtung der Rinnsal-sL-Werte vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung ist auch über einen Zeitraum von zwei Wochen kein eindeutiger Trend festzustellen. Unabhängig vom sL-Wert vor der Straßenwaschung zeigen sich stetige Zu- oder Abnahmen der Rinnsal-sL-Werte und unstetige Verläufe der Rinnsal-sL-Wertänderungen über zwei Wochen. Dies ist wiederum bedingt durch die geometrischen Randbedingungen eines Rinnsals (Gefälle, Kanalgitter, Bordsteinrampen,...).

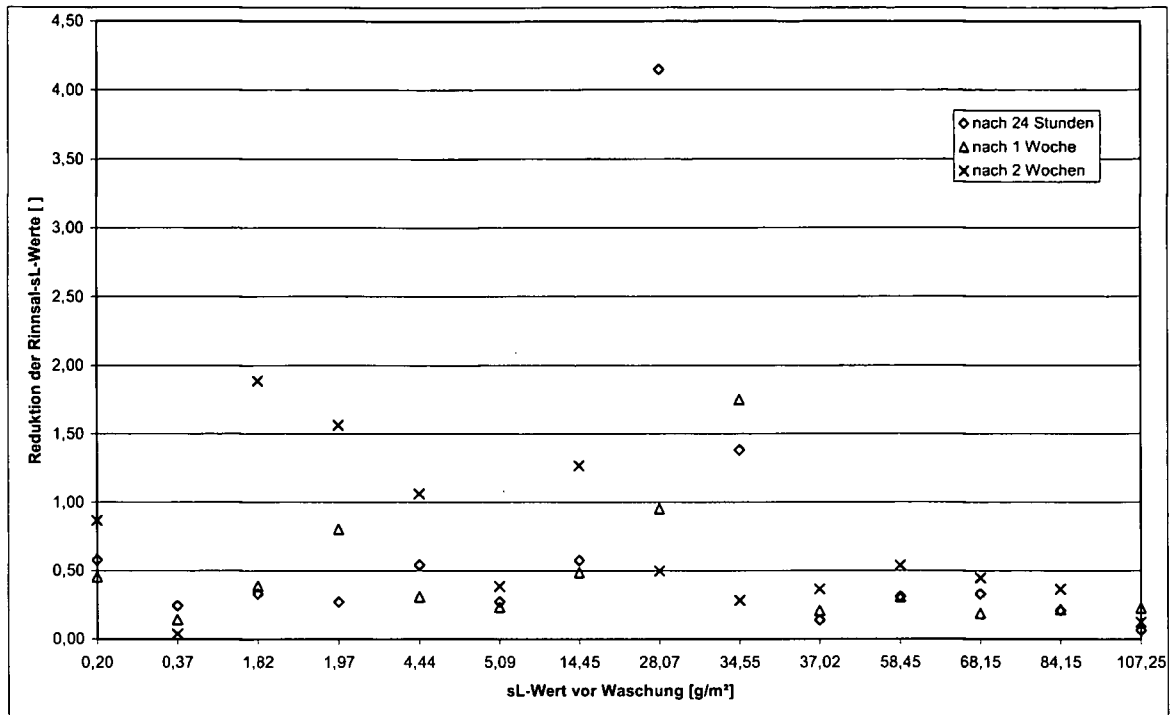


Abbildung 3-132: erzielte sL-Wertreduktionen an den Rinnsal-sL-Werten im Frühjahr 2004

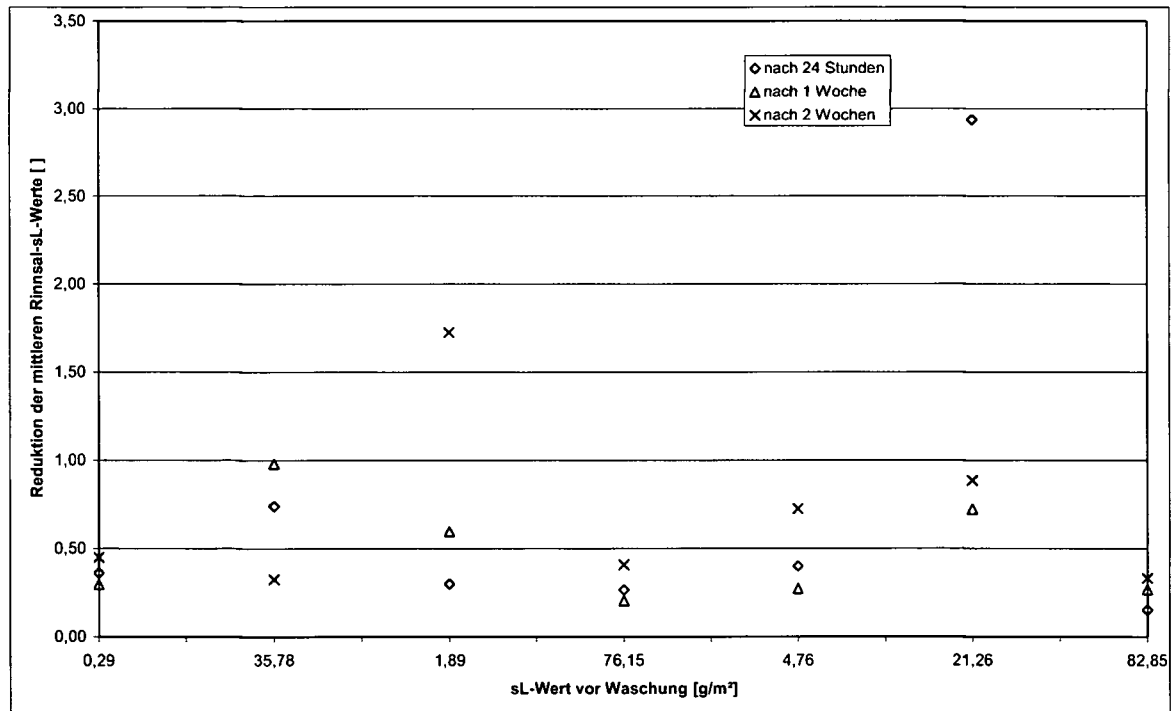


Abbildung 3-133: erzielte mittlere sL-Wertreduktionen der Rinnsal-sL-Werte über den sL-Werten vor der Waschung an den verschiedenen Messorten (je 3 Messstellen) im Frühjahr 2004

Abbildung 3-134 zeigt die erzielte mittlere Reduktion des über alle Rinnsal-sL-Werten gemittelten Rinnsal-sL-Wertes. Der mittlere sL-Wert 1

Woche nach der Straßenwaschung ist geringer als jener 24 Stunden nach der Waschung. Dies lässt den Schluss zu, dass Sedimentationsvorgänge in den Rinnsälen, bedingt durch geometrische Randbedingungen, einen gewichtigen Einfluss auf das zeitliche Verhalten des sL-Wertes haben. Durch das verstärkte Ansammeln des Feinstaubes an lokal äußerst begrenzten Stellen in den Rinnsälen durch den Waschvorgang (vor Kanalgittern bzw. Bordsteinrampen) kann dieser nach Auftrocknung durch diverse Entfernungsmechanismen leicht ausgetragen werden (z.B. durch ausreichend ergiebige Niederschläge oder Straßenkehren), womit die weitere Abnahme der mittleren sL-Wertreduktion nach einer Woche erklärt werden. In der weiteren Zeit als auch bis zur zweiten Woche lagert sich wieder verstärkt Feinstaub gleichmäßig in den Rinnsälen ab, welches im Gleichgewicht mit den natürlichen Entfernungsmechanismen steht, wodurch der Reduktionswert aus Variante 2 mit der Zeit wieder ansteigt. Am Ende des Beobachtungszeitraumes nach 2 Wochen hat sich dieser ca. wieder in der Nähe des 24 Stunden-Wertes eingestellt.

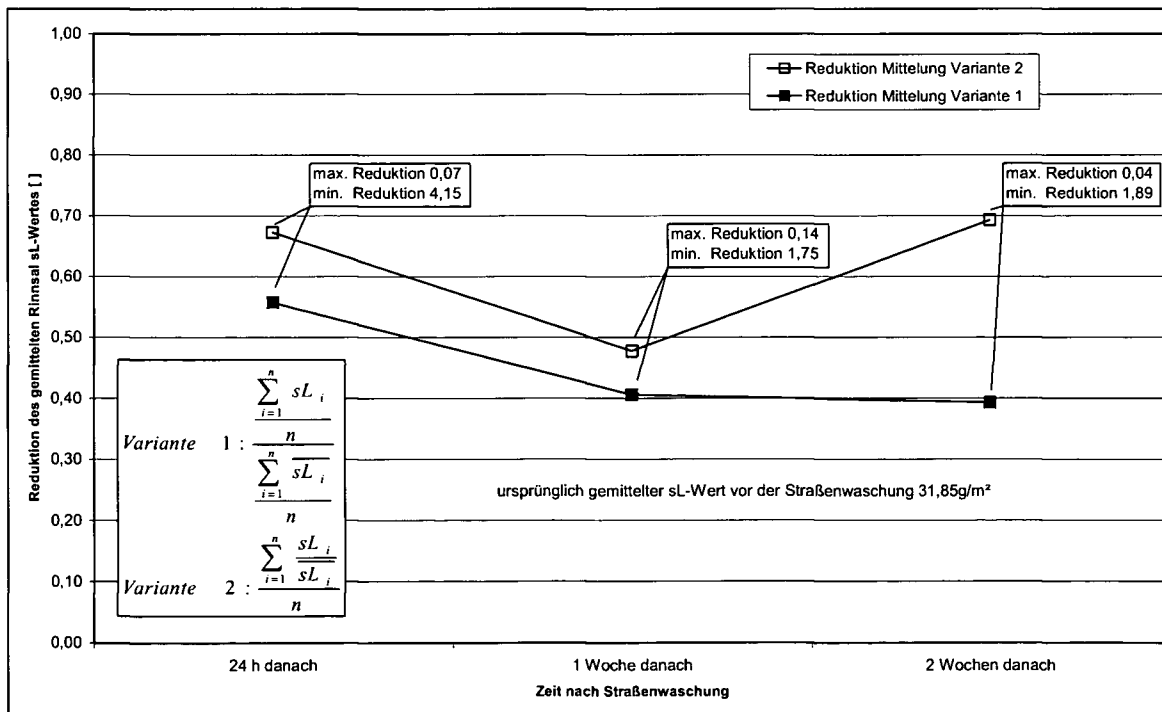


Abbildung 3-134: erzielte, über alle Rinnsalmessstellen gemittelte Reduktion des sL-Wertes

3.13. Resümee über die Ergebnisse der sL-Wertreduktion durch Straßenwaschungen

Es wurden sL-Wertmessungen zu drei verschiedenen Jahreszeiten, konkret im Sommer 2003, im Herbst 2003 sowie im Frühjahr 2004, vor und nach einer Straßenwaschung durchgeführt. Im Frühjahr 2004 wurden zusätzlich nach ca. einer und nach zwei Wochen ergänzende sL-Wertmessungen durchgeführt, um den Effekt der Straßenwaschung im zeitlichen Verlauf zu erkunden.

Es wurden sL-Wertmessungen sowohl auf der Fahrbahn als auch in den Rinnsalen durchgeführt.

Prinzipiell wurde auch hier eine Abhängigkeit der einzelnen, vor der Straßenwaschung erfassten, sL-Werte von der Jahreszeit erkennbar. Die geringsten Fahrbahn- bzw. Rinnsal-sL-Werte traten während der Messreihe im Verlauf des Sommers 2003 auf. Die vor der Straßenwaschung höchsten sL-Werte an den Fahrbahn- bzw. Rinnsalmessstellen wurden im Frühjahr 2004 bestimmt. Die im Verlauf der Messreihe im Herbst 2003 vor der Waschung ermittelten Fahrbahn- bzw. Rinnsal-sL-Werte lagen größenordnungsmäßig zwischen jenen der Messreihen, die im Sommer 2003 und jenen, die im Frühjahr 2004 ermittelt wurden.

Neben einer Abhängigkeit von der jahreszeitlichen Witterung zeigten die Messungen der Rinnsal-sL-Werte auch eine Einflussnahme durch baugeometrische Bedingungen wie Breite und Gefälle des Rinnsals. Die Beschaffenheit des Rinnsals ist somit für die durch eine Straßenwaschung hervorgerufene Änderung eines sL-Wertes im Rinnsal mitentscheidend. Ist zum Beispiel das Gefälle längs der Straße zu gering und kein Einlaufgitter in das Kanalsystem in der näheren Umgebung vorhanden, so nimmt die Fließgeschwindigkeit des Waschwassers im Rinnsal ab und der von der Fahrbahn durch das Waschwasser entfernte Staub kann im Rinnsal sedimentieren. Dadurch konnte 24 Stunden nach der Straßenwaschung in manchen Fällen ein wesentlich höherer Rinnsal-sL-Wert erfasst werden als direkt vor der Waschung. Vorhandene Bordsteinrampen erzielen einen ähnlich negativen Effekt, da sie das Waschwasser stauen und so der im Waschwasser dispergierte Straßenstaub sedimentieren kann. Da das Rinnsal im trockenen Zustand als Staubquelle fungiert, welche ein schnelles Wiederansteigen des Fahrbahn-sL-Wertes forcieren kann, wäre es somit

notwendig, den dort sedimentierten Feinstaub möglichst gänzlich aus dem Rinnsal zu entfernen. Dies kann beispielsweise durch zusätzliche intensive Straßenwaschungen, und dies während ergiebiger Niederschläge, bewirkt werden, da das zusätzliche Regenwasser im Rinnsal eine höhere Fließgeschwindigkeit auslöst und ein Sedimentieren des dispergierten Straßenstaubs erschweren würde. Weiters sollte man zu bestimmten Zeiten Parkstreifen freihalten, um den nötigen, möglichst ergiebigen Waschwasserschwall im Rinnsal erzeugen zu können, der dem Sedimentieren des im Waschwasser dispergierten Feinstaubes entgegenwirkt.

Die im Sommer 2003 untersuchten Fahrbahnmesstellen mit vor der Straßenwaschung geringen sL-Werten zeigten 24 Stunden nach der Straßenreinigung oftmals deutlich höhere sL-Werte mit großen statistischen Streuintervallen. Beispielsweise zeigte im Sommer 2003 eine Fahrbahnmesstelle vor der Straßenwaschung einen sL-Wert von etwa $0,03 \text{ g/m}^2$. 24 Stunden nach der Straßenwaschung wurde an der selben Messtelle ein dreimal höherer Fahrbahn-sL-Wert von etwa $0,09 \text{ g/m}^2$ registriert. Im Vergleich dazu wurden jedoch im Frühjahr 2004 jene geringen Fahrbahn-sL-Werte von obiger Größenordnung durch die Straßenwaschung ausnahmslos reduziert. Da im Sommer klimatische Bedingungen wie höhere Temperaturen und geringere relative Luftfeuchte die Winderosion stärker begünstigen, kann dies als ein möglicher Grund für die festgestellte starke Streuung der ermittelten sL-Werte angesehen werden.

Hingegen wurden im Frühjahr 2004 durchwegs sL-Wertreduktionen in Folge von Straßenwaschung festgestellt. Auffallend ist, dass bei hohen sL-Werten eine vergleichsweise geringe sL-Wertreduktion festgestellt werden konnte. Dies kann mit einem verstärkten Wiedereintrag von Staubmengen aus der unmittelbaren Umgebung erklärt werden.

Im Herbst scheint das, im Vergleich zum Sommer, feuchtere Klima den Staubeintrag auf die Straßen geringer zu halten. Dies wird in Form von geringen sL-Werten nach der Straßenwaschung deutlich.

Generell kann festgestellt werden, dass je höher der sL-Wert ist, desto besser ist die Wirkung von Straßenwaschungen. Ab einem sL-Wert von ca. $0,2 \text{ g/m}^2$ konnte für jede Messtelle eine Verbesserung bei der Staubbelastung festgestellt werden. Die Messauswertungen der 21 Messstellen an sieben

Wiener Straßen im Frühjahr 2004 ergaben, dass sich ca. zwei Wochen nach der Straßenwaschung der Wascheffekt zu verringern begann. Dies wird jedoch auch von den zeitlich herrschenden klimatischen Bedingungen nachhaltig beeinflusst.

Abschließend sei vermerkt, dass ein möglichst kontinuierliches zeitliches Monitoring von sL-Werten, vor allem an stark befahrenen Straßen zumindest im Frühjahr mit seinen zeitweise hohen Feinstaubbelastungen, einen optimalen Einsatz der Waschfahrzeuge ermöglichen würde. Dadurch könnte die Staubsituation der Wiener Luft, die im Frühjahr durch die Winterstreuung spürbar schlechter als während der restlichen Jahreszeit ist, verbessert werden.

4. Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

4.1. Entstaubungstechnische Grundlagen

4.1.1. Möglichkeiten zur Abscheidung von Feinstäuben

Für eine effiziente Abscheidung von Staubpartikeln aus einer Aerodispersion gibt es im Wesentlichen folgende Möglichkeiten [31], dargestellt in Abbildung 4-1.

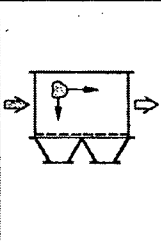
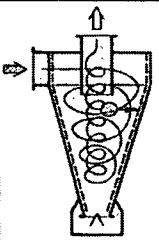
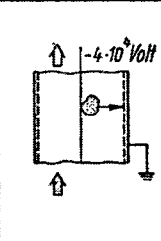
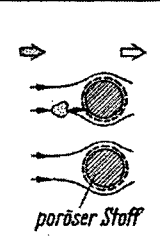
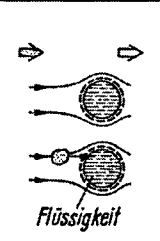
	<i>Schwerkraft-entstauber</i>	<i>Fliehkraft-entstauber</i>	<i>Elektro-entstauber</i>	<i>Filtrations-entstauber</i>	<i>Wash-entstauber</i>
<i>Schema</i>					
<i>Abtrennungsfläche</i>				<i>poröser Stoff</i>	<i>Flüssigkeit</i>
<i>Verschiebungskräfte</i>	<i>Schwerkraft</i>	<i>Fliehkraft</i>	<i>elektrische Kräfte</i>	<i>Trägheits-,thermo-dynamische-(Diffusion) und elektr. Kräfte</i>	<i>Trägheitskräfte (thermo-dynamische- und elektr. Kräfte)</i>
<i>Abtrennungsursachen</i>	<i>Schwerkraft im Strömungstotraum</i>	<i>Überschreiten der Grenzbelastung an der Wand</i>	<i>Haftkräfte</i>	<i>Gitterwirkung Haftkräfte</i>	<i>Grenzflächenkräfte</i>
<i>Reinigung des Abtrennungsraumes</i>	<i>mechanische Transportmittel</i>	<i>kontinuierlich durch Schwer- und Strömungskräfte; Flüssigkeitsfilm</i>	<i>periodisch durch Abrütteln des Staubes; Flüssigkeitsfilm</i>	<i>erneuern des porösen Stoffes; periodisches Abrütteln</i>	<i>Flüssigkeit im Durch-oder Umlauf</i>

Abbildung 4-1: grundsätzliche Bauformen der Staubabscheider [31]

Beim Schwerkraftabscheider erfolgt die Verschiebung der Staubpartikeln aus der Aerodispersion durch Schwerkraft in einen Strömungstotraum, welcher Teil des Staubbunkers sein kann.

Fliehkraft zur Verschiebung der Partikeln erzeugt man im Allgemeinen durch Umlaufströmungen. Das Abtrennungsgebiet ist in Fliehkraftentstaubern häufig

die Innenseite der Gehäusewand. Wird hier durch Anreicherung der Partikeln die Grenzbeladung überschritten, also jene Menge an Staubpartikeln, die das strömende Gas tragen kann, so fließt die Staubmenge unter den Einflüssen der Schwerkraft und der Umlaufströmung in den Staubbunker.

Beim Elektroentstauber, in Abbildung 3-1 ein geerdetes Rohr (Niederschlagselektrode), in dessen Mitte ein an negativer Hochspannung liegender Draht angeordnet ist, werden elektrisch gleichsinnig geladene Partikeln durch ein elektrisches Feld zur Niederschlagselektrode transportiert, wo sie durch Wirken der Haftkräfte abgeschieden werden. Die Abreinigung der Niederschlagselektrode erfolgt durch periodisches Rütteln oder einen Flüssigkeitsrieselfilm.

Die Größe der beim Filtrationsentstauber wirkenden Verschiebungskräfte hängt von vielen Einflüssen ab. Im Allgemeinen ist entweder die Trägheit oder die Diffusion neben dem Siebeffekt bestimmend. Die Größe der elektrischen Kräfte ist vorwiegend durch die beteiligten Stoffe bedingt, genauso wie die Haftkräfte, welche die abzuscheidenden Partikeln an der Oberfläche des porösen Systems festhalten. Die Reinigung erfolgt durch Austauschen des porösen Stoffs oder durch Rütteln und/oder Spülen des Systems mit Gas.

Beim Waschentstauber erfolgt die Verschiebung im Wesentlichen durch Trägheitskräfte. Die benetzende Flüssigkeit nimmt die Staubpartikeln bei Berührung auf. Ist die Flüssigkeit in Form von Tropfen dispergiert, werden diese anschließend durch Schwer- und Fliehkräfte abgetrennt.

Durch die vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten der Filtrationsentstauber und deren Effizienz bei der Feinstaubabscheidung (Partikelgrößen von 10 μm und kleiner) werden heute mehr als 50 Prozent aller Staubabscheider durch die Filtrationstechnik realisiert. Die weit gestreuten Anwendungsgebiete ergeben sich einerseits durch die vielen möglichen abscheidenden Strukturen, die als Filtermedien zum Einsatz kommen wie Gewebe, Vliese oder körnige und lose Strukturen und dem daraus resultierenden weiten Temperaturbereich beziehungsweise der Resistenz gegenüber verschiedensten Chemikalien. Andererseits hat man die Möglichkeit, durch die Struktur die auftretende Staubkonzentration zu berücksichtigen.

Die verschiedenen Bauformen sind Abreinigungsfilter, Schüttschichtfilter und Speicherfilter.

Speicherfilter, auch als Tiefenfilter bezeichnet, verwendet man zur Abscheidung von Partikeln aus zumeist Aerodispersionen mit niedrigen Staubgehalten von einigen mg/m^3 . Sie werden z. B. in der Klimatechnik oder Reinraumtechnik eingesetzt. Die Gasreinigung findet bei hohen Anströmgeschwindigkeiten von bis zu 2 m/s innerhalb der durchströmten Faserschicht statt. Die abzuscheidenden Partikeln werden also in der Tiefe, im Inneren des Filtermediums, durch Wirken von Trägheits- und Diffusionskräften eingelagert. Nachdem eine Sättigung des Filtermediums eingetreten ist, wird dieses zumeist ersetzt und entsorgt, seltener sind Speicherfilter im Einsatz, bei denen eine Regenerierung zwecks Wiederverwendung durchgeführt wird.

Schüttschichtfilter sind, verglichen mit Abreinigungsfiltern seltener anzutreffen. Ihre Einsatzgebiete sind vorwiegend die Entstaubung heißer Gase, weiters die Abscheidung von abrasiven und/oder chemisch aggressiven Stäuben und jene Filtrationsvorgänge, bei denen die Gefahr von Glimmbränden oder Taupunktunterschreitungen besteht. Durch eine geeignete Auswahl des Materials, aus welchem eine poröse, filternde Schüttschicht aufgebaut wird, können Schüttschichtfilter auch als Schadgasabsorber eingesetzt werden.

Die häufigsten Typen sind Abreinigungsfilter, z. B. Schlauchfilter, sie ersetzen nach und nach die Elektroentstauber oder werden diesen nachgeschaltet. Besondere Bedeutung kommt hierbei den Abreinigungsfiltern mit textilen Filtermedien zu. Das weite Einsatzspektrum und der entsprechend große Marktanteil beruhen auf der hohen Abscheideeffizienz hinsichtlich Feinstäuben und der stetigen Weiterentwicklung der Filtermedien, um deren mechanische und thermische Widerstandsfähigkeit zu erhöhen. Als Filtermedien kommen Gewebe und vor allem Vliese zum Einsatz. Unter den Vliesen kommt den Nadelfilzen die größte Bedeutung zu. Filze haben gegenüber Geweben den Vorteil, dass sie zu Beginn der Filtration einen wesentlich geringeren Leerdruckverlust (Druckverlust über das unbestaubte Filtermedium) aufweisen, außerdem verfügen sie im Allgemeinen über einen höheren Abscheidegrad. Abreinigungsfilter kommen bei der Reinigung von Rohgasströmen mit hohen Staubkonzentrationen von einigen g/m^3 bis zu einigen hundert g/m^3 zum Einsatz. Da auch die Volumenströme meist im

Bereich von einigen m^3/h bis einigen hundert m^3/h liegen, muss das Filtermedium periodisch abgereinigt werden. Im Wesentlichen wird die Abscheidung der Partikeln durch den sogenannten Filterkuchen bewerkstelligt, welcher sich schon nach kurzer Zeit während des Filtrationsvorgangs durch Partikeleinlagerung bzw. -anlagerung an der rohgasseitigen Oberfläche des Filtermittels ausbildet. Erreicht der Druckverlust über das Filtermedium und den Filterkuchen, welcher mit der Dauer des Abscheidvorgangs ansteigt, einen vorgegebenen Wert, wird der druckgesteuerte Abreinigungsvorgang eingeleitet. Ebenso kann eine zeitgesteuerte Abreinigung angewendet werden, wobei der Regenerationsvorgang nach vorgegebenen Zeitintervallen ausgelöst wird. Die zeitgesteuerten Abreinigungen werden vor allem eingesetzt, wenn die abzuscheidenden Partikeln Eigenschaften aufweisen, welche das Abreinigen nach gewisser Zeit erforderlich machen. So werden z. B. in der Zementindustrie zeitgesteuerte Abreinigungen der Filtermittel durchgeführt, da Zementstaub stark hygroskopisch ist. Wenn nun aus prozesstechnischen Gründen das Erreichen eines vorgegebenen Abreinigungsdruckverlusts wider Erwarten nicht nach gewisser Zeit eintritt, wird das spätere Abreinigen wesentlich erschwert. Jedoch trifft man in der Praxis vermehrt auf druckgesteuerte Abreinigungen.

Die Abreinigungen können mechanisch oder pneumatisch bewerkstelligt werden. Im Prinzip ist das Ziel einer Abreinigung das Entfernen des aufgebauten Staubkuchens und die zumindest teilweise Ausbringung der Partikeln, welche sich in der Tiefe des Filtermediums befinden. Mechanische Abreinigungen beruhen auf dem Trägheitseffekt, durch Vibrationen und entsprechender Trägheit des zu entfernenden Filterkuchens wird dieser abgeschleudert. Bei der pneumatischen Abreinigung treten zwei Effekte auf, ebenfalls der Trägheits- und auch der Ausblaseeffekt. Durch den Druckstoß wird das Filtermedium beschleunigt, um kurz danach wieder durch Erreichen seiner Verformungsgrenze abgebremst zu werden, der Filterkuchen wird darauf hin durch seine Trägheit abgeworfen. Der Ausblaseeffekt ist bedingt durch den großen Gasvolumenstrom, welcher durch den Druckstoß initiiert wird und das Filtermedium entgegen der eigentlichen Filtrationsrichtung

durchströmt, wodurch Partikeln aus dem Inneren des Mediums ausgetragen werden.

Die Abreinigung macht sich durch eine wesentliche Abnahme des Druckverlusts über den Abscheider bemerkbar. Danach wird der nächste Filtrationszyklus eingeleitet. Das Medium wird wieder mit dem partikelbeladenen, zu filternden Rohgas durchströmt. Der nach einer Regeneration am Beginn jedes Filtrationszyklus anliegende Druckverlust über das Filtermittel wird als Restdruckverlust bezeichnet. Dieser Restdruckverlust kann sich unterschiedlich über den Filtrationsprozess, bestehend aus einer Vielzahl von Filtrations- und Abreinigungszyklen, entwickeln. Der bevorzugte Verlauf des Restdruckverlusts über die Filtrationszyklen ist das Erreichen eines konstanten Wertes nach einigen Abscheidezyklen und dementsprechend anhaltend langen Filtrationszyklen.

Die zweite, ungünstige Möglichkeit besteht in einer stetigen Zunahme des Restdruckverlusts über die Zyklenanzahl durch unvollständiges Entfernen zuvor abgeschiedener Partikeln während der Regenerationsphase. D. h., die im bzw. am Filtermittel ein- und angelagerte Partikelrestmasse nach einer Abreinigung nimmt mit der Anzahl der Filtrationszyklen zu. Das stetige Ansteigen des Restdruckverlusts über den Filtrationsprozess bedingt auch eine Abnahme der Filtrationszyklusdauer, da die Differenz zwischen Restdruckverlust und dem Druckverlust, welcher eine Abreinigung auslöst, immer geringer wird. Der Abreinigungsdruckverlust wird schneller erreicht. Wenn der nach einer Regeneration anstehende Restdruckverlust einen gewissen Wert aufweist, welcher das Durchführen eines weiteren Filtrationszyklus nicht mehr rechtfertigt (kurze Filtrationszyklen verbunden mit häufigen Abreinigungsvorgängen), so ist das Ende der Standzeit des Filtermediums erreicht und das Medium muss getauscht werden.

Die Regenerationsphase eines textilen Filtermediums beeinflusst auch unmittelbar die Reingaspartikelkonzentration da durch die Abreinigung vermehrt Partikeln in den Reingasraum gelangen.

Somit kann festgestellt werden, dass eine zufriedenstellende Abreinigung eines Filtermittels den Filtrationsprozess eines Abscheiders positiv hinsichtlich einer Minimierung des Restdruckverlusts und dadurch bedingter Verlängerung der einzelnen Filtrationszyklen beeinflusst.

4.1.2. Theoretische Grundlagen der filternden Abscheidung

Durch eine Vielzahl theoretischer Ansätze wird der Abscheidevorgang in einer unbestaubten Faserschicht behandelt. Es wird somit die Situation zu Beginn der Filtration betrachtet. Dabei wird grundsätzlich kein Unterschied zwischen Speicher- und Abreinigungsfiltern gemacht. Jedoch ändert sich das Verhalten durch Partikeleinlagerung in Speicher- bzw. Abreinigungsfiltermedien und besonders durch den Aufbau eines Staubkuchens an der Filtermediumoberfläche bei den Abreinigungsfiltermitteln. In der Regel nimmt der Abscheidegrad mit der Ein- bzw. Anlagerung von Partikeln respektive Partikelkollektiven zu, da durch Einlagerungen im Inneren des Mediums größere Kollektoroberflächen gebildet werden. Kommt es zu einer Partikelanlagerung an der Oberfläche von Abreinigungsfiltermitteln, so übernimmt dieser gebildete Filterkuchen die Partikelabscheidung und erhöht durch seine Struktur die Abscheideeffizienz.

Zum Zeitverhalten der Partikelabscheidung in Speicherfiltern wurde in den letzten Jahren eine Reihe von Ansätzen aufgestellt, deren experimentelle Bestätigung allerdings noch aussteht [32].

Die folgenden Theorien können also nur den Anfangszustand beschreiben, geben aber dennoch Auskunft über die möglichen Abscheidemechanismen und über relevante Einflußgrößen.

4.1.2.1. Phänomenologische Betrachtung der filternden Abscheidung

Bei der Abscheidung von Partikeln aus einem Gasstrom treten die Mechanismen Sperreffekt, Trägheitseffekt, elektodiffuser Effekt, molekulardiffuser Effekt und thermophoretischer Effekt in Erscheinung, siehe Abbildung 4-2.

Der Sperreffekt tritt auf, wenn die Stromlinie des Trägergases, auf der sich das Partikel bewegt, die angeströmte Faser innerhalb des halben Partikeldurchmessers passiert, wodurch es zum Kontakt zwischen Partikel und Faser kommt. Eine Abscheidung durch den Trägheitseffekt liegt dann vor,

wenn das Partikel, der Stromlinie des Trägergases folgend, die Faser passieren würde. Durch die Trägheit des Partikels kann es der Umlenkung der Stromlinien durch die Faser nicht folgen und kontaktiert somit die Faser. Der elektrodiffruse Effekt tritt auf, wenn das Partikel und/oder die Faser Ladungen aufweisen und dadurch das Partikel mit der Faser in Kontakt kommt [32].

Die filternde Abscheidung von Partikeln erfolgt zumeist durch eine Kombination der selbigen.

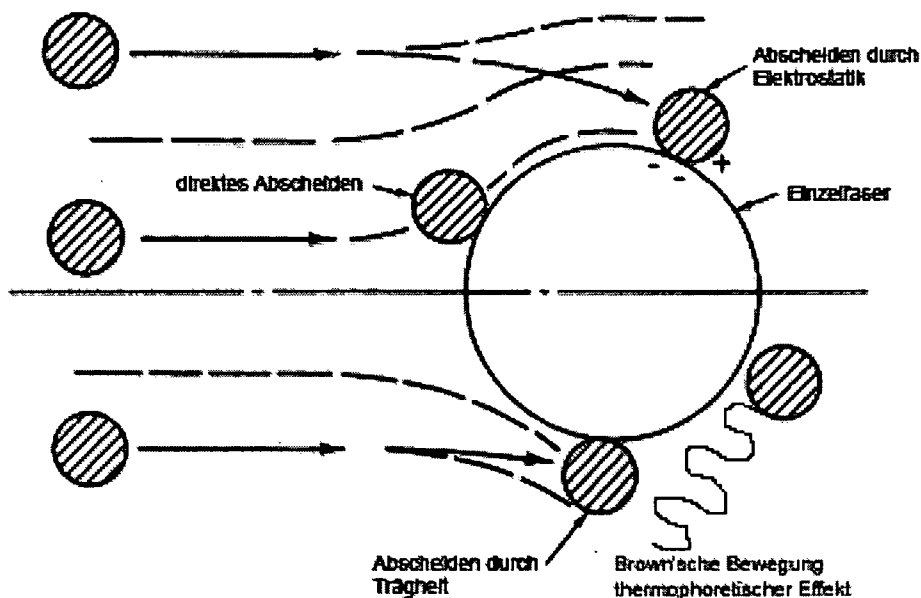


Abbildung 4-2: Mechanismen für das Abscheiden von Partikeln durch eine Einzelfaser [32]

Weitere Effekte, welche eine Abscheidung von Partikeln durch Fasern bewirken können, sind das Kontaktieren durch Brown'sche Bewegung oder in Folge des thermophoretischen Effekts.

Die Brown'sche Bewegung ist das regellose Zittern von Gasmolekülen, hier des partikelbeladenen Trägergases, wodurch die Gasmoleküle nicht stetig den Stromlinien folgen sondern diese immer wieder verlassen. Wenn nun Staubpartikeln entsprechend klein sind, $<1 \mu\text{m}$, so wird deren Bahn von der zufälligen Bewegung der Gasmoleküle beeinflusst. Dies kann in weiterer Folge dazu führen, dass Partikeln mit der Faser in Kontakt kommen, welche ohne Einfluss der zitternden Gasmoleküle die Faser passiert hätten, jedoch kann die Brown'sche Bewegung auch gegenteiliges bewirken, indem Partikeln

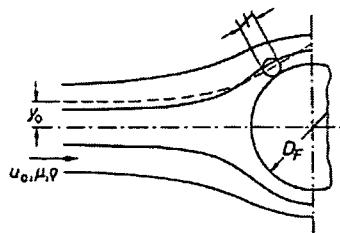
durch die regellos zitternden Gasmoleküle aus dem Wirkungsbereich der abscheidenden Faser bewegt werden.

Die Abscheidung durch den thermophoretischen Effekt tritt in Erscheinung, wenn das partikelbeladene Gas wesentlich wärmer ist als das Filtermittel bzw. die Faser. Durch Vorhandensein dieses Temperaturgradienten sind die Schwingungen der Gasmoleküle in entsprechender Entfernung zur Faser ausgeprägter als jene der Moleküle in unmittelbarer Umgebung der Faser. Dies bewirkt, dass Partikeln auf der faserabgewandten Seite höhere Impulse durch Gasmoleküle erhalten als auf der faserzugewandten Seite. Dies führt zu einer Annäherung zwischen Partikel und Faser [32]. Unabhängig, welche der zuvor beschriebenen Effekte ein Berühren der Partikeln auf der Faser bewirkt haben, so ist die Abscheidung der Partikeln aus dem Gasstrom nur erfolgt, wenn diese an der Faser haften bleiben.

In der Modellvorstellung hinsichtlich des Aerosolfiltrationsgangs im Inneren eines Filtermediums werden die Strömungsfelder um eine unbeladene, zylindrische Einzelfaser und verschiedene Abscheidemechanismen und somit unbeladene Filtermedien betrachtet.

4.1.2.2. Einzelfaser-Abscheidegrad

Hierbei betrachtet man eine isolierte Einzelfaser. Als Modell dient dazu der senkrecht angeströmte Zylinder [33], dargestellt in Abbildung 4-3.



u_0 Geschwindigkeit der ungestörten Anströmung

y_0 Koordinate der Grenzpartikelbahn

μ dynamische Gasviskosität

ρ Gasdichte

D_F Faserdurchmesser

x Partikeldurchmesser

Abbildung 4-3: Modell des durch eine Aerodispersion senkrecht angeströmten Zylinders [33]

Ein Partikel gilt dann als abgeschieden, wenn es zunächst mit der Kollektoroberfläche in Kontakt kommt, um anschließend daran haften zu bleiben. Dabei definiert man den Einzelfaserauftreffgrad als Maß für die Wahrscheinlichkeit, dass es zu einem Zusammenstoß zwischen dem Partikel und einer Einzelfaser des Filtermediums kommt, siehe Gleichung 4-1.

Der Haftanteil quantifiziert jenen Partikelanteil an der Gesamtzahl mit der Kollektoroberfläche in Kontakt kommender Teilchen, die an einer Einzelfaser haften bleiben.

$$\eta = \frac{2 \cdot y_0}{D_F} \quad \text{Gleichung 4-1}$$

η Einzelfaserauftreffgrad

y_0 Anfangskoordinate der Grenzpartikelbahn in der ungestörten Anströmung

D_F Faserdurchmesser

Das Produkt aus Einzelfaserauftreffgrad η und Haftanteil h wird als Einzelfaserabscheidegrad bezeichnet, siehe Gleichung 4-2.

$$\varphi = \eta \cdot h \quad \text{Gleichung 4-2}$$

φ Einzelfaserabscheidegrad

h Haftanteil

Der Abscheidegrad einer Faserschicht in Abhängigkeit von der Partikelgröße wird als Fraktionsabscheidegrad (Trenngrad) bezeichnet, definiert durch Gleichung 4-3. Der Fraktionsabscheidegrad η_{st} gibt an, welcher Megenanteil von jeder Korngröße bzw. Korngrößenfraktion in der Faserschicht abgeschieden wird.

$$\eta_{St}(d) = \frac{\frac{\Delta R_A}{\Delta d} \cdot (C_{roh} - C_{rein})}{\frac{\Delta R_{roh}}{\Delta d} \cdot C_{roh}} = \frac{\Delta R_A}{\Delta R_{roh}} \cdot \eta_G \quad \text{Gleichung 4-3}$$

η_{St} Fraktionsabscheidegrad der Korngröße bzw. Korngrößenfraktion d

ΔR_A Mengenanteil des abgeschiedenen Staubs

Δd Korngrößenfraktionsbreite

C_{roh} Rohgaskonzentration

C_{rein} Reingaskonzentration

ΔR_{roh} .. Mengenanteil im Rohgas

η_G Gesamtabscheidegrad $\eta_G = \frac{C_{roh} - C_{rein}}{C_{roh}}$

Da in der Theorie für die Filterauslegung meist konstante Größen ausschlaggebend sind, wie Filterkenngrößen, die einzig die Filtergeometrie beschreiben oder die Aufgabegutverteilung, welche durch das abzuscheidende Aerosol bestimmt wird, ist eine Auslegung des Filters über den Einzelfaser-Abscheidegrad möglich.

Man muss hierfür folgende vereinfachende Maßnahmen treffen, die dann in der Praxis zu überprüfen sind:

- Fasern gleicher Gestalt;
- Faserpositionierung senkrecht zur Anströmrichtung;
- Faserenden vernachlässigbar;
- kein Einfluss der Filtermittelstruktur (Faseranordnung);
- Vermischung des Aerosols hinter jeder Faser;
- keine Beeinflussung der Partikeln untereinander.

Jedoch werden mit diesem Modell nicht die Prozessänderungen während des andauernden Filtrationsgangs, bedingt durch Partikeleinlagerungen in das Filtermedium, erfasst.

4.1.2.3. Modellierung des Partikeleinlagerungsvorgangs

Wenn das Filtermedium mit Partikeln beladen ist, so wird die effektive Filterfläche innerhalb des Mediums erhöht, da die Oberfläche bereits

abgeschiedener Partikeln zusätzlich für das Anlagern weiterer zur Verfügung steht. So wird auch die Abscheideeffizienz gesteigert. Durch das stetige Einlagern von Partikeln in das Filtermedium nimmt der Widerstand für das durchströmende Gas zu, dies macht sich durch einen steigenden Druckverlust über das Filtermittel bemerkbar.

Deshalb muss ein Modell betrachtet werden, welches die Partikeleinlagerungseigenschaften eines Filtermittels und deren Einflüsse auf den eigentlichen Abscheidvorgang berücksichtigt.

Dabei wird ein staubbeladenes Filtermedium in zwei unterschiedliche Kategorien unterteilt [34]. Erstere beruht auf den eigentlichen Fasern des Mediums, die zweite behandelt das hypothetische Medium, welches aus durch Partikeln geformten Dendriten als abscheidende Fasern gebildet wird. Dies wird in Abbildung 4-4 dargestellt.

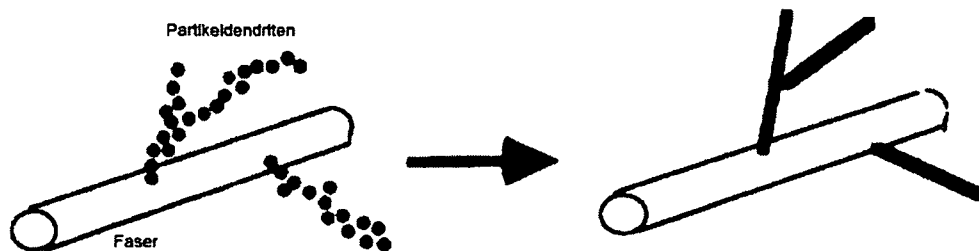


Abbildung 4-4: durch abgeschiedene Partikeln geformte Dendriten und deren Betrachtung als neue Fasern [35]

Dieser Ansatz ist gleichbedeutend jenem, dass der Druckverlust Δp_f durch das unbeladene Filtermittel und jener durch das hypothetische Medium Δp_p voneinander unabhängig sind. Dies zeigt Gleichung 4-4 [35].

$$\Delta p = \Delta p_f + \Delta p_p$$

Gleichung 4-4

In Wirklichkeit hat dieser Ansatz nur bedingt Gültigkeit, da eine gegenseitige Beeinflussung der eigentlichen Fasern und der Partikeldendriten hinsichtlich der ausgebildeten Strömungsfelder besteht [35]. Somit wurde auch ein zusätzlicher Druckverlust definiert, basierend auf den Volumenanteilen von Fasern und Dendriten bezogen auf das filternde Strukturvolumen, der die Faser-Dendritenströmungsfeldinterferenzen berücksichtigt [34]. Des Weiteren

wurde angenommen, dass die Partikeleinlagerungen und Partikeldurchmesser über die gesamte Filtermediumsdicke konstant sind [34].

Jedoch zeigte sich, dass die Anlagerungen von Partikeln innerhalb eines Filtermittels während der Tiefenfiltration nicht homogen sind [36]. Partikeln werden vermehrt in den rohgasseitig angeordneten Filtermediumsschichten abgeschieden.

Durch die fehlerbehaftete Annahme der homogenen Partikeleinlagerung über die gesamte Filtermitteldicke erhält man durch Anwendung des Druckverlustmodells nach [34] wesentlich geringere Druckverlustwerte als in der Realität.

Somit wurde ein Partikelpenetrationsprofil über die Tiefe des Filtermediums in dieses Modell inkludiert [35]. Dabei wird das Medium in eine bestimmte Anzahl N von Schichten unterteilt, dargestellt in Abbildung 4-5.

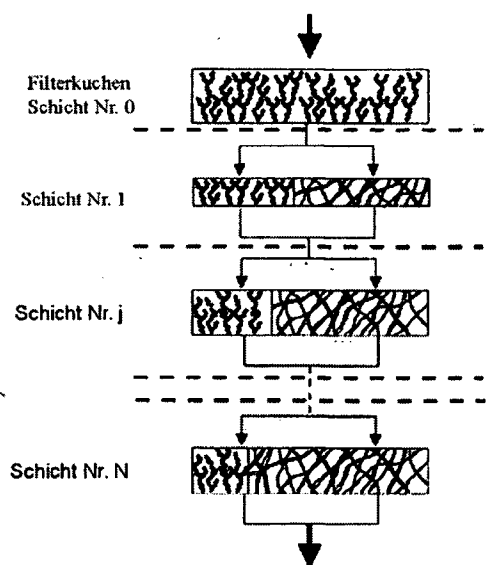


Abbildung 4-5: Unterteilung eines Filtermediums in eine bestimmte Anzahl N von Schichten mit unterschiedlicher Partikelbeladung [35]

Dieses Modell beruht auf der Annahme, dass das filternde, unbeladene Medium eine konstante Packungsdichte besitzt. Während dem Partikelabscheidvorgang wird jede der einzelnen Schichten in sich homogen mit Partikeln beladen und für eine Schicht j zu einer Zeit t gilt für die Partikeleinlagerungsdichte $a_{j,t}$ Gleichung 4-5 [35].

$$\alpha_{j,t} = \frac{\text{Volumen der abgeschiedenen Partikeln in Layer } j}{\text{Volumen des Layers } j}$$

Gleichung 4-5

Dieser Parameter variiert mit der Filtermitteltiefe und der Filtrationszeit.

Durch Betrachtung der Massenbilanz über einen Layer und im Wissen um die Abscheideeffizienz an der Einzelfaser kann die gesamte Abscheideeffizienz dieser Filtermediumsschicht bestimmt werden. Hinsichtlich der Einzelfaser ist festzustellen, dass es sich hierbei, wie zuvor beschrieben, sowohl um eine Filtermittelfaser als auch um Partikeldendriten handeln kann, siehe auch Abbildung 4-4.

Wenn die Partikelgrößenverteilung und Rohgaskonzentration bekannt sind, kann die Masse der abgeschiedenen Partikeln im Oberflächenlayer Nr. 0 bestimmt werden. Danach kann auf dieselbe Weise mit der neuen Partikelgrößenverteilung und Konzentration die angelagerte Partikelmasse im folgenden Layer Nr. 1 definiert werden.

Diese Methodik kann für jede der einzelnen Filtermittelschichten bis hin zur Reingasseite des Mediums angewendet werden. Somit kann der Druckverlust über die Filtrationszeit während des Partikeleinlagerungsvorgangs ermittelt werden.

Wenn die Packungsdichte im rohgasseitigen Oberflächenlayer ein Limit α_{lim} erreicht, beginnt aus diesem der Aufbau des Filterkuchens, gleichzeitig wird jedoch auch die Tiefenfiltration fortgesetzt, bis der sogenannte Übergangsbereich (gleichzeitiges Auftreten von Tiefen- und Oberflächenfiltration) verlassen wird. Dieser Kuchen besteht aus gebildeten Partikeldendriten, welche aus der Oberflächenschicht des Filtermediums Nr. 0 wachsen. Der Filterkuchendruckverlust wird durch [37] definiert.

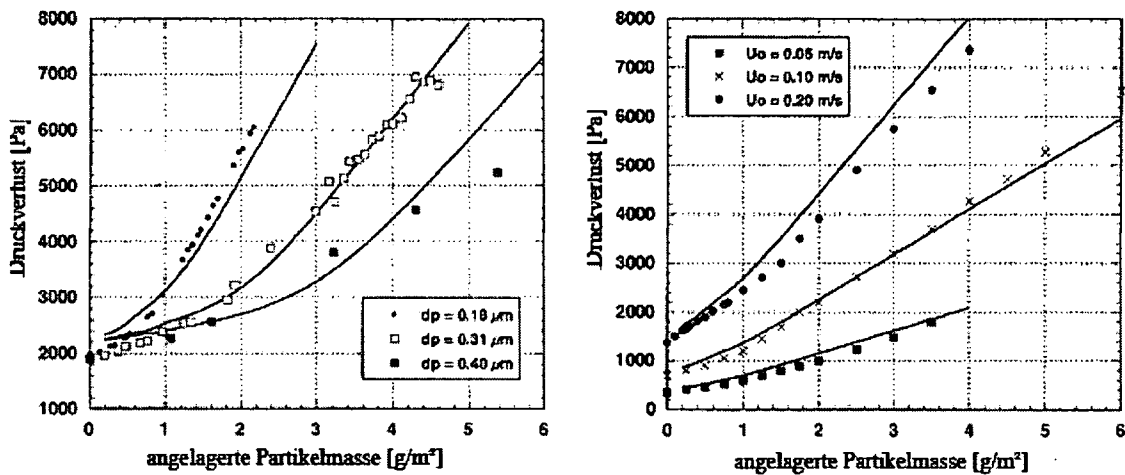


Abbildung 4-6: Vergleich des Filtrationsmodells mit experimentellen Ergebnissen [37]

Diese Modellvorstellung zeigt gute Übereinstimmung mit durchgeführten experimentellen Untersuchungen hinsichtlich der Abscheidung von Sodapartikeln durch einen Nadelfilz, siehe Abbildung 4-6.

Im linken Diagramm der Abbildung 4-6 werden die errechneten Druckverluste für drei unterschiedliche Partikelgrößen d_p über der abgeschiedenen Partikelmasse gemessenen Druckverlusten bei bestimmten Partikelmassen gegenübergestellt. Die Filtrationsgeschwindigkeit u_0 betrug konstant $0,30 m/s$. Es wird hierbei gute Übereinstimmung erzielt.

Im rechten Diagramm der Abbildung 4-6 werden die theoretischen und experimentellen Ergebnisse für die Abscheidvorgänge von Partikeln mit einem Durchmesser d_p von $0,15 \mu m$ mit drei unterschiedlichen Filtrationsgeschwindigkeiten u_0 dargestellt. Auch hier wird zwischen den errechneten und den experimentellen Druckverlusten über der Masse abgeschiedener Partikeln eine gute Übereinstimmung erzielt.

Zusätzlich wurde das Modell dem experimentell bestimmten Eindringprofil eines partikelbeladenen Filtermediums, ermittelt durch Konservieren des beladenen Filtermittels und anschließendem Abtragen der einzelnen Mediumschichten, gegenübergestellt. Durch diese Penetrationsanalyse wird das Rückhaltevermögen R der im Layer j eingelagerten Partikelmasse $m_{Layer j}$ zu der gesamten abgeschiedenen Partikelmasse $\sum m_{Layer j}$ nach Gleichung 4-6 definiert.

$$R = \frac{m_{\text{Layer } j}}{\sum m_{\text{Layer } j}}$$

Gleichung 4-6

In der folgenden Abbildung 4-7 wird ein Eindringprofil dargestellt, welches nach der zuvor beschriebenen Analyse ermittelt wurde.

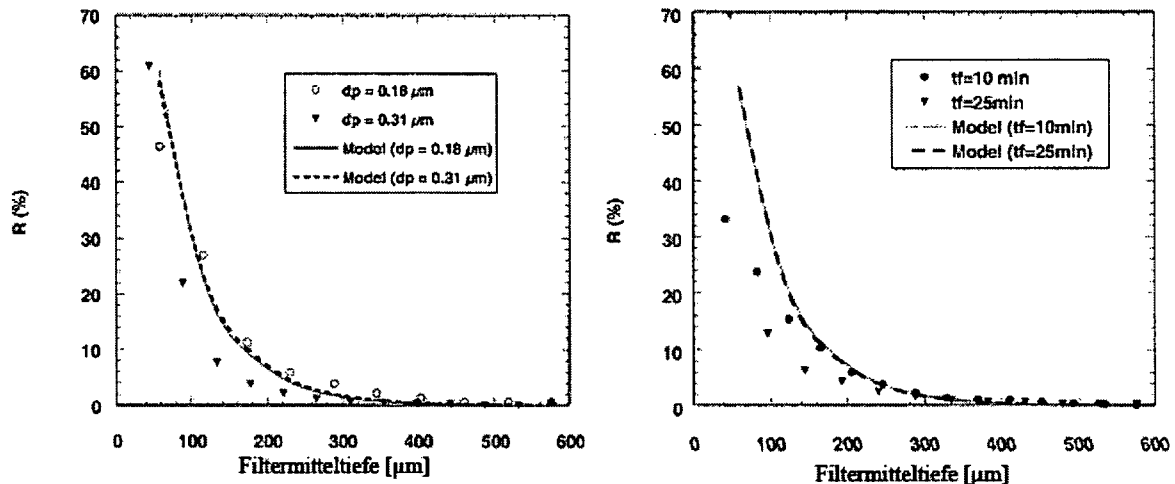


Abbildung 4-7: Vergleich zwischen dem Penetrationsmodell und experimentell bestimmtem Penetrationsprofil, erhalten bei einer Filtrationsgeschwindigkeit von 0,18 m/s [37]

Das linke Diagramm in der Abbildung 4-7 beinhaltet die Gegenüberstellung der Ergebnisse einer Partikeleindringanalyse mit jenen, welche durch das Modell errechnet wurden. Variiert wurde bei der Modellrechnung der Durchmesser d_p der abzuscheidenden Partikeln und es wird wiederum eine gute Übereinstimmung erzielt.

Im rechten Diagramm werden die Penetrationsprofile nach zwei unterschiedlichen Filtrationszeiten t_f und konstanter Partikelgröße mit den Modellergebnissen verglichen und erneut gute Übereinstimmung erhalten. Nur die Ergebnisse für die rohgasseitig nahen Layer zeigen deutliche Abweichungen.

Zusätzlich sei erwähnt, dass das Einlagerungsmodell keine signifikanten Abweichungen zeigt, wenn das Größenspektrum der abzuscheidenden Partikeln oder die Dauer des Filtrationsvorgangs variiert wird. Daher beschreibt dieses Modell nicht den Einfluss dieser Parameter auf den Abscheidvorgang und ist somit nicht repräsentativ für die tatsächlichen Vorgänge innerhalb des Mediums [37].

Des Weiteren muss festgehalten werden, dass die Mehrheit der Partikeln in den rohgasseitig oberflächennahen Filtermittelschichten abgeschieden wird, dies stimmt mit den nach [36] erhaltenen Ergebnissen überein.

Generell kann die Aussage getroffen werden, dass dieses Partikeleinlagerungsmodell die Mechanismen, welche das Beladen bzw. Verstopfen eines Filtermediums definieren, nur bedingt beschreibt. Somit müssen umfangreichere Untersuchungen hinsichtlich des Verstopfungsvorgangs von Filtermitteln durchgeführt werden, um die Vorgänge innerhalb eines Filtermediums während des Filtrationsprozesses vollständig aufzuklären.

4.1.2.4. Verstopfen eines Filtermediums

Während einer Filtermittelregeneration werden Partikeln an der Oberfläche und in der Tiefe des Mediums, welche innerhalb der letzten Filtrationszyklen abgeschieden wurden, teilweise entfernt. Wenn die Abreinigungen keine vollständigen sind, nimmt die Masse der jeweils nach einer Regeneration am bzw. im Filtermedium verbliebenen Partikeln stetig zu und es kommt zu einer Verstopfung des Mediums. Dies führt auch zu einem stetig zunehmenden Restdruckverlust, jenem Druckverlust, welcher unmittelbar im Anschluss an eine Abreinigung über das regenerierte Filtermittel detektiert wird. Dadurch treten auch kürzere Filtrationszyklenzeiten in Verbindung mit häufigeren Regenerationsvorgängen auf. Vermehrte Abreinigungen führen auch zu schnellerer Ermüdung des Filtermittels und dadurch zu kürzeren Standzeiten. Es kommt zu höheren Betriebskosten, bedingt durch vermehrten Druckluftbedarf und Filtermitteltausch. Durch die häufigeren Abreinigungsvorgänge wird darüber hinaus auch die mittlere Staubkonzentration im Reingas erhöht.

Wenn also ein bestimmter, hoher Restdruckverlust auf Grund der fortschreitenden Verstopfung vorherrscht, so ist das Ende der Standzeit des Filtermediums absehbar. Für die Verlängerung der Standzeit durch Verlangsamung des Verstopfungsvorgangs ist eine regelmäßig angewandte, effektive Abreinigung einzusetzen.

Um nun die passende Regenerationsmethode zu bestimmen, müssen alle Vor- und Nachteile der einzelnen Abreinigungsmöglichkeiten in Verbindung mit Partikelgrößen und –eigenschaften betrachtet werden [38].

4.1.2.4.1. Mechanismen der Filtermittelverstopfung

Für die Beurteilung des Verstopfungsverhaltens von Filtermittelporen wird der Filtrationsprozess oft auf mikroskopischer Ebene betrachtet. Dabei werden eine einzelne oder einige wenige Poren und das Abscheiden von Partikeln in diesen betrachtet.

In der folgenden Abbildung 4-8 und der Abbildung 4-9 wird das Anlagern von Partikeln an bzw. in Poren eines Filtermediums schematisch dargestellt.

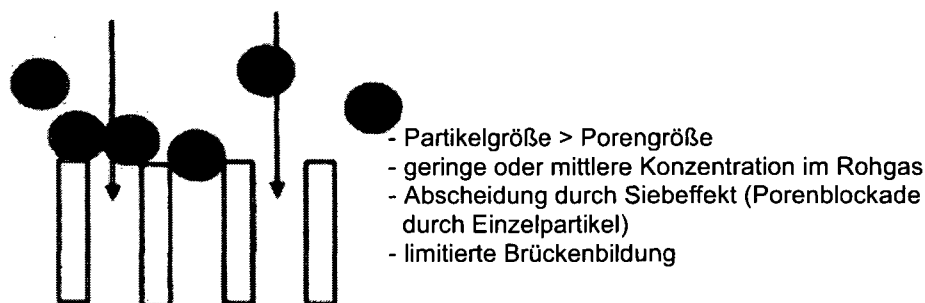


Abbildung 4-8: vollständiges Verstopfen des Filtermittels durch Porenblockade durch Einzelpartikeln [39]

Ein Extremfall ist vollständiges Verstopfen einer Pore, siehe Abbildung 4-8. Hier treffen abzuscheidende Partikeln, deren Durchmesser größer als jene der Poren sind, auf diese. Somit können die Partikeln nicht ins Innere des Filtermittels eindringen und verhindern gleichzeitig das Penetrieren weiterer Partikeln [39]. Dieser Abscheidemechanismus wird auch als Siebeffekt bezeichnet.

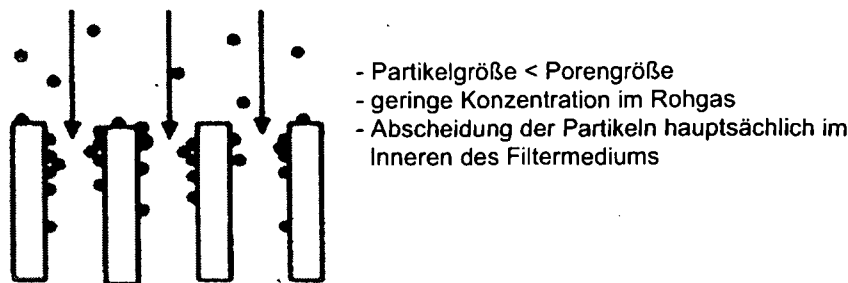


Abbildung 4-9: herkömmlicher Filtermittelverstopfungsvorgang [39]

Der herkömmliche Verstopfungsvorgang wird ausgelöst durch Partikeln mit kleinerem Durchmesser als jene der Poren, siehe auch Abbildung 4-9.

Weiters wird angenommen, dass das Porenvolumen indirekt proportional mit dem filtrierten Volumen abnimmt und dass die Partikeln in Folge der Abscheidemechanismen (Sperrereffekt, Trägheitseffekt usw.) in den Poren an den Kollektorflächen angelagert werden. Folglich kommt es zu keiner Filterkuchenbildung, da die Partikeln im Inneren des Filtermediums abgeschieden werden [39]. Wenn die limitierende Partikelmasse, welche im Filtermittel eingelagert werden kann, erreicht ist, kommt es zum Verstopfen des Filtermediums, wodurch kein ausreichender Gasvolumenstrom mehr das Filtermittel passiert.

Der Verstopfungsvorgang eines Filtermediums wurde ebenso von [40] mittels eines HEPA (High Efficiency Particulate Air) Glasfaserfilter untersucht. Es wurden Filtrationsexperimente durchgeführt, bei denen eine konstante Filtrationsgeschwindigkeit u_0 von 30 cm/s, eine Detektierung des Druckverlusts über das Filtermittel und annähernd monodisperser Teststaub, Sodapartikeln mit Durchmessern von 0,18, 0,31 und 0,40 μm , zur Anwendung kamen. Die Dauer t_f des Filtrationsprozesses wurde hingegen variiert, wodurch die Entwicklung des Druckverlusts während des Verstopfungsvorgangs der eingelagerten Partikelrestmasse, bestimmt durch Vermessen des Partikelkollektivs mit Hilfe eines Rasterelektronenmikroskops, gegenübergestellt werden konnte [40].

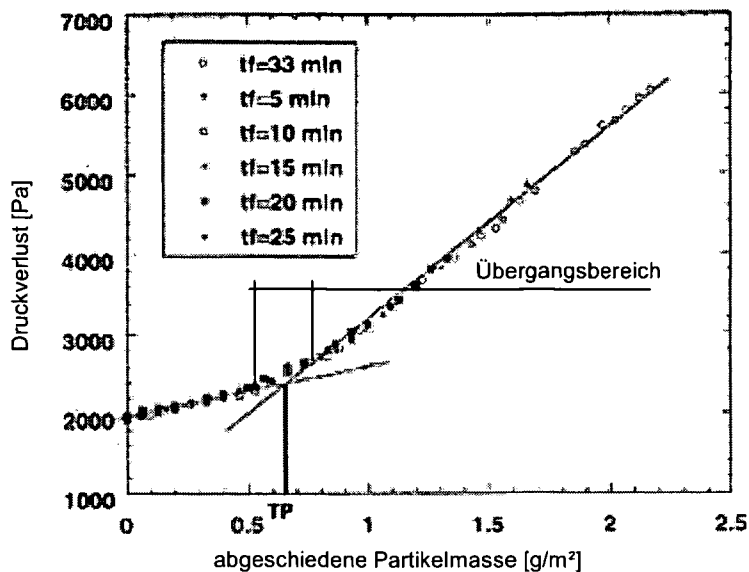


Abbildung 4-10: Druckverlust während des Verstopfungsvorgangs durch Sodapartikeln [40]

Der erfasste Druckverlust zeigte eine gute Reproduzierbarkeit, da die Druckverlustkurven aller durchgeführten Experimente im Wesentlichen deckungsgleich waren, siehe Abbildung 4-10. Wie erwartet, setzt sich der Filtrationsprozess im Wesentlichen aus zwei unterschiedlichen Vorgängen zusammen. Dieses Auftreten zweier Abschnitte während des Filtrationsprozesses wurde unterschiedlichen Partikelabscheidvorgängen zugeschrieben. Im ersten Abschnitt des Prozesses steigt der Druckverlust über das Filtermedium bis zum Erreichen der Einlagerung einer bestimmten Partikelmasse relativ langsam an, dies ist der zeitliche Bereich, in welchem Tiefenfiltration vorherrscht. Danach kommt es zu einer schnelleren Zunahme des Druckverlusts, welcher weiters linear wird. In diesem Abschnitt herrscht Oberflächenfiltration vor, wobei der gebildete Filterkuchen die Abscheidung von Partikeln vornimmt und dadurch stetig wächst (linearer Anstieg des Druckverlusts). Der Punkt, an dem die Druckverlustzunahme beschleunigt wird, wird hier mit Übergangspunkt (Transition Point) TP bezeichnet und wird experimentell durch den Schnittpunkt der beiden Filtrationsabschnittstangenten erhalten, siehe Abbildung 4-10. Da während einem gewissen zeitlichen Abschnitt Tiefen- und Oberflächenfiltration gemeinsam auftreten, neben der Abscheidung von Partikeln in der Tiefe des Filtermediums beginnt gleichzeitig der Filterkuchenaufbau aus der Oberflächenschicht des Mediums, ist neben dem Übergangspunkt TP auch

ein Übergangsbereich zu definieren. Dieser filtrationszeitliche Übergangsbereich beinhaltet also beide Filtrationsarten, der Übergangspunkt TP liegt in diesem Abschnitt.

Mittels Elektronenmikroskop wurden auch abgeschiedene Partikeln bzw. deren Formationen zu unterschiedlichen Filtrationszeiten untersucht. Am Beginn der Filtration wurden die Partikeln im Inneren des Filtermittels eingelagert (Tiefenfiltration) und bildeten dort kettenähnliche Agglomerate, siehe Abbildung 4-11, links [40].

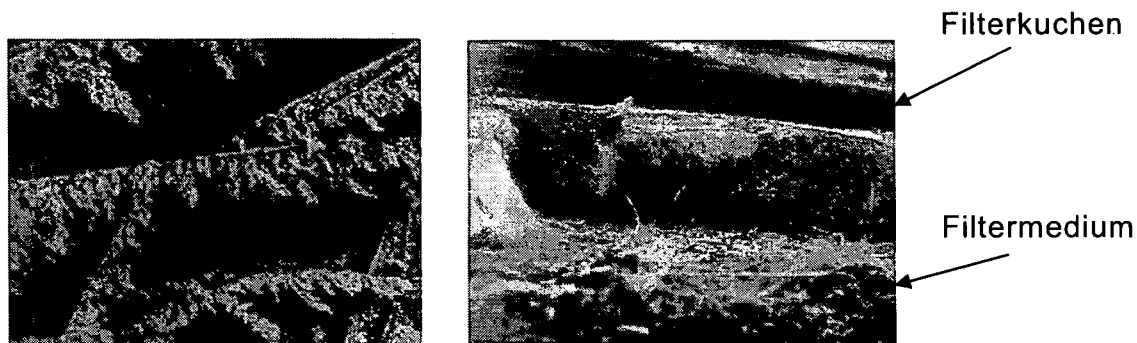


Abbildung 4-11: Aufnahmen eines frühen Filtrationsabschnitts von Sodapartikeln (links) und des Filterkuchens bzw. der Filtermittelloberfläche am Ende des Filtrationsprozesses (rechts) [40]

Der lineare Anstieg des Druckverlusts nach dem Übergangspunkt TP bzw. dem Übergangsbereich wurde der Bildung des Filterkuchens zugeschrieben, siehe Abbildung 4-11, rechts.

[40] stellte weitere Untersuchungen hinsichtlich des Übergangspunkts an. Dabei wurden die Einflüsse von Variationen der Filtrationsgeschwindigkeit und der Partikelgröße bei konstanter Konzentration im Rohgas betrachtet. Es zeigte sich, dass der Übergangspunkt TP durch Ändern der Filtrationsgeschwindigkeit u_0 innerhalb eines Bereichs von 3 bis 50 cm/s konstant blieb. Daraus resultiert, dass die Ausbildung von Partikeldendriten unabhängig von der Anströmgeschwindigkeit des Filtermittels ist.

Eine Variation des Durchmessers der abzuscheidenden Partikeln zog eine lineare Abhängigkeit zwischen dem Übergangspunkt TP und Partikeldurchmesser d_p nach sich, siehe folgende Gleichung 4-7 [40].

$$TP = 3,975 \cdot d_p$$

Gleichung 4-7

Dies ließ den Schluss zu, dass im gegenständlichen Fall kleine Partikeln zu einer schnelleren Dendritenbildung im Inneren des Filtermediums führen und somit den Verstopfungsvorgang beschleunigen, der Übergangsbereich wird schneller passiert.

Der Verstopfungsvorgang eines Nadelfilzes und dessen Einfluss auf den Verlauf des Filtrationsprozesses wurde auch von [38] untersucht. Es zeigte sich, dass der Regenerationsvorgang des Filtermediums eines der wesentlichen Kriterien hinsichtlich kontinuierlichen Betriebs ist, da die Abreinigungen den Verlauf der Filtrationszykluszeiten und den jeweiligen Restdruckverlustverlauf bestimmen.

Die Regeneration des Filtermittels ist in erster Linie abhängig von der Art der Abreinigungsdurchführung und in weiterer Folge auch wie und wo die Partikeln im bzw. am Filtermedium während des vorangegangenen Filtrationszyklus ein- und angelagert wurden [38].

Für die Regeneration von Nadelfilzen wird oft die Druckstoßabreinigung angewendet, welche drei Abschnitte zeigt [41]:

- Beschleunigen des Filtermediums und des Filterkuchens durch den eingeleiteten Druckstoß bis das Limit der Filtermittelausdehnung erreicht wird;
- Abbremsen des Filtermediums;
- Abschleudern des Kuchens durch Überschreiten der Haftkräfte zwischen Kuchen und Mediumsoberfläche.

Durch den Druckstoß, bei welchem ein Gasvolumenstrom das Filtermittel entgegengesetzt zur eigentlichen Filtrationsrichtung, also von der Rein- zur Rohgasseite, durchströmt, kann es ebenso zu Ablösungen von Partikeln kommen, die zuvor in der Tiefe des Filtermittels abgeschieden wurden.

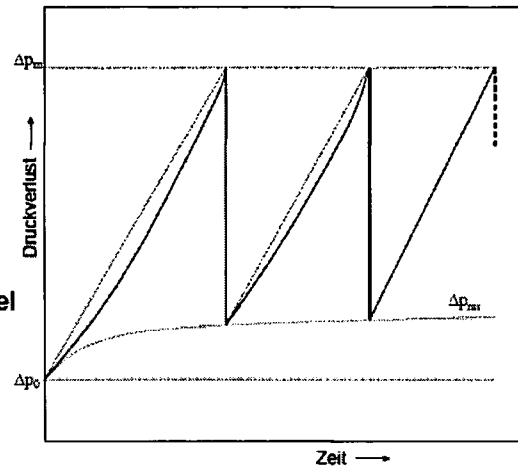
Die Anordnung von Partikeln während des Abscheidevorgangs auf der Filtermitteloberfläche bzw. im Inneren des Mediums, speziell von denen, welche nicht durch die Abreinigung entfernt werden können, ist von wesentlicher Bedeutung hinsichtlich der Regeneration. Für den Verbleib der nicht abreinigbaren Partikeln im bzw. am Filtermittel bestehen zwei Möglichkeiten, siehe Abbildung 4-12 [38]. Erstere ist das Anlagern in der, der Rohgasseite zugewandten, Oberflächenschicht des Filtermediums, dem PF-

Layer (partial fibre layer), siehe Abbildung 4-12, oben. Wenn dies die einzige Art des Verbleibens von Partikeln nach der Abreinigung ist, so steigt der Druckverlust über Filterkuchen und Medium während eines einzelnen Abscheidezyklus nahezu linear mit der Filtrationsdauer, siehe auch Abbildung 4-12, oben rechts. Der Restdruckverlust hängt von der Ausbildung dieser nicht abreinigbaren Schicht im Inneren des Filtermittels ab. Er steigt mit zunehmender Dicke dieses Layers.

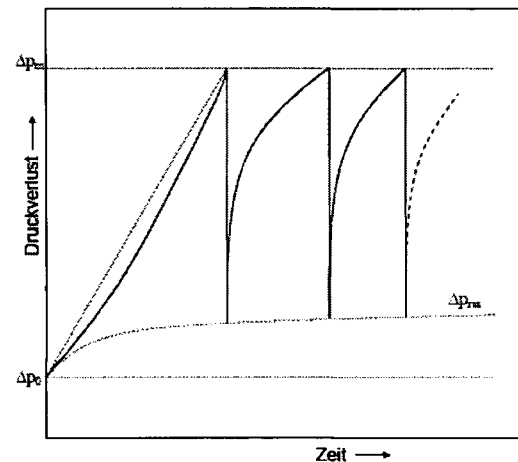
Sollten nun nach einer durchgeführten Abreinigung ebenso Partikeln bzw. Filterkuchenrückstände an der Oberfläche des Filtermediums verbleiben, so liegt „patchy cleaning“ vor. Dies wird in Abbildung 4-12, unten dargestellt. In diesem Fall lagern sich die Partikeln zu Beginn des neuen Filtrationszyklus hauptsächlich an den Filtermitteloberflächenbereichen an, wo zuvor eine vollständige Kuchenabreinigung der Mediumsoberfläche erfolgte. Dies führt zu anfänglich schnellem Ansteigen des Druckverlusts innerhalb der einzelnen Filtrationszyklen wie es in Abbildung 4-12, rechts unten dargestellt wird.



vollständige Filterkuchenentfernung nach den einzelnen Filtrationszyklen, kein patchy cleaning



teilweise Filterkuchenabreinigung eines verstopften Filtermittels, patchy cleaning



- p_0 Leerdruckverlust
- p_m Abreinigungsdruck
- p_{res} Restdruckverlust

Abbildung 4-12: schematische Darstellung einer vollständigen (oben) und teilweisen Filterkuchenabreinigung, dem sogenannten patchy cleaning (unten) [38]

Somit ist ein wesentlicher Teil des Filtrationsprozesses das Einstellen des Gleichgewichts zwischen abgereinigten und verbleibenden Partikeln mit akzeptablen Restdruckverlusten und Filtrationszyklenzeiten. Wenn dies nicht erreicht wird, steigt der Restdruckverlust bis zu Werten, welche eine Fortführung des Filtrationsprozesses durch zu hohe Filtrationswiderstände über das Medium behindern. Diese hohen Restdruckverluste bewirken auch eine Reduzierung der Zykluszeiten.

4.1.2.5. Partikelpenetration durch das Filtermittel

Um das Ablösen eines bereits im Inneren des Mediums abgeschiedenen Partikels und das Wandern in Richtung der Reingasseite zu ermöglichen, muss die Haftkraft zwischen Partikel und Faser durch Einwirken einer Ablösekraft überwunden werden. Diese Kräfte, welche das Ablösen bereits abgeschiedener Partikel bewirken können, sind:

- Trägheitskräfte Faser/Partikel;
- Strömungskräfte, bewirkt durch das Trägergas;
- Impulse durch Kollision eines Partikels mit einem bereits abgeschiedenen.

Daraufhin bewegt sich das Partikel durch das Filtermittel bis es an einer weiteren Faser haften bleibt oder an der Reingasseite des Filtermediums austritt, siehe Abbildung 4-13. Die notwendige, äußere Kraft für das Ablösen von Partikeln kann aus Einwirkungen des Gasstroms oder durch das Auftreffen eines anderen Partikels resultieren. Deswegen tritt das Wandern von Partikeln durch das Filtermedium von der Roh- zu der Reingasseite während des gesamten Filtrationsprozesses auf.

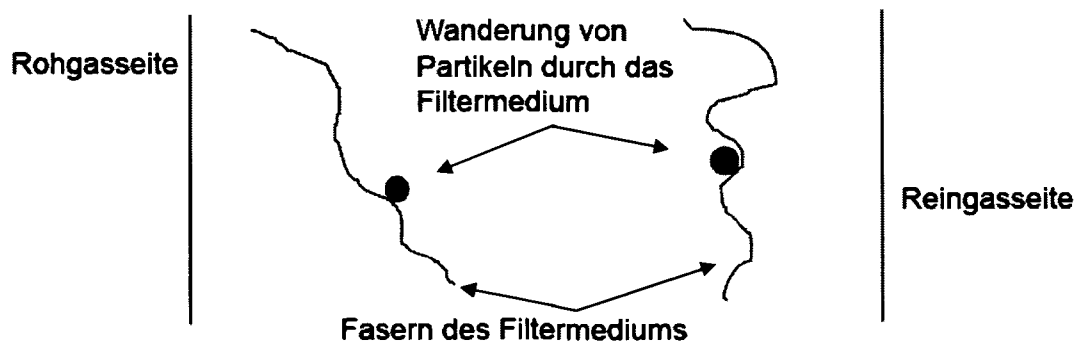
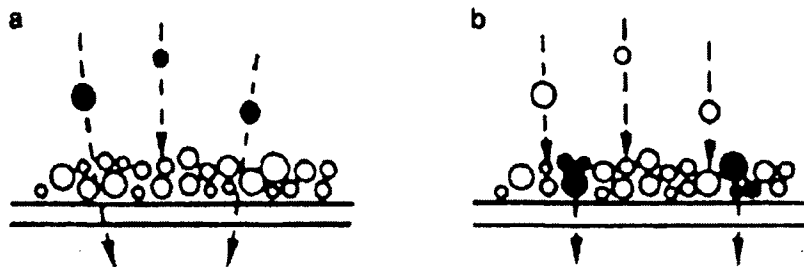


Abbildung 4-13: Wanderung von Partikeln durch ein textiles Filtermedium

Jedoch ist es wahrscheinlicher, dass dieser Effekt eher während der Abreinigung des Filtermittels auftritt, da höhere Ablösekräfte, ebenso Trägheitskräfte, Strömungskräfte oder Impulse durch bereits abgelöste Partikeln, im Inneren des Mediums auftreten als während des eigentlichen Filtrationsprozesses. Diese Ablösevorgänge, bewirkt durch die Filtermediumsregeneration, können ebenso teilweise für die messbaren Partikelkonzentrationsspitzen im Reingas nach jedem Abreinigungsvorgang

verantwortlich gemacht werden. Des Weiteren sind noch zwei andere Mechanismen für den Partikeldurchtritt von der Roh- zur Reingasseite von Bedeutung [33], siehe Abbildung 4-14.



a: direkter Partikeldurchtritt

b: Bildung von „pin holes“

Abbildung 4-14: Partikelwanderung durch Filterkuchen und -medium

In Bild a der Abbildung 4-14 wird das direkte Durchdringen des Filterkuchens und des Filtermediums durch Partikeln schematisch dargestellt. In diesem Fall werden die Partikeln durch den Trägergasstrom von der Roh- auf die Reingasseite transportiert ohne weder an bereits abgeschiedenen Partikeln noch an Fasern des Mediums haften zu bleiben. Ein Kollidieren mit Fasern und/oder bereits abgeschiedenen Partikeln kann ohne Weiteres auftreten, jedoch sind in diesem Fall die Haftkräfte nicht ausreichend.

In Bild b der Abbildung 4-14 wird eine Formation von kleinen Löchern im Filterkuchen, sogenannten „pin holes“ dargestellt, welche durch lokal hohe Filtrationsgeschwindigkeiten entstehen. Bedingt durch Auftreten des Düseneffekts in den pin holes können diese nicht mehr durch Partikeleinlagerung geschlossen werden. Die Entstehung und Einflüsse der pin holes wurden experimentell untersucht [42]. Der Trägergasstrom wurde dabei mit Aluminiumpartikeln beladen. Bei Filtrationsgeschwindigkeiten von rund 110 m/h wurden erste pin holes im Filterkuchen detektiert, bei Geschwindigkeiten von mehr als 170 m/h kam es vermehrt zur Bildung von pin holes. Wenn die abzuscheidenden Partikeln einen geringeren Durchmesser als die betrachteten pin holes aufweisen, so werden keine Partikeln mehr innerhalb dieser pin holes abgeschieden, bedingt durch den bereits zuvor erwähnten Düseneffekt und damit verbundenen hohen

Strömungsgeschwindigkeiten in diesen durch die Querschnittsverengung. Somit bleiben diese pin holes während des Filtrationsprozesses bestehen.

4.2. Aufgabenstellung zur Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel

Der Verstopfungs- und der Abreinigungsvorgang zeigen u. a. eine deutliche Abhängigkeit von den oberflächennahen Filtermittelschichten bzw. der Filtermitteloberfläche. Deshalb werden verschiedene Oberflächenbehandlungsverfahren eingesetzt, um die Abreinigungseigenschaften von Filtermedien zu verbessern (siehe Kapitel 4.3.2, Seite 223). Die Durchführung einer solchen Behandlung verändert die Oberflächenstruktur des Filtermittels. Bisher angewandte Untersuchungsmethoden hinsichtlich der Porositätsbestimmung eines textilen Filtermittels ergeben nur eine mittlere Porosität über die Dicke eines Filtermediums, jedoch muss festgehalten werden, dass durch die Durchführung einer Oberflächenbehandlung ein Porositätsverlauf über die Filtermitteldicke gegeben ist. So weisen die Filtermittelschichten an bzw. unter der behandelten Oberfläche durch Faserverschmelzung und Komprimierung eine geringere Porosität auf, welche mit zunehmender Schichttiefe in Richtung der unbehandelten Filtermitteloberfläche abnimmt. Daher soll eine Methodik entwickelt werden, welche es ermöglicht, die oberflächennahe Filtermittelstruktur bzw. deren Änderung hinsichtlich des Porositätszustands zu analysieren, um den Einfluss und die Effektivität der angewandten Oberflächenbehandlung zu erfassen. Die Analyse der Oberflächenstruktur von Filtermedien soll mittels Auflichtmikroskopie in Kombination mit computergestützter Bildanalyse bewerkstelligt werden. Um auch die Änderungen der Filtrationseigenschaften durch eine Oberflächenbehandlung zu bestimmen, sollen derart behandelte Filtermedien einem Testlauf unterzogen werden, beispielsweise mittels Filtermittelprüfständen des Typ I (siehe Kapitel 4.6.3, Seite 261) und Typ II (siehe Kapitel 4.6.4, Seite 277) nach VDI-Richtlinie 3926 [43].

4.3. Filtermedien

Das Filtermedium ist eine der wesentlichen Einflussgrößen auf den Filtrationsprozess und dessen Effektivität. [44] definierte ein Filtermedium als jegliches durchlässiges Material, an oder in dem Partikeln in Folge eines Filtrationsprozesses abgeschieden werden.

Des Weiteren wird ein Filtermedium durch chemische und mechanische Eigenschaften charakterisiert und weist eine komplexe dreidimensionale Struktur auf [45].

Membranen als Filtermittel gewinnen stetig an Bedeutung und werden zur Abscheidung von festen Partikeln im μm -Bereich verwendet. Diese Membranen weisen einige anwendungstechnische Probleme auf, so sind diese empfindlich gegenüber unsachgemäßer Handhabung und benötigen unterstützendes Trägermaterial, welches bei Versagen die Membran beschädigen kann. Des Weiteren sind die Membranen teuer in der Herstellung und bringen Probleme bei deren Verankerung auf dem Trägermaterial mit sich. Auch weisen sie größere Leerdruckverluste auf. Vorteilhaft sind jedoch geringere Druckverlustanstiegsraten, eine höhere Abscheideeffizienz, ersichtlich aus niedrigeren Reingaskonzentrationen, und gute Abreinigungseigenschaften durch meist glatte Oberflächen.

Häufig kommen Textilfiltermedien in Form dreidimensionaler Filze zum Einsatz, welche sich nach wie vor behaupten. Die Herstellungskosten sind geringer, die Handhabung einfacher und sie erreichen auch im Fall zu filternder Partikeln im μm -Bereich eine hohe Abscheideeffizienz [46]. Gewebe hingegen verlieren stetig an Bedeutung.

Dieses Kapitel behandelt textile Filtermittel, hauptsächlich Vliesstoffe, und deren vorwiegend zur Anwendung kommenden Herstellungsmethoden. Des Weiteren werden auch Gewebe und verschiedene Oberflächenbehandlungsverfahren betrachtet.

4.3.1. Textile Filtermedien

Textile Filtermedien können durch Verwendung einer Vielzahl von synthetischen Fasern, einigen natürlichen Fasern und auch anorganischen

Fasern, welche eine Minderheit bilden, jedoch stetig an Bedeutung gewinnen, hergestellt werden.

Synthetische Fasern sind als Rohmaterial für die Filtermittelherstellung weit verbreitet, da diese reproduzierbar in gleich bleibender Qualität hergestellt werden können und widerstandsfähiger gegenüber unterschiedlichen Filtrationsbedingungen sind als natürliche Fasern [47]. Textile Filtermedien können auch in verschiedensten Formen hergestellt werden. Diese Variationen von Materialien und Formen, welche in der Herstellung der Filtermittel zum Einsatz kommen, führen auch zu vielzähligen Handelsnamen auf dem Weltmarkt. Für einen besseren Überblick definierte [44] fünf Kategorien textiler Filtermittel:

- Faservliese;
- Vlieswirkstoffe;
- Gewebe;
- Folien;
- Komposit-Medien.

4.3.1.1. Vliesstoffe

Der erste bedeutende Schritt hinsichtlich der Entwicklung von Filzen war die Herstellung einiger tausend Laufmeter verklebten Fasernetzes 1942 in den USA, für welches der Begriff Filz verwendet wurde. Seit damals wurden viele Verbindungstechniken in der Produktion von Filzen angewendet, z. B. nasses und trockenes Schichten, Vernadeln und Verwirbeln. Des Weiteren wurde das Verbinden unterschiedlicher Fasern durch Laminieren immer bedeutender. es handelt sich dabei um Komposit-Medien. Die Einführung dieser unterschiedlichen Herstellungsmethoden stellte die Frage nach dem Umfang der Gruppe der Vliesstoffe.

Die Definition eines Vliesstoffes nach [48] ist jene, dass es sich bei einem Vlies um eine Faserschicht handelt, einem Verbund zufällig oder regelmäßig angeordneter Fasern bzw. Fäden. Auch eine Kombination dieser Vliesstoffe durch chemische oder mechanische Verbindung mit textilen oder nicht textilen Materialien wie konventionellen Textilien, Kunststofffolien, Schaumstoffschichten, Metallfolien usw. ist möglich.

4.3.1.1.1. Herstellung von Nadelfilzen

Vliesstoffe bestehen aus einer Vielzahl einzelner Fasern, welche miteinander verbunden werden, um eine dreidimensionale Struktur zu bilden. Es kommen hauptsächlich zwei Verfahren zum Einsatz. Ersteres, ein mechanischer Prozess, ist das Vernadeln, die zweite Möglichkeit ist jene des chemischen oder adhäsiven Bindens der Fasern untereinander.

Das Prinzip des Vernadelns mit widerhakenbewehrten Nadeln wird in Abbildung 4-15 verdeutlicht.

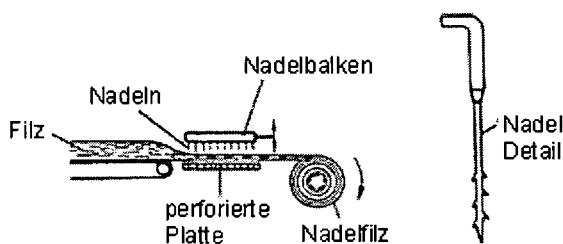


Abbildung 4-15: schematische Darstellung des Vernadelns mittels widerhakenbewehrter Nadeln [44]

Ausgangsprodukt für die Herstellung eines Nadelfilzes ist ein Flor, welches durch herkömmliches Kardieren hergestellt wird. Das Kardieren dient zur ersten Ausrichtung der losen Textilfasern zu einem Flor oder Vlies. Maschinen zum Kardieren werden mit Krempel, Kardiermaschine oder Karde bezeichnet. Das bereitgestellte Fasergut wird auf der Karde durch den Tambour, eine Walze, bewehrt mit Häkchen am Umfang, erfasst. Durch die Rotation des Tambours werden die Fasern an Brettern oder kleinen Walzen, welche ebenfalls mit Häkchen bestückt sind, vorbeibewegt. Die Fasern werden durch diese Häkchen parallel ausgerichtet. Danach werden die Fasern von einer weiteren Walze abgenommen. Die Abnehmerwalze hat die Rotationsrichtung des Tambours, dreht sich aber langsamer. Dadurch werden die Fasern aus den Häkchen des Tambours „ausgehängt“. Von der Abnehmerwalze wird das breite Faserband, der Flor oder das Vlies, abgezogen.

Der Kardiervorgang richtet die Fasern also in Längsrichtung der apparativen Vorrichtung aus, wodurch das entstehende Vlies in dieser Richtung mechanisch wesentlich widerstandsfähiger ist als in der Querrichtung. Alternativ können Faserschichten rechtwinkelig übereinander gelegt werden

(Kreuzleger, siehe auch Abbildung 4-18), um den Unterschied der Festigkeiten in Längs- und Querrichtung auszugleichen. Die Anzahl der übereinander angeordneten, kardierten Schichten hängt von der gewünschten Dicke des zu fertigenden Nadelfilzes ab.

Anschließend wird der lose Verbund von Fasern durch Vernadeln mittels auf einem Nadelbalken angebrachten Nadeln verdichtet, siehe Abbildung 4-15 und Abbildung 4-16. Hierbei wird der Balken mit Reihen spezieller Nadeln mit bis zu 2000 Hüben pro Minute in und aus dem Filz bewegt.

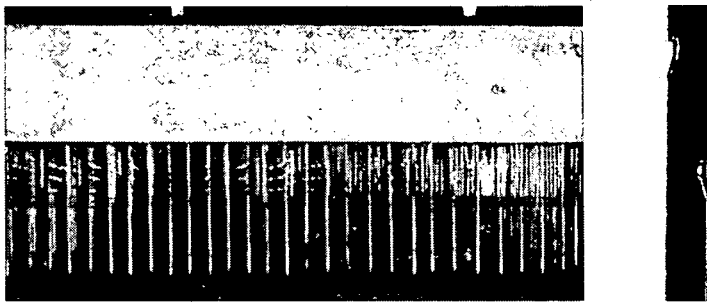


Abbildung 4-16: Nadelbalken (links) und Darstellung einer 20-fach vergrößerten filzschonenden „no-kick-up Nadel“ (rechts) [41]

Wenn die Nadeln in den Filz eindringen, werden Fasern, welche durch die Widerhaken an den Nadeln erfasst werden, durch den Filz bewegt. Durch das Design der Haken verbleiben die soeben durch den Filz bewegten Fasern beim Herausziehen der Nadeln in ihrer Position.

Die Effekte des Vernadelns sind das mechanische Verknüpfen von Fasern und das Komprimieren auf die erforderliche Filzdicke.

In den letzten Jahren wurden neue Nadeldesigns entwickelt wie z. B. die „no-kick-up Nadel“, gezeigt in Abbildung 4-16, rechts. Verglichen mit vorangegangenen Designs können diese Nadeln mehr Fasern pro Hub für das Vernadeln aufnehmen, um den selben Verfestigungsgrad mit einer geringeren Anzahl an Filzeinstichen zu erreichen. Des Weiteren weisen diese Nadeln geringere Abmessungen auf. Dies bringt kleinere Löcher durch das Eindringen der Nadeln und somit ein verbessertes Oberflächenfinish mit sich. Eine weitere Entwicklung ist das Vernadeln von beiden Seiten des Filzes, dadurch wird die Homogenität des gefertigten Nadelfilzes gesteigert.

In Abbildung 4-17 werden die Ausrichtung der Filzfasern und deren Umorientierung durch das Vernadeln dargestellt.

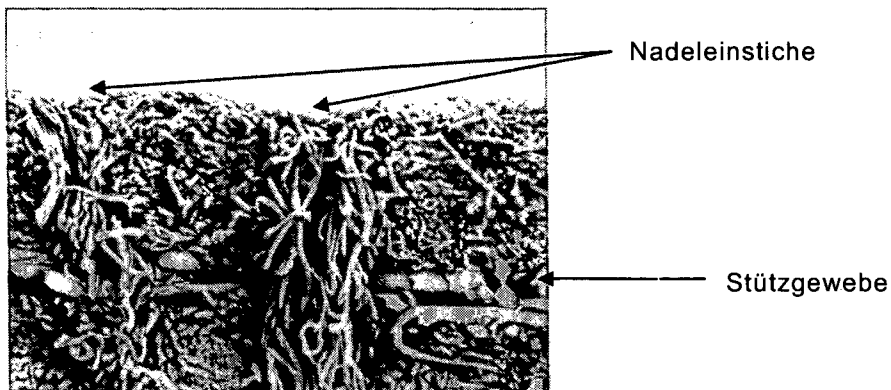


Abbildung 4-17: Querschnitt eines Nadelfilzes, 62-fach vergrößert, erkennbar die Ausrichtung der Filzfasern und deren Umorientierung im Bereich der Nadeleinstiche [44]

In dieser Abbildung 4-17 sieht man zwei Einstichstellen. Die im Vergleich zur umliegenden Faserstruktur umorientierten Fasern sind leicht zu identifizieren. Während eines Filtrationsprozesses ist der Nadelfilz oft großen mechanischen Belastungen ausgesetzt und kann dadurch leicht deformiert werden. Deshalb kommen oft Stützgewebe zum Einsatz, welche vor dem Vernadeln in die Struktur des Filtermediums integriert werden, siehe auch Abbildung 4-17. Dies erhöht die mechanische Stabilität des Nadelfilzes und macht diesen weniger anfällig gegenüber Deformationen während des Filtrationsprozesses. Ebenso wird der Abscheidevorgang bzw. die Abscheideeffizienz durch Einbringen eines Stützgewebes beeinflusst, da dieses eine geringere Porosität als die restliche Filzstruktur aufweist. Es wird ein für abzuscheidende Partikeln schwerer penetrierbarer Layer gebildet [47]. Die Mehrheit der Partikeln kann nur bis zu diesem Layer, sprich dem Stützgewebe, vordringen. Partikeln, welche das Stützgewebe passieren, werden auch auf ihrem weiteren Weg durch das Filtermedium nicht mehr abgeschieden. Zwar besteht die Möglichkeit, dass sie an Fasern reingasseitig des Stützgewebes haften bleiben, sie werden jedoch während des darauf folgenden Abreinigungsgangs wieder abgelöst und dringen weiter Richtung Reingasseite des Filtermittels vor [41].

In den USA haben Nadelfilze mit Stützgewebe in der Praxis eine geringere Bedeutung. Viel mehr werden hier Fasern, welche eine hohe mechanische Stabilität aufweisen, in den Nadelfilz gewebt, um den Filz vor Deformationen zu bewahren. [49] verglich experimentell Nadelfilze mit Stützgewebe und jene

mit unterstützenden Fasern hinsichtlich ihrer Filtrationseigenschaften und mechanischen Stabilität.

Im Rahmen seiner Experimente stellte [49] einen mit Polyesterfasern verstärkten Nadelfilz einem mit Stützgewebe gegenüber. Die mechanischen Eigenschaften waren unter hohen Belastungen sehr ähnlich, unter geringeren Belastungen wies der Filz mit Stützfasern etwas höhere Dehnungen auf. Danach wurden auch die Filtrationseigenschaften der beiden unterschiedlichen Nadelfilze mittels Testprüfstand untersucht. Wie bereits erwähnt, waren auch die Ergebnisse hinsichtlich der Abscheideeffizienz vergleichbar. Jedoch haben die Nadelfilze, deren mechanische Stabilität durch Stützfasern erhöht wird, einen Nachteil. Sie weisen geringere Standzeiten im Vergleich zu Nadelfilzen mit Stützgewebe auf, da der Verbund aus Filz und Stützfasern mit Fortdauer des Filtrationsprozesses durch die mechanischen Belastungen schneller geschädigt wird.

4.3.1.1.2. Faservliese

Faservliese können im Wesentlichen in drei Kategorien unterteilt werden:

- nass gesponnene Vliese;
- trocken gesponnene Vliese;
- verwirbelte Vliese.

Bei der Methode des nassen Spinnens werden natürliche oder synthetische Fasern mit einer Länge von einigen Millimetern in Wasser dispergiert. Diese Dispersion wird auf bewegte Lochplatten oder Siebe aufgebracht, auf denen die Trocknung durch eine Kombination von Vakuum und Druck vorgenommen wird. Die getrockneten Fasern verbleiben in Form zufällig angeordneter Strukturen auf den Platten. Auch das Nassspinnen von verschiedenen Faserarten oder das Einbinden von Filtermittelschichten mit speziellen Eigenschaften (z. B. Stützgewebe oder Microfaserschichten) und somit einer Änderung des Filtrationsverhaltens ist möglich. Weiters kann ein Bindemittel während oder nach dem Trocknen aufgebracht werden, um die Struktur der Vliese zu festigen. Nass gesponnene Filtervliese zeichnen sich durch hohe

mechanische Stabilität trotz oftmals nur geringen Dicken von 0,1 bis 1,5 mm aus [47].

Bei der Herstellung von trocken gesponnenen Filtervliesen wird zuerst Vlies aus kurzen Fasern mittels Kardieren hergestellt. Danach werden mehrere Schichten übereinander gelegt. Je nach Anordnung der einzelnen Schichten zueinander kann man die Festigkeit in bestimmten Richtungen erhöhen z. B. durch einen Kreuzleger, siehe Abbildung 4-18.

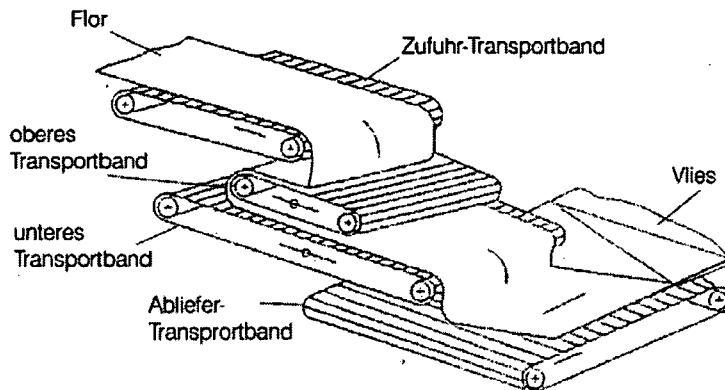


Abbildung 4-18: Herstellung eines, trocken kreuzgelegten Filzes mittels Kreuzleger

Die so gewonnene Sandwichstruktur des Filtermittels kann mittels Temperatureinwirkung, z. B. durch Heisswalzen oder durch Aufbringen von Bindemitteln vor der abschließenden Trocknung verfestigt werden.

Der Begriff des Verwirbelns umfasst generell drei Kategorien der Filtermedienherstellung:

- Schmelzverfahren;
- Schmelzenspinnverfahren;
- Lösungsspinnverfahren.

Beim Schmelzverfahren wird flüssiges Polymer verdüst und impaktiert mittels Hochgeschwindigkeitsgasströmen bei hohen Temperaturen auf einem Siebband. Dadurch werden die Filamente zerfasert. Es werden kurze, sehr feine Fasern mit Längen von 10 bis 20 cm erzeugt. Diese Fasern werden auf dem Siebband mittels darunter liegender Absaugung gesammelt. Vliese, welche derart hergestellt werden, weisen eine sehr hohe Kompaktheit auf, die Abscheideeffizienz ist dem entsprechend gut. Jedoch weisen diese Medien

auch einen hohen Widerstand gegenüber deren Durchströmung, erkennbar durch hohe Leerdruckverluste des unbeladenen Filtermediums, auf [50]. Da hohe Druckverluste unerwünscht sind, wurden Anstrengungen unternommen, diese durch Änderungen innerhalb des Herstellungsprozesses zu reduzieren. Es zeigte sich, dass eine Vergrößerung des Abstands zwischen Düse und Siebband oder Erhöhung des Faserdurchmessers zu einer höheren Porosität des erzeugten Vlieses führen. Jedoch kann sich dadurch die Abscheideeffizienz verringern. Da dies ebenso unerwünscht ist, wurde nach weiteren, die Abscheideeigenschaften verbessernden, Herstellungsmethoden gesucht. Das Mischen von Polypropylenfasern, Polyethylenstapelfasern usw. mit unterschiedlichen Längen von 12 – 75 mm und Durchmessern von 12 – 60 µm bzw. das Einlagern dieser in das schmelzverfahrenstechnisch gewonnene Faservlies zeigten ähnlich gute Ergebnisse hinsichtlich der Abscheideeffizienz bei geringerem Leerdruckverlust [50].

Schmelzgesponnene Filtermedien werden in ähnlicher Art und Weise hergestellt. Hier wird synthetisches, geschmolzenes Polymer durch einen Düsenstock extrudiert, um mehrere, kontinuierliche Filamente zu erzeugen, siehe Abbildung 4-19.

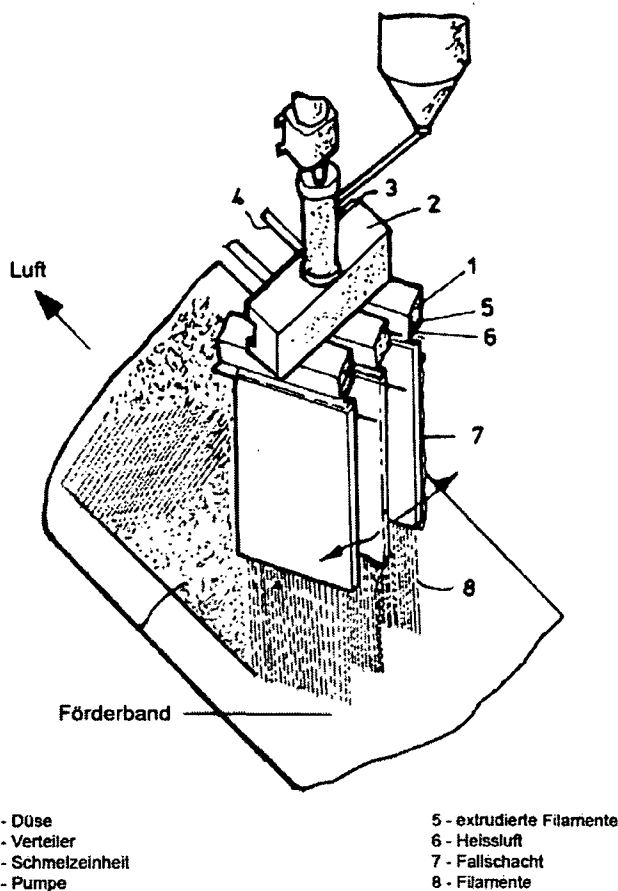


Abbildung 4-19: Schmelzspinnverfahren [44]

Ein Aneinanderhaften der einzelnen Filamente wird durch elektrostatische Aufladung verhindert. Anschließend werden die Filamente durch einen Cross-Flow Gasstrom abgekühlt und zufällig auf einem Siebband angelagert, dieses mittels Absaugung unterhalb des Bandes.

Das Lösungsspinnverfahren beruht ebenso auf Extrudieren von geschmolzenem Polymer durch einen Düsenstock. Hier ist jedoch das Einsatzmaterial ein Zweiphasengemisch aus reinen Lösungsmitteltropfen und einer gesättigten Polymer-Lösungsmittellösung. Das Entspannen über die Düsen führt zum Flashen, dem schlagartigen Verdampfen des Lösungsmittels und dadurch zur Bildung einer Faserstruktur mit Hohlräumen, gebildet durch Lösungsmitteldämpfe. Die Fasergebilde werden wieder auf einem Siebband angelagert und deren Struktur beispielsweise durch Einwirken von Druck und Wärme oder durch Aufbringung von Bindemitteln stabilisiert.

4.3.1.1.3. Gewebe

Abbildung 4-20 beinhaltet die schematische Darstellung eines Gewebes, bei dem Garne rechtwinklig zueinander verwebt werden. Hier verläuft der so genannte Schussfaden des Garns, welcher in Querrichtung des Gewebes angeordnet ist, abwechselnd einmal oberhalb und einmal unterhalb des Kettfadens.

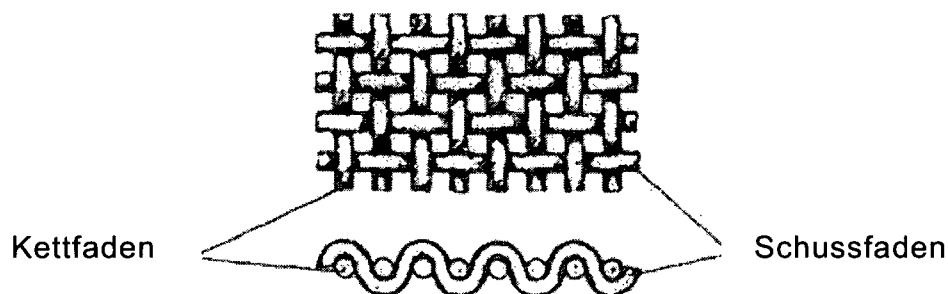


Abbildung 4-20: schematische Struktur eines Gewebes, diesogenannte Leinwandbindung [7]

Die Machart und Filtrationseigenschaften eines Gewebes werden durch das verwendete Garn, das Webmuster und die angewendete Oberflächenbehandlung mitbestimmt.

4.3.1.1.3.1. Gewebegarn

Bei der Herstellung von Geweben kommen üblicherweise drei Arten von Garnen zum Einsatz, siehe auch Abbildung 4-21:

- Monofilamente;
- Multifilamente;
- Stapelfasern.

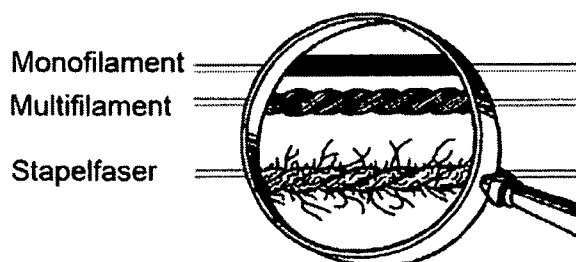


Abbildung 4-21: die drei Garnstandardtypen [44]

Monofilamente sind einzelne, kontinuierliche Filamente, hergestellt durch Extrudieren von geschmolzenem Polymer. Danach werden sie durch profilierte Walzen gezogen, um die Garnmoleküle auszurichten und dadurch die erforderliche Festigkeit zu gewährleisten. Monofilamente dieser Machart weisen meist einen runden Querschnitt und Durchmesser von 0,1 bis 0,3 mm auf. Aus Monofilamenten hergestellte Gewebe weisen eine relativ niedrige Abscheideeffizienz auf und sind unanfällig gegenüber Verstopfung, da das Haftenbleiben von Partikeln an diesen Fasern auf Grund ihrer Eigenschaften erschwert wird. Dafür ermöglichen diese Gewebe eine effiziente Filterkuchenabreinigung am Ende eines Filtrationszyklus.

Multifilamente bestehen aus gebündelten identischen, kontinuierlichen Filamenten. Die Herstellung erfolgt auch auf ähnliche Art und Weise. Das geschmolzene Polymer wird hier durch einen Düsenstock extrudiert, dessen einzelne Düsen jeweils Filamente mit einem Durchmesser von etwa 0,03 mm erzeugen. Üblicherweise werden die gebündelten Filamente unmittelbar nach dem Extrudieren durch Verdrehen verknüpft und kompaktiert, siehe Abbildung 4-22.

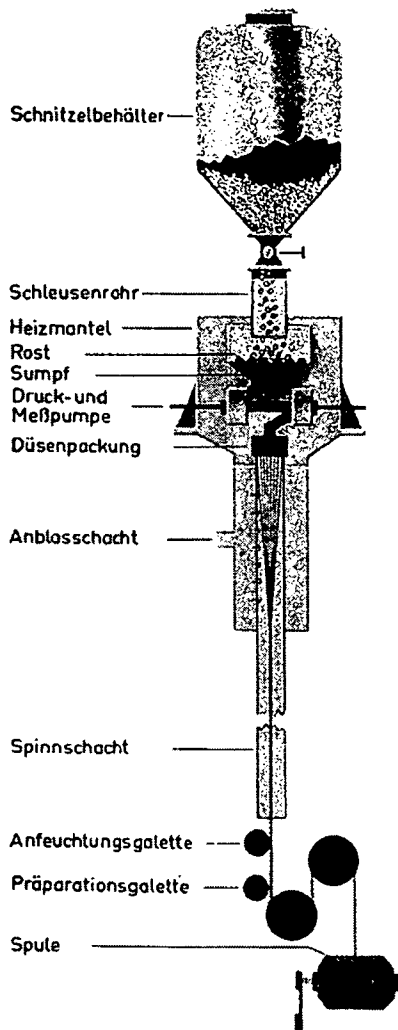


Abbildung 4-22: Spinnen eines Multifilaments [41]

Ebenso verbessert dieser Vorgang die Widerstandsfähigkeit des Multifilaments gegen Abrasion und mechanische Belastungen. Die Anzahl der Multifilamentwindungen pro Längeneinheit ist auch ein wesentlicher Einflussparameter für die Filtrationseigenschaften des fertigen Gewebes, da diese zum Teil die Durchströmbarkeit des Filtermediums bestimmt (Garnporen, Gewebeporen). Kommen Filamente mit relativ wenigen Windungen zum Einsatz, so begünstigt dies den Durchsatz und somit das Vordringen von Partikeln in das Gewebe. Das Anlagern von Partikeln im Inneren des Mediums erschwert das Abreinigen, das Verstopfen des Filtermittels kann begünstigt werden [44].

Stapelfasern werden aus kurzen Fasern mittels Spinnen hergestellt, vergleichbar mit dem Spinnen von natürlichen Fasern wie Baumwolle oder Wolle. Generell gilt, dass Garne aus versponnener Wolle durch deren schuppige Oberflächenstruktur eine größere Oberfläche aufweisen als jene, welche aus Baumwolle hergestellt werden. Eingesetzt für die filternde Abscheidung haben sie im Wesentlichen zwei Vorteile gegenüber Multifilament- oder Baumwollgarnen. Sie gewährleisten eine bessere Durchströmbarkeit bei gleicher Filterfläche und zeigen geringere Anfälligkeit gegenüber Verstopfung durch Partikeleinlagerung [39].

4.3.1.1.3.2. Gewebestrukturen

Bei der Herstellung von filternden Geweben kommen vor allem drei Webmuster zur Anwendung, siehe Abbildung 4-23. Das mittels Leinwandbindung hergestellte Gewebe ist am weitesten verbreitet, und weist gute Eigenschaften hinsichtlich Festigkeit und Widerstandsfähigkeit auf. Hierbei wird der Schussfaden an jedem der einzelnen Schnittpunkte Kettfaden-Schussfaden abwechselnd einmal oben und einmal unten am Kettfaden vorbeigeführt. Gewebe mit diesem Webmuster zeigen bessere Filtrationseigenschaften als jene, die nach einem der anderen beiden Muster verwebt wurden [44].

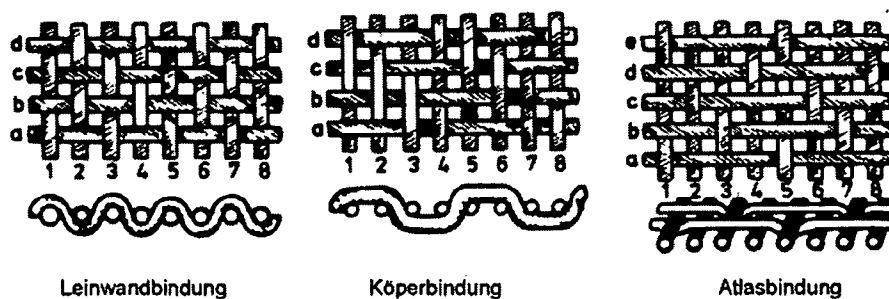


Abbildung 4-23: Leinwandbindung (links), Körperbindung (Mitte) and Atlasbindung (rechts) nach (Purchas, 1996).

Bei Anwendung der Körperbindung passiert der Schussfaden zumindest zwei Kettfäden gleichzeitig an der Ober- bzw. Unterseite des Gewebes bevor er durch den Webvorgang auf der anderen Seite der Kettfäden verläuft, siehe Abbildung 4-23. Das Wechseln der Schussfäden zwischen Ober- und Unterseite der Kettfäden wird zwischen den einzelnen Nachbarreihen um

regelmäßige Abstände versetzt, wodurch diagonale Köpermuster entstehen. Ein Vorteil dieser Herstellungsmethode ist die mögliche höhere Dichte von verwebten Schussfäden. Dies führt zu einer dichteren Struktur.

Ein durch Atlasbindung hergestelltes Gewebe beruht auf dem Konzept des Köpergewebes unter Anwendung größerer Abstände zwischen den einzelnen Verflechtungspunkten, ohne Köpermuster zu bilden, siehe auch Abbildung 4-23. Diese Art von Geweben weist eine höhere Flexibilität und eine glattere Oberfläche auf. Dies erleichtert das Abreinigen eines angelagerten Filterkuchens. Jedoch leidet die Abscheideeffizienz, vor allem wenn Kett- und Schussfäden nicht fest verflochten sind und sich dadurch gegeneinander verschieben können.

Oft werden durch Kombination unterschiedlicher Kett- und Schussfäden Verbesserungen wesentlicher Eigenschaften von Geweben erzielt, wie beispielsweise bei Geweben aus Multifilament-Kettfäden und Stapelgarn-Schussfäden. Die Multifilamentkomponente gibt dabei dem Gewebe eine höhere mechanische Stabilität bei gleichzeitig glatterer Oberfläche und die Struktur des Stapelgarnanteils verbessert hingegen durch dessen höhere Garnporosität die Abscheideeffizienz.

4.3.1.1.3.3. Filternde Abscheidung durch Gewebe

Das Abscheiden von Partikeln durch Gewebe ist zu Beginn der Filtration im Wesentlichen von den freien Durchgängen zwischen Kett- und Schussfäden bestimmt. Hierbei ist der Siebeffekt für eine Partikelabscheidung hauptverantwortlich. Der Gasstrom wird durch die Gewebsdurchgänge (Gewebe- und Garnporen) in mehrere Ströme unterteilt und Partikeln mit Abmessungen größer als jene der freien Durchgänge werden abgeschieden. Des Weiteren kann es auch zur Abscheidung auf den Gewebefasern durch die klassischen Abscheidemechanismen wie Trägheits-, -Sperr-, elektrodifusen Effekt usw., kommen.

Mit Fortdauer des Filtrationsprozesses werden die freien Durchgänge flächenmäßig kleiner und immer feinere Partikeln abgeschieden.

Wenn die abzuscheidenden Partikeln kleinere Abmessungen als jene der freien Gewebedurchgänge aufweisen, so ist die Abscheideeffizienz am

Beginn des Filtrationsprozesses mäßig. Mit fortschreitender Dauer des Filtrierens kommt es zu zunehmender Brückenbildung durch Partikelanlagerung über den zuvor freien Durchgängen des Gewebes, wodurch immer mehr Partikeln angelagert werden können. So wird ein Filterkuchen gebildet und das Gewebe dient nur noch als Trägermaterial für den nun als filternder Abscheider wirkenden Kuchen.

4.3.2. Nachbehandlung von textilen Filtermedien

Es können im Wesentlichen drei Gründe für die Durchführung einer Nachbehandlung von Filtermedien genannt werden:

- Stabilitätserhöhung der Filtermittelstruktur;
- Einstellen einer gewünschten Mediumsdurchlässigkeit;
- Modifizieren der Oberflächeneigenschaften (z. B. Glätten der Oberfläche für bessere Abreinigungseigenschaften).

Das Auftreten von mechanischen Belastungen am Filtermittel während des Filtrationsgangs und vor allem während der Filtermediumsregeneration kann Faserverschiebungen und somit Änderungen der Abmessungen des Mediums, Porositätsänderungen und Inhomogenitäten bewirken, welche den Filtrationsprozess nachhaltig stören können. Daher ist oft eine Stabilisierung der Filtermittelstruktur wünschenswert.

Dies wird durch Thermofixieren, dem Beaufschlagen des Filtermittels mit Dampf oder Heißluft bewerkstelligt. Gewählter Druck, Temperatur und Dauer ist vom als Fasermaterial eingesetzten Polymer abhängig. Dadurch kommt es zu einer Änderung der Fasereigenschaften (Verringerung der Oberflächenporosität) und einer Stabilitätssteigerung der Filtermediumstruktur durch Verkleben von Faserkontaktpunkten. Des Weiteren werden Spannungen, welche in Folge des Herstellungsprozesses entstanden sind, abgebaut.

Das Thermofixieren ist das in der Industrie am häufigsten eingesetzte Verfahren zur Stabilisierung von Filtermittelfaserstrukturen. Das Prinzip beruht auf der Verschmelzung von Fasern durch Diffusionsvorgänge an

spezifischen, hohen Temperaturen ausgesetzten Faserberührungspunkten [51]. Die mechanische Stabilität der zu behandelten Struktur nimmt mit steigender Wirktemperatur zu, bis eine bestimmte Temperatur erreicht wird, bei der die maximale Festigkeit des Filtermittels vorliegt. Wird diese Behandlungstemperatur überschritten, kommt es zu einer Abnahme der Filtermittelstrukturstabilität. Dieses Verhalten wird in Abbildung 4-24 dargestellt, hier wird das Festigkeits-Behandlungstemperaturprofil von Polypropylenfasern, hergestellt durch die Ziegler Natta Katalyse, betrachtet. Das Filtermittel zeigt eine optimale Temperatur von rund 140°C für die Thermofixierung. Diese Temperatur wird durch die Fasermakromolekülstruktur, welche die Erweichungs- und Schmelzeigenschaften beeinflusst, und die Porosität des zu behandelnden Filtermediums, welche wiederum Einfluss auf den Wärmeübergang hat, bestimmt [51].

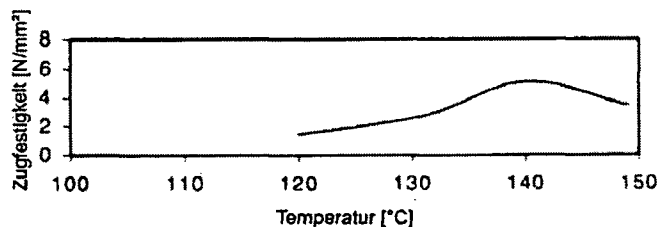


Abbildung 4-24: Zugfestigkeit eines, durch Ziegler Natta Katalyse hergestellten, Polypropylenfaserfilzes und dessen Abhängigkeit von der Temperatur der durchgeführten Thermofixierung [51]

Die Verschmelzungseigenschaften von Fasern wurden auch von [52] untersucht, indem sechs unterschiedliche Polypropylenfasern betrachtet wurden. Drei der Fasertypen wurden nach deren Extrudierung nicht gezogen, die anderen drei wurden mittels beheizter Walzen bei konstant 140 °C und unterschiedlicher Zugverhältnisse nachbehandelt. Dies beeinflusst die Fasermakromolekülstruktur durch vermehrte Molekülausrichtung und Kristallbildung innerhalb der Faser. Auch der Faserdurchmesser beeinflusst die Struktur und damit die Schmelzeigenschaften, daher wurde ein konstanter Faserdurchmesser von rund 20 µm gewählt. Danach wurden die Fasern auf eine Länge von rund 40 mm geschnitten und durch herkömmliches Kardieren Vliese mit einem Filtermittelflächengewicht von 40 g/m² hergestellt. Diese Vliese wurden anschließend mit einer Geschwindigkeit von 5 m/min

kalandriert (Heisswalzen, siehe unten), wodurch es an den Kontaktpunkten der Fasern und den verbindenden Fasern zu Eigenschaftsänderungen, verglichen mit denen der Fasern des unbehandelten Vlieses, kam.

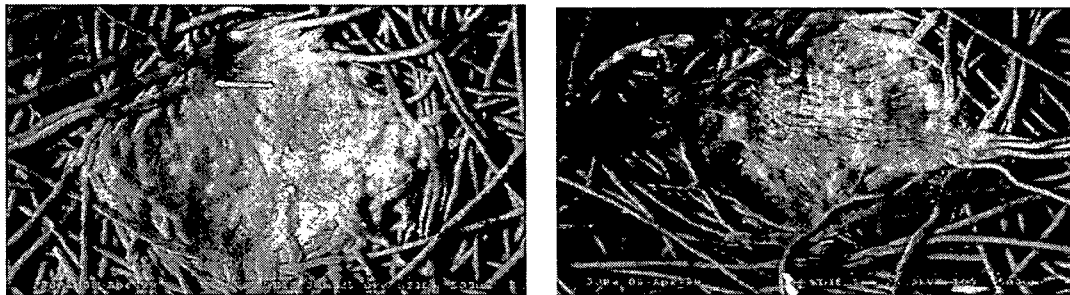


Abbildung 4-25: Elektronenmikroskopaufnahme von ungezogenen, filmähnlich verschmolzenen Fasern (links) und gezogenen Fasern, welche inhomogener verschmolzen sind (rechts) (Chand et al., 2001)

Die Untersuchung der produzierten Fasern zeigte, dass jene mit einer weniger ausgeprägten Makromolekülstruktur, generell bei nicht gezogenen Fasern, relativ schlechte mechanische Festigkeitseigenschaften aufwiesen aber die von ihnen gebildeten Filzstrukturen gute Eigenschaften hinsichtlich Festigkeit und Widerstandsfähigkeit besitzen. Die Analyse der Filtermittelstruktur aus gezogenen Fasern, jenen mit ausgeprägter Molekülstruktur, zeigte eine Tendenz zur Bildung von schwachen, spröden Faserverschmelzungspunkten, siehe Abbildung 4-25, rechts. Dies hat schlechtere Stabilitätseigenschaften der Filzstruktur zur Folge [52].

Die Unterschiede der Filtermittelstruktureigenschaften sind also u. a. auf das Faserverschmelzungsverhalten durch das Thermofixieren zurückzuführen.

Fasern mit einer weniger stark ausgerichteten Makromolekülstruktur vollziehen eine stärkere Strukturänderung beim Verschmelzungsvorgang als jene mit bereits ausgerichteter Molekülstruktur. Dies ermöglicht eine gut strukturierte und stabile, filmähnliche Verschmelzung zweier Fasern. Deshalb ist die Bestimmung der optimalen Behandlungstemperatur für die zu verschmelzenden Fasern und das Wissen um die Fasermolekülstruktur für die gewünschte Stabilitätserhöhung des Filtermittels erforderlich bzw. von Vorteil. Ein weiteres Problem sind mechanische und thermische Spannungen, welche während des betrieblichen Filtrationsprozesses innerhalb des Filtermediums auftreten können und zu Änderungen der Abmessungen des eingesetzten Mediums führen. Um dem vorzubeugen, wird die Faserstruktur unter

entsprechender Temperatureinwirkung in eine oder mehrere Richtungen gedehnt, um die Tendenz zu weiterer Ausweitung zu minimieren.

Die Betrachtung einer Filtermitteloberfläche zeigt neben mehr oder weniger für einen partikelbeladenen Gasstrom durchlässige Bereiche auch nicht durchlässige Zonen. Die Oberflächenporosität eines Filtermediums soll nun definiert werden als das Verhältnis von durchströmbarer zu gesamter Mediumsoberfläche. Die nicht durchströmbareren Oberflächenbereiche bestehen aus Fasern, welche direkt an der Filtermitteloberfläche liegen. Des Weiteren findet man auch verschmolzene bzw. mechanisch komprimierte nicht durchlässige Faserbereiche an der Oberfläche.

Diese weniger durchlässigen Oberflächenzonen entstehen zum Teil durch Anwendung passender Nachbehandlungsmethoden wodurch die strukturellen Eigenschaften verändert werden. Die behandelte Oberfläche kann glatt und eben oder strukturiert, uneben und faserig sein [38].

Eine faserige Oberfläche kann durch Aufrauen erreicht werden, nicht faserige durch Sengen. Eine glatte und ebene Filtermitteloberfläche wird durch Kalandrieren bewerkstelligt.

Eine weitere Möglichkeit besteht im Aufbringen einer Oberflächenbeschichtung am Filtermedium. Durch das Anwenden dieser unterschiedlichen Oberflächenbehandlungen werden der Filterkuchenaufbau, die Abreinigungseigenschaften und die Abscheideeffizienz beeinflusst.

Beim Kalandrieren wird das Filtermittel mittels beheizter Walzen temperatur- und druckbeaufschlagt. Die Einwirkdauer wird durch die Walzendrehzahl bestimmt. Dadurch wird eine Glättung der Filtermediumsoberfläche erreicht. Als Beispiel wird ein kalandriertes Gewebe in Abbildung 4-26 gezeigt, welches in weiterer Folge auch das Abreinigen des Filterkuchens vom Medium während eines Regenerationsgangs erleichtert.

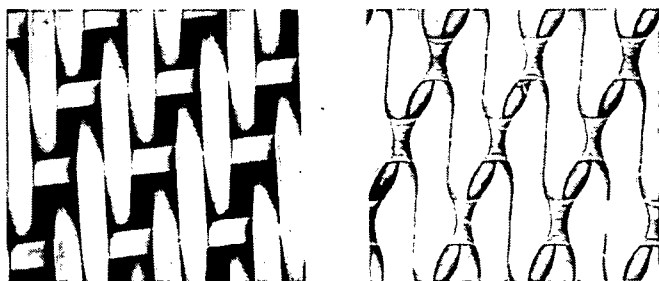


Abbildung 4-26: Gewebe vor (links) und nach dem Kalandrieren (rechts) [44]

Durch das Kalandrieren wird ebenso die Porosität des behandelten Filtermediums reduziert. Dies führt zu einer erhöhten Abscheideeffizienz.

Sengen als Oberflächenbehandlungsverfahren wurde für das Glätten von aus Stapelfasern gefertigten, faserigen Geweben bzw. für das Entfernen von aus einer Filzoberfläche herausragenden Fasern und Verringerung der Oberflächenporosität entwickelt. Die überstehenden Fasern würden die Abreinigung des Filterkuchens erschweren. Beim Sengen wird die Oberfläche des zu behandelten Filtermittels entweder einer Gasflamme oder der Berührung mit einer stark erhitzten Metallplatte ausgesetzt.

Abbildung 4-27 zeigt einen gesengten Nadelfilz.

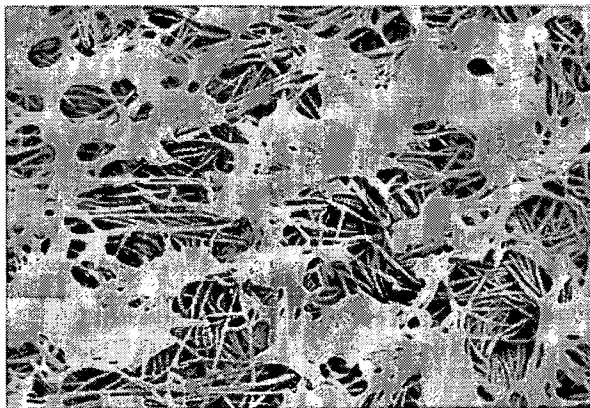


Abbildung 4-27: Oberfläche eines gesengten Nadelfilzes [44]

Man sieht Bereiche verschmolzener Fasern, die sowohl die Filtrations- als auch die Abreinigungseigenschaften des Filtermittels beeinflussen.

Das Beschichten eines Filtermediums beinhaltet das Aufbringen z. B. einer Metall- oder einer mikroporösen Polymerschicht. Als Metalle kommen Nickel, Gold, Silber, Platin usw. zum Einsatz, welche durch Elektrolyse in Kontakt mit den Filamenten kommen. Dadurch werden die Fasern an gegenseitigen Berührungspunkten fest miteinander verbunden. Dies führt zu einer wesentlichen Erhöhung der mechanischen Strukturfestigkeit. Es wird angenommen, dass dies das Wandern von Partikeln durch das Filtermittel reduziert [44].

Ebenso kann eine mikroporöse Schicht in flüssiger Form auf das Filtermedium aufgebracht werden. Diese formt eine widerstandsfähige Beschichtung und

erhöht dadurch auch die Festigkeit der Mediumstruktur. In Abbildung 4-28 wird beispielsweise ein polymerbeschichteter Polypropylenadelfilz gezeigt.

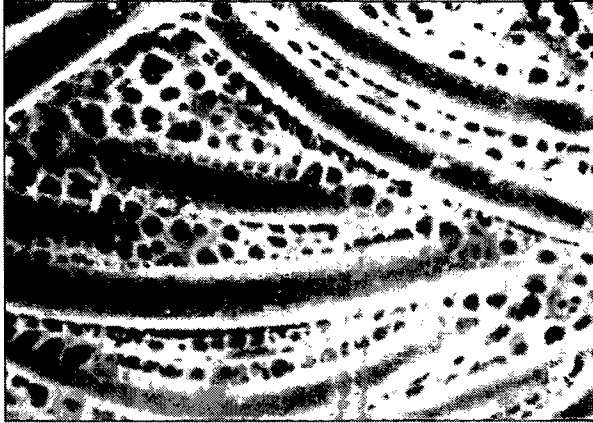


Abbildung 4-28: polymerbeschichteter Polypropylenadelfilz [44]

Des Weiteren kann durch Laminieren eine Membranschicht mit einer minimalen Stärke von bis zu 12 μm auf ein Filtermedium aufgebracht werden. In diesem Fall übernimmt die Membran die Filtrationsaufgaben. Die darunterliegende Faserstruktur, welche aus leicht versponnenen Polypropylen- oder Polyesterfasern bis hin zu Nadelfilzen bestehen kann, übernimmt die Aufgabe eines Trägermaterials.

Durch die wesentliche Bedeutung der Oberflächenstruktur eines Filtermediums hinsichtlich der Filtrationseigenschaften und die Oberflächenoptimierung mittels Anwendung der zuvor beschriebenen Behandlungsverfahren müssen detaillierte Untersuchungen der Filtermitteloberflächenstruktur durchgeführt werden. Als Hilfsmittel kann z. B. die Lichtmikroskopie zum Einsatz kommen.

4.4. Lichtmikroskopie

Wenn eine Probe detailliert betrachtet werden soll, so ist es notwendig, die Auflösung zu erhöhen. Dadurch wird es für das menschliche Auge einfacher, zwischen einzelnen Teilen, aus denen die Probe besteht, zu unterscheiden. Die Probe gilt als deutlich abgebildet, wenn die vorhandene Auflösung es möglich macht, einzelne Teile der Probe voneinander eindeutig zu unterscheiden. Die Größe der Probe kann durch die Distanz zwischen ihr und dem betrachtenden Auge bzw. dem Verbinden der beiden Probeneckpunkte

mit dem Mittelpunkt der betrachtenden Pupille, wodurch ein so genannter Betrachtungswinkel σ definiert wird, beschrieben werden (siehe Abbildung 4-29).

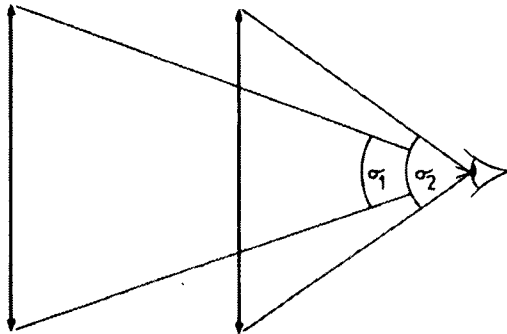


Abbildung 4-29: der Betrachtungswinkel und dessen Abhängigkeit vom Abstand zwischen Objekt und betrachtendem Auge [53]

Dieser Betrachtungswinkel wird mit abnehmendem Abstand Objekt-Auge größer. Daher ist es nicht möglich, diesen Abstand unendlich klein zu wählen, da Details nicht mehr exakt hinsichtlich der beschränkten Anpassungsfähigkeit des menschlichen Auges wahrgenommen werden. Um somit optimale Betrachtungsbedingungen zu erreichen, muss eine bestimmte Entfernung zwischen Probe und Auge vorliegen.

Untersuchungen ergaben, dass der für das menschliche Auge optimale Betrachtungsabstand kurzfristig bei etwa 10 cm liegt, längerfristig sollte dieser Abstand etwa 25 cm betragen, um eine etwaige Reizung zu vermeiden [53]. Da es oft notwendig ist, Objekte mit einer größeren Auflösung als der des menschlichen Auges zu betrachten, wird ein Hilfsmittel benötigt. Hier spielt die Lichtmikroskopie eine wesentliche Rolle, da sie verhältnismäßig einfach, zuverlässig und leicht anwendbar ist.

4.4.1. Grundlagen der Lichtmikroskopie

Das Prinzip der Lichtmikroskopie ist die Vergrößerung der zu betrachtenden Probe mittels eines optischen Systems, welches aus einem modifizierten

Projektor, dem Mikroskopteil von der Lampe zum Objektiv, und einer konvexen Linse im Okular besteht [54], gezeigt in Abbildung 4-30.

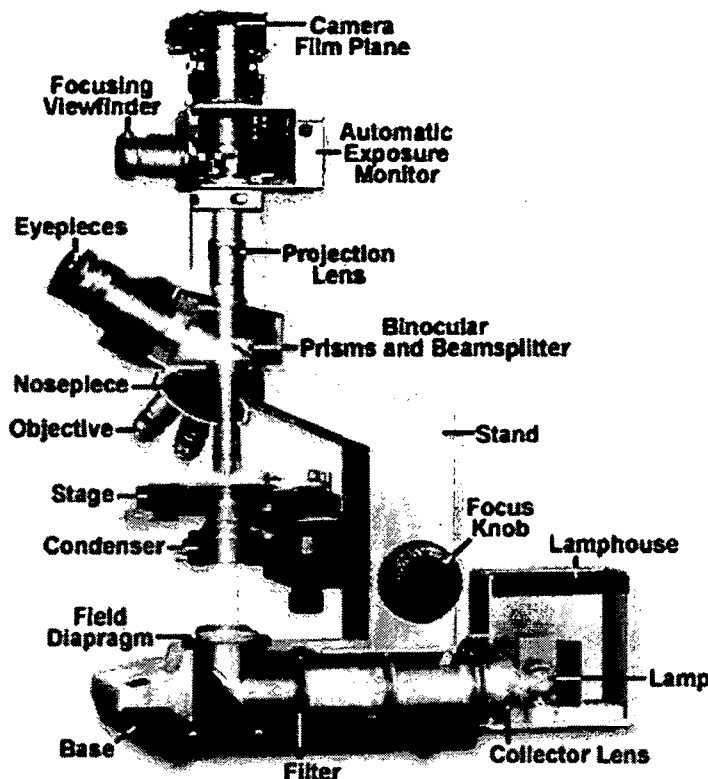


Abbildung 4-30: schematische Darstellung eines Durchlichtmikroskops [55]

Zuerst wird durch den Projektorteil ein virtuelles Bild von der Probe erzeugt. Hierbei werden die von der Lampe emittierten Lichtstrahlen durch die Kollektorlinse gesammelt und dann in den Unterteil des Mikroskops geleitet, wo es mittels Filter polarisiert wird. Danach werden die gebündelten Lichtstrahlen durch einen Spiegel um 90° umgelenkt und passieren anschließend eine Blende, um die Lichtintensität am Kondensator zu kontrollieren. Der Kondensator formt einen homogen erleuchteten Kegel, welcher wiederum die Probe durchleuchtet. Danach trifft das Licht auf das Objektiv, wo ein virtuelles, vergrößertes Bild der Probe entsteht. Dieses entstandene Bild wird durch die konvexe Linse im Okular weiter vergrößert und auf die Retina projiziert. Ebenso können die Lichtstrahlen zur der sogenannten Projektionslinse geleitet werden, wodurch die Möglichkeit besteht, die vergrößerte Probenabbildung photographisch festzuhalten.

Wenn die Transparenz des zu untersuchenden Objekts nicht ausreicht, um das Objekt zu durchleuchten, kann die obig beschriebene Durchlichtmikroskopie nicht zur Anwendung kommen. In diesem Fall ist es möglich, die Auflichtmikroskopie einzusetzen. Dabei wird die Probe durch eine ringförmige Lichtquelle rund um das Objektiv von oben beleuchtet. Die Probe reflektiert die Lichtstrahlen. Diese treffen wiederum auf das Objektiv, wodurch ein virtuelles Abbild der Probe entsteht. Dieses Bild wird erneut durch die konvexe Linse im Okular weiter vergrößert und auf die Retina projiziert.

In diesem zweistufigen Vergrößerungsvorgang wird die Vergrößerung V_M des eigentlichen Objekts durch das Objektiv und durch die konvexe Linse im Okular bestimmt. Wenn das Objektiv eine relativ starke Vergrößerung M_{Ob} aufweist, z. B. 40:1, werden alle Abmessungen der betrachteten Probe durch das Objektiv 40-fach vergrößert. Dadurch entsteht ein dementsprechend großes, virtuelles Probenabbild am Objektiv. Danach wird dieses Abbild durch die konvexe Linse im Okular weiter vergrößert, z. B. 10-fach, wenn die Linse eine Vergrößerung V_{CL} von 1:10 aufweist. Somit wird das betrachtete Objekt insgesamt 400-fach vergrößert. Es gilt folgende Gleichung 4-8 für das oben angeführte optische System.

$$V_M = M_{Ob} \cdot V_{CL,1} (\cdot V_{CL,2})$$

Gleichung 4-8

- V_M Gesamtvergrößerungsverhältnis
- M_{Ob} Vergrößerungsverhältnis Objektiv
- $V_{CL,1}$ Vergrößerungsverhältnis Okular
- $V_{CL,2}$ Vergrößerungsverhältnis Zusatzlinse

Wie in obiger Gleichung 4-8 verdeutlicht, kann im Mikroskop auch noch eine zweite konvexe Linse mit einer bestimmten Vergrößerung $V_{CL,2}$ zum Einsatz kommen, um die gesamte Vergrößerung des betrachteten Objekts weiter zu erhöhen [53].

4.4.1.1. Abbildung von Objekten mittels Lichtstrahlen

In der Lichtmikroskopie ist das Verhalten von Lichtstrahlen und deren Brechung durch Linsen von großer Bedeutung. Im Folgenden wird die Brechung von monochromatischen Lichtstrahlen in einem Lichtmikroskop und die Abbildung des betrachteten Objekts erläutert. Es wird angenommen, dass die Lichtbrechung zur Gänze in der Mittelebene der Linsen vorstatten geht, siehe Abbildung 4-31, rechts.

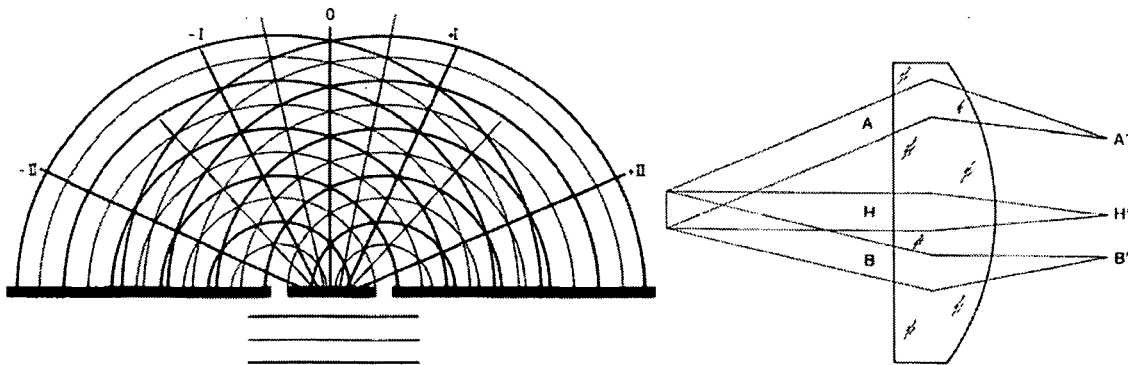


Abbildung 4-31: sich parallel ausbreitende Lichtstrahlen, phasenverschoben durch das Objekt, Interferenzen erzeugen Maximum 0 und Maxima unterschiedlicher Ordnung (+/- I, +/- II) (links) und Verschiebung H des Maximums bzw. der Maxima 1. und 2. Ordnung (A, B) (rechts) [53]

Wie zuvor erwähnt, wird das erste virtuelle Bild des Objekts vom Projektor erzeugt. Das polarisierte Licht durchdringt die Probe, welche hier schematisch als Platte mit Löchern dargestellt wird. Dadurch wird ein Teil der Lichtstrahlen um genau eine halbe Wellenlänge phasenverschoben, der Rest des Lichts passiert unverschoben [55], siehe Abbildung 4-31, links.

Letztlich bilden die konstruktiv interferierenden Lichtstrahlen ein absolutes Maximum 0 sowie Maxima 1., 2., ... Ordnung, dargestellt in Abbildung 4-31, links, durch die starken Linien (+/- I, +/- II). Die dünnen Linien zeigen den Bereich, in welchem destruktive Interferenz, resultierend in einer Amplitude von 0, vorherrscht. Die Maxima formen das Abbild des zu betrachtenden Objekts. Die Lichtstrahlen, bezeichnet mit H, sind jene, die das absolute Maximum bilden, die Strahlen A und B sind den Maxima höherer Ordnung zugehörig. Durch eine zusätzliche konvexe Linse, welche im Okular untergebracht ist, kommt es zu einer weiteren Vergrößerung des Objektes, dessen Bild auf die Netzhaut projiziert wird.

Wenn das Licht mittels ringförmiger Lichtquelle um das Objektiv von oben auf das Objekt geworfen wird (Auflichtmikroskopie), gilt ähnliches. Der wesentliche Unterschied zwischen der erläuterten Durch- und der Auflichtmikroskopie hinsichtlich der Lichtführung ist, dass bei der Auflichtmikroskopie die vergrößerte Abbildung im Objektiv durch Reflexion der Lichtstrahlen vom betrachteten Objekt erzeugt wird.

Prinzipiell gibt es drei Darstellungsmöglichkeiten der auf die Retina projizierten Abbildung des Objekts, abhängig vom Ort des Entstehens des virtuellen Bilds und der Brennweite der im Okular untergebrachten, konvexen Linse:

- wenn das durch das Objektiv erzeugte Bild weiter als die zweifache Brennweite der Linse von dieser entfernt ist, so wird die endgültige Abbildung verkleinert und um 180° gedreht;
- wenn der Abstand zwischen Objektivbild und Linse mehr als die einfache und weniger als die zweifache Brennweite beträgt, dann wird die endgültige Objektabbildung vergrößert und um 180° gedreht dargestellt;
- wenn der Abstand zwischen Objektivabbildung und Linse im Augenstück weniger als die Brennweite der konvexen Linse beträgt, dann wird die endgültige Abbildung vergrößert und nicht gedreht dargestellt.

Für die Lichtmikroskopie ist nur der letzte dieser drei Punkte von Relevanz, da durch dessen Berücksichtigung der Aufbau des Mikroskops einfach bleibt. Somit ist keine weitere optische Einheit für das erneute Drehen der vergrößerten Objektabbildung erforderlich.

Bisher wurde bei dieser Betrachtung der Lichtmikroskopie von monochromatischem Licht ausgegangen. Dies ist jedoch nicht ausreichend für die Beschreibung der optischen Eigenschaften von Licht und deren Brechung durch Linsen, da Lichtstrahlen eine Bandbreite von Wellenlängen, welche unterschiedliche Brechungsverhalten zeigen, aufweisen. Dies kann durch Betrachtung zweier Lichtstrahlen, z. B. einem aus dem roten und einem aus dem blauen Spektralbereich des Lichts, welche sich deckungsgleich in dieselbe Richtung durch ein Vakuum ausbreiten, gezeigt werden, siehe Abbildung 4-32.

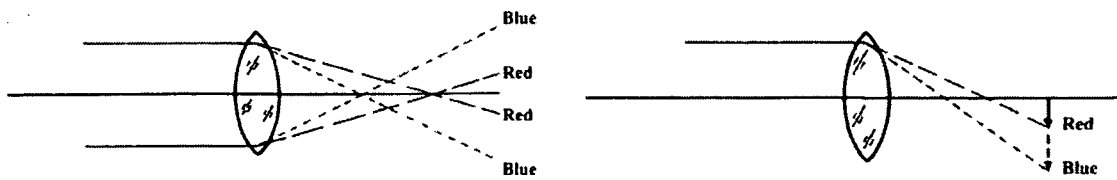


Abbildung 4-32: unterschiedliche Brechung blauer und roter Lichtstrahlen, Dispersion (links) und dadurch entstehende Abbildungsfehler (rechts) [53]

Die chromatische Aberration, siehe Abbildung 4-32, ist ein Abbildungsfehler optischer Linsen, der von der Wellenlänge bzw. Farbe des Lichts abhängt. Wegen der Abhängigkeit des Brechungsindex von der Wellenlänge (Dispersion) zeigen Sammellinsen für blaues Licht eine kürzere Brennweite als für rotes Licht. Licht verschiedener Wellenlänge wird so in verschiedenen Punkten fokussiert, es treten Farbsäume auf. Sowohl durch ihre Lage auf der optischen Achse als auch durch ihre Abbildungsgröße in der Bildebene weichen die Abbildungen der zwei Farben voneinander ab. Daher differenziert man bei der chromatischen Aberration zwischen einem Farblängsfehler (Achsenabweichung) und einem Farbquerfehler (die Bildebene betreffend, auch mit Farbvergrößerungsfehler bezeichnet).

Dies kann durch Kombination von speziellen konkaven und konvexen Linsen aus verschiedenen Gläsern, welche das Licht unterschiedlich brechen, verhindert werden (ACHROMAT). Diese Linsen ermöglichen es, dass Lichtstrahlen, welche von einem Punkt des Objekts ausgehen, auch deckungsgleich auf den selben Punkt der vergrößerten Objektabbildung treffen. Es ist jedoch nicht möglich, alle Abbildungsfehler eines Lichtmikroskops zu eliminieren. Daher müssen beim Einsatz der Lichtmikroskopie auftretende Abbildungsfehler bekannt sein und der Einfluss der Fehler auf die Ergebnisse eruiert werden.

4.4.1.2. Mögliche Auflösung in der Lichtmikroskopie

Wie bereits im Kapitel 4.4.1 erwähnt, kann ein Lichtmikroskop in Abhängigkeit der verwendeten optischen Systeme das zu betrachtende Objekt bis zu einer gewissen Auflösung vergrößern. Die Frage ist nun, wie detailliert eine Objektabbildung erhalten werden kann, bevor einzelne Teile des Bilds

miteinander verschmelzen und einen homogenen Bereich ohne erkennbare Details ergeben.

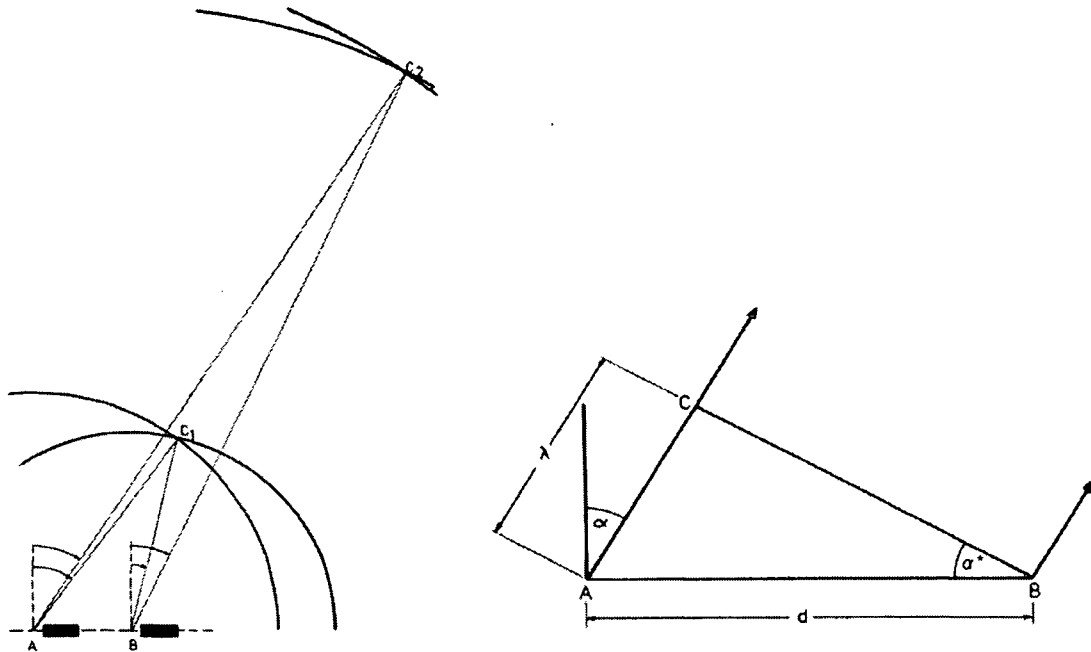


Abbildung 4-33: die Beugung des Lichts durch zwei benachbarte Spalte (Interferenz am Doppelspalt) [53]

Die mögliche Auflösung des Objektivs ist ausschlaggebend für die erreichbare Detailgenauigkeit der Objektabbildung. Zur Veranschaulichung wird die Brechung des Lichts durch das Objekt im Vakuum betrachtet, siehe Abbildung 4-33. In dieser Abbildung ist das betrachtete Objekt ein Gitter, welches die zwei schwarzen Rechtecke an Punkt A bzw. B beinhaltet. Vier Lichtstrahlen durchdringen das Objekt, zwei werden in Punkt A gespalten, zwei in Punkt B. Je ein von A und ein von B ausgehender Lichtstrahl schneiden sich im Punkt C1, die zwei weiteren in Punkt C2. In Punkt C1 ist die Welle, die von A ausgeht, um eine Wellenlänge gegenüber jener von B ausgehenden verschoben. Es kommt zu einer konstruktiven Interferenz. Ein Teil des Maximums der ersten Ordnung wird in C1 gebildet. Dasselbe gilt für die verbliebenen Lichtwellen und Punkt C2. Obwohl die beiden Punkte C1 und C2 Teil des Maximums erster Ordnung sind, so schließen die Lichtstrahlen mit der Normalen auf das betrachtete Objekt unterschiedliche Winkel (Lichtöffnungswinkel) ein. Für Punkt A gilt, dass dieser Winkel zwischen dem Lichtstrahl, der C2 schneidet, und der Normalen kleiner ist als jener zwischen

dem Lichtstrahl, der C2 schneidet, und der selben Normalen. Für Punkt B gilt das Gegenteil. Wenn sich C2 in unendlicher Entfernung zu dem Objekt befinden würde, so wären all diese Winkeln gleich, auch wenn die Lichtstrahlen noch immer um eine Wellenlänge zueinander verschoben sind. Es gilt das Fraunhofer-Phänomen der Brechung, welches mathematisch in Abbildung 4-33, rechts dargestellt wird. Der Abstand zwischen A und C beträgt genau eine Wellenlänge. Der Abstand zwischen den Objekten A und B wird mit d bezeichnet und der Lichtöffnungswinkel α ist gleich dem Winkel α^* , wie anhand geometrischer Beziehungen deutlich wird. Distanz d wird durch folgende Gleichung 4-9 definiert.

$$d = \frac{\lambda}{\sin \alpha} \quad \text{Gleichung 4-9}$$

d Abstand zwischen zwei unterscheidbaren Punkten

λ Wellenlänge des Lichts

α halber Lichtöffnungswinkel

In diesem Fall wird davon ausgegangen, dass der Raum zwischen Objekt und Objektiv evakuiert ist. Zumeist ist jedoch Gas bzw. Gasgemisch statt einem Vakuum vorhanden, z. B. Umgebungsluft. Dadurch wird die nach Gleichung 4-9 definierte Distanz d ungültig. Es muss der Brechungsindex n des Gases bzw. Gasgemischs berücksichtigt werden. Betrachtet man diese Faktoren hinsichtlich des Fraunhofer-Phänomens, so gilt Gleichung 4-10.

$$d = \frac{\lambda}{n \cdot \sin \alpha} \quad \text{Gleichung 4-10}$$

d Abstand zwischen zwei unterscheidbaren Punkten

λ Wellenlänge des Lichts

α halber Lichtöffnungswinkel

n Brechungsindex

α' Lichtöffnungswinkel

$$n \cdot \sin \frac{\alpha'}{2} = A_N \quad \text{numerische Apertur } A_N$$

$$n \cdot \sin \alpha = 2 \cdot A_N \quad \text{numerische Blende}$$

Durch Öffnen der Kondensorblende kann die Auflösung im besten Fall verdoppelt werden. Daher wird die maximale, endgültige Auflösung, welche mittels Lichtmikroskopie erreicht werden kann, nach Gleichung 4-11 definiert.

$$d = \frac{\lambda}{2 \cdot n \cdot \sin \alpha}$$

Gleichung 4-11

Bei Verwendung von Licht mit einer Wellenlänge von rund 500 nm, für welches das menschliche Auge am sensibelsten ist, berechnet sich nach Gleichung 4-10 bei einer numerischen Apertur von 0,1 und geschlossenem Kondensator eine Auflösung von 2,5 µm.

In Tabelle 4-1 sind die theoretischen Auflösungen für eingesetztes Licht mit einer Wellenlänge von 500 nm und unterschiedlichen numerischen Blenden bzw. Kondensoreinstellungen, geschlossen oder offen, angeführt.

Tabelle 4-1: theoretische Auflösung eines Lichtmikroskops

numerische Belende	mögl. Auflösung mit geschl. Kondenserblende [µm]	mögl. Auflösung mit offener Kondenserblende [µm]
0,20	2,500	1,250
0,50	1,000	0,500
1,00	0,500	0,250
1,20	0,417	0,208
1,40	0,357	0,179

Es wird deutlich, dass bei Einsatz von größeren numerischen Blenden höhere Auflösungen erzielt werden können. Somit kann die Lichtmikroskopie für detailgenaue Oberflächenstrukturanalysen von Filtermedien eingesetzt werden, da Fasern in konventionellen Filzen üblicherweise einen Durchmesser von einigen µm aufweisen (Ausnahme Mikrofasern).

4.5. Entwicklung einer optischen Analysemethode zur Untersuchung von Filtermediumsoberflächen bzw. oberflächennahen Mediumschichten

Es soll eine Methodik für die Durchführung der Oberflächenstrukturanalyse eines Filtermediums generiert werden. Diese Analyse hat die Aufgabe,

Parameter zu ermitteln, welche den Einfluss einer durchgeführten Oberflächenbehandlung auf die oberflächennahe Porenstruktur des Filtermittels beschreiben und quantifizieren. Dafür muß ein passendes, optisches Analyseverfahren entwickelt werden. Bisher angewandte Methoden zur Quantifizierung der Filtermittelporosität ermöglichen nur die Bestimmung einer mittleren Porosität über die Filtermitteldicke. Da der Verstopfungsvorgang wesentlich von der porösen Struktur der oberflächennahen Filtermittelschichten beeinflusst wird, ein Großteil der im Medium eingelagerten Partikelmasse wird in diesen Schichten abgeschieden, soll die zu entwickelnde Methode eine quantitative sowie vergleichende Darstellung des Porositätszustands dieser Filtermediumschichten ermöglichen. Durch die zu generierende Analyseverfahren soll auch eine qualitative Vorhersage hinsichtlich der Filtrationseigenschaften des untersuchten Filtermittels getätigt werden können.

Daher sind auch die Filtrationseigenschaften bzw. deren Änderungen, die durch das Oberflächenfinish bewirkt werden, von Interesse. Somit werden Langzeittestläufe mit oberflächenbehandelten Filtermedien auf Prüfständen nach VDI-Richtlinie 3926 über 100 Filtrationszyklen absolviert und Restdruckverluste bzw. eingelagerte Partikelmassen über den Filtrationsprozess erfasst.

Der Restdruckverlust und die eingelagerte Partikelmasse können zur Charakterisierung des Verstopfungsvorgangs, welcher auch durch die Analyseverfahren für die Porositätsquantifizierung qualitativ abgeschätzt werden kann, eines Filtermediums herangezogen werden.

4.5.1. Methodik der Filtermitteloberflächenanalyse und deren experimentelle Durchführung

Es wurden drei Strukturparameter definiert, welche die oberflächennahe Porenstruktur eines textilen Filtermittels zu beschreiben helfen und mittels Lichtmikroskopie zu erfassen sind:

- der flächenmäßige Anteil der Poren an der Filtermediumsoberfläche;
- die zweidimensional betrachtete Porenverteilung an der Oberfläche;

➤ die Porentiefenverteilung in der oberflächennahen Schicht des Filtermittels.

Um nun diese drei Parameter zu bestimmen, wurde eine im Folgenden beschriebene optische Methode, basierend auf computergestützter Bildanalyse, entwickelt.

Die Hauptbestandteile der optischen Analysemethode sind ein Auflichtmikroskop mit hoher Tiefenschärfe (Leitz Orthoplan [c]) und Direktbeleuchtungssystem (Ploemopak 2.1) sowie ein 3-CCD Kameramodul mit hoher Lichtempfindlichkeit (Sony XC 003P).

Das Funktionsprinzip des Beleuchtungssystems Ploemopak 2.1 wird in Abbildung 4-34 dargestellt.

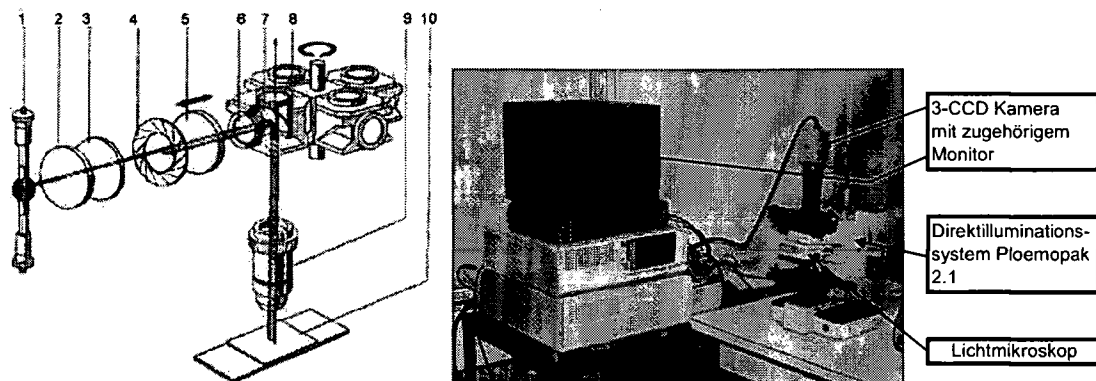


Abbildung 4-34: Funktionsprinzip des Direktbeleuchtungssystems Ploemopak 2.1 (links) und Versuchsaufbau der optischen Analyse mit Auflichtmikroskop, Computer und 3-CCD Kamera (rechts)

Das Beleuchtungssystem beinhaltet ein Lampengehäuse (1) mit einer Halogenlampe, welche weißes Licht mit einem konstanten Spektrum emittiert. Der Infrarotspektralbereich wird durch optische Filter (2, 3), welche gleichzeitig als Überhitzungsschutz dienen und somit das betrachtete Objekt vor Hitze- bzw. Strahlenschäden bewahren, eliminiert. Danach passiert das Licht eine Blende (4), welche den Lichtkegel abgrenzt. Weiters gelangt das Licht zu einer Linse (5) und von dort zu einem Filter (6), welcher phasenverschobene Lichtstrahlen eliminiert. Das auf diese Weise behandelte Licht wird mittels zweifärbigem Spiegel (7) durch einen spaltförmigen Auslass

c Leitz GmbH: Leitz Orthoplan Lichtmikroskop mit Direktbeleuchtungssystem Ploemopak 2.1; Ernst-Leitz-Strasse 17-37, 35578 Wetzlar, Deutschland

um das Objektiv (9) auf das Objekt geleitet. Das Licht wird von der Oberfläche der Probe durch das Objektiv wieder auf den zweifärbigen Spiegel reflektiert. Jene Lichtstrahlen, welche von der Lichtquelle auf diesen Spiegel projiziert aber von dort nicht auf die Probe gerichtet werden, können mit jenen vom Objekt kommenden durch Phasenverschiebung interferieren und in Folge diffuse, fehlerhafte Abbildungen erzeugen. Deshalb werden diese unerwünschten Lichtstrahlen durch einen Filter (8) eliminiert.

So erhält man das helle Abbild von an der Filtermitteloberfläche liegenden Textilfasern bzw. deren oberflächenbehandlungsbedingten Verknüpfungen durch Aufschmelzen und Wiederverfestigen an Berührungspunkten von Fasern, den sogenannten „hot spots“. Im Kontrast dazu werden die Poren an der Oberfläche dunkel dargestellt.

Durch diese Farb- bzw. Helligkeitsunterschiede zwischen Fasermaterial, entsprechend den für beladene Gasströme nicht durchgängigen Oberflächenbereichen, und durchgängigen Poren kann die Oberflächenporosität des Filtermediums bestimmt werden. Bewerkstelligt werden die Aufnahmen der Probenabbilder für die weiterführende, computergestützte Bildanalyse durch eine 3-CCD Kamera mit zugehöriger PCimage-SRGB Frame Grabber Karte, die für das Einlesen der digitalisierten Bilder in den Rechner verantwortlich ist (siehe Abbildung 4-34, rechts).

Durch die beschriebene Methode werden nun 20 Bilder der Filtermitteloberflächenstruktur nach folgender Vorgehensweise aufgenommen:

- die zu analysierende Oberfläche wird mittels eines im Okular integrierten Rasters in 64 flächengleiche, quadratische Abschnitte unterteilt;
- nach dem Zufallsprinzip werden zuerst 15 Bilder aufgenommen, jedes dieser Bilder liegt vollständig in einem der quadratischen Filtermittelabschnitte;
- die letzten 5 der insgesamt 20 Bilder werden in jenen Filtermediumsbereichen aufgenommen, in denen keine signifikante Anzahl von bereits festgehaltenen Abbildungen vorliegt.

Für die anschließende computergestützte Bildanalyse werden die aufgenommenen Bilder mittels Adobe Photoshop-Software vorbereitet. Dazu wird jedes der Bilder in 9 flächengleiche Quadrate in 3x3-Anordnung

unterteilt. In weiterer Folge wird aus dem Quadrat in der jeweiligen Bildmitte mittig eine Fläche von 1060 mal 820 μm ($0,869 \text{ mm}^2$) optisch abgegrenzt und zur Analyse herangezogen. In Abbildung 4-35 werden exemplarisch Bildausschnitte von Rein- und Rohgasseite eines einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes dargestellt.

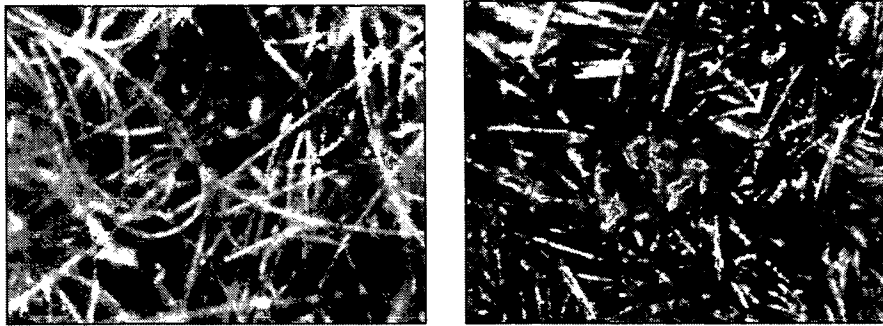


Abbildung 4-35: Ausschnitt ($1060 \times 820 \mu\text{m}$) aus der Bildmitte, Reingasseite (links) und Rohgasseite (rechts) eines einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes, die Fasern wurden mit Eisenoxidpigment eingefärbt

Durch Transfer dieser Bildauschnitte in das Bildanalyseprogramm ADOCULUS und nachfolgender Umwandlung in Graustufen- bzw. Schwarz-Weißbilder können nun Anzahl und Größen der Poren an der Filtermitteloberfläche bestimmt werden. Das Fasermaterial wird dabei hell dargestellt, der Porenanteil erscheint dunkel, siehe Abbildung 4-36. Die dort dargestellten Bilder sind jene, welche durch Umwandlung der Bildauschnitte in Abbildung 4-35 als Schwarz-Weißaufnahmen generiert wurden.

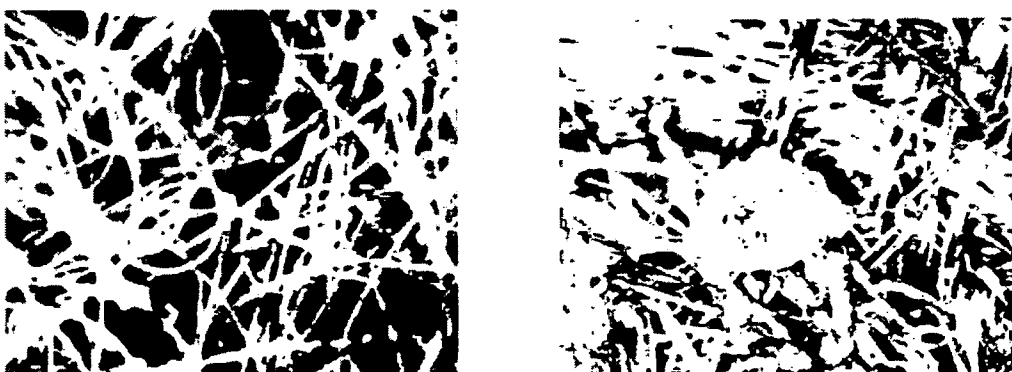


Abbildung 4-36: Schwarz-Weißbilder der Rein- (links) bzw. der Rohgasseite (rechts) eines einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes, generiert aus den färbigen Bildauschnitten in Abbildung 4-35

Während des Binarisierungsprozesses (Erstellen eines Schwarz-Weißbildes) eines Bildausschnitts wurden die einzelnen Pixel (jeweils $16,525 \mu\text{m}^2$) 256 Grauwertstufen zugeordnet. Grauwert 0 repräsentiert weiß. Mit ansteigendem Grauwert werden die Pixel dunkler und ein Grauwert von 255 entspricht schwarz. In Abbildung 4-37 wird die Verteilung der Pixel über dem Grauwert dargestellt. Die Pixel haben ihren Ursprung in dem Bildausschnitt der Reingasseite des zuvor schon als Beispiel herangezogenen einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes. Durch Anwendung der Bildanalysesoftware kann der Schwellwert nahe des Maximums der Grauwertverteilungskurve gewählt werden, in Abbildung 4-37 als senkrechte Linie durch die Verteilung erkennbar. Die Pixel, welche einen geringeren Grauwert als den gewählten Schwellwert haben, werden in weiterer Folge als weiße Pixel dargestellt. Alle anderen Pixel werden schwarz abgebildet. Abschließend wird das auf diese Weise erzeugte Schwarz-Weißbild mit dem ursprünglichen Graustufenbild verglichen und falls nötig, wird der Schwellwert mittels Bildanalyse geringfügig nachjustiert, bis die in der Schwarz-Weißabbildung enthaltenen Abbildungen von Fasern und Poren deckungsgleich mit ihren Abbildungen im Graustufenbild sind.

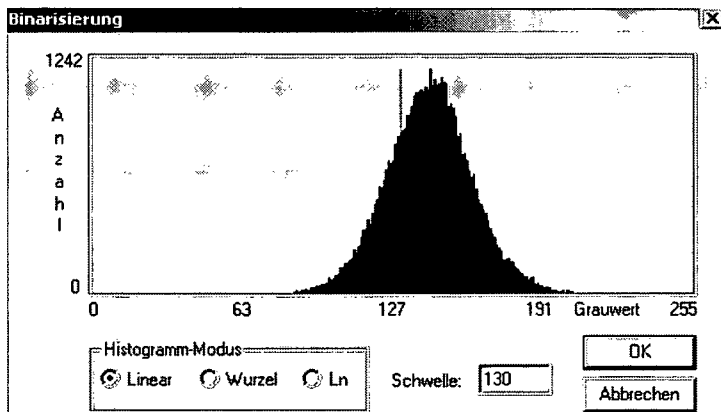


Abbildung 4-37: Grauwertverteilung der Gesamtheit aller in einem Bildausschnitt enthaltenen Pixel und Festlegung des Schwellwerts

In weiterer Folge werden die dunklen Flächenanteile mit ihren zugehörigen Abmessungen durch die Bildanalysesoftware als Textdatei ausgegeben und können dann in ein Tabellenkalkulationsprogramm, beispielsweise MS Excel, übergeführt werden. Die Daten werden wie folgt analysiert:

- die in jedem der 20 betrachteten Bildausschnitte enthaltenen Porenflächen (die Flächen werden durch die Bildanalyse in Pixel² angegeben) werden hinsichtlich ihrer Abbildungszugehörigkeit getrennt voneinander spaltenweise aufgelistet;
- durch Wissen um die Pixelgröße (16,525 μm² je Pixel²) können ebenso die Porenflächen in μm² angegeben werden;
- die 20 Listen, welche jeweils die einzelnen detektierten Porenflächen in μm² enthalten, werden im Tabellenkalkulationsprogramm zu einer Liste zusammengeführt;
- es wird eine Porenflächensummenverteilung $Q_0(A_P)$ erstellt, dazu werden die einzelnen Porenflächen bestimmten Größenklassen zugeordnet, diese Größenklassen a_1, a_2, a_3 usw. werden durch die Folge $a_j = a_i \cdot 10^{\frac{j-i}{16}}$; $i=1,2,3,\dots; j=i+1$ definiert, ausgehend von einer Porenfläche a_1 von 1 μm²; mit der Gesamtzahl an Poren ergibt sich die Porenflächensummenverteilung

$$Q_0(A_P) = \frac{\sum \Delta N_i}{N_{\text{tot}}} \quad \text{Gleichung 4-12}$$

- wobei N_i die Anzahl der Poren in der jeweiligen Größenklasse und N_{tot} die gesamte Anzahl aller erfassten Poren ist, die Porenfläche wird mit A_P bezeichnet, aus der Flächenverteilung lässt sich der Medianwert $A_{P,50}$ bestimmen;
- eine Oberflächenporosität $E_{\text{Oberfläche}}$ wird durch

$$E_{\text{Oberfläche}} = \frac{\sum A_P}{A_{\text{Bildausschnitt}}} \quad \text{Gleichung 4-13}$$

- definiert, wobei die Porenflächen innerhalb eines Bildausschnitts aufsummiert und auf die Fläche des Ausschnitts ($A_{\text{Bildausschnitt}}=0,869\text{mm}^2$) bezogen werden;
- die Bildung einer durchschnittlichen Oberflächenporosität E_{total} erfolgt durch

$$E_{\text{total}} = \frac{\sum_{i=1}^{20} A_{P,i}}{20 \cdot A_{\text{Bildausschnitt}}} \quad \text{Gleichung 4-14}$$

- über alle 20 analysierten Bildausschnitte.

Für die Ermittlung der Porentiefensummenverteilung werden die Tiefen von 400 zufällig gewählten Oberflächenporen vermessen. Zuerst wird mittels zuvor beschriebenen Auflichtmikroskops auf den Porengrund, gebildet durch Fasermaterial in der Tiefe des Filtermittels, fokussiert. Danach wird auf das obere Porenende fokussiert. Durch Erfassen des dazu notwendigen Triebes am Mikroskop kann die Porentiefe ermittelt und einem Tabellenkalkulationsprogramm zugeführt werden. Die auf diese Weise erhaltenen Daten werden wie folgt ausgewertet.

Es wird eine Porentiefensummenverteilung $Q_0(h_P)$ erstellt, dazu werden die einzelnen Porentiefen bestimmten Klassen zugeordnet. Diese Porentiefenklassen h_1, h_2, h_3 usw. werden durch die Folge $h_i = h_j \cdot 10^{\frac{1}{40}}$; $i=1,2,3\dots$; $j=i+1$ definiert, ausgehend von einer Porentiefe h_1 von $1\mu\text{m}$. Mit der Gesamtzahl an Poren N_{tot} ergibt sich die Porentiefensummenverteilung

$$Q_0(h_P) = \frac{\sum \Delta N_i}{N_{\text{tot}}} \quad \text{Gleichung 4-15}$$

wobei N_i die Anzahl der Poren in der jeweiligen Tiefenklasse und N_{tot} die gesamte Anzahl aller erfassten Poren ist. Die Porentiefe wird mit h_P bezeichnet, aus der Porentiefenverteilung lässt sich der Medianwert $h_{P,50}$ bestimmen.

Alle optischen Analysen werden an kreisförmigen Filtermittelproben mit einem Durchmesser von 150 mm durchgeführt. In folgender Tabelle 4-2 werden die Filze, welche hinsichtlich ihrer Oberflächenstruktur an Rein- und Rohgasseite untersucht werden, aufgeführt.

4.5.1.1. Zu analysierende textile Filtermedien

Folgende, in Tabelle 4-2 angeführte, unbestaubte Filtermedien sollen nach der beschriebenen Analysemethodik untersucht werden.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten
Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

Tabelle 4-2: zu analysierende textile Filtermittel

Laufende Artikelnr.	Fasermaterial	Stützgewebe	Luftdurchlässigkeit [L/(min·dm ²)]	Finish und Oberflächenbehandlung
1	Polyimid, P84	Polyimid, P84	150 ⁽¹⁾	vernadelt thermofixiert beidseitig gesengt geglättet
2	Polyester	Polyester	125 ⁽¹⁾	vernadelt thermofixiert einseitig gesengt geglättet
3	Polyester	Polyester	120 ⁽¹⁾	vernadelt einseitig kalandriert
4	Polyester	Polyester	150 ⁽²⁾	vernadelt thermofixiert einseitig gesengt
5	Polyester	Polyester	150 ⁽²⁾	vernadelt thermofixiert einseitig gesengt
6	Polyester	Polyester	90 ⁽²⁾	vernadelt thermofixiert einseitig gesengt
7	PAN (Dolanit)	PAN (Dolanit)	130 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert
8	PAN (Dolanit)	PAN (Dolanit)	120 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert
9	Polyester	Polyester	170 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert
10	Polyester	keines	220 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert
11	Polyester	Polyester	130 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert
12	Polyphenylene sulfide (PPS)	PPS	120 ⁽³⁾	vernadelt einseitig kalandriert

(1) nach EN ISO 9237; (2) nach DIN 53887 bei 200Pa; (3) in Übereinstimmung mit
ISO 9237

Diese zwölf Filtermittel werden hinsichtlich ihrer Porenflächensummenverteilung, der Oberflächenporosität und der Porentiefensummenverteilung analysiert.

4.5.1.2. Ergebnisse der optischen Analyse an den oberflächennahen Schichten der Filtermedien

In diesem Kapitel sollen nun die Ergebnisse der optischen Oberflächenanalysen von den unbestaubten Filtermitteln dargelegt werden. Die mittels zuvor beschriebener Bildanalyse optisch ermittelten Porenflächensummenverteilungen an den jeweiligen rein- und rohgasseitigen Oberflächen der 12 zu untersuchenden, unbeladenen Nadelfilze können, wie folgt, graphisch dargestellt werden, als Beispiel wird die Porenflächensummenverteilung der Rohgasseite des Nadelfilzes mit der laufenden Artikelnummer 3 in Abbildung 4-38 gezeigt.

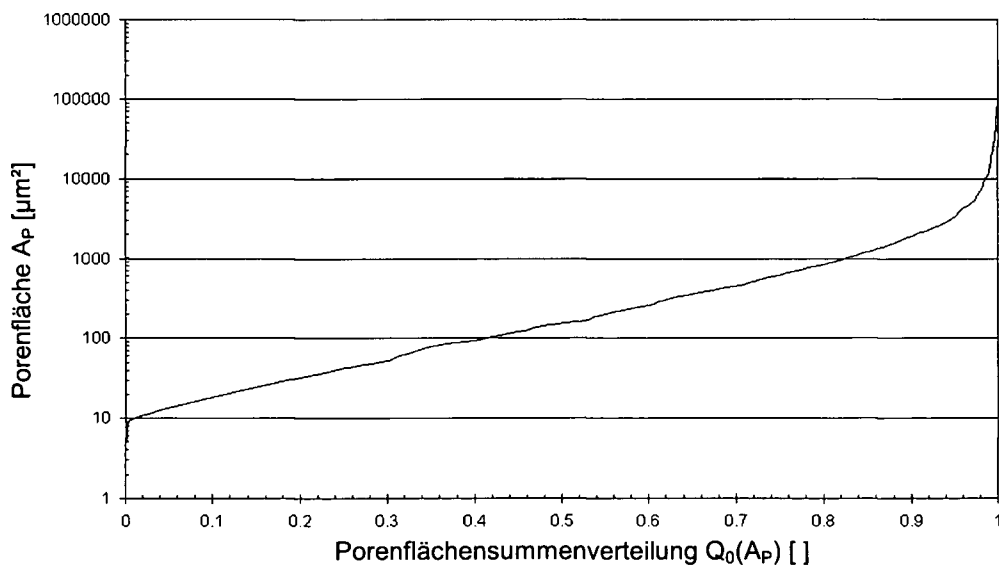


Abbildung 4-38: Porenflächensummenverteilung an der rohgasseitigen Oberfläche des Filtermediums Nr. 3, basierend auf allen 20 Bildausschnitten

Weiters werden die Porentiefensummenverteilungen an der jeweiligen rein- und rohgasseitigen Oberfläche der 12 zu analysierenden Filze wie folgt erfasst, als Beispiel dient wieder der Nadelfilz mit Artikelnummer 3, dessen

rohgasseitige Porentiefensummenverteilung in Abbildung 4-39 dargestellt wird.

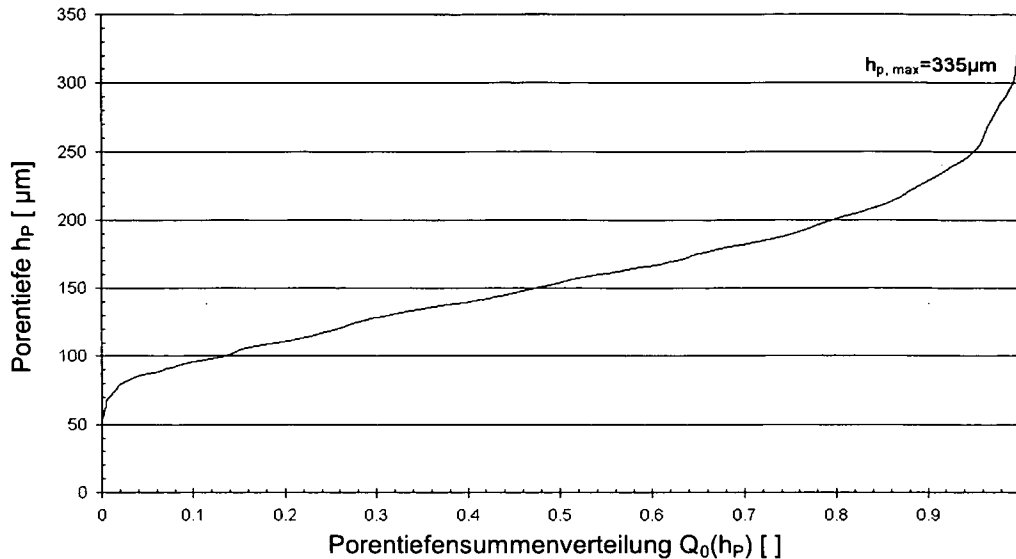


Abbildung 4-39: rohgasseitige Porentiefensummenverteilung am Nadelfilz mit der Artikelnr. 3, basierend auf 400 Porentiefenmessungen

Durch die jeweils ermittelten Porenflächensummenverteilungen an den Roh- und Reingasseiten der Filtermedien wird eine mittlere Porenfläche $A_{P,50}$ definiert, den einzelnen zugehörigen Porentiefensummenverteilungen kann jeweils eine mittlere Porentiefe $h_{P,50}$ zugewiesen werden. Die mittleren Porenflächen und Porentiefen, ermittelt für die Rein- und Rohgasseiten der 12 textilen Filtermedien, werden in Tabelle 4-3 zusammengefasst.

Tabelle 4-3: mittlere Porenflächen $A_{P,50}$ und Porentiefen $h_{P,50}$ an den Roh- und Reingasseiten der zu analysierenden Filtermittel

	Rohgasseite	Reingasseite	Rohgasseite	Reingasseite
Artikelnr.	$A_{P,50} [\mu\text{m}^2]$	$A_{P,50} [\mu\text{m}^2]$	$h_{P,50} [\mu\text{m}]$	$h_{P,50} [\mu\text{m}]$
1	116	120	219	211
2	110	280	107	208
3	160	175	153	243
4	90	160	168	217
5	37	68	163	212
6	56	110	170	293
7	80	90	183	269
8	55	130	112	140
9	40	50	127	263

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten
Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

10	50	100	113	313
11	58	80	115	223
12	85	120	113	175

Wie zu erwarten war, sind die mittleren Porenflächen und Porentiefen jedes untersuchten Filtermittels an der Rohgasseite generell geringer als jene auf der Reingasseite. Dies ist erklärbar durch die Einflüsse der rohgasseitigen Oberflächenbehandlungen. Durch das Einwirken von Wärme, teilweise auch unter Druckbeaufschlagung (Kalandrieren) verschmelzen die Fasern an der Oberfläche und bilden nach Abkühlung größere, undurchdringbare Flächen wodurch gleichzeitig die einzelnen freien Porenflächen verkleinert werden. Die Porenflächenverteilung wird in Richtung feinerer Poren verschoben. Da die Wärme- und Druckeinwirkung zu einer Komprimierung der oberflächennahen Schichten führt und auch eine Faserverschmelzung in der Tiefe des Filtermittels bewirken und dadurch Porenabschlüsse näher an der Oberfläche bilden kann, nimmt auch die mittlere Porentiefe ab. Die Porentiefenverteilung wird in Richtung weniger tiefer Poren verschoben.

Als Ausnahme kann hier der Nadelfilz mit der laufenden Artikelnr. 1 genannt werden, welcher beidseitig gesengt wurde. Daher sind die mittleren Porenflächen und Porentiefen an Roh- und Reingasseite des Mediums vergleichbar.

Ferner werden die durchschnittlichen Oberflächenporositäten an den Roh- und Reingasseiten der zwölf Filtermedien nach Gleichung 4-14 ermittelt, siehe Tabelle 4-4.

Tabelle 4-4: Oberflächenporositäten an Roh- und Reingasseiten der analysierten Filze

Artikelnr.	Oberflächenporosität Reingasseite [-]	Oberflächenporosität Rohgasseite [-]
1	0,267	0,272
2	0,367	0,075
3	0,360	0,184
4	0,536	0,307
5	0,350	0,110
6	0,575	0,193
7	0,142	0,040
8	0,120	0,056

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten
Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

9	0,180	0,049
10	0,113	0,079
11	0,177	0,104
12	0,416	0,077

Auch hier unterscheiden sich die Oberflächenporositäten an der Rohgasseite von jenen an der Reingasseite der einzelnen Nadelfilze dahingehend, dass die Porosität an der oberflächenbehandelten Rohgasseite geringer ist als an der unbehandelten Reingasseite. Wie bereits erwähnt, verschmelzen die Fasern an der Oberfläche durch Wärme- und Druckeinwirkung während der Behandlung. Es entstehen größere, undurchströmbare Faserflächengebilde, wodurch die einzelnen Porenflächengrößen und somit die Oberflächenporositäten an der oberflächenbehandelten Filtermittelschicht verringert werden.

Um die Informationen der Porentiefensummenverteilung und der Oberflächenporosität eines Filtermediums zu vereinen, kann nun eine sogenannte Modellpore gebildet werden, siehe Abbildung 4-40. Hier werden beispielsweise die Modellporen an Roh- und Reingasseite des Nadelfilzes mit der Artikelnr. 3 dargestellt.

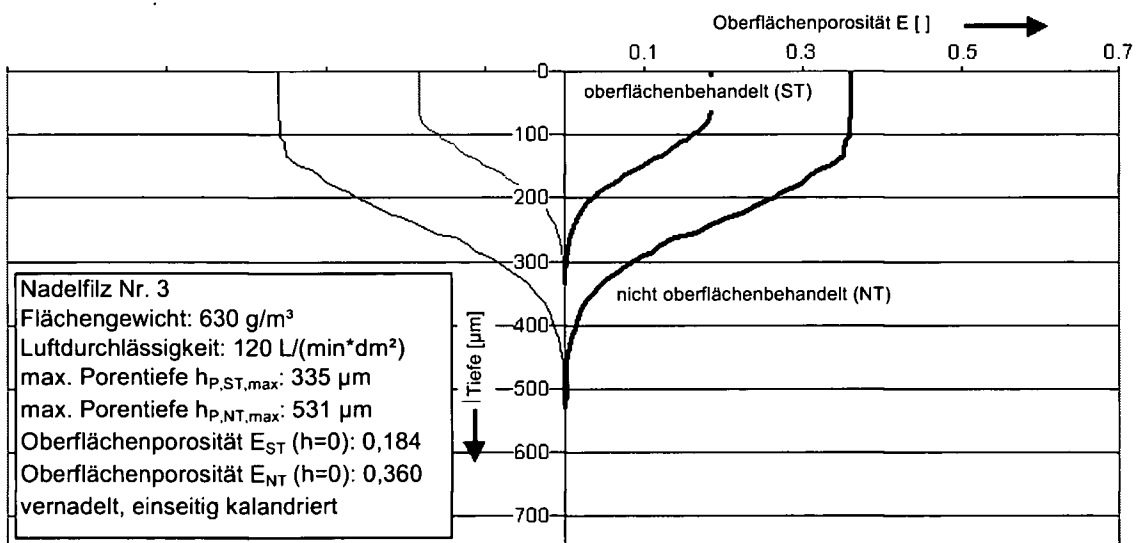


Abbildung 4-40: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3

Die Modellporen geben vergleichenderweise Aufschluss über die Porosität der oberflächennahen Schicht unterschiedlicher Filtermedien. Generell kann gesagt werden, je größer der Modellporendurchmesser und die Modellporentiefe, umso poröser ist die Oberflächenschicht des Filtermittels.

Für die Darstellung der Modellpore wird die Porentiefensummenverteilung, wie beispielsweise in Abbildung 4-39 dargestellt, und die Oberflächenporosität herangezogen. Als Beispiel wird die Modellpore an der behandelten Filtermitteloberfläche in Abbildung 4-40 betrachtet. Ausgehend von einer detektierten Oberflächenporosität von 0,184 kann dort eine Modellporentiefe von 0 angenommen werden, die Tiefe aller 400 vermessenen Einzelporen ist > 0 . Der Schnittpunkt der Modellpore mit der Filtermitteloberfläche in Abbildung 4-40 ist also gleichbedeutend mit dem Ursprung der Porentiefensummenverteilung ($Q_0(h_P)$ und $h_P = 0$), siehe auch Abbildung 4-39.

Am tiefsten Punkt der Modellpore, welcher durch die tiefste gefundene Einzelpore $h_{P,max}$ (335 μm) definiert wird, kann angenommen werden dass die Querschnittsfläche der Modellpore gegen 0 geht, daher schneidet die Modellpore dort die y-Achse (Tiefenachse). Auch alle Tiefen der vermessenen Einzelporen sind $< h_{P,max}$, daher ist dieser Schnittpunkt gleichbedeutend mit dem Punkt $Q_0(h_P)=1$ und $h_P=h_{P,max}$ der Porentiefensummenverteilung in Abbildung 4-39.

Den Verlauf der Modellpore über die Filtermitteltiefe erhält man, indem die x-Achse $Q_0(h_P)$ von 0 bis 1 in Abbildung 4-39 auf die Oberflächenporosität, hier 0,184, durch Multiplikation mit 0,184 skaliert wird.

Die unterschiedlichen Modellporen an behandelten und unbehandelten Filtermitteloberflächen der 12 zu analysierenden Nadelfilze werden im Kapitel 6.3 Anhang A dargestellt.

Bei Betrachtung der einzelnen Modellporen zeigen sich die Unterschiede in der Oberflächenbehandlungsintensität durch den Modellporenradius $E(h_P=0)$ an der Oberfläche des Filtermittels und den Modellporenverlauf über die Tiefe des Filtermittels. Eine zunehmende Faserverschmelzung durch eine thermische Oberflächenbehandlung an der Filtermitteloberfläche bedingt eine Abnahme des Modellporenradius $E(h_P=0)$. Eine

oberflächenbehandlungsbedingte Druckbeaufschlagung bedingt einen weniger in die Filtermitteltiefe reichenden Modellporenverlauf.

Um den Zusammenhang der Filtermittelstrukturparameter Oberflächenporosität, Porenflächen- und Porentiefenverteilung mit den Filtrationseigenschaften der Filtermedien zu beurteilen, werden Langzeittestläufe auf einem Prüfstand nach VDI-Richtlinie 3926 durchgeführt. Im Wesentlichen sollen dabei die Einlagerung von Partikelmasse und der Restdruckverlauf über die Dauer der Filtrationsprozesse und Beeinflussungen dieser durch die jeweilige Filtermitteloberflächenstruktur erfasst werden.

4.6. Methoden zur experimentellen Untersuchung der Filtrationseigenschaften abreinigbarer Filtermedien

Experimentelle Untersuchungen der Filtrationseigenschaften von Filtermedien, welche in Abreinigungsfiltern zum Einsatz kommen, können auf Filtermittelprüfständen im Labormaßstab durchgeführt werden. Dies reduziert den finanziellen Aufwand, da die Versuche nicht mittels kostspieliger Pilotfilteranlagen absolviert werden müssen. Die Laborprüfstände ermöglichen Testläufe zum Ermitteln von Abscheide- und Abreinigungseffizienz textiler Filtermittel. Die beeinflussenden Parameter wie Filtrationsgeschwindigkeit, Rohgaskonzentration, Partikelgrößenverteilung des Prüfstaubs und Regenerationsintensität sind durch die VDI-Richtlinie 3926 definiert. Um durch ein Filtrationsexperiment repräsentative Ergebnisse zu erhalten, müssen ähnliche Zustände während den Testläufen an Filtermittelprüfständen vorherrschen und die Dauer des jeweiligen Filtermitteltestlaufs passend gewählt werden.

4.6.1. Partikeldosierer

Da für die Durchführung des Filtermitteltestlaufs eine konstante Partikelkonzentration am Filtermedium über die Dauer des Experiments erforderlich ist, kommt ein sogenannter Partikeldosierer für die

Aerosoldispersierung zum Einsatz. An den institutseigenen Filtermittelprüfständen werden zwei unterschiedliche Arten von Partikeldosierern, welche Trägergas mit Partikeln beladen, verwendet, ein Kolben- und ein Schneckendosierer. Die Typbezeichnung beinhaltet die Art, in welcher der in trockener, ölfreier Luft zu dispergierende Teststaub einer rotierenden Bürste zugeführt wird, entweder durch den Hub eines Kolbens oder durch die Rotation einer Schnecke.

In Abbildung 4-41 wird der Kolbendosierer Palas RBG 2000 [d] dargestellt. Das zugehörige Funktionsprinzip der Partikeldosierung findet sich in Abbildung 4-42.

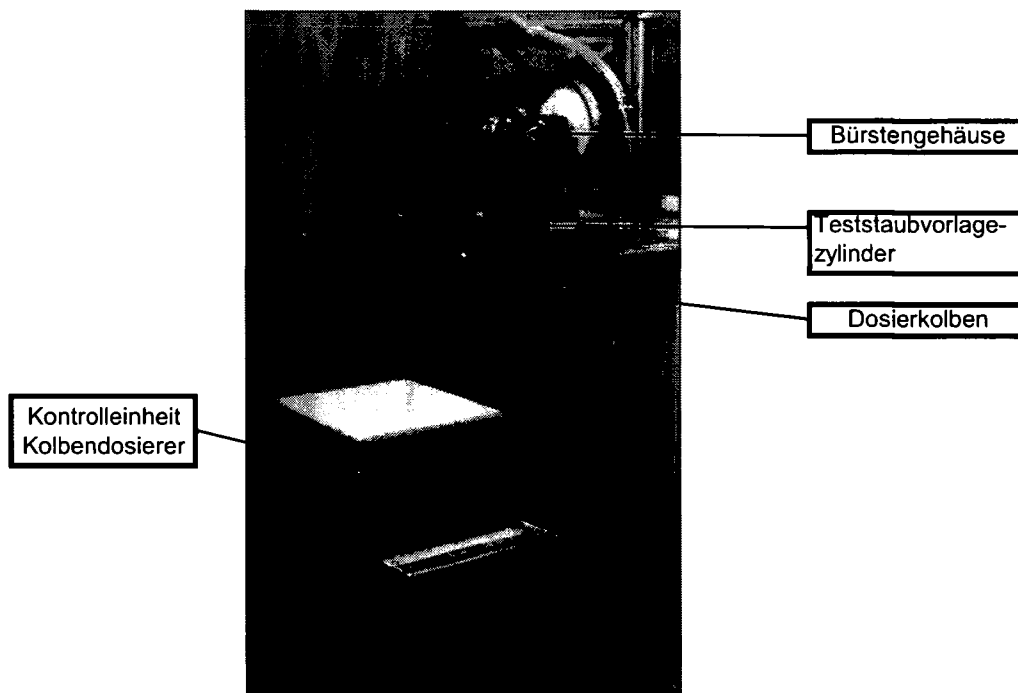


Abbildung 4-41: Kolbendosierer RBG 2000 [d]

d Palas GmbH: Kolbendosierer RBG 2000; Greschbachstrasse 3b, 76229 Karlsruhe, Deutschland

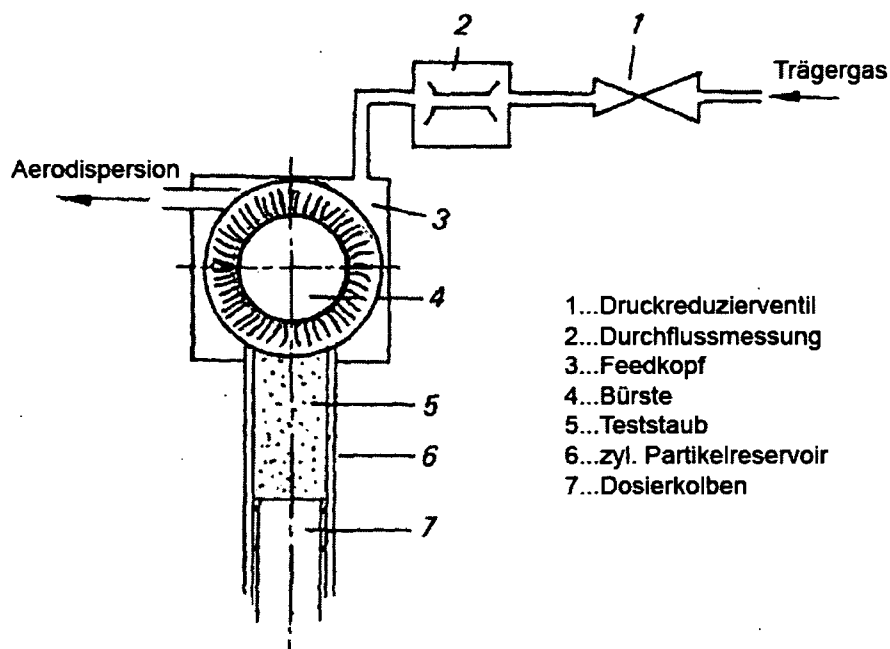


Abbildung 4-42: schematische Darstellung des Dispergiervorgangs im Feedkopf eines Kolbendosierers [56]

Wie in Abbildung 4-42 dargestellt, wird der im Vorlagezylinder (6) befindliche Teststaub (5) mittels sich konstant nach oben bewegenden Dosierkolben (7) einer Bürste (4) zugeführt, welche durch ihre Rotation stetig Partikeln in den Feedkopf (3) transportiert. Dort wird der Teststaub in trockener, ölfreier Druckluft dispergiert und das auf diese Weise beladene Trägergas horizontal abgezogen. Der Gasvolumenstrom durch den Feedkopf des Dosierers wird durch ein Druckreduzierventil (1) kontrolliert und von einer Durchflussmessung (2) erfasst.

Unter stationären Betriebsbedingungen lässt sich der Teststaubmassenstrom \dot{m}_P mit der Dosierkolbenhubgeschwindigkeit v_{Kolben} , der Kolbenfläche A_1 und der Teststaubstopfdichte ρ_S nach folgender Gleichung 4-16 berechnet.

$$\dot{m}_P = A_1 \cdot v_{\text{Kolben}} \cdot \rho_S$$

Gleichung 4-16

Der Kolbendosierer RBG 2000 kann auf zwei Arten betrieben werden:

- manueller Modus, die Vorgabe der Kolbenhubgeschwindigkeit v_{Kolben} erfolgt manuell an der dosierereigenen Kontrolleinheit mittels zu wählender Potentiometereinstellung (siehe Abbildung 4-41);

- externer, automatischer Modus, die Kolbenhubgeschwindigkeit wird durch den Prüfstandscomputer vorgegeben.

In beiden Fällen wird die Bürstendrehzahl mittels Potentiometer an der kolbendosierereigenen Kontrolleinheit eingestellt.

In Abbildung 4-43 wird ein Schneckendosierer [e] dargestellt. Das zugehörige Funktionsprinzip der Partikeldosierung findet sich in Abbildung 4-44.

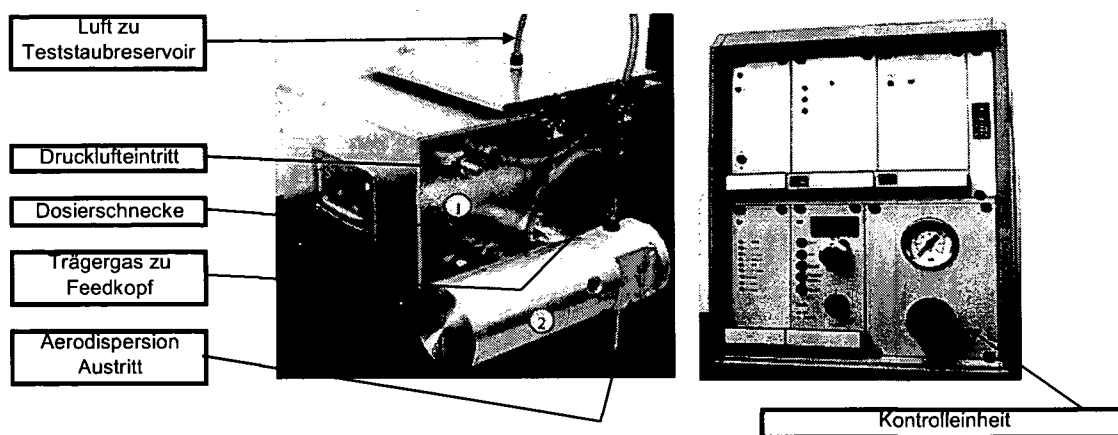
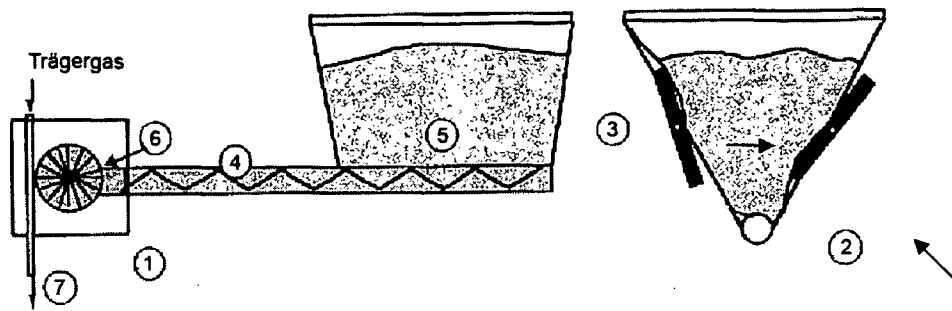


Abbildung 4-43: Schneckendosierer [e] mit Teststaubvorratsbehälter (1) und Bürstengehäuse (2) (links) und die zugehörige, dosierereigene Kontrolleinheit (rechts)

Der dem Schneckendosierer zugeführte Trägergasvolumenstrom wird durch den am Dosierer anliegenden, regulierbaren Vordruck kontrolliert. Wenn dieser Vordruck unter 1 bar sinkt (siehe auch Kapitel 4.6.3.3, Seite 275), dies entspricht einem Volumenstrom von 2,7 m³/h, wird der Partikeldosierer deaktiviert. Die Dosierschneckendrehzahl, die Walkvorrichtung im Teststaubbehälter und der Vordruck werden über die dosierereigene Kontrolleinheit, siehe Abbildung 4-43, rechts, gewählt, um die gewünschte Partikelkonzentration im Trägergasstrom zu erreichen.



- 1..... Feedkopf
- 2..... Staubbehälterwände aus Kunststoff
- 3..... Walkeinrichtung
- 4..... Schnecke
- 5..... Teststaubbehälter
- 6..... Bürste
- 7..... Aerosolaustritt

Abbildung 4-44: Schema eines Schneckendosierers

Wie in Abbildung 4-44 dargestellt, wird der Teststaub (5) der Bürste (6) mittels Dosierschnecke (4) zugeführt. Die Bürste (6) transportiert durch ihre Rotation die von ihr am Austritt des Schneckengehäuses erfassten Partikeln in den Feedkopf (1), wo diese im Trägergas dispergiert werden. Um eine Brückenbildung im Teststaubbehälter zu verhindern, sind dessen Wände flexibel ausgeführt und durch eine Walkvorrichtung ständig in Bewegung. Dadurch wird eine stetige Partikelzufuhr zur Dosierschnecke gewährleistet. Wenn nun ein Partikeldosierer für durchzuführende Filtermitteltestläufe auszuwählen ist, sind im Wesentlichen zwei Punkte zu beachten:

- Konstanz des dispergierten Partikelmassenstroms;
- Konstanz des zugeführten Trägervolumenstroms.

Wenn der Trägervolumenstrom stationär ist und ein konstanter Partikelmassenstrom - dabei können unterschiedliche Teststaubeigenschaften wie z. B. ausgeprägte Agglomerationsneigung oder hohe Fließfähigkeit auftreten - im Inneren des Partikeldosierers vorherrscht, liefert der Dosierer homogen beladenes Trägervolumen für den Filtermittelprüfstand. Dies ist wesentlich für Filtermediumlangzeittestläufe. Die Konstanz der Partikelgrößenverteilung, ein stationärer Massenstrom jeder Partikelgrößenfraktion, im Trägervolumen wird durch entsprechende Vorbereitung

des Teststaubs hinsichtlich seiner Homogenisierung gewährleistet, siehe auch Kapitel 4.6.3.1.2.

4.6.2. Bestimmung der Partikelkonzentration und der Partikelgrößenverteilung im Reingas mittels Streulichtpartikelanalysator

Während eines Filtrationsprozesses mit Partikelabscheidung und Abreinigungen des Filtermittels gelangen auch Partikeln durch das Filtermedium auf die Reingasseite. Die Auswahl eines geeigneten Filtermediums durch Testläufe auf einem Prüfstand umfasst deshalb auch die Bestimmung der Reingaskonzentration und im Speziellen des Fraktionsabscheidegrads. Hierfür kommt ein Streulichtpartikelanalysator zum Einsatz.

Die Vorteile, welche die Verwendung eines Streulichtpartikelanalysators mit sich bringt, sind [57]:

- Mengenbestimmung und Größenanalyse von Feststoffteilchen, Tropfen und Blasen von 0,4 bis 100 µm Durchmesser in Gasen und Flüssigkeiten;
- Zählung und Klassifizierung von Partikeln nach Größe in 256 Klassen durch Streulichtmessung am Einzelteilchen;
- die Möglichkeit, unmittelbar in vorgegebenen Strömungen zu messen (ohne Teilstromentnahme), da das Messvolumen mit rein optischen Mitteln begrenzt wird;
- keine Verfälschung des Größenspektrums durch selektive Wandablagerungen;
- Strömungsgeschwindigkeitsbereich von 0,1 bis 10 m/s;
- Messungen bei sehr hohen Konzentrationen bis zu 10^5 Teilchen/cm³;
- große Adaptierungsmöglichkeit bei praktischen Anwendungen;
- schnelle Messung;
- Steuerung aller Funktionen mittels PC.

Im Folgenden soll der Streulichtpartikelanalysator PCS 2010 [f] näher betrachtet werden, siehe Abbildung 4-45. Das zugehörige Funktionsprinzip wird in Abbildung 4-46 schematisch dargestellt.

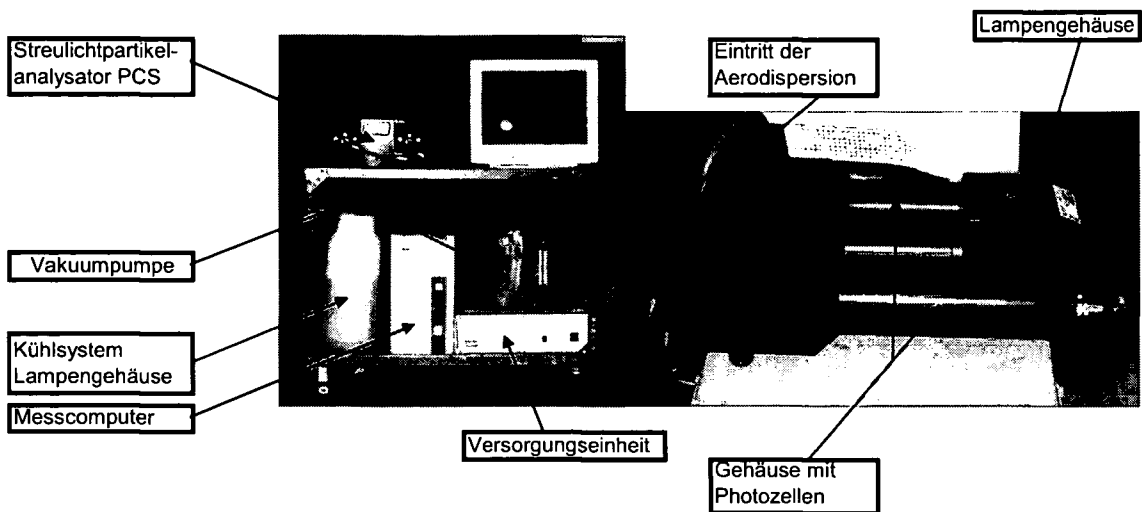


Abbildung 4-45: Partikelanalysator PCS 2010 mit Kontrolleinheit und Kühlsystem (links) und das PCS-Messgerät mit optischem System (rechts)

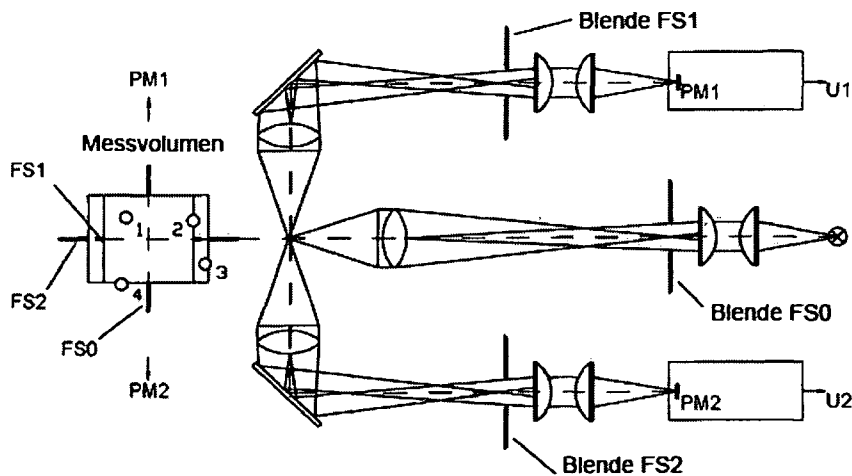


Abbildung 4-46: Schema des Streulichtpartikelanalysators PCS 2010

Die Funktionsweise des Partikelanalysators beruht auf dem Passieren einzelner Partikeln eines durch eine Xenon-Hochdrucklampe homogen

f Palas GmbH: Streulichtpartikelanalysator PCS-2010; Greschbachstrasse 3b, 76229 Karlsruhe, Deutschland

ausgeleuchteten Messvolumens, siehe Abbildung 4-46. Die Größe des Messvolumens wird durch die Blende FS0 begrenzt. Das Abbild des Messvolumens (Würfel mit 90 µm Kantenlänge) wird durch ein Linsensystem in der Messküvette des Analysators fokussiert. Das durch ein Partikel innerhalb des Messvolumens geschwächte Licht wird durch zwei Photozellen PM1 und PM2 im Winkel von 90° erfasst. Das Volumen, welches durch die Photozellen erfasst wird, wird durch die Blenden FS1 und FS2 begrenzt. Die Blenden weisen unterschiedliche Dimensionen auf, daher ist das von Photozelle PM1 betrachtete Messvolumen kleiner als jenes von Photozelle PM2 erfasste. Durch das Vergleichen der beiden von den Photomultipliern erzeugten Spannungen U_1 und U_2 kann eruiert werden, ob das zu analysierende Partikel vollständig das innere Messvolumen passiert (siehe Abbildung 4-46, Position 1) oder teilweise außerhalb des selben liegt (siehe Abbildung 4-46, Pos. 2, 3, 4).

Die Kalibrierung des Streulichtpartikelanalysators PCS 2010 erfolgt durch Verwendung monodisperser Aerosole. Dies bedeutet Erfassen von Partikeln gleicher, dem Anwender bekannter Größe im Messvolumen, wodurch der Partikelanalysator überprüft bzw. kalibriert werden kann.

4.6.2.1. Messfehler eines Streulichtpartikelanalysators

Bei der Verwendung eines Streulichtpartikelanalysators zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung und einer höheren Konzentration in einer Aerodispersion treten im Wesentlichen zwei Messfehler verstärkt auf:

- Randzonenfehler;
- Koinzidenzfehler.

4.6.2.1.1. Randzonenfehler und dessen Korrektur

Partikeln an Grenzflächen des Messvolumens werden nur teilweise durch das optische System des Partikelanalysators erfasst und somit als kleiner denn tatsächlich definiert. Diese Partikeln, welche nur zum Teil innerhalb des Messvolumens liegen, verschieben dadurch die Partikelgrößenverteilung im zu untersuchenden Gasstrom in Richtung einer feineren. Als Beispiel werden in Abbildung 4-47 zwei Partikelgrößenverteilungen dargestellt, es handelt sich

hierbei um die selbe Teststaubprobe, einmal erfasst mittels randzonenfehlerkorrigierter Messung (\square), einmal ohne Korrektur (O).

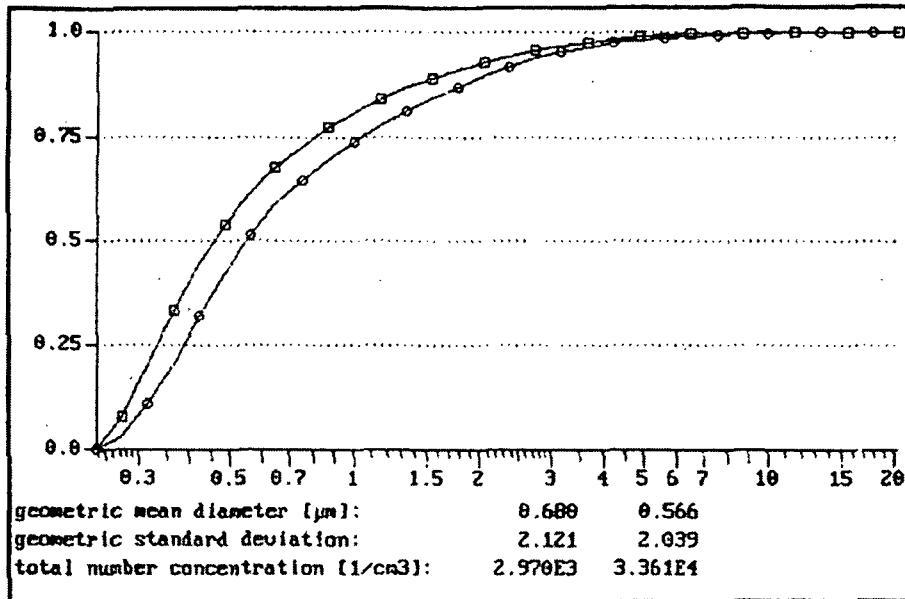


Abbildung 4-47: Partikelgrößenverteilung von Micro Calcilin-Partikeln, mit (\square) und ohne (O) Grenzflächenfehlerkorrektur [57]

Daher muss der Randzonenfehler berücksichtigt werden, sein Einfluss auf das Messergebnis kann durch Anwendung spezieller Streulichtpartikelanalytoren mit einem optischen Korrektursystem minimiert werden, siehe Abbildung 4-46.

In Abbildung 4-46 wird das Prinzip der Randzonenfehlerkorrektur anhand der Betrachtung des optischen Systems des Partikelanalytators PCS 2010 dargestellt. Die Korrektur wird hier durch Abgrenzung zweier verschieden großer Messvolumina bewerkstelligt. Ein Partikel liegt an einer Grenzfläche des Messvolumens (Position 2), welches durch Photozelle PM1 erfasst wird. Dort bewirkt es eine geringere Lichtschwächung als wenn es sich in Position 1, also vollständig im Messvolumen von PM1, befinden würde. Daher wird der Partikel in Position 2 als kleiner denn tatsächlich erfasst. Die Partikelgrößenverteilung wird in Folge in Richtung einer feineren verschoben. Ein Partikel an Position 3 liegt zur Gänze außerhalb des Messvolumens von PM1 und wird nur von Photozelle PM2 erfasst, da er sich in dessen größerem Messvolumen befindet. Durch die Verwendung einer zweiten Photozelle PM2,

und durch Einblenden eines zweiten Messvolumens, welches das eigentliche Messvolumen von PM1 an den Seitenflächen überlappt, wird ein zuverlässigeres Erfassen und auch Negieren von Partikeln an den Messvolumengrenzflächen ermöglicht.

Um nun zu entscheiden, ob ein erfasstes Partikel im eigentlichen Messvolumen von PM1 liegt und somit im Ergebnis der Messung berücksichtigt wird, werden die Spannungen U1 und U2 an den Photozellen miteinander verglichen. Wenn nun die Spannungen U1 und U2 um mehr als einen bestimmten Wert voneinander abweichen, so wird angenommen, dass sich das analysierte Partikel an einer Grenzfläche und somit zum Teil außerhalb des eigentlichen Messvolumens befindet. Dieses Partikel wird negiert und hat keinen Einfluss auf das Ergebnis der Messung.

4.6.2.1.2. Koinzidenzfehler und dessen Korrektur

Ein Koinzidenzfehler tritt bei einer optischen Partikelanalyse dann auf, wenn sich zufällig mehrere Partikeln gleichzeitig im betrachteten Messvolumen befinden. Diese Partikeln können sich teilweise überlappen und werden in Folge durch das optische System als ein großes Partikel in der Aerodispersion erfasst. Dieses Phänomen verschiebt die Partikelgrößenverteilung in Richtung einer gröberen und führt durch Erfassung einer geringeren Partikelanzahl zur Bestimmung einer niedrigeren Konzentration als es der tatsächlichen im Gasstrom entspricht. Der Koinzidenzfehler hat im Wesentlichen drei Auswirkungen:

- nicht reproduzierbare Messungen;
- fehlerbehaftete Partikelgrößenanalyse;
- fehlerbehaftete Messungen der Partikelkonzentration.

Eine Minimierung des Koinzidenzfehlers kann durch Verringerung des betrachteten Messvolumens und/oder gezielter Verdünnung der Aerodispersion erreicht werden. Jede dieser beiden Maßnahmen oder deren Kombination bewirkt eine geringere Konzentration von Partikeln im zu analysierenden Gasstrom, wodurch die Wahrscheinlichkeit einer Überlappung zweier Partikeln im erfassten Messvolumen abnimmt und die Mehrheit der

durch eine Photozelle erfassten Partikeln auch tatsächlich Einzelpartikeln im Messvolumen sind.

Die Existenz des Koinzidenzfehlers kann durch das Analysieren eines Gasvolumenstroms mit hoher Partikelkonzentration gezeigt werden. Vergleicht man die Analysen von unverdünntem und verdünntem Trägergas, so wird durch Verdünnen der Aerodispersion die Partikelgrößenverteilung in Richtung einer feineren verschoben und die Anzahlkonzentration nimmt zu, erklärbar durch das Erfassen zweier kleiner statt fälschlicherweise eines großen Partikels im Trägergasstrom.

4.6.3. Design und Funktion des eingesetzten Filtermittelprüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926

Zur Durchführung experimenteller Untersuchungen von Filtermedien können nach VDI-Richtlinie 3926 zwei Prüfstandstypen zur Anwendung kommen. In Abbildung 4-48 wird der Filtermittelprüfstand des Typ I nach VDI-Richtlinie 3926 gezeigt.

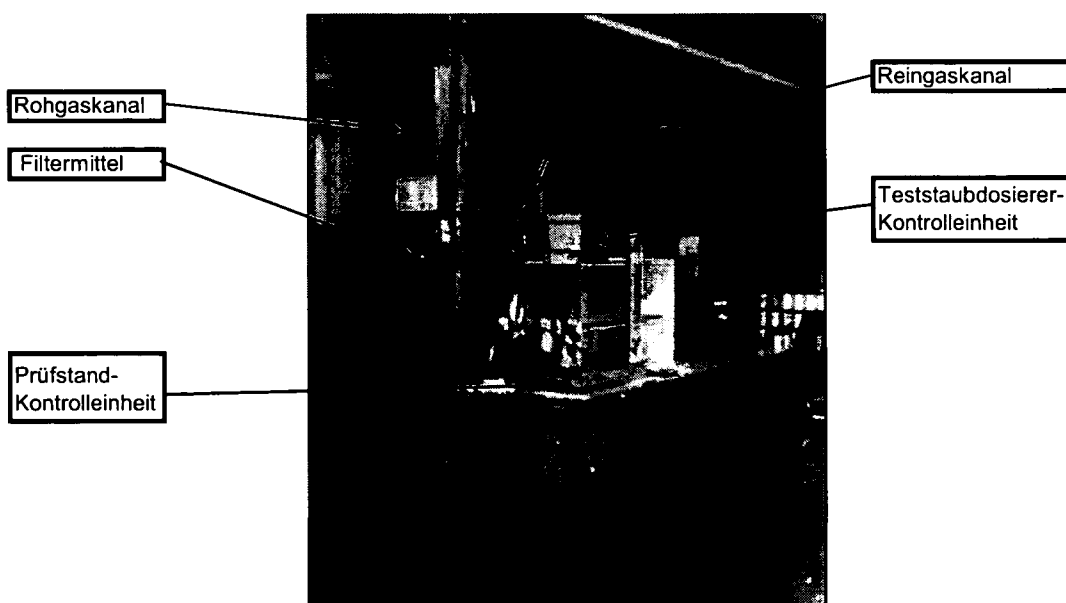
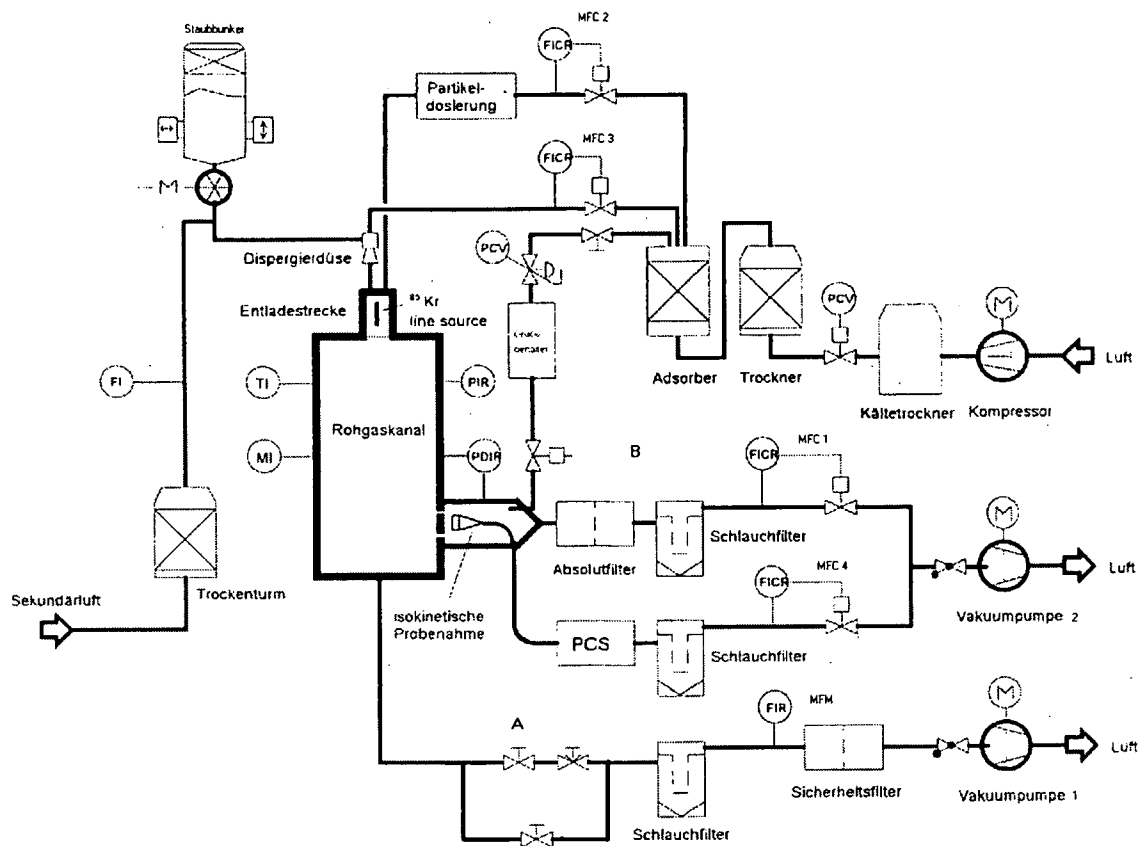


Abbildung 4-48: Filtermittelprüfstand Typ I nach VDI-Richtlinie 3926

In der folgenden Abbildung 4-49 wird das zugehörige R&I-Schema dargestellt.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse



- FI.....Flow indication, Rotameter
- FIRFlow indication registration, Mass Flow-Meter MFM
- FICR.....Flow .indic. controller reg., Mass Flow-Controller MFC1 bis MFC4
- PIPressure indication, Manometer
- PIRPressure indication registration, Druckmessung
- PDIR.....Differential pressure indic. reg., Differenzdruckmessung
- TI.....Temperature indication, Thermometer
- MI.....Moisture indication, Hygrometer
- PCS.....Optical particle counter sizer; Partikelanalysator

Abbildung 4-49: R&I-Schema des Filtermittelprüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926

Der Gasvolumenstrom durch diesen Filtermittelprüfstand wird mittels Zuführen von Druckluft, erforderlich für den verwendeten Partikeldosierer, in diesem Fall ein Schneckendosierer (siehe Kapitel 4.6.1, Seite 251), und Absaugung an den Austritten des Rein- bzw. Rohgaskanals durch Vakuumpumpen gewährleistet.

Durch den Einsatz von seriell geschaltetem Kältetrockner und Trockenturm, gefüllt mit Silicagel, wird die eingespeiste Druckluft getrocknet. Danach passiert die Druckluft einen Ölabscheider (Adsorber, gefüllt mit Aktivkohle), um Kompressoröltröpfchen abzuscheiden. Dann wird die getrocknete, ölfreie Druckluft in zwei Teilströme aufgeteilt, um einerseits den Druckspeicher für die Druckstoßabreinigung zu füllen und dort einen Abreinigungstankdruck von 5 bar konstant zu halten und andererseits den Partikeldosierer als Trägergas zu passieren, um das Dispergieren des Teststaubs zu ermöglichen. Die auf diese Weise erzeugte Aerodispersion durchströmt die Entladestrecke am Eintritt des Rohgaskanals, welche mit einer ^{85}Kr β -Strahlenquelle bestückt ist. Die Entladeeinheit hat die Aufgabe, elektrostatische Ladung der Partikeln zu vermindern, welche diesen anhaften. Dies soll eine Anlagerung von Partikeln an den Innenwänden des Rohgaskanals bzw. vermehrte Agglomeration verhindern, da es sonst zur Beeinflussung der Rohgaskonzentration und der aufgegebenen Partikelgrößenverteilung kommen würde. Nach dem Entladevorgang wird der partikelbeladene Gasstrom in den vertikalen Rohgaskanal mit einem rechteckigen Querschnitt von 111 mal 291 mm und 4100 mm Höhe eingespeist. Der horizontale Reingaskanal mit der Filtermittelprobe ist in einer Höhe von 1550 mm an den senkrechten Rohgaskanal angeflanscht und weist eine Länge von 950 mm auf, siehe Abbildung 4-50.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

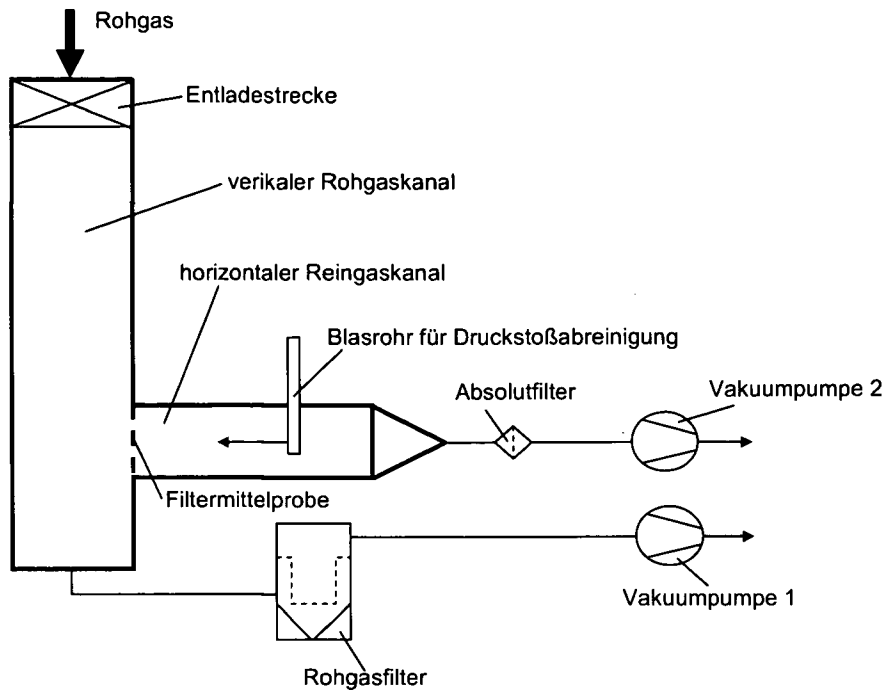


Abbildung 4-50: prinzipieller, konstruktiver Aufbau des Prüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926

Im Rohgaskanal wird auch ein leichter Unterdruck durch Regelung der Rohgaszufuhr (siehe Abbildung 4-49) eingestellt, um Partikelemissionen durch den Prüfstand zu verhindern.

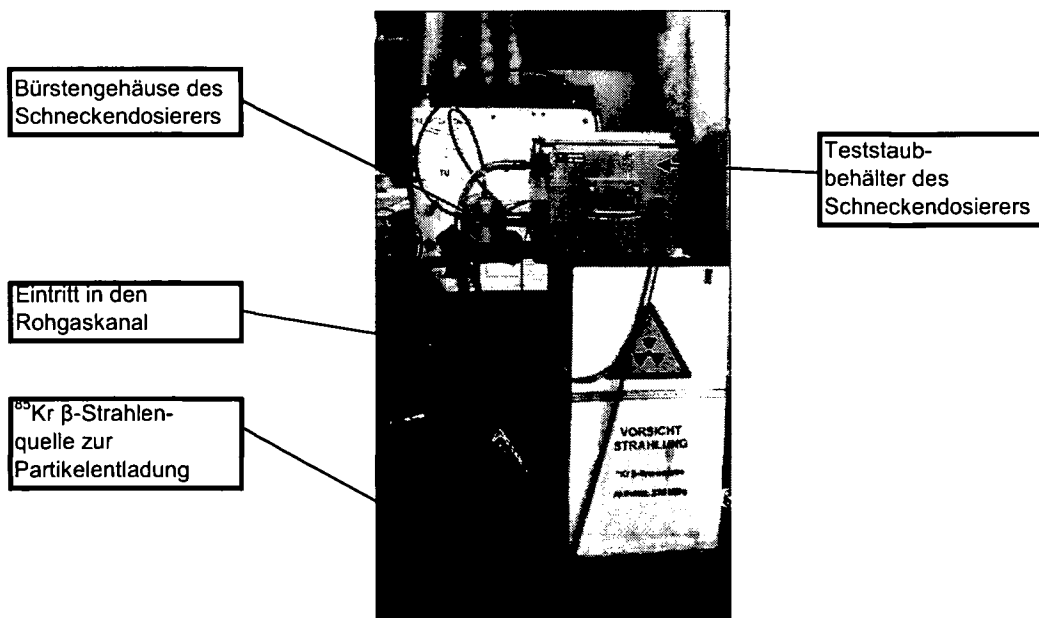
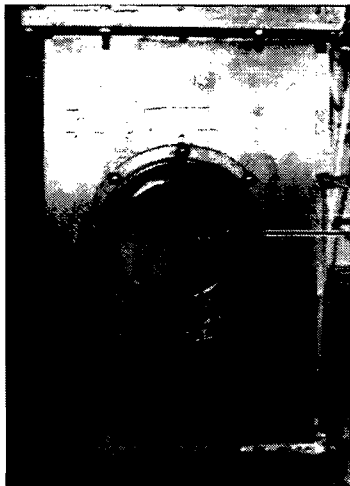


Abbildung 4-51: Aerosolgenerierung mittels Schneckendosierers am Rohgaskanaleintritt des Filtermittlprüfstands Typ I

Ein Teil des in den Rohgaskanal eingebrachten beladenen Gastroms wird mittels Vakuumpumpe über die Filtermittelprobe, siehe Abbildung 4-52, in den dahinter horizontal angebrachten Reingaskanal mit einem Durchmesser von 140 mm (Länge wie zuvor erwähnt 950 mm) abgezogen. Der Teil des im Rohgaskanal verbleibenden Rohgases wird zu dessen Enstäubung am unteren Rohgaskanalende über einen Schlauchfilter geführt und danach ausgeblasen.



bündig mit der Rohgaskanalinnenwand
eingebaute Filtermittelrunde

Abbildung 4-52: zu untersuchendes Filtermedium im Filtermittelprüfstand Typ I

Hinter der Filtermittelprobe ist im Reingaskanal eine Probenahmesonde positioniert. Diese entnimmt einen Teil des Reingases isokinetisch und führt diesen einem Streulichtpartikelanalysator (siehe Kapitel 4.6.2, Seite 256) zu, siehe Abbildung 4-53. Hierbei ist es von Bedeutung, dass die Partikelgrößenverteilung und Konzentration im extraktiven Teilgasstrom denjenigen in der ungestörten Hauptgasströmung innerhalb des horizontalen Reingaskanals entsprechen. Dies wird durch die isokinetische Absaugung erreicht, welche bewirkt, dass die Strömungsgeschwindigkeit im Sondenquerschnitt, gebildet mit dem Wirkdurchmesser der Sonde, ident ist mit jener in der ungestörten Hauptgasströmung.

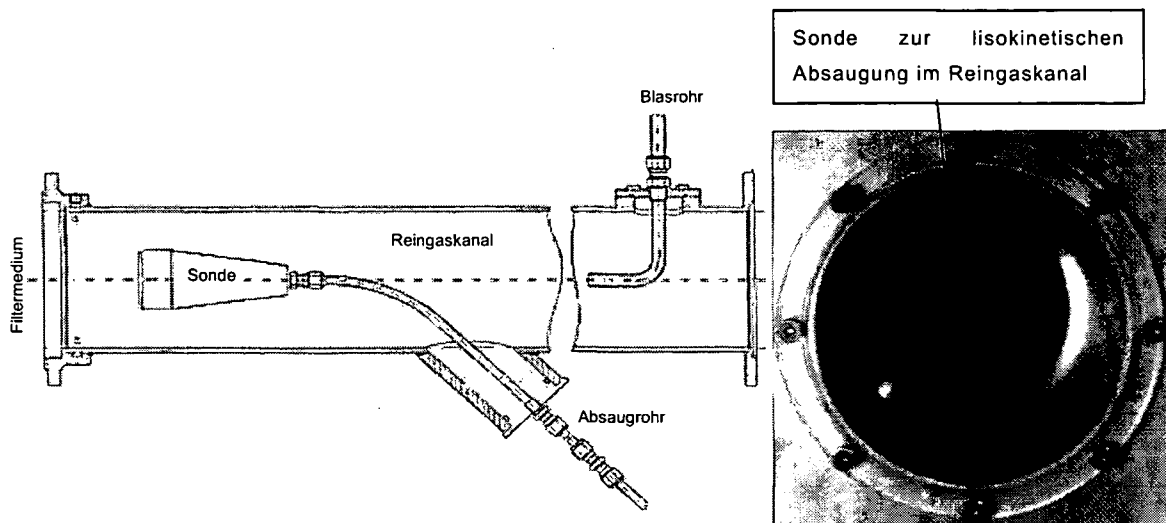
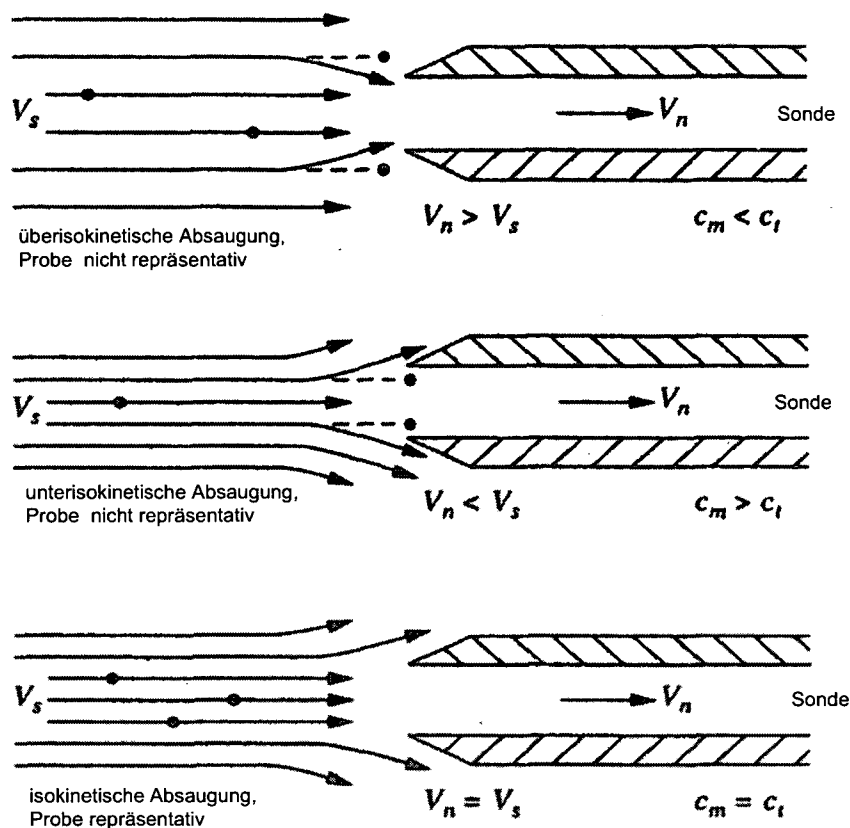


Abbildung 4-53: isokinetische Absaugung hinter der Filtermittelprobe im Reingaskanal

Ist die Strömungsgeschwindigkeit über den Sondenquerschnitt höher als die eigentliche im Reingaskanal (überisokinetisch), so wird die Strömung im Bereich der Sonde eingeschnürt. Durch ihre Trägheit können größere Partikeln dem Strömungsverlauf nicht folgen und passieren die Sonde außerhalb, siehe Abbildung 4-54, oben. So wird dem Partikelanalysator ein Gasstrom zugeführt, welcher eine geringere Partikelkonzentration und eine feinere Partikelgrößenverteilung als die tatsächlichen aufweist. Wenn die Strömungsgeschwindigkeit über den Sondenquerschnitt eine geringere ist als jene im Reingaskanal (unterisokinetisch), so weitet sich die Strömung im Bereich der Absaugung auf. Aufgrund des Trägheitseffekts gelangen in diesem Fall vermehrt größere Partikel in den Probenahmegasstrom. Somit werden durch den Partikelanalysator eine gröbere Partikelgrößenverteilung und eine höhere Konzentration als die tatsächlichen detektiert.



v_s Strömungsgeschwindigkeit Hauptstrom

v_n Strömungsgeschwindigkeit Teilstrom

c_m Konzentration im Teilstrom, gemessene Konzentration

c_t tatsächliche Konzentration

Abbildung 4-54: extraktive Teilstromentnahme

Wenn nun die Strömungsgeschwindigkeit in der Sonde ident ist mit jener im Reingaskanal, so spricht man von einer isokinetischen Absaugung, bestimmt durch den Wirkdurchmesser der Sonde und die Filtrationsgeschwindigkeit. Die durch den Partikelanalysator erfasste Partikelgrößenverteilung und Konzentration sind unter diesen Absaugbedingungen repräsentativ für den Aerosolzustand in der Hauptgasströmung, siehe Abbildung 4-54, unten.

Der an diesem Filtermittelprüfstand des Typ I durchgeführte Filtrationsprozess kann sowohl manuell durch die Prüfstandskontrolleinheit als auch automatisch durch den Prüfstandscomputer gesteuert und geregelt werden.

4.6.3.1. Präparation des Filtermittelprüfstands Typ I

Für die Testläufe am Filtermittelprüfstand Typ I müssen diverse Vorbereitungen getroffen werden, um repräsentative Ergebnisse hinsichtlich des Filtrationsprozesses und der Filtermediumseigenschaften zu erhalten. Im Folgenden werden die Vorbereitungsarbeiten für die Durchführung eines Testlaufs beschrieben.

4.6.3.1.1. Die Filtermittelprobe

In den am Prüfstand Typ I durchgeführten Experimenten kommen kreisförmige Filtermittelproben mit einem Durchmesser von 150 mm zum Einsatz, welche in einem Filtermediumshalter zwischen Roh- und Reingaskanal platziert werden. Die effektive Filtermittelfläche weist einen Durchmesser von 140 mm auf.

Die jeweils zu untersuchende Probe muss sorgfältig vorbereitet und im Halter eingespannt werden da zu kleine Filtermittelproben oder eine ungenaue Ausrichtung im Halter zu Bypassströmungen führen können. Somit kann ungefiltertes Rohgas in den Reingaskanal gelangen, ohne das Filtermittel zu durchströmen. Die mittlere Reingaskonzentration würde sich erhöhen und in Folge die Filtermittelabscheideeffizienz deutlich reduzieren.

4.6.3.1.2. Teststaubvorbereitung

Als Teststaub für die Experimente am Prüfstand kam feinkristallines Calciumcarbonatpulver (CaCO_3 , bezeichnet als Micro Calcilin 1) zur Anwendung. Die Partikelgrößenverteilung des eingesetzten Micro Calcilins, bestimmt durch den Hersteller nach ISO 787/7, wird in Abbildung 4-55 dargestellt.

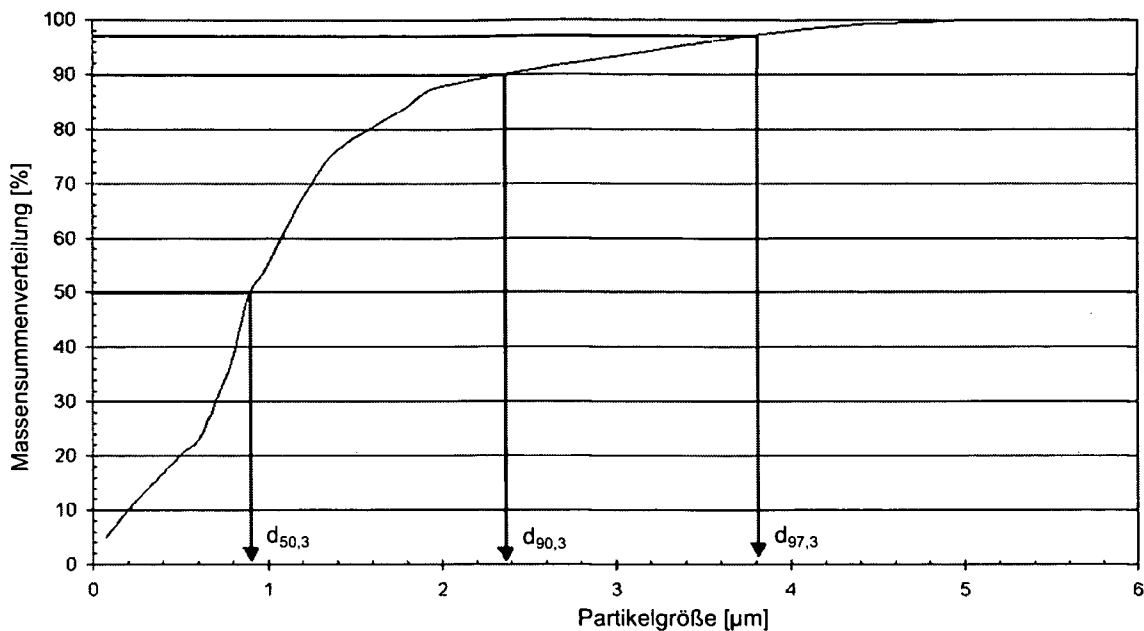


Abbildung 4-55: Partikelgrößenverteilung des Micro Calcilins 1 laut Sicherheitsdatenblatt des Herstellers

Wie aus Abbildung 4-55 ersichtlich ist, weisen 97 Masseprozent des Teststaubs einen Partikeldurchmesser von unter 3,8 µm auf. 90 Masseprozent besitzen einen Durchmesser von unter 2,4 µm und 50 Masseprozent dieses Teststaubs haben einen Durchmesser kleiner 0,9 µm. Die Gesamtheit aller Micro-Calcilinpartikel haben einen Durchmesser kleiner als 6 µm. Die Schüttdichte beträgt 0,7 g/cm³, vom Hersteller nach ISO 787/11 bestimmt.

Um eine gleichbleibende Partikelgrößenverteilung und Partikelkonzentration des Aerosols im Rohgaskanal sicherzustellen, kommt der Teststaubvorbereitung große Bedeutung zu. Daher wurde stets folgende Vorgangsweise gewählt:

- Entnahme einer repräsentativen Teststaubmenge (1 kg) aus dem Teststaubbehälter mittels geeignetem Probenstecher;
- Trocknen des Teststaubs im Trockenschrank bei 120 °C bis zur Gewichtskonstanz;
- Durchmischen des absolut trockenen Teststaubs zu dessen Homogenisierung (Beseitigung von Klassiereffekten);
- Überführen von 0,5 kg des Teststaubs in den Vorratsbehälter des Partikeldosierers;

- sorgfältiges Verschließen des Vorratsbehälters, um das Eindringen von Luftfeuchtigkeit zu verhindern und in Folge Dosierproblemen vorzubeugen.

4.6.3.1.3. Betriebsparameter des LTG-Schnecken-dosierers

Bevor die eigentlichen Filtermitteluntersuchungen durch Testläufe am Prüfstand des Typ I durchgeführt werden können, müssen die Betriebsparameter des Partikeldosierers überprüft werden, um die gewünschte Rohgaspartikelkonzentration am Filtermittel gewährleisten zu können. Dafür wurde der Einfluss der Schneckendrehzahl auf das Dosierverhalten experimentell ermittelt.

Hierfür wurde vor Beginn des jeweiligen Filtrationsprozesses das Gewicht der unbestaubten Filtermittelprobe bestimmt. Danach startete der eigentliche Filtrationsvorgang am Prüfstand Typ I unter Einhaltung der in Tabelle 4-5 festgehaltenen Betriebsparameter. Nach Beendigung der zuvor gewählten Filtrationsdauer wurde der Prozess abgebrochen, das bestaubte Filtermittel samt Filterkuchen aus dem Prüfstand entnommen und ausgewogen. Auf diese Art wurden unter konstanten Betriebsbedingungen mit Ausnahme einer variierten Schneckendrehzahl des Partikeldosierers, bewirkt durch Änderung der Spannung am Schneckenmotor, mehrere Filtermittelproben beladen und ausgewogen.

Tabelle 4-5: gewählte Betriebsparameter am Filtermittelprüfstand Typ I zur Kalibrierung der vom LTG-Schneekendosierer bereitgestellten Partikelkonzentration unmittelbar an der Filtermitteloberfläche

Parameter	
Rohgasvolumenstrom [m ³ /h]	5,8
Filtrationsgeschwindigkeit [m/h]	180
Filtrationsdauer [s]	240
Teststaub	Micro Calcilin 1
Filtermedium	Nadelfilz Nr. 3
Druckstoßabreinigung	inaktiv

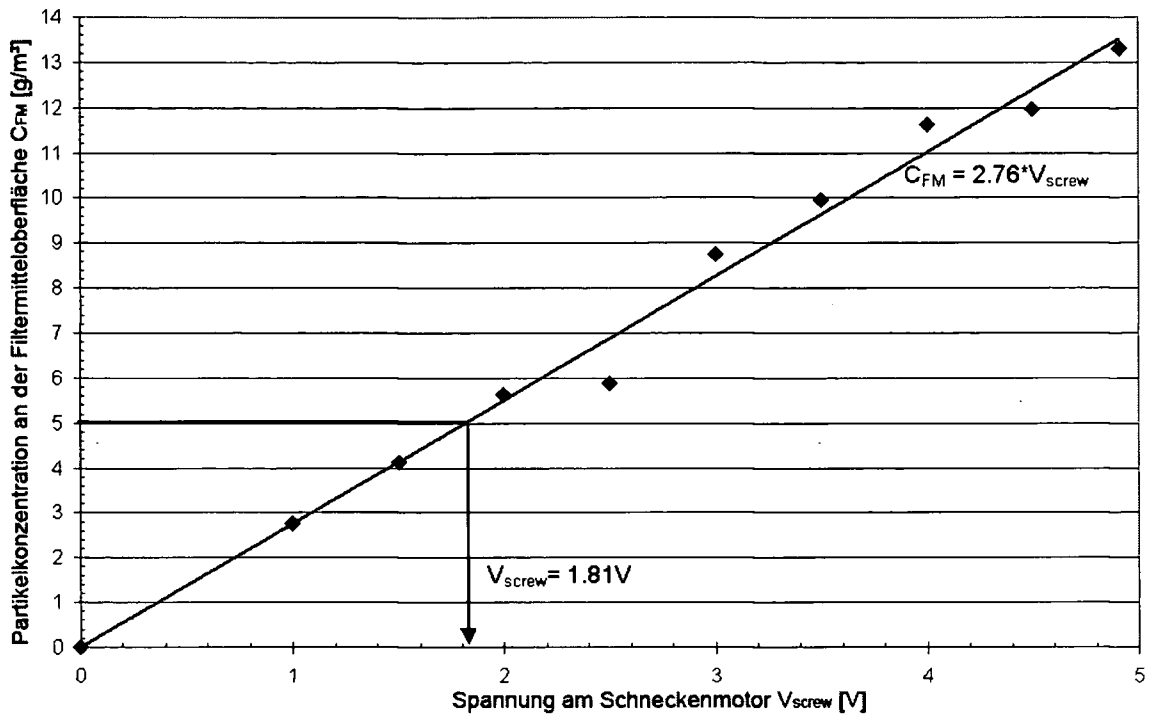


Abbildung 4-56: Einfluss der Schneckenmotorspannung des Partikeldosierers auf die Partikelkonzentration an der Filtermitteloberfläche unter den Betriebsbedingungen für den Prüfstand Typ I aus Tabelle 4-5

Die Staubkonzentration an der Filtermitteloberfläche kann durch den Volumenstrom über das Filtermittel, die Filtrationsdauer und die Masse der im bzw. am Medium abgeschiedenen Partikeln quantifiziert werden:

$$C_{FM} = \frac{m_L - m_C}{V_{CG} \cdot t_s} \quad \text{Gleichung 4-17}$$

C_{FM} Staubkonzentration an der Filtermitteloberfläche

m_L Masse der beladenen Filtermittelprobe

m_C Masse der unbeladenen Filtermittelprobe

V_{CG} Volumenstrom über die Filtermittelprobe

t_s Filtrationsdauer

Geht man von einem linearen Zusammenhang zwischen Partikelkonzentration und Spannung am Schneckenmotor aus, so wird für eine Staubkonzentration von 5 g/m³ an der rohgasseitigen Filtermitteloberfläche, in Bezug auf VDI-Richtlinie 3926, eine Spannung von 1,81 V am Schneckenantrieb des Dosierers benötigt.

4.6.3.2. Anfahren des Prüfstands Typ I zur Durchführung einer Filtermitteluntersuchung

Nach Durchführung der zuvor beschriebenen Vorbereitungen kann der eigentliche Testlauf am Filtermittelprüfstand Typ I, siehe Abbildung 4-49 und Abbildung 4-50, beginnen. Folgende Anfahrprozedur wurde befolgt.

Wählt man auf der Benutzeroberfläche (Abbildung 4-57) das Icon „Anlage“, so werden die Druckluftversorgung des Prüfstands, Vakuumpumpe 1 (Absaugung am unteren Ende des Rohgaskanals) und die Mass Flow-Controller für Erfassung und Regelung der beiden, in den Rohgaskanal eintretenden, Volumenströme aktiviert. Es stellt sich ein Volumenstrom über den Rohgaskanal ein. Die Vakuumpumpe 1 saugt den Hauptvolumenstrom an Aerodispersion über den Rohgaskanal vorbei an der Filtermittelprobe. Die beiden Mass Flow-Controller (MFC2 und MFC3) erlauben die Regelung der zwei Volumenströme, die in den Rohgaskanal gelangen. Die Führungsgrößen für die Regelung der zwei Volumenströme richten sich nach der gemessenen Druckdifferenz zwischen Rohgaskanal und Umgebung. Die Regelung erfolgt so, dass immer ein Unterdruck von etwa 100 Pa im Inneren des Rohgaskanals herrscht, um ein Austreten des staubbeladenen Rohgases aus dem Filtermittelprüfstand zu unterbinden.

Der Partikeldosierer wird manuell aktiviert, wenn der erforderliche Trägergasvolumenstrom über diesen zur Verfügung steht. Danach wird die Bürste und die Schnecke eingeschaltet. Wie zuvor erwähnt, soll am Schneckenmotor eine Spannung von 1,81 V anliegen, weiters wird die Walkeinrichtung im Dosierervorratsbehälter aktiviert, um Brückenbildungen von Partikeln im Behälter zu verhindern.

Da nach der Aktivierung des Prüfstands gewisse händische Voreinstellungen zu treffen sind, ein stationärer Betriebszustand abzuwarten ist und erst dann der eigentliche Filtrationsprozess (Absaugung über die Filtermittelprobe) beginnt, für welchen die Zeitnehmung maßgeblich ist, wird diese durch Anwählen eines separaten Icons „Zeitnehmung“ ausgelöst.

Wurde nach der Aktivierung des Prüfstands der aus dem Rohgaskanal über den Mass Flow-Meter (MFM) abgesaugte Volumenstrom händisch abgeglichen und hat sich ein stationärer Betriebszustand eingestellt, so wird

neben der Zeitnehmung auch der eigentliche Filtrationsprozess durch Anwählen des Icons „Filtration“ gestartet. Dadurch wird Vakuumpumpe 2 aktiviert, welche einen vorgegebenen Teil des Rohgasstroms aus dem Rohgaskanal über das zu untersuchende Filtermedium bzw. den Reingaskanal absaugt. Die Regelung dieses abgesaugten Teilvolumenstroms erfolgt durch Mass Flow-Controller MFC1. Die Führungsgröße ist so ausgelegt, dass eine vorgegebene Filtrationsgeschwindigkeit (Filteranströmgeschwindigkeit) konstant gehalten werden kann. Weiters wird das Magnetventil im Bypass der manuellen Rohgasvolumenstromregulierung vor Vakuumpumpe 1 geschlossen. Dies soll das Gleichgewicht in der Anlage zwischen zu- und abströmenden Volumenströmen sicherstellen. Die zugeführten Volumenströme über MFC2 und MFC3 bleiben zwar bis auf kleine Schwankungen für die Erhaltung des leichten Unterdrucks im Rohgaskanal konstant, jedoch kommt auf Seite der abgesaugten Volumenströme neben jenem, welcher nach unten aus dem Rohgaskanal am Filtermittel vorbei abgesaugt wird, noch der Volumenstrom hinzu, der nun über das Filtermedium abgezogen wird.

Durch das Magnetventil wird bei der rohgasseitigen Absaugung am unteren Ende des Rohgaskanals, die durch eine Hauptleitung und einen Bypass vollzogen wird, die Bypassleitung gesperrt, durch welche bei geöffnetem Magnetventil genau jener Volumenstrom abgezogen, der nun durch das Filtermittel abgesaugt wird. Somit bleibt die Summe der abgesaugten Volumenströme vor und nach dem Beginn des eigentlichen Filtrationsprozesses konstant.

Zur umfassenden Bewertung des Filtermittels gibt es bei diesem Prüfstand die Möglichkeit der Untersuchung des Reingases durch den Streulichtpartikelanalysator PCS 2010, siehe Kapitel 4.6.2. Mit dessen Hilfe kann das im Reingas befindliche Partikelgrößenspektrum erfasst und Aussagen über den Fraktionsabscheidegrad des Filtermediums getroffen werden. Dafür muss ein Teil des aus dem Rohgaskanal durch das Filtermittel abgesaugten Volumenstroms durch eine Sonde isokinetisch abgezweigt werden. Hierzu wird das Icon „Sonde“ angewählt. Durch die geforderte Isokinetik und die Absaugung eines definierten Volumenstroms über das Filtermedium ist bereits der durch die Sonde abzuzweigende Volumenstrom

vorgegeben. Die Führungsgröße für den MFC 4, welcher den durch die Sonde abgezogenen Volumenstrom regelt, wird durch die Geometrie des Kanals, in welchem sich die Filtermittelröhre befindet und die der Sonde selbst bestimmt. Wird nun eben dieser Volumenstrom durch die Sonde abgesaugt, so wird gleichzeitig durch Mass Flow-Controller MFC1, der für die Regelung des Volumenstroms im Reingaskanal zuständig ist, derselbe um jene Menge verringert, welche nun durch die Sonde abgezogen wird. So wird in Summe immer der gleiche Volumenstrom durch das Filtermedium hindurchgeführt, unabhängig davon, ob durch die Sonde abgesaugt wird oder nicht.

Die Druckstoßabreinigung kann auf zwei Arten erfolgen. Die erste Möglichkeit ist die der manuellen Abreinigung. Dazu wird das Icon „Abreinigung“ auf der Benutzeroberfläche angewählt. Die Abreinigung kann aber auch durch Anwählen des Icons „autom. Abreinigung“ druckgesteuert bei Erreichen eines vorgegebenen Druckverlusts über die filternde Schicht (erfasst durch Druckmessdosen DMD) erfolgen.

Die Volumenströme über den Prüfstand werden in Bezug auf Tabelle 4-5 teils manuell (Bypassvolumenstrom am unteren Ende des Rohgaskanals) voreingestellt und am Beginn jedes Testlaufs kontrolliert.

Wie bereits erwähnt und in Abbildung 4-57 dargestellt, werden auch der Druckverlust über das Filtermedium (DMD) und die Volumenströme (V) über MFC1, MFC2 und MFC3 erfasst. Auch jener über MFC4 und somit den Streulichtpartikelanalysator (SON) wird aufgezeichnet. Weiters werden Strömungsgeschwindigkeiten, Reynoldszahlen und Volumenströme im Roh- (A) bzw. Reingaskanal (B) errechnet.

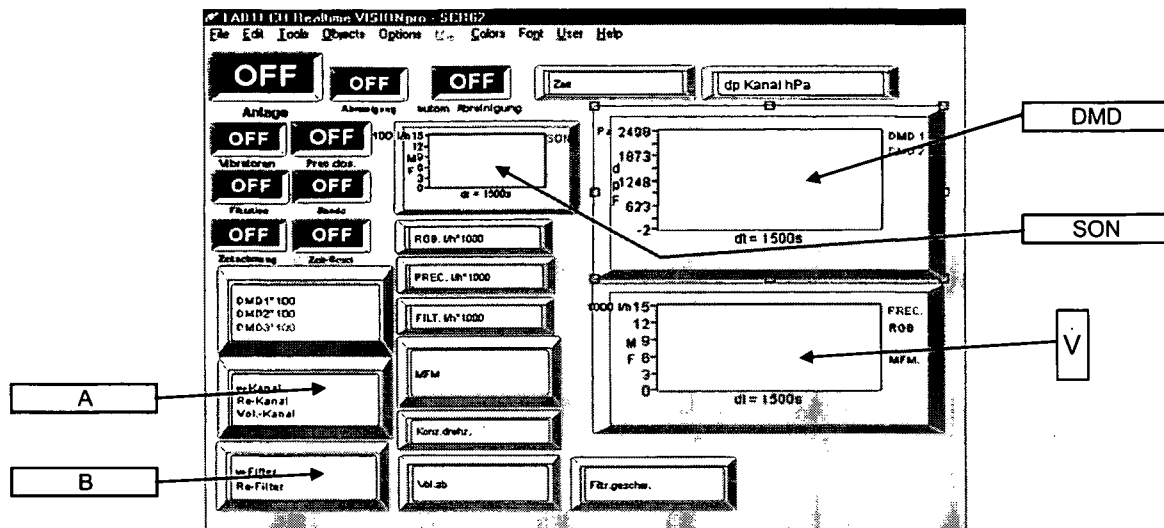


Abbildung 4-57: Kontroll- und Messwerterfassungsoberfläche am Typ I-Prüfstandscomputer

Nach jedem abgeschlossenen Testlauf wird der Filtermittelprüfstand Typ I niedergefahren und einer Reinigung unterzogen, womit er wieder für weitere Filtermitteluntersuchungen zur Verfügung steht.

4.6.3.3. Konstante Betriebsbedingungen am Filtermittelprüfstand Typ I

Um die Aussage zu treffen, dass stabile Betriebsbedingungen am Filtermittelprüfstand Typ I vorherrschen, werden die Gasvolumenströme über die Filtermittelprobe (Summe MFC1 und MFC4, siehe Abbildung 4-49) und der Volumenstrom am Austritt des Rohgaskanals (MFM, siehe Abbildung 4-49) betrachtet. Wenn diese Größen nach dem Anfahren des Prüfstands jene, in Tabelle 4-6 angeführten Werte konstant aufweisen, wird von stabilen Volumenstrombedingungen (konstanter Rohgasvolumenstrom, konstante Filtrationsgeschwindigkeit) am Prüfstand ausgegangen.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten
Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

Tabelle 4-6: Gasvolumenströme am Ein- bzw. Austritt des Rohgaskanals

		Gasvolumenstrom [m ³ /h]
Austritt	Summe MFC1 und MFC4	2,77
Austritt	MFM	3,03
Eintritt	Summe MFC 2 und MFC3	5,80

MFC1..... Mass Flow-Controller für Regelung der Absaugung über das Filtermittel, exklusive MFC4

MFC4..... Mass Flow-Controller für Regelung der isokinetischen Absaugung aus dem Reingaskanal

MFM Mass Flow-Meter für Erfassung der Absaugung am unteren Ende des Rohgaskanals

MFC2..... Mass Flow-Controller für Regelung des Trägergasstroms über Partikeldosierer in den Rohgaskanal

MFC3..... Mass Flow-Controller für Regelung des restlichen Rohgasvolumenstroms in den Rohgaskanal

Des Weiteren muss ein stabiler Betrieb des Partikeldosierers hinsichtlich der Trägergasversorgung (bestimmter Vordruck des Trägergases am Eintritt des Dosierers) und des zu dispergierenden Partikelmassenstroms (konstante Schneckenleistung) gewährleistet sein. Ein konstanter Partikelmassenstrom und ein konstanter Rohgasvolumenstrom gewährleisten auch eine konstante Rohgaskonzentration. Der Vordruck muss so gewählt werden, dass bei Aktivierung des Dosiervorgangs, und somit der Versorgung des Schneckendosierers mit benötigter Druckluft, dieser Vordruck nicht unter 1 bar abfällt. Dies würde zur Abschaltung des Dosierers führen, da hier kein ausreichender Trägergasvolumenstrom bereitgestellt werden kann und dadurch die Generierung der Aerodispersion behindert wird. Wenn dieser Druckabfall während des Anfahrens des Prüfstands auftritt, kann der erforderliche Vordruck manuell angepasst und die Anfahrprozedur fortgeführt werden. Die manuelle Erhöhung des Vordrucks am Dosierer führt auch zu einer Zunahme des Gasvolumenstroms über Mass Flow-Controller MFC2 (siehe Abbildung 4-49). Dies würde ebenso einen Anstieg des Volumenstroms am Eintritt des Rohgaskanals mit sich bringen und wird durch Mass Flow-Controller MFC3, siehe Abbildung 4-49, automatisch ausgeglichen, um am Eintritt des Rohgaskanals erneut den erforderlichen Volumenstrom von 5,8 m³/h, siehe Tabelle 4-6, zu gewährleisten.

4.6.3.4. Betriebsparameter des Filtermittelprüfstands Typ I

In der folgenden Tabelle 4-7 sind die Betriebsparameter nach VDI-Richtlinie 3926, welche während eines Testlaufs am Prüfstand Typ I vorherrschen, angeführt.

Tabelle 4-7: Typ I-Prüfstandbetriebsparameter

	VDI-Richtlinie 3926	Testlauf
Rohgasvolumenstrom [m ³ /h]	5,8	5,8
Filtrationsgeschwindigkeit [m/h]	180	180
Partikelkonzentration am Filtermittel [g/m ³]	5	5
Abreinigungsdruckverlust [Pa]	1000	1000
Abreinigungstankdruck [MPa]	0,5	0,5
Abreinigungsdauer [ms]	50	50
Teststaub	Micro Calcilin	Micro Calcilin 1
Anzahl der Filtrationszyklen [-]	100	100

4.6.4. Design und Funktion des Filtermittelprüfstands Typ II

Für Untersuchungen von Filtermitteln durch Testläufe auf einem Prüfstand des Typ II kommt ein MMTC [g] (Multi-Modular Test rig for Cleanable filters) nach VDI-Richtlinie 3926 zur Anwendung, siehe Abbildung 4-58.

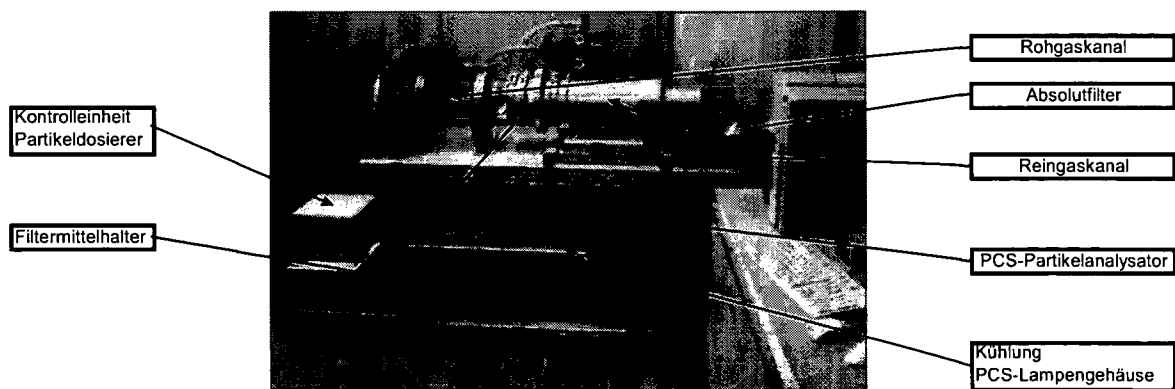
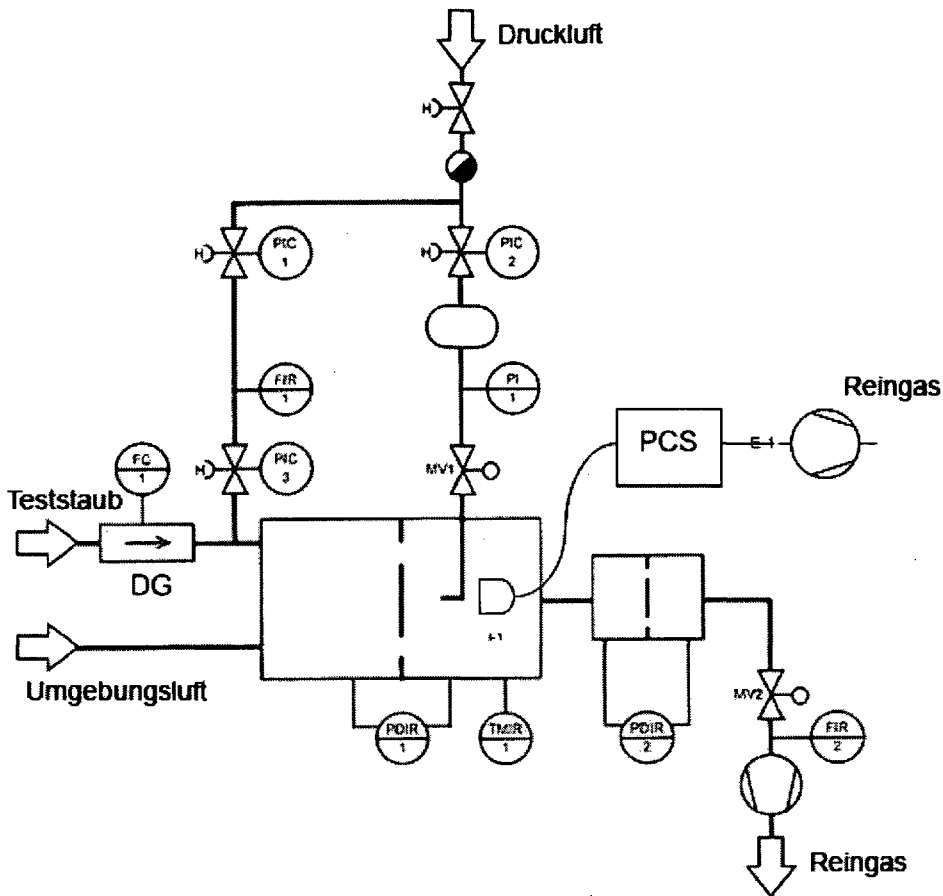


Abbildung 4-58: MMTC (Multi-Modular Test rig for Cleanable Filters), Filtermittelprüfstand des Typ II nach VDI-Richtlinie 3926

g Palas GmbH: Prüfstand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926, MMTC (Multi-Modular Test rig for Cleanable filters); Gresch-bachstrasse 3b, 76229 Karlsruhe, Deutschland

In Abbildung 4-59 wird das R&I-Schema des MMTC dargestellt.



PICPressure indication and controlling; Druckmessung und -regelung

PIPressure indication; Druckmessung

FIRFlow rate indication and registration; Durchflussmessung

FCFlow rate controlling; Durchflussregelung

PDIR.....Differential pressure indication and registration; Differenzdruckmessung

TMIRTemperature and moisture indication and registration; Temp. u. Feuchtemessung

PCS.....Optical particle counter sizer; Streulichtpartikelanalysator

MV1.....Magnetic valve 1; Magnetventil 1

MV2.....Magnetic valve 2; Magnetventil 2

DG.....Dust generator; Partikeldosierer

Abbildung 4-59: R&I-Schema des Filtermittelprüfstands Typ II nach VDI-Richtlinie 3926

Während des Betriebs wird ein definierter Druckluftvolumenstrom in den Partikeldosierer, hier kommt der Kolbendosierer RBG 2000 zum Einsatz, eingespeist, um die gewünschte Aerodispersion zu erzeugen. Diese Dispersion gelangt neben angesaugter Sekundärluft (siehe unten) in den

Rohgaskanal, gefertigt aus Glas mit einem Durchmesser von 150 mm und einer Länge von 400 mm, siehe Abbildung 4-58 bis Abbildung 4-60. Durch den gläsernen Rohgaskanal kann die Partikeldispersierung sowie der Kuchenaufbau und die Abreinigung während des gesamten Filtrationsprozesses visuell kontrolliert werden. An den Austritt des Rohgaskanals ist der Filtermittelhalter und der Reingaskanal aus Edelstahl mit einer Länge von 332 mm angekoppelt.

Um den erforderlichen Rohgasvolumenstrom, welcher Partikelkonzentration und Filtrationsgeschwindigkeit beeinflusst, zu bewerkstelligen, wird neben der durch Druckluft erzeugten Aerodispersion auch Umgebungsluft, wie zuvor erwähnt, über einen Nadelfilz am Eintritt des Rohgaskanals angesaugt.

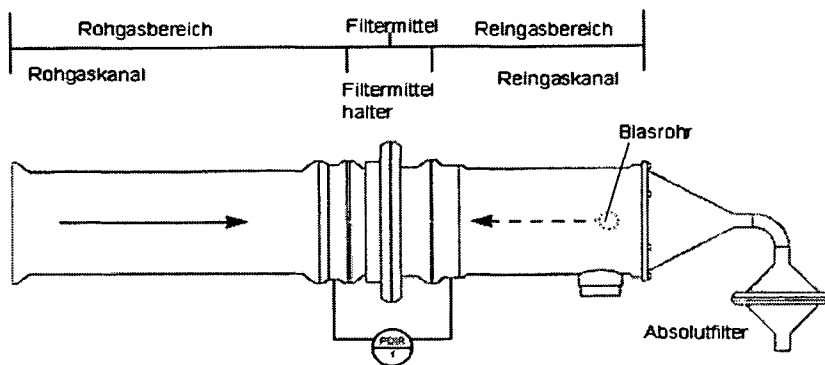


Abbildung 4-60: Roh- und Reingaskanal des MMTC mit nachgeschaltetem Absolutfilter

Die Filtermittelprobe mit einem effektiven Durchmesser von 150 mm wird mittels Filtermittelhalter und Schnellverschlüssen zwischen Roh- und Reingaskanal positioniert. Auf der Reingasseite des Filtermittels sind im Filtermittelhalter 4 Streben zur Unterstützung des Filtermediums implementiert, siehe Abbildung 4-61.

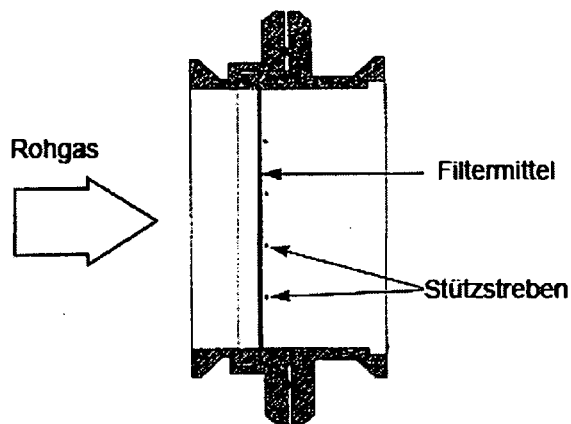


Abbildung 4-61: Filtermittelhalter des MMTC, siehe auch Abbildung 4-60

Der Druckverlust über das Filtermedium wird mittels Differenzdruckmessung PDIR1 erfasst, siehe Abbildung 4-59. Im Reingaskanal befindet sich weiters ein Temperatur- und Feuchtesensor TMIR1. Das Blasrohr für die Druckstoßabreinigung des Filtermediums ist konzentrisch im Reingaskanal positioniert. Am Austritt des Reingaskanals ist ein Absolutfilter angeschlossen, um in den Reingasraum gelangte Partikeln aus dem Reingas abzuscheiden um in Folge das gravimetrische Bestimmen der mittleren Reingaskonzentration gravimetrisch zu ermöglichen. Auch der Differenzdruck über den Absolutfilter wird mittels Differenzdruckmessung PDIR2 erfasst, um rechtzeitig eine Verstopfung dieses zu erkennen. Der Reingasvolumenstrom, bewirkt durch eine nachgeschaltete, drehzahlgeregelte Vakuumpumpe, passiert dann die Volumenstrommessung FIR2. Dieser Transmitter erfasst den gesamten Gasvolumenstrom durch den Filtermittelprüfstand Typ II abzüglich jenem, der dem Streulichtpartikelanalysator zwecks Bestimmung der Partikelgrößenverteilung zugeführt wird.

Insgesamt lassen sich vier Volumenströme auf diesem Prüfstandstyp feststellen:

- Eintritt \dot{V}_C , Druckluftstrom (FIR1) über den Partikeldosierer in den Rohgaskanal, welcher kontinuierlich erfasst wird;
- Eintritt \dot{V}_A , Umgebungsluftstrom über einen Nadelfilz in den Rohgaskanal, welcher nicht erfasst wird;

- Austritt V_T , Volumenstrom (FIR2) über den Absolutfilter am Austritt des Reingaskanals, welcher kontinuierlich erfasst wird;
- Austritt V_{PCS} , Volumenstrom über den Partikelanalysator, welcher kontinuierlich erfasst wird.

Mittels Volumenstrombilanz kann der Teilvolumenstrom V_A (mitangesaugte Umgebungsluft) errechnet werden.

$$V_A = V_T + V_{PCS} - V_C$$

Gleichung 4-18

Diese Bilanz vernachlässigt das Volumen der Teststaubpartikeln, welches im Vergleich zum Trägergasvolumen als vernachlässigbar klein angenommen werden kann.

Die Filtermittelregeneration erfolgt durch eine Druckstoßabreinigung (Pulse Jet) entgegen der Hauptströmungsrichtung, welche während der filternden Abscheidung vorherrscht. Das Abreinigungssystem besteht aus einem Druckspeicherbehälter mit einem Fassungsvermögen von ca. einem Liter nach NTP (Normalbedingungen Temperatur und Druck), einem schnell ansprechenden Magnetventil MV1 und einem Blasrohr in den Reingaskanal des Filtermittelprüfstands. Die Abreinigungen können zeit- oder druckgesteuert erfolgen. Im zeitgesteuerten Modus werden die Abreinigungen nach zu definierenden Zeitintervallen ausgelöst. Wenn der druckgesteuerte Modus zur Anwendung kommt, wird die Filtermittelregeneration bei einem bestimmten, vorgegebenen Druckverlust über die filternde Schicht ausgelöst. Die Filtrationsgeschwindigkeit beträgt 180 m/h. Daraus wird auch der erforderliche Volumenstrom über die Probenahmesonde mit einem Durchmesser von 4 cm für den Partikelanalysator bestimmt. Für die gewünschte, isokinetische Absaugung über die Sonde ist die Entnahme eines Reingasteilstroms von 0,226 m³/h für den Partikelanalysator erforderlich. Der Volumenstrom wird durch eine dem Analysator nachgeschaltete Vakuumpumpe bewerkstelligt, mittels Rotameter erfasst und durch ein Nadelventil geregelt.

4.6.4.1.1. Teststaubvorbereitung

Der im Filtermittelprüfstand Typ II zum Einsatz kommende Teststaub war Aluminiumoxidstaub Al_2O_3 (Pural SB). Die Massensummenverteilung wird in Abbildung 4-62 dargestellt, ermittelt durch Anwendung eines Luftstrahlsiebs mit einer Siebdauer von 180 Sekunden und einem Druckverlust über das Sieb von 7000 Pa.

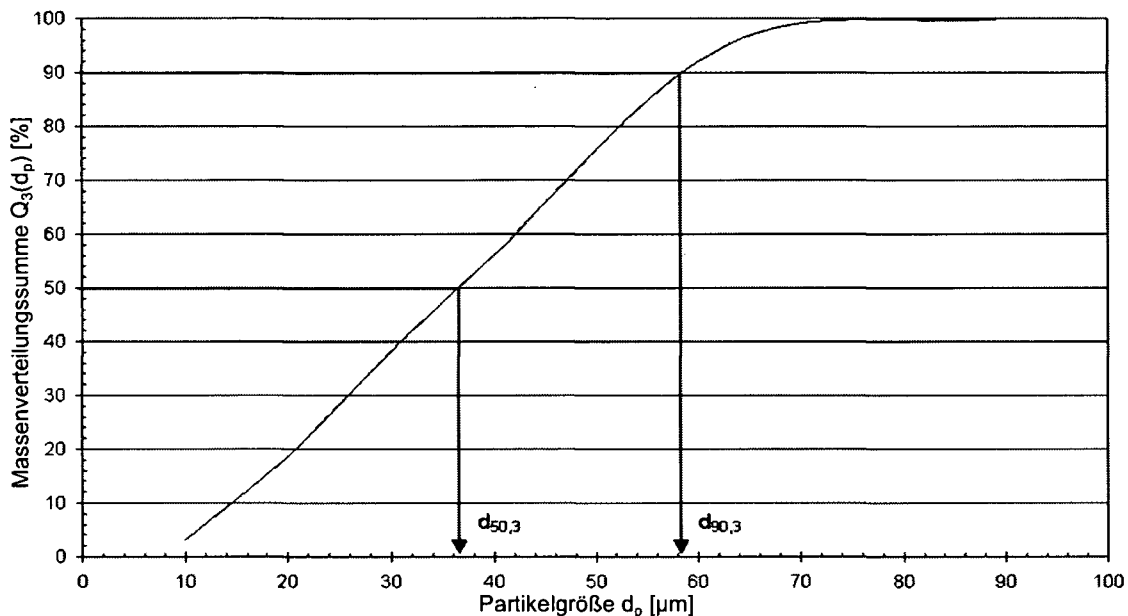


Abbildung 4-62: Massensummenverteilung des Teststaubs Pural SB, ermittelt mit einem Luftstrahlsieb

Die Werte, welche im Sicherheitsdatenblatt des Herstellers angeführt werden, stimmen gut mit jenen Werten aus Abbildung 4-62, ermittelt mit einem Luftstrahlsieb, überein:

- $d_p < 25\mu\text{m}$: 24,7 m%, laut Luftstrahlsieb ca. 29 m%;
- $d_p < 45\mu\text{m}$: 48,9 m%, laut Luftstrahlsieb ca. 65 m%
- $d_p < 90\mu\text{m}$: 90,0 m%, laut Luftstrahlsieb ca. 100 m%.

Für den Medianwert $d_{50,3}$ ergibt sich eine Partikelgröße von ca. 36 μm .

Weiters weist das verwendete Pural SB laut Herstellerspezifikation eine Schüttdichte von 0,72 g/cm^3 und eine spezifische Oberfläche von 258 m^2/g auf.

Um eine konstante Partikelgrößenverteilung und Partikelkonzentration an der Filtermitteloberfläche zu gewährleisten, ist die Präparation des Teststaubs

von großer Bedeutung. Für den Prüfstand Typ II wurde stets folgende Vorgehensweise beim Vorbereiten des Teststaubs für den am Typ II verwendeten Kolbendosierer eingehalten:

- Entnahme einer repräsentativen Teststaubmenge (1 kg) aus dem Teststaubbehälter mittels geeignetem Probenstecher;
- Trocknen des Teststaubs im Trockenschrank bei 120 °C bis zur Gewichtskonstanz;
- Durchmischen des absolut trockenen Teststaubs zu dessen Homogenisierung (Beseitigung von Klassiereffekten);
- Überführen des Teststaubs in den Teststaubvorlagezylinder des Partikeldosierers unter Einhaltung im Folgenden beschriebener Vorgehensweise.

Da die Hubgeschwindigkeit des Kolbens des RBG-Partikeldosierers, welcher den Teststaub aus dem Vorlagezylinder zur Dispergierbürste des Dosierers transportiert, konstant ist, muss die Stopfdichte des Haufwerks im Zylinder (Durchmesser 3,2 cm) möglichst homogen sein. Dies wird dadurch erreicht, dass 10 mal jeweils 2,5 g des zu verwendenden Teststaubs in den Zylinder eingebracht und mittels Stopfkolben verdichtet werden. Um die jeweiligen Verdichtungsvorgänge reproduzierbar zu gestalten, wird die Kompression des Teststaubs im Zylinder nur durch das Gewicht des 415 g schweren Stopfkolbens ohne weitere Krafteinwirkung bewerkstelligt. Danach wird die verdichtete Schüttung durch den Dosierkolben zum Austritt des Staubvorlagezylinders bewegt und mittels Klinge der zylindrischen Form der Dosiererbürste angepasst. Nun kann der befüllte Teststaubvorlagezylinder mit dem Dosierkolben in den RBG-Partikeldosierer eingebaut werden.

4.6.4.1.1.1. Bestimmung der Stopfdichte im Teststaubvorlagezylinder des Kolbendosierers

Die Stopfdichte des Teststaubs im Zylinder muss ermittelt werden, um den erforderlichen Partikelmassenstrom durch die variable Hubgeschwindigkeit des Dosierkolbens zu gewährleisten. Die Stopfdichte wird wie folgt bestimmt, siehe Abbildung 4-63:

- Bestimmen des Abstands S_0 von der Unterkante des Zylinders bis zur Unterkante des Dosierkolbens;
- Befüllen des Teststaubvorlagezylinders wie zuvor beschrieben;
- Auswägen des befüllten Vorlagezylinders gemeinsam mit dem Dosierkolben (Zustand wie in Abbildung 4-63, unten);
- Austrag von Partikeln aus dem Zylinder durch den Hub S_0-S_1 des Dosierkolbens und anschließendes Auswägen;
- Bestimmung des neuen Abstands S_1 zwischen der Unterkante des Zylinders und Dosierkolbenunterkante (Zustand wie in Abbildung 4-63, oben);
- Bestimmung der ausgestoßenen Partikelmasse m_p durch Differenz der beiden Abwaagen (vorher, Zustand Abbildung 4-63, unten–nachher, Abbildung 4-63, oben)

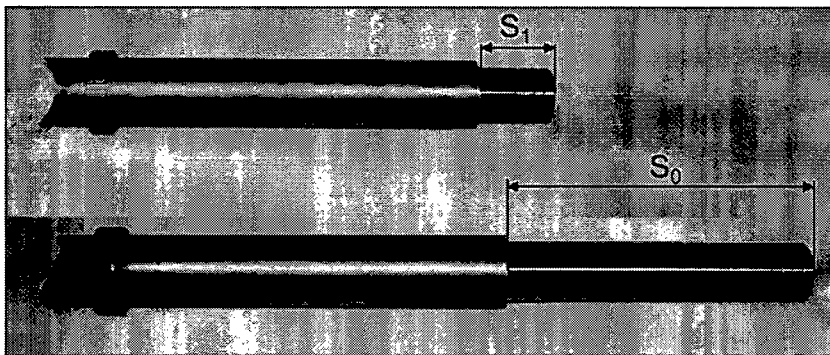


Abbildung 4-63: Staubvorratszylinder-Dosierkolben für die Bestimmung der Teststaubstopfdichte

Nach Abbildung 4-63 kann die Stopfdichte des Teststaubs im Zylinder des Partikeldosierers wie folgt beschrieben werden.

$$\rho_s = \frac{m_p}{(S_0 - S_1) \cdot D_K^2 \cdot \pi/4} \quad \text{Gleichung 4-19}$$

ρ_s Stopfdichte des Teststaubhaufwerks im Vorlagezylinder

m_p durch den Hub S_0-S_1 des Dosierkolbens ausgetragene Partikelmasse

S_0, S_1Abstand zwischen der Unterkante des Zylinders und der Dosierkolbenunterkante

D_KDurchmesser des Dosierkolbens bzw. Innendurchmesser des Zylinders

Der Stopfvorgang des Teststaubs und die Bestimmung der Stopfdichte wurde insgesamt 30 mal hintereinander durchgeführt, um eine repräsentative

durchschnittliche Stopfdichte für den verwendeten Teststaub im Vorlagezylinder zu erhalten. In folgender Tabelle 4-8 werden auszugsweise vier ermittelte Stopfdichten für den Teststaub Micro Calcilin 1 angeführt, im Kapitel 6.4 Anhang A4 sind alle Ergebnisse hinsichtlich der Ermittlung der mittleren Stopfdichte für den Teststaub Micro Calcilin zu finden.

Tabelle 4-8: Stopfdichten für Micro Calcilin 1

S_0 [cm]	S_1 [cm]	m_p [g]	ρ_s [g/cm ³]
7,05	3,33	19,4	0,65
9,10	5,03	21,3	0,65
8,39	5,41	15,7	0,66
8,34	4,19	21,3	0,64
			Durchschnitt 0,65

Für Micro Calcilin wurde eine durchschnittliche Stopfdichte von 0,65 g/cm³ bestimmt.

In Tabelle 4-9 werden ebenso auszugsweise vier ermittelte Stopfdichten für den Teststaub Pural SB festgehalten, alle Ergebnisse werden im Kapitel 6.4 Anhang A4 aufgeführt.

Tabelle 4-9: Stopfdichten für Pural SB

S_0 [cm]	S_1 [cm]	m_p [g]	ρ_s [g/m ³]
7,4	5,3	14,1	0,84
6,3	4,5	11,7	0,81
7,2	4,8	15,6	0,82
4,5	2,9	10,8	0,83
			Durchschnitt 0,82

Für Pural SB wurde eine durchschnittliche Stopfdichte von 0,82 g/cm³ bestimmt.

Mittels Eingabe der ermittelten durchschnittlichen Stopfdichte des verwendeten Teststaubs in das Steuerungsprogramm des Partikeldosierers wird die erforderliche Hubgeschwindigkeit des Dosierkolbens anhand folgender Gleichung 4-20 automatisch vorgegeben.

$$V_{\text{Kolben}} = \frac{C_{\text{FM}} \cdot V_{\text{RG}} \cdot t_f \cdot 4}{D_K^2 \cdot \pi \cdot t_f \cdot \rho_s} = \frac{4 \cdot C_{\text{FM}} \cdot V_{\text{RG}}}{D_K^2 \cdot \pi \cdot \rho_s}$$

Gleichung 4-20

Mit

$$C_{\text{FM}} \cdot V_{\text{RG}} \cdot t_f = m_P$$

V_{Kolben} Hubgeschwindigkeit des Dosierkolbens

C_{FM} erforderliche Partikelkonzentration am Filtermittel

V_{RG} Rohgasvolumenstrom

D_K Durchmesser des Teststaubvorlagezylinders

t_f Filtrationsdauer

ρ_s Stopfdichte des Teststaubs

Diese Stopfversuche zeigten, dass die entwickelte Vorgehensweise zum Befüllen des Teststaubvorlagezylinders mit Micro Calcilin 1 und Pural SB reproduzierbare Stopfdichten liefert. In weiterer Folge wird daher das zu befüllende Vorlagezylindervolumen bestimmt und dieses dann, wie zuvor beschrieben, mit dem entsprechenden Teststaub befüllt. Durch Differenzwägung des Vorlagezylinders + Dosierkolben (vor und nach dem Befüllen) und dem bekannten Volumen kann dann die Teststaubstopfdichte ermittelt werden.

4.6.4.1.1.2. Die Filtermittelprobe

In den am Prüfstand Typ I durchgeführten Experimenten kommen kreisförmige Filtermittelproben mit einem effektiven Durchmesser von 150 mm zum Einsatz, welche in einem Filtermediumshalter zwischen Roh- und Reingaskanal platziert werden. Die jeweils zu untersuchende Probe muss sorgfältig vorbereitet und im Halter eingespannt werden da zu kleine Filtermittelproben oder eine ungenaue Ausrichtung im Halter zu Bypassströmungen führen können. Somit kann ungefiltertes Rohgas in den Reingaskanal gelangen, ohne das Filtermittel zu durchströmen. Die mittlere Reingaskonzentration würde sich erhöhen und in Folge die Filtermittelabscheideeffizienz deutlich reduzieren.

4.6.4.1.1.3. Dichtheitsprüfung des Filtermittelprüfstands MMTC

Vor Beginn der eigentlichen Filtermittelprüfungen wird der MMTC einer Dichtheitsprüfung unterzogen um sicherzustellen, dass keine Leckagen auftreten, welche die Testergebnisse verfälschen könnten. Für diese Prüfung wird der Einlass des Rohgaskanals für die Aerosoldispersion und Umgebungsluft durch Anbringen einer dichtenden Platte versiegelt. Nun liegt das durch Roh- und Reingaskanal gebildete System in geschlossener Form vor. Die Dichtheitsprüfung wird nun in zwei Abschnitten durchgeführt. Zuerst wird das zu prüfende System mittels prüfstandseigener Vakuumpumpe evakuiert. Dieser Vorgang wird nach Ablauf von 30 Sekunden oder nach Erreichen eines Unterdrucks von mindestens 150 mbar beendet, je nach dem was zuerst eintritt. Wird der erforderliche minimale Unterdruck nicht innerhalb von 30 Sekunden erreicht, so wird das Prüfstandssystem durch die MMTC-Software als undicht klassifiziert. Wird der erforderliche Unterdruck innerhalb der vorgeschriebenen Zeit erreicht, so beginnt Abschnitt 2 der Dichtheitsprüfung, die Druckhalteperiode. Dabei wird die Änderung des anliegenden Unterdrucks mittels Drucktransmitter erfasst. Wenn der Unterdruck über die vorgegebene Dauer der Druckhalteperiode um nicht mehr als 30 mbar abnimmt, so gilt das System als dicht.

In Tabelle 4-10 und Tabelle 4-11 werden die einzelnen Parameter der Dichtheitsprüfung angeführt. Die durch die Dichtheitsprüfung erhaltenen Werte für die Dauer der Evakuierung und der Unterdruckabnahme während der Druckhalteperiode basieren auf Durchschnittswerten, erhalten aus 10 Dichtheitsprüfungen. Weitere Informationen sind dem Kapitel 6.5 Anhang A zu entnehmen.

Tabelle 4-10: Parameter für Abschnitt 1 der Dichtheitsprüfung, der Evakuierungsperiode

Parameter	Wert
gesetzte Evakuierungszeit ¹ [s]	30
minimaler Unterdruck ¹ [mbar]	150
gemessene Dauer der Evakuierung ² [s]	23

- 1) durch Prüfstandsoftware vorgegebene Werte
- 2) Mittelwert, basierend auf 10 Dichtheitsprüfungen

Tabelle 4-11: Parameter für Abschnitt 2 der Dichtheitsprüfung, der Druckhalteperiode

Parameter	Wert
vorgegebene Dauer der Druckhalteperiode ¹ [s]	30
maximal zulässige Unterdruckabnahme ¹ [mbar]	30
gemessene Unterdruckabnahme ² [mbar]	23

- 1) durch Prüfstandsoftware vorgegebene Werte
- 2) Mittelwert, basierend auf 10 Dichtheitsprüfungen

Alle zehn durchgeführten Dichtheitsprüfungen waren hinsichtlich Erreichens des erforderlichen Unterdrucks im Prüfstandssystem innerhalb der vorgegebenen Evakuierungszeit von 30 Sekunden und hinsichtlich der Abnahme des Unterdrucks über die Druckhalteperiode in den zulässigen Bereichen. Das Prüfstandssystem aus Roh- und Reingaskanal gilt somit als dicht. In Folge dessen wird also die erforderliche Umgebungsluft während der Testläufe nur am Eintritt des Rohgaskanals über den dort befindlichen Nadelfilz angesaugt, Leckagen liegen keine vor.

Die Dichtheitsprüfung des MMTC soll vor jeder Durchführung eines Langzeitfiltrationsprozesses absolviert werden.

4.6.4.2. Anfahren des Prüfstands Typ II zur Durchführung einer Filtermitteluntersuchung

Wenn die obig beschriebenen Vorbereitungsarbeiten beendet sind, kann mit der Durchführung der eigentlichen Filtermediumsuntersuchung durch Testläufe am Prüfstand Typ II begonnen werden. Die Steuerung und Regelung sowie das Anfahren des MMTC werden vollständig durch das zugehörige Softwarepaket kontrolliert. Über die Benutzeroberfläche der Software können diverse Betriebsparameter definiert werden, siehe Tabelle 4-12. Wie bereits erwähnt, wird der Testlauf nach Durchführung aller erforderlichen Filtrationszyklen beendet und der Prüfstand einer Reinigung unterzogen.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten
Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

Tabelle 4-12: definierbare Betriebsparameter für den Filtermittelprüfstand des Typ II nach VDI-Richtlinie 3926

Untermenü	Parameter	gewählter Wert
Fluid	Filtrationsgeschwindigkeit [m/min]	3,0
	Volumenstrom über Dosierer [m ³ /h]	2,0
Partikeldosierer	Rohgaskonzentration [g/m ³]	5,0
	Bürstendrehzahl [min ⁻¹]	1200
	Teststaubstopfdichte Reservoir [g/cm ³]	0,65
	Kolbendurchmesser [mm]	32
Testfiltermittel	max. Druckverlust über filternde Schicht, Abreinigungsdruck (PDIR1) [mbar]	12
	max. Restdruckverlust [mbar]	5,0
	Anzahl der Filtrationszyklen [-]	100
Abreinigungssystem	Abreinigungstankdruck [bar]	2,5
	Abreinigungsdauer [ms]	50
	Abreinigungsmodus [-]	druckgesteuert PDIR1

4.6.4.3. Betriebsparameter des Filtermittelprüfstands Typ II

Die Betriebsparameter des MMTC hinsichtlich der Durchführung eines Filtermitteltestlaufs sind in Tabelle 4-13 angeführt und den Parametern nach VDI-Richtlinie 3926 Teil 2 (1994) gegenübergestellt.

Tabelle 4-13: Betriebsparameter des Prüfstands Typ II, nach VDI-Richtlinie 3926 Teil 2 bzw. zur Anwendung kommende Parameter

	nach VDI-Richtlinie 3926	Versuche
Filtrationsgeschwindigkeit [m/h]	180	180
Rohgaskonzentration [g/m ³]	5	5
Abreinigungsdruckverlust über Filtermedium [Pa]	1200	1200
Abreinigungstankdruck [MPa]	0,25	0,5
Abreinigungsdauer (Öffnungszeit Abreinigungsventil) [ms]	50	50
Teststaub	TiO ₂	Al ₂ O ₃ (Pural SB)
Anzahl durchzuführender Filtrationszyklen []	10	100

4.7. Erste Testläufe auf einem Filtermittelprüfstand nach VDI-Richtlinie 3926

4.7.1. Versuchsreihen hinsichtlich Vergleichbarkeit von Filtrationsergebnissen, erhalten auf Prüfständen des Typ I und Typ II

Zunächst werden die Ergebnisse, erzielt durch die zwei unterschiedlichen Prüfstände, auf deren Reproduzierbarkeit überprüft, um zu ermitteln, ob die durch die zwei Typen erhaltenen Filtrationsergebnisse quantitativ vergleichbar sind. Somit könnten die Versuchsreihen je nach Verfügbarkeit der Prüfstände am Typ I sowie am Typ II absolviert werden.

Als zu testendes Filtermittel wird hierfür der Polyesternadelfilz mit der laufenden Artikelnr. 3 herangezogen. Die Filtermittelproben sollen zwei Testreihen am Prüfstand des Typ I nach VDI-Richtlinie 3926 durchlaufen, einen Filtrationsprozess über 20 Filtrationszyklen sowie einen weiteren unter gleichen Betriebsbedingungen über 40 Zyklen. Danach werden zwei Testreihen am Prüfstand Typ II unter den gleichen Betriebsbedingungen, siehe Tabelle 4-14, wie am Prüfstand Typ I absolviert.

Die Auswahl des Nadelfilzes mit der Artikelnr. 3 kann dadurch begründet werden, dass dieses Medium bereits für vorbereitende Testläufe mit Micro Calcilin 1 als Prüfstaub auf beiden Prüfstandstypen eingesetzt wurde und dabei eine signifikante Zunahme der in die Filtermittelproben eingelagerten Partikelrestmassen über die jeweils ersten 40 Filtrationszyklen zeigte. Durch die verhältnismäßig großen Absolutwerte der eingelagerten Staubmassen wird das Vergleichen der durch die unterschiedlichen Prüfstände erzielten Ergebnisse vereinfacht.

In allen vier Testreihen wurde von unbeladenen Filtermittelproben ausgegangen. Diese wurde ausgewogen und danach mittels Filtermediumshalter in einem der beiden Prüfstände positioniert. Nach jedem Abreinigungsvorgang wurde die Probe aus dem Prüfstand entfernt und erneut ausgewogen und dadurch die nach der jeweiligen Abreinigung eingelagerte Partikelrestmasse bestimmt. Als Teststaub kam Micro Calcilin 1 zum Einsatz.

Für das Vergleichen der beiden Filtermittelprüfstandstypen nach VDI-Richtlinie 3926 wurden, wie bereits erwähnt, 20 bzw. 40 Filtrationszyklen unter folgenden Betriebsbedingungen durchgeführt, siehe Tabelle 4-14.

Tabelle 4-14: gewählte Betriebsbedingungen für die vergleichenden Messungen an Prüfstand Typ I und Typ II

Filtermittelprüfstand	Typ I	Typ II
Rohgasvolumenstrom [m ³ /h]	5,8	-
Filtrationsgeschwindigkeit [m/h]	180	180
Staubkonzentration am Filtermittel [g/m ³]	5	5
Abreinigungsdruckverlust [Pa]	1000	1000
Abreinigungstankdruck [MPa]	0,5	0,5
Abreinigungsdauer [ms]	50	50
Teststaub	Micro Calcilin 1	Micro Calcilin 1
Filtermedium	Nadelfilz Nr. 3	Nadelfilz Nr. 3

Die Analyse der erhaltenen Daten umfasst die Bestimmung und den Vergleich der im Medium eingelagerten Partikelmassen, der Restdruckverluste, der Konditionierungszeiten, der spezifischen Filterkuchenwiderstände K_2 und der einzelnen Filtrationszyklenlängen. Mit Konditionierungszeit t_{cond} wird jene Zeit definiert, welche benötigt wird, um nach einer Filtermittelregeneration das Stadium der ausschließlichen Oberflächenfiltration über einen stetig wachsenden Filterkuchen (linearer Teil des Druckverlustanstiegs innerhalb eines Filtrationszyklus) zu erreichen (siehe Abbildung 4-67).

In Abbildung 4-64 werden die in einer an beiden Prüfstandstypen untersuchten Proben des Nadelfilzes Nr. 3 eingelagerten Partikelmassen über die Zyklenzahl dargestellt.

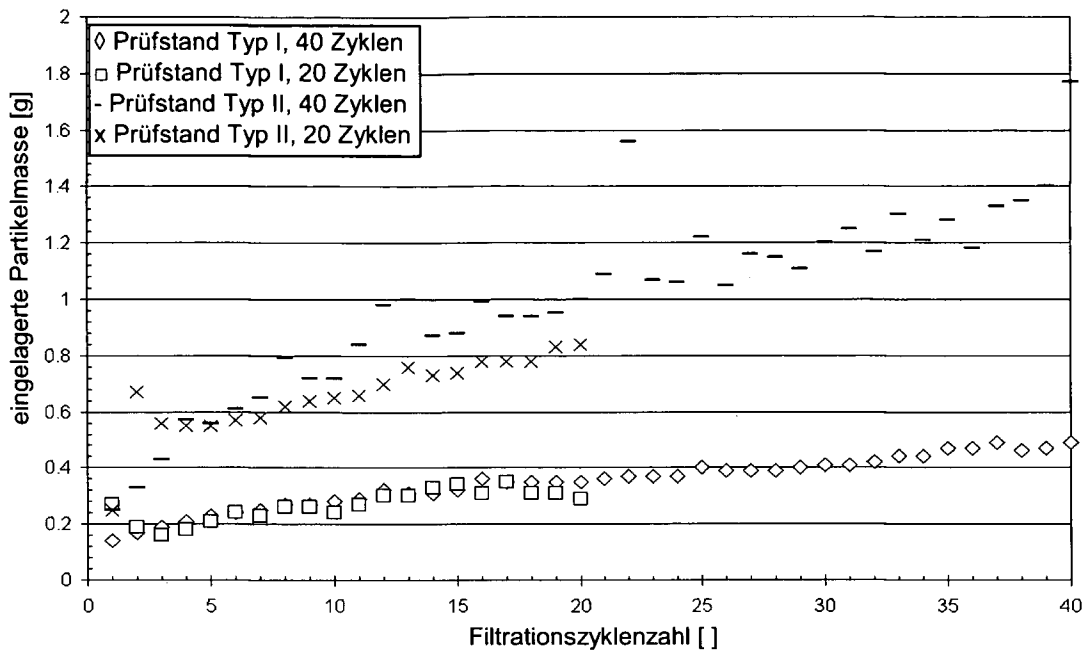


Abbildung 4-64: im Nadelfilz Nr. 3 eingelagerte Partikelrestmassen über die Filtrationszyklenzahl

Die während den Testläufen eingelagerten Partikelrestmassen wurden nach Gleichung 4-21 bestimmt.

$$m_{\text{eingelagert}} = m_x - m_{\text{unbeladen}} \quad \text{Gleichung 4-21}$$

$m_{\text{eingelagert}}$ nach einer Abreinigung verbliebene Partikelrestmasse [g]

m_x Masse des beladenen Filtermittels nach erfolgter Abreinigung [g]

$m_{\text{unbeladen}}$ Masse des unbestaubten Filtermittels [g]

Betrachtet man die Ergebnisse hinsichtlich eingelagerter Partikelrestmassen, welche während der Testläufe über 20 bzw. 40 Filtrationszyklen an ein und demselben Prüfstandstyp erzielt wurden, so zeigt sich eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Die Partikelrestmassen über die jeweils ersten 20 Filtrationszyklen am jeweiligen Prüfstand sind im Wesentlichen ähnlich.

Vergleicht man jedoch die Ergebnisse der Testläufe auf Prüfstand Typ I mit jenen der Testläufe auf Prüfstand Typ II, so wird auf Typ II eine signifikant höhere Masse an eingelagerten Partikeln bei jeweils gleicher Zyklenzahl festgestellt. Dies lässt den Schluss zu, dass die Abreinigung im Prüfstand Typ II trotz gleicher Abreinigungsparameter nicht jene Effizienz der Abreinigung in

Typ I aufweist. Dies ist erklärbar durch die Position des Blasrohrs des Abreinigungssystems im Reingasraum des Filtermittelprüfstands Typ II. Im Vergleich zu Typ I liegt hier der Stutzen wesentlich näher an der Reingasseite des abzureinigenden Filtermittels, wodurch der Druckstoß nicht genug Weglänge zur Verfügung hat, um sich gleichmäßig über den Reingaskanalquerschnitt auszubilden bevor er das Filtermedium erreicht. Dieses Phänomen trat am Prüfstand Typ I nicht auf, da dort das Blasrohr des Abreinigungssystems in größerer Entfernung zum Filtermittel im Reingaskanal positioniert ist.

Das wird auch durch die am Filtermittel erzielte Abreinigung bestätigt, welche an Filtermedien aus Prüfstand Typ I wesentlich homogener über die Mediumfläche ist als jenes über Filtermedien aus Prüfstand Typ II. Auf den Oberflächen der Filtermedien aus dem Prüfstand Typ II waren optisch konzentrische, ringförmige Bereiche zu erkennen, an welchen die Abreinigung offensichtlich nicht die selbe Effektivität aufwies als an übrigen Filtermittelbereichen.

Auch der Restdruckverlust Δp_{res} über das Filtermittel kann aus dem während des Testlaufs erfassten zeitlichen Druckverlustverlauf ermittelt werden. Exemplarisch wird in Abbildung 4-65 der zeitliche Druckverlust- bzw. Restdruckverlustverlauf während eines Filtrationsprozesses über 20 Filtrationszyklen gezeigt, das untersuchte Filtermedium war der Polyesternadelfilz mit der Artikelnr. 3.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

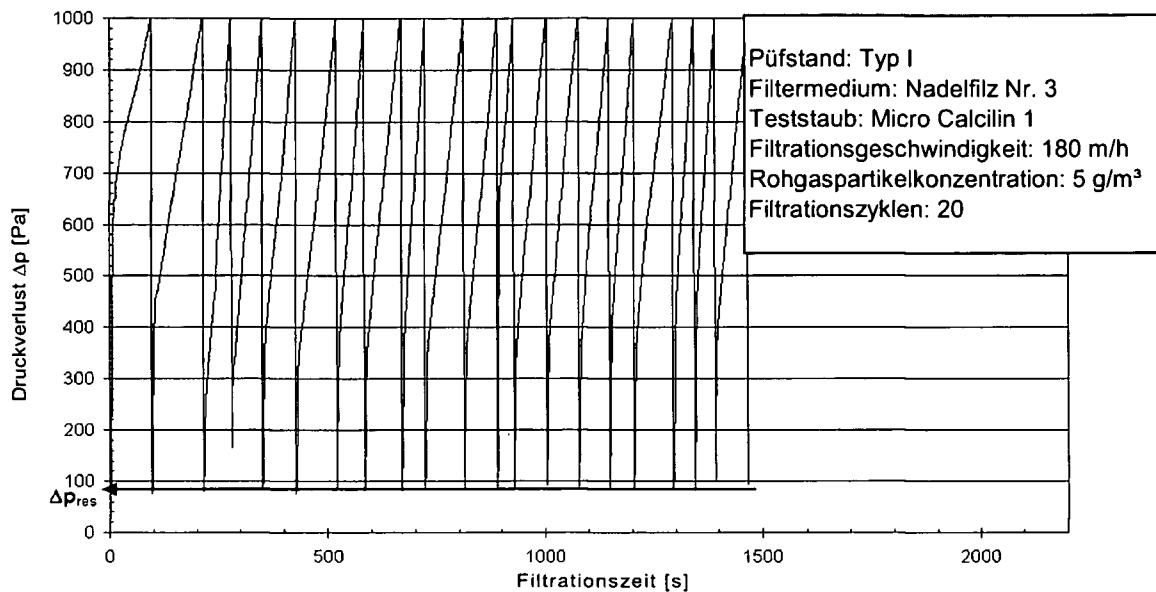


Abbildung 4-65: Bestimmung des Restdruckverlusts Δp_{res} des Nadelfilzes Nr. 3 aus dessen Druckverlustverlauf

Aus dem Verlauf des Druckverlusts kann ein durchschnittlicher Restdruckverlust bestimmt werden. Dieser durchschnittliche Restdruckverlust wurde für alle vier Testläufe, welche dazu dienten, einen Vergleich zwischen den beiden Prüfstandstypen durchzuführen, ermittelt. Die sich einstellenden Restdruckverluste, ermittelt auf den beiden Prüfständen über jeweils 20 und 40 Filtrationszyklen, werden in Tabelle 4-15 angeführt.

Tabelle 4-15: Restdruckverluste des Nadelfilzes Nr. 3, erhalten durch Testläufe über jeweils 20 und 40 Zyklen auf Filtermittelprüfständen des Typ I und Typ II unter gleichen Testbedingungen

	$\Delta p_{res,20}$ [Pa]	$\Delta p_{res,40}$ [Pa]
Typ I	92	93
Typ II	167	179

Die Filtrationsprozesse am Filtermittelprüfstand Typ I zeigten idente Restdruckverluste nach 20 und 40 Filtrationszyklen, dies bedeutet, dass nach etwa 20 Zyklen im gegenständlichen Fall ein annähernd konstanter Restdruckverlust über den regenerierten Nadelfilz Nr. 3 nach den jeweiligen Abreinigungen erreicht wurde. Dies findet sich auch in Abbildung 4-64 bestätigt. Es zeigte sich nach ca. 20 Zyklen keine signifikante Zunahme der nach einer Abreinigung verbliebenen Partikelrestmasse mehr. Die Masseneinlagerung in den Nadelfilz Nr. 3 nahm hingegen über die gesamte

Testlaufdauer am Prüfstand Typ II stetig zu. Dies gilt auch für den Restdruckverlust über das Medium, da der Strömungswiderstand mit der eingelagerten Partikelmasse ansteigt. Die deutlichen Restdruckverlustunterschiede, welche an den beiden Prüfstandstypen über die Filtrationsversuche erzielt wurden, können im Wesentlichen zwei Ursachen haben. Einerseits deuten diese Differenzen auf möglicherweise unterschiedliche Abreinigungsintensitäten an den beiden Prüfständen hin, andererseits können sie durch unterschiedlich beschaffene Partikelkollektive (Größenverteilung), welche in den oberflächennahen Filtermittelschichten eingelagert werden, bedingt sein.

Der spezifische Widerstandsbeiwert K_2 des Filterkuchens für die Abschätzung des Strömungswiderstands über den Kuchen kann qualitativ Aufschluss über die Größenverteilung der Partikeln am Filtermittel geben, welche die Größenverteilung des eingelagerten Partikelkollektivs unmittelbar beeinflusst. Je höher der Widerstandsbeiwert des Filterkuchens ist, umso größer muss die spezifische Oberfläche des Kuchens sein, bedingt durch eine feinere Größenverteilung der abgeschiedenen Partikeln bei sonst gleichen Filtrationsbedingungen.

Der Widerstandsbeiwert K_2 wurde für jeden fünften Filtrationszyklus (Zyklus 5, 10, 15 usw.) bestimmt. Hierzu wurde die Steigung α des linear verlaufenden Druckverlustanstiegs innerhalb eines Filtrationszyklus, bedingt durch ausschließliche Oberflächenfiltration, bestimmt. In Abbildung 4-66 wird exemplarisch der 20. Filtrationszyklus für den Nadelfilz Nr. 3 am Prüfstand Typ I betrachtet.

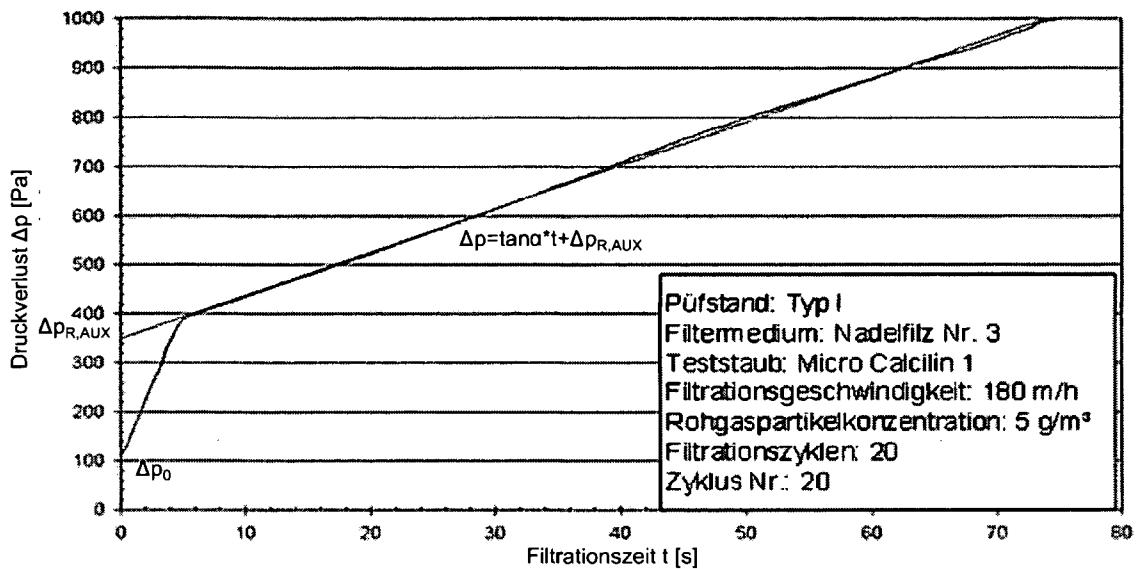


Abbildung 4-66: Bestimmung der Funktion für den linearisierten Druckverlust über einen Filtrationszyklus, Nadelfilz Nr. 3 am Prüfstand Typ I

Der Gesamtdruckverlust Δp über die filternde Schicht, gebildet aus Filtermedium und Filterkuchen, setzt sich aus zwei Teildruckverlusten zusammen, dem Druckverlust über das abgereinigte Medium Δp_{Medium} und aus Δp_{Kuchen} , dem Druckverlust über den Filterkuchen.

$$\Delta p = \Delta p_{\text{Medium}} + \Delta p_{\text{Kuchen}} \quad \text{Gleichung 4-22}$$

$$\Delta p = K_1 \cdot v + K_2 \cdot W \cdot v \quad \text{Gleichung 4-23}$$

K_1 Widerstandsbeiwert des Filtermediums [$\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]

K_2 spezifischer Widerstandsbeiwert des Filterkuchens [1/s]

v Filtrationsgeschwindigkeit

W Masse der eingelagerten Partikeln pro Filterfläche

m eingelagerte Partikelmasse

A Filterfläche

c Rohgaspartikelkonzentration

t Filtrationszeit

Mit

$$W = \frac{m}{A} = c \cdot t \cdot v \quad \text{Gleichung 4-24}$$

ergibt sich

$$\Delta p = K_1 \cdot v + K_2 \cdot v^2 \cdot c \cdot t$$

Gleichung 4-25

für den Filtermittelwiderstand gilt

$$K_1 \cdot v = \Delta p_{R,AUX}$$

daraus folgt

$$\Delta p = K_2 \cdot v^2 \cdot c \cdot t$$

Dadurch kann Parameter K_2 (Nadelfilz Nr. 3, 20 Filtrationszyklen) unter Betrachtung der Steigung des linearen Anteils der Druckverlustzunahme aus Abbildung 4-66 mittels Gleichung 4-26 bestimmt werden.

$$K_2 = \frac{1}{v^2 \cdot c} \cdot \frac{\Delta p}{t}$$

Gleichung 4-26

Für die Filtrationszyklusdauer Δt (zuvor mit Filtrationszeit t bezeichnet) exklusive der Konditionierungszeit t_{cond} wurden die letzten 10 der insgesamt 20 durchgeführten Zyklen gemittelt.

In Abbildung 4-67 werden die jeweils ersten fünf Filtrationszyklen der Filtrationsprozesse über 20 Zyklen an beiden Prüfstandtypen dargestellt.

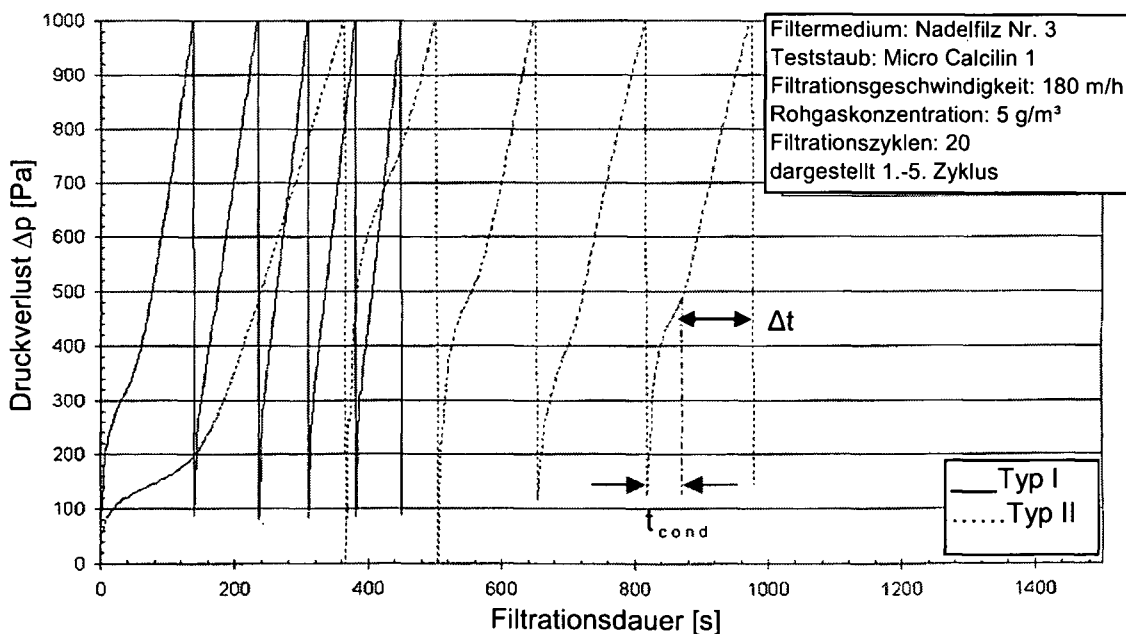


Abbildung 4-67: die jeweils ersten 5 Zyklen der Filtermitteltestläufe mit Nadelfilz Nr. 3 auf den Prüfständen des Typ I und Typ II

Wie aus Abbildung 4-67 ersichtlich ist, sind die Konditionierungszeiten t_{cond} in allen fünf ersten Filtrationszyklen am Prüfstand Typ II länger als jene, welche am Prüfstand Typ I auftreten.

Dies kann durch den Unterschied in der konstruktiven Gestaltung der Prüfstände erklärt werden. Dafür werden zwei unterschiedlich große Partikeln im Rohgaskanal des Typ I betrachtet. Es wird davon ausgegangen, dass sich beide Partikeln auf Stromlinien jenes Teilgasstroms bewegen, welcher durch den Reingaskanal des Prüfstands Typ I abgezogen wird. Durch den Trägheitseffekt unter Einfluss der Schwerkraft tritt eine PartikelgröÙenselektion am Filtermedium auf. Die Größenverteilung der abgeschiedenen Partikeln ist im oberen Flächenbereich des Filtermediums eine feinere und nimmt in unteren Flächenbereichen des Mediums hin zu, siehe auch Abbildung 4-68.

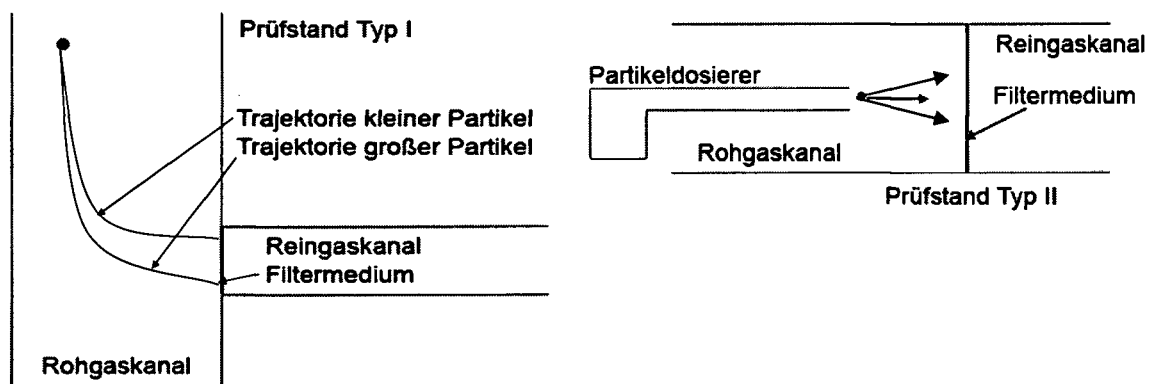


Abbildung 4-68: exemplarische Partikelbahnen am Prüfstand Typ I (links) und Typ II (rechts)

Analysiert man die Korngrößenverteilung der auf der Filterrunde im Prüfstand Typ I abgeschiedenen Partikeln, so zeigt sich eine Größenklassierung. Es finden sich vermehrt größere Partikeln in den unteren Bereichen der Filterrunde während sich feinere Partikeln bevorzugt im oberen Rondenbereich abscheiden. Dieser Sachverhalt wurde nach entsprechender Probenahme vom Staubkuchen und anschließender Partikeldispersierung in Wasser durch Laserbeugungsanalyse nachgewiesen. Die partikelgröÙenselektive Abscheidung auf der Filterrunde ist eine Folge der sich einstellenden Absaugbedingungen unmittelbar vor der Filtermittelprobe. Die Absaugbedingungen beim Prüfstand Typ I werden nachhaltig vom

Trägergasvolumenstrom im vertikalen Rohgaskanal und dem über den Seitenkanal horizontal abgezogenen Teilgasvolumenstrom bestimmt. Zusätzlich beeinflussen Partikelsinkgeschwindigkeit und gegebenenfalls von der Partikelmorphologie abhängige Drehmomente die Auffächerung des Partikelkollektivs hinsichtlich unterschiedlicher Korngrößen.

Bei dementsprechender Größe und somit Masse respektive Trägheit können sie auch unterhalb des Filtermediums an die Wand des Rohgaskanals angelagert werden. Die kleineren Partikeln folgen der Strömungsumlenkung direkter und erreichen dadurch mit größerer Wahrscheinlichkeit das Filtermedium, wie aus Abbildung 4-68 ersichtlich wird.

Wenn man nun die Partikelgrößenverteilung der abgeschiedenen Partikeln über die Gesamtheit des Filtermittels mit der am Eintritt des Rohgaskanals vorherrschenden vergleicht, so zeigt sich am Medium eine feinere Verteilung, bedingt durch jenen Anteil an groben Partikeln, welche das Filtermedium nicht erreichen.

Am Prüfstand Typ II werden die Partikeln horizontal in den ebenso waagrechten Rohgaskanal eingebracht, siehe Abbildung 4-68, rechts. Die Partikeln weisen die selbe Sinkgeschwindigkeit wie im Typ I auf, welche die Partikelbahnen geringfügig beeinflusst. Der signifikante Einfluss des vertikalen Trägergasvolumenstroms und der horizontalen Teilstromentnahme im Typ I wird durch die konstruktive Gestaltung des Typ II eliminiert. Die Aufgabe der Aerodispersion in den Rohgaskanal erzeugt ein konstantes, homogenes Strömungsprofil ohne Umlenkung und eine quasistationäre Partikelkonzentration sowie eine annähernd stationäre Partikelgrößenverteilung über die Filtermittelprobefläche.

Die zuvor beschriebenen Beobachtungen werden auch durch das Durchführen von Filtrationstestläufen am Prüfstand Typ II bekräftigt. Während den einzelnen Filtrationszyklen wird visuell kein signifikantes Sedimentieren von Partikeln im Rohgaskanal festgestellt.

Da die Partikelgrößenverteilung am Filtermittel in Prüfstand Typ I, im Gegensatz zu Typ II, in Richtung einer feineren verschoben wird, können sich vermehrt kleinere Partikeln im bzw. am Filtermedium ein- und anlagern, wodurch die Staubeinlagerungskapazität des Mediums schneller erschöpft ist

und die Konditionierungszeit kürzer ausfällt als am Prüfstand Typ II, siehe Abbildung 4-67.

In Tabelle 4-16 sind die errechneten spezifischen Filterkuchenwiderstände K_2 für die jeweiligen Filtrationsprozesse über 20 und 40 Filtrationszyklen auf den Prüfständen Typ I und Typ II sowie Durchschnittswerte für K_2 (letzte Spalte) angeführt. Die Staubkonzentrationen am Filtermittel waren jeweils 5 g/m^3 , am Prüfstand Typ I musste für die Bestimmung der Kuchenwiderstände die erforderliche Staubkonzentration durch Vorversuche ermittelt werden, siehe Kapitel 4.6.3.1.3, Seite 270.

Tabelle 4-16: spezifische Filterkuchenwiderstände K_2 , Filtermedium Nadelfilz Nr. 3

Zykluszahl n	5	10	15	20	25	30	35	40	$K_2 \text{ [s}^{-1}\text{]}$
$K_{2, \text{Typ 1, n}} \text{ [s}^{-1}\text{]}$	716969	626896	763384	701520					702192
$K_{2, \text{Typ 1, n}} \text{ [s}^{-1}\text{]}$	910567	672759	578061	698754	587815	658052	461780	394375	657866
$K_{2, \text{Typ 2, n}} \text{ [s}^{-1}\text{]}$	312445	229144	330015	502667					443568
$K_{2, \text{Typ 2, n}} \text{ [s}^{-1}\text{]}$	224583	281412	289438	279337	248857	461870	443948	384220	357750

Die durchschnittlichen Zykluszeiten, welche während den Filtrationsprozessen mit Filtermedium Nr. 3 auf den Filtermittelprüfständen Typ I und Typ II auftraten, werden in Tabelle 4-17 angeführt.

Tabelle 4-17: durchschnittliche Zykluszeiten auf den Filtermittelprüfständen Typ I und Typ II, Nadelfilz Nr. 3

	Typ I 20 Zyklen	Typ I 40 Zyklen	Typ II 20 Zyklen	Typ II 40 Zyklen
$t_{\text{Zyklus Durchschnitt}} \text{ [s]}$	72	77	92	142

Die Zykluszeiten am Prüfstand Typ II waren signifikant länger als jene am Typ I. Dies ist auf die längeren Konditionierungszeiten und die geringeren Filterkuchenwiderstände K_2 , welche bei den Filtrationsexperimenten mit Nadelfilz Nr. 3 auf Typ II auftraten, zurückzuführen.

Durch diese Versuchsreihen zeigte sich, dass bei Filtrationsprozessen am Prüfstand Typ I nach etwa 20 Filtrationszyklen keine wesentliche Zunahme an im Filtermedium Nr. 3 eingelagerter Partikelmasse mehr auftritt, dadurch nimmt auch der Restdruckverlust nach dieser Zyklusanzahl nicht weiter zu. Am Prüfstand II wird jedoch auch nach dem 20. Zyklus bis zum 40. Zyklus eine stetige Zunahme der im Nadelfilz Nr. 3 eingelagerten Partikelmasse

festgestellt. Dies stimmt mit dem stetigen Anstieg des Restdruckverlusts über alle 40 Filtrationszyklen, welcher am Typ II auftrat, überein.

Die Konditionierungszeiten t_{cond} , welche am Prüfstand Typ II vorherrschten, sind länger als jene am Prüfstand Typ I. Dies kann durch den Klassiereffekt, welcher sich auf die Partikelgrößenverteilung am Filtermedium im Prüfstand Typ I auswirkt, erklärt werden.

Dieser Klassiereffekt bewirkt auch die Unterschiede der spezifischen Kuchenwiderstände K_2 , welche am Typ II höher waren, bedingt durch den Aufbau eines Filterkuchens mit größerer spezifischer Oberfläche aufgrund der feineren Partikelgrößenverteilung am Filtermittel.

Die höheren Filterkuchenwiderstände K_2 und die geringeren Konditionierungszeiten t_{cond} am Prüfstand Typ I machten sich durch kürzere Zykluszeiten auf dem Typ I bemerkbar.

Diese Beobachtungen lassen den Schluss zu, dass es im Wesentlichen nicht möglich ist, auf den beiden unterschiedlichen Prüfstandstypen unter gleichen Filtrationsbedingungen quantitativ vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Jedoch sind die Ergebnisse qualitativ vergleichbar.

Im Allgemeinen wurde festgestellt, dass sich während den ersten Filtrationszyklen, ausgehend von einem unbeladenen Filtermedium, deutliche Zunahmen an eingelagerter Partikelmasse zeigten. Mit Fortdauer der Filtrationsprozesse wurden diese Zunahmen geringer bzw. es bildete sich eine stationäre Partikelrestmasseneinlagerung aus. Wenn diese Konstanz erreicht wird, zeigen auch die anderen charakteristischen Größen Δp_{res} , K_2 , und die jeweiligen Zykluszeiten t_{zyklus} , welche hier zuvor betrachtet wurden, einen annähernd stationären Verlauf.

Aus den vergleichenden Testläufen an den Prüfständen des Typ I und des Typ II zeigte sich, dass zusammengehörige Versuchsreihen nach Möglichkeit zur Gänze an einem der beiden Typen durchgeführt werden sollten, um die erzielten Ergebnisse auch einer quantitativen Gegenüberstellung unterziehen zu können.

4.7.2. Langzeittestläufe auf einem Filtermittelprüfstand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926 zum Vergleich der Filtrationseigenschaften der 12 optisch analysierten Nadelfilze

Nach Durchführung der optischen Oberflächenanalysen, siehe Kapitel 4.5, Seite 237, der 12 zur Verfügung stehenden, unterschiedlichen Nadelfilze soll nun ein etwaiger Einfluss des Filtermitteloberflächenfinsh auf die Filtrationseigenschaften untersucht werden. Dafür werden die institutseigenen Filtermittelprüfstände, siehe Kapitel 4.6, Seite 251 herangezogen. Die auf diesen Prüfständen durch Langzeittestläufe ermittelten Partikeleinlagerungs- bzw. Verstopfungsparameter der 12 unterschiedlichen Filtermedien wie. Partikelmasseeinlagerung und Restdruckverlust sollen den Oberflächenstrukturparametern (Oberflächenporosität, Porenflächen- und Porentiefenverteilung) gegenübergestellt werden, um festzustellen, ob die Strukturparameter zur Bewertung der Oberflächenbehandlung von Filtermedien in Bezug auf das Filtrationsverhalten Aussagekraft besitzen. Im Folgenden werden die durchgeführten Filtrationstestläufe betrachtet. Teststaub war hierfür Pural SB. Die Bestimmung der im Nadelfilz eingelagerten Partikelmasse war die gleiche wie sie auch während den zuvor beschriebenen, vergleichenden Testläufen am Prüfstand Typ II angewandt wurde, also Filtermediumsauswaagen nach dem 1., 3., 5., 7., 10., 15., 20., 40., 60., 80. und 100. Abreinigungszyklus.

Für die Evaluierung der Daten, welche durch die Testläufe über jeweils 100 Filtrationszyklen auf dem Prüfstand des Typ II erhalten wurden, wurden zuerst die rohgasseitigen Porentiefenverteilungen der einzelnen zu analysierenden Nadelfilze betrachtet. Es zeigte sich dabei, dass im Bereich $0,20 < Q_0(h_P) > 0,80$ die Porentiefe näherungsweise linear mit $Q_0(h_P)$ zunimmt. Als Beispiel hierfür wird in Abbildung 4-69 die rohgasseitige Porentiefenverteilung des Nadelfilzes mit der Artikelnr. 3 dargestellt. Aus der Porentiefensummenverteilung kann man auch $h_{P,20}$, $h_{P,80}$ und den Medianwert $h_{P,50}$ ermitteln. In weiterer Folge wurde für alle zu untersuchenden Nadelfilze

aus deren annähernd linearem Anteil mit der Steigung $\tan \alpha'$ die Differenz $h_{P,80} - h_{P,20}$ ermittelt.

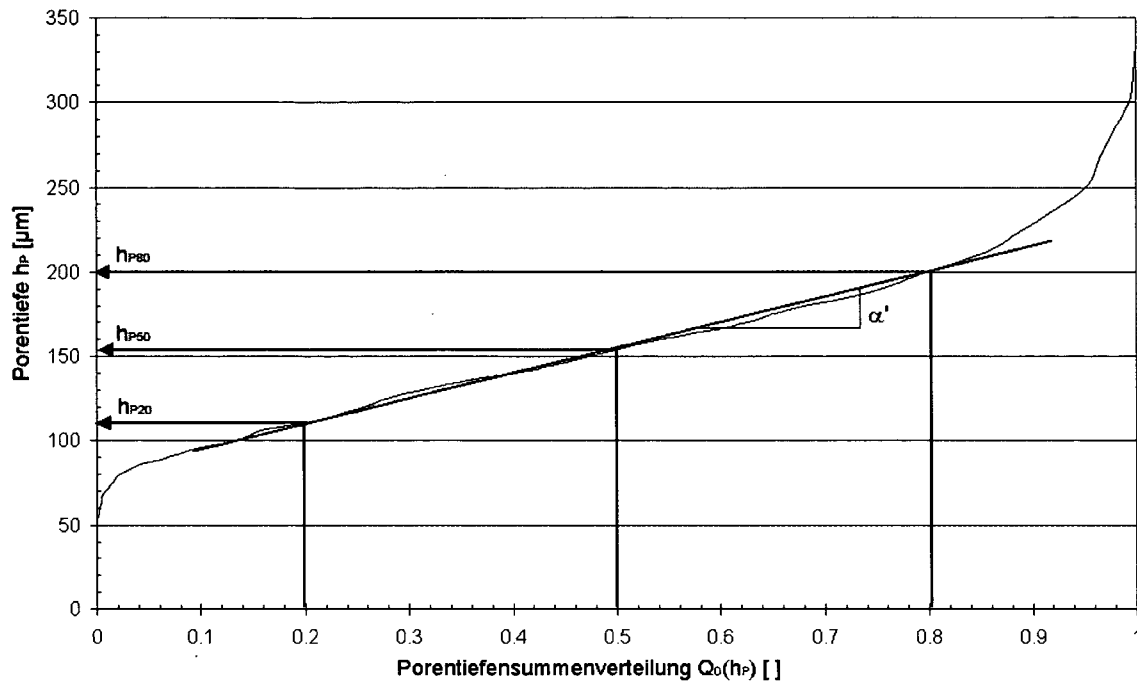


Abbildung 4-69: Bestimmung von $h_{P,20}$, $h_{P,50}$ und $h_{P,80}$ der Porentiefensummenverteilung des unbelasteten Nadelfilzes Nr. 3

In selber Art und Weise wurden auch $A_{P,20}$, $A_{P,80}$ und der Medianwert $A_{P,50}$ aus den einzelnen Porenflächensummenverteilungen ermittelt.

Während den Filtrationstestläufen, welchen die 12 Nadelfilze am Prüfstand Typ II unterzogen wurden, werden auch die Massen eingelagerter Partikeln jeweils nach dem 1., 3., 5., 7., 10., 15., 20., 40., 60., 80., und 100. Filtrations- bzw. Abreinigungszyklus nach Gleichung 4-21 bestimmt, siehe Abbildung 4-71.

Ebenso wurden auch die Reingaskonzentrationen mittels Streulichtpartikelanalysator PCS 2010 während den ersten 20 Abreinigungszyklen nach jeder Regeneration bzw. ab dann nach jeder fünften Regeneration mit Beginn des jeweiligen Filtrationszyklus für 40 Sekunden quantitativ erfasst. Als Beispiel werden hier die unterschiedlichen Reingaskonzentrationen, welche während des Testlaufs mit Nadelfilz Nr. 3 gemessen wurden, in Abbildung 4-70 dargestellt.

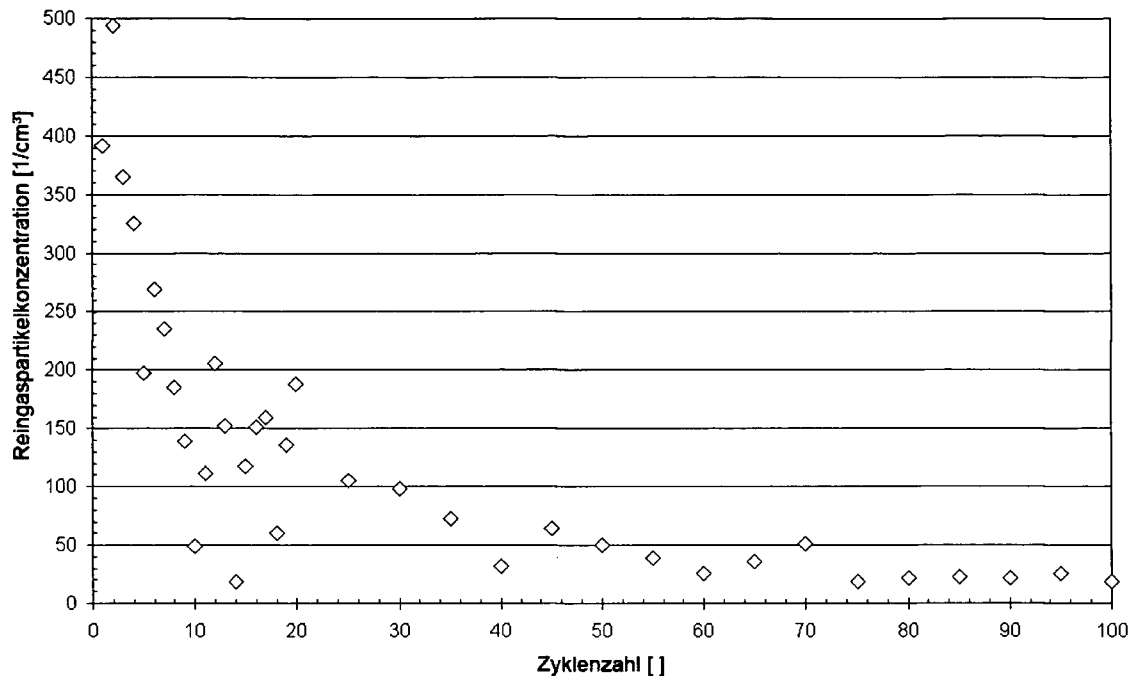


Abbildung 4-70: Partikelanzahlkonzentration im Reingas, erfasst während der Durchführung des Testlaufs mit Nadelfilz Nr. 3

Hieraus wird ersichtlich, dass über die etwa ersten 40 Abreinigungszyklen des Nadelfilzes Nr. 3 eine relativ hohe Reingaskonzentration vorherrschte, d. h. vermehrt Partikeln durch das Filtermedium in den Reingaskanal gelangten, diese aber über die ca. 40 Zyklen wesentlich verringert wurde und in weiterer Folge annähernd stationär war. Dies ist erklärbar durch die Bildung eines in den oberflächennahen Filtermittelschichten eingelagerten, wenig abreinigbaren Partikelkollektiv, welches das Wandern von Partikeln von der Roh- auf die Reingasseite des Filtermediums erschwert.

Auch der zeitliche Restdruckverlustverlauf verlief nach etwa 40 Filtrationszyklen annähernd stationär. Durch das gebildete Partikelkollektiv in den oberflächennahen Schichten wird ebenso die weiterte Einlagerung von Partikeln reduziert, wodurch der Restdruckverlust, dessen Änderung hauptsächlich von der Partikeleinlagerung abhängt, nicht mehr wesentlich ansteigen konnte, siehe Abbildung 4-72.

Somit kann der Restdruckverlust Δp_{res} durch Mittelung über diese Filtrationszyklen, welche annähernd konstante Restdruckverluste aufwiesen (Zyklus 40 und folgende), bestimmt werden.

Der korrigierte Restdruckverlust $\Delta p_{res,korr}$ wird durch Gleichung 4-27 bestimmt, also aus der Differenz zwischen Restdruckverlust Δp_{res} und dem Leerdruckverlust über das unbeladene Medium, dem Druckverlust am Beginn des ersten Filtrationszyklus, definiert.

$$\Delta p_{res,korr} = \Delta p_{res} - \Delta p_{unbeladen}$$

Gleichung 4-27

4.7.2.1. Ergebnisse der Langzeitestläufe für die Untersuchung der Filtrationseigenschaften

In weiterer Folge werden nun die Langzeitfiltrationseigenschaften aller 12 ausgewählten Nadelfilze am Prüfstand Typ II unter Filtrations- und Abreinigungsbedingungen in Anlehnung an VDI-Richtlinie 3926 (siehe Tabelle 4-13, „Versuche“) bestimmt. In Abbildung 4-71 werden zuerst alle während den einzelnen Filtrationsprozessen erfassten Partikelrestmassen dargestellt. Nähere Informationen hinsichtlich der einzelnen bestimmten eingelagerten Partikelrestmassen finden sich im Kapitel 6.6 Anhang A.

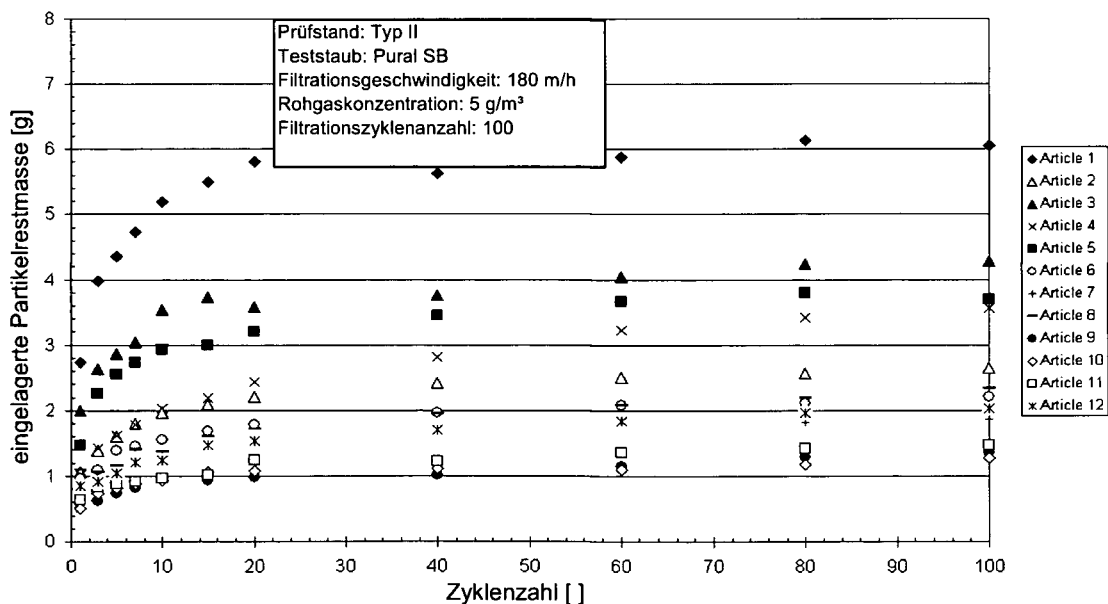


Abbildung 4-71: eingelagerte Partikelrestmassen, erfasst während den Filtrationsläufen aller 12 Nadelfilze

Die Partikelrestmassen, welche in den Filtermedien eingelagert wurden, nahmen während den jeweils ersten 20 bis 40 Filtrationszyklen signifikant zu. Wie schon zuvor beschrieben, werden während diesen Zyklen vermehrt

Partikeln im Inneren des Mediums eingelagert, um dort ein wenig abreinigbares Partikelkollektiv in der oberflächennahen Mediumschicht auszubilden. Diese Einlagerung hat auch Einfluss auf den Strömungswiderstand und somit auf den Restdruckverlust über das Filtermittel. Daher ist die Zunahme des Restdruckverlusts ein guter Indikator für die Größe der eingelagerten Partikelrestmasse, siehe Abbildung 4-72.

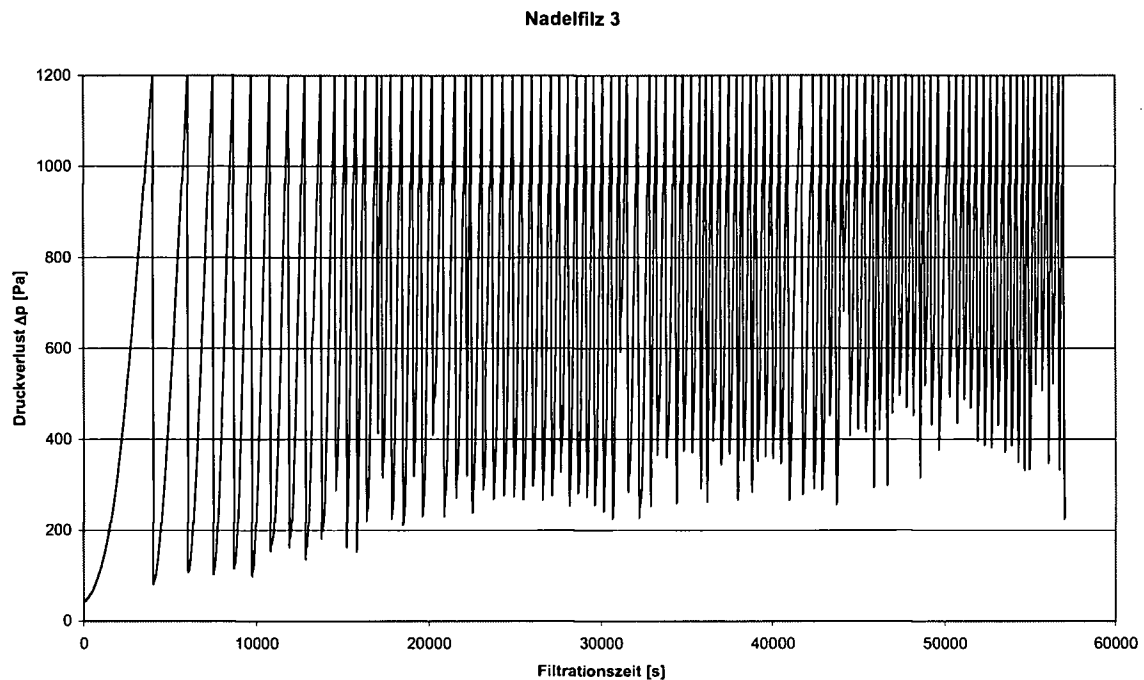


Abbildung 4-72: Druckverlustverlauf über 100 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen für Nadelfilz Nr. 3 am Prüfstand Typ II

Zwei Parameter sind somit wesentlich für die Beschreibung des Langzeitfiltrationsverhaltens eines Filtermediums:

- die Zunahme der im Filtermittel eingelagerten Partikelrestmasse über 100 Filtrationszyklen;
- die Zunahme des Restdruckverlusts über 100 Zyklen, ausgehend vom Leerdruckverlust, welcher über das unbeladene Filtermedium herrscht.

Nun sind alle Daten verfügbar, welche für eine Gegenüberstellung von Oberflächenstrukturparametern (siehe Kapitel 4.5.1.2), eingelagerter Partikelrestmasse und Restdruckverlust erforderlich sind.

Die rohgasseitigen Porentiefenverteilungen der 12 Nadelfilze zeigen einen linearen Verlauf im Bereich $0,20 < Q_0(h_p) < 0,80$. Daher wurden die Werte $h_{P,20}$, $h_{P,80}$ und zusätzlich der Medianwert $h_{P,50}$ der einzelnen rohgasseitigen Porentiefenverteilungen ermittelt und die Differenzen $h_{P,80}-h_{P,20}$ bestimmt. Die Ergebnisse werden in Abbildung 4-73 dargestellt, die detaillierten Ergebnisse finden sich im Kapitel 6.7 Anhang A7.

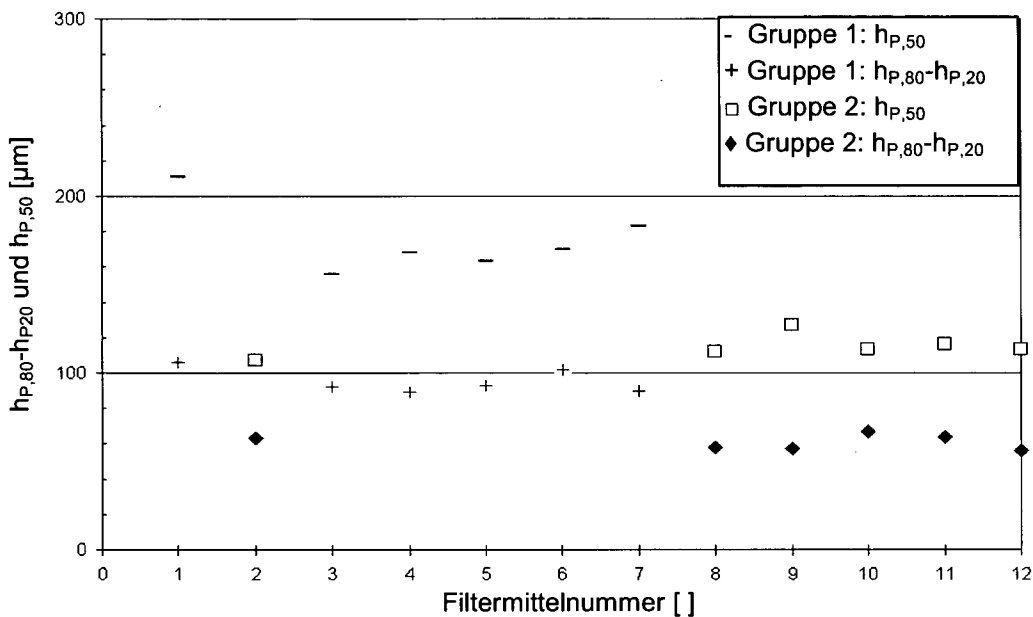


Abbildung 4-73: Ergebnisse der rohgasseitigen Porentiefenanalyse, Gruppierung der 12 Nadelfilze hinsichtlich ihrer Porentiefenverteilung

Die Werte $h_{P,80}-h_{P,20}$, welche aus den rohgasseitigen Porentiefenverteilungen der 12 Nadelfilze gewonnen wurden, können in 2 Gruppen unterteilt werden, Gruppe 2 umfasst jene Werte $60 \mu\text{m} < h_{P,80}-h_{P,20} < 100 \mu\text{m}$ und Gruppe 1 bilden Werte $h_{P,80}-h_{P,20} > 100 \mu\text{m}$.

Es wird angenommen, dass tiefere Poren generell auf eine porösere Struktur in den oberflächennahen Filtermittelschichten hindeuten, wodurch mehr Partikeln in der Tiefe des Filtermittels eingelagert werden können.

Alle Filtermedien, welche einer Gruppe angehören, zeigen etwa den selben Anstieg der Porentiefen innerhalb des Intervalls $0,20 < Q_0(h_p) < 0,80$. So werden nun die Medianwerte $h_{P,50}$ aller Filtermittel einer Gruppe mit den zugehörigen Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen gegenübergestellt. Es wird vermutet, dass mit zunehmendem $h_{P,50}$ innerhalb

einer Gruppe auch die im Filtermedium einlagerbare Partikelrestmasse zunimmt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4-74 dargestellt.

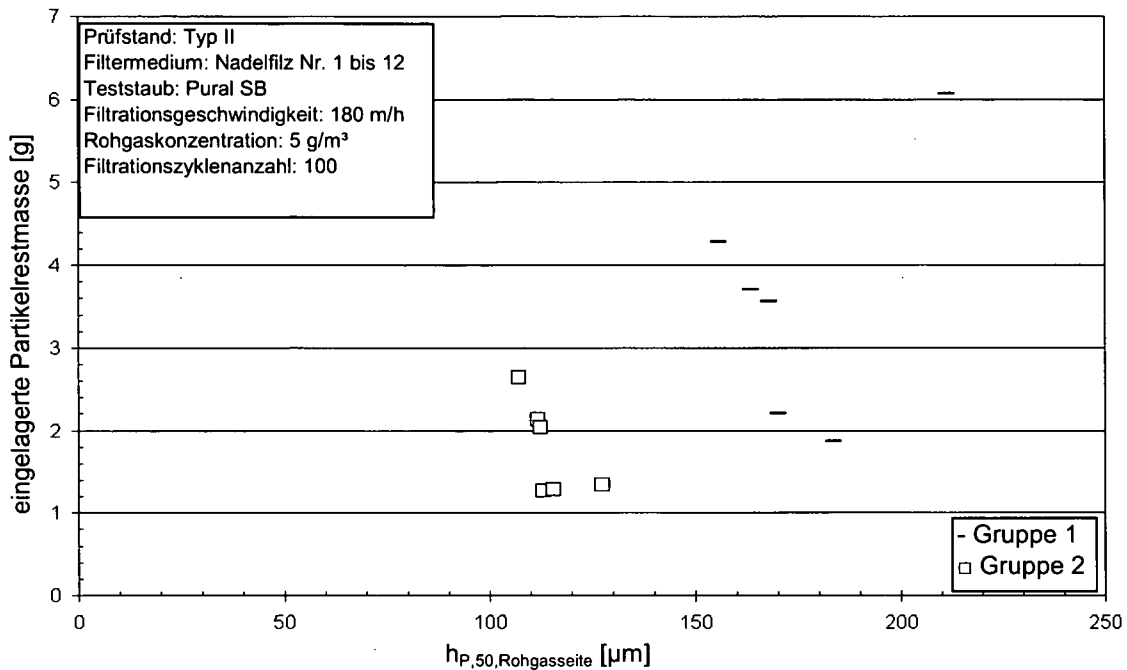


Abbildung 4-74: mittlere Porentiefen $h_{P,50,Rohgasseite}$ und zugehörige Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen

Wie aus Abbildung 4-74 hervorgeht, existiert kein signifikanter Zusammenhang zwischen in den Filtermedien eingelagerten Partikelrestmassen nach 100 Zyklen und den zugehörigen mittleren Porentiefen $h_{P,50}$. Somit müssen weitere Kenngrößen wie z. B. mittlere Porenflächen $A_{P,50}$, ermittelt aus den Porenflächensummenverteilungen der Filtermitteloberflächen, für fortführende Untersuchungen herangezogen werden.

In Abbildung 4-75 werden nun die Werte $A_{P,80}-A_{P,20}$ und Medianwerte $A_{P,50}$, welche aus den rohgasseitigen Porenflächenverteilungen der 12 Nadelfilze ermittelt wurden, dargestellt. Die detaillierten Ergebnisse finden sich im Kapitel 6.7 Anhang A7.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

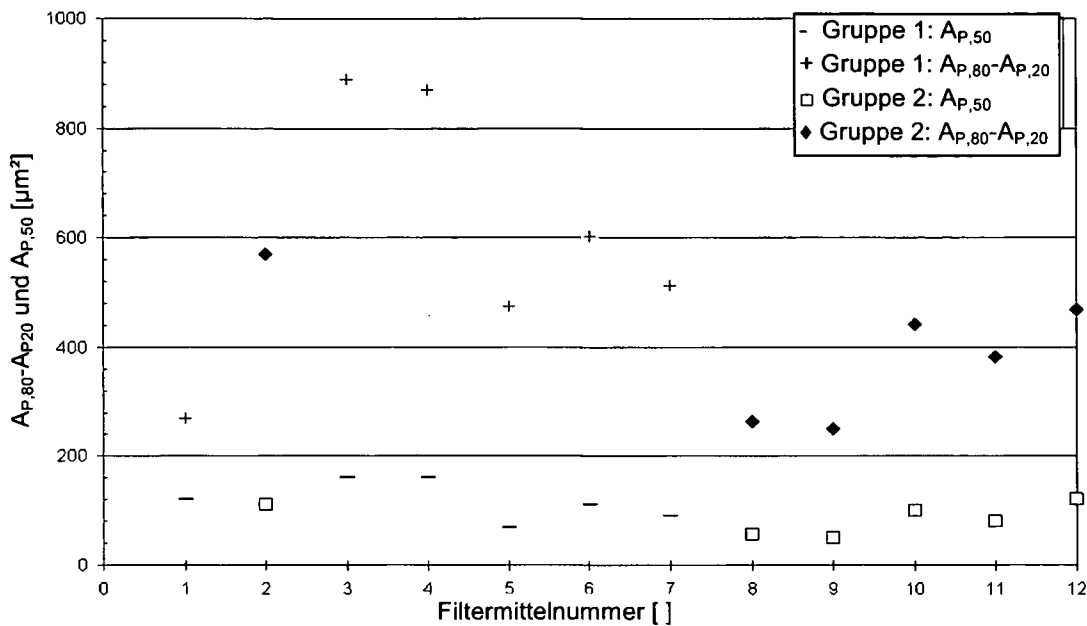


Abbildung 4-75: Ergebnisse der rohgasseitigen Porenflächenanalyse, Gruppierung der 12 Nadelfilze hinsichtlich ihrer Porenflächenverteilung

Die Werte $A_{P,80}-A_{P,20}$ jener Filtermittelrohgasseiten der Gruppe 1 (definiert durch Porentiefendifferenzen $h_{P,80}-h_{P,20} > 100 \mu\text{m}$) decken einen Bereich von 200 bis 900 μm^2 ab, für die Porenflächen der Gruppe 2 (definiert durch Porentiefendifferenzen $60 \mu\text{m} < h_{P,80}-h_{P,20} < 100 \mu\text{m}$) gilt $200 \mu\text{m}^2 < Q_0(A_P) < 600 \mu\text{m}^2$. Hier zeigt sich, dass die Nadelfilze mit größeren, mittleren Porentiefen $h_{P,50}$ tendenziell auch größere Werte $A_{P,80}-A_{P,20}$, also eine weitere Porenflächenverteilung, aufweisen. Jedoch wird keine relevante Signifikanz festgestellt. Auch den mittleren Porenflächen $A_{P,50}$ kommt hier offensichtlich keine wesentliche Bedeutung hinsichtlich der Charakterisierung der Filtrationseigenschaften zu, da diese für alle Filtermittel relativ ähnlich sind.

Somit werden die ermittelten rohgasseitigen Oberflächenporositäten E , welche das Verhältnis durchströmbarer zu gesamter Filtermitteloberfläche angeben, herangezogen und den in den Filtermedien eingelagerten Partikelrestmassen gegenübergestellt, siehe Abbildung 4-76.

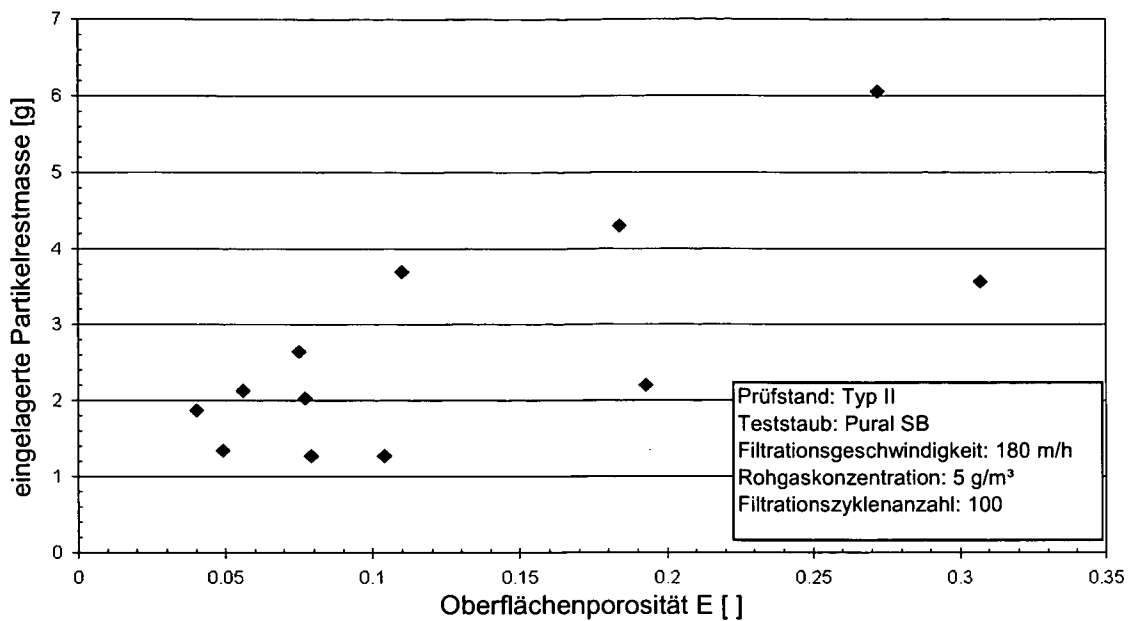


Abbildung 4-76: Partikelrestmassen über die rohgasseitigen Oberflächenporositäten E der 12 Nadelfilze nach jeweils 100 Abreinigungen

Es zeigt sich, dass die nach 100 Filtrationszyklen bzw. Abreinigungen eruierten Partikelrestmassen tendenziell mit den rohgasseitigen Oberflächenporositäten der Filtermittel zunehmen. Dies ist verständlich, da eine höhere Oberflächenporosität gleichbedeutend ist mit einer größeren durchströmbaren Oberfläche. Daher können vermehrt Partikeln mit dem Trägergasstrom in das Medium eindringen und sich dort einlagern.

Durch die bereits erwähnte Annahme, dass die im Inneren der zu untersuchenden Filtermedien eingelagerten Partikeln die Restdruckverluste nach jeweils 100 Filtrationszyklen wesentlich beeinflussen, kann erwartet werden, dass der Restdruckverlust mit Zunahme der Partikelrestmasse steigt. Abbildung 4-77 zeigt den Zusammenhang der eingelagerten Partikelmassen mit den Zunahmen der Restdruckverluste.

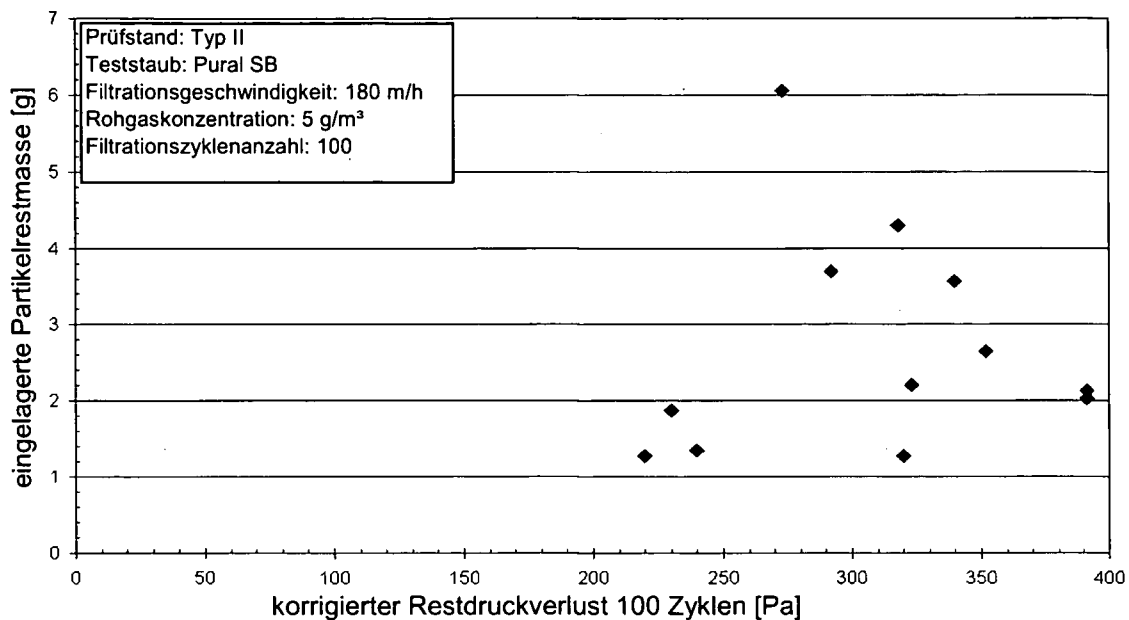


Abbildung 4-77: Zusammenhang zwischen Partikelrestmassen und zugehörigen, korrigierten Restdruckverluste $\Delta p_{res,korr}$

Die Werte für die korrigierten Restdruckverluste $\Delta p_{res} - \Delta p_0$ werden im Kapitel 6.8 Anhang A8 angeführt.

Generell wird ersichtlich, dass keine bestimmte Korrelation zwischen eingelagerten Partikelrestmassen und Zunahmen der Restdruckverluste, jeweils erfasst für die 12 unterschiedlichen Nadelfilze nach 100 Filtrationszyklen, vorhanden ist. Eine Tendenz dahingehend, dass bei größeren ermittelten Partikelrestmassen oft auch höhere Restdruckverlustzunahmen bestimmt werden, lässt sich jedoch erkennen.

In diesen Versuchsreihen bezüglich der Untersuchungen von Einflüssen der filtermitteleigenen Oberflächenstrukturparameter auf Filtrationseigenschaften wie eingelagerte Partikelrestmasse und Zunahme des Restdruckverlusts wurden die unterschiedlichen Fasermaterialien, aus welchen die 12 Nadelfilze hergestellt wurden, nicht berücksichtigt. Jedoch können sich die Fasermaterialien und Fasergeometrien auf die Filtrationseigenschaften durch unterschiedliche Faser-Partikeladhäsionskräfte oder Einflüsse auf den Restdruckverlust (unterschiedliche Strömungswiderstände durch Geometrien) auswirken. Um nun diese Einflussgröße, nämlich unterschiedliche Fasermaterialien, ausschließen zu können und nur die Einflüsse der Oberflächenstruktur auf die Filtrationseigenschaften zu untersuchen, werden

zwei der zwölf Filtermedien (Nadelfilz Nr. 3 und Nr. 4) für weitere Versuchsreihen herangezogen, siehe folgendes Kapitel 4.7.3.

4.7.3. Versuchsreihen mit nachträglich oberflächenbehandelten Nadelfilzen

Um nun die im vorangegangenen Kapitel angesprochenen Einflüsse des unterschiedlichen Fasermaterials und der Fasergeometrien auf die Filtrationseigenschaften auszuschließen, wurden zwei Filtermittel (Nadelfilz Nr. 3 und 4) für weitere Untersuchungen hinsichtlich Zusammenhängen zwischen Filtermediumoberflächenstruktur und Verstopfungseigenschaften herangezogen. Hier sollen Einflüsse von unterschiedlichen Oberflächenstrukturen auf die Langzeitfiltrationseigenschaften in der Art ermittelt werden, dass die Nadelfilze mit den Artikelnummern 3 und 4 zusätzlich oberflächenbehandelt wurden. Nach der optischen Bestimmung der rohgasseitigen Oberflächenparameter (Oberflächenporosität, Porenflächen- und Porentiefenverteilung) wurden die unterschiedlichen Nadelfilzproben des Nadelfilzes Nr. 3 (Originalzustand und nachträglich oberflächenbehandelt) Testläufen auf dem Prüfstand Typ I unterzogen und die jeweils eingelagerten Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen bestimmt. Teststaub war Micro Calcilin 1.

Die Filtermittelproben des Nadelfilzes Nr. 4 (Originalzustand und nachträglich thermisch oberflächenbehandelt) wurden in derselben Art Langzeittestläufen unterzogen, hierfür wurde jedoch der Prüfstand Typ II und Teststaub Pural SB eingesetzt.

Die Nadelfilze mit den Artikelnummern 3 und 4 wurden für die weiteren Untersuchungen gewählt, da deren vom Hersteller (original) behandelten Oberflächen Porositäten von 0,184 bzw. 0,307 (Verhältnis frei durchströmbarer Oberfläche zu gesamter Filtermitteloberfläche) aufwiesen, welche durch nachträglich in Vorversuchen durchgeführte thermische Oberflächenbehandlungen wesentliche Änderungen erfuhren. Diese zusätzlichen thermischen Einflussnahmen auf die Oberflächenstruktur der

Nadelfilze wurden durch eine in Abbildung 4-78 dargestellte Apparatur bewerkstelligt.



Abbildung 4-78: Kalandrierpresse für die Durchführung von thermischen, druckbeaufschlagten Filtermitteloberflächenbehandlungen

Zunächst wird hierbei die Heizplatte auf die gewünschte Temperatur gebracht. Wenn diese erreicht ist, wird das textile Filtermedium mit der zu behandelnden Seite, der Rohgasseite, auf die Platte aufgebracht und durch den Pneumatikzylinder mit Druck beaufschlagt. Die Ausrüstungsparameter, welche hier variiert werden können, sind die Temperatur der elektrischen Heizplatte, der durch den Pneumatikzylinder ausgeübte Druck und die Zeit, über welche Temperatur und Druck auf das Filtermittel einwirken.

Nach der thermischen Oberflächenbehandlung wurden die Nadelfilze mit der entwickelten Methodik der Oberflächenstrukturanalyse untersucht. Dabei wurden die Oberflächenporosität, Porenflächen- und Porentiefensummenverteilung bestimmt. Es zeigten sich an den thermisch und durch Druck veränderten Oberflächen beider behandelten Proben der Nadelfilze Nr. 3 und 4 Bereiche verschmolzener Fasern, hot spots, siehe Abbildung 4-79. Durch die Bildung von hot spots wird die Oberflächenporosität verringert (höherer Flächenanteil an nicht frei durchströmbarer Oberfläche) und auch der Abreinigungsvorgang erleichtert

(teilweise glattere Filtermitteloberfläche, geringeres Haftungsvermögen des Filterkuchens).

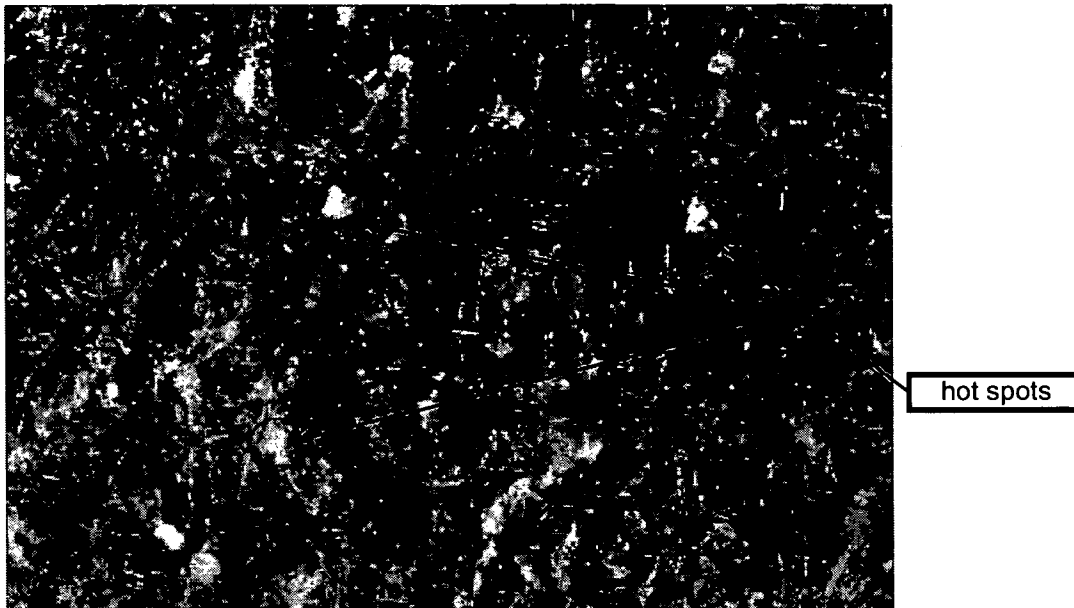


Abbildung 4-79: behandelte Probe des Nadelfilzes Nr. 3, hot spots durch Wärme- und Druckeinwirkung

Die Proben des Nadelfilzes mit der Artikelnr. 3 wurden Oberflächenbehandlungen unter Temperaturen von 180 °C und einer Druckbeaufschlagung von jeweils 0,1 bar unterzogen. Variiert wurde hierbei die Behandlungsdauer. Die durch die, in deren Dauer unterschiedlichen, Oberflächenbehandlungen erzielten Oberflächenporositäten E an den Nadelfilzproben sind in Abbildung 4-80 dargestellt.

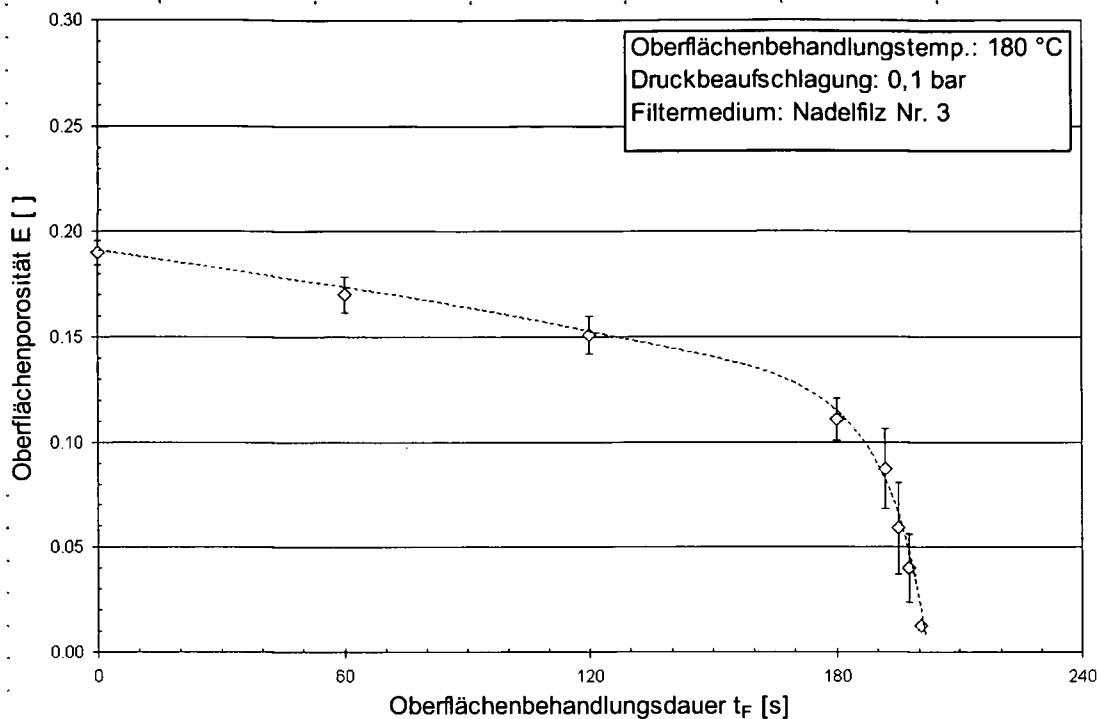


Abbildung 4-80: Oberflächenporositäten der Nadelfilzproben von Filtermedium Nr. 3 in Abhängigkeit der Behandlungsdauer

Wie aus dieser Abbildung ersichtlich, nimmt die detektierte Oberflächenporosität mit zunehmender Einwirkdauer t_F einer Temperatur von 180°C und einem Druck von 0,1 bar ab. Nach einer Behandlungsdauer von etwa 180 Sekunden zeigt sich eine wesentlich stärkere Abnahme der erwirkten Oberflächenporosität über der Zeit. Dies lässt den Schluss zu, dass nach dieser Zeitspanne durch die Wirktemperatur von 180 °C und den Druck von 0,1 bar nun ein Teil der erweichten Fasern zum gegenseitigen Verschmelzen neigen.

In der Abbildung 4-80 wird auch ein Inhomogenitätsfehler, bedingt durch Inhomogenitäten des Filtermittels, der erfassten Oberflächenporositäten durch Datenpunktdarstellung mit Fehlerindikator berücksichtigt. Da die Erfassung der Oberflächenparameter wie eben z. B. der Oberflächenporosität auf einer zufälligen Auswahl vielzähliger Messpunkte, verteilt über die gesamte Filtermitteloberfläche, basiert, ist ein statistischer Fehler aufgrund von Inhomogenitäten in der Filtermediumstruktur unabdingbar. Diese Inhomogenitäten beeinflussen somit auch die Oberflächenstrukturanalyse an den nachträglich thermisch behandelten Filtermitteln.

Ebenso ist es denkbar, dass diese nachträglichen Oberflächenbehandlungen auch oberflächennahe Filtermittelschichten durch Verschmelzen und/oder Komprimieren von Fasern beeinflussen. Daher werden die thermisch nachbehandelten Proben des Nadelfilzes Nr. 3 hinsichtlich ihrer Porentiefensummenverteilungen untersucht und diese Verteilungen mit jener Porentiefensummenverteilung des standardmäßig oberflächenbehandelten Nadelfilzes Nr. 3 verglichen. Die ermittelten Porentiefensummenverteilungen der unterschiedlich oberflächenbehandelten Filtermittelproben des Nadelfilzes Nr. 3 werden in Abbildung 4-81 dargestellt.

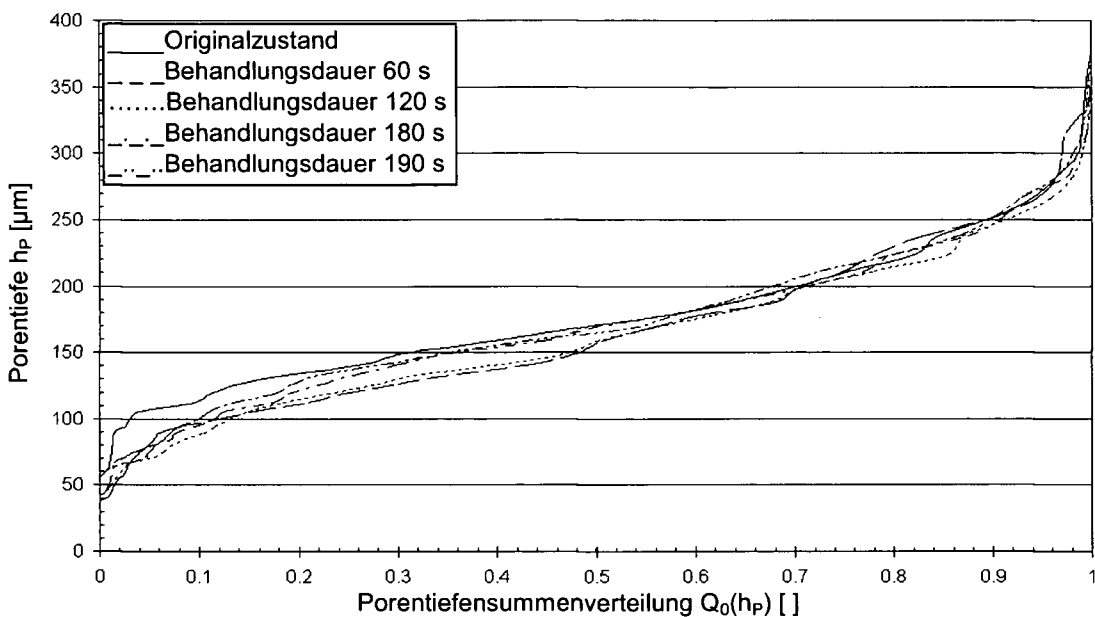


Abbildung 4-81: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 3 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Originalzustand bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung

In Abbildung 4-82 werden nun noch Porentiefensummenverteilungen jener Nadelfilzproben dargestellt, welche Behandlungen über eine Dauer von 194 bis 203 Sekunden unterzogen wurden.

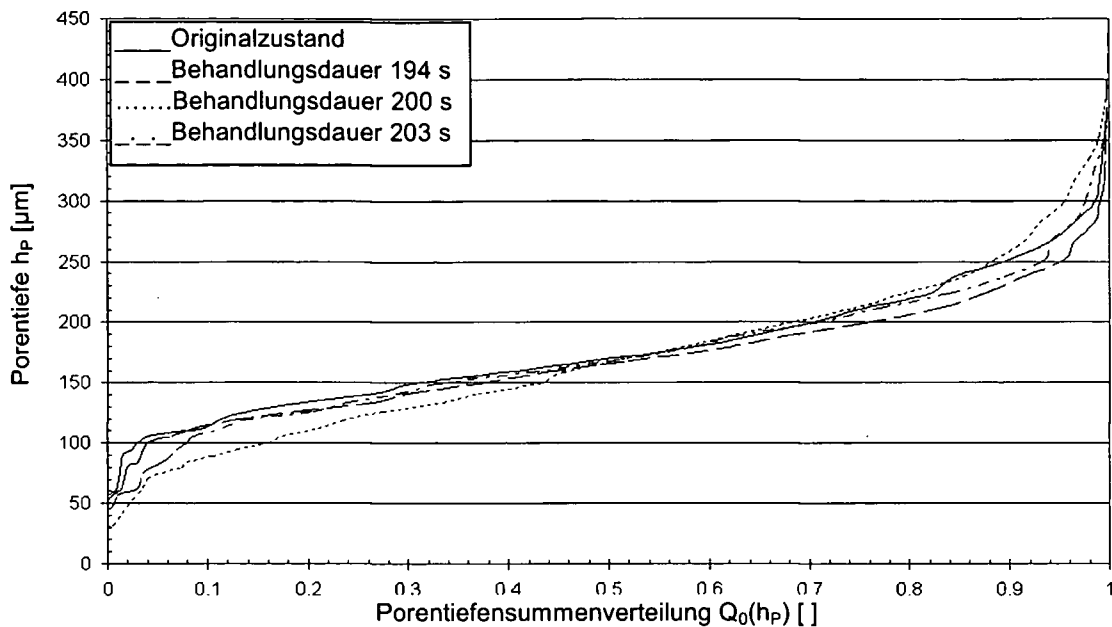


Abbildung 4-82: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 3 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Originalzustand bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung

Es zeigen sich keine signifikanten Änderungen der Porentiefensummenverteilungen der Proben des Nadelfilzes Nr. 3 mit Variation der Oberflächenbehandlungsdauer, somit ist faktisch kein wesentlicher Einfluss der hier angewendeten Oberflächenbehandlungsmethode mit den obig angeführten Ausrüstungsparametern auf die Porentiefe der Filtermittelproben des Nadelfilzes Nr. 3 erkennbar, es wird also keine wesentliche Verdichtung in den tieferen Filtermittelschichten erzielt, da dieser Nadelfilz bereits herstellerseitig kalandriert wurde.

Im Gegensatz dazu zeigten sich wesentliche Änderungen in den Oberflächenporositäten, zumindest unter der Voraussetzung hinreichend langer Behandlungszeiten, siehe Abbildung 4-80. Somit wurden die durch Langzeittestläufe am Prüfstand Typ I ermittelten Filtrationseigenschaften der unterschiedlich oberflächenbehandelten Proben des Nadelfilzes Nr. 3 hinsichtlich eingelagerter Partikelrestmasse und Restdruckverlust mit deren Oberflächenporositäten verglichen. Ebenso wird die den einzelnen Daten zugehörige thermische Behandlungszeit t_F angeführt.

In Abbildung 4-83 werden die in den unterschiedlich behandelten Proben des Nadelfilzes Nr. 3 eingelagerten Partikelrestmassen, bestimmt nach Gleichung 4-21, über den jeweiligen Oberflächenporositäten, erzielt nach einer entsprechenden Behandlungsdauer t_F dargestellt.

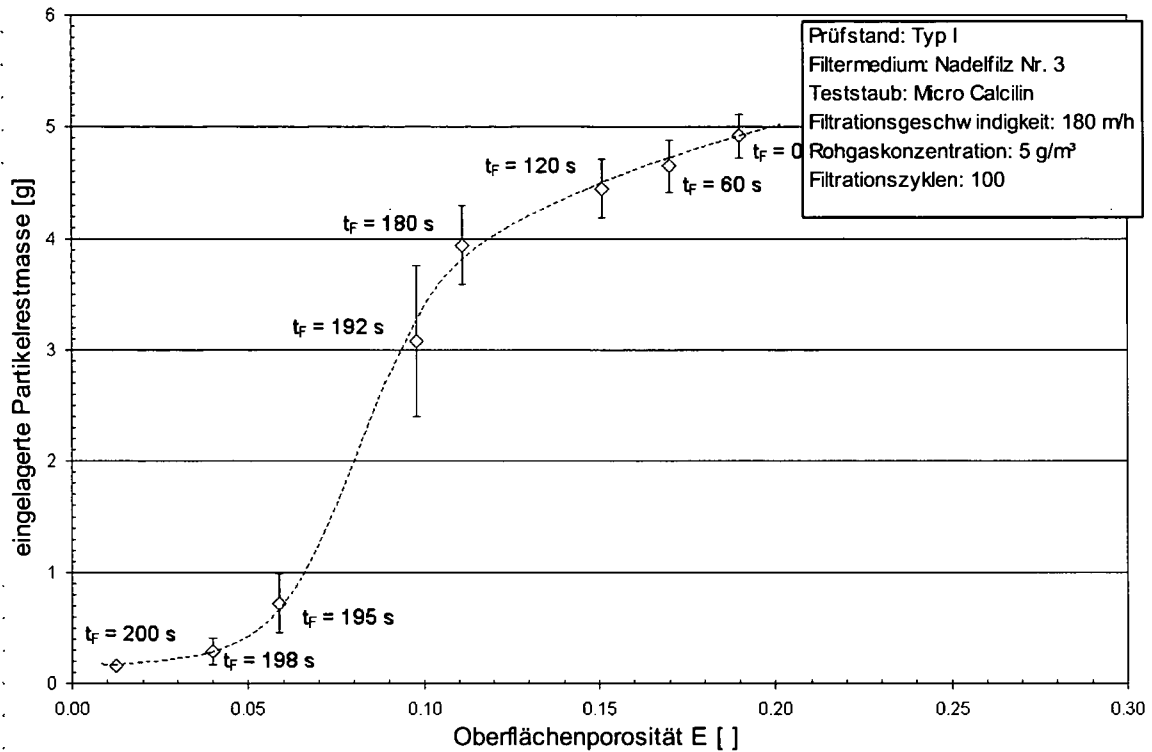


Abbildung 4-83: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit der Oberflächenbehandlungsdauer der Proben des Nadelfilzes Nr. 3

Es zeigt sich, dass höhere Oberflächenporositäten, bedingt durch kürzere Oberflächenbehandlungsdauer, auch größere in den Filtermedien eingelagerte Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen bewirkten. Betrachtet man den Verlauf der Partikelmasse einlagerung in Abhängigkeit der Behandlungsdauer t_F , so sieht man eine nahezu lineare Abnahme der eingelagerten Massen mit Zunahme der Behandlungsdauer bis zu 180 Sekunden. Danach tritt eine wesentlich stärkere Abnahme der Partikelrestmasseneinlagerung mit steigender Behandlungsdauer auf. Die Filtermittelproben, welche den längsten thermischen Behandlungen ($t_F=195$ s bis 200 s) unterzogen wurden, zeigen wiederum eher geringe Unterschiede hinsichtlich eingelagerter Massen. Dies ist dadurch erklärbar, dass unter einem gewissen Oberflächenporositätswert, hier etwa 0,05, die

Partikeleinlagerung durch größere Faserverschmelzungsbereiche bzw. kleinere freie Poren, damit verbundener Erleichterung einer Brückenbildung durch Partikeln, erschwert wird. Auch kann es zum Verstopfen kleiner Poren durch Einzelpartikeln kommen, Auftreten des Sperreffekts, wodurch eine Partikeleinlagerung lokal gänzlich unterbunden wird.

In Abbildung 4-84 wird die Abhängigkeit der in den Filtermittelproben des Nadelfilzes Nr. 3 eingelagerten Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen von den korrigierten Restdruckverlusten $\Delta p_{res,korr}$, bestimmt nach Gleichung 4-27 dargestellt.

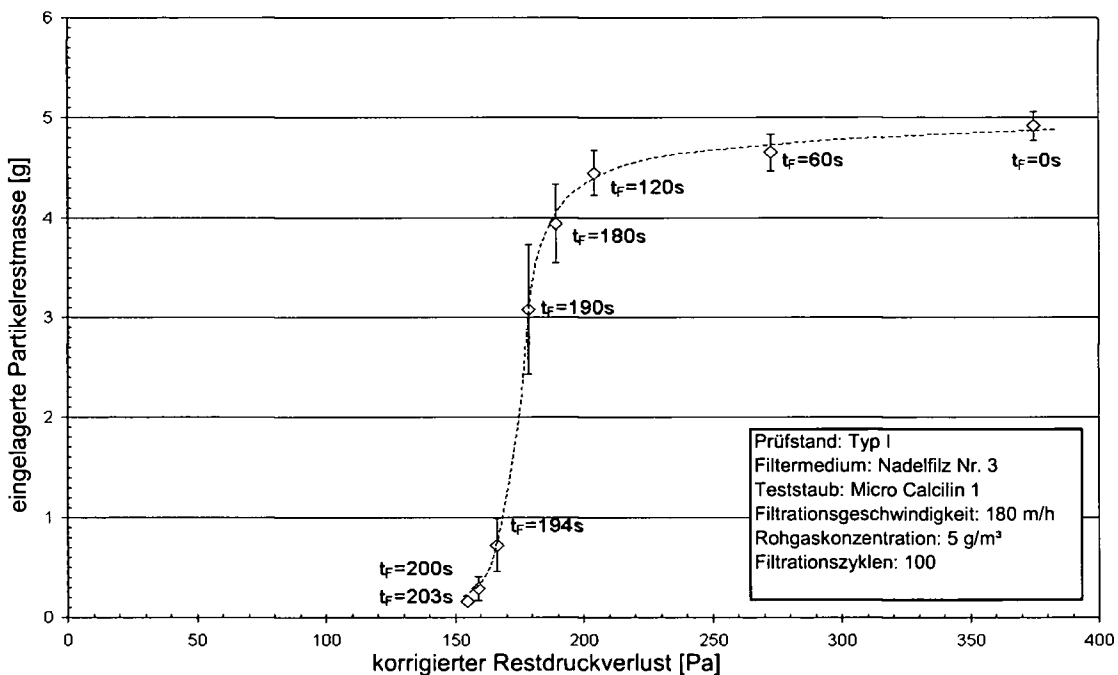


Abbildung 4-84: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit des korrigierten Restdruckverlusts $\Delta p_{res,korr}$ thermisch oberflächenbehandelter Proben des Nadelfilzes Nr. 3

Es zeigt sich ein Ansteigen der Restdruckverlusterhöhung mit ansteigender, eingelagerter Partikelrestmasse nach 100 Filtrationszyklen. Erwartungsgemäß erhöht sich also die Restdruckverlustzunahme mit der Masse an eingelagerten Partikeln, welche ein Ansteigen des Strömungswiderstands über die filternde Schicht bewirkt.

Betrachtet man die Ergebnisse jener Nadelfilzproben, welche den längsten thermischen Oberflächenbehandlungen ($t_F=194$ s bis 203 s) unterzogen wurden, so zeigen diese die kleinsten Zunahmen des jeweiligen

Restdruckverlusts, bedingt durch die verhältnismäßig geringen eingelagerten Partikelrestmassen.

Die Proben des Nadelfilzes mit der Artikelnr. 4 wurden Oberflächenbehandlungen unter Temperaturen von 190 °C und einer Druckbeaufschlagung von jeweils 0,1 bar unterzogen. Variiert wurde hierbei die Einwirkdauer von Druck und Temperatur. In folgender Tabelle 4-18 werden die jeweiligen Oberflächenbehandlungszeiten mit daraus resultierenden Oberflächenporositäten E der einzelnen Filtermittelproben angeführt.

Tabelle 4-18: Oberflächenbehandlungsdauer und dadurch erzielte Oberflächenporositäten E der Nadelfilzproben des Filtermediums Nr. 4

Oberflächenbehandlungsdauer [s]	Originalzustand, keine zusätzliche therm. Nachbehandlung	10	20	40
Oberflächenporosität E []	0,307	0,239	0,140	0,044

Zusätzlich wurden die Porentiefensummenverteilungen der unterschiedlich behandelten Nadelfilzproben des Filtermediums Nr. 4 mittels optischer Oberflächenstrukturanalyse bestimmt, siehe Abbildung 4-85.

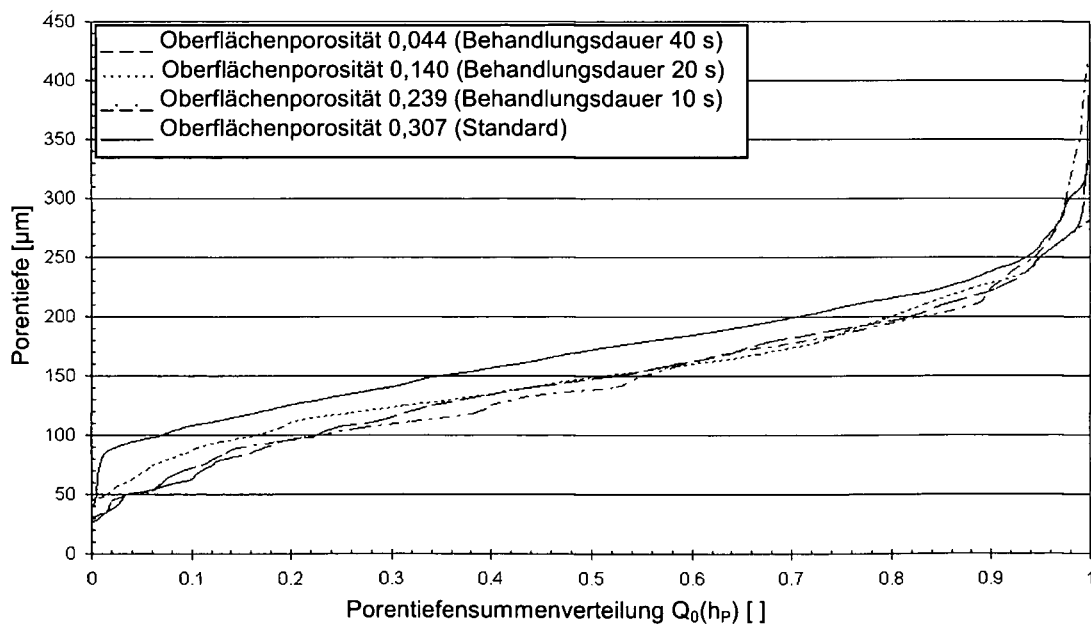


Abbildung 4-85: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 4 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Standard bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung

Durch die nachträglich durchgeführten thermischen Oberflächenbehandlungen der Proben des Nadelfilzes Nr. 4 wurden die Porentiefensummenverteilungen im Vergleich zu jener des standardmäßigen Nadelfilzes geringfügig in Richtung der weniger tiefen Poren verschoben, da dieser Nadelfilz eine gesengte Rohgasseite aufweist und die oberflächennahen Schichten durch das nachträgliche Kalandrieren verdichtet wurden. Die Porentiefenverteilungen der nachbehandelten Filtermedien weisen jedoch keine wesentlichen Unterschiede zueinander auf. Daher wird angenommen, dass durch Betrachtung der Porentiefenverteilungen keine Rückschlüsse auf die Langzeitfiltrationseigenschaften möglich sind. Wie auch bei den Versuchsreihen mit den Proben des Nadelfilzes Nr. 3 werden somit die Abhängigkeiten der Filtrationseigenschaften von den Oberflächenporositäten der Filtermittelproben untersucht.

Dafür wurden Testläufe mit den vier unterschiedlich oberflächenbehandelten Proben des Nadelfilzes Nr. 4 am Prüfstand des Typ II absolviert.

In Abbildung 4-86 werden die in die Nadelfilzproben des Filtermittels Nr. 4 eingelagerten Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen über den zugehörigen Oberflächenporositäten dargestellt. Die einzelnen Datenpunkte sind auch hier mit der jeweiligen Behandlungsdauer t_F der Filtermittelproben versehen.

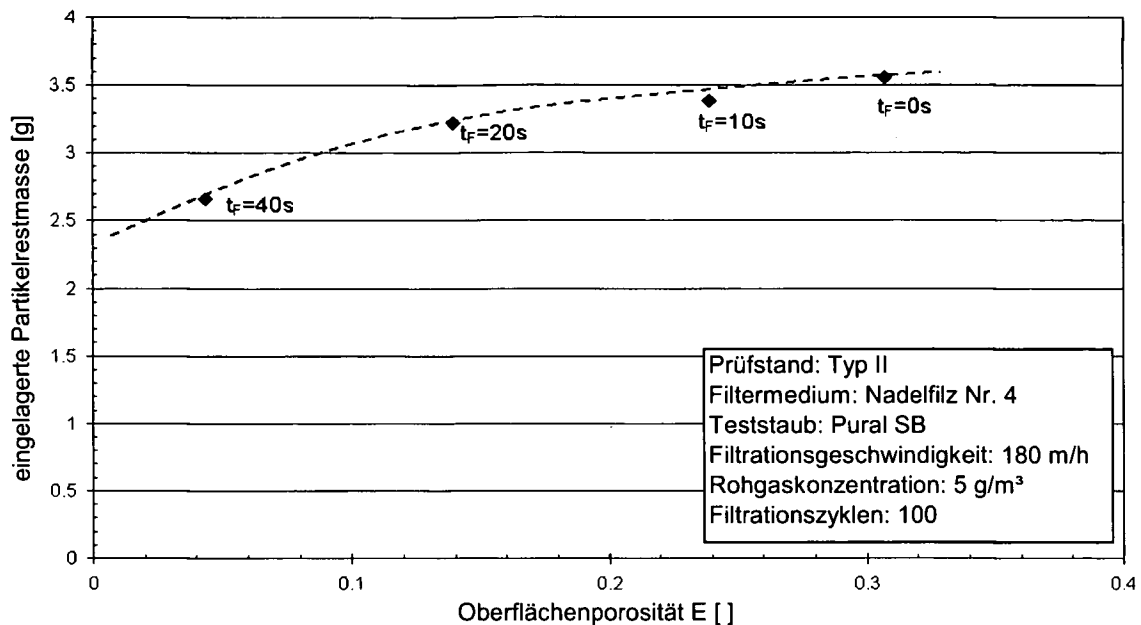


Abbildung 4-86: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit zur Oberflächenbehandlungsdauer der Proben des Nadelfilzes Nr. 3

Wie erwartet, nimmt auch hier die in der jeweiligen Nadelfilzprobe eingelagerte Partikelrestmasse mit der rohgasseitigen Oberflächenporosität des Filtermittels zu. Dies ist bedingt durch die größere frei durchströmbare Oberfläche des Filtermediums mit höherer Oberflächenporosität, wodurch vermehrt Partikeln in das Medium eindringen und dort abgeschieden werden. Jedoch zeigt sich hier eine geringere Einflussnahme der Oberflächenporosität auf die Masse der eingelagerten Staubpartikeln. So wurde durch nachträgliches Oberflächenbehandeln des Nadelfilzes Nr. 3 und dadurch bedingter Oberflächenporositätsabnahme eine wesentliche Reduzierung der Masse an eingelagerten Partikeln erreicht. Bei einer Oberflächenporositätsverringering des Nadelfilzes Nr. 3 von etwa 75% wurde nach 100 absolvierten Filtrationszyklen am Prüfstand Typ I eine um rund 90% geringere eingelagerte Staubmasse detektiert als beim Nadelfilz im Originalzustand nach 100 Zyklen, siehe Abbildung 4-83. Eine oberflächenbehandlungsbedingte Porositätsverringering am Nadelfilz Nr. 4 um etwa 85 % bewirkte eine Reduzierung der eingelagerten Staubmasse nach 100 Filtrationszyklen um ca. 30 %, siehe Abbildung 4-86. Diese Unterschiede hinsichtlich der Verringerungen der eingelagerten

Partikelrestmassen in die Nadelfilze Nr. 3 und Nr. 4 bei vergleichbarer Oberflächenbehandlungsintensität ist vorrangig auf die unterschiedlichen Teststäube, welche zur Anwendung kamen, bedingt. Micro Calcilin weist bessere Agglomerationseigenschaften auf, wodurch eine Staubpartikelbrückenbildung an der Filtermitteloberfläche bzw. in den oberflächennahen Filtermittelschichten begünstigt wird und somit bei entsprechend geringer Oberflächenporosität die Staubeinlagerung in Nadelfilz Nr. 3 reduziert wird. Pural SB ist frei fließend, wodurch die Ausbildung der für die Filterkuchenbildung wesentlichen Partikelschicht in den oberflächennahen Filtermittelschichten erschwert wird. Daher wurde im Nadelfilz Nr. 4 trotz vergleichbarer Oberflächenporosität eine wesentlich größere Staubmasse über 100 Filtrationszyklen eingelagert.

Die Zunahme der eingelagerten Partikelrestmasse mit steigender Oberflächenporosität des Filtermittels zieht ebenso die Beeinflussung des Restdruckverlusts nach sich, siehe Abbildung 4-87.

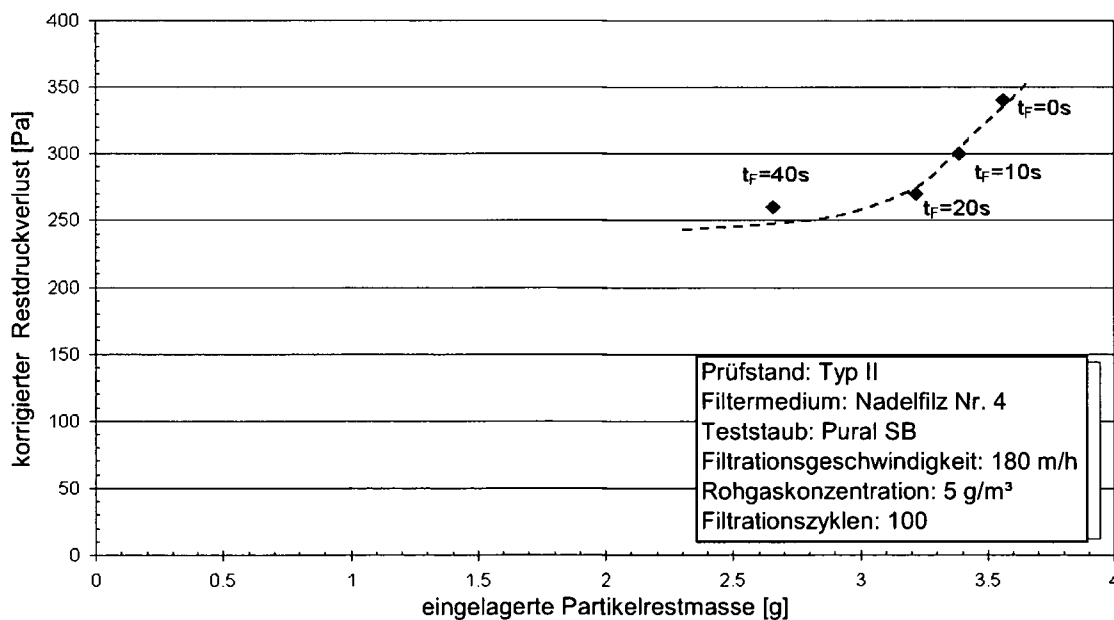


Abbildung 4-87: korrigierter Restdruckverlust $\Delta p_{res, kor}$ thermisch oberflächenbehandelter Proben des Nadelfilzes Nr. 4 in Abhängigkeit von der eingelagerten Partikelrestmasse nach 100 Zyklen

Der korrigierte Restdruckverlust, die Differenz zwischen dem Restdruckverlust über das Filtermedium nach der 100. Abreinigung und dem Leerdruckverlust über das unbeladene Medium, steigt mit zunehmender, im Medium

eingelagerter, Partikelrestmasse, da, wie bereits erwähnt, die Einlagerungen höhere Strömungswiderstände über die filternde Schicht bewirken.

4.8. Die entwickelte Oberflächenanalysemethodik in Verbindung mit Filtrationsexperimenten zur Untersuchung von Partikeleinlagerungsvorgängen in einem Nadelfilz

Die zwei Parameter Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung, die für die Charakterisierung des Einflusses der Oberflächenbehandlung auf einen Nadelfilz definiert wurden, werden nun zur Untersuchung des Partikeleinlagerungsvorgangs bzw. Verstopfungsvorgangs herangezogen. Hierfür wurde die Modellpore der oberflächennahen Schicht jeweils nach verschiedenen Filtrations-/Abreinigungszyklen bei einem Versuchslauf an dem Filterteststand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926 bestimmt. Als Teststaub wurde TiO_2 verwendet und als oberflächenbehandeltes Filtermittel wurde ein einseitig kalandrierter Polyesternadelfilz mit einer Flächenmasse von 630 g/m^2 und einer Luftdurchlässigkeit von $120 \text{ l}/(\text{min} \cdot \text{dm}^2)$ eingesetzt. In Abbildung 4-88 sind die Änderungen der Oberflächenporosität und der Porentiefensummenverteilung des Nadelfilzes an der Rohgasseite als Modellpore (im Folgenden als Filtermittel FM bezeichnet) in Abhängigkeit der Filtrationszyklen dargestellt. Neben den Messungen nach der 1., 2., 3., 4., 5., 10., 20., 40., 60. und 100. Abreinigung wurde der Nadelfilz auch im unbestaubten Zustand untersucht. Exemplarisch werden in Abbildung 4-89 Einzelbilder des Nadelfilzes über die Filtrationsdauer dargestellt.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

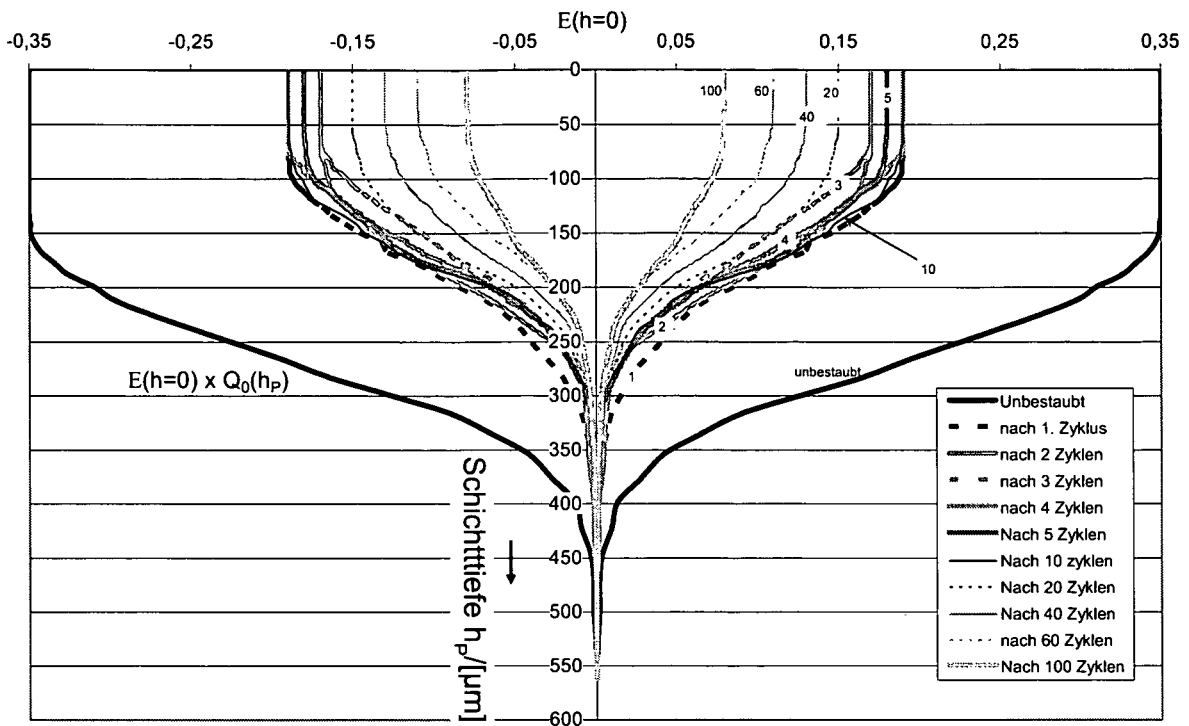


Abbildung 4-88: Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung bzw. Modellpore eines unbestaubten Polyesternadelfilzes (FM), sowie nach erfolgter Regenerierung, Teststaub TiO_2

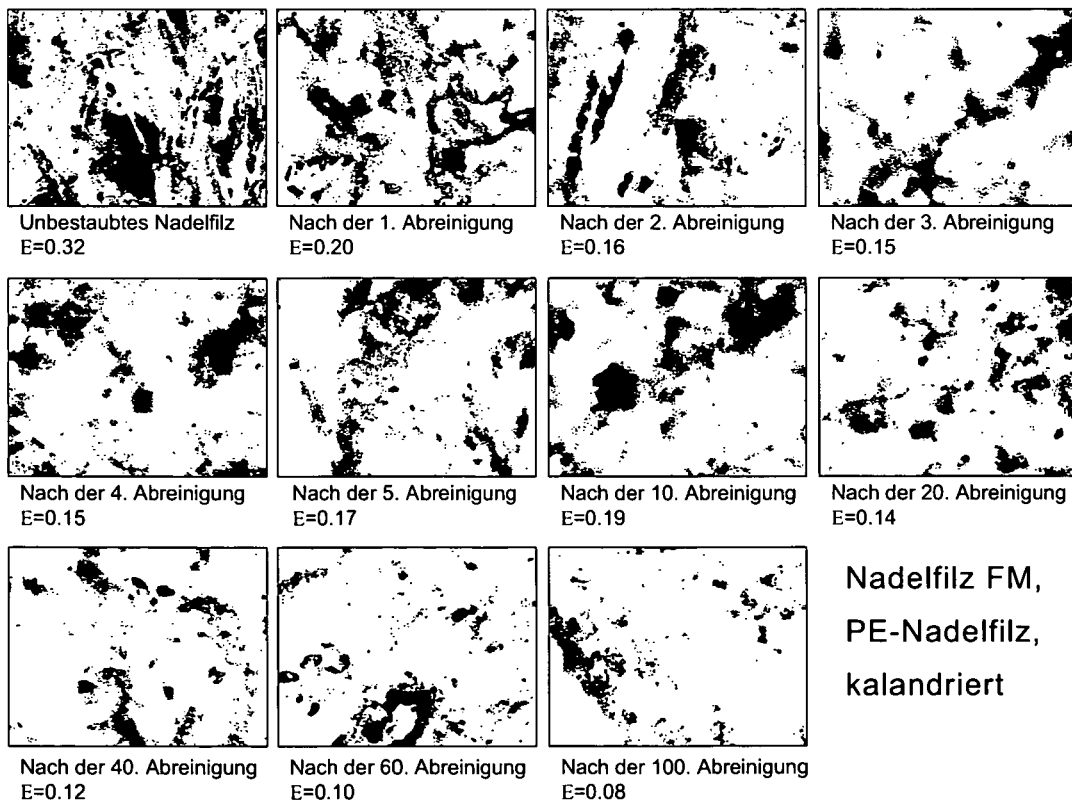


Abbildung 4-89: exemplarische Darstellung von Bildausschnitten der zu analysierenden Filtermitteloberflächen des Nadelfilzes FM1, in unbestaubtem und regeneriertem Zustand

Wie aus Abbildung 4-88 ersichtlich, weist der unbestaubte Nadelfilz eine durchschnittliche Oberflächenporosität von 35 % auf. Nach der ersten Abreinigung hat sich die Oberflächenporosität und die einsehbare Tiefe verringert, was auf eine kompressionsbedingte Glättung der Nadelfilzoberfläche durch den während des ersten Filtrationszyklus aufgebauten Staubfilterkuchen zurückgeführt werden kann. Betrachtet man die jeweils verbliebene Oberflächenporosität nach den Abreinigungen 1, 2, 3, 4, 5 und 10, so lässt sich erkennen, dass diese Porositäten ähnlich sind und keiner bestimmten Tendenz folgen. Nach den Filtrationszyklen 2 und 3 mit den dazugehörigen Abreinigungen sind die Oberflächenporositäten ident, ebenso ergeben sich nach den Abreinigungen 1, 4 und 10 gleiche Oberflächenporositäten, welche höher sind als jene nach Abreinigung 2 bzw. 3. Erst beginnend ab der 10. Abreinigung nimmt die Oberflächenporosität stetig bis zur 100. Abreinigung ab. Um zu erkunden, ob sich unterschiedliche Oberflächenbehandlungsintensitäten auch auf die Charakterisierung von unbestaubten Nadelfilzen hinsichtlich Filtrationseigenschaften und auch auf das Verstopfungsverhalten während der zunehmenden Zyklusanzahlen auswirken, wurde der bereits kalandrierte Nadelfilz FM noch einmal an der Rohgasseite verstärkt mittels Kalandrierpresse kalandriert (im Folgenden als FM_nachbehandelt bezeichnet). Die Parameter der Oberflächenbehandlung waren eine Behandlungsdauer von 150 s bei einem Druck von 0,1 bar und einer Wirktemperatur von 180 °C. Damit soll bei gleichen Materialeigenschaften hauptsächlich der Effekt unterschiedlicher Oberflächenbehandlung bzw. Behandlungsintensität in den Messergebnissen sichtbar werden.

In Abbildung 4-90 werden die durch die jeweiligen Oberflächenporositäten bzw. Porentiefensummenverteilungen bestimmten Modellporen des zusätzlich kalandrierten Polyesternadelfilzes dargestellt. Vergleicht man Abbildung 4-88 und Abbildung 4-90, dann wird ersichtlich, dass durch das zusätzliche Kalandrieren die Oberflächenporosität des unbestaubten Polyesternadelfilzes von etwa 35 % auf rund 25 % verringert wurde. Gleichfalls hat die Porentiefe von rund 550 µm auf etwa 400 µm abgenommen. Des Weiteren folgen die Oberflächenporositäten des verstärkt konditionierten Polyesternadelfilzes, welche nach den Filtrationszyklen bzw. Abreinigungen 2, 3, 4, 5 und 10

ermittelt wurden, ebenfalls wie bei Abbildung 4-88 keinem Trend und liegen ähnlich beieinander. Danach nimmt wie beim Nadelfilz FM auch beim verstärkt kalandrierten Nadelfilz FM_nachbehandelt beginnend mit der 10. Abreinigung die Oberflächenporosität stetig bis zur 100. Abreinigung ab.

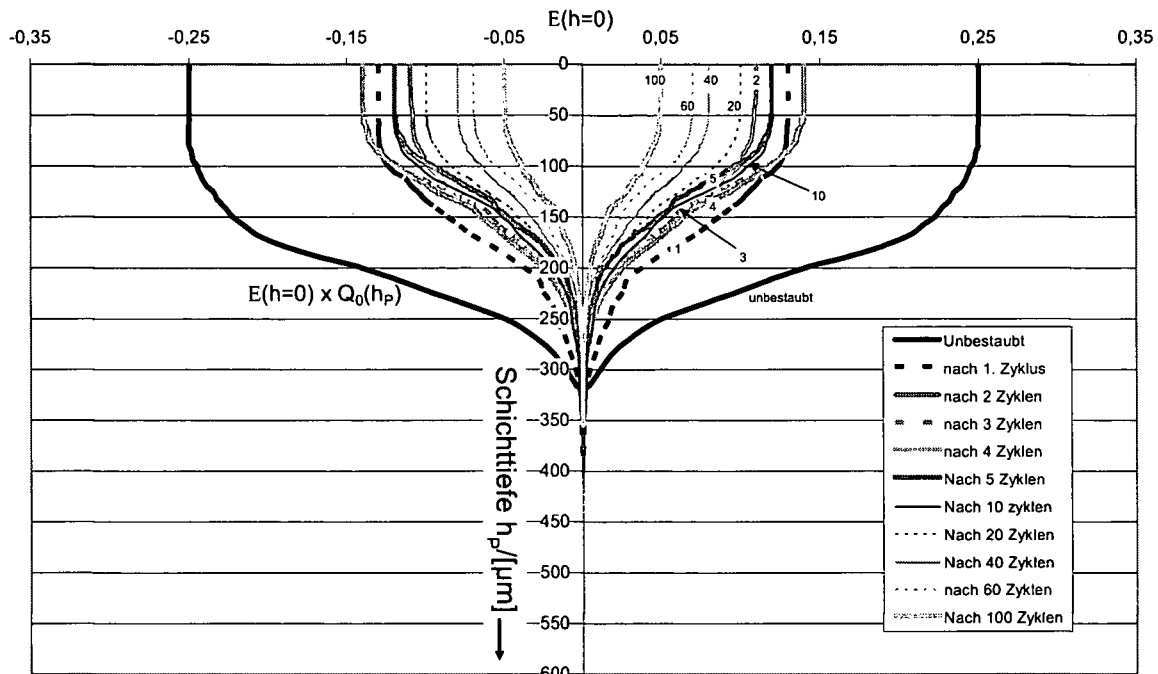


Abbildung 4-90: Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung, bzw. Modellpore eines im Vergleich zu Abbildung 4-88 zusätzlich verstärkt kalandrierten Polyester-Nadelfilzes (FM_nachbehandelt) im unbestaubten Zustand und nach Regeneration in Abhängigkeit der Filtrationszyklen (Teststaub TiO_2)

In Abbildung 4-91 werden die nach gewissen Anzahlen von Filtrationszyklen bzw. Abreinigungen 1, 2, 3 usw. bis 100 in unterschiedliche Nadelfilze eingelagerte TiO_2 - Partikelmasse über der Oberflächenporosität dargestellt. Wie bereits aus Abbildung 4-88 und Abbildung 4-90 ersichtlich, nimmt die Oberflächenporosität vom unbestaubten Zustand bis nach der ersten Abreinigung für alle Filtermittel wesentlich ab, wie vorhin bereits beschrieben, bewirkt durch eine kompressionsbedingte Glättung der Nadelfilzoberfläche durch den während des ersten Filtrationsgangs aufgebauten Staubkuchen. Über die weiteren Filtrationszyklen bzw. Abreinigungen 2 bis 10 wird bei den untersuchten Nadelfilzen eine annähernde Konstanz der Oberflächenporosität festgestellt. Jedoch wird eine stetige Partikelmasseneinlagerung über diesen Zeitraum registriert. Dies lässt den Schluss zu, dass durch die Konstanz der

Oberflächenporosität während den Filtrationszyklen 2 bis 10 vorrangig Partikeln in der Tiefe des Filtermittels eingelagert werden. Diese Partikeln vernetzen sich zu einer Schicht innerhalb des Fasergeflechts, welche dann zur Nadelfilzoberfläche hinauswächst. Nach etwa 10 Filtrationszyklen bzw. Abreinigungen erreichen Teile dieser inneren Partikelschicht die Oberfläche des untersuchten Filtermittels. Somit zeigt sich ab diesem Zeitpunkt eine stetige Abnahme der Oberflächenporosität bis zum Ende des Testlaufs nach 100 Abreinigungen. Basierend auf den Versuchsergebnissen, die hier ermittelt wurden, können verallgemeinernd während des gesamten Filtrationsablaufs zwei unterschiedliche Filtrationsphasen festgestellt werden. In den ersten Zyklen (ca. bis 10) herrscht Tiefenfiltration vor, während der sich eine zusammenhängende innere Partikelschicht unter der Nadelfilzoberfläche bildet, die dann die weitere Abscheidung der Partikeln in tieferen Schichten verhindert. Danach werden die Partikeln überwiegend an der Oberfläche des Nadelfilzes abgeschieden. Auffallend ist, dass in das Filtermittel FM im Vergleich zu FM_nachbehandelt pro Zyklus mehr Masse eingelagert wird und dass sich die Oberflächenporositäten bei höheren Zykluszahlen annähern. Betrachtet man Abbildung 4-92, so erkennt man auch hier anhand der zyklusabhängigen mittleren Porentiefen $h_{P,50}$ die zwei zuvor erwähnten Filtrationsphasen der Tiefen- und Oberflächenfiltration. Zuerst erfolgt also eine wesentliche Abnahme der einzelnen mittleren Porentiefen, dies bedeutet ein Wachsen der in der Tiefe des Nadelfilzes ausgebildeten Partikelschichten zur Oberfläche hin. Mit beginnender vermehrter Oberflächenfiltration ändern sich die mittleren Porentiefen nicht mehr wesentlich.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

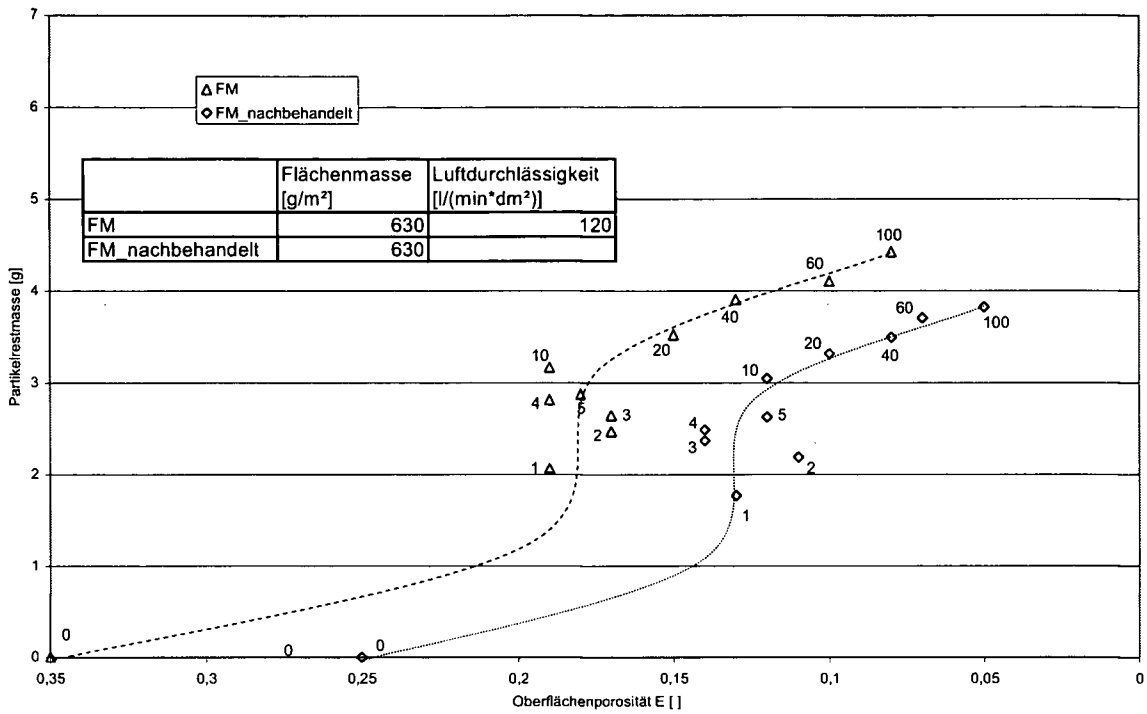


Abbildung 4-91: in den Nadelfilz eingelagerte Partikelrestmasse über der Oberflächenporosität nach bestimmten Anzahlen von Filtrationszyklen/Abreinigungen für verschiedene Polyesternadelfilze, Prüfstand Typ II, Teststaub TiO₂

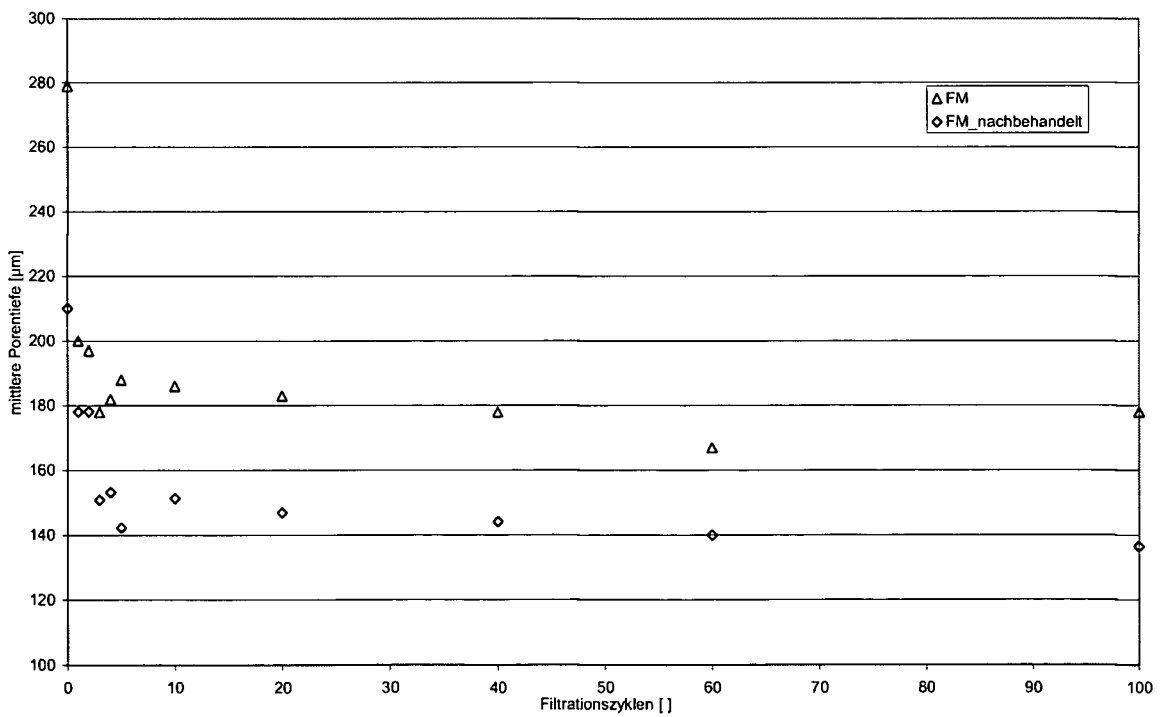


Abbildung 4-92: mittlere Porentiefen $h_{P,50}$ über der Abreinigungszyahl

Um die bereits im Kapitel 4.7.3 angesprochenen Einflüsse des Fasermaterials (unterschiedliche Faser-Partikeladhäsionskräfte, unterschiedliche Faserquerschnitte, Einflüsse auf den Leer- bzw. Restdruckverlust usw.) auf die Filtrationseigenschaften auszuschließen, werden im Folgenden zwei Filtermittel mit unterschiedlichen Oberflächenbehandlungsintensitäten für weitere Untersuchungen der Abhängigkeit des Verstopfungsverhaltens, im Speziellen der Einlagerungsvorgänge, von der Oberflächenbehandlungsintensität, bedingt durch Variation der Behandlungstemperaturen, herangezogen und sollen Langzeitfiltrationsversuche über 300 Filtrationszyklen durchlaufen.

4.8.1. Durchführung der thermischen Oberflächen-nachbehandlung bei unterschiedlichen Ausrüstungstemperaturen

Da eine Variation der Ausrüstungstemperaturen an der zuvor verwendeten Kalandrierpresse aufgrund der dortigen Temperaturregelung nur bedingt möglich ist, wurde nun die Oberflächenbehandlung mittels einer Fixierpresse der Fa. PESENTI di ALIVERTI & C., bereitgestellt durch die Höhere Technische Bundeslehr- und Versuchsanstalt Spengergasse Wien, durchgeführt. Die maximal zu realisierende Temperatur der elektrisch beheizbaren Platten dieser Bügelpresse, jeweils 500 x 400 mm, beträgt 300 °C. Der durch die Presse auf den zu kalandrierenden Nadelfilz wirkende Druck beläuft sich auf 3×10^4 N/m² und kann nicht variiert werden.

Die Behandlungstemperatur muss derart gewählt werden, dass diese im Bereich des Schmelz- bzw. Erweichungsbereichs des jeweiligen Fasermaterials liegt, um die Oberflächenstruktur des Nadelfilzes nachhaltig zu verändern. Der zusätzlich aufgebrauchte Druck beeinflusst hauptsächlich die bleibenden Porositätsänderungen der oberflächennahen Nadelfilzschicht, je höher der Druck, umso weiter reichen die Änderungen in das Innere des Filzes. Wie aber zuvor erwähnt, lässt die hier zum Einsatz kommende Fixierpresse keine Variation des Behandlungsdrucks zu. In weiterer Folge stellt die Behandlungstemperatur den variablen Parameter dar, um Einfluss

auf die Intensität der durchzuführenden Oberflächenbehandlungen zu nehmen, die Behandlungstemperatur wird für die jeweiligen Nadelfilztypen (PE und PI) konstant gehalten.

Zwei der insgesamt sechs Nadelfilzproben, ein Polyimid- (PI) und ein Polyesternadelfilz (PE) wurden für die Testversuche in jenem Zustand belassen, in welchem sie vom jeweiligen Hersteller bereitgestellt wurden. Die restlichen vier Nadelfilzproben (zwei Polyimid- und zwei Polyesternadelfilze) wurden Oberflächenbehandlungen unterschiedlicher Intensität, bedingt durch Änderung der Behandlungstemperatur, unterzogen. In Tabelle 4-19 sind die jeweiligen Ausrüstungszustände der Filtermittelprüflinge angeführt.

Tabelle 4-19: Intensität der Oberflächenbehandlungen

Prüfling Nr.	Filtermedium	Ausrüstung
1	PI	Originalzustand
2	PI	260°C
3	PI	280°C
4	PE	Originalzustand
5	PE	200°C
6	PE	220°C

Mit der entwickelten optischen Oberflächenstrukturanalysemethode wurde dann der Porositätszustand dieser verschiedenen Filtermedien ermittelt.

In Abbildung 4-93 und Abbildung 4-94 sind die Ergebnisse der oberflächennahen Strukturanalyse für die unterschiedlich oberflächenbehandelten, unbestaubten Polyimid- bzw. Polyesternadelfilze in Form der zugehörigen Modellporen dargestellt.

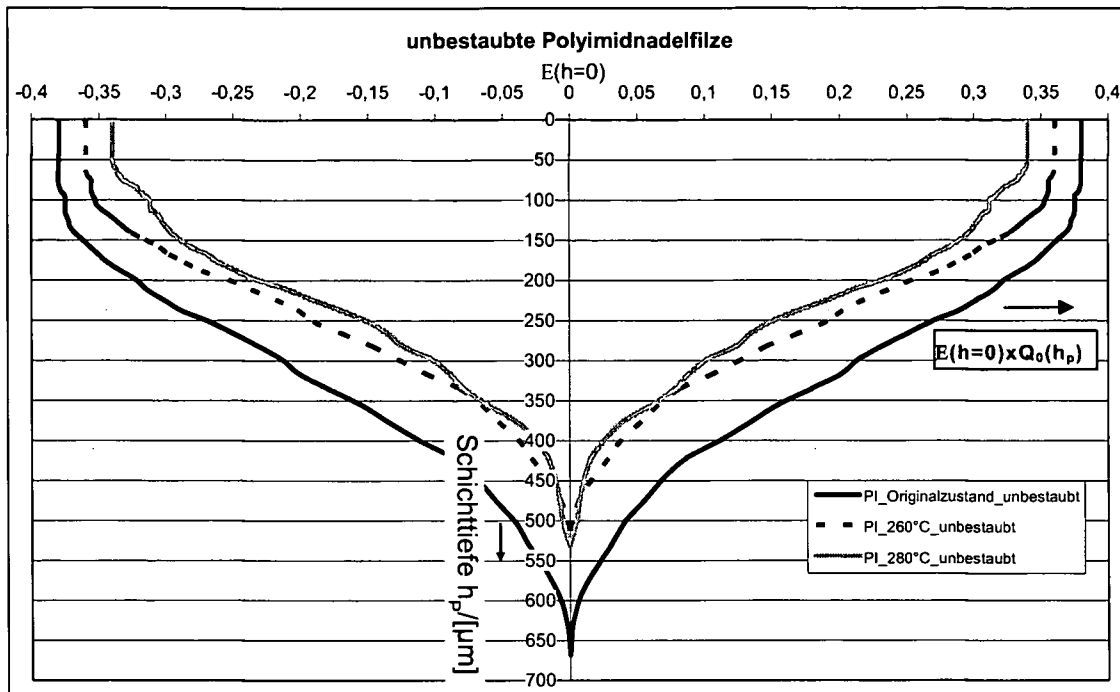


Abbildung 4-93: rohgasseitige Strukturanalyse der unterschiedlich ausgerüsteten, unbestäubten Polyimidnadelfilze

Aus Abbildung 4-93 wird ersichtlich, dass die thermische Oberflächenbehandlung des PI-Nadelfilzes nur geringe Änderungen der Oberflächenporosität bewirkt (Abnahme von rund 38% auf etwa 34%). Dies ist erklärbar durch das Fasermaterial Polyimid. Dieses schmilzt nicht auf, daher können keine hot spots, Faserverschmelzungsbereiche, gebildet werden, welche die Oberflächenporosität wesentlich verändern. Die ermittelten Änderungen der Oberflächenporosität und der Porentiefensummenverteilung sind auf Kompressionsvorgänge zurückzuführen, welche eine mechanisch relativ instabile, verdichtete Filtermittelstruktur bewirken. Abbildung 4-94 zeigt die Einflüsse der thermischen Nachbehandlung auf den PE-Nadelfilz. Die Polyesterfasern schmelzen unter entsprechender Wärmeeinwirkung auf, wodurch sich hot spots an der Filtermittelloberfläche bilden. Dadurch wird die Oberflächenporosität wesentlich verringert (von 35 % auf etwa 21 %).

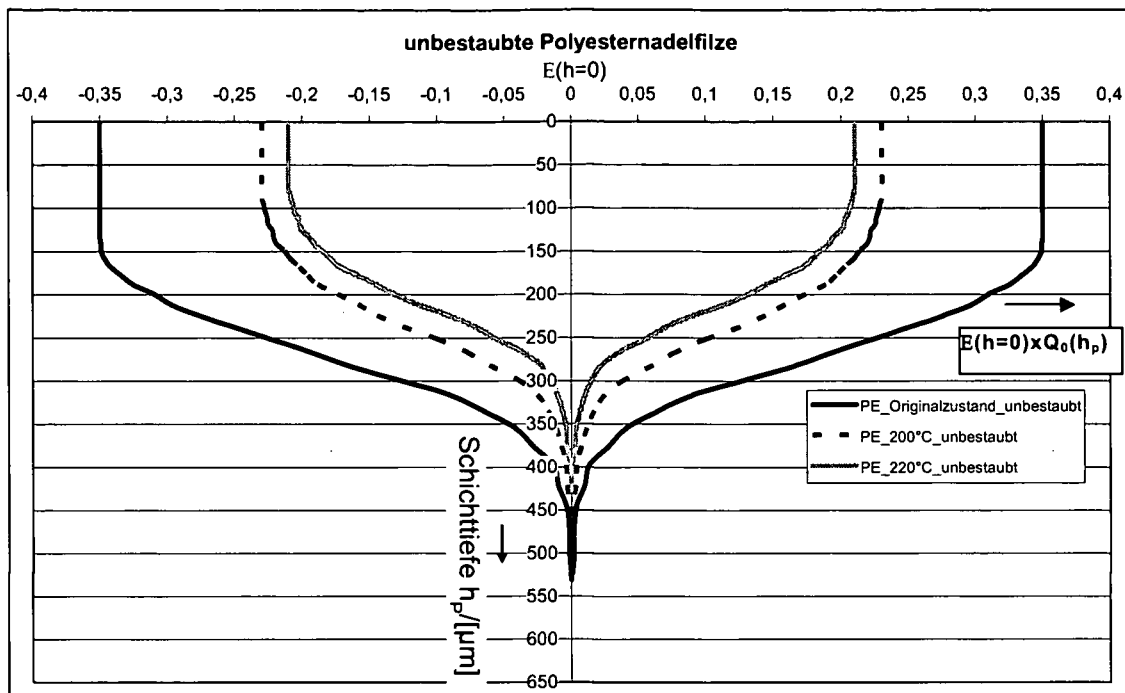


Abbildung 4-94: rohgasseitige Strukturanalyse der unterschiedlich ausgerüsteten, unbestaubten Polyesternadelfilze

Die relevanten Zahlenwerte für die Oberflächenporositäten bzw. mittleren Porentiefen bezüglich der unterschiedlich ausgerüsteten Polyimid- und Polyesternadelfilze sind in Tabelle 4-20 angeführt. Des Weiteren wird ein „Porenvolumenäquivalent“ definiert, welches sich aus der Multiplikation der Oberflächenporosität $E(h_p=0)$ [] und der mittleren Porentiefe $h_{p,50}$ [μm] ergibt. Es soll in weiterer Folge überprüft werden, wie weit dieses Porenvolumenäquivalent Aufschluss über das Speichervermögen der verschieden oberflächenbehandelten Nadelfilze hinsichtlich eingelagerter Staubpartikeln geben kann.

Tabelle 4-20: Oberflächenporositäten und mittlere Porentiefen der Polyimid- u. Polyesternadelfilze

Prüfling Nr.	Filtermedium	Ausrüstung	Oberflächenporosität $E(h_p=0)$ []	mittlere Porentiefe $h_{p,50}$ [μm]	Porenvolumen-äquivalent $E \cdot h_{p,50}$ [μm]
1	PI	Originalzustand	0,38	328	124,64
2	PI	260°C	0,36	261	93,96
3	PI	280°C	0,34	239	81,26
4	PE	Originalzustand	0,35	275	96,25
5	PE	200°C	0,23	240	55,20
6	PE	220°C	0,21	215	45,15

4.8.2. Durchführung der Filtrationslangzeittestläufe am Prüfstand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926

Für die Untersuchung der Abhängigkeit des Verstopfungsverhaltens, im Speziellen der Einlagerungsvorgänge von der Oberflächenbehandlungsintensität, wurden die sechs zuvor optisch hinsichtlich ihrer oberflächennahen Struktur analysierten unbestaubten Nadelfilzprüflinge jeweils einer im Folgenden beschriebenen Versuchsreihe an dem Filtermittelprüfstand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926 unterzogen. Eine Versuchsreihe umfasste wieder 100 Filtrationszyklen. Als Teststaub kam TiO_2 zum Einsatz. Nach den Abreinigungen 1, 5, 10, 40 und 100 wurde die im Filtermittelprüfling eingelagerte Partikelmasse gravimetrisch bestimmt. Des Weiteren wurde nach jedem der obig angeführten Abreinigungszyklen die optische Oberflächenstrukturanalyse, welche auch bei den unbestaubten Nadelfilzen zur Anwendung kam, durchgeführt. Mit den auf diese Weise ermittelten Parametern Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung soll Aufschluss über den Partikeleinlagerungsvorgang in das Innere des Filtermittels bzw. über dessen Verstopfungsverhalten gewonnen werden.

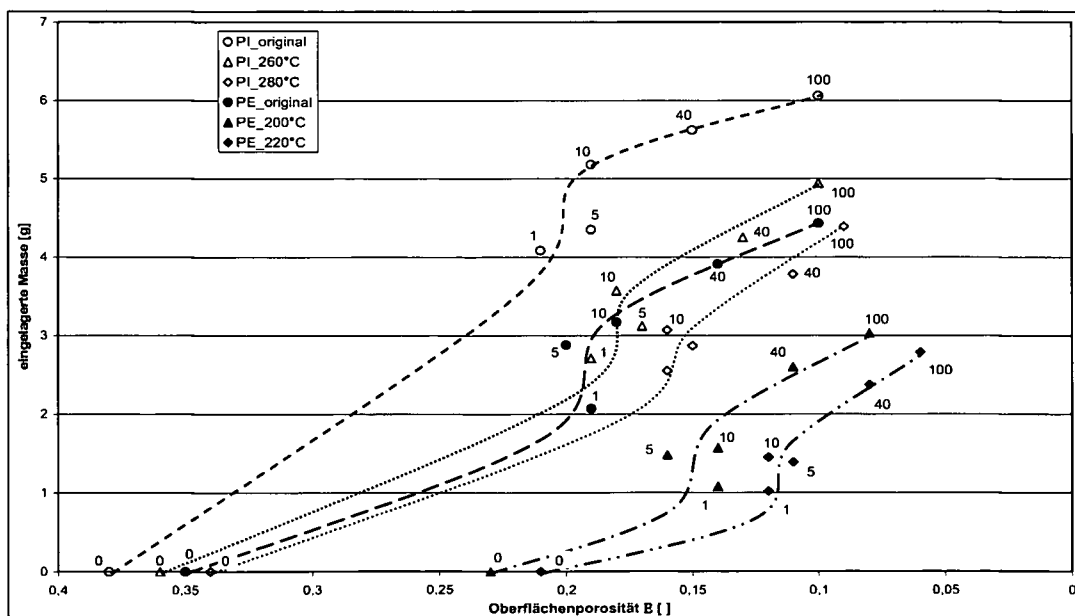


Abbildung 4-95: eingelagerte Partikelrestmasse als Funktion der Oberflächenporosität für die unterschiedlich ausgerüsteten Polyimid- bzw. Polyesterfadefilze

Aus dem Ergebnis der optischen Oberflächenstrukturanalysen nach einer gewissen Anzahl von Abreinigungszyklen (1, 5 usw. bis 100), dargestellt in Abbildung 4-95, geht hervor, dass verallgemeinernd während des gesamten Filtrationsablaufs zwei unterschiedliche Filtrationsphasen festgestellt werden. Dieses Phänomen zeigte sich bereits bei zuvor durchgeführten Testreihen mit anderen Nadelfilzen, siehe oben. In den ersten Zyklen (ca. bis 10) herrscht Tiefenfiltration vor, während der sich eine zusammenhängende innere Partikelschicht unter der Nadelfilzoberfläche bildet, die dann die weitere Abscheidung der Partikeln in tieferen Schichten verhindert. Gezeigt wird dies durch eine auftretende Staubmasseneinlagerung bei annähernder Konstanz der Oberflächenporosität während den Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen 2 bis etwa 10. Danach werden die Partikeln überwiegend an der Oberfläche des Nadelfilzes abgeschieden und in Folge wieder abgereinigt, da die eingelagerten Massen relativ gering ausfallen.

Wird nun die Masseneinlagerung bei vergleichbaren Zyklenzahlen betrachtet, so zeigt sich der erwartete Einfluss der Oberflächenbehandlungsintensität, indem die Partikeleinlagerung in das Filtermedium mit steigender Intensität und dadurch geringerer Porosität der Oberflächenstruktur geringer ausfällt. Vergleicht man z. B. den untersuchten Polyimidnadelfilz in Originalzustand mit jenem bei 280°C kalandrierten nach jeweils 100 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen, so wird ersichtlich, dass sich im nachbehandelten Nadelfilz eine um etwa 1,5 g geringere Partikelmasse eingelagert hat. Der bei 260°C kalandrierte Polyimidnadelfilz weist nach 100 Zyklen um ca. 1 g weniger eingelagerte Partikelmasse auf als jener im Originalzustand. Selbige Aussage hinsichtlich der Masseneinlagerung in Abhängigkeit der Oberflächenbehandlungsintensität kann auch für die hier untersuchten Polyesternadelfilze getroffen werden.

Beim Vergleich der einzelnen Oberflächenporositätsverläufe zeigt sich mit zunehmender Zyklenzahl eine stetige Abnahme der Porositätsunterschiede an den Oberflächen fasermaterialspezifisch gleicher jedoch unterschiedlich ausgerüsteter Nadelfilze. Zu Filtrationsbeginn sind die Unterschiede der Porositäten der verschieden ausgerüsteten Nadelfilze wesentlich größer als nach längeren Filtrationszeiten. Mit Fortdauer des Filtrationsprozesses gleichen sich die Werte der Oberflächenporositäten der unterschiedlich

ausgerüsteten Filtermedien an. Beispielsweise zeigt im Fall der untersuchten Polyimidnadelfilze der porösere Nadelfilz im Originalzustand nach 100 Zyklen die gleiche Oberflächenporosität als das mit 260°C nachbehandelte Filtermittel. Vergleicht man den originalen, poröseren Polyimidnadelfilz mit jenem, der mit 280°C nachbehandelt wurde, so nimmt die Oberflächenporosität nach 100 Zyklen von 38% auf 34% um 4%-Punkte ab.

Nach 100 Filtrationszyklen verringert sich die Oberflächenporositätdifferenz auf 0,01%-Punkte (0,1% zu 0,09%). Noch deutlicher wird dies bei Betrachtung der unterschiedlich ausgerüsteten Polyesternadelfilze. Dort weist das unbestaubte Filtermittel mit 35% eine um 12%- bzw. 14%-Punkte höhere Oberflächenporosität auf als die nachbehandelten im unbestaubten Zustand (23% bzw. 21%). Nach 100 Filtrationszyklen beträgt der Unterschied der Oberflächenporositäten nur mehr 2%- bzw. 4%-Punkte.

Die Angleichung der Oberflächenporositäten mit zunehmenden Zykluszahlen bei verschiedenen ausgerüsteten Nadelfilzen kann durch das Anstreben eines sogenannten Partikeleinlagerungssättigung der Filtermedienoberfläche erklärt werden. Dieser Sättigungszustand wird bei Filtermedien mit größerem Porenvolumenäquivalent durch größere Einlagerungsmassen erreicht als bei jenen mit geringerem Porenvolumenäquivalent.

Ein weiteres Ziel dieser Untersuchung ist festzustellen, welchen Einfluss unterschiedliche Filtermittelbehandlungsintensitäten auf das Verstopfungsverhalten haben, wobei bei den Versuchen angestrebt wird, den Sättigungszustand möglichst zu erreichen. Es wurden daher Versuche mit höheren Zykluszahlen (300) gefahren. Aus den Reststaubmassebestimmungen (siehe Abbildung 4-97 und Abbildung 4-99) geht hervor, dass nach 300 Zyklen der Sättigungszustand nahezu erreicht wurde. Es wurden für Polyimid und für Polyester jeweils zwei unterschiedlich oberflächenbehandelte Filtermedien bestaubt. Die Versuche wurden wiederum am Filtermittelteststand Typ II nach VDI-Richtlinie 3926 mit TiO₂ als Teststaub durchgeführt.

In Abbildung 4-96 bis Abbildung 4-99 sind die Restdruckverluste und die Reststaubmassen über den Zykluszahlen dargestellt.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

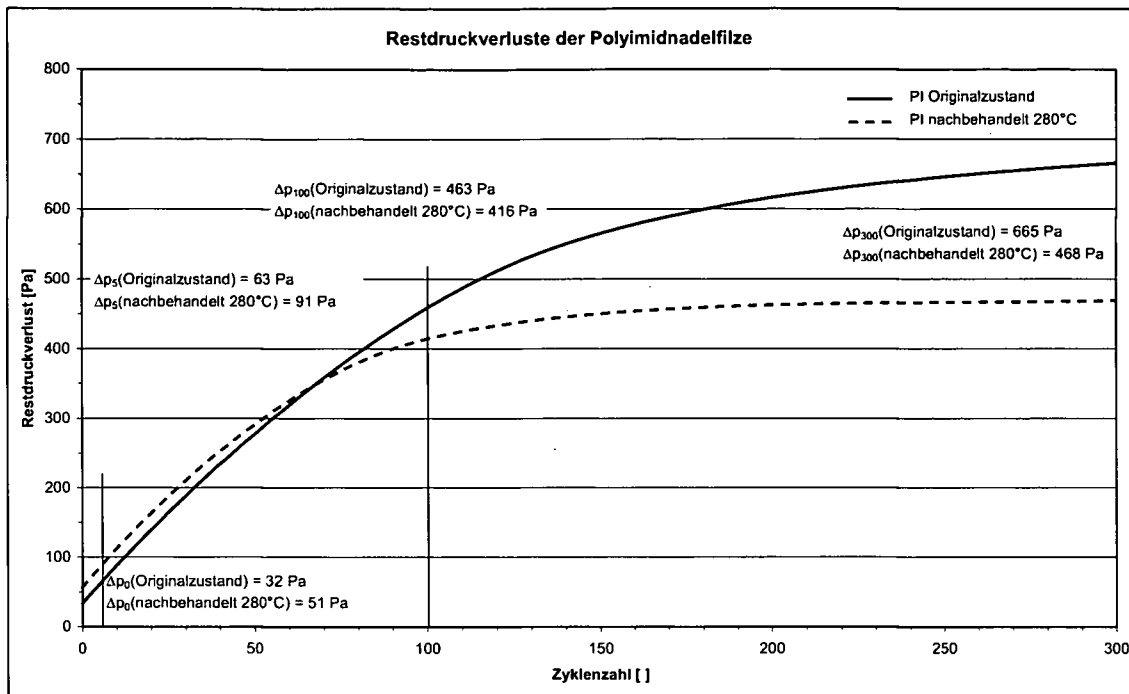


Abbildung 4-96: Restdruckverlust zweier unterschiedlich ausgerüsteter Polyimidnadel filze als Funktion der Abreinigungszyklen

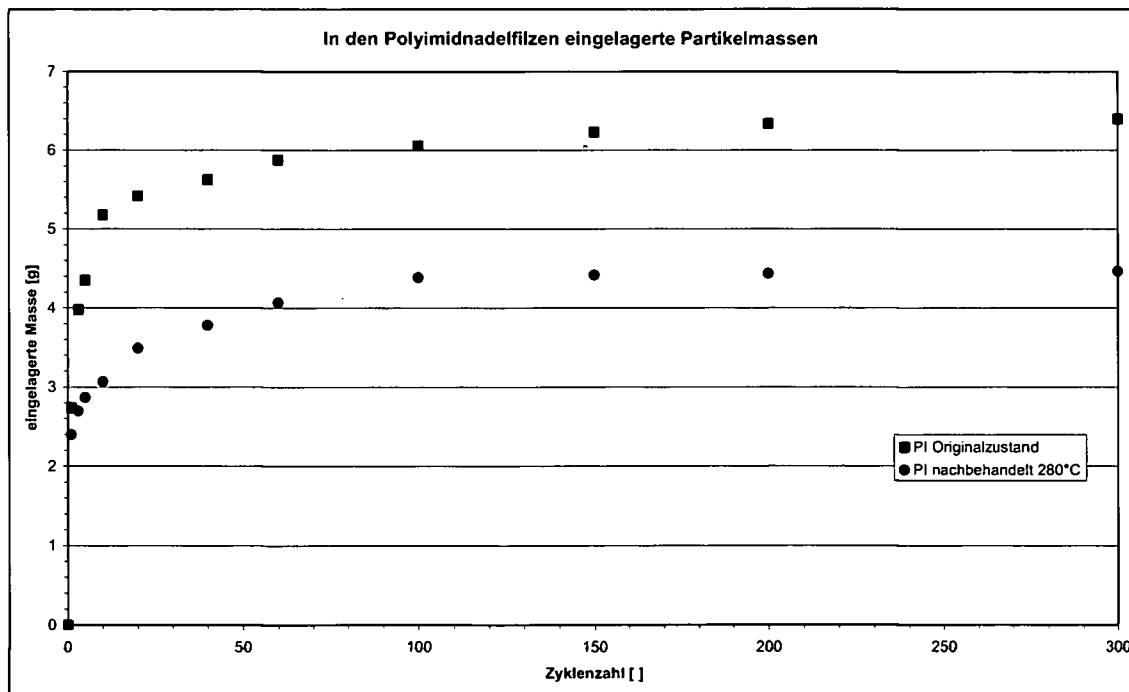


Abbildung 4-97: in zwei unterschiedlich ausgerüstete Polyimidnadel filze eingelagerte Partikelrestmasse als Funktion der Abreinigungszyklen

Aus Abbildung 4-96 wird deutlich, dass der Leerdruckverlust Δp_0 des unbestaubten Polyimidnadel filzes im Originalzustand mit 32 Pa geringer ist

als jener des thermisch bei 280 °C nachbehandelten Nadelfilzes mit 51 Pa. Erklärbar ist dies durch die zusätzliche Kalandrierung und somit Verdichtung des Filtermediums. Während der gesamten Versuchsdauer über 300 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen nimmt der Restdruckverlust des nachbehandelten Polyimidnadelfilzes weniger stark zu als jener des Filzes im Originalzustand. In diesem Fall ist in einem Bereich um etwa 70 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen der jeweilige Restdruckverlust des nachbehandelten Polyimidnadelfilzes im Wesentlichen identisch mit jenem des originalen Filtermittels. Diese Vorgänge sind erklärbar durch die unterschiedlich eingelagerten Partikelmassen in Abhängigkeit zur Zyklenzahl, siehe Abbildung 4-97. So wird bereits innerhalb der ersten 3 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen im nachbehandelten Polyimidnadelfilz ca. 1/3 weniger an Partikelmasse eingelagert als im originalen Nadelfilz. Ferner wird erkennbar, dass im Fall des nachbehandelten Filtermittels die Zunahme der Masse an eingelagerten Partikeln ab etwa 100 Zyklen nur noch geringfügig ist. Im Vergleich dazu kann die Masseneinlagerung in den originalen Polyimidnadelfilz erst nach etwa 200 Zyklen als geringfügig angesehen werden. Durch die, den Verstopfungsvorgang beschleunigende, deutlich größere Masse an TiO₂-Partikeln, welche während den einzelnen Zyklen in den originalen Nadelfilz eingelagert wird, ist dessen wesentlich stärkerer Restdruckverlustanstieg gegenüber dem des nachbehandelten Filtermittels zu erklären.

Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel und abscheidungsbedingten Partikeleinlagerungsvorgängen in Filtermedien mittels optischer Bildanalyse

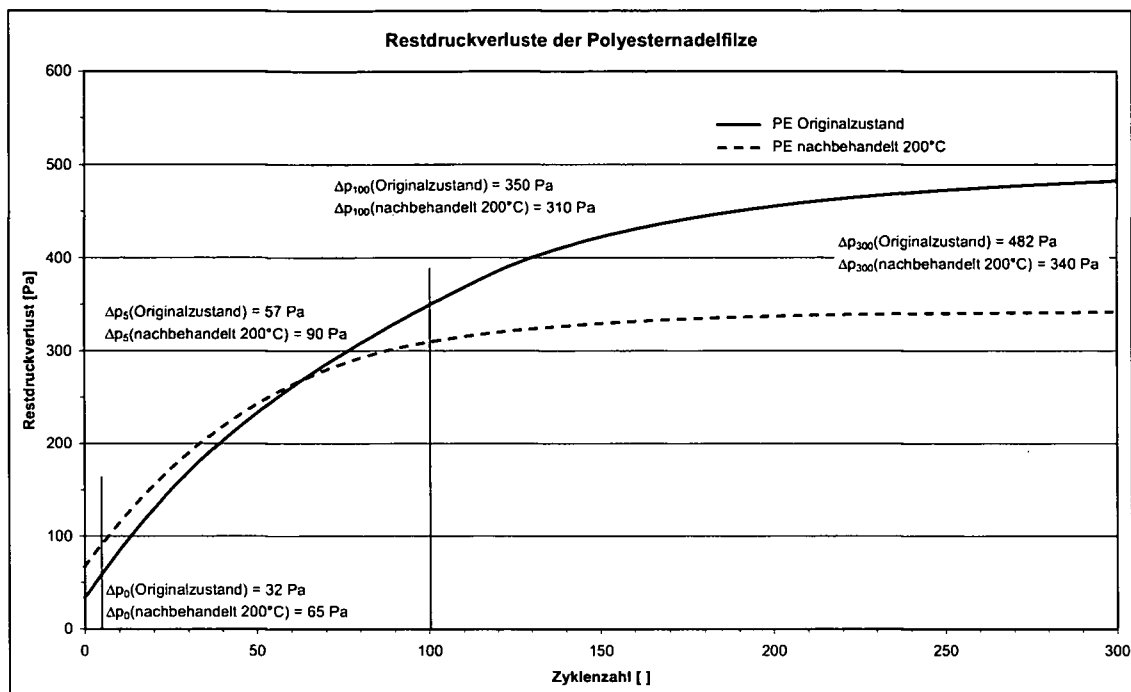


Abbildung 4-98: Restdruckverlust zweier unterschiedlich ausgerüsteter Polyesternadelfilze als Funktion der Abreinigungszyklen

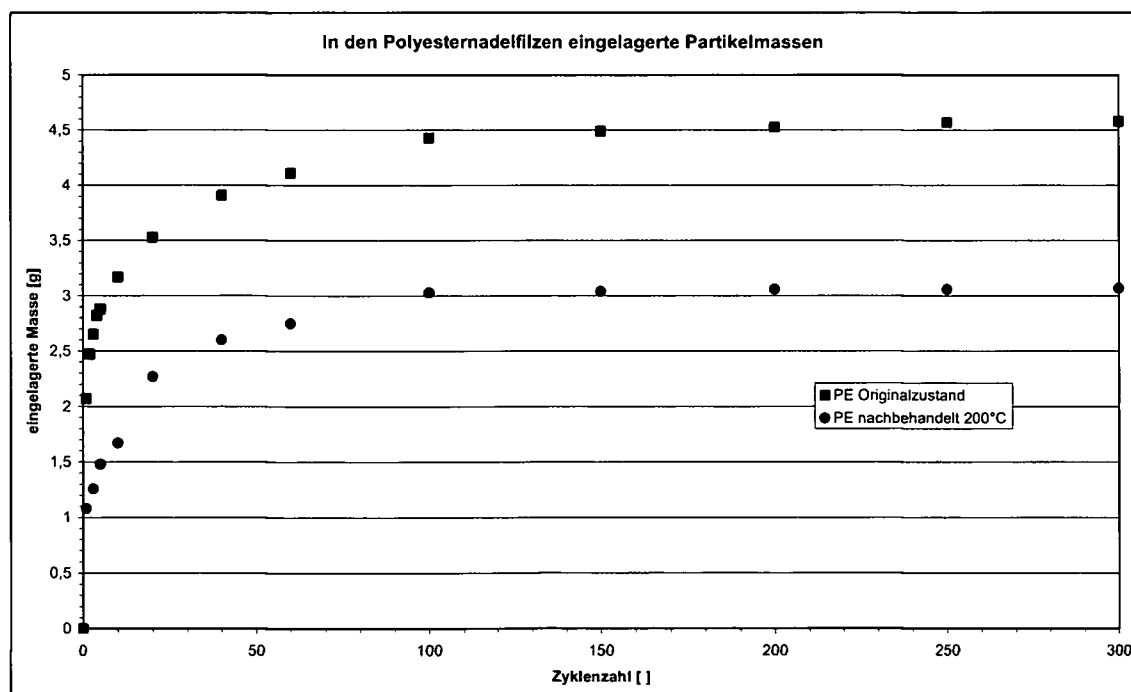


Abbildung 4-99: in zwei unterschiedlich ausgerüstete Polyesternadelfilze eingelagerte Staubpartikelrestmasse als Funktion der Abreinigungszyklen

Die Abbildung 4-98 und Abbildung 4-99 zeigen, dass die bei den Polyimidnadelfilzen festgestellten unterschiedlichen Einlagerungsvorgänge

qualitativ auch bei den verschiedenen ausgerüsteten Polyesternadelfilzen auftreten. Der nachbehandelte Polyesternadelfilz weist gegenüber jenem im Originalzustand mit 65 Pa ca. den doppelten Leerdruckverlust auf. Ebenso steigt der Restdruckverlust des nachbehandelten Polyesterfiltermittels mit zunehmender Filtrations- bzw. Abreinigungszyklenzahl weniger stark an als der des originalen Filtermediums. In diesem Fall sind die Restdruckverluste der unterschiedlich ausgerüsteten Polyesternadelfilze in einem Bereich um etwa 60 Zyklen im Wesentlichen identisch. Wird die zyklusabhängige Masseneinlagerung in Abbildung 4-99 betrachtet, so zeigt sich hier beim nachbehandelten Filz ab etwa dem 100. Zyklus nur noch eine geringfügige, weitere Masseneinlagerung. Beim originalen Polyesternadelfilz kann die Masseneinlagerung erst ab etwa dem 250. Zyklus als geringfügig angesehen werden.

Aus den Restdruckverlustverläufen ist erkennbar, dass erst weit über 100 Zyklen eine gesicherte Aussage über das Restdruckverlustverhalten gegeben werden kann und daher die Filtermedien erst einer Alterung (Absolvieren einer gewissen Filtrationszyklenanzahl) unterworfen werden sollten, bevor ein Vergleich angestellt werden kann.

Ein interessantes Ergebnis zeigt sich, wenn die nach 300 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen eingelagerte Partikelmasse über das in Tabelle 4-20 angeführte Porenvolumenäquivalent aufgetragen wird (siehe Abbildung 4-100).

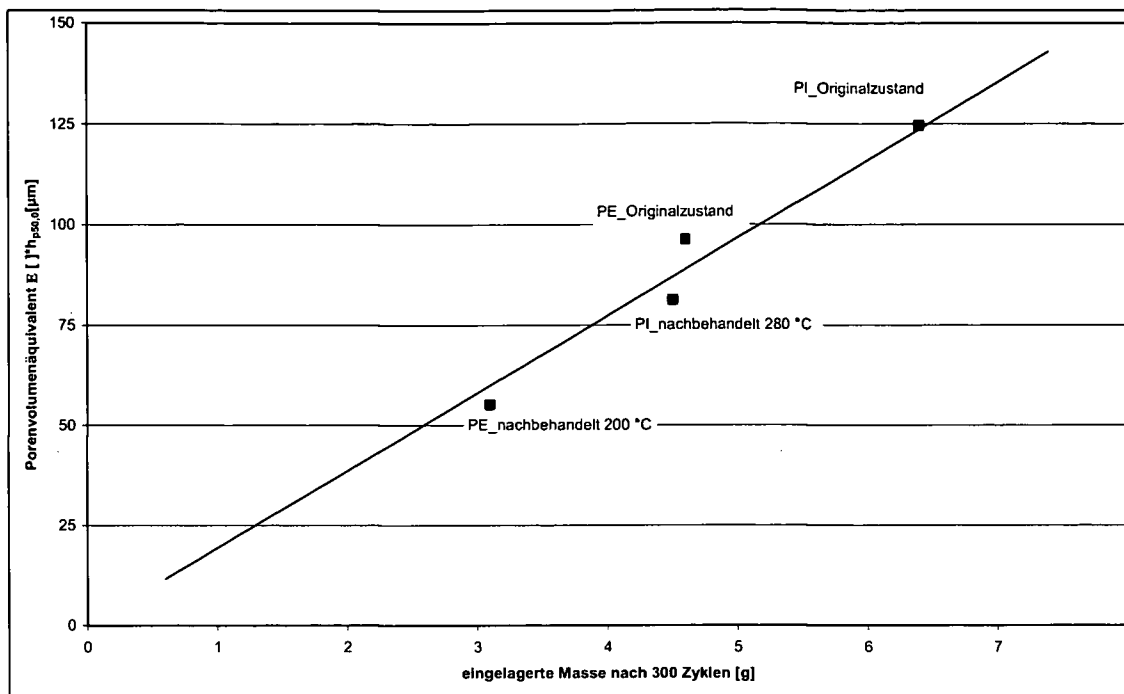


Abbildung 4-100: Porenvolumenäquivalent $E \cdot h_{p,50}$ der unbestaubten Nadelfilze als Funktion der nach 300 Zyklen eingelagerten Staubpartikelmasse

Es ist ersichtlich, dass die eingelagerte Partikelmasse der einzelnen unterschiedlich oberflächenbehandelten Nadelfilze proportional zum Porenvolumenäquivalent ist. D. h., dass die bildanalytisch gewonnenen Kenngrößen Oberflächenporosität und mittlere Porentiefe, bzw. das Porenvolumenäquivalent als Maß für das Staubeinlagerungsvermögen von unterschiedlich oberflächenbehandelten Nadelfilzen verwendet werden können, wenn diese unter vergleichbaren Abreinigungs-, Filtrations- sowie Materialbedingungen getestet werden. Auffällig ist, dass diese Proportionalität auch trotz der unterschiedlichen Fasermaterialien (Polyimid und Polyester) gegeben ist. Hier scheint das starke Haft- und Agglomerationsvermögen der Titandioxidpartikeln in Bezug auf das Fasermaterial nicht sehr unterschiedlich zu sein.

4.9. Resümee über die Ergebnisse der Oberflächenstrukturanalyse thermisch behandelte textiler Filtermedien

Die dreidimensionale Struktur eines Nadelfilzes und somit dessen Porosität beeinflusst den Filtrationsprozess erheblich. Einerseits wird durch die Filtermittelstruktur das Partikelrückhaltevermögen des Filtermediums mitbestimmt, andererseits hängt auch der Abreinigungserfolg u. a. davon ab. Generell kann festgestellt werden, dass eine dichtere und somit weniger poröse Struktur der oberflächennahen Filtermittelschichten die Partikeleinlagerung in das Medium erschwert. In Folge kommt es zu einer schnelleren Kuchenbildung an der Oberfläche und einer damit verbundenen, besseren Partikelabscheidung, welche sich in einer geringeren mittleren Reingaskonzentration ausdrückt.

Um die oberflächennahe Filtermittelstruktur und die durch eine thermische Oberflächenbehandlung erzielten Änderungen der selben qualitativ wie auch quantitativ beurteilen zu können, wurde ein spezielles optisches Messverfahren mit computergestützter Bildanalyse entwickelt. Dabei werden in einem berührungslosen, abbildenden Verfahren mittels Auflichtmikroskop und 3-CCD Kamera Bilder von der Oberfläche des Filtermittels gemacht. Diese Aufnahmen werden im anschließenden Binarisierungsprozess durch eine Bildanalysesoftware in Schwarzweiß-Bilder konvertiert und mit Hilfe speziell entwickelter Rechenalgorithmen strukturanalytisch ausgewertet. Dazu wurden die Oberflächenporosität E , die Porenflächensummenverteilung $Q_0(A_P)$ und die Porentiefensummenverteilung $Q_0(h_P)$ als Oberflächenstrukturparameter definiert. Die Oberflächenporosität gibt das Verhältnis von frei durchströmbarer Filtermitteloberfläche zur gesamten Filtermitteloberfläche an und wird aus der optischen Porenflächenanalyse, wie auch aus der Porenflächensummenverteilung, bestimmt. Die optische Untersuchung der Porentiefen ergibt die Porentiefenverteilung.

Mittels dieser Strukturparameter konnten die strukturverändernden Effekte der angewandten Oberflächenbehandlung durch Vergleich mit dem originären Oberflächenzustand beurteilt werden. In der Regel bewirkt eine durch thermische Behandlung verursachte dichtere Oberflächenstruktur auch einen

höheren Leerdruckverlust [h]. Langzeitfiltrationsversuche über mitunter mehr als hundert Zyklen zeigten, dass sich bei Filtermedien gleichen Materials, welche einer thermischen Oberflächenbehandlung geringerer Intensität (kürzere Behandlungszeiten, geringere Behandlungsdrücke und/oder -temperaturen) unterzogen wurden, der Restdruckverlust [i] mit Fortdauer des Filtrationsprozesses zeitlich stärker erhöhte als der Restdruckverlust von intensiver thermisch behandelten Filtermedien, die dichtere Oberflächenstrukturen aufwiesen. Waren die Leerdruckverluste der dichteren Filtermittel zum Teil doppelt so hoch wie jene der Filtermedien mit Oberflächenbehandlung geringerer Intensität, so zeigten die weniger oberflächenporösen Filtermittel bereits nach etwa 60 bis 80 Filtrationszyklen einen deutlich niedrigeren Restdruckverlust. Ferner stellte sich bei Filtermedien, welche eine dichtere Oberflächenstruktur aufwiesen, mit Fortdauer des Filtrationsprozesses schneller ein stationäres Betriebsverhalten ein. Intensiver oberflächenbehandelte Filtermedien wiesen am Ende der Filtrationsversuche bis zu einem Drittel geringere Partikelrestmassen auf als vergleichbare Filtermittel, deren Oberflächen weniger intensiv thermisch behandelt wurden. Gleichfalls zeigten die Filtermedien mit dichteren Oberflächenstrukturen am Ende der Filtrationsversuche um ca. 30% niedrigere Restdruckverluste als jene Filtermedien, die nicht so intensiv thermisch oberflächenbehandelt wurden.

Durch die Oberflächenanalyse besteht prinzipiell die Möglichkeit, eine zumindest tendenzielle Vorhersage über die Filtrationseigenschaften thermisch oberflächenbehandelter Filtermedien zu machen.

So zeigten Filtermittel, welchen anhand der optischen Oberflächenstrukturanalyse eine verhältnismäßig dichte Struktur bescheinigt wurde, höhere Leerdruckverluste und mit Fortdauer des Filtrationsprozesses geringere Restdruckverluste und geringere Reststaubmassen als jene Filtermittel aus gleichartigen Fasermaterial mit poröserer Struktur.

h Druckverlust eines unbestaubten Filtermediums beim Durchsatz von partikelfreier Luft
i Druckverlust über das Filtermedium unmittelbar nach erfolgter Filtermittelregeneration

Die Bestäubungsversuche thermisch behandelte Filtermedien an den institutseigenen Filtermittelprüfständen ergaben ein zweistufiges Filtrationsverhalten. Während in der ersten Filtrationsphase vermehrt Partikeln in der Tiefe des Filtermittels eingelagert werden und bei Fortdauer der Filtration eine Partikelschicht unter der Filtermitteloberfläche ausbilden, wächst im Verlauf der zweiten Filtrationsphase von dieser Partikelschicht ausgehend der Staubkuchen aus der Filtermitteloberfläche heraus. Dieses zweistufige Filtrationsverhalten wurde durch die optische Analyse soweit bestätigt, dass sich während der ersten etwa zehn Filtrations-/Abreinigungszyklen die von der Nadelfilzoberfläche einsehbare Filtermittelstruktur in ihrer Porosität nicht wesentlich veränderte, obwohl eine Zunahme der eingelagerten Partikelrestmasse über diese Zeitspanne detektiert werden konnte. Nach den ersten Zyklen, der Filtrationsphase 1, wurde über die weiteren Filtrationszyklen eine stete Abnahme der Filtermittelporosität festgestellt. Diese Porositätsabnahme während der 2. Filtrationsphase ließ sich durch die Oberflächenstrukturparameter quantifizieren.

4.9.1. Ausblick zur Untersuchung von Oberflächenstrukturen textiler Filtermittel

Die entwickelte Bildanalysemethode ist hinsichtlich ihrer Durchführung relativ zeitaufwändig und bedingt durch eine Auswahl einer gewissen Anzahl von Messpunkten an der Filtermitteloberfläche einen statistischen Fehler, welcher von der Anzahl der Messpunkte und somit von der Analysedauer abhängt. Um genauere Ergebnisse hinsichtlich der Filtermitteloberflächenstruktur zu erhalten, könnte ein Oberflächenscanning durchgeführt werden, um den statistischen Einfluss einer Messpunktauswahl zu minimieren. Dieses Oberflächenscanning kann mittels computergesteuerter Travesiereinrichtung am Objektisch des Lichtmikroskops verwirklicht werden. Die bis jetzt manuell durchgeführte Porentiefenanalyse könnte ebenso automatisiert werden, indem die Porentiefen durch Helligkeitsinformationen aus den Mikroskopaufnahmen

mittels computergestützter Bildanalyse und dementsprechender Kalibrierung quantifiziert werden.

Um die Zusammenhänge zwischen Filtermitteloberflächenstruktur und Filtrationseigenschaften zu untersuchen, wurden Bestäubungsversuche durchgeführt, welche auch einen möglichen Einfluss des Fasermaterials bzw. der Fasergeometrie auf den Partikeleinlagerungsvorgang respektive auf die Filtrationseigenschaften eines Filtermediums zeigten. Das Fasermaterial in Kombination mit den Materialeigenschaften des abzuscheidenden Staubs beeinflusst vor allem das Haftvermögen der Partikel an der Faseroberfläche, die als Partikelkollektor fungiert. Dadurch werden die Partikelabscheidung im Inneren des Filtermittels und der Filterkuchenaufbau durch aus der Oberfläche wachsende Partikelkollektiv nachhaltig bestimmt.

Die Fasergeometrie kann über den von ihr beeinflussten, internen Strömungswiderstand auch Einfluss auf das Druckverlustverhalten von bestaubten und unbestaubten Filtermedien nehmen. Um diese faserbedingten Einflussgrößen in ihrer Wechselbeziehung zur Oberflächenstruktur und zum Filtrationsverhalten des Filtermediums wissenschaftlich zu untersuchen, sind zukünftig weitere Forschungsarbeiten notwendig.

5. Zusammenfassung

Die 23 im Zuge dieser Dissertation entstandenen Veröffentlichungen werden in Kapitel 9, der Veröffentlichungsliste angeführt.

Zunächst wurden in der vorliegenden Dissertation die diffusen Staubemissionen durch verkehrsbedingte Wiederaufwirbelung an den Straßen Wiens untersucht. Die hierfür erforderlichen Parameter wie der sL-Wert, welcher die Beladung der Fahrbahnoberfläche pro m² durch emittierbaren Staub ($\leq 75 \mu\text{m}$) angibt, Fahrzeugdurchschnittsgewichte und Fahrleistungen [km/Zeiteinheit] für die Abschätzung dieser Straßenstaubemissionen wurden über einen Zeitraum von 17 Monaten längerfristig erfasst und für die Abschätzung der diffusen Straßenstaubemissionen in Wien über diesen Zeitraum herangezogen. Weiters wurden die Abhängigkeiten der Straßenstaubemissionen von den einzelnen Parametern, welche die Emissionen quantitativ beeinflussen, untersucht und daraus mögliche Minderungsmaßnahmen und dadurch erzielbare Reduzierungen der diffusen Straßenstaubemissionen ermittelt.

Es zeigte sich, dass die effizienteste Minderungsmaßnahme in einer Reduzierung der Staubbiladung der Fahrbahnoberfläche zu sehen ist. Hingegen eröffnen die verbleibenden, die Straßenstaubemissionen beeinflussenden, Parameter wie Fahrzeugdurchschnittsgewicht und Fahrleistung, - letztere beschreibt die Wegstreckenlänge, die eine gewisse Anzahl von Fahrzeugen pro Zeiteinheit zurücklegen - nur geringes Reduktionspotential. So müssten beispielsweise weiträumige, generelle Fahrverbote ausgesprochen werden, um die Fahrleistungen und somit die Straßenstaubemissionen deutlich zu verringern.

Untersucht man die Einflussgrößen auf die Straßenstaubemissionsentwicklung in ihrer jahreszeitlichen Abhängigkeit, so zeigt sich eine wesentliche Erhöhung der Straßenstaubemissionen vor allem im Herbst durch vermehrten Eintrag von organischem Material über Laubfall und eine noch deutlichere Erhöhung während der Wintermonate durch die erforderliche Rollsplittstreuung. Somit ergibt sich auch die Möglichkeit einer Reduzierung der Straßenstaubemissionen durch den vermehrten Einsatz von Auftaumitteln, sofern diese nicht selbst Feinstäube freisetzen.

Ein Vergleich der Dynamik der abgeschätzten Straßenstaubemissionen mit jener der im selben Zeitraum gemessenen Staubimmissionen zeigte eine gute Übereinstimmung. Ein Anstieg der errechneten Straßenstaubemissionen machte sich unmittelbar in einer Zunahme der gemessenen Staubimmissionen bemerkbar. Hingegen bewirkte eine Abnahme der Straßenstaubemissionen auch eine Reduktion der Staubimmissionen. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass in urbanen Gebieten Straßenstaubemissionen durch Wiederaufwirbelung deutlichen Einfluss auf die Staubimmissionen nehmen.

In Folge dessen wurde wissenschaftlich untersucht, ob und in welchem Ausmaß durch Straßenwaschen die Straßenstaubemissionen an Wiener Straßen verringert werden können und inwieweit eine Zeitabhängigkeit der straßenwaschungsbedingten Emissionsminderung gegeben ist.

Die Untersuchungen ergaben, dass durch intensive Straßenwaschungen generell eine Minderung der Straßenstaubemissionen erreicht werden kann, wenn entsprechend hohe sL-Werte $>0,2 \text{ g/m}^2$ vorliegen. Dies vor allem in Zeiten hoher Straßenstaubemissionen wie im Herbst bedingt durch Laubfall oder im Frühjahr bedingt durch verbliebenen Rollsplitt der Winterstreuung. Hingegen fiel in Zeiten geringerer Straßenstaubemissionen, vor allem während der Sommermonate, die Emissionsminderung nicht so deutlich aus, da nur geringe Staubmengen auf der Fahrbahnoberfläche zu finden sind, welche durch eine Straßenwaschung nicht wesentlich reduziert werden können bzw. nach einer Straßenwaschung schnell wieder aus der Umgebung eingetragen werden.

Eine möglichst kontinuierliche Erfassung der Staubbelastung der Fahrbahnoberfläche, vor allem an stark befahrenen Straßen und in erster Linie während des Frühjahrs mit seinen zeitweise hohen Feinstaubbelastungen, würde einen optimalen Einsatz der Waschfahrzeuge der Stadtreinigung erlauben. Dadurch könnte die Staubsituation der Wiener Luft, die im Frühjahr durch die Winterstreuung spürbar schlechter als während der restlichen Jahreszeit ist, verbessert werden.

Der zweite Abschnitt der vorliegenden Dissertation befasst sich mit der wissenschaftlichen Untersuchung der Abscheideeigenschaften abreinigbarer, textiler Filtermedien für die industrielle Abgasentstaubung. Eine Verbesserung

der Abscheide- bzw. Abreinigungseigenschaften von textilen Filtermedien lässt sich durch thermische Oberflächenbehandlung erzielen. Um die mit einer solchen Behandlung verbundenen, strukturellen Änderungen an der Oberfläche thermisch ausgerüsteter Filtermedien qualitativ und quantitativ untersuchen zu können, wurde ein berührungsloses, abbildendes Messverfahren, das auf computerunterstützter Bildanalyse beruht, entwickelt. Hierfür findet ein Auflichtmikroskop mit hoher Tiefenschärfe und eine 3-CCD Kamera Anwendung. Die damit gewonnenen Bilder der Filtermitteloberfläche werden im anschließenden Binarisierungsprozess durch eine Bildanalysesoftware in Schwarzweiß-Bilder konvertiert und mit Hilfe speziell entwickelter Rechenalgorithmen strukturanalytisch ausgewertet. Dazu wurden die Oberflächenporosität E , die Porenflächensummenverteilung $Q_0(A_P)$ und die Porentiefensummenverteilung $Q_0(h_P)$ als Oberflächenstrukturparameter definiert. Die Oberflächenporosität gibt das Verhältnis von frei durchströmbarer Filtermitteloberfläche zur gesamten Filtermitteloberfläche an und wird aus der optischen Porenflächenanalyse, wie auch aus der Porenflächensummenverteilung bestimmt. Die optische Untersuchung der Porentiefen ergibt die Porentiefenverteilung.

Mittels dieser Strukturparameter konnte der strukturverändernde Effekt der angewandten Oberflächenbehandlung durch Vergleich mit dem originären Oberflächenzustand beurteilt werden. Ebenso konnten die rohgasseitigen Oberflächenstrukturen von Polyester- und Polyimid-Filtermedien, jeweils erzeugt aus gleichartigen Fasern, einem wertenden Vergleich unterzogen werden. Dabei wurden die strukturellen Auswirkungen, die sich durch Variationen der Oberflächenbehandlungsparameter (i.e. Temperatur, Druck und Zeit) ergeben können, miterfasst.

In der Regel bewirkt eine dichtere Oberflächenstruktur auch einen höheren Leerdruckverlust [j]. Durchgeführte Langzeitfiltrationsversuche über zum Teil mehr als 100 Zyklen haben gezeigt, dass bei Filtermedien gleichen Materials, welche einer thermischen Oberflächenbehandlung geringerer Intensität (kürzere Behandlungszeiten, geringere Behandlungsdrücke und/oder -

j Druckverlust eines unbestäubten Filtermediums beim Durchsatz von partikelfreier Luft

temperaturen) unterzogen wurden, der Restdruckverlust [k] mit Fortdauer des Filtrationsprozesses zeitlich stärker anstieg als der Restdruckverlust jener Filtermedien, deren Oberflächen thermisch mit höherer Intensität behandelt wurden und somit dichtere Oberflächenstrukturen aufwiesen. Waren die Leerdruckverluste der dichteren Filtermittel zum Teil doppelt so hoch wie jene der Filtermedien mit Oberflächenbehandlung geringerer Intensität, so zeigten die weniger oberflächenporösen Filtermittel bereits nach etwa 60 bis 80 Filtrationszyklen einen deutlich niedrigeren Restdruckverlust als Folge einer geringeren eingelagerten Partikelrestmasse.

Ferner stellte sich bei Filtermedien, welche eine dichtere Oberflächenstruktur aufwiesen, mit Fortdauer des Filtrationsprozesses schneller ein stationäres Betriebsverhalten ein. Bereits nach etwa 150 Filtrationszyklen blieb der Restdruckverlust annähernd konstant. Die Einlagerung weiterer Partikeln in das Filtermittel wurde demnach stark reduziert. Dies bestätigte sich auch durch Bestimmung der in das Filtermittel eingelagerten Partikelrestmasse, welche nach erfolgter Abreinigung im Inneren des Filtermediums verbleibt. Intensiver oberflächenbehandelte Filtermedien wiesen am Ende der Filtrationsversuche bis zu einem Drittel geringere Partikelrestmassen auf als vergleichbare Filtermittel, deren Oberflächen weniger intensiv thermisch behandelt wurden. Gleichfalls zeigten die Filtermedien mit dichteren Oberflächenstrukturen am Ende der Filtrationsversuche um ca. 30 % niedrigere Restdruckverluste als jene Filtermedien, die nicht so intensiv thermisch oberflächenbehandelt wurden.

Die Abreinigungseffizienz wird dahingehend beeinflusst, dass sich durch die glattere, kompaktere Oberfläche von ausgerüsteten (oberflächenbehandelten) Filtermedien patchy cleaning erheblich reduzieren lässt. Rauhe, poröse Filtermitteloberflächen bieten dem Filterkuchen gute Haftmöglichkeiten an der Filtermediumoberfläche und begünstigen in Folge das patchy cleaning, dem bruchstückhaften Entfernen des Staubkuchens von der Filtermitteloberfläche. Die thermische Oberflächenbehandlung von Filtermedien führt häufig zu glatteren Oberflächen und hilft somit, patchy cleaning zu vermeiden.

k Druckverlust über das Filtermedium unmittelbar nach erfolgter Filtermittelregeneration

Versuchsreihen hinsichtlich des Verstopfungsverhaltens von thermisch oberflächenbehandelten Nadelfilzen zeigten, dass das Staubspeichervermögen und das Restdruckverlustverhalten von Filtermedien, die mit unterschiedlicher Intensität oberflächenbehandelt wurden, durch die Parameter, welche die Oberfläche bzw. die Oberflächenbehandlung des unbestaubten Filtermediums charakterisieren, zumindest tendenziell vorhergesagt werden können. Filtermittel, welchen anhand der optischen Oberflächenstrukturanalyse eine verhältnismäßig dichte Struktur bescheinigt wurde, zeigten generell die bereits erwähnten höheren Leerdruckverluste und mit Fortdauer des Filtrationsprozesses geringere Restdruckverluste und geringere Restmassen an eingelagerte Partikeln als jene Filtermittel aus gleichartigem Fasermaterial mit poröserer Struktur.

Das entwickelte Bildanalyseverfahren wurde auch dazu verwendet, das Verstopfungsverhalten eines Nadelfilzes während des Bestäubungsvorgangs in Abhängigkeit von der Filtrations-/Abreinigungszyklenzahlen zu untersuchen. Die Filtermittelbestäubung erfolgte an den institutseigenen Filtermittelprüfständen nach VDI 3926. Das optische Strukturanalyseverfahren verdeutlichte, dass sich der Filtrationsverlauf aus zwei Phasen zusammensetzt. In Phase 1, im Verlauf der ersten Zyklen, werden vielfach Partikeln in der Tiefe des Nadelfilzes abgeschieden, bis sich unter der Nadelfilzoberfläche eine zusammenhängende Partikelschicht gebildet hat, welche die weitere Teilchenabscheidung in tiefer gelegenen Faserschichten während der anschließenden zweiten Filtrationsphase erschwert und dadurch verringert. Aus den durchgeführten Versuchsreihen mit verschiedenen Nadelfilzen wird deutlich, dass die Bildung dieser Schicht im Inneren der untersuchten Filtermittel nach etwa zehn Zyklen der Filtrationsphase 1 abgeschlossen ist und dass Partikeln in der Filtrationsphase 2 überwiegend in den oberflächennahen Schichten bzw. an der Oberfläche des Nadelfilzes abgeschieden werden. Dieses zweistufige Filtrationsverhalten wurde durch die optische Analyse soweit bestätigt, dass sich während der ersten etwa zehn Filtrations-/Abreinigungszyklen die von der Nadelfilzoberfläche einsehbare Filtermittelstruktur in ihrer Porosität nicht wesentlich veränderte, obwohl eine Zunahme der eingelagerten Partikelrestmasse über diese Zeitspanne detektiert werden konnte. Nach diesen ersten Zyklen, der

Filtrationsphase 1, wurde über die weiteren Filtrationszyklen eine stete Abnahme der Filtermittelporosität festgestellt, die sich durch die Oberflächenstrukturparameter quantifizieren ließ.

6. Anhang

6.1. Anhang A1

6.1.1. Tageshöchsttemperaturen im Messzeitraum

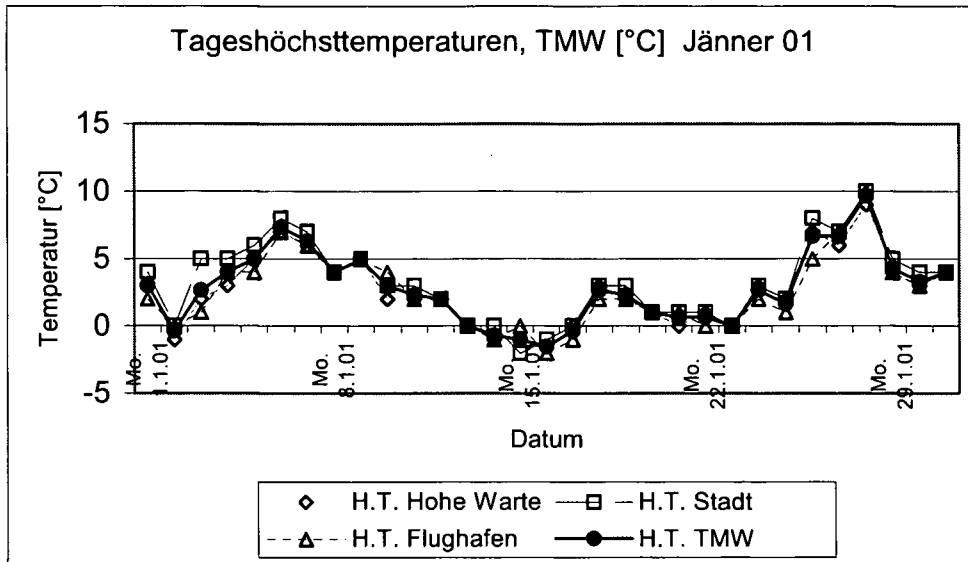


Abbildung 6-1: Tageshöchsttemperaturen für Jänner 01

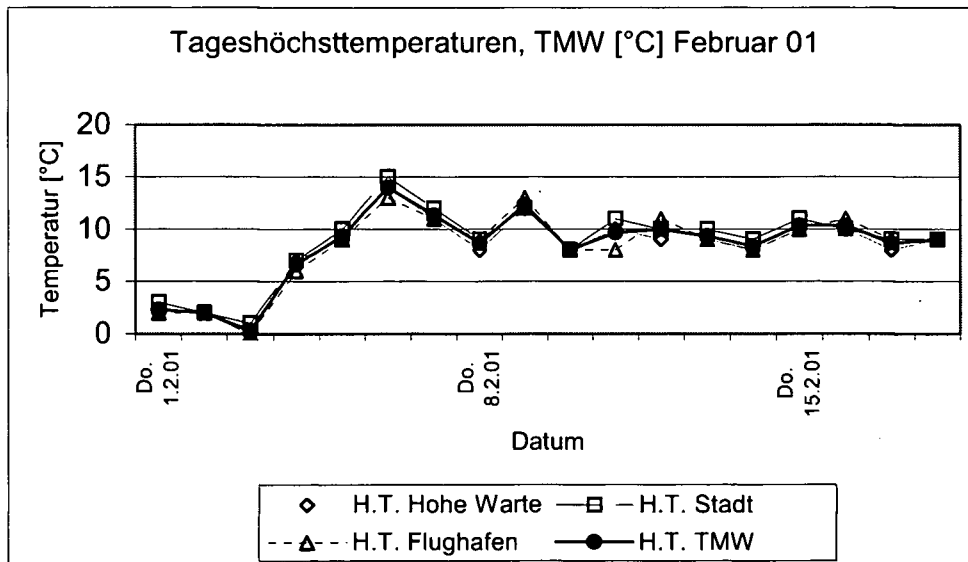


Abbildung 6-2: Tageshöchsttemperaturen für Februar 01

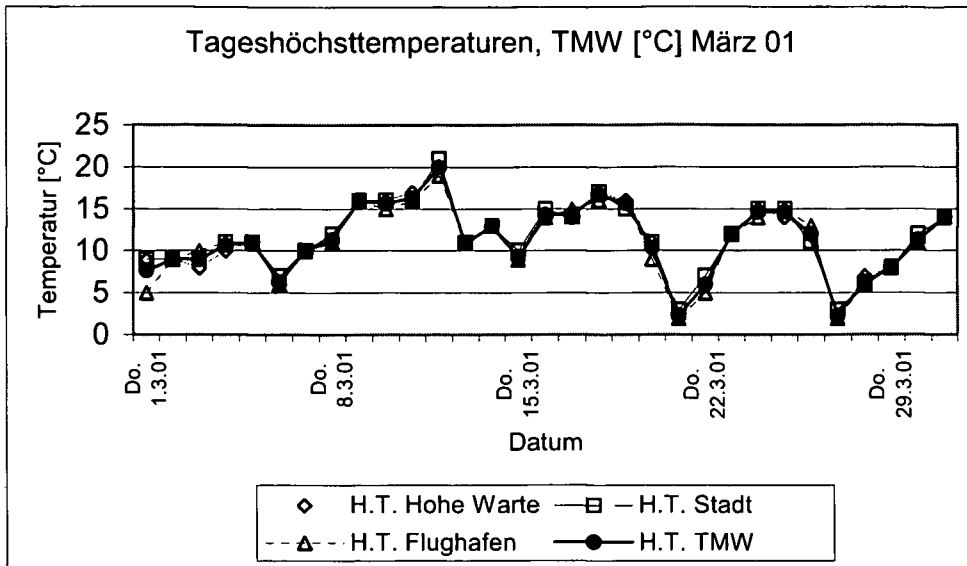


Abbildung 6-3: Tageshöchsttemperaturen für März 01

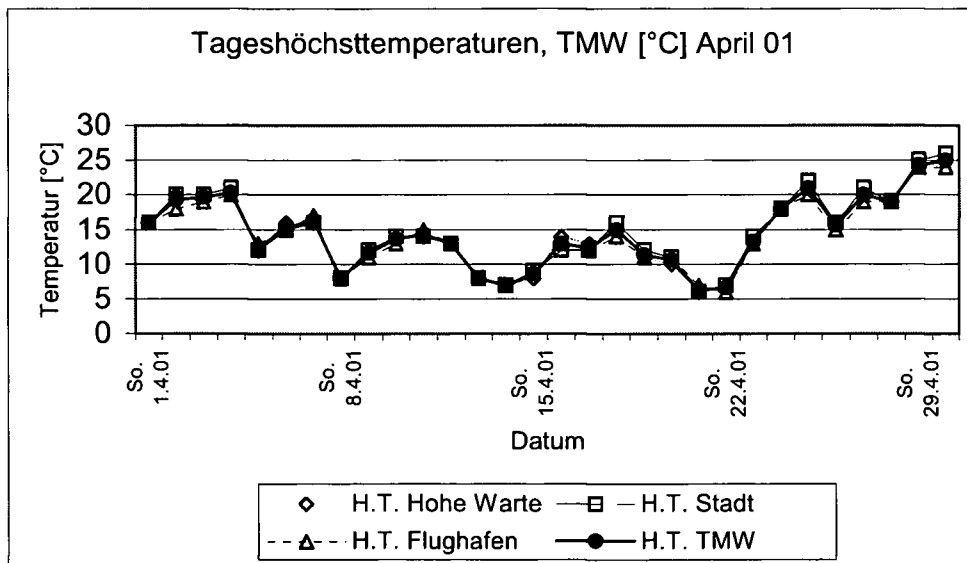


Abbildung 6-4: Tageshöchsttemperaturen für April 01

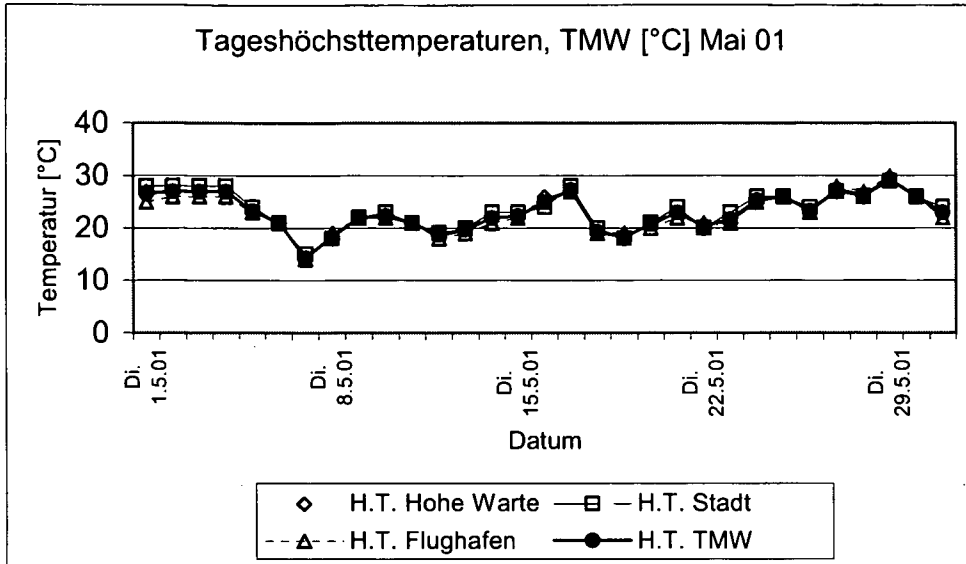


Abbildung 6-5: Tageshöchsttemperaturen für Mai 01

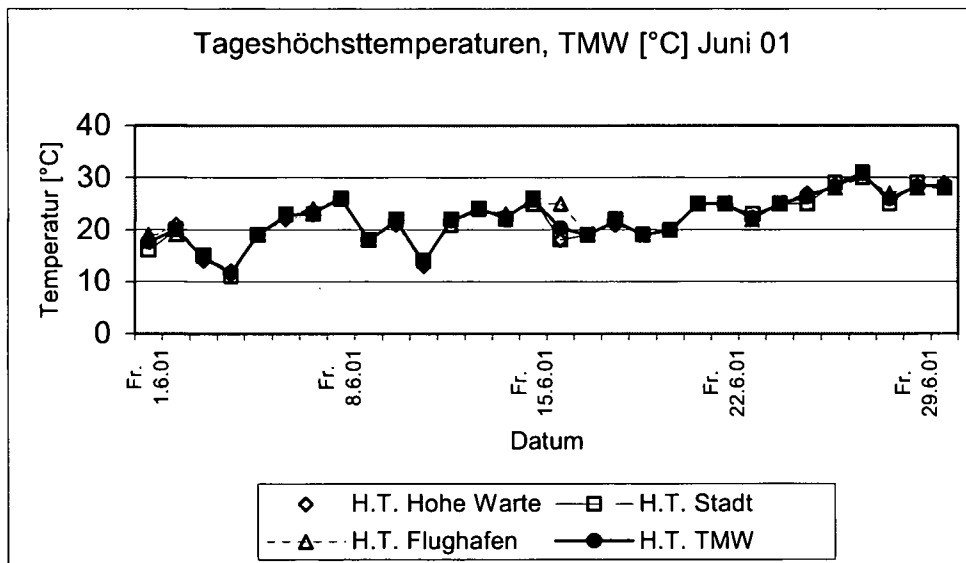


Abbildung 6-6: Tageshöchsttemperaturen für Juni 01

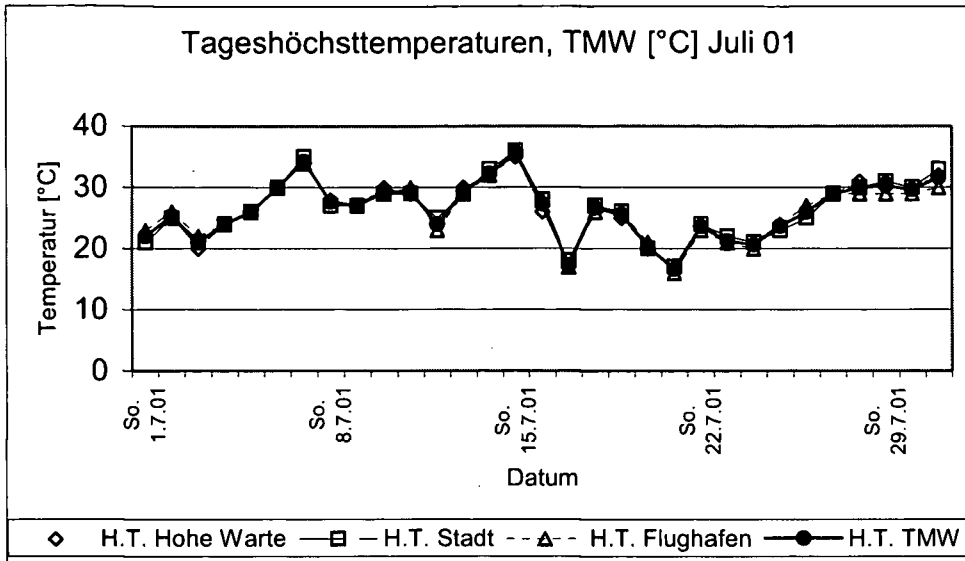


Abbildung 6-7: Tageshöchsttemperaturen für Juli 01

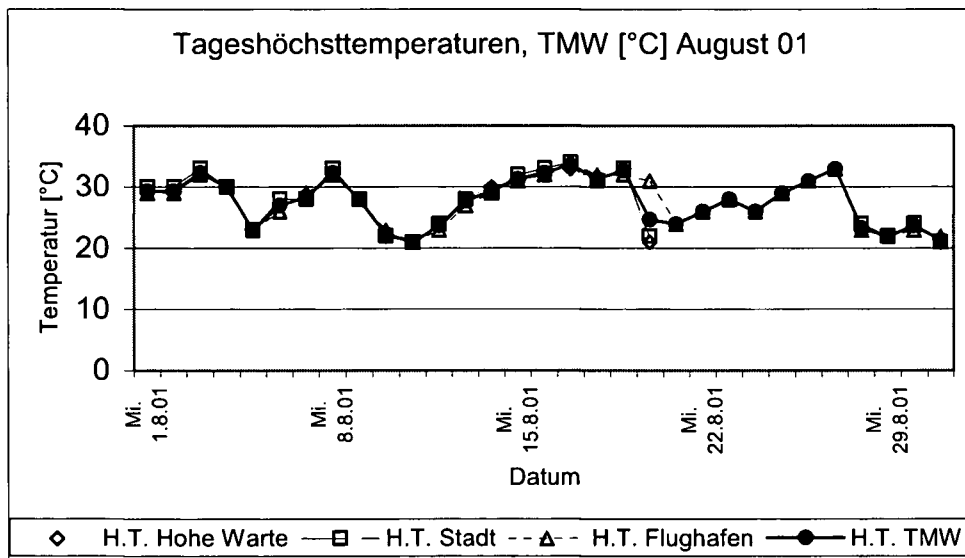


Abbildung 6-8: Tageshöchsttemperaturen für August 01

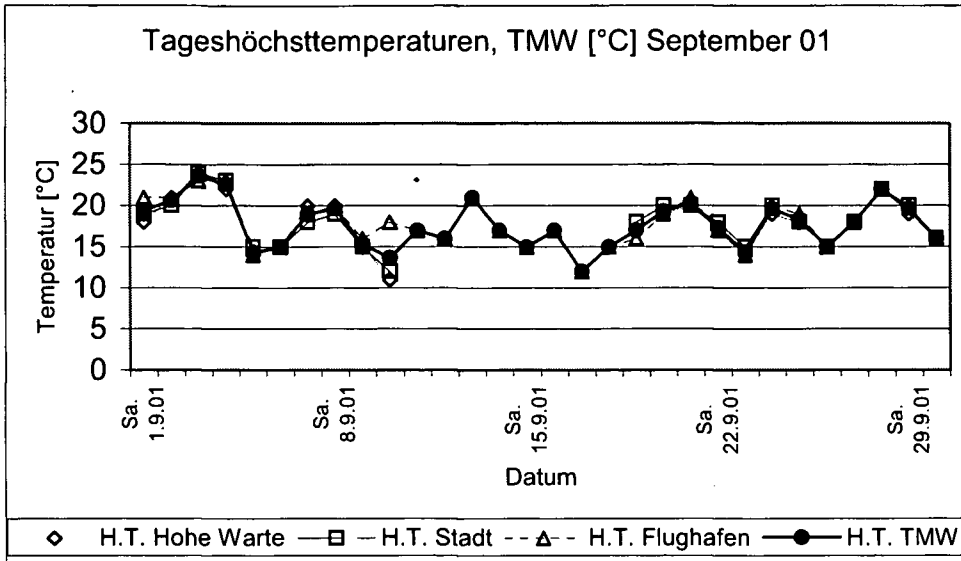


Abbildung 6-9: Tageshöchsttemperaturen für September 01

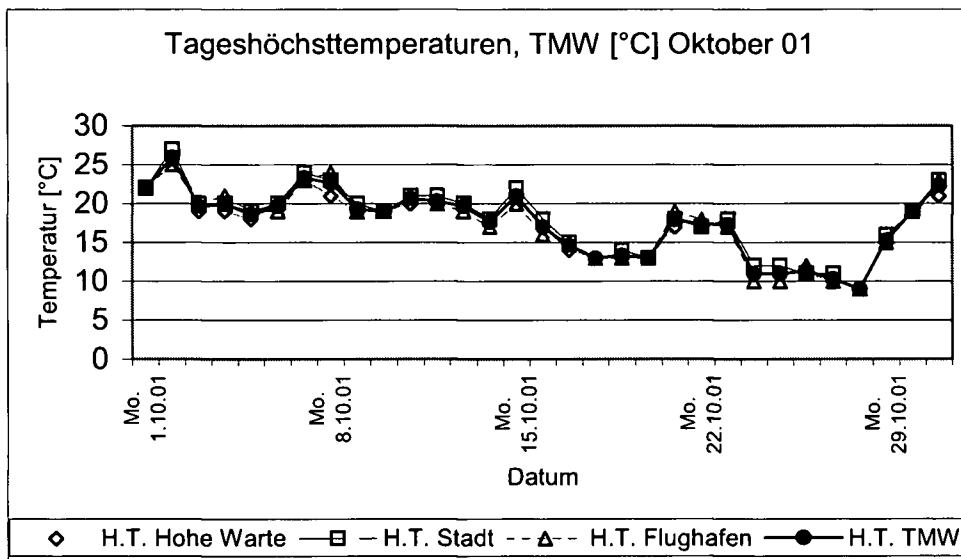


Abbildung 6-10: Tageshöchsttemperaturen für Oktober 01

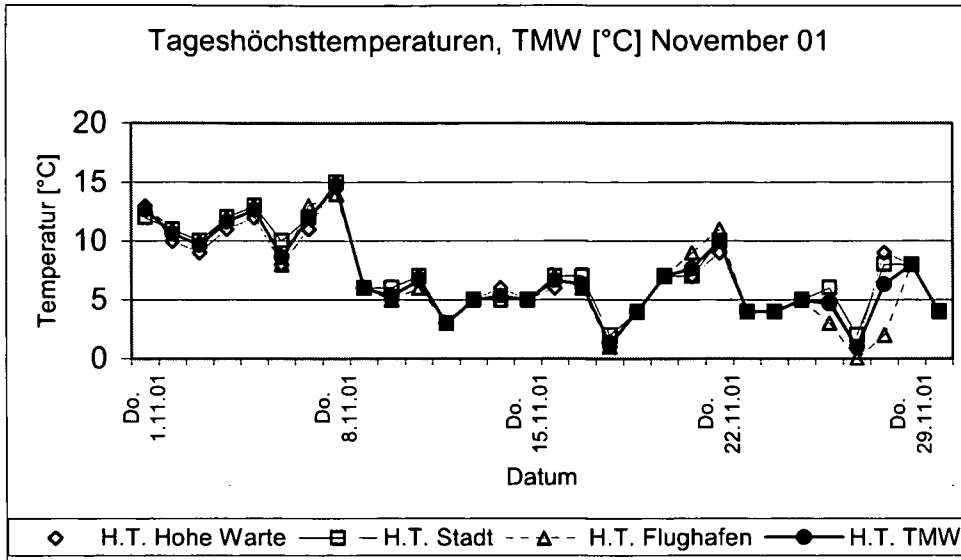


Abbildung 6-11: Tageshöchsttemperaturen für November 01

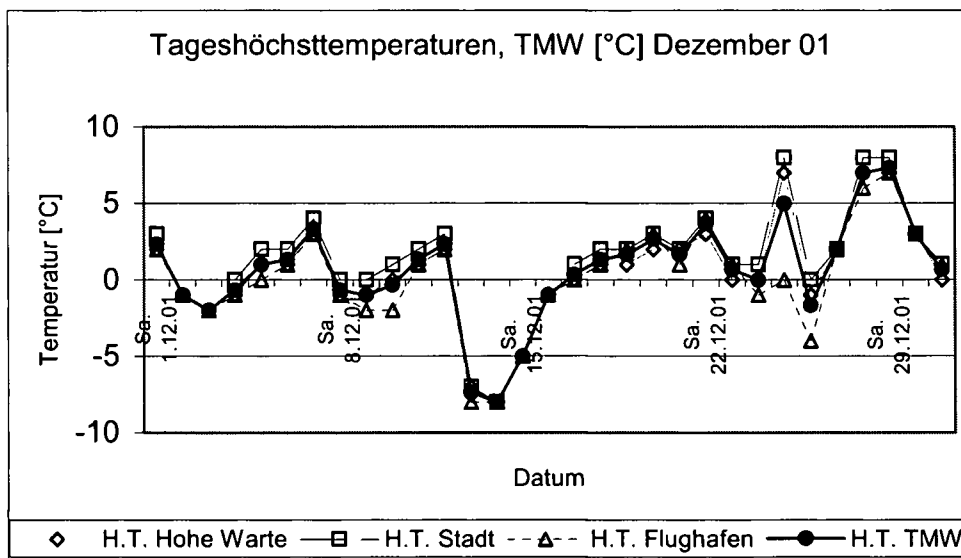


Abbildung 6-12: Tageshöchsttemperaturen für Dezember 01

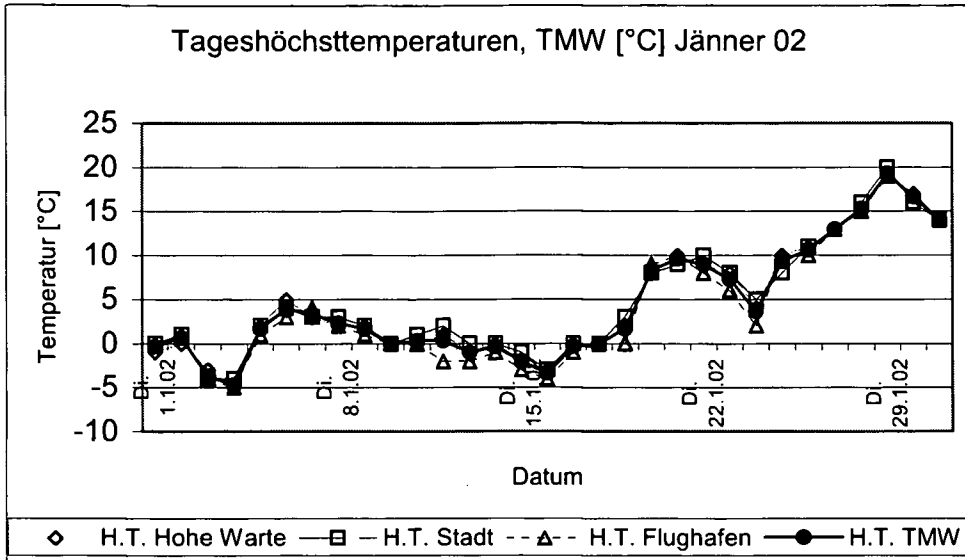


Abbildung 6-13: Tageshöchsttemperaturen für Jänner 02

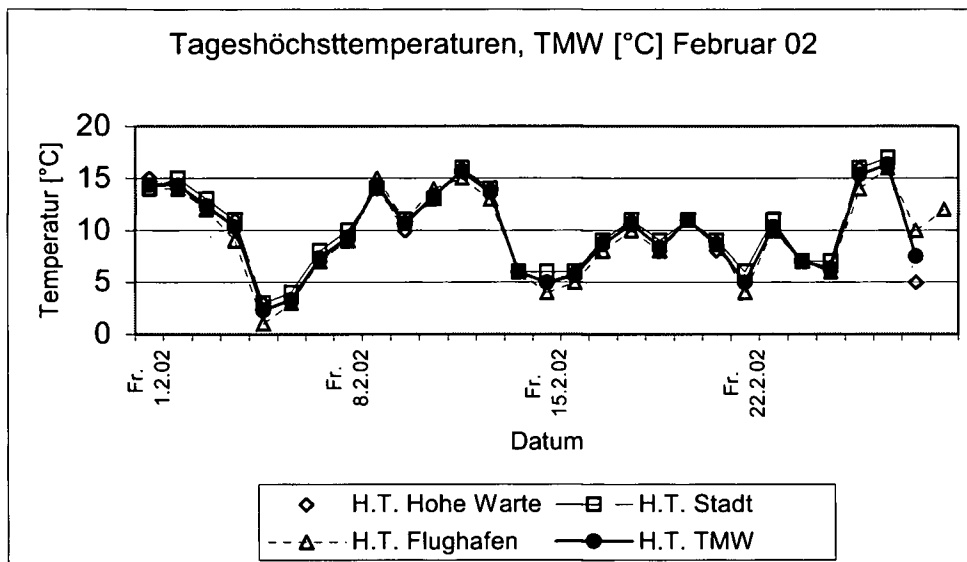


Abbildung 6-14: Tageshöchsttemperaturen für Februar 02

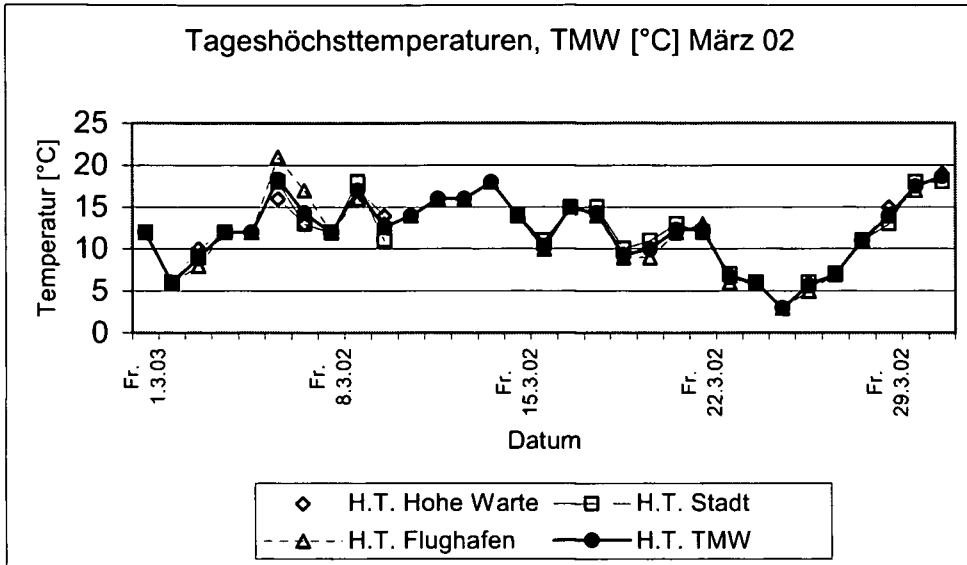


Abbildung 6-15: Tageshöchsttemperaturen für März 02

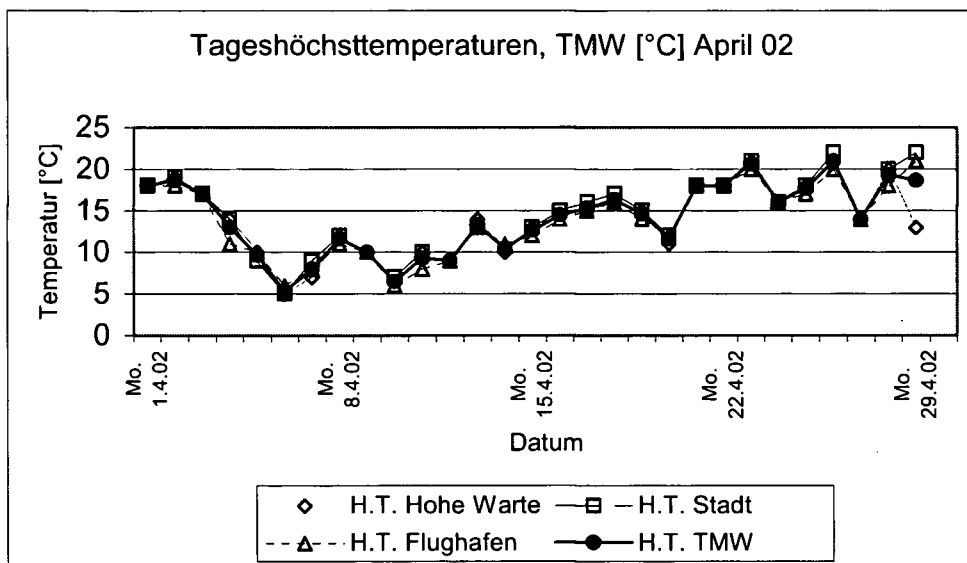


Abbildung 6-16: Tageshöchsttemperaturen für April 02

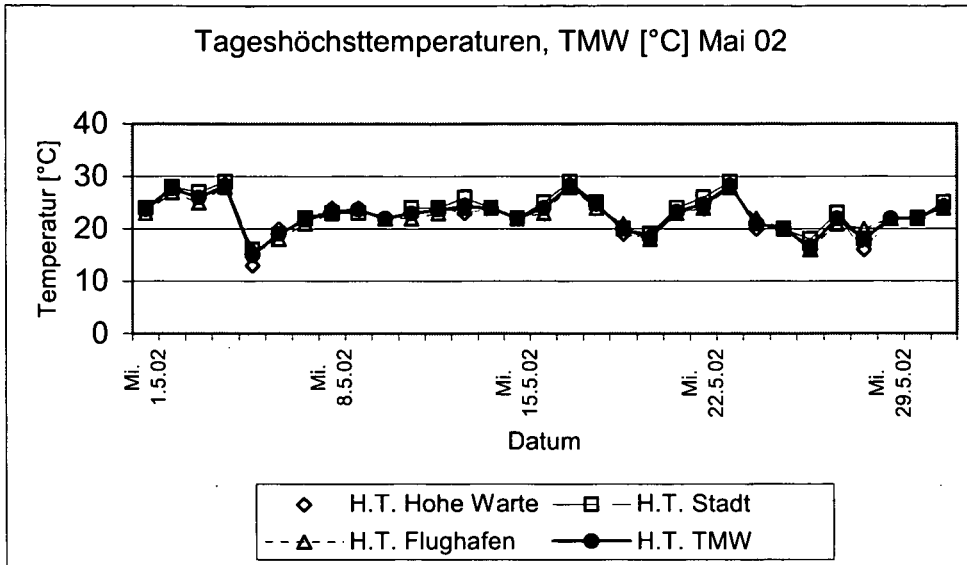


Abbildung 6-17: Tageshöchsttemperaturen für Mai 02

6.1.2. Tagestiefsttemperaturen im Messzeitraum

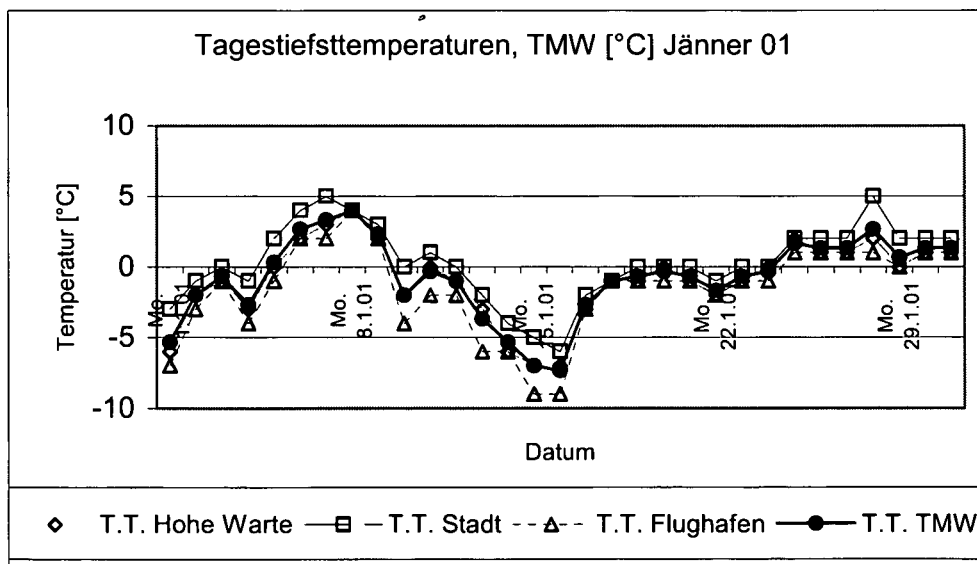


Abbildung 6-18: Tagestiefsttemperaturen für Jänner 01

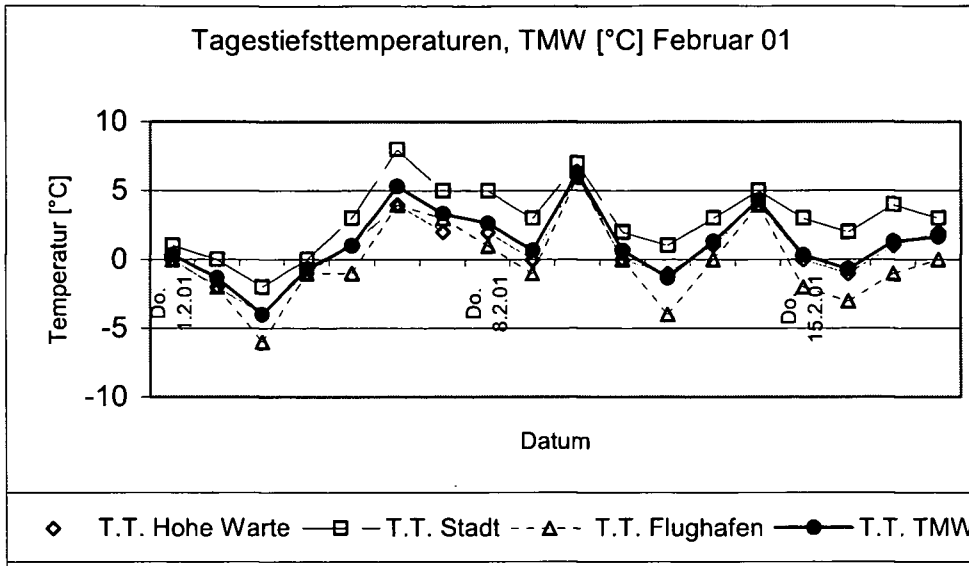


Abbildung 6-19: Tagestiefsttemperaturen für Februar 01

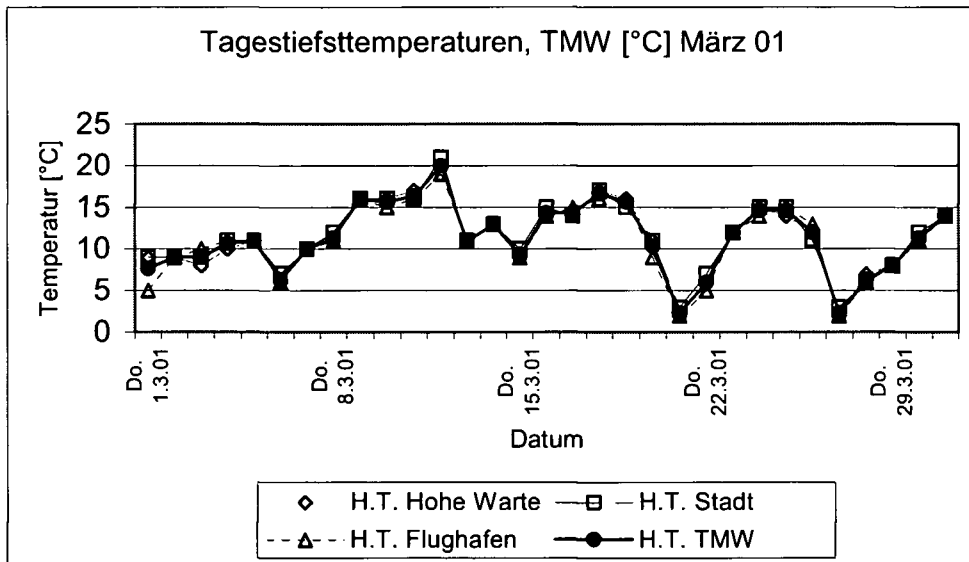


Abbildung 6-20: Tagestiefsttemperaturen für März 01

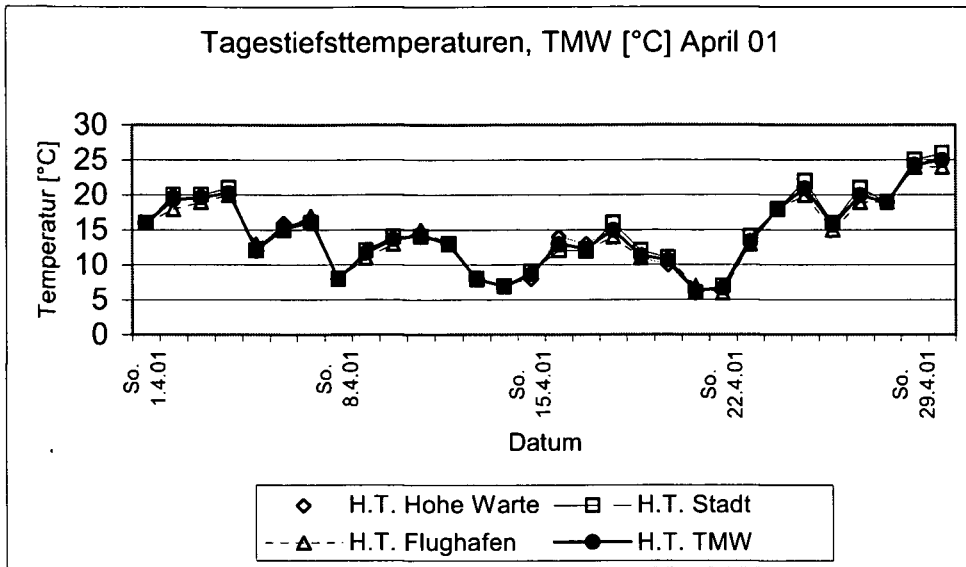


Abbildung 6-21: Tagestiefsttemperaturen für April 01

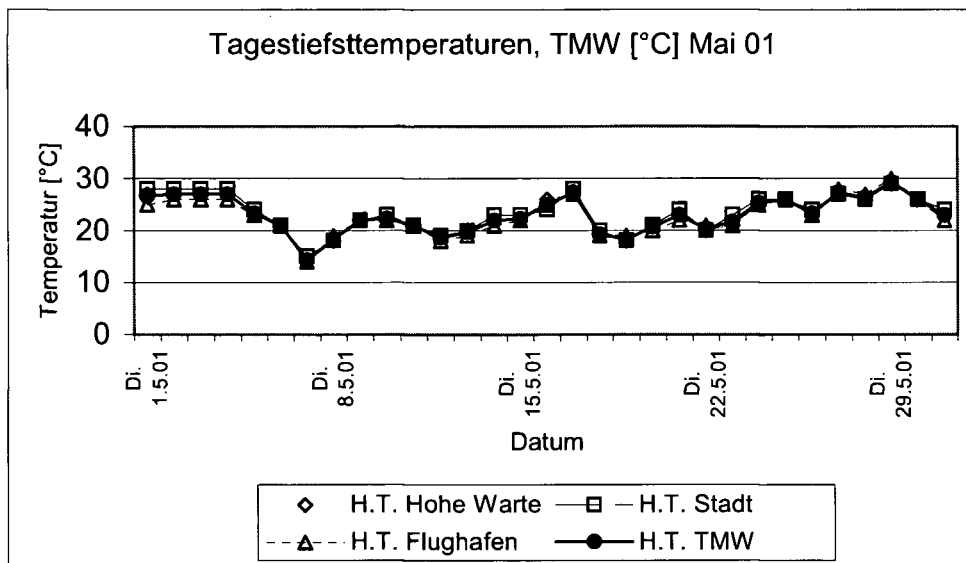


Abbildung 6-22: Tagestiefsttemperaturen für Mai 01

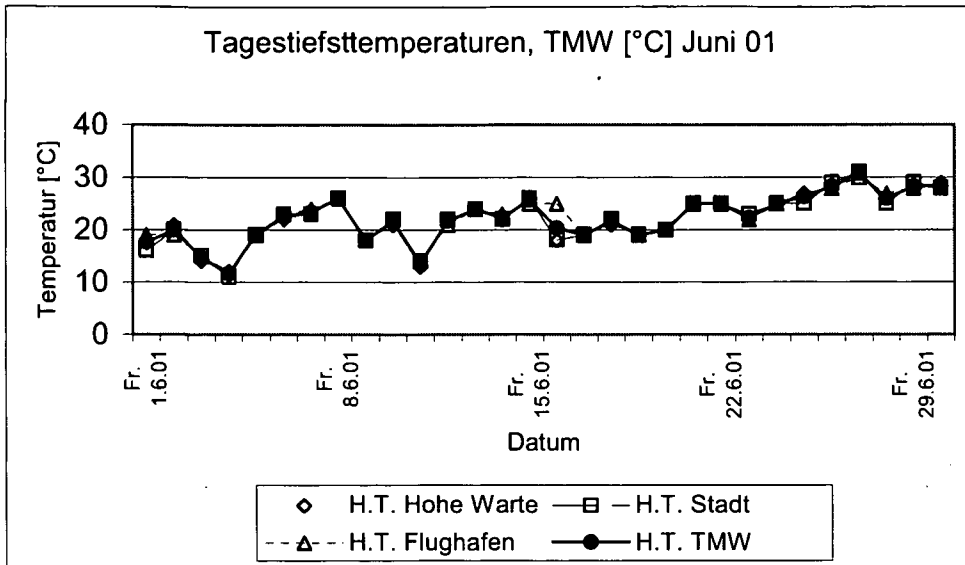


Abbildung 6-23: Tagestiefsttemperaturen für Juni 01

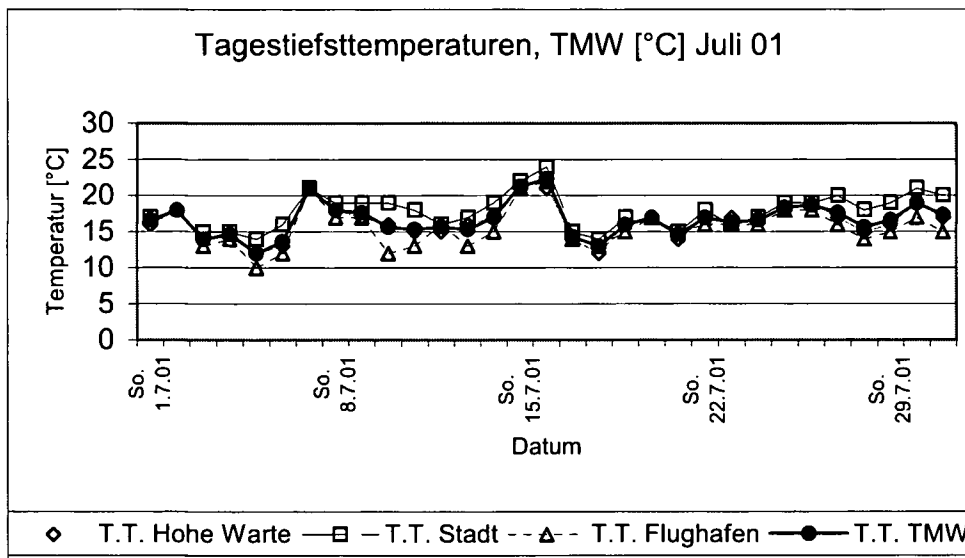


Abbildung 6-24: Tagestiefsttemperaturen für Juli 01

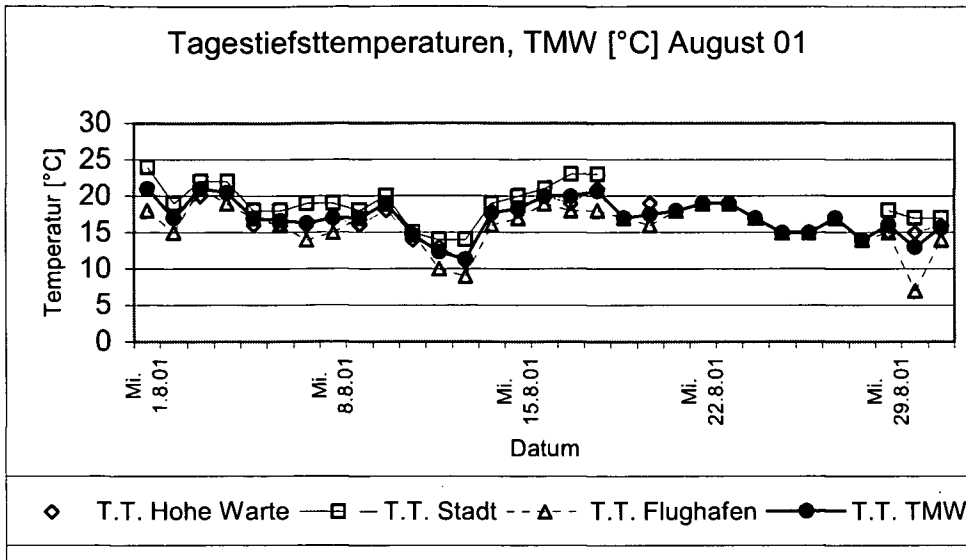


Abbildung 6-25: Tagestiefsttemperaturen für August 01

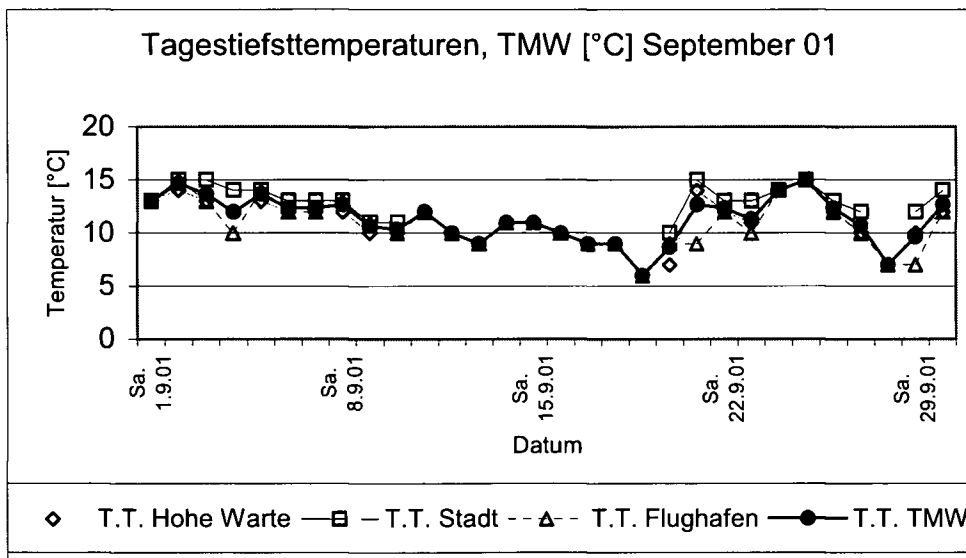


Abbildung 6-26: Tagestiefsttemperaturen für September 01

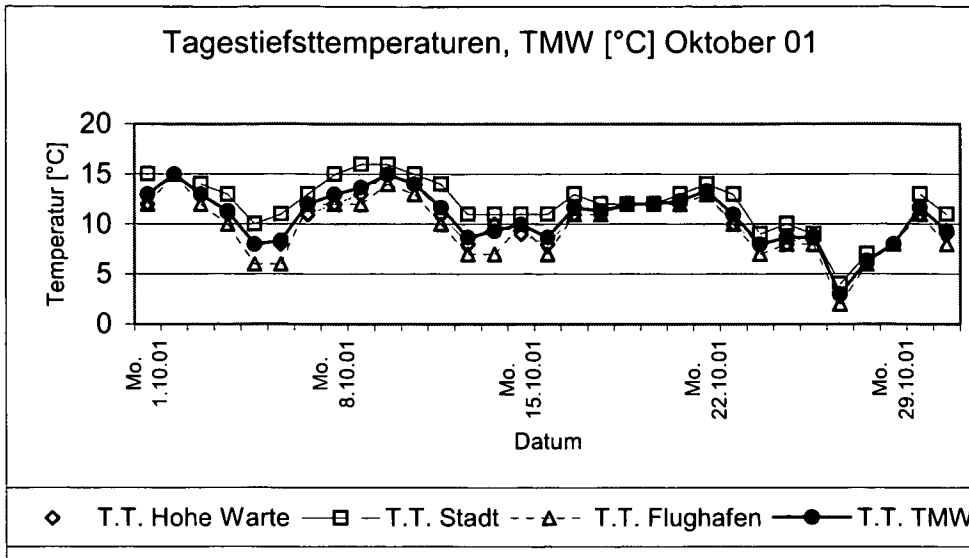


Abbildung 6-27: Tagestiefsttemperaturen für Oktober 01

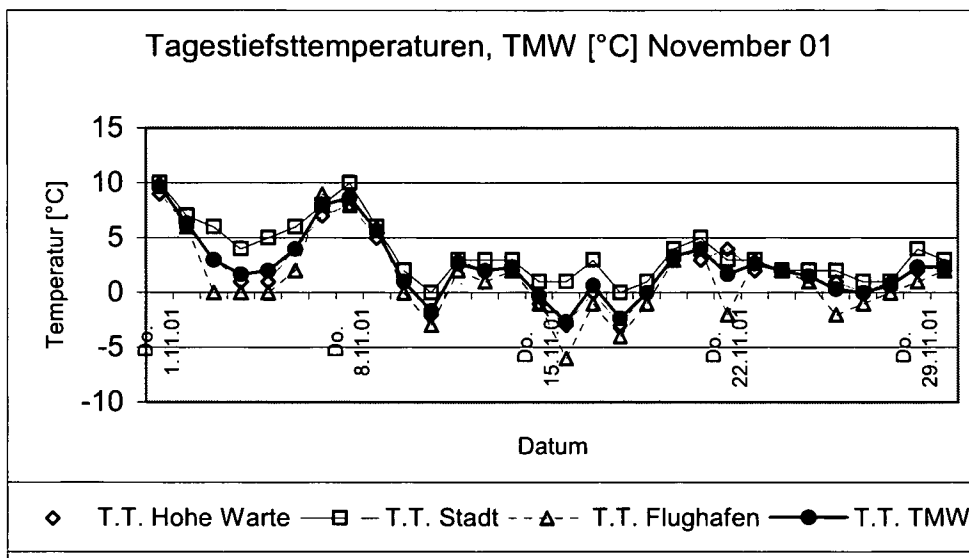


Abbildung 6-28: Tagestiefsttemperaturen für November 01

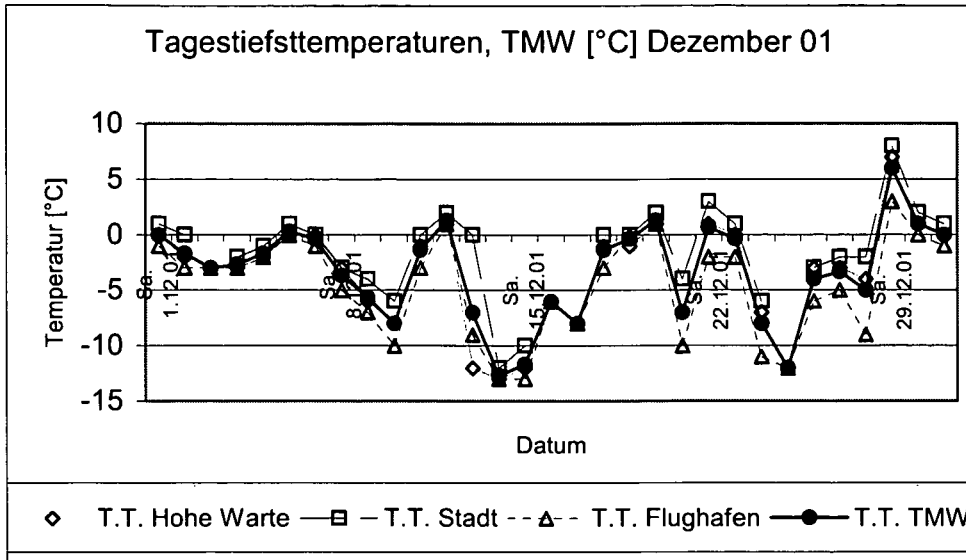


Abbildung 6-29: Tagestiefsttemperaturen für Dezember 01

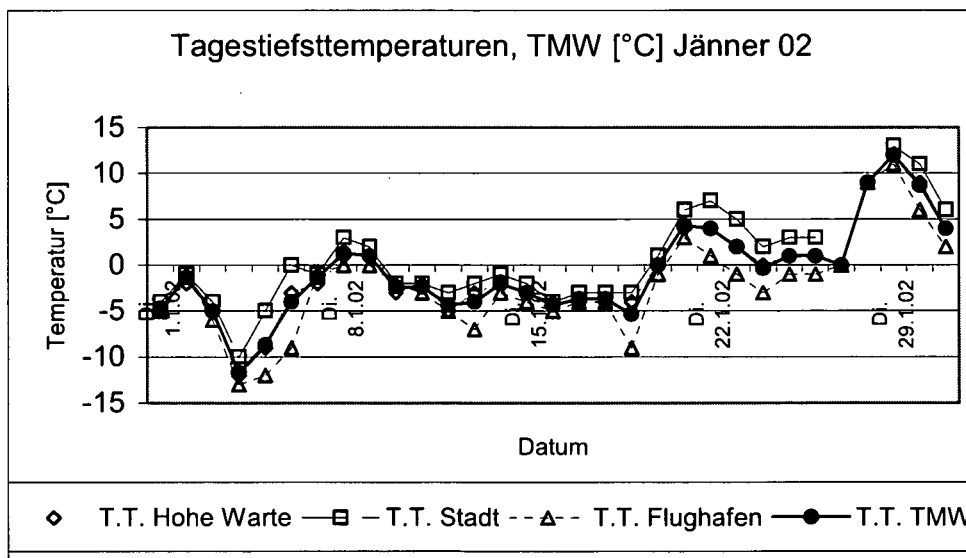


Abbildung 6-30: Tagestiefsttemperaturen für Jänner 02

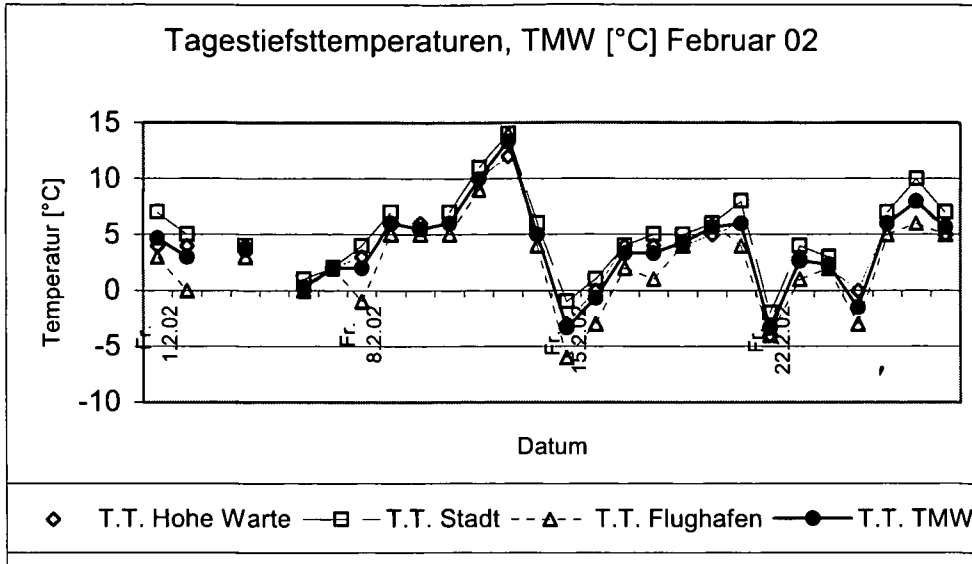


Abbildung 6-31: Tagestiefsttemperaturen für Februar 02

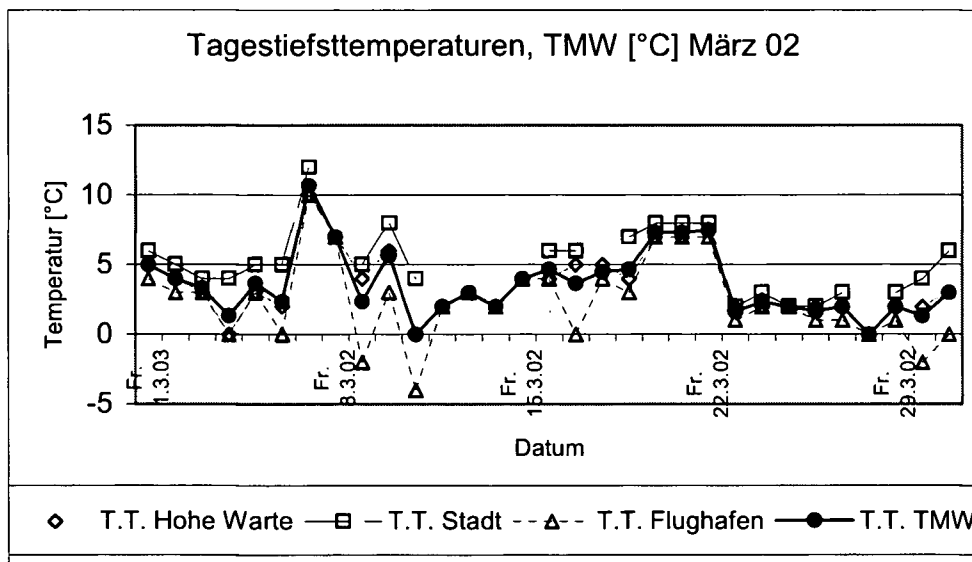


Abbildung 6-32: Tagestiefsttemperaturen für März 02

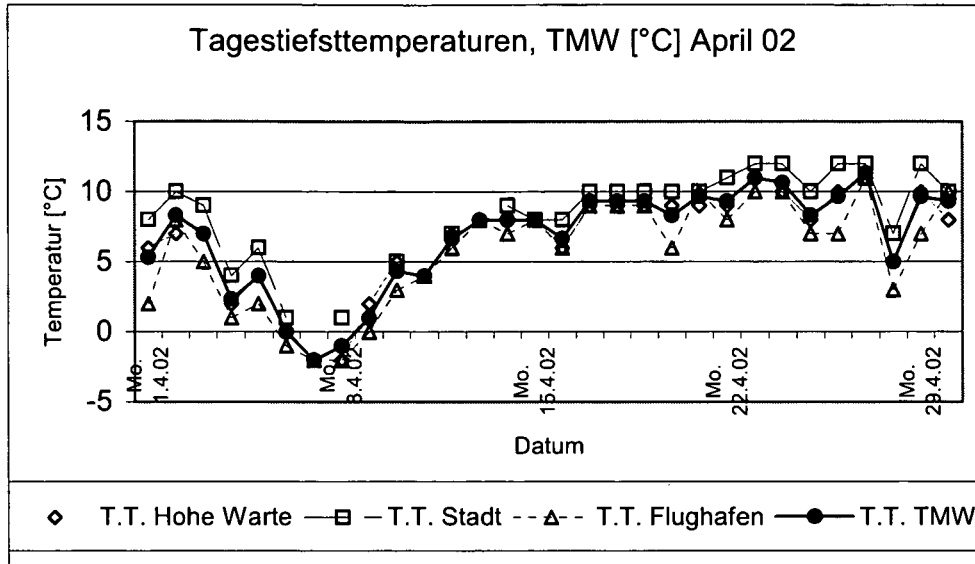


Abbildung 6-33: Tagestiefsttemperaturen für April 02

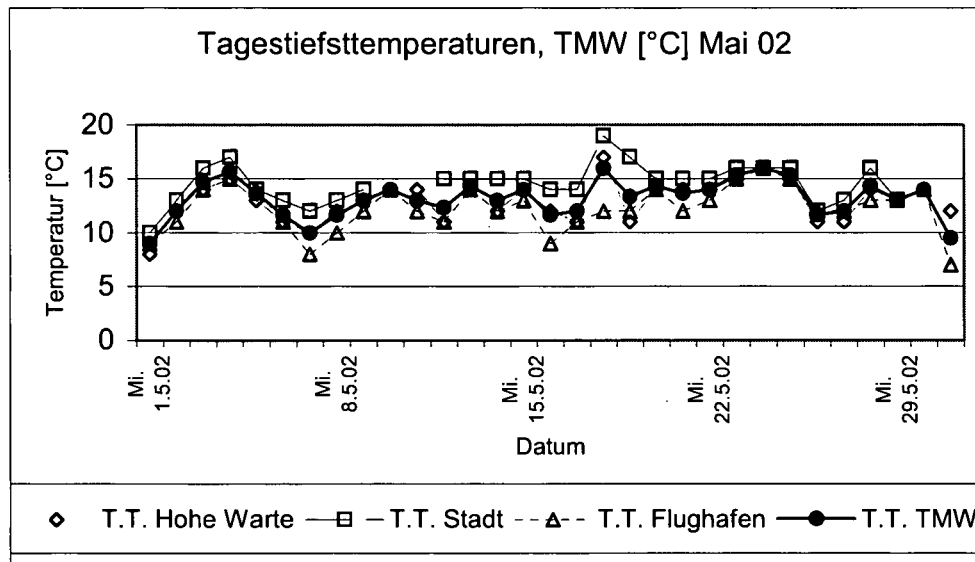


Abbildung 6-34: Tagestiefsttemperaturen für Mai 02

6.1.3. Durchschnittliche Windgeschwindigkeiten im Messzeitraum

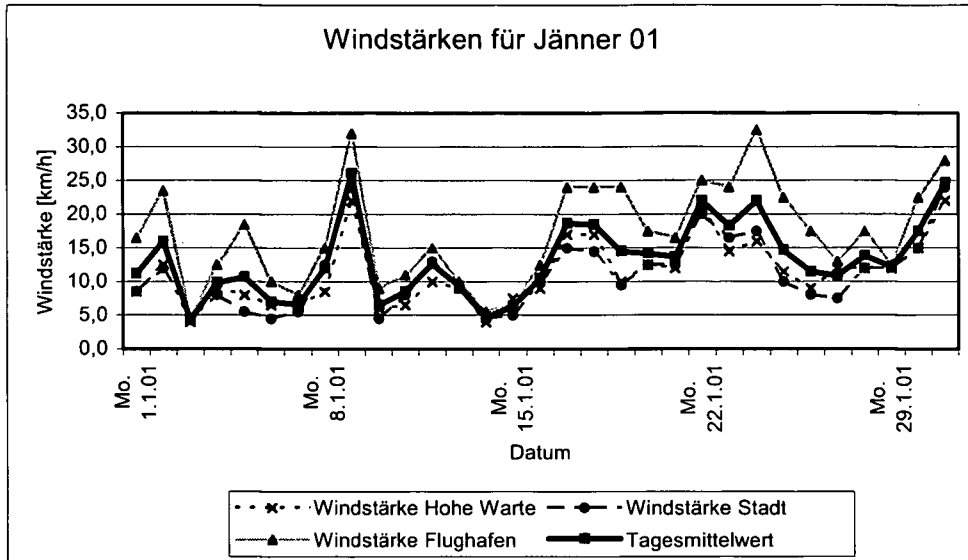


Abbildung 6-35: Windstärken für Jänner 01

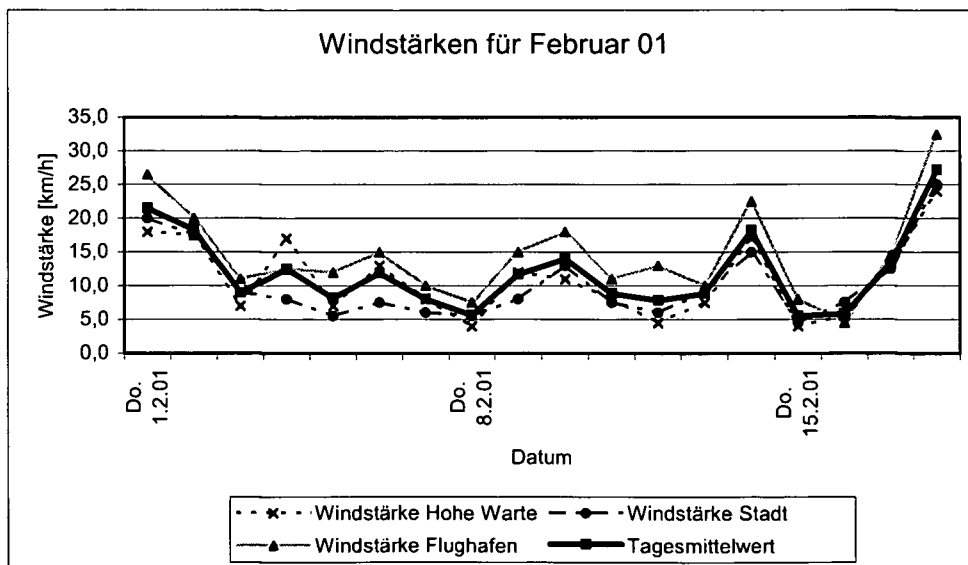


Abbildung 6-36: Windstärken für Februar 01

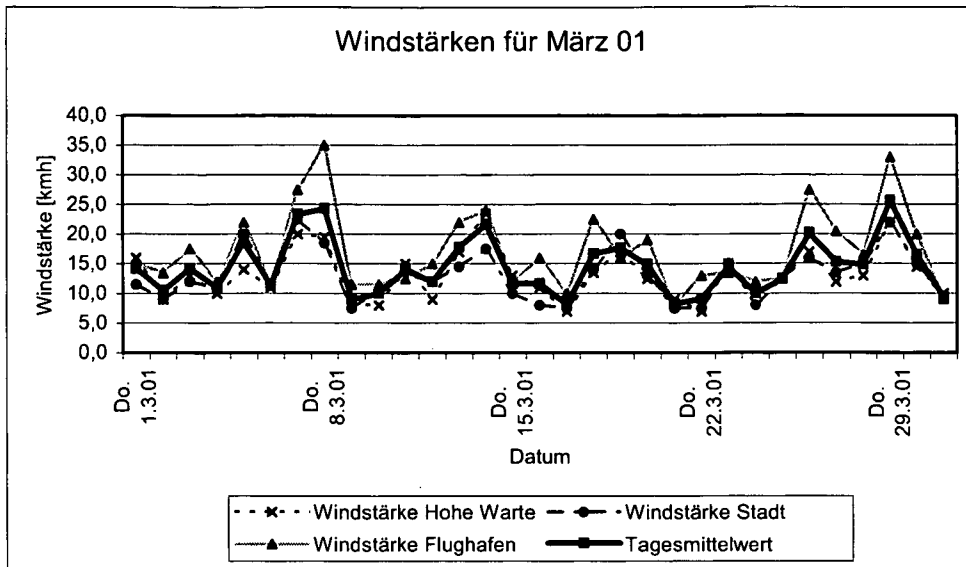


Abbildung 6-37: Windstärken für März 01

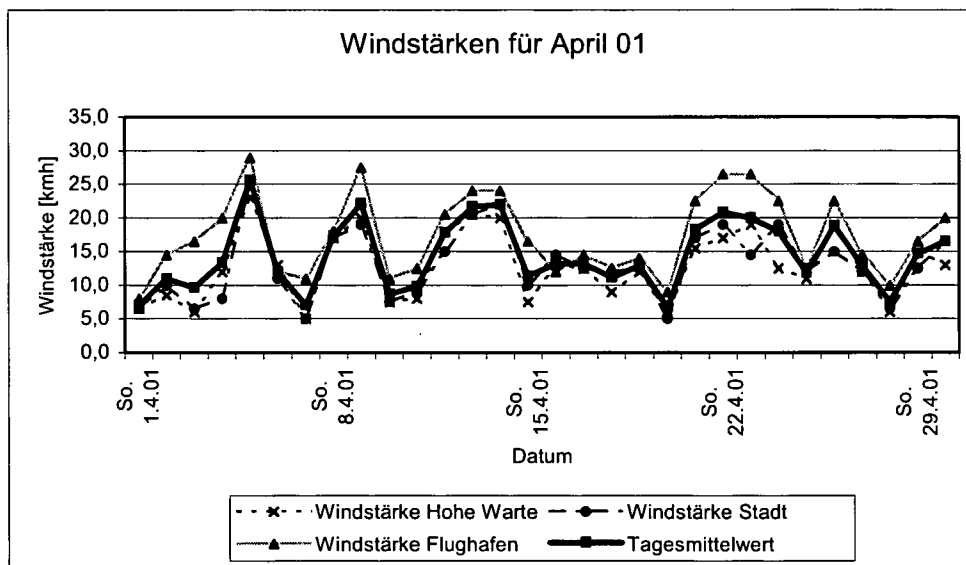


Abbildung 6-38: Windstärken für April 01

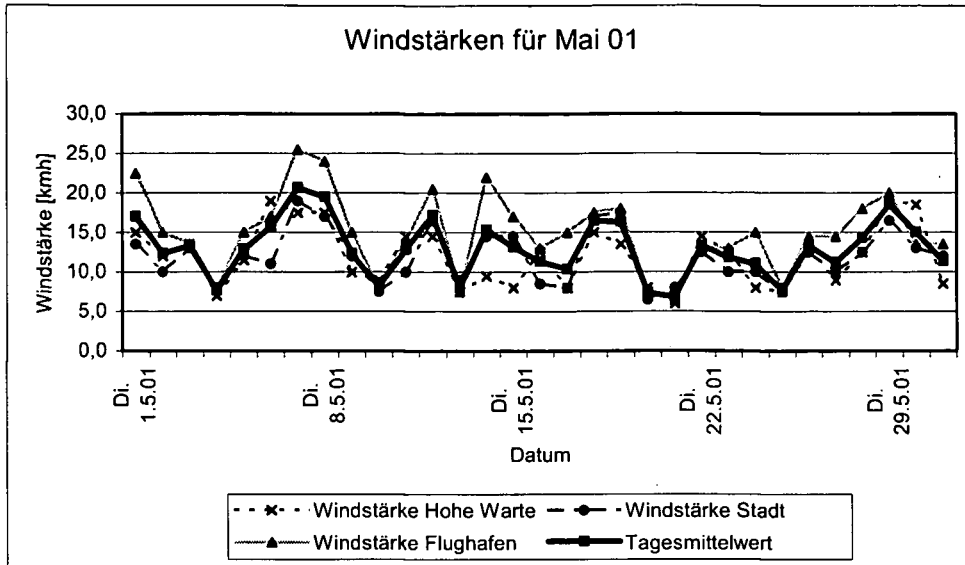


Abbildung 6-39: Windstärken für Mai 01

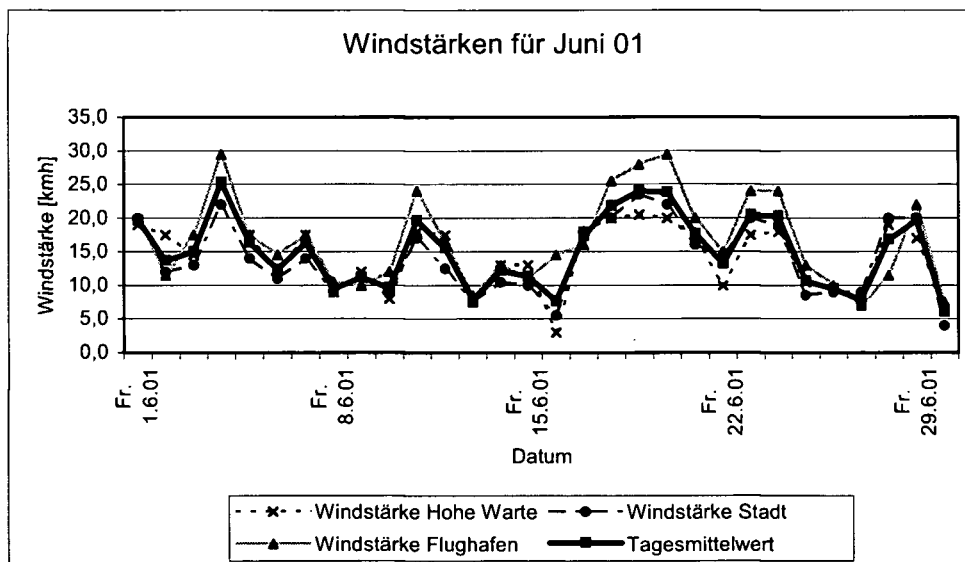


Abbildung 6-40: Windstärken für Juni 01

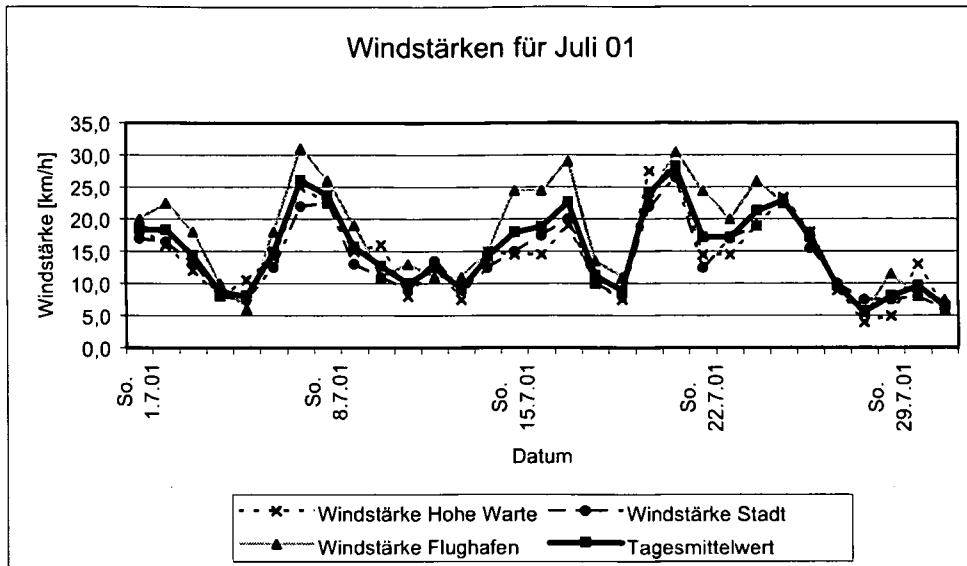


Abbildung 6-41: Windstärken für Juli 01

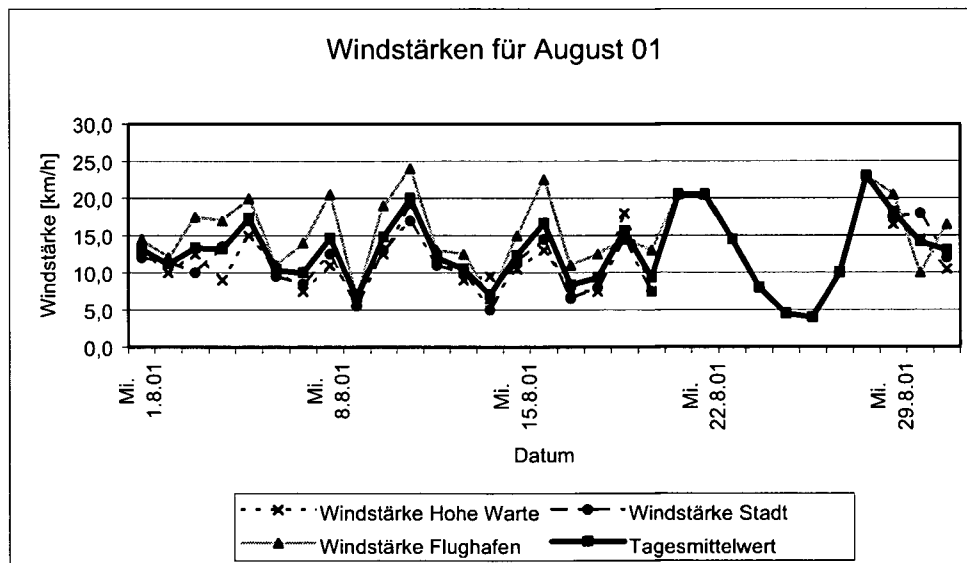


Abbildung 6-42: Windstärken für August 01

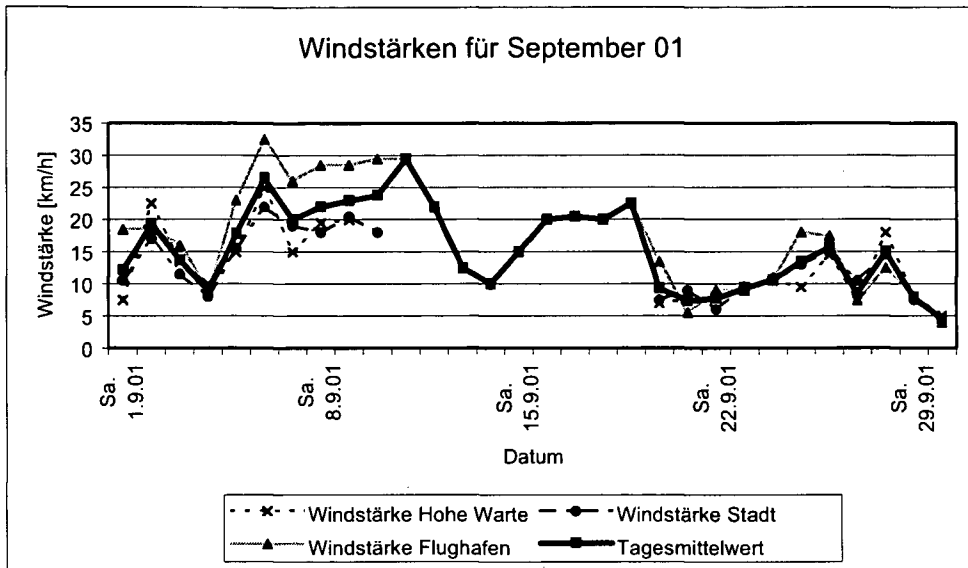


Abbildung 6-43: Windstärken für September 01

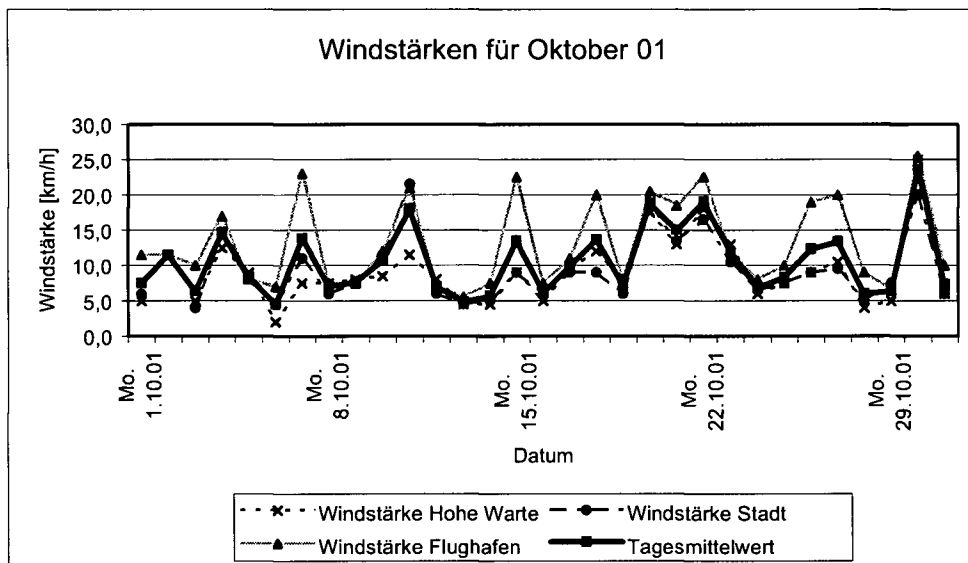


Abbildung 6-44: Windstärken für Oktober 01

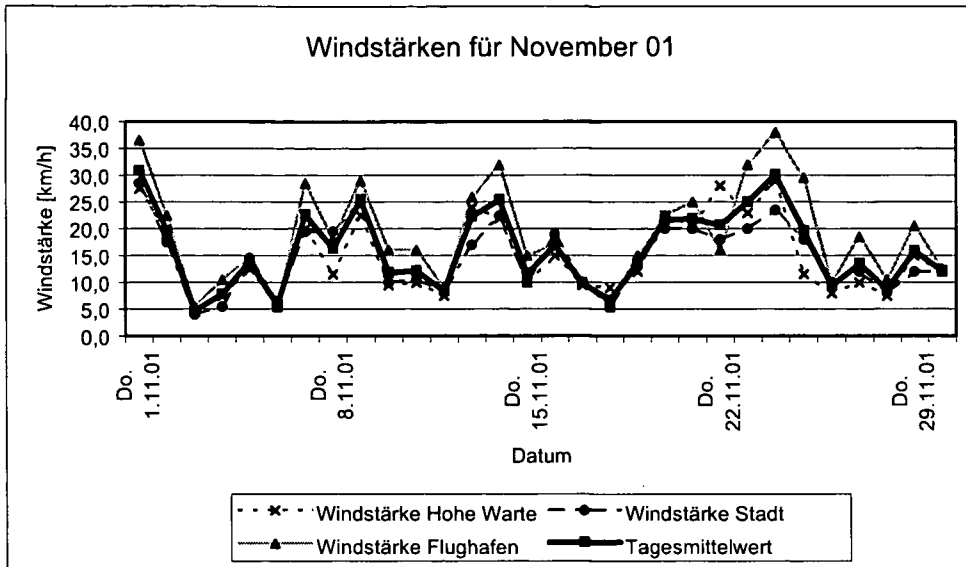


Abbildung 6-45: Windstärken für November 01

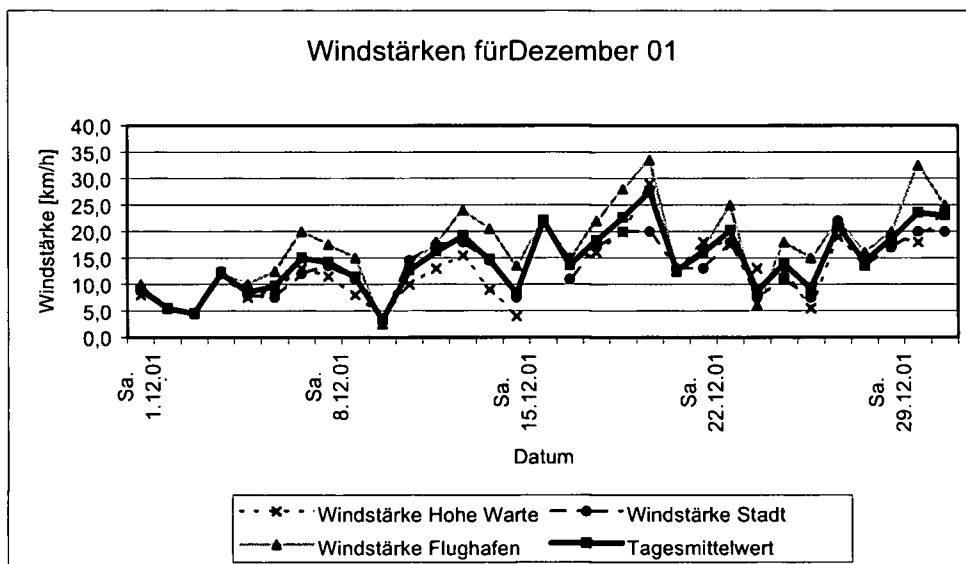


Abbildung 6-46: Windstärken für Dezember 01

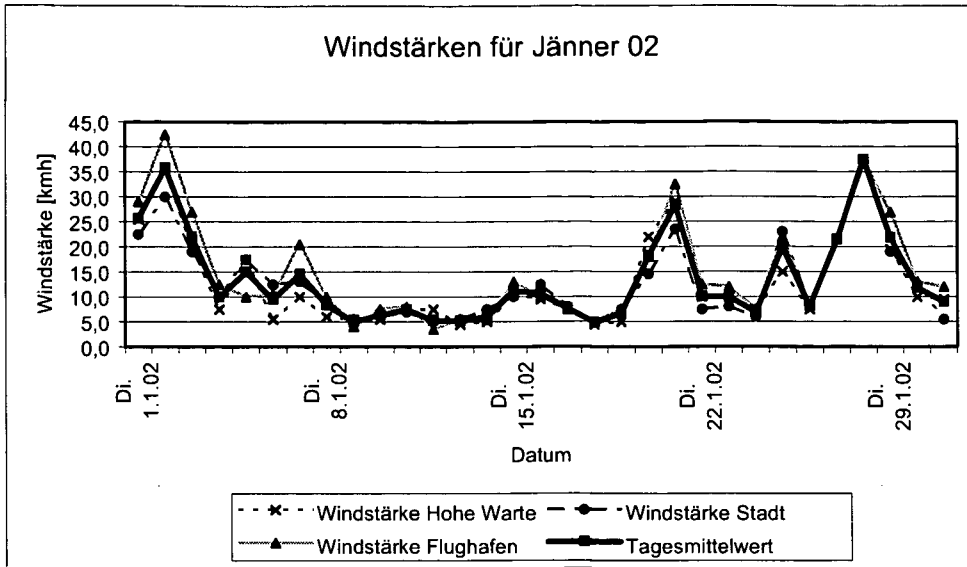


Abbildung 6-47: Windstärken für Jänner 02

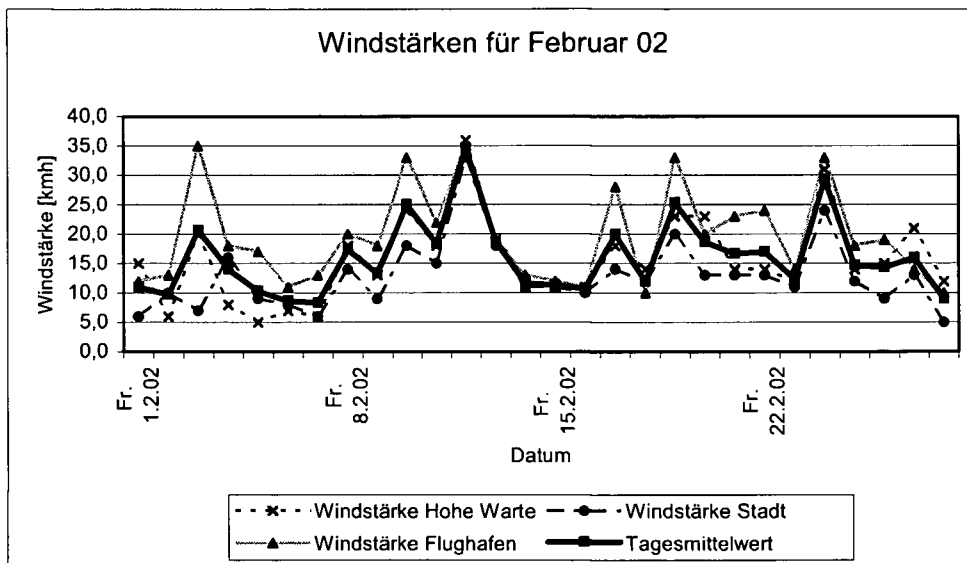


Abbildung 6-48: Windstärken für Februar 02

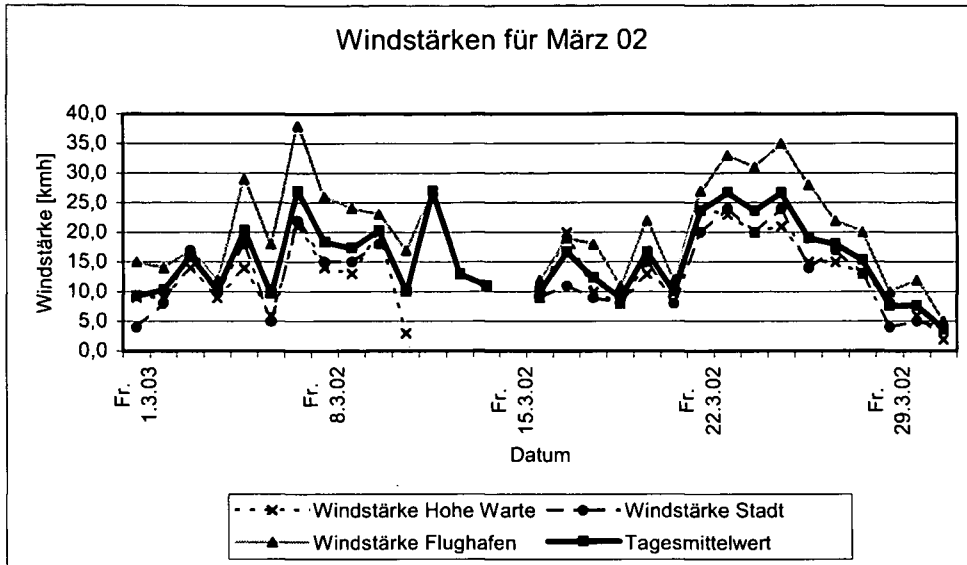


Abbildung 6-49: Windstärken für März 02

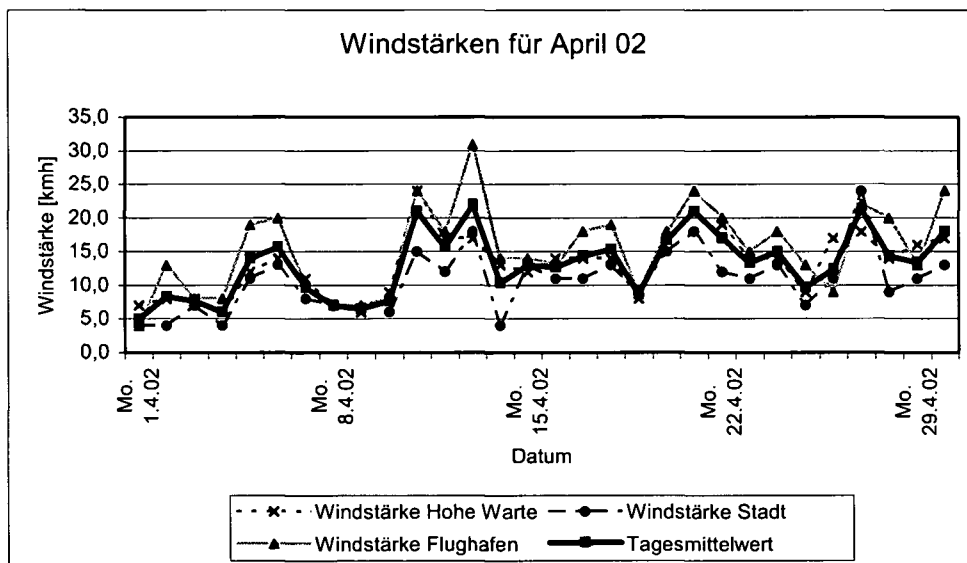


Abbildung 6-50: Windstärken für April 02

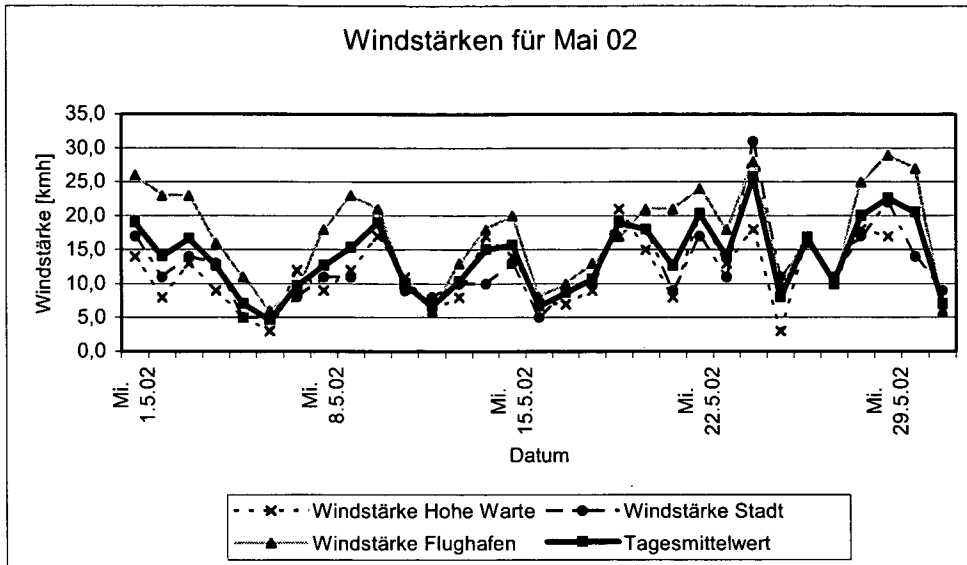


Abbildung 6-51: Windstärken für Mai 02

6.1.4. Tagessummen an Niederschlag im Messzeitraum

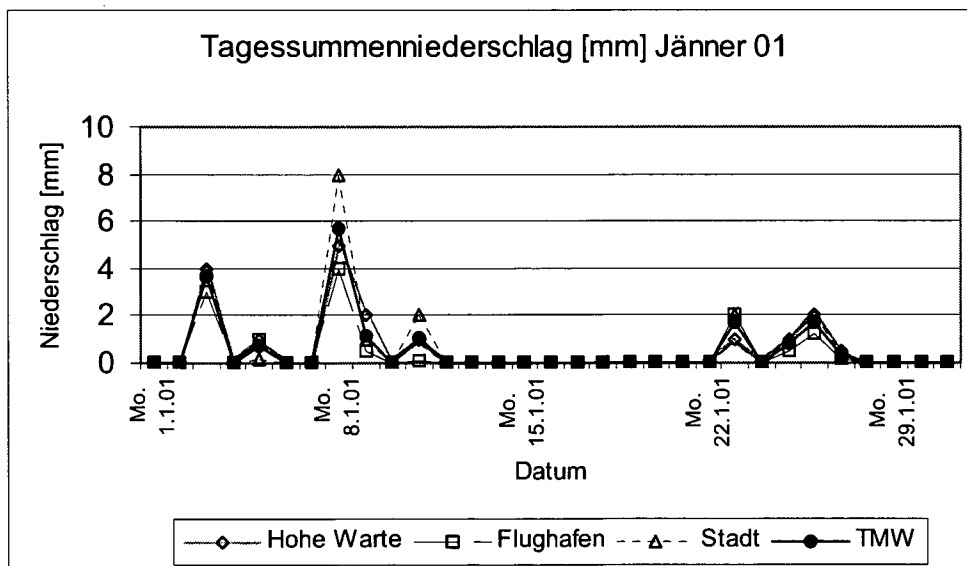


Abbildung 6-52: Tagessummenniederschläge für Jänner 01

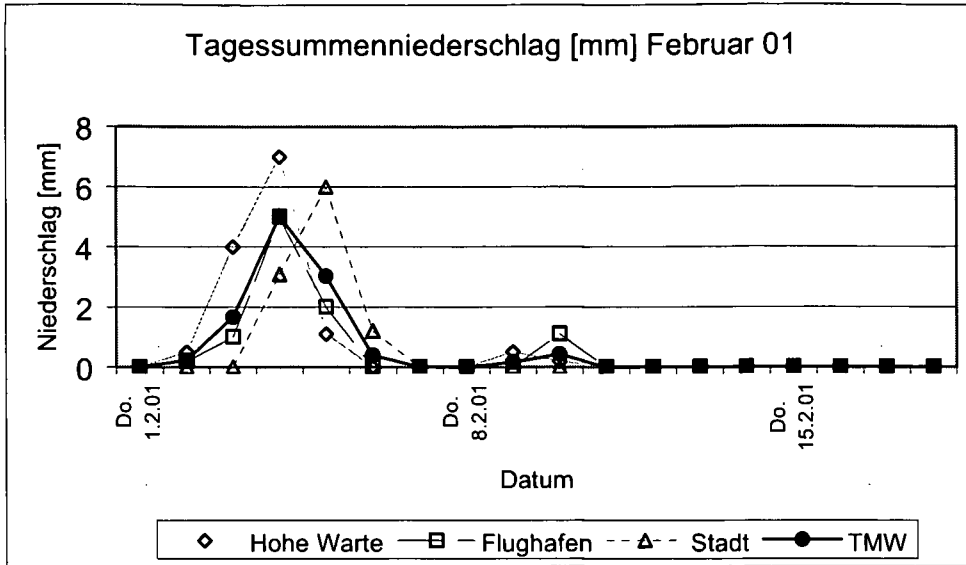


Abbildung 6-53: Tagessummenniederschläge für Februar 01

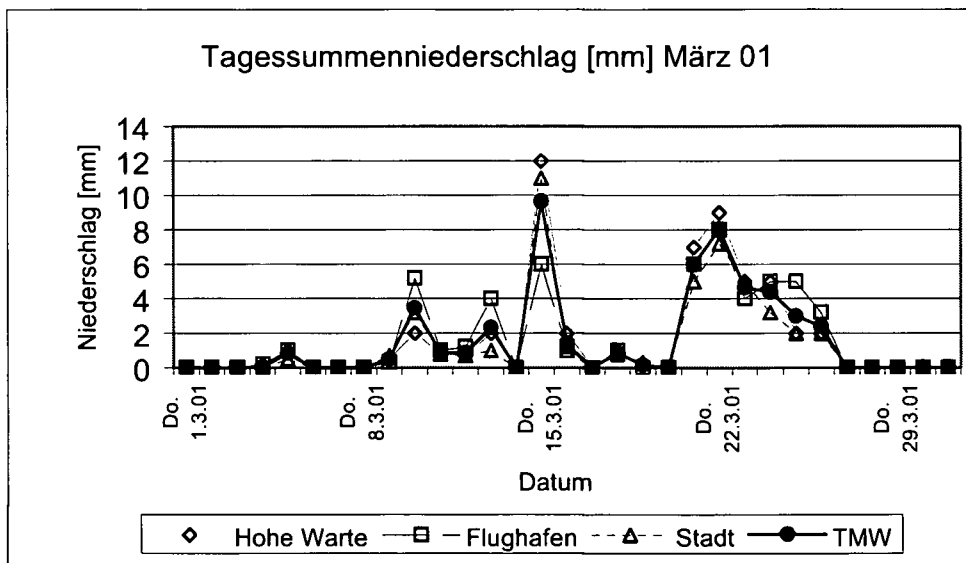


Abbildung 6-54: Tagessummenniederschläge für März 01

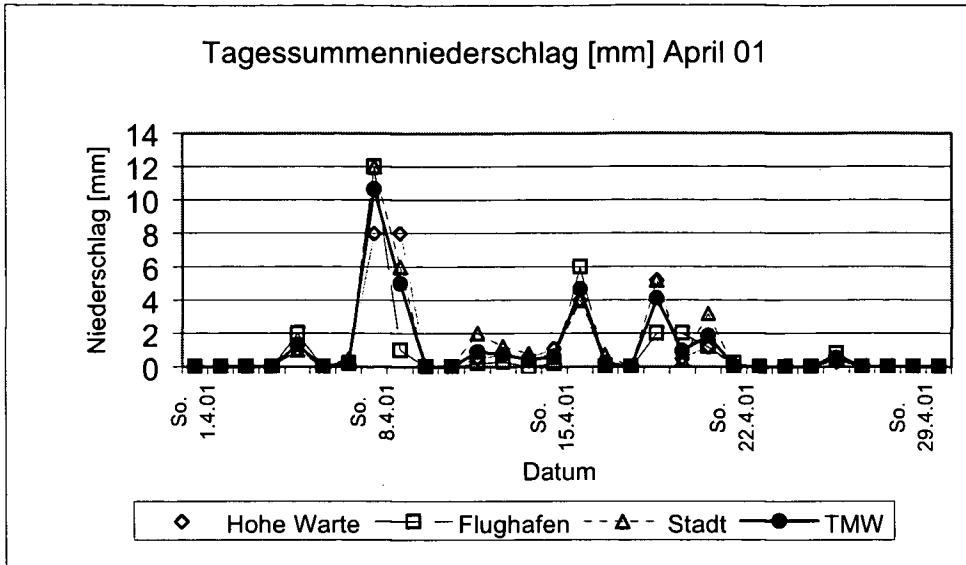


Abbildung 6-55: Tagessummenniederschläge für April 01

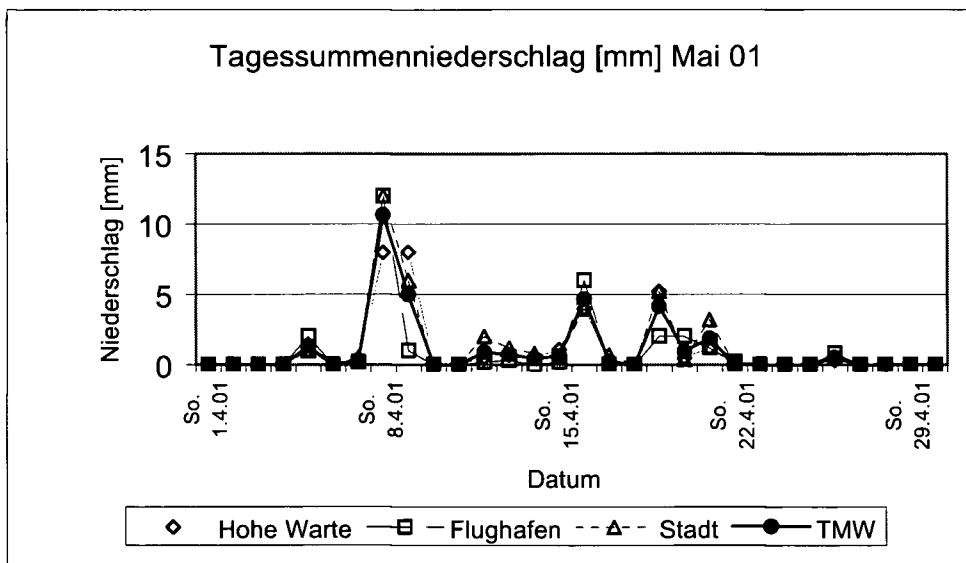


Abbildung 6-56: Tagessummenniederschläge für Mai 01

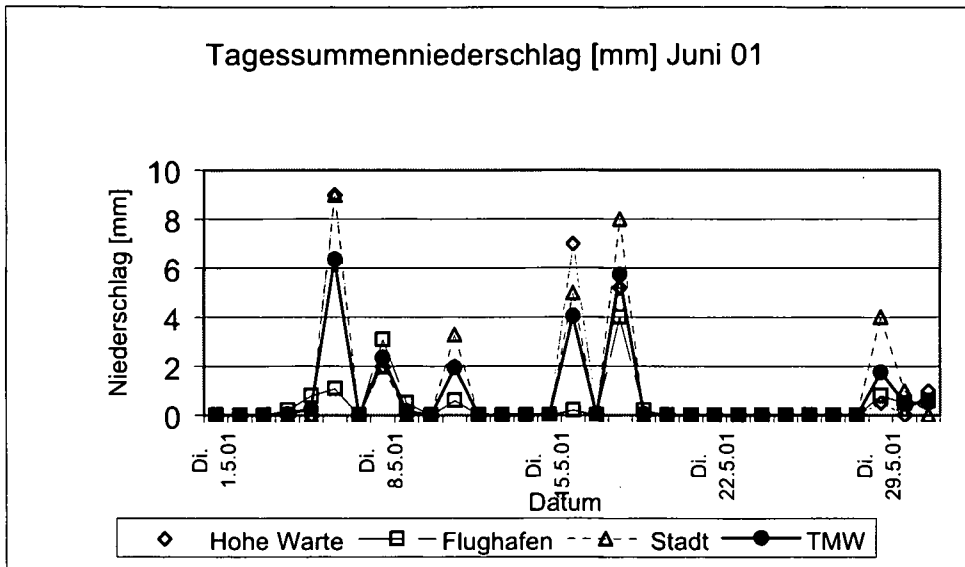


Abbildung 6-57: Tagessummenniederschläge für Juni 01

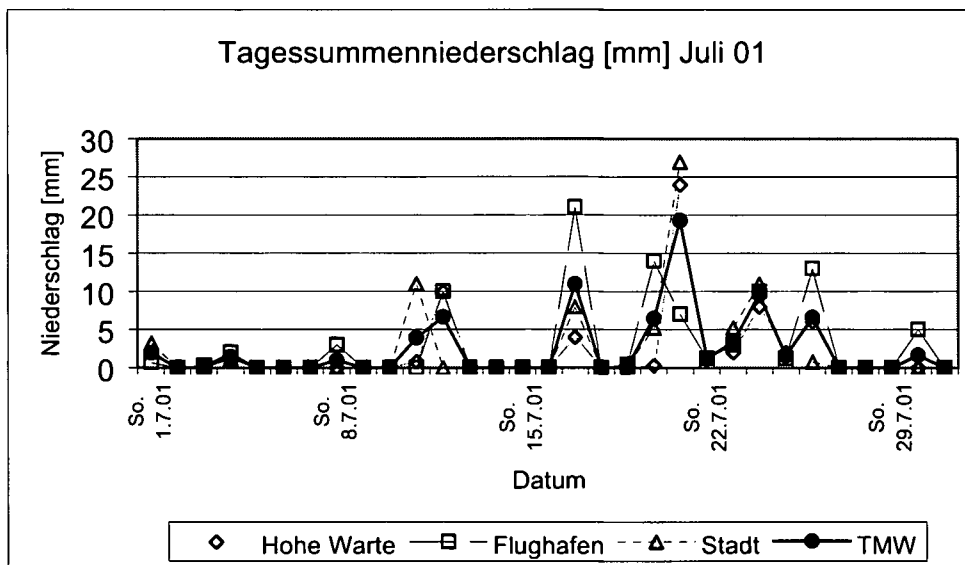


Abbildung 6-58: Tagessummenniederschläge für Juli 01

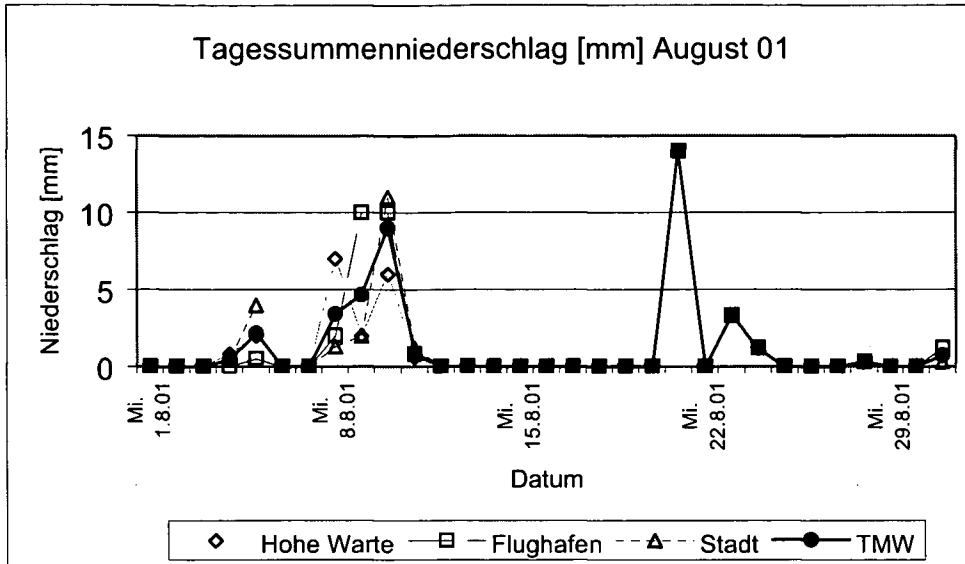


Abbildung 6-59: Tagessummenniederschläge für August 01

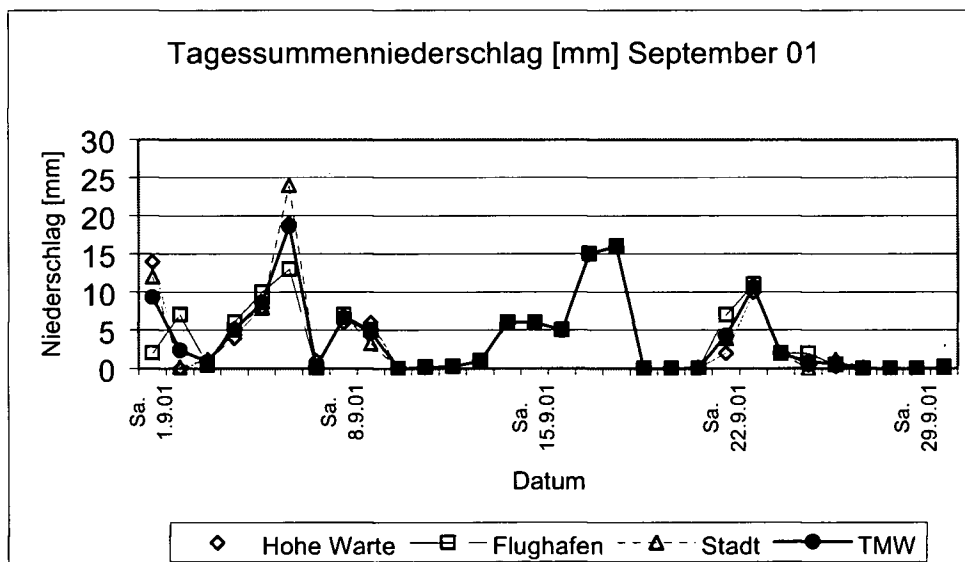


Abbildung 6-60: Tagessummenniederschläge für September 01

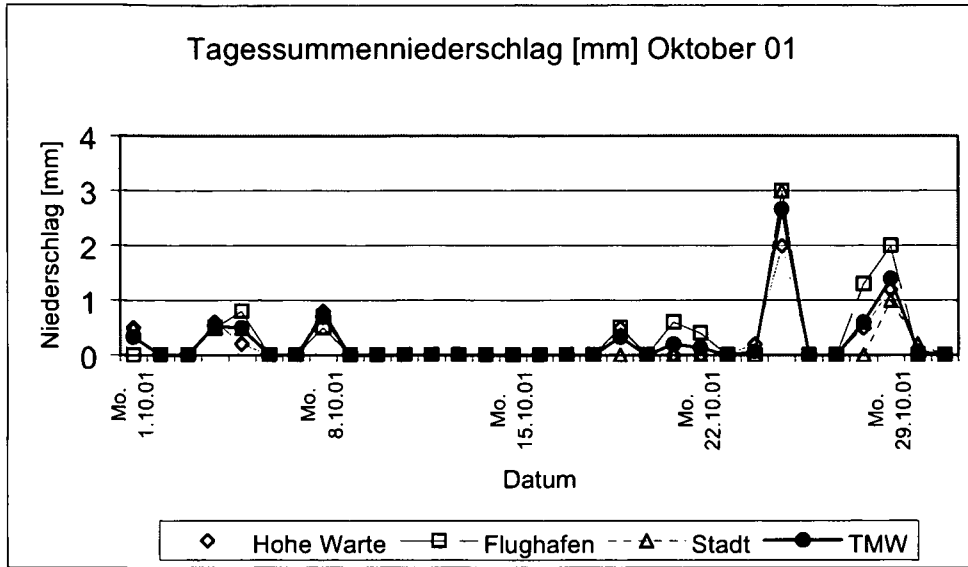


Abbildung 6-61: Tagessummenniederschläge für Oktober 01

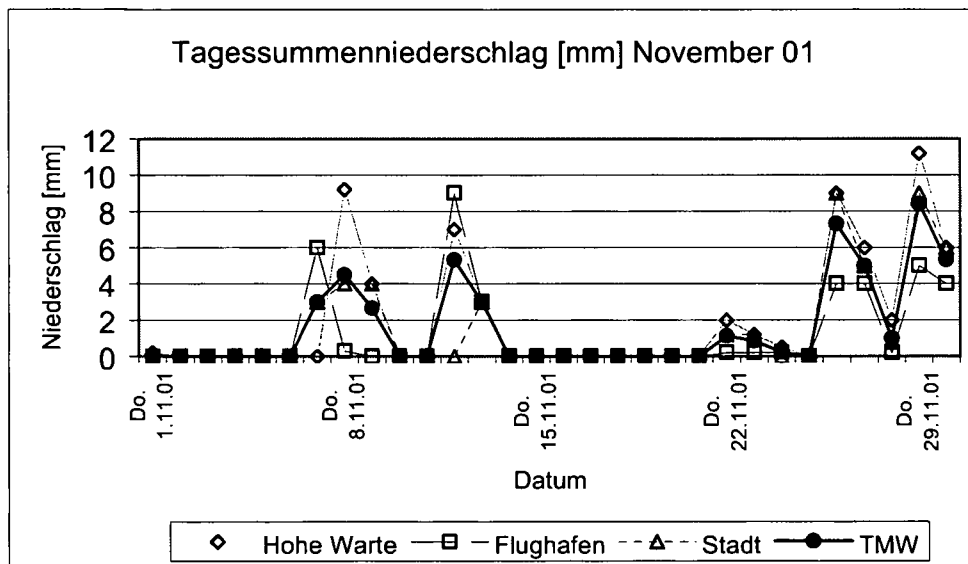


Abbildung 6-62: Tagessummenniederschläge für November 01

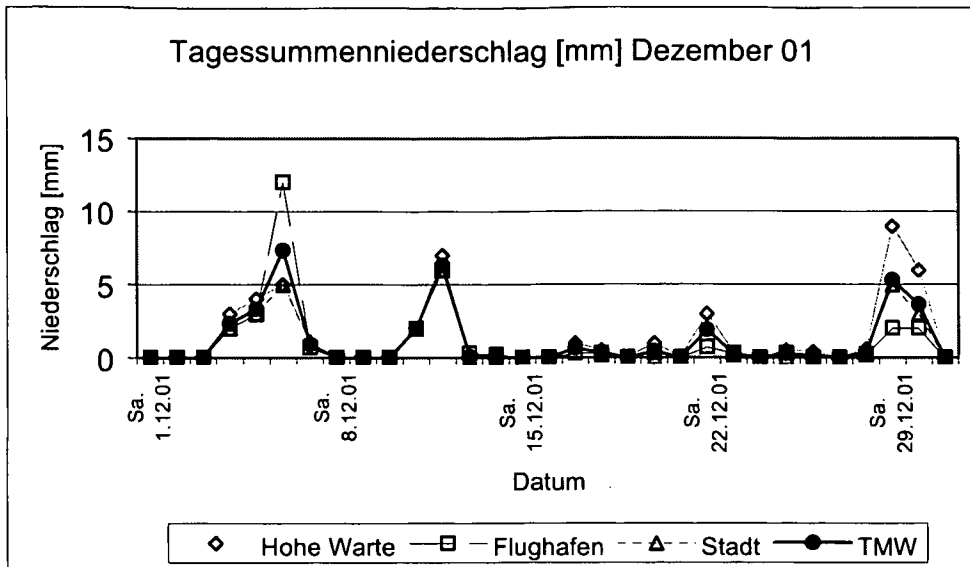


Abbildung 6-63: Tagessummenniederschläge für Dezember 01

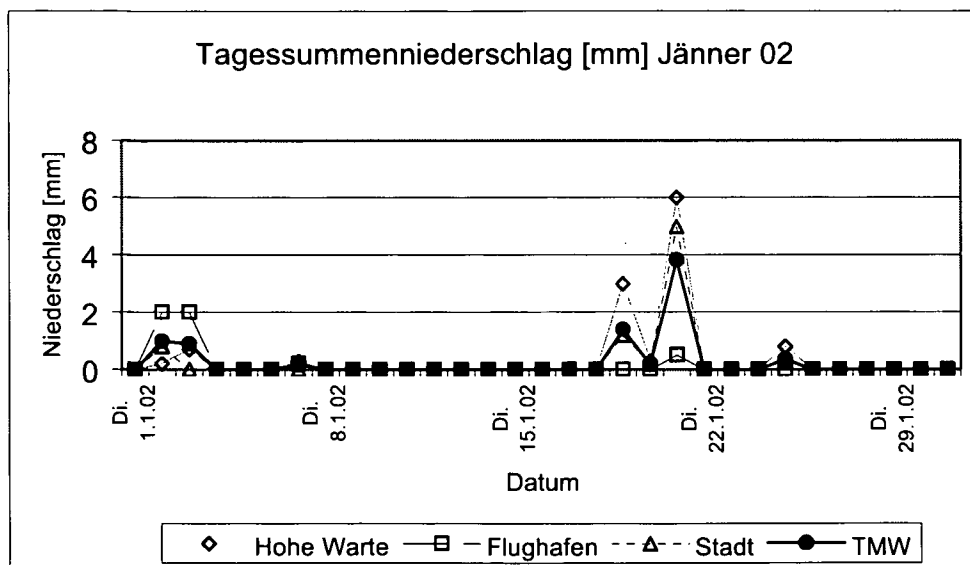


Abbildung 6-64: Tagessummenniederschläge für Jänner 02

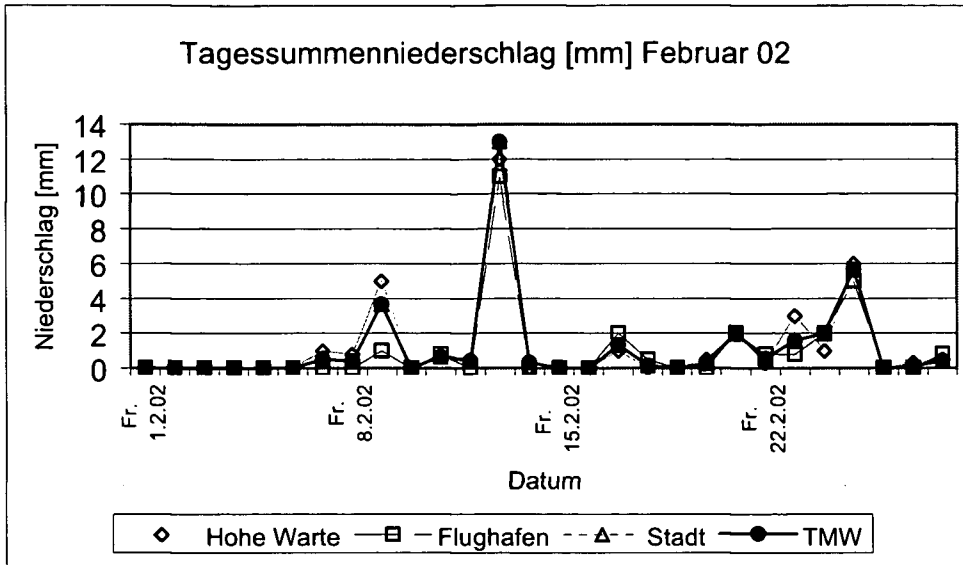


Abbildung 6-65: Tagessummenniederschläge für Februar 02

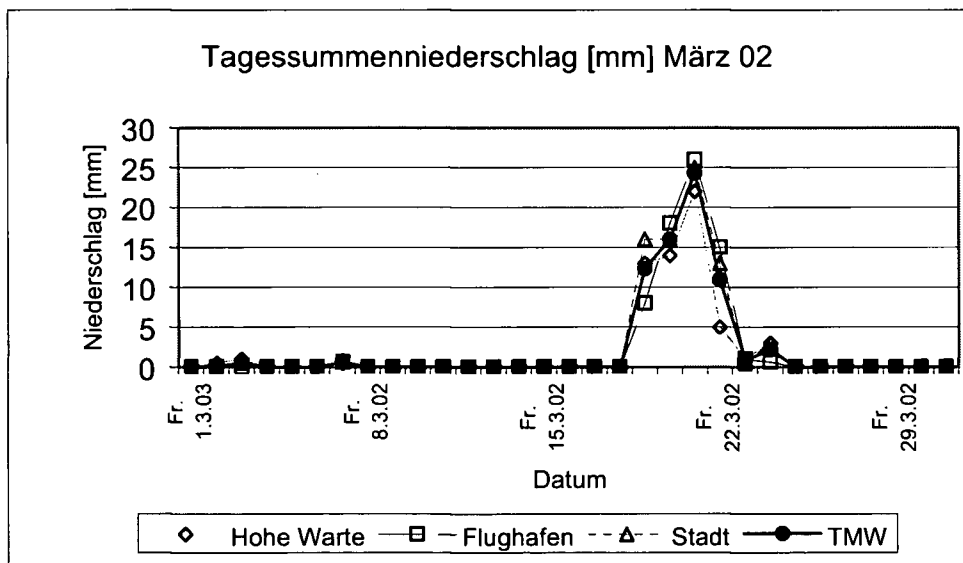


Abbildung 6-66: Tagessummenniederschläge für März 02

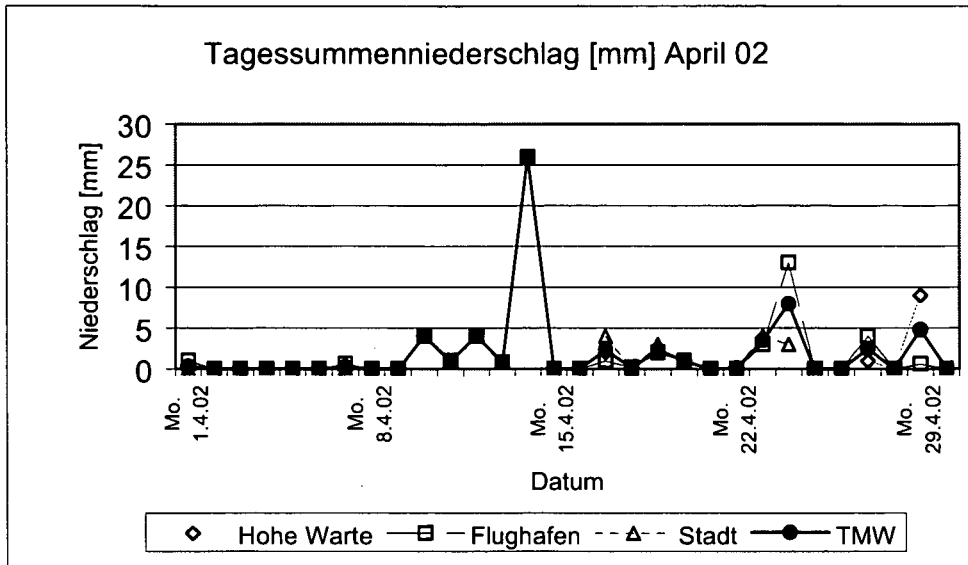


Abbildung 6-67: Tagessummenniederschläge für April 02

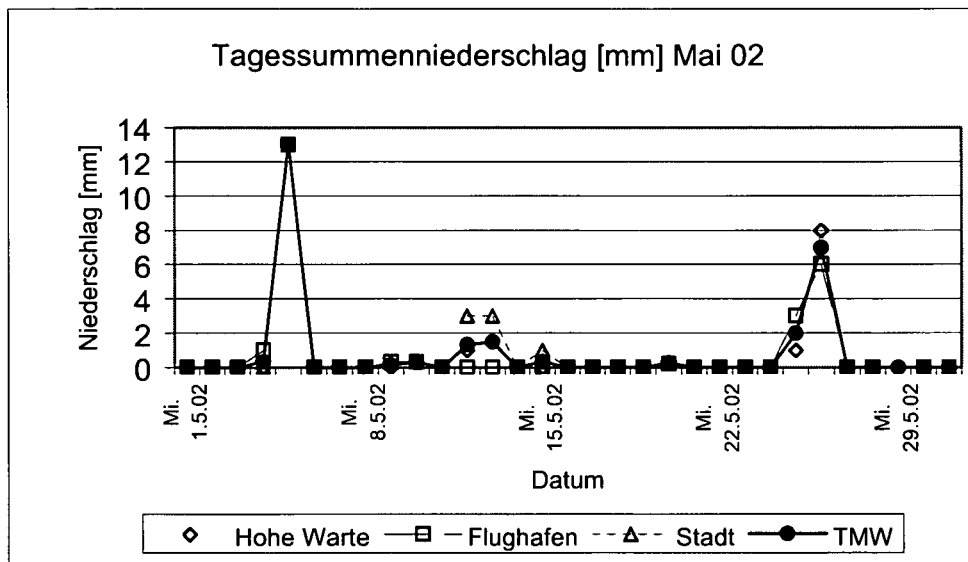


Abbildung 6-68: Tagessummenniederschläge für Mai 02

6.1.5. Relative Luftfeuchtigkeit im Messzeitraum

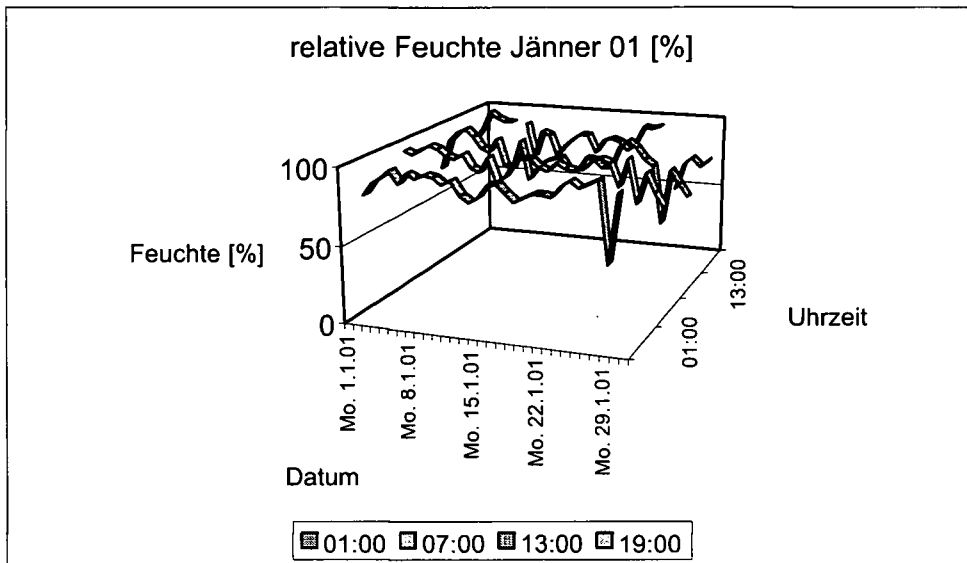


Abbildung 6-69: relative Luftfechtigkeiten für Jänner 01

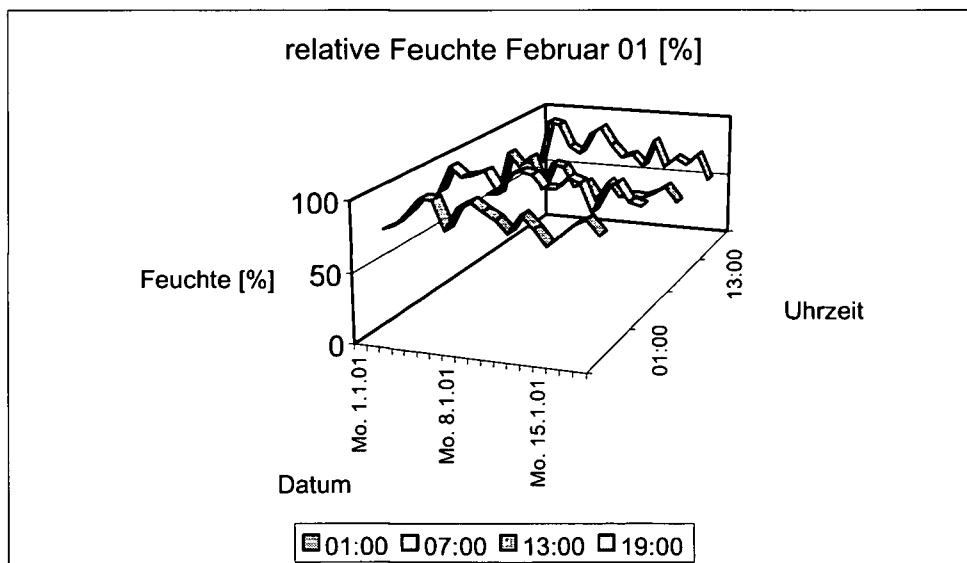


Abbildung 6-70: relative Luftfechtigkeiten für Februar 01

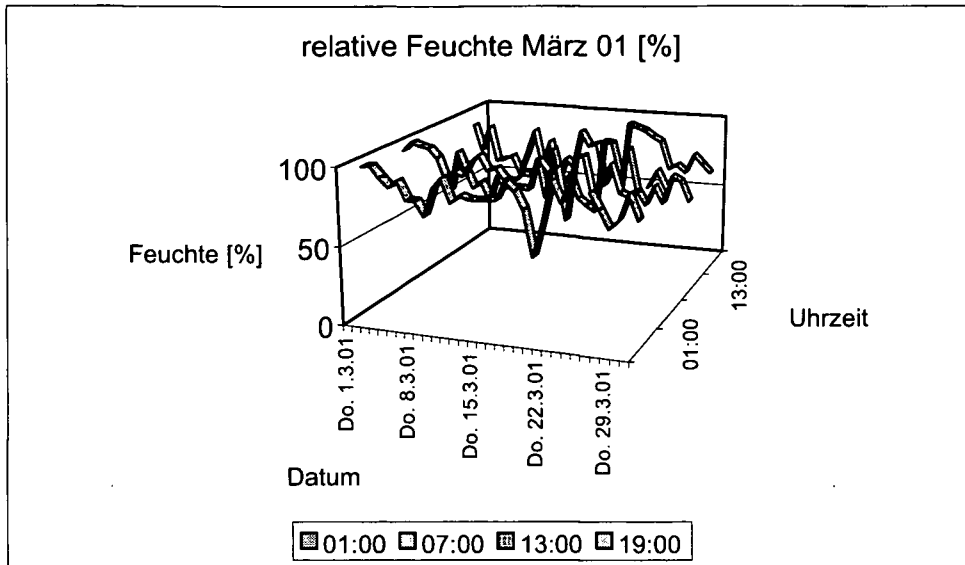


Abbildung 6-71: relative Luftfechtigkeiten für März 01

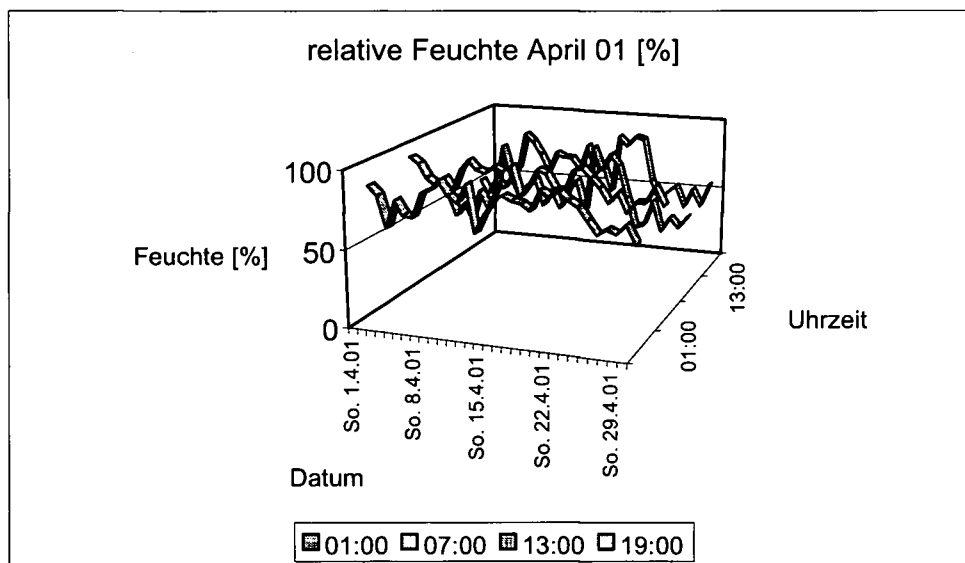


Abbildung 6-72: relative Luftfechtigkeiten für April 01

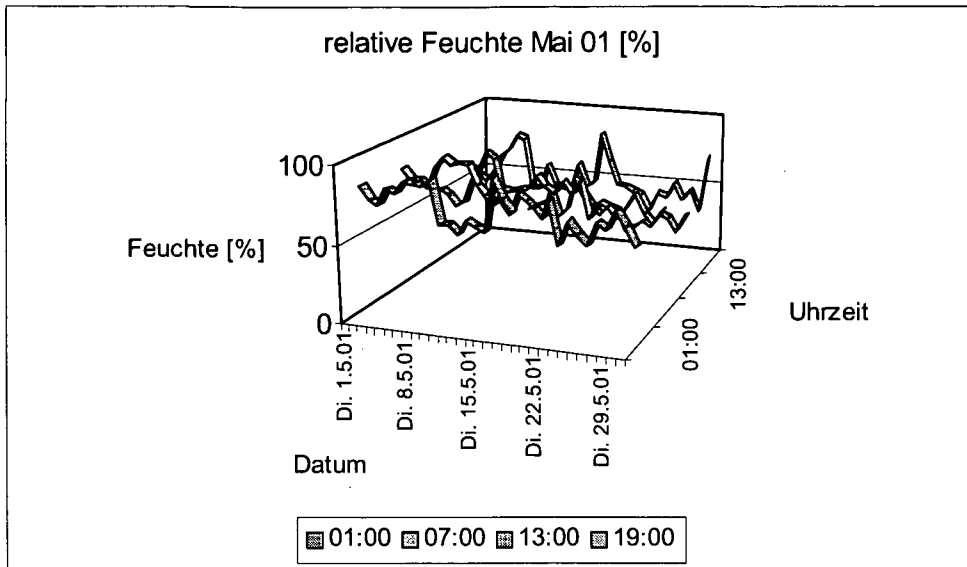


Abbildung 6-73: relative Luftfeuchtigkeiten für Mai 01

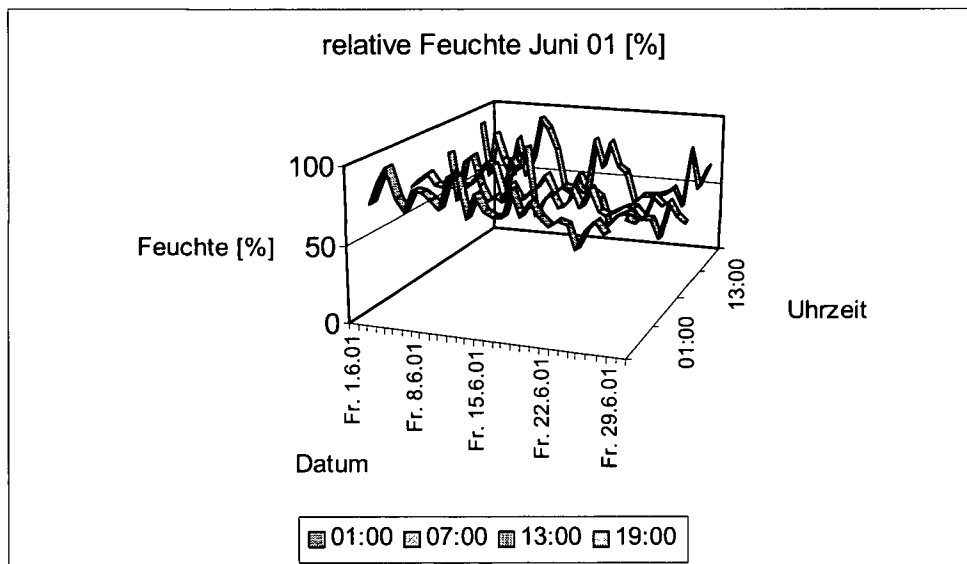


Abbildung 6-74: relative Luftfeuchtigkeiten für Juni 01

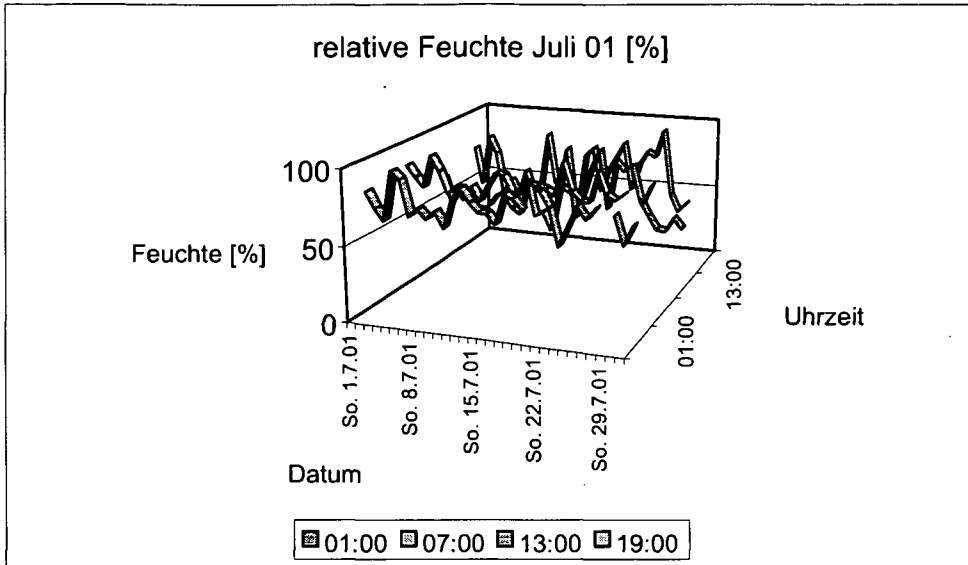


Abbildung 6-75: relative Luftfechtigkeiten für Juli 01

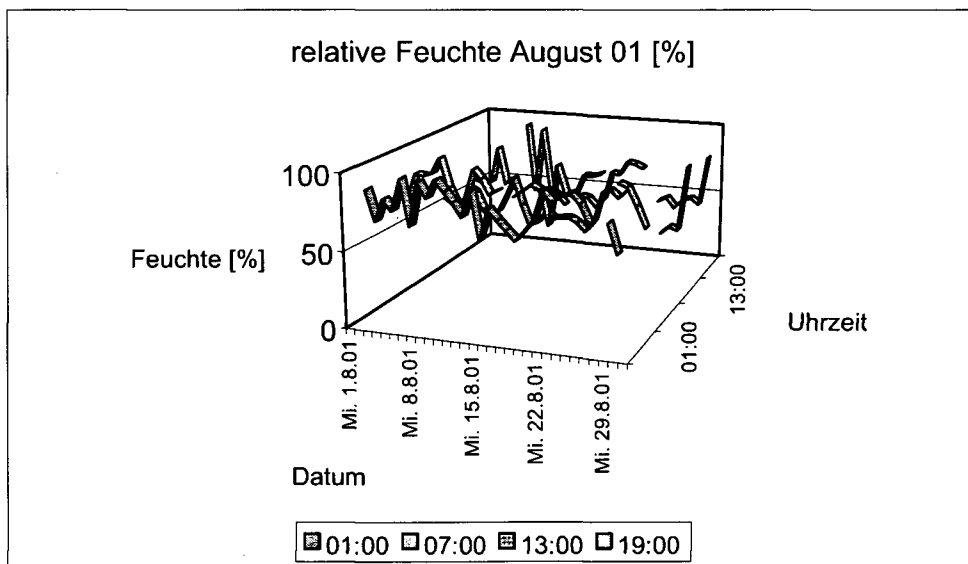


Abbildung 6-76: relative Luftfechtigkeiten für August 01

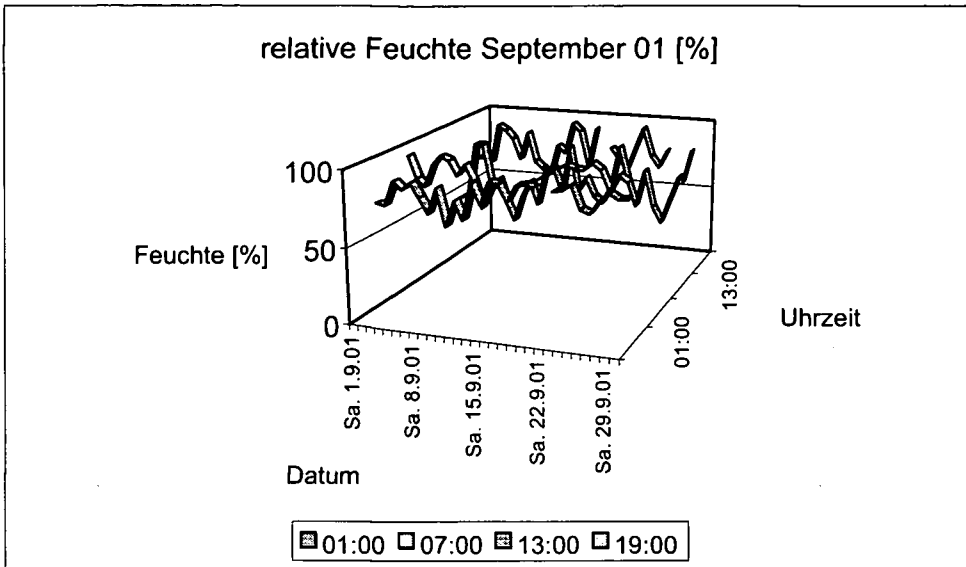


Abbildung 6-77: relative Luftfechtigkeiten für September 01

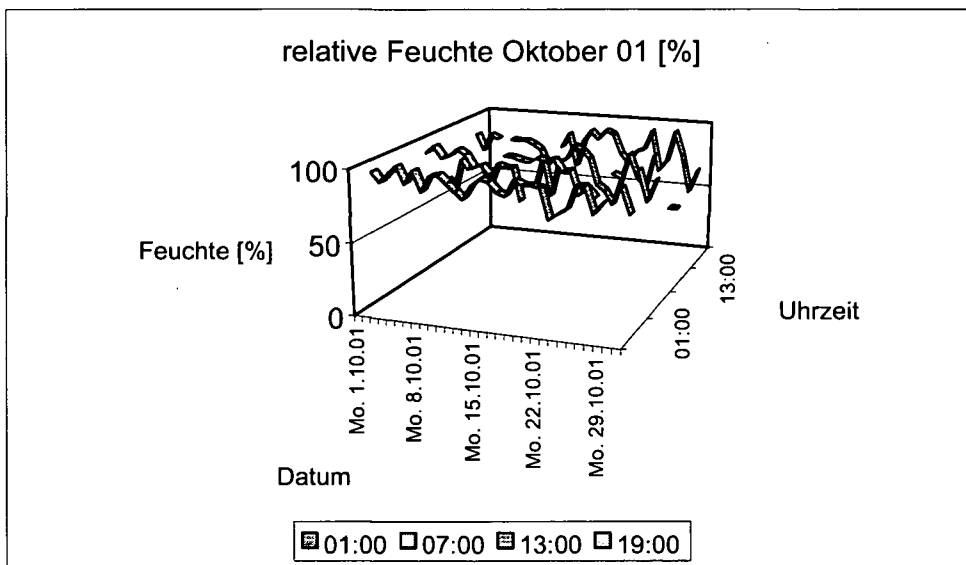


Abbildung 6-78: relative Luftfechtigkeiten für Oktober 01

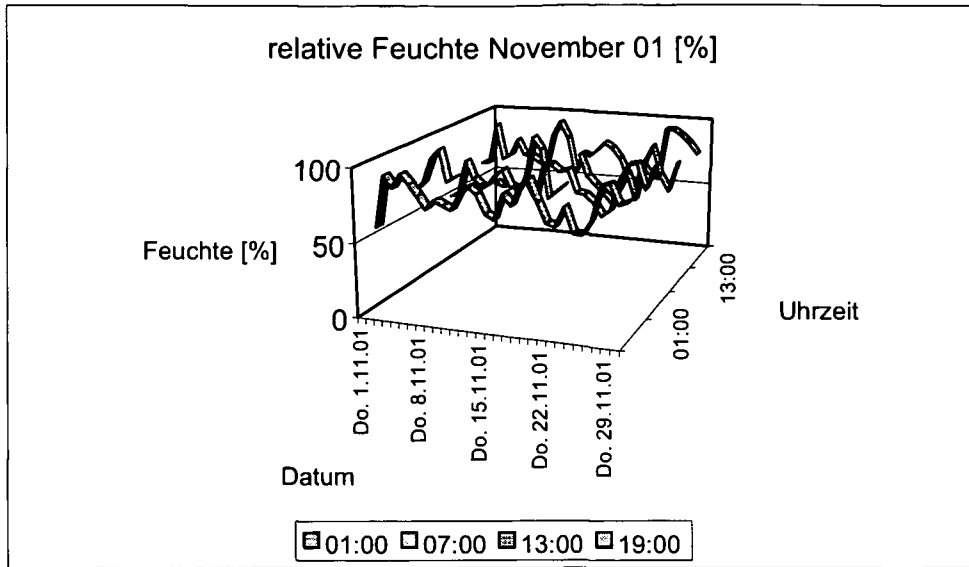


Abbildung 6-79: relative Luftfechtigkeiten für November 01

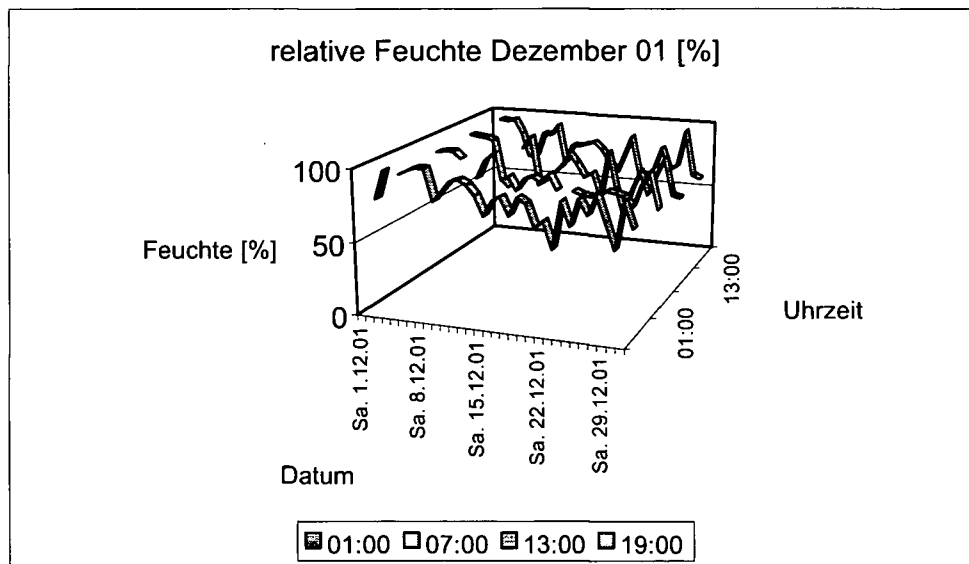


Abbildung 6-80: relative Luftfechtigkeiten für Dezember 01

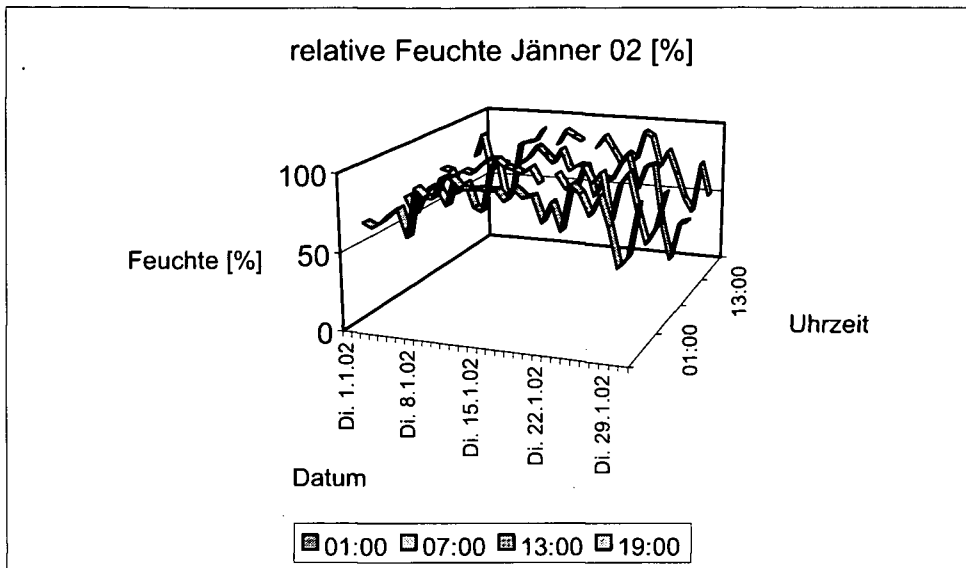


Abbildung 6-81: relative Luftfechtigkeiten für Jänner 02

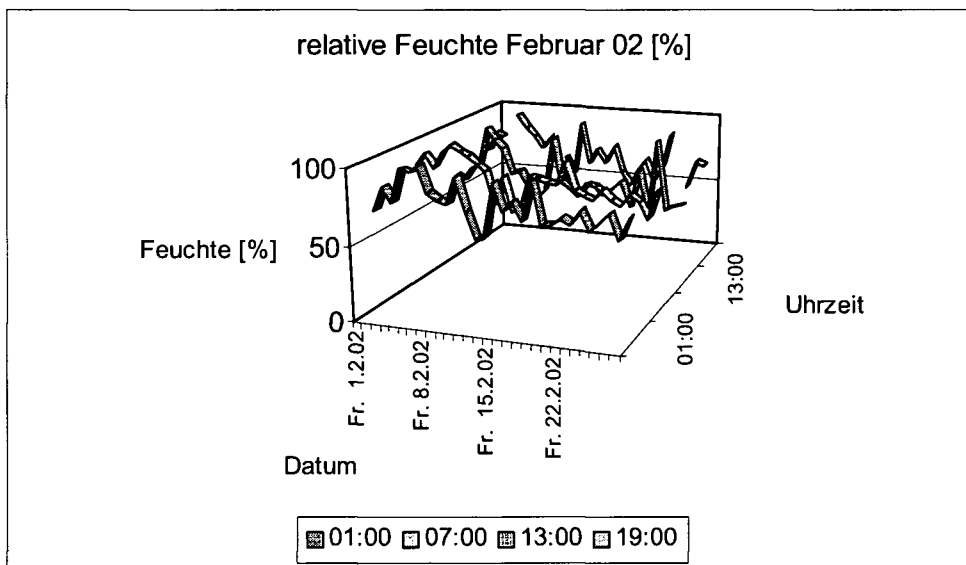


Abbildung 6-82: relative Luftfechtigkeiten für Februar 02

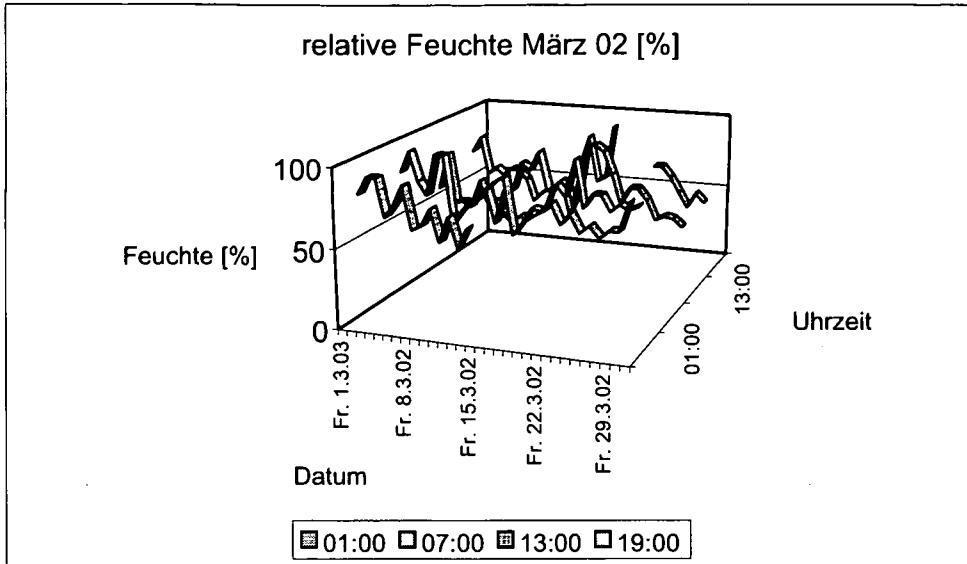


Abbildung 6-83: relative Luftfechtigkeiten für März 02

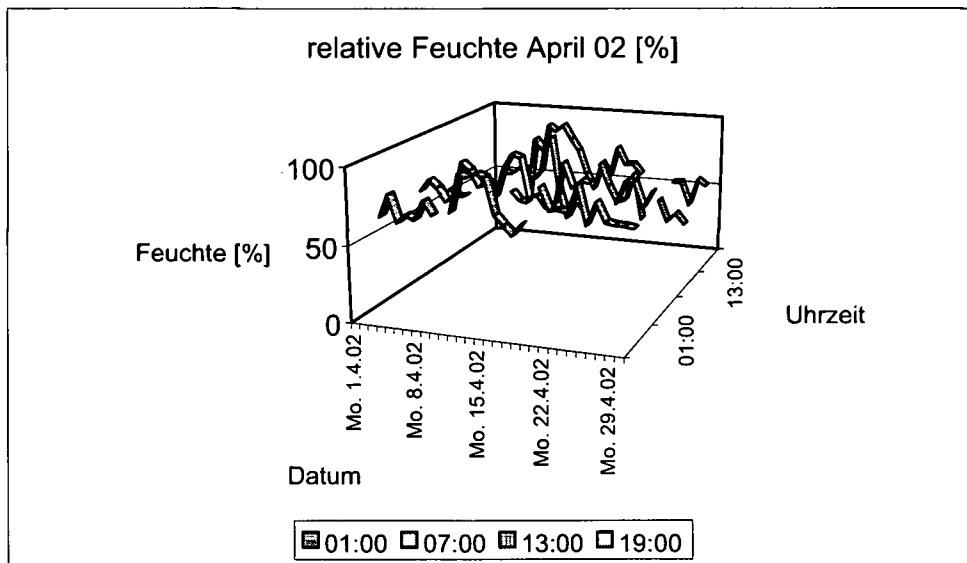


Abbildung 6-84: relative Luftfechtigkeiten für April 02

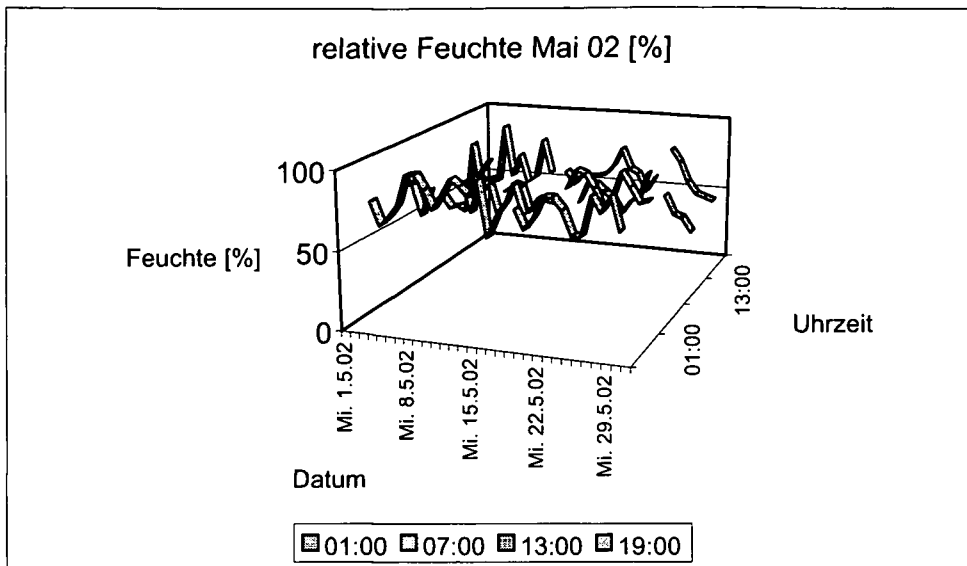


Abbildung 6-85: relative Luftfechtigkeiten für Mai 02

6.2. Anhang A2

Tabelle 6-1: Beschreibung der Messorte für die Bestimmung des Einflusses von Straßenwaschungen auf den sL-Wert

Messorte	Verkehrsfrequenz [Fahrzeuge/Tag]	Durchschnittsgewicht W [t]	Besonderheiten
Hadikgasse	63504	2,19	kein Parkstreifen, 3 Fahrbahnen hohe Durchschnittsgeschw. der Fahrzeuge
Prager Straße	22867	1,98	1 Parkstreifen, 1 Fahrbahn begrenzt durch Gleiskörper, sehr rauher Asphalt
Haberlgasse	3946	1,69	beidseitige Parkstreifen, 1 Fahrbahn, niedrige Geschw., starke Bombierung der Fahrbahn
Kaiser Ebersdorfer Straße	11030	2,42	1 Parkstreifen, 2 Fahrbahnen, rauer Asphalt
Maroltingergasse	16992	2,09	kein Parkstreifen, 1 Fahrbahn begrenzt, durch überhöhten Gleiskörper
Landstraßer Hauptstraße	13555	1,98	kein Parkstreifen, 2 Fahrbahnen, 1 Busspur, Bäume
Siemensstraße	17261	2,03	teils Parkstreifen, teils Busstation, 2 Fahrbahnen, Grünfläche mit Bäumen

6.3. Anhang A3

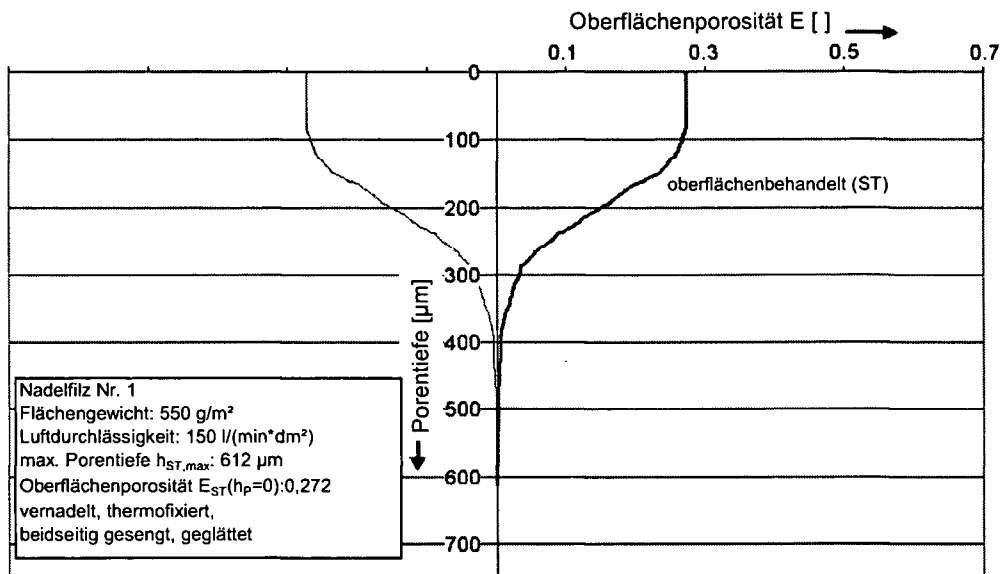


Abbildung 6-86: Modellpore an oberflächenbehandelter Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 1, die Modellpore an nicht oberflächenbehandelter Filtermitteloberfläche ist aufgrund beidseitig identer Behandlung nahezu deckungsgleich

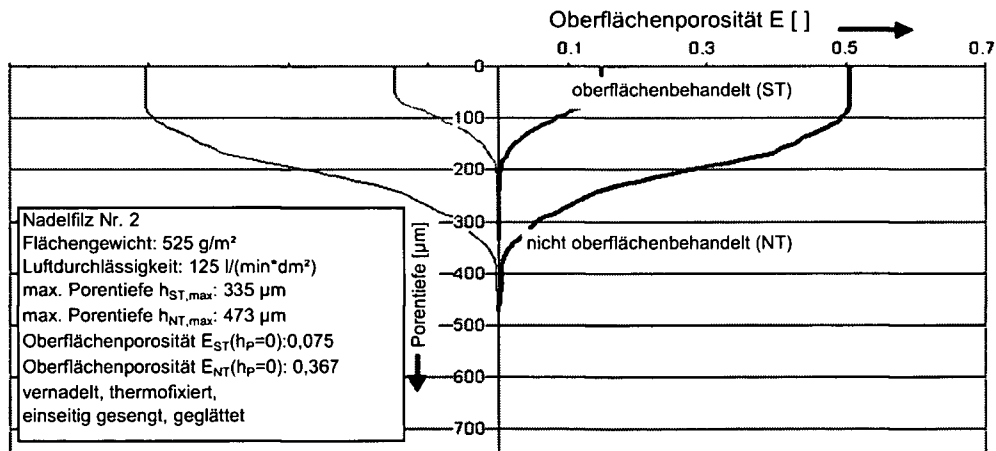


Abbildung 6-87: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 2

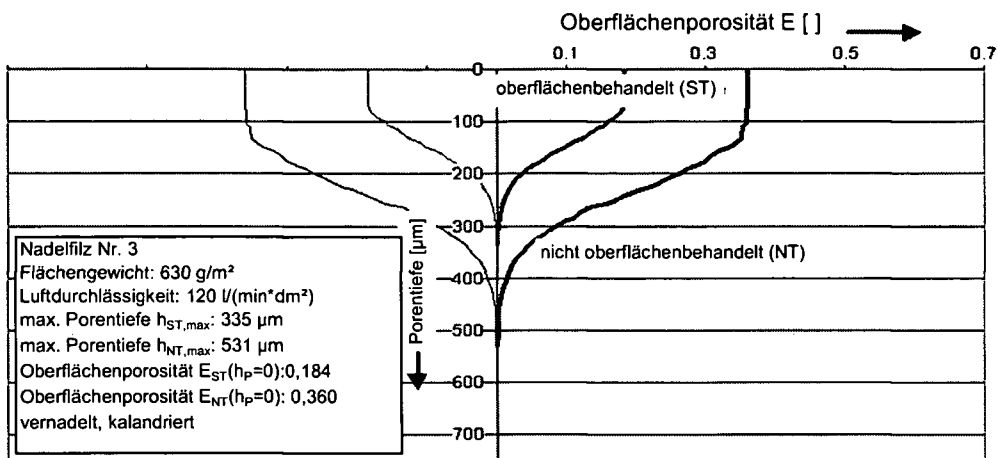


Abbildung 6-88: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3

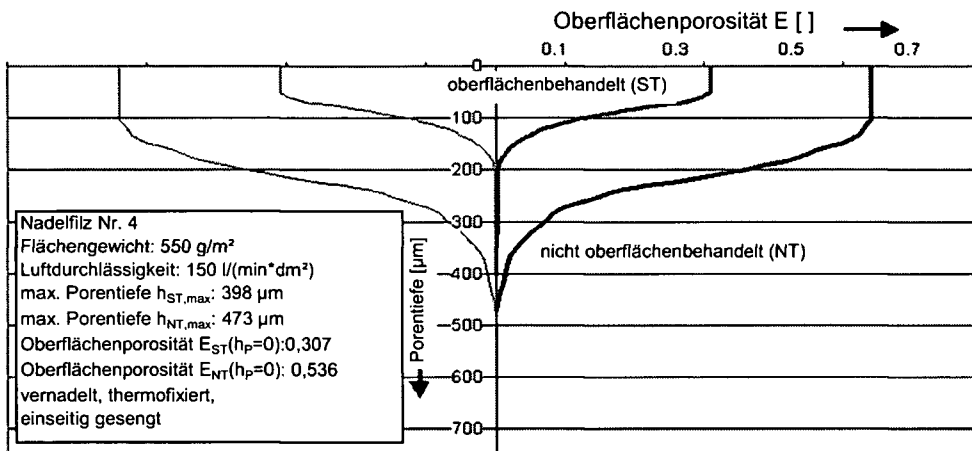


Abbildung 6-89: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 4

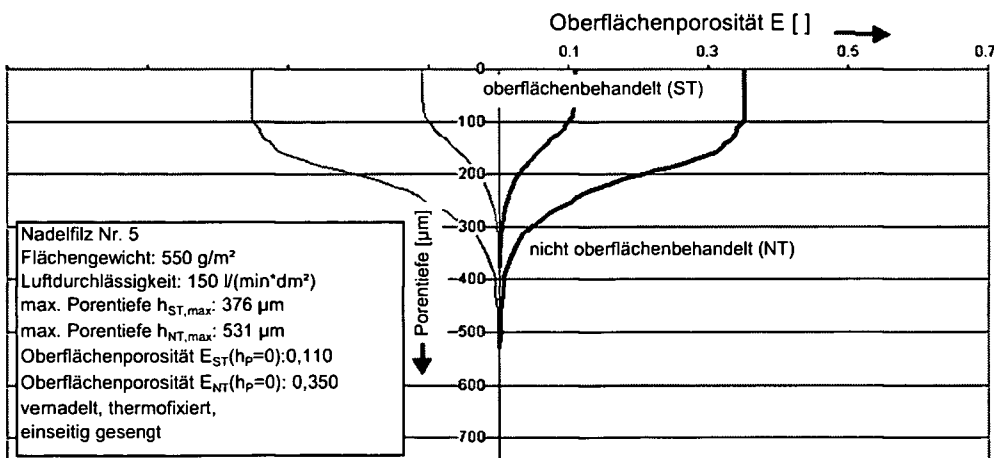


Abbildung 6-90: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 5

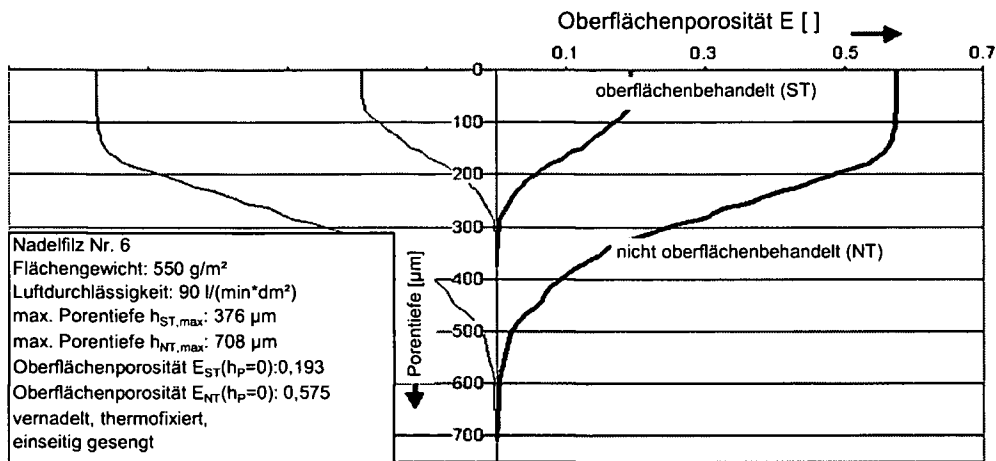


Abbildung 6-91: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 6

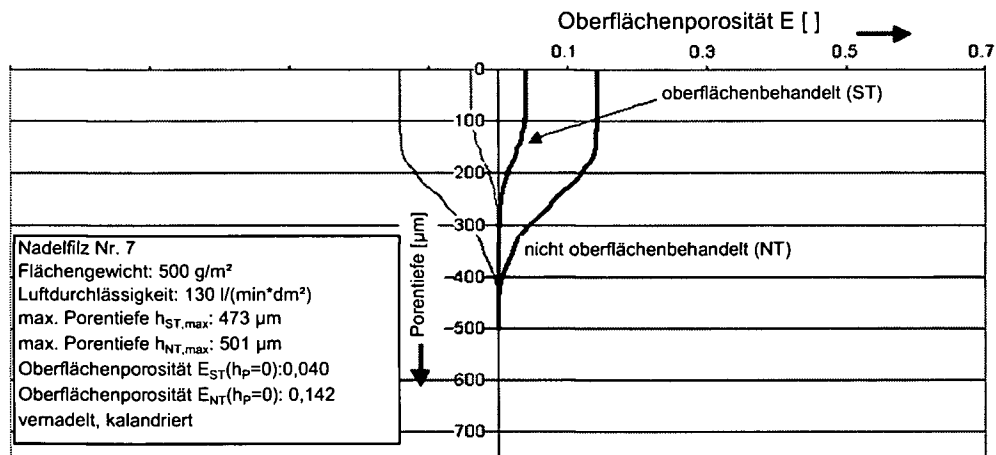


Abbildung 6-92: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 7

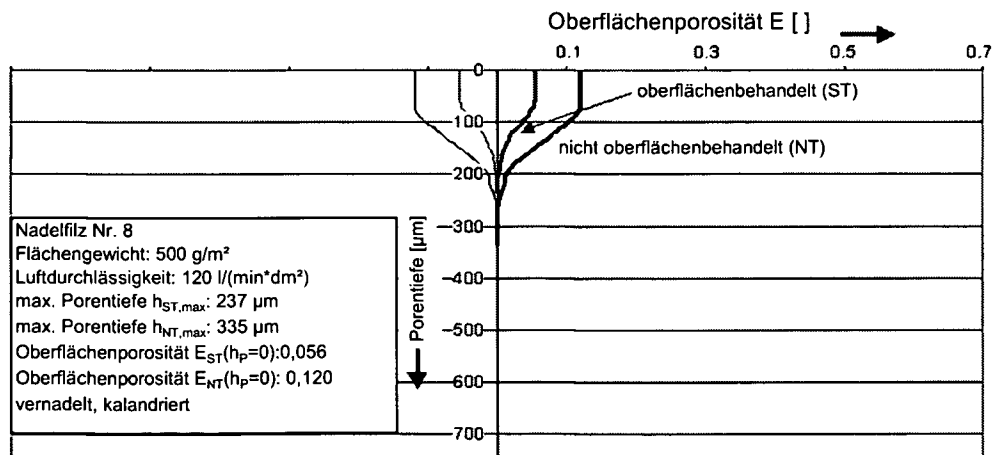


Abbildung 6-93: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 8

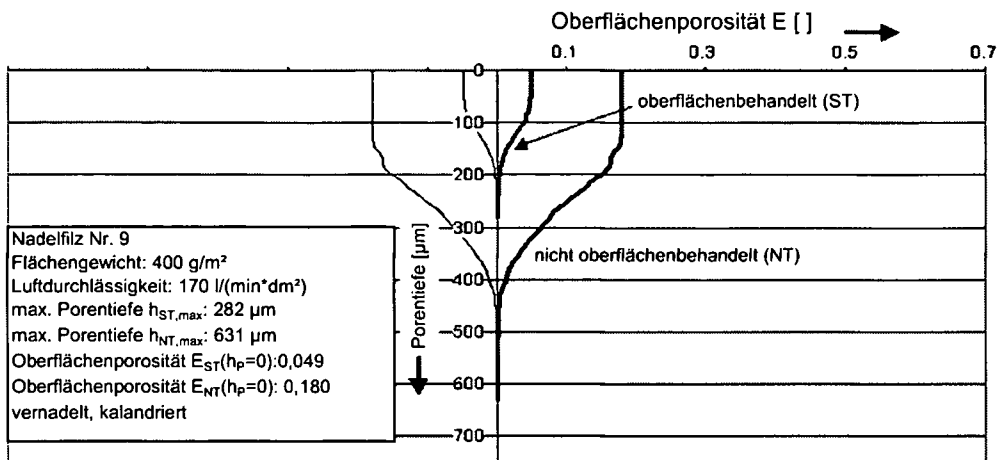


Abbildung 6-94: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 9

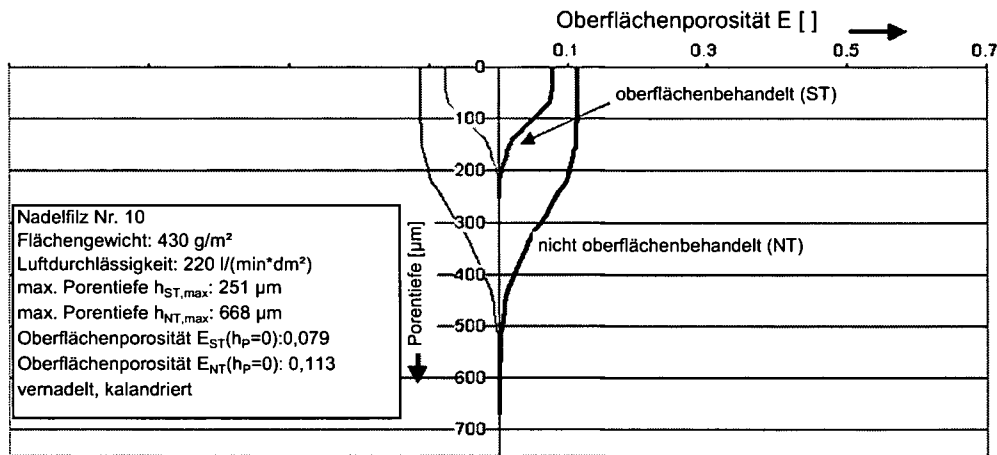


Abbildung 6-95: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 10

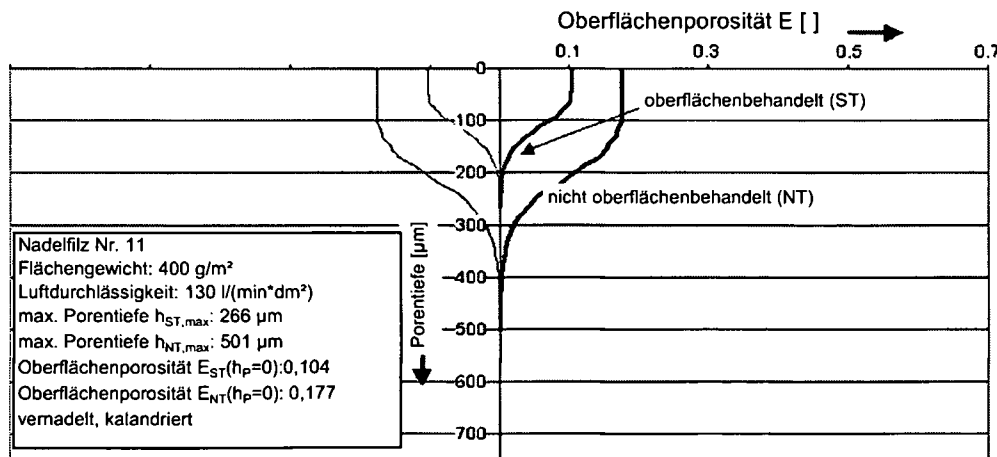


Abbildung 6-96: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 11

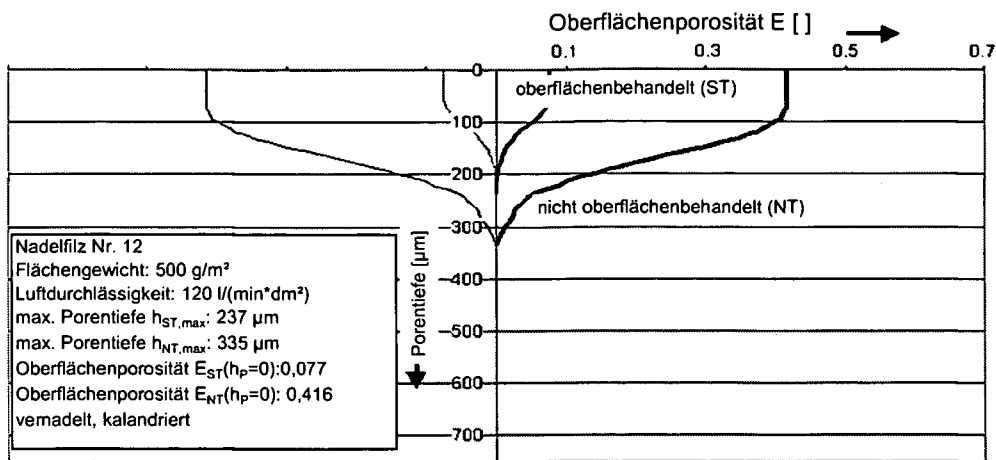


Abbildung 6-97: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3

6.4. Anhang A4

Tabelle 6-2: ermittelte Stopfdichten von Micro Calcilin 1 für den Betrieb des RBG-Kolbendosierers

S_0 [cm]	S_1 [cm]	m_p [g]	ρ_s [g/cm ³]
7,92	2,83	25,2	0,62
8,19	3,04	26,7	0,64
9,05	5,22	19,8	0,64
6,93	3,28	19,1	0,65
7,05	3,33	19,4	0,65
9,18	3,84	26,8	0,62
9,50	4,94	23,4	0,64
9,50	4,80	24,1	0,64
9,89	5,35	23,2	0,64
7,59	3,39	21,7	0,64
8,51	4,67	20,5	0,66
9,84	5,85	21,1	0,66
9,24	3,36	30,3	0,64
9,69	4,22	28,0	0,64
8,80	4,63	21,7	0,65
8,83	4,10	25,1	0,66
9,10	5,03	21,3	0,65
8,79	3,87	25,7	0,65
8,00	3,54	23,0	0,64
8,52	4,30	22,8	0,67
8,37	3,78	23,6	0,64
8,05	3,99	21,6	0,66
8,37	2,22	32,0	0,65
8,39	5,41	15,7	0,66
8,39	4,35	20,7	0,65
8,30	4,19	21,2	0,64
9,24	5,22	21,3	0,66
9,09	5,78	17,4	0,65
8,15	3,16	26,7	0,67
8,15	4,29	20,4	0,66
			Durchschnitt 0,65

Anhang

Tabelle 6-3: ermittelte Stopfdichten von Pural SB 30 für den Betrieb des RBG-Kolbendosierers

S ₀ [cm]	S ₁ [cm]	m _p [g]	ρ _s [g/cm ³]
6,10	3,83	16,3	0,89
6,29	4,62	11,2	0,83
9,05	6,68	16,1	0,85
6,69	4,80	12,4	0,82
7,52	5,85	11,1	0,83
6,72	4,31	13,4	0,69
6,80	4,55	15,1	0,84
7,01	4,17	19,2	0,84
7,47	6,00	9,4	0,80
7,43	5,36	13,7	0,82
5,05	3,63	9,4	0,82
7,17	5,80	8,8	0,80
8,35	6,89	9,8	0,84
7,38	5,29	14,1	0,84
6,11	4,18	13,1	0,84
7,20	4,83	15,6	0,82
6,25	4,45	11,7	0,81
6,22	4,81	9,2	0,81
6,97	5,13	11,7	0,79
3,25	1,99	8,8	0,87
5,51	3,89	11,4	0,88
5,85	4,00	12,3	0,83
6,71	4,42	14,3	0,78
6,29	4,42	12,0	0,80
6,69	4,76	12,5	0,81
4,49	2,87	10,8	0,83
3,64	2,55	7,3	0,83
3,55	2,45	7,4	0,84
4,88	3,35	10,7	0,87
3,70	2,91	5,2	0,82
			Durchschnitt 0,82

6.5. Anhang A5

Tabelle 6-4: Ergebnisse von 10 durchgeführten Dichtheitsprüfungen am Filtermittelprüfstand des Typ II

Dichtheitsprüfung Nr.	min. Unterdruck [mbar]	Evakuierungsdauer [s]	Unterdruckabnahme [mbar]
1	150	21	23
2	150	19	23
3	150	23	23
4	150	27	22
5	150	25	22
6	150	23	23
7	150	24	23
8	150	27	22
9	150	20	24
10	150	24	23
	Average 150	Average 23,3	Average 22,8

6.6. Anhang A6

Tabelle 6-5: in die 12 Nadelfilze eingelagerten Partikelrestmassen über 100 Filtrationszyklen am Prüfstand Typ III

Nadelfilz Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
$m_{\text{unbestaubt}}$ [g]	10,72	12,15	10,83	11,74	11,66	11,96	10,62	10,26	9,09	9,96	8,89	11,27
$m_{\text{res,1}}$ [g]	2,74	1,07	2,00	1,01	1,47	0,96	0,83	0,90	0,50	0,50	0,44	0,85
$m_{\text{res,3}}$ [g]	3,98	1,39	2,63	1,43	2,26	1,10	0,93	0,86	0,62	0,73	0,63	0,92
$m_{\text{res,5}}$ [g]	4,35	1,60	2,87	1,62	2,55	1,39	1,04	0,96	0,74	0,81	0,69	1,04
$m_{\text{res,7}}$ [g]	4,72	1,80	3,04	1,78	2,73	1,46	1,20	1,20	0,82	0,88	0,72	1,21
$m_{\text{res,10}}$ [g]	5,18	1,97	3,54	2,03	2,93	1,56	1,31	1,17	0,97	0,93	0,76	1,25
$m_{\text{res,15}}$ [g]	5,50	2,09	3,73	2,20	2,99	1,68	1,47	1,40	0,93	1,06	0,82	1,47
$m_{\text{res,20}}$ [g]	5,81	2,21	3,58	2,44	3,21	1,78	1,50	1,52	0,98	1,08	1,04	1,53
$m_{\text{res,40}}$ [g]	5,63	2,42	3,77	2,82	3,45	1,97	1,70	1,75	1,02	1,12	1,03	1,70
$m_{\text{res,60}}$ [g]	5,88	2,50	4,04	3,22	3,66	2,07	1,78	1,87	1,14	1,10	1,16	1,83
$m_{\text{res,80}}$ [g]	6,13	2,57	4,24	3,42	3,80	2,11	1,81	1,99	1,30	1,17	1,23	1,96
$m_{\text{res,100}}$ [g]	6,06	2,65	4,29	3,56	3,70	2,21	1,87	2,14	1,35	1,27	1,28	2,03

6.7. Anhang A7

Tabelle 6-6: rohgasseitige Porentiefenanalyse der 12 unbestaubten Nadelfilze, Bestimmung von $h_{P,20}$, $h_{P,80}$ und deren Differenz

Nadelfilz Nr.	$h_{P,80,\text{Rohgasseite}}$ [μm]	$h_{P,20,\text{Rohgasseite}}$ [μm]	$(h_{P,80}-h_{P,20})_{\text{Rohgasseite}}$ [μm]
1	263	157	106
2	144	81	63
3	200	108	92
4	218	129	89
5	216	123	93
6	222	120	102
7	230	140	90
8	146	88	58
9	159	102	57
10	150	83	67
11	154	90	64
12	146	90	56

Anhang

Tabelle 6-7: rohgasseitige Porentiefenanalyse der 12 unbestaubten Nadelfilze, Bestimmung von $A_{P,20}$, $A_{P,80}$ und deren Differenz

Nadelfilz Nr.	$A_{P,80, \text{Rohgasseite}} [\mu\text{m}]$	$A_{P,20, \text{Rohgasseite}} [\mu\text{m}]$	$(A_{P,80} - A_{P,20})_{\text{Rohgasseite}} [\mu\text{m}]$
1	350	70	280
2	590	20	570
3	920	30	890
4	900	30	870
5	490	15	475
6	620	18	602
7	250	35	215
8	280	17	263
9	270	19	251
10	460	18	442
11	400	18	382
12	480	12	468

6.8. Anhang A8

Tabelle 6-8: korrigierte Restdruckverluste der 12 Nadelfilze über 100 Filtrationszyklen am Prüfstand Typ II

Nadelfilz Nr.	$\Delta p_{\text{res},100} [\text{Pa}]$	$\Delta p_0 [\text{Pa}]$	$\Delta p_{\text{res,korr},100} [\text{Pa}]$
1	312	39	273
2	392	40	352
3	363	45	318
4	380	40	340
5	352	60	292
6	415	92	323
7	310	80	230
8	448	57	391
9	322	82	240
10	310	90	220
11	470	150	320
12	462	71	391

7. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Unterscheidungskriterien zwischen Punktquelle und diffuser Quelle[9]	14
Abbildung 3-2: Entwicklung der Staubemissionen in Deutschland 1990 und 1996 [8]	15
Abbildung 3-3: Vergleich der Stärke einiger diffuser PM10 Quellarten, veröffentlicht für das Jahr 1993 von der EPA [11].....	16
Abbildung 3-4: Depositions- und Entfernungsmechanismen für Straßenstaub [16]	16
Abbildung 3-5: graphische Darstellung des Begriffs Straßenabschnitt.....	25
Abbildung 3-6: gemessene sL-Werte von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002	60
Abbildung 3-7: Emissionsfaktoren für PM _{2,5} von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002	61
Abbildung 3-8: Emissionsfaktoren für PM ₁₀ von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002	62
Abbildung 3-9: Emissionsfaktoren für PM ₁₅ von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002	63
Abbildung 3-10: Emissionsfaktoren für PM ₃₀ von Jänner 2001 bis Ende Mai 2002.....	64
Abbildung 3-11: über den jeweiligen Messzyklus gemittelte Emissionsfaktoren PM ₁₀ ohne Berücksichtigung von Niederschlägen, gültig für Bundesstraßen, EF PM _{2,5} =EF PM ₁₀ *(1,1/4,6); EF PM ₁₅ =EF PM ₁₀ *(5,5/4,6); EF PM 30=EF PM ₁₀ *(24/4,6); siehe auch Tabelle 3-32	66
Abbildung 3-12: über den jeweiligen Messzyklus gemittelte Emissionsfaktoren PM ₁₀ ohne Berücksichtigung von Niederschlägen, gültig für Gemeindestraßen, EF PM _{2,5} =EF PM ₁₀ *(1,1/4,6); EF PM ₁₅ =EF PM ₁₀ *(5,5/4,6); EF PM 30=EF PM ₁₀ *(24/4,6); siehe auch Tabelle 3-32	66
Abbildung 3-13: Mittelwerte für EF PM ₁₀ ohne (Balken) und mit Regentagen (Linie) (Mittelwert der Messungen / Zyklusmittelwert) für Messzyklus 6	68
Abbildung 3-14:gemittelte Emissionsfaktoren für PM ₁₀ über die einzelnen Messzyklen unter Berücksichtigung des Niederschlags, gültig für Bundesstraßen, EF PM _{2,5} =EF PM ₁₀ *(1,1/4,6); EF PM ₁₅ =EF PM ₁₀ *(5,5/4,6); EF PM 30=EF PM ₁₀ *(24/4,6); siehe auch Tabelle 3-32	70
Abbildung 3-15: gemittelte Emissionsfaktoren für PM ₁₀ über die einzelnen Messzyklen unter Berücksichtigung des Niederschlags, gültig für Gemeindestraßen, EF PM _{2,5} =EF PM ₁₀ *(1,1/4,6); EF PM ₁₅ =EF PM ₁₀ *(5,5/4,6); EF PM 30=EF PM ₁₀ *(24/4,6); siehe auch Tabelle 3-32	70
Abbildung 3-16: Vergleich der mittleren Emissionsfaktoren EF PM ₁₀ für Bundesstraßen ohne und mit Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag	71
Abbildung 3-17: Vergleich der mittleren Emissionsfaktoren EF PM ₁₀ für Gemeindestraßen ohne und mit Berücksichtigung von Tagen mit Niederschlag	71
Abbildung 3-18: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 1, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	79
Abbildung 3-19: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 2, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	80

- Abbildung 3-20: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 3, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 80
- Abbildung 3-21: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 4, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 81
- Abbildung 3-22: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 5, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 81
- Abbildung 3-23: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 6, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 82
- Abbildung 3-24: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 7, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 82
- Abbildung 3-25: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 8, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 83
- Abbildung 3-26: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 9, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 83
- Abbildung 3-27: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 10, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 84
- Abbildung 3-28: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 11, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 84
- Abbildung 3-29: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 12, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 85
- Abbildung 3-30: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 13, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 85
- Abbildung 3-31: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 14, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 86
- Abbildung 3-32: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 15, SE PM_{2,5}=SE PM₁₀*(1,1/4,6), SE PM₁₅=SE PM₁₀*(5,5/4,6), SE PM₃₀=SE PM₁₀*(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34... 86

Abbildung 3-33: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 16, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	87
Abbildung 3-34: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 17, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	87
Abbildung 3-35: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 18, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	88
Abbildung 3-36: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 19, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	88
Abbildung 3-37: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 20, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	89
Abbildung 3-38: Staubemissionen in Abhängigkeit von benützter Straßenkategorie für Messzyklus 21, SE PM _{2,5} =SE PM ₁₀ *(1,1/4,6), SE PM ₁₅ =SE PM ₁₀ *(5,5/4,6), SE PM ₃₀ =SE PM ₁₀ *(24/4,6), siehe auch Tabelle 3-34...	89
Abbildung 3-39: Staubemissionen SE PM ₁₀ von 10.1.2001 bis 31.5.2002	90
Abbildung 3-40: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 1	93
Abbildung 3-41: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 2	93
Abbildung 3-42: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 3	94
Abbildung 3-43: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 4	94
Abbildung 3-44: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 5	95
Abbildung 3-45: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 6	95
Abbildung 3-46: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 7	96
Abbildung 3-47: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 8	96
Abbildung 3-48: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 9	97
Abbildung 3-49: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 10	97
Abbildung 3-50: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 11	98

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-51: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 12	98
Abbildung 3-52: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 13	99
Abbildung 3-53: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 14	99
Abbildung 3-54: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 15	100
Abbildung 3-55: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 16	100
Abbildung 3-56: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 17	101
Abbildung 3-57: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 18	101
Abbildung 3-58: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 19	102
Abbildung 3-59: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 20	102
Abbildung 3-60: Darstellung der gemessenen sL-Werte über die Verkehrsfrequenz für den Messzyklus 21	103
Abbildung 3-61: sL-Werte des Messzyklus 1 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	104
Abbildung 3-62: sL-Werte des Messzyklus 2 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	104
Abbildung 3-63: sL-Werte des Messzyklus 3 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	105
Abbildung 3-64: sL-Werte des Messzyklus 4 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	105
Abbildung 3-65: sL-Werte des Messzyklus 5 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	106
Abbildung 3-66: sL-Werte des Messzyklus 6 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	106
Abbildung 3-67: sL-Werte des Messzyklus 7 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	107
Abbildung 3-68: sL-Werte des Messzyklus 8 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	107
Abbildung 3-69: sL-Werte des Messzyklus 9 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	108
Abbildung 3-70: sL-Werte des Messzyklus 10 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	108

Abbildung 3-71: sL-Werte des Messzyklus 11 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	109
Abbildung 3-72: sL-Werte des Messzyklus 12 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	109
Abbildung 3-73: sL-Werte des Messzyklus 13 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	110
Abbildung 3-74: sL-Werte des Messzyklus 14 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	110
Abbildung 3-75: sL-Werte des Messzyklus 15 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	111
Abbildung 3-76: sL-Werte des Messzyklus 16 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	111
Abbildung 3-77: sL-Werte des Messzyklus 17 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	112
Abbildung 3-78: sL-Werte des Messzyklus 18 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	112
Abbildung 3-79: sL-Werte des Messzyklus 19 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	113
Abbildung 3-80: sL-Werte des Messzyklus 20 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	113
Abbildung 3-81: sL-Werte des Messzyklus 21 in Abhängigkeit des Durchschnittsgewichts W der die Messstellen passierenden Fahrzeuge.....	114
Abbildung 3-82: mittlere sL-Werte und Straßenkehrrecht über den Messzeitraum	115
Abbildung 3-83: Ranking der Bundesstraßenmessstellen bezüglich der sL-Werte über die einzelnen Zyklen	117
Abbildung 3-84: Ranking der Gemeindestraßenmessstellen bezüglich der sL-Werte über die einzelnen Zyklen	118
Abbildung 3-85: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an den Bundesstraßen-Messstellen	121
Abbildung 3-86: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an den Gemeindestraßen-Messstellen	122
Abbildung 3-87: Variation des durchschnittlichen Fahrzeuggewichts W (minimales, tatsächliches, um 10% erhöhtes und um 2% verringertes Fahrzeuggewicht) an der Messstelle „Rautenweg-Ostbahn“	123
Abbildung 3-88: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Jänner 1995 bis Mai 2002.....	124
Abbildung 3-89: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Dezember 2000 bis Jänner 2002	125

Abbildung 3-90: Tagesmittelwerte der gemessenen Staubimmissionen von Dezember 2001 bis Mai 2002	125
Abbildung 3-91: Monatsmittelwerte der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren PM30 für Bundesstraßen von Jänner 2001 bis Mai 2002	126
Abbildung 3-92: Monatsmittelwerte der Staubimmissionen und Emissionsfaktoren PM30 für Gemeindestraßen von Jänner 2001 bis Mai 2002	126
Abbildung 3-93: ermittelte Absetzgeschwindigkeiten v von Jänner 2001 bis Mai 2002	128
Abbildung 3-94: Skizze mit Gültigkeit für alle Messorte	141
Abbildung 3-95: Durchführung der Straßenwaschung an einem Messort durch den Waschwagen in als auch gegen die Fahrtrichtung	143
Abbildung 3-96: Durchführung der Straßenwaschung an einem Messort durch den Waschwagen in Fahrtrichtung	144
Abbildung 3-97: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe Juni/Juli 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung	149
Abbildung 3-98: sL-Werte Rinnsal der Messreihe Juni/Juli 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung	150
Abbildung 3-99: EF PM2,5 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03	151
Abbildung 3-100: EF PM10 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03	151
Abbildung 3-101: EF PM15 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03	152
Abbildung 3-102: EF PM30 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe Juni/Juli 03	152
Abbildung 3-103: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe November 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung	154
Abbildung 3-104: sL-Werte Rinnsal der Messreihe November 03 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung	155
Abbildung 3-105: EF PM2,5 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03	155
Abbildung 3-106: EF PM10 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03	156
Abbildung 3-107: EF PM15 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03	156
Abbildung 3-108: EF PM30 vor und 24 Stunden nach der Straßenwaschung, Messreihe November 03	157
Abbildung 3-109: sL-Werte Fahrbahn der Messreihe März/April 04 vor und nach der Straßenwaschung	160
Abbildung 3-110: Detail der sL-Werte Fahrbahn aus Abbildung 3-109	161
Abbildung 3-111: sL-Werte Rinnsal der Messreihe März/April 04 vor und nach der Straßenwaschung	162

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-112: Detail der sL-Werte Rinnsal aus Abbildung 3-111.....	162
Abbildung 3-113: EF PM _{2,5} vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04	163
Abbildung 3-114: EF PM ₁₀ vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04	163
Abbildung 3-115: EF PM ₁₅ vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04	164
Abbildung 3-116: EF PM ₃₀ vor und nach der Straßenwaschung, Messreihe März/April 04	164
Abbildung 3-117: erzielte Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr.....	166
Abbildung 3-118: erzielte Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung	166
Abbildung 3-119: erzielte Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr.....	167
Abbildung 3-120: erzielte Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung	168
Abbildung 3-121: erzielte Reduktionen der mittleren Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr	169
Abbildung 3-122: erzielte Reduktionen der mittleren Fahrbahn-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung.....	170
Abbildung 3-123: erzielte Reduktionen der mittleren Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr	171
Abbildung 3-124: erzielte Reduktionen der mittleren Rinnsal-sL-Werte für Sommer, Herbst und Frühjahr in maßstäblicher Darstellung.....	171
Abbildung 3-125: über alle Fahrbahnmessstellen und alle Straßen (Messorte) gemittelte Reduktion für Sommer, Herbst und Frühjahr	172
Abbildung 3-126: über alle Rinnsalmessstellen und alle Straßen (Messorte) gemittelte Reduktion für Sommer, Herbst und Frühjahr	173
Abbildung 3-127: erzielte absolute Reduktionen der Fahrbahn-sL-Werte an den einzelnen Messstellen.....	174
Abbildung 3-128: erzielte absolute Reduktionen der Rinnsal-sL-Werte an den einzelnen Messstellen.....	174
Abbildung 3-129: erzielte sL-Wertreduktionen an den Fahrbahnmessstellen im Frühjahr 2004	176
Abbildung 3-130: erzielte mittlere sL-Wertreduktionen der Fahrbahn-sL-Werte über den sL- Werten vor der Waschung an den verschiedenen Messorten (je 3 Messstellen) im Frühjahr 2004.....	176
Abbildung 3-131: erzielte, über alle Fahrbahnmessstellen gemittelte Reduktion des sL- Wertes nach verschiedenen Zeiten nach der Waschung im Frühjahr.....	177

Abbildung 3-132: erzielte sL-Wertreduktionen an den Rinnsalmessstellen im Frühjahr 2004	178
Abbildung 3-133: erzielte mittlere sL-Wertreduktionen der Rinnsal-sL-Werte über den sL- Werten vor der Waschung an den verschiedenen Messorten (je 3 Messstellen) im Frühjahr 2004.....	178
Abbildung 3-134: erzielte, über alle Rinnsalmessstellen gemittelte Reduktion des sL-Wertes	179
Abbildung 4-1: grundsätzliche Bauformen der Staubabscheider [31].....	183
Abbildung 4-2: Mechanismen für das Abscheiden von Partikeln durch eine Einzelfaser [32]	189
Abbildung 4-3: Modell des durch eine Aerodispersion senkrecht angeströmten Zylinders [33]	190
Abbildung 4-4: durch abgeschiedene Partikeln geformte Dendriten und deren Betrachtung als neue Fasern [35]	193
Abbildung 4-5: Unterteilung eines Filtermediums in eine bestimmte Anzahl N von Schichten mit unterschiedlicher Partikelbeladung [35].....	194
Abbildung 4-6: Vergleich des Filtrationsmodells mit experimentellen Ergebnissen [37].....	196
Abbildung 4-7: Vergleich zwischen dem Penetrationsmodell und experimentell bestimmtem Penetrationsprofil, erhalten bei einer Filtrationsgeschwindigkeit von 0,18 m/s [37]	197
Abbildung 4-8: vollständiges Verstopfen des Filtermittels durch Porenblockade durch Einzelpartikeln [39]	199
Abbildung 4-9: herkömmlicher Filtermittelverstopfungsvorgang [39].....	200
Abbildung 4-10: Druckverlust während des Verstopfungsvorgangs durch Sodapartikeln [40]	201
Abbildung 4-11: Aufnahmen eines frühen Filtrationsabschnitts von Sodapartikeln (links) und des Filterkuchens bzw. der Filtermitteloberfläche am Ende des Filtrationsprozesses (rechts) [40].....	202
Abbildung 4-12: schematische Darstellung einer vollständigen (oben) und teilweisen Filterkuchenabreinigung, dem sogenannten patchy cleaning (unten) [38]	205
Abbildung 4-13: Wanderung von Partikeln durch ein textiles Filtermedium.....	206
Abbildung 4-14: Partikelwanderung durch Filterkuchen und -medium.....	207
Abbildung 4-15: schematische Darstellung des Vernadelns mittels widerhakenbewehrter Nadeln [44]	211
Abbildung 4-16: Nadelbalken (links) und Darstellung einer 20-fach vergrößerten filzschonenden „no-kick-up Nadel“ (rechts) [41]	212
Abbildung 4-17: Querschnitt eines Nadelfilzes, 62-fach vergrößert, erkennbar die Ausrichtung der Filzfasern und deren Umorientierung im Bereich der Nadeleinstiche [44]	213
Abbildung 4-18: Herstellung eines, trocken kreuzgelegten Filzes mittels Kreuzleger	215
Abbildung 4-19: Schmelzspinnverfahren [44]	217

Abbildung 4-20: schematische Struktur eines Gewebes, diesogenannte Leinwandbindung [7]	218
Abbildung 4-21: die drei Garnstandardtypen [44]	218
Abbildung 4-22: Spinnen eines Multifilaments [41]	220
Abbildung 4-23: Leinwandbindung (links), Körperbindung (Mitte) and Atlasbindung (rechts) nach (Purchas, 1996).	221
Abbildung 4-24: Zugfestigkeit eines, durch Ziegler Natta Katalyse hergestellten, Polypropylenfaserfilzes und dessen Abhängigkeit von der Temperatur der durchgeführten Thermofixierung [51]	224
Abbildung 4-25: Elektronenmikroskopaufnahme von ungezogenen, filmähnlich verschmolzenen Fasern (links) und gezogenen Fasern, welche inhomogener verschmolzen sind (rechts) (Chand et al., 2001)	225
Abbildung 4-26: Gewebe vor (links) und nach dem Kalandrieren (rechts) [44]	226
Abbildung 4-27: Oberfläche eines gesengten Nadelfilzes [44]	227
Abbildung 4-28: polymerbeschichteter Polypropylennadelfilz [44]	228
Abbildung 4-29: der Betrachtungswinkel und dessen Abhängigkeit vom Abstand zwischen Objekt und betrachtendem Auge [53]	229
Abbildung 4-30: schematische Darstellung eines Durchlichtmikroskops [55]	230
Abbildung 4-31: sich parallel ausbreitende Lichtstrahlen, phasenverschoben durch das Objekt, Interferenzen erzeugen Maximum 0 und Maxima unterschiedlicher Ordnung (+/- I, +/- II) (links) und Verschiebung H des Maximums bzw. der Maxima 1. und 2. Ordnung (A, B) (rechts) [53]	232
Abbildung 4-32: unterschiedliche Brechung blauer und roter Lichtstrahlen, Dispersion (links) und dadurch entstehende Abbildungsfehler (rechts) [53]	234
Abbildung 4-33: die Beugung des Lichts durch zwei benachbarte Spalte (Interferenz am Doppelspalt) [53]	235
Abbildung 4-34: Funktionsprinzip des Direktbeleuchtungssystems Ploemopak 2.1 (links) und Versuchsaufbau der optischen Analyse mit Auflichtmikroskop, Computer und 3-CCD Kamera (rechts)	239
Abbildung 4-35: Ausschnitt (1060 x 820 µm) aus der Bildmitte, Reingasseite (links) und Rohgasseite (rechts) eines einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes, die Fasern wurden mit Eisenoxidpigment eingefärbt	241
Abbildung 4-36: Schwarz-Weißbilder der Rein- (links) bzw. der Rohgasseite (rechts) eines einseitig kalandrierten Polyesternadelfilzes, generiert aus den färbigen Bildausschnitten in Abbildung 4-35	241
Abbildung 4-37: Grauwertverteilung der Gesamtheit aller in einem Bildausschnitt enthaltenen Pixel und Festlegung des Schwellwerts	242
Abbildung 4-38: Porenflächensummenverteilung an der rohgasseitigen Oberfläche des Filtermediums Nr. 3, basierend auf allen 20 Bildausschnitten	246
Abbildung 4-39: rohgasseitige Porentiefensummenverteilung am Nadelfilz mit der Artikelnr. 3, basierend auf 400 Porentiefenmessungen	247

Abbildung 4-40: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und un behandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3	249
Abbildung 4-41: Kolbendosierer RBG 2000 [d]	252
Abbildung 4-42: schematische Darstellung des Dispergiervorgangs im Feedkopf eines Kolbendosierers []	253
Abbildung 4-43: Schneckendosierer [e] mit Teststaubvorratsbehälter (1) und Bürstengehäuse (2) (links) und die zugehörige, dosierereigene Kontrolleinheit (rechts)	254
Abbildung 4-44: Schema eines Schneckendosierers.....	255
Abbildung 4-45: Partikelanalysator PCS 2010 mit Kontrolleinheit und Kühlsystem (links) und das PCS-Messgerät mit optischem System (rechts)	257
Abbildung 4-46: Schema des Streulichtpartikelanalysators PCS 2010.....	257
Abbildung 4-47: Partikelgrößenverteilung von Micro Calcilin-Partikeln, mit (□) und ohne (O) Grenzflächenfehlerkorrektur [57]	259
Abbildung 4-48: Filtermittelprüfstand Typ I nach VDI-Richtlinie 3926	261
Abbildung 4-49: R&I-Schema des Filtermittelprüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926...262	
Abbildung 4-50: prinzipieller, konstruktiver Aufbau des Prüfstands Typ I nach VDI-Richtlinie 3926	264
Abbildung 4-51: Aerosolgenerierung mittels Schneckendosierers am Rohgaskanaleintritt des Filtermittelprüfstands Typ I.....	264
Abbildung 4-52: zu untersuchendes Filtermedium im Filtermittelprüfstand Typ I.....	265
Abbildung 4-53: isokinetische Absaugung hinter der Filtermittelprobe im Reingaskanal ...266	
Abbildung 4-54: extraktive Teilstromentnahme	267
Abbildung 4-55: Partikelgrößenverteilung des Micro Calcilins 1 laut Sicherheitsdatenblatt des Herstellers.....	269
Abbildung 4-56: Einfluss der Schneckenmotorspannung des Partikeldosierers auf die Partikelkonzentration an der Filtermitteloberfläche unter den Betriebsbedingungen für den Prüfstand Typ I aus Tabelle 4-5	271
Abbildung 4-57: Kontroll- und Messwerterfassungsoberfläche am Typ I-Prüfstandscomputer	275
Abbildung 4-58: MMTC (Multi-Modular Test rig for Cleanable Filters), Filtermittelprüfstand des Typ II nach VDI-Richtlinie 3926.....	277
Abbildung 4-59: R&I-Schema des Filtermittelprüfstands Typ II nach VDI-Richtlinie 3926...278	
Abbildung 4-60: Roh- und Reingaskanal des MMTC mit nachgeschaltetem Absolutfilter...279	
Abbildung 4-61: Filtermittelhalter des MMTC, siehe auch Abbildung 4-60	280
Abbildung 4-62: Massensummenverteilung des Teststaubs Pural SB, ermittelt mit einem Luftstrahlsieb	282
Abbildung 4-63: Staubvorratszylinder-Dosierkolben für die Bestimmung der Teststaubstopfdichte	284
Abbildung 4-64: im Nadelfilz Nr. 3 eingelagerte Partikelrestmassen über die Filtrationszykluszahl.....	292

Abbildung 4-65: Bestimmung des Restdruckverlusts Δp_{res} des Nadelfilzes Nr. 3 aus dessen Druckverlustverlauf	294
Abbildung 4-66: Bestimmung der Funktion für den linearisierten Druckverlust über einen Filtrationszyklus, Nadelfilz Nr. 3 am Prüfstand Typ I	296
Abbildung 4-67: die jeweils ersten 5 Zyklen der Filtermitteltestläufe mit Nadelfilz Nr. 3 auf den Prüfständen des Typ I und Typ II	297
Abbildung 4-68: exemplarische Partikelbahnen am Prüfstand Typ I (links) und Typ II (rechts)	298
Abbildung 4-69: Bestimmung von $h_{P,20}$, $h_{P,50}$ und $h_{P,80}$ der Porentiefensummenverteilung des unbeladenen Nadelfilzes Nr. 3	303
Abbildung 4-70: Partikelanzahlkonzentration im Reingas, erfasst während der Durchführung des Testlaufs mit Nadelfilz Nr. 3	304
Abbildung 4-71: eingelagerte Partikelrestmassen, erfasst während den Filtrationsläufen aller 12 Nadelfilze	305
Abbildung 4-72: Druckverlustverlauf über 100 Filtrations- bzw. Abreinigungszyklen für Nadelfilz Nr. 3 am Prüfstand Typ II	306
Abbildung 4-73: Ergebnisse der rohgasseitigen Porentiefenanalyse, Gruppierung der 12 Nadelfilze hinsichtlich ihrer Porentiefenverteilung	307
Abbildung 4-74: mittlere Porentiefen $h_{P,50,Rohgasseite}$ und zugehörige Partikelrestmassen nach 100 Filtrationszyklen	308
Abbildung 4-75: Ergebnisse der rohgasseitigen Porenflächenanalyse, Gruppierung der 12 Nadelfilze hinsichtlich ihrer Porenflächenverteilung	309
Abbildung 4-76: Partikelrestmassen über die rohgasseitigen Oberflächenporositäten E der 12 Nadelfilze nach jeweils 100 Abreinigungen	310
Abbildung 4-77: Zusammenhang zwischen Partikelrestmassen und zugehörigen, korrigierten Restdruckverluste $\Delta p_{res,korr}$	311
Abbildung 4-78: Kalandrierpresse für die Durchführung von thermischen, druckbeaufschlagten Filtermitteloberflächenbehandlungen	313
Abbildung 4-79: behandelte Probe des Nadelfilzes Nr. 3, hot spots durch Wärme- und Druckeinwirkung	314
Abbildung 4-80: Oberflächenporositäten der Nadelfilzproben von Filtermedium Nr. 3 in Abhängigkeit der Behandlungsdauer	315
Abbildung 4-81: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 3 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Originalzustand bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung	316
Abbildung 4-82: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 3 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Originalzustand bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung	317
Abbildung 4-83: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit der Oberflächenbehandlungsdauer der Proben des Nadelfilzes Nr. 3	318

Abbildung 4-84: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit des korrigierten Restdruckverlusts $\Delta p_{res,korr}$ thermisch oberflächenbehandelter Proben des Nadelfilzes Nr. 3	319
Abbildung 4-85: Porentiefensummenverteilungen von Proben des Nadelfilzes Nr. 4 in Abhängigkeit unterschiedlicher Behandlungsdauer, Standard bedeutet keine nachträgliche thermische Behandlung	320
Abbildung 4-86: nach 100 Zyklen eingelagerte Partikelrestmasse in Abhängigkeit zur Oberflächenbehandlungsdauer der Proben des Nadelfilzes Nr. 3.....	322
Abbildung 4-87: korrigierter Restdruckverlust $\Delta p_{res,korr}$ thermisch oberflächenbehandelter Proben des Nadelfilzes Nr. 4 in Abhängigkeit von der eingelagerten Partikelrestmasse nach 100 Zyklen	323
Abbildung 4-88: Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung bzw. Modellpore eines unbestaubten Polyesternadelfilzes (FM), sowie nach erfolgter Regenerierung, Teststaub TiO_2	325
Abbildung 4-89: exemplarische Darstellung von Bildausschnitten der zu analysierenden Filtermitteloberflächen des Nadelfilzes FM1, in unbestaubtem und regeneriertem Zustand	325
Abbildung 4-90: Oberflächenporosität und Porentiefensummenverteilung, bzw. Modellpore eines im Vergleich zu Abbildung 4-88 zusätzlich verstärkt kalandrierten Polyester-Nadelfilzes (FM_nachbehandelt) im unbestaubten Zustand und nach Regeneration in Abhängigkeit der Filtrationszyklen (Teststaub TiO_2)	327
Abbildung 4-91: in den Nadelfilz eingelagerte Partikelrestmasse über der Oberflächenporosität nach bestimmten Anzahlen von Filtrationszyklen/Abreinigungen für verschiedene Polyesternadelfilze, Prüfstand Typ II, Teststaub TiO_2	329
Abbildung 4-92: mittlere Porentiefen $h_{P,50}$ über der Abreinigungszahl	329
Abbildung 4-93: rohgasseitige Strukturanalyse der unterschiedlich ausgerüsteten, unbestaubten Polyimidnadelfilze.....	332
Abbildung 4-94: rohgasseitige Strukturanalyse der unterschiedlich ausgerüsteten, unbestaubten Polyesternadelfilze	333
Abbildung 4-95: eingelagerte Partikelrestmasse als Funktion der Oberflächenporosität für die unterschiedlich ausgerüsteten Polyimid- bzw. Polyesternadelfilze.....	334
Abbildung 4-96: Restdruckverlust zweier unterschiedlich ausgerüsteter Polyimidnadelfilze als Funktion der Abreinigungszyklen.....	337
Abbildung 4-97: in zwei unterschiedlich ausgerüstete Polyimidnadelfilze eingelagerte Partikelrestmasse als Funktion der Abreinigungszyklen	337
Abbildung 4-98: Restdruckverlust zweier unterschiedlich ausgerüsteter Polyesternadelfilze als Funktion der Abreinigungszyklen.....	339
Abbildung 4-99: in zwei unterschiedlich ausgerüstete Polyesternadelfilze eingelagerte Staubpartikelrestmasse als Funktion der Abreinigungszyklen	339

Abbildung 4-100: Porenvolumenäquivalent $E \cdot h_{p,50}$ der unbestaubten Nadelfilze als Funktion der nach 300 Zyklen eingelagerten Staubpartikelmasse	341
Abbildung 6-1: Tageshöchsttemperaturen für Jänner 01	352
Abbildung 6-2: Tageshöchsttemperaturen für Februar 01	352
Abbildung 6-3: Tageshöchsttemperaturen für März 01	353
Abbildung 6-4: Tageshöchsttemperaturen für April 01	353
Abbildung 6-5: Tageshöchsttemperaturen für Mai 01	354
Abbildung 6-6: Tageshöchsttemperaturen für Juni 01	354
Abbildung 6-7: Tageshöchsttemperaturen für Juli 01	355
Abbildung 6-8: Tageshöchsttemperaturen für August 01	355
Abbildung 6-9: Tageshöchsttemperaturen für September 01	356
Abbildung 6-10: Tageshöchsttemperaturen für Oktober 01	356
Abbildung 6-11: Tageshöchsttemperaturen für November 01	357
Abbildung 6-12: Tageshöchsttemperaturen für Dezember 01	357
Abbildung 6-13: Tageshöchsttemperaturen für Jänner 02	358
Abbildung 6-14: Tageshöchsttemperaturen für Februar 02	358
Abbildung 6-15: Tageshöchsttemperaturen für März 02	359
Abbildung 6-16: Tageshöchsttemperaturen für April 02	359
Abbildung 6-17: Tageshöchsttemperaturen für Mai 02	360
Abbildung 6-18: Tagestiefsttemperaturen für Jänner 01	360
Abbildung 6-19: Tagestiefsttemperaturen für Februar 01	361
Abbildung 6-20: Tagestiefsttemperaturen für März 01	361
Abbildung 6-21: Tagestiefsttemperaturen für April 01	362
Abbildung 6-22: Tagestiefsttemperaturen für Mai 01	362
Abbildung 6-23: Tagestiefsttemperaturen für Juni 01	363
Abbildung 6-24: Tagestiefsttemperaturen für Juli 01	363
Abbildung 6-25: Tagestiefsttemperaturen für August 01	364
Abbildung 6-26: Tagestiefsttemperaturen für September 01	364
Abbildung 6-27: Tagestiefsttemperaturen für Oktober 01	365
Abbildung 6-28: Tagestiefsttemperaturen für November 01	365
Abbildung 6-29: Tagestiefsttemperaturen für Dezember 01	366
Abbildung 6-30: Tagestiefsttemperaturen für Jänner 02	366
Abbildung 6-31: Tagestiefsttemperaturen für Februar 02	367
Abbildung 6-32: Tagestiefsttemperaturen für März 02	367
Abbildung 6-33: Tagestiefsttemperaturen für April 02	368
Abbildung 6-34: Tagestiefsttemperaturen für Mai 02	368
Abbildung 6-35: Windstärken für Jänner 01	369
Abbildung 6-36: Windstärken für Februar 01	369
Abbildung 6-37: Windstärken für März 01	370
Abbildung 6-38: Windstärken für April 01	370
Abbildung 6-39: Windstärken für Mai 01	371

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 6-40: Windstärken für Juni 01	371
Abbildung 6-41: Windstärken für Juli 01	372
Abbildung 6-42: Windstärken für August 01	372
Abbildung 6-43: Windstärken für September 01	373
Abbildung 6-44: Windstärken für Oktober 01	373
Abbildung 6-45: Windstärken für November 01	374
Abbildung 6-46: Windstärken für Dezember 01	374
Abbildung 6-47: Windstärken für Jänner 02	375
Abbildung 6-48: Windstärken für Februar 02	375
Abbildung 6-49: Windstärken für März 02	376
Abbildung 6-50: Windstärken für April 02	376
Abbildung 6-51: Windstärken für Mai 02	377
Abbildung 6-52: Tagessummenniederschläge für Jänner 01	377
Abbildung 6-53: Tagessummenniederschläge für Februar 01	378
Abbildung 6-54: Tagessummenniederschläge für März 01	378
Abbildung 6-55: Tagessummenniederschläge für April 01	379
Abbildung 6-56: Tagessummenniederschläge für Mai 01	379
Abbildung 6-57: Tagessummenniederschläge für Juni 01	380
Abbildung 6-58: Tagessummenniederschläge für Juli 01	380
Abbildung 6-59: Tagessummenniederschläge für August 01	381
Abbildung 6-60: Tagessummenniederschläge für September 01	381
Abbildung 6-61: Tagessummenniederschläge für Oktober 01	382
Abbildung 6-62: Tagessummenniederschläge für November 01	382
Abbildung 6-63: Tagessummenniederschläge für Dezember 01	383
Abbildung 6-64: Tagessummenniederschläge für Jänner 02	383
Abbildung 6-65: Tagessummenniederschläge für Februar 02	384
Abbildung 6-66: Tagessummenniederschläge für März 02	384
Abbildung 6-67: Tagessummenniederschläge für April 02	385
Abbildung 6-68: Tagessummenniederschläge für Mai 02	385
Abbildung 6-69: relative Luftfeuchtigkeiten für Jänner 01	386
Abbildung 6-70: relative Luftfeuchtigkeiten für Februar 01	386
Abbildung 6-71: relative Luftfeuchtigkeiten für März 01	387
Abbildung 6-72: relative Luftfeuchtigkeiten für April 01	387
Abbildung 6-73: relative Luftfeuchtigkeiten für Mai 01	388
Abbildung 6-74: relative Luftfeuchtigkeiten für Juni 01	388
Abbildung 6-75: relative Luftfeuchtigkeiten für Juli 01	389
Abbildung 6-76: relative Luftfeuchtigkeiten für August 01	389
Abbildung 6-77: relative Luftfeuchtigkeiten für September 01	390
Abbildung 6-78: relative Luftfeuchtigkeiten für Oktober 01	390
Abbildung 6-79: relative Luftfeuchtigkeiten für November 01	391
Abbildung 6-80: relative Luftfeuchtigkeiten für Dezember 01	391

Abbildung 6-81: relative Luftfechtigkeiten für Jänner 02	392
Abbildung 6-82: relative Luftfechtigkeiten für Februar 02	392
Abbildung 6-83: relative Luftfechtigkeiten für März 02	393
Abbildung 6-84: relative Luftfechtigkeiten für April 02	393
Abbildung 6-85: relative Luftfechtigkeiten für Mai 02	394
Abbildung 6-86: Modellpore an oberflächenbehandelter Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 1, die Modellpore an nicht oberflächenbehandelter Filtermitteloberfläche ist aufgrund beidseitig identer Behandlung nahezu deckungsgleich	395
Abbildung 6-87: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 2	395
Abbildung 6-88: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3	396
Abbildung 6-89: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 4	396
Abbildung 6-90: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 5	396
Abbildung 6-91: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 6	397
Abbildung 6-92: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 7	397
Abbildung 6-93: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 8	397
Abbildung 6-94: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 9	398
Abbildung 6-95: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 10	398
Abbildung 6-96: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 11	398
Abbildung 6-97: Modellporen an oberflächenbehandelter (hell) und unbehandelter (dunkel) Filtermitteloberfläche des Nadelfilzes mit Artikelnr. 3	399

8. Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Hauptunterschiede zwischen definierten und diffusen Staubquellen[9]	13
Tabelle 3-2: Legende zu der Abbildung 3-4	17
Tabelle 3-3: partikelgrößenabhängiger Faktor k für Gleichung 3-1 [17]	22
Tabelle 3-4: Abschätzung des Feinkornanteils PM-75 der Oberflächenbeladung für Industriestraßen [17]:	24
Tabelle 3-5: empfohlener Korrekturwert des Feinkornanteils PM-75 der Oberflächenbeladung für öffentliche, befestigte Straßen [17].....	24
Tabelle 3-6: die nach der EPA anzuwendenden Siebe für die Bestimmung des sL-Wertes:	25
Tabelle 3-7: zufällig ausgewählte sL-Wert-Messstellen.....	28
Tabelle 3-8: die durch Verkehrszählung [20] ermittelten, je Tag eine der Messstellen passierenden Fahrzeuge $\sum f_i$	34
Tabelle 3-9: Durchschnittsgewichte aller Fahrzeuge W [t] an den Messstellen	35
Tabelle 3-10: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 1 (Jänner 2001).....	38
Tabelle 3-11: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 2 (Februar 2001) ...	39
Tabelle 3-12: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 3 (März/April 2001)	40
Tabelle 3-13: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 4 (April 2001)	41
Tabelle 3-14: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 5 (April/Mai 2001)..	42
Tabelle 3-15: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 6 (Mai 2001).....	43
Tabelle 3-16: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 7 (Mai/Juni 2001)...	44
Tabelle 3-17: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 8 (Juni 2001)	45
Tabelle 3-18: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 9 (Juli 2001)	46
Tabelle 3-19: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 10 (Juli/August 2001)	47
Tabelle 3-20: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 11 (August 2001)...	48
Tabelle 3-21: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 12 (Oktober 2001) .	49
Tabelle 3-22: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 13 (November 2001)	50
Tabelle 3-23: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 14(Dezember 2001/Jänner 2002)	51
Tabelle 3-24: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 15 (Jänner 2002) ...	52
Tabelle 3-25: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 16 (Februar 2002)..	53
Tabelle 3-26: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 17 (März 2002)	54
Tabelle 3-27: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 18 (März 2002)	55
Tabelle 3-28: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 19 (April 2002).....	56
Tabelle 3-29: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 20 (April 2002).....	57
Tabelle 3-30: gemessene sL-Werte und Emissionsfaktoren für Zyklus 21 (Mai 2002)	58
Tabelle 3-31: Beginnzeiten und Dauer der eingeführten Messzyklen	67
Tabelle 3-32: Errechnung der unterschiedlichen Emissionsfaktoren aus Emissionsfaktor EF PM10	73

Tabelle 3-33: Jährliche Fahrleistungen und Zulassungszahlen für die Berechnung der täglichen Fahrleistung [km/Tag] von Fahrzeugen in Wien	76
Tabelle 3-34: Errechnung der unterschiedlichen Staubemissionen aus Staubemission SE PM10	92
Tabelle 3-35: Messstellen auf Bundesstraßen, gereiht nach sL-Werten	119
Tabelle 3-36: Messstellen auf Gemeindestraßen, gereiht nach sL-Werten	120
Tabelle 3-37: Immissionsmessstellen der Wiener Magistratsabteilung 22.....	124
Tabelle 3-38: Legende der Messorte und Messstellen	147
Tabelle 3-39: Ergebnisse der Messreihe vom Sommer 2003 (Juni/Juli 2003) vor und 24 Stunden nach der Waschung	148
Tabelle 3-40: Ergebnisse der Messreihe vom Herbst 2003 (November 2003) vor und 24 Stunden nach der Waschung	153
Tabelle 3-41: Ergebnisse der Messreihe vom Frühjahr 2004 (März/April 2004)	158
Tabelle 4-1: theoretische Auflösung eines Lichtmikroskops	237
Tabelle 4-2: zu analysierende textile Filtermittel	245
Tabelle 4-3: mittlere Porenflächen $A_{P,50}$ und Porentiefen $h_{P,50}$ an den Roh- und Reingasseiten der zu analysierenden Filtermittel	247
Tabelle 4-4: Oberflächenporositäten an Roh- und Reingasseiten der analysierten Filze ...	248
Tabelle 4-5: gewählte Betriebsparameter am Filtermittelprüfstand Typ I zur Kalibrierung der vom LTG-Schneckendosierer bereitgestellten Partikelkonzentration unmittelbar an der Filtermitteloberfläche	270
Tabelle 4-6: Gasvolumenströme am Ein- bzw. Austritt des Rohgaskanals	276
Tabelle 4-7: Typ I-Prüfstandbetriebsparameter	277
Tabelle 4-8: Stopfdichten für Micro Calcilin 1	285
Tabelle 4-9: Stopfdichten für Pural SB	285
Tabelle 4-10: Parameter für Abschnitt 1 der Dichtheitsprüfung, der Evakuierungsperiode	287
Tabelle 4-11: Parameter für Abschnitt 2 der Dichtheitsprüfung, der Druckhalteperiode.....	288
Tabelle 4-12: definierbare Betriebsparameter für den Filtermittelprüfstand des Typ II nach VDI-Richtlinie 3926	289
Tabelle 4-13: Betriebsparameter des Prüfstands Typ II, nach VDI-Richtlinie 3926 Teil 2 bzw. zur Anwendung kommende Parameter	289
Tabelle 4-14: gewählte Betriebsbedingungen für die vergleichenden Messungen an Prüfstand Typ I und Typ II	291
Tabelle 4-15: Restdruckverluste des Nadelfilzes Nr. 3, erhalten durch Testläufe über jeweils 20 und 40 Zyklen auf Filtermittelprüfständen des Typ I und Typ II unter gleichen Testbedingungen.....	294
Tabelle 4-16: spezifische Filterkuchenwiderstände K_2 , Filtermedium Nadelfilz Nr. 3.....	300
Tabelle 4-17: durchschnittliche Zykluszeiten auf den Filtermittelprüfständen Typ I und Typ II, Nadelfilz Nr. 3	300
Tabelle 4-18: Oberflächenbehandlungsdauer und dadurch erzielte Oberflächenporositäten E der Nadelfilzproben des Filtermediums Nr. 4.....	320

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-19: Intensität der Oberflächenbehandlungen.....	331
Tabelle 4-20: Oberflächenporositäten und mittlere Porentiefen der Polyimid- u. Polyesternadelfilze	333
Tabelle 6-1: Beschreibung der Messorte für die Bestimmung des Einflusses von Straßenwaschungen auf den sL-Wert	394
Tabelle 6-2: ermittelte Stopfdichten von Micro Calcilin 1 für den Betrieb des RBG- Kolbendosierers	399
Tabelle 6-3: ermittelte Stopfdichten von Pural SB 30 für den Betrieb des RBG- Kolbendosierers	400
Tabelle 6-4: Ergebnisse von 10 durchgeführten Dichtheitsprüfungen am Filtermittelprüfstand des Typ II.....	400
Tabelle 6-5: in die 12 Nadelfilze eingelagerten Partikelrestmassen über 100 Filtrationszyklen am Prüfstand Typ III	401
Tabelle 6-6: rohgasseitige Porentiefenanalyse der 12 unbestaubten Nadelfilze, Bestimmung von $h_{P,20}$, $h_{P,80}$ und deren Differenz	401
Tabelle 6-7: rohgasseitige Porentiefenanalyse der 12 unbestaubten Nadelfilze, Bestimmung von $A_{P,20}$, $A_{P,80}$ und deren Differenz	402
Tabelle 6-8: korrigierte Restdruckverluste der 12 Nadelfilze über 100 Filtrationszyklen am Prüfstand Typ II	402

9. Veröffentlichungsliste

Folgend sind alle Veröffentlichungen, welche im Zuge dieser Dissertation verfasst wurden, angeführt.

9.1. Veröffentlichungen in Fachzeitschriften

1. W. Höflinger, W. Koschutnig: "Diffuse Staubemissionen durch den Fahrzeugverkehr auf den Straßen der Stadt Wien"; Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, 63 (2003), 10; 431 - 436.
2. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Analyse der Restverstopfung an verschiedenen oberflächenbehandelten textilen Staubfiltermedien"; Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, 66 (2006), 4; 158 - 164.
3. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Charakterisierung der Oberflächenbehandlung und des Verstopfungsverhaltens von abreinigbaren Staubfiltermedien mittels Bildanalyse"; Chemie Ingenieur Technik - CIT, 76 (2004), 10; 1504 - 1508.

9.2. Proceedings

1. W. Höflinger, W. Koschutnig: "Fugitive dust emissions at paved roads"; Talk: PARTEC 2004, Nürnberg; 03-16-2004 - 03-18-2004; in: "Proceedings PARTEC 2004, CD ", (2004), 1 - 4.
2. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Cleaning Behaviour of Textile Filter Media"; Talk: European Conference on Filtration and Separation, Gothenburg, Schweden; 06-24-2002 - 06-26-2002; in: "Proc. European Conference on Filtration and Separation", (2002), 114 - 123.
3. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Investigation of the Porosity Situation Near the Outer Surface of Thermally Finished Needle Felts"; Talk: Chemical Industry and Environment IV, Las Palmas Gran Canaria, Spanien; 02-12-2003 - 02-14-2003; in: "Proceedings Chemical Industry and Environment IV second Volume", (2003), 84-89528-61-O.C.; 33 - 42.
4. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Investigation Of The Surface Treatment And The Dust Clogging Behaviour Cleanable of Needle Felts By Image Analysis"; Talk: 9thWorld Filtrations Congress, New Orleans, Louisiana USA; 04-18-2004 - 04-24-2004; in: "Proceedings of the 9th World Filtrations Congress", CD ROM (2004), 12 pages.
5. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Analyse of the Porosity Situation Near the Outer Surface of Thermally Finished Clean and Regenerated Needle Felts"; Talk: Kolloquium Filtertechnik 2003, Karlsruhe (invited); 03-24-2003 - 03-25-2003; in: "Kolloquium Filtertechnik 2003, Universität Karlsruhe(TH) Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Mechanik", (2003), 36 - 46.

6. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Beeinflussung des Filtrationsverhaltens abgereinigter Staubfiltermedien durch thermische Ausrüstung"; Talk: Filbertechnik 2004, Universität Karlsruhe; 03-30-2004 - 04-02-2004; in: "Fortschritte und Entwicklungstendenzen bei der Gasreinigung", (2004), 1 - 7.
7. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Characterization of the clogging behaviour of nonwoven dust filter media "; Talk: ICEST 2002 International Conference of Emerging Solid/Liquid Separation Technologies, Compiègne, France; 10-10-2002 - 10-11-2002; in: "Proceedings of the International Conference of Emerging Solid/Liquid Separation Technologies", (2002), 159 - 166.
8. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Cleanable Textile Filter Media for the Combustion Technology - A Structural Surface Analysis of Nonwovens"; Talk: Combustion Science and Technology in Asia-Pacific Area: Today and Tomorrow, Nanjing, P.R. China; 11-23-2003 - 11-26-2003; in: "Combustion Science and Technology in Asia-Pacific Area: Today and Tomorrow Proceedings of The 4th Asia-Pacific Conference on Combustion", Southeast University Press, 2003 Nanjing, P.R. China (2003), 7-81089-376-9; 195 - 198.
9. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Description of the clogging behaviour of nonwovens for cleanable dust filters by internal particle rearrangement"; Talk: CHISA 2002 - 15th International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, Czech Republic; 08-25-2002 - 08-29-2002; in: "Preprints CHISA 2002", (2002), 80-86059-22-2.
10. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Modification of the Surface Structure of Nonwoven Dust Filter Media by Thermal Finishing - A Method to Reduce Filter Clogging"; Talk: International Congress for Particle Technology, Nürnberg, Germany; 03-16-2004 - 03-18-2004; in: "Proc.zur PARTEC 2004", (2004).
11. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Effect of Thermal Finishing on Surface Structure and Cleaning Behaviour of Textile Dust Filter Media"; Talk: FILTECH EUROPA 2003, Düsseldorf; 10-21-2003 - 10-23-2003; in: "FILTECH EUROPA 2003 Proceedings G-sessions M-Sessions", (2003), 26 - 33.
12. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The effect of thermal surface treatment on the cleaning behaviour of textile dust filter media"; Poster: ECCE: European Congress of Chemical Engineering, Granada, Spain; 09-21-2003 - 09-25-2003; in: "4th European Congress of Chemical Engineering", (2003), 84-88233-35-3.
13. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Influence of Filter Regeneration on the Internal Particle Rearrangement of Nonwovens for Cleanable Dust Filters"; Talk: 16th International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, Czech Republic; 08-22-2004 - 08-26-2004; in: "Proc.of the 16th International Conference of Chemical and Process Engineering", (2004), 80-86059-40-5; 13 pages.
14. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Influence Of Thermal Finishing On The Structural Integrity Of The Surface Fibre Layer And The Filtration Behaviour Of Cleanable Textile Dust Filter Media"; Talk: 7th International Conference on High

Temperature Filtration, Wien; 05-17-2004 - 05-19-2004; in: "Proceedings of the 7th International Conference on High Temperature Filtration", (2004), 1 - 12.

15. G. Mauschitz, W. Koschutnig, H. Rud, W. Höflinger: "Analysis of the clogging behaviour of thermally finished nonwoven dust filter media by optically detected porosity parameters"; Talk: FILTECH 2005, Wiesbaden, Deutschland; 10-11-2005 - 10-13-2005; in: "FILTECH 2005 - Proceedings, Volume II", (2005), II - 20 - II - 28.

9.3. Vorträge und Posterpräsentationen

1. W. Höflinger, C. Ehrenberg, W. Koschutnig: "Ergebnisse aus dem Projekt Straßenwaschungen"; Talk: Erfahrungsaustausch Luftgüte 2004, Wien (invited); 05-14-2004.
2. W. Höflinger, W. Koschutnig: "Fugitive dust emissions at paved roads"; Talk: PARTEC 2004, Nürnberg; 03-16-2004 - 03-18-2004; in: "Proceedings PARTEC 2004, CD ", (2004), 1 - 4.
3. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Cleaning Behaviour of Textile Filter Media"; Talk: European Conference on Filtration and Separation, Gothenburg, Schweden; 06-24-2002 - 06-26-2002; in: "Proc. European Conference on Filtration and Separation", (2002), 114 - 123.
4. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Investigation of the Porosity Situation Near the Outer Surface of Thermally Finished Needle Felts"; Talk: Chemical Industry and Environment IV, Las Palmas Gran Canaria, Spanien; 02-12-2003 - 02-14-2003; in: "Proceedings Chemical Industry and Environment IV second Volume", (2003), 84-89528-61-O.C.; 33 - 42.
5. W. Höflinger, G. Mauschitz, W. Koschutnig: "Investigation Of The Surface Treatment And The Dust Clogging Behaviour Cleanable of Needle Felts By Image Analysis"; Talk: 9thWorld Filtrations Congress, New Orleans, Louisiana USA; 04-18-2004 - 04-24-2004; in: "Proceedings of the 9th World Filtrations Congress", CD ROM (2004), 12 pages.
6. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Analyse of the Porosity Situation Near the Outer Surface of Thermally Finished Clean and Regenerated Needle Felts"; Talk: Kolloquium Filtertechnik 2003, Karlsruhe (invited); 03-24-2003 - 03-25-2003; in: "Kolloquium Filtertechnik 2003, Universität Karlsruhe(TH) Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Mechanik", (2003), 36 - 46.
7. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Charakterisierung der Partikeleinlagerungsvorgänge in oberflächenbehandelte Nadelfilze mittels lichtmikroskopischer Bildanalyse"; Talk: Arbeitssitzung EVN-AVN, Theiss; 04-03-2004.
8. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Charakterisierung der Partikeleinlagerungsvorgänge in oberflächenbehandelte Nadelfilze mittels lichtmikroskopischer Bildanalyse"; Talk: Interne Arbeitssitzung des GVC-Fachausschusses „Gasreinigung“, Karlsruhe; 02-16-2004 - 02-17-2004.
9. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Charakterisierung der Porositätsänderung rohgasseitiger Oberflächenschichten ausgerüsteter Nadelfilze durch Bildanalyse"; Talk:

- GVC-VDI Fachausschusssitzung „Gasreinigung“, Karlsruhe, Deutschland; 02-17-2003 - 02-18-2003.
10. W. Koschutnig, G. Mauschitz, W. Höflinger: "Untersuchung des Verstopfungsverhaltens von abreinigbaren Nadelfilzen mittels lichtmikroskopischer Bildanalyse"; Talk: GVC-VDI Fachausschusssitzung „Gasreinigung“, Karlsruhe, Deutschland; 02-16-2004 - 02-17-2004.
 11. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Beeinflussung des Filtrationsverhaltens abgereinigter Staubfiltermedien durch thermische Ausrüstung"; Talk: Filbertechnik 2004, Universität Karlsruhe; 03-30-2004 - 04-02-2004; in: "Fortschritte und Entwicklungstendenzen bei der Gasreinigung", (2004), 1 - 7.
 12. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Characterization of the clogging behaviour of nonwoven dust filter media "; Talk: ICEST 2002 International Conference of Emerging Solid/Liquid Separation Technologies, Compiègne, France; 10-10-2002 - 10-11-2002; in: "Proceedings of the International Conference of Emerging Solid/Liquid Separation Technologies", (2002), 159 - 166.
 13. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Cleanable Textile Filter Media for the Combustion Technology - A Structural Surface Analysis of Nonwovens"; Talk: Combustion Science and Technology in Asia-Pacific Area: Today and Tomorrow, Nanjing, P.R. China; 11-23-2003 - 11-26-2003; in: "Combustion Science and Technology in Asia-Pacific Area: Today and Tomorrow Proceedings of The 4th Asia-Pacific Conference on Combustion", Southeast University Press, 2003 Nanjing, P.R. China (2003), 7-81089-376-9; 195 - 198.
 14. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Description of the clogging behaviour of nonwovens for cleanable dust filters by internal particle rearrangement"; Talk: CHISA 2002 - 15th International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, Czech Republic; 08-25-2002 - 08-29-2002; in: "Preprints CHISA 2002", (2002), 80-86059-22-2.
 15. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "Modification of the Surface Structure of Nonoven Dust Filter Media by Thermal Finishing - A Method to Reduce Filter Clogging ."; Talk: International Congress for Particle Technology, Nürnberg, Germany; 03-16-2004 - 03-18-2004; in: "Proc.zur PARTEC 2004", (2004).
 16. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Effect of Thermal Finishing on Surface Structure and Cleaning Behaviour of Textile Dust Filter Media"; Talk: FILTECH EUROPA 2003, Düsseldorf; 10-21-2003 - 10-23-2003; in: "FILTECH EUROPA 2003 Proceedings G-sessions M-Sessions", (2003), 26 - 33.
 17. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The effect of thermal surface treatment on the cleaning behaviour of textile dust filter media"; Poster: ECCE: European Congress of Chemical Engineering, Granada, Spain; 09-21-2003 - 09-25-2003; in: "4th European Congress of Chemical Engineering", (2003), 84-88233-35-3.
 18. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Influence of Filter Regeneration on the Internal Particle Rearrangement of Nonwovens for Cleanable Dust Filters"; Talk: 16th

- International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, Czech Republic; 08-22-2004 - 08-26-2004; in: "Proc.of the16th International Conference of Chemical and Process Engineering", (2004), 80-86059-40-5; 13 pages.
19. G. Mauschitz, W. Koschutnig, W. Höflinger: "The Influence Of Thermal Finishing On The Structural Integrity Of The Surface Fibre Layer And The Filtration Behaviour Of Cleanable Textile Dust Filter Media"; Talk: 7th International Conference on High Temperature Filtration, Wien; 05-17-2004 - 05-19-2004; in: "Proceedings of the 7th International Conference on High Temperature Filtration", (2004), 1 - 12.
20. G. Mauschitz, W. Koschutnig, H. Rud, W. Höflinger: "Analysis of the clogging behaviour of thermally finished nonwoven dust filter media by optically detected porosity parameters"; Talk: FILTECH 2005, Wiesbaden, Deutschland; 10-11-2005 - 10-13-2005; in: "FILTECH 2005 - Proceedings, Volume II", (2005), II - 20 - II - 28.

10. Literaturverzeichnis

- 1 Nagl, C.; Schneider, J.; Spangl, W.; Fröhlich, M.; Baumann, R.: „Schwebstaub Österreich“, Umweltbundesamt GmbH; Wien; 2005
- 2 Anderl, M.; Gangl, M.; Köther, T.; Kurzweil, A.; Muik, B.; Storch, A.; Poupa, S.; Wappel, D.; Wieser, M.: „Emissionstrends 1990 – 2004“, Umweltbundesamt GmbH; Wien; 2006
- 3 Höflinger, W.: „Symposium Luftreinhaltung“, Vorwort; 1997
- 4 N.N.: „Guidelines for Air Quality“, WHO; Geneva; 1999
- 5 Winkler, W.: „Verfahrenscheme und Umweltschutz“, VEB Deutscher Verlag der Wissenschaft Berlin; 1986
- 6 N.N.: „Aerosole - Stäube, Rauche und Nebel“, Bundesministerium für Arbeit und Soziales, MAK, 24.Lieferung; 1997
- 7 Höflinger, W.: „Entstaubungstechnik“, Lehrveranstaltung; TU Wien
- 8 VDI 3790 Blatt 3: „Umweltmeteorologie, Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen, Lagerung, Umschlag, und Transport von Schüttgütern“; Mai 1999
- 9 Holzhauer, R.: „Beitrag zur Beurteilung und Weiterentwicklung von Emissionsminderungsmaßnahmen beim Umschlag staubender Schüttgüter“, Diss. Univ. Dortmund; 1991
- 10 ... N.N.: „Environmental data Germany“, Umweltbundesamt, Statistisches Bundesamt Deutschlands; KOMAG Berlin-Brandenburg; 1998
- 11 ... N.N.: „Sources and Emissions of Atmospheric Particles“, U.S. Environmental Protection Agency; 1994; <http://www.epa.gov/nceawww1/pdfs/0671ch05.pdf>
- 12 ... Axtell, K.; Zell, J.: „Controll of reentrained dust from paved streets“, EPA-907/9-77-007, U.S. Environmental Protection Agency, Region VII; Kansas City, MO; 1977
- 13 ... Richtlinie 1999/30/EG des Rates: „Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft“; April 1999
- 14 ... N.N.: „Fugitive Dust Sources“, TTN Web, Chief; AP-42, EPA; <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/c13s02.txt>
- 15 ... Koschutnig, W.; Trenker, C.; Höflinger, W.: „Untersuchung von diffusen Staubemissionen an befestigten Straßen in Wien“, Tech. Univ. Wien, Forschungsbericht im Auftrag der Magistratsabteilung 22 der Gemeinde Wien; 2001
- 16 ... N.N.: „Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1 Paved Roads“, EPA Contract No. 68-D2-0159, Midwest Research Institute; Kansas City, MO; 1997
- 17 ... N.N.: „Background Documentation for AP-42, Section 11.2.5, Paved Roads“, Office of Air Quality Planning and Standards, EPA Contract No. 68-DO-0123, Work Assignment No. 44; March 8, 1997; <http://www.epa.gov/ttn/chief/fbgdocs/b13s02-1.pdf>

- 18 ... N.N.: „Procedures for Laboratory Analysis of Surface / Bulk Dust Loading Samples“, Background Documentation for AP-42, Appendix C.2, EPA; 1995
- 19 ... N.N.: „Siebvergleichstabelle der Fa. Retsch GmbH. & Co. KG“; BRD; 2000;
<http://www.retsch.de>
- 20 ... Steierwald, G.; Fußeis, W.; Schlosser, F.: „Auswertung der händischen Strassenverkehrszählung 1995 auf Wiener Bundes- und Gemeindestraßen“, durchgeführt im Auftrag des BM für wirtschaftliche Angelegenheiten und der Magistratsabteilung 18; 1995
- 21 ... N.N.: „Zulassungsbestand Motorfahräder und Motorräder Österreich 2000“, Internetseite KFZ-Online; 2000; <http://www.kfz-online.at/Datafact/stats>
- 22 ... N.N.: „Bestandsstatistik der Kraftfahrzeuge in Österreich 1999“, herausgegeben von der Bundesanstalt Statistik Österreich (ÖSTAT); 2000
- 23 ... Lohmeyer, A.: „Modellierung der Feinstaubemissionen an Straßen- Stand des Wissens, Proc. Feinstaub-(PM10)-Immissionen – Schwerpunkt Verkehr“, herausgegeben vom bayerischen Landesamt für Umweltschutz; Juni 2001
- 24 ... Steiner, K.: „Möglichkeiten der Verschlüsselung eines Wegenetzes, „einfaches“ Modell zur Ermittlung der Verkehrsbelastung in einem Wegenetz“, Diss. Tech. Univ. Wien; 1979
- 25 ... N.N.: „Kraftfahrzeuge und Tankstellen nach Bezirken, Kraftfahrzeuge am Jahresende 1999“, Quellen Statistik Österreich-Abt. 4 (Bestandsstatistik der Kraftfahrzeuge) und MA 35
- 26 ... N.N.: „Umweltbilanz Verkehr, Österreich 1950-1996“, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie; 1997
- 27 ... N.N.: „Leistungsbericht 2000 der Straßenreinigung“, Wiener Magistratsabteilung 48; April 2001
- 28 ... N.N.: „Leistungsbericht 2001 der Straßenreinigung“, Wiener Magistratsabteilung 48; März 2002
- 29 ... Rauterberg-Wulff, A.: „Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße“, Tech. Univ. Berlin, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie; Jänner 2000
- 30 ... Zimmer, R.A.; Reeser, W.K.; Cummins, P.: „Evaluation of PM 10 Emission Factors for Paved Streets“, PM 10 Standards and Nontraditional Particulate Source Controls, Air and Waste Management Association; 1992
- 31 ... Batel, W.: „Entstaubungstechnik“, ISBN 3-540-05649-1, Springer Verlag; 1972; S. 2
- 32 ... Stern, A. C.; Turner, D. B.; Fox, D. L., Boubel, R. W.: „Fundamentals of Air Pollution“, Academic Press; 1984
- 33 ... Löffler, F.: „Staubabscheiden“, Georg Thieme Verlag, Stuttgart; Deutschland; 1988
- 34 ... Bergman, W.; Taylor, R. D.; Miller, H. H.; Bierman, A. H.; Hebard, H. D.; Da Roza, R. A., Lum, B. Y.: „Enhanced filtration program at LLNL“, 15th DOE Nuclear Air Cleaning Conference; Boston USA; 1978

- 35 ... Thomas, D.; Contal, P.; Renaudin, V.; Penicot, P.; Leclere, D., Vendel, J.: „Modelling Pressure Drop in HEPA Filters During Dynamic Filtration“, Journal of Aerosol and Technology, Vol. 30; 1999; S. 235-246
- 36 ... Vendel, J.; Mulcey, P., Renaudin, V.: „Effects of the particle penetration inside the filter medium on the HEPA filter pressure drop“, 22nd DOE/NRC Nuclear Air Cleaning Conference; Denver, USA; 1990; S. 799-808
- 37 ... Thomas, D.; Penicot, P.; Contal, P.; Leclere, D., Vendel, J.: “Clogging of filters by solid aerosol particles Experimental and modelling study”, Chemical Engineering Science, Vol. 56; 2001; S. 3549-3561
- 38 ... Höflinger, W.; Mauschitz, G., Koschutnig, W.: „Cleaning behaviour and residual pressure drop in bag house dust filtration“, ECFS 2002; Göteborg; Juni 2002; S. 24-26
- 39 ... Wakeman, R. J., Tarleton E. S.: „Filtration Equipment Selection, Modelling and Process Simulation“, Elsevier Advanced technology; Oxford; 1999
- 40 ... Penicot, P.; Thomas, D.; Contal, P.; Leclerc, D., Vendel, J.: „Clogging of HEPA Fibrous Filters by Solid and Liquid Aerosol Particles: An Experimental Study“, Filtration and Separation; März 1999; S. 59-64
- 41 ... Löffler, F.; Dietrich, H., Flatt, W.: „Staubabscheidung mit Schlauchfiltern und Taschenfiltern“, Friedr. Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH; Braunschweig, Deutschland; 1984
- 42 ... Holland, C.R., Rothwell, E.: „Model Studies of Fabric Dust Filtration“, Filtration and Separation; Mai/Juni 1977; S. 224-231
- 43 ... VDI 3926 Blatt1: „Prüfung von Filtermedien für Abreinigungsfilter“, Verein Deutscher Ingenieure; Düsseldorf, Deutschland; 1994
- 44 ... Purchas, D.: "Handbook of filter media", Elsevier Advanced Technology; Oxford; 1996
- 45 ... Kerschmann, R.: „Filter Media Structure in Virtual Reality“, Filtration and Separation; September 2001; S. 26-29
- 46 ... Sanchez, J. R.; Rodriguez, J. M.; Alvaro, A., Estevez, A. M.: „Comparative Study of Different Fabrics in the Filtration of an Aerosol using More Complete Filtration Indexes“, Filtration and Separation; Lujy/August 1997, S. 593-598
- 47 ... Schmalz, E.; Lewicki, C., Bibert, B.: „Materialspezifische Untersuchungen an textilen Filtermedien“, 12. Palas ATS-Seminar; Karlsruhe, Deutschland; Oktober 1998; S. 15-30
- 48 ... Krcma, R.: „Manual of nonwovens“, Textile Trade Press; Manchester, UK; 1971
- 49 ... Dugdale, N. G.: „Fiber Supported Aramid Needle Felts - A Technology Success Story For Filtration“, Advances in Filtration and Separation Technology, American Filtration and Separations Society, Vol. 12; 1998; S. 202-210
- 50 ... Wadsworth, L. C., Tsai, P. P.: „Development and Characterization of Innovative Electrostatically Charged Depth Filter Composites“, Advances in Filtration and Separation Technology, American Filtration and Separations Society, Vol. 12; 1998; S. 216-225

- 51 ... Bhat, G. S.; Nanjundappa, R., Kotra, R.: „Development of structure and properties during spunbonding of propylene polymers“, Thermochemica Acta, Vol. 392-393; 2002; S. 323-328
- 52 ... Chand, S; Bhat, G. S.; Spruiell, J. E., Malkan, S.: „Structure and properties of polypropylene fibres during thermal bonding“, Thermochemica Acta, Vol. 367-368; 2001; S. 155-160
- 53 ... Gerlach, D.: „Das Lichtmikroskop“, Georg Thieme Verlag; Stuttgart, Deutschland; 1985
- 54 ... Beyer, H., Jena, C. Z.: „Handbuch der Mikroskopie“, VEB Verlag Technik; Berlin; 1973
- 55 ... Davidson and Abramowitz;
<http://www.botany.hawaii.edu/faculty/webb/BOT201/Microscopy/DavidAbram.htm>
- 56 ... VDI 3491 Blatt 9: „Particle Matter Measurement: Generation of Test Aerosols with a Rotating Brush Generator“, Verein Deutscher Ingenieure; Düsseldorf, Deutschland; 1989
- 57 ... Mauschitz, G.: „Partikelmesstechnik“, Vorlesungsskriptum; Institut für Verfahrenstechnik, TU Wien; 2001

Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Name: Wolfgang Koschutnig
Geburtsdaten: 12.12.1973 in Wien
Anschrift: Maurer Lange Gasse 92/7
A - 1230 Wien
Familienstand: ledig

Schulbildung

08/1984 – 06/1988 Realgymnasium Pichelmayergasse, 1100 Wien
08/1988 – 06/1993 HTBL Wien 10, Maschinenbau, Ettenreichgasse, 1100 Wien
Abschluss: Matura

Studium

WS 1993/94 – SS 2001 Studium der Verfahrenstechnik und Umwelttechnik
TU Wien
Diplomarbeit: Filtermittelprüfung für Abreinigungsfilter -
Entwicklung eines Regel- und Meßwerterfassungsprogramms für
Langzeitversuche am Filtermittelprüfstand
SS 2001 – WS 2004/05 Projektassistent am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik
und Techn. Biowissenschaften E 166
TU Wien
Dissertation: Untersuchung zur Emissionsbildung durch
Wiederaufwirbelung von Straßenstaub und Charakterisierung der
Oberflächenbehandlung textiler Filtermittel für die industrielle
Feinstaubabscheidung

Beruflicher Werdegang

01/2005 – 04/2006 Powertech International Anlagenbau GmbH,
Klosterneuburg, NÖ;
Prozessingenieur

06/2005 – 03/2006 Inbetriebnahme Biodieselraffinerie Teeside, UK
03/2006 – 04/2006 Inbetriebnahme Biodieselraffinerie Adelaide,
SA, AUS

ab 05/2006 Australian Renewable Fuels Limited,
Largs Bay, South Australia
senior process engineer