

WÖHLER

Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH
Schützenstraße 41
33181 Bad Wünnenberg



Institut für Feuerungs- und
Kraftwerkstechnik (IFK)
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart

Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen und zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung

Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt,
gefördert unter dem Az: 30739 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

von

Dr. Stephan Ester
Alexander Stizenberg
Dr. Michael Struschka
Christian Schäfer

April 2015

Freigegebener Endbericht

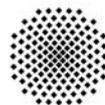
Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen und zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung

Dr. Stephan Ester (Fa. Wöhler)
Alexander Stizenberg (Fa. Wöhler)
Dr. Michael Struschka (IFK)
Christian Schäfer (IFK)

Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH
Schützenstraße 41
33181 Bad Wünnenberg
<http://mgkg.woehler.de/de/>
Email: mgkg@woehler.de

The logo for Wöhler, featuring the word "WÖHLER" in a bold, blue, sans-serif font with a slight shadow effect.

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart
Tel.: +49 711 685 6 3487
Fax: +49 711 685 6 3491
ifk@ifk.uni-stuttgart.de



Universität Stuttgart

The logo for IFK, featuring the lowercase letters "ifk" in a bold, black, sans-serif font. A small red triangle is positioned at the bottom left of the letter "i".

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	30739	Referat	24	Fördersumme	117.600 Euro
Antragstitel		Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen und zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung			
Stichworte		Pumpenkühlung, Software, Langzeitstabilität, Filtermaterial, Standardreferenzmessverfahren, Emissionssimulationsanlage, Messgenauigkeit, isokinetische Probenahme, Partikelgrößenverteilung			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
19 Monate	25.07.2013	28.02.2015	1		
Zwischenberichte		2			
Bewilligungsempfänger		Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH Schützenstraße 41 33181 Bad Wünnenberg		Tel	+49295373252
		info@woehler.de www.woehler.de		Fax	+4929537396252
				Projektleitung Dr. Stephan Ester	
				Bearbeiter Alexander Stizenberg	
Kooperationspartner		Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) Universität Stuttgart Dr. Michael Struschka Pfaffenwaldring 23 70569 Stuttgart			
		ifk@ifk.uni-stuttgart.de www.ifk.uni-stuttgart.de			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens					
Bei Einzelraumfeuerstätten, für die ein Nachweis zur Einhaltung der Grenzwerte durch eine Prüfbescheinigung nicht erbracht werden kann, muss eine Prüfung durch den/die Schornsteinfeger-/in vor Ort erfolgen. Ziel ist ein Nachweis zu erbringen, dass das Messgerät Wöhler SM 500 sich für diese Überwachungsmessungen eignet.					
Für Neuentwicklungen von Holzfeuerungsanlagen oder Staubabscheidern ist es vorteilhaft zusätzlich zur Gesamtstaubkonzentration auch Informationen über die Partikelgrößenverteilung der Stäube zu bekommen. Ziel ist, im Rahmen einer Machbarkeitsstudie Ansätze aufzuzeigen wie, durch Modifikation des bisher bestehenden Messgerätes, Messungen der Partikelgrößenverteilungen an Kleinfeuerungsanlagen durchgeführt werden können.					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
Konstruktive Änderungen am Wöhler SM 500 werden aufgeführt die notwendig sind, um Messungen von mehr als 15 min durchführen zu können. Anhand von Laboruntersuchungen und Untersuchungen unter realen Abgasbedingungen wird die maximale Messdauer ermittelt. Mit Hilfe statistischer Methoden zur Bestimmung der Messunsicherheit wird die Messgenauigkeit des Wöhler SM 500 beurteilt. Erste Untersuchungen zur Separation und Detektion von Partikeln im Labor und an einer Emissionssimulationsanlage werden vorgestellt.					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de					

Ergebnisse und Diskussion

Das Wöhler SM 500 wurde zur Messung von Staubkonzentrationen über einen Zeitraum von mindestens 30 Minuten weiterentwickelt. Im Rahmen einer Eignungsprüfung nach der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 vom TÜV-SÜD wurde der Nachweis erbracht, dass das Messgerät für 30-minütige Überwachungsmessungen geeignet ist.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Vortrag „*Online-Messverfahren zur direkt-gravimetrischen Staubmessung über die Anforderungen der 1. BImSchV. hinaus*“ beim VDI-Wissensforum am 15. Und 15. Oktober 2014 in Karlsruhe. [1]

Fazit

Das Projekt konnte erfolgreich abgeschlossen werden, das wichtigste Entwicklungsziel (erfolgreiche Durchführung der Eignungsprüfung für 30 Minutenmessungen) wurde erreicht. Zudem konnten im Rahmen einer Machbarkeitsstudie erste aussichtreiche Ansätze aufgezeigt werden, anhand derer eine Messung der Partikelgrößenverteilung an Kleinf Feuerungsanlagen realisiert werden könnte.

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	1
Ausgangssituation	2
Teil A: Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen	4
1 Konstruktive Änderungen für Langzeitmessungen	4
1.1 Änderungen für Langzeitmessungen	4
1.2 Optimierungsmaßnahmen auf Basis von Praxiserfahrungen	5
2 Laboruntersuchungen mit dem Wöhler SM 500	8
2.1 Untersuchungen zur Langzeitstabilität.....	8
2.2 Untersuchung zum bisher verwendeten Filtermaterial.....	9
3 Vergleichsmessungen mit Standardreferenzmessverfahren	13
3.1 Voruntersuchungen	13
3.2 Eignungsprüfung für Langzeitmessungen	16
3.3 Abschließende Bewertung	17
4 Messungen mit dem Standardreferenzmessverfahren an der Emissionssimulationsanlage	22
4.1 Verifizierungsmessungen mit dem Standardreferenzmessverfahren	22
4.2 Untersuchungen zur isokinetischen Probennahme	25
5 Zusammenfassung	30
6 Literaturverzeichnis	31

Teil B: Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM	
500 zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung	33
1 Einleitung und Motivation	33
2 Stand der Technik zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung.....	35
2.1 Direkte Messverfahren zur Partikelfraktionierung.....	36
2.2 Indirekte Messverfahren zur Partikelfraktionierung.....	39
3 Anforderungen eines Messgerätes zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilungen an Kleinfeuerungsanlagen.....	42
4 Lösungsansätze zur Messung der Partikelgrößenverteilung von Staubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen	43
5 Zusammenfassung der Ergebnisse	45
6 Literatur	46

Abbildungsverzeichnis

Teil A:

Abbildung 1.1	Temperaturverlauf am Gehäuse der Pumpe mit und ohne Lüfterkühlung	5
Abbildung 1.2	Modul zur Entfernung von Kondensat aus dem Abgas (links) und geänderte Führung des Abluftschlauches (rechts) um das Rückströmen von Kondensat zu vermeiden	6
Abbildung 1.3	Permanente Beheizung des Entnahmeröhrchens und geänderte Geometrie der Entnahmesonde	7
Abbildung 2.1	Standardabweichung der angezeigten Staubkonzentration in Abhängigkeit des Zeitintervalls Δt	9
Abbildung 2.2	Temperaturbeständigkeit verschiedener Filtermaterialien	10
Abbildung 2.3	Feuchtigkeitsaufnahme für verschiedene Filtermaterialien	11
Abbildung 2.4	Untersuchungen zur maximalen Staubbelastung der Messfilter des SM 500 (aus [10] - überarbeitet)	12
Abbildung 3.1	Mittels dem SM 500 gemessene Staubkonzentration über fünf hintereinander folgen Abbrände an einem Kaminofen	14
Abbildung 3.2	Vergleichsmessungen vor und nach einem E- Filter zwischen dem Standardreferenzverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und dem Wöhler SM 500	14
Abbildung 3.3	Darstellung der Vergleichsmessungen zwischen dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und Wöhler SM 500 im relevanten Konzentrationsbereich zwischen 10 und 300 mg/m ³	15
Abbildung 3.4	Vergleichsmessungen zwischen dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und dem SM 500 im Rahmen der Eignungsprüfung für die Geräteklasse e.....	16
Abbildung 3.5	relative Messunsicherheit des Standardreferenzverfahrens $w_{MDR}(x)$ und relative Standardunsicherheit der Prüflinge $w_{SDP}(x)$	20
Abbildung 3.6	relative Messunsicherheit der Prüflinge ermittelt anhand von Vergleichsmessungen mit dem SRM	21
Abbildung 4.1:	Auf die Gesamtmasse bezogen Partikelgrößenverteilung des an der Emissionssimulationsanlage zudosierten „groben“ Staubes.....	22
Abbildung 4.2:	Auf die Gesamtmasse bezogen Partikelgrößenverteilung des an der Emissionssimulationsanlage zudosierten „feinen“ Staubes.	23
Abbildung 4.3	Messwerte des Referenzmessaufbaus RM ₁ an der Emissionssimulationsanlage	24
Abbildung 4.4	Bestimmung des relativen Staubgehaltes nach Zenker [14].....	27
Abbildung 4.5	Messwerte mit Spülanteil und anhand des relativen Staubgehaltes korrigierten Messwerte mit Spülanteil des Referenzmessaufbau RM ₂	29

Teil B:

Abbildung 1.1	Gefährdungspotential von Feinstaub für den Menschen in Abhängigkeit festgelegter Feinstaubkategorien	33
Abbildung 1.2	Partikelgrößenverteilung an Kleinfeuerungsanlage (IFK, 2013-2014)	34
Abbildung 2.1	Übersicht ausgewählter Methoden zur Messung von Partikelgrößenverteilungen (Bernhardt, 1998)	36

Abbildung 2.2	Prinzip der Impaktion von Partikeln in einem Kaskadenimpaktor (VDI 2066 Blatt 5, 1994)	37
Abbildung 2.3	Aufbau eines Runddüsenimpaktor vom Typ Andersen Mark III (VDI 2066 Blatt 5, 1994)	38
Abbildung 2.4	Aufbau eines Impaktor vom Typ Johnas II (Paul Gothe).....	38
Abbildung 2.5	Aufbau eines Optischen Aerosolspektrometers (VDI 3867 Blatt 4, 2011)	39
Abbildung 2.6	Schematische Darstellung der Komponenten SMPS (TSI, 2014).....	41

Tabellenverzeichnis

Teil A:

Tabelle 3.1	Anzahl der Messungen, Feuerungsanlage und Brennstoffe im Rahmen der Voruntersuchungen	13
Tabelle 3.2	Im Rahmen der Eignungsprüfung für Geräteklasse „e“ nach [9] verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe	16
Tabelle 3.3	relative Messunsicherheit des SRM $w_{MDR}(C_{norm})$ und Standardunsicherheiten des Wöhler SM 500 $w_{SDP}(C_{norm})$	20
Tabelle 4.1	Klassenzahlen bei den Verifizierungsmessungen mit Referenzmessaufbau RM_1 für die Messwerte ohne und mit Spülanteil.....	25
Tabelle 4.2	Eingangsdaten zur Berechnung der relativen Staubgehalte ϵ	27
Tabelle 4.3:	Messwerte mit Spülanteil des Referenzaufbaus RM_2 , isokinetische Verhältnisse $V_{Düse}/V_{Abgas}$ und resultierender relativer Staubgehalt ϵ	28
Tabelle 4.4	Klassenzahlen für die Messwerte mit Spülanteil und die korrigierten Messwerte mit Spülanteil des Referenzmessaufbaus RM_2	29

Teil B:

Tabelle 4.1	Qualitativer Verlauf der Strömungsgeschwindigkeit unterhalb der Filterpatrone.....	44
-------------	--	----

Kurzfassung

In einem ersten Arbeitsschwerpunkt des Vorhabens „Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes Wöhler SM 500 für Langzeitmessungen“ wurden zunächst softwaretechnische und konstruktive Änderungen an dem Messgerät vorgenommen. Zu diesen Änderungen gehören die Programmierung einer neuen PC-Software, die Integration einer Pumpenkühlung, die Entwicklung einer Dauerbeheizung der Entnahmesonde, die Entwicklung und Integration eines Kondensatabscheiders und das Verlegen des Ausganges des Abluftschlauches. Diese Änderungen waren notwendig, um Dauermessungen durchführen zu können und die Handhabung des Wöhler SM 500 bei Feldmessungen zu optimieren. Im Rahmen einer vom TÜV-SÜD durchgeführten Eignungsprüfung nach der VDI-Richtlinie 4206 Blatt 2 wurde gezeigt, dass das Wöhler SM 500 die Anforderung an die zulässige Messunsicherheit einhält. Es konnte somit nachgewiesen werden, dass das Wöhler SM 500 sich für Langzeitmessungen eignet. Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage in Kassel zeigen, dass auch die Messwertabweichungen des Referenzmessverfahrens, welches zur Prüfung der Eignung des Wöhler SM 500 eingesetzt wird, derzeit gültige Qualitätsstandards einhält. An dieser Anlage fanden zudem Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme statt. Es wurde gezeigt, dass der Fehler einer nicht-isokinetischen Probenahme näherungsweise korrigiert werden kann.

Um aussichtsreiche Ansätze zu untersuchen, mit denen eine Bestimmung der Partikelgrößenverteilung durchgeführt werden kann, wurde im zweiten Arbeitsschwerpunkt des Vorhabens eine Machbarkeitsstudie durchgeführt. Zwar konnte eine tendenzielle Änderung des Strömungsprofils in Abhängigkeit des Staubmasse und der Partikelgröße ausgemacht werden, ein eindeutiger Nachweis, dass anhand des Strömungsprofils die Verteilung der Partikelgröße bestimmt werden kann, bleibt jedoch aus.

Einleitung

Das Gesamtvorhaben gliedert sich in zwei Arbeitsschwerpunkte. Der erste Schwerpunkt ist die Weiterentwicklung des Online- Staubmessgerätes Wöhler SM 500 für Probenahmezeiten von mindestens 30 Minuten. Der zweite Schwerpunkt ist eine Machbarkeitsstudie zur Ermittlung der Partikelgrößenverteilung mit einem hierfür modifizierten Wöhler SM 500.

Die novellierte erste Bundesimmissionsschutzverordnung (1. BImSchV) [2] legt fest, dass bei Einzelraumfeuerungsanlagen (z.B. von Kaminöfen), für die ein Nachweis zur Einhaltung der Grenzwerte durch eine Prüfbescheinigung nicht vorliegt, eine Prüfung durch den/die Schornsteinfeger-/in vor Ort zu erfolgen hat. Die hierfür durchzuführenden Messungen, an den entsprechenden Feuerungsanlagen, sind in Anlehnung an eine Typprüfung nach Richtlinie VDI 4207 Blatt 2 [3] vorzunehmen. In der Typprüfung müssen Messungen der Gesamtstaubkonzentration über eine Messdauer von 30 Minuten durchgeführt werden. Für diese Prüfungen und die Überwachung der Anlagen vor Ort wäre ein Einsatz des Wöhler SM 500 vorteilhaft. In einem ersten Schwerpunkt soll daher das Messgerät zur Messung von Staubkonzentrationen über einen Zeitraum von mindestens 30 Minuten weiterentwickelt werden. Nach abgeschlossener Weiterentwicklung soll eine Prüfung des Messgerätes beim TÜV-SÜD erfolgen. Im Rahmen dieser Prüfung soll die Eignung des Messgerätes für die 30-minütigen Überwachungsmessungen nachgewiesen werden.

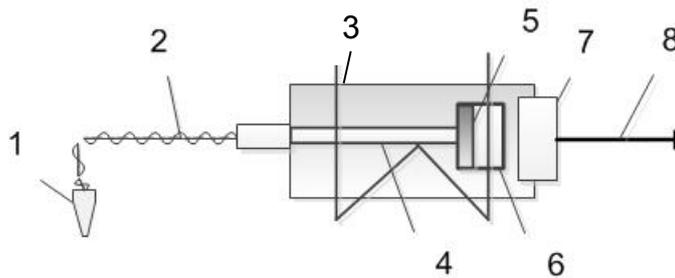
Geprüft wird das Wöhler SM 500 mit dem hierfür festgelegten Standardreferenzmessverfahren nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [4]. Um nachzuweisen dass, mit den zur Prüfung verwendeten Referenzmessaufbauten, derzeit gültige Anforderungen an die Messgenauigkeit eingehalten werden können, werden Verifizierungsmessungen an einer Emissionssimulationsanlage (ESA) vorgestellt. An dieser ESA können definiert unterschiedliche Staubkonzentrationen eingestellt werden. Diese Anlage dient in der Regel zur Qualitätskontrolle von Messstellen, welche nach § 26 BImSchG für die Ermittlung von Staubkonzentrationen bekannt gegeben sind [5].

Für Neuentwicklungen von Holzfeuerungsanlagen oder Staubabscheidern ist es vorteilhaft, zusätzlich zur Gesamtstaubkonzentration, auch Informationen über die Partikelgrößenverteilung der Stäube zu bekommen. Die Partikelgrößenverteilung von emittierten Stäuben kann derzeit nur mit vergleichsweise aufwändigen und teuren Messgeräten ermittelt werden. In einem zweiten Schwerpunkt wird daher untersucht ob, durch eine Modifikation des Wöhler SM 500, auch die Größenverteilung der Partikel in der Abgasprobe ermittelt werden kann. Hierfür wurde ein erster Ansatz zur Detektion von Partikeln aus Kleinfeuerungsanlagen vorgestellt.

Ausgangssituation

Im Rahmen des abgeschlossenen DBU-Projektes „Entwicklung eines Feinstaubmessgerätes für Überwachungsmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV (Az. 27741 – 24/2)“ [6] wurde ein neuartiges Online-Messgerät – das SM 500 - für die Überwachung der Emissionsanforderungen (Staub und CO) für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV [2] entwickelt.

Die Staubmassenbestimmung mit dem Wöhler SM 500 erfolgt anhand einer Frequenzmessung. Hierzu wird ein Schwingröhrchen, auf dem sich eine mit Filtermaterial bestückte Filterpatrone befindet, elektromechanisch angeregt. In Abhängigkeit des zu überwachenden Grenzwertes (GW20 oder GW≥60) strömt ein Abgasvolumenstrom von 3 l/min i.N. oder 4,5 l/min i.N. durch das Filtermaterial. Durch die Ablagerung der Staubmasse im Filtermaterial verstimmt sich das elektromagnetische Schwingssystem, die Frequenz des Schwingröhrchens ändert sich. Aus der sich ergebenden Frequenzänderung lässt sich die Staubmasse des sich im Filtermaterial ablagernden Staubes berechnen. Das abgesaugte Abgasvolumen wird gemessen und ist somit bekannt, die Staubkonzentration in mg/m^3 i.N. kann ermittelt werden. Bei diesem Verfahren handelt es sich um ein direktes, kontinuierliches Messverfahren. In Abbildung II.1 ist das Wöhler SM 500 schematisch dargestellt [6].



- | | |
|------------------------------|--|
| 1 Entnahmesonde | 6 mit Filtermaterial bestückte Filterpatrone |
| 2 beheizte Probenahmeleitung | 7 Verschlussdeckel |
| 3 beheiztes Gehäuse | 8 Verbindung zur Absaugvorrichtung und den Gassensoren |
| 4 Schwingröhrchen | |
| 5 Filterhalter | |

Abbildung II.1 Schematische Darstellung des Wöhler SM 500

Über die Entnahmesonde (1) und die beheizte Probenahmeleitung (2) wird das Abgas dem Schwingssystem zugeführt. Der Düsendurchmesser der Entnahmesonde beträgt standardmäßig 10 mm. Das Schwingssystem ist in einem beheizten Gehäuse (3) untergebracht und besteht aus dem Schwingröhrchen (4), dem Filterhalter (5) und einer mit Filtermaterial bestückten Filterpatrone (6). Das Schwingröhrchen dient gleichzeitig zur Abgaszuführung. Um die Bildung von Kondensat in der Probenahmeleitung und im Schwingssystem zu vermeiden, werden sowohl die Probenahmeleitung (2) als auch das Gehäuse beheizt. Die Probenahmeleitung wird kontinuierlich auf eine konstante Temperatur von 75°C eingeregelt. Das Gehäuse wird vor Messbeginn durch einen Heizimpuls aufgeheizt. Während der Messung wird kein weiterer Heizimpuls mehr zugeführt. Die Gehäusetemperatur, und damit auch die Materialtemperatur des Schwingröhrchens, nehmen während der Messung ab [6].

Mit dem Wöhler SM 500 wurde bereits eine Eignungsprüfung nach VDI 4206 Blatt 2 [7], als Voraussetzung für den Einsatz als Überwachungsmessgerät, erfolgreich absolviert. Entsprechend den Vorgaben der 1. BImSchV wird bei den Überwachungsmessungen ein 15-Minuten-Mittelwert der Staubkonzentration (und der CO- und O₂-Konzentrationen) ermittelt. Die Bekanntmachung des Messgerätes erfolgte erstmals im Bundesanzeiger am 6. Juli 2012, sowie erweitert am 12.2.2013 [8]. Im Rahmen der Eignungsprüfung wurden folgende erweiterte Messunsicherheiten in Abhängigkeit der in [7] definierten Grenzwertklassen (GWK) ermittelt.

Tabelle II.1 Erweiterte Messunsicherheiten des SM 500 in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) [8]

GWK in mg/m ³ i.N.	Erweiterte Messunsicherheit in %
20	36
60	32
90	32
100	29
150	28

Als Anforderung für die Bewertungsgröße der erweiterten Messunsicherheit wurden in der VDI 4206 Blatt 2 [7] 30 % definiert. Bisher bestand keinerlei Erfahrung bezüglich der Messgenauigkeit neuer Staubmessgeräte an Kleinfeuerungsanlagen. Daher wurde das Wöhler SM 500 vom Umweltbundesamt bekannt gegeben, obwohl die Anforderung von 30 % an die erweiterte Messunsicherheit nur für zwei GWK eingehalten wird (siehe hierzu Tabelle II.1). Aufgrund der Bekanntgabe des Umweltbundesamt ist das Wöhler SM 500 für die 15-minütige Überwachungsmessung im Rahmen der 1.BImSchV zugelassen. Das Messgerät wird derzeit bereits zur Grenzwertüberwachung eingesetzt.

Inzwischen wurde die VDI 4206 Blatt 2 [7] überarbeitet. Die Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit, wurde auf Basis des aktuellen Stands der Technik für Staubmessgeräte für Überwachungsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen in der VDI 4206 Blatt 2 [9] auf 40 % hochgesetzt. Die überarbeiteten Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [9] liegt seit Februar 2015 vor. In [9] sind erstmals Prüfungen an Einzelraumfeuerstätten mit einer Messdauer von 30 Minuten (Gerätekategorie e) aufgeführt. Im Gegensatz zu den 15-minütigen Messungen, welche unter konstanten Verbrennungsbedingungen durchzuführen sind, sind die Verbrennungsbedingungen bei den 30-minütigen Messungen nicht zwingend konstant. Um auch bei nicht konstanten Verbrennungsbedingungen repräsentative Messergebnisse zu erhalten, muss das Messgerät hierfür erprobt und optimiert werden. Die hierfür notwendigen Untersuchungen und Optimierungsmaßnahmen werden vorgestellt. Zudem werden Ergebnisse der Eignungsprüfung nach VDI 4206 Blatt 2 [9] für die 30-minütigen Messungen vorgestellt.

Nachdem mit dem Wöhler SM 500 alle Eignungsprüfungen erfolgreich durchgeführt wurden, können die Entwicklungsarbeiten für Überwachungsmessungen im Geltungsbereich der 1. BImSchV [2] als abgeschlossen betrachtet werden. Die Messung der Gesamtstaubkonzentration, mit einer bekannten Messunsicherheit, bildet die Grundlage zur Messung der Partikelgrößenverteilung.

Teil A: Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen

1 Konstruktive Änderungen für Langzeitmessungen

In diesem Kapitel werden zunächst wichtig konstruktive Änderungen vorgestellt, um mit dem Wöhler SM 500 Langzeitmessungen (> 15 min) zu ermöglichen. Zudem ergeben sich aus ersten Praxiserfahrungen weitere Optimierungsmaßnahmen, welche sowohl die Stabilität als auch die Handhabung bei der Durchführungen von Messungen mit dem Messgerät verbessern.

1.1 Änderungen für Langzeitmessungen

Um Langzeitmessungen durchführen zu können, sind zunächst konstruktive und softwaretechnische Änderungen beim Wöhler SM 500 notwendig. Hierzu zählen:

- Die Programmierung einer PC-Software um das Messgerät über einen PC steuern zu können.
- Die Integration einer Pumpenkühlung um eine Überhitzung der Pumpen bei Langzeitmessungen zu verhindern.

PC- Software für Langzeitmessungen

Mit der bisherigen PC- Software des Wöhler SM 500 waren Messungen bis 15 Minuten möglich. Nach Ablauf der 15- minütigen Messdauer wurde die Messung automatisch gestoppt. Mit der neuen PC- Software gibt es nun folgende Wahlmöglichkeiten:

- Standard (15 Minuten Messdauer),
- Typprüfung (30 Minuten Messdauer für Staub) für Überwachungsmessungen im Rahmen der Geräteklasse „e“ nach [9].
- Dauermessung.

Der Ablauf der 30 minütigen Messungen richtet sich nach der Typprüfung für Einzelraumfeuerstätten nach VDI 4207 Blatt 2 [3]. Bei der hier beschriebenen Prüfung wird die CO-Konzentration über einen kompletten Abbrand gemessen. Die Staubmessung erfolgt 3 min nach der Holzaufgabe und läuft insgesamt 30 min. Die O₂- und CO-Messung beginnt sofort nach der Brennstoffaufgabe und erfolgt über eine ganze Abbrandperiode. In der neu programmierten PC- Software des Wöhler SM 500 ist der Messablauf automatisiert.

Wird die Dauermessung gewählt, läuft die Staubmessung solange, bis diese manuell beendet wird. Die neu programmierte PC- Software ermöglicht zudem eine grafische Darstellung des aktuellen Staubkonzentrationsverlaufes.

Integration einer Pumpenkühlung

Bei ersten Langzeitmessungen mit dem Wöhler SM 500 zeigte sich, dass die Gefahr einer Überhitzung der Drehschieberpumpe zur Absaugung des Probenahmevolumens besteht. Um den Temperaturverlauf an der Drehschieberpumpe zu untersuchen, wurde direkt am

Gehäuse der Pumpe ein Thermoelement angebracht. Zur Kühlung der Drehschieberpumpe wurde zudem ein PC- Lüfter an das Gehäuse der Pumpe montiert. Anschließend wurden Messungen mit staubfreier Umgebungsluft bei einem Volumenstrom von 3 l/min i.N. und einem Volumenstrom von 4,5 l/min i.N. durchgeführt. In Abbildung 1.1 sind die Temperaturverläufe am Pumpengehäuse bei den durchgeführten Untersuchungen abgebildet.

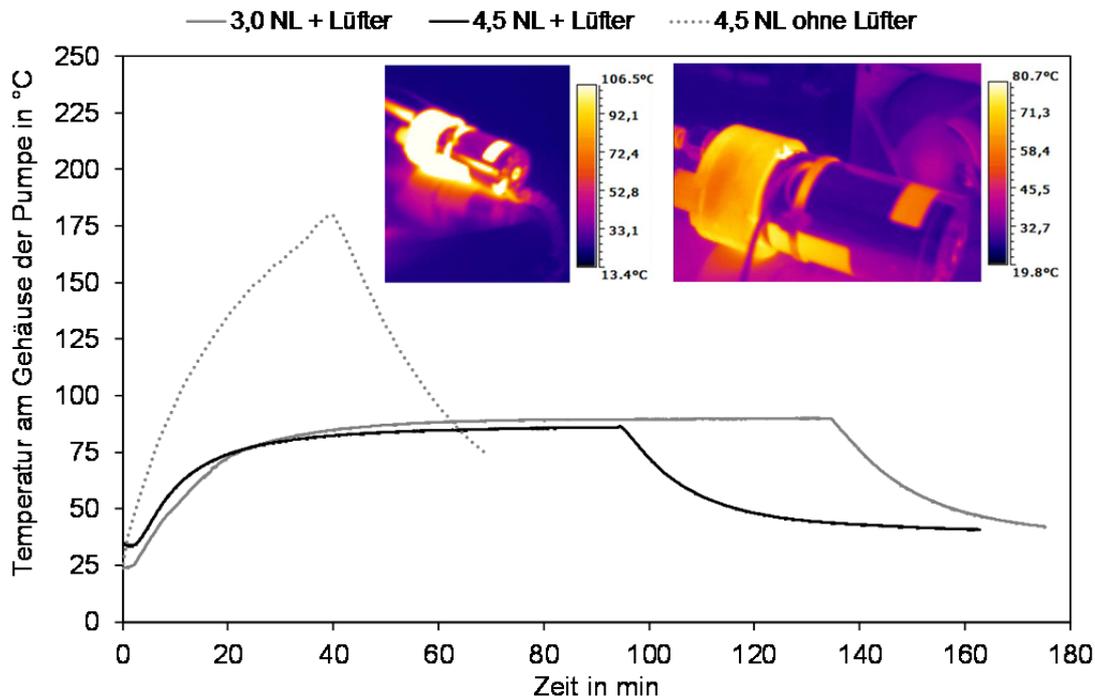


Abbildung 1.1 Temperaturverlauf am Gehäuse der Pumpe mit und ohne Lüfterkühlung

Zunächst wurde die Probenahmepumpe mit einem Volumenstrom von 4,5 l/min i.N. bei einem Druckabfall von 350 hPa konstant belastet. Der PC- Lüfter bleibt hierbei ausgeschaltet, eine Kühlung der Pumpe findet nicht statt. Nach ca. 40 Minuten ist eine Temperatur von nahezu 180 °C messbar, die Pumpe fällt aus und ist defekt. Anhand weiterer Untersuchungen wurde gezeigt, dass bei aktiver Pumpenkühlung unabhängig vom eingestellten Volumenstrom die Temperatur am Gehäuse 100°C nicht übersteigt. Anhand der integrierten Pumpenkühlung wird die Überhitzung der verwendeten Pumpen bei Langzeitmessungen vermieden.

1.2 Optimierungsmaßnahmen auf Basis von Praxiserfahrungen

Erste Erfahrungen aus der Praxis zeigten, dass es besonders bei geringen Abgastemperaturen zu einem Kondensatanfall im Gasweg nach dem Staubmassensensor kommen kann. Dies wirkt sich nicht auf die Bestimmung der Staubkonzentration aus, allerdings kann der Kondensatanfall zum Ausfall der Gassensoren (O₂ und CO) führen. In der Praxis zeigte sich zudem, dass sich bei Messöffnungen mit geringem Durchmesser bzw. isolierten Abgasrohren die Einführung der Entnahmesonde in den Messkanal als schwierig gestaltet.

Folgende Optimierungsmaßnahmen auf Basis dieser Praxiserfahrungen wurden vorgenommen:

- Eine zusätzliche permanente Dauerbeheizung zur Vermeidung von Kondensatanfall in der Entnahmesonde wurde entwickelt und gefertigt.
- Entwicklung und Integration eines Kondensatabscheiders vor den O₂- und CO-Sensormodulen verbunden mit einer geänderten Führung des Abgasschlauches. Ein Rücklaufen des Kondensates in den Gasweg wird so verhindert.
- Die Entnahmesonde wird kompakter gestaltet. Der Durchmesser der Entnahmesonde wird nicht geändert um eine, mit der bisherigen Sonde, vergleichbare Probenahme zu gewährleisten.

Abbildung 1.2 (links) zeigt die Integration des zusätzlich gefertigten und mit Silikagel gefüllten Kondensatabscheiders, um die verbleibende Feuchte aus dem abgesaugten Abgasvolumenstrom zu entfernen. Rechts in der Abbildung 1.2 ist die geänderte Führung des Abluftschlauches, um das Rückströmen von Kondensat zu den Gassensoren (O₂- und CO-Sensoren) zu verhindern, abgebildet. Der Auslass des Abgasschlauches wurde hierzu nach unten verlegt.

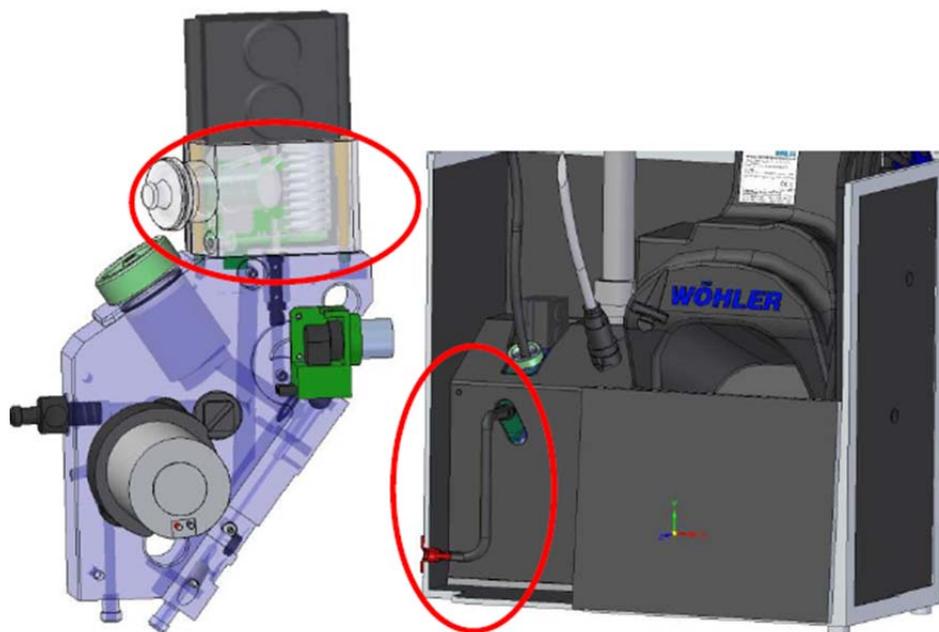


Abbildung 1.2 Modul zur Entfernung von Kondensat aus dem Abgas (links) und geänderte Führung des Abluftschlauches (rechts) um das Rückströmen von Kondensat zu vermeiden

In der folgenden Abbildung 1.3 ist die Umsetzung der permanenten Beheizung des Entnahmeröhrchens und die kompakte Entnahmesonde zur vereinfachten Einführung in das Abgasrohr abgebildet. Bei der Heizung des Entnahmeröhrchens handelt es sich um ein Zubehörteil.

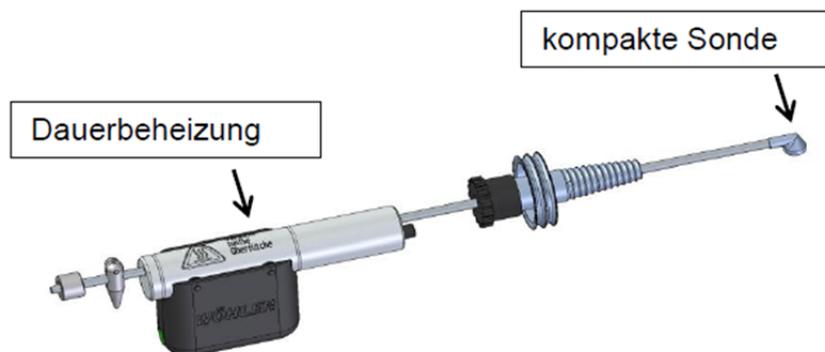


Abbildung 1.3 Permanente Beheizung des Entnahmeröhrchens und geänderte Geometrie der Entnahmesonde

2 Laboruntersuchungen mit dem Wöhler SM 500

In diesem Kapitel werden die Voruntersuchen aufgeführt, welche zur Erprobung des Wöhler SM 500 für die Langzeitmessung durchgeführt wurden. Hierzu zählen:

- Untersuchung zur Langzeitstabilität bei verlängerten Probenahmezeiten.
- Untersuchungen zum Temperaturverlauf am Schwingröhrchen bei Dauermessungen.
- Untersuchungen zum bisherigen Filtermaterial bezüglich der Aufnahmefähigkeit von Staub.

2.1 Untersuchungen zur Langzeitstabilität

Basis der Untersuchungen zur Langzeitstabilität ist die Durchführung von Driftmessungen. Die Driftmessungen wurden mit zwei Wöhler SM 500 (Seriennummer (S/N) 134 und 137) mit einem Volumenstrom von 3 l/min i.N. durchgeführt. Die Driftmessungen fanden bei Umgebungsluft statt, wobei angenommen wird, dass diese staubfrei ist. In der Software wird das Messgerät auf Dauermessungen gestellt und die Messung anschließend gestartet. Nach einer Messdauer von ca. 180 Minuten bleibt die angezeigte Staubmasse auf einem konstanten Niveau. Anhand der neuen Software des Wöhler SM 500 kann die Staubkonzentration während der Messung kontinuierlich angezeigt werden. Die kontinuierlich angezeigte Staubkonzentration errechnet sich nach Gleichung 2.1. Die Staubkonzentration kann für unterschiedliche Zeitintervalle Δt dargestellt werden.

$$c_{\text{norm}}(\Delta t) = \frac{m_{t_2} - m_{t_1}}{\left(\sum_{t=1}^2 V\right)} \quad \text{Gleichung 2.1}$$

c_{norm}	Staubkonzentration unter Normbedingungen in mg/m^3
m_{t_1}	Staubmasse zum Zeitpunkt t_1 in mg
m_{t_2}	Staubmasse zum Zeitpunkt t_2 in mg
V	abgesaugtes Volumen im Zeitraum $t_2 - t_1$, dieses wird berechnet aus: \dot{v} Volumenstrom in m^3/s i. N. und Δt Zeitintervall ($t_2 - t_1$) in s

Wird das Zeitintervall oder der Volumenstrom erhöht, nehmen die Schwankungen der Staubkonzentration um den Wert Null deutlich ab. Die Ursache hierfür ist, dass die angezeigte Staubmassendrift durch ein höheres Volumen geteilt wird. In der nachfolgenden Abbildung 2.1 ist die Standardabweichung der angezeigten Staubkonzentration in Abhängigkeit des gewählten Zeitintervalls Δt aufgetragen.

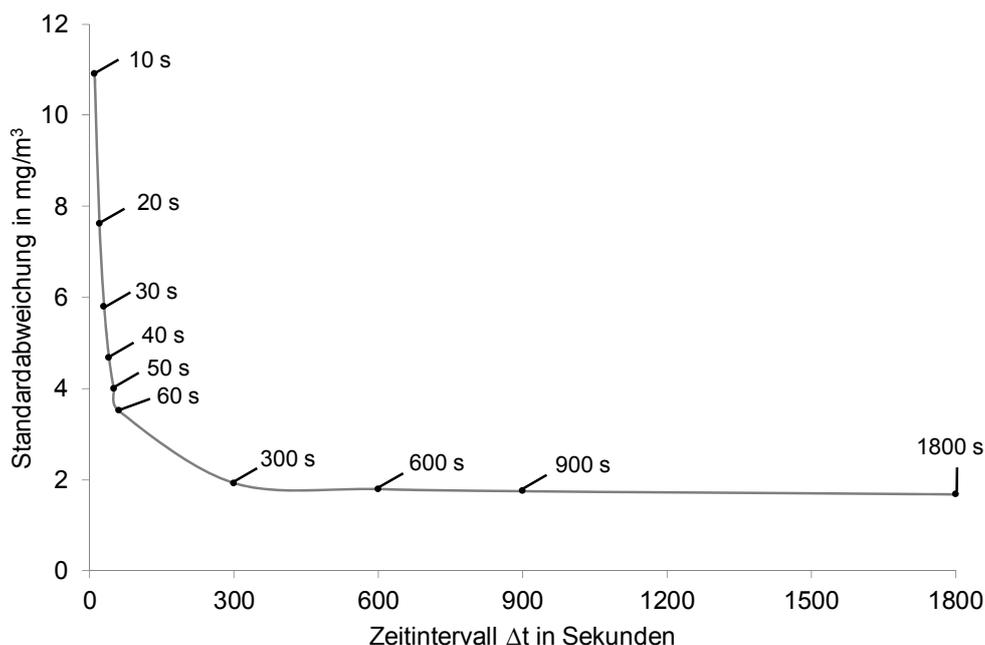


Abbildung 2.1 Standardabweichung der angezeigten Staubkonzentration in Abhängigkeit des Zeitintervalls Δt

Bei einem Volumenstrom von 3 l/min i.N. und ab einem Zeitintervall von 300 Sekunden oder größer ergibt sich eine nahezu konstante STABW von ca. $2 \text{ mg}/\text{m}^3$. Anhand der ermittelten Standardabweichung lässt sich die Nachweisgrenze des SM 500 berechnen. In der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [4] wird vorausgesetzt, dass die Nachweisgrenze gleich der dreifachen Standardabweichung ist. Hieraus ergibt sich, sowohl für ein Zeitintervall von 900 s (entspricht einer Messdauer von 15 min) als auch für ein Zeitintervall von 1800 s (entspricht einer Messdauer von 30 min), eine Nachweisgrenze für das SM 500 von ca. $6 \text{ mg}/\text{m}^3$. Festgehalten werden muss, dass dies nur für einen Volumenstrom von 3 l/min i.N. gilt. Wird die STABW bzw. die Nachgrenze mit einem Volumenstrom von 4,5 l/min i.N. berechnet, ergibt sich eine Nachweisgrenze von ca. $4 \text{ mg}/\text{m}^3$ i.N.

2.2 Untersuchung zum bisher verwendeten Filtermaterial

Die Untersuchungen zum Filtermaterial des Wöhler SM 500 fanden im Rahmen einer Bachelorarbeit [10] statt. Zunächst erfolgte eine Literaturstudie bezüglich geeigneter Filtermaterialien. Auf Basis dieser Studie wurden unterschiedliche Filtermaterialien bezüglich ihrer Eignung für Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen bewertet. Mit ausgewählten Filtermaterialien wurden dann Untersuchungen im Labor und unter realen Abgasbedingungen durchgeführt.

Literaturstudie zur Auswahl geeigneter Filtermaterialien

Im Rahmen der Literaturstudie [10] zur Auswahl geeigneter Filtermaterialien wurden zunächst Anforderungen an die Stoffeigenschaften der Filtermaterialien definiert. Wichtige Stoffeigenschaften der Filtermaterialien für den Einsatz im Wöhler SM 500 sind:

- die thermische und chemische Beständigkeit,
- eine geringe Hygroskopie,
- eine hohe mechanische Stabilität,
- die Wirtschaftlichkeit,
- und ein möglichst geringes Gewicht.

Die im Folgenden beschriebenen Filtermaterialien können eingeteilt werden in:

- Naturfasern: hierzu zählen Baumwolle (BW) und tierische Wolle (TW).
- Künstliche Fasern: hierzu zählen z.B. Polyester (PES), Polyacrylnitril (PAN), Polyethylen (PE-HD), Aliphatische Polyamide (PA), Aromatische Polyamide (Aramide), Polypropylen (PP) und Polyterafluorethylen (PTFE).
- Mineralfasern: hierzu zählen z.B. Mikroglasfaser (MGF), Glasfaser (GF), Quarzglasfasern (QG).

In der Abbildung 2.2 ist die Temperaturbeständigkeit, in Abbildung 2.3 die Feuchtigkeitsaufnahme für die genannten Filtermaterialien dargestellt. Bisher wird eine Kombination aus einem Filter aus Polyester (PES) und einem Filtermaterial aus Mikroglasfasern (MGF) eingesetzt. Der Filter aus PES dient hierbei als Tiefenfilter und der Filter aus MGF als Oberflächenfilter.

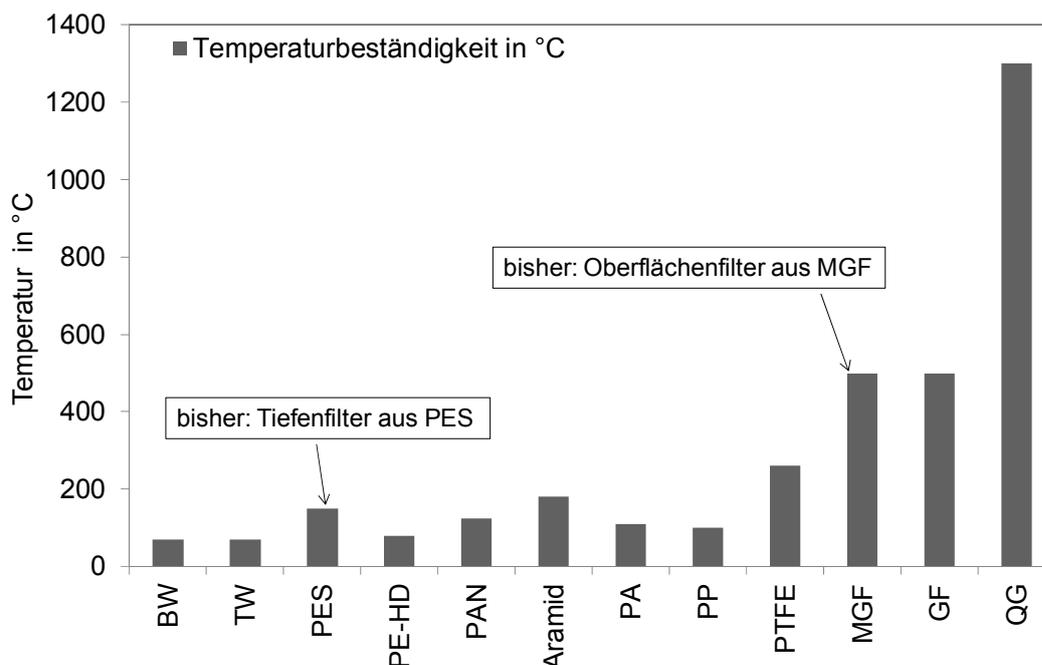


Abbildung 2.2 Temperaturbeständigkeit verschiedener Filtermaterialien

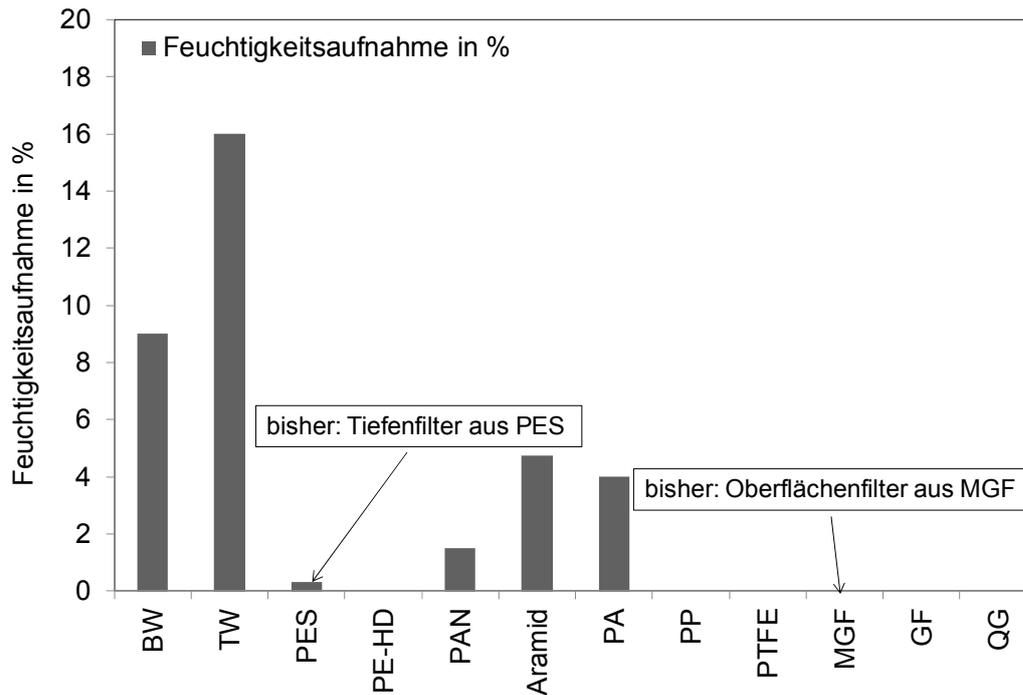


Abbildung 2.3 Feuchtigkeitsaufnahme für verschiedene Filtermaterialien

Die Literaturstudie ergab, dass die bisherigen Filtermaterialien, sowohl bezüglich ihrer Temperaturbeständigkeit als auch bezüglich ihrer Feuchtigkeitsaufnahme, im Vergleich zu anderen Filtermaterialien ausreichend gute Eigenschaften besitzen. Festzuhalten ist, dass der Tiefenfilter aus PES im Vergleich zum Oberflächenfilter aus MGF eine geringe Temperaturbeständigkeit besitzt und mehr Feuchtigkeit aufnimmt.

Untersuchungen mit realen Abgasen

Ziel der Untersuchungen unter realen Abgasbedingungen ist die Staubaufnahmefähigkeit der ausgewählten Filtermaterialien abzuschätzen. Nach [7] und [9] ergibt sich ein abzudeckender Messbereich von 10 mg/m^3 i.N. bis 300 mg/m^3 . Bei Grenzwerten $> 60 \text{ mg/m}^3$ wird ein Volumenstrom von 3 l/min i.N. abgesaugt. Für Überwachungsmessungen in Anlehnung an die Typprüfung von Einzelraumfeuerstätten beträgt die Messdauer 30 Minuten. Aufgrund der längeren Probenahmezeit wird hier, unabhängig vom Grenzwert, ein Volumenstrom von 3 l/min i.N. abgesaugt.

Bei einer Messdauer von 30 Minuten, einem abzusaugenden Volumenstrom von 3 l/min und einer Konzentration von 300 mg/m^3 (doppelter Grenzwert), ergibt sich eine fiktive Filterbelastung von 27 mg . Im Rahmen eines Forschungsprojektes [11] wurde für Messungen unter realen Abgasbedingungen ein Kalibrierfaktor von $0,88$ ermittelt. Dieser Kalibrierfaktor ergibt sich aufgrund der Eindringtiefe des Staubes in das Filtermaterial, was zu einer Lageänderung des Schwerpunktes im Schwingröhrchen führt. Diese Änderung der Schwerpunktlage wirkt sich auf die Frequenz und somit auch auf die Bestimmung der Staubmasse aus. Der Kalibrierfaktor wird als konzentrations- und brennstoffunabhängig angenommen. Er gilt für alle Brennstoffe und den gesamten Konzentrationsbereich. Da der Kalibrierfaktor berücksichtigt werden muss, ergibt sich eine unter den genannten Bedingungen eine fiktive Filterbelas-

dung von ca. 31 mg. Die im SM 500 eingesetzte Filterpatrone muss diese Staubmasse in jedem Fall aufnehmen können, um die Eignungsprüfung zu bestehen.

Auf Basis der Literaturstudie von [10] werden zwei Filtermaterialien aus Polypropylen (PP1 und PP2) ausgewählt um die Staubaufnahme mit dem bisher verwendeten Filtermaterial aus Polyester (PES) zu vergleichen. Hierzu wurden Messungen mit realen Abgasen an einem Kaminofen (KO), welcher mit Stückholz befeuert wird, durchgeführt. Zusätzlich wurden mit dem bisher verwendeten Filtermaterial Messungen an einem mit Heupellets befeuerten Heizkessel (HK) durchgeführt. In der folgenden Abbildung 2.4 sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt. Bisherige Erfahrungen zeigten, dass mit dem verwendeten Filtermaterial in Kombination mit der Absaugpumpe bei Unterdrücken bis 500 hPa hinter dem Filter, zu keiner Abnahme des Volumenstroms führen. Bei Unterdrücken < 500 hPa wird von der Software eine Warnmeldung ausgegeben, dass der Filter gewechselt werden sollte. Bei Unterdrücken < 350 hPa kann die Absaugpumpe den Volumenstrom nicht mehr konstant ausregeln.

Aus der Abbildung 2.4 ist ersichtlich, dass bei den ausgewählten Filtermaterialien (PP1 und PP2) bereits bei Staubbelastungen < 25 mg mit einer Filterwarnung aufgrund eines Unterdruckes von 500 hPa zu rechnen ist. Mit dem bisherigen Filtermaterial (PES) kann die notwendige Staubbelastung von 31 mg realisiert werden, ohne den kritischen Enddruck von 350 hPa zu unterschreiten (siehe auch Kapitel 3.1).

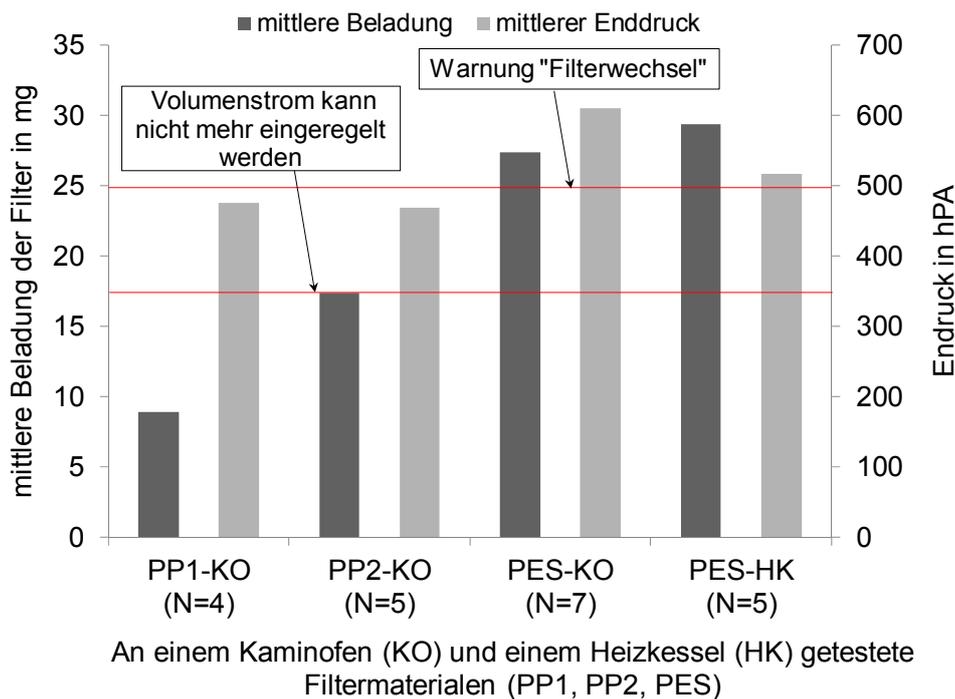


Abbildung 2.4 Untersuchungen zur maximalen Staubbelastung der Messfilter des SM 500 (aus [10] - überarbeitet).

3 Vergleichsmessungen mit Standardreferenzmessverfahren

In diesem Kapitel werden die im Rahmen des Vorhabens durchgeführten Vergleichsmessungen zwischen dem Wöhler SM 500 und dem Standardreferenzmessverfahren (SRM) nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [4] vorgestellt. Um die Erfolgsaussichten einer Eignungsprüfung nach [9] abzuschätzen, fanden zunächst Voruntersuchungen statt. Im Folgenden werden die Versuchsdurchführung im Rahmen der Voruntersuchungen, die Ergebnisse der Voruntersuchungen sowie die Ergebnisse der Eignungsprüfung für Langzeitmessungen aufgeführt. Anschließend erfolgt eine abschließende Bewertung der Messgenauigkeit des Wöhler SM 500.

3.1 Voruntersuchungen

Versuchsdurchführung

Die Vergleichsmessungen zwischen dem Wöhler SM 500 und dem SRM fanden an einem mit Heupellets befeuerten Heizkessel (HK) und einem Kaminofen (KO) statt. Die Verbrennungsbedingungen bzw. Staubkonzentrationen an dem Kaminofen wurden durch Einstellung der Primär- und Sekundärluft und dem Einsatz zwei unterschiedlicher Elektrofilter (EF) zur Staubabscheidung variiert. In der nachfolgenden Tabelle 3.1 sind die Anzahl der Messungen, die Feuerungsanlagen und die verwendeten Brennstoffe angegeben.

Tabelle 3.1 Anzahl der Messungen, Feuerungsanlage und Brennstoffe im Rahmen der Voruntersuchungen

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1 - 5	Heizkessel (HK)	Heupellets
6 - 11	Kaminofen (KO) mit EF1	Buche - Stückholz
12 - 28	Kaminofen (KO) mit EF2	Buche - Stückholz
29 - 44	Kaminofen (KO)	Buche - Stückholz

Ergebnisse der Voruntersuchungen

Die folgende Abbildung 3.1 zeigt eine Messung mit dem SM 500 am Kaminofen über insgesamt fünf Abbrände. Für diese Messung wurde die Filterpatrone des SM 500 nicht gewechselt. Die Staubbelastung in der Filterpatrone beträgt insgesamt ca. 50 mg. In der Abbildung ist deutlich zu erkennen, dass besonders in der Anbrandphase, erhöhte Staubkonzentrationen auftreten. In der nachfolgenden Abbildung 3.2 sind beispielhaft die Verläufe der Staubkonzentration ($\Delta t = 60$ Sekunden) des Wöhler SM 500 während zwei Vergleichsmessungen mit dem Standardreferenzmessverfahren an einem der eingesetzten E-Filter graphisch dargestellt. Die Anforderung an die Messabweichung zwischen dem Wöhler SM 500 und dem SRM wird hierbei eingehalten.

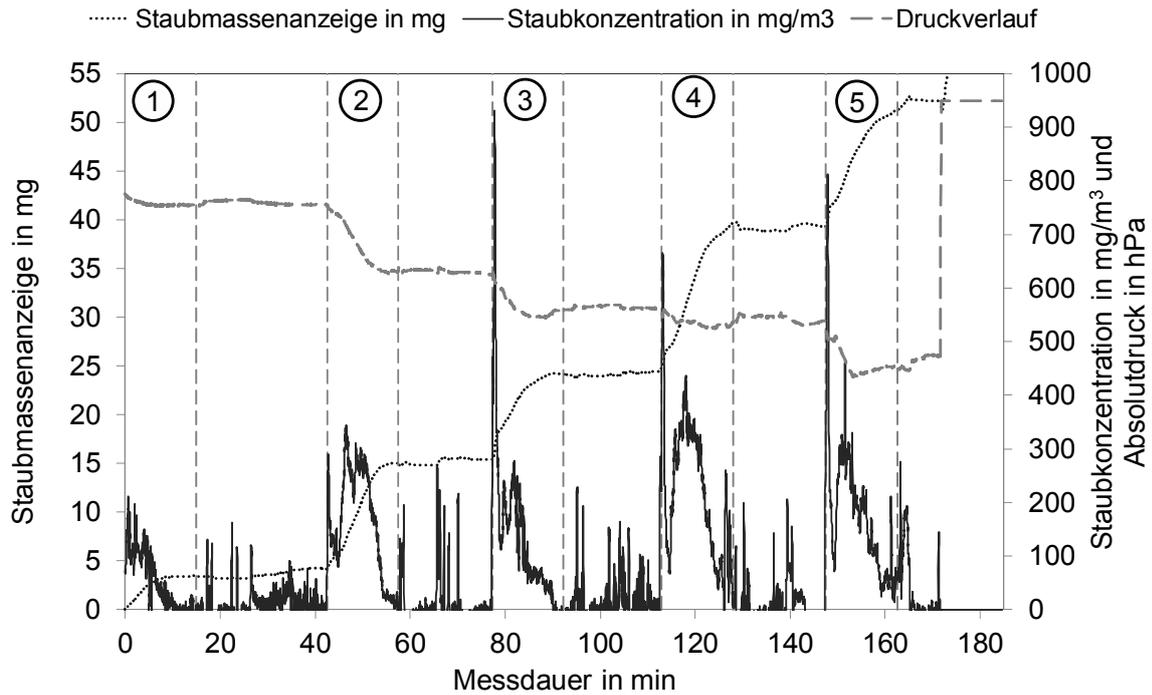


Abbildung 3.1 Mittels dem SM 500 gemessene Staubkonzentration über fünf hintereinander folgen Abbrände an einem Kaminofen

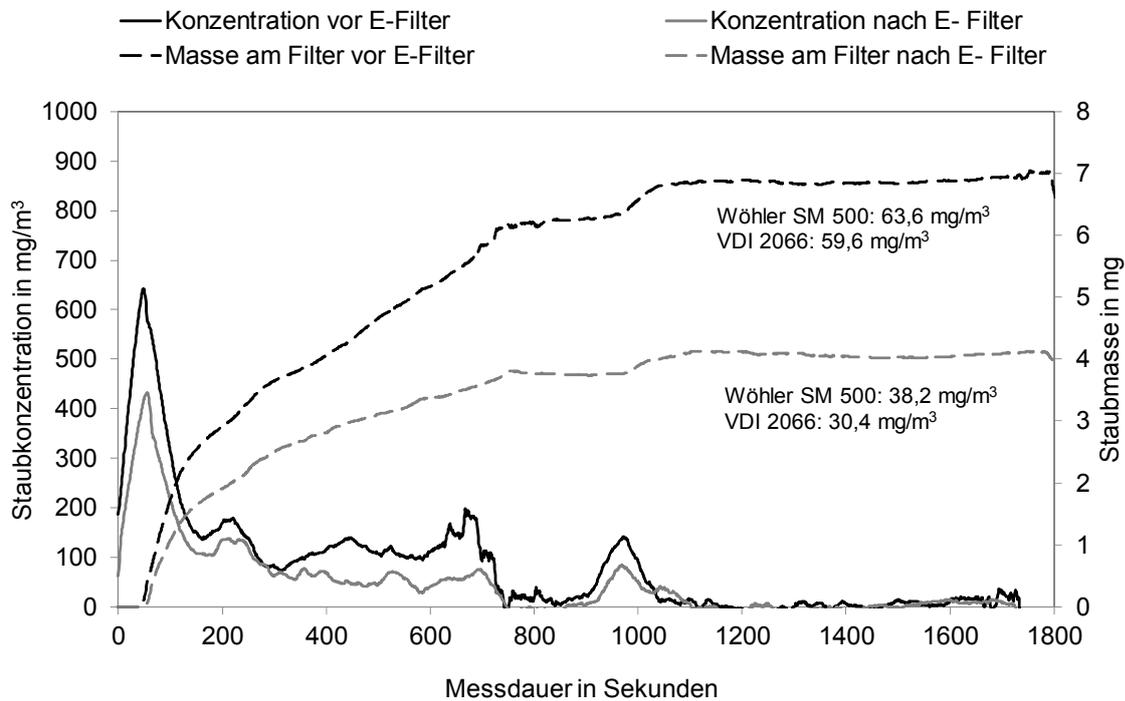


Abbildung 3.2 Vergleichsmessungen vor und nach einem E- Filter zwischen dem Standardreferenzverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und dem Wöhler SM 500

Parallel zum Wöhler SM 500 fanden Messungen mit dem Standardreferenzmessverfahren (SRM) nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [4] statt. In der nachfolgenden Abbildung 3.3 sind nur die im relevanten Konzentrationsbereich von 0 bis 300 mg/m³ durchgeführten Vergleichsmessungen aufgetragen.

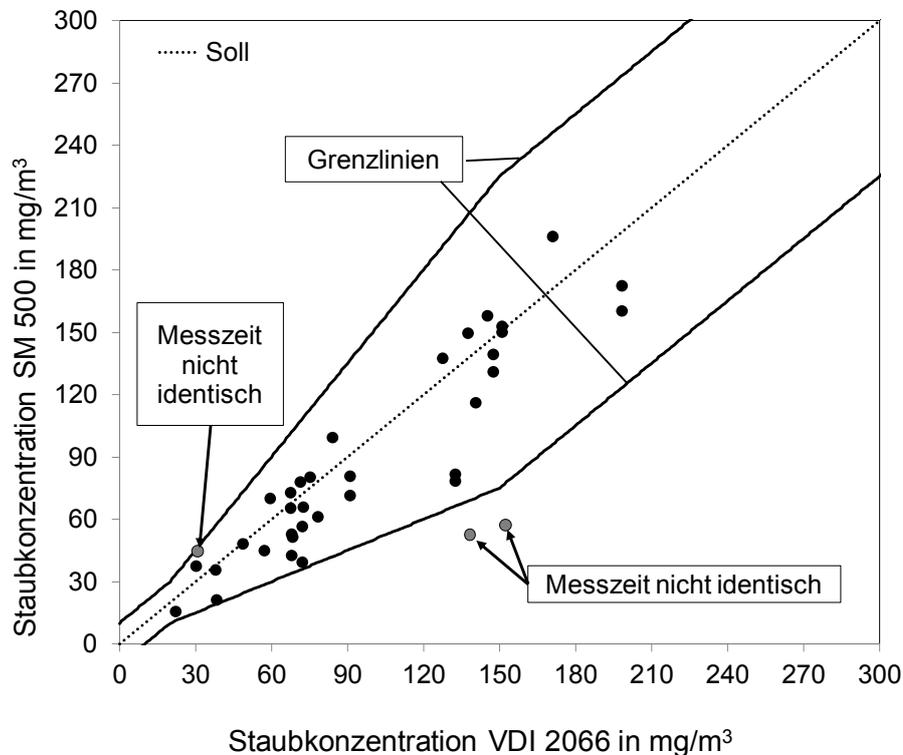


Abbildung 3.3 Darstellung der Vergleichsmessungen zwischen dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und Wöhler SM 500 im relevanten Konzentrationsbereich zwischen 10 und 300 mg/m³

Die Grenzl意思 in den Abbildungen markieren die nach [9] maximal zulässige Messwertabweichung des Wöhler SM 500 zum SRM. Im Konzentrationsbereich ≤ 20 mg/m³ beträgt die maximal zulässige Messwertabweichung 10 mg/m³, dies entspricht 50 % des Grenzwertes von 20 mg/m³. Im Konzentrationsbereich zwischen 20 mg/m³ bis 150 mg/m³ beträgt die zulässige Messwertabweichung 50 % des Referenzmesswertes. Im Konzentrationsbereich ≥ 150 mg/m³ beträgt die zulässige Messwertabweichung 75 mg/m³, dies entspricht 50 % des Grenzwertes 150 mg/m³.

Bei drei außerhalb der Grenzl意思 liegenden Messwerten, stimmen Start- und Endzeitpunkt der Messungen zwischen dem Wöhler SM 500 und dem SRM nicht überein. Bei Messungen der Gesamstaubkonzentration an Einzelraumfeuerstätten über einen kompletten Abbrand ist aufgrund der nicht konstanten Verbrennungsbedingungen der Messzeitraum entscheidend. In der Anbrandphase ist mit deutlich höheren Staubkonzentrationen zu rechnen als in der Haupt- und Ausbrandphase. Erfolgt die Probenahmezeit zweier Messverfahren nicht synchron, führt dies zu erhöhten Abweichungen zwischen den Messwerten.

Die Voruntersuchungen zeigen, dass die Messwerte zwischen SRM und dem Wöhler SM 500 gut übereinstimmen. Ein Großteil der Messwerte des Wöhler SM 500 liegt innerhalb der zulässigen Grenzen für die maximal zulässige Messwertabweichung. Zudem zeigen die

Voruntersuchungen keine Beeinflussung der Messwerte des Wöhler SM 500 durch die eingesetzten E-Filter nach dem Kaminofen.

3.2 Eignungsprüfung für Langzeitmessungen

In diesem Abschnitt werden die Vergleichsmessungen zwischen dem SRM nach [4] und dem Wöhler SM 500 im Rahmen der Eignungsprüfung für die Geräteklasse „e“ nach [9] vorgestellt. In der folgenden Tabelle sind die Feuerungsanlagen und die Brennstoffe aufgeführt, welche zur Prüfung des Wöhler SM 500 verwendet wurden.

Tabelle 3.2 Im Rahmen der Eignungsprüfung für Geräteklasse „e“ nach [9] verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1 - 4	Pelletofen	Holzpellets
5 - 7	Kaminofen	Buche - Stückholz
8 - 12	Kaminofen	Braunkohlenbriketts

In Abbildung 3.4 sind die Vergleichsmessungen zwischen SRM und dem SM 500 dargestellt. Die Grenzlinien repräsentieren die maximal zulässige Messwertabweichung zwischen dem SM 500 und dem SRM.

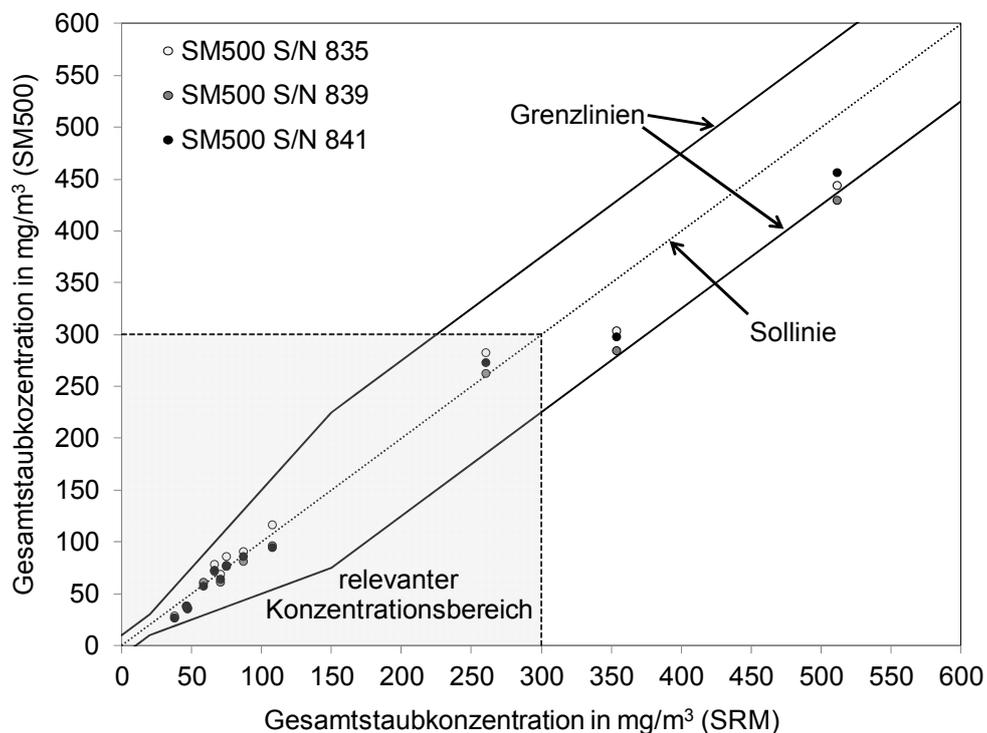


Abbildung 3.4 Vergleichsmessungen zwischen dem Standardreferenzmessverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 und dem SM 500 im Rahmen der Eignungsprüfung für die Geräteklasse e

Alle Messwerte des Wöhler SM 500 liegen innerhalb der zulässigen Grenzen. Für die Bewertung im Rahmen der Eignungsprüfungen wird das Wertepaar bei ca. 500 mg/m³ verworfen, da es den relevanten Konzentrationsbereich von 10 mg/m³ bis 300 mg/m³ deutlich überschreitet.

Im Rahmen der Eignungsprüfung nach [9] wurden mit dem Wöhler SM 500 Messungen für die brennstoffabhängigen Geräteklassen A, B, C und „e“ sowie für alle Grenzwertklassen 20 mg/m³, 60 mg/m³, 90 mg/m³, 100 mg/m³ und 150 mg/m³ durchgeführt. Das Wöhler SM 500 wurde somit für alle relevanten Geräte- und Grenzklassen überprüft.

In folgendem Abschnitt findet eine abschließende Bewertung des Wöhler SM 500 statt. Hierzu werden die Messwerte der in [6] definierten Geräteklassen und Grenzwertklassen zusammengefasst betrachtet. Eine Einteilung der Werte in die entsprechenden Klassen erfolgt nicht. Insgesamt liegen 66 Messwerte zur Bewertung vor.

3.3 Abschließende Bewertung

Für die abschließende Bewertung wird angenommen, dass die relativen Abweichungen zwischen den Messwerten bei zeitgleich durchgeführten Messungen normalverteilt sind. Zu Darstellung der Ergebnisse wird die Gauß'sche Normalverteilung herangezogen. Sind relativen Abweichungen stetige Zufallsvariablen, kann die Verteilung dieser Werte mit der Dichtefunktion $\varphi(x)$ nach Gleichung 3.1 als Gauß'sche Normalverteilung bezeichnet wird. Wichtige Kennwerte dieser Verteilung sind der Mittelwert μ und die Standardabweichung σ [12].

$$\varphi(x) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi} \cdot \sigma} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{x_i - \mu}{\sigma} \right)^2} \quad \text{Gleichung 3.1}$$

- σ Standardabweichung
- μ Mittelwert bzw. Erwartungswert
- x_i relative Abweichung des i-ten Messwertpaares

Bei der Gauß'schen Normalverteilung besteht ein Zusammenhang zwischen der Standardabweichung und der Wahrscheinlichkeit, mit welcher zukünftige Abweichungen in dem sich durch die Standardabweichung ergebenden Intervall liegen [4]:

- Bei einem Intervall von $[\mu - \sigma, \mu + \sigma]$ liegen mit 68,3 % Überdeckungswahrscheinlichkeit künftige Messwerte in diesem Intervall.
- Bei einem Intervall von $[\mu - 2\sigma, \mu + 2\sigma]$ liegen mit 95,5 % Überdeckungswahrscheinlichkeit künftige Messwerte in diesem Intervall.
- Bei einem Intervall von $[\mu - 3\sigma, \mu + 3\sigma]$ liegen mit 99,7 % Überdeckungswahrscheinlichkeit künftige Messwerte in diesem Intervall.

Um die Messwerte des Standardreferenzmessverfahrens und die Messwerte des Wöhler SM 500 zu bewerten, wird die Standardabweichung σ durch die Standardunsicherheit ausgedrückt. Die Standardunsicherheit wird auf Basis von zwei unterschiedlichen Ermittlungsmethoden nach Norm DIN EN 20988 [13] berechnet. Bei der einen Ermittlungsmethode

(Typ A6) handelt es sich um die Durchführung von Doppelbestimmungen mit zwei identischen Messeinrichtungen. Bei der anderen Ermittlungsmethode (Typ A5 Fall 2) um die Durchführung von Vergleichsmessungen mit einem Referenzmessverfahren bei einer Überprüfung. Die relative Standardunsicherheit, bestimmt aus Doppelbestimmungen, $w_{SD}(x)$ berechnet sich nach Gleichung 3.2. Die relative Standardunsicherheit, bestimmt aus Vergleichsmessungen $w_{SV}(x)$ mit einem Referenzmessverfahren, ergibt sich nach Gleichung 3.3.

$$w_{SD}(x) = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot N} \sum_{j=1}^N \left(\frac{x(1,j)}{x(2,j)} - 1 \right)^2} \quad \text{Gleichung 3.2}$$

$w_{SD}(x)$ relative Standardunsicherheit ermittelt durch Doppelbestimmungen

N Anzahl der Messwertpaare

$x(1,j)$ j-ter Messwert von Messaufbau 1

$x(2,j)$ j-ter Messwert von Messaufbau 2

Die Messunsicherheit für das SRM $w_{MDR}(x)$, ausgedrückt durch die Standardunsicherheit, ergibt sich aus den im Rahmen einer Eignungsprüfung durchgeführten Doppelbestimmungen mit den zwei identischen Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 .

$$w_{SV}(x) = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \left(\frac{x_P(j)}{x_R(j)} - 1 \right)^2 - \left(\frac{u_{MDR}(x)}{x_R} \right)^2} \quad \text{Gleichung 3.3}$$

$w_{SV}(x)$ relative Standardunsicherheit ermittelt durch Vergleichsmessungen

$u_{MDR}(x)$ Messunsicherheit des SMR ermittelt durch Doppelbestimmungen

N Anzahl der Messwertpaare

$x_P(j)$ j-ter Messwert des Prüfmuster

$x_R(j)$ j-ter Messwert des SRM

Die Messunsicherheit der Prüflinge $w_{MVP}(x)$ wird durch die Standardunsicherheit ausgedrückt, welche sich anhand der Vergleichsmessungen mit dem SRM berechnen lässt. Die Messwerte des SRM werden hierbei per Definition als Referenzwerte angesehen. Der Mittelwert der Messwerte von RM_1 und RM_2 ergibt den Referenzmesswert welcher zur Bewertung der Messwerte des SM 500 herangezogen wird.

Es gilt:

$$w_{SD}(x) = w_{MDR}(x) \quad \text{Gleichung 3.4}$$

$w_{SD}(x)$ Standardunsicherheit bestimmt aus Doppelbestimmungen

$w_{MDR}(x)$ Messunsicherheit des Standardreferenzmessverfahrens

und

$$w_{SV}(x) = w_{MVP}(x) \quad \text{Gleichung 3.5}$$

$w_{SV}(x)$ Standardunsicherheit bestimmt aus Vergleichsmessungen

$w_{MVP}(x)$ Messunsicherheit des SM 500

Nach Gleichung 3.2 lässt sich auch die Standardunsicherheit der Prüflinge $w_{SDP}(x)$ berechnen. Die so ermittelte Standardunsicherheit der Prüflinge $w_{SDP}(x)$ wird vernünftigerweise nicht als Messunsicherheit der Prüflinge bezeichnet. Allerdings lässt sich, aufgrund der identischen Ermittlungsmethode, die relative Standardunsicherheit der Prüflinge $w_{SDP}(x)$ mit $w_{MDR}(x)$ vergleichen. Hierzu wird für beide Messverfahren die Standardunsicherheit nach Gleichung 3.2 und die mittlere relative Abweichung zwischen den Messeinrichtungen (bezogen auf den Mittelwert der einzelnen Messwerte) berechnet.

In der folgenden Abbildung 3.5 ist die Verteilungsfunktion der relativen Abweichungen des SRM und der Prüflinge mit der Dichtefunktion nach Gleichung 3.1 dargestellt. In dieser Abbildung kann $w_{SDP}(x)$ mit der relativen Messunsicherheit des SRM $w_{MDR}(x)$ verglichen werden. Im Rahmen der Eignungsprüfung wurden drei Prüflinge (P1, P2, P3) eingesetzt. Gleichung 3.2 wird auf alle möglichen Messwertpaare P1/P2, P1/P3 und P2/P3 angewendet.

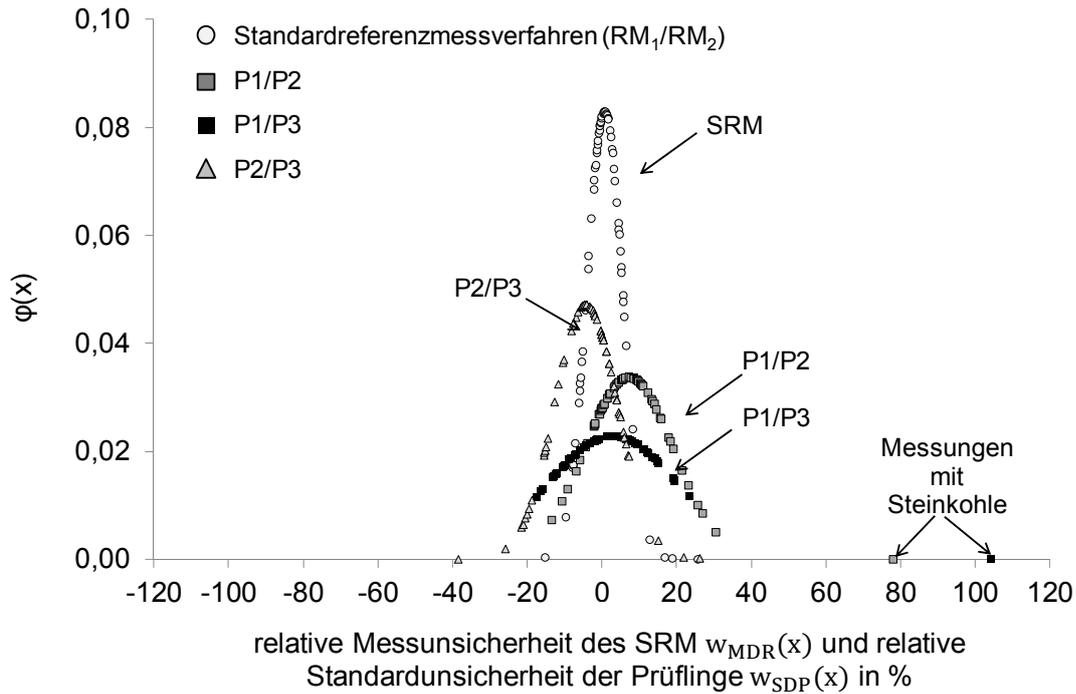


Abbildung 3.5 relative Messunsicherheit des Standardreferenzverfahrens $w_{MDR}(x)$ und relative Standardunsicherheit der Prüflinge $w_{SDP}(x)$

In Abbildung 3.5 ist erkennbar, dass die Verteilung der relativen Abweichungen des SRM schmaler und höher ist als die Verteilung der relativen Abweichungen der Prüflinge. Die relative Messunsicherheit des SRM ist geringer als die Standardunsicherheit der Prüflinge. In der folgenden Tabelle 3.3 sind die relative Messunsicherheit des SRM und die Standardunsicherheiten der Prüflinge als Zahlenwerte angegeben.

Tabelle 3.3 relative Messunsicherheit des SRM $w_{MDR}(c_{norm})$ und Standardunsicherheiten des Wöhler SM 500 $w_{SDP}(c_{norm})$

$w_{MDR}(x)$	4,8
$w_{SDP_{1/2}}(x)$	11,8
$w_{SDP_{1/3}}(x)$	17,5
$w_{SDP_{2/3}}(x)$	8,5
$\overline{w_{SDP}(x)}$	12,6

Nach [13] ist Gleichung 3.3 nur anwendbar, wenn die Messunsicherheit des SRM $< 30\%$ der Standardunsicherheit des zu prüfenden Messgerätes ist. Betrachtet man hierzu die mittlere relative Standardunsicherheit der Prüflinge $\overline{w_{SDP}(x)}$ ist dies nicht der Fall. Die absolute Messunsicherheit des SMR $u_{MDR}(x)$ ist daher nach [13] gleich Null zu setzen.

Um die relative Messunsicherheit $w_{MVP}(x)$ des Wöhler SM 500 zu berechnen, wird aus den einzelnen Messwerten der Prüflinge (P1, P2, P3) ein Mittelwert gebildet. Nach Gleichung 3.3 wird dann die mittlere relative Messunsicherheit der Prüflinge $\overline{w_{MVP}(x)}$ berechnet.

In Abbildung 3.6 ist die nach Gleichung 3.1 berechnete Verteilung der mittleren relativen Abweichungen (bezogen auf den Messwert SRM) für das SM 500 dargestellt. Aus Abbildung 3.6 kann die Messunsicherheit und die erweiterte Messunsicherheit für eine Überdeckungswahrscheinlichkeit von 95,5 % des SM 500 abgelesen werden.

In der nach Gleichung 3.3 berechneten mittleren relativen Messunsicherheit der Prüflinge $\overline{w_{MVP}(x)}$ sind systematische Abweichung von 7,5 % enthalten, diese werden in der berechneten Messunsicherheit mit berücksichtigt. Werden die Messwerte der Prüflinge anhand der vorhandenen systematischen Abweichungen korrigiert, so ergibt sich die in Abbildung 3.6 dargestellte Verteilung der korrigierten Messwerte.

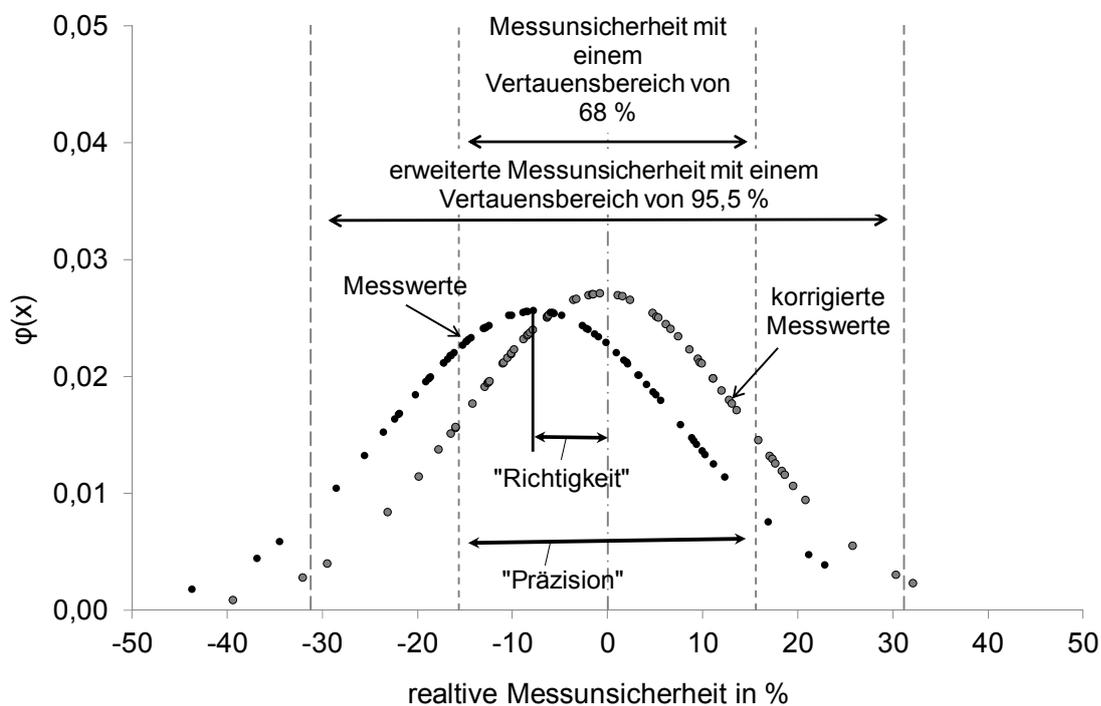


Abbildung 3.6 relative Messunsicherheit der Prüflinge ermittelt anhand von Vergleichsmessungen mit dem SRM

Die Messunsicherheit der nicht korrigierten Werte beträgt 15,6 %. Ausgehend von einer Gauß'schen Normalverteilung ergibt sich eine erweiterte Messunsicherheit von 31,2 % für eine Überdeckungswahrscheinlichkeit von 95,5 %. Die Messunsicherheit der korrigierten Werte beträgt 14,7 %. Die erweiterte Messunsicherheit für eine Überdeckungswahrscheinlichkeit von 95,5 % beträgt dann 29,4 %. Die zusammenfassende Beurteilung des Wöhler SM 500 über alle Grenzwert- und Geräteklassen zeigt, dass die Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit nach [9] theoretisch eingehalten wird.

4 Messungen mit dem Standardreferenzmessverfahren an der Emissionssimulationsanlage

Um die Messwerte des Standardreferenzmessverfahrens (SRM) zu überprüfen, werden im Folgenden die Ergebnisse von Messungen an einer Emissionssimulationsanlage (ESA) vorgestellt. Diese Messungen gelten als Nachweis, dass die im Rahmen dieses Vorhabens erzielten Messwerte des SRM die derzeit gültigen Anforderungen an die Messgenauigkeit einhalten. Die Verifizierungsmessungen wurden an der Emissionssimulationsanlage vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) in Kassel durchgeführt. Mit dem Ziel eine vergleichbare Qualität der Staubmesswerte zu erhalten, finden an dieser Anlage Ringversuche statt. An der ESA können definierte Staubkonzentrationen eingestellt werden. Die Partikelgrößenverteilung der zudosierten Stäube kann variiert werden. Es werden daher, im Hinblick auf die Entwicklung eines mobilen, kostengünstigen Impaktors, Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an dieser Anlage vorgestellt.

4.1 Verifizierungsmessungen mit dem Standardreferenzmessverfahren

Die Verifizierungsmessungen im Rahmen dieses Vorhabens werden mit dem Referenzmessaufbau RM₁ durchgeführt. Es wurden Messungen bei zwei unterschiedlichen Konzentrationsniveaus 6 mg/m³ i.N. bzw. 12 mg/m³ i.N. durchgeführt, wobei jeweils zwei unterschiedliche Stäube zudosiert wurden. Die auf die Gesamtmasse bezogenen Partikelgrößenverteilungen des zudosierten „groben“ Staubes S1 ist in Abbildung 4.1, die auf die Gesamtmasse bezogenen Partikelgrößenverteilungen des zudosierten „feinen“ Staubes S2 ist in Abbildung 4.2 aufgeführt [16]. Je Konzentrationsniveau und Staub wurden drei Messungen durchgeführt. Insgesamt liegen somit Ergebnisse aus 12 Einzelmessungen vor.

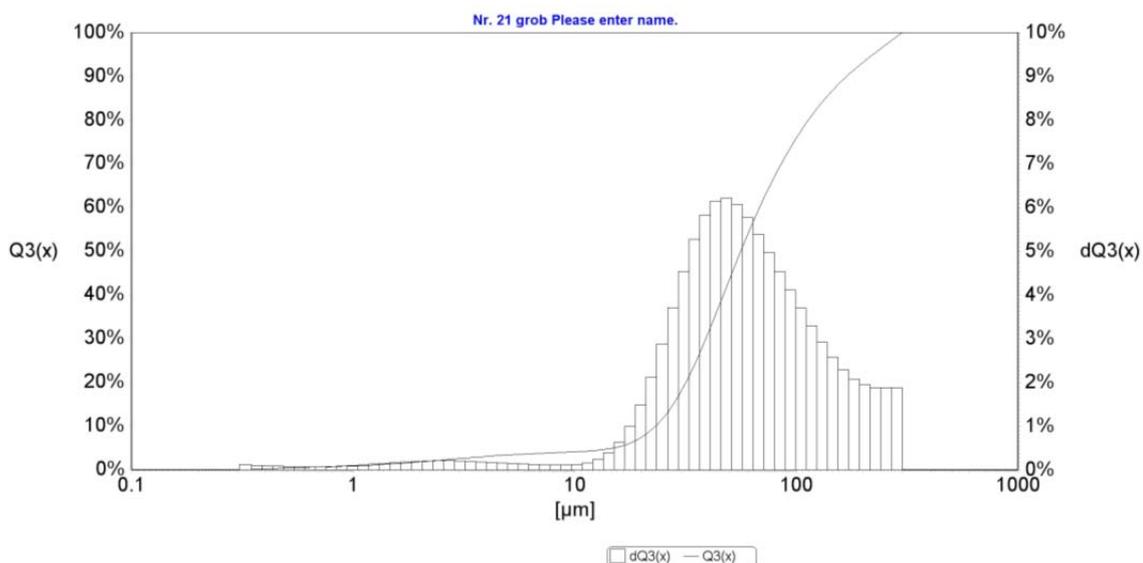


Abbildung 4.1: auf die Gesamtmasse bezogene Partikelgrößenverteilung des an der Emissionssimulationsanlage zudosierten „groben“ Staubes [16]

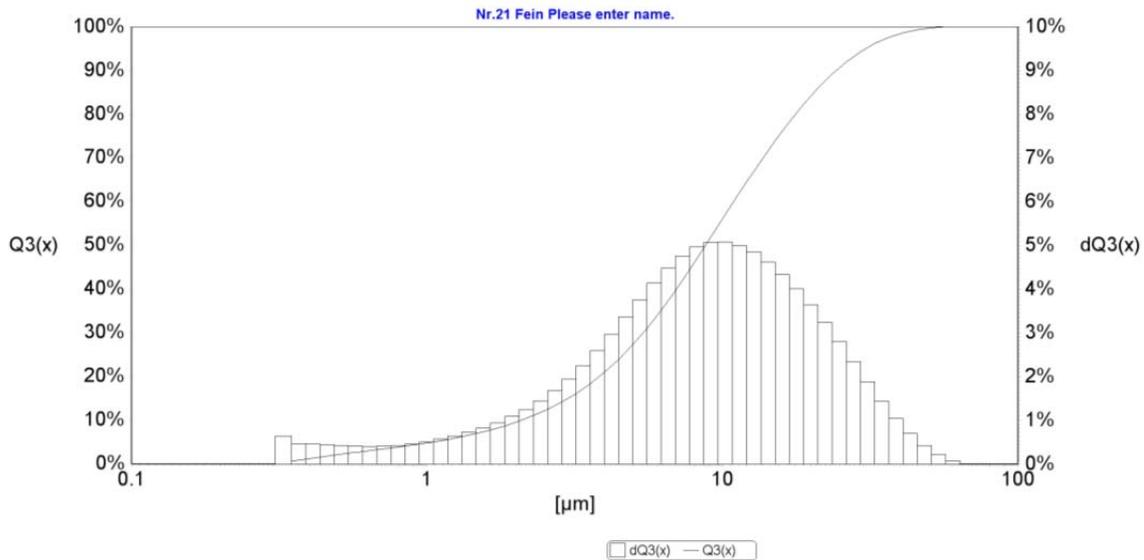


Abbildung 4.2: auf die Gesamtmasse bezogenen Partikelgrößenverteilung des an der Emissionssimulationsanlage zudosierten „feinen“ Staubes [16]

Auswertung der Messergebnisse

Die Auswertung der Messergebnisse erfolgt anhand des z-Score Verfahrens. Hierzu werden z-Score Werte nach Gleichung 4.1 berechnet [5].

$$z_i = \frac{x_i - x_R}{s} \qquad \text{Gleichung 4.1}$$

- z_i z- Score- Wert
- x_i einzelner Messwert eines Konzentrationsniveaus
- x_R Schätzwert für das wahre Ergebnis (richtiger Messwert)
- s Präzisionsvorgabe

Die Präzisionsvorgabe s ergibt sich nach Gleichung 4.2 aus der Qualitätsanforderung Q und dem Schätzwert x_R für das wahre Ergebnis. Die Qualitätsanforderung beträgt bei Ringversuchen für Staub 7 %.[5].

$$s = Q \cdot x_R \qquad \text{Gleichung 4.2}$$

Es wird der Absolutwert des z- Score- Wert $|z_i|$ für jeden einzelnen Messwert berechnet. Anschließend wird für jedes gemessene Konzentrationsniveau ein Mittelwert aus den einzelnen absoluten z- Score- Werten $\overline{|z_i|}$ berechnet.

Um die Messergebnisse zu bewerten, erfolgt eine Einteilung anhand der Mittelwerte in Klassen:

- $|\overline{z_i}| \leq 2$: Klassenzahl 1 (Ergebnis zufriedenstellend)
- $2 < |\overline{z_i}| < 3$: Klassenzahl 2 (Ergebnis fraglich)
- $|\overline{z_i}| \geq 3$: Klassenzahl 3 (Ergebnis unzureichend).

Bei Ringversuchen werden insgesamt drei Klassenzahlen ermittelt, wobei die Summe der Klassenzahlen maximal 5 ergeben.

Ergebnisse

In der Abbildung 4.3 sind die mit dem Referenzmessaufbau RM₁ durchgeführten Verifizierungsmessungen an der ESA dargestellt. In der Tabelle 4.1 sind die aus den einzelnen Messwerten berechneten z-Score Werte und die sich daraus ergebenden Klassenzahlen angegeben. In der VDI 2066 Blatt 1 [4] ist die Quantifizierung von Staubablagerungen in der Probenahmeleitung gefordert. Die Ergebnisse der Verifizierungsmessungen werden mit und ohne Spülanteil dargestellt.

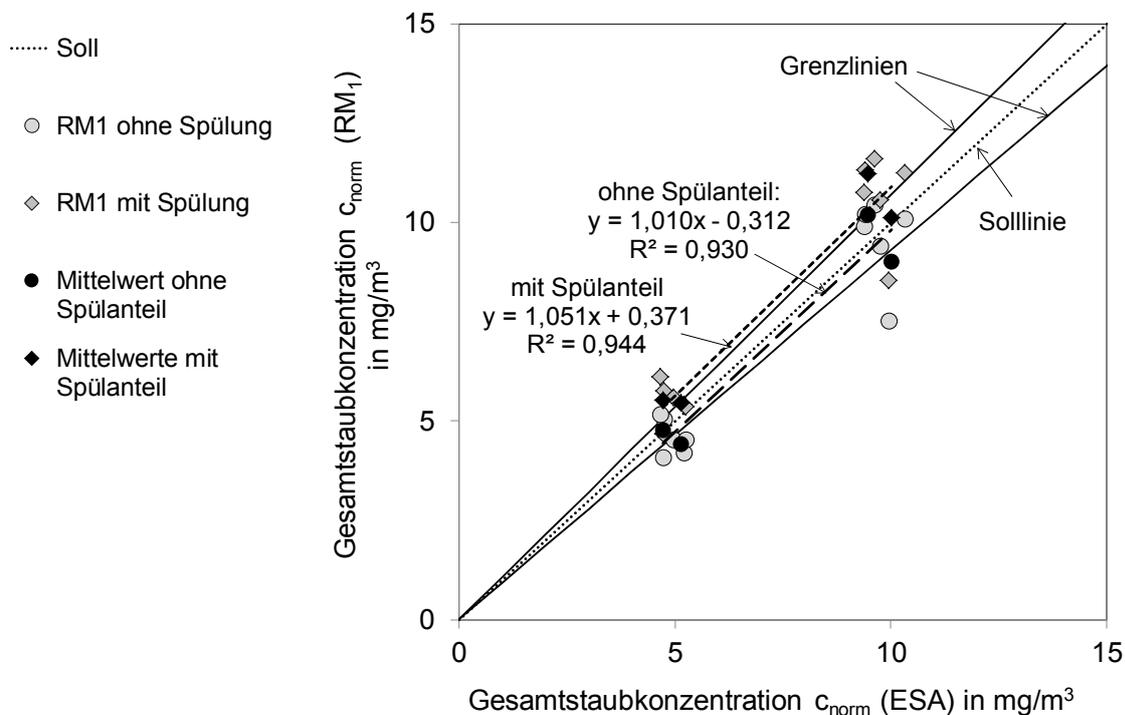


Abbildung 4.3 Messwerte des Referenzmessaufbaus RM₁ an der Emissionssimulationsanlage [16 für Gesamtstaubkonzentration ESA]

Tabelle 4.1 Klassenzahlen bei den Verifizierungsmessungen mit Referenzmessaufbau RM₁ für die Messwerte ohne und mit Spülanteil.

Staub	Konzentrationsniveau in mg/m ³	ohne Spülanteil			mit Spülanteil		
		z _i	$\overline{ z_i }$	Klassen- zahl	z _i	$\overline{ z_i }$	Klassen- zahl
S1 (grober Staub)	6	2,71	2,0	1	0,60	0,92	1
		1,22			1,82		
		1,93			0,36		
	12	0,51	1,4	1	1,18	1,48	1
3,50	2,02						
0,33	1,26						
S2 (feiner Staub)	6	1,93	1,5	1	0,14	2,54	2
		0,92			3,03		
		1,51			4,44		
	12	0,79	1,1	1	2,10	2,64	2
1,23	2,90						
1,21	2,93						

Obwohl im Rahmen der Verifizierungsmessungen eine Klassenzahl mehr (insgesamt 4) ermittelt wird als bei Ringversuchen üblich, beträgt die Summe der Klassenzahlen ohne Berücksichtigung des Spülanteils lediglich 4. Wird der Spülanteil berücksichtigt beträgt die Klassenzahl 6. Ohne Berücksichtigung des Spülanteils werden die Anforderungen des HLUg an das SRM sicher eingehalten. Wenn, wie bei Ringversuchen üblich, nur drei Klassenzahlen zur Bewertung herangezogen werden, werden die Anforderungen auch mit Berücksichtigung des Spülanteils eingehalten. Anhand der Verifizierungsmessungen wurde nachgewiesen, dass die Messwerte der Referenzmessaufbauten die derzeit gültigen Qualitätsanforderungen einhalten und damit die per Konvention festgelegten richtigen Messwerte liefern. Festzuhalten ist allerdings, dass die Ergebnisse mit Spülanteil bei den Messungen mit dem feinen Staub S2 bei dem Konzentrationsniveau 12 mg/m³ tendenziell Überbefunde ergeben. Die Ursache hierfür konnte allerdings bisher nicht eindeutig ermittelt werden.

4.2 Untersuchungen zur isokinetischen Probennahme

Die Untersuchungen basieren auf der Korrektur der Staubkonzentration, welche bei einer nicht isokinetischen Probenahme ermittelt wurde. Die Korrektur der ermittelten Staubkonzentration erfolgt nach Zenker [14].

Theoretische Betrachtung zur isokinetischen Probennahme

Nach Zenker ergibt sich der relative Staubgehalt ε aus dem Verhältnis der Geschwindigkeit des Gases im Abgaskanal v_H zu der Geschwindigkeit an der Entnahmedüse v_T in Abhängigkeit der Barth'schen Ähnlichkeitszahl B nach Gleichung 4.3. Die mittels des relativen Staubgehaltes korrigierten Messwerte ergeben sich durch Division des Staubmesswertes mit dem jeweiligen berechneten relativen Staubgehalt.

$$\varepsilon = \frac{v_H}{v_T} + \left(1 - \frac{v_H}{v_T}\right) \cdot \left(1 + e^{(1,04+2,06 \log \bar{B})}\right)^{-1} \quad \text{Gleichung 4.3}$$

ε	relativer Staubgehalt
v_H	Geschwindigkeit im Hauptvolumenstrom (Abgas)
v_T	Geschwindigkeit im Teilvolumenstrom an der Düse der Entnahmesonde
\bar{B}	mittlere Barth'sche Ähnlichkeitszahl

Die Barth'sche Ähnlichkeitszahl lässt sich nach Gleichung 4.4 berechnen.

$$B = \frac{v_H \cdot w_g}{g \cdot d_{eff}} \quad \text{Gleichung 4.4}$$

B	Barth'sche Ähnlichkeitszahl
w_g	Sinkgeschwindigkeit des Partikels
g	Erdbeschleunigung
d_{eff}	effektiver Düsendurchmesser der Entnahmesonde

Bei angenommenen laminaren Strömungsverhältnissen im Abgaskanal lässt sich die Sinkgeschwindigkeit nach [15] mit Gleichung 4.5 berechnen.

$$w_{gSt} = \frac{\rho_P - \rho_F}{18 \cdot \eta_F} \cdot g \cdot d_p^2 \quad \text{Gleichung 4.5}$$

w_{gSt}	Sinkgeschwindigkeit nach Stokes
ρ_P	Dichte der Partikel
ρ_F	Dichte des Fluides
η_F	Zähigkeit des Fluides
d_p	Durchmesser der Partikel

Abbildung 4.4 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Verhältnis v_T/v_H und dem relativen Staubgehalt nach Zenker [14].

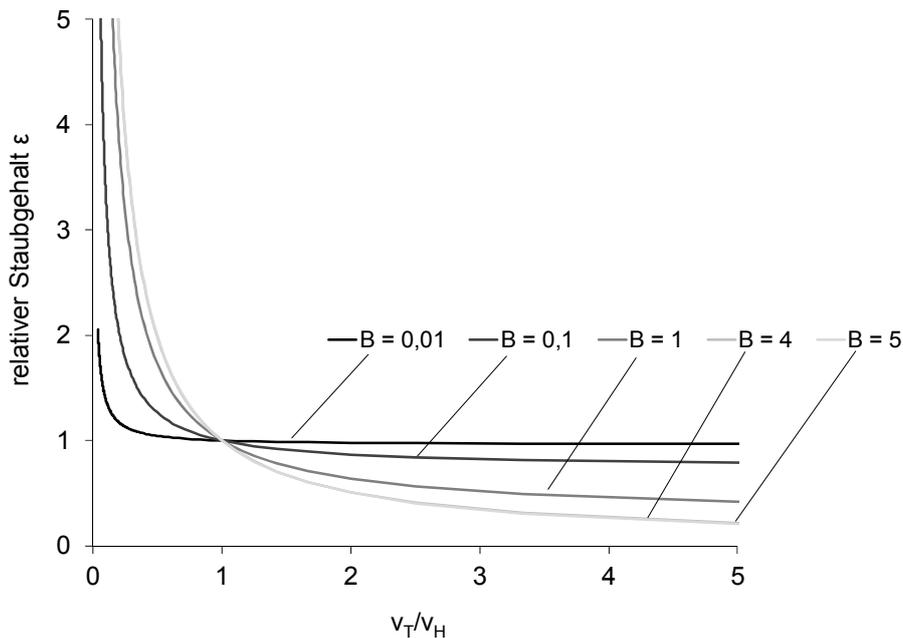


Abbildung 4.4 Bestimmung des relativen Staubgehaltes nach Zenker [14]

Versuchsdurchführung

Die Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme wurden mit dem Referenzmessaufbau RM₂ durchgeführt, bei dem für den groben Staub S1 zwei unterschiedliche Absaugdüsen (Sondendurchmesser 10 und 8 mm) eingesetzt wurden. Analog zu den Verifizierungsmessungen wurde der Staub in je zwei Konzentrationsniveaus 6 mg/m³ i.N. und 12 mg/m³ i.N. zugegeben, wobei zwei unterschiedliche Stäube zu dosiert wurden. Je Konzentrationsniveau und Staub wurden drei Messungen durchgeführt.

Anhand den eingestellten isokinetischen Verhältnissen und der Barth'schen Ähnlichkeitszahl B wird der aus einer nicht-isokinetischen Probenahme resultierende relative Staubgehalt ε berechnet. Die für die Berechnung von B notwendigen Werte sind in der folgenden Tabelle 4.2 aufgeführt.

Tabelle 4.2 Eingangsdaten zur Berechnung der relativen Staubgehalte ε

	S1	S1*	S2	Einheit
Sondendurchmesser	0,01	0,008	0,01	m
Geschwindigkeit Abgas	11	11	11	m/s
Erdbeschleunigung	9,81	9,81	9,81	m/s ²
Dichte Partikel	2,3	2,3	2,3	g/cm ³
Dichte Luft _{norm}	1,29	1,29	1,29	kg/m ³
Durchmesser der Partikel d _p	50	50	10	µm
Dynamische Viskosität Luft _{norm}	17,2	17,2	17,2	µPa*s
Sinkgeschwindigkeit W _{s, St}	0,182	0,182	0,007	m/s
Kennzahl B	20,418	25,523	0,817	

Im Rahmen der Untersuchungen wird überwiegend eine unter-isokinetische Probenahme eingestellt, hierbei wurde ein Sondendurchmesser für die Absaugdüse von 10 mm verwendet. Bei den zwei Versuchen mit über-isokinetischen Verhältnissen wurden eine Absaugdüse von 8 mm Durchmesser eingesetzt. In Tabelle 4.3 sind die Messwerte (mit Spülanteil) des Referenzmessaufbau RM₂, die eingestellten Verhältnisse v_T/v_H sowie der berechnete relative Staubgehalt ϵ angegeben.

Tabelle 4.3: Messwerte mit Spülanteil des Referenzaufbaus RM₂, isokinetische Verhältnisse $V_{Düse}/V_{Abgas}$ und resultierender relativer Staubgehalt ϵ

Staub	Sondendurchmesser [mm]	RM ₂ [mg/m ³]	$V_{Düse}/V_{Abgas}$	ϵ
S1	10	5,20	0,97	1,03
		5,24	0,92	1,08
		5,50	0,83	1,20
		9,28	0,95	1,05
	8	7,57	1,09	0,92
		7,34	1,26	0,80
S2	10	4,90	0,97	1,02
		6,70	0,90	1,08
		6,72	0,88	1,10
		12,83	0,86	1,11
		11,99	0,88	1,09
		12,39	0,68	1,33

Ergebnisse

In Abbildung 4.5 sind die Messwerte und die mittels des relativen Staubgehaltes korrigierten Messwerte mit Spülanteil den Sollwerten an der ESA graphisch gegenüber gestellt. Die Grenzlinien in der Abbildung markieren die Präzisionsvorgabe von 7 %. Am Bestimmtheitsmaß R^2 und der Geradengleichung der Trendlinien ist bereits erkennbar dass die Korrektur der Messwerte Wirkung zeigt.

Anhand den nach Gleichung 4.1 berechneten Z-Score- Werten werden für die Messwerte und die korrigierten Messwerte die Klassenzahlen ermittelt. In der folgenden Tabelle 4.4 sind diese angegeben.

Die Summe der Klassenzahlen der Messwerte mit Spülanteil überschreitet die bei Ringversuchen zulässige Klassenzahl. Bei den korrigierten Messwerten werden, wenn wie bei Ringversuchen üblich nur drei Klassenzahlen zur Bewertung herangezogen werden, die Anforderungen eingehalten. Es zeigt sich, dass anhand der Korrektur nach Zenker der Einfluss einer nicht-isokinetische Probenahme auf das Messergebnis abgeschätzt und korrigiert werden kann. Voraussetzung hierfür ist eine bekannte Partikelgrößenverteilung der vorliegenden Partikel.

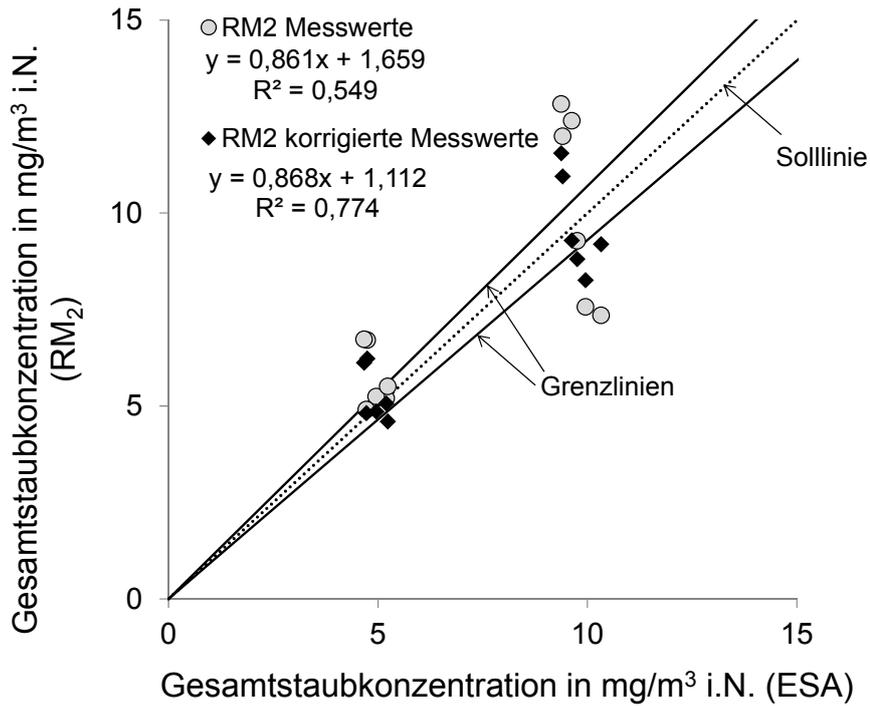


Abbildung 4.5 Messwerte mit Spülanteil und anhand des relativen Staubgehaltes korrigierten Messwerte mit Spülanteil des Referenzmessaufbau RM_2 [16 für Gesamtstaubkonzentration ESA]

Tabelle 4.4 Klassenzahlen für die Messwerte mit Spülanteil und die korrigierten Messwerte mit Spülanteil des Referenzmessaufbaus RM_2

Staub	Konzentrations-niveau	Messwerte			korrigierte Messwerte		
		$ z_i $	$\overline{ z_i }$	Klassen-zahl	$ z_i $	$\overline{ z_i }$	Klassen-zahl
S1	6	0,01 0,80 0,71	0,5	1	0,37 0,30 1,76	0,8	1
	12	0,71 3,43 4,13	2,8	2	1,40 2,44 1,58	1,8	1
S2	6	0,53 5,87 6,28	4,2	3	0,25 4,44 4,43	3,0	3
	12	5,25 3,92 4,09	4,4	3	3,31 2,34 0,51	2,1	2

5 Zusammenfassung

Im Rahmen des ersten Arbeitsschwerpunktes „Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes Wöhler SM 500 für Langzeitmessungen“ wurden zunächst softwaretechnische und konstruktive Änderungen an dem Messgerät vorgenommen. Mit einer neu programmierten PC-Software kann das Wöhler SM 500 über einen Laptop angesteuert werden. Zudem ermöglicht die PC-Software die Durchführung von Langzeitmessungen. Um bei Langzeitmessungen eine Überhitzung der Probenahmepumpe zu vermeiden wurde eine Pumpenkühlung integriert. Zudem wurde eine Dauerbeheizung der Entnahmesonde entwickelt und gefertigt, um bei geringen Taupunkttemperaturen im Abgas ein Kondensatanfall in der Entnahmesonde zu vermeiden. Weiterhin wurde, um ein Rücklaufen von Kondensat in die Gassensoren zu vermeiden, ein Kondensatabscheider integriert.

Um die Stabilität des Wöhler SM 500 bei Langzeitmessungen zu untersuchen, fanden Untersuchungen im Labor statt. Anhand von Driftmessungen bei staubfreier Umgebungsluft wurde aus einer nahezu konstanten STABW von ca. 2 mg/m^3 eine Nachweisgrenze des SM 500 von 6 mg/m^3 in Abhängigkeit der Messdauer und des abgesaugten Volumenstromes ermittelt.

Untersuchungen zum Filtermaterial des Wöhler SM 500 zeigten, dass das bisher verwendete Filtermaterial genug Staub aufnehmen kann. Eine Messdauer von 30 Minuten bei einer Konzentration bis zu 300 mg/m^3 führt nicht zu einer Überladung des Filters.

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden Vergleichsmessungen mit dem Standardreferenzverfahren an einem Kaminofen mit nachgeschalteten E-Filter durchgeführt. Zudem wurden, um die Abscheideleistung des bisher verwendeten Filtermaterials zu testen, Messungen über mehrere hintereinander folgende Abbrände durchgeführt. Sowohl bei den Vergleichsmessungen hinter den E-Filtern als auch bei den Messungen über die Abbrände wurde gezeigt, dass das Wöhler SM 500 die in der VDI 4206 Blatt 2 [9] definierten Anforderungen an die Messwertabweichung einhält. Im Rahmen einer vom TÜV-SÜD durchgeführten Eignungsprüfung nach [9] wurde anschließend nachgewiesen, dass das Wöhler SM 500 auch die Anforderungen an die Messunsicherheit einhält. Es konnte somit nachgewiesen werden, dass das Wöhler SM 500 sich für Langzeitmessungen eignet.

Im Rahmen von Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage in Kassel wurde nachgewiesen, dass die Messwerte des Standardreferenzmessverfahrens die derzeit gültigen Qualitätsanforderungen einhalten. An dieser Anlage fanden zudem Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme statt. Es wurde gezeigt, dass bei der nicht-isokinetischen Probenahme der resultierende Fehler korrigiert werden kann.

6 Literaturverzeichnis

- [1] S. Ester, A. Stizenberg, M. Struschka, C. Schäfer: Online- Verfahren zur direkt-gravimetrischen Staubmessung über die Anforderungen der 1. BimSchV. hinaus. VDI- Wissensforum in Karlsruhe am 14. und 15. Oktober 2014.
- [2] 1. BImSchV: Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2010 Teil I Nr. 4, ausgegeben zu Bonn am 1. Februar 2010.
- [3] Entwurf VDI 4207 Blatt 2: Messen von Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Messen an Anlagen für feste Brennstoffe. Ausg. Feb. 2014. Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag, 2010.
- [4] VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Ausg. November 2006: Verein Deutsche Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag, 2006.
- [5] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Durchführungsbestimmungen für Ringversuche von Stellen nach § 26 BImSchG (Partikel und partikelgebundene Emissionskomponenten), Stand Juni 2007.
- [6] Strusckka Michael, Schäfer Christian, Ester Stephan: Entwicklung eines Feinstaubmessgerätes für Überwachungsmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BimSchV.. Aktenzeichen 27741-24/2. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 2012.
- [7] VDI 4206 Blatt 2: Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Blatt 2: Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. Ausg. Febr. 2010. Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag, 2010.
- [8] Umweltbundesamt: Bekanntmachung über die bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. BAnz AAT, 01.04.2014.
- [9] VDI 4206 Blatt 2: Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Blatt 2: Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. Ausg. Febr. 2015. Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag, 2010.
- [10] Haindl.S: Untersuchungen zum Filtermaterial eines Staubmessverfahrens für Feuerungsanlagen. Universität Stuttgart. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik. Bacherloarbeit Nr. 3245, Abgabe 2014.
- [11] M.Struschka, C.Schäfer, M. Thienel: Durchführung einer modelhaften Eignungsprüfung eines Staubmessverfahrens für die Überwachung der neuen Staubgrenzwerte der 1. BimSchV für Kleinfeuerungsanlagen. Universität Stuttgart (IFK), TÜV- SÜD. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen UFOPLAN 371042201, Februar 2012.

- [12] Lothar Papula: Mathematische Formelsammlung für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Auflage 11. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2014.
- [13] DIN EN ISO 20988: Luftbeschaffenheit. Leitlinien zur Schätzung der Messunsicherheit. Deutsche Fassung EN ISO 20988, 2007.
- [14] Zenker .P.: Untersuchungen zur Frage der nichtgeschwindigkeitsgleichen Teilstromentnahme bei der Staubgehaltsbestimmung in strömenden Gasen. Staub-Reinhaltung der Luft 31; Nr. 6; S. 252/56; 1971.
- [15] Stieß M.: Mechanische Verfahrenstechnologie – Partikeltechnologie 1. Auflage 3. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 2009.
- [16] Cordes, Jens: Partikelgrößenverteilungen der zudosierten Stäube und Konzentrationsangaben zu den Staubwerten (Gesamtstaubkonzentration ESA) bei den Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage im Rahmen dieses Projektes. Persönliche Mitteilung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dezernat I3 - Luftreinhaltung, Emissionen, Kassel, 2014).

Teil B: Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung

1 Einleitung und Motivation

Zur Beurteilung der Luftqualität auf einer einheitlichen Basis innerhalb der Europäischen Union müssen die Mitgliedstaaten genormte Messtechniken und Messverfahren anwenden. Hierbei wird die *Richtlinie 2008/50/EG* (BMU, 2008) über Luftqualität und saubere Luft für Europa zu Grunde gelegt, welche Grenzwerte für die Parameter PM₁₀ und PM_{2,5} in der Außenluft festlegt. Der Parameter PM (Particulate matter) beschreibt einen von der Partikelgröße abhängigen Feinstaub. Bei PM₁₀ handelt es sich um Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 10 µm. Bei PM_{2,5} um Partikel mit einem Durchmesser kleiner als 2,5 µm.

Die Abbildung 1.1 zeigt eine Übersicht von Feinstaubkategorien. Es werden drei von der Partikelgröße abhängige unterschiedliche Feinstaubkategorien aufgelistet, die das Gefahrenpotenzial lungengängiger Partikel aufzeigen. Dabei wird zwischen inhalierbarem Feinstaub, lungengängigem Feinstaub und ultrafeinen Partikeln unterschieden. Der Partikeldurchmesser weist einen Bereich zwischen 10 µm bis kleiner 1 µm auf. Je geringer die Partikelgröße, desto tiefer können sich diese im menschlichen Körper ablagern und erhöhen somit das Gefahrenpotenzial für den Menschen.

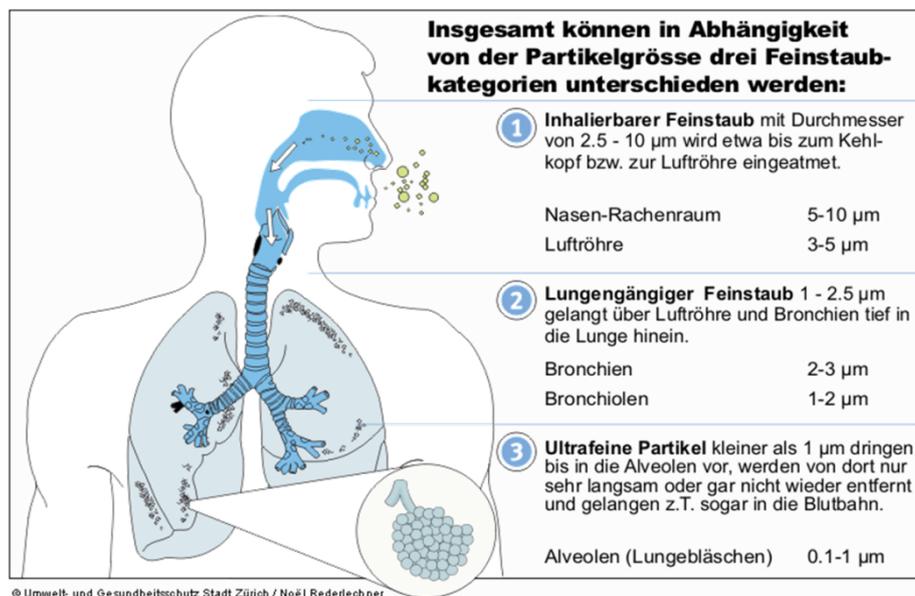


Abbildung 1.1 Gefährdungspotenzial von Feinstaub für den Menschen in Abhängigkeit festgelegter Feinstaubkategorien

Abbildung 1.2 zeigt eine typische Partikelgrößenverteilung im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Das Diagramm veranschaulicht, dass der massebeitragende Anteil der auftretenden Partikelgrößen im Bereich der ultrafeinen Partikel mit einem Partikeldurchmesser kleiner als 1 µm liegt. Besonders die ultrafeinen Partikel weisen ein großes gesundheitliches Gefahrenpotential auf.

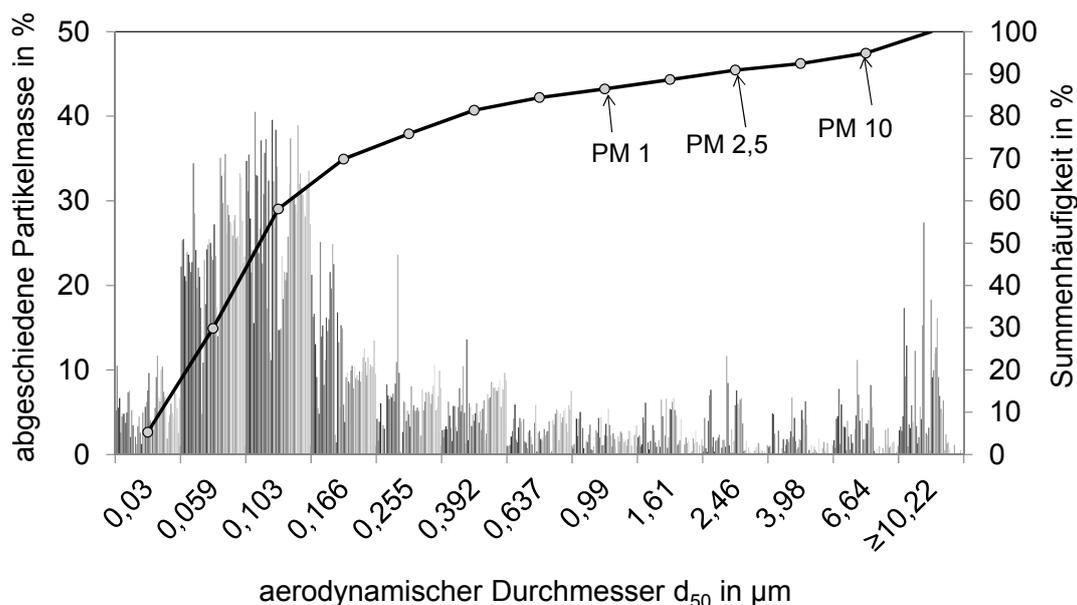


Abbildung 1.2 Partikelgrößenverteilung an Kleinfeuerungsanlage (IFK, 2013-2014)

Die Betrachtung der gesundheitlichen Auswirkungen der Emissionen lässt für die weitere Zukunft eine Höherbewertung der Partikelanzahlkonzentration statt der bisher stets betrachteten Massenkonzentration vermuten. So ist seit dem Jahr 2008 die EU-Luftreinhaltelinie 2008/50/EG (BMU, 2008) in Kraft, die nicht nur verbindliche Immissionswerte für den Gesamtstaub, sondern auch für den Feinstaubanteil fest schreibt. Die Bestimmung der Partikelgröße stellt daher zur Bewertung von Staubemissionen eine wichtige Messgröße dar. Unter Kenntnis der Partikelgrößenverteilung kann schon in der Entwicklung von Feuerungsanlagen eine Optimierung stattfinden. Dadurch kann gezielt eine Verringerung der gesundheitsschädlichen Staubemissionen erreicht werden.

2 Stand der Technik zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung

In der Partikelmesstechnik wird je nach Messverfahren ein Äquivalentdurchmesser zur Beschreibung der Partikelgröße herangezogen (Bernhardt, 1998). Ein Äquivalentdurchmesser ist ein Indiz für die Größe eines unregelmäßig geformten Partikels. Bei der Partikelgrößenanalyse finden unter anderem der aerodynamische Durchmesser, der Mobilitätsdurchmesser und der optische Durchmesser Anwendung.

- Der aerodynamische Durchmesser eines gasgetragenen Partikels entspricht dem Durchmesser eines kugelförmigen Teilchens mit der Dichte 1 g/cm^3 , der die gleiche Sinkgeschwindigkeit hat wie der Partikel selbst.
- Der Mobilitätsdurchmesser entspricht dem Durchmesser eines kugelförmigen Teilchens, das die gleiche Beweglichkeit aufweist, beispielsweise in einem elektrischen Feld.
- Der optische Durchmesser ist durch die theoretische Beschreibung für kugelförmige Körper in einem monochromatischen Wellenfeld gegeben. Hierbei wird das Streulicht von Partikel als Messgröße verwendet.

Im Bereich der Partikelmesstechnik können drei relevante physikalische Messgrößen unterschieden werden:

- Massenkonzentration (z. B. Gesamtstaub, PM10, PM2,5) und Massengrößenverteilungen.
- Partikelanzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung.
- Morphologie von Partikeln (z. B. Form, Farbe, optische Eigenschaften).

Ausgewählte Methoden zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung zeigt die folgende Abbildung 2.1. Eine generelle Unterscheidung bei der Messung von Partikelgrößen wird durch direkte, fraktionierende und indirekte, nichtfraktionierende Messverfahren beschrieben. Die direkten Messverfahren überführen eine direkte Messgröße auf die Partikelgröße. Bei den indirekten Messverfahren wird durch Treffen von Annahmen die indirekte Messgröße auf die Partikelgröße überführt.

Es werden mehrere unterschiedliche Verfahren zur Messung von Partikelgrößenverteilungen eingesetzt. Unter anderem wird eine Klassierung in strömenden Medien vorgenommen. Bei diesem Messverfahren erfolgt im Anschluss der Probenahme eine Auswertung. Ein Vertreter ist der Kaskadenimpaktor, der nach dem Strömungstrennverfahren arbeitet. In einem Kaskadenimpaktor findet die Fraktionierung in strömenden Medien statt.

Bei dem optischen Verfahren wird ein von einer Strahlungsquelle ausgesandter Lichtstrahl verändert, von einem Empfänger aufgenommen und aufgrund optischer Gesetze Rückschlüsse auf die Partikelgröße ermöglicht. Hierbei kommen unter anderem Zählverfahren zum Einsatz, wie etwa optische Partikelzähler.

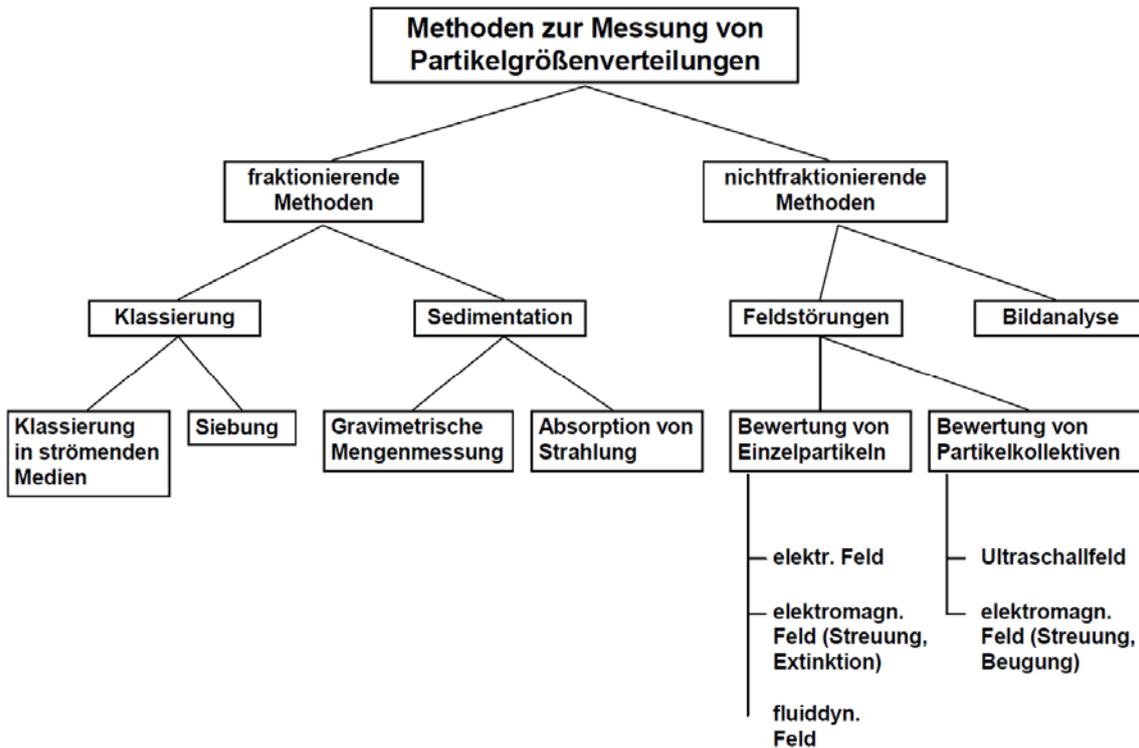


Abbildung 2.1 Übersicht ausgewählter Methoden zur Messung von Partikelgrößenverteilungen (Bernhardt, 1998)

Elektrische Verfahren nutzen das physikalische Prinzip zwischen Partikelgröße und elektrischer Mobilität. Dieses wird durch Messung der elektrischen Beweglichkeit der Partikel erreicht. Ein differentieller elektrischer Beweglichkeitsanalysator (DMA) ist ein Vertreter des elektrischen Verfahrens. Im Folgenden wird eine Auswahl an Messverfahren zur Partikelfraktionierung vorgestellt, wobei zwischen direkten und indirekten Messverfahren unterschieden wird.

2.1 Direkte Messverfahren zur Partikelfraktionierung

Massenkonzentrationen der vorliegenden Partikelgrößen werden durch größenselektive Fraktionierung gasgetragener Partikel unter Ausnutzung der unterschiedlichen Trägheit von Partikeln bestimmt. Allgemein können zur Trennung nach dem Trägheitsprinzip zwei Verfahren unterschieden werden:

- Impaktoren (Kaskadenimpaktor-Untertypen: z. B. Runddüsenimpaktor; Jonas Impaktor, Andersen Mark 3)
- Zyklone (Untertypen: z. B. Kaskadenzyklon).

Impaktoren werden bei niedrigen Massenkonzentrationen eingesetzt. Ein Zyklon findet Anwendung bei hohen Massenkonzentrationen. Bei einem Kaskadenimpaktor wird ein Teilstrom des Abgases entnommen und nachfolgend eine Trennung der Partikel in Größenfraktionen durchgeführt. Bei Messungen mit Kaskadenimpaktoren ergeben sich Massenverteilungen hinsichtlich des aerodynamischen Durchmessers der Partikel. Hierbei wird die unterschiedliche Massenträgheit der Partikel zur größenabhängigen Trennung genutzt. Grund-

sätzlich besteht ein Kaskadenimpaktor aus mehreren Impaktorstufen. Die Impaktorstufen sind so dimensioniert, dass die jeweils nachfolgende Stufe Partikel mit einer geringeren Massenträgheit auf der Prallplatte abscheidet und somit eine Fraktionierung der Größe nach ermöglicht (VDI 2066 Blatt 5, 1994). Der prinzipielle Aufbau einer Impaktorstufe sowie die Partikeltrajektorien sind in Abbildung 2.2 dargestellt. Die Auslegung des Impaktors basiert auf der Theorie von Marple (Marple & Liu, 1974), (Rader & Marple, 1985).

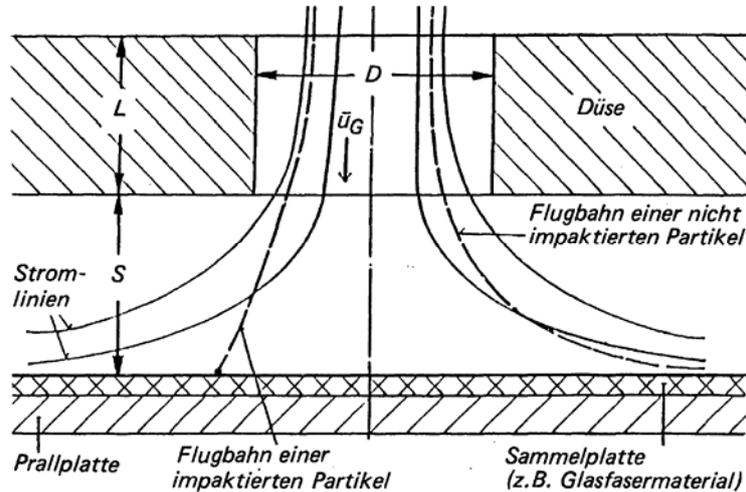


Abbildung 2.2 Prinzip der Impaktion von Partikeln in einem Kaskadenimpaktor (VDI 2066 Blatt 5, 1994)

Partikel mit einer geringen Massenträgheit werden in der jeweiligen Düse der Impaktorstufe beschleunigt und um 90° abgelenkt. Partikel mit einer hohen Massenträgheit können den Stromlinien nicht mehr folgen und impaktieren auf der Prallplatte. Zur Beurteilung der verschiedenen Fraktionen dient der Abscheidewirkungsgrad, der sich aus dem Produkt von Impaktions- und Haftwirkungsgrad ergibt. Unter der Annahme, dass der Haftwirkungsgrad einen theoretischen Wert von 100 % annimmt, entspricht der Abscheidewirkungsgrad dem Impaktionswirkungsgrad. Dieser ist abhängig von der Geschwindigkeit und dem Druckabfall in der Düse sowie von der Impaktorgeometrie und der Dichte des Fluides. Die Gleichung 2.1 beschreibt den aerodynamischen Durchmesser $d_{ae\ 50}$ eines Partikels, der zu 50 % auf einer Impaktorstufe abgeschieden wird. Hierbei sind St_{50} die Stokeszahl, μ_G die dynamische Viskosität des Gases, D der Düsendurchmesser, $C_{d_{ae\ 50}}$ der Cunningham-Faktor, ρ_0 die Dichte des Gases und u_G die Geschwindigkeit des Gases.

$$d_{ae\ 50} = \sqrt{\frac{St_{50} * 9 * \mu_G * D}{C_{d_{ae\ 50}} * \rho_0 * u_G}} \quad \text{Gleichung 2.1}$$

Die Internationale Norm DIN ISO 23210 legt ein Verfahren zur Bestimmung der PM10- und PM2,5-Massenkonzentrationen nach dem Impaktionsverfahren mit einem Runddüsenimpaktor fest (DIN EN ISO 23210, 2009). Die Abbildung 2.3 zeigt einen solchen Runddüsenimpaktor vom Typ Andersen Mark III.

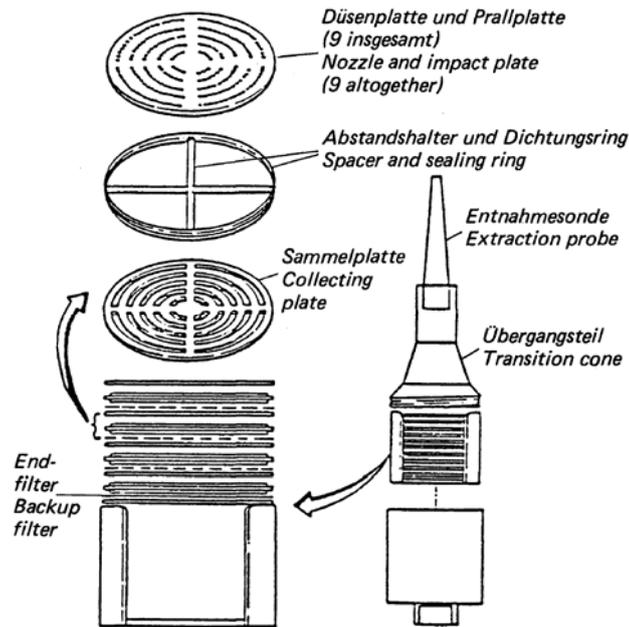


Abbildung 2.3 Aufbau eines Runddüsenimpaktor vom Typ Andersen Mark III (VDI 2066 Blatt 5, 1994)

Ein weiteres Beispiel für ein direktes Messverfahren zur Bestimmung der Partikelgröße ist neben dem Runddüsenimpaktor Andersen Mark III der Impaktor Johnas II. Der Aufbau eines Impaktors vom Typ Johnas II ist in der folgenden Abbildung 2.4 dargestellt.

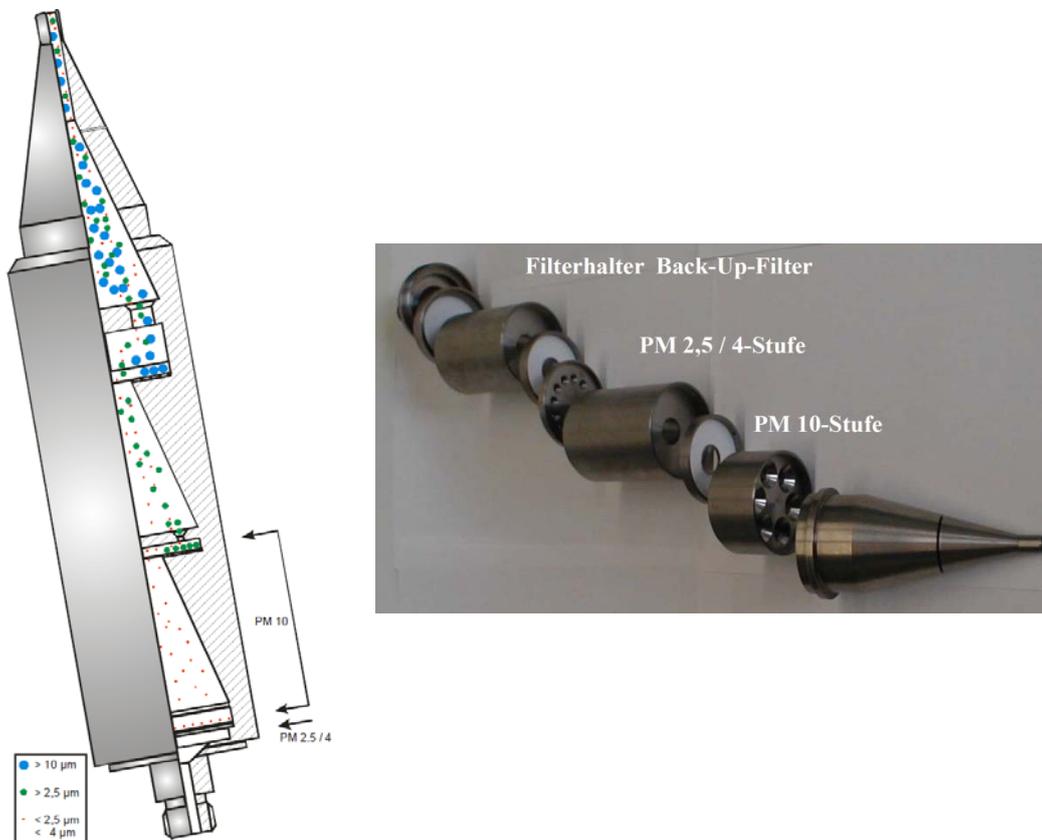


Abbildung 2.4 Aufbau eines Impaktor vom Typ Johnas II (Paul Gothe)

2.2 Indirekte Messverfahren zur Partikelfraktionierung

Indirekte Messverfahren zur Partikelfraktionierung sind unter anderem Verfahren, die aufgrund optischer und elektrischer Messgrößen eine Größe der Partikel angeben.

Optische Messverfahren

Bei der Messung von Partikelgrößen anhand optischer Verfahren wird ein von einer Strahlungsquelle ausgesandter Lichtstrahl verändert und von einem Empfänger aufgenommen. Anhand optischer Gesetze können so Rückschlüsse auf die Partikelgröße ermöglicht werden. Die Änderung des Lichtstrahls wird durch Brechung, Beugung und Reflexion am Partikel hervorgerufen und führt somit zu einer Ablenkung von Lichtwellen aus ihrer ursprünglichen Richtung. Hierbei ist die Streulichtintensität die Messgröße, die zur Beschreibung der Partikelgröße maßgebend ist.

Die Intensität des Streulichts ist unter anderem abhängig von der Partikelform, dem Brechungsindex und der Orientierung der Partikel. Da eine Vielzahl von Parametern die Streulichtintensität beeinflusst, entspricht der Streulichtäquivalentdurchmesser nur unter ganz definierten Randbedingungen dem geometrischen Partikeldurchmesser. Die untere detektierbare Partikelgröße wird durch die geringe Streulichtintensität kleiner Partikel im Streulicht der umgebenden Luftmoleküle, der Rayleigh-Streuung, limitiert. Für Partikel im Bereich der sichtbaren Wellenlänge wird der Zusammenhang zwischen Streulichtintensität und Partikelgröße durch die Mie-Theorie beschrieben. (VDI 3867 Blatt 1, 2009) Die Abbildung 2.5 zeigt den schematischen Aufbau eines optischen Aerosolspektrometers.

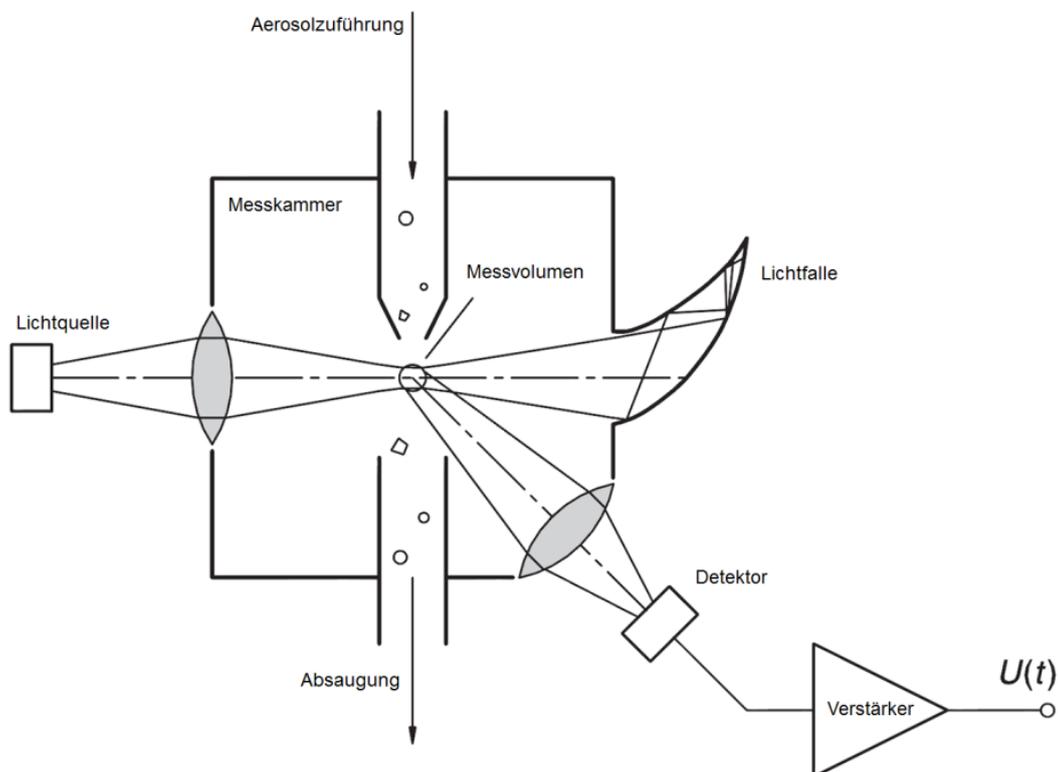


Abbildung 2.5 Aufbau eines Optischen Aerosolspektrometers (VDI 3867 Blatt 4, 2011)

Bei einem optischen Aerosolspektrometer werden die Partikel mit dem Probenahmevolumenstrom durch das Messvolumen transportiert. Im Messvolumen werden die einzelnen Partikel beleuchtet und das von den Partikeln gestreute Licht über ein Linsensystem messtechnisch im Detektor erfasst. Über die von den Partikeln erzeugte Streulichtintensität wird auf die Partikelgröße geschlossen und aus der Anzahl der Streulichtimpulse auf die Partikelanzahlkonzentration. Dieses Messprinzip beruht auf der Bedingung, dass sich im Messvolumen jeweils nur ein Partikel befindet, welches detektiert wird, bevor für das nächste Partikel die Signalverarbeitung beginnt. Aufgrund des komplexen Zusammenhangs zwischen Streulichtintensität und Streulichtäquivalentdurchmesser muss für jedes optische Aerosolspektrometer eine experimentelle Kalibrierkurve auf die jeweilige Partikelart ermittelt werden. (VDI 3867 Blatt 4, 2011)

Elektrische Messverfahren

Bei einem elektrischen Verfahren zur Messung von Partikelgrößen wird der physikalische Zusammenhang zwischen Partikelgröße und elektrischer Mobilität ausgenutzt. Geladene Partikel die sich entlang eines elektrischen Feldes bewegen, erfahren eine Querbewegung infolge der wirkenden elektrischen Kraft. Dieses wird durch Messung der elektrischen Beweglichkeit der Partikel erreicht, wie bei einem differentiellen elektrischen Mobilitätsanalysator (DMA; differential mobility analyzer). Eine schematische Darstellung des DMA ist in Abbildung 2.6 a) dargestellt. Ein differentieller elektrischer Mobilitätsanalysator besteht aus einem zylinderförmigen langen Kondensator, der zusätzlich zum Aerosol von einer laminaren partikelfreien Luft durchströmt wird. Der Aerosoleinlass befindet sich am oberen Ende des Kondensators. Vertikal zur Strömungsrichtung, in der Mitte des Kondensators, wird eine Hochspannung an eine Elektrode angelegt. Dadurch werden die durch den Kondensator strömenden geladenen Partikel in Richtung Elektrode abgelenkt und klassiert. Je nach elektrischer Mobilität der Partikel lagern sich diese an unterschiedlichen Stellen der Elektrode ab. Am unteren Ende des Kondensators befindet sich eine Austrittsöffnung, der nur eine definierte Partikelgröße folgen kann. Somit bleiben kleine Partikel an der Elektrode hängen und die Großen werden mit der partikelfreien Luft abgesaugt. (VDI 3867 Blatt3, 2012)

Kombinierte Messverfahren

Ein kombiniertes Verfahren zur Partikelgrößenanalyse stellt das SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) dar. Das SMPS Verfahren besteht aus einem elektrostatischen Klassierer, dem differentiellen elektrischen Mobilitätsanalysator, und einem nachgeschalteten Kondensationspartikelzähler. Vor dem Eintritt des Aerosols in den DMA werden die Partikel durch eine radioaktive Quelle neutralisiert. Daraufhin wird das Aerosol durch einen differentiellen Mobilitätsanalysator geführt. Aus dem Differentiellen Mobilitätsanalysator treten Partikel nur einer bestimmten Partikelgröße aus, die von der Klassierspannung abhängt, und werden dem Kondensationspartikelzähler zugeführt. Die Abbildung 2.6 b) zeigt einen Kondensationspartikelzähler (CPC; condensation particle counter). Bei einem Kondensationspartikelzähler werden die für eine optische Partikelzählung zu kleinen Partikel durch Kondensationswachstum vergrößert. Dadurch wird für eine definierte Partikelgröße die Partikelanzahl ermittelt (TSI, 2014).

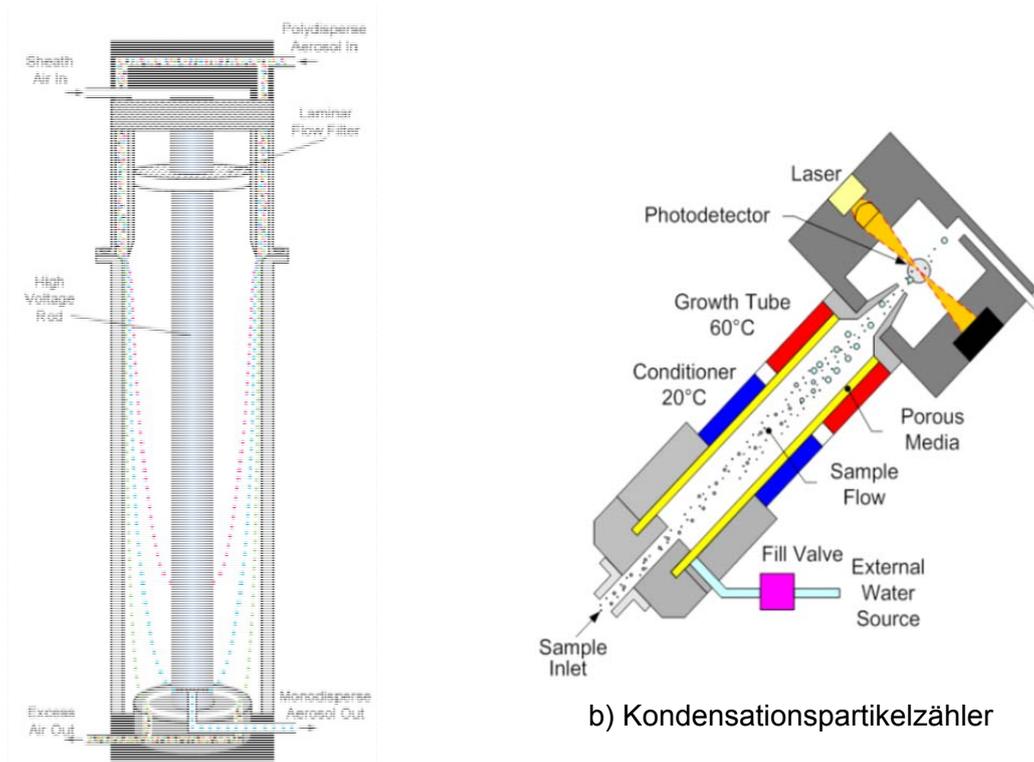


Abbildung 2.6 Schematische Darstellung der Komponenten SMPS (TSI, 2014)

Bei einem Kondensationspartikelzähler wird das Aerosol in einer Befeuchtungskammer mit Dampf gesättigt. Der Dampf kondensiert auf den Partikeln und bildet einen Tropfen. Durch den Kondensationsvorgang entstehen annähernd gleich große Tropfen, die unabhängig von den Primärpartikeln sind. Somit kann keine Angabe über die Partikelgröße getroffen werden. Daher wird der Kondensationspartikelzähler häufig in Kombination mit anderen Messverfahren eingesetzt (VDI 3867 Blatt 2).

3 Anforderungen eines Messgerätes zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilungen an Kleinfeuerungsanlagen

Bei dem im vorherigen Kapitel vorgestellten Messprinzip des Impaktors kann neben der Partikelgrößenverteilung keine Gesamtstaubmasse angegeben werden. Die Gesamtstaubmasse kann zwar über die Summe der einzelnen Stufen eines Impaktors angegeben werden, jedoch ist die so ermittelte Gesamtstaubkonzentration aufgrund von Partikelablagerungen im Impaktor deutlich geringer als wenn diese beispielsweise mittels des Standardreferenzverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 gemessen wird. Weiterhin kann bei einem Kaskadenimpaktor kein zeitlicher Verlauf des Ergebnisses dargestellt werden. Bei den optischen und elektrischen Verfahren muss stets eine Kalibrierung auf den jeweiligen Staub erfolgen, um die beiden Messgrößen Gesamtstaubmasse und Partikelgrößenverteilung bestimmen zu können.

Das neue Messverfahren soll die Partikel aerodynamisch trennen und anschließend detektieren. Hierbei kann das Verfahren in drei wesentliche Schritte gegliedert werden:

- Die Probenahme der Partikel aus dem Abgas der Feuerungsanlage
- Die Separation der Partikel nach ihrer Größe
- Die Detektion der Masse von Partikeln einer bestimmten Größe.

Das neu zu entwickelnde Messgerät soll eine Aussage über ein Partikelgrößenintervall liefern. Ein Partikelgrößenintervall kann zum Beispiel eine Partikelgröße kleiner PM10 darstellen. Bis zu drei verschiedene Intervalle im Partikelgrößenbereich zwischen kleiner PM1 und größer PM10 würden eine aussagekräftige Beurteilung für diesen Einsatzbereich zulassen. Dies entspricht auch den in der Richtlinie 2008/50/EG [1] definierten Grenzwerten für PM bei Immissionsmessungen.

Die Bestimmung der Partikelgrößenverteilungen an Kleinfeuerungsanlagen im Rahmen des Vorhabens soll die im Folgenden aufgeführten Anforderungen erfüllen.

- Das Messgerät soll eine massenbezogene Partikelgrößenverteilung angeben. Detektiert werden sollen PM1, PM2,5 und PM10.
- Die Angabe des Messergebnisses soll vor Ort erfolgen. So kann direkt nach der Messung eine Bewertung der Kleinfeuerungsanlage hinsichtlich der auftretenden Partikelgrößen erfolgen.

4 Lösungsansätze zur Messung der Partikelgrößenverteilung von Staubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen

Aufgrund der Partikelgrößenverteilung bei Kleinf Feuerungsanlagen sollten Partikelgrößen unterhalb von 1 μm beachtet werden. Im Rahmen dieses Projektes wurde ein neuer Ansatz zur Partikelgrößenbestimmung erarbeitet. Dieser Ansatz basiert auf dem aerodynamischen Verhalten der Partikel durch einen Filter. Sowohl die Vorstudie als auch der neue Ansatz wird im Folgenden vorgestellt.

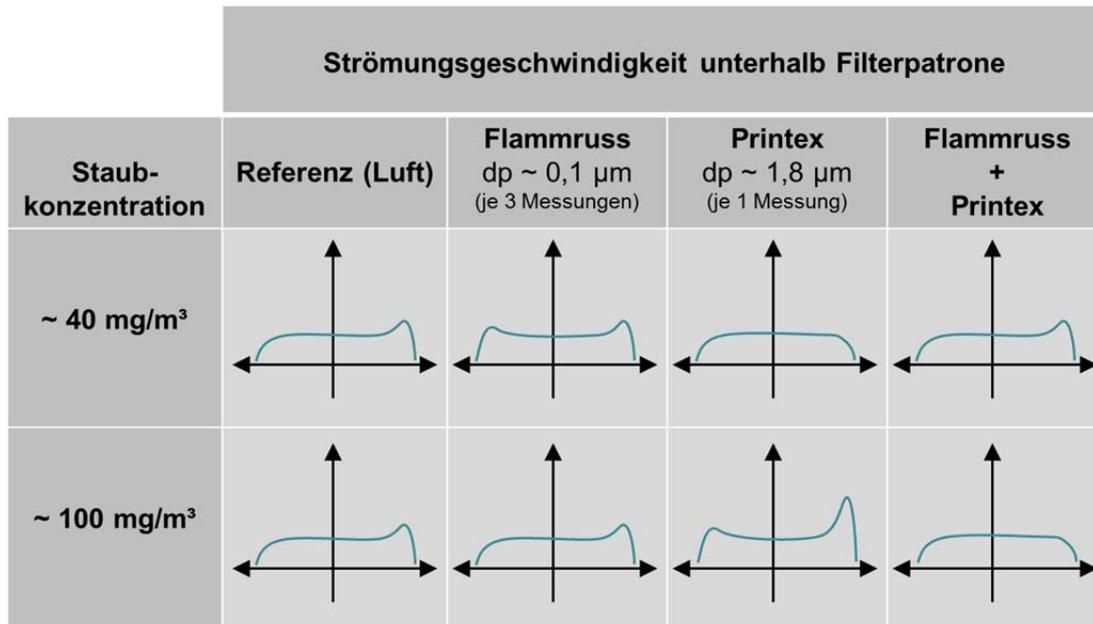
Im Rahmen des Vorhabens wurde ein neuer, messtechnisch einfacherer Ansatz zur Partikelgrößenbestimmung erarbeitet. Für diesen Lösungsansatz wurde das Staubmessgerät Wöhler SM 500 (Struschka, Schäfer, & Ester), (Ester, Stizenberg, Struschka, & Schäfer, 2014) modifiziert. Die Kombination und Integration des neuen Ansatzes in das bestehende Staubmessgerät bringt Vorteile, unter anderem hinsichtlich der Mobilität sowie der Wirtschaftlichkeit.

Der Grundgedanke des neu entwickelten Ansatzes betrachtet das Strömungsverhalten von gasgetragenen Partikeln durch einen Filter. Dazu wurde die Theorie des Verhaltens von Strömungen in Tiefenfiltern zu Grunde gelegt. Es wurde in der Arbeit von *Cagna* (Cagna, 2003) unter definierten Randbedingungen, wie konstantem Volumenstrom gezeigt, dass eine auf einem Filter abgeschiedene Staubmenge mit dem Druckverlust korreliert werden kann. Das lässt sich dadurch erklären, dass mit der Masse des eingelagerten Staubes auch der Druckverlust über den Filter ansteigt. So setzen Bereiche mit hoher Staubkonzentration der Fluidströmung einen höheren Widerstand entgegen als Bereiche mit einer geringeren Staubkonzentration. Dabei erzeugt eine lokal begrenzte Anhäufung von Partikeln einen geringeren Durchströmungswiderstand über den gesamten Querschnitt des Filters, als im Filter gleichmäßig fein verteilte Partikel gleicher Masse. Diese Theorie und Annahme konnten sowohl als Simulationsergebnisse als auch bei realen Versuchen bestätigt werden (Cagna, 2003).

Unter anderem wird eine konstante Durchströmung des Filters über den geregelten Volumenstrom des Wöhler SM 500 sichergestellt. Weiterhin wurden das Schwingrohr und die Filterpatrone verwendet, die standardmäßig bei dem Staubmessgerät zum Einsatz kommen. Die Standard Filterpatrone besteht aus einem Hochleistungskunststoff und einer Kombination aus zwei Filterwerkstoffen. Die strömungsmechanische Trennung der Partikel unterliegt in diesem Ansatz der Massenträgheit. Unter Verwendung der Theorie zur Tiefenfiltration wird das Strömungsprofil unterhalb der Filterpatrone ortsaufgelöst messtechnisch erfasst. Durch die Kenntnis des Strömungsprofils soll eine Aussage über die Partikelgrößenverteilung ermöglicht werden.

Ersten Untersuchungen zu diesem Ansatz wurden bereits durchgeführt. Hierzu wurde die Filterpatrone zunächst mit unterschiedlichen Stäuben (Flammruß und Printex) beladen. Diese Stäube unterscheiden sich hauptsächlich hinsichtlich ihrer Partikelgrößenverteilung. Nach der Beladung der Filterpatrone wurde das Strömungsprofil unterhalb der Filterpatrone vermessen. In der folgenden Tabelle 4.1 sind die Verläufe der vermessenen Strömungsgeschwindigkeit unterhalb Filterpatrone qualitativ dargestellt.

Tabelle 4.1 Qualitativer Verlauf der Strömungsgeschwindigkeit unterhalb der Filterpatrone



Das Ergebnis der Beladung mit Flammruss entspricht nicht dem zuvor theoretisch erwarteten. Da es sich beim Flammruss um den kleineren zur Verfügung stehenden Partikeldurchmesser handelt, müssten sich die Partikel möglichst weit vom Zentrum der Filterpatrone ablagern. Dadurch sollte sich die freie Querschnittfläche verringern und somit eine Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit infolge des lokalen Druckanstiegs bewirken. Jedoch wurde bei der Strömungsmessung ein anderes Verhalten beobachtet. Bei einer hohen Staubkonzentration zeigt die Strömungsmessung in dem äußeren Bereich eine geringere Geschwindigkeit. Bei einer geringen Konzentration ist nahezu keine Veränderung des Strömungsprofils zu erkennen. Anhand des Kurvenverlaufs der jeweiligen Partikeldosierung oder der Referenzmessung mit Luft sind Messeffekte zu erkennen, jedoch lässt die Streuung keine eindeutige Interpretation zu.

5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Rahmen des DBU Projektes „Weiterentwicklung des Online-Staubmessgerätes SM 500 für Langzeitmessungen und zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung“ wurde in diesem vorliegenden zweiten Teil die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung untersucht. Hierzu wurden zunächst anhand einer Literaturstudie Verfahren aufgezeigt mit denen nach heutigem Stand der Technik die Partikelgrößenverteilung von Stäuben gemessen werden kann. Auf Basis der Literaturstudie wurden aussichtsreiche Verfahren ausgewählt anhand derer eine Bestimmung der Partikelgrößenverteilung, unter den an Kleinfeuerungsanlagen vorliegenden Bedingungen, durchgeführt werden könnte.

In einem ersten Ansatz zur Detektion wurde das Strömungsprofil unterhalb der Filterpatrone untersucht. Dabei wurden die Messungen an einem Versuchsstand durchgeführt, der keine online Messung erlaubt. Es wurde eine Partikelgrößenabhängige Tendenz bei den Messungen beobachtet, allerdings blieb der eindeutige Beweis aufgrund mehrerer Randbedingungen offen. Die Detektion der Partikelgrößenverteilung anhand des Strömungsprofils muss daher weiter untersucht und optimiert werden. Im Zuge weiterer Untersuchungen zur Detektion sollte das Filtermaterial untersucht werden. Der aktuelle Filter besteht aus einem Tiefenfilter aus Polyester und einem Planfilter aus Glasfaser

Die Machbarkeitsstudie zeigte, dass zur Messung der Partikelgrößenverteilung in besonderem Maße bei der Detektion noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht. Zudem muss für weitere Untersuchungen eine Dosiereinheit entwickelt werden, da die Handhabung aktuell recht aufwendig ist. Besonders das Flammruss 101 neigt zu Agglomeration und lässt sich somit nur beschränkt dosieren. Bei der Dosiereinheit muss eine möglichst automatisierte homogene Staubkonzentrationsdosierung umgesetzt werden.

6 Literatur

- [1] DIN EN 12341, *Außenluft – Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM10- oder PM2,5-Massenkonzentration des Schwebstaubes*, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, 2012.
- [2] BMU, *Richtlinie 2008/50/EG*, Europäisches Parlament und Rat über Luftqualität und saubere Luft für Europa, 2008.
- [3] C. Bernhardt, Die Partikelgrößenanalyse und ihre Apparaturen. Das Keramiker-Jahrbuch 1998 (1997), Bauverlag Wiesbaden und Berlin, 1998, pp. 54-72.
- [4] VDI 2066 Blatt 5, *Staubmessung in strömenden Gasen. Fraktionierende Staubmessung nach dem Impaktionsverfahren - Kaskadenimpaktor*, Beuth Verlag, 1994.
- [5] V. A. Marple und B. Liu, *Env. Sci. and Technology* 8, p. 648, 1974.
- [6] D. Rader und V. Marple, *Aerosol Science and Technology* 4, p. 141, 1985.
- [7] DIN EN ISO 23210, *Emissionen aus stationären Quellen –Ermittlung der Massenkonzentration von PM10/PM2,5 im Abgas –Messung bei niedrigen Konzentrationen mit Impaktoren*, VDI/DIN Reinhaltung der Luft, 2009.
- [8] Paul Gothe, [Online]. Available: <http://www.paulgothe.de/>. [Zugriff am 12 Januar 2015].
- [9] VDI 3867 Blatt 1, *Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen; Grundlagen*, Berlin: Beuth Verlag, 2009.
- [10] VDI 3867 Blatt 4, *Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen. Optisches Aerosolspektrometer*, Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [11] VDI 3867 Blatt3, *Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen; Elektrisches Mobilitätsspektrometer*, Beuth Verlag, 2012.
- [12] TSI, „Fundamentals of condensation particle counters (CPC) and scanning mobility particle sizer (SMPS) spectrometers,“ 2014.
- [13] VDI 3867 Blatt 2, *Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen; Kondensationspartikelzähler (CPC)*, Beuth Verlag.
- [14] M. Peoplau, „Überprüfung ausgewählter Verfahren zur Partikelgrößenanalyse,“ 2012.
- [15] L. H. A. S.-O. B. F. H.Burtscher, „Probing aerosols by photoelectric charging,“ 1982.
- [16] M. Poeplau, „Investigation into Photoionization of Combustion Particles,“ 2014.
- [17] M. Struschka, C. Schäfer und S. Ester, „Entwicklung eines Feinstaubmessgerätes für Überwachungsmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV (AZ 27741 - 24/2),“ DBU, 2012.
- [18] S. Ester, A. Stizenberg, M. Struschka und C. Schäfer, „Online-Verfahren zur direktgravimetrischen Staubmessung über die Anforderungen der 1. BImSchV hinaus,“ VDI Fachtagung, Karlsruhe, 2014.
- [19] M. Cagna, „Numerische Modellierung des zeitlichen Verhaltens von Strömungen in der Umgebung von Tiefen,“ 2003.
- [20] Fa. FTB Filtertechnik Brockmann, *Technisches Datenblatt FTB-300*.
- [21] Fa. Munktell, *Technisches Datenblatt MGD*.