

Reihe 15

Umwelttechnik

Nr. 258

Dipl.-Ing. Christian Schäfer,
Stuttgart

Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkon- zentration im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe



Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration im Abgas von
Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe

Von der Fakultät Energie-, Verfahrens- und Biotechnik der Universität Stuttgart
zur Erlangung der Würde des Doktors der
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Christian Schäfer

aus Stuttgart

Hauptberichter: Apl. Prof. Dr.-Ing. habil. Günter Baumbach

Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. Michael Schmidt

Tag der mündlichen Prüfung: 26.02.2016

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) der Universität Stuttgart

2015

Fortschritt-Berichte VDI

Reihe 15

Umwelttechnik

Dipl.-Ing. Christian Schäfer,
Stuttgart

Nr. 258

Messgenauigkeit bei der
Ermittlung der Staubkon-
zentration im Abgas von
Kleinfeuerungsanlagen
für feste Brennstoffe

VDI verlag

Schäfer, Christian

Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe

Fortschr.-Ber. VDI Reihe 15 Nr. 258. Düsseldorf: VDI Verlag 2016.

186 Seiten, 52 Bilder, 67 Tabellen.

ISBN 978-3-18-325815-4, ISSN 0178-9589,

€ 67,00/VDI-Mitgliederpreis € 60,30.

Für die Dokumentation: Messgenauigkeit – Richtigkeit – Präzision – Messunsicherheit – Standardunsicherheit – Staubkonzentration – Kleinfeuerungsanlagen – Grenzwertüberwachung – Eignungsprüfung – Bundesimmissionsschutzverordnung

Diese Dissertation richtet sich an Ingenieure und Wissenschaftler im Bereich der Umweltmess-technik. Sie befasst sich mit der Ermittlung der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Grundlagen hierfür bilden qualitative und quantitative Begriffe der Messtechnik zur Bewertung der Messgenauigkeit sowie Messverfahren zur Bestimmung der Gesamtausbau-konzentration. Die Bewertung der Messgenauigkeit der Staubmesswerte erfolgt anhand von Labormessungen zur Überprüfung der Richtigkeit und anhand von Prüfstandsmessungen unter realen Abgasbedingungen zur Bewertung der Präzision. Im Fokus steht hierbei die Bewertung der Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration zur Grenzwertüberwachung im Rahmen der ersten Bundesimmissionsschutzverordnung. Anhand einer beispielhaften Eignungs-prüfung eines neuartigen Staubmessgerätes, wird die Messunsicherheit bei der Grenzwert-überwachung an Kleinfeuerungsanlagen ermittelt.

Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet unter <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

Bibliographic information published by the Deutsche Bibliothek

(German National Library)

The Deutsche Bibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliographie (German National Bibliography); detailed bibliographic data is available via Internet at <http://dnb.ddb.de>.

Vorwort

Die vorliegende Dissertation entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK) der Universität Stuttgart in der Abteilung Reinhaltung der Luft. Meine Hauptaufgaben bestanden in der Emissionsbewertung von Kleinfreuerungsanlagen, der Mitarbeit an der Entwicklung eines neuen Staubmessgerätes und der Optimierung des Referenzmessverfahrens zur Eignungsprüfung neuer Staubmesstechnik, welche zur Grenzwertüberwachung an Kleinfreuerungsanlagen im Rahmen der ersten Bundesimmissionsschutzverordnung eingesetzt werden sollen.

Gefördert wurde meine Arbeit durch die Firma Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH, die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, das Umweltbundesamt und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Für die Förderung meiner Arbeit bedanke ich mich.

Für die Übernahme des Hauptberichtes und die Unterstützung bei meiner wissenschaftlichen Orientierung gebührt mein Dank Herrn Apl. Prof. Dr.-Ing. habil. G. Baumbach. Ebenso bin ich Prof. Dr. Ing. Michael Schmidt für die Übernahme des Mitberichtes dankbar. Prof. Dr. techn. Günter Scheffknecht danke ich für die mir gebotenen Möglichkeiten am IFK meine Dissertation verwirklichen zu können.

Für die fachliche Unterstützung möchte ich mich besonders bei Dr. Michael Struschka und Dr. Stephan Ester bedanken. Die ausgezeichnete Teamarbeit und die inspirierenden Sachdiskussionen empfand ich stets als eine persönliche Bereicherung. Weiterhin bedanke ich mich bei meinen Arbeitskollegen am Institut für das freundliche Arbeitsklima und bei allen nicht namentlich erwähnten Helfern und Studenten, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Meinen Eltern Danke ich für Ihre Unterstützung während meiner Ausbildungs-, Schul-, und Studienzeit, Ihren Rat und das in mich gesetzte Vertrauen. Hervorheben möchte ich den Dank an meine Frau und meine Tochter für die Liebe, welche mich stets stärkt. Die Geduld und das Verständnis meiner Frau, die mir an langen Wochentagen, Feierabenden und Urlaufen den Rücken freigehalten hat.

Christian Schäfer

Stuttgart den 06.03.2016

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	III
Inhaltsverzeichnis.....	V
Begriffsdefinitionen	VIII
Abkürzungsverzeichnis	X
Kurzfassung.....	XIV
Abstract	XV
1 Einführung	1
2 Zielsetzung und Vorgehensweise	4
3 Staubemissionen aus Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe und deren messtechnische Bestimmung.....	8
3.1 Einflussfaktoren auf die Staubemissionen aus Kleinfuerungsanlagen	8
3.2 Zusammensetzung und Bildung von Partikeln aus Kleinfuerungsanlagen	15
3.3 Messtechnische Herausforderungen bei der Bestimmung der Staubmasse	21
4 Stand der Technik und Gesetzgebung für Staubmessungen an Kleinfuerungsanlagen.....	25
4.1 Stand der Technik.....	25
4.1.1 Das Referenzmessverfahren	25
4.1.2 Isokinetische Probenahme	26
4.1.3 Partikelverlust bei der Probenahme	29
4.1.4 Messverfahren zur Bestimmung der Staubemissionen.....	30
4.2 Gesetzliche Vorgaben und Richtlinien für Messungen an Kleinfuerungsanlagen.....	33
4.2.1 Die Europäische Luftqualitätsrahmenrichtlinie	33
4.2.2 Das Bundesimmissionsschutzgesetz.....	33
4.2.3 Die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung	34
4.2.4 Eignungsprüfung für Messgeräte zur Überwachung der Staubemissionen.....	37
5 Begriffe und Grundlagen der Messstatistik	45
5.1 Prüfung, Verifizierung und Validierung	45
5.2 Qualitative und quantitative Begriffe zur Beurteilung der Messgenauigkeit.....	46
5.3 Die Gauß'sche Normalverteilung.....	48

6	Angewandte Methoden zur Bewertung der Messgenauigkeit	50
6.1	Methoden zur Bewertung der Präzision	50
6.1.1	Indirekte Ermittlung der Standardunsicherheit.....	50
6.1.2	Direkte Ermittlung der Standardunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen	52
6.2	Methoden zur Bewertung der Richtigkeit	55
6.2.1	Verifizierung des Referenzmessverfahrens	55
6.2.2	Validierung neuer Staubmessgeräte	56
7	Messaufbau und Anpassung des Referenzmessverfahrens für Messungen an Kleinfreuerungsanlagen	59
7.1	Aufbau der Messeinrichtungen	59
7.2	Angepasste Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens	61
7.2.1	Probenahme der zu bestimmenden Staubmasse	61
7.2.2	Die Probenahmetemperatur	64
8	Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens an Kleinfreuerungsanlagen.....	67
8.1	Prüfung auf Richtigkeit der Messwerte.....	68
8.2	Bewertung der Präzision der Messwerte	71
8.2.1	Theoretische Berechnung der Messunsicherheit	71
8.2.2	Ermittlung der Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen	74
8.2.3	Messunsicherheit in Abhängigkeit der Brennstoffe und Feuerungsanlagen	77
8.2.4	Vergleich der Ermittlungsmethoden zur Bestimmung der Messunsicherheit	83
8.3	Bewertung der Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens	85
9	Validierung neuer Staubmessgeräte zur Grenzwertüberwachung an Kleinfreuerungsanlagen.	88
9.1	Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte	89
9.2	Anforderungen an quantitative Bewertungsgrößen im Rahmen der Validierung	93
9.2.1	Anforderungen an die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens	93
9.2.2	Anforderung an die Messgenauigkeit der zu prüfenden Messgeräte.....	95
9.3	Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens	96
9.4	Messgenauigkeit des zu prüfenden Messgerätes.....	101
9.5	Bewertung der Validierungsergebnisse.....	105

10 Prüfung der Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme.....	109
10.1 Theoretische Betrachtung zur Korrektur der Messwerte	109
10.2 Experimentelle Untersuchungen an Kleinfeuerungsanlagen	111
10.3 Experimentelle Untersuchungen an der Emissionssimulationsanlage	115
10.3.1 Untersuchungen mit dem Referenzmessverfahren	116
10.3.2 Untersuchungen mit dem Messgerät Wöhler SM 500.....	118
10.4 Schlussfolgerungen für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen.....	120
11 Messgenauigkeit von Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen und Maßnahmen zu deren Erhöhung	121
12 Zusammenfassung	124
13 Anhang	127
Anhang A Relevante Stellen in Gesetzen, Richtlinien und Normen.....	128
Anhang B Messungen an der Emissionssimulationsanlage.....	132
Anhang C Theoretische Berechnung der Messunsicherheit	134
Anhang D Ermittlung der Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen.....	142
Anhang E Das zu prüfende Staubmessgerät	148
Anhang F Messwerte im Rahmen der beispielhaften Validierung.....	149
Anhang G Experimentelle Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme.....	158
Anhang H Der Niederdruckimpaktor	161
14 Literatur	163

Begriffsdefinitionen

Begriff	Definition
Erweiterte Messunsicherheit	Kennwert, der einen Bereich um das Messergebnis y kennzeichnet, von dem erwartet werden kann, dass er einen großen Anteil der Verteilung der Werte umfasst, die der Messgröße vernünftigerweise zugeordnet werden könnten [1].
Messabweichung	<i>„Abweichung eines aus Messungen gewonnen und der Messgröße zugeordneten Wertes vom wahren Wert“</i> [2]
Messgenauigkeit	<i>„Das Ausmaß der Annäherung zwischen einem Ermittlungsergebnis und dem anerkannten Bezugswert.“</i> <u>Anmerkung:</u> „Wird der Ausdruck "Genauigkeit" auf eine Serie von Ermittlungsergebnissen angewendet, umfasst er eine Kombination von Zufallskomponenten sowie eine gemeinsame systematische Abweichung oder eine gemeinsame Abweichungskomponente.“ [3]
Messgröße	<i>„Physikalische Größe, der die Messung gilt“</i> [2]
Messung	<i>„Ausführen von geplanten Tätigkeiten zum quantitativen Vergleich der Messgröße mit einer Einheit.“</i> [2]
Messunsicherheit	<i>„Dem Messergebnis zugeordneter Parameter, der die Streuung der Werte kennzeichnet, die vernünftigerweise der Messgröße zugeordnet werden könnten.“</i> [1]
Messwert	<i>„Wert, der zur Messgröße gehört und der Ausgabe eines Messgerätes oder einer Messeinrichtung eindeutig zugeordnet ist“</i> [2]
Präzision	<i>„Das Ausmaß der gegenseitigen Annäherung zwischen unabhängigen Ermittlungsergebnissen, die unter festgelegten Bedingungen gewonnen sind.“</i> <u>Anmerkung 1:</u> „Präzision hängt ausschließlich von der Verteilung zufälliger Abweichungen ab und bezieht sich nicht auf den wahren oder den vorgegebenen Wert.“ <u>Anmerkung 2:</u> Das Präzisionsmaß wird üblicherweise damit ausgedrückt, "wie unpräzise etwas ist". Errechnet wird es als Standardabweichung der Ermittlungsergebnisse...“ [3]
Prüfung	<i>„Feststellen, inwieweit ein Prüfobjekt eine Forderung erfüllt“</i> [2]
Referenzmessverfahren	<i>„Messverfahren (-methode), das (die) per Konvention den anerkannten Referenzwert der Messgröße liefert“</i> [4]

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Referenzwertabweichung	Messabweichung eines Messmittels zu einem festgelegten Wert, welcher zur Prüfung des Messmittels ausgewählt wurde. [5]
Relative Messunsicherheit	„ <i>Messunsicherheit, bezogen auf den Betrag des Messergebnisses</i> “ [2]
Relative Standardunsicherheit	Standardunsicherheit, bezogen auf den Betrag des Messergebnisses
Richtige Wert bzw. Referenzwert	„ <i>Bekannter Wert für Vergleichszwecke, dessen Abweichung vom wahren Wert für den Vergleichszweck als vernachlässigbar gilt.</i> “ [2]
Richtigkeit	„ <i>Das Ausmaß der Annäherung zwischen dem Mittelwert aus einer großen Serie von Ermittlungsergebnissen und einem anerkannten Bezugswert.</i> “ <u>Anmerkung 1:</u> Das Richtigkeitsmaß wird üblicherweise ausgedrückt mittels einer systematischen Abweichungskomponente. <u>Anmerkung 2:</u> Richtigkeit wurde früher als „ <i>Genauigkeit des Mittelwerts</i> “ bezeichnet. Diese Benennung wird nicht empfohlen.“ [3]
Standardabweichung	„ <i>positive Quadratwurzel der Varianz.</i> “ [1]
Standardunsicherheit	„ <i>als Standardabweichung ausgedrückte Unsicherheit des Ergebnisses einer Messung</i> “ [1]
systematische Messabweichung	Eine systematische Messabweichung bleibt in jeder Reihe von Beobachtungen gleich. Sie kann bei mehrmaliger Durchführung der Messung ermittelt werden. Eine systematische Abweichung wird auch als Bias bezeichnet. Vergleiche hierzu die Definition von Richtigkeit. [1]
Validierung	„ <i>Bestätigen aufgrund einer Untersuchung und durch Bereitstellung eines Nachweises, dass die besonderen Forderungen für einen speziellen, beabsichtigten Gebrauch erfüllt worden sind.</i> “ [6]
Verifizierung	„ <i>Bestätigen aufgrund einer Untersuchung und durch Bereitstellen eines Nachweises, dass festgelegte Forderungen erfüllt worden sind.</i> “ [6]
Wahre Wert	„ <i>Wert der Messgröße als Ziel der Auswertung von Messungen der Messgröße</i> “ [2]
zufällige Messabweichung	Einfluss, der eine zufällige Streuung mit einem zufälligen Wert in einer Reihe von Messungen verursacht. Sie kann bei mehrmaliger Durchführung der Messung ermittelt werden. Siehe hierzu die Definition von Präzision [1]

Abkürzungsverzeichnis

Formelzeichen (lateinisch)	Einheit	Bedeutung
a	-	Zusätzliche Abweichung
B	-	Barth'sche Ähnlichkeitszahl
c	mg/m ³	Staubkonzentration
cov	-	Kovarianz
d	m	Durchmesser
E	-	Eingangsgröße
e	-	Empfindlichkeitskoeffizient
f	%	Feuchtegehalt
g	m/s ²	Erdbeschleunigung
k	-	Anzahl der Eingangsgrößen
m	kg	Masse
N	-	Anzahl der Messwerte
p	hPa	Druck
Q	%	Qualitätsanforderung
R ²	-	Bestimmtheitsmaß
s	mg/m ³	Präzisionsvorgabe
T	K; °C	Temperatur
u	-	Absolute Unsicherheit
var	-	Varianz
V	m ³	Volumen
·V	m ³ /s	Volumenstrom
v	m/s	Geschwindigkeit
W	%	Erweiterte relative Messunsicherheit
w	%	Relative Messunsicherheit
X		Mögliche Messergebnis
x	-	Messwert
z	-	z- Score Wert

Indizes	Bedeutung
A	Abweichung
atm	Bedingungen der Atmosphäre bzw. Luft
D	Durchführung von Doppelbestimmungen
Drift	Unsicherheitsbeitrag durch eine Drift
E	Entnahmesonde
F	Fluid
H	Hauptvolumenstrom
I	Indirekte Ermittlungsmethode bzw. klassische Fehlerrechnung
i	Anzahl i
i.N.	In Normbedingungen (trocken, T=273,15 K, p=1013,25 hPa)
j	Anzahl j
Kanal	Bedingungen im Messkanal
k	Anzahl k
Kal	Kalibrierung
L	Anzahl L
M	Messunsicherheit
Mean	Unsicherheitsbeitrag durch Temperaturschwankungen
Mess	Bedingungen am Volumenstrommessgerät
m	Mit Spülanteil
N	Anzahl
norm	Normgröße
o	Ohne Spülanteil
P	Zu prüfendes Messgerät
p	Partikel
R	Richtigkeit bzw. Referenz
r	Rückwägung bzw. Zweitwägung
Rep	Wiederholstandardabweichung
Res	Auflösung der Anzeige
S	Standardunsicherheit

Fortsetzung auf der nächsten Seite

St	Stokes
s	Staub
Sys	Systematik
T	Teilvolumenstrom
V	Vergleichsmessungen mit einem Referenzmessverfahren
v	Erstwägung bzw. Vorwägung

Formelzeichen (griechisch)	Einheit	Bedeutung
α	-	Unsicherheitsbeitrag
ε	-	relativer Staubgehalt
ω		Sinkgeschwindigkeit
Δ	-	Differenz
η	kg/(m*s)	Dynamische Viskosität
μ	-	Mittelwert
ν	-	Freiheitsgrade
ρ	kg/m ³	Dichte
σ	-	Standardabweichung
\S	-	Paragraph
Φ	-	Dichtefunktion (Normalverteilung)
Ω	%	Wahrscheinlichkeit
δY_j	mg/m ³	Zusätzliche Abweichung

Abkürzungen	Bedeutung
BlmSchV.	<u>Bundesimmissionschutzverordnung</u>
BS	<u>Brennstoff</u>
CEN	<u>Comité Européen de Normalisation</u> (Europäisches Komitee für Normung)
DIN	<u>Deutsche Industrie Norm</u>
EG	<u>Europäische Gemeinschaft</u>
EN	<u>Europäische Norm</u>
ESA	<u>Emissionssimulationsanlage</u>
GK	<u>Gerätekla</u> ss
GW	<u>Grenzwert</u>
GWK	<u>Grenzwertklasse</u>
HLUG	<u>Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie</u>
ISO	<u>International Organization for Standardization</u>
i.N.	<u>In Normbedingungen</u> (trocken, T=273,15 K, p=1013,25 hPa)
LPI	<u>Low Pressure Impaktor</u>
N	Anzahl
PM	<u>Particulate Matter</u>
RM	<u>Referenzmesseinrichtung</u>
TS	<u>Technische Spezifikation</u>
VDI	<u>Verein Deutscher Ingenieure</u>
VP	<u>Verbrennungsphase</u>

Kurzfassung

Betreiber, Feuerungsanlage und Brennstoff beeinflussen die Staubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. Die vorliegenden Partikel unterscheiden sich in Größe, Form und Zusammensetzung. Als Referenzmessverfahren für Staubemissionsmessungen wird die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung eingesetzt. Es handelt sich hierbei um ein direkt gravimetrisches Messverfahren. Größe, Form und Zusammensetzung der Partikel spielen bei diesem Verfahren nur eine untergeordnete Rolle.

Die Messgenauigkeit dieses Referenzmessverfahrens war bisher für dessen Anwendung an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe nicht bekannt. Zunächst wurde in dieser Arbeit die Verfahrensdurchführung für Messungen an diese Anlagen angepasst. Anschließend wurde die Messunsicherheit des Verfahrens sowohl theoretisch berechnet als auch praktisch unter realen Abgasbedingungen ermittelt. Um eine möglichst große Bandbreite an praxisnahen Verbrennungs- und Messbedingungen abzudecken, wurden hierzu unterschiedliche Feuerungsanlagen und Brennstoffe eingesetzt. Über alle Verbrennungs- und Messbedingungen ergibt sich eine Messunsicherheit von 7,3%. Die Richtigkeit der Messwerte wurde anhand von Verifizierungsmessungen an einer Emissionssimulationsanlage nachgewiesen. Anhand der unter einer großen Bandbreite an realen Abgasbedingungen ermittelten Messunsicherheit und dem Nachweis auf Richtigkeit der Messwerte liegen erstmalig Informationen über die Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen vor.

Auf Basis statistischer Methoden zur Bewertung der Messgenauigkeit und der Erarbeitung von Verbesserungsvorschlägen für aktuelle Normen und Richtlinien wurde eine Methodik entwickelt, anhand derer neue Staubmessgeräte zukünftig validiert werden können. Im Rahmen einer beispielhaften Validierung eines neuen Staubmessgerätes wurde eine Messunsicherheit dieses Messgerätes von 15% ermittelt, ein neuer Stand bei Messungen zur Grenzwertüberwachung an Kleinfeuerungsanlagen konnte definiert werden.

Zusätzlich wurde anhand experimenteller Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme nachgewiesen, dass Auswirkungen einer nicht-isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen vernachlässigt werden können. Um die Messgenauigkeit der Messwerte zu erhöhen, wird empfohlen, künftig auf eine isokinetische Probenahme zu verzichten, um stattdessen möglichst viel Staubmasse zu sammeln und ein möglichst großes Probenahmenvolumen abzusaugen.

Abstract

Operators, furnace and fuel influence the dust emissions from small-scale furnaces. The present particles vary in size, shape and composition. As a reference method for dust emission measurements the gravimetric determination of dust load is used. This is a direct gravimetric measuring method. Size, shape and composition of the particles play only a subordinate role in this measuring method.

The accuracy of this reference method was not previously known for its use at small-scale furnaces for solid fuels. First, the process carried out for measurements on these furnaces has been adapted in this work. Subsequently, the uncertainty of the measurement method was calculated theoretically as well as determined practically under real flue gas conditions. In order to cover a wide range of practical combustion and measuring conditions different combustion systems and fuels have been used. About all combustions and measuring conditions the results for the measurement uncertainty is 7.3%. The accuracy of the measured values has been demonstrated during verification measurements on an emissions simulation facility. Based on the determined measurement uncertainty at real exhaust gas conditions under a wide range of combustion and measuring conditions uncertainty and accuracy of the measurements with the reference method for determining the concentration of dust at small-scale furnaces is established.

Based on statistical methods to assess the accuracy and the development of suggestions to improve current standards and guidelines, a methodology has been developed which allows the validation of new dust measurement systems in the future. As part of an exemplary validation of a new dust measuring instrument a measurement uncertainty of 15% was determined for this system. A new state of the art with respect to the accuracy of measurements for limit value monitoring at small-scale furnaces could be established.

Additionally, it was demonstrated by experimental studies on the isokinetic sampling that effects of non-isokinetic sampling at small-scale furnaces can be neglected. To increase the accuracy of the measurements for the future it is recommended to do without isokinetic sampling, but rather to increase the mass of collected dust, and to use a maximum possible sample volume.

1 Einführung

Der Schutz der menschlichen Gesundheit und der Ökosysteme erfordert eine Minimierung der Emissionen von Luftschaudstoffen wie zum Beispiel Feinstaub. Die Feinstaubemissionen aus kleinen Holzfeuerungsanlagen überstiegen im Jahre 2014 die Emissionen aus den Motoren von Lkw und Pkw [7]. Bei Kleinfeuerungsanlagen handelt es sich beispielsweise um Heizkessel für die Warmwasserversorgung oder um Öfen zur Raumbeheizung. Die Nutzung von festen Brennstoffen, im besonderen Maße von Holz, in den Raumheizern nimmt weiter zu [7]. Die Staubemissionen, welche aus der Verbrennung von Holzbrennstoffen resultieren, setzen sich je nach Verbrennungsbedingungen aus den unterschiedlichsten Partikeln zusammen. Bei ungünstigen Verbrennungsbedingungen werden Partikel emittiert, welche ein großes gesundheitliches Risikopotential aufweisen. Bei polycyclischen Kohlenwasserstoffverbindungen handelt es sich beispielsweise um Verbindungen, welche krebserregend sind und daher die menschliche Gesundheit gefährden [8].

Eine Studie zur Verminderung der Staubbelastung ergab, dass eine Senkung der Staubgrenzwerte für Kleinfeuerungsanlagen, welche mit festen Brennstoffen betrieben werden, die wirksamste Maßnahme zur Verbesserung der Luftqualität in Deutschland ist [9]. Um die Staubbelastung zu reduzieren, wurden die Grenzwerte der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung (1. BImSchV) [10] für Staubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe stark gesenkt. Die Grenzwerte wurden von $0,15 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ auf $0,02 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ (jeweils bezogen auf 13 % O₂) herabgesetzt. Um die Einhaltung von Grenzwerten sicherzustellen, müssen diese in der Praxis überwacht werden. Die herabgesetzten Grenzwerte der novellierten 1.BImSchV stellen die Staubmesstechnik vor eine große Herausforderung. Zum Zeitpunkt der Novellierung der 1. BImSchV [10] gab es kein Messgerät, welches die herabgesetzten Grenzwerte überwachen konnte. Somit bestand auch keinerlei Erfahrung, mit welcher Messgenauigkeit die künftigen Grenzwerte überwacht werden können. Um rechtlich gesicherte Messwerte bei der Grenzwertüberwachung zu gewährleisten, muss jedoch die Messgenauigkeit der eingesetzten Staubmessgeräte bekannt sein. Es muss weiterhin gewährleistet sein, dass die eingesetzten Staubmessgeräte sich zur Grenzwertüberwachung eignen und die Grenzwerte mit einer festgelegten statistischen Sicherheit überwacht werden können. Die zur Grenzwertüberwachung eingesetzten Staubmessgeräte müssen deshalb zunächst einer Prüfung unterzogen werden.

Die Prüfung der neuen Staubmessgeräte wird in der Richtlinie 4206 Blatt 2 [11] beschrieben, welche erstmals im Jahre 2011 veröffentlicht wurde. In dieser Richtlinie werden

Anforderungen an die Messunsicherheit der neuen Staubmessgeräte definiert. Ermittelt wird die Messunsicherheit der neuen Staubmessgeräte unter realen Abgasbedingungen anhand von Vergleichsmessungen mit einem als Referenz festgelegten Messverfahren nach der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12]. Bei dem festgelegten Referenzmessverfahren handelt es sich um die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Neben der Anwendung des Messverfahrens zur Prüfung neuer Staubmessgeräte wird es auch zur Überprüfung der Wirksamkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen (z.B. Filtern zur Staubabscheidung) eingesetzt. Bei der gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung handelt es sich um ein international anerkanntes Messverfahren zur Bestimmung der Staubkonzentration. Eingesetzt wird dieses Verfahren hauptsächlich zur Bestimmung der Staubkonzentration aus industriellen Großanlagen. Im Gegensatz zu automatisch beschickten Großanlagen, die meist über einen großen Zeitraum konstante Verbrennungsbedingungen aufweisen, ist bei manuell beschickten Kleinfeuerungsanlagen mit stark schwankenden Verbrennungsbedingungen innerhalb wesentlich kleinerer Zeiträume zu rechnen. Die Abbranddauer eines Raumheizers, welcher mit stückigem Holz beschickt wird, kann sich auf 45 Minuten beschränken. Es ist deshalb eine verkürzte Messdauer notwendig, um die einzelnen Verbrennungsphasen innerhalb eines Abbrandes von Festbrennstoffen in den Kleinfeuerungsanlagen beurteilen zu können. Für Messungen an Großanlagen ist eine Messdauer von 30 Minuten vorgesehen, bei Messungen an Kleinfeuerungsanlagen zur Grenzwertüberwachung beträgt die Messdauer üblicherweise 15 min. Zudem ist es zur Beurteilung des Abbrandverhaltens bei Kleinfeuerungsanlagen wichtig, die Kohlenwasserstoffverbindungen mitzubestimmen. Die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] sieht die Bestimmung dieser Verbindungen nicht vor.

Das Problem ist, dass mit dem Referenzmessverfahren bisher keine Erfahrungswerte über die Messgenauigkeit an Kleinfeuerungsanlagen vorliegen und die vorgeschriebene Verfahrensdurchführung nicht für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen ausgelegt ist. Eine angepasste Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen sowie Erfahrungswerte über die Messgenauigkeit sind jedoch Voraussetzung dafür, neue Staubmessgeräte validieren zu können. Nicht nur um rechtlich abgesicherte Messwerte bei der Grenzwertüberwachung zu garantieren, sondern auch um die Wirksamkeit von Staubminderungsmaßnahmen beurteilen zu können, ist eine bekannte Messgenauigkeit bei der Durchführung von Staubmessungen des Referenzmessverfahrens und der neuen Staubmessgeräte an Kleinfeuerungsanlagen äußerst wichtig.

Nach derzeitigem Stand der Technik wird die Qualität von Staubmessungen mittels des Referenzmessverfahrens anhand von Ringversuchen an einer Emissionssimulationsanlage überprüft [13]. An dieser Anlage werden definierte Staubkonzentrationen eingestellt, welche es zu ermitteln gilt. Ziel dieser Ringversuche ist eine anlagenunabhängige, vergleichbare Qualität von Staubmessungen zu gewährleisten. Die Versuchs- und Messbedingungen an der Emissionssimulationsanlage unterscheiden sich deutlich von denen an Kleinfeuerungsanlagen. Unklar ist, inwieweit sich die Messergebnisse solcher Ringversuche auf Messungen an Kleinfeuerungsanlagen übertragen lassen. Dennoch ist die Durchführung von Messungen an einer Emissionssimulationsanlage wichtig, um nachzuweisen, dass vergleichbare Messwerte erzielt werden können.

Generell ist bei Messverfahren die Probenahme ein bedeutender Verfahrensschritt. Im Gegensatz zu den Probenahmen des Staubes mit dem Referenzmessverfahren erfolgen die Probenahmen bei neuen Staubmessgeräten unter nicht-isokinetischen Bedingungen. Die Geschwindigkeit mit welcher ein Teilvolumenstrom aus dem Abgas entnommen wird, entspricht hierbei nicht der Geschwindigkeit des Abgasvolumenstromes. Bisher ist völlig unklar, inwieweit sich nicht-isokinetische Probenahmen auf die Bestimmung der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen auswirken.

Zunächst soll, auf Basis der an Kleinfeuerungsanlagen vorherrschenden Versuchs- und Messbedingungen, die Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens für diesen Anwendungsbereich angepasst werden. Anschließend sollen, um nachzuweisen, dass eine vergleichbare Qualität der Messwerte gewährleistet ist, Verifizierungsmessungen an einer Emissionssimulationsanlage durchgeführt werden. Anhand einer theoretischen und einer experimentellen Methode soll zusätzlich die Messunsicherheit des Verfahrens ermittelt werden, um dessen Präzision an Kleinfeuerungsanlagen beurteilen zu können. Nachdem die Richtigkeit der Referenzmesswerte nachgewiesen wurde und die Messunsicherheit bekannt ist, kann die Messgenauigkeit bewertet werden. Anschließend soll, basierend auf Grundlagen zur Bewertung von Messmitteln und experimenteller, statistischer Methoden, eine Methodik entwickelt werden, anhand derer auch die Messgenauigkeit neuer Staubmessgeräte bewertet werden kann. Dies soll künftig eine konstante Qualität von Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen gewährleisten. Abschließend werden Untersuchungen zur nicht-isokinetischen Probenahme vorgestellt, anhand derer die Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen beurteilt wird.

2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Das Hauptziel der Arbeit ist, die Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens für Messungen an Kleinfuerungsanlagen anzupassen und die Messgenauigkeit des Verfahrens für diesen Anwendungsbereich zu bewerten. Zudem sollen Maßnahmen zur Erhöhung der Messgenauigkeit erörtert werden. Um die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens an Kleinfuerungsanlagen bewerten zu können, werden Messeinrichtungen in Anlehnung an die Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] aufgebaut. Anhand von Verifizierungsmessungen an einer Emissionssimulationsanlage soll nachgewiesen werden, dass mit diesen aufgebauten Referenzmesseinrichtungen derzeit gültige Qualitätsanforderungen an die Staubmessungen eingehalten werden. Da die Messgenauigkeit auf eine möglichst große Bandbreite an praxisrelevanten Anlagen und Brennstoffen übertragbar sein sollte, müssen Messungen an unterschiedlichen Kleinfuerungsanlagen unter Verwendung einer Vielzahl an Brennstoffen durchgeführt werden. Anhand theoretischer und experimenteller Methoden wird die Messunsicherheit ermittelt, analysiert und auf Abhängigkeiten von den eingesetzten Feuerungsanlagen und Brennstoffen untersucht.

Ein weiteres wichtiges Ziel dieser Arbeit ist, eine Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte zu entwickeln. Hierfür müssen bisher geltende VDI- Richtlinien geprüft und die dort beschriebenen Verfahren deutlich verbessert werden. Anhand einer beispielhaften Validierung soll aufgezeigt werden, wie eine künftige Validierung neuer Staubmessgeräte aussehen sollte. Mithilfe der entwickelten Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte soll ermittelt werden, mit welcher Messgenauigkeit die festgelegten Staubgrenzwerte der 1. BImSchV überwacht werden können.

Im Gegensatz zum Referenzmessverfahren erfolgen bei neuen Staubmessgeräten für Kleinfuerungsanlagen die Probenahmen der Staubmassen meist unter nicht-isokinetischen Bedingungen. Anhand experimenteller Untersuchungen an ausgewählten Kleinfuerungsanlagen sollen Messungen unter nicht-isokinetischen Probenahmebedingungen durchgeführt werden. Mittels einer bekannten Korrekturmethode soll der Einfluss einer nicht-isokinetischen Probenahme abgeschätzt werden und die Messwerte sollen korrigiert werden. Es soll untersucht werden, ob eine nicht-isokinetische Probenahme sich negativ auf die Bestimmung der Staubkonzentration an Kleinfuerungsanlagen auswirkt und inwieweit die bekannte Korrekturmethode auf Messungen an Kleinfuerungsanlagen anwendbar ist.

In der folgenden Abbildung 2.1 ist die Vorgehensweise zur Umsetzung der definierten Ziele schematisch dargestellt.

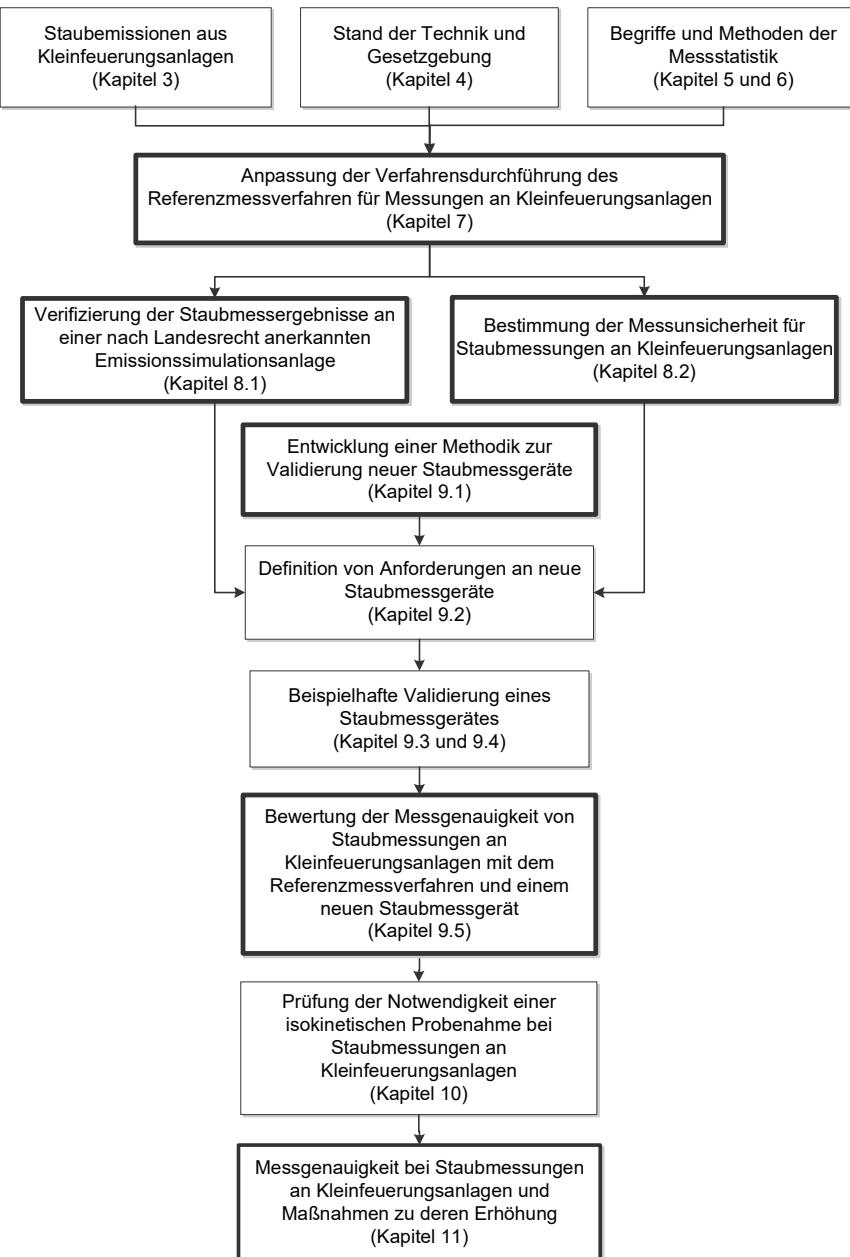


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Umsetzung der definierten Ziele

In Kapitel 3 werden zunächst die Grundlagen der Entstehung von Staubemissionen an Kleinfeuerungsanlagen beschrieben. Durch Verbrennungs- und Messbedingungen (z.B. Brennstoffart, Art der Feuerungsanlage, Abgastemperatur, usw.) wird die Messgröße, die zu ermittelnde Staubkonzentration, in unterschiedlichem Maße beeinflusst.

Aus dem Stand der Technik und der Gesetzgebung in Kapitel 4 lassen sich Anforderungen an die Probenahme und das Bestimmungsverfahren zur Ermittlung der Messgröße an diesen Anlagen ableiten. Der Stand der Technik beschreibt derzeit übliche Messverfahren zur Bestimmung von Staubemissionen und Staubemissionen. Die Vor- und Nachteile dieser Messverfahren bezüglich deren Anwendung für Emissionsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen werden dargelegt. Der Stand der Gesetzgebung beschreibt den geltenden rechtlichen Rahmen zur Überwachung von Staubgrenzwerten. Hieraus ergibt sich, welche Grenzwerte eingehalten werden müssen und für welche Feuerungsanlagen und Brennstoffe sie gelten. International und national gültige Gesetze, Normen und Richtlinien werden aufgeführt.

In Kapitel 5 werden zunächst Begriffe und Grundlagen der Messstatistik definiert und erläutert. In Kapitel 6 werden die in dieser Arbeit angewandten theoretischen und praktischen Methoden zur Bewertung der Messgenauigkeit aufgeführt. Diese sind notwendig, um die Messgenauigkeit von Staubmessungen beurteilen zu können. Vor- und Nachteile dieser Methoden werden dargelegt und diskutiert.

Auf Basis der auftretenden Partikelemissionen, des Standes der Technik und der Gesetzgebung werden zwei identische Referenzmesseinrichtungen zur gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] aufgebaut. Die Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens wird für Messungen an den Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe angepasst. In Kapitel 7 werden die aufgebauten Referenzmesseinrichtungen beschrieben und die modifizierte Verfahrensdurchführung dargelegt.

In Kapitel 8.1 wird im Rahmen von Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage beim Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie in Kassel überprüft, ob mit den entwickelten Referenzmesseinrichtungen derzeit gültige Anforderungen an die Richtigkeit der Staubmessergebnisse eingehalten werden. Die Versuchsbedingungen an dieser Anlage unterscheiden sich deutlich von denen an Kleinfeuerungsanlagen, sind jedoch die einzige Möglichkeit zur Verifizierung der Staubmessergebnisse. Unterschiede hinsichtlich der Verfahrensdurchführung bei den Verifizierungsmessungen und den Messungen an Kleinfeuerungsanlagen werden diskutiert.

In Kapitel 8.2 wird anhand der vorgestellten theoretischen und experimentellen Methoden die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen ermittelt, um die Präzision des Verfahrens an diesen Anlagen beurteilen zu können. Die experimentelle Ermittlung der Messunsicherheit erfolgt unter realen Abgasbedingungen an unterschiedlichen Feuerungsanlagen, die mit verschiedenen Brennstoffen bestückt werden. Hierdurch wird die Messunsicherheit für eine möglichst große Bandbreite an praxisrelevanten Anlagen und Brennstoffen ermittelt. Zudem können Abhängigkeiten der Messunsicherheit von den Verbrennungs- und Messbedingungen bestimmt werden.

Auf Basis der vorgestellten Methoden zur Bewertung von Messmitteln wird in Kapitel 9.1 eine Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte entwickelt. Anhand dieser Methode wird dargelegt, wie künftig neue Staubmessgeräte auf ihre Eignung zur Grenzwertüberwachung überprüft werden können. Nach bekannter Messunsicherheit und erfolgreicher Verifizierung der Staubmessergebnisse des Referenzmessverfahrens werden in Kapitel 9.2 Anforderungen an Bewertungsgrößen für neue Staubmessgeräte abgeleitet. Anhand der Durchführung einer beispielhaften Validierung wird in Kapitel 9.3 und 9.4 die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens und eines neuen Staubmessgerätes dargelegt und mit den in Kapitel 9.2 definierten Anforderungen verglichen. Hieraus lässt sich ein neuer aktueller Stand der Technik bezüglich der Messgenauigkeit von Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen definieren.

Abschließend werden in Kapitel 10 experimentelle Untersuchungen bezüglich einer isokinetischen Probenahme vorgestellt. Es wird untersucht, inwieweit sich eine nicht isokinetische Probenahme auf die Ermittlung der Staubkonzentration auswirkt. Die Untersuchungen finden sowohl an der ESA als auch an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe statt. Die Notwendigkeit von isokinetischen Probenahmen an den ausgewählten Kleinfeuerungsanlagen wird hierbei überprüft.

Schlussendlich werden in Kapitel 11 aus den theoretischen und experimentellen Methoden zur Bestimmung der Messgenauigkeit und auf Basis der Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme Maßnahmen abgeleitet, anhand derer künftig die Messgenauigkeit, für Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe weiter erhöht werden kann.

3 Staubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe und deren messtechnische Bestimmung

Bei der Verbrennung handelt es sich um einen thermochemischen Prozess. Im Optimalfall kommt es bei diesem Prozess zu einer vollständigen chemischen Umwandlung des Brennstoffes. Der Brennstoff wird hierbei vollständig in anorganische Bestandteile (Asche) und die Oxidationsprodukte Kohlendioxid CO_2 und Wasserdampf H_2O umgesetzt. Bei einer nicht vollständigen Umsetzung kommen, zusätzlich zu den Produkten der vollständigen Verbrennung, die Produkte einer unvollständigen Verbrennung hinzu. Hierzu gehören z.B. Kohlenmonoxid CO , nicht- oder teilverbrannte Brennstoffreste sowie Kohlenwasserstoffverbindungen. [14]

Das Abgas aus Feuerungsanlagen kann als Aerosol bezeichnet werden. Ein Aerosol ist ein disperses System aus festen und/oder flüssigen Teilchen (Partikel), welche in einer Gasphase suspendiert vorliegen [15, 16]. Zur Bestimmung der Staubkonzentration sind mit Ausnahme von Wassertropfen alle Partikel von Bedeutung, welche die Schornsteinmündung verlassen und die menschliche Gesundheit und die Ökosysteme schädigen. Um die Bestimmung von Wassertropfen zu vermeiden, müssen entsprechende Probenahmebedingungen festgelegt werden. Festzuhalten ist hierbei, dass bestimmte schädliche Stoffe (z.B. Kohlenwasserstoffverbindungen), welche unter ähnlichen Bedingungen wie Wasser gasförmig vorliegen, ebenfalls nicht mitbestimmt werden können.

3.1 Einflussfaktoren auf die Staubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen

Wie viel Staub im Abgas enthalten ist und aus welchen einzelnen Partikeln sich die zu ermittelnde Staubmasse zusammensetzt, hängt zum einen davon ab, wie vollständig oder unvollständig eine Verbrennung verläuft. Zum anderen sind die Elemente entscheidend, aus denen sich der Brennstoff zusammensetzt. Der Brennstoff ist somit ein wesentlicher Einflussfaktor auf die vorliegende Staubemission. Weitere wichtige Faktoren, welche Einfluss auf die Entstehung von Staubemissionen besitzen, sind die Feuerungsanlagentechnik und der Betreiber der Anlage. Im Folgenden werden diese wichtigen Einflussfaktoren genauer beschrieben.

Die verwendeten Brennstoffe

Bekannte und häufig eingesetzte feste Brennstoffe sind Kohle, Stückholz, Hackschnitzel und Holzpellets. Weniger bekannt und deswegen weniger eingesetzt werden bisher beispielsweise nicht weiter verwertbares Stroh, Heu oder Getreide. Aufgrund der steigenden Nutzung von

fester Biomasse wird in dieser Arbeit ein besonderes Augenmerk auf feste Holzbrennstoffe gelegt. Wesentlich beeinflusst werden die Verbrennung und damit auch die Partikelbildung durch die Elementarzusammensetzung und die physikalischen und mechanischen Eigenschaften der eingesetzten Brennstoffe. [14]

Bei einer Elementarzusammensetzung wird zwischen Haupt- und Spurenelementen unterschieden. Zu den wichtigsten Hauptelementen zählen Kohlenstoff, Sauerstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor. Spurenelemente können zum Beispiel Kalium, Kalzium, Silizium, Natrium, Eisen und Aluminium sein. Elementarzusammensetzungen mit dem Gehalt an Haupt- und Spurenelementen bei Festbrennstoffen finden sich in [14]. Es ist davon auszugehen, dass die bei der Verbrennung auftretenden Staubemissionen sich größtenteils aus einer Kombination dieser Elemente zusammensetzen. Die physikalischen und mechanischen Eigenschaften der Brennstoffe ergeben sich hauptsächlich durch die entsprechenden Ernte- und Aufbereitungstechniken. Beschreiben lassen sich diese Eigenschaften durch Abmessungen, Oberflächenbeschaffenheit, Feinanteil, Schütt- und Rohdichte. [14]

Aufgrund der Vielzahl an vorkommenden Brennstoffen (Hackschnitzel, Stückholz, Holzpellets, Kohle, usw.) mit unterschiedlichen Elementarzusammensetzungen und physikalischen und mechanisch Eigenschaften ist es wichtig, dass die Feuerungstechnik auf den eingesetzten Brennstoff ausgelegt ist. Nur so kann eine möglichst vollständige Verbrennung des eingesetzten Brennstoffes realisiert werden.

Die Feuerungstechnik

Von Bedeutung für die Arbeit sind die kleinen Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Geregelt werden diese Anlagen in der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung (1.BImSchV) [10]. Die Nennwärmeflussdichte dieser Anlagen liegt zwischen 4 kW und 1000 kW. Anlagen ab einer Nennwärmeflussdichte von 1000 kW sind in der 4. Bundes- Immissionsschutzverordnung geregelt [17].

Zu den Kleinfeuerungsanlagen zählen Zentralheizungskessel und Raumheizer (Einzelraumfeuerstätten). Als Einzelraumfeuerstätten werden offene und geschlossene Kamine, Zimmeröfen, Kaminöfen, Speicheröfen, Küchenherde oder Pelletöfen bezeichnet [14]. In der Feuerungstechnik lassen sich diese Feuerungsanlagen grob in hand- und automatisch beschickte Anlagen unterteilen [14]. In automatisch beschickten Anlagen wird ein leicht zu dosierender Brennstoff wie z.B. Pellets oder Hackschnitzel eingesetzt. Der Brennstoff wird hierbei automatisch und innerhalb definierter Zeitintervalle in den Feuerraum

befördert. Dies führt zu einem nahezu gleichbleibenden Feuerungsbetrieb und damit auch zu meist konstanten Staubemissionen. Bei manuell beschickten Anlagen handelt es sich um einen Chargenprozess. Das bedeutet, es wird eine bestimmte Menge an Brennstoff in die Feuerungsanlage gegeben und dort verbrannt. Ist der Brennstoff verbraucht, muss manuell neuer Brennstoff zugeführt werden. Hieraus resultiert ein zeitlich ausgeprägter Verbrennungsverlauf und damit verbunden schwankende Staubemissionen.

Der Chargenabbrand kann nach [18] in drei Verbrennungsphasen (Anbrandphase VP₁, Hauptverbrennungsphase VP₂, Ausbrandphase VP₃) eingeteilt werden. Abbildung 3.1 zeigt den Verlauf der Emissionsparameter Kohlendioxid (CO₂), Kohlenmonoxid (CO) und der organisch gebundenen Kohlenwasserstoffe (OGC) innerhalb der drei Verbrennungsphasen bei zwei hintereinander durchgeführten Chargenabbränden mit Stückholz. In Abbildung 3.2 sind die mittleren CO- und Gesamtstaubkonzentrationen innerhalb dieser Verbrennungsphasen angegeben. [18] In der Anbrandphase VP₁ ist die Konzentration der Emissionsparameter CO und der organisch gebundenen Kohlenwasserstoffe (OGC) deutlich höher als in der Hauptverbrennung. In der Ausbrandphase steigt die CO- Konzentration wieder an, die OGC- Konzentration hingegen bleibt auf einem niedrigen Niveau.

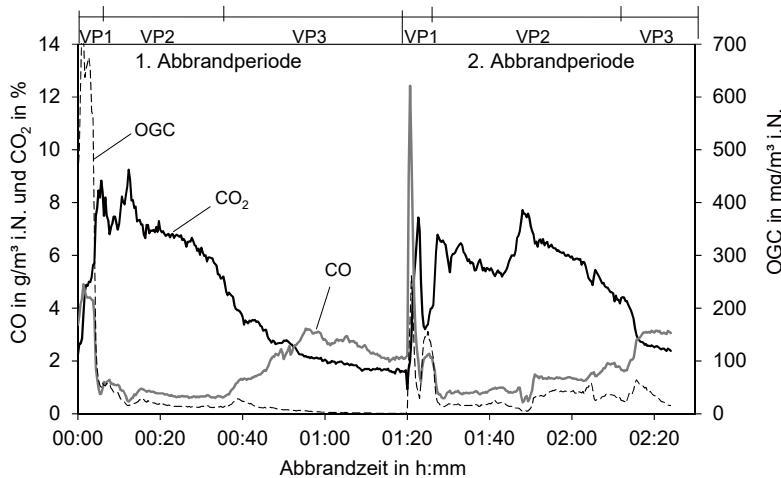


Abbildung 3.1: Zeitlicher Verlauf der Emissionsparameter innerhalb der Verbrennungsphasen VP₁, VP₂ und VP₃ bei zwei hintereinander durchgeföhrter Chargenabbränden mit Stückholz nach [18]

In Abbildung 3.2 zeigt sich, dass auch die Staubkonzentrationen in der Anbrandphase deutlich höher sind als in den darauffolgenden Phasen.

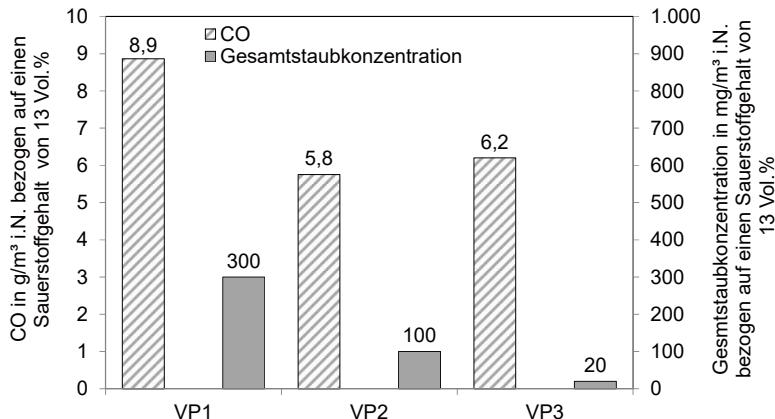


Abbildung 3.2: Mittlere CO- und Gesamtstaubkonzentration innerhalb der einzelnen Verbrennungsphasen VP₁, VP₂ und VP₃ eines Chargenabbrandes nach [18]

Neben dem Unterschied in der Beschickungsart unterscheiden sich die Feuerungsanlagen auch in ihrem Feuerungsprinzip (Durchbrand, oberer Abbrand oder unterer Abbrand) und in der Zuführung der notwendigen Verbrennungsluft (Primärluft und Sekundärluft). In der folgenden Abbildung 3.3 sind unterschiedliche Abbrandprinzipien für manuell beschickte Holzfeuerungsanlagen dargestellt.

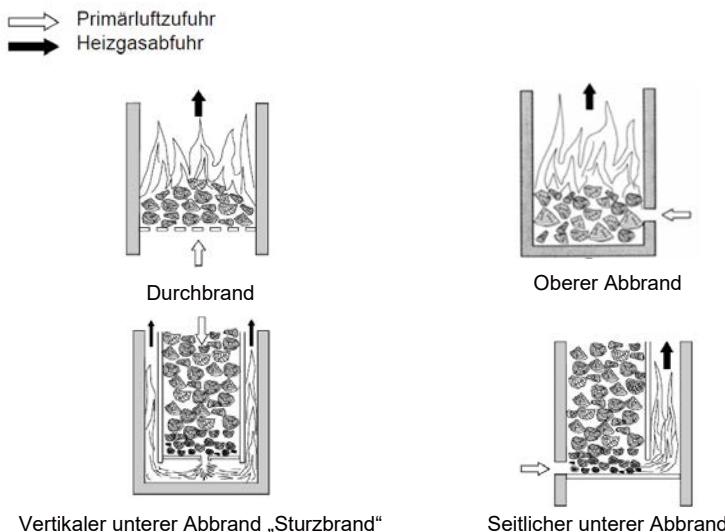


Abbildung 3.3: Abbrandprinzipien von manuell beschickten Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe nach [14]

Nach heutigem Stand der Technik wird die Zufuhr der Verbrennungsluft (Primärluft) bei Zentralheizungsanlagen meist automatisch eingeregelt. Bei Einzelraumfeuerstätten mit Stückholz werden derzeit meist manuelle Schieber zur Regulierung der Verbrennungsluft eingesetzt. Gerade bei den Feuerungsanlagen, bei denen sich die Verbrennungsbedingungen über einen Chargenabbrand verändern, wäre eine automatische Regelung der Verbrennungsluftzufuhr von Vorteil. Speziell bei diesen Anlagen ist der Betreiber einer Anlage ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die vorliegenden Staubemissionen.

Der Betreiber der Anlage

Um niedrige Staubemissionen zu gewährleisten, muss die Feuerungsanlage richtig betrieben werden. Hierzu zählt, neben der Auswahl eines geeigneten Brennstoffes, auch die richtige Einstellung der Verbrennungsluftzufuhr. Besonders bei manuell beschickten Anlagen ist eine gute Einweisung der Betreiber in die Brennstoffauswahl und Betriebsweise der Feuerungsanlage wichtig. In Ratgebern des Umweltbundesamtes [19] und der Agentur für nachwachsende Rohstoffe [20] werden wichtige Informationen zum richtigen Heizen mit Holz aufgeführt. Besonders in der Anbrandphase eines Chargenabbrandes ist mit hohen Schadstoffemissionen zu rechnen. Das „richtige“ Anfeuern ist daher ausschlaggebend, um geringe Staubkonzentrationen zu erzielen. Ein großer Teil der Verantwortung, möglichst geringe Staubkonzentrationen zu erzielen, liegt somit beim Betreiber der Feuerungsanlage.

In der folgenden Abbildung 3.4 ist die Staubentstehung bei der Verbrennung von festen Brennstoffen zusammengefasst dargestellt [14]. In der Abbildung wird deutlich, dass der Betreiber einer Feuerungsanlage der wichtigste Einflussfaktor auf die entstehenden Staubemissionen ist. Der Betreiber trägt die Verantwortung einen Brennstoff zu verwenden, auf den seine Feuerungsanlage ausgelegt ist. Zudem muss er besonders bei manueller Einstellung der Verbrennungsluft dafür sorgen, dass die Einstellung dem verwendeten Brennstoff Rechnung trägt. Nur bei einer richtigen Einstellung der Verbrennungsluft erfolgt ein vollständiger Umsatz des Brennstoffes. Ein vollständiger Feststoffumsatz führt zu geringen Gesamtstaubemissionen.



Abbildung 3.4: Einflussfaktoren auf die Entstehung von Gesamtstaubemissionen bei der Verbrennung von festen Brennstoffen, zusammengestellt nach [14]

Aus welchen Elementen sich die Gesamtstaubemissionen zusammensetzen, wird im Folgenden beschrieben.

3.2 Zusammensetzung und Bildung von Partikeln aus Kleinfuerungsanlagen

Die Zusammensetzung der Partikel wird, neben der Elementarzusammensetzung des Brennstoffes, wesentlich von den Verbrennungsbedingungen beeinflusst. Um konstant niedrige Staubemissionen zu erhalten, müssen die Verbrennungsbedingungen konstant sein und die Verbrennung muss möglichst vollständig verlaufen.

Bei einer vollständigen Verbrennung wird der eingesetzte Brennstoff komplett in Asche umgesetzt. Der Aschegehalt eines Brennstoffes ist die Masse des anorganischen Rückstandes, der nach der Verbrennung eines Brennstoffes übrigbleibt [21]. Hierzu zählen bei der Verbrennung von Holz vor allem Salzoxidverbindungen wie z.B. Calciumoxid und Kaliumoxid. In der folgenden Tabelle 3.1 ist die für einheimische Hölzer typische Zusammensetzung der Asche angegeben. Die Aschezusammensetzung ist abhängig vom Standort des Baumes, dessen Lebensbedingungen, Alter, Klima und Fällzeit. [22]

Tabelle 3.1: Aschezusammensetzung einheimischer Hölzer nach [22], angegeben als Salzoxidverbindungen.

Anorganisches Salz	In % der Gesamtaschemenge
CaO	21 - 55
K ₂ O	15 - 39
MgO	9 - 14
P ₂ O ₃	0,9 - 11
Fe ₂ O ₃	1,7 – 8,5
Al ₂ O ₃	4,5 - 8,5
SO ₂	3,9 – 5,2
Na ₂ O	3,1 – 4,6
SiO ₂	1,5 – 3,5

Die Asche aus einer vollständigen Verbrennung setzt sich, in Abhängigkeit der Elementarzusammensetzung des Brennstoffes, aus anorganischen Verbindungen zusammen. Asche kann ihrer Größe nach unterteilt werden in [14]:

- Rostasche/Grobasche: Diese Asche fällt direkt im Brennraum der Feuerungsanlage an und kann auch Verunreinigungen des eingesetzten Brennstoffes (z.B. Sand oder Erde) enthalten.
- Flugasche/Zyklonasche: Hierbei handelt es sich um feine Aschepartikel, welche mit dem Abgasstrom ausgetragen werden. Diese Aschepartikel setzen sich nach dem Brennraum in Wärmeübertragern, Fliehkraftabscheidern oder im Kamin ab.

- Feinflugasche: Die Feinflugasche gelangt in die Atmosphäre und ist für die Ermittlung der Staubemission der bedeutendste Aschenanteil.

Bei einer unvollständigen Verbrennung kommen, zusätzlich zu den Aschebestandteilen, noch teil- und nicht verbrannte Brennstoffbestandteile zu den Staubemissionen hinzu. Das wohl bekannteste Produkt einer unvollständigen Verbrennung ist Ruß. Bei reinem Ruß handelt es sich um einen Feststoff, bestehend aus elementarem Kohlenstoff. Ruß entsteht bei der vollständigen thermischen Zersetzung (Pyrolyse) von kohlenwasserstoffhaltigen Brennstoffen unter Sauerstoffausschluss. Begünstigt wird die Rußbildung durch eine ungenügende Vermischung von Verbrennungsluft und Verbrennungsgasen bei hohen Temperaturen. Brennstoffe mit einem hohen Anteil an Kohlenwasserstoffverbindungen neigen eher zu Rußbildung als Brennstoffe mit einem geringeren Anteil.

Neben Ruß sind Kohlenwasserstoffverbindungen bedeutende Produkte einer unvollständigen Verbrennung von festen Biomassebrennstoffen [23]. Wie Ruß entstehen Kohlenwasserstoffe bei der Pyrolyse von kohlenwasserstoffhaltigen Brennstoffen in Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur und Luftzufuhr. Werden diese Kohlenwasserstoffverbindungen nicht vollständig mit O_2 zu CO_2 und H_2O oxidiert entsteht eine Vielzahl an unterschiedlichsten, teilweise gesundheitsschädlichen Stoffen wie z.B. polycyclische Kohlenwasserstoffverbindungen. Besonders bei einem Chargenabbrand von Stückholz kann es aufgrund in-stationärer Verbrennungsvorgänge zu einem örtlichen oder allgemeinen Luftmangel kommen, welcher zur Bildung dieser Produkte der unvollständigen Verbrennung führt. [23]

In Abhängigkeit der Temperatur und des Sättigungsdampfdruckes liegen Kohlenwasserstoffe fest, flüssig oder gasförmig vor [14]. Sie lassen sich nach ihrer Bindungsart und Strukturformel in gesättigte Kohlenwasserstoffe (z.B. Alkane), ungesättigte Kohlenwasserstoffe (z.B. Alkene oder Alkine) und aromatische Kohlenwasserstoffe (z.B. Benzol oder Benzo[a]pyren) einteilen [24]. Gesundheitlich relevant sind besonders polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), da diese ein hohes gesundheitliches Risikopotential aufweisen. Derzeit wurde noch nicht einheitlich festgelegt, welche Kohlenwasserstoffverbindungen bei der Verbrennung fester Biomasse relevant sind und wie diese zu messen sind. In [25] werden Bezeichnungen für Kohlenwasserstoffverbindungen aufgeführt, um die im Abgas von Biomasseverbrennungen auftretenden Kohlenstoffverbindungen zu beschreiben. Genannt werden zum Beispiel flüchtige organische Verbindungen (VOC), organisch gasförmiger Kohlenstoff (OGC) oder der Gesamtkohlenstoff (TC) [25]. Beim Vorhandensein von Kohlenwasserstoffverbindungen in Verbindungen mit

niedrigen Temperaturen kann es zur Bildung von „Teer“ kommen. Eine einheitliche Definition von Teer gibt es in der Literatur ebenfalls nicht. Es eignet sich jedoch eine Abgrenzung über die molare Masse. So können alle Kohlenwasserstoffverbindungen, die eine größere Molasse als Benzol (78,1 g/mol) aufweisen, als Teere bezeichnet werden [26].

Eine grobe Einteilung, welche Partikel bei vollständiger und welche bei unvollständiger Verbrennung entstehen, liefert Tabelle 3.2. Die in der Tabelle genannten Partikelemissionen treten in den meisten Fällen zeitgleich auf. Die Partikel liegen daher nicht getrennt vor, sondern schließen sich zu neuen Partikeln zusammen. Ab einer gewissen Molasse lagern sich beispielsweise die Kohlenwasserstoffverbindungen an den zeitgleich auftretenden Ruß an.

Tabelle 3.2: Partikelemissionen aus Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe bei vollständiger und bei unvollständiger Verbrennung nach [14, 27]

Partikel aus vollständiger Verbrennung	Partikel aus unvollständiger Verbrennung
<ul style="list-style-type: none"> Aschebestandteile (z.B. CaO, K2O) in Abhängigkeit der vorhandenen Hauptelemente des Brennstoffes Schwerflüchtige Verunreinigungen in Abhängigkeit der vorhandenen Spurenelemente des Brennstoffes (z.B. Sand, Erde, Schwermetalle) 	<ul style="list-style-type: none"> Nicht verbrannte Holzbestandteile in Abhängigkeit der vorhandenen Hauptelemente des Brennstoffes elementarer Kohlenstoff (Ruß) Kohlenwasserstoffe (z.B. Teer)

Die beschriebenen Einflussfaktoren (Brennstoff, Feuerungstechnik und Betreiber) beeinflussen die stoffliche Zusammensetzung, die Verbrennungsbedingungen und somit die Partikelbildung direkt am Ort der Entstehung, im Glutbett bzw. im Feuerraum der Feuerungsanlage. Da sich die Abgasrandbedingungen (z.B. Abgastemperatur) vom Entstehungsort bis zur eigentlichen Messstelle ändern, ändert sich dadurch auch die Partikelzusammensetzung. [22]

Um die Partikelzusammensetzung an der Messstelle beschreiben zu können, sind Informationen über Partikelbildungsmechanismen notwendig. Einen guten Überblick über alle auf einem Partikel wirkenden Mechanismen liefert Sager C. [15]. Für die Partikelbildung in Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe sind nach [16, 23, 28] besonders die Mechanismen Verdampfung, homogene und heterogene Kondensation, Nukleation, sowie die Koagulation von Interesse. Versuche, diese komplizierten Partikelbildungsmechanismen bei Feuerungen mit festen Brennstoffen zu schematisieren, wurden bereits von [23] und [28] vorgenommen. Abbildung 3.5 zeigt exemplarisch die Entstehung von Partikeln aus dem Glutbett von Kleinfuerungsanlagen bei automatisch beschickten Feuerungsanlagen

nach [28, 29]. In [28] wird zwischen dem Fest-Partikel-Pfad und dem Fest-Dampf-Partikel-Pfad unterschieden. Die Partikelpfade sind in Abbildung 3.5 aufgeführt. Im Rahmen dieser Arbeit wird auf Basis der beschriebenen Bildungsmechanismen zusätzlich der Partikel-Partikel-Pfad hinzugefügt.

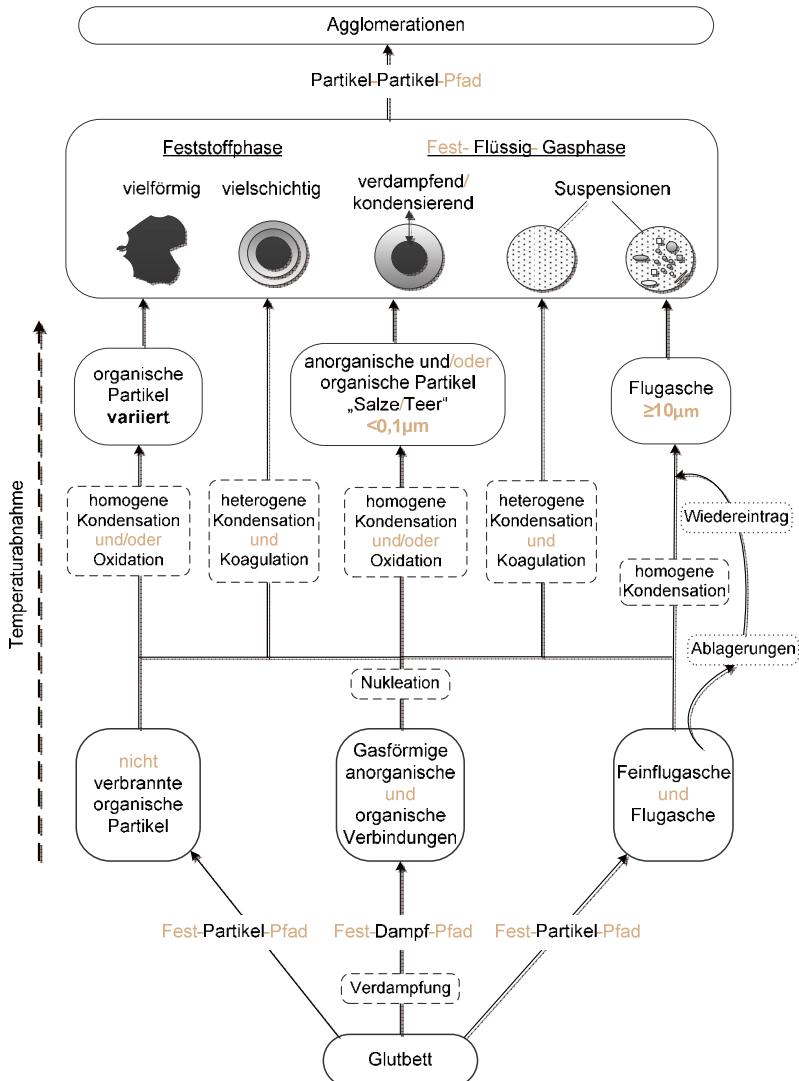


Abbildung 3.5: Schematische Darstellung der Partikelbildung aus naturbelassenem Holz in automatischen Feuerungen, zusammengestellt nach [28, 29]

- **Fest-Partikel-Pfad:** Schwerflüchtige anorganische Komponenten (Ca, K, etc.) und/oder nicht oder nur teilverbrannte Bestandteile (Ruß, Teere, etc.) des Holzes gelangen als feste Komponenten ins Abgas. Die so entstandenen Partikel können als Primärpartikel bezeichnet werden. Primärpartikel oxidieren weiter oder wachsen durch Kondensation und/oder Koagulation zusammen.
- **Fest-Dampf-Partikel-Pfad:** organische und/oder anorganische Komponenten verdampfen im Glutbett bei Temperaturen $> 600 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Bei Abnahme der Temperatur werden über Nukleation Partikel gebildet. Diese Partikel können als Sekundärpartikel bezeichnet werden. Wie Primärpartikel können auch Sekundärpartikel durch Kondensation und/oder Koagulation weiter anwachsen. Je nach den vorliegenden Verbrennungsbedingungen überwiegen die Produkte der vollständigen Verbrennung (Asche) oder die Produkte der unvollständigen Verbrennung wie z.B. Kohlenwasserstoffverbindungen und Ruß.
- **Partikel-Partikel-Pfad:** Die hier entstandenen Partikel können als Tertiärpartikel bezeichnet werden. Es handelt sich um Agglomerate aus Primär- und Sekundärpartikeln. Bei den Agglomeraten kann es sich um Partikel handeln, die aus einer Vielzahl unterschiedlicher Bestandteile bestehen. So können diese Partikel beispielsweise durch Oberflächenwachstum anwachsen. Oberflächenwachstum entsteht durch Anlagerung von gasförmigen Verbindungen an die Partikeloberfläche [22].

Die vorgestellten Bildungsmechanismen haben die Gemeinsamkeit, dass alle vom vorliegenden Druck p und der Temperatur T abhängig sind. In Abhängigkeit dieser beiden Größen liegt ein reiner Stoff in einer festen, flüssigen oder gasförmigen Phase vor. In der Abbildung 3.6 ist das p - T Diagramm für Wasser, ein Produkt der vollständigen Verbrennung, mit den Grenzlinien zwischen den jeweiligen Phasen dargestellt [30].

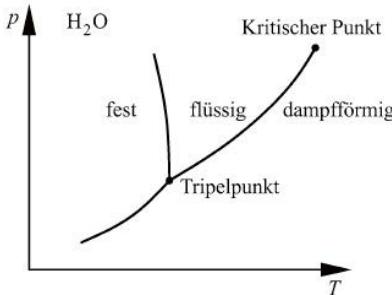


Abbildung 3.6: Grenzlinien zwischen der festen, flüssigen und dampfförmigen Phase von Wasser (H_2O) in Abhängigkeit des Drucks p und der Temperatur T [30]

Festzuhalten ist, dass der Verlauf der Grenzlinien von Stoff zu Stoff variiert. Im sogenannten Trippelpunkt liegt ein Stoff in der festen, flüssigen und gasförmigen Phase gleichzeitig vor. Im kritischen Punkt ist eine Unterscheidung, ob ein Stoff flüssig oder gasförmig vorliegt nicht mehr möglich. Das Verhalten eines Stoffes in Abhängigkeit des Druckes und der Temperatur zeigt, dass eine messtechnische Bestimmung der Fest- und Flüssigstoffpartikel aus einem Aerosol nicht ohne weiteres umsetzbar ist, da Stoffe im Tripelpunkt in allen drei Phasen vorliegen können. Für die messtechnische Bestimmung der Gesamtstaubkonzentration heißt das, dass eine Probenahmetemperatur festgelegt werden muss, um die Messergebnisse vergleichbar zu machen. Zur Orientierung kann der Taupunkt von Wasser als Produkt der vollständigen Verbrennung herangezogen werden. Als Taupunkttemperatur wird die Temperatur bezeichnet, unterhalb welcher der Wasserdampf eines wasserdampfhaltigen Gases zu kondensieren beginnt [31]. Wasser ist für die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen nicht relevant und darf daher nicht mitberücksichtigt werden.

In Abbildung 3.7 ist der Taupunkt für Wasser bei einer Verbrennung von Holz in Abhängigkeit des Brennstoffwassergehaltes und des Sauerstoffgehalts nach [32] dargestellt. Der Druck wird als konstant angenommen. In [31] sind weitere Verläufe von Taupunkttemperaturen für feste Brennstoffe dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass es bei der Verbrennung von Stückholz mit einem Wasseranteil von 43 % (Angabe in Massen-%) bei Temperaturen $< 70^\circ\text{C}$ zur Kondensation von Wasser kommt. Nicht auszuschließen ist, dass dies dann auch vermehrt zu Partikelbildung und Partikelwachstum anderer Stoffe führt. Die Bestimmung der Staubemission bei Abgastemperaturen $< 70^\circ\text{C}$ erfordert zunächst das Wasser aus dem Aerosol zu entfernen, um die Feststoffpartikel bestimmen zu können. Je nach

Führung und Isolierung der vorhandenen Abgasstrecke kühlt das Abgas mehr oder weniger schnell ab. Besonders in der Anbrandphase, wenn die Feuerungsanlage und die Abgasstrecke noch Umgebungstemperatur haben, kommt es zur Kondensation von Wasser an der Messstelle.

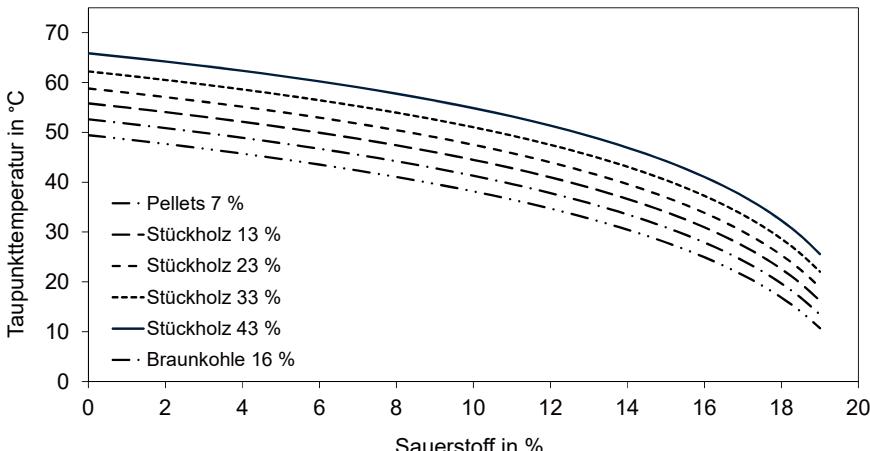


Abbildung 3.7: Taupunkt bei Kleinfeuerungsanlagen in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes und des Brennstoffwassergehalts (Angabe in Massen-%) [31, 32]

Im Folgenden Abschnitt wird die messtechnische Herausforderung bei der Bestimmung der Staubmasse an Kleinfeuerungsanlagen dargelegt.

3.3 Messtechnische Herausforderungen bei der Bestimmung der Staubmasse

Zur Bestimmung der Staubkonzentration wird zunächst die im Abgas enthaltene Staubmasse (m_s) in mg benötigt. Die messtechnische Herausforderung besteht darin, aus dem Aerosol die Fest- und Flüssigstoffphase zu separieren. Bei einem Agglomerat aus vielen einzelnen Partikeln ist die Form äußerst unregelmäßig. Hinzu kommt, dass die Dichte der einzelnen Partikel variiert. Aus diesem Grund müssen, in Abhängigkeit des Messverfahrens, Annahmen bezüglich der vorliegenden Partikel getroffen werden, um diese möglichst genau zu beschreiben. Zu beachten ist, dass durch Treffen von Annahmen die Unsicherheit bei der Bestimmung der Staubmasse zunimmt. Es ist daher von Vorteil, möglichst wenige Annahmen bei der Bestimmung zu treffen. Generell kann die Bestimmung einer Messgröße direkt oder

indirekt erfolgen. Bei einer direkten Bestimmungsmethode entspricht der Messwert der gesuchten Messgröße, bei einer indirekten Methode wird der Messwert durch Messung anderer Größen ermittelt [5]. Bei der gravimetrischen Bestimmung handelt es sich daher um eine direkte Messmethode. Optische Messverfahren, welche die Staubmasse beispielsweise anhand der Streuung von Licht an den Partikeln bestimmen, werden als indirekte Messmethoden bezeichnet. Wie genau mit indirekten Verfahren die Staubmasse bestimmt werden kann, hängt von den Annahmen ab, die getroffen werden müssen, um beispielsweise von einem optischen Signal auf die Staubmasse schließen zu können. In Abbildung 3.8 ist die Unsicherheitszunahme in Abhängigkeit der verwendeten direkten oder indirekten Messmethoden dargestellt.

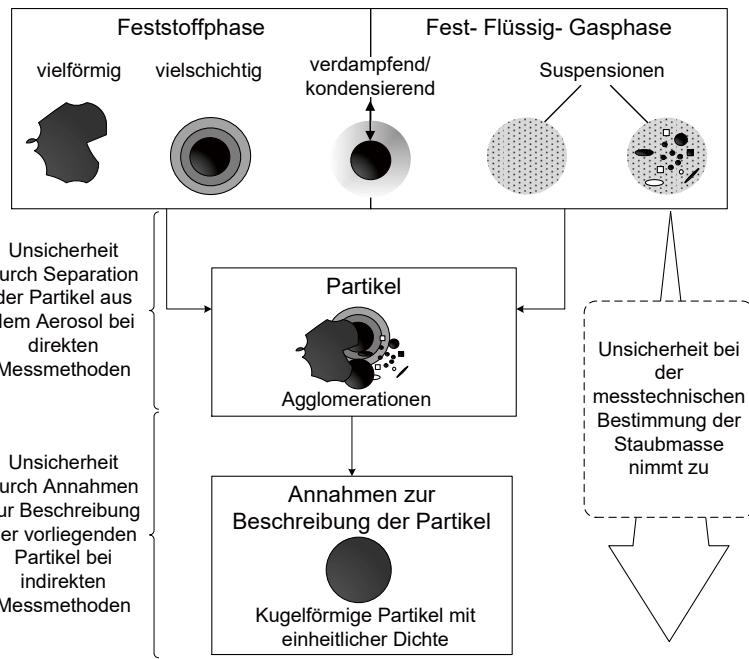


Abbildung 3.8: Messtechnische Herausforderung bei der Bestimmung der Staubmasse bei Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe

Zur Bestimmung der Staubmasse sind vorzugsweise Messmethoden zu verwenden, welche die Staubmasse direkt, also ohne das Treffen von Annahmen, ermittelt. Bei direkten Messmethoden werden Unsicherheiten hauptsächlich durch eine nicht vollständige Trennung der festen und flüssigen Phase von der Gasphase hervorgerufen. Allerdings wird die Staubmasse unabhängig von der Größe und der Dichte der vorliegenden Partikel ermittelt. Bei

indirekten Messmethoden kommen neben der nicht vollständigen Separation weitere Unsicherheiten, beispielsweise durch die Größenmessung der vorliegenden Agglomerate, hinzu. Zum anderen besteht eine Unsicherheit durch die Annahme einer bestimmten Dichte der vorliegenden Partikel. Ist es bei einem Messverfahren notwendig Annahmen zu treffen, wird das Volumen eines Partikels in der Regel anhand eines Äquivalentdurchmessers beschrieben. Der Äquivalentdurchmesser bezeichnet den Durchmesser einer Kugel, welcher die gleichen physikalischen Eigenschaften wie ein unregelmäßiges Partikel aufweist. Bei der Partikelmesstechnik an Feuerungsanlagen wird generell zwischen drei Äquivalentdurchmessern unterschieden: [33]

- Aerodynamischer Durchmesser: Entspricht dem Durchmesser eines Partikels, das die gleiche Sinkgeschwindigkeit aufweist wie ein kugelförmiges Teilchen mit der Dichte von 1 g/cm^3 .
- Streulicht- Äquivalentdurchmesser: Entspricht dem Durchmesser eines Partikels, das die gleiche Streulichtintensität aufweist wie ein kugelförmiges Teilchens
- Elektrischer Mobilitätsdurchmesser: Entspricht dem Durchmesser eines Partikels, das die gleiche Beweglichkeit (Mobilität) in einem elektrischen Feld aufweist wie ein kugelförmiges Teilchen.

Mit Hilfe dieser Äquivalentdurchmesser lassen sich nach dem heutigen Stand der Technik Partikelgrößenverteilungen bei der Verbrennung von festen Brennstoffen ermitteln. Die Partikelgrößenverteilungen beziehen sich entweder auf die Partikelanzahl oder auf die Partikelmasse. Eine gute Übersicht von Literaturquellen, in welchen sich gemessene Partikelgrößenverteilungen bei der Verbrennung von fester Biomasse finden, gibt [34]. Die dort aufgeführten Partikelgrößenverteilungen beziehen sich auf die Partikelanzahl und nicht auf die Partikelmasse.

Die Verteilung der Korngröße aus Holzfeuerungsanlagen wird in [34] als meist bimodal oder sogar trimodal beschrieben. Bei einer bimodalen Verteilung liegt das Maximum der Verteilung im Bereich von $0,07 \text{ } \mu\text{m}$ bis etwa $0,15 \text{ } \mu\text{m}$. Das zweite Maximum liegt im Bereich von $6 \text{ } \mu\text{m} - 12 \text{ } \mu\text{m}$. Bei einer trimodalen Verteilung kann ein weiteres Maximum im Bereich von $30 \text{ } \mu\text{m} - 50 \text{ } \mu\text{m}$ vorliegen. Erwähnt wird auch, dass Partikel bis etwa $100 \text{ } \mu\text{m}$ vorliegen können, welche jedoch von der in [34] verwendeten Messtechnik nicht erfasst werden. Durch die Verknüpfung des aerodynamischen Durchmessers mit dem elektrischen Mobilitätsdurchmesser wird nach [34] eine mittlere effektive Dichte der vorliegenden Partikel

berechnet. Danach liegen die Dichtewerte der Staubpartikel von Holzfeuerungen zwischen 2,2 g/cm³ und 3,3 g/cm³ [34].

Aus einer gemessenen Größenverteilung der vorliegenden Partikel kann theoretisch die vorliegende Gesamtstaubmasse berechnet werden. Die theoretisch berechnete Gesamtstaubmasse ist jedoch abhängig von den Probenahmebedingungen, den Annahmen bezüglich der Eigenschaften der vorliegenden Partikel sowie der hierfür notwendigen Rechenvorschrift.

4 Stand der Technik und Gesetzgebung für Staubmessungen an Kleinfreuerungsanlagen

In diesem Kapitel wird der aktuelle Stand der Technik für Messeinrichtungen beschrieben, welche zur Messung von Staubimmissionen und Staubemissionen eingesetzt werden. Anschließend werden gesetzliche Grundlagen und Richtlinien aufgeführt, welche derzeit für Messungen an diesen Anlagen gelten.

4.1 Stand der Technik

4.1.1 Das Referenzmessverfahren

Die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung ist ein direktes, international anerkanntes Verfahren zur Messung von Staubkonzentrationen und wird in internationalen Standards, Normen und Richtlinien beschrieben. Um vergleichbare Staubmessergebnisse zu gewährleisten, muss vorab die Messgröße definiert werden. Im Folgenden werden die Definitionen für Staub aufgeführt.

Die Definition für Staub nach den internationalen Standard ISO 9096 und ISO 12141 lautet [35, 36]:

“Particles, of any shape, structure or density, dispersed in the gas phase under the sampling conditions”

Die Definition für Staub in der europäischen Norm DIN EN 13284-1 [37] entspricht derer in der deutschen Richtlinie VDI 2066 Blatt1 [12] und lautet:

„Partikel jeder Form, Struktur oder Dichte, die bei den lokalen Probenahmebedingungen in der Gasphase dispergiert sind und unter festgelegten Bedingungen bei repräsentativer Probenahme des zu untersuchenden Gases durch die Filtration gesammelt und nach dem Trocknen unter festgelegten Bedingungen bestimmt werden.“

Die Definition für Staub ist in der europäischen Norm [37] und in der deutschen Richtlinie [12] gegenüber den internationalen Standards [35, 36] präziser. Aus den Definitionen lässt sich ableiten, dass das Auftreten der Messgröße (die Gesamtmasse der einzelnen Partikel) abhängig von den Bedingungen der Probenahme ist.

In Kapitel 3 wurde bereits erörtert, dass die Probenahmetemperatur für die Separation der Partikel aus dem Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für Festbrennstoffe entscheidend ist. Es sind daher für diesen Anwendungsfall einheitliche Probenahmetemperaturen festzulegen, um vergleichbare Messergebnisse zu gewährleisten. In [37] und [12] wird zudem explizit die Entnahme einer repräsentativen Probe erwähnt. Das heißt, die durch die Probenahme entnommen Partikel müssen die im Abgas vorliegenden Partikel vollständig repräsentieren.

4.1.2 Isokinetische Probenahme

Um eine repräsentative Probe aller vorliegenden Einzelpartikel aus dem Abgas zu entnehmen, ist eine isokinetische Probenahme durchzuführen [35, 36, 37, 12]. Hierzu hat die Probenahme mit einem Volumenstrom zu erfolgen, bei dem die Geschwindigkeit des Abgases v_H und dessen Strömungsrichtung gleich der Geschwindigkeit des Gases v_T ist, welches in die Entnahmesonde eintritt. Ansonsten ist eine Entmischung des Gas-Staub-Stromes möglich und somit keine repräsentative Entnahme der einzelnen Partikel gewährleistet.

Praktische und theoretische Untersuchungen [38 39, 40, 41, 42, 43] zur isokinetischen Probenahme ergaben, dass die Signifikanz der isokinetischen Probenahme stark durch die Größenverteilung der vorliegenden Partikel beeinflusst wird. Wird eine konstante Partikeldichte angenommen, besitzen grobkörnige Partikel mit einem Durchmesser $d_p > 1 \mu\text{m}$ eine größere Massenträgheit als feinkörnige Partikel mit einem Durchmesser von $d_p < 1 \mu\text{m}$. Je größer die Massenträgheit der Partikel, desto weniger folgen sie bei nicht-isokinetischen Probenahmen den Stromlinien des Gases. Die Probenahme bei unter-isokinetischen Bedingungen (Absauggeschwindigkeit zu klein) lässt vor der Entnahmesonde einen Staudruck entstehen. Aufgrund ihrer Massenträgheit werden dann verhältnismäßig mehr grobkörnige als feinkörnige Partikel erfasst. Erfolgt die Probenahme über-isokinetisch (Absauggeschwindigkeit zu groß) werden verhältnismäßig mehr feinkörnige als grobkörnige Partikel erfasst. [38]

In der folgenden Abbildung 4.1 ist der Einfluss einer repräsentativen und einer nicht-repräsentativen Probenahme auf die im Teilvolumenstrom enthaltenen Partikelgrößen schematisch dargestellt.

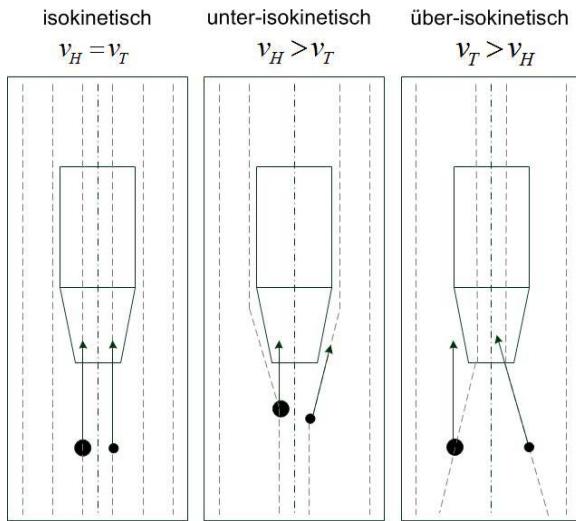


Abbildung 4.1: Einfluss der Isokinetik auf die Repräsentativität der Probenahme bei Staubmessungen nach [38, 44]

Einen Ansatz, den durch eine nicht-isokinetische Probenahme verursachten Messfehler zu korrigieren, liefert [42]. Der relative Staubgehalt ε des Gases ergibt sich nach [42] 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 (4.1).

$$\varepsilon = \frac{v_H}{v_T} + \left(1 - \frac{v_H}{v_T}\right) \cdot \left(1 + e^{(1,04 + 2,06 \cdot \log \bar{B})}\right)^{-1} \quad \text{Gleichung (4.1)}$$

ε : relativer Staubgehalt

v_H : Geschwindigkeit Hauptvolumenstrom (Abgas) in m/s

v_T : Geschwindigkeit Teilvolumenstrom (Entnahmesonde) in m/s

\bar{B} : mittlere Barth'sche Ähnlichkeitszahl

Die Barth'sche Ähnlichkeitszahl lässt sich nach Gleichung (4.2) berechnen [42]. Sie hängt hauptsächlich von der Sinkgeschwindigkeit der Partikel und der Geschwindigkeit des Hauptvolumenstromes ab.

$$B = \frac{v_H \cdot \omega}{g \cdot d_E} \quad \text{Gleichung (4.2)}$$

- B: Barth'sche Ähnlichkeitszahl
 v_H: Geschwindigkeit Hauptvolumenstrom (Abgas) in m/s
 ω: Sinkgeschwindigkeit des Partikels in m/s
 g: Erdbeschleunigung in m/s²
 d_E: Düsendurchmesser der Entnahmesonde in m

Bei laminaren Strömungsverhältnissen im Abgaskanal lässt sich die Sinkgeschwindigkeit nach [33] mit Gleichung (4.3) berechnen. Je größer der Durchmesser des vorliegenden Partikels, desto größer seine Sinkgeschwindigkeit und damit auch die Bart'sche Ähnlichkeitszahl.

$$\omega_{St} = \frac{\rho_p - \rho_F}{18 \cdot \eta_F} \cdot g \cdot d_p^2 \quad \text{Gleichung (4.3)}$$

- ω_{St}: Sinkgeschwindigkeit nach Stokes in m/s
 ρ_p: Dichte der Partikel in kg/m³
 ρ_F: Dichte des Fluides (Abgas) in kg/m³
 η_F: Dynamische Viskosität des Fluides in kg/(m*s)
 g: Erdbeschleunigung in m/s²
 d_p: Durchmesser der Partikel in m

In der folgenden Abbildung 4.2 ist der Zusammenhang zwischen dem Verhältnis v_T/v_H und dem relativen Staubgehalt ε nach [42] dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass mit einer größeren Bart'schen Ähnlichkeitszahl der Einfluss einer nicht isokinetischen Probenahme auf das Messergebnis zunimmt. Aus Abbildung 4.2 ergibt sich zudem, dass bei einer unter-isokinetischen Probenahme mit einem Überbefund, bei einer über-isokinetischen Probenahme mit einem Minderbefund der zu ermittelnden Staubkonzentration zu rechnen ist.

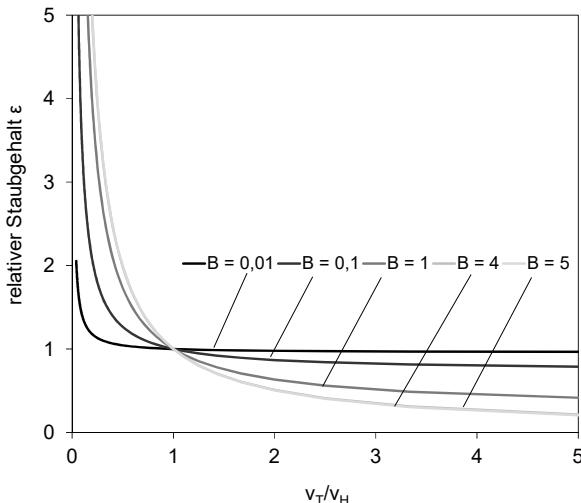


Abbildung 4.2 : Bestimmung des relativen Staubgehaltes nach [41, 42] zur Korrektur der Messwerte bei nicht-isokinetischen Probenahmen

4.1.3 Partikelverlust bei der Probenahme

Wurde eine repräsentative Staubprobe aus dem Abgas entnommen, muss die Probe an den Ort der Bestimmung transportiert werden. Beim Transport des Probestromes von der Entnahmesonde über die Probenahmeleitung bis hin zum eigentlichen Ort der Bestimmung kann es zur Deposition von Partikeln kommen. Wird der durch Deposition hervorgerufene Partikelverlust nicht berücksichtigt, führt dies zur Fehlinterpretation des Messergebnisses.

Untersuchungen zum Partikelverlust während der Probenahme finden sich in [15, 45, 46]. Der Partikelverlust in einer Probenahmeleitung wird nach [15] durch die Depositionsraten D ausgedrückt. Danach hängt die Depositionsraten von der Länge und dem Innendurchmesser der Leitung sowie der Depositionsgeschwindigkeit der Partikel und der Geschwindigkeit des Gases in der Probenahmeleitung ab. In seiner Arbeit listet Sager C. [15] wichtige Mechanismen auf, die zum Verlust von Partikel führen.

Für Staubmessungen an kleinen Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe sind folgende von Bedeutung:

- Gravitation: Gravitation ist in der Praxis ab einer Partikelgröße von ca. 1 μm zu berücksichtigen.
- Impaktion: Abscheidung aufgrund der Massenträgheit. Dies tritt besonders in den Bögen der Probenahmeleitungen auf.
- Interzeption: Bewegt sich ein Partikel mit dem Durchmesser d_p an einer Wand vorbei wird es abgeschieden, wenn der Abstand von der Wand bis zum Partikelmittelpunkt $d_p/2$ beträgt.
- Thermophorese: Liegt ein Temperaturgradient zwischen Aerosol und Probenahmeleitung vor, wirkt eine Kraft in Richtung der niedrigen Temperatur auf das Partikel.

In [15] wird deutlich, dass die Depositionsraten mit zunehmender Länge der Probenahmeleitung zunimmt. Wichtig ist daher, die Probenahmeleitung so kurz wie möglich auszulegen. Der Abscheidemechanismus Thermophorese bedingt, dass ein Abkühlen des Probengases zu vermeiden ist [15]. In der europäischen Norm [37] und der deutschen Richtlinie [12], welche die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung beschreiben, wird die Quantifizierung des Partikelverlustes im Rahmen der Probenahme gefordert.

4.1.4 Messverfahren zur Bestimmung der Staubemissionen

Staubmessgeräte, welche die Staubemissionen am Ort ihres Entstehens bzw. direkt im Abgas der Feuerungsanlage bestimmen, sind Emissionsmessgeräte. Immissionsmessgeräte bestimmen die Staubemissionen in der Außenluft. Emissionsmessverfahren benötigen in der Regel keine so geringen Nachweisgrenzen wie Immissionsmessgeräte, da der Staubgehalt direkt im Abgas höher ist als in der Umgebung. Dafür müssen Emissionsmessgeräte deutlich robuster gegenüber aggressiven Gasen und Verschmutzungen sein. In den meisten Fällen sind Staubmessgeräte an ihren Einsatzbereich gebunden [44].

Die Ausgabe einer Messgröße kann kontinuierlich als auch diskontinuierlich erfolgen. Wird die Messgröße zeitlich begrenzt und stichprobenartig durchgeführt, handelt es sich um diskontinuierliche Messungen. Bei einer kontinuierlichen Messung werden die Messwerte fortlaufend und ohne Unterbrechung über den gesamten Messzeitraum ausgegeben. Strenggenommen handelt es sich bei einer kontinuierlichen meist nur um eine quasikontinuierliche Bestimmung der Messgröße [44]. Eine gute Übersicht über den Stand der Technik zur Messung von Staubemissionen liefert [44] und [47]. Unterschiede in den

Messverfahren ergeben sich bereits aus der zu ermittelnden Messgröße. So sind einige Verfahren darauf ausgelegt, die Partikelgrößenverteilung der Staubemissionen zu bestimmen. Andere Verfahren dagegen ermitteln, die Gesamtmasse der Staubemissionen. In der folgenden Tabelle 4.1 sind bedeutende Messverfahren mit den entsprechenden Normen und Richtlinien aufgeführt. In der Tabelle wird zwischen direkten und indirekten, sowie zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messverfahren unterschieden.

Tabelle 4.1: Übersicht ausgewählter Messverfahren zur Bestimmung der Staubkonzentration

Verfahren	Normen und Richtlinien	Beschreibung	direkt	konti.*
Gravimetrisches Wiegeverfahren (Gesamtstaub)	[35] [36] [37] [12]	Differenzwägung eines Filters vor und nach der Probenahme, Frequenzmessung	Ja	Nein
mechanische Ermittlung (Größenverteilung)	[48] [49]	Siebklassierung, Dichtetrennung, Strömungstrennung, Sedimentationsanalyse	Ja	Nein
elektrische Ermittlung (Größenverteilung)	[50]	Beweglichkeitsmessung, Feldströmungsmessung	Nein	Ja
Optische Ermittlung (Größenverteilung, Gesamtstaub)	[50] [51] [52]	Streulichtmessung, Photometrie, Laserbeugung	Nein	Ja
Rußzahlmessung (Qualitativ)	[53]	Vergleich des Schwärzunggrades eines Filterpapiere mit einer Skala	Nein	Nein
Beta Strahlungs-Absorption (Gesamtstaub)	-	Absorption der von einer radioaktiven Quelle emittierten β - Strahlen	Nein	Ja
Differenzdruckmessung (Gesamtstaub)	-	Druckänderung an einem Filter bei Ansammlung von Staubpartikeln	Nein	Ja
Triboelektrische Staubmessung (Gesamtstaub)	-	Ladungsdifferenz	Nein	Ja

* kontinuierlich

Staubmessgeräte für Messungen an kleinen und mittleren Feuerungsanlagen mit festen Brennstoffen müssen äußerst robust gegen aggressive Gase sein. Besonders bei unvollständiger Verbrennung, wenn es zu Bildung von Teeren kommt, sind enorme Verschmutzungen der Messtechnik zu erwarten. Aufgrund der Vielzahl an auftretenden Partikelzusammensetzungen und Partikeleigenschaften bei Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen ist es von Vorteil, wenn die Messgröße direkt bestimmt wird. Bei einer kontinuierlichen Bestimmung der Staubemissionen kann ein Staubmassenverlauf über die Dauer eines Chargenabbrandes dargestellt werden. Da Informationen über den Staubverlauf für feuerungstechnische Optimierungsmaßnahmen und zur Prüfung von Sekundärmaßnahmen zur Staubminderung von großer Bedeutung sind, ist eine kontinuierliche Ermittlung der Staubemissionen an Kleinfeuerungsanlagen vorteilhaft. In der folgenden Tabelle 4.2 sind Messgeräte aufgeführt, welche explizit für die Grenzwertüberwachung der Gesamtstaubemissionen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe entwickelt wurden.

Tabelle 4.2: Für die Grenzwertüberwachung der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen entwickelte Messgeräte

Bezeichnung	Literatur	Verfahren	Messbereich in mg/m ³	direkt	konti.*
Wöhler SM500	[54]	gravimetrisches Wiegeverfahren	0 bis 1000	Ja	Ja
Testo 380	[55]	gravimetrisches Wiegeverfahren	0 bis 300	Ja	Ja
Vereta Feinstaubmess- koffer	[56]	Photometersensoren und Aerosolelektrometer	0 bis 750	Nein	Ja
MRU FSM	[57]	gravimetrisches Wiegeverfahren	0 bis 1000	Ja	Nein
Afriso STM 225	[58]	Optisches Streulichtverfahren	0 bis 300	Nein	Ja

* kontinuierlich

Bei drei der in Tabelle 4.2 aufgeführten Messgeräte handelt es sich um direkte, gravimetrische Messverfahren. Das Verfahren des Messgerätes MRU FSM entspricht hierbei am ehesten dem Referenzmessverfahren. Einziger Nachteil dieses Verfahrens ist, dass die Bestimmung der Staubkonzentration nicht kontinuierlich erfolgt. Bei dem SM500 und dem Testo 380 handelt es sich ebenfalls um direkt gravimetrische Messverfahren, wobei die Staubkonzentration kontinuierlich erfolgt. Bei den Messgeräten von Vereta und Afriso handelt es sich um

indirekte Messverfahren, welche die Staubkonzentration ebenfalls kontinuierlich bestimmen. Bei diesen Messgeräten hängt die Messgenauigkeit stark von den internen Rechenvorschriften zur theoretischen Berechnung der Staubkonzentration ab.

4.2 Gesetzliche Vorgaben und Richtlinien für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen

4.2.1 Die Europäische Luftqualitätsrahmenrichtlinie

Ziele der Rahmenrichtlinie Luftqualität (96/62/EG) [59] ist die Definition und Festlegung von einheitlichen Luftqualitätszielen und die Beurteilung dieser Luftqualität anhand einheitlicher Methoden innerhalb der europäischen Gemeinschaft. Die Luftqualität soll erhalten und/oder verbessert werden. Informationen über Luftqualität sollen der Öffentlichkeit verfügbar gemacht werden. In der Richtlinie 199/30/EG [60] werden Immissionsgrenzwerte für Staub in der Luft festgelegt. Die Immissionsgrenzwerte in [60] gelten für PM 10 und PM 2,5. Bei PM 10 handelt es sich um Partikel, die einen Durchmesser von $10 \mu\text{m}$ und eine Abscheidewirksamkeit von 50% aufweisen. Bei PM 2,5 handelt es sich um Partikel, die einen Durchmesser von $2,5 \mu\text{m}$ mit einer Abscheidewirksamkeit von 50% aufweisen. Europäische Richtlinien sind fristgerecht in nationales Recht umzusetzen [59]. Die Primärmaßnahme zur Einhaltung und Senkung der geforderten Immissionsgrenzwerte ist, die Emission von Luftschadstoffen grenzübergreifend zu senken.

4.2.2 Das Bundesimmissionsschutzgesetz

In Deutschland gehört die Emissionsüberwachung zum Maßnahmenkatalog des Bundes-Immissionsschutzgesetzes [61]. Diese Rechtsverordnung regelt den Bereich der genehmigungsbedürftigen und der nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen. Zu den nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen gehören beispielsweise auch kleine und mittlere Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe mit einer Nennwärmleistung $\geq 4 \text{ kW}$ bis $< 1000 \text{ kW}$ [10, 17]. Diese Anlagen werden in der 1. BImSchV [10] geregelt.

Die Grenzwerte für Staubemissionen werden in der 1.BImSchV [10] in $\text{g/m}^3_{\text{i.N.}}$ auf Normbedingungen (trockenes Abgas, $T=273,15 \text{ K}$, $p=1013,25 \text{ hPa}$) und einen Sauerstoffgehalt von 13% bezogen angegeben. Die Novellierung der Verordnung sieht eine Reduzierung der Grenzwerte der Staubemissionen von $0,15 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ auf $0,02 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ vor. Die reduzierten Grenzwerte sollen ab 2015 gelten, wobei die Reduzierung in zwei Stufen erfolgt. In der ersten Stufe (gültig ab 2010) soll in Abhängigkeit des verfeuerten Brennstoffes ein Grenzwert von $0,1 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ oder $0,06 \text{ g/m}^3_{\text{i.N.}}$ gelten. In einer zweiten Stufe (gültig ab 2015)

wird ein Brennstoff unabhängiger Grenzwert von 0,02 g/m³ festgelegt. Im Anhang A sind in der Tabelle A.1 alle in § 3 der 1.BImSchV aufgeführten Brennstoffe mit entsprechenden Brennstoffnummern aufgeführt. In Tabelle A.2 sind zudem die geltenden Grenzwerte für Gesamtstaub in Abhängigkeit der Brennstoffnummern aufgeführt.

Neben der Festlegung von Staubgrenzwerten legt die 1.BImSchV. [10] in § 13 Anforderung an Messeinrichtungen fest. Es wird festgelegt, dass Überwachungsmessungen mit geeigneten Messeinrichtungen durchzuführen sind. Die Messeinrichtungen gelten als geeignet, wenn sie eine Eignungsprüfung bestanden haben. Die eingesetzten Messeinrichtungen sind halbjährlich von einer nach Landesrecht zuständigen Behörde zu überprüfen. Zur Durchführung der Überwachungsmessung mit einer geeigneten Messeinrichtung wird festgelegt, dass die Ermittlung der Staubemissionen zeitgleich mit dem Sauerstoffgehalt im Abgas als Viertelstundenmittelwert zu ermitteln ist. Der ermittelte Staubgehalt muss auf Normbedingungen und einen Sauerstoffgehalt von 13% bezogen angegeben werden. In der novellierten 1.BimSchV [10] ist eine Eignungsprüfung der zur Grenzwertüberwachung eingesetzten Messeinrichtungen vorgeschrieben. Im Rahmen dieser Eignungsprüfungen finden Prüfungen unter Labor- und Praxisbedingungen statt. Die Eignungsprüfung der Messeinrichtungen, welche zur Grenzwertüberwachung eingesetzt werden sollen, wird in der VDI- Richtlinie 4206 Blatt 2 [11] beschrieben. In dieser VDI- Richtlinie wird die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] als Referenzmessverfahren festgelegt.

4.2.3 Die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung

Die gravimetrische Bestimmung der Staubkonzentration ist ein international anerkanntes Verfahren zur Ermittlung der Staubemissionen. Als internationale Standards, welche die gravimetrische Staubbeladung beschreiben, sind die ISO 9096 [35] und die ISO 12141 [36] zu nennen. Als europäische Norm besitzt die DIN EN 13284-1 [37] Gültigkeit. In Deutschland wird überwiegend die Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] angewendet. Der Anwendungsbereich der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] gilt insbesondere für Messungen an Großfeuerungsanlagen. Auf europäischer Ebene werden diese Anlagen in der Richtlinie 2000/76/EG [62] und der Richtlinie 2001/80/EG [63] geregelt [12]. In Deutschland wird die Errichtung und der Betrieb dieser Anlagen durch die Verordnungen 13. BImSchV [64] und die 17. BImSchV [65] vorgegeben. Die Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] behandelt auch Vorgehensweisen aufgrund besonderer Betriebsverhältnisse und Abgasbegleitstoffe. Das als Referenz festgelegte Messverfahren kann daher theoretisch auch an Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV. [10] eingesetzt werden, obwohl

diese Verordnung nicht explizit im Anwendungsbereich der VDI- Richtlinie aufgeführt wird. Der Einsatz des Referenzmessverfahrens an diesen Kleinfeuерungsanlagen erfordert jedoch die Verfahrensdurchführung für diese spezielle Anwendung anzupassen.

Bei der gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung handelt sich um ein manuelles, diskontinuierliches Messverfahren. Die Dauer der Probenahme für eine Messung beträgt eine halbe Stunde. Die gemessene Staubbeladung wird als Mittelwert über die Messdauer bestimmt [12]. Während der Messdauer wird ein Teilvolumenstrom dem Hauptvolumenstrom des Abgases unter isokinetischen Bedingungen entnommen. Der im Probengas enthaltene Staub wird auf einem zuvor konditionierten und gewogenen Messfilter abgeschieden. Nach erneuter Konditionierung kann der Messfilter rückgewogen werden. Partikelverluste in Teilen vor dem Messfilter werden durch Spülung mit destilliertem Wasser und Aceton entfernt. Die Spülflüssigkeit und die Partikelverluste werden in Behältnissen aus Glas aufbewahrt. Auch die Probenbehältnisse werden wie die Messfilter konditioniert und gewogen. Durch Verdampfen der Spülösungen und Rückwägung der Probenbehältnisse können die Ablagerungen in Teilen vor dem Messfilter quantifiziert werden. Die Massenzunahme des Filters und die quantifizierten Ablagerungen vor dem Filter werden dem Staub im Probengas zugeschrieben. [12]

Anhand des gesammelten Staubes (Filterstaubmasse + Ablagerungen) und dem entnommenen Teilvolumenstrom wird die Gesamtstaubkonzentration $c_{i,N}$ in mg/m^3 anhand der folgenden Gleichung (4.4) berechnet [12].

$$c_{i,N} = \frac{(m_r - m_v)}{V_{i,N}} \quad \text{Gleichung (4.4)}$$

$c_{i,N}$: Staubkonzentration bezogen auf Normbedingungen in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

m_r : Zweitwägung in mg

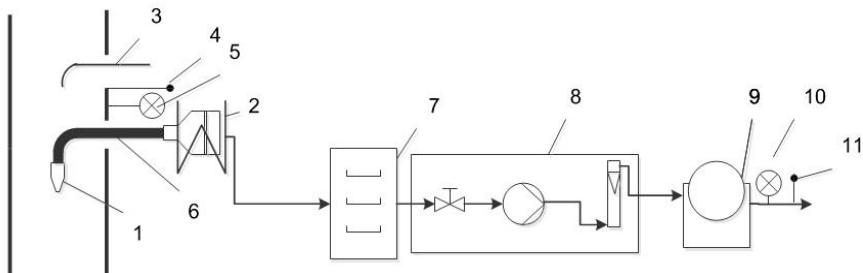
m_v : Erstwägung in mg

$V_{i,N}$: Normvolumen in $\text{m}^3_{i,N}$.

Die Masse des gesammelten Staubes und das Normvolumen sind die bestimmenden Messgrößen. Generell wird bei diesem Verfahren zwischen zwei Probenahmetechniken, der In-Stack Filtration und der Out-Stack Filtration, unterschieden. Bei der In- Stack Filtration befindet sich das Filtergehäuse mit Messfilter im Abgaskanal, bei der Out- Stack Filtration befindet sich das Filtergehäuse mit Messfilter außerhalb des Abgaskanales. Um Partikelablagerungen vor dem Filter zu minimieren, ist die In-Stack Filtration vorzuziehen. Vorteil ist, dass hier kein Absaugrohr benötigt wird und daher Ablagerungen vor dem Filter minimiert werden. Bei der Out- Stack Filtration sollte das Absaugrohr ausreichend

thermostatisiert werden. Durch eine Thermostatisierung des Absaugrohres wird die Kondensation von Wasser verhindert. Zudem werden Schwierigkeiten bei der Filtration von Gasen mit hohem Säuretaupunkt vermieden. [12]

Die folgende Abbildung 4.3 zeigt den Versuchsaufbau einer Out- Stack Filtration, welche bei Messungen an Kleinfeuerungsanlagen, vor allem aufgrund der Notwendigkeit eine konstanten Probenahmetemperatur, angewendet werden sollte.



- | | |
|--|---|
| 1 Entnahmesonde | 6 Absaugrohr bei der Out- Stack Filtration |
| 2 beheiztes Filtergehäuse | 7 Abkühl- und Trocknungseinrichtung |
| 3 Gerät zur Messung der Abgasgeschwindigkeit | 8 Absaugaggregat |
| 4 Temperatursensor im Abgas | 9 Gasmesseinrichtung |
| 5 Druckmessgerät | 10 Druckmessgerät an der Gasmesseinrichtung |
| | 11 Temperatursensor an der Gasmesseinrichtung |

Abbildung 4.3: Verfahrensaufbau zur gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung (Out-Stack Filtration) nach der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12]

Generell ist die Entnahme des Teilvolumenstromes unter isokinetischen Bedingungen durchzuführen. Der abzusaugende Teilvolumenstrom wird in [12] unter Beachtung der Gleichheits- und Kontinuitätsbedingung berechnet. Um den abzusaugenden Teilvolumenstrom \dot{V}_T unter Abgasbedingungen einstellen zu können, müssen zunächst relevante Abgasparameter ermittelt werden. Anhand Gleichung (4.5) kann dann der am Volumenstrommessgerät einzustellende Teilvolumenstrom \dot{V}_{Mess} ermittelt werden. [12]

$$\dot{V}_{\text{Mess}} = \dot{V}_T \cdot \frac{100\% - f_T}{100\% - f_{\text{Mess}}} \cdot \frac{T_{\text{Mess}}}{T_T} \cdot \frac{p_T}{p_{\text{Mess}}} \quad \text{Gleichung (4.5)}$$

- \dot{V}_{Mess} : am Volumenstrommessgerät gemessener Teilvolumenstrom in m^3/s
 \dot{V}_T : Teilvolumenstrom unter den Bedingungen im Abgas in m^3/s
 f_T : Feuchtegehalt des Gases unter den Bedingungen im Abgas in %
 f_{Mess} : Feuchtegehalt des Gases am Volumenstrommessgerät in %
 T_{Mess} : Temperatur des Gases am Volumenstrommessgerät in K
 T_T : Temperatur des Gases unter den Bedingungen im Abgas in K
 p_T : absoluter Druck des Gases unter den Bedingungen im Abgas in hPa
 p_{Mess} : absoluter Druck des Gases am Volumenstrommessgerät in hPa

Der abzusaugende Teilvolumenstrom \dot{V}_{Mess} muss während der Messung kontrolliert und für die isokinetische Probenahme innerhalb von -5% bis $+15\%$ eingestellt werden [12].

Der erforderliche Durchmesser der Entnahmesonde ist nach [12] unter Berücksichtigung der gemessenen Geschwindigkeiten und der Staubkonzentration im Abgas auszuwählen. Dies erfordert, die zu messende Staubkonzentration im Abgas bereits vor der Messung annäherungsweise abzuschätzen. Detaillierte Anforderungen an die Geometrie der Entnahmesonde sind der VDI 2066 Blatt 1 [12] zu entnehmen.

4.2.4 Eignungsprüfung für Messgeräte zur Überwachung der Staubemissionen

Der Ablauf einer Eignungsprüfung für Messgeräte zur Überwachung der in der 1.BimSchV [10] festgelegten Staubemissionsgrenzwerte wird in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] festgelegt. Abbildung 4.4 beschreibt die Reihenfolge der durchzuführenden Prüfungen im Labor und unter Praxisbedingungen. Wichtig für diese Arbeit sind die Vorschriften zur Durchführung der Vergleichsmessungen zwischen den zu prüfenden Messgeräten und dem Referenzmessverfahren nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12]. Die in [11] genannten Vorschriften betreffen die Ermittlung der Bewertungsgrößen, wie z.B. die Messwertabweichung und die Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte.

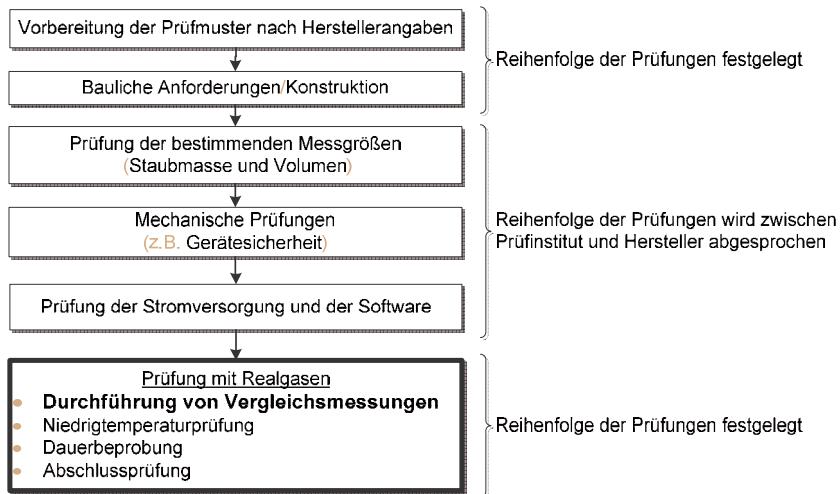


Abbildung 4.4: Reihenfolge der durchzuführenden Prüfungen im Rahmen einer Eignungsprüfung nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11]

Im Rahmen der Eignungsprüfung ist nachzuweisen, dass die neuen Staubmessgeräte festgelegte Mindestanforderungen einhalten und die Vergleichbarkeit der Messwerte mit dem Referenzmessverfahren gewährleistet ist. Um im Rahmen der Eignungsprüfung einen möglichst großen praxisrelevanten Bereich abzudecken, sind Verbrennungs- und Messbedingungen vorgegeben, die während den Vergleichsmessungen eingehalten werden müssen (siehe Anhang A Tabelle A.3). Damit der Stand der Technik vorangetrieben wird, werden in [11] brennstoffabhängige Geräteklassen (GK) definiert. Messgeräte, die sich nur für Messungen bei einem bestimmten Brennstoff eignen, werden so auch nur für Messungen bei diesem Brennstoff zugelassen. Die Geräteklassen sind in Tabelle 4.3 angegeben.

Tabelle 4.3: In der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] definierte Gerätekasse für neue Staubmessgeräte in Abhängigkeit der in der 1.BimSchV [10] festgelegten Brennstoffnummern

Gerätekasse	Abgase von Feuerungsanlagen für die festen Brennstoffe	Brennstoffnummer gemäß § 3 der 1. BImSchV [10]
A	Naturbelassenes Holz	4, 5, 5a
B	Holzwerkstoffe, Stroh und Getreide	6, 7, 8
C	Kohle	1, 2, 3
b	Brennwertfeuerungen	1 bis 8
e*	Einzelraumfeuerung ohne Typprüfung	1 bis 4, 5a

* In der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] zusätzlich eingeführte Gerätekasse

In der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] wird festgelegt, dass die Zulassung für die Gerätekasse A die Voraussetzung für die Zulassung der Messgeräte für Gerätekasse B und C ist. Aus [11] geht allerdings nicht hervor, wie die Messwerte der Gerätekasse B und C zu bewerten sind.

Nach der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] müssen neue Staubmessgeräte für die Überwachung der Grenzwerte $20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$, $60 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$, $90 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$, $100 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$, und $150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ geeignet sein. Auf Basis der in der 1.BImSchV [10] festgelegten und zu überwachenden Grenzwerte werden in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] die Grenzwertklassen GWK 20, 60, 90 100 und 150 eingeführt. Soll ein Messgerät für die Überwachung mehrerer Grenzwerte eingesetzt werden, sind Messungen beim kleinsten und beim größten Grenzwert durchzuführen. Anschließend sind die Vergleichsmessungen in einer dem Grenzwert zugehörigen Klasse zusammenzufassen, für die das Ergebnis des Referenzmessverfahrens in einem Bereich von 50 % um den Grenzwert liegt. In der folgenden Tabelle 4.4 sind die entsprechenden Grenzwertklassen aufgeführt. Die Grenzwertklassen und Messwerte werden in der VDI Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] in $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ bezogen auf Normbedingungen (trockenes Abgas, $T=273,15 \text{ K}$, $p=1013,25 \text{ hPa}$) angegeben. Ein Bezug auf einen Sauerstoffgehalt von 13 % erfolgt nicht.

Tabelle 4.4: In der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] definierte Grenzwertklassen (GWK) zur Einteilung der Messwerte im Rahmen einer Eignungsprüfung

	GWK20	GWK60	GWK90	GWK100	GWK150
Messbereich	$10 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	$30 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	$45 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	$50 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	$75 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$
	bis $30 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	bis $90 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	bis $135 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	bis $150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$	bis $353 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$

Im Rahmen der Eignungsprüfung wird jede Grenzwertklasse (GWK) separat überprüft. Hierzu werden alle Messwerte zur Bewertung herangezogen, welche innerhalb einer GWK liegen.

Bei der VDI Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 von 2011 [11] handelte es sich um eine neue Richtlinie, für deren Umsetzung noch keinerlei Erfahrung vorlag. Daher sollte ein Forschungsprojekt [66] durchgeführt werden, um die bisher beschriebene Vorgehensweise zur Durchführung einer Eignungsprüfung neuer Staubmessgeräte zu prüfen. Auf Basis dieses Forschungsprojektes wurden Verbesserungsvorschläge bezüglich der einzustellenden Verbrennungs- und Messbedingungen bei den Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessverfahren und den zu prüfenden Messgeräten erarbeitet. Die überarbeiteten Verbrennungs- und Messbedingungen sind im Anhang A in Tabelle A.4 aufgeführt. Zudem wurden in diesem Forschungsprojekt Verbesserungsvorschläge zur Bewertung der Messergebnisse aufgeführt. Einige Verbesserungsvorschläge wurden übernommen und in die überarbeitete Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] eingearbeitet. Zudem wurde in der überarbeiteten Richtlinie [67] eine zusätzliche Gerätekategorie, die Gerätekategorie „e“ eingeführt. Innerhalb dieser Gerätekategorie müssen Messungen an Einzelraumfeuerungen mit einer Messdauer von 30 min durchgeführt werden.

Im Folgenden werden die wichtigsten, in [66] erarbeiteten, Verbesserungsvorschläge zur Bewertung der Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessverfahren und den zu prüfenden Messgeräten aufgeführt. Diese betreffen die Messwertabweichung zwischen den zu prüfenden Messgeräten und dem Referenzmessverfahren, ebenso die Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte sowie die Konditionierung der Messfilter und die Probenahmetemperatur des Referenzmessverfahrens.

Messwertabweichung

In [11] wurde festgelegt, dass der Betrag der Messwertabweichung für alle Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren maximal 50 % des zu überwachenden Grenzwertes betragen darf. Durch die Einteilung der Messwerte in Grenzwertklassen (GWK) ergeben sich die in Abbildung 4.5 dargestellten Obergrenzen und Untergrenzen für die Messwertabweichung zwischen Referenzmessverfahren und zu prüfenden Messgeräten. Aufgrund der vorliegenden Einteilung in Grenzwertklassen treten beim Wechsel von einer zur nächsten Grenzwertklasse Sprünge der zulässigen Messwertabweichung auf. Die zulässigen Messwertabweichungen überlappen sich teilweise. Hierdurch können bei der Bewertung Widersprüche entstehen. Beispielsweise kann sich ein Messgerät mit geplanter Grenzwertklasse GWK 20 bis GWK 150 als geeignet erweisen, obwohl die Anforderung für

die GWK 60 nicht erfüllt wird. Messwerte zwischen 40 mg/m³ und 75 mg/m³ werden aufgrund der vorgegebenen Klassifizierung nach [11] dabei bei nicht bewertet [66].

Messtechnisch sinnvoll ist es, die Eignung eines Messgerätes für den gesamten Konzentrationsbereich nachzuweisen, für den es auch eingesetzt werden soll. Dies schließt auch Messwerte mit ein, die sich zwischen dem höchsten und dem niedrigsten zu überprüfenden Grenzwert befinden. [66]

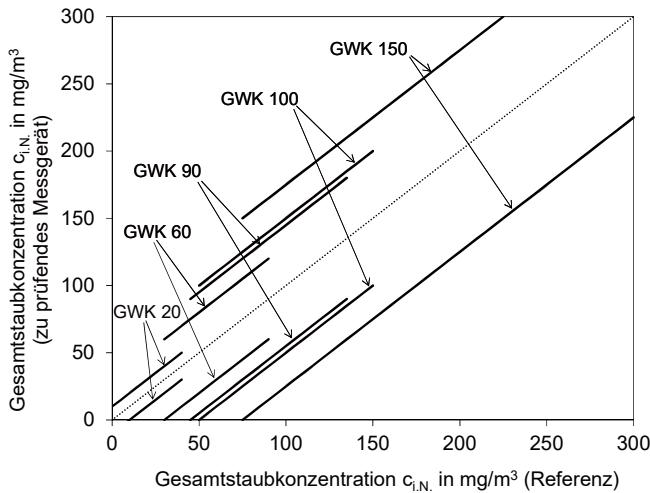


Abbildung 4.5: Zulässige Ober- und Untergrenzen für die Messwertabweichung zwischen Referenzmessverfahren und zu prüfenden Messgeräten nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11]

Nach [66] sollte, um Unklarheiten bei der Überprüfung der zulässigen Messwertabweichung zu vermeiden, die zulässige Messwertabweichung von $\pm 50\%$ nicht auf den Grenzwert, sondern auf den Messwert des Referenzmessverfahrens bezogen werden. Dies führt bei niedrigen Referenzmesswerten (ab $< 20 \text{ mg/m}^3$) zu sehr geringen zulässigen Abweichungen. Daher sollte ab einem Referenzmesswert von 20 mg/m^3 eine konstante maximal zulässige Abweichung von 10 mg/m^3 gelten. Um zu hohe Abweichungen des Prüflings bei Staubkonzentrationen $> 150 \text{ mg/m}^3$ zu vermeiden, sollte die maximale Abweichung ab einem Referenzmesswert von 150 mg/m^3 ebenfalls konstant gehalten werden. Auch hier sollte als maximal zulässige Abweichung $\pm 50\%$ des Grenzwertes von 150 mg/m^3 festgelegt werden.

Hieraus ergeben sich die in Abbildung 4.6 aufgezeigten Ober- und Untergrenzen mit stetigem Verlauf. [66]

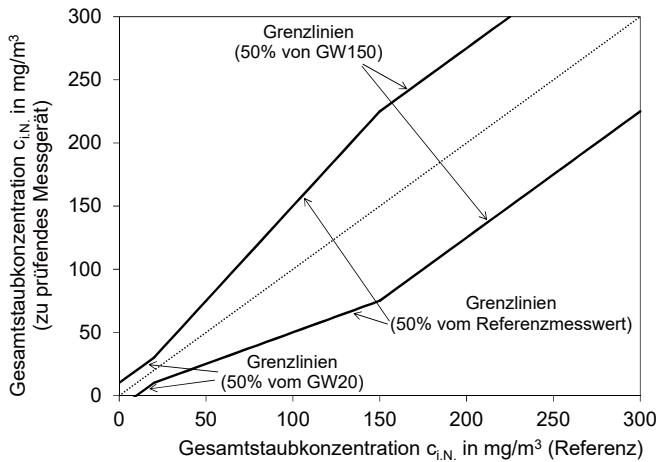


Abbildung 4.6: Zulässige Ober- und Untergrenzen für die Messwertabweichung zwischen Referenzmessverfahren und zu prüfenden Messgeräten nach [66]

Erweiterte Messunsicherheit

Die erweiterte Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte darf nach [11] maximal 30 % des zu überwachenden Grenzwertes betragen. Zur Ermittlung der erweiterten Messunsicherheit erfolgt eine Einteilung der Messwerte in die festgelegten Grenzwertklassen. Abbildung 4.7 zeigt die bisher zur Grenzwertüberwachung an Kleinfuerusanlagen zugelassenen Messgeräte. Aus der Abbildung 4.7 ist ersichtlich, dass die in [11] geforderten 30 % erweiterte Messunsicherheit von den zugelassenen Messgeräten größtenteils nicht eingehalten wird. Dennoch wurden alle in der Abbildung angegebenen Messgeräte zur Grenzwertüberwachung vom Umweltbundesamt bekanntgegeben. Hinzu kommt, dass nicht alle Messgeräte für jede in der 1.BImSchV definierte Brennstoffgruppe bekanntgegeben sind. Details zur Bekanntgabe sind der Literatur [68, 69] zu entnehmen.

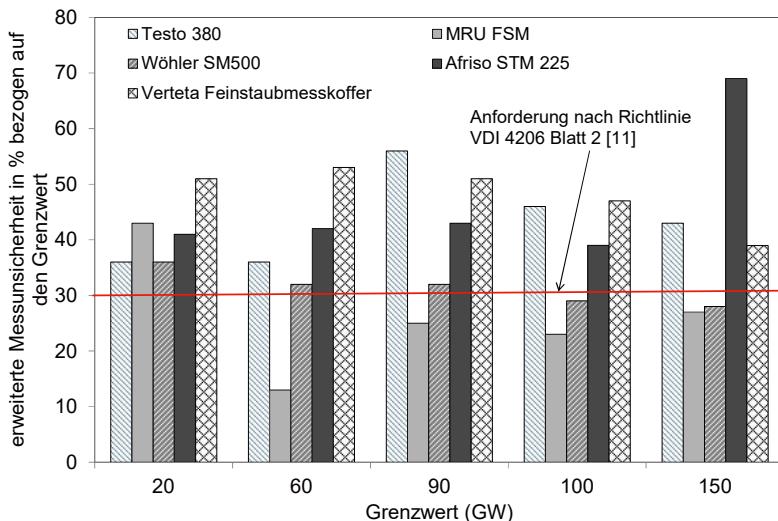


Abbildung 4.7: Zur Grenzwertüberwachung an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe bekanntgegebene Messgeräte nach [68, 69]

Die Bekanntgabe der Messgeräte zeigt, dass erhebliche Unsicherheiten bei deren Bewertung bestehen. Ob die neuen Staubmessgeräte ungeeignet sind oder die geforderte Anforderung an die erweiterte Messunsicherheit zu scharf ist, wird im Rahmen dieser Arbeit untersucht. Hierzu wird eine Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte entwickelt. Anhand der Validierung eines neuen Staubmessgerätes wird die Messgenauigkeit dieses Gerätes beispielhaft bewertet.

Konditionierung der Messfilter und Festlegung einer Probenahmetemperatur

Um Kohlenwasserstoffverbindungen mit zu bestimmen, wurden die Durchführungsrichtlinien zur Konditionierung der Messfilter und zur Einstellung der Probenahmetemperatur in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] für Messungen im Rahmen einer Eignungsprüfung gegenüber der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] geändert. Auf Basis des Forschungsprojektes [66] wurden die Durchführungsrichtlinien überarbeitet und in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] angepasst. In der folgenden Tabelle 4.5 ist die Konditionierung der Messfilter nach [12] der Konditionierung im Rahmen einer Eignungsprüfung nach [67] gegenübergestellt.

Tabelle 4.5: Vergleich der Konditionierung der Messfilter und der Probenahmetemperatur
nach Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] und nach Richtlinie
VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67]

VDI 2066 Blatt 1 [12]	VDI 4206 Blatt 2 [67]
Zur Vorbehandlung müssen zu wägende Teile vor der Probenahme mindestens 1 h im Trockenschrank bei mindestens 180 °C getrocknet werden.	Die Temperatur für die Vorbehandlung der Filter vor der Probenahme muss (110 ± 5) °C betragen.
Zu wägende Teile müssen nach der Probenahme mindestens 1 h im Trockenschrank bei 160 °C getrocknet werden.	Die Temperatur für die Nachbehandlung der Filter vor der Wägung muss (110 ± 5) °C betragen.
Die betroffenen Teile der Probenahmeverrichtung* sind auf die gewählte Filtrationstemperatur vorzuheizen, beispielsweise auf die Abgastemperatur im Abgaskanal oder auf die empfohlene Temperatur von 160 °C \pm 5 K.	Die Filtrationstemperatur bei der Messung muss (70 ± 5) °C betragen. Bei den Versuchen mit hohen Abgastemperaturen darf die Filtrationstemperatur davon abweichend bis zu 100 °C betragen.

* Probenahmeverrichtung: alle dem Messfilter vorgelagerten Teile

In der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] werden die Temperaturen zur Vor- und Nachbehandlung der zu wiegenden Teile sowie die Höhe der Filtrationstemperatur so gewählt, dass leichtflüchtige Kohlenwasserstoffverbindungen nicht abgeschieden oder später während der Trocknung verdampft werden. Durch das partikelförmige Auftreten dieser Bestandteile wurden Unterschiede bei gemessenen Staubkonzentrationen bis zu einem Faktor 10 beobachtet [12]. Durch das Herabsetzen der Filtrationstemperatur, wie in den Richtlinien [11, 67] festgelegt, kann es unter bestimmten Verbrennungs- und Messbedingungen zur Abscheidung von Bestandteilen auf dem Messfilter kommen, welche in der Gasphase zunächst nicht in der Fest- oder Flüssigstoffphase vorlagen. Werden nach den Probenahmen die Messfilter bei einer Temperatur von 110 °C wieder aufgeheizt, könnten einige dieser Bestandteile teilweise wieder verdampfen. Undefiniert bleibt hier, unter welchen Voraussetzungen welche flüchtigen Bestandteile (meist Kohlenwasserstoffverbindungen) abgeschieden werden und welche wieder verdampfen. Undefiniert ist in diesem Fall somit auch die Messgröße, die „Staubmasse“. Es ist daher zwingend notwendig eine einheitliche Probenahmetemperatur festzulegen, um vergleichbare Messergebnisse zu erhalten. In dieser Arbeit wird überprüft inwieweit die in [66, 67] festgelegten Probenahmetemperaturen eingehalten werden können.

5 Begriffe und Grundlagen der Messstatistik

Zu den wichtigen Begriffen der Messstatistik gehören Begriffe wie Prüfung, Verifizierung und Validierung. Wichtig sind ebenfalls die Begriffe der qualitativen und quantitativen Bewertungsgrößen, welche zur Prüfung von Messmitteln herangezogen werden. Gut darstellen lassen sich diese Bewertungsgrößen durch eine Gauß'sche Normalverteilung.

5.1 Prüfung, Verifizierung und Validierung

Nach [2] ist das Prüfen immer mit dem Vergleich einer Forderung verbunden, welche festgelegt oder vereinbart wird. In dieser Arbeit wird sowohl das Referenzmessverfahren als auch ein neues Staubmessgerät einer Prüfung unterzogen.

Der Begriff der Prüfung ist allgemein gehalten und umfasst die Begriffe der Verifizierung und Validierung. Dagegen ist der Begriff der Verifizierung konkreter und fordert die Bereitstellung eines Nachweises, dass die Forderungen innerhalb einer Untersuchung erfüllt worden sind. Die Validierung geht einen entscheidenden Schritt weiter und fordert zudem, dass die festgelegten oder vereinbarten Forderungen für einen speziellen, beabsichtigten Gebrauch oder Anwendungsbereich erfüllt werden müssen.

Das Referenzmessverfahren wird in dieser Arbeit für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen verifiziert. Die Definition für diesen Begriff ist der DIN EN ISO 8406 [6] entnommen, welche bereits zurückgezogen wurde. Eine aktuelle Definition (nach dem Jahr 1994) für den Begriff der Verifizierung gibt es nicht. Eine Validierung des Referenzmessverfahrens kann im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden. Zwar finden zur Prüfung auf Richtigkeit der Messwerte des Referenzmessverfahrens Messungen an einer Emissionssimulationsanlage statt, die Versuchsbedingungen unterscheiden sich jedoch erheblich von den Verbrennungs- und Messbedingungen an Kleinfeuerungsanlagen. Die Prüfung der Messwerte an der Emissionssimulationsanlage kann daher nur als Verifizierung bezeichnet werden. Um das Referenzmessverfahren für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen zu validieren, sind Ringversuche an Kleinfeuerungsanlagen zu organisieren und durchzuführen.

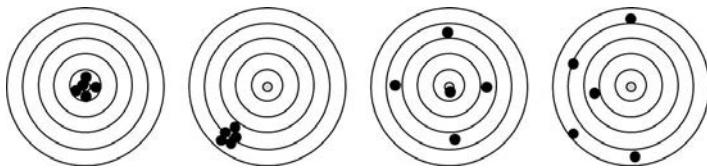
Im Gegensatz dazu kann die Prüfung eines neuen Staubmessgerätes anhand von Vergleichsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen mit dem Referenzmessverfahren als Validierung bezeichnet werden, da die Prüfung unter realen Abgasbedingungen durchgeführt wird. Es wird anhand einer Untersuchung ein Nachweis erbracht, dass die Messgeräte für den speziellen Anwendungsbereich, Messungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe, festgelegte Anforderungen erfüllen.

5.2 Qualitative und quantitative Begriffe zur Beurteilung der Messgenauigkeit

Das Ziel von Messungen ist immer, den wahren Wert einer Messgröße zu ermitteln. Der wahre Wert ist ein ideeller Wert, welcher weder bekannt ist, noch ermittelt werden kann. Ausnahmen bilden definierte Werte von Messgrößen, wie z.B. die Lichtgeschwindigkeit im Vakuum oder der Winkel des Vollkreises [2]. In der Messtechnik wird daher per Konvention der „richtige Wert“ bzw. Referenzwert eingeführt. Die Abweichung des richtigen Wertes vom wahren Wert wird als vernachlässigbar angenommen [2]. Bei den Verifizierungsmessungen mit dem Referenzmessverfahren an der Emissionssimulationsanlage wird der Wert der Emissionssimulationsanlage als richtiger Wert festgelegt. Bei der Validierung neuer Staubmessgeräte liefert das Referenzmessverfahren den per Konvention festgelegten richtigen Wert.

Zwar kann der wahre Wert nicht ermittelt werden, es gilt jedoch diesen so genau wie möglich zu bestimmen. Die Genauigkeit bzw. Messgenauigkeit ist eine qualitative Bezeichnung für das Ausmaß der Annäherung des Messwertes eines Messmittels an den wahren Wert der Messgröße [5]. Um einen möglichst genauen Messwert zu erhalten, muss richtig und präzise gemessen werden. Die Richtigkeit und die Präzision sind ebenfalls qualitative Bezeichnungen. Die Richtigkeit beschreibt das Ausmaß der Annäherung des Messwertes an den wahren Wert der Messgröße. Die Präzision beschreibt das Ausmaß der gegenseitigen Annäherung voneinander unabhängiger Messwerte beim selben Wert der Messgröße und unter vorgegebenen Bedingungen [5].

Die folgende Abbildung 5.1 zeigt den Zusammenhang zwischen Genauigkeit, Richtigkeit und Präzision nach Büttner und Stamm [70].



Präzision	gut	gut	schlecht	schlecht
Richtigkeit	gut	schlecht	mäßig	schlecht
Genauigkeit	gut	schlecht	schlecht	schlecht

Abbildung 5.1: Schießscheibenmodell nach Büttner und Stamm zur Verdeutlichung der qualitativen Begriffe Genauigkeit, Richtigkeit und Präzision [70]

Im Hinblick auf eine Grenzwertüberwachung ist es wichtig, dass die festgelegten Grenzwerte mit ausreichender Messgenauigkeit überwacht werden können. Um dies zu gewährleisten sind festgelegte quantitative Größen notwendig. Die quantitativen Größen erlauben es, die Genauigkeit von Messmitteln zu bewerten. Hierzu werden im Rahmen einer Prüfung quantitative Größen festgelegt, ermittelt und mit einer festgelegten Anforderung verglichen. Die Standardunsicherheit ist eine quantitative Bewertungsgröße welche die Präzision eines Messverfahrens wiederspiegelt. Sie liefert eine Aussage über die Streuung von Messwerten um einen Mittelwert. Ist sichergestellt, dass der Mittelwert dem richtigen Wert entspricht, kann die Standardunsicherheit als Messunsicherheit bezeichnet werden. Die Messunsicherheit ist die quantitative Größe zur Bewertung der Messgenauigkeit eines Messmittels.

In dieser Arbeit soll anhand von Messungen an einer Emissionssimulationsanlage nachgewiesen werden, dass die Messwerte der zur Messung eingesetzten Referenzmesseinrichtungen den per Konvention richtigen Wert liefern. Zudem wird die Standardunsicherheit des Referenzmessverfahrens durch Doppelbestimmungen mit zwei identischen Messeinrichtungen unter realen Abgasbedingungen ermittelt. Anhand der Doppelbestimmungen und dem Nachweis, dass die Messwerte als richtig bezeichnet werden können, wird die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens bewertet.

Mit dem in dieser Arbeit verwendeten neuen Staubmessgerät werden ebenfalls Doppelbestimmungen an Kleinfreuerungsanlagen durchgeführt. In diesem Fall entspricht die so ermittelte Standardunsicherheit jedoch nicht der Messunsicherheit. Es kann nicht sichergestellt werden, dass der Mittelwert der streuenden Messwerte vernünftigerweise auch der Messgröße zugeordnet werden kann. Die anhand von Doppelbestimmungen mit dem

neuen Staubmessgerät ermittelte Standardunsicherheit lässt sich jedoch, aufgrund der identischen Ermittlung, mit der Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens vergleichen. Anhand von Vergleichsmessungen zwischen dem zu prüfenden Messgerät und dem Referenzmessverfahren unter realen Abgasbedingungen wird neben der Präzision (Streuung um den mittleren Referenzmesswert) auch die Richtigkeit (Abweichung zum richtigen Wert) überprüft. Die anhand von Vergleichsmessungen ermittelte Standardunsicherheit des zu prüfenden Messgerätes kann als Messunsicherheit des Gerätes bezeichnet werden.

Die Ermittlung der quantitativen Bewertungsgrößen basiert auf der Grundlage der Wahrscheinlichkeitsrechnung und Statistik. Zur besseren Darstellung der Ergebnisse wird angenommen, dass die Messwerte und Messfehler einer Gauß'schen Normalverteilung entsprechen [71].

5.3 Die Gauß'sche Normalverteilung

Messwerte können stetige Zufallsvariablen sein. Die Verteilung dieser Messwerte kann mit der Dichtefunktion $\Phi(x)$ nach Gleichung (5.1) dargestellt werden. Diese Verteilung wird als Gauß'sche Normalverteilung bezeichnet. Angenommen wird, dass alle im Rahmen dieser Arbeit erzielten Messwertabweichungen einer Gauß'schen Normalverteilung entsprechen. Wichtige Kennwerte dieser Verteilung sind der Mittelwert μ und die Standardabweichung σ [72]

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2 \cdot \pi} \cdot \sigma} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{x_i - \mu}{\sigma} \right)^2} \quad \text{Gleichung (5.1)}$$

- Φ : Dichtefunktion der Gauß'schen Normalverteilung
- σ : Standardabweichung
- μ : Mittelwert
- x_i : i-ter Messwert

Wären theoretisch Messungen ohne Messfehler durchführbar, würde der Mittelwert, berechnet aus den einzelnen Messwerten, dem wahren Wert der Messgröße entsprechen. In der Realität streuen die einzelnen Messwerte jedoch um den Mittelwert, welcher annäherungsweise dem per Konvention festgelegten richtigen Wert entsprechen sollte. Ein Maß für die Streuung der Messwerte um den richtigen Wert ist die Standardabweichung.

Bei einer Normalverteilung der Messwerte besteht ein Zusammenhang zwischen der Standardabweichung und der Wahrscheinlichkeit, mit welcher zukünftige Messwerte in einem sich durch die Standardabweichung ergebenden Intervall liegen. [71]

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

Um den Vertrauensbereich von 68,3 % der Messunsicherheit zu erweitern, wird die erweiterte Messunsicherheit berechnet. Wie Messunsicherheiten berechnet werden, wird im nachfolgenden Kapitel 6.1 erläutert. Ein in der Messtechnik üblich gewählter Vertrauensbereich für eine erweiterte Messunsicherheit ist 95,5% [71]. Die erweiterte Messunsicherheit berechnet sich durch Multiplikation der Messunsicherheit mit dem Erweiterungsfaktor. Dieser ergibt sich aus der Studentschen t- Verteilung. Der Erweiterungsfaktor hängt von dem gewünschten Vertrauensbereich sowie der Anzahl der Freiheitsgrade ab. Erweiterungsfaktoren können einer Tabelle (siehe z.B. [1]) entnommen werden. Entspricht die Verteilung der Messwerte näherungsweise einer Gauß'schen Normalverteilung und sind ausreichend Messwerte vorhanden (Anzahl der Messwerte $N > 30$), entspricht die Anzahl der Freiheitsgrade $N-1$ [1].

Bei der Angabe von Messunsicherheiten dürfen generell keine signifikanten systematischen Messabweichungen vorhanden sein. Nach [1] ist eine signifikante systematische Messabweichung gegeben, wenn sie über 50 % zur eigentlichen Messunsicherheit beiträgt. Sind systematische Messabweichungen vorhanden, kann die anhand von Doppelbestimmungen ermittelte Standardabweichung bzw. Standardunsicherheit konstant bleiben, der Mittelwertwert der Messwerte weicht jedoch um den Betrag der systematischen Abweichung von dem richtigen Wert ab.

6 Angewandte Methoden zur Bewertung der Messgenauigkeit

In diesem Kapitel werden statistische Methoden vorgestellt, anhand derer quantitative Bewertungsgrößen ermittelt werden können, welche zur Bewertung der Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens und neuen Staubmessgeräte herangezogen werden. Diese Methoden bilden die Basis zur Entwicklung einer Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte.

Zur Bestimmung der notwendigen quantitativen Bewertungsgrößen werden je nach angewandter Methode zur Ermittlung der Standardunsicherheit unterschiedliche Formeln zur Berechnung verwendet. Die ermittelten Standardunsicherheiten werden daher mit Indizes versehen. Aus diesen geht hervor, welche Ermittlungsmethode angewandt wurde, ob die Standardunsicherheit als Messunsicherheit bezeichnet werden kann und ob sie für das Referenzmessverfahren oder das neue Staubmessgerät gilt.

Um eine Aussage über die Messgenauigkeit treffen zu können, werden neben den Methoden zur Bestimmung der Präzision auch Methoden vorgestellt, die in dieser Arbeit angewandt werden, um den Mittelwert der Messwerte auf Richtigkeit überprüfen zu können.

6.1 Methoden zur Bewertung der Präzision

Folgende Methoden zur Ermittlung der Standardunsicherheit nach DIN EN ISO 20988 [1] werden in dieser Arbeit angewandt:

- Indirekte Ermittlung der Standardunsicherheit eines Messverfahrens anhand einer klassischen Fehlerrechnung.
- Direkte Ermittlung der Standardunsicherheit anhand der Durchführung von Doppelbestimmungen mit zwei identischen Messeinrichtungen.

6.1.1 Indirekte Ermittlung der Standardunsicherheit

Bei der indirekten Ermittlungsmethode handelt es sich um eine klassische Fehlerrechnung. Hierbei wird zunächst eine Art Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dazu werden Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen bestimmt, welche zur Ermittlung des Messergebnisses notwendig sind. Das Messergebnis berechnet sich theoretisch anhand der Methodenmodellgleichung nach Gleichung (6.1) in Abhängigkeit der Eingangsgrößen.

$$X = f(E_1, \dots, E_k) + \sum_{j=1}^M a_j$$

Gleichung (6.1)

- X: mögliches Messergebnis in $\text{mg}/\text{m}^3_{i.N.}$
- E_k : Eingangsgrößen der Methodenmodellgleichung $f(E_1, \dots, E_k)$
- a_j : zusätzliche Abweichung, welche nicht durch Reihen von Beobachtungen der Eingangsgröße E_k repräsentiert wird in $\text{mg}/\text{m}^3_{i.N.}$
- j: j-te zusätzliche Abweichung
- k: Anzahl der Eingangsgrößen
- M: Anzahl der zusätzlich zu schätzenden Abweichungen

Im Falle der gravimetrischen Staubbeladung entspricht die Methodenmodellgleichung der Gleichung (4.4). Das Messergebnis entspricht der zu messenden Staubkonzentration.

Durch eine Aufsummierung der Unsicherheitsbeiträge aller Eingangsgrößen ergibt sich die kombinierte Standardunsicherheit des Verfahrens. Auf die Methodenmodellgleichung wird das Gesetz der Unsicherheitsfortpflanzung angewendet. Dieses Gesetz liefert den Schätzwert der Varianz $\text{var}(x)$ über die Varianzsummengleichung nach Gleichung (6.2):

$$\text{var}(x) = \sum_{i=1}^K e_i^2 \cdot \text{var}(E_i) + 2 \cdot \sum_{i=1}^K \sum_{j=i+1}^K e_i \cdot e_j \cdot \text{cov}(E_i, E_j) + \sum_{j=1}^M \text{var}(a_j) \quad \text{Gleichung (6.2)}$$

$\text{var}(x)$: Varianz des möglichen Messergebnisses in $(\text{mg}/\text{m}^3_{i.N.})^2$

e_i : Empfindlichkeitskoeffizient der Eingangsgröße i

$\text{var}(E_i)$: Schätzwert der Varianz der Eingangsgröße E_i

$\text{cov}(E_i, E_j)$: Schätzwert der Kovarianz zwischen den Eingangsgrößen E_i und E_j

$\text{var}(a_j)$: Schätzwert der Varianz zusätzlicher Abweichungen $(\text{mg}/\text{m}^3_{i.N.})^2$

Im Rahmen dieser Arbeit werden folgende Annahmen getroffen:

- Auf Basis von typischen, herkömmlichen Herstellerangaben und Erfahrungswerten werden Annahmen für die Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen E_i bis E_k getroffen. Kovarianzen $\text{cov}(E_i, E_j)$ können somit vernachlässigt werden und werden hier mit null angesetzt.
- Zusätzliche Abweichung a_j sind nach [1] vernachlässigbar, wenn die Varianz $\text{var}(\delta Y_j)$ weniger als 5 % zur Varianz $\text{var}(x)$ beiträgt. Im Rahmen dieser Arbeit wird dies anhand der direkten Methode (Durchführung von Doppelbestimmungen) zur Ermittlung der Messunsicherheit überprüft. Für die theoretische Berechnung der Messunsicherheit werden diese daher ebenfalls mit null angesetzt.

Bei den in Gleichung (6.2) enthaltenen Empfindlichkeitskoeffizienten e_i handelt es sich um die partielle Ableitung der Methodenmodellgleichung nach den entsprechenden Eingangsgrößen. Die Empfindlichkeitskoeffizienten e_i geben an, wie hoch der Unsicherheitsbeitrag einer Eingangsgröße E_i auf die Messunsicherheit des Verfahrens ist und berechnen sich nach Gleichung (6.3).

$$e_i = \frac{\partial f(E_1, \dots, E_k)}{\partial E_i} \quad \text{Gleichung (6.3)}$$

Die nach der indirekten Ermittlungsmethode ermittelte Standardunsicherheit $u_{SI}(x)$ wird anhand Gleichung (6.4) berechnet:

$$u_{SI}(x) = \sqrt{\text{var}(x)} \quad \text{Gleichung (6.4)}$$

Bei dieser indirekten Ermittlungsmethode wird vorausgesetzt, dass die berechnete Standardunsicherheit die Streuung der Messwerte um den wahren Messwert wiederspiegelt. Die so ermittelte Standardunsicherheit kann somit vernünftigerweise als Messunsicherheit $u_{MI}(x)$ des Verfahrens bezeichnet werden. Es gilt:

$$u_{SI}(x) = u_{MI}(x) \quad \text{Gleichung (6.5)}$$

$u_{MI}(x)$: Messunsicherheit ermittelt nach der indirekten Methode in
mg/m³_{i.N.}

6.1.2 Direkte Ermittlung der Standardunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen

Bei einer direkten Ermittlungsmethode wird die Messunsicherheit experimentell ermittelt. Im Folgenden wird die Ermittlung der Standardunsicherheit eines Verfahrens anhand der Durchführung von Doppelbestimmungen mit zwei identischen, unabhängigen Messeinrichtungen beschrieben. Zur Bestimmung der Standardunsicherheit werden als Eingangsdaten die Messergebnisse von Doppelbestimmungen verwendet. Die Messungen der beiden Messeinrichtungen sollten möglichst zeit- und ortsgleich erfolgen. Die Standardunsicherheit berechnet sich nach Gleichung (6.6).

$$u_{SD}(x) = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot N} \sum_{i=1}^N (x_i(1) - x_i(2))^2} \quad \text{Gleichung (6.6)}$$

$u_{SD}(x)$: Standardunsicherheit ermittelt nach der Durchführung von Doppelbestimmungen in mg/m^3

$x_i(1)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 1 in mg/m^3 i.N.

$x_i(2)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 2 in mg/m^3 i.N.

N: Anzahl der Messwerte

Bei signalproportionalen Standardunsicherheiten ($u_{SD}(x)/x = \text{konstant}$) wird die relative Standardunsicherheit $w_{SD}(x)$ nach Gleichung (6.7) berechnet:

$$w_{SD}(x) = \sqrt{\frac{1}{2 \cdot N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{x_i(1)}{x_i(2)} - 1 \right)^2} \quad \text{Gleichung (6.7)}$$

$w_{SD}(x)$: relative Standardunsicherheit ermittelt nach der direkten Methode in %

$x_i(1)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 1 in mg/m^3 i.N.

$x_i(2)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 2 in mg/m^3 i.N.

N: Anzahl der Messwerte

Im Rahmen dieser Arbeit wird diese direkte Ermittlungsmethode sowohl zur Berechnung der relativen Standardunsicherheit des Referenzmessverfahrens $w_{SDR}(x)$, als auch zur Berechnung der relativen Standardunsicherheit für ein zu prüfendes Messgerät $w_{SDP}(x)$ angewendet. Die so ermittelte Standardunsicherheit des Referenzmessverfahrens $w_{SDR}(x)$ kann nur dann auch als Messunsicherheit des Verfahrens bezeichnet werden, wenn nachgewiesen wurde, dass Abweichungen zum wahren Wert als vernachlässigbar angenommen werden können. Wie dies nachgewiesen werden kann, wird in Kapitel 6.2 erläutert. Erst nachdem der Nachweis auf Richtigkeit der Messwerte erbracht wurde, gilt:

$$w_{SDR}(x) = w_{MDR}(x) \quad \text{Gleichung (6.8).}$$

$w_{SDR}(x)$: Nach der direkten Methode ermittelte relative Standardunsicherheit des Referenzmessverfahrens in %

$w_{MDR}(x)$: Nach der direkten Methode ermittelte relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens in %

Die anhand von Doppelbestimmungen ermittelte relative Standardunsicherheit neuer Staubmessgeräte $w_{SDP}(x)$ darf nicht als Messunsicherheit des Staubmessgerätes bezeichnet werden. Sie dient lediglich dazu, die Präzision neuer Staubmessgeräte mit der Präzision des

Referenzmessverfahrens vergleichbar zu machen. Die Ermittlung der Messunsicherheit neuer Staubmessgeräte wird anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren bestimmt. Hierbei wird neben der Streuung der Werte um den Referenzmesswert auch die Richtigkeit bezüglich des Referenzmesswertes geprüft.

Eine systematische Messabweichung wird auch als Bias bezeichnet. Bias zwischen den beiden Messeinrichtungen müssen bei der Ermittlung der Standardunsicherheit und/oder Messunsicherheit erkannt werden. Ein Bias wird beispielsweise durch eine fehlerhafte Anwendung oder auch durch zufällige Einflüsse, welche einen (unbekannten) festen Beitrag liefern, hervorgerufen [1]. Tritt bei den Doppelbestimmungen ein signifikantes Bias auf, muss die Ursache der systematischen Abweichung ermittelt und vermieden werden. Die entsprechenden Messungen müssen verworfen werden. Sie dürfen nicht zur Ermittlung der Standardunsicherheit herangezogen werden. Der Bias a_{sysA} ist nach Gleichung (6.9) zu berechnen.

$$a_{sys} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i(1) - x_i(2)) \quad \text{Gleichung (6.9)}$$

a_{sysA} : Systematische Messabweichung in mg/m^3

N: Anzahl der Messungen

$x_i(1)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 1 in mg/m^3 i.N.

$x_i(2)$: i-ter Messwert von Messeinrichtungen 2 in mg/m^3 i.N.

Nach Gleichung (6.10) ist ein signifikanter Bias a_{sysA} gegeben, wenn der Beitrag der quadrierten systematischen Abweichung größer ist als die Hälfte der quadrierten Standardunsicherheit. Der Beitrag eines Bias kann dann als signifikant bezeichnet werden.

$$a_{sys}^2(x) \geq 0,5 u_s^2(x) \quad \text{Gleichung (6.10)}$$

Zu beachten ist, dass bei dieser Ermittlungsmethode gemeinsame Bias der beiden Messeinrichtungen zum wahren bzw. richtigen Wert nicht ermittelt werden können. Würde die Probenahmeleitung bei der gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung nicht gespült werden, würde daraus eine systematische Abweichung zum richtigen Wert hervorgerufen werden. Wenn beide Messeinrichtungen nicht gespült werden würden, könnte diese systematische Abweichung nicht ermittelt werden. Im nächsten Kapitel werden Methoden zur Prüfung der Richtigkeit von Messwerten vorgestellt.

6.2 Methoden zur Bewertung der Richtigkeit

Folgende Methoden zur Prüfung auf Richtigkeit der Messwerte werden vorgestellt.

- Verifizierung der Referenzmesswerte an einer Emissionssimulationsanlage.
- Validierung der Messwerte neuer Staubmessgeräte anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren unter realen Abgasbedingungen.

6.2.1 Verifizierung des Referenzmessverfahrens

Die Emissionssimulationsanlage (ESA) wurde vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) entwickelt [13]. An der ESA können kontrolliert Schadstoffkonzentrationen, verschiedene Abgaszusammensetzungen und strömungstechnische Parameter simuliert werden. Die Ermittlung der Staubkonzentration erfolgt gemäß Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] und DIN EN 13284-1 [37]. Vom HLUG werden Ringversuche für die in Deutschland nach § 26 BImSchG [61] bekannt gegebenen Stellen zur Ermittlung von Staub und Staubinhaltsstoffen organisiert und durchgeführt [13]. Die Messungen werden üblicherweise in einem Konzentrationsbereich zwischen $2\text{mg}/\text{m}^3$ - $20\text{mg}/\text{m}^3$ durchgeführt. Alle Ergebnisse werden in Normbedingungen angegeben. Die ESA dient dazu, die Qualität von Emissionsmessungen zu sichern, zu verbessern und vergleichbar zu machen. [13]

Die Verifizierung der gemessenen Gesamtstaubkonzentrationen an der ESA erfolgt nach dem z-Score Verfahren. Die folgende Gleichung (6.11) zeigt, wie der z-Score-Wert berechnet wird. [13]

$$z_i = \frac{x_i - x_R}{s} \quad \text{Gleichung (6.11)}$$

z_i : i-ter z-Score-Wert

x_i : i-ter Messwert eines Konzentrationsniveaus in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

x_R : Schätzwert für das wahre Ergebnis (richtiger Messwert) in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

s : Präzisionsvorgabe in mg/m^3

Die Präzisionsvorgabe s ergibt sich nach Gleichung (6.12) aus der Qualitätsanforderung Q und dem Schätzwert für das richtige Ergebnis (x_R). Die Qualitätsanforderung beträgt bei Ringversuchen für Staub 7%. [13]

$$s = Q \cdot x_R$$

Gleichung (6.12)

S Präzisionsvorgabe in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

Q Qualitätsanforderung in %

x_R Schätzwert für das wahre Ergebnis (richtiger Messwert) in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

Es wird der Absolutwert des z-Score-Wert $|z_i|$ für jeden einzelnen Messwert berechnet und es werden jeweils drei Messungen innerhalb eines festgelegten Konzentrationsniveaus durchgeführt. Üblicherweise finden Messungen bei einem Konzentrationsniveau von 2 mg/m^3 , 6 mg/m^3 , 12 mg/m^3 statt. Die Konzentrationen werden auf Normbedingungen angegeben. Anschließend wird für jedes gemessene Konzentrationsniveau ein Mittelwert $\bar{|z_i|}$ aus den einzelnen absoluten z-Score-Werten $|z_i|$ berechnet. Zuletzt erfolgt eine Einteilung anhand der Mittelwerte in Klassen:

$\bar{|z_i|} \leq 2$: Klassenzahl 1 (Ergebnis zufriedenstellend)

$2 < \bar{|z_i|} < 3$: Klassenzahl 2 (Ergebnis fraglich)

$\bar{|z_i|} \geq 3$: Klassenzahl 3 (Ergebnis unzureichend)

Insgesamt werden bei den Ringversuchen drei Konzentrationsniveaus überprüft, wobei die Summe der Klassenzahlen maximal 5 ergeben darf. Ist die Klassenzahl > 5 sind die Messergebnisse unzureichend. Was bedeutet, dass der richtige Messwert nicht mit ausreichender Qualität bestimmt werden kann.

6.2.2 Validierung neuer Staubmessgeräte

Nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11, 67] sind zur Eignungsprüfung neuer Staubmessgeräte Vergleichsmessungen mit dem als Referenz festgelegten Messverfahren nach VDI 2066 Blatt 1 [12] durchzuführen. Hierbei wird sowohl die Richtigkeit als auch die Präzision der Messwerte neuer Staubmessgerät überprüft. Die Messwerte des Referenzmessverfahrens liefern hierbei den per Konvention festgelegten richtigen Wert. Zur Bestimmung der Standardunsicherheit werden als Eingangsdaten die Messwerte der Vergleichsmessungen verwendet. Die Messungen der beiden Verfahren müssen hierzu zeit- und ortsgleich erfolgen. Die Standardunsicherheit der zu prüfenden Staubmessgeräte usvp(x) berechnet sich nach Gleichung (6.13) [1].

$$u_{SVP}(x) = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_{i,P} - x_{i,R})^2 - u_{MDR}^2(x)} \quad \text{Gleichung (6.13)}$$

$u_{SVP}(x)$: Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte ermittelt anhand von Vergleichsmessungen in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$u_{MDR}(x)$: Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens ermittelt anhand von Doppelbestimmungen in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$x_{i,P}$: i-ter Messwert des zu prüfenden Messgerätes in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$x_{i,R}$: i-ter Messwert des Referenzmessverfahrens (richtiger Messwert) in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

N : Anzahl der Messungen

Nach [1] ist Gleichung (6.13) zur Schätzung der Standardunsicherheit von $u_{SVP}(x)$ nur anwendbar, wenn die Beziehung $u_{MDR}(x) \leq 0,3 u_{SDP}(x)$ erfüllt ist. Andernfalls ist der Wert $u_{MDR}(x)$ auf null zu setzen. Im Rahmen dieser Arbeit muss überprüft werden, ob die Bedingung $u_{MDR}(x) \leq 0,3 u_{SDP}(x)$ erfüllt wird. Bei signalproportionalen Standardunsicherheiten ($u_{SVP}(x)/x = \text{konstant}$) wird die relative Standardunsicherheit $w_{SVP}(x)$ nach Gleichung (6.14) berechnet.

$$w_{SVP}(x) = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{x_{i,P}}{x_{i,R}} - 1 \right)^2 - \left(\frac{u_{MDR}(x)}{x_{i,R}} \right)^2} \quad \text{Gleichung (6.14)}$$

$w_{SVP}(x)$: relative Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte ermittelt anhand von Vergleichsmessungen in %

$u_{SVP}(x)$: Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte ermittelt anhand von Vergleichsmessungen in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$u_{MDR}(x)$: Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens ermittelt anhand von Doppelbestimmungen in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$x_{i,P}$: i-ter Messwert des zu prüfenden Messgerätes in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$x_{i,R}$: i-ter Messwert des Referenzmessverfahrens in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

N : Anzahl der Messungen

Bei dieser direkten Methode wird die so ermittelte relative Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $w_{SVP}(x)$ auch als Messunsicherheit $w_{MVP}(x)$ bezeichnet.

Es gilt:

$$w_{SVP}(x) = w_{MVP}(x) \quad \text{Gleichung (6.15)}$$

$w_{SVP}(x)$: relative Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte ermittelt anhand von Vergleichsmessungen in %

$w_{MVP}(x)$: relative Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte ermittelt anhand von Vergleichsmessungen in %

Die erweiterte relative Messunsicherheit der Prüflinge $W_{MVP}(x)$ für einen gewählten Vertrauensbereich ergibt sich durch Multiplikation von $w_{MVP}(x)$ mit dem entsprechenden Erweiterungsfaktor.

Der Bias ist nach Gleichung (6.16) zu berechnen.

$$a_{SysA} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_{i,P} - x_{i,R}) \quad \text{Gleichung (6.16)}$$

a_{SysA} : systematische Abweichung in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

N : Anzahl der Messungen

$x_{i,P}$: i-ter Messwert des zu prüfenden Messgerätes in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

$x_{i,R}$: i-ter Messwert des SRM in mg/m^3

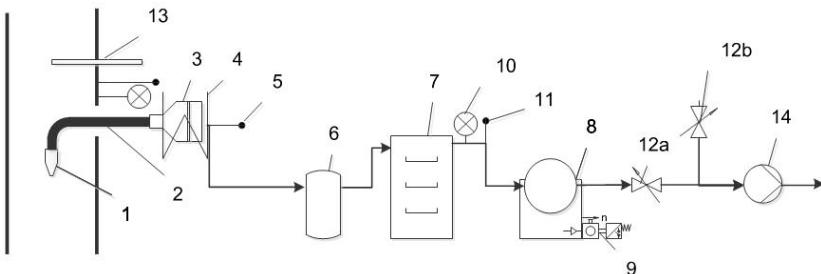
7 Messaufbau und Anpassung des Referenzmessverfahrens für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen

Das in der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] beschriebene Referenzmessverfahren ist ausgelegt für Messungen an Großanlagen. Da sich die Verbrennungs- und Messbedingungen an Großanlagen deutlich von Messbedingungen an Kleinfeuerungsanlagen unterscheiden, ist es notwendig, das Verfahren für die Anwendung an Kleinfeuerungsanlagen anzupassen. Die in dieser Arbeit aufgebauten Referenzmesseinrichtungen zur gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung an Kleinfeuerungsanlagen werden nun vorgestellt. Zudem wird, auf Basis der Forschung und Gesetzgebung, die Durchführung des Verfahrens für die Messungen an Kleinfeuerungsanlagen optimiert und angepasst. Anhand eigener Untersuchungen wird überprüft, inwieweit sich die an Kleinfeuerungsanlagen angepasste Verfahrensdurchführung umsetzen lässt.

7.1 Aufbau der Messeinrichtungen

Zur Durchführung von Doppelbestimmungen wurden zwei identische, unabhängige Referenzmesseinrichtungen entsprechend den Vorgaben der VDI 2066 Blatt 1 [12] aufgebaut. Diese werden im Folgenden mit RM_1 und RM_2 bezeichnet. Abbildung 7.1 beschreibt schematisch den Aufbau der Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 .

Um über die gesamte Messdauer eine isokinetische Probenahme zu gewährleisten, wurde eine automatisierte Volumenstromregelung integriert. Für die Messungen an den Kleinfeuerungsanlagen sollte generell die Out-Stack-Filtration angewendet werden, da bei geringen Abgastemperaturen ($< 70^\circ\text{C}$) die Gefahr der Kondensation von Wasser besteht. Die Messfilter müssen extern beheizt werden, um eine Kondensation von Wasser auf den Messfiltern zu vermeiden. Zudem kann so eine konstante, von der Abgastemperatur weitestgehend unabhängige, Filtrationstemperatur eingestellt werden.



- | | |
|---|--|
| 1 Entnahmesonde | 9 Impulsgeber zur Volumenstromregelung |
| 2 Absaugrohr | 10 Messgerät für Absolutdruck |
| 3 Filtergehäuse | 11 Thermoelement für Gastemperatur |
| 4 Planfilter | 12a und 12b: Ventile |
| 5 Thermoelement für Filtrationstemperatur | 13 Flügelradanemometer |
| 6 Tropfenabscheider (gasdichter Behälter) | 14 Pumpe |
| 7 Trockenturm | |
| 8 Gasuhr (Balkengaszähler) | |

Abbildung 7.1: Schematische Darstellung der im Rahmen dieser Arbeit aufgebauten Referenzmesseinrichtungen zur gravimetrischen Bestimmung der Staubbeladung

Bei den Messaufbauten wird unter isokinetischen Bedingungen ein Teilvolumenstrom über eine Entnahmesonde (1) dem Abgas der Feuerungsanlage entnommen. Über ein Absaugrohr (2) wird der Teilvolumenstrom einem temperierten Filtergehäuse (3) zugeführt. In dem Filtergehäuse befindet sich ein Messfilter (4), auf dem sich der im Abgas enthaltene Staub abscheidet. Das Thermoelement (5) misst die Temperatur des abgesaugten Teilvolumenstromes direkt nach dem Messfilter. Anhand einer regelbaren Beheizung kann eine gewünschte Filtrationstemperatur eingeregelt werden. Das Abgas wird anschließend über einen gasdichten Behälter (6) zur Abscheidung des Kondensates geleitet. Das verbleibende Kondensat wird in einem mit Silikagel gefüllten Trockenturm (7) vollständig entfernt. Absolutdruck (10) und Gastemperatur (11) werden vor dem Eingang der Gasuhr (8) mit Impulsgeber (9) gemessen. Der abzusaugende Teilvolumenstrom wird anhand der Ventile (12a) und (12b) eingeregelt. Die Pumpe befindet sich hinter der Gasuhr. Zur Messung der Abgasgeschwindigkeit wird ein Flügelrad (13) eingesetzt.

Der zu messende Konzentrationsbereich bei Kleinfuerungsanlagen ergibt sich aus der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11, 67] und liegt zwischen $10 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$ und $300 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$. Mit den Messaufbauten RM₁ und RM₂ kann ein maximales Normvolumen von 1 m^3 abgesaugt

werden. Der Impulsgeber, mit welchem der aktuelle Volumenstrom gemessen wird besitzt eine Auflösung von 0,05 l/Impuls. Zu beachten ist, dass bei geringen Staubkonzentrationen ($< 25 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$) zur Wägung der Filter genug Staubmasse anfallen muss. Bei hohen Staubkonzentrationen ($> 25 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$) darf nicht zu viel Staubmasse filtriert werden, damit eine Überladung der Messfilter vermieden wird. Bei geringen Staubkonzentrationen sollte daher ein möglichst großes Normvolumen ($> 0,5 \text{ m}^3$) und bei hohen Staubkonzentrationen sollte ein möglichst geringes Normvolumen ($< 0,5 \text{ m}^3$) eingestellt werden.

7.2 Angepasste Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens

7.2.1 Probenahme der zu bestimmenden Staubmasse

In der VDI 2066 Blatt 1 [12] werden konzentrationsabhängige Einsatzbereiche definiert. Je nach Einsatzbereich sind als Messfilter Planfilter oder mit Quarzfaser gestopfte Filterhülsen mit nachfolgendem Planfilter zu verwenden. Bei der Verwendung von mit Quarzfaser gestopften Filterhülsen mit nachfolgendem Planfilter kann deutlich mehr Staub gesammelt werden. Das Risiko einer Filterüberladung wird minimiert. Aufgrund der Vielzahl der relevanten Brennstoffe und Feuerungsanlagen gehört bei Kleinfeuerungsanlagen enorm viel Erfahrung dazu, die vorliegende Staubkonzentration vorab sinnvoll abzuschätzen, um den richtigen Einsatzbereich nach VDI 2066 Blatt 1 [12] wählen zu können. Besonders bei einem Chargenabbrand ist dies nahezu unmöglich. Die Höhe der Staubkonzentration variiert selbst bei gleichem Brennstoff und gleicher Feuerungsanlage je nachdem welche Temperatur der Brennraum der Feuerungsanlage vor der Holzauflage besitzt. Hinzu kommt, dass die Probenahmedauer nur 15 Minuten beträgt. Die konzentrationsabhängigen Einsatzbereiche in [12] beziehen sich jedoch auf 30 Minuten.

Da die novellierte 1.BimSchV in der zweiten Stufe eine Reduzierung der Grenzwerte auf $20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ (bezogen auf 13 % O₂) vorsieht (dies entspricht dem Einsatzbereich A nach [12] – Verwendung von Planfiltern), werden im Rahmen dieser Arbeit lediglich Planfilter eingesetzt. Hinzu kommt, dass die Messunsicherheit bei Verwendung lediglich eines Messfilters geringer ist als bei Verwendung einer gestopften Quarzfaserhülse plus Planfilter. Beim Einsatz lediglich eines Messfilters werden die Wägevorgänge minimiert, um die Staubbeladung der Messfilter zu bestimmen. Im Rahmen dieser Arbeit ist eine Überladung der Planfilter, wie in VDI 2066 Blatt 1 [12] beschrieben, in der Regel nicht zu befürchten. Es besteht durch die Wahl eines geeigneten Düsendurchmessers und dem dadurch resultierenden abgesaugten Teilvolumen ausreichend Spielraum, eine kritische Filterbeladung von 20 mg (siehe [12] Abschnitt 9.1.7 Tabelle 3) nicht zu überschreiten. Zudem werden der Unterdruck

und der Volumenstrom kontinuierlich überwacht. Ist der Unterdruck zu groß, so dass der notwendige Volumenstrom nicht mehr eingeregelt werden kann, wird die Messung abgebrochen.

Zusätzlich zur Probenahme der Staubmasse mittels Filtration auf einem Messfilter wird in der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] die Quantifizierung der Staubablagerungen in allen Teilen vor dem Messfilter gefordert. Auch in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] wird die Spülung der Probenahmeleitung vorgeschrieben. Das Spülverfahren nach [12] wird folgendermaßen vorgeschrieben:

1. Alle dem Filter vorgelagerte Teile sind zweimal mit Wasser und anschließend mit Aceton zu spülen. Die Spülflüssigkeit ist in einen gut wägbaren Behälter zu gießen.
2. Die Spülung des Absaugrohrs wird in [12] zusätzlich beschrieben. Hierbei ist eine Seite abzudichten und Wasser einzufüllen, anschließend ist die andere Seite zu verschließen. Das Rohr wird um die Längsachse gedreht und mehrmals geneigt. Die Spülflüssigkeit ist in denselben Behälter zu gießen. Dieser Vorgang wird mit Wasser und anschließend mit Aceton wiederholt.
3. Die Teile vor dem Filter müssen nach jeder Messreihe und mindestens einmal am Tag gespült werden. Die zurückgewonnene Masse ist anteilig der auf jedem Filter gesammelten Masse zuzuordnen.

Bei manuell beschickten Einzelraumfeuerstätten für feste Brennstoffe beträgt die Dauer eines Abbrandes in der Regel ca. 45 Minuten. In dieser Zeit müsste dann die Probenahmeleitung jeweils zweimal ein- und ausgebaut werden, der Filter gewechselt, das Absaugrohr demontiert, gespült, montiert und der Messaufbau auf Dichtheit kontrolliert werden. Dies ist innerhalb von 45 Minuten nicht machbar. Hinzu kommt, dass aufgrund der nicht konstanten Verbrennungs- und Messbedingungen hier ein anteiliges Verteilen der durch Spülung gesammelten Masse auf die filtrierte Masse der Filter zu einer Überschätzung oder zu einer Unterschätzung der ermittelten Staubkonzentrationen führen würde. Dies resultiert aus den variierenden Staubkonzentrationen und damit auch Staubablagerungen über die Dauer eines Abbrandes. Deshalb wurde im Rahmen dieser Arbeit ein optimiertes Verfahren zur Spülung angewendet.

Zur Spülung aller dem Filter vorgelagerten Teile wird daher in dieser Arbeit folgendermaßen vorgegangen:

1. Es erfolgt keine Demontage der Probenahmeleitung. Alle dem Filter vorgelagerten Teile werden im montierten Zustand mit de-ionisiertem Wasser und anschließend mit einem Gemisch aus Isopropanol und Aceton gespült. Die Spülflüssigkeit wird in gut wägbare Behälter gegossen.
2. Die Teile vor dem Filter werden nach jeder Messung gespült.

Damit die Ablagerungen vor dem Filter weitestgehend minimal sind, werden im Rahmen dieser Arbeit, wie in [12] empfohlen, alle dem Filter vorgelagerten Teile möglichst kurzgehalten, das Absaugrohr besitzt eine Länge von ca. 20 cm.

In Abbildung 7.2 ist links die Summenhäufigkeit, der im Rahmen dieser Arbeit gesammelten Staubmassen auf dem Messfilter und rechts die Summenhäufigkeit, der gesammelten Staubmassen in der Probenahmeleitung, dargestellt.

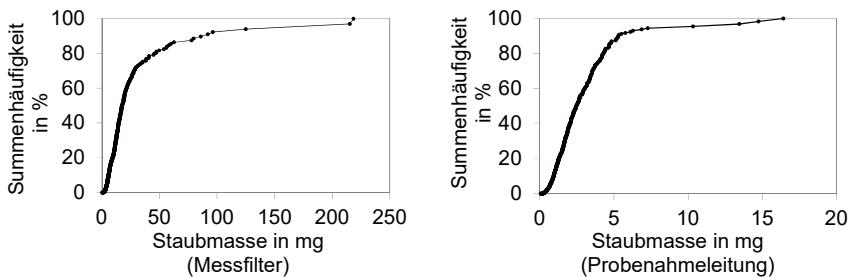


Abbildung 7.2: Summenhäufigkeit der gesammelten Staubmassen auf den Messfiltern (links) und Summenhäufigkeit der gesammelten Staubmassen in der Probenahmeleitung (rechts)

Bei den durchgeführten Messungen zeigte sich, dass bei den verwendeten Planfiltern auch bei Staubbeladungen > 20 mg nicht zwingend von einer Überbeladung auszugehen ist. Daher werden im weiteren Verlauf der Arbeit auch die Messungen mit einer Beladung > 20 mg mitberücksichtigt. Die mittlere Staubbeladung der Planfilter aller durchgeführten Messungen beträgt 13,2 mg. Bei der Durchführung der Messungen zeigte sich weiter, dass besonders beim Auftreten von Teeren sich die Ablagerungen in der Probenahmeleitung durch die Spülung nicht vollständig entfernen lassen. Erst nach mehreren Stunden in einem Ultraschallbad und mechanischer Reinigung sind die dem Filter vorgelagerten Teile wieder vollständig gereinigt. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch mit dem in [12] aufwendigeren Spülverfahren sich die Teerablagerungen nicht durch eine Spülung vollständig

entfernen lassen. Hierzu müsste theoretisch eine mechanische Reinigung durchgeführt werden. Außerdem werden im Gegensatz zu [12] die Teile vor dem Filter nach jeder Messung gespült. Die mittlere ermittelte Spülmasse beträgt 1,8 mg und bei insgesamt 10 Messungen beträgt die Spülmasse $> 5,5$ mg.

7.2.2 Die Probenahmetemperatur

In Kapitel 3.1 (Abbildung 3.7) wurde dargelegt, dass es bei Unterschreitung der Taupunktttemperatur (ca. 70 °C) zur Kondensation von Wasser und vermutlich auch zur Bildung von Partikeln aus leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffverbindungen kommen kann. Um dies zu vermeiden, wird in der Richtlinie VDI 2066 Blatt 1 [12] empfohlen, die Konditionierung der Messfilter, die Filtrationstemperatur und alle mit Gas in Berührung kommenden Teile oberhalb der Abgastemperatur zu halten. Die Bestimmung leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe wird in dieser Richtlinie nicht empfohlen.

Im Gegensatz hierzu wird in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [11] festgelegt, dass bei den Messungen mit dem Referenzmessverfahren Filtrationstemperaturen von 70 °C eingestellt werden müssen, auch wenn dies zu einer vermehrten Partikelbildung durch Kondensation führen kann (siehe hierzu Kapitel 3.1). Im Rahmen dieser Arbeit wird bei den Messungen konventionsgemäß eine Filtrationstemperatur von 70 °C eingestellt, um Kohlenwasserstoffverbindungen zumindest teilweise mitbestimmen zu können. Dies erlaubt künftig die Messfilter auf diese Bestandteile zu untersuchen und mit denen von Immissionsmessungen zu vergleichen. So lassen sich theoretisch Emissionen aus Kleinfuerungsanlagen besser auf Immissionsmessungen übertragen. Um Messergebnisse der Staubkonzentrationen von Emissionsmessungen vergleichbar zu halten, ist es allerdings wichtig, eine möglichst konstante Filtrationstemperatur einzuhalten.

Im Anhang A in den Tabellen A.3 und A.4 ist ersichtlich, dass Vergleichsmessungen zwischen Referenzmessverfahren und neuen Staubmessgeräten bei Abgastemperaturen < 90 °C und > 350 °C durchzuführen sind. Um eine konstante Filtrationstemperatur zu erreichen, müsste bei Abgastemperaturen > 350 °C die Probenahmeleitung entsprechend lang ausgelegt oder gekühlt werden. Im Rahmen von Untersuchungen in [73] wurde berechnet, dass die Länge einer nichtisolierten Probenahmeleitung aus Edelstahl 2,8 m besitzen müsste, um bei einer Abgastemperatur von 305 °C eine Filtrationstemperatur von 70 °C zu erreichen. Diese Länge ist nicht praktikabel und würde zu erhöhten Ablagerungen vor dem Messfilter führen. Deshalb wird die Probenahmeleitung im Rahmen dieser Arbeit nicht gekühlt und möglichst kurz gehalten. Bei Abgastemperaturen > 150 °C führt dies zu einem Anstieg der

Filtrationstemperatur. In der folgenden Abbildung 7.3 ist der Zusammenhang zwischen den gemessenen Abgas- und Filtertemperaturen dargestellt.

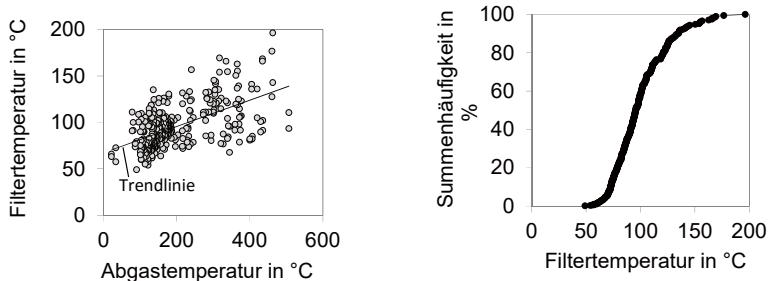


Abbildung 7.3: Zusammenhang zwischen Abgastemperatur und Filtertemperatur sowie die Summenhäufigkeit der gemessenen Filtertemperaturen bei der in dieser Arbeit verwendeten Probenahmeleitung

In der folgenden Tabelle 7.1 sind die in der VDI 4206 Blatt 2 [67] geforderten Temperaturen zur Vor- und Nachbehandlung der Messfilter sowie die einzustellende Filtrationstemperatur aufgeführt. Diese Temperaturen werden mit denen im Rahmen dieser Arbeit erzielten Filtrationstemperaturen verglichen. Daraus abgeleitet enthält die Tabelle eine Empfehlung, welche Filtrationstemperaturen künftig bei Messungen an Kleinfeuерungsanlagen eingestellt werden sollten.

Tabelle 7.1: Temperaturen zur Vor- und Nachbehandlung der Filter sowie Filtrationstemperatur

VDI 4206 Blatt 2 [67]	Temperaturen im Rahmen der Arbeit	Empfehlung
Die Temperatur für die Konditionierung der Messfilter vor und nach der Probenahme muss (110 ± 5) °C betragen.	Die Temperatur für die Konditionierung der Messfilter vor und nach der Probenahme muss (110 ± 5) °C betragen.	Die Temperatur für die Konditionierung der Messfilter vor und nach der Probenahme sollte (110 ± 5) °C betragen.
Die Filtrationstemperatur bei der Messung muss (70 ± 5) °C betragen. Bei den Versuchen mit hohen Abgastemperaturen darf die Filtrationstemperatur davon abweichend bis zu 100 °C betragen.	Die mittlere Filtrationstemperatur bei den Messungen beträgt $95 \text{ } ^\circ\text{C} \pm 23 \text{ } ^\circ\text{C}$.	Die Filtrationstemperatur bei der Messung sollte (110 ± 10) °C betragen.

Die erzielten Filtertemperaturen streuen um ± 23 °C. Die Hauptursache für die hohe Streuung der Filtertemperatur ist die große Bandbreite an einzustellenden Abgastemperaturen, welche zudem während einer Messung gewissen Schwankungen unterliegen. Es wird empfohlen, künftig sowohl die Temperatur zur Vor- und Nachbehandlung der Filter als auch die Filtrationstemperatur auf 110 °C zu vereinheitlichen. Die Empfehlung der einzustellenden Filtrationstemperatur resultiert aus Abbildung 7.3. Hier ist abzulesen, dass bei einer möglichst kurzen Probenahmeverrichtung (ca. 20 cm) und einer Abgastemperatur von 350 °C sich eine Filtrationstemperatur von ca. 117 °C einstellt.

8 Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen

Um die Messgenauigkeit zu bewerten muss untersucht werden wie richtig und präzise gemessen werden kann. Zunächst werden daher Verifizierungsmessungen an einer Emissionssimulationsanlage vorgestellt, anhand derer die Richtigkeit der Messwerte überprüft werden kann. Anschließend wird die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens anhand der klassischen Fehlerrechnung (indirekte Ermittlungsmethode) theoretisch ermittelt. Zudem wird anhand der Durchführung von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen die Messunsicherheit experimentell ermittelt.

Bei der klassischen Fehlerrechnung handelt es sich um eine theoretische Berechnung, bei der angenommen werden kann, dass die so berechnete Standardunsicherheit, welche ein Maß für die Präzision der Messwerte ist, die Streuung um den wahren Wert ergibt und sich somit auch vernünftigerweise der Messgröße zuordnen lässt. Die so ermittelte Standardunsicherheit kann daher als Messunsicherheit bezeichnet werden. Wird die Richtigkeit der Messwerte anhand der Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage nachgewiesen, gilt dies auch für die Standardunsicherheit, die anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen ermittelt wurde. Die Messunsicherheit ist eine quantitative Bewertungsgröße für den qualitativen Begriff der Messgenauigkeit. In der nachfolgenden Abbildung 8.1 ist die Vorgehensweise zur Ermittlung der Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens schematisch dargestellt.

Die Messbedingungen an der Emissionssimulationsanlage, an der die Richtigkeit der Messwerte überprüft wird, unterscheiden sich deutlich von den Messbedingungen an Kleinfeuerungsanlagen. Messungen an der Emissionssimulationsanlage sind jedoch nach derzeitigem Stand der Technik die einzige Möglichkeit zur Prüfung der Richtigkeit der Messwerte und daher zwingend notwendig. Die unterschiedlichen Messbedingungen an der Emissionssimulationsanlage und an Kleinfeuerungsanlagen werden erörtert und dargelegt.

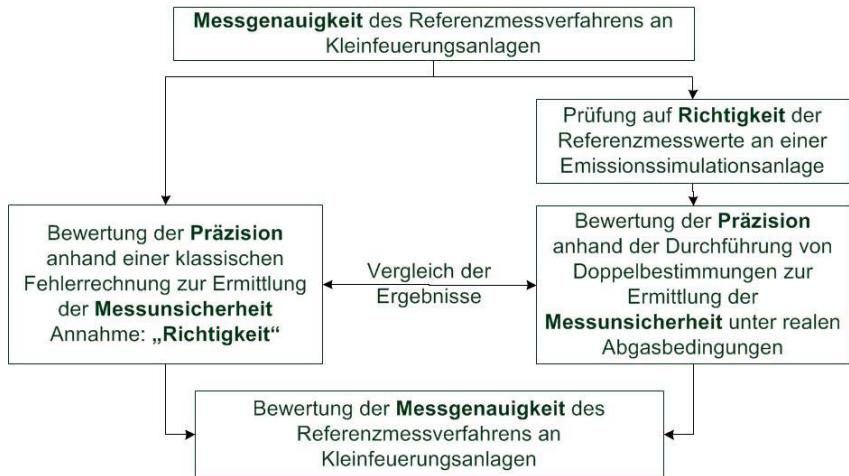


Abbildung 8.1: Schematische Darstellung zur Ermittlung der Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens

Anmerkung:

Anhand von Messungen soll die Unsicherheit bei der Bestimmung der Staubkonzentration ermittelt werden. Sowohl die Doppelbestimmungen als auch die Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzverfahren und neuen Staubmessgeräten werden zeitgleich durchgeführt. Der Sauerstoffgehalt während den Vergleichsmessungen ist identisch und ist daher für diese Arbeit nicht relevant. Die Messwerte werden daher nicht auf einen festgelegten Sauerstoffgehalt bezogen angegeben.

8.1 Prüfung auf Richtigkeit der Messwerte

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage lehnen sich an die Vorgehensweise von Ringversuchen an, die vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) organisiert und durchgeführt werden. Die Probenahme der Staubmasse erfolgt mit dem In-Stack-Verfahren und dauert 30 Minuten. Es werden Messungen bei zwei Konzentrationsniveaus 6 mg/m^3 und 12 mg/m^3 durchgeführt. Je Konzentrationsniveau werden zwei unterschiedliche Stäube (Staub 1 und Staub 2) dazu dosiert. Die auf die Masse bezogenen Größenverteilungen der zu dosierten Stäube sind im Anhang B, in den Tabellen B.1 und B.2, aufgeführt. Mit jedem Staub werden jeweils drei Messungen je Konzentrationsniveau durchgeführt. Im Anhang B in Tabelle B.1 sind die eingestellten Sollwerte x_R , die zulässige Messwertabweichung und die Messwerte der Referenzmesseinrichtung RM_1 angegeben. Wie bei der Durchführung der Ringversuche

üblich, werden vor den Messungen zunächst die notwendigen Randparameter an der Emissionssimulationsanlage ermittelt. Die Randparameter sind in Tabelle 8.1 aufgeführt.

Tabelle 8.1: Randparameter an der Emissionssimulationsanlage bei den Verifizierungsmessungen

Randparameter	Wert
Geschwindigkeit des Hauptvolumenstromes in m/s	11
Luftdruck-Messstelle in hPa	988,0
Temperatur im Abgas in °C	24,0
Feuchtegehalt in %	0,4

In der folgenden Abbildung 8.2 sind die Messergebnisse mit und ohne Spülanteil dargestellt. Aus Abbildung 8.2 ist ersichtlich, dass bei den Messwerten mit Spülanteil tendenziell Überbefunde zu verzeichnen sind.

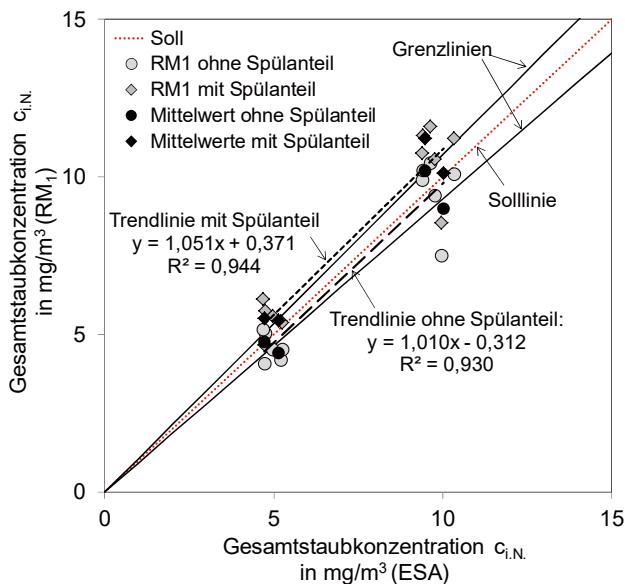


Abbildung 8.2: Messergebnisse des Messaufbaus RM₁ im Rahmen der Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage [74][78]

Für den Messaufbau RM₁ wird für jeden Messwert der z-Score-Wert nach Gleichung (6.11) berechnet. Aus den absoluten z-Score-Werten $|z_i|$ innerhalb eines Konzentrationsniveaus werden Mittelwerte gebildet. Anschließend erfolgt die Einteilung der mittleren z-Score-Werte

$|\bar{z}_i|$ in Klassenzahlen. In der nachfolgenden Tabelle 8.2 sind die z-Score-Werte und die daraus resultierenden Klassenzahlen angegeben. Es werden die z-Score-Werte sowohl aus den Messwerten ohne Spülanteil als auch aus den Messwerten mit Spülanteil berechnet.

Tabelle 8.2: Klassenzahlen bei den Verifizierungsmessungen mit Referenzmesseinrichtung RM₁ ohne und mit Spülanteil

Ohne Spülanteil			Mit Spülanteil		
$ z_i $	$ \bar{z}_i $	Klassenzahl	$ z_i $	$ \bar{z}_i $	Klassenzahl
2,71			0,60		
1,22	2,0	1	1,82	0,92	1
1,93			0,36		
0,51			1,18		
3,50	1,4	1	2,02	1,48	1
0,33			1,26		
1,93			0,14		
0,92	1,5	1	3,03	2,54	2
1,51			4,44		
0,79			2,10		
1,23	1,1	1	2,90	2,64	2
1,21			2,93		

Bei den Ringversuchen für Gesamtstaub werden drei Konzentrationsniveaus überprüft. Die Summe der Klassenzahlen darf maximal 5 ergeben (siehe Kapitel 6.2.1). Im Rahmen dieser Verifizierungsmessungen wurde bei den beiden Konzentrationsniveaus 6 mg/m³ und 12 mg/m³ gemessen, wobei zwei unterschiedliche Stäube dazu dosiert wurden. Es wird daher eine Klassenzahl mehr als bei den Ringversuchen berechnet. Je Konzentrationsniveau und Staub wurden drei Messungen durchgeführt. Obwohl im Rahmen dieser Verifizierungsmessungen eine Klassenzahl mehr 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 eingehalten. Wenn, wie bei Ringversuchen üblich, nur drei Klassenzahlen zur Bewertung herangezogen werden, sind die Anforderungen auch mit Berücksichtigung des Spülanteils eingehalten.

Anhand der Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage konnte nachgewiesen werden, dass mittels der im Rahmen dieser Arbeit aufgebauten Referenzmesseinrichtungen richtige Messwerte erzielt werden können. Im Folgenden wird nun die Präzision des Verfahrens anhand von Doppelbestimmungen unter realen

Abgasbedingungen mit den zwei identischen Messeinrichtungen RM₁ und RM₂ beurteilt. Die Standardunsicherheit, welche anhand der Doppelbestimmungen berechnet wird, kann aufgrund der nachgewiesenen Richtigkeit der Messwerte als Messunsicherheit des Verfahrens bezeichnet werden.

8.2 Bewertung der Präzision der Messwerte

8.2.1 Theoretische Berechnung der Messunsicherheit

Um die Messunsicherheit der normierten Staubkonzentration $c_{i,N}$ anhand der klassischen Fehlerrechnung (indirekte Ermittlungsmethode) theoretisch zu berechnen, werden die in Tabelle 8.3 praxisnahen Werte für die Eingangsgrößen aufgelistet, welche zur Berechnung der normierten Staubkonzentration nach Gleichung (4.4) benötigt werden. Es handelt sich hierbei um eine Worst-Case-Betrachtung, da ein geringes abgesaugtes Volumen und eine geringe Staubmasse auf dem Messfilter angenommen werden.

Tabelle 8.3 : Eingangsgrößen E_i zur Berechnung der Messunsicherheit der normierten Staubkonzentration $c_{i,N}$.

Eingangsgröße	Formelzeichen	Wert	Einheit
Normdruck:	p_{norm}	1013,25	hPa
Normtemperatur:	T_{norm}	273,15	K
Temperatur am Volumenstrommessgerät:	T_{Mess}	30	°C
Luftdruck:	p_{atm}	970	hPa
Differenzdruck $p_{atm} - p_{Mess}$:	Δp	-150	hPa
Erstwägung:	m_v	55000	mg
Zweitwägung:	m_r	55005	mg
Staubmasse $m_r - m_v$:	m_S	5	mg
Volumen unter Betriebsbedingungen:	V_{Mess}	0,3	m^3
Normvolumen:	$V_{i,N}$	0,219	m^3
normierte Staubkonzentration:	$c_{i,N}$	22,9	mg/m^3

In Anhang C wird anhand einer schrittweisen Beispielrechnung aufgezeigt, wie die Empfindlichkeitskoeffizienten nach Gleichung (6.3) der einzelnen Eingangsgrößen berechnet werden. Hieraus ergeben sich die in Tabelle 8.4 bestimmten Empfindlichkeitskoeffizienten für die Staubmasse $e(m_S)$ und das Normvolumen $e(V_{i,N})$. Die schrittweise durchgeführte Beispielrechnung in Anhang C zeigt, dass die Empfindlichkeitskoeffizienten für die Eingangsgrößen (T_{Mess} , p_{atm} und Δp), deutlich geringer sind ($< 0,1$) als die Empfindlichkeitskoeffizienten für die Staubmasse und das Normvolumen.

Unsicherheitsbeiträge dieser Eingangsgrößen werden daher im weiteren Verlauf der Arbeit als vernachlässigbar angenommen.

Tabelle 8.4: Empfindlichkeitskoeffizienten für die Staubmasse und das Normvolumen sowie die Messunsicherheit der normierten Staubkonzentration

	Wert	Einheit
Empfindlichkeitskoeffizient $e(\Delta m_s)$ der Staubbeladung:	4,6	-
Empfindlichkeitskoeffizienten $e(V_{i,N})$ des Normvolumens:	104,5	-
Absolute Messunsicherheit $u_{MI}(c_{i,N})$ der normierten Staubkonzentration:	1,5	$mg/m^3_{i,N}$
Relative Messunsicherheit $w_{MI}(c_{i,N})$ der normierten Staubkonzentration:	6,6	%

Anhand der Empfindlichkeitskoeffizienten nach Gleichung (6.3) und der Varianzsummengleichung nach Gleichung (6.2) lässt sich nach Gleichung (6.4) die Standardunsicherheit des Referenzmessverfahrens $u_{SI}(c_{i,N})$ berechnen, welche der theoretisch berechneten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $u_{MI}(c_{i,N})$ entspricht. Es ergibt sich eine relative Messunsicherheit für das Referenzmessverfahren $w_{MI}(c_{i,N})$ von 6,6 % bezogen auf einen theoretischen Messwert von $22,9 mg/m^3_{i,N}$.

Zusätzliche Unsicherheitsbeiträge $var(\delta Y_j)$, hervorgerufen durch z.B. eine unvollständige Quantifizierung der Staubablagerungen in der Probenahmeleitung, sind hier nicht mitberücksichtigt. Im Rahmen der Durchführung von Doppelbestimmungen (direkte Ermittlungsmethode) unter realen Abgasbedingungen wird überprüft, ob diese bei der theoretischen Berechnung der Messunsicherheit zu berücksichtigen sind.

Aus Tabelle 8.4 ist ersichtlich, dass der Empfindlichkeitskoeffizient für das Normvolumen $e(V_{i,N})$ mit 104,5 wesentlich größer ist als der Empfindlichkeitskoeffizient der Staubmasse $e(m_s)$ mit 4,6. Hieraus ergibt sich, dass sich bei den praxisnahen Werten in Tabelle 8.3 eine fehlerhafte Bestimmung des Normvolumens stärker auf die Messunsicherheit bei der Bestimmung der Staubkonzentration auswirkt als eine fehlerhafte Staubmassenbestimmung. Die indirekte Ermittlungsmethode zeigt jedoch auch, dass es wichtig ist, möglichst viel Staubmasse auf dem Filter zu sammeln. Hierdurch wird der Unsicherheitsbeitrag von 0,27 mg bei der Bestimmung der Staubmasse (siehe Anhang C die Gleichung C.7) im Verhältnis zur gesamten gesammelten Staubmasse von angenommenen 5 mg (siehe Tabelle 8.3) geringgehalten. Der Zusammenhang zwischen der gesammelten Staubmasse, dem

abgesaugten Volumen und der sich daraus ergebenden relativen Messunsicherheit ist in Abbildung 8.3 dargestellt.

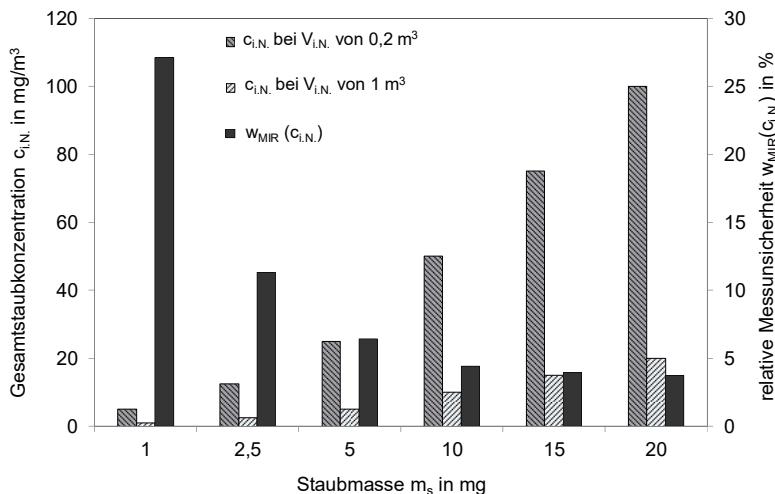


Abbildung 8.3: Relative Messunsicherheit $w_{\text{MIR}}(c_{i,N})$ in % bei einem Normvolumen von $0,2 \text{ m}^3$ und einem Normvolumen von 1 m^3 in Abhängigkeit der Staubmasse m_s in mg

Die Abbildung macht deutlich, dass beispielsweise bei einer gesammelten Staubmasse von 1 mg auf dem Messfilter und bei einem abgesaugten Normvolumen von $0,2 \text{ m}^3$ die theoretisch berechnete relative Messunsicherheit $w_{\text{MIR}}(c_{i,N})$ deutlich erhöht ist. Bleibt die Staubmasse von 1 mg auf dem Messfilter gleich, wird aber ein höheres Normvolumen von 1 m^3 abgesaugt, bleibt zwar die relative Messunsicherheit $w_{\text{MIR}}(c_{i,N})$ gleich, bezieht sich jedoch auf eine deutlich geringe Staubkonzentration. Bei einem höheren abgesaugten Normvolumen von 1 m^3 und bei einer Staubmasse von 1 mg auf dem Messfilter ergeben sich niedrigere Staubkonzentrationen als bei einem abgesaugten Normvolumen von $0,2 \text{ m}^3$ bei gleichbleibender Staubmasse. Die relative Messunsicherheit bleibt zwar konstant, die absolute Messunsicherheit nimmt jedoch ab. Die theoretische Berechnung der Messunsicherheit zeigt daher, dass je größer die abgesaugten Volumina und die gesammelten Staubmassen sind, desto geringere Staubkonzentrationen können mit einer akzeptablen relativen Messunsicherheit bestimmt werden.

Bei den Messungen an Kleinfeuerungsanlagen kann aufgrund der kurzen Messdauer und der geringen Strömungsgeschwindigkeit meist kein Normvolumen $> 1 \text{ m}^3$ abgesaugt werden. In

Abbildung 8.3 ist zu erkennen, dass es bei Messungen an Kleinfeuerungsanlagen bei Staubkonzentrationen $< 20 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ zwingend notwendig ist ein möglichst hohes Normvolumen abzusaugen.

Festzuhalten ist, dass bedingt durch die Probenahme, die Bestimmung der Staubmasse mit größeren Unsicherheiten behaftet ist als die Bestimmung des Normvolumens. Ursache hierfür ist vor allem die Probenahme der Staubablagerungen vor den Messfiltern, welche sich durch die Spülung der Probenahmeleitung nicht vollständig entfernen lassen. Zudem ist bei der Wägung der Ablagerungen in der Probenahmeleitung vor dem Messfilter mit erhöhten Unsicherheiten zu rechnen. Bei geringen zu wiegenden Staubmassen ($< 1 \text{ mg}$) nimmt die relative Unsicherheit bezogen auf die zu bestimmende Staubmasse deutlich zu. Die Staubmassen der Ablagerungen, welche in dieser Arbeit quantifiziert wurden, liegen im Mittel bei $1,8 \text{ mg}$. Neben der Problematik bei der Entfernung der Ablagerungen aus der Probenahmeleitung ist daher auch deren messtechnische Bestimmung mit hohen Unsicherheiten behaftet. Dies wirkt sich sowohl auf die Richtigkeit als auch auf die Präzision der Messwerte aus.

8.2.2 Ermittlung der Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der in dieser Arbeit durchgeföhrten Doppelbestimmungen mit den zwei identischen Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 unter realen Abgasbedingungen diskutiert. Bei der Durchführung von Doppelbestimmungen handelt es sich um eine direkte Ermittlungsmethode zur Bestimmung der Standardunsicherheit eines Verfahrens. Da anhand der Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage bereits nachgewiesen wurde, dass die Messwerte des Referenzmessverfahrens als richtig angesehen werden können, kann die anhand von Doppelbestimmungen ermittelte Standardunsicherheit hier als Messunsicherheit bezeichnet werden. Um aussagekräftige Informationen zur Messunsicherheit zu erhalten, sollten die Doppelbestimmungen unter praxisnahen Versuchsbedingungen durchgeführt werden. Daher werden Messungen unter Verwendung unterschiedlicher Brennstoffe und Feuerungsanlagen vorgestellt. So wird ein möglichst großer praxisrelevanter Bereich abgedeckt. Handbeschickte Feuerungsanlagen mit einer geringen Leistung ($< 30 \text{ kW}$) neigen eher zu schwankenden Verbrennungsbedingungen als automatisch beschickte Anlagen mit größerer Leistung. Es werden daher Anlagen mit geringer Leistung bevorzugt ausgewählt. Die verwendeten Brennstoffe und Feuerungsanlagen, welche eingesetzt wurden um die Doppelbestimmungen durchzuführen, sind in Tabelle 8.5 aufgeführt. Um den praxisrelevanten Bereich zu erweitern wurden die Verbrennungsbedingungen zusätzlich durch eine Modifikation der

Feuerungsanlage, und/oder Änderungen der Luftzufuhr (Primär- und Sekundärluft) variiert. Wurden Modifikationen an den Anlagen vorgenommen sind diese ebenfalls in der Tabelle 8.5 beschrieben.

Tabelle 8.5: Zur Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen verwendete Brennstoffe und Feuerungsanlagen

Feuerungsanlage	Modifikation	Beschickungsart	Brennstoff
Pelletofen (PO)	Änderung der Luftzufuhr	automatisch	Holzpellets
Pelletkessel (PK)	-		Hackschnitzel, Holz- u. Heupellets, Getreidekörner, beschichtete Holzwerkstoffe
Pellet-Hackschnitzelkessel (PHK)	Wärmetauscher im Bypass um Abgastemperaturen > 300°C zu erreichen		
Stückholzkessel 1 (SK1)	-	manuell	Stückholz (Weichholz und Hartholz)
Stückholzkessel 2 (SK2)			
Stückholzkessel 3 (SK3)	Änderung der Luftzufuhr		Stückholz (Weichholz und Hartholz), Steinkohle und Braunkohle
Stückholzofen (SO)			

Die Auswertung der Doppelbestimmungen an den in Tabelle 8.5 aufgeführten Feuerungsanlagen fand mit Unterstützung von [76] statt. Die Bewertung der Doppelbestimmungen erfolgt sowohl ohne als auch mit Berücksichtigung der Staubablagerungen in allen Teilen vor dem Filter (Spülanteil). Anhand der durchgeföhrten Doppelbestimmungen konnte ein Konzentrationsbereich bis 500 mg/m³_{i,N} mit ausreichend Messwerten abgedeckt werden. Insgesamt sind in diesem Konzentrationsbereich 276 Doppelbestimmungen vorhanden. In Abbildung 8.4 sind alle Messwerte < 500 mg/m³_{i,N} der Doppelbestimmungen in Diagrammform dargestellt. In dieser Abbildung sind zudem die Regressionsgeradengleichungen der Trendlinien (mit und ohne Spülanteil) sowie das zu den entsprechenden Trendlinien dazugehörige Bestimmtheitsmaß (R^2) angegeben. Das Bestimmtheitsmaß ist ein normiertes Maß für die Güte der Anpassung der Beobachtungswerte an die Regressionsgleichung [77]. Zusätzlich sind in der Abbildung die

Regressionsgeradengleichungen mit dazugehörigem Bestimmtheitsmaß angegeben, die sich unter der Annahme ergeben, dass die Trendlinien durch den Nullpunkt verlaufen.

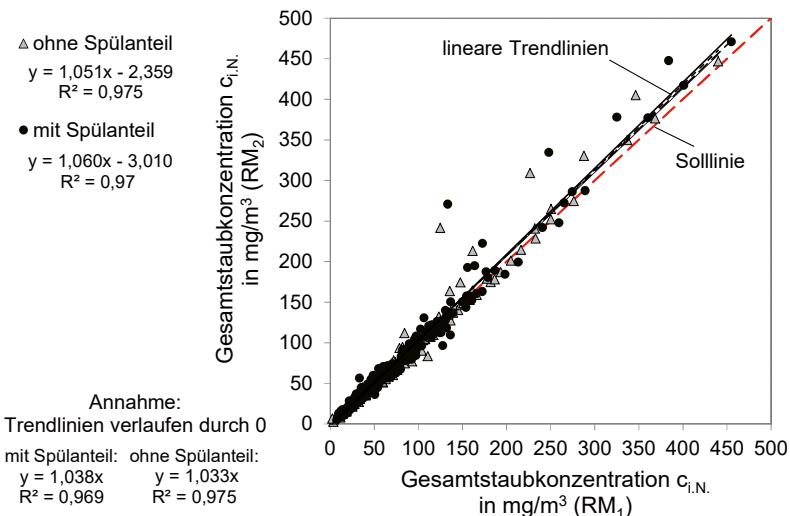


Abbildung 8.4: Ergebnisse der Doppelbestimmung mit den Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 mit und ohne Spülanteil [82]

Am Bestimmtheitsmaß (R^2) der Trendlinien ist zu erkennen, dass die Güte der Anpassung an die Trendlinie bei den Messwerten ohne Spülanteil nur minimal höher ist als die Güte der Anpassung der Messwerte an die Trendlinie mit Spülanteil. Die höhere Güte der Anpassung an die Trendlinie bei den Messwerten ohne Spülanteil kann als nicht signifikant bezeichnet werden, da sich das Bestimmtheitsmaß lediglich um 0,005 erhöht. Auch die Änderung der Steigung der Regressionsgleichungen kann als nicht signifikant bezeichnet werden. Die Steigung der Regressionsgleichungen ändert sich lediglich um 0,009 %. Gleichermaßen gilt auch für die Bestimmtheitsmaße und Regressionsgleichungen, die sich mit der Annahme ergeben, dass die Trendlinien durch den Nullpunkt verlaufen.

In Tabelle 8.6 sind statistische Kenngrößen aufgeführt. Diese beschreiben die Datenbasis, welche zur Berechnung der Messunsicherheit herangezogen wird. Die in Tabelle 8.6 aufgeführte Prüfung auf systematische Abweichungen (Bias) zeigt, dass bei den Doppelbestimmungen keine signifikanten Bias vorhanden sind.

Tabelle 8.6: Statistische Kenngrößen, absolute und relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens bestimmt anhand von Doppelbestimmungen nach [76]

Statistische Kennwerte	Einheiten	Werte ohne Spülanteil	Werte mit Spülanteil
Anzahl der Doppelbestimmungen:	-	276	
untere Grenze der Messwerte:	mg/m ³ _{i.N.}	3,0	6,8
obere Grenze der Messwerte:	mg/m ³ _{i.N.}	443,4	462,9
Mittelwerte über alle Messwerte:	mg/m ³ _{i.N.}	67,9	77,4
Bias der Messwerte a_{sysA} :	mg/m ³ _{i.N.}	-0,7	-1,1
absolute Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens bestimmt anhand von Doppelbestimmungen $u_{MDR}(c_{i.N.})$:	mg/m ³ _{i.N.}	6,3	7,4
$a_{sysA}^2(c_{i.N.}) \leq 0,5 * u_{SDR}^2(c_{i.N.})$:	-	Ja	Ja
relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens bestimmt anhand von Doppelbestimmungen $w_{MDR}(c_{i.N.})$:	%	7,0	7,3

Zu beachten ist, dass die Richtigkeit der Messwerte ohne Berücksichtigung des Spülanteils nicht gegeben ist, da Ablagerungen vor dem Messfilter nach [12] mitberücksichtigt werden müssen. An dem Mittelwert über alle Messwerte ist zu erkennen, dass bei nicht Berücksichtigung des Spülanteils Minderbefunde von über 10 % zu verzeichnen sind. Im weiteren Verlauf der Arbeit werden die Messwerte mit Spülanteil als richtige Messwerte angesehen und als Bezugswerte für die Validierung eines neuen Staubmessgerätes herangezogen. Im nächsten Abschnitt wird untersucht, inwieweit der Spülanteil und die ermittelte Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens abhängig von den vorliegenden Verbrennungsbedingungen sind.

8.2.3 Messunsicherheit in Abhängigkeit der Brennstoffe und Feuerungsanlagen

Um Abhängigkeiten der ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens von den vorliegenden Verbrennungsbedingungen herauszufinden, werden die Messwerte der Datenbasis aus Tabelle 8.6 nach den verwendeten Brennstoffen und den Feuerungsanlagen sortiert. Für beide Fälle werden nach Gleichung (6.6) die absolute und nach Gleichung (6.7) die relative Messunsicherheit berechnet. Zudem wird der prozentuale Spülanteil nach Gleichung (8.1) berechnet.

$$S = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N \left(\frac{x_{i,o}}{x_{i,m}} - 1 \right) \quad \text{Gleichung (8.1)}$$

- S: Spülanteil in %
- $x_{i,o}$ i-ter Messwerte ohne Spülanteil in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.
- $x_{i,m}$ i-ter Messwerte mit Spülanteil in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$.
- N: Anzahl der Messungen

Einteilung der Messwerte nach den verwendeten Brennstoffen

In der folgenden Tabelle 8.7 ist die Anzahl der Messwerte für jeden Brennstoff angegeben, die zur Berechnung der absoluten und relativen Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens herangezogen werden. Zudem ist die sich ergebende mittlere Staubkonzentration für jeden Brennstoff angegeben. Die einzelnen Datenbasen werden jeweils auf systematische Abweichungen (Bias) überprüft. Sind Bias vorhanden, ist dies in der Tabelle 8.7 vermerkt. Im Anhang D in den Tabellen D1 bis D11 finden sich die statistischen Kenngrößen, welche die Datenbasen zur Berechnung der Messunsicherheit in Abhängigkeit der Brennstoffe beschreiben. In den Tabellen im Anhang sind auch die Werte der berechneten Bias angegeben.

Tabelle 8.7: Anzahl der Messwerte, mittlere Staubkonzentration und Prüfung auf systematische Abweichungen (Bias) für die Messwerte eingeteilt nach Brennstoffen

Brennstoffe	Anzahl der Messwerte (N)	Mittlere Staubkonzentration mit Spülanteil in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$	Bias
Pellets	N = 73	64,9	Nein
Heupellets	N = 5	233,8	Ja
Hartholz	N = 93	88,4	Nein
Weichholz	N = 25	60,7	Nein
beschichtete Holzwerkstoffe	N = 6	84,1	Ja
Hackschnitzel gemischt	N = 14	56,0	Nein
Hackschnitzel ohne Rinde	N = 7	87,0	Nein
Hackschnitzel nur Rinde	N = 11	83,0	Nein
Getreidekörner (Hafer)	N = 6	152,4	Nein
Steinkohle	N = 16	42,0	Nein
Braunkohle	N = 20	66,6	Nein
alle Werte	N = 276	77,4	Nein

Anzumerken ist, dass für Heupellets, beschichtete Holzwerkstoffe und Hackschnitzel ohne Rinde die Anzahl der Messwerte < 10 beträgt. Aufgrund der geringen Anzahl der vorhandenen Messwerte ist die berechnete Messunsicherheit hier statistisch nicht abgesichert. Es zeigt sich zudem, dass bei den Datensätzen von Heupellets und beschichteten Holzwerkstoffen signifikante systematische Abweichungen vorliegen. Die Ursache hierfür könnte die geringe Anzahl an Messwerten sein.

Abbildung 8.5 zeigt die absolute Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i,N})$ und relative Messunsicherheit $w_{MDR}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der verwendeten Brennstoffe. Bei Heupellets und den beschichteten Holzwerkstoffen sind signifikante systematische Abweichungen vorhanden. Trotzdem sind die berechneten Messunsicherheiten nicht auffällig. Auffällig in Abbildung 8.5 sind die berechneten Messunsicherheiten bei Verwendung der Brennstoffe Weichholz, Getreidekörner und Steinkohle. Die Berechnung der Bias (siehe Anhang D in den Tabellen D1 bis D11) und die Berechnung der Messunsicherheiten sind bei den Brennstoffen mit einer geringen Anzahl an Messwerten ($N < 10$) mit einer erhöhten Unsicherheit behaftet.

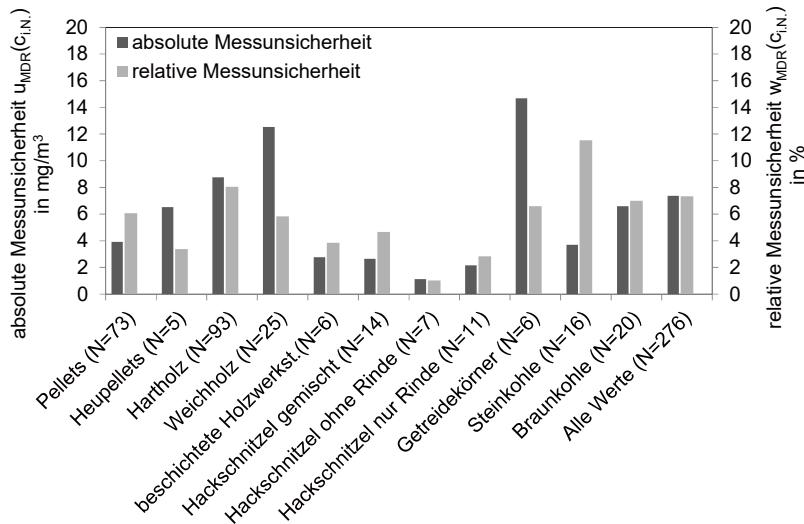


Abbildung 8.5: Absolute Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i,N})$ und relative Messunsicherheit $w_{MDR}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der Brennstoffe

Die absolute Messunsicherheit bei den Messungen mit Weichholz und den Getreidekörnern ist mit $> 12 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$ auffällig hoch. Bei beiden Brennstoffen wurden im Vergleich zu den anderen Brennstoffen bei hohen Staubkonzentrationen gemessen. Bei Weichholz beträgt die

mittlere Staubkonzentration $60,7 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$, die maximale Staubkonzentration liegt bei diesem Brennstoff jedoch bei $291,1 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ (siehe Anhang D, Tabelle D.4). Hohe Staubkonzentrationen führen in den meisten Fällen auch zu einer hohen absoluten Messunsicherheit, die relativen Messunsicherheiten sind hingegen nicht auffällig. Bei den Messungen mit Steinkohle ist das Gegenteil der Fall, da hier die Messungen bei vergleichsweise niedrigen Staubkonzentrationen stattfanden. Die mittlere Staubkonzentration beträgt bei Steinkohle $16,1 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ (siehe Anhang D, Tabelle D.10). Die absolute Messunsicherheit bei diesen Messungen ist nicht auffällig. Jedoch beträgt die relative Messunsicherheit hier $> 10\%$ und ist im Vergleich zu den anderen relativen Messunsicherheiten erhöht.

In Abbildung 8.6 ist der nach Gleichung (8.1) berechnete Spülanteil abgebildet. Aus Abbildung 8.6 ist ersichtlich, dass der Spülanteil bei den Messungen mit Steinkohle $> 30\%$ beträgt. Die Spülanteile bei den Messungen mit den anderen Brennstoffen sind $< 15\%$. Ursache für die erhöhten Spülanteile bei den Messungen mit Steinkohle sind niedrige Staubbeladungen auf den Messfiltern ($< 6,2 \text{ mg}$). Staubablagerungen vor dem Messfilter wirken sich hier prozentual gesehen extrem auf die zu ermittelnde Staubkonzentration aus.

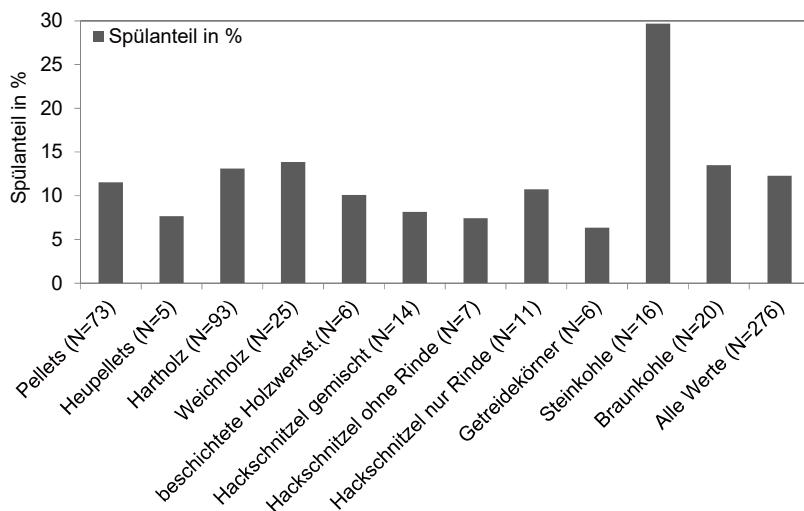


Abbildung 8.6: Spülanteil in Abhängigkeit der Brennstoffe

Festzuhalten ist, dass bei den Messungen mit Steinkohle das abgesaugte Normvolumen (ca. $0,2 \text{ m}^3$) als zu gering anzusehen ist. Problematisch ist hierbei auch die Messdauer von

lediglich 15 min bei gleichzeitig geringen Abgasgeschwindigkeiten ($< 1 \text{ m/s}$). In diesem Falle ist eine Probenahmedauer von 30 min zu empfehlen. Dies führt allerdings dazu, dass sich Staubkonzentrationen für die einzelnen Abbrandphasen (VP_1 , VP_2 und VP_3) bei einer gesamten Abbranddauer von angenommenen 45 Minuten nicht mehr vernünftig bestimmen lassen.

Einteilung der Messwerte nach den verwendeten Feuerungsanlagen

In der folgenden Tabelle 8.8 ist die Anzahl der Messwerte für die einzelnen Feuerungsanlagen angegeben die zur Berechnung der absoluten und relativen Messunsicherheit herangezogen wird. Zudem ist die mittlere Staubkonzentration für jede Feuerungsanlage aufgelistet. Die Datenbasen wurden alle auf systematische Abweichungen (Bias) überprüft. Sind Bias vorhanden, ist dies in der Tabelle 8.8 vermerkt. Im Anhang D in den Tabellen D.12 bis D.18 finden sich die statistischen Kenngrößen, welche die einzelnen Datenbasen zur Berechnung der Messunsicherheit in Abhängigkeit der verwendeten Feuerungsanlagen genau beschreiben.

Tabelle 8.8: Anzahl der Messwerte, mittlere Staubkonzentration und Prüfung auf systematische Abweichungen (Bias) für die Messwerte eingeteilt nach Feuerungsanlagen

Feuerungsanlage	Anzahl der Messwerte N	mittlere Staubkonzentration mit Spülanteil in $\text{mg}/\text{m}^3_{i,N}$	Bias
Pelletofen (PO)	N = 34	121,4	Nein
Pelletkessel (PK)	N = 5	23,5	Ja
Pellet-Hackschnitzelkessel (PHK)	N = 106	62,1	Nein
Stückholzofen (SO)	N = 43	63,6	Nein
Stückholzkessel 1 (SK1)	N=26	48,2	Nein
Stückholzkessel 2 (SK2)	N = 23	75,2	Nein
Stückholzkessel 3 (SK3)	N = 39	123,9	Nein
alle Werte	N = 276	77,4	Nein

An dem Pelletkessel (PK) beträgt die Anzahl der Messwerte < 10 . Die berechneten Messunsicherheiten sind an dieser Anlage statistisch nicht abgesichert. An dieser Anlage sind zudem signifikante systematische Abweichungen vorhanden. Auch hier kann die geringe Anzahl der Messwerte eine Rolle spielen.

Abbildung 8.7 zeigt die absolute Messunsicherheit $u_{\text{MDR}}(c_{i,N})$ und relative Messunsicherheit $w_{\text{MDR}}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der verwendeten Feuerungsanlagen. Obwohl an dem Pelletkessel (PK) nur eine geringe Anzahl von Messwerten und zudem signifikante systematische Abweichungen vorhanden sind, liegen die ermittelten Messunsicherheiten unter denen an den

anderen Anlagen. Bei dieser Anlage handelt es sich um eine automatisch beschickte Anlage, welche mit Pellets befeuert wird, die Verbrennungsbedingungen sind hier konstant und gut reproduzierbar.

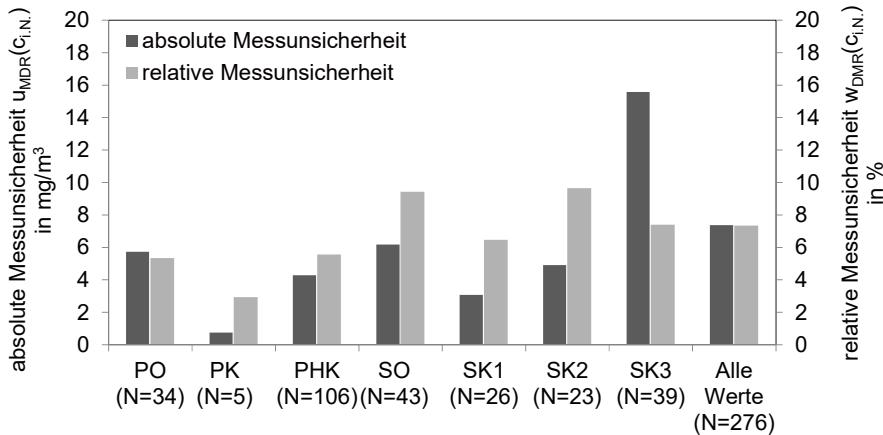


Abbildung 8.7: Absolute Messunsicherheit $u_{WMDR}(c_{i,N})$ und relative Messunsicherheit $w_{WMDR}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der Feuerungsanlagen

Die absolute Messunsicherheit bei den Messungen an dem Stückholzkessel 3 (SK3) ist mit $> 15 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$ auffällig hoch. An dieser Anlage und am Pelletofen (PO) wurden im Vergleich zu den anderen Anlagen hohe mittlere Staubkonzentrationen ($> 100 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$) erzielt. Auch hier zeigt sich, dass hohe Staubkonzentrationen meist zu einer hohen absoluten Messunsicherheit führen. Die relativen Messunsicherheiten streuen hingegen nicht derart stark.

Die höchsten relativen Messunsicherheiten wurden durchweg bei handbeschickten Anlagen beobachtet. Der ausgeprägte Verbrennungsverlauf führt zu variierenden Verbrennungs- und Messbedingungen. Dies wirkt sich scheinbar nachteilig auf die Messunsicherheit bei der Bestimmung der Staubkonzentration aus. Am Stückholzofen (SO) sind die Messwerte mit Steinkohle enthalten, welche bereits zuvor eine auffällig hohe relative Messunsicherheit zeigten.

In der nachfolgenden Abbildung 8.8 ist der Spülanteil in Abhängigkeit der Feuerungsanlagen dargestellt. Der Spülanteil am Stückholzofen (SO) ist im Vergleich zu den anderen Anlagen etwas erhöht. Auch an der handbeschickten Anlage SK2 ist ein etwas erhöhter Spülanteil erkennbar.

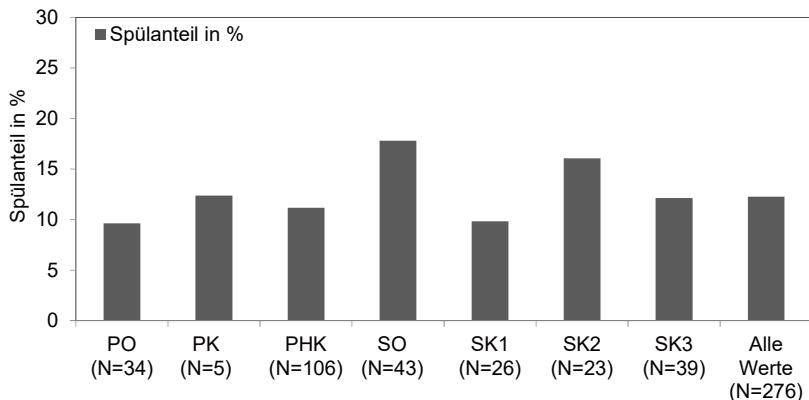


Abbildung 8.8: Spülanteil in Abhängigkeit der Feuerungsanlage

Die Ursache liegt vermutlich in der Zusammensetzung der vorliegenden Partikel. Besonders bei guten Verbrennungsbedingungen mit dem Brennstoff Steinkohle treten überwiegend Aschepartikel auf. Diese Aschepartikel bestehen zum Großteil aus Salzverbindungen. Die hohen Verbrennungstemperaturen an dem Stückholzofen (SO) begünstigen die Bildung dieser Komponenten. Die Farbe dieser Partikel ist weiß, so dass Ablagerungen dieser Partikel auf dem Messfilter oft kaum zu erkennen sind. Auch bei guten Verbrennungsbedingungen an der Anlage SK2 ist dies zu beobachten. Die Masse der Aschepartikel ist aufgrund der vergleichsweise hohen Dichte der Salze nicht zu unterschätzen. Hohe Verbrennungstemperaturen führen besonders bei Einzelraumfeuerstätten, bei denen keine Wärmetauscher vorhanden sind, zu hohen Abgastemperaturen. Thermophoreseffekte in Teilen vor dem Messfilter könnten daher eine Ursache für die erhöhten Staubablagerungen bzw. Spülanteile sein. Bei Salzverbindungen handelt es sich zudem um Ionenverbindungen, elektrostatische Abscheidungen sind daher ebenfalls nicht auszuschließen.

8.2.4 Vergleich der Ermittlungsmethoden zur Bestimmung der Messunsicherheit

Anhand der durchgeführten klassischen Fehlerrechnung (indirekte Ermittlungsmethode) ergibt sich für eine Staubkonzentration $c_{i,N}$ von ca. $23 \text{ mg}/\text{m}^3$ eine relative Messunsicherheit $w_{MI}(c_{i,N})$ von 6,6 %. Mit der Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen (direkte Ermittlungsmethode) beträgt die relative Messunsicherheit $w_{MDR}(c_{i,N})$ mit Spülanteil 7,3 % für einen Messbereich von $7 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$ bis $500 \text{ mg}/\text{m}^3_{i,N}$.

In der Tabelle 8.9 sind die mittels der indirekten und direkten Ermittlungsmethode ermittelten absoluten und relativen Messunsicherheiten gegenübergestellt.

Tabelle 8.9: Gegenüberstellung der mittels indirekter und direkter Methode ermittelten absoluten und relativen Messunsicherheiten

indirekte Ermittlungsmethode (klassische Fehlerrechnung)			direkte Ermittlungsmethode (Durchführung von Doppelbestimmungen)		
Unsicherheit	Einheit	Wert	Unsicherheit	Einheit	Wert
u _{MI} (c _{i,N}):	mg/m ³ _{i,N}	1,5	u _{MDR} (c _{i,N}):	mg/m ³ _{i,N}	7,4
w _{MI} (c _{i,N}):	%	6,6	w _{MDR} (c _{i,N}):	%	7,3

Bei Berechnung der Messunsicherheit nach der indirekten Ermittlungsmethode wurden zusätzliche Unsicherheitsbeiträge zunächst nicht mitberücksichtigt. Der Beitrag zusätzlicher Unsicherheitsbeiträge zur ermittelten relativen Messunsicherheit w_{MI}(c_{i,N}) von 6,6 % beträgt ohne Spülanteil 6 % und mit Spülanteil 10,6 %. Die zusätzlichen Unsicherheitsbeiträge sind > 5 % und daher zu berücksichtigen (siehe Kapitel 6.1.1). Zu beachten ist, dass die unter realen Abgasbedingungen theoretisch ermittelte Messunsicherheit für einen Konzentrationsbereich gilt, die anhand der indirekten Ermittlungsmethode gilt nur für den Messwert von 22,9 mg/m³_{i,N}.

Vorteil der indirekten Ermittlungsmethode ist, dass anhand der Empfindlichkeitskoeffizienten ermittelt werden kann, welche Eingangsgröße das Messergebnis hauptsächlich beeinflusst. Die indirekte Ermittlungsmethode eignet sich daher um festzustellen, auf welche Eingangsgröße bei einem Messverfahren besonders geachtet werden muss. Es zeigte sich, dass die geringen abgesaugten Volumina an Kleinfeuerungsanlagen bei Staubkonzentrationen < 10 mg/m³_{i,N} zu einer deutlich erhöhten Unsicherheit führen. Der Nachteil dieser Methode ist, dass äußere Einflüsse (z.B. der Bediener des Messgerätes, etc.) nicht mitberücksichtigt werden. Vorteil der direkten Ermittlungsmethode ist, dass neben den Unsicherheitsbeiträgen der Eingangsgrößen auch äußere Einflüsse mitberücksichtigt werden (z.B. nicht isokinetische Probenahmen, Kontaminationseffekte, das Spülverfahren etc.). Der Nachteil dieser Methode ist, dass die Eingangsgrößen, welche die Messunsicherheit wesentlich beeinflussen, nicht bekannt sind.

Die Aussagekraft von direkt ermittelten Messunsicherheiten ist höher, da beispielsweise deutlich wird, dass bei Messungen an Kleinfeuerungsanlagen die Richtigkeit der Messwerte wesentlich von der Quantifizierung der Staubablagerungen in der Probenahmeleitung abhängig ist. Dies zeigt der durchschnittliche Anteil der Spülmasse, der im Rahmen dieser Arbeit ca. 12 % beträgt. Bei der Verbrennung von Steinkohle ist sogar mit einem Spülanteil

von ca. 30 % zu rechnen. Ursache hierfür sind geringe Staubbeladungen auf dem Messfilter. Ablagerungen in der Probenahmeleitung haben hier einen erheblichen Anteil an der Gesamtstaubkonzentration. Negative Auswirkungen auf die Präzision der Messwerte sind zu akzeptieren, wenn die Richtigkeit der Messwerte gewährleistet sein soll. Ablagerungen können durch die Spülung der Probenahmeleitung nicht vollständig entfernt werden, vor allem wenn es sich bei den Ablagerungen um Teere handelt. Dies zeigt, dass die Quantifizierung der Ablagerungen unvollständig ist und tendenziell mit Minderbefunden bei Messungen mit dem Referenzmessverfahren an Kleinfeuerungsanlagen mit festen Brennstoffen zu rechnen ist.

8.3 Bewertung der Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens

An Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe ist das Spülverfahren zur Quantifizierung der Partikelverluste vor dem Messfilter auch aufgrund der Out-Stack-Filtration ein wichtiger Bestandteil der Messung. Unsicherheiten, hervorgerufen durch Probenahme und Bestimmung der Ablagerungen, sind hierbei verhältnismäßig hoch. Mittels der indirekten Ermittlung der Messunsicherheit wurde belegt, dass aufgrund des geringen abzusaugenden Volumens mit erhöhten Unsicherheiten bei Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen zu rechnen ist. Staubmesswerte $< 10 \text{ mg/m}^3_{i,N}$ sind daher mit hohen relativen Messunsicherheiten behaftet und eignen sich nur bedingt als Referenzmesswerte für neue Staubmessgeräte.

An der Emissionssimulationsanlage spielt der Anteil der Staubablagerungen vor dem Filter aufgrund der In- Stack-Filtration eine untergeordnete Rolle. Die Verifizierungsmessungen können auch ohne Spülung der Probenahmeleitung vor dem Messfilter mit ausreichender Richtigkeit durchgeführt werden. Zudem kann, aufgrund einer längeren Probenahmedauer und einer höheren Abgasgeschwindigkeit, deutlich mehr Volumen abgesaugt werden. Daher können an der Emissionssimulationsanlage auch Staubkonzentrationen $< 10 \text{ mg/m}^3_{i,N}$ mit ausreichender Richtigkeit gemessen werden. Im Rahmen der Verifizierungsmessungen wurde nachgewiesen, dass der Messaufbau RM₁ den per Konvention festgelegten richtigen Messwert liefert. Die anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen ermittelte Messunsicherheiten $w_{MDR}(c_{i,N})$ repräsentieren daher nicht nur die Präzision, sondern auch die Messgenauigkeit des Verfahrens. Die durchgeführten Untersuchungen zeigen jedoch, dass es sinnvoll ist, Validierungsmessungen für Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen zu organisieren und durchzuführen.

Die theoretisch berechnete relative Messunsicherheit $w_{MI}(c_{i,N})$ von 6,6 % stimmt mit der unter realen Abgasbedingungen an Kleinfeuerungsanlagen ermittelten Messunsicherheit

$w_{MDR}(c_{i,N})$ von 7,3 % gut überein. Die unter realen Abgasbedingungen ermittelte Messunsicherheit repräsentiert die Messgenauigkeit jedoch besser, da zusätzliche Unsicherheitsbeiträge bei der theoretischen Berechnung nicht berücksichtigt wurden.

In Abbildung 8.9 ist die Dichte der Gauß'schen Normalverteilung (siehe Gleichung (5.1)) berechnet aus:

- den relativen Abweichungen zwischen den einzelnen Messwerten bei den durchgeführten Doppelbestimmungen zwischen den Referenzmessaufbauten RM_1 und RM_2
- dem Mittelwert der relativen Abweichungen
- Standardunsicherheit berechnet nach Gleichung (6.6)

Aus dieser Abbildung kann die relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $w_{MDR}(c_{i,N})$ und die erweiterte relative Messunsicherheit für die Wahrscheinlichkeiten von 95,5 % und 99,7 % abgelesen werden.

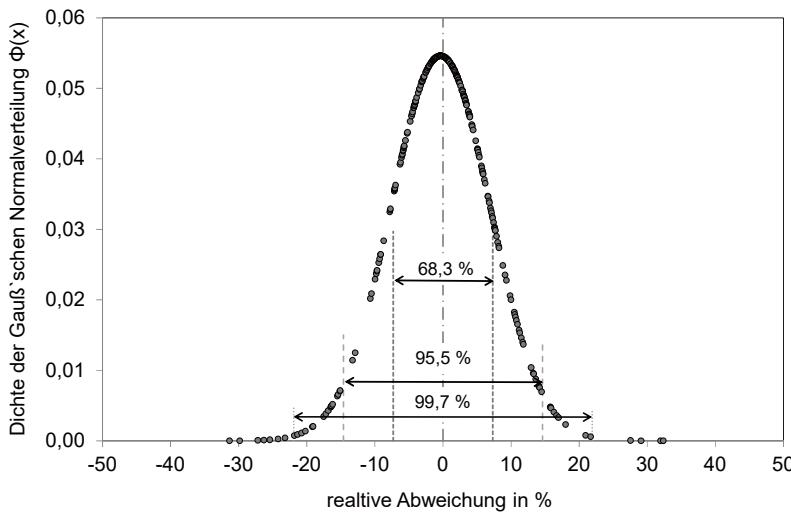


Abbildung 8.9: Dichte der Gauß'schen Normalverteilung berechnet aus den relativen Abweichungen, dem Mittelwert der Abweichungen und der Standardunsicherheit bestimmt aus Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen mit dem Referenzmessverfahren

Durch die Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage in Verbindung mit der Ermittlung der Messunsicherheit, unter realen Abgasbedingungen, konnte erstmalig die

Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe beurteilt werden. Die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens, welche die Messgenauigkeit repräsentiert, wurde an verschiedenen Feuerungsanlagen, welche mit unterschiedlichen Brennstoffen befeuert wurden, ermittelt und ist daher auf einen großen praxisrelevanten Bereich übertragbar. Künftig können Messwerte des Referenzmessverfahrens im Rahmen einer Validierung von neuen Staubmessgeräten zur Beurteilung von konstruktiven Optimierungsanlagen sowie zu Beurteilung von Staubminderungsmaßnahmen, wie z.B. Filtern, besser interpretiert werden.

9 Validierung neuer Staubmessgeräte zur Grenzwertüberwachung an Kleinfeuerungsanlagen

In diesem Kapitel wird eine Methodik aufgezeigt, mithilfe derer künftig neue Staubmessgeräte auf ihre Eignung zur Grenzwertüberwachung im Rahmen der 1.BimschV [10] überprüft werden können. Zur Prüfung der Eignung für Überwachungsmessungen müssen neue Staubmessgeräte anhand einer Bewertung der Messgenauigkeit (Richtigkeit und Präzision der Messwerte) validiert werden. Dies erfolgt anhand von Vergleichsmessungen unter realen Abgasbedingungen mit dem als Referenz festgelegten Verfahren nach VDI 2066 Blatt 1 [12]. Die Messgenauigkeit eines neuen Staubmessgerätes wird quantitativ durch die Messunsicherheit ausgedrückt, welche der aus den Vergleichsmessungen ermittelten Standardunsicherheit entspricht.

Zusätzlich wird in dieser Arbeit noch die Präzision eines neuen Staubmessgerätes mit der Präzision des Referenzverfahrens verglichen. Im Rahmen einer Eignungsprüfung nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [67] werden, sowohl mit dem zu prüfenden Messgerät als auch mit dem Referenzmessverfahren, Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen durchgeführt. Die anhand von Doppelbestimmungen ermittelte Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte entspricht hierbei nicht der Messunsicherheit des zu prüfenden Messgerätes. Die Streuung der Messwerte eines zu prüfenden Messgerätes kann nicht eindeutig der Messgröße zugeordnet werden. Um die Streuung der Messwerte der Messgröße zuordnen zu können, sind die Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren notwendig. In der folgenden Abbildung 9.1 ist die Vorgehensweise schematisch aufgeführt, anhand derer die Messgenauigkeit des zu prüfenden Messgerätes bewertet wird.

Das Staubmessgerät Wöhler SM 500 wird in dieser Arbeit als zu prüfendes Messgerät herangezogen. Von der Firma Wöhler wurden drei Exemplare des Staubmessgerätes zur Verfügung gestellt, welche im Folgenden mit P1, P2 und P3 bezeichnet werden. Eine Verfahrensbeschreibung des Staubmessgerätes Wöhler SM 500 befindet sich im Anhang E. Das neue Staubmessgerät soll künftig für die Überwachung der Grenzwerte 20 mg/m³, 60 mg/m³, 90 mg/m³, 100 mg/m³ und 150 mg/m³ sowie der Geräteklassen A, B, C und e zur Grenzwertüberwachung zugelassen und eingesetzt werden. Die Geräteklassen sind brennstoffabhängig und wurden bereits in Kapitel 4.2.4 in Tabelle 4.3 erläutert.

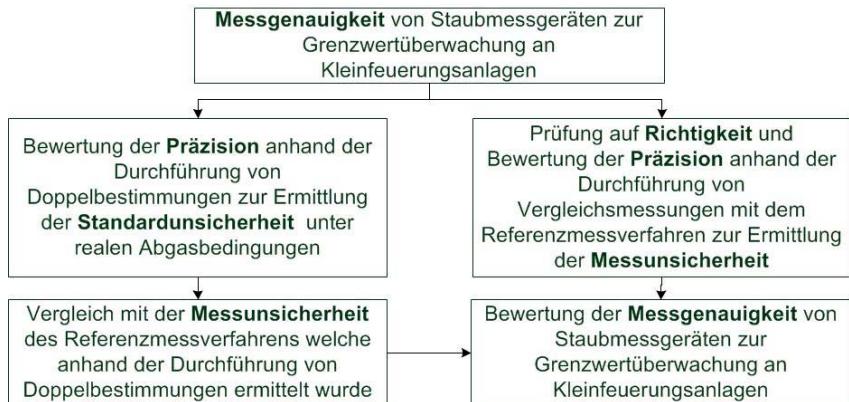


Abbildung 9.1: Vorgehensweise zur Bewertung der Messgenauigkeit eines neuen Staubmessgerätes

Anmerkung:

Die Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessverfahren und den zu prüfenden Messgeräten werden zeitgleich durchgeführt. Der Sauerstoffgehalt während den Vergleichsmessungen ist identisch und ist daher für die Bestimmung der Messgenauigkeit der Staubmessgeräte nicht relevant. Die Messwerte werden daher nicht auf einen festgelegten Sauerstoffgehalt, sondern lediglich auf Normbedingungen (trockenes Abgas, $T=273,15\text{ K}$, $p=1013,25\text{ hPa}$) bezogen angegeben.

9.1 Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte

Bei einer Validierung muss, anhand einer Untersuchung und durch Bereitstellung eines Nachweises bestätigt werden, dass festgelegte Forderungen für einen speziellen, beabsichtigten Gebrauch erfüllt werden. Um eine Validierung durchführen zu können, müssen daher Anforderungen an die Messgenauigkeit für die Messungen an Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe definiert werden. Die Einhaltung dieser Anforderungen gilt es, im Rahmen einer Validierung, zu prüfen. Sinnvoll ist es, auch Anforderungen an das Referenzmessverfahren festzulegen, um künftig eine einheitliche Qualität der Referenzmesswerte bei einer Validierung neuer Staubmessgeräte zu gewährleisten.

Wie in Kapitel 4.2.4 dargelegt, bestand bisher kaum eine Erfahrung bezüglich der Messgenauigkeit von Staubmessungen an Kleinfuerungsanlagen. Im Rahmen der in dieser Arbeit durchgeführten beispielhaften Validierung werden auf Basis der in Kapitel 8.2.2 anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen ermittelten, relativen

Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $w_{MDR}(c_{i,N})$ Anforderungen an die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens und an die Messunsicherheit zu prüfender Messgeräte festgelegt.

Um die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens zu bewerten, werden als quantitative Bewertungsgrößen die Messwertabweichung zwischen den Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 , sowie die zu ermittelnde Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens herangezogen. Diese Bewertungsgrößen werden mit Anforderungen verglichen, die aus der in Kapitel 8.2.2 ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens, abgeleitet werden. Der aus den Doppelbestimmungen im Rahmen der Validierung berechnete Mittelwert der Messeinrichtungen RM_1 und RM_2 wird per Konvention als richtiger Wert festgelegt. Dass es sich bei dem Mittelwert der Referenzmesseinrichtungen um den richtigen Wert handelt, wurde anhand den in Kapitel 8.1 vorgestellten Verifizierungsmessungen nachgewiesen.

Um die Messgenauigkeit des neuen Staubmessgerätes zu ermitteln, werden folgende quantitative Bewertungsgrößen herangezogen:

- Die Abweichung der Messwerte der zu prüfenden Messgeräte zu den Messwerten des Referenzmessverfahrens.
- Die anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen ermittelte mittlere Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $w_{SDP}(c_{i,N})$.
- Die anhand von Vergleichsmessungen unter realen Abgasbedingungen ermittelte mittlere Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $w_{MVP}(c_{i,N})$.

Die mittlere relative Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte P1, P2 und P3 wird aus Doppelbestimmungen ermittelt und berechnet sich nach Gleichung (6.7) aus den Messwertpaaren P1 und P2, P1 und P3 sowie P2 und P3. Die mittlere relative Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $w_{MVP}(c_{i,N})$ wird anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren ermittelt und ergibt sich aus den relativen Messunsicherheiten der einzelnen zu prüfenden Messgeräte P1, P2, P3 nach Gleichung (6.14). Die ermittelten quantitativen Bewertungsgrößen werden dann mit Anforderungen verglichen, die aus der in Kapitel 8.2.2 ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens abgeleitet wurden. In der folgenden Abbildung 9.2 ist die methodische Vorgehensweise im Rahmen der beispielhaften Validierung schematisch dargestellt.

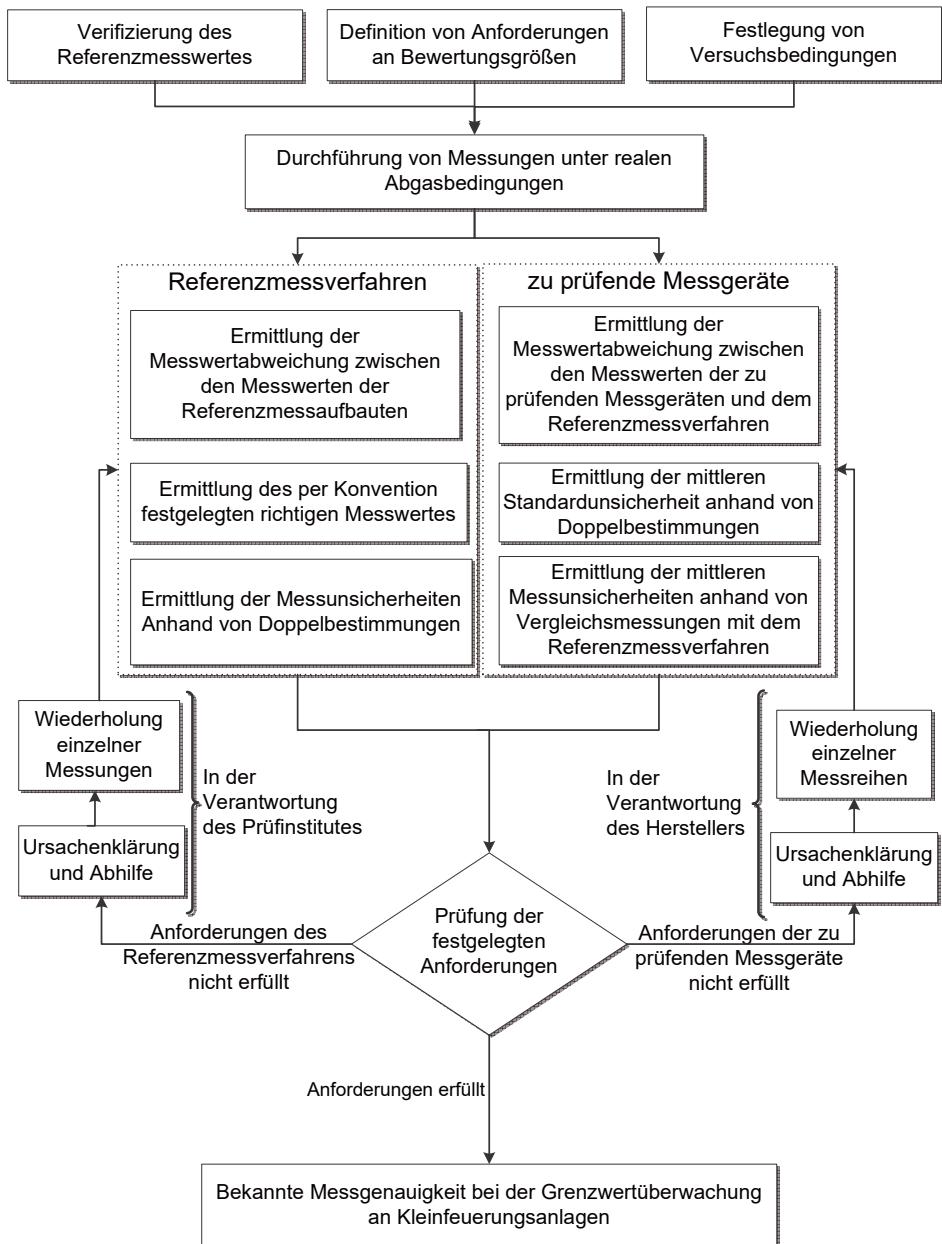


Abbildung 9.2: Methodische Vorgehensweise zur Durchführung der beispielhaften Validierung eines neuen Staubmessgerätes

Die einzustellenden Verbrennungs- und Messbedingungen nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] (siehe Tabelle A.4 im Anhang A) gelten als Orientierung für die Verbrennungs- und Messbedingungen im Rahmen der beispielhaften Validierung. Die Verbrennungs- und Messbedingungen, welche im Rahmen dieser Arbeit zur Validierung der zu prüfenden Messgeräte eingestellt wurden, sind im Anhang F in Tabelle F1 aufgeführt.

Insgesamt wurden 74 Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessverfahren und des zu prüfenden Messgerätes durchgeführt. Bei den im Folgenden aufgeführten Messungen handelt es sich um einen Auszug der in Kapitel 8.2.2 in Tabelle 8.6 beschriebenen Datenbasis. Im Anhang F in den Tabellen F.2 bis F.9 sind die Feuerungsanlagen und Brennstoffe, sowie die Messwerte des Referenzmessverfahrens nach den brennstoffabhängigen Geräteklassen A B C und e (siehe Tabelle 4.4) getrennt aufgeführt. Nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] und Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] ist die Gerätekategorie A Grundvoraussetzung für eine Bekanntgabe. Diese Gerätekategorie wird daher im Rahmen der beispielhaften Validierung gesondert betrachtet.

Die Datenbasis zur Ermittlung der quantitativen Bewertungsgrößen für das Referenzmessverfahren und die zu prüfenden Messgeräte ergibt sich durch Einteilung der Messwerte nach den in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] und der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] festgelegten Grenzwertklassen (GWK20, GWK60, GWK 90, GWK100 und GWK150). Diese Grenzwertklassen sind in der Tabelle 4.4 aufgeführt. Nach [11] und [67] wird die Messunsicherheit zu prüfender Messgeräte prozentual zum Grenzwert angegeben. Nach Gleichung (6.7) und Gleichung (6.14) werden die ermittelten Messunsicherheiten dagegen auf den Messwert bezogen angegeben. In dieser Arbeit werden beide Berechnungsarten angewandt und einander gegenübergestellt.

Aufgrund der geringen Anzahl der Messwerte innerhalb der einzelnen Grenzwertklassen ist es wichtig, jeden einzelnen Messwert des Referenzmessverfahrens zu prüfen. Sind einzelne Abweichungen der Messeinrichtungen RM₁ und RM₂ auffällig hoch, müssen die Messungen wiederholt werden und dürfen nicht zur Validierung des zu prüfenden Messgerätes herangezogen werden.

9.2 Anforderungen an quantitative Bewertungsgrößen im Rahmen der Validierung

In diesem Kapitel werden, auf Basis der in Kapitel 8.2.2 ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens und auf Basis der VDI 4206 Blatt 2 [67], Anforderungen an Bewertungsgrößen für das Referenzmessverfahren und für die zu prüfenden Messgeräte im Rahmen einer Validierung abgeleitet. Da bisher noch keinerlei weitere Erfahrungen über die Messgenauigkeit neuer Staubmessgeräte existieren, ist es empfehlenswert diese hier festgelegten Anforderungen für künftige Validierungen zu überarbeiten, da sie zunächst großzügig ausgelegt werden. Um die Anforderungen zu überarbeiten und zu optimieren sind weitere aufwendige Doppelbestimmungen und Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren und neuen Staubmessgeräten unter realen Abgasbedingungen durchzuführen.

9.2.1 Anforderungen an die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens

Die in dieser Arbeit unter realen Abgasbedingungen ermittelte Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens beträgt 7,3 %. Auf dieser Basis und auf Basis der VDI 4206 Blatt 2 [67] werden die in Tabelle 9.1 aufgeführten Anforderungen an die Messgenauigkeit der Referenzmesswerte im Rahmen einer Validierung festgelegt. Erfahrungswerte über die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe ermittelt durch Messwerte, welche nicht in dieser Arbeit erzielt wurden, liegen nicht vor. Die hier definierten Anforderungen werden daher zunächst auf ganze Zahlen (in 10er Schritten) aufgerundet.

Tabelle 9.1: Anforderungen an die Messwerte des Referenzmessverfahrens, wenn es zur Validierung neuer Staubmessgeräte eingesetzt werden soll (Voraussetzung ist das Durchführen von Doppelbestimmungen)

Bewertungsgröße	Basis zur Festlegung der Anforderung	Anforderung
Messwertabweichung zwischen den einzelnen Messwerten der verwendeten Referenzmesseinrichtungen	ermittelte relative Messunsicherheit von 7,3 % für ein Vertrauensbereich von 99,7 % (7,3 % · 3 = 21,9 %)	bei Messwerten $\leq 20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$: 30% bezogen auf den Grenzwert von 20 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$. bei Messwerten $\geq 20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ bis $\leq 150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$: 30% bezogen auf den Messwert bei Messwerten $> 150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$: 30% bezogen auf den Grenzwert von 150 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$.
relative Messunsicherheit bestimmt aus allen durchgeführten Doppelbestimmungen	ermittelte relative Messunsicherheit von 7,3 %	10 %
erweiterte relative Messunsicherheit bestimmt aus allen Doppelbestimmungen	ermittelte relative Messunsicherheit von 7,3 % für ein Vertrauensbereich von 95,5 % (7,3 % · 2 = 14,6)	20 %

Unterhalb eines Referenzmesswert von $\leq 20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ wird eine konstante maximal zulässige Abweichung von 6 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ festgelegt (entspricht 30 % bezogen auf den Grenzwert von 20 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$). Oberhalb eines Referenzmesswertes von $\geq 150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ wird eine konstante maximal zulässige Abweichung von 45 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ festgelegt (entspricht 30 % bezogen auf den Grenzwert von 150 $\text{mg/m}^3_{\text{i.N.}}$). Die Messwerte des Referenzmessverfahrens werden in die entsprechenden Grenzwertklassen (GWK20, GWK60, GWK90, GWK100 und GWK150) eingeteilt. Bevor aus den einzelnen Datenbasen die Messunsicherheit bestimmt werden kann, werden alle Datenbasen auf systematische Abweichungen (Bias) nach Gleichung (6.9) und Gleichung (6.10) überprüft. Im Anhang F in der Tabelle F.10 sind die Bias innerhalb der brennstoffabhängigen Gerätekasse A und in Tabelle F.11 die Bias innerhalb den Geräteklassen ABC und e aufgeführt. Weder innerhalb der Gerätekasse A noch innerhalb den Geräteklassen ABC und e sind signifikante Bias enthalten.

9.2.2 Anforderung an die Messgenauigkeit der zu prüfenden Messgeräte

Auf Basis der in den Richtlinien VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] und VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] definierten Anforderungen sowie den zuvor in Kapitel 9.2.1 festgelegten Anforderungen an das Referenzmessverfahren, werden in der nachfolgenden Tabelle 9.2 Anforderungen an die zu prüfenden Messgeräte festgelegt. Auch hier werden die Anforderungen auf ganze Werte (in 5er Schritten) aufgerundet.

Tabelle 9.2: Anforderungen an die Messwerte des zu prüfenden Messgerätes

(Voraussetzung ist die Durchführung von Doppelbestimmungen mit den zu prüfenden Messgeräten und die Durchführung von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren)

Bewertungsgröße	Basis zur Festlegung der Anforderung	Anforderung
Messwertabweichung zwischen den einzelnen Messwerten des zu prüfenden Messgerätes und den Messwerten des Referenzmessverfahrens bei der Durchführung von Vergleichsmessungen	In Anlehnung an die Richtlinien VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] und die Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67]	bei Messwerten $\leq 20 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$: 50% bezogen auf den Grenzwert von $20 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ bei Messwerten $\geq 20 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ bis $\leq 150 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$: 50% bezogen auf den Messwert bei Messwerten $> 150 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$: 50% bezogen auf den Grenzwert von $150 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$
mittlere relative Standardunsicherheit bestimmt aus allen Doppelbestimmungen mit den zu prüfenden Messgeräten	erweiterte relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens für ein Vertrauensbereich von 95,5 % ($7,3\% \cdot 2 = 14,6$)	15 %
mittlere erweiterte relative Standardunsicherheit	Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte für ein Vertrauensbereich von 95,7 % ($15\% \cdot 2 = 30$)	30 %
mittlere relative Messunsicherheit bestimmt aus allen Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren	relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens von 7,3 % für ein Vertrauensbereich von 99,7 % ($7,3\% \cdot 3 = 21,9$)	25 %
erweiterte mittlere relative Messunsicherheit	Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte für ein Vertrauensbereich von 95,5 % ($25\% \cdot 2 = 50$)	50 %

Unterhalb eines Referenzmesswert von $\leq 20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ wird eine konstante, maximal zulässige absolute Abweichung von $10 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ festgelegt (50 % bezogen auf den Grenzwert von $20 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$). Oberhalb eines Referenzmesswertes von $\geq 150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ wird eine konstante, maximal zulässige absolute Abweichung von $75 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ festgelegt (dies entspricht 50 % bezogen auf den Grenzwert von $150 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$).

Die Prüfung auf systematische Messabweichungen zwischen den zu prüfenden Messgeräten und dem Referenzmessverfahren ist zwar sinnvoll, aber nicht Bestandteil der beispielhaften Validierung. Solange die festgelegten Anforderungen bezüglich der Messunsicherheit, welche anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren ermittelt wurde, eingehalten werden können, sind vorhandene systematische Abweichungen vernachlässigbar. Dennoch wird in Kapitel 9.5 auf eventuell enthaltene systematische Abweichungen zwischen den Referenzmesswerten und den zu prüfenden Messgeräten eingegangen.

9.3 Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens

In Abbildung 9.3 sind insgesamt 72 Messwertpaare der Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 in einem Konzentrationsbereich zwischen $0 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ und $400 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$ dargestellt. Die Grenzlinien in der Abbildung markieren die maximal zulässige Messwertabweichung zwischen den beiden Referenzmesseinrichtungen entsprechend der Tabelle 9.1. Bis auf ein Wertepaar liegen alle Messpunkte innerhalb der zulässigen Grenzen. Für die Bewertung der zu prüfenden Messgeräte wurden insgesamt acht Messwertpaare verworfen. Diese Messwertpaare sind in der Abbildung 9.3 enthalten und als graue Messwertpunkte markiert.

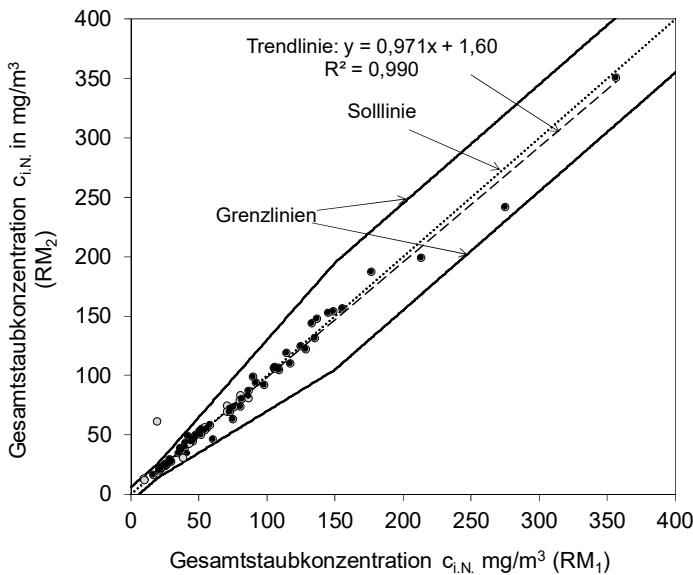


Abbildung 9.3: Messwertabweichung des Referenzmessverfahrens bei den im Rahmen der beispielhaften Validierung durchgeführten Doppelbestimmungen

Das Wertepaar außerhalb der Grenzlinien wurde bei einem Versuch mit Steinkohle erzielt und wird verworfen. Die Ursache für den deutlichen Minderbefund mit der Referenzeinrichtung RM₁ ist vermutlich eine Undichtigkeit in diesem Messaufbau. Zwei weitere Messungen bei dem Brennstoff Steinkohle wurden verworfen, da die Messwerte bei diesen Versuchen < 20 mg/m³_{i,N} betragen und einen Spülanteil von > 50 % aufwiesen. Die prozentualen Abweichungen bei diesen Messungen betrugen 19 % und 31 %. Drei Wertepaare wurden bei den Versuchen mit Stückholz (Brennstoffwassergehalt von ca. 40 % bezogen auf die Masse) durchgeführt. Da bei diesen Versuchen keine ausreichend konstante Verbrennung eingestellt werden konnte, wurden diese Messungen verworfen und wiederholt. Die Wiederholungsmessungen wurden ebenfalls mit Stückholz (Brennstoffwassergehalt von ca. 40 % bezogen auf die Masse) durchgeführt, wobei eine deutlich geringere Brennstoffmenge aufgelegt wurde. Dadurch ergaben sich ausreichend konstante Verbrennungsbedingungen und die Messungen konnten verwendet werden. Sowohl die verworfenen Messungen als auch die Wiederholungsmessungen sind in der Abbildung 9.3 enthalten.

Insgesamt werden 66 Messwerte in einem Konzentrationsbereich von $16 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ bis $354 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ zur Bewertung des neuen Staubmessgerätes herangezogen. Die relative Messunsicherheit, bestimmt aus den Doppelbestimmungen des Referenzmessverfahrens, beträgt 4,8 %. Die in der Datenbasis enthaltenen systematischen Abweichungen (Bias) zwischen den Referenzmessaufbauten im Rahmen der Doppelbestimmungen sind nicht signifikant (siehe Anhang F Tabelle F.11). In der folgenden Tabelle 9.3 sind die statistischen Kennwerte der verwendeten Datenbasis aufgeführt, welche zur Validierung der zu prüfenden Messgeräte herangezogen werden.

Tabelle 9.3: Statistische Kennwerte der Datenbasis im Rahmen der beispielhaften Validierung für die Messwerte des Referenzmessverfahrens

Statistische Kennwerte	Einheiten	Werte mit Spülanteil
Anzahl der Doppelbestimmungen N	-	66
untere Grenze der Messwerte	$\text{mg/m}^3_{i.N.}$	16,4
obere Grenze der Messwerte	$\text{mg/m}^3_{i.N.}$	353,9
Mittelwerte über alle Messwerte	$\text{mg/m}^3_{i.N.}$	78,1
Bias der Messwerte	$\text{mg/m}^3_{i.N.}$	0,7
Absolute Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i.N.})$	$\text{mg/m}^3_{i.N.}$	4,2
$a_{SysA}^2(y) \leq 0,5 * u_{MDR}(c_{i.N.})^2$	-	Ja
relative Messunsicherheit	%	4,8

Durch die Einteilung der Messwerte stehen für jede Grenzwertklasse in Abhängigkeit von der Gerätekategorie die in der folgenden Tabelle 9.4 angegebene Anzahl an Messwerten zur Verfügung. Der nach Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [67] relevante Messbereich für die Grenzwertklasse GW150 geht von $75 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ bis $350 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$. In dieser Arbeit wird das Messwertpaar des Referenzmessverfahrens bei $353 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$ dennoch herangezogen, um in dieser Klasse insgesamt 10 Messwertpaare zur Bewertung des zu prüfenden Messgerätes heranziehen zu können.

Tabelle 9.4: Anzahl der Messwerte in den verschiedenen Geräteklassen (GK)
 entsprechend Tabelle 4.3 und den Grenzwertklassen (GWK) entsprechend
 Tabelle 4.4

Messbereich	GWK20	GWK60	GWK90	GWK100	GWK150
	10 mg/m ³ _{i.N.}	30 mg/m ³ _{i.N.}	45 mg/m ³ _{i.N.}	50 mg/m ³ _{i.N.}	75 mg/m ³ _{i.N.}
	bis 30 mg/m ³ _{i.N.}	bis 90 mg/m ³ _{i.N.}	bis 135 mg/m ³ _{i.N.}	bis 150 mg/m ³ _{i.N.}	bis 353 mg/m ³ _{i.N.}
Anzahl der Messwerte in der GK A	12	14	13	13	10
Anzahl der Messwerte in der GK ABCe	15	29	34	33	27

Die erweiterte relative Messunsicherheit

In diesem Abschnitt wird die erweiterte relative Messunsicherheit $W_{MDR}(c_{i.N.})$ des Referenzmessverfahrens für eine Wahrscheinlichkeit von 95,5% in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK), für die einzelnen Geräteklassen (GK), dargestellt. Sie wird sowohl bezogen auf den Grenzwert als auch bezogen zum Messwert angegeben.

In der Abbildung 9.4 ist $W_{MDR}(c_{i.N.})$ in Abhängigkeit der Grenzwertklassen für verschiedene Geräteklassen aufgeführt. Die Grenzwert- und Geräteklassen wurden in Kapitel 4.2.4 definiert.

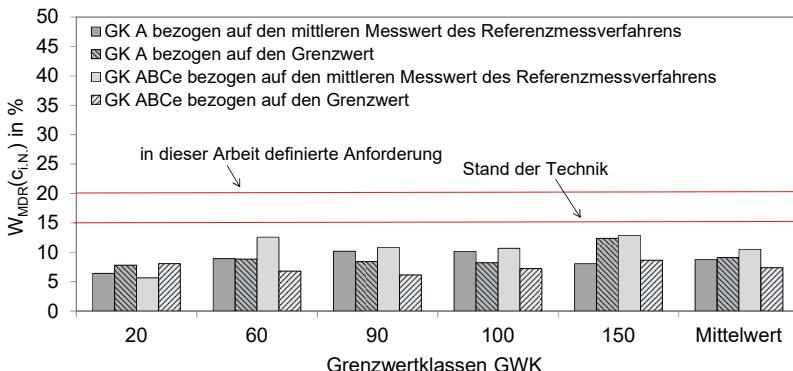


Abbildung 9.4: Erweiterte relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $W_{MDR}(c_{i,N})$ für eine Wahrscheinlichkeit von 95,5 % bestimmt aus Doppelbestimmungen in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) entsprechend Tabelle 4.4 für verschiedene Gerätelasse (GK) entsprechend Tabelle 4.3

In allen Grenzwertklassen ist die erweiterte relative Messunsicherheit $< 15 \%$. Die im Rahmen dieser Arbeit gestellte Anforderung an die erweiterte relative Messunsicherheit von 20 % kann eingehalten werden. Es ist Potential vorhanden, die Anforderungen auf 15 % zu verschärfen und somit einen neuen Stand der Technik zu definieren. Auffällig in Abbildung 9.4 ist, dass $W_{MDR}(c_{i,N})$ bezogen auf den Messwert tendenziell höher ausfällt als bezogen auf den Grenzwert. Besonders deutlich wird dies in der GW60. Die Ursache hierfür ist, dass in dieser Klasse deutlich mehr Messwerte $< 60 \text{ mg/m}^3 c_{i,N}$ vorliegen als Messwerte $> 60 \text{ mg/m}^3 c_{i,N}$ (siehe Anhang F Tabelle F.3). Durch den Bezug auf einen höheren Wert (hier der Grenzwert) als der eigentliche Messwert, fallen prozentuale Abweichungen niedriger aus. Der Bezug auf einen niedrigen Messwert zeigt natürlich höhere prozentuale Abweichungen. Dahingegen führt der Bezug auf einen festen Wert (hier der Grenzwert), zur Ermittlung relativer Abweichungen, zu einem Ergebnis, das abhängig von der Verteilung der Messwerte um den festen Bezugswert ist. Der in den Richtlinien VDI 4206 Blatt 2 (2011 und 2015) [11, 67] vorgegebene Bezug auf einen Grenzwert führt dazu, dass die Bewertung des zu prüfenden Messgerätes von der Höhe der Staubkonzentrationen abhängt, welche für die Vergleichsmessungen eingestellt werden. Die Prüfungen sind daher nur bedingt miteinander vergleichbar. Es wird dringend empfohlen, die Abweichungen auf den Messwert und nicht auf den Grenzwert zu beziehen. Die in der Tabelle 9.1 definierten Anforderungen sind daher auf den Messwert bezogen anzugeben.

9.4 Messgenauigkeit des zu prüfenden Messgerätes

Die gemessenen Staubkonzentrationen mit den Messgeräten P1, P2 und P3 werden den gemessenen Referenzmesswerten gegenübergestellt. Die Messwerte der zu prüfenden Messgeräte sind im Anhang F in Tabelle F.11 als Zahlenwerte angegeben. Abbildung 9.5 zeigt alle 66 zur Validierung der zu prüfenden Messgeräte herangezogenen Vergleichsmessungen zwischen dem Referenzmessverfahren und den zu prüfenden Messgeräten für die Geräteklassen ABC und e in graphischer Form.

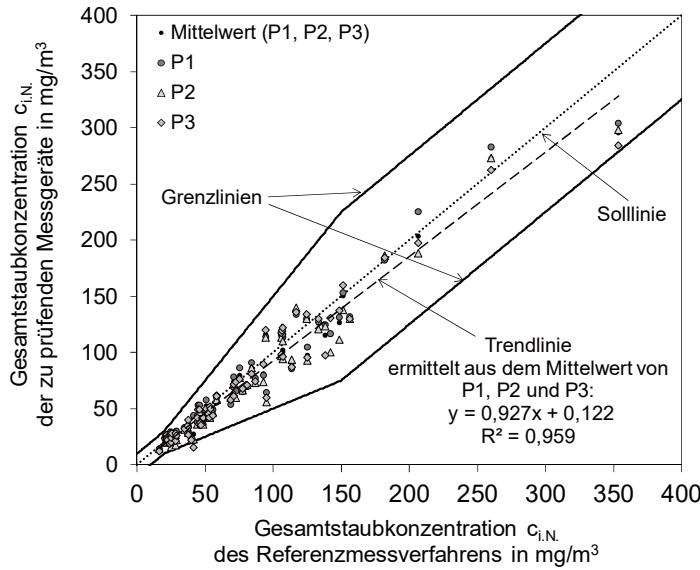


Abbildung 9.5: Messwertabweichung der zu prüfenden Messgeräte zum Referenzmessverfahren bei den im Rahmen der beispielhaften Validierung durchgeführten Vergleichsmessungen [66][78][82]

Bis auf einen einzigen Messwert des zu prüfenden Messgerätes P3 liegen alle Werte innerhalb der Grenzlinien für die maximal zulässige Messwertabweichung nach Tabelle 9.2. Der außerhalb der Grenzlinien liegende Messwert fließt dennoch in die weiteren Berechnungen mit ein, da keine messtechnische Ursache für die erhöhte Abweichung gefunden wurde. Die Messwerte des Referenzmessverfahrens bei dieser Vergleichsmessung liegen innerhalb der zulässigen Messwertabweichung nach Tabelle 9.1. Ein Messwert des zu prüfenden Messgerätes P2 wurde verworfen, nachdem nach Messende festgestellt wurde, dass die Entnahmesonde von P2 nicht in Strömungsrichtung des Abgases ausgerichtet war. Der

Messwert wies, im Vergleich zu den Messwerten von P1 und P3, einen deutlichen Minderbefund auf.

Erweiterte relative Standardunsicherheit

Die mittlere erweiterte relative Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $\overline{W}_{SDP}(c_{i,N})$ wird für eine Wahrscheinlichkeit von 95,5 % in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) für verschiedene brennstoffabhängige Geräteklassen (GK) dargestellt. Berechnet wird sie aus den durchgeführten Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen. Sie wird sowohl bezogen auf den Grenzwert als auch bezogen auf den mittleren Messwert der zu prüfenden Messgeräte (P1, P2 und P3) angegeben. In der Abbildung 9.6 ist $\overline{W}_{SDP}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der einzelnen Grenzwertklassen für die jeweiligen Geräteklassen aufgeführt.

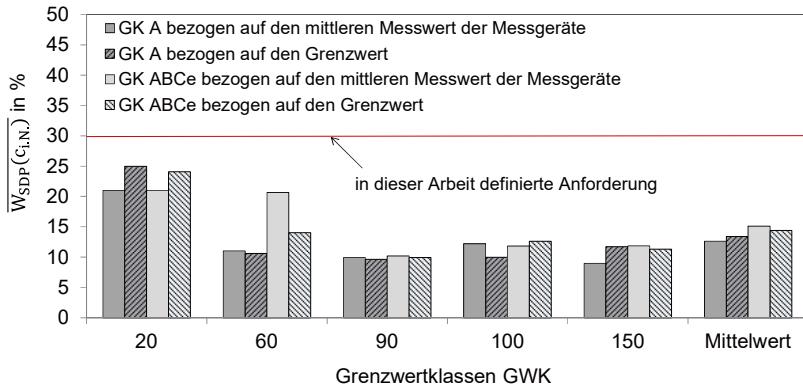


Abbildung 9.6: Mittlere erweiterte relative Standardunsicherheit $\overline{W}_{SDP}(c_{i,N})$ der zu prüfenden Messgeräte für eine Wahrscheinlichkeit von 95,5 % in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) entsprechend Tabelle 4.4 für verschiedene Gerätekasse (GK) entsprechend Tabelle 4.3

In allen Grenzwertklassen ist $\overline{W}_{SDP}(c_{i,N}) < 30\%$. Die im Rahmen dieser Arbeit gestellten Anforderungen an neue Staubmessgeräte können eingehalten werden. Der Bezug der Messabweichungen auf den Grenzwert ergibt in der GWK60 deutlich geringe Unsicherheiten als der Bezug auf den Referenzmesswert. In dieser GWK liegen deutlich mehr Messwerte $< 60 \text{ mg/m}^3_{i,N}$ vor als $> 60 \text{ mg/m}^3_{i,N}$.

Die Ermittlung der mittleren erweiterten Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $\overline{W}_{SDP}(c_{i,N})$ erfolgt identisch zur Ermittlung der relativen Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $W_{MDR}(c_{i,N})$ anhand Gleichung (6.7). Die beiden Bewertungsgrößen

sind aufgrund der identischen Ermittlung direkt miteinander vergleichbar. In der folgenden Abbildung 9.7 ist die Standardunsicherheit des zu prüfenden Messgerätes $\overline{W_{SDP}(c_{i,N})}$ der Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $W_{MDR}(c_{i,N})$ für die Geräteklassen ABCe gegenübergestellt. Die Abweichungen werden jeweils auf den mittleren Messwert bezogen angegeben.

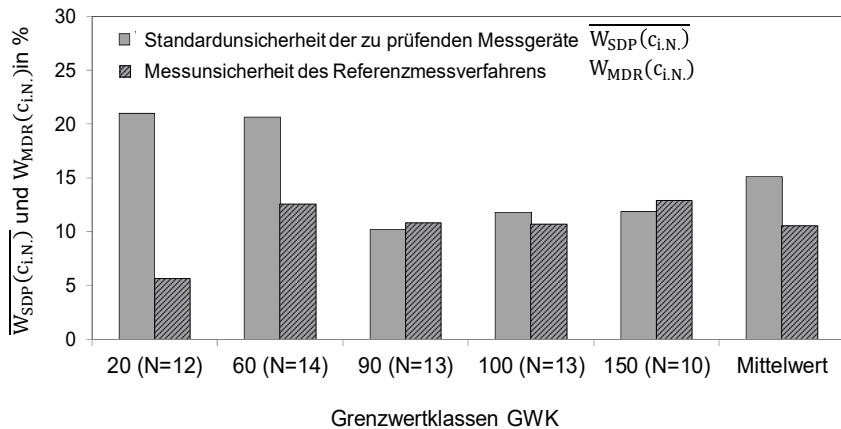


Abbildung 9.7: Vergleich der mittleren, relativen erweiterten Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $\overline{W_{SDP}(c_{i,N})}$ mit der relativen erweiterten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens $W_{MDR}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) entsprechend Tabelle 4.4

In der GWK20 ist die Präzision des Referenzverfahrens deutlich höher als die Präzision der zu prüfenden Messgeräte. Ab GWK90 ist die Präzision beider Verfahren nahezu identisch. In GWK90 und GWK150 besitzen die zu prüfenden Messgeräte eine höhere Präzision als das Referenzmessverfahren.

Erweiterte relative Messunsicherheit

In diesem Abschnitt wird die erweiterte relative Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren ermittelt. Der mittlere Messwert der Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 wird per Konvention als richtiger Messwert festgelegt. Anhand der Vergleichsmessungen wird somit sowohl die Präzision als auch die Richtigkeit der Messwerte der zu prüfenden Messgeräte geprüft. Die so ermittelte Standardunsicherheit kann daher vernünftigerweise als Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte bezeichnet werden.

In [1] wird festgelegt, dass wenn die Bedingung $u_{MDR}(c_{i,N}) \leq 0,3 u_{SDP}(c_{i,N})$ nicht erfüllt ist, die Unsicherheit des Referenzmessverfahrens $u_{MDR}(c_{i,N})$ in Gleichung (6.13) gleich null zu setzen ist. Die Präzision des Referenzmessverfahrens ist mit der Präzision der neuen Staubmessgeräte in den GWK > 60 vergleichbar. Über den Mittelwert aller GWK ist diese Bedingung nicht erfüllt. Die Unsicherheit des Referenzmessverfahrens $u_{MDR}(c_{i,N})$ in Gleichung (6.13) zur Berechnung der Messunsicherheit der neuen Staubmessgeräte wird daher gleich null gesetzt. Hieraus könnte abgeleitet werden, dass die definierten Anforderungen an die erweiterte Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte $\overline{W_{MVP}}(c_{i,N})$ in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11] von 30 % bezogen auf den GW als zu streng anzusehen ist. Es scheint gerechtfertigt zu sein, wie in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67] vorgesehen, die zulässigen erweiterten Messunsicherheiten auf 40 % festzulegen. In dieser Arbeit wurde zunächst, auf Basis der unter realen Abgasbedingungen ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens, eine erweiterte Messunsicherheit von 50 % als zulässig betrachtet (siehe hierzu Tabelle 9.2).

In der nachfolgenden Abbildung 9.8 sind die mittleren erweiterten Messunsicherheiten der Prüflinge $\overline{W_{MVP}}(c_{i,N})$, ermittelt aus den einzelnen relativen erweiterten Messunsicherheiten der Messgeräte P1, P2 und P3, abgebildet. In dieser Abbildung ist $\overline{W_{SDP}}(c_{i,N})$ in Abhängigkeit der einzelnen Grenzwertklassen für die jeweiligen Geräteklassen aufgeführt.

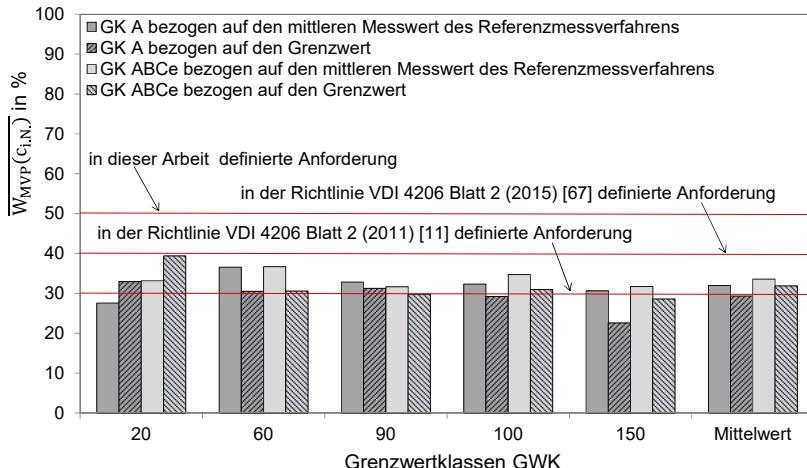


Abbildung 9.8: Mittlere erweiterte relative Messunsicherheiten der zu prüfenden Messgeräte (P1, P2 und P3) $\overline{W_{MVP}(c_{i,N})}$ für eine Wahrscheinlichkeit von 95,5 % in Abhängigkeit der Grenzwertklassen (GWK) entsprechend Tabelle 4.4 für verschiedene Geräteklasse (GK) entsprechend Tabelle 4.3

In allen Grenzwertklassen ist die mittlere erweiterte relative Messunsicherheit $< 40\%$. Auch hier ist Potential ersichtlich, die in dieser Arbeit definierten Anforderungen zu verschärfen. Die im Rahmen dieser Arbeit erstmalig ermittelte relative Messunsicherheit des neuen Staubmessgerätes von $< 40\%$ bestätigt die in der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [67] definierte Anforderung von 40 %.

9.5 Bewertung der Validierungsergebnisse

Die messtechnische Verfahrensdurchführung bei neuen Staubmessgeräten ist meist vollständig automatisiert. Durch Bedienungsfehler hervorgerufene Unsicherheitsquellen werden hierdurch minimiert. Die Präzision neuer Staubmessgeräte ist daher nicht zwingend schlechter als die Präzision des manuellen Referenzmessverfahrens. Das hier zur Prüfung herangezogene Staubmessgerät besitzt in der GWK90 und GWK150 sogar eine höhere Präzision als das Referenzmessverfahren.

Die folgende Abbildung 9.9 zeigt die, aus den relativen Abweichungen, dem Mittelwert der Abweichungen und der Standardunsicherheit nach Gleichung (6.6), berechnete Dichte der

Gauß'schen Normalverteilung (siehe Gleichung (5.1)). Die relativen Abweichungen, der Mittelwert und die Standardunsicherheit ergeben sich aus den durchgeföhrten Doppelbestimmungen zwischen den Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 sowie den einzelnen zu prüfenden Messgeräten. Aus dieser Abbildung können die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens und die Standardunsicherheit des geprüften Staubmessgerätes im Rahmen der Validierungsmessungen abgeschätzt werden.

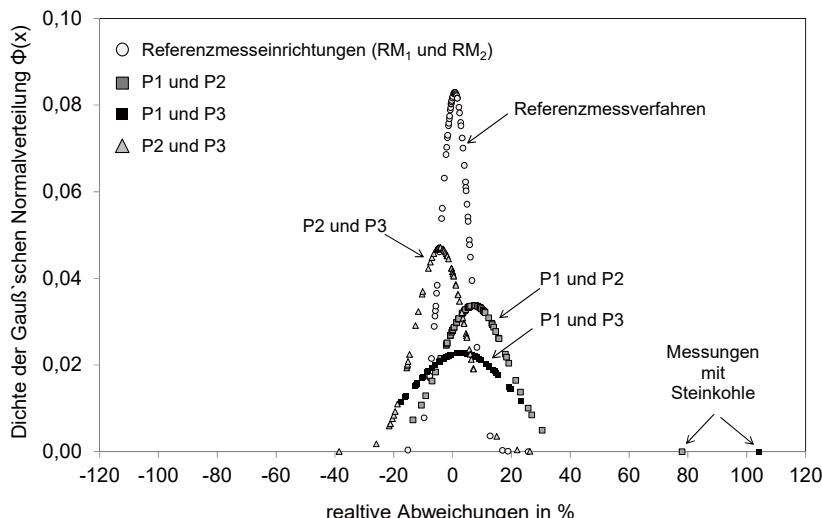


Abbildung 9.9: Dichte der Gauß'schen Normalverteilungen für das Referenzmessverfahren und für die zu prüfenden Messgeräte (P1, P2, P3) berechnet aus den relativen Abweichungen, dem Mittelwert der Abweichungen und der Standardunsicherheit, ermittelt aus den Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen

Die relative Messunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte erfolgt anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren. Die Referenzmesswerte (x_R) werden hierbei als richtig angesehen. In der nachfolgenden Abbildung 9.10 ist die Dichte der Gauß'schen Normalverteilung dargestellt. Berechnet wird die Dichte der Gauß'schen Normalverteilung aus den relativen Abweichungen zwischen den Messwerten des Referenzmessverfahrens und den mittleren Messwerten der zu prüfenden Messgeräte, dem Mittelwert der Abweichungen und der Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte berechnet nach Gleichung (6.13). Aus dieser Abbildung kann die ermittelte Messunsicherheit des neuen Staubmessgerätes für eine Wahrscheinlichkeit von 68,3 % und 95,5 % abgelesen

werden. Die Messunsicherheit des geprüften Messgerätes beträgt mit einer Wahrscheinlichkeit von 68,3 % ca. 15 %. Die anhand der Vergleichsmessungen ermittelte Messunsicherheit repräsentiert hierbei die Messgenauigkeit des zu prüfenden Staubmessgerätes.

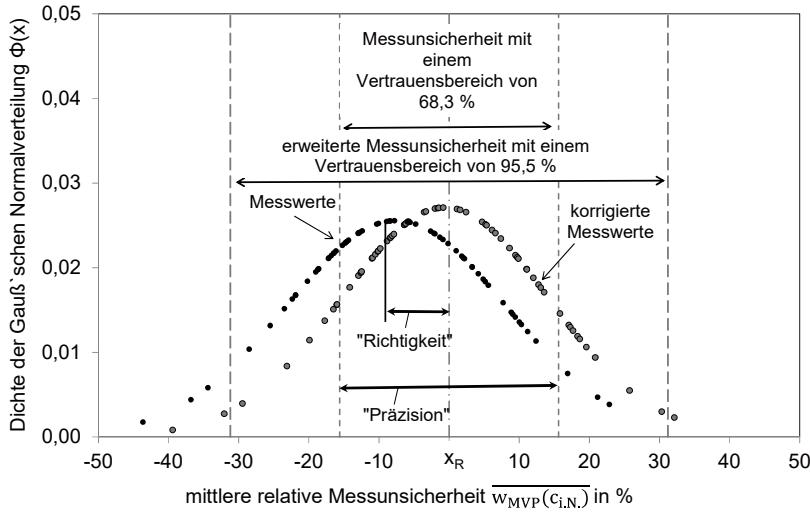


Abbildung 9.10: Dichte der Gauß'schen Normalverteilung berechnet aus den relativen Abweichungen zwischen den Referenzmessverfahren und dem Mittelwert der geprüften Messgeräte P1, P2 und P3 sowie der mittleren Standardunsicherheit der zu prüfenden Messgeräte bestimmt aus den Vergleichsmessungen [82]

Aus der in Abbildung 9.10 dargestellten Gauß'schen Normalverteilung lässt sich eine systematische Abweichung des geprüften Messgerätes zum Referenzmesswert von ca. 7,5 % ablesen. Ursache der vorliegenden systematischen Abweichung können beispielsweise Staubablagerungen in der Probenahmeleitung sein. Bei dem Referenzverfahren werden diese Ablagerungen quantifiziert. Aus den um diese systematische Abweichung korrigierten, relativen Abweichungen wurde ebenfalls die Gauß'sche Normalverteilung berechnet und in Abbildung 9.10 dargestellt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass zwischen den Werten der zu prüfenden Messgeräte und dem Referenzmesswert signifikante systematische Abweichungen vorliegen, da der Beitrag der systematischen Abweichungen einen Anteil von 50 % an der Messunsicherheit

des geprüften Messgerätes ausmacht (siehe hierzu Gleichung (6.10)). Festzuhalten ist jedoch auch, dass die Standardunsicherheit des neuen Staubmessgerätes mit der Messunsicherheit des Referenzverfahrens vergleichbar ist. Bei der Validierung eines neuen Staubmessgerätes müssen die zum Vergleich herangezogenen Referenzmesswerte immer gesondert geprüft werden. Aufgrund der geringen Anzahl der Messwerte (vergleiche hierzu Tabelle 9.4) können einzelne Messwerte einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis besitzen.

Die Anforderungen, welche in dieser Arbeit und in VDI 4206 Blatt 2 [67] mangels Erfahrungswerten definiert wurden, werden eingehalten. Es besteht jedoch Potential, diese Anforderungen weiter zu verschärfen. Dazu sind allerdings weitere umfangreiche und aufwendige Messungen erforderlich, die den Rahmen dieser Arbeit sprengen würden. Nur wenn eine ausreichende Menge von Erfahrungswerten vorliegt, können sinnvolle Anforderungen und damit ein neuer Stand der Technik definiert werden.

10 Prüfung der Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme

In diesem Kapitel soll die Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme bei Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen erörtert werden. Dies ist notwendig, da mit dem Referenzmessverfahren nach [12] die Probenahme eines Teilvolumenstromes unter isokinetischen Bedingungen erfolgen soll. Bei neuen zur Grenzwertüberwachung der 1. BImSchV [10] bekanntgegebenen Staubmessgeräten ist dies nicht zwingend der Fall. Die Entnahme des Teilvolumenstromes erfolgt bei diesen Messgeräten mit einem festen Durchmesser der Entnahmesonde und einem konstanten Volumenstrom wodurch eine isokinetische Probenahme daher nicht immer gewährleistet ist. Deshalb soll untersucht werden, inwieweit sich eine nicht isokinetische Probenahme negativ auf die Bestimmung der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen auswirkt.

In Kapitel 4.1.2 wurde bereits dargelegt, dass die Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme in besonderem Maße von der Größe der vorliegenden Partikel und der Strömungsgeschwindigkeit im Abgaskanal abhängt. Die vorliegenden Partikelgrößen und die Strömungsgeschwindigkeiten im Abgas unterscheiden sich an Kleinfeuerungsanlagen deutlich von denen an der anerkannten Emissionssimulationsanlage (ESA). Zunächst wird anhand der Korrekturmethode nach Zenker [41] und Röthele [42] (siehe Kapitel 4.1.2) dargelegt, wie sich theoretisch eine nicht-isokinetische Probennahme an Kleinfeuerungsanlagen und an der Emissionssimulationsanlage auswirkt und wie sich die Messwerte korrigieren lassen. Anschließend werden sowohl an Kleinfeuerungsanlagen als auch an der Emissionssimulationsanlage experimentelle Untersuchungen vorgestellt, anhand derer die Wirksamkeit der Korrekturmethode nach [41] und [42] überprüft werden soll.

10.1 Theoretische Betrachtung zur Korrektur der Messwerte

Der relative Staubgehalt (Gleichung (4.1) nach [41] und [42] dient als Korrekturfaktor für Messwerte, welche bei nicht-isokinetischen Probenahmen ermittelt wurden. Nach [42] wird der relative Staubgehalt 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 nach Gleichung (4.2) berechnet. Aus der Abbildung 4.2 wird deutlich, dass die Bedeutung einer isokinetischen Probenahme mit einer kleiner werdenden Barth'schen Ähnlichkeitszahl abnimmt. Die Barth'sche Ähnlichkeitszahl hängt neben der Sinkgeschwindigkeit der Partikel ω_{st} (Gleichung (4.3)), in welcher der Partikeldurchmesser enthalten ist, auch von der Strömungsgeschwindigkeit im Abgas v_H ab.

An der Emissionssimulationsanlage beträgt die Strömungsgeschwindigkeit im Abgaskanal ca. 11 m/s (siehe hierzu Tabelle 8.1). An den Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe sind die Strömungsgeschwindigkeiten in den meisten Fällen < 5 m/s. Auch die Partikelgrößenverteilung (siehe Anhang B) unterscheiden sich an Kleinfeuerungsanlagen deutlich von der Größenverteilung an der Emissionssimulationsanlage (siehe Kapitel 3.3). An Kleinfeuerungsanlagen liegen überwiegend Partikel $< 1 \mu\text{m}$, an der Emissionssimulationsanlage liegen überwiegend $< 10 \mu\text{m}$ vor.

In Abbildung 10.1 ist die Barth'sche Ähnlichkeitszahl in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers und der Strömungsgeschwindigkeit im Abgas aufgetragen. Die Abbildung 10.1 zeigt, dass an der Emissionssimulationsanlage die Barth'sche Ähnlichkeitszahl bei einer Abgasgeschwindigkeit von 11 m/s und ab einem Partikeldurchmesser von ca. 7 μm bereits 5 beträgt. Bei einer Barth'schen Ähnlichkeitszahl von 5 hat eine nicht-isokinetische Probenahme offensichtlich einen erheblichen Einfluss auf den Messwert (siehe Abbildung 4.2). An Kleinfeuerungsanlagen ergibt sich eine Barth'sche Ähnlichkeitszahl von 5 erst bei Strömungsgeschwindigkeiten > 5 m/s und bei vorliegenden Partikeldurchmesser $> 10 \mu\text{m}$. Bei Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe mit kleiner Leistung kann aufgrund der vorliegenden Messbedingungen und Partikelgrößen von einer Barth'schen Ähnlichkeitszahl von 0,1 ausgegangen werden. Eine nicht-isokinetische Probenahme dürfte damit theoretisch die zu messenden Staubkonzentrationen an Kleinfeuerungsanlagen nur vernachlässigbar beeinflussen.

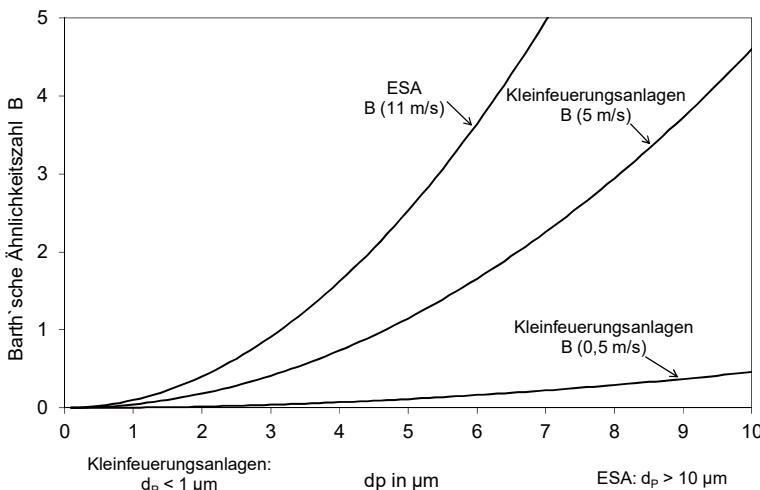


Abbildung 10.1: Barth'sche Ähnlichkeitsszahl B unter den Bedingungen an der Emissionssimulationsanlage und den Bedingungen an Kleinfeuerungsanlagen in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit und des Partikeldurchmessers d_p

Um diese theoretische Betrachtung experimentell nachzuweisen, werden im folgenden Abschnitt eigene Messungen der Partikelgrößenverteilung an Kleinfeuerungsanlagen beschrieben und diskutiert. Anschließend werden experimentelle Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme mit dem Referenzmessverfahren an ausgewählten Kleinfeuerungsanlagen und an der Emissionssimulationsanlage vorgestellt.

10.2 Experimentelle Untersuchungen an Kleinfeuerungsanlagen

Zur Absicherung der in Kapitel 3.3 angegebenen Literaturwerte, bezüglich der Partikelgrößenverteilung an Kleinfeuerungsanlagen, wurden eigene Messungen der Größenverteilung an Kleinfeuerungsanlagen mittels eines Niederdruckimpaktors (Low Pressure Impaktor) durchgeführt. Mit dem Niederdruckimpaktor (LPI) können Partikel in einem Bereich zwischen $\geq 0,03 \mu\text{m}$ und $\leq 10,22 \mu\text{m}$ messtechnisch erfasst werden [80]. Partikel $< 0,03 \mu\text{m}$ gehen durch den LPI durch und Partikel $> 10,2 \mu\text{m}$ werden nicht weiter aufgelöst. Eine detaillierte Beschreibung des Niederdruckimpaktors (LPI) befindet sich in Anhang H und in [80]. Dieses Messverfahren zur Bestimmung der massenbezogenen Partikelgrößenverteilung wurde gewählt, da es sich wie beim Referenzmessverfahren, um ein direktes Messverfahren handelt. Feuerungsanlage als auch Brennstoff wurden variiert (siehe

hierzu Tabelle 8.5), um eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Verbrennungs- und Messbedingungen abzudecken. Insgesamt wurden 53 Impaktormessungen durchgeführt.

In der folgenden Abbildung 10.2 ist die aus den 53 Messungen ermittelte mittlere Partikelmasse der einzelnen Impaktorstufen (siehe Anhang H) prozentual zur gesammelten Gesamtpartikelmasse aufgetragen. Die Abscheidewahrscheinlich bei jedem angegebenen Partikeldurchmesser beträgt hier 50 %. Zudem ist die mittlere Summenhäufigkeit in % der vorliegenden Partikelgrößen dargestellt. Die Fehlerbalken in der Abbildung 10.2 repräsentieren die Standardabweichung bei den einzelnen Impaktorstufen. Da bei Kleinfeuerungsanlagen Partikel $> 1 \mu\text{m}$ kaum vorliegen, ist auf den Impaktorstufen zur Bestimmung der Partikel $> 1 \mu\text{m}$ oft nicht genug Staubmasse vorhanden, um diese vernünftig anhand einer Vor- und Rückwägung bestimmen zu können. Aufgrund unzureichender Auflösung der Waage ergeben sich hierdurch teilweise scheinbar negative Staubmassen.

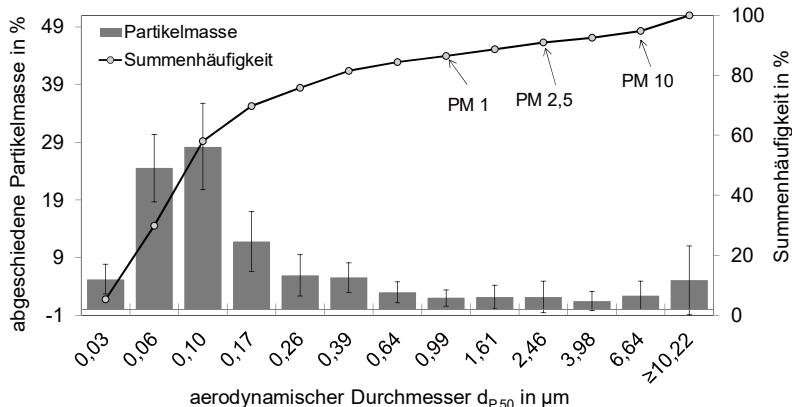


Abbildung 10.2 : Mittels eines Niederdruckimpaktors gemessene mittlere, auf die Gesamtmasse bezogene Partikelgrößenverteilungen an ausgewählten Kleinfeuerungsanlagen nach Tabelle 8.5 basierend auf 53 Einzelmessungen

Die durchgeführten Messungen bestätigen die Literaturangaben in [34]. Die in [34] beschriebene Verteilung mit einem Maximum im Bereich von $0,07 \mu\text{m}$ bis etwa $0,15 \mu\text{m}$ bestätigt sich. Das zweite Maximum im Bereich von $6 \mu\text{m} - 12 \mu\text{m}$ deutet sich an. Partikel $> 10 \mu\text{m}$ werden nicht weiter aufgelöst, das dritte Maximum der Verteilung kann daher nicht überprüft werden. Bei der Durchführung der Messungen wurde festgestellt, dass es in dem verwendeten Niederdruckimpaktor zu erheblichen Partikelverlusten im gesamten Messsystem

kommt. Im Anhang H wird, neben dem Messprinzip des Impaktors, speziell auf diese Problematik eingegangen. Die eigenen Untersuchungen mit dem Niederdruckimpaktor zeigten, dass es eine messtechnische Herausforderung ist, unter den vorliegenden Messbedingungen an Kleinfeuерungsanlagen eine mit dem Referenzmessverfahren vergleichbare Gesamtstaubkonzentration zu messen. Partikelverluste im gesamten Messsystem des Niederdruckimpaktors beeinflussen die Messung der Gesamtstaubkonzentration nicht vernachlässigbar.

In Abbildung 10.3 sind die von Axarlis [38] mittels des Niederdruckimpaktors gemessenen Partikelgrößenverteilungen an einem Pelletkessel und einem Pelletofen abgebildet. Am Pelletkessel wurde aus vier Messungen und am Pelletofen aus drei Messungen ein Mittelwert, über die bestimmten Staubmassen auf den einzelnen Impaktorstufen, gebildet. Zudem ist die mittlere Summenhäufigkeit der abgeschiedenen Partikelmasse angegeben. Die Fehlerbalken repräsentieren die Standardabweichung der bestimmten Staubmasse auf den einzelnen Impaktorstufen.

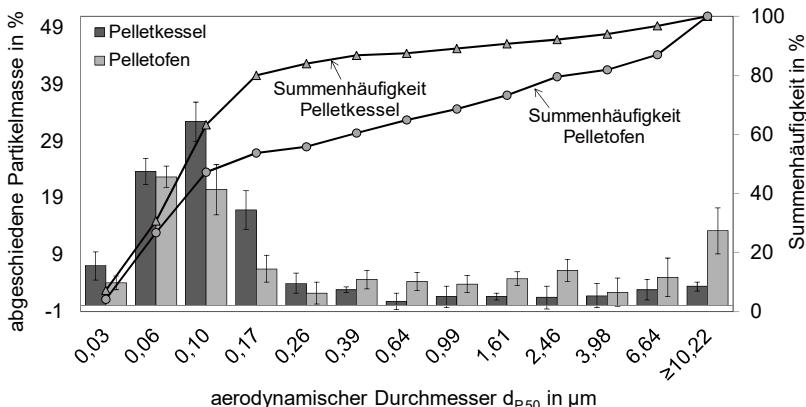


Abbildung 10.3: Mittels eines Niederdruckimpaktors gemessene mittlere, auf die Gesamtmasse bezogene Partikelgrößenverteilungen im Abgas eines Pelletkessel und eines Pelletofens nach [38]

Die Abbildung 10.3 zeigt, dass am Pelletkessel tendenziell mit kleineren Partikeln als am Pelletofen zu rechnen ist. Jedoch lassen auch die am Pelletofen vorliegenden massenbezogenen Partikelgrößenverteilungen darauf schließen, dass nach Zenker [41] und Röhthele [42] eine nicht-isokinetische Probenahme vernachlässigbare Abweichungen zum richtigen Messwert zu erwarten sind (siehe hierzu auch Abbildung 10.1). Zur Prüfung der

messtechnischen Bedeutung einer nicht-isokinetischen Probenahme wurden experimentelle Untersuchungen durchgeführt. Für diese Untersuchungen wurden der Pelletkessel und der Pelletofen ausgewählt, da die in Abbildung 10.3 abgebildeten Messungen zeigen, dass bei diesen Anlagen die emittierte massenbezogene Partikelgrößenverteilung unterschiedlich ist. Die Strömungsgeschwindigkeit im Abgas liegt bei beiden Anlagen im Mittel bei ca. 1,5 m/s. Für die Berechnung der Barth'schen Ähnlichkeitszahl nach Gleichung (4.2), welche zur Ermittlung des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1) benötigt wird, muss zunächst die Sinkgeschwindigkeit nach Gleichung (4.3) berechnet werden. In Tabelle 10.1 sind alle zur Berechnung des relativen Staubgehaltes benötigten Eingangsgrößen angegeben.

Tabelle 10.1: Eingangsgrößen zur Berechnung des relativen Staubgehaltes nach

Gleichung (4.1) bei den Untersuchungen zur isokinetischen Probennahme an Kleinfuerungsanlagen mit dem Referenzmessverfahren

Eingangsgröße	Einheit	Wert
Sondendurchmesser d_E	mm	10
Geschwindigkeit Abgas v_H	m/s	1,50
Erdbeschleunigung g	m/s^2	9,81
Dichte der Partikel ρ_p	g/m^3	2,85
Dichte der Luft ρ_L	kg/m^3	1,29
Durchmesser der Partikel d_p	μm	1
Dynamische Viskosität der Luft η_L	$kg/(m*s)$	17,20
Sinkgeschwindigkeit $w_{s, St}$	m/s	9,0E-05
Bart'sche Ähnlichkeitszahl B	-	1,4E-02

Um experimentell zu prüfen, ob bei Kleinfuerungsanlagen eine isokinetische Probenahme eine untergeordnete Rolle spielt, wurden von Axarlis [38] mit den Referenzmesseinrichtungen RM_1 und RM_2 Doppelbestimmungen durchgeführt. Hierbei erfolgt mit einer Messeinrichtung eine isokinetische und mit der anderen Messeinrichtung eine nicht-isokinetische Probenahme. Um den Einfluss von systematischen Abweichungen zu vermeiden, werden die Messeinrichtungen regelmäßig getauscht, mit der die nicht-isokinetischen Probenahmen erfolgen. Ablagerungen vor dem Messfilter werden hierbei nicht quantifiziert. Die bei den Untersuchungen erzielten Messwerte wurden von Axarlis [38] ermittelt und sind im Anhang G in Tabelle G.1 angegeben. In dieser Tabelle ist zudem ersichtlich, welche Verhältnisse v_T/v_H sich bei den nicht-isokinetischen Probenahmen ergaben. In der folgenden Abbildung 10.4 sind die nicht korrigierten Messwerte, welche sich aus den nicht-isokinetischen Probenahmen ergaben, den korrigierten Messwerten gegenübergestellt. Die dargestellten Grenzlinien repräsentieren die in Kapitel 8.2.2 ermittelte relative Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens von ca. 7 % mit einem Vertrauensbereich von 68,5 %.

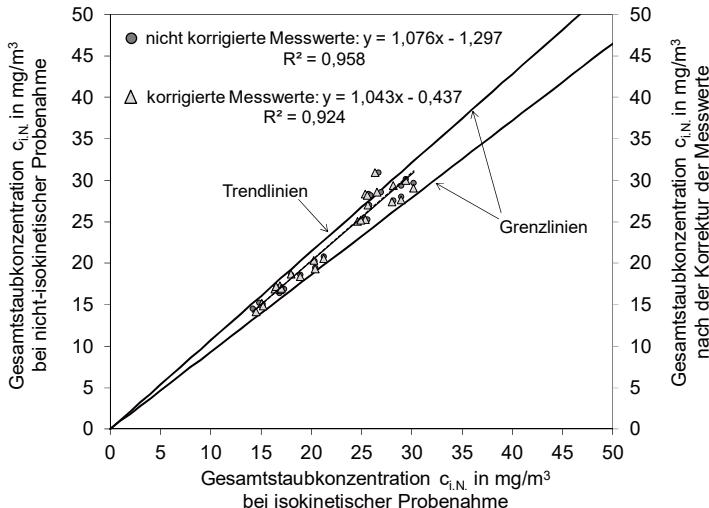


Abbildung 10.4: Nicht korrigierte und korrigierte Messwerte bei den experimentellen Untersuchungen zur nicht-isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen mit den Referenzmessseinrichtungen RM_1 und RM_2 (Messwerte von [38])

Drei der nicht korrigierten Messwerte liegen außerhalb der Grenzlinien. Betrachtet man das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Trendlinien, ist festzuhalten, dass durch die Korrektur die Güte der Anpassung an die Trendlinie leicht abnimmt. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) ändert sich von 0,958 auf 0,924. Anhand der Steigung und dem Schnittpunkt mit der y- Achse der Regressionsgeradengleichung ist eine tendenzielle Verbesserung erkennbar. Die Steigung der Regressionsgerade der korrigierten Messwerte liegt näher eins und der Schnittpunkt liegt näher 0. Bis auf zwei der korrigierten Messwertpaare liegen alle innerhalb der Grenzlinien. Letztendlich ist festzuhalten, dass zusätzliche Unsicherheitsbeiträge durch eine nicht-isokinetische Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen im Verhältnis zu der in dieser Arbeit ermittelten relativen Messunsicherheit von 7,3 % als vernachlässigbar anzusehen sind.

10.3 Experimentelle Untersuchungen an der Emissionssimulationsanlage

Im Folgenden werden nun die experimentellen Untersuchungen an der anerkannten Emissionssimulationsanlage mit dem Referenzmessverfahren und dem bereits geprüften Staubmessgerät vorgestellt. Im Gegensatz zu den kleinen und mittleren Feuerungsanlagen ist an dieser Anlage aufgrund der deutlich höheren Strömungsgeschwindigkeit (ca. 11 m/s) und den vorliegenden Partikeldurchmessern $> 10 \mu\text{m}$ (siehe Anhang B), bei einer nicht-

isokinetischen Probenahme, mit einem bedeutenden Einfluss auf das Messergebnis zu rechnen.

10.3.1 Untersuchungen mit dem Referenzmessverfahren

Für die Untersuchungen mit dem Referenzmessverfahren werden an der Emissionssimulationsanlage drei unterschiedliche Stäube dazu dosiert. Die auf die Masse bezogenen Größenverteilungen der zu dosierten Stäube sind in den (Abbildungen B.1, B.2 und B.3) hinterlegt.

Insgesamt wurden an der Emissionssimulationsanlage 24 Messungen in einem Konzentrationsbereich zwischen $2 \text{ mg/m}^3_{\text{i,N}}$ und $18 \text{ mg/m}^3_{\text{i,N}}$ durchgeführt. Die Messungen erfolgten mit der Referenzmesseinrichtung RM₂ wobei bewusst nicht-isokinetisch abgesaugt wurde. Die erzielten Messwerte und die eingestellten nicht-isokinetischen Verhältnisse $v_{\text{T}}/v_{\text{H}}$ sind im Anhang G in der Tabelle G.2 aufgeführt. In der nachfolgenden Tabelle 10.2 sind die Anzahl der Messungen und die zur Berechnung des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1), anhand dessen die Messwerte resultierend aus nicht-isokinetischen Probenahmen korrigiert werden sollen, benötigten Eingangsgrößen angegeben.

Tabelle 10.2: Eingangsgrößen zur Berechnung des relativen Staubgehaltes nach
Gleichung (4.1) bei den Untersuchungen zur isokinetischen Probennahme
an der Emissionssimulationsanlage mit dem Referenzmessverfahren

Eingangsgrößen	Messreihe	Messreihe	Messreihe	Messreihe	Einheit
	1	2	2*	3	
Anzahl der Messungen	12	4	2	6	
Durchmesser Entnahmesonde d_{E}	10	10	8	10	mm
Geschwindigkeit Abgas v_{H}	11	11	11	11	m/s
Erdbeschleunigung g	9,81	9,81	9,81	9,81	m/s^2
Dichte Partikel ρ_{P}	2,3	2,3	2,3	2,3	g/m^3
Dichte Luft ρ_{L}	1,29	1,29	1,29	1,29	kg/m^3
Durchmesser der Partikel d_{p}	25	50	50	10	μm
Dynamische Viskosität Luft η_{L}	17,2	17,2	17,2	17,2	$\mu\text{Pa}\cdot\text{s}$
Sinkgeschwindigkeit $w_{\text{s,St}}$	0,046	0,182	0,182	0,007	m/s
Bart'sche Ähnlichkeitszahl	5,105	20,418	25,523	0,817	-

* Durchmesser der Entnahmesonde wurde geändert

Anhand der Gleichung (4.1) zur Bestimmung des relativen Staubgehaltes wurden die gemessenen Staubkonzentrationen korrigiert. Die nicht korrigierten und die korrigierten Messwerte sind in Abbildung 10.5 abgebildet.

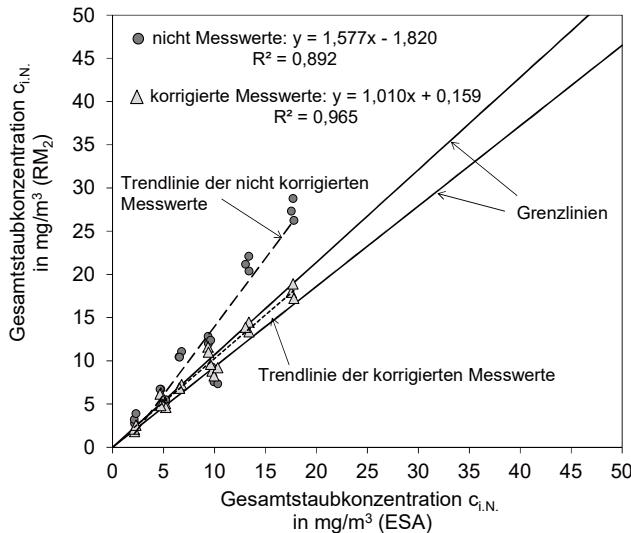


Abbildung 10.5: Nicht korrigierte und korrigierte Messwerte bei den experimentellen Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an der Emissionssimulationsanlage mit der Referenzmesseinrichtung RM₂ (Sollwerte aus [83])

In Abbildung 10.5 wird an den Trendlinien der Messwerte und der korrigierten Messwerte die Wirksamkeit der Korrektur nach Zenker [41] deutlich. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) der korrigierten Werte ist deutlich höher, die Steigung der Regressionsgeradengleichung näherungsweise eins und der Schnittpunkt der Gerade mit der y- Achse liegt näher am Nullpunkt. Durch die Korrekturrechnung liegen die Werte größtenteils innerhalb der Grenzlinien, welche die Qualitätsanforderung von 7 % repräsentieren, die im Rahmen von Ringversuchen an der Emissionssimulationsanlage eingehalten werden muss (siehe Kapitel 6.2.1).

Festzuhalten ist, dass nicht-isokinetische Probenahmen bei den hier vorliegenden Strömungsgeschwindigkeiten und Partikelgrößenverteilungen zu nicht vernachlässigbaren Abweichungen führen. Zudem ist festzuhalten, dass bei nicht-isokinetischen Probenahmen, die Messwerte anhand des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1) gut korrigiert werden können. Voraussetzung ist allerdings, dass sowohl die Strömungsgeschwindigkeiten als auch die Größenverteilungen der vorliegenden Partikel bekannt sind.

10.3.2 Untersuchungen mit dem Messgerät Wöhler SM 500

Für die Untersuchungen an der Emissionssimulationsanlage wurden von der Firma Wöhler zwei Staubmessgeräte (Wöhler SM500) zu Verfügung gestellt. Diese werden im Folgenden mit SM 500.1 und SM 500.2 bezeichnet. Mit diesen Messgeräten fanden zeitgleiche Doppelbestimmungen an der Emissionssimulationsanlage statt. Die Messwerte der beiden Staubmessgeräte und die jeweils eingestellten Verhältnisse v_t/v_H zur Durchführung einer nicht-isokinetischen Probenahme sind im Anhang G in Tabelle G.3 hinterlegt.

Insgesamt wurden 12 Messungen durchgeführt. Mit dem SM 500.1 erfolgten die Messungen 1 bis 6 und 8, bei unter-isokinetischen Probenahmebedingungen, die Messung Nr. 9 erfolgte bei über-isokinetischen Probenahmebedingungen. Die Messungen Nr. 10 -12 wurden bei annähernd isokinetischen Verhältnissen durchgeführt. Die Probenahmen des SM500.2 fanden bei allen 12 Messungen bei unter-isokinetischen Bedingungen statt. In der nachfolgenden Tabelle 10.3 sind die Anzahl der Messungen und die zur Berechnung des relativen Staubgehaltes notwendigen Eingangsgrößen aufgeführt.

Tabelle 10.3: Eingangsgrößen zur Berechnung des relativen Staubgehaltes nach
Gleichung (4.1) bei den Untersuchungen zur isokinetischen Probennahme
an der Emissionssimulationsanlage mit den Messgeräten SM500.1
und SM500.2

Eingangsgrößen	SM 500.1	SM 500.2	Einheit
Messung Nr.	1 - 6 und 8	9 - 12	-
Sondendurchmesser	0,01	0,003	m
Geschwindigkeit Abgas	11	11	m/s
Erdbeschleunigung	9,81	9,81	m/s ²
Dichte Partikel	2,3	2,3	g/cm ³
Dichte der Luft	1,29	1,29	kg/m ³
Durchmesser der Partikel d_p	25	25	µm
Dynamische Viskosität der Luft	17,2	17,2	µPa·s
Sinkgeschwindigkeit w_s, st	0,046	0,046	m/s
Bart'sche Ähnlichkeitszahl	5,105	17,015	-

In Abbildung 10.6 sind die mittels des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1) korrigierten und nicht korrigierten Messwerte des SM 500.1 dargestellt, in Abbildung 10.7 die des Messgerätes SM 500.2.

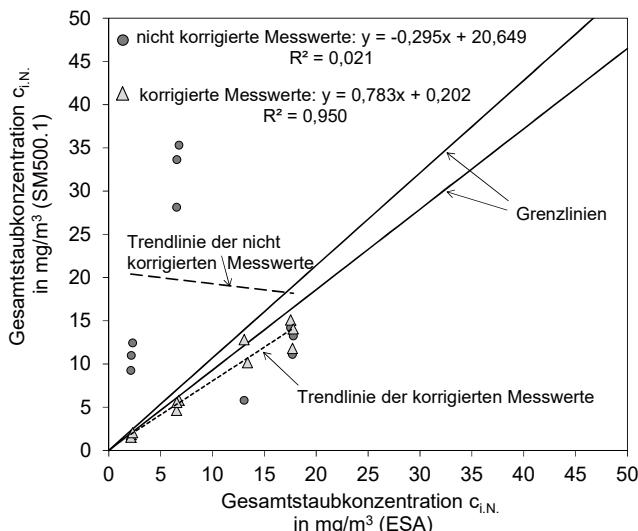


Abbildung 10.6: Nicht korrigierte und korrigierte Messwerte bei den Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an der Emissionssimulationsanlage mit dem Wöhler SM500.1 (Sollwerte aus [74])

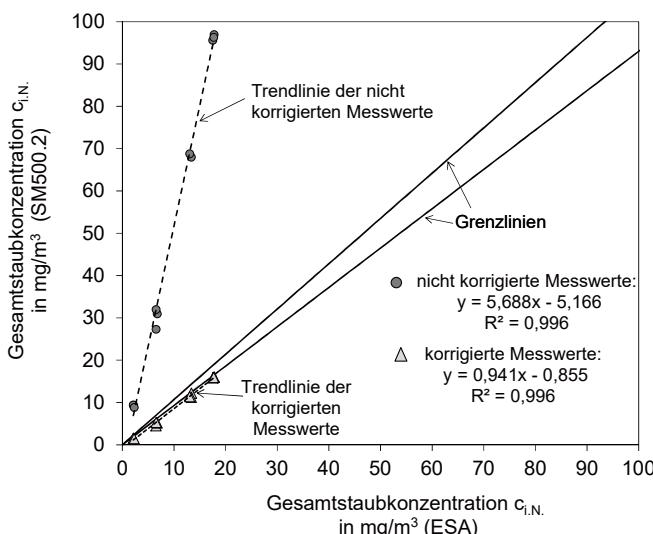


Abbildung 10.7: Nicht korrigierte und korrigierte Messwerte bei den Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an der Emissionssimulationsanlage mit dem Wöhler SM500.2 (Sollwerte aus [74])

In Abbildung 10.6 und Abbildung 10.7 wird bei Partikelgrößen um 25 μm die Wirksamkeit einer Korrektur anhand des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1) deutlich. Durch die Korrektur liegen die Messwerte deutlich näher im Bereich der Grenzlinien, welche die Qualitätsanforderung von 7 % im Rahmen von Ringversuchen an der Emissionssimulationsanlage repräsentieren. Die Messungen zeigen, dass auch bei neuen Staubmessgeräten nicht-isokinetische Probenahmen korrigiert werden können. Allerdings weisen die korrigierten Messwerte des SM 500.1 und SM 500.2 Minderbefunde auf. Als Ursache hierfür werden Staubablagerungen vor dem Filtermaterial vermutet. Die Messgeräte SM 500.1 und SM 500.2 wurden, im Gegensatz zum Referenzmessverfahren, nach einer Messung nicht gespült.

10.4 Schlussfolgerungen für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen

Im Gegensatz zum Referenzmessverfahren erfolgt bei neuen Staubmessgeräten die Probenahme unter nicht-isokinetischen Bedingungen. Eigene Untersuchungen belegen, dass bei Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen, eine nicht-isokinetische Probenahme zu einer vernachlässigbaren Abweichung zum richtigen Messwert führt. An diesen Anlagen ist mit relativ geringen Partikelgrößen ($< 1 \mu\text{m}$) und Strömungsgeschwindigkeiten im Abgas ($< 5 \text{ m/s}$) zu rechnen. Anhand der durchgeführten experimentellen Untersuchungen lässt sich ableiten, dass Messgeräte, welche zur Grenzwertüberwachung an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe eingesetzt werden, nicht zwingend eine isokinetische Absaugung gewährleisten müssen.

Im Gegensatz hierzu zeigen Untersuchungen an der anerkannten Emissionssimulationsanlage, dass eine nicht-isokinetische Probenahme zu einer nicht vernachlässigbaren Abweichung zum richtigen Messwert führt. Die Größe, der an dieser Anlage dazu dosierten Partikel ist $> 10 \mu\text{m}$ und die Strömungsgeschwindigkeit ca. 11 m/s. Jedoch zeigen die durchgeführten experimentellen Untersuchungen, dass die Abweichungen zum richtigen Messwert an der Emissionssimulationsanlage durch die Korrektur des relativen Staubgehaltes nach Gleichung (4.1) deutlich minimiert werden kann.

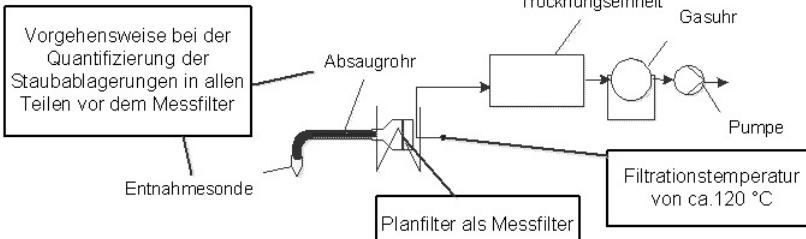
11 Messgenauigkeit von Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen und Maßnahmen zu deren Erhöhung

Aufgrund der Verschärfung von Staubgrenzwerten für Kleinfeuerungsanlagen, welche in der 1. BImSchV [10] geregelt werden, wurde in dieser Arbeit:

- Die Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens, welches zur Prüfung neuer Staubmessgeräte zur Überwachung der verschärften Grenzwerte eingesetzt werden soll, für Messungen an Kleinfeuerungsanalgen angepasst.
- Die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens bewertet. Hierzu wurden Verifizierungsmessungen an einer anerkannten Emissionssimulationsanlage durchgeführt und die Messunsicherheit bestimmt, indem Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen durchgeführt wurden. Die Ermittlung der Messunsicherheit fand an unterschiedlichen Feuerungsanlagen unter Verwendung verschiedener Brennstoffe statt. Somit konnten Abhängigkeiten der Messunsicherheit von den verwendeten Brennstoffen und Feuerungsanlagen ermittelt werden.
- Die Messgenauigkeit eines neuen Staubmessgerätes, welches zur Grenzwertüberwachung eingesetzt werden soll, bewertet. Hierzu wurde, anhand von Validierungsmessungen, die Messunsicherheit des neuen Staubmessgerätes durch Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren ermittelt und die Präzision des neuen Staubmessgerätes mit der Präzision des Referenzmessverfahrens verglichen.
- Theoretische Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen und einer anerkannten Emissionssimulationsanlage durchgeführt, um die Notwendigkeit einer isokinetischen Probenahme zu prüfen.

In der nachfolgenden Tabelle 11.1 sind die wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit zusammenfassend aufgeführt.

Tabelle 11.1: Die in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse bezüglich der Messgenauigkeit von Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfuerungsanlagen für feste Brennstoffe

1. Anpassung der Verfahrensschritte für Messungen an Kleinfuerungsanlagen	
	<p>Vorgehensweise bei der Quantifizierung der Staubablagerungen in allen Teilen vor dem Messfilter</p>
2. Ermittlung und Bewertung der Messgenauigkeit	
Nachweis der Richtigkeit der Staubmessungen an einer nach Landesrecht anerkannten Emissionssimulationsanlage	erfolgreich
Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens ermittelt anhand einer klassischen Fehlerrechnung	6,6 %
Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens ermittelt anhand von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen	7,3 %
Messunsicherheit eines neuen Staubmessgerätes ermittelt anhand von Vergleichsmessungen mit dem Referenzmessverfahren anhand von Vergleichsmessungen unter realen Abgasbedingungen	ca. 15 %
3. Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme	
Theoretische Betrachtung zur isokinetischen Probenahme	Kleinfuerungsanlagen Annahme: kleine Partikel $\rightarrow d_p$ ca. 100 nm
	Isokinetik vernachlässigbar
Experimentelle Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme	Emissionssimulationsanlage Annahme: große Partikel $\rightarrow d_p$ ca. 10 μm
	Isokinetik entscheidend
	Kleinfuerungsanlagen Gemessen: kleine Partikel $\rightarrow d_p$ ca. 100 nm
	Isokinetik vernachlässigbar
	Emissionssimulationsanlage Gemessen: große Partikel $\rightarrow d_p$ ca. 10 μm
	Isokinetik entscheidend

Auf Basis der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur Messgenauigkeit von Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe können die folgenden Maßnahmen zu deren Erhöhung abgeleitet werden.

- 1. Maßnahme:** Festlegen einer einheitlichen Verfahrensdurchführung für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen mit besonderem Augenmerk auf das Spülverfahren zur Quantifizierung der Ablagerungen an allen Teilen vor dem Messfilter und die Filtrationstemperatur.
- 2. Maßnahme:** Erfahrungswerte, die bei der Durchführung von Ringversuchen gesammelt werden, können helfen die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen kontinuierlich zu erhöhen.
- 3. Maßnahme:** Generell muss bei der Messung von geringen Staubkonzentrationen ($< 10 \text{ mg/ m}^3_{\text{i.N.}}$) darauf geachtet werden, dass genug Staubmasse auf dem Messfilter gesammelt ($> 5 \text{ mg}$) und ein ausreichendes Probenahmenvolumen (ca. $1 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}$) abgesaugt wird.
- 4. Maßnahme:** Durch die Verschärfung der Anforderungen, im Rahmen von Validierungsmessungen mit neuen Staubmessgeräten, kann der Stand der Technik weiter vorangetrieben werden und somit auch die Messgenauigkeit erhöht werden.
- 5. Maßnahme:** Unter bestimmten Versuchs- und Messbedingungen ist es vorzuziehen, ein erhöhtes Probenahmenvolumen abzusaugen und stattdessen auf eine isokinetische Probenahme zu verzichten.

12 Zusammenfassung

Um die festgelegten Grenzwerte der Staubkonzentration an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe sicher überwachen zu können, muss die Messgenauigkeit der zur Überwachung eingesetzten Messgeräte bekannt sein. Liegen Kenntnisse über die Messgenauigkeit der zu ermittelnden Staubkonzentrationen vor, können auch konstruktive Optimierungsmaßnahmen zur Minimierung der Staubemissionen an den Feuerungsanlagen und die Wirksamkeit von Sekundärmaßnahmen zur Staubabscheidung (z.B. Filtern) aussagekräftiger bewertet werden.

Einflüsse auf die Messgenauigkeit bei Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe wurden erörtert, indem zunächst die typischen Staubemissionen an Kleinfeuerungsanlagen beschrieben wurden. Die messtechnische Herausforderung zur Bestimmung der Staubemissionen besteht darin, die relevanten Schadstoffpartikel aus dem Abgas zu separieren. Auf Basis der an Kleinfeuerungsanlagen vorliegenden Staubemissionen wurde die Verfahrensdurchführung des als Referenz für zu prüfende Messgeräte festgelegten Verfahrens für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen mit festen Brennstoffen angepasst. Bei dem Referenzmessverfahren handelt es sich um die gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Die Verfahrensdurchführung des Referenzmessverfahrens war bisher nicht für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen ausgelegt. Die Auswahl geeigneter Messfilter, die Quantifizierung von Partikelverlusten in Teilen vor dem Messfilter und die Einhaltung einer konstanten Probenahmetemperatur sind bei Messungen mit dem Referenzmessverfahren an Kleinfeuerungsanlagen die bedeutendsten Verfahrensschritte und wurden daher für diese Anwendung angepasst.

Zudem existierten bisher keine wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Messgenauigkeit des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Diese Erkenntnisse bilden jedoch die Basis, um Anforderungen an Bewertungsgrößen für neue Staubmessgeräte im Rahmen einer Überprüfung festlegen zu können. Daher wurde, nach Anpassung der Verfahrensschritte des Referenzmessverfahrens, die Messunsicherheit des Verfahrens ermittelt. Anhand einer theoretischen Berechnung ergab sich eine relative Messunsicherheit von 6,6 %. Zudem wurde die Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen anhand von Doppelbestimmungen mit zwei identischen Referenzmesseinrichtungen ermittelt. Um einen möglichst großen praxisrelevanten Bereich abzudecken, wurden die Doppelbestimmungen an verschiedenen Feuerungsanlagen unter Verwendung unterschiedlicher fester Brennstoffe durchgeführt. Anhand der Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen wurde, über alle Feuerungsanlagen und Brennstoffe, eine mittlere relative Messunsicherheit von 7,3 %

festgestellt. Für jede Feuerungsanlage und jeden Brennstoff wurde die Messunsicherheit zudem separat berechnet und bewertet. Die gegenüber der theoretisch berechneten Messunsicherheit leicht erhöhte Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen ist durch zusätzliche Unsicherheiten begründet, welche sich hauptsächlich durch die Quantifizierung von Staubablagerungen in Teilen vor dem Messfilter ergeben.

Die Messunsicherheit eines Verfahrens ist eine statistische Größe, welche die Messgenauigkeit des Verfahrens kennzeichnet. Um einen möglichst genauen Messwert zu erzielen, muss richtig und präzise gemessen werden. Anhand der Durchführung von Doppelbestimmungen unter realen Abgasbedingungen wird jedoch lediglich die Präzision des Verfahrens bewertet. Da neben der Präzision die Richtigkeit der Messwerte wichtig ist, um Aussagen über die Messgenauigkeit eines Verfahrens treffen zu können, wurden mittels der Durchführung von Verifizierungsmessungen an einer nach Landesrecht anerkannten Emissionssimulationsanlage die Referenzmesswerte erfolgreich auf Richtigkeit überprüft. Es wurde somit der Nachweis erbracht, dass die Qualität der Staubmessergebnisse, der mittels in dieser Arbeit aufgebauten Referenzmesseinrichtungen, die derzeit gültigen Anforderungen einhalten. Zu beachten ist, dass bis heute keine Validierungsmöglichkeit für die Messwerte des Referenzmessverfahrens an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe existiert. Die Durchführung und Organisation der hierfür notwendigen Ringversuche erfordert enorm viel Aufwand und Zeit. Die Qualität von Staubmessungen an Kleinfeuerungsanlagen ist jedoch nur so vergleichbar zu machen. Es wird empfohlen, Validierungsmessungen für das Referenzverfahren an Kleinfeuerungsanlagen zu entwickeln.

Bekannte statistische Methoden bildeten die Basis für die Entwicklung einer Methodik zur Validierung neuer Staubmessgeräte, welche zur Grenzwertüberwachung eingesetzt werden sollen. Anhand der in dieser Arbeit ermittelten Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens und anhand der Richtlinie VDI 4206 Blatt 2 [67] wurden Anforderungen an das Referenzmessverfahren und an neue Staubmessgeräte abgeleitet. Anhand einer beispielhaften Validierung wurde exemplarisch aufgezeigt, wie eine solche Validierung durchzuführen ist. Im Rahmen einer Validierung erfolgt die Bewertung der Messgenauigkeit durch Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Vergleichsmessungen unter realen Abgasbedingungen zwischen dem Referenzmessverfahren und den zu prüfenden Messgeräten. Für das in dieser Arbeit zur Prüfung herangezogene Messgerät wurde eine Messunsicherheit von 15 % ermittelt.

In dieser Arbeit wurde, sowohl für das Referenzmessverfahren als auch für ein neues Staubmessgerät, die Messgenauigkeit von Staubkonzentrationsmessungen an

Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe bewertet. Die Messgenauigkeit von Staubkonzentrationsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe ist nun erstmalig bekannt. Dies gewährleistet, dass zukünftig die Grenzwerte im Geltungsbereich der 1. Bundesimmissionsschutzverordnung mit einer bekannten Messgenauigkeit überprüft werden können. Zudem können Optimierungsmaßnahmen an Feuerungsanlagen und Sekundärmaßnahmen zur Staubabscheidung (z.B. Filter) besser beurteilt werden.

Anhand eigener experimenteller Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen und an der Emissionssimulationsanlage lässt sich ableiten, dass Messgeräte, welche zur Grenzwertüberwachung an Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe eingesetzt werden, nicht zwingend eine isokinetische Absaugung gewährleisten müssen. Im Gegensatz zu den Messungen an der Emissionssimulationsanlage zeigte sich bei den Messungen an den Kleinfeuerungsanlagen, dass eine nicht-isokinetische Probenahme an diesen Anlagen nur zu vernachlässigbaren Abweichungen zum richtigen Messwert führen.

Auf Basis der in dieser Arbeit durchgeführten theoretischen und experimentellen Untersuchungen wurden Maßnahmen abgeleitet, um die Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Staubkonzentration im Abgas von Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe weiter zu erhöhen. Diese werden im Folgenden zusammenfassend aufgeführt.

- 1. Maßnahme:** Festlegen einer einheitlichen Verfahrensdurchführung mit dem Referenzmessverfahren für Messungen an Kleinfeuerungsanlagen mit besonderem Augenmerk auf das Spülverfahren und die Filtrationstemperatur.
- 2. Maßnahme:** Austausch von Erfahrungen zwischen Messinstituten bei der Durchführung von Ringversuchen an Kleinfeuerungsanlagen.
- 3. Maßnahme:** Bei geringen Staubkonzentrationen ($< 10 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$) immer ausreichend Staubmasse auf dem Messfilter sammeln ($> 5 \text{ mg}$) und ein Probenahmenvolumen von ca. $1 \text{ m}^3_{i.N.}$ absaugen.
- 4. Maßnahme:** Weiteres Anpassen der Anforderungen bei Validierungsmessungen von neuen Staubmessgeräten, um den Stand der Technik zu fördern.
- 5. Maßnahme:** Bei geringen Staubkonzentrationen ($< 10 \text{ mg/m}^3_{i.N.}$) und unter bestimmten Versuchs- und Messbedingungen (z.B. 15 min Messdauer) ist es vorzuziehen, ein Probenahmenvolumen von ca. $1 \text{ m}^3_{i.N.}$ abzusaugen und stattdessen auf eine isokinetische Probenahme zu verzichten.

13 Anhang

Anhang A: Relevante Stellen in Gesetzen, Richtlinien und Normen

Anhang B: Messungen an einer Emissionssimulationsanlage

Anhang C: Theoretische Berechnung der Messunsicherheit

Anhang D: Ermittlung der Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen

Anhang E: Verfahrensbeschreibung des Wöhler SM 500

Anhang F: Messwerte im Rahmen der beispielhaften Validierung

Anhang G: Experimentelle Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme

Anhang H: Der Niederdruckimpaktor

Anhang A Relevante Stellen in Gesetzen, Richtlinien und Normen

Tabelle A.1: Brennstoffnummern (BS-Nr.) nach § 3 der

1.Bundesimmissionsschutzverordnung [10]

BS-Nr.	Brennstoffe
1	Steinkohlen, nicht pechgebundene Steinkohlenbriketts, Steinkohlenkoks
2	Braunkohlen, Braunkohlenbriketts, Braunkohlenkoks
3	Brenntorf, Presslinge aus Brenntorf
3a	Grill-Holzkohle, Grill-Holzkohlebriketts nach DIN EN 1860, Ausgabe September 2005
4	naturbelassenes stückiges Holz einschließlich anhaftender Rinde, insbesondere in Form von Scheitholz und Hackschnitzeln, sowie Reisig und Zapfen
5	naturbelassenes nicht stückiges Holz, insbesondere in Form von Sägemehl, Spänen und Schleifstaub, sowie Rinde
5a	Presslinge aus naturbelassenem Holz in Form von Holzbriketts nach DIN 51731, Ausgabe Oktober 1996, oder in Form von Holzpellets nach den brennstofftechnischen Anforderungen des DINplus-Zertifizierungsprogramms „Holzpellets zur Verwendung in Kleinfeuerstätten nach DIN 51731-HP 5“, Ausgabe August 2007, sowie andere Holzbriketts oder Holzpellets aus naturbelassenem Holz mit gleichwertiger Qualität
6	Gestrichenes, lackiertes oder beschichtetes Holz ohne gestrichenes, lackiertes oder beschichtetes Holz sowie daraus anfallende Reste, soweit keine Holzschutzmittel aufgetragen oder infolge einer Behandlung enthalten sind und Beschichtungen keine halogenorganischen Verbindungen oder Schwermetalle enthalten
7	Sperrholz, Spanplatten, Faserplatten oder sonst verleimtes Holz sowie daraus anfallende Reste, soweit keine Holzschutzmittel aufgetragen oder infolge einer Behandlung enthalten sind und Beschichtungen keine halogenorganischen Verbindungen oder Schwermetalle enthalten
8	Stroh und ähnliche pflanzliche Stoffe, nicht als Lebensmittel bestimmtes Getreide wie Getreidekörner und Getreidebruchkörner, Getreideganzpflanzen, Getreideausputz, Getreidespelzen und Getreidehalmreste sowie Pellets aus den vorgenannten Brennstoffen,
9	Heizöl leicht (Heizöl EL) nach DIN 51603-1, Ausgabe August 2008, und andere leichte Heizöle mit gleichwertiger Qualität sowie Methanol, Ethanol, naturbelassene Pflanzenöle oder Pflanzenölmethylester
10	Gase der öffentlichen Gasversorgung, naturbelassenes Erdgas oder Erdöl mit vergleichbaren Schwefelgehalten sowie Flüssiggas oder Wasserstoff
11	Klärgas mit einem Volumengehalt an Schwefelverbindungen bis zu 1 Promille, angegeben als Schwefel, oder Biogas aus der Landwirtschaft
12	Koksofengas, Grubengas, Stahlgas, Hochofengas, Raffineriegas und Synthesegas mit einem Volumengehalt an Schwefelverbindungen bis zu 1 Promille, angegeben als Schwefel,
13	sonstige nachwachsende Rohstoffe, soweit diese die Anforderungen nach Absatz 5 einhalten.

Tabelle A.2: Grenzwerte für Gesamtstaub nach der novellierten

1. Bundesimmissionsschutzverordnung [10]

	Brennstoff nach §3 Absatz 1 der 1.BImSchV	Nennwärmeleistung (Kilowatt)	Staub in g/m ³
Stufe 1: Anlagen die ab dem 22.März 2010 errichtet werden	BS- Nr. 1 bis 3a	$\geq 4 - 1000$	0,09
	BS- Nr. 4 bis 5	$\geq 4 - 1000$	0,1
	BS- Nr. 5a	$\geq 4 - 1000$	0,06
	BS- Nr. 6 bis 7	$\geq 30 - 1000$	0,1
	BS- Nr. 8 bis 13	$\geq 4 < 100$	0,1
Stufe 2: Anlagen die nach dem 31.12.2014 errichtet werden	BS- Nr. 1 bis 5a	$\geq 4 - 1000$	0,02
	BS- Nr. 6 bis 7	$\geq 30 - 1000$	
	BS- Nr. 8 und 13	$\geq 4 < 100$	

Tabelle A.3: Einzustellende Verbrennungs- und Messbedingungen nach Richtlinie
VDI 4206 Blatt 2 (2011) [11]

Geräteklassen		Brennstoffgruppe gemäß § 3 der 1.BmSchV	Brennstoffart	Aufbereitungsform der Brennstoffe		Beschickungsart ^{a)}	Brennstoffwassergehalt in %	Versuche mit Überschreitung ^{b)} und Unterschreitung ^{c)} des GW		CO- Konzentrationsbereich in g/m ³	Versuche Abgastemperatur > 350°C	Mindestanzahl der Versuche	Abgastemperatur < 90°C (dav. KfzCv) ^{d)}
1	Versuchsnummer												
A	1	4,5	Hartholz	Scheitholz mit anhäftender Rinde	>35	H	>35	1	0,4...4	>4	1	-	2
	2		Weichholz										
	3		-										
	4		-										
	5		-										
	6		-										
	7		-										
A	8		-			A	>35	1	0,4...4	>4	1	-	2
	9		-										
	10		Hartholz										
	11		Weichholz										
	12		Rinde										
	13		-										
	14		Pellets oder Briketts nach DIN 51731										
B	1	6,7	Holzwerkstoffe beschichtet (N- Gehalt > 4,0%)	Hack- schnitzel	A	-	>35	1	0,4...1	>4	1	-	1
	2		-										
	3	8	Stroh oder Strohpellets	Pellets oder lose	A	-	10...35	1	<0,4	<0,4	-	-	-
	4												
	5		Getreidekörner										
C	1	1,2,3	Braunkohlenbri- ketts	-	-	-	>35	1	>4	>4	-	-	-
	2												
	3												
	4		Steinkohle	-	-	-	>35	1	<0,4	<0,4	-	-	-
	5												

a) A: automatisch beschickt; H: handbeschickt

b) Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist, gilt der niedrigste Grenzwert.

c) Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist, gilt der höchste Grenzwert.

d) Versuchsbedingungen für Messgeräte, die an Brennwertfeuerungen eingesetzt werden sollen

Tabelle A.4: Einzustellende Verbrennungs- und Messbedingungen nach Richtlinie
VDI 4206 Blatt 2 (2015) [67]

Geräteklassen	Versuchsnummer Brennstoffgruppe gemäß § 3 der I.BImSchV	Brennstoffart	Aufbereitungsform der Brennstoffe	Mindestanzahl der Versuche mit								
				Beschickungsart ^{a)}	Brennstoffwassergehalt > 25 % ^{b)}	Brennstoffwassergehalt < 10 % ^{b)}	mit Überschreitung ^{c)} und Unterschreitung ^{d)} des GW	Gesamtkohlenstoff- konzentrationsbereich $\geq 0,2 \text{ g/m}^3$	CO-Konzentrationsbereich $\geq 2 \text{ g/m}^3$	Abgastemperatur > 350°C	Abgastemperatur < 90°C (60°C) ^{e)}	Probenahmedauer 30 min ^{f)}
A	1 bis 9	4	Hart- und Weichholz oder Holzbriketts nach DIN 51731	Scheitholz mit anhaftender Rinde ^{g)}	H	3	3	3	3	3	3	3
	10 bis 18	4,5	Hartholz, Weichholz und Rinde									
	19 bis 20	5a	Holzpellets nach DIN 51731									
B	21 bis 24	6,7	Holzwerkstoffe beschichtet	Hackschnitzel	A	-	3	3	3	3	3	3
	25 bis 28	8	Stroh oder Strohpellets									
	29 bis 30		Getreidekörner									
C	31 bis 35	1,2, 3,	Braunkohlenbriketts	3- oder 7-Zoll	H	-	-	3	3	3	-	-
	36 bis 40	3a	Steinkohle	Nuss 2 bis 5								

a) A: automatisch beschickt; H: handbeschickt
 b) Ein Wassergehalt von 10 % entspricht einer Brennstofffeuchte von 11 %. Ein Wassergehalt von 25 % entspricht einer Brennstofffeuchte von 33 %.
 c) Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist, gilt der höchste Grenzwert.
 d) Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist, gilt der niedrigste Grenzwert.
 e) Falls das Messgerät für die Überwachung von Brennwertfeuerungen geeignet ist, ist die Prüfung bei Abgastemperaturen von höchsten 60 °C durchzuführen.
 f) Überwachung von Einzelraumfeuerungen mit einer Probenahmedauer von 30 min.
 g) Holzbriketts können statt oder als Ergänzung zu Weichholz (z. B. für Stückholz mit Brennstoffwassergehalt < 10 %) eingesetzt werden
 h) Es kann auch eine automatisch beschickte Feuerung verwendet werden (für Nuss 5).

Anhang B Messungen an der Emissionssimulationsanlage

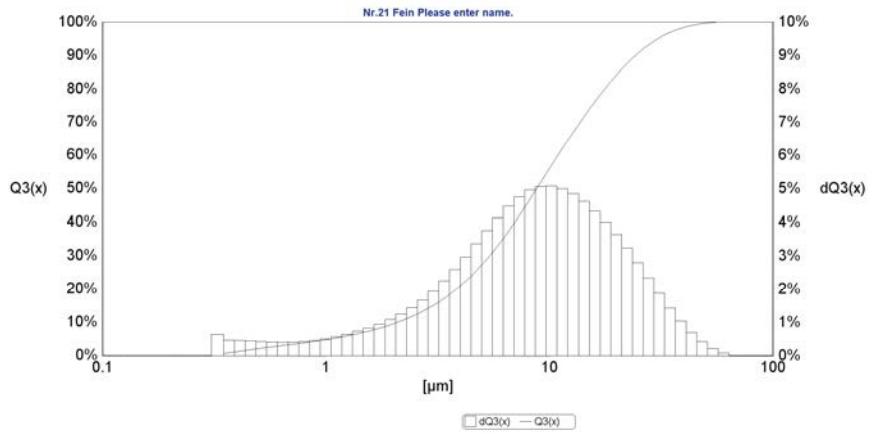


Abbildung B.1: Auf die Masse bezogene Größenverteilung des dazu dosierten Staubes 1 an der Emissionssimulationsanlage [74]

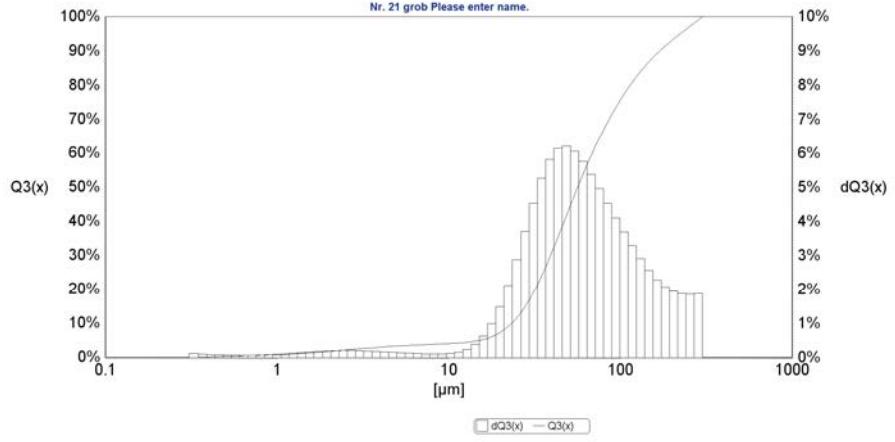


Abbildung B.2: Auf die Masse bezogene Größenverteilung des dazu dosierten Staubes 2 an der Emissionssimulationsanlage [74]

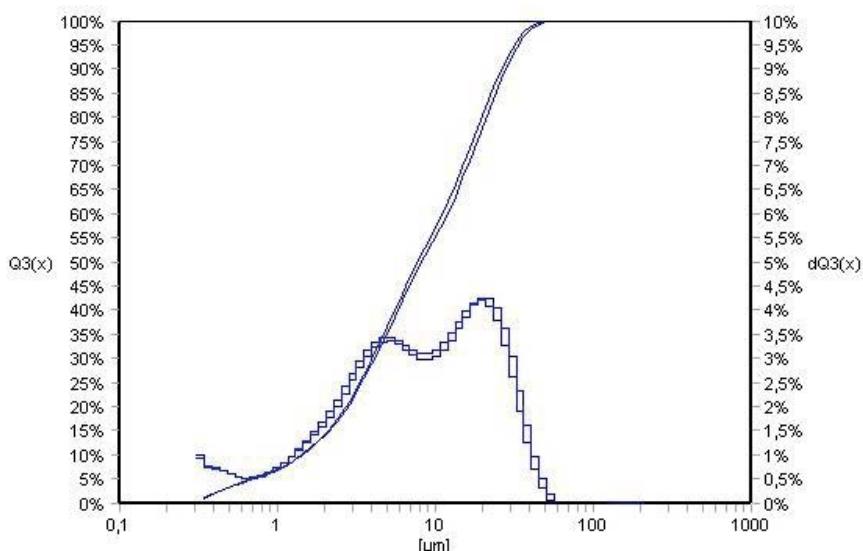


Abbildung B.3: Auf die Masse bezogene Größenverteilung des dazu dosierten Staubes an der Emissionssimulationsanlage bei Messreihe 1 [83]

Tabelle B.1: Sollwerte x_R , Zulässige Messwertabweichung und Messwerte der Referenzmesseinrichtung RM_1 im Rahmen der Verifizierungsmessungen an der Emissionssimulationsanlage [74]

Staub	Messung	richtige Wert x_R Nr. in $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{i.N.}}$	zulässige Messabweichung in $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{i.N.}}$	Messwerte der Referenzmesseinrichtung	
				RM_1 ohne Spülanteil in $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{i.N.}}$	mit Spülung in $\text{mg}/\text{m}^3_{\text{i.N.}}$
Staub 1 „grob“	1	5,2	0,36	4,21	5,42
	2	4,96	0,35	4,54	5,59
	3	5,24	0,37	4,53	5,37
	4	9,76	0,68	9,41	10,56
	5	9,96	0,70	7,52	8,55
	6	10,33	0,72	10,09	11,24
Staub 2 „fein“	7	4,73	0,33	4,09	4,68
	8	4,75	0,33	5,06	5,76
	9	4,67	0,33	5,16	6,12
	10	9,38	0,66	9,90	10,76
	11	9,41	0,66	10,22	11,32
	12	9,63	0,67	10,44	11,60

Anhang C Theoretische Berechnung der Messunsicherheit

Im Folgenden wird die Berechnung die Messunsicherheit des Referenzmessverfahrens anhand einer klassischen Fehlerrechnung (indirekte Ermittlungsmethode) durchgeführt. Die Ermittlung der Messunsicherheit findet in Anlehnung an die Richtlinie VDI 4219 [75] statt. Hier werden die Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen, welche zur Berechnung der normierten Staubkonzentration herangezogen, schrittweise ermittelt. Die Gleichung C.1 zeigt wie die normierte Staubkonzentration berechnet wird. Praxisnahe Werte für die einzelnen Eingangsgrößen wurden bereits in Tabelle 8.3 festgelegt.

$$c_{i,N} = \frac{1013 \text{ hPa}}{273,15 \text{ K}} \cdot \frac{(273,15 + T_{\text{Mess}})}{(p_{\text{atm}} + \Delta p)} \cdot \frac{(m_r - m_v)}{V_{\text{Mess}}} \quad \text{Gleichung (C.1)}$$

$c_{i,N}$: normierte Staubkonzentration

T_{Mess} : Temperatur am Volumenstrommessgerät in °C

p_{atm} : Luftdruck der Atmosphäre in hPa

Δp : Differenzdruck $p_{\text{atm}} - p_{\text{Mess}}$ in hPa

m_r : Zweitwägung in mg

m_v : Erstwägung in mg

V_{Mess} : gemessenes Volumen in m^3 unter Betriebsbedingungen

Die Berechnung der Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen erfolgt in drei Teilschritten. Nach Ermittlung der Unsicherheitsbeiträge werden diese aufsummiert und die Messunsicherheit des Gesamtverfahrens berechnet. Die Gleichung C.1 wird hierzu zunächst in folgende Teilgleichungen aufgeteilt.

- I. Bestimmung des Unsicherheitsbeitrages der Staubbeladung
- II. Bestimmung des Unsicherheitsbeitrages des Normvolumens
- III. Bestimmung der Standardunsicherheit der normierten Staubkonzentration

I. Unsicherheitsbeitrag der Staubbeladung

Die erste Teilgleichung für die Bestimmung der Staubbeladung Δm_s durch Wägung der Messfilter lautet:

$$\Delta m_s = m_r - m_v \quad \text{Gleichung (C.2)}$$

Die Varianz der Staubbeladung errechnet sich nach Gleichung (C.3):

$$\text{var}(\Delta m_s) = e^2(m_r) \cdot \text{var}(m_r) - e^2(m_v) \cdot \text{var}(m_v) \quad \text{Gleichung (C.3)}$$

Durch partielle Ableitung ergeben sich hieraus die folgenden Empfindlichkeitskoeffizienten

$$e(m_r) = \frac{\partial \Delta m_S}{\partial m_r} = \frac{\partial (m_r - m_v)}{\partial m_r} = 1 \quad \text{Gleichung (C.4)}$$

$$e(m_v) = \frac{\partial \Delta m_S}{\partial m_v} = \frac{\partial (m_r - m_v)}{\partial m_v} = -1 \quad \text{Gleichung (C.5)}$$

Zur Berechnung der Varianz der Staubbeladung werden die Varianzen von Vor- und Rückwägung und benötigt. Die filtrierte Staubmasse Δm_S ist klein gegenüber der Gesamtfiltermasse. Die Messunsicherheiten der Vor- und Rückwaage sind daher als gleich anzusehen [75]. Damit gilt:

$$u_S(\Delta m_S) = \sqrt{\text{var}(\Delta m_S)} = \sqrt{2 \cdot \text{var}(m_v)} \quad \text{Gleichung (C.6)}$$

Die Standardunsicherheit der Waage beträgt bei der Wägung der Filter 0,01 mg und bei der Wägung der Spülgläschchen 0,02 mg. In dieser Arbeit wurde die Standardunsicherheit der Staubbeladung $u_S(\Delta m_S)$ experimentell ermittelt. Hierzu wurden jeweils drei Wägungen von drei nicht beladenen Filtern und drei Spülgläsern durchgeführt. Die Wägungen wurden an insgesamt fünf Tagen jeweils vormittags und nachmittags wiederholt. Insgesamt wurden je Filter und Spülgläschchen 21 Wägungen durchgeführt. Die für die Wägung der Planfilter ermittelte Standardunsicherheit beträgt 0,06 mg, für die Wägung der Spülgläser beträgt die Standardunsicherheit 0,13 mg. Anhand der Varianzen von Vor- und Rückwägung der Messfilter und der Spülgläschchen sowie der Empfindlichkeitskoeffizienten berechnet sich die Unsicherheit der Staubmassendifferenz $u(\Delta m)$ zu:

$$u_S(\Delta m) = \sqrt{\text{var}(\Delta m_S)} = \sqrt{2 \cdot \text{var}(m_v)} = 0,27 \text{ mg} \quad \text{Gleichung (C.7)}$$

II. Unsicherheitsbeitrag des Normvolumens

Die Unsicherheit des Normvolumens setzt sich aus den Unsicherheitsbeiträgen a bis d der folgenden Eingangsgrößen zusammen.

- dem gemessenen Gasvolumen V_{Mess} ,
- dem Luftdruck p_{atm} ,
- dem relativen Druck an der Gasuhr Δp ,
- der Temperatur am Volumenmessgerät T_{Mess} ,

Sind die Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen bekannt, kann die Unsicherheit des Normvolumens berechnet werden.

Die Teilgleichung für das Normvolumen lautet:

$$V_{i.N.} = V_{\text{Mess}} \cdot \frac{273,15 \text{K}}{1013 \text{hPa}} \cdot \frac{(p_{\text{atm}} + \Delta p)}{(273,15 \text{K} + T_{\text{Mess}})} \quad \text{Gleichung (C.8)}$$

Die Varianz des Normvolumens $\text{var}(V_{i,N})$ errechnet sich nach Gleichung (B.9):

$$\text{var}(V_{\text{I.N.}}) = e^2(V_{\text{Mess}}) \cdot \text{var}(V_{\text{Mess}}) + e^2(p_{\text{atm}}) \cdot \text{var}(p_{\text{patm}}) + e^2(\Delta p) \cdot \text{var}(\Delta p) + e^2(T_{\text{Mess}}) \cdot \text{var}(T_{\text{Mess}}) \quad \text{Gleichung (C.9)}$$

Zunächst müssen die Empfindlichkeitskoeffizienten und die Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen berechnet werden. Anhand den getroffenen Annahmen für die Eingangsgrößen in Tabelle 8.3 werden folgende Empfindlichkeitskoeffizienten berechnet.

Empfindlichkeitskoeffizient des gemessenen Volumens:

$$e(V_{\text{Mess}}) = \frac{\partial V_{\text{i.N.}}}{\partial V_{\text{Mess}}} = \frac{273,15 \text{ K}}{1013 \text{ hPa}} \cdot \frac{p_{\text{atm}} + \Delta p}{273,15 \text{ K} + T_{\text{Mess}}} = 0,73 \quad \text{Gleichung (C.10)}$$

Empfindlichkeitskoeffizient Luftdruck:

$$e(p_{atm}) = \frac{\partial V_{i,N}}{\partial p_{atm}} = \frac{273,15K}{1013hPa} \cdot \frac{V_{Mess}}{273,15K + T_{Mess}} = 0,00026 \quad \text{Gleichung (C.11)}$$

Empfindlichkeitskoeffizient des Unterdrucks:

$$e(\Delta p) = \frac{\partial V_{i,N}}{\partial \Delta p} = \frac{273,15K}{1013hPa} \cdot \frac{V_{\text{Mess}}}{273,15K + T_{\text{Mess}}} = 0,00027 \quad \text{Gleichung (C.12)}$$

Empfindlichkeitskoeffizient der Temperatur:

$$e(T_{\text{Mess}}) = \frac{\partial V_{i,N.}}{\partial T_{\text{Mess}}} = \frac{273,15K}{1013\text{hPa}} \cdot \frac{p_{\text{atm}} + \Delta p}{(273,15K + T_{\text{Mess}})^2} \cdot V_{\text{Mess}} = 0,00072 \quad \text{Gleichung (C.13)}$$

Die Unsicherheitsbeiträge der Eingangsgrößen a bis d ergeben sich folgendermaßen:

a) Unsicherheitsbeitrag des Gasvolumens V_{Mess}

Die Varianz des Gasvolumens $\text{var}(V_{\text{Mess}})$ ergibt sich zu:

$$\text{var}(V_{\text{Mess}}) = e^2(V_{\text{kal}}) \cdot u^2(V_{\text{kal}}) + e_{\text{Rep}}^2(V_{\text{Mess}}) \cdot u_{\text{Rep}}^2(V_{\text{Mess}}) + 2 \cdot e_{\text{Res}}^2(V_{\text{Mess}}) \cdot u_{\text{Res}}^2(V_{\text{Mess}}) \quad \text{Gleichung (C.14)}$$

Alle Empfindlichkeitskoeffizienten werden gleich eins gesetzt, wenn Unsicherheitsbeiträge gleichermaßen berücksichtigt werden sollen. Da dies hier der Fall daher ist vereinfacht sich die Gleichung (C.14) zu [75]:

$$\text{var}(V_{\text{Mess}}) = u^2(V_{\text{kal}}) + u_{\text{Rep}}^2(V_{\text{Mess}}) + 2 \cdot u_{\text{Res}}^2(V_{\text{Mess}}) \quad \text{Gleichung (C.15)}$$

In Tabelle C.1 sind die nach [1, 75] relevanten Unsicherheitsbeiträge aufgeführt, die durch das eingesetzte Volumenstrommessgerät bedingt werden. Die Unsicherheitsbeiträge durch die Kalibrierung u_{Kal} und durch die begrenzte Auflösung der Anzeige u_{Res} ergeben sich aus Herstellerangaben. Die Volumenstrommessgeräte werden regelmäßig überprüft. Die Wiederholstandardabweichung u_{Rep} wird mit 1% angenommen.

Tabelle C.1: Berechnung der Unsicherheitsbeiträge bei der Ermittlung des Gasvolumens

V_{Mess}

Quelle des Unsicherheitsbeitrages	Unsicherheitsbeitrag	Berechnung der Unsicherheit	Unsicherheit in m^3
Kalibrierung (u_{kal})	2%	$u_{\text{Kal}} = \frac{w_{\text{Kal}} \cdot V_{\text{Mess}}}{2}$	0,003
Wiederholstandardabweichung (u_{Rep})	1%	$u_{\text{Rep}} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (V_i - \bar{V})^2}$	0,003
Auflösung der Anzeige (u_{Res})	$a_{\text{res}} = 0,0001 \text{ m}^3$	$u_{\text{Res}} = \frac{a_{\text{Res}}}{2\sqrt{3}}$	0,00003

Hieraus ergibt sich eine Unsicherheit $u(V_{\text{Mess}})$ für die Volumenmessung von:

$$u(V_{\text{Mess}}) = \sqrt{\text{var}(V_{\text{Mess}})} = 0,0042 \text{ m}^3 \quad \text{Gleichung (C.16)}$$

b) Unsicherheitsbeitrag des gemessenen Luftdruckes p_{atm}

Die Varianz des Luftdruckes ergibt sich zu:

$$\text{var}(p_{atm}) = e_{\text{Kal}}^2(p_{atm}) \cdot u_{\text{Kal}}^2(p_{atm}) + e_{\text{Drift}}^2 \cdot u_{\text{Drift}}^2(p_{atm}) + e_{\text{Res}}^2(p_{atm}) \cdot u_{\text{Res}}^2(p_{atm}) \quad \text{Gleichung (B.17)}$$

Alle Empfindlichkeitskoeffizienten werden gleich eins gesetzt, wenn Unsicherheitsbeiträge gleichermaßen berücksichtigt werden sollen. Da dies hier der Fall ist vereinfacht sich die Gleichung (C.17) zu: [75]

$$\text{var}(p_{atm}) = u_{\text{Kal}}^2(p_{atm}) + u_{\text{Drift}}^2(p_{atm}) + u_{\text{Res}}^2(p_{atm}) \quad \text{Gleichung (C.18)}$$

In Tabelle C.2 sind die nach [1] bei der Druckmessung auftretende Unsicherheitsbeiträge definiert und die Formel zur Berechnung angegeben. Entsprechende Annahmen für die Unsicherheitsbeiträge orientieren sich an typischen Herstellerangaben und werden ebenfalls in der Tabelle C.2 aufgeführt.

Tabelle C.2: Berechnung der Unsicherheitsbeiträge des Luftdruckes p_{atm}

Quelle der Unsicherheit	Unsicherheitsbeitrag	Berechnung der Unsicherheit	Unsicherheit in hPa
Kalibrierung (u_{Kal})	2%	$u_{\text{Kal}} = \frac{U_{\text{kal}}}{2}$	19,4
Drift der Anzeige (u_{Drift})	1%	$u_{\text{Drift}} = \frac{a_{\text{Drift}}}{\sqrt{3}}$	2,8
Auflösung der Anzeige (u_{Res})	$a_{\text{Res}} = \text{Auflösung von } 1\text{hPa}$	$u_{\text{Res}} = \frac{a_{\text{Res}}}{2\sqrt{3}}$	0,03

Hieraus ergibt sich eine Standardunsicherheit für die Messungen des Luftdruckes p_{atm} von:

$$u(p_{atm}) = \sqrt{\text{var}(p_{atm})} = 19,6 \text{ hPa} \quad \text{Gleichung (C.19)}$$

c) Unsicherheitsbeitrag des am Gasvolumenmessgerät gemessenen relativen Druckes Δp :

Die Varianz des relativen Druckes Δp ergibt sich zu:

$$\text{var}(\Delta p) = e_{\text{Mean}}^2(p_{\text{Mess}}) \cdot u_{\text{Mean}}^2(p_{\text{Mess}}) + e_{\text{Res}}^2(\Delta p) \cdot u_{\text{Res}}^2(\Delta p) \quad \text{Gleichung (C.20)}$$

Alle Empfindlichkeitskoeffizienten werden gleich eins gesetzt, wenn Unsicherheitsbeiträge gleichermaßen berücksichtigt werden sollen [75]. Da dies hier der Fall ist vereinfacht sich die Gleichung (C.20) zu:

$$\text{var}(\Delta p) = u_{\text{Mean}}^2(p_{\text{M}}) + u_{\text{Res}}^2(\Delta p) \quad \text{Gleichung (C.21)}$$

In Tabelle C.3 sind die in Gleichung (C.21) enthaltenen Unsicherheitsbeiträge aufgeführt. Die jeweilige Formel zur Berechnung, die getroffenen Annahmen für die einzelnen Unsicherheitsbeiträge sowie die berechneten Unsicherheiten sind angegeben.

Tabelle C.3: Unsicherheitsbeiträge des relativen Druckes Δp

Quelle der Unsicherheit	Unsicherheitsbeitrag	Berechnung der Unsicherheit	Unsicherheit in hPa
Unsicherheit durch Unterdruckschwankungen (u_{Mean})	10%	$u_{\text{Mean}} = \sqrt{\frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (p_i - \bar{p})^2}$	15
Auflösung der Anzeige (u_{Res})	Auflösung mit $a_{\text{res}} = 1 \text{ hPa}$	$u_{\text{Res}} = \frac{a_{\text{res}}}{2\sqrt{3}}$	0,03

Hieraus ergibt sich eine absolute Standardunsicherheit für die Messungen des relativen Druckes Δp von:

$$u(\Delta p) = \sqrt{\text{var}(\Delta p)} = 16,77 \text{ hPa} \quad \text{Gleichung (C.22)}$$

d) Unsicherheitsbeitrag der am Gasvolumenmessgerät gemessenen Temperatur T_M

Die Varianz der Temperatur ergibt sich zu:

$$\begin{aligned} \text{var}(T_{\text{Mess}}) &= e_{\text{Mean}}^2(T_{\text{Mess}}) \cdot u_{\text{Mean}}^2(T_{\text{Mess}}) + e_{\text{Kal}}^2(T_{\text{Mess}}) \\ &\quad \cdot u_{\text{Kal}}^2(T_{\text{Mess}}) + e_{\text{Res}}^2(T_{\text{Mess}}) \cdot u_{\text{Res}}^2(T_{\text{Mess}}) \end{aligned} \quad \text{Gleichung C.23}$$

Alle Empfindlichkeitskoeffizienten werden gleich eins gesetzt, wenn Unsicherheitsbeiträge gleichermaßen berücksichtigt werden sollen [75]. Da dies hier der Fall ist vereinfacht sich die Gleichung (C.23) zu:

$$\text{var}(T_{\text{Mess}}) = u_{\text{Mean}}^2(T_{\text{Mess}}) + u_{\text{Kal}}^2(T_{\text{Mess}}) u_{\text{Res}}^2(T_{\text{Mess}}) \quad \text{Gleichung (C.24)}$$

In Tabelle C.4 sind die in Gleichung (C.24) enthaltenen Unsicherheitsbeiträge aufgeführt. Die jeweilige Formel zur Berechnung und die berechneten Unsicherheiten sind angegeben. Annahmen bezüglich der einzelnen Unsicherheitsbeiträge werden ebenfalls in der Tabelle C.4 aufgeführt.

Tabelle C.4: Unsicherheitsbeiträge der Temperatur T_{Mess}

Quelle der Unsicherheit	Unsicherheitsbeitrag	Berechnung der Unsicherheit	Unsicherheit in °C
Unsicherheit durch Temperaturschwankungen (u_{Mean})	5 %	$u_{\text{Mean}} = \sqrt{\frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (T_{\text{Mess},i} - \bar{T}_{\text{Mess}})^2}$	1,5
Kalibrierung (u_{Kal})	10 %	$u_{\text{Kal}} = \frac{U_{\text{Kal}}}{2}$	1,5
Auflösung der Anzeige (u_{Res})	Auflösung von $a_{\text{res}} = 0,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$	$u_{\text{Res}} = \frac{a_{\text{Res}}}{2\sqrt{3}}$	0,03

Hieraus ergibt sich eine absolute Standardabweichung für die Messungen der Temperatur am Volumenstrommessgerät T_M von:

$$u(T_{\text{Mess}}) = \sqrt{\text{var}(T_{\text{Mess}})} = 2,1 \text{ }^{\circ}\text{C} \quad \text{Gleichung (C.25)}$$

e) Unsicherheit des Normvolumens $V_{i,N}$.

Alle Empfindlichkeitskoeffizienten und Unsicherheitsbeiträge zur Berechnung der Unsicherheit des Normvolumens sind nun bekannt. Es ergibt sich Unsicherheit für die Messungen des Normvolumens $V_{i,N}$ von:

$$u(V_{i,N}) = \sqrt{\text{var}(V_{i,N})} = 0,0077 \text{ m}^3 \quad \text{Gleichung (C.26)}$$

III. Unsicherheitsbeitrag der normierten Staubkonzentration

Die Teilmodellgleichung für die Bestimmung der normierten Staubkonzentration $c_{i,N.}$ lautet:

$$c_{i,N.} = \frac{\Delta m_S}{V_{i,N.}} \quad \text{Gleichung (C.27)}$$

Die Varianz der Staubkonzentration ergibt sich zu:

$$\text{var}(c_{\text{norm}}) = e^2(\Delta m_S) \cdot \text{var}(\Delta m_S) + e^2(V_{i,N.}) \cdot \text{var}(V_{i,N.}) \quad \text{Gleichung (C.28)}$$

Die Empfindlichkeitskoeffizienten der bestimmten Staubmasse und des bestimmten Normvolumens ergeben sich durch partielle Ableitung der Modellgleichung zu:

$$e(\Delta m_S) = \frac{\partial c_{i,N.}}{\partial \Delta m_S} = \frac{1}{V_{i,N.}} = 4,57 \quad \text{Gleichung (C.29)}$$

$$e(V_{i,N.}) = \frac{\partial c_{i,N.}}{\partial V_{i,N.}} = \frac{\Delta m_S}{V_{i,N.}^2} = 104,48 \quad \text{Gleichung (C.30)}$$

Durch das Einsetzen der Empfindlichkeitskoeffizienten und der bereits bestimmten Varianzen $\text{var}(\Delta m_S)$ und $\text{var}(V_{i,N.})$ lässt sich die Varianz der Gesamtstaubkonzentration berechnen. Diese ergibt sich zu:

$$\text{var}(c_{i,N.}) = 2,16 \frac{\text{mg}^2}{(\text{m}^3)^2} \quad \text{Gleichung (C.31)}$$

Hieraus ergibt sich eine absolute Standardunsicherheit für die Messungen der Gesamtstaubkonzentration von:

$$u(c_{i,N.}) = 1,5 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \quad \text{Gleichung (C.32)}$$

Anhang D Ermittlung der Messunsicherheit unter realen Abgasbedingungen

Tabelle D.1: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Pellets

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		73	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i,N}	10,2	12,7
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	236,4	253,0
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	57,4	64,9
Bias der Messwerte a_{SysA}	mg/m ³ _{i,N}	0,8	0,3
Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i,N})$	mg/m ³ _{i,N}	2,2	3,9
$a_{SysA}^2(c_{i,N}) \leq 0,5 * u_{MDR}^2(c_{i,N})$		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR($c_{i,N}$)		4,0	6,1

Tabelle D.2: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Heupellets

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		5	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i,N}	26,3	33,0
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	372,5	409,0
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	215,8	233,8
Bias der Messwerte a_{SysA}	mg/m ³ _{i,N}	-4,7	-5,5
Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i,N})$	mg/m ³ _{i,N}	5,4	6,5
$a_{SysA}^2(c_{i,N}) \leq 0,5 * u_{MDR}^2(c_{i,N})$		nein	nein
relative Messunsicherheit	%		
WMDR($c_{i,N}$)		4,4	3,4

Tabelle D.3: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Hartholz

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülanteil	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		93	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i,N}	11,5	14,9
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	443,4	462,9
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i,N}	76,8	88,4
Bias der Messwerte a_{SysA}	mg/m ³ _{i,N}	-0,7	-1,3
Messunsicherheit $u_{MDR}(c_{i,N})$	mg/m ³ _{i,N}	7,3	8,8
$a_{SysA}^2(c_{i,N}) \leq 0,5 * u_{MDR}^2(c_{i,N})$		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR($c_{i,N}$)		6,8	8,0

Tabelle D.4: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Weichholz

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		25	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	11,7	14,3
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	267,9	291,1
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	52,2	60,7
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-3,6	-3,4
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	11,8	12,5
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		4,9	5,8

Tabelle D.5: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit beschichteten Holzwerkstoffen

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		6	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	60,9	67,2
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	104,2	119,0
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	75,6	84,0
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-1,7	-2,4
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	2,1	2,8
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		nein	nein
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		3,2	3,9

Tabelle D.6: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit gemischten Hackschnitzeln

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		14	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	22,3	24,0
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	77,6	90,9
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	51,4	56,0
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	1,7	1,4
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	2,2	2,7
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		nein	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		4,0	4,7

Tabelle D.7: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Hackschnitzel ohne Rinde

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		7	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	48,1	50,6
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	143,1	156,3
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	80,6	87,0
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	0,3	0,1
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	2,0	1,1
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5 * u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
W _{MDR} (c _{i.N.})		1,9	1,0

Tabelle D.8: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Hackschnitzel nur Rinde

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		11	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	39,6	51,1
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	134,5	150,1
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	74,1	83,0
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	0,7	0,8
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	2,1	2,2
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5 * u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
W _{MDR} (c _{i.N.})		3,1	2,8

Tabelle D.9: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Getreidekörnern

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		6	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	66,0	72,5
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	251,2	268,8
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	142,7	152,4
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-9,1	-10,0
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	15,0	14,7
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5 * u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
W _{MDR} (c _{i.N.})		7,0	6,6

Tabelle D.10: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Steinkohle

Kenngroßen	Einheit	Ohne Spülung	Mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		16	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	3,0	6,8
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	230,7*	253,7*
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	29,6**	42,0**
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-0,3	0,2
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	1,8	3,7
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		17,0	11,5

* Nur ein Wert > 33 mg/m³. Ohne Berücksichtigung dieses Wertes beträgt die obere Grenze 33 mg/m³

** Der Messwert von 253,7 mg/m³ beeinflusst den Mittelwert extrem. Ohne Berücksichtigung dieses Wertes beträgt der Mittelwert 16,1 mg/m³

Tabelle D.11: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen mit Braunkohle

Kenngroßen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		20	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	11,7	15,6
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	161,0	174,2
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	57,6	66,6
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-1,7	-2,9
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	4,8	6,6
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		9,2	7,0

Tabelle D.12: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen an einem

Pelletofen (PO)

Kenngroßen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		34	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	23,1	29,0
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	236,4	253,0
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	109,7	121,4
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	1,6	0,1
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	3,4	5,7
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		4,3	5,3

Tabelle D.13: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen an einem Pelletkessel (PK)

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		5	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	17,4	20,7
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	24,2	28,5
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	20,6	23,5
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	0,3	0,7
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	0,9	0,7
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	nein
relative Messunsicherheit	%	4,3	2,9
WMDR(c _{i.N.})			

Tabelle D.14: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen an einem Pellet-Hackschnitzelkessel (PHK)

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		106,0	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	10,2	12,7
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	372,5	409,0
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	55,1	62,1
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-0,3	-0,3
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	4,0	4,3
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%	4,3	5,6
WMDR(c _{i.N.})			

Tabelle D.15: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen an einem Stückholzofen (SO)

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		43	
untere Grenze der Messwerte.	mg/m ³ _{i.N.}	3,02	6,77
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	230,71	253,70
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	52,24	63,55
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-0,29	-0,53
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	4,00	6,18
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
WMDR(c _{i.N.})		12,51	9,43

Tabelle D.16: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen am Stückholzkessel (SK1)

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		26	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	11,7	14,3
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	111,3	115,1
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	43,4	48,2
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	1,6	2,1
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	2,6	3,1
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%	6,1	6,5
W _{MDR} (c _{i.N.})			

Tabelle D.17: Statistische Kenngrößen der Datenbasis bei den Messungen am Stückholzkessel 2 (SK2)

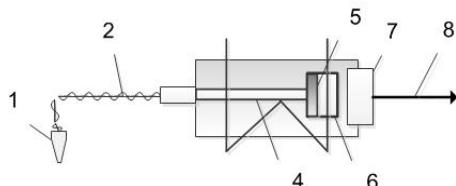
Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		23,0	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	20,3	22,4
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	215,4	241,3
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	63,3	75,4
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-1,0	-1,7
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	3,5	4,9
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
W _{MDR} (c _{i.N.})		5,1	9,7

Tabelle D.18: Statistische Kenngrößen der Datenbasis von Messungen am Stückholzkessel 3 (SK3)

Kenngrößen	Einheit	ohne Spülung	mit Spülung
Anzahl der Doppelbestimmungen N		39	
untere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	21,5	26,2
obere Grenze der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	443,3	462,9
Mittelwerte der Messwerte	mg/m ³ _{i.N.}	108,9	123,9
Bias der Messwerte a _{sysA}	mg/m ³ _{i.N.}	-5,8	-7,1
Messunsicherheit u _{MDR} (c _{i.N.})	mg/m ³ _{i.N.}	14,1	15,6
a _{sysA} ² (c _{i.N.}) ≤ 0,5*u _{MDR} ² (c _{i.N.})		ja	ja
relative Messunsicherheit	%		
W _{MDR} (c _{i.N.})		7,7	7,4

Anhang E Das zu prüfende Staubmessgerät

Bei dem Staubmessgerät Wöhler SM 500 wird die Staubmasse anhand einer Frequenzmessung ermittelt. Hierzu wird ein Schwingsystem, auf dem eine mit Filtermaterial bestückte Filterpatrone angebracht wird, elektromechanisch angeregt. Das Abgas wird über das Filtermaterial geleitet, wobei sich die im Abgas enthaltenen Staubpartikel ablagnern. In Abhängigkeit des zu überwachenden Grenzwertes (GW20 oder $GW \geq 60$) wird ein Volumenstrom von 3 l_{i,N}/min oder 4,5 l_{i,N}/min abgesaugt. Durch die Ablagerung der Staubpartikel wird das elektromagnetische Schwingsystem verstimmt. Die sich hieraus ergebende Frequenzänderung wird anhand eines Sensors erfasst. Anhand der sich ergebenden Frequenzänderung wird die Masse, des sich im Filter ablagernden Staubes, berechnet. Bei dem neuen Verfahren handelt es sich um ein mobiles, direktes, kontinuierliches Messverfahren. In Abbildung E.1 ist das Wöhler SM 500 schematisch dargestellt.



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

Abbildung E.1: Messaufbau des mobilen Staubmessgerätes Wöhler SM500 [78]

Über die Entnahmesonde (1) und einer beheizten Probenahmeleitung (2) aus Teflon wird das Abgas dem Schwingsystem zugeführt. Der Düsendurchmesser der Entnahmesonde ist konstant und beträgt standardmäßig 10 mm. Das Schwingsystem ist in einem beheizten Gehäuse (3) untergebracht und besteht aus dem Schwingrörchen (4), dem Filterhalter (5) und einer mit Filtermaterial bestückten Filterpatrone (6). Das Schwingrörchen dient gleichzeitig zur Abgaszuführung. Um die Bildung von Kondensat im Probenahmesystem und im Schwingsystem zu vermeiden, wird sowohl die Probenahmeleitung (2) als auch das Gehäuse auf eine Temperatur über 62,5°C beheizt. [32, 78]

Anhang F Messwerte im Rahmen der beispielhaften Validierung

Tabelle F.1: Verbrennungsbedingungen im Rahmen der beispielhaften Validierung

		Geräteklassen				Anzahl N der Versuche mit	
		Brennstoffgruppe gemäß § 3 der 1.BImSchV		Brennstoffart und Anzahl (N) der Messungen		Aufbereitungsform der Brennstoffe	
						Beschickungsart ^{a)}	
A	4	Hartholz (N=13) Weichholz (N=2)	Scheitholz mit anhaftender Rinde	H	H	Brennstoffwassergehalt > 25 %	
	4,5	Weichholz (N=8) Rinde (N=2)	Hack-schnitzel			Brennstoffwassergehalt < 10 %	
	5a	Holzpellets (14)	-			min 20,6 mg/m ³ mit Unterschreitung ^{b)} des GW	
B	6,7	Holzwerkstoffe beschichtet (N=4)	Hack-schnitzel	A	A	min 28,3 mg/m ³ max 107,1 mg/m ³	mit Überschreitung ^{c)} des GW
	8	Stroh (N=3)	Pellets			min 148,7,1 mg/m ³	
		Hafer (N=3)	lose			max 148,7,1 mg/m ³	
C	1,2,3, 3a	Braunkohle (N=6)	3- Zoll	H	H	N > 3	Gesamtkohlenstoff-Konzentrationsbereich ≤ 0,2 g/m ³
		Steinkohle (N=7)	Nuss 3			N = 3	
						N = 1	N > 3
						Keine Werte	CO - Konzentrationsbereich ≥ 2 g/m ³
						Keine Werte	Abgastemperatur > 350°C
							Abgastemperatur < 90°C (60°C) ^{d)}
						N = 5	Probenahmedauer 30 min ^{e)}

^{a)} A: automatisch beschickt; H: handbeschickt
^{b)} Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist gilt der höchste Grenzwert (GW).
^{c)} Falls das Messgerät für die Überwachung unterschiedlicher Staubgrenzwerte geeignet ist gilt der niedrigste Grenzwert (GW).
^{d)} Falls das Messgerät für die Überwachung von Brennwertfeuerungen geeignet ist, ist die Prüfung bei Abgastemperaturen von höchsten 60 °C durchzuführen.
^{e)} Versuchsbedingungen für Messgeräte mit Geräteklassen e (Probenahmedauer von 30 min)

Tabelle F.2: Verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe bei den Messungen der
Geräteklaasse A

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1	Stückholzkessel / Teillast	Hartholz / w= 11 % /
2	Stückholzkessel / Teillast	Hartholz / w= 11 % /
3	Stückholzkessel / Teillast	Hartholz / w= 11 % /
4	Stückholzkessel / Teillast	Weichholz / w = < 10% /
5	Stückholzkessel / Teillast	Weichholz / w = < 10% /
6	Pelletkessel / Volllast	Holzpellets / w = < 10% /
7	Pelletkessel / Volllast	Holzpellets / w = < 10% /
8	Pelletkessel / Volllast	Holzpellets / w = < 10% /
9	Pelletkessel / 50% Last	Holzpellets / w = < 10% /
10	Pelletkessel / 50% Last	Holzpellets / w = < 10% /
11	Stückholzkessel / Anbrandphase	Hartholz / w= 11 % /
12	Stückholzkessel / Ausbrandphase	Hartholz / w= 11 % /
13	Stückholzkessel	Hartholz / w= 41 % /
14	Stückholzkessel	Hartholz / w= 41 % /
15	Stückholzkessel	Hartholz / w= 41 % /
16	Pelletofen Abgasgebläse 60%	Holzpellets / w = < 10% /
17	Pelletofen Abgasgebläse 60%	Holzpellets / w = < 10% /
18	Pelletofen Abgasgebläse 55%	Holzpellets / w = < 10% /
19	Pelletofen Abgasgebläse 65%	Holzpellets / w = < 10% /
20	Pelletofen Abgasgebläse 55%	Holzpellets / w = < 10% /
21	Hackschnitzel	Hackschnitzel Weichholz / w = 6% /
22	Hackschnitzel	Hackschnitzel Weichholz / w = 6% /
23	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Rinde) / w = 48 % /
24	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Rinde) / w = 48 % /
25	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
26	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
27	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
28	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
29	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
30	Hackschnitzel	Hackschnitzel (Weichholz) / w = 6% /
31	Stückholzkessel	Hartholz / w = 41 % /
32	Stückholzkessel	Hartholz / w = 41 % /
33	Stückholzkessel	Hartholz / w = 41 % /
34	Hackschnitzelkessel	Pellets
35	Hackschnitzelkessel	Pellets
36	Hackschnitzelkessel	Pellets
37	Hackschnitzelkessel	Pellets
38	Werkestattofen	Stückholz
39	Werkestattofen	Stückholz

Tabelle F.3: Messwerte der Messeinrichtungen RM₁ und RM₂ bei den Messungen der Gerätekategorie A.

Messung Nr.	Gesamtstaubkonzentration in mg/m ³ _{i,N}				Mittelwert (oS) in mg/m ³ _{i,N}	Mittelwert (mS) in mg/m ³ _{i,N}
	ohne Spülanteil (oS)		mit Spülanteil (mS)			
	RM ₁	RM ₂	RM ₁	RM ₂		
1	23,5	23,6	28,6	29,2	23,6	28,9
2	20,5	20,2	21,5	23,2	20,3	22,4
3	22,6	22,6	25,0	25,4	22,6	25,2
4	55,5	56,0	55,8	56,0	55,8	55,9
5	81,0	81,7	86,4	87,4	81,4	86,9
6	23,1	21,9	25,4	24,1	22,5	24,7
7	20,5	21,9	21,3	21,9	21,2	21,6
8	25,0	23,3	29,4	27,6	24,2	28,5
9	18,0	17,1	20,8	20,6	17,6	20,7
10	17,0	17,9	22,1	21,5	17,4	21,8
11	60,0	51,0	74,8	63,1	55,5	69,0
12	145,2	140,2	155,3	156,9	142,7	156,1
13	51,5	51,4	70,4	74,5	51,4	72,5
14	59,6	64,7	80,6	83,4	62,1	82,0
15	65,6	64,7	79,9	78,8	65,1	79,3
16	107,0	105,0	114,1	119,3	106,0	116,7
17	85,6	88,1	89,7	98,9	86,8	94,3
18	152,8	148,0	176,7	187,5	150,4	182,1
19	99,9	101,2	124,5	124,8	100,6	124,7
20	182,0	174,9	213,1	199,4	178,4	206,3
21	46,7	46,2	54,1	54,1	46,5	54,1
22	49,8	48,9	58,3	58,5	49,3	58,4
23	885,1	846,3	951,6	904,3	865,7	927,9
24	45,1	45,6	52,2	55,3	45,4	53,7
25	43,4	43,5	50,5	53,2	43,5	51,8
26	38,5	38,6	43,9	44,7	38,5	44,3
27	33,0	33,4	36,4	38,7	33,2	37,5
28	36,8	38,7	47,4	50,2	37,8	48,8
29	34,4	36,0	45,2	44,6	35,2	44,9
30	31,6	31,4	37,4	37,2	31,5	37,3
31	43,1	40,7	51,3	50,2	41,90	50,78
32	34,1	33,5	39,9	40,1	33,77	39,98
33	84,5	80,0	116,8	110,3	82,28	113,56
34	23,7	21,8	26,2	25,0	22,8	25,6
35	18,1	17,0	21,1	20,1	17,6	20,6
36	22,6	22,4	25,8	24,9	22,5	25,4
37	19,6	18,7	22,2	21,8	19,2	22,0
38	126,7	132,9	148,9	154,2	129,8	151,5
39	127,1	131,3	144,8	152,8	129,2	148,8

Tabelle F.4: Verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe bei den Messungen der Geräteklaasse B.

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1	Hackschnitzelanlage	Strohpellets
2	Hackschnitzelanlage	Strohpellets
3	Hackschnitzelanlage	Strohpellets
4	Hackschnitzelanlage	Spanplatten
5	Hackschnitzelanlage	Spanplatten
6	Hackschnitzelanlage	Spanplatten
7	Hackschnitzelanlage	Spanplatten
8	Hackschnitzelanlage	Hafer
9	Hackschnitzelanlage	Hafer
10	Hackschnitzelanlage	Hafer

Tabelle F.5: Messwerte der Messeinrichtungen RM_1 und RM_2 bei den Messungen der Geräteklaasse B

Messung Nr.	Gesamtstaubkonzentration in $mg/m^3_{i.N.}$				Mittelwert (oS) in $mg/m^3_{i.N.}$	Mittelwert (mS) in $mg/m^3_{i.N.}$
	ohne Spülanteil (oS)		mit Spülanteil (mS)			
	RM ₁	RM ₂	RM ₁	RM ₂		
1	49,1	49,0	80,6	74,2	49,1	77,4
2	33,0	32,1	59,9	46,3	32,5	53,1
3	19,5	19,6	28,5	28,1	19,5	28,3
4	98,5	94,7	109,0	104,8	96,6	106,9
5	98,7	99,6	105,1	106,5	99,2	105,8
6	101,1	99,3	108,0	106,3	100,2	107,1
7	84,9	86,8	92,0	93,9	85,9	92,9
8	66,5	65,6	72,8	72,2	66,0	72,5
9	73,4	73,1	81,4	80,3	73,3	80,9
10	99,6	100,1	105,8	107,3	99,8	106,5

Tabelle F.6: Verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe bei den Messungen der Geräteklaasse C

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1	Werkstattofen	Steinkohle
2	Werkstattofen	Steinkohle
3	Werkstattofen	Steinkohle
4	Werkstattofen	Steinkohle
5	Werkstattofen	Braunkohle
6	Werkstattofen	Braunkohle
7	Werkstattofen	Braunkohle
8	Werkstattofen	Braunkohle
9	Werkstattofen	Braunkohle
10	Werkstattofen	Braunkohle
11	Werkestattofen	Steinkohle
12	Werkestattofen	Steinkohle
13	Werkestattofen	Steinkohle

Tabelle F.7: Messwerte der Messeinrichtungen RM₁ und RM₂ bei den Messungen der Geräteklaasse C

Messung Nr.	Gesamtstaubkonzentration in mg/m ³ _{i.N.}		Mittelwert (oS) in mg/m ³ _{i.N.}	Mittelwert (mS) in mg/m ³ _{i.N.}
	ohne Spülanteil RM ₁	mit Spülanteil RM ₂		
1	29,5	32,1	40,2	43,2
2	2,4	6,7	9,5	13,0
3	4,5	5,6	10,0	12,1
4	5,5	46,6	19,2	61,3
5	36,1	40,0	42,2	49,1
6	30,5	30,1	34,9	34,7
7	19,4	18,4	24,0	23,8
8	107,9	104,5	128,5	122,0
9	83,8	82,3	97,6	92,1
10	9,7	14,4	16,4	16,3
11	128,4	137,3	136,7	147,8
12	122,1	129,0	133,1	143,8
13	120,0	116,7	135,3	131,6

Tabelle F.8: Verwendete Feuerungsanlagen und Brennstoffe bei den Messungen der Geräteklaasse e.

Messung Nr.	Feuerungsanlage	Brennstoff
1	Pelletofen	Pellets
2	Pelletofen	Pellets
3	Pelletofen	Pellets
4	Pelletofen	Pellets
5	Pelletofen	Buche
6	Pelletofen	Buche
7	Pelletofen	Buche
8	Werkstattofen	Braunkohle
9	Werkstattofen	Braunkohle
10	Werkstattofen	Braunkohle
11	Werkstattofen	Braunkohle
12	Werkstattofen	Braunkohle

Tabelle F.9: Messwerte der Messeinrichtungen RM_1 und RM_2 bei den Messungen der Geräteklaasse e

Messung Nr.	Gesamtstaubkonzentration in $mg/m^3_{i.N.}$				Mittelwert $x_{0,S}$	Mittelwert $x_{m,S}$
	ohne Spülung		mit Spülung			
	RM ₁	RM ₂	RM ₁	RM ₂		
1	40,7	43,9	43,8	46,5	42,3	45,1
2	37,4	31,1	38,3	30,8	34,3	34,6
3	55,1	56,0	54,4	56,6	55,6	55,5
4	84,9	82,4	86,1	80,8	83,7	83,5
5	99,1	96,9	106,0	106,1	98,0	106,1
6	64,3	64,3	70,5	69,4	64,3	70,0
7	63,6	58,2	72,9	69,4	60,9	71,2
8	259,0	227,5	275,2	242,1	243,2	258,6
9	344,9	340,6	356,5	350,8	342,8	353,6
10	471,8	484,7	505,7	510,3	478,3	508,0
11	61,1	61,9	75,3	73,5	61,5	74,4
12	34,2	34,5	42,5	42,4	34,3	42,4

Tabelle F.10: Prüfung auf Signifikanz von systematischen Abweichungen (Bias) zwischen den Referenzmesseinrichtungen RM₁ und RM₂ in der Gerätekategorie A innerhalb der Grenzwerklassen (GW)

GW	N	Erweiterungsfaktor für ein Vertrauensbereich von 95 %	$u_{MDR}(c_{i,N})$ in mg/m^3	a_{SysA}^2	$u_{MDR}(c_{i,N})^2$	Bias
gesamt	35	2,021	3,2	0,2	5,2	Nein
20	12	2,179	0,7	0,1	0,3	Nein
60	14	2,145	2,5	0,0	3,0	Nein
90	13	2,16	3,5	0,2	6,1	Nein
100	13	2,16	3,8	0,7	7,2	Nein
150	10	2,228	8,3	4,5	34,5	Nein

Tabelle F.11: Prüfung auf Signifikanz von systematischen Abweichungen (Bias) zwischen den Referenzmesseinrichtungen RM₁ und RM₂ in den Geräteklassen ABC und e innerhalb der Grenzwerklassen (GW)

GW	N	Erweiterungsfaktor für ein Vertrauensbereich von 95 %	$u(x)$ in mg/m^3	x_{Sys}^2	$u^2(x)$	Bias
gesamt	66	2	4,2	0,5	8,6	Nein
20	15	2,131	0,8	0,1	0,3	Nein
60	29	2,045	2,0	1,0	2,0	Nein
90	34	2,042	2,7	1,1	3,6	Nein
100	33	2,042	3,5	0,3	6,2	Nein
150	27	2,074	6,2	0,9	19,4	Nein

Tabelle F.12: Referenzmesswerte und Messwerte der zu prüfenden Messgeräte P1,P2,P3
welche zur Validierung der zu prüfenden Messgeräte herangezogen wurden

Messung Nr.	Referenzmesswert	P1	P2	P3	Mittelwert
1	16,4	13,9	14,0	12,0	13,3
2	20,6	22,4	21,1	23,7	22,4
3	20,7	25,2	19,9	23,4	22,8
4	21,6	26,5	25,3	26,7	26,2
5	21,8	23,8	19,8	24,0	22,6
6	22,0	19,8	19,8	22,4	20,7
7	22,4	23,8	22,4	22,2	22,8
8	23,9	22,5	19,8	18,5	20,3
9	24,7	29,1	26,4	27,8	27,8
10	25,2	23,8	19,8	19,8	21,1
11	25,4	21,1	15,9	23,7	20,2
12	25,6	25,1	22,4	27,7	25,1
13	28,3	22,5	17,1	21,1	20,2
14	28,5	29,3	26,7	27,8	27,9
15	28,9	29,9	22,0	26,0	26,0
16	34,8	33,0	31,6	31,7	32,1
17	37,3	33,0	33,0	34,4	33,5
18	37,5	33,9	36,0	39,8	36,5
19	37,9	28,9	28,9	26,9	28,2
20	40,0	23,8	21,9	21,8	22,5
21	41,7	44,0	22,7	15,5	27,4
22	44,3	37,9	35,9	41,8	38,5
23	44,9	53,0	46,3	48,9	49,4
24	45,7	53,0	47,5	49,0	49,8
25	46,4	37,9	37,7	37,0	37,5
26	46,9	36,0	36,7	35,0	35,9
27	48,8	35,8	36,1	41,8	37,9
28	50,8	57,9	49,6	49,8	52,4
29	51,8	41,9	48,0	45,8	45,2
30	53,1	45,9	41,9	41,8	43,2
31	53,7	43,7	41,9	51,7	45,8
32	54,1	45,8	45,8	49,7	47,1
33	55,9	48,9	46,3	43,6	46,3
34	58,4	55,5	57,8	61,5	58,3
35	58,4	60,0	57,6	60,9	59,5
36	69,0	53,8	59,8	57,8	57,1
37	70,8	69,0	63,5	61,0	64,5
38	71,2	78,1	72,3	72,0	74,1
39	72,5	65,8	59,7	73,7	66,4
40	75,6	86,0	77,5	76,0	79,8
41	77,4	64,8	66,1	67,5	66,1
42	80,9	70,0	71,3	71,3	70,8
43	84,3	91,0	86,3	81,1	86,1

Fortsetzung auf der nächsten Seite

44	86,9	76,6	72,7	74,0	74,4
45	92,9	79,8	73,8	89,7	81,1
46	94,3	114,2	113,7	119,7	115,9
47	94,9	64,4	55,6	59,8	59,9
48	105,8	116,2	113,7	117,5	115,8
49	106,1	96,6	96,6	97,9	97,1
50	106,5	113,9	122,1	119,3	118,4
51	106,9	113,7	110,0	121,7	115,1
52	107,1	116,0	94,1	96,0	102,0
53	113,6	85,4	93,5	87,2	88,7
54	116,7	133,9	139,9	135,6	136,5
55	124,7	129,6	130,0	133,7	131,1
56	125,2	105,0	93,0	95,4	97,8
57	133,4	127,4	120,6	130,1	126,0
58	138,4	124,7	123,1	97,8	115,2
59	142,3	116,6	100,4	130,4	115,8
60	148,8	131,4	111,5	137,4	126,8
61	151,5	153,3	137,7	159,6	150,2
62	156,1	131,7	130,0	129,7	130,5
63	182,1	182,0	185,9	183,9	183,9
64	206,3	225,3	188,0	197,5	203,6
65	260,1	282,7	273,1	262,4	272,7
66	353,6	304,0	298,0	284,4	295,5

Anhang G Experimentelle Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme

Tabelle G.1: Messwerte der experimentellen Untersuchungen zu isokinetischen Probenahme an Kleinfeuerungsanlagen [38].

	Messung Nr.	Staubkonzentration (RM ₁) in mg/m ³ i.N.	v _T /v _H	Staubkonzentration (RM ₂) in mg/m ³ i.N.	v _T /v _H
Pelletkessel	1	17,1	2,50	16,8	1,0
	2	17,1	2,00	17,3	1,0
	3	15,2	1,50	15,1	1,0
	4	16,6	2,00	16,9	1,0
	5	14,7	2,50	14,2	1,0
	6	15,3	1,50	14,8	1,0
	7	20,5	2,80	20,4	1,0
	8	18,0	1,00	18,6	0,8
	9	16,5	1,00	17,1	0,8
	10	29,4	1,00	30,2	1,5
	11	17,0	1,00	17,1	2,5
Pelletofen	12	21,2	1,00	20,8	2,0
	13	20,4	1,00	19,5	1,5
	14	18,9	1,00	18,6	2,5
	15	26,7	3,00	31,0	1,0
	16	25,7	2,50	28,4	1,0
	17	24,9	2,00	25,0	1,0
	18	25,6	1,50	25,2	1,0
	19	26,9	3,00	28,6	1,0
	20	25,9	2,50	28,2	1,0
	21	25,2	2,00	25,2	1,0
	22	25,8	1,50	27,0	1,0
	23	29,0	1,00	28,0	3,0
	24	30,2	1,00	29,4	2,5
	25	28,1	1,00	29,7	2,0
	26	28,0	1,00	27,6	1,5

Tabelle G.2: Messwerte im Rahmen der experimentellen Untersuchungen mit dem Referenzmesseinrichtung RM₂ an der Emissionssimulationsanlage (Sollwerte HLUG [74]).

Messung Nr.	Wert HLUG mg/m ³ _{i.N.}	Präzisionsvorgabe	RM ₂ mg/m ³ _{i.N.}	v _T /v _H
1	2,17	0,152	2,8	0,62
2	2,13	0,149	3,2	0,63
3	2,31	0,162	3,9	0,63
4	6,54	0,458	10,5	0,63
5	6,78	0,475	11,1	0,63
6	6,57	0,460	10,4	0,63
7	13,39	0,937	20,4	0,63
8	13,38	0,937	22,1	0,63
9	13,05	0,914	21,2	0,63
10	17,54	1,228	27,3	0,63
11	17,79	1,245	26,2	0,63
12	17,71	1,240	28,8	0,63
13	5,20	0,364	5,2	0,97
14	4,96	0,347	5,2	0,92
15	5,24	0,367	5,5	0,83
16	9,76	0,683	9,3	0,95
17*	9,96*	0,697	7,6	1,09
18*	10,33*	0,723	7,3	1,26
19	4,73	0,331	4,9	0,97
20	4,75	0,333	6,7	0,90
21	4,67	0,327	6,7	0,88
22	9,38	0,657	12,8	0,86
23	9,41	0,659	12,0	0,88
24	9,63	0,674	12,4	0,68

* geänderter Durchmesser der Entnahmesonde d_E

Tabelle G.3: Messwerte im Rahmen der experimentellen Untersuchungen mit den Staubmessgeräten SM 500.1 und SM500.2 an der Emissionssimulationsanlage (Sollwerte HLUG [83]).

Messung Nr.	Wert HLUG mg/m ³ i.N.	SM 500.1		SM 500.2	
		Messwert mg/m ³ i.N.	v _T /v _H	Messwert mg/m ³ i.N.	v _T /v _H
1	2,17	11,0	0,10	9,357	0,10
2	2,13	9,2	0,10	9,424	0,10
3	2,31	12,4	0,10	8,809	0,10
4	6,54	28,1	0,10	27,294	0,10
5	6,78	35,3	0,10	30,926	0,10
6	6,57	33,6	0,10	31,951	0,10
7	13,39	-	-	73,631	0,10
8	13,38	38,6	0,20	67,978	0,10
9	13,05	5,8	2,25	68,768	0,10
10	17,54	14,2	1,06	95,552	0,10
11	17,79	13,2	1,06	96,929	0,10
12	17,71	11,1	1,06	96,254	0,10

Anhang H Der Niederdruckimpaktor

Bei dem Niederdruckimpaktor (LPI) [80] handelt es sich um ein direktes, diskontinuierliches Messverfahren. Eine schematische Darstellung eines LPI ist in der folgenden Abbildung H.1 dargestellt.

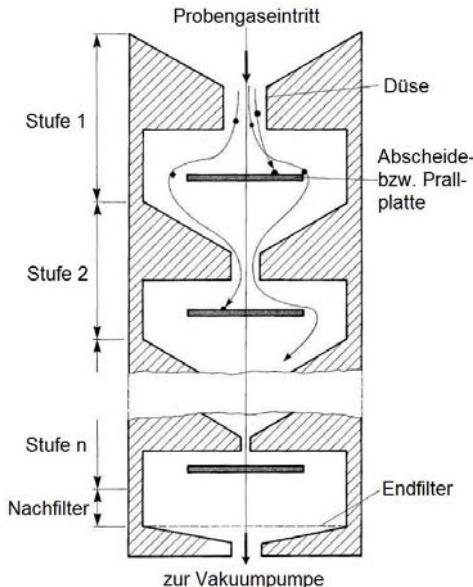


Abbildung H.1: Messprinzip eines Low-Pressure Kaskadenimpaktor [23].

Bei diesem Messverfahren sind Lochbleche kaskadenförmig übereinander angeordnet. Unter diesen Lochblechen sind Prallplatten angeordnet welche entweder mit Teflon- oder Aluminiumfolie belegt werden. Der Abstand zwischen Düse und Prallplatte verringert sich von Etage zu Etage. Die Löcher der Bleche wirken wie Düsen und verkleinern sich ebenfalls von Etage zu Etage. Durch die kleiner werdenden Düsen nimmt die Geschwindigkeit des Probengases im Impaktor stetig zu. Aufgrund der Massenträgheit fliegen Partikel ab einer bestimmten Größe auf die Prallplatten und werden dort impaktiert. Kleinere Partikel, mit einer geringeren Massenträgheit, folgen der Gasströmung und impaktieren auf den weiter untenliegenden Prallplatten. Bestimmt werden die Staubpartikel, die je nach Partikelgröße auf den oberen oder weiter untenliegenden Etagen impaktieren, durch Wägung. Die Abscheidewahrscheinlichkeit für einen Partikeldurchmesser auf einer bestimmten Etage beträgt 50 % [23].

Zu den in dieser Arbeit durchgeföhrten Impaktormessungen fanden bei insgesamt 43 Messungen zeitgleich Messungen der Gesamtstaubkonzentration mit dem Referenzmessverfahren statt. Die Ergebnisse dieser Vergleichsmessungen sind in Abbildung H.2 dargestellt.

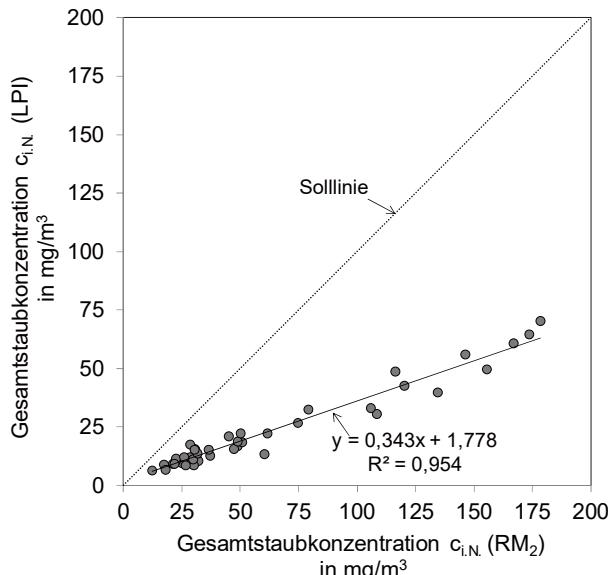


Abbildung H.2: Vergleichsmessungen zwischen dem Niederdruckimpaktor (LPI) und der Referenzmesseinrichtung (RM₂) unter realen Abgasbedingungen

Hauptursache für Minderbefunde von ca. 65 % der mittels LPI gemessenen Gesamtstaubkonzentration gegenüber der ermittelten Gesamtstaubkonzentration des Referenzmessverfahrens sind Partikelverluste auf nicht wägbaren Teilen des Niederdruckimpaktors. Untersuchungen diesbezüglich wurden in [79] durchgeföhr. Eine Quantifizierung der Staubablagerungen auf den nicht wägbaren Teilen des Impaktors ist nur schwer reproduzierbar zu realisieren. Nach dem aktuellen Stand der Technik existiert kein Messverfahren mit dem neben der Partikelgrößenverteilung auch die Gesamtstaubkonzentration verlässlich gemessen werden kann.

14 Literatur

- 1 DIN EN ISO 20988: Leitlinien zur Schätzung der Messunsicherheit. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 2007
- 2 DIN 1319 Teil 1: Grundlagen der Messtechnik. Grundbegriffe. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 1995
- 3 DIN ISO 5725 Teil 1: Genauigkeit (Richtigkeit und Präzision) von Meßverfahren und Meßergebnissen. Allgemeine Grundlagen und Begriffe. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 1997
- 4 DIN EN 12341: Außenluft. Gravimetrisches Standardmessverfahren für die Bestimmung der PM10 oder PM2,5 Massenkonzentration des Schwebstaubes. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 2014
- 5 DIN 1319 Teil 2: Grundlagen der Messtechnik. Begriffe für Messmittel. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 2005
- 6 DIN EN ISO 8402 Teil 1 (bereits zurückgezogen):Qualitätsmanagement. Anmerkungen zu Begriffen. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 1995
- 7 Internet: Emissionsminderung bei Kleinfeuerungsanlagen. Trends bei den Feinstaubemissionen. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/massnahmen-zur-emissionsminderung-von/emissionsminderung-bei-Kleinfeuerungsanlagen>, Umweltbundesamt 31.07.2014. Zuletzt aufgerufen am 21.02.2015 um 13:25 Uhr.
- 8 Aynul B.: Investigation of Particulate Matter Originating from Wood Combustion in Residential Areas. Dissertation Universität Stuttgart (IFK), 2009
- 9 Builtjes P., Jörß W., Stern R., Thelok J.: Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung. UBA Texte 09/2012. Forschungskennzahl 20643200/01. ISSN 1862-4804. Dessau-Roßlau 2012, S.113
- 10 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
- 11 VDI 4206 Blatt 2: Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen. Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. Verein Deutscher Ingenieure. Berlin, Beuth Verlag 2011
- 12 VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung. Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf, Beuth Verlag 2006

- 13 Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), Dienststelle Kassel: Durchführungsbestimmungen für Ringversuche von Stellen nach § 26 BImSchG (Partikel und partikelgebundene Emissionskomponenten. HLUG 2007
- 14 Kaltschmitt M., Hartmann H.: Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren. ISBN 978-3-662-07025-3 (eBook). Berlin Heidelberg, Springer- Verlag 2001, S.243, 251, 266, 291, 294
- 15 Sager C.: Der Partikeltransport in turbulent durchströmten Rohrleitungen und seine besondere Bedeutung für die Partikelmesstechnik. Der Fakultät Ingenieurwissenschaften, Abteilung Maschinenbau der Universität Duisburg-Essen. Dissertation 2007
- 16 Nussbaumer T., Haseler P.: Bildung und Eigenschaften aus Holzfeuerungen. Holz als Roh- und Werkstoff 57. Zürich, Springer- Verlag 1999, S.13-22
- 17 4. BImSchV: Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2013 Teil I Nr. 60, in Kraft getreten am 2. Mai 2013
- 18 Juschka W., Struschka M.: Untersuchungen zur Feinstaubentstehung und CO- Bildung beim Verbrennungsprozess in chargenweise betriebenen Hausbrandfeuerstätten und Entwicklung emissions- und partikelarmer Feuerungsanlagen. AiF/FDBI Vorhaben Nr. 16207 N. Universität Stuttgart (IFK) April 2012
- 19 B. Anja, K. Bernd: Heizen mit Holz. Ein Ratgeber zum richtigen und sauberen Heizen. Umweltbundesamt Dessau Februar 2007
- 20 Esser R., Heinen R., Kalkowski D.: Heizen mit Holz: So geht's richtig. Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe (FNR) Gützow-Prüzen 2014
- 21 DIN 14775: Feste Biobrennstoffe. Bestimmung des Aschegehaltes. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag November 2012
- 22 Struschka M.: Holzverbrennung in Feuerungsanlagen. Grundlagen, Emissionen, Entwicklung schadstoffärmer Kachelöfen. VDI Fortschrittsberichte, Reihe 15: Umwelttechnik Nr.108. Dissertation Universität Stuttgart (IFK). VDI-Verlag, Düsseldorf 1993. S. 22
- 23 Baumbach G.: Luftreinhaltung: Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen. Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. Auflage 3, ISBN 3-540-56823-9. Berlin, Springerverlag 1993. S 43
- 24 Latscha H.P., Kazmaier U., Klein H.A.: Organische Chemie. Chemie-Basiswissen 2. Auflage 6.: Berlin, Springerverlag 2013

- 25 Schröder T., Lenz V., Sonntag J., Ulbricht T., Heidecke P.: Messmethodensammlung Feinstaub. Methodenvorschlag zur Feinstauberfassung an Feuerungsanlagen für feste Biomasse. Deutsches Biomasse Forschungszentrum (DBFZ) 2014
- 26 Kübel M.: Teerbildung und Teerkonversion bei der Biomassevergasung: Anwendung der nasschemischen Teerbestimmung nach CEN- Standard. Dissertation Universität Stuttgart (IFK), April 2007
- 27 Oser M., Nussbaumer T., Schweizer B., Mohr M., Figi R.: Untersuchungen der Einflüsse auf die Partikelemissionen in einer Unterschubfeuerung. Tagungsband zum 6. Holzenergie-Symposium ETH Zürich, 20. Oktober 2000, S.51-58
- 28 Oser M., Nussbaumer Th., Müller P., Mohr M., Renato F.: Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungsanlagen. Beeinflussung der Partikelemission durch Primärmaßnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Kow-Particle-Feuerung). Projekt 26688. Vertag 69121. Bundesamt für Energie. Bundesamt für Umwelt, Wald, Landschaft. April 2003, S 64
- 29 Damaschke N.: Light scattering theories and their use for Single Particle Characterization. Technische Universität Darmstadt, Dissertation 2002
- 30 Weigand B., Köhler j., von Wolfersdorf J.: Thermodynamik kompakt. Auflage 3. ISBN 978-3-642-37232-2. Berlin Heidelberg Springer Vieweg 2013. S.51
- 31 Lasselsberger L.: 6. Verbrennungstechnik - Rahmenbedingungen Holzfeuerungen. Biowärme- Rauchfangkehrer 2002. S. 12
- 32 Struschka M., Schäfer C S.: Entwicklung einer Feinstaubmessgerätes für Überwachungsmessungen an F., Ester Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der 1. BImSchV. Aktenzeichen 27741-24/2. Deutsche Bundes Umweltstiftung (DBU) 2012
- 33 Stieß M.: Mechanische Verfahrenstechnologie. Partikeltechnologie 1. Auflage 3. ISBN 978-3-540-32551-2 Berlin Heidelberg, Springer Verlag 2009
- 34 Gaderer M.: Wärmeversorgung mit fester Biomasse bei Kleiner Leistung. Dissertation Technische Universität München. Lehrstuhl für Energiesysteme 2008
- 35 ISO 9096: Stationary source emissions. Manual determination of mass concentration of particulate matter. Second edition. ISO 9096:2003(E). Genf 2003
- 36 ISO 12141: Stationary source emissions. Determination of mass concentration of particulate matter (dust) at low concentrations. Manual gravimetric method. ISO 12141:2002(E). Genf 2002

- 37 DIN EN 13284-1: Emissionen aus stationären Quellen. Ermittlung der Staubmassenkonzentration bei geringen Staubkonzentrationen. Teil 1. Manuelles gravimetrisches Verfahren. Deutsches Institut für Normung e.V. Berlin, Beuth Verlag 2002
- 38 Axarlis A.: Untersuchungen zur isokinetischen Probenahme bei Staubmessungen an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe. Universität Stuttgart (IFK). Diplomarbeit 2010
- 39 Bohnet M.: Staubgehaltsbestimmung in strömenden Gasen mit Absaug-Sonden. Chemie-Ing-Techn.39 1967, S. 972/77
- 40 Rüping G.: Die Bedeutung der geschwindigkeitsgleichen Absaugung bei der Staubstrommessung mittels Entnahmesonden. Staub- Reinhaltung der Luft 25, Nr. 4, 1968, S. 137/44
- 41 Zenker P.: Untersuchungen zur Frage der nichtgeschwindigkeitsgleichen Teilstromentnahme bei der Staubgehaltsbestimmung in strömenden Gasen. Staub- Reinhaltung der Luft 31; Nr. 6, 1971, S. 252/56
- 42 Röthele S.: Verfahren zur geschwindigkeitsgleichen Absaugung mit Differenzdrucksonden. Staub- Reinhaltung der Luft 42, Nr.1, 1982, S.6/10
- 43 Zhu Chao: Isokinetik sampling and cascade samplers. Instrumentation for fluid partikel flow. Noyes Puplication 1999
- 44 Ihl.A: Luftreinhaltung. Leitfaden zur Emissionsüberwachung. Texte 05/08. ISSN 1862-4804. Forschungsbericht 36016004. UBA-FB 001090. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau 2008
- 45 Gartz, K., Schmidt, F., Fissan, H.: Partikelverluste in turbulent durchströmten Probenahmeleitungen, Chem.-Ing.-Tech. 67, 1995, S.1641-1645,
- 46 Sager, C., Schmidt, F., Schmidt, K. G.: Untersuchungen zur Partikeldeposition in Probenahmeleitungen aufgrund verschiedener Transportmechanismen. Gefahrstoffe 61, 2001, S. 207-211
- 47 Födisch H.:Staubemissionsmesstechnik. Stand der Technik. Messverfahren. Anwendungsbeispiele. ISBN 3-8169-2296-1. Renningen, Expert Verlag 2004
- 48 VDI 2066 Blatt 5: Messung von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Fraktinierte Staubmessunge nach dem Impaktionsprinzip. Kaskadenimpaktor. Verein Deutscher Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 1994
- 49 VDI 2066 Blatt 10: Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Messung der Emissionen von PM10 und PM2,5 an geführten Quellen nach dem Impaktionsverfahren. Verein Deutscher Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 2004

- 50 VDI 3867 Blatt 1: Messen von Partikeln in der Außenluft. Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen. Grundlagen. Verein Deutscher Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 2009
- 51 VDI 3867 Blatt 2: Messen von Partikeln in der Außenluft. Charakterisierung von Prüfaerosolen. Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung. Kondensationspartikelzähler (CPC). Verein Deutsche Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 2008
- 52 VDI 3867 Blatt 4: Messen von Partikeln in der Außenluft. Charakterisierung von Prüfaerosolen. Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen. Optisches Aerosolspektrometer. Verein Deutsche Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 2011
- 53 VDI 2066 Blatt 8: Messen von Partikeln. Staubmessung in strömenden Gasen. Messung der Rußzahl an Feuerungsanlagen für Heizöl EL. Verein Deutscher Ingenieure Düsseldorf, Beuth Verlag 1995
- 54 <http://www.woehler.de/shop/de/produkte/messtechnik-prueftechnik/staub-russ/wohler-sm-500-staubmessgerat.html>. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 15:02 Uhr.
- 55 <http://www.testo.de/produkte/produktdetailseite.jsp?productNo=0632%2B3800#tab-1>. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 15:05 Uhr.
- 56 <http://www.vereta.com/mainmenu/produkte-dienstleistungen/feinstaub-messkoffer.html>. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 15:07 Uhr.
- 57 http://www.mru.at/mobile-feinstaubmessung/83-mru-feinstaub-system-fsm#magictabs_8ev6w_1. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 15:10 Uhr.
- 58 <http://www.afriso.de/n273178/i2332249.html>. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 15:17 Uhr.
- 59 Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. ABl. Nr. 296/55
- 60 Richtlinie 99/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. ABl. Nr. L 163
- 61 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. In der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943) geändert worden ist.
- 62 Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen, ABl. Nr. L 332

- 63 Richtlinie 2001/80/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.Oktober 2001 zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft, ABl. Nr. L 309
- 64 Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungs- und Gasturbinenanlagen – 13. BImSchV) vom 20.Juli 2004, BGBl. I (2004) S. 1717
- 65 Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV) vom 14.August 2003, BGBl. I (2003) S. 1633
- 66 Struschka M.; Schäfer C., Thienel M: Durchführung einer modelhaften Eignungsprüfung eines Staubmessgerätes für die Überwachung der neuen Staubgrenzwerte der 1. BImSchV. für Kleinfeuerungsanlagen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen 371042201. Februar 2012
- 67 VDI 4206 Blatt 2 : Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen - Messgeräte zur Ermittlung von partikelförmigen Emissionen. Hrsg. Verein Deutscher Ingenieure Berlin, Beuth Verlag 2015
- 68 Umweltbundesamt: Bekanntmachung über die bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. BAnz AT Juli 2013
- 69 Umweltbundesamt: Bekanntmachung über die bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. BAnz AT April 2014
- 70 <http://www.rinderskript.net/skripten/labor/18%20Qualitaetssicherung%20im%20klinische n%20Labor.htm>. Zuletzt aufgerufen am 28.04.2015 um 18:47 Uhr.
- 71 Schrüfer E, Leonard m. Reindl, Bernard Zagar: Elektrische Messtechnik. Messung elektrischer und nichtelektrischer Größen. Auflage 11. München: Hanser 2014
- 72 Papula L.: Mathematische Formelsammlung für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Auflage 11. Wiesbaden, Springer Fachmedien 2014
- 73 Djuine N.: Untersuchungen des Messverfahrens zu Gesamtstaubmessungen nach der VDI-Richtlinie 2066. Universität Stuttgart (IFK). Bachelorarbeit Nr. 3104, 2012
- 74 Corde J., Gerhold M.: Kurzbericht Nr. 418. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dienststelle Kassel, Dezernat I3, Luftreinhaltung, Emissionen, Bericht vom vom 16.12.2014
- 75 VDI 4219: Ermittlung der Unsicherheit von Emissionsmessungen mit diskontinuierlichen Messverfahren. Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag 2009
- 76 Yu S.: Analyse von Messdaten aus Staubmessungen (Doppelbestimmungen) nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1. Universität Stuttgart (IFK). Studienarbeit Nr. 3243 2014

Online-Buchshop für Ingenieure

■■■ VDI nachrichten

Online-Shops



Fachliteratur und mehr -
jetzt bequem online recher-
chieren & bestellen unter:
www.vdi-nachrichten.com/
Der-Shop-im-Ueberblick



Täglich aktualisiert:
Neuerscheinungen
VDI-Schriftenreihen



BUCHSHOP

Im Buchshop von [vdi-nachrichten.com](http://www.vdi-nachrichten.com) finden Ingenieure und Techniker ein speziell auf sie zugeschnittenes, umfassendes Literaturangebot.

Mit der komfortablen Schnellsuche werden Sie in den VDI-Schriftenreihen und im Verzeichnis lieferbarer Bücher unter 1.000.000 Titeln garantiert fündig.

Im Buchshop stehen für Sie bereit:

VDI-Berichte und die Reihe **Kunststofftechnik**:

Berichte nationaler und internationaler technischer Fachtagungen der VDI-Fachgliederungen

Fortschritt-Berichte VDI:

Dissertationen, Habilitationen und Forschungsberichte aus sämtlichen ingenieurwissenschaftlichen Fachrichtungen

Newsletter „Neuerscheinungen“:

Kostenfreie Infos zu aktuellen Titeln der VDI-Schriftenreihen bequem per E-Mail

Autoren-Service:

Umfassende Betreuung bei der Veröffentlichung Ihrer Arbeit in der Reihe Fortschritt-Berichte VDI

Buch- und Medien-Service:

Beschaffung aller am Markt verfügbaren Zeitschriften, Zeitungen, Fortsetzungsreihen, Handbücher, Technische Regelwerke, elektronische Medien und vieles mehr – einzeln oder im Abo und mit weltweitem Lieferservice

VDI nachrichten

BUCHSHOP www.vdi-nachrichten.com/Der-Shop-im-Ueberblick

Die Reihen der Fortschritt-Berichte VDI:

- 1 Konstruktionstechnik/Maschinenelemente
- 2 Fertigungstechnik
- 3 Verfahrenstechnik
- 4 Bauingenieurwesen
- 5 Grund- und Werkstoffe/Kunststoffe
- 6 Energietechnik
- 7 Strömungstechnik
- 8 Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik
- 9 Elektronik/Mikro- und Nanotechnik
- 10 Informatik/Kommunikation
- 11 Schwingungstechnik
- 12 Verkehrstechnik/Fahrzeugtechnik
- 13 Fördertechnik/Logistik
- 14 Landtechnik/Lebensmitteltechnik
- 15 Umwelttechnik
- 16 Technik und Wirtschaft
- 17 Biotechnik/Medizintechnik
- 18 Mechanik/Bruchmechanik
- 19 Wärmetechnik/Kältetechnik
- 20 Rechnerunterstützte Verfahren (CAD, CAM, CAE CAQ, CIM ...)
- 21 Elektrotechnik
- 22 Mensch-Maschine-Systeme
- 23 Technische Gebäudeausrüstung

ISBN 978-3-18-325815-4