

# Feinstaubemissionen aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen

Schlussbericht, 30.09.2013

Vorgelegt von

Alfons Kather (IET)  
Niels Woltersdorf (IET)

Gefördert durch das BMU  
Projektlaufzeit:

Förderkennzeichen: 03KB033  
01.11.2009 bis 31.03.2013



DIE BMU  
KLIMASCHUTZ-  
INITIATIVE

**IET**

*Institut für Energietechnik*

**TUHH**

*Technische Universität Hamburg-Harburg*

---

# IMPRESSUM

Herausgeber:

Institut für Energietechnik (IET)

Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH)

Denickestr. 15

D-21073 Hamburg

Tel. +49 – 40 – 42878 - 3243

Fax +49 – 40 – 42878 - 2841

**Gefördert vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.**



**Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und Reaktorsicherheit**



---

# Inhaltverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>V</b>
<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>VII</b>
<b>Abkürzungs- und Symbolverzeichnis .....</b>	<b>VIII</b>
<b>I. Kurze Darstellung .....</b>	<b>1</b>
<b>1 Aufgabenstellung.....</b>	<b>1</b>
1.1 Definition Feinstaub .....	2
1.2 Novellierung der 1. BImSchV.....	3
<b>2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde</b>	<b>4</b>
<b>3 Planung und Ablauf des Vorhabens.....</b>	<b>5</b>
<b>4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an dem angeknüpft wurde</b>	<b>8</b>
<b>5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen .....</b>	<b>8</b>
<b>6 Zentrale Ergebnisse des Projektes.....</b>	<b>9</b>
<b>II. Eingehende Darstellung.....</b>	<b>12</b>
<b>1 Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen des Ergebnisses.....</b>	<b>12</b>
<b>2 Verwendete Emissionsmesstechnik.....</b>	<b>14</b>
2.1 Rauchgasanalysator Horiba PG-250.....	14
2.2 Gesamtstaubprobenahme.....	16
2.2.1 Ermittlung der Staubkonzentration nach VDI 2066 .....	16
2.2.2 Wöhler SM 96-CO .....	17
2.3 Elektrostatischer Niederdruck-Impaktor (ELPI™) .....	18
2.4 Auswertung der Messdaten .....	20
<b>3 Feldmessungen .....</b>	<b>23</b>
3.1 Vergleich der Messergebnisse nach VDI 2066 mit Wöhler SM 96 CO24	
3.1.1 Feinstaubbelastung des Rauchgases.....	24
3.1.2 Massenkonzentration Kohlenstoffmonoxid des Rauchgases	26
3.2 Bei den Feldmessungen ermittelte Emissionen .....	27
3.2.1 Feinstaub.....	27
3.2.2 Kohlenstoffmonoxid.....	29

---

3.2.3	Stickoxide.....	31
3.2.4	Schwefeloxidoxide .....	32
3.3	Mit dem ELPI gemessene Feinstaubemissionen .....	33
3.4	Zusammenfassung der im Feld ermittelten Ergebnisse .....	35
<b>4</b>	<b>Prüfstandmessungen .....</b>	<b>38</b>
4.1	Kessel .....	38
4.2	Messaufbau am Prüfstandkessel .....	39
4.3	Vergleichende Staubmessungen .....	39
4.3.1	Fehlerfortpflanzung nach Gauß .....	40
4.3.2	Relative Standardabweichung der Messwerte .....	43
4.4	Ermittlung des Einflusses der Absauggeschwindigkeit .....	45
4.5	Teillastverhalten des Kessels.....	46
4.6	Einfluss des Kaminzugs.....	49
4.7	Einfluss der Primär- / Sekundärluftzufuhr .....	51
4.8	Einfluss des Brennstoffes .....	54
4.9	Zusammenfassung der am Prüfstand gewonnenen Ergebnisse.....	58
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick.....</b>	<b>60</b>
	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>61</b>

---

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematischer Aufbau der Messtechnik	15
Abbildung 2: Unterschied zwischen realem, stokes'schem und aerodynamischem Partikeldurchmesser [38]	18
Abbildung 3: Beispiel einer einzelnen Trennstufe in einem Impaktor	19
Abbildung 4: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der kontinuierlich erfassten Messwerte	21
Abbildung 5: Beispielhafte vom ELPI ermittelte Partikelgrößenverteilung	22
Abbildung 6: Einteilung der Kessel in verschiedene Gruppen nach den Kriterien Nennleistung und eingesetzter Brennstoff	23
Abbildung 7: Vergleich der Messergebnisse für Feinstaub des Schorsnteinfegers (Wöhler SM 96 CO) mit den Ergebnissen nach VDI 2066 bei den Feldmessungen.	25
Abbildung 8: Vergleich der Messergebnisse für Kohlenstoffmonoxid des Schorsnteinfegers (Wöhler SM 96 CO) mit den Ergebnissen mit dem Horiba PG-250 bei den Feldmessungen.	26
Abbildung 9: Summenverteilung der Feinstaubmessergebnisse	28
Abbildung 10: Summenverteilung der Kohlenstoffmonoxidmessergebnisse	30
Abbildung 11: Summenverteilung aller Stickoxidmessungen	32
Abbildung 12: Summenverteilung aller Schwefeldioxidmessungen	33
Abbildung 13: Relative Anzahlverteilung des emittierten Feinstaubes in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Messergebnisse an. (links: pelletbefeuerte Kessel; rechts: mit anderen Biomassen befeuerte Kessel)	34
Abbildung 14: Kumulierte Anzahlverteilung der Partikelgröße der mit Pellets befeuerten Kessel	35

---

Abbildung 15: Kumulierte Anzahlverteilung der Partikelgröße der mit anderen Biomassen befeuerten Kessel	35
Abbildung 16: Skizze der Anlagenschaltung des Versuchskessels zur Wärmeabfuhr	39
Abbildung 17: Einfluss der einzelnen Messungenauigkeiten auf das Endergebnis	42
Abbildung 18: Relative Standardabweichung der Messergebnisse	44
Abbildung 19: Feinstaubemissionen bei variierenden Geschwindigkeitsverhältnissen $\psi$	46
Abbildung 20: Feinstaubemissionen bei veränderter Kessellast	47
Abbildung 21: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei veränderter Kessellast	47
Abbildung 22: Stickoxidemissionen bei veränderter Kessellast	48
Abbildung 23: Feinstaubemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin	49
Abbildung 24: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin	50
Abbildung 25: Stickoxidemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin	51
Abbildung 26: Feinstaubemissionen bei veränderter Luftaufteilung $\Lambda$	52
Abbildung 27: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei veränderter Luftaufteilung $\Lambda$	53
Abbildung 28: Stickoxidmonoxidemissionen bei veränderter Luftaufteilung $\Lambda$	53
Abbildung 29: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Staubemissionen	56
Abbildung 30: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Kohlenstoffmonoxidemissionen	57
Abbildung 31: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Stickoxidemissionen	57

---

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wirkungsort von Feinstaub in Abhängigkeit des aerodynamischen Durchmessers [12]	2
Tabelle 2: Übersicht über die Emissionsgrenzwerte der 1.BImSchV in Abhängigkeit von Immissionsstufe, Brennstoff und Nennwärmeleistung [6]	4
Tabelle 3: Vergleich der 1. BImSchV-relevanten Messwerte der Prototypanlage des IET und der ersten Feldmessung	6
Tabelle 4: Vergleich der 1.BImSchV-relevanten Messwerte der Labormessungen mit dem neuen Pelletkessel und der ersten Feldmessung	6
Tabelle 5: Messwerte, die an Messstelle 1 aufgenommen werden	16
Tabelle 6: An Messstelle 2 ermittelte Messwerte	18
Tabelle 7: Übersicht über die in die Sensitivitätsanalyse eingehenden Paarmeter	41
Tabelle 8: Messgrößen zur Berechnung des Wöhler SM 96 CO Messfehlers	43
Tabelle 9: Elementaranalysen der vier verglichenen Pelletchargen [48]	55

---

# Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

## Lateinische Formelzeichen

Größe	Einheit	Bedeutung
$m$	kg	Masse
$V$	$m^3$	Volumen
$T$	K	Temperatur
$p$	mbar	Druck
$y_i$	Vol.-%, ppm	Volumetrischer Anteil der Komponente $i$
$\bar{y}_i$	Vol.-%, ppm	Arithmetisches Mittel des volumetrischen Anteils der Komponente $i$ über betrachteten Zeitraum
$c_i$	$mg/m^3$ i.N.	Massenkonzentration der Komponente $i$
$q_r$		Verteilungsdichtefunktion der Mengengröße $r$
$n$	--	Anzahl Werte
$\bar{c}_i$	$mg/m^3$ i.N.	Arithmetisches Mittel der Massenkonzentration der Komponente $i$ über betrachteten Zeitraum
$N$	$1/cm^3$ i.N.	Anzahl detektierter Partikel im Aerosol
$Q_i$		Summenverteilung der Komponente $i$
$q_i$		Dichteverteilung der Komponente $i$

---



---

### Griechische Formelzeichen

Größe	Einheit	Bedeutung
$\Lambda$	--	Verhältnis des primären zum sekundären Luftvolumenstroms
$\sigma$	variabel	Standardabweichung
$\delta_i$ , i.N.	kg/m <sup>3</sup> i.N.	Normdichte der Komponente i
$\Delta$	variabel	Differenz zweier Werte

---

### Indizes

Index	Bedeutung
bez	Bezugszustand
Filter	Auf den Filter bezogene Größe
j	ELPI Impaktorstufe
kond	In konditioniertem Zustand
Norm	Normzustand (273,15 K, 1013,25 mbar)
r	Indizierung der Mengengröße (0 = Anzahl)
rel	Relativ, normierte Größe (prozentualer Anteil)
RG	Im Rauchgas ermittelte Größe
Zähler	Am Zähler ermittelte Größe

---

---

## Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH
ELPI	Electrical Low Pressure Impactor,
i.N.	Im Normzustand (273,15 K, 1013,25 mbar)
IET	Institut für Energietechnik der TUHH
NO <sub>x</sub>	Sammelbezeichnung für Stickoxide
PM	Feinstaub (englisch: Particulate Matter)
PM	Particulate Matter (engl. Für Feinstaub)
TUHH	Technische Universität Hamburg-Harburg
ZAE	Zentrum für angewandte Energietechnik Bayern

---

# I. Kurze Darstellung

## 1 Aufgabenstellung

Es gilt als wissenschaftlich erwiesen, dass sich die durchschnittliche Erdtemperatur durch anthropogenen Einfluss kontinuierlich erhöht [1] [2]. Aus diesem Grund haben sich führende Industrienationen, wie u.a. Deutschland, im sog. Protokoll von Kyoto zu einer Verringerung des Treibhausgasausstoßes entschlossen. In Deutschland ist es deshalb politisches Ziel, die CO<sub>2</sub> Emissionen bis 2020 um 40 % gegenüber dem Stand von 1990 zu reduzieren [3]. Mögliche Ansätze, um dieses Ziel zu erreichen sind:

- Ausbau der regenerativen Energiebereitstellung;
- Erhöhung der Effizienz der Energieausnutzung;
- Abtrennung und anschließende Speicherung von Kohlenstoffdioxid aus fossilen Energieträgern.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsberichts wurde ein Aspekt des Ausbaus der regenerativen Energiebereitstellung untersucht. Die Bereitstellung von Energie kann in die Bereitstellung in Form von Strom und in Form von Wärme unterteilt werden. Der Anteil der regenerativ bereitgestellten Wärme hat sich von 1990 bis 2011 von 2,1 % auf 11,0 % erhöht [4]. Von diesen 11,0 % werden 47 % durch biogene Festbrennstoffe im Haushalt bereitgestellt [4]. Die Bereitstellung dieser 5,2 % der deutschen Wärmeenergie verursacht 27 % der deutschen PM<sub>2,5</sub> Emissionen [5]. Diese Faktenlage ist dem Gesetzgeber bekannt. Er reagierte hierauf bereits durch die Novellierung der 1. BImSchV [6]. Hierin werden die Emissionsgrenzwerte für zukünftig installierte Kessel herabgesetzt, während bereits installierte Kleinfeuerungsanlagen durch eine Übergangsregelung geschützt werden.

Um den aktuellen Stand der Emissionen der durch die 1. BImSchV reglementierten biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen abzuschätzen, wurden im durchgeführten Projekt umfangreiche Messungen durchgeführt. Diese Messungen fanden zum einen an 35 aktuell im Hamburger Großraum betriebenen Kesseln statt. Diese Messungen werden im Folgenden als Feldmessungen bezeichnet. Zum anderen fanden Messungen an einem am Institut für Energietechnik betriebenen Versuchskessel statt, um Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten von Kleinfeuerungsanlagen aufzuzeigen. Diese Messungen werden im Folgenden als Prüfstandmes-

sungen bezeichnet. Die Feldmessungen geben einen Eindruck von der Größenordnung der Emissionen aktuell betriebener Biomassekleinfeuerungen. Die Prüfstandmessungen zeigen den Einfluss verschiedener Randbedingungen auf das Emissionsverhalten von mit Biomassen betriebenen Kleinfeuerungen. An dieser Stelle werden zwei für das Verständnis des Forschungsberichts wichtige Begriffe erläutert: zunächst wird der Begriff Feinstaub definiert, anschließend wird auf die in der novellierten 1. BImSchV festgelegten Emissionsgrenzwerte eingegangen.

## 1.1 Definition Feinstaub

Feinstaub fasst verschiedene Schwebstoffe zusammen, die aufgrund ihrer geringen Sinkgeschwindigkeit lange in der Atmosphäre verweilen. Feinstaub (engl.: Particulate Matter, PM) wird von der EPA entsprechend des aerodynamischen Durchmessers in drei Gruppen eingeteilt [7, 8]:

- Inhalierbarer Feinstaub ( $PM_{10}$ ): Aerodynamischer Durchmesser  $< 10 \mu\text{m}$ ;
- Lungengängiger Feinstaub ( $PM_{2,5}$ ): Aerodynamischer Durchmesser  $< 2,5 \mu\text{m}$ ;
- Ultrafeine Partikel (UP): Aerodynamischer Durchmesser  $< 0,1 \mu\text{m}$ .

Wie die mit dem ELPI™ im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführten Messungen sowie verschiedene in der Vergangenheit veröffentlichte Messergebnisse [9, 10, 11] zeigen, dass die Emissionen aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen hauptsächlich den Größenbereichen  $PM_{2,5}$  und UP zuzuordnen sind. Die in Tabelle 1 aufgezeigten Wirkungsorte von Feinstaub zeigen, dass Partikeln umso tiefer in den menschlichen Körper eindringen, je kleiner ihr aerodynamischer Durchmesser ist [12].

Tabelle 1: Wirkungsort von Feinstaub in Abhängigkeit des aerodynamischen Durchmessers [12]

Angriffsorte	Aerodynamischer Durchmesser
Nasen- Rachenraum	5 – 10 $\mu\text{m}$
Luftröhre	3 – 5 $\mu\text{m}$
Bronchien	2 – 3 $\mu\text{m}$
Bronchiolen	1 – 2 $\mu\text{m}$
Alveolen	0,1 – 1 $\mu\text{m}$

Feinstaub aus Verbrennungsprozessen ist ein deutlicher Risikofaktor für Herz- und Lungenerkrankungen [13]. Insbesondere von Feinstaub aus der Holzverbrennung

ist bekannt, dass er Schaden an DNA verursacht und Stressreaktionen in Menschlichen Zellen hervorrufen kann [14]. Die Weltgesundheitsorganisation WHO empfiehlt deshalb maximale Immissionswerte sowohl für die maximalen  $PM_{10}$  als auch für die maximalen  $PM_{2,5}$  Tages- und Jahresmittelwerte [15]. Die in Deutschland geltenden Bestimmungen, die in der 39. BImSchV [16] festgelegt sind, liegen über den von der WHO vorgeschlagenen Immissionswerten.

### 1.2 Novellierung der 1. BImSchV

Durch die Novellierung der 1. BImSchV [6] werden erhöhte Ansprüche an die Emissionsbelastung des Rauchgases aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen gestellt. Die Massenkonzentration von Staub und Kohlenstoffmonoxid im Rauchgas wird zukünftig strenger reglementiert. Die genauen Emissionsgrenzwerte, die für eine Feuerung gelten, hängen von verschiedenen Faktoren ab:

- Datum der Inbetriebnahme des Kessels;
- Nennwärmeleistung;
- Art der eingesetzten Biomasse.

In Tabelle 2 sind die Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV für alle relevanten Brennstoffe aufgezeigt. Die im Rahmen dieses Forschungsprojektes eingesetzten Biomassen werden in der BImSchV mit den Nummern 4 bis 8 bezeichnet. Der Emissionsgrenzwert für Feinstaub wird von  $0,15$  auf  $0,02 \text{ g/m}^3$  i.N. herabgesetzt; der Emissionsgrenzwert für Kohlenstoffmonoxid wird in Abhängigkeit von Brennstoff und Nennleistung von  $0,5$  bis  $4 \text{ g/m}^3$  i.N. auf  $0,3$  bis  $0,4 \text{ g/m}^3$  i.N. herabgesetzt. Alle in der 1. BImSchV angegebenen Emissionsgrenzwerte sind auf 13 Vol.-% Restsauerstoffgehalt bezogen.

## 2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Tabelle 2: Übersicht über die Emissionsgrenzwerte der 1.BImSchV in Abhängigkeit von Immissionsstufe, Brennstoff und Nennwärmeleistung [6]

	Brennstoff #	Nennwärmeleistung kW	Staub g/m <sup>3</sup>	CO g/m <sup>3</sup>
Übergang	4, 5 und 5a	> 15 ≤ 50	0,15	4
		> 50 ≤ 150	0,15	2
		> 150 ≤ 500	0,15	1
		> 500	0,15	0,5
	6 und 7	> 50 ≤ 100	0,15	0,8
		> 100 ≤ 500	0,15	0,5
> 500		0,15	0,3	
8	> 15 ≤ 100	0,15	4	
Stufe 1	4 und 5	≥ 4 ≤ 500	0,1	1
		> 500	0,1	0,5
	5a	≥ 4 ≤ 500	0,06	0,8
		> 500	0,06	0,5
	6 und 7	≥ 30 ≤ 100	0,1	0,8
> 100 ≤ 500		0,1	0,5	
> 500		0,1	0,3	
8	≥ 4 < 100	0,1	1	
Stufe 2	4, 5 und 5a	≥ 4	0,02	0,4
		≥ 30 ≤ 500	0,02	0,4
	6 und 7	> 500	0,02	0,3
8		≥ 4 < 100	0,02	0,4

## 2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Das Projekt Feinstaubemissionen aus biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen wurde vom Institut für Energietechnik (IET) der Technischen Universität Hamburg Harburg (TUHH) durchgeführt. Das Institut und die Universität verfügen über eine langjährig gewachsene Infrastruktur, welche die Durchführung von wissenschaftlichen Arbeiten sehr gut unterstützt und ergänzt. Durch den engen Anschluss an den stattfindenden Lehrbetrieb der Universität wurden Studenten in verschiedenen Funktionen in das Projekt eingebunden. Dies geschah in Form von unterstützenden Hilfstätigkeiten als Hilfwissenschaftler sowie in Form von Studien- und Ab-

schlussarbeiten. In Abschnitt 5 ist eine Übersicht der externen Partner gegeben, die das Forschungsvorhaben unterstützten. In Kapitel II, Abschnitt 1 sind die studentischen Arbeiten aufgeführt, die im Rahmen des Vorhabens angefertigt wurden. Die Feldmessungen wurden in den Heizperioden 2010/11 und 2011/12 durchgeführt. In den Sommermonaten sind bei den untersuchten Anlagen keine ausreichenden Wärmesenken verfügbar, weshalb die Durchführung von Feldmessungen lediglich in den Wintermonaten zielführend ist. Die Sommermonate wurden zur Durchführung der Prüfstandmessungen, zur Planung der Feldmessungen und zur Auswertung der Ergebnisse genutzt.

### 3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Im Forschungsvorhaben wurden sechs Meilensteine definiert. Die Bearbeitung dieser Meilensteine wird an dieser Stelle kurz beschrieben, um eine repräsentative Übersicht über die Planung und den Ablauf des Forschungsvorhabens zu geben. Alle Meilensteine wurden erfolgreich bearbeitet.

#### **Meilenstein M1: Bereitstellung des Messverfahrens und Kalibrierung der Apparatur**

Die Bereitstellung und Kalibrierung der Messtechnik für die geplanten Messungen wurde im ersten Quartal des Projektes durchgeführt. Während des Projektes wurde das Messverfahren mit den Mitglieder der Arbeitsgruppe 3 ‚Technologien - Emissionsarme Kleinfeuerungsanlagen‘ des Förderprogramms ‚Energetische Biomassenutzung‘ weiter abgestimmt, um eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse mit anderen Forschungsvorhaben zu gewährleisten.

#### **Meilenstein M2 Bereitstellung der Kleinfeuerungsanlage**

Die Bereitstellung der Kleinfeuerungsanlage geschah in den ersten zwei Quartalen des Forschungsprojektes. Bei der Anlage handelte es sich um einen Prototypen aus einem vorherigen Forschungsprojekt [17]. In Absprache mit dem Hersteller wurde die Kleinfeuerungsanlage optimiert. Die Optimierung betraf sowohl die Isolierung des Brennraums als auch die Luftzufuhr des Kessels. Im Sommer 2010 wurden Prüfstandmessungen an dem Kessel durchgeführt.

#### **Meilenstein M3: Mid-term Ergebnisbewertung und Betrachtung der ersten Erfahrungen aus den Feld- und Laboranalysen zur Definition der für die wei-**

**tere Vorgehensweise erforderlichen Anpassungen. Treffen des begleitenden Ausschusses zur endgültigen Definition des geplanten Messprogramms.**

Die ersten Messergebnisse der Feldversuche zeigten, dass die Emissionswerte der eingesetzten Kleinf Feuerungsanlage deutlich höher sind als die bei den Feldmessungen untersuchten Kleinf Feuerungsanlagen. Eine Gegenüberstellung der für die 1. BImSchV relevanten Emissionswerte der Laboranlage und der ersten Feldmessung ist in Tabelle 3 gegeben. Bei der Bearbeitung des Meilensteins M3 wurde durch diese Emissionswerte erkannt, dass der eingesetzte Laborkessel keinen repräsentativen Vergleich mit den im Feld befindlichen, marktverfügbaren Feuerungsanlagen bietet.

Tabelle 3: Vergleich der 1. BImSchV-relevanten Messwerte der Prototypanlage des IET und der ersten Feldmessung

Messwert	Labor I	Feldmessung
CO (mg/m <sup>3</sup> i.N., 13% O <sub>2</sub> )	550,1	62,4
Feinstaub (mg/m <sup>3</sup> i.N., 13% O <sub>2</sub> )	49,6	11,9

Im Rahmen der Bearbeitung des dritten Meilensteins wurde deshalb entschieden, diese Kleinf Feuerungsanlage durch einen marktüblichen Pelletkessel für die weiteren Labormessungen zu ersetzen. Wie Tabelle 1 zu entnehmen ist, liegen die am neuen Laborkessel mit vergleichbarem Brennstoff gemessenen Messwerte näher an den im Feld ermittelten Messergebnissen.

Tabelle 4: Vergleich der 1.BImSchV-relevanten Messwerte der Labormessungen mit dem neuen Pelletkessel und der ersten Feldmessung

Messwert	Neuer Laborkessel	Feldmessung
CO (mg/mN <sup>3</sup> , 13% O <sub>2</sub> )	155,2	62,4
Feinstaub (mg/mN <sup>3</sup> , 13% O <sub>2</sub> )	18,6	11,9

Aufgrund des Ersatzes der ursprünglich vorhandenen Prototypanlage durch einen marktüblichen Kessel ist der im Projektantrag vorgesehene Bedarf für die Optimierung des Brenners (ursprüngliche Meilensteine M4, M5) nicht mehr gegeben. Es wurde von Seite des Forschungsnehmers vorgeschlagen, diese Meilensteine entsprechend anzupassen. Diese Anpassung wurde vom PtJ im Schreiben vom 06.08.2012 bestätigt. Im Folgenden wird auf die neu definierten Meilensteine eingegangen.



In der 1. Hälfte des Projekts fand das erste vorgesehene Treffen des begleitenden Ausschusses statt. Damit wurden die Tätigkeiten des dritten Meilensteins vollständig erfüllt.

### **Meilenstein M4: Einfluss der Probenahme auf die Messergebnisse**

Weil sich das in der VDI 2066 beschriebene Messprinzip der gravimetrischen Probenahme von der gängigen Praxis der Schornsteinfeger unterscheidet, wurde der Einfluss der Probenahme und der Einsatz unterschiedlicher Messgeräte auf das Messergebnis untersucht.

- Vergleich von parallel ermittelten Messergebnissen unter reproduzierbaren Randbedingungen. Die Messungen wurden zum einen mit dem von Schornsteinfegern verwendeten Messgerät (Wöhler SM 96 CO [18]) und zum anderen mit isokinetischer Probenahme nach VDI 2066 [19] durchgeführt (vgl. Kapitel II Abschnitt 4.3 ).
- Entgegen den Vorschriften der VDI 2066 wurde in einer Versuchsreihe die Geschwindigkeit der Rauchgasentnahme bei der der Probenahme variiert und die Auswirkungen auf das Messergebnis untersucht. Die Messergebnisse zeigen, dass die Geschwindigkeit der Probenahme einen untergeordneten Einfluss auf das Messergebnis an biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen hat (vgl. Kapitel II, Abschnitt 4.4).

### **Meilenstein M5: Einfluss der Betriebsweise auf die Emissionswerte**

Der Einfluss unterschiedlicher Betriebsparameter auf das Emissionsverhalten der Prüfstandanlage wurde untersucht. Hierfür wurden verschiedene Einstellungen gegenüber einem jeweiligen Basisfall verändert und die Auswirkungen auf die Emissionen gemessen. Die variierten Parameter sind:

- Feuerungswärmeleitung: Die Leistung wurde in vier Schritten auf bis zu 50 % reduziert (vgl. Kapitel II Abschnitt 4.5).
- Schornsteinzug: Der Unterdruck im Schornstein wurde durch Einbau eines Saugzuges variiert (vgl. Kapitel II Abschnitt 4.6).
- Luftstufung: Die Verteilung der Verbrennungsluft auf Primar- und Sekundärluft wurde verändert (vgl. Kapitel II Abschnitt 4.7).
- Eingesetzter Brennstoff: Es wurden drei marktverfügbare Pelletchargen sowie eine zusätzliche (vom DBFZ bereitgestellte) Charge Pellets eingesetzt (vgl. Kapitel II Abschnitt 4.8).

### **M6 Abschluss der wissenschaftlichen Auswertung, Fazit**

Die wissenschaftliche Auswertung des Projektes erfolgte in Form des vorliegenden Schlussberichtes, womit alle Meilensteine erfolgreich bearbeitet wurden.

## **4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an dem angeknüpft wurde**

Am Institut für Energietechnik wurden in der Vergangenheit Prüfstandmessungen mit einem ELPI™ durchgeführt [20, 9]. Im Bereich der Feldmessungen verfügt das IET ebenfalls über Erfahrung [21, 22]. Auf dieser Expertise aufbauend wurde die Messkampagne geplant und durchgeführt.

Auf Anregung der Mitglieder der AG3 ‚Technologien – Emissionsarme Kleinfeuerungsanlagen‘ des Förderprogramms ‚Energetische Biomassenutzung‘ wurden die Messungen zur Sicherstellung einer guten Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Arbeitsgruppenmitglieder durch eine Gesamtstaubprobenahme ergänzt. Der ursprünglich geplante Einsatz eines Mark III Anderson Impaktors wurde durch die Gesamtstaubmessung ersetzt. Das Vorgehen bei der Ermittlung der Staubbelastung eines strömenden Aerosols wird in der VDI Richtlinie 2066 [19] beschrieben. In Abstimmung mit den Mitgliedern der AG3 des Förderprogramms wurde dieses Verfahren eingesetzt.

Die in Deutschland durchgeführten wiederkehrenden Messungen der Schornsteinfeger liefern Ergebnisse zum Emissionsverhalten von Kleinfeuerungsanlagen. Die Einordnung dieser Messwerte wurde durch Parallelmessungen mit dem Referenzverfahren nach VDI 2066 [19] bei den Feld- und den Prüfstandmessungen ermöglicht.

## **5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen**

Im Rahmen der Bearbeitung des Forschungsvorhabens wurde mit verschiedenen Institutionen und Privatpersonen zusammen gearbeitet. Die Innung der Schornsteinfeger Hamburg wurde zur Kontaktaufnahme mit den Betreibern der bei den Feldmessungen untersuchten Kessel eingebunden. Über die Innung wurde Kontakt zu verschiedenen Bezirksschornsteinfegern hergestellt, die wiederum den Erstkontakt zu Anlagenbetreibern herstellten. Durch dieses Vorgehen wurden jene Kessel im Hamburger Großraum ermittelt, die für eine Messung geeignet sind. Die

Gruppe der Anlagenbetreiber umfasst Baugenossenschaften, mittelständische Betriebe und Privatpersonen. Wenn bei einer Anlagenbegehung die Zustimmung des Anlagenbetreibers zu einer Messung erfolgte und die örtlichen Begebenheiten die Durchführung einer Messung zulassen, wurde ein Termin zur Durchführung einer Messung vereinbart.

Ein regelmäßiger Austausch und eine hieraus resultierende Zusammenarbeit erfolgte ebenfalls mit den Mitgliedern der Arbeitsgruppe 3 ‚Technologien - Emissionsarme Kleinfeuerungsanlagen‘ des Förderprogramms ‚Energetische Biomassenutzung‘. Hierbei sind besonders die Zusammenarbeit mit dem Deutschen Biomasseforschungszentrum (DBFZ) und dem bayerischen Zentrum für Angewandte Energieforschung (ZAE) hervorzuheben. Es wurden gemeinsame Messungen an den Prüfständen des DBFZ und des ZAE durchgeführt, deren Ergebnisse an verschiedenen Stellen der Öffentlichkeit zugänglich gemacht wurden [23, 24, 25]. Zur Harmonisierung der Messungen mit dem ELPI™ wurden zwei zusätzliche Treffen mit dem ZAE veranstaltet. In der Arbeitsgruppe 3 wurde eine Messmethoden-sammlung zusammengestellt, die noch nicht veröffentlicht wurde [26]. Die Veröffentlichung ist für Ende 2013 geplant.

Ein Projektbeirat wurde zu Beginn sowie zur Ergebnisdiskussion eingeladen. Über diesen Weg wurde die Expertise weiterer Stellen einbezogen. Beratend nahmen das Technologie- und Förderzentrum (TFZ), die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Vertreter des Projektträgers Jülich (PtJ) und des Bundesministeriums für Umwelt (BMU) am Projektbeirat teil. Auf den Statusseminaren des Förderprogramms ‚Energetische Biomassenutzung‘ wurde der Projektstand und das Vorgehen regelmäßig vorgestellt und diskutiert.

Der österreichische Kesselhersteller HERZ stellte einen Biomasseheizkessel Typ Pelletstar 30 für die Referenzmessungen am Prüfstand zur Verfügung. An diesem Kessel wurden um die Meilensteine vier und fünf bearbeitet.

## **6 Zentrale Ergebnisse des Projektes**

Die zentralen Ergebnisse des Projektes werden in den folgenden Unterpunkten zusammengefasst. Die Ergebnisse werden in Feldmessungen und Prüfstandmessungen unterteilt. In Kapitel II des Schlussberichts werden auf die einzelnen Punk-

te detailliert erläutert. Die Feldmessungen zeigen die folgenden zentralen Ergebnisse:

- Bei der Verbrennung von Pellets wurde der kommende Emissionsgrenzwert für Feinstaub ( $0,02 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ ) von 3 der 24 untersuchten Kessel eingehalten. Bei der Hälfte der Kessel sind die Staubemissionen kleiner oder gleich  $0,03 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ , so dass sie den Emissionsgrenzwert nur relativ knapp verfehlen.
- Bei der thermischen Nutzung von Pellets ist die Einhaltung des kommenden Emissionsgrenzwerts für Kohlenstoffmonoxid ( $0,4 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ ) als realistisch zu bezeichnen, da 22 der 24 untersuchten Kessel den kommenden Emissionsgrenzwert einhalten.
- Bei der Verbrennung von anderen Biomassen als Pellets wurde der kommende Emissionsgrenzwert für Feinstaub ( $0,02 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ ) von zwei der 11 untersuchten Kessel eingehalten. In der Gruppe der Kessel, die  $30 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  oder weniger emittieren, befindet sich kein weiterer Kessel, so dass alle anderen Kessel den Emissionsgrenzwert deutlich überschreiten.
- Bei der Verbrennung von anderen Biomassen als Pellets wurde der kommende Emissionsgrenzwert für Kohlenstoffmonoxid ( $0,4 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ ) von 3 der 11 untersuchten Kessel eingehalten. Alle anderen Kessel emittierten im Schnitt über  $1 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ .

Die Prüfstandmessungen, bei denen Pellets eingesetzt wurden, liefern folgende zentrale Ergebnisse:

- Der eingestellte Betriebspunkt hat einen geringen Einfluss auf die Emissionen von Feinstaub.
- Der eingestellte Betriebspunkt hat einen signifikanten Einfluss auf die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid. So erhöhen sich die Kohlenstoffmonoxidemissionen bei 50 % Teillast gegenüber dem Vollastfall beim eingesetzten Referenzkessel von  $122 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  auf bis zu  $530 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ .
- Die gemessenen Feinstaubemissionen werden durch die Geschwindigkeit der Probenahme nicht signifikant beeinflusst. Die Einhaltung der isokinetischen Probenahme ist deshalb nicht als Kriterium für die Aussagekraft eines Messergebnisses zu bewerten. Trotzdem erfolgt die Probenahme im Forschungsvorhaben bei den restlichen Messungen isokinetisch bis hyperkinetisch.

- Der Vergleich der Messungen des Wöhler SM 96 CO und den parallel durchgeführten Messungen nach VDI 2066 zeigen eine durchschnittliche relative Standardabweichung kleiner 10 %. Die Ergebnisse beider Messungen stimmen erfüllen überwiegend die in der VDI 4206 geforderte Messgenauigkeit.
- Die Luftstufung am Brenner hat großen Einfluss auf das Emissionsverhalten des Kessels. Durch Verringerung der Primärluftzufuhr können sowohl die Feinstaub- als auch die Kohlenstoffmonoxidemissionen stark abgesenkt werden. Bei Feinstaub reduziert sich die gemessene Konzentration durch diese Anpassung von  $22,5 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  auf  $11 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ , die Kohlenstoffmonoxidemissionen verringern sich von  $113,6 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  auf  $5,4 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$
- Die Zusammensetzung des eingesetzten Brennstoffes hat einen starken Einfluss auf die in der 1. BImSchV reglementierten Emissionen von Feinstaub und Kohlenstoffmonoxid. Während die Verbrennung von drei Brennstoffe mit sehr ähnlicher Elementarzusammensetzung sehr nahe beieinander liegende Emissionen erzeugt, liegen die Emissionen bei einem aschereicheren Brennstoff bei ähnlicher Aschezusammensetzung deutlich höher.
- Der Unterdruck im Schornstein hat auf die Emissionen von Feinstaub und Kohlenstoffmonoxid einen starken Einfluss. Mit zunehmendem Unterdruck erhöhen sich die Emissionen beider Schadstoffe. Die Feinstaubemissionen erhöhen sich von  $24 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N. (10 Pa)}$  auf bis zu  $71 \text{ mg/m}^3 \text{ (170 Pa)}$ . Die Kohlenstoffmonoxidemissionen erhöhen sich gleichzeitig von  $187 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N. (10 Pa)}$  auf bis zu  $1010 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N. (170 Pa)}$ .
- Die Stickoxidemissionen zeigen keine Abhängigkeit von den veränderten Betriebsparametern. Nur der wechselnde Brennstoff bewirkt eine verglichen mit den anderen Paarmetern geringe Veränderung der Stickoxidemissionen.

## II. Eingehende Darstellung

### 1 Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen des Ergebnisses

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden die folgenden Beiträge auf Fachkonferenzen veröffentlicht:

- Woltersdorf, N. ; Kather, A.: *Field measurements of particulate matter emissions at small-scale biomass furnaces*. Proceeding of the 19<sup>th</sup> European Biomass Conference, ISBN 978-88-89407-55-7, etaflorence, 2011
- Woltersdorf, N. ; Kather, A.: *Feldmessungen zum Emissionsverhalten von Biomassekleinfeuerungsanlagen*. Konferenzband Energetische Biomassenutzung, ISBN 2192-1806, DBFZ, Berlin 2012

Das Service- und Begleitvorhaben des Verbundprojektes ‚Energetische Biomassenutzung‘ stellte das Forschungsvorhaben als Projekt des Monats Oktober 2012 auf seiner Homepage einer breiteren Öffentlichkeit vor. Hierfür wurde eine Projektübersicht für fachfremde Personen bereitgestellt.

Im Rahmen des Förderprogramms Energetische Biomassenutzung wurde mit den Mitgliedern der Arbeitsgruppe 3 ‚Technologien - Emissionsarme Kleinfeuerungsanlagen‘ ein Methodenhandbuch Feinstaub verfasst. Bei der Erstellung dieses Handbuchs, das die verschiedenen Aspekte der Feinstaubmessung erläutert, hat sich der Forschungsnehmer umfassend beteiligt [26].

Es wurden neun verschiedene Aufgabenstellungen für studentische Arbeiten zu dem Themenkomplex Feinstaubemissionen und Verbrennung von Holz ausgegeben. Diese wurden von Studierenden im Rahmen ihres Studiums bearbeitet:

- Christoph Geyer: *Feinstaubemissionen bei der Verbrennung von festen Brennstoffen*. Bachelorarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2010
- Sebastian Syrigos: *Feinstaubmessungen aus Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe – Vorbereitung einer Feldmesskampagne*. Diplomarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2010

- Sina Ashgevari: *Vergleich und Bewertung von Feinstaubemissionen verschiedener Scheitholzkessel*. Bachelorarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2011
- Henrik von Storch: *Ermittlung eines Formfaktors für Feinstaubpartikel aus einer Biomassefeuerung mithilfe von Rasterelektronenmikroskopie*. Studienarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2012
- Max Godau: *Emissionsmessungen an einer biomassebefeuelten Kleinfeuerungsanlage unter variierenden Betriebsparameter*. Bachelorarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2012
- Christopher Heckl: *Vergleichende Feinstaubmessungen an einer Biomassekleinfeuerungsanlage mit zwei Messmethoden*. Studienarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2012
- Roman Dullson: *Experimentelle Untersuchung des Einflusses der Probenahmegeschwindigkeit bei der Ermittlung von Staubemissionen*. Studienarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2013
- Benjamin Güresir: *Bilanzierung des Umwelteinflusses der dezentralen Wärmebereitstellung durch feste Biomasse*. Bachelorarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2013
- Matti Dohrn: *Emissionsmessungen an einer biomassebefeuelten Kleinfeuerungsanlage unter variierenden Betriebsparametern*. Bachelorarbeit, TU Hamburg-Harburg, 2013

Aus der Bearbeitung des Forschungsvorhabens haben sich weitergehende Fragestellungen entwickelt, die im Rahmen eines Promotionsverfahrens bearbeitet werden. Das Promotionsvorhaben läuft unter dem Arbeitstitel *‘Untersuchung des Emissionsverhaltens eines modernen, feststoffbetriebenen Biomassekessels bei transienten Betriebszuständen’* an der Technischen Universität Hamburg-Harburg. Die Veröffentlichung ist für 2014 geplant.

## 2 Verwendete Emissionsmesstechnik

Im Rahmen des Projektes wurden Messungen an 35 Kleinfeuerungsanlagen durchgeführt, die im Hamburger Großraum betrieben werden. Des Weiteren wurden Messungen am Prüfstand des Instituts für Energietechnik durchgeführt, um den emissionsrelevanten Einfluss verschiedener Randbedingungen aufzuzeigen. Alle Messungen wurden mit identischer Emissionsmesstechnik durchgeführt. In Abbildung 1 ist der Aufbau der Messtechnik schematisch dargestellt.

Die verschiedenen eingesetzten Messinstrumente unterscheiden sich bezüglich ihrer zeitlichen Auflösung. Entsprechend werden sie als kontinuierliche und diskontinuierliche Messungen bezeichnet. Die gravimetrische Ermittlung der Staubkonzentration im Rauchgas erfolgt diskontinuierlich nach VDI 2066 [19] während die anderen Messwerte kontinuierlich in einem Messrechner erfasst werden. In Richtung der Strömungsrichtung des Gases sind die drei Messstellen in Abbildung 1 chronologisch nummeriert:

1. Rauchgasanalysator Horiba PG-250, Rauchgastemperatur (kontinuierliche Messung);
2. Gesamtstaubprobenahme (diskontinuierliche Messung);
3. Elektrostatischer Niederdruckimpaktor ELPI (kontinuierliche Messung).

Die an diesen drei Messstellen eingesetzten Messinstrumente sowie die ermittelten Messgrößen werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

### 2.1 Rauchgasanalysator Horiba PG-250

An der Stelle des Rauchgasaustritts aus dem Kessel wird ein Teilstrom entnommen und in einer beheizten Leitung zu einer Gasaufbereitung geleitet. In der Gasaufbereitung wird das Rauchgas gekühlt und getrocknet, um den folgenden Rauchgasanalysator nicht zu beschädigen. Das getrocknete Rauchgas wird an den Rauchgasanalysator PG-250 weitergeleitet. Der PG-250 ist ein tragbares Messgerät, das im zugeführten Rauchgasstrom die Konzentration verschiedener Bestandteile parallel misst. In Tabelle 5 ist eine Übersicht über die Messgrößen, die an Messstelle 1 gemessen werden, gegeben. Zusätzlich zur Zusammensetzung des emittierten Rauchgases wird an Messstelle 1 die Temperatur des austretenden Rauchgases gemessen. Alle an Messstelle 1 gemessenen Größen werden kontinuierlich erfasst und online mit einer Abtastfrequenz von 1 Hz aufgezeichnet.



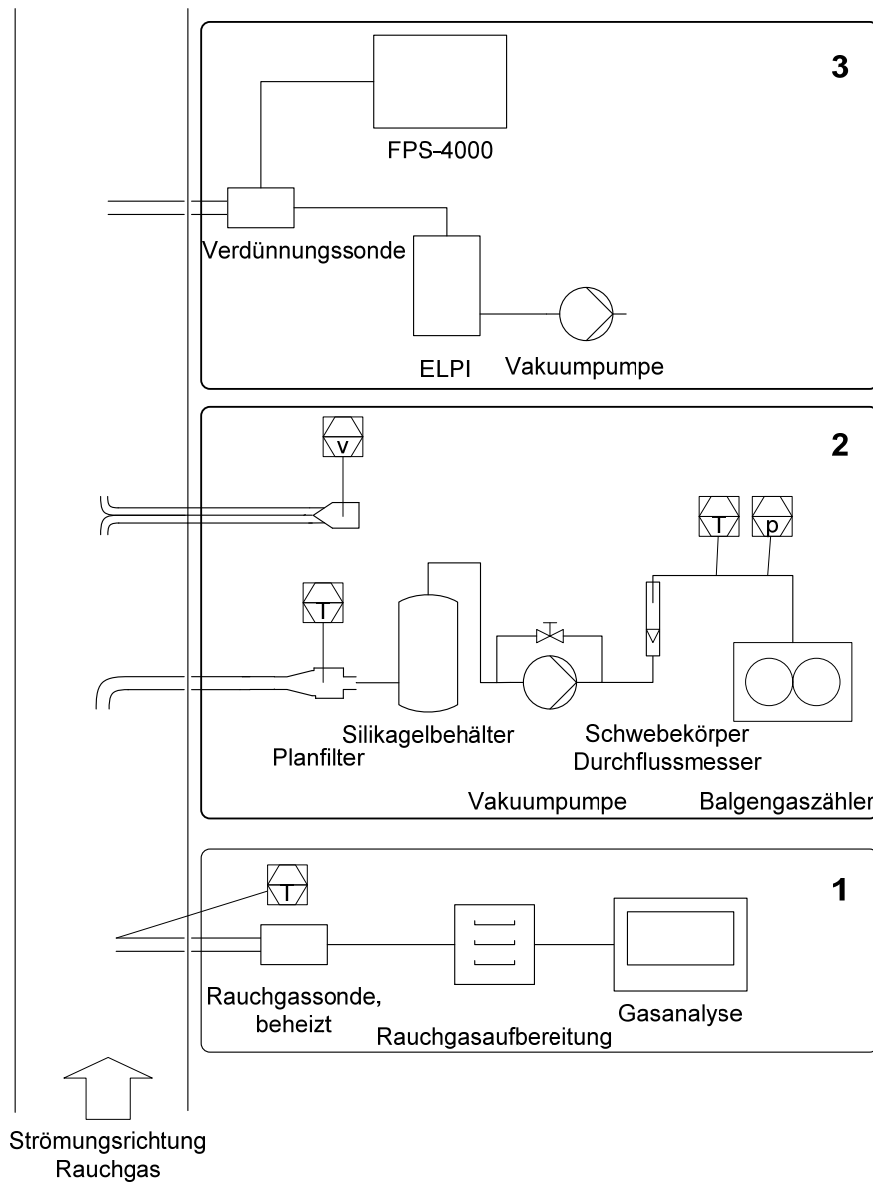


Abbildung 1: Schematischer Aufbau der Messtechnik

Tabelle 5: Messwerte, die an Messstelle 1 aufgenommen werden

Messwert	Messprinzip	Messbereich
Sauerstoff (O <sub>2</sub> )	Galvanische Zelle	0 – 25 vol.-%
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	NDIR	0 – 20 vol.-%
Kohlenstoffmonoxid (CO)	NDIR	0 – 5000 ppm
Stickoxide (NO <sub>x</sub> )	CLD	0 – 2500 ppm
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> )	NDIR	0 – 3000 ppm
Rauchgastemperatur	Thermoelement Typ K	0 bis 1100 °C

## 2.2 Gesamtstaubprobenahme

Im Rahmen des Projektes werden zwei Methoden zur Ermittlung der Staubbelastung des Rauchgases eingesetzt. Zum einen wird die Staubbelastung entsprechend des Referenzverfahrens nach VDI 2066 zur Ermittlung von Staubgehalten in Gasströmungen [19] durchgeführt. Zusätzlich wird bei einigen Messungen ein Wöhler SM 96 CO zur Bestimmung der Staubkonzentration eingesetzt. Dieses Messgerät wird von Schornsteinfegern standardmäßig für die Durchführung der in der 1. BImSchV vorgeschriebenen, wiederkehrenden Messung an Feuerstätten mit festem Brennstoff eingesetzt. Im Folgenden werden die beiden Verfahren kurz vorgestellt. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden die Ergebnisse beider Ansätze sowohl bei den Feldmessungen als auch am Prüfstand miteinander verglichen. In den Kapiteln 3.1 (Feldmessungen) und 4.3 (Prüfstandmessungen) werden die Ergebnisse dieser vergleichenden Messungen vorgestellt.

### 2.2.1 Ermittlung der Staubkonzentration nach VDI 2066

Bei der Probenahme wird ein Teilstrom des Rauchgases entnommen, durch einen beheizten Planfilter geleitet und abschließend das Volumen des entnommenen Rauchgases gemessen. Die Teilstromentnahme erfolgt hyperkinetisch. Dies bedeutet, dass die Geschwindigkeit der Teilstromentnahme der Rauchgasgeschwindigkeit an der betreffenden Stelle angepasst wird. Die gewählte Geschwindigkeit der Entnahme ist bis zu 15 % höher als die an der jeweiligen Stelle vorliegende Rauchgasgeschwindigkeit. Der Einfluss der Geschwindigkeit bei der Entnahme des Teilstromes wurde im Rahmen der Prüfstandmessungen untersucht und wird in Abschnitt 4.4 weitergehend erläutert. Der zur Staubabscheidung eingesetzte

Planfilter wird vor und während der Probenahme beheizt, um Kondensation vorzubeugen. Die Filter werden vor und nach der Beladung konditioniert und ausgewogen. Das entnommene Rauchgas wird in einem Behälter mit Silicagel getrocknet und anschließend in einen Balgengaszähler geführt. Das vom Balgengaszähler ermittelte Volumen des entnommenen Teilstromes wird in den Normzustand (273,15 K; 1013,25 mbar) umgerechnet. Hierfür werden Druck und Temperatur ermittelt. Mit Hilfe der an Messstelle 1 ermittelten Sauerstoffkonzentration wird der Messwert auf 13 Vol.-% Restsauerstoff bezogen. In Tabelle 6 sind alle Messwerte, die an Messstelle 2 ermittelt werden, aufgeführt.

### 2.2.2 Wöhler SM 96-CO

Bei 18 der 35 Feldmessungen wird an Messstelle 2, abweichend zu der Darstellung in Abbildung 1, die Staubbeladung zusätzlich mit einem Wöhler SM 96 CO Messgerät ermittelt. Das Wöhler SM 96 CO wird vom Schornsteinfeger für die in der 1. BImSchV vorgeschriebenen wiederkehrenden Messungen eingesetzt. Die Messung mit dem Wöhler SM 96-CO läuft weitgehend automatisiert ab. Hierbei werden 0,135 m<sup>3</sup>i.N. des Rauchgases über einen Zeitraum von 15 Minuten entnommen [18]. Der im entnommenen Rauchgas enthaltende Staub wird in einem konditionierten Hülsenfilter abgeschieden. Zusätzlich wird ein Teil des entnommenen Rauchgases kontinuierlich in einem Abgasbeutel gesammelt. Der Inhalt dieses Beutels wird nach Abschluss der Rauchgasentnahme durch das Wöhler SM 96 CO auf seine Zusammensetzung bezüglich Sauerstoff und Kohlenstoffmonoxid analysiert. Mit Hilfe dieser Messung werden Staubbeladung und Kohlenstoffmonoxidkonzentration auf den in der 1. BImSchV vorgeschriebenen Restsauerstoffgehalt von 13 Vol.-% bezogen werden (vgl. [36]).

Tabelle 6: An Messstelle 2 ermittelte Messwerte

Messwert	Messprinzip	Messgenauigkeit
Staubmasse auf Filter	Einwaage	0,0001 g
Abgezogenes Volumen	Balgengaszähler	$\pm 1,5 \%$
Temperatur vor Balgengaszähler	Thermoelement Typ K	1,5 K
Druck vor Balgengaszähler	Kapazitive Messzelle	$\pm 0,5 \%$
Rauchgasgeschwindigkeit	Differenzdruckmessung	0,1 Pa

### 2.3 Elektrostatischer Niederdruck-Impaktor (ELPI™)

Der elektrostatische Niederdruck-Impaktor ELPI™ (Electrical Low Pressure Impactor) der Firma Dekati® ist ein Messinstrument zur Ermittlung der Aerosolkonzentration und deren Korngrößenbestimmung entsprechend des aerodynamischen bzw. des stokeschen Durchmesser in zwölf Fraktionen von  $0,007 \mu\text{m}$  bis  $10 \mu\text{m}$  [37]. Der aerodynamische Durchmesser ist als der Durchmesser eines ideal kugelförmigen Partikels mit Einheitsdichte ( $1000 \text{ kg/m}^3$ ) definiert, das die gleiche Sinkgeschwindigkeit hat, wie das zu beschreibende Partikel. Der stokes'sche Durchmesser geht von einem ideal kugelförmigen Partikel aus, der die gleiche Dichte und die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das zu beschreibende Partikel aufweist (siehe Abbildung 2).



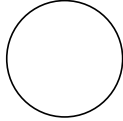
	Realer Durchmesser	Stoke'scher Durchmesser	Aerodynamischer Durchmesser
			
$v_{\text{sink}}$	0,22 m/s	0,22 m/s	0,22 m/s
D	3–5 $\mu\text{m}$	4,3 $\mu\text{m}$	8,6 $\mu\text{m}$
$\rho_{\text{Partikel}}$	4 $\text{g/cm}^3$	4 $\text{g/cm}^3$	1 $\text{g/cm}^3$

Abbildung 2: Unterschied zwischen realem, stokes'schem und aerodynamischem Partikeldurchmesser [38]

Die Klassierung erfolgt in zwölf Stufen nach dem Impaktorprinzip (siehe Abbildung 3). Die einzelnen Stufen sind durch Teflonringe gegeneinander elektrisch isoliert. Die Messergebnisse können mit Hilfe einer Software [39] in Echtzeit an einem Messrechner eingesehen werden. Das in den ELPI™ eintretende Aerosol wird durch Koronaentladung einer Nadel elektrisch geladen. Die Partikeln werden durch die Abgabe der elektrischen Ladung in den einzelnen Stufen detektiert. In Abbildung 3 ist das Prinzip der Klassierung für eine Stufe beispielhaft dargestellt. Das mit Partikeln beladene Rauchgas, das mit einer Vakuumpumpe durch das ELPI gezogen wird, wird mit einer Düsenplatte (1) beschleunigt und um eine Prallplatte (2) herum gelenkt. Partikeln mit ausreichend großem aerodynamischem Durchmesser prallen aufgrund ihrer Trägheit auf die Platte und geben ihre Ladung ab (a). Diese Ladungsabgabe wird von einem Elektrometer (3) registriert. Der Strom, der von dem Elektrometer gemessen wird, ist proportional zu der Anzahl der in der Stufe abgeschiedenen Partikeln. Die Partikeln, die einen ausreichend kleinen aerodynamischen Durchmesser aufweisen, folgen der Strömung (b) und treten mit dem Rauchgasstrom in die Düsenplatte der folgenden Stufe ein. Alle elektrischen Impulse werden vom ELPI™ verarbeitet und mit einer Frequenz von 1 Hz von einem Messrechner aufgezeichnet.

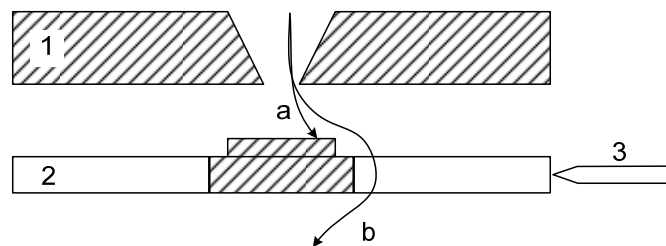


Abbildung 3: Beispiel einer einzelnen Trennstufe in einem Impaktor

Das ELPI™ muss aus verschiedenen Gründen mit Peripherie betrieben werden. Die eingesetzte Peripherie umfasst die folgenden Geräte:

- Eine Vakuumpumpe wird eingesetzt, um das entnommene Rauchgas durch das ELPI™ zu saugen. Die Vakuumpumpe stellt den Betriebsdruck im ELPI™ ein. Der Druck hinter der letzten Impaktorstufe wird auf 100 mbar absolut eingestellt. Der in den vorherigen Impaktorstufen vorliegende Druck ergibt sich durch die Geometrie der vorliegenden Stufen und den damit verbundenen Druckverlust.
- Ein FPS-4000 wird als Verdünnungssystem benutzt, um das entnommene Rauchgas definiert zu verdünnen. Die Verdünnung beugt einer frühzeitigen

Beladung der Abscheideplatten des ELPI™ vor und verhindert eine Über- oder Unterschreitung des zulässigen Temperaturfensters. Die eingestellte Verdünnungsrate wird von einer Software berechnet und online erfasst.

- Ein Kompressor und ein Drucklufttrockner mit nachgeschaltetem Partikelfilter versorgen das FPS-4000 mit hochreiner Druckluft. Die hohe Reinheit der Verdünnungsluft schließt eine Verfälschung der Ergebnisse durch zusätzlich eingebrachte Partikeln aus.

## 2.4 Auswertung der Messdaten

Um ein Verständnis der Messergebnisse zu ermöglichen, wird die Auswertung der Rohdaten an dieser Stelle anhand eines Datensatzes erläutert. Wie bereits erläutert besteht der Datensatz einer Messung aus kontinuierlich und aus diskontinuierlich ermittelten Messwerten. In Abbildung 4 sind die kontinuierlich ermittelten Gasbestandteile über der Zeit aufgetragen. Man erkennt am Verlauf der gepunktet dargestellten Sauerstoffkonzentration sowie an der durchgezogen dargestellten Kohlenstoffdioxidkonzentration (beide im obersten Graph), dass ein kompletter Abbrand dargestellt wird. Zu Beginn der Messung fällt die aufgezeichnete Sauerstoffkonzentration von etwa 21 Vol.-% (Sauerstoffkonzentration der Umgebungsluft) auf in etwa 10 Vol.-%. Am Ende der Messung steigt die Sauerstoffkonzentration wieder auf einen Wert von ca. 21 Vol.-%. Typisch für einen Abbrand ist auch der Verlauf der im mittleren Graph gepunktet dargestellten Kohlenstoffmonoxidkonzentration im Rauchgas: Sie ist während des An- und des Abfahrvorgangs deutlich erhöht. Die Ordinate des mittleren Graphen, auf der die CO Konzentration aufgetragen ist, weist bei 120 mg/m<sup>3</sup> i.N. eine Achsenunterbrechung auf, bei der sich die Skalierung der Achse ändert. Die Zeiträume der diskontinuierlichen Probenahme sind in Abbildung 4 schraffiert dargestellt. Bei den im Folgenden dargestellten Messwerten handelt es sich jeweils um den arithmetischen Mittelwert der im Zeitraum der Gesamtstaubprobenahme gemessenen volumetrischen Konzentration  $\bar{y}_i$  der Komponente  $i$  im Rauchgas. Diese wird entsprechend Gleichung

$$\bar{y}_i = \frac{\sum y_i}{n} \quad 2-1$$

für O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub> berechnet. Die volumetrisch gemessene Konzentration der Schadstoffe CO, NO<sub>x</sub> und SO<sub>2</sub> wird nach Gleichung

$$\bar{c}_{i,13 \text{ Vol.-% O}_2} = \bar{y}_i \cdot \rho_{i,i.N.} \cdot \frac{21 - 13}{21 - \bar{y}_{O_2}} \quad 2-2$$

in die auf 13 Vol.-% Sauerstoff bezogene Massenkonzentration umgerechnet, wie es in der 1. BlmSchV vorgeschrieben ist.. Alle in diesem Bericht aufgeführten Emissionen sind auf 13 Vol.-% O<sub>2</sub> bezogen, auch wenn lediglich mg/m<sup>3</sup> i.N. als Einheit angegeben ist.

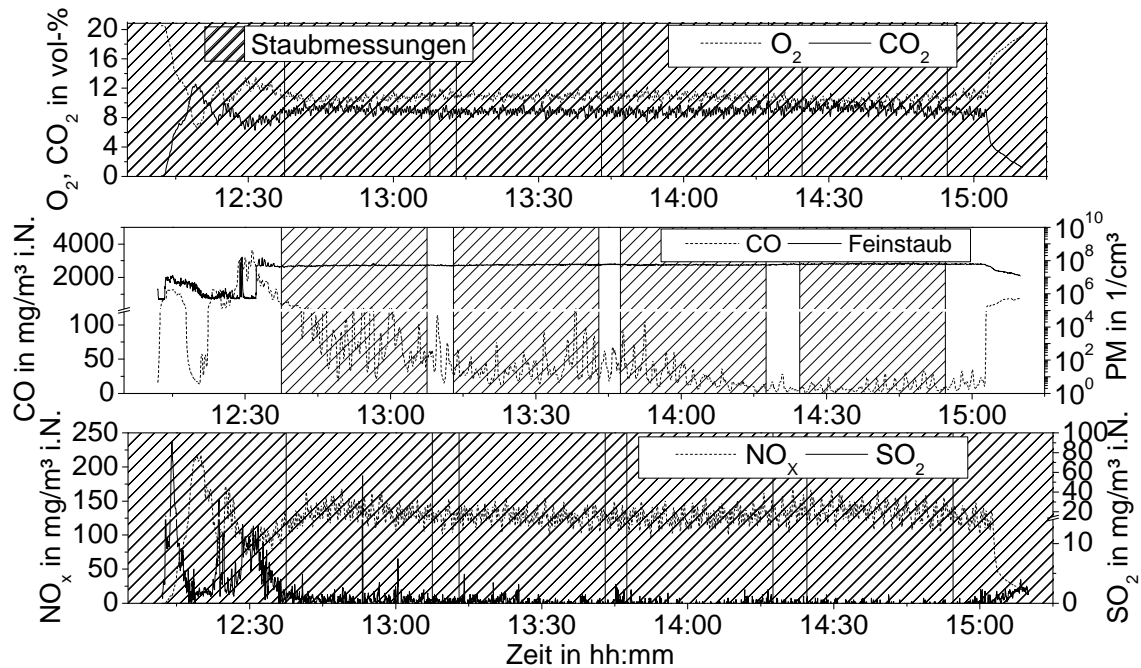


Abbildung 4: Darstellung des zeitlichen Verlaufes der kontinuierlich erfassten Messwerte

Die diskontinuierlich ermittelte Staubbelastung des Rauchgases wird aus den an der zweiten Messstelle gewonnenen Messwerten (vgl. Tabelle 6) nach Gleichung

$$c_{PM} = \frac{\Delta m}{\Delta V_{norm}} = \frac{m_{Filter,kond,nach} - m_{Filter,kond,vor}}{V_{Zähler,nach} - V_{Zähler,vor}} \cdot \frac{p_{norm} \cdot \bar{T}_{Zähler}}{T_{norm} \cdot \bar{p}_{Zähler}} \quad 2-3$$

berechnet. Die beiden eingesetzten Werte  $\bar{T}_{Zähler}$  und  $\bar{p}_{Zähler}$  sind das arithmetische Mittel der Messwerte im betrachteten Zeitraum.

Die mit dem ELPI™ durchgeführten Messungen werden mit Hilfe der von Dekati® bereitgestellten Auswertungsdateien E95makro.xls (Excel-Marko) und ELPIXLS4.03\_Excel2007.xlsm (Excel-Datei) ausgelesen. Die Messergebnisse des ELPI™ liefern keine absolute Aussage über die Höhe der Emissionen. Der qualitative Verlauf sowie die Größenverteilung des emittierten Feinstaub entsprechend des aerodynamischen Durchmessers werden jedoch dargestellt (vgl. Abschnitt 2.3). Um den Wertebereich der Abszisse übersichtlich darzustellen, ist die Staubkonzentra-

tion in Abbildung 4 logarithmisch aufgetragen. Die vom ELPI ermittelte Verteilungsfunktion  $q_{0,j}$  der detektierten Partikelanzahl  $N$  in Impaktorstufe  $j$  wird durch

$$q_{0,j} = \frac{dN_j}{d \log D_{qe,j}} \quad 2-4$$

berechnet.

Um die in ihrer absoluten Höhe variierenden Werte untereinander zu vergleichen, wird der Partikelanteil berechnet, der in jeder einzelnen Stufe detektiert wird:

$$n_{rel,j} = \frac{q_{0,j}}{\sum q_{0,j}}. \quad 2-5$$

Durch diesen Bezug können die Größenverteilungen, die bei unterschiedlichen Kesseln gemessen wurden, direkt miteinander verglichen werden. In Abbildung 5 ist die normierte Verteilung für die Gesamtdauer der in Abbildung 4 dargestellten Messung aufgezeigt. Über 75 % der detektierten Partikel haben einen aerodynamischen Durchmesser zwischen  $0,03 \mu\text{m}$  und  $0,1 \mu\text{m}$ .

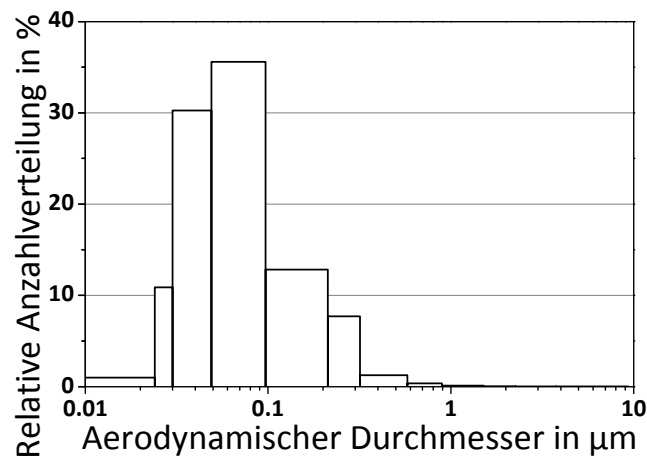


Abbildung 5: Beispielhafte vom ELPI ermittelte Partikelgrößenverteilung



### 3 Feldmessungen

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden Feldmessungen an 35 Kesseln im Großraum Hamburg durchgeführt. Alle Kessel werden zur Bereitstellung von Wärme eingesetzt. Die Kessel wurden in Zusammenarbeit mit der Innung der Hamburger Schornsteinfeger ausgewählt (vgl. Kapitel I Abschnitt 5). Bei 18 der durchgeführten Staubprobenahme war der zuständige Bezirksschornsteinfeger anwesend und führte ebenfalls seine Probenahme, wie bei der wiederkehrenden Messung üblich, durch. Aufgrund der räumlichen Gegebenheiten konnte das ELPI bei elf der untersuchten Kessel nicht eingesetzt werden. Die Kessel, an denen die Messungen durchgeführt wurden, unterscheiden sich in verschiedenen Merkmalen wie z. B.:

- Hersteller, Kesseltyp (30 Modelle von 15 Herstellern);
- Art des eingesetzten Brennstoffs (Pellets, Scheitholz, Hackschnitzel, Sägespäne, Mahlrückstände);
- Nennleistung (14,9 kW bis 500 kW);
- Baujahr (1995 bis 2012).

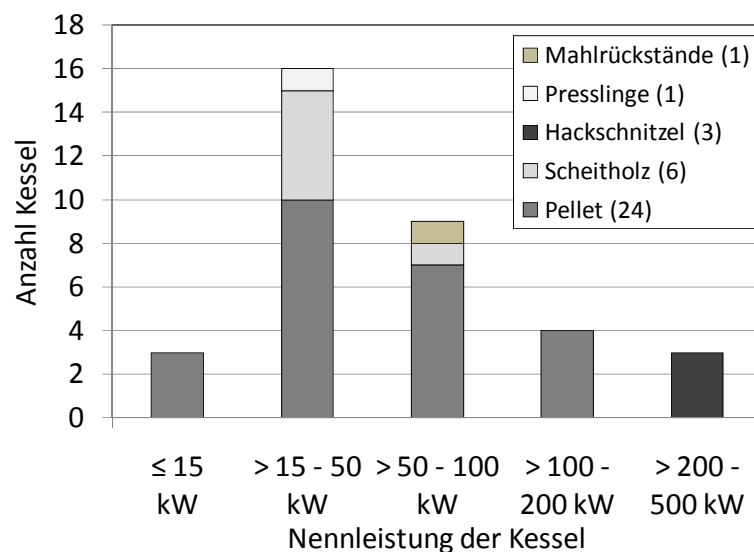


Abbildung 6: Einteilung der Kessel in verschiedene Gruppen nach den Kriterien Nennleistung und eingesetzter Brennstoff

In Abbildung 6 werden die untersuchten Kessel in fünf Klassen entsprechend ihrer thermischen Nennleistung unterteilt. Die Markierungen zeigen die in dem jeweiligen Leistungsbereich eingesetzten Brennstoffe. Der Großteil der untersuchten Kes-

sel (46 %) verfügt über eine Nennleistung zwischen 15 und 50 kW. Der am häufigsten in den untersuchten Kesseln eingesetzte Brennstoff sind Holzpellets (69 %). Die Gruppe der Anlagen mit der höchsten Nennleistung (200 - 500 kW) wird ausschließlich mit Hackschnitzeln betrieben. Im Folgenden werden die Ergebnisse, die bei den Feldmessungen an diesen Kesseln erzielt wurden, zusammengefasst.

### **3.1 Vergleich der Messergebnisse nach VDI 2066 mit Wöhler SM 96 CO**

Die Staubbeladung des Rauchgases wird auf zwei Arten ermittelt. Die beiden Methoden sind in Abschnitt 2.2 erläutert. Zusätzlich werden beim Einsatz des Wöhler SM 96 CO neben der Staubbeladung auch der Kohlenstoffmonoxidgehalt und die Sauerstoffkonzentration des Rauchgases ermittelt. Die Ergebnisse der Messungen werden vom Schornsteinfeger in  $\text{mg}/\text{m}^3$  i.N. auf 13 Vol.-%  $\text{O}_2$  bezogen angegeben. Dem Forschungsnehmer wurden die ausgewerteten Messwerte zur Verfügung gestellt. Im Folgenden werden die mit den beiden Methoden erzielten Messergebnisse miteinander verglichen. Zusätzlich zu den Feldmessungen wurden am Prüfstand Messungen unter reproduzierbaren Bedingungen durchgeführt. In Abschnitt 4.3 sind die Ergebnisse dieser Messungen aufgeführt.

#### **3.1.1 Feinstaubbeladung des Rauchgases**

Zur gravimetrischen Ermittlung der Staubbeladung des Rauchgases wurden zwei Messmethoden eingesetzt: Die isokinetische Probenahme nach VDI 2066 und die bei den wiederkehrenden Messungen eingesetzte Messung mit dem Wöhler SM 96 CO Messgerät. Die Messung mit dem Wöhler SM 96 CO erfolgte jeweils durch den zuständigen Bezirksschornsteinfeger. Dieser übernahm auch die Auswertung seiner Messung, um die realen Ergebnisse einer wiederkehrenden Messung zu erhalten. Die verwendeten Hülsenfilter wurden, wie bei wiederkehrenden Messungen üblich, zum Zentralinnungsverband (ZIV) der Schornsteinfeger eingeschickt wurde. Das Ergebnis der durchgeführten Messung wurde anschließend per Post übermittelt.

In Abbildung 7 sind die Ergebnisse der parallel durchgeführten Feinstaubmessungen einander gegenübergestellt. Auf der Abszisse ist die jeweils vom Forschungsnehmer ermittelte Feinstaubbeladung des Rauchgases aufgetragen, auf der Ordinate die vom Schornsteinfeger ermittelte. Die durchgezogene Linie hat eine Steigung von eins. Liefern beide Messverfahren identische Werte, liegt der zu der Messung

gehörige Punkt genau auf dieser Linie. Bis auf drei von 20 Messungen, bei denen beide Messverfahren signifikante Unterschiede liefern, ist eine gute Übereinstimmung der beiden Messverfahren erkennbar. Der Grund für die auftretenden Unterschiede konnte nicht abschließend geklärt werden.

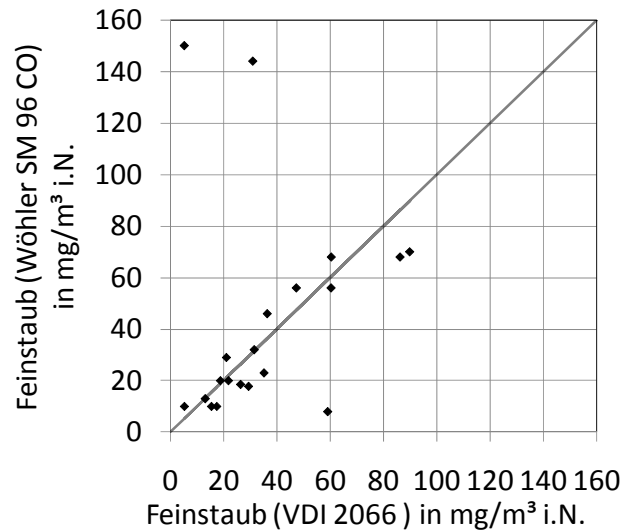


Abbildung 7: Vergleich der Messergebnisse für Feinstaub des Schornsteinfegers (Wöhler SM 96 CO) mit den Ergebnissen nach VDI 2066 bei den Feldmessungen.

Eine Möglichkeit, die Abweichungen der beiden Messergebnisse zueinander zu beschreiben bietet die Standardabweichung  $\sigma$ :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(x - \bar{x})^2}{n}} \quad 3-1$$

Hierbei wird  $\bar{x}$  als das arithmetische Mittel der beiden Messwerte angenommen. Die Standardabweichung wird auf den Mittelwert bezogen, um die relative Standardabweichung  $\sigma_{rel}$  zu berechnen:

$$\sigma_{rel} = \frac{\sqrt{\frac{\sum(x - \bar{x})^2}{n}}}{\bar{x}} \quad 3-2$$

Der arithmetische Mittelwert der relativen Standardabweichung  $\bar{\sigma}_{rel}$  wird über die  $n$  vorliegenden Messwertpaare ausgerechnet, um ein Maß für die durchschnittliche Übereinstimmung zu der Messwerte erhalten:

$$\bar{\sigma}_{rel} = \frac{\sum \sigma_{rel,i}}{n_i} \quad 3-3$$

Der arithmetische Mittelwert aller relativen Standardabweichungen  $\bar{\sigma}_{relativ}$  beträgt 22,8 %. Werden die drei sichtbaren Ausreißer bei der Berechnung der relativen Standardabweichung nicht berücksichtigt, verringert sich diese auf 13 %.

### 3.1.2 Massenkonzentration Kohlenstoffmonoxid des Rauchgases

In Abbildung 8 sind die Ergebnisse der parallel durchgeführten Kohlenstoffmonoxidmessungen einander gegenübergestellt. Beide Achsen sind logarithmisch skaliert, um eine übersichtliche Darstellung der Messwerte zu ermöglichen. Auf der Abszisse ist jeweils die vom Forschungsnehmer ermittelte Kohlenstoffmonoxidkonzentration im Rauchgas aufgetragen, auf der Ordinate die vom Schornsteinfeger ermittelte. Die eingetragene Linie hat eine Steigung von eins. Liefern beide Messverfahren identische Werte, liegt der zu der Messung gehörige Punkt genau auf dieser Linie.

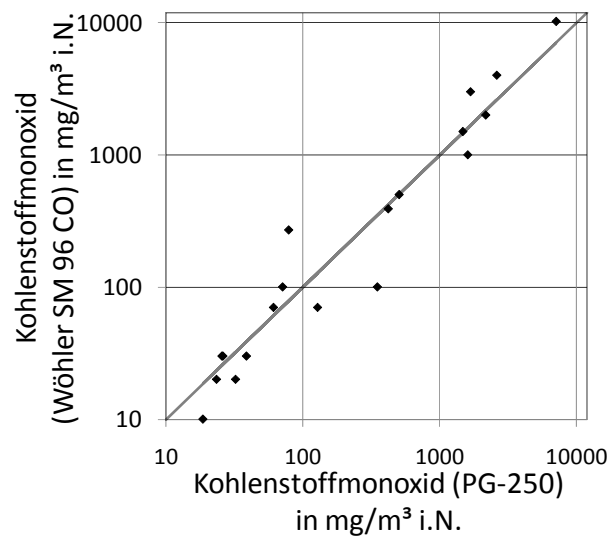


Abbildung 8: Vergleich der Messergebnisse für Kohlenstoffmonoxid des Schornsteinfegers (Wöhler SM 96 CO) mit den Ergebnissen mit dem Horiba PG-250 bei den Feldmessungen.

Um die Abweichungen der Messwerte zueinander zu beschreiben werden die Formeln 3-1, 3-2 und 3-3 verwendet. Der arithmetische Mittelwert der relativen Standardabweichung aller Messwertpaare zueinander beträgt 22,6 %. Bei Vernachlässigung der drei Messwerte, mit der größten relativen

Standardabweichung ergibt sich eine Standardabweichung von 14 %. Die drei Ausreißer sind aufgrund der logarithmischen Skalierung nicht so deutlich zu erkennen wie bei der linearen Skalierung in Abbildung 7.

## 3.2 Bei den Feldmessungen ermittelte Emissionen

Die Feldmessungen werden mit dem Ziel durchgeführt, das Emissionsverhalten der untersuchten Kessel zu dokumentieren und die Bandbreite an Emissionen aufzuzeigen. Um die einzelnen Messungen miteinander zu vergleichen werden die pelletbefeuerten Kessel und die mit anderen Biomassen befeuerten Kessel in Gruppen zusammengefasst dargestellt. Es wird auf die Ergebnisse aller erfassten Emissionen (PM, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) einzeln eingegangen. Alle folgend aufgeführten Emissionen sind auf 13 Vol.-% O<sub>2</sub> bezogen, es wird im Fließtext darauf verzichtet, bei den aufgeführten Werten wiederholt explizit auf den Sauerstoffbezug hinzuweisen.

Die Emissionen werden als Summenverteilung  $Q$  der gemessenen Werte aufgetragen. Hierbei wird der Anteil der gemessenen Emissionen dargestellt, der kleiner oder gleich dem auf der Abszisse aufgetragenen Messwert  $c_{i,n}$  liegt:

$$Q(c_{i,n}) = \frac{\text{Teilmenge}(c_{i,min} \dots c_{i,n})}{\text{Gesamtmenge}(c_{i,min} \dots c_{i,max})} \quad 3-4$$

Somit beträgt der Verteilungswert für keine Emissionen bzw. dem maximalen Messwert per Definition 0 bzw. 1:

$$Q(c_i = 0) = 0; Q(c_i = c_{i,max}) = 1 \quad 3-5$$

Man kann somit für jede auf der Abszisse aufgetragene Konzentration auf der Ordinate den Anteil der ermittelten Messwerte ablesen, der kleiner oder gleich der aufgetragenen Konzentration ist.

### 3.2.1 Feinstaub

Bei der Verbrennung von festen Biomassen wird Feinstaub emittiert (siehe Abschnitt 1.1). Die Entstehung erfolgt auf verschiedene Weisen. Zum einen handelt es sich bei dem emittierten Feinstaub um anorganische Bestandteile wie Salze, die in der Flamme verdampfen und bei Abkühlung des Rauchgases kondensieren. Zum anderen können Kohlenwasserstoffverbindungen aus unvollständiger Verbren-

nung an diesen Kondensationskeimen agglomerieren oder eigene Cluster bilden [40, 41, 38].

Die gemessenen Feinstaubemissionen sind in Abbildung 9 als Summenverteilung Q aufgetragen. Der Wertebereich der Abszissenachse ist bis zum fünffachen Emissionsgrenzwert der 2. Stufe der 1. BImSchV dargestellt, um den relevanten Emissionsbereich gut sichtbar aufzulösen. Somit sind über 80 % der aufgenommenen Messwerte in den Graphen berücksichtigt. Die nicht mehr Beachtung findenden Messwerte liegen somit mehr als fünfmal höher als der in der 1. BImSchV festgelegte, zukünftige Emissionsgrenzwert für Feinstaub ( $20 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ , vgl. Stufe 2 in Tabelle 2).

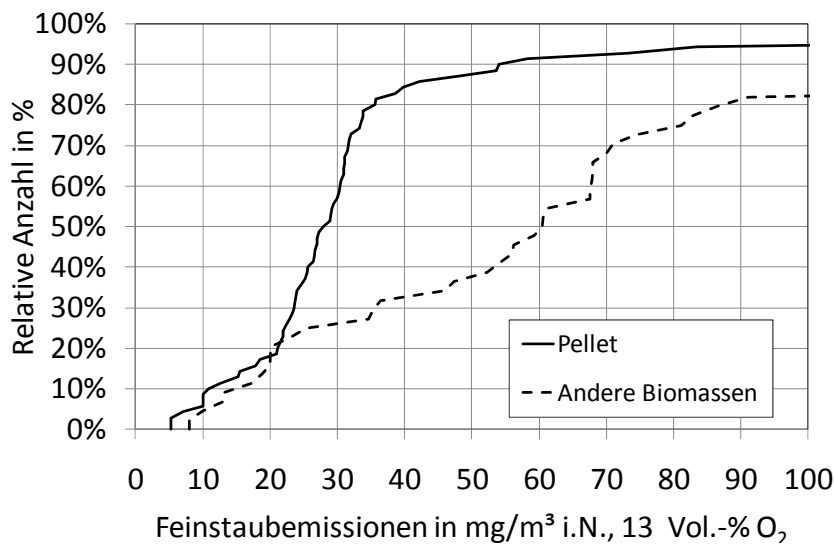


Abbildung 9: Summenverteilung der Feinstaubmessergebnisse

In Abbildung 9 sind bei den aufgetragenen anderen Biomassen acht Einzelmessungen nicht aufgeführt, da sie über  $100 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  betragen. Die maximal gemessenen Feinstaubkonzentrationen betragen  $753 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  und  $449 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ . Bei der Darstellung der an den Pelletkesseln gewonnenen Messwerte sind vier Einzelmessungen nicht aufgeführt. Hier betragen die maximalen gemessenen Feinstaubkonzentrationen  $855 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  und  $150 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ . In Abbildung 9 ist zu sehen, dass der zukünftige Emissionsgrenzwert für Feinstaubemissionen von  $20 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  bei 17 % der pelletbefeuerten Kessel eingehalten wurde. Bei den mit anderen Biomassen befeuerten Kesseln wurde er bei 18 % der durchgeführten Messungen erreicht.

Da die Bestimmung der Feinstaubemissionen mit einer Messunsicherheit behaftet ist, wird diese vom ermittelten Wert nach der Vorschrift der 1. BImSchV abgezogen und das Ergebnis anschließend gerundet. Bei zukünftigen Messgeräten wird eine Messunsicherheit von 30 % bezogen auf den geltenden Emissionsgrenzwert toleriert [32]. Der in der 1. BImSchV festgelegte Emissionsgrenzwert liegt bei  $0,02 \text{ g/m}^3$  i.N., womit eine Messunsicherheit von 30 % eine Abweichung von  $0,006 \text{ g/m}^3$  i.N. bedeutet. Nach einer möglichen Rechtsprechung wird diese Messunsicherheit vom tatsächlichen Messwert vor der Rundung abgezogen [6]. Die abschließende Rundung erfolgt zum kleineren Wert, wenn der Messwert abzüglich der Messunsicherheit ( $0,006 \text{ g/m}^3$  i.N.) unter  $0,025 \text{ g/m}^3$  i.N. liegt [42]. Somit können alle Messwerte unter  $0,031 \text{ g/m}^3$  i.N. als bestanden gewertet werden. Diese Rechtsauslegung würde bei den durchgeführten Messungen zu folgendem, abweichenden, Ergebnis führen:

- Pelletbefeuerte Kessel: 64 % halten die Emissionsgrenzwerte der 2. Stufe nach Abzug der Messunsicherheit und anschließender Rundung ein.
- Mit anderen Biomassen befeuerte Kessel: 25 % halten die Emissionsgrenzwerte der 2. Stufe nach Abzug der Messunsicherheit und anschließender Rundung ein.

Somit schneiden die Pelletkessel unter Berücksichtigung der Messunsicherheit und der Rundungsvorgaben deutlich besser ab als die anderen Biomassen, weil 47 % der an pelletbefeierten Kesseln ermittelten Feinstaubemissionen zwischen 20 und  $31 \text{ mg/m}^3$  i.N. liegen. Dies ist der Bereich, in dem der Messwert durch Abzug von Messunsicherheit und anschließender Rundung soweit reduziert wird, dass der Emissionswert als den Emissionsgrenzwert einhaltend eingestuft wird.

### 3.2.2 Kohlenstoffmonoxid

Kohlenstoffmonoxid (CO) entsteht bei der unvollständigen Oxidation von Kohlenstoff (C) zu  $\text{CO}_2$ . Die unvollständige Verbrennung, die die hohen Emissionen verursacht, kann verschiedene Ursachen wie Luftmangel, zu frühe Abkühlung der Flamme durch Eintritt von zusätzlicher Luft oder Kontakt mit kalten Oberflächen haben [43, 44, 41].

Die gemessenen Kohlenstoffmonoxidemissionen sind in Abbildung 10 als Summenverteilung aufgetragen. Der Wertebereich der Abszissenachse ist bis zum zeh-

fachen Emissionsgrenzwert der 2. Stufe der 1. BImSchV dargestellt, um den relevanten Bereich gut sichtbar aufzulösen.

In Abbildung 10 sind sechs Einzelmessungen, die an mit anderen Biomassen befeuerten Kesseln durchgeführt wurden, nicht aufgeführt. Die maximal gemessene Kohlenstoffmonoxidkonzentration beträgt  $10220 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ . Die in Abbildung 10 dargestellten Summenverteilungen zeigen, dass der kommende Emissionsgrenzwert der Stufe 2 von  $400 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  für Kohlenstoffmonoxid bei den durchgeführten Messungen bei 92 % der an pelletbefeuerten Kessel durchgeführten Messungen eingehalten wird sowie bei 35 % der Messergebnisse an mit anderen Biomassen betriebenen Kesseln.

Wenn durch eine mögliche Rechtsauslegung eine Messunsicherheit vom Messwert abgezogen wird, würde sich der Anteil der als bestanden zu wertenden Messungen vergrößern. Im Datenblatt des Wöhler SM 96 CO wird [18] eine Messgenauigkeit von  $\pm 104 \text{ ppm}$  ( $\pm 130 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ ) angegeben. Bei Abzug dieses Wertes und einer anschließende Rundung reicht ein Messwert von  $534 \text{ mg/m}^3$  zum Einhalten des kommenden Emissionsgrenzwertes der zweiten Stufe der 1. BImSchV aus. Durch dieses Vorgehen würden 96 % der an pelletbefeuerten und 37 % der mit an anderen Biomassen befeuerten Kesseln gemessenen Werte unter dem kommenden Emissionsgrenzwert für Kohlenstoffmonoxid liegen.

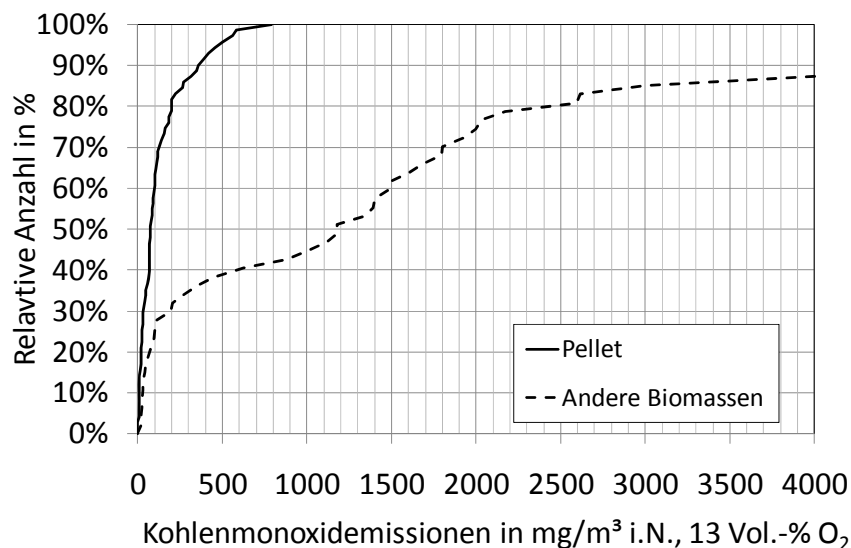


Abbildung 10: Summenverteilung der Kohlenstoffmonoxidmessergebnisse



### 3.2.3 Stickoxide

Die Stickoxidemissionen ( $\text{NO}_x$ ) von Kleinf Feuerungen entstehen durch die Oxidation des brennstoffeigenen Stickstoffs. Die beiden weiteren in der Literatur aufgeführten  $\text{NO}_x$  - Entstehungspfade prompte und thermische  $\text{NO}_x$  Bildung sind aufgrund der relativ geringen auftretenden Temperaturen bei der Verbrennung von Biomasse nicht von Bedeutung. Somit hat die Brennstoffzusammensetzung den größten Einfluss auf die gemessenen Emissionen [41, 45].

Die Stickoxidemissionen sind in der 1. BImSchV nicht reglementiert. Um einen Vergleichswert zur Einordnung der gemessenen  $\text{NO}_x$  Emissionen zu erhalten, wird auf den Emissionsgrenzwert der 13. BImSchV zurückgegriffen. In der 13. BImSchV ist der Halbstundenemissionsgrenzwert bei Einsatz von naturbelassenem Holz und einer Feuerungswärmeleistung von 50 bis 100 MW für  $\text{NO}_x$  auf  $500 \text{ mg/m}^3$  i.N. festgelegt [36]. Da die Emissionen in der 13. BImSchV abweichend von der 1. BImSchV auf 6 Vol.-% Bezugssauerstoff bezogen sind, wird dieser angegebene Emissionsgrenzwert auf einen  $\text{O}_2$  Bezug von 13 Vol.-% umgerechnet:

$$c_{i,1.BImSchV,theoretisch} = c_{i,13.BImSchV} \cdot \frac{21 - O_{2,Bezug,1.BImSchV}}{21 - O_{2,Bezug,13.BImSchV}} \quad 3-6$$

$$c_{i,1.BImSchV,theoretisch} = c_{i,13.BImSchV} \cdot \frac{21 - 13}{21 - 6} = c_{13.BImSchV} \cdot 0,5\bar{3} \quad 3-7$$

So wird der Emissionsgrenzwert an den in der 1. BImSchV vorgeschriebenen Bezugssauerstoffgehalt angepasst, um eine Größenordnung für einen in Deutschland realistischen Emissionsgrenzwert zu erhalten. Nach Gleichung 3-6 ergibt sich ein Emissionsgrenzwert von  $266,7 \text{ mg/m}^3$  i.N.. Im Folgenden werden die gemessenen Stickoxidemissionen mit diesem dem Bezugssauerstoff der 1. BImSchV angepassten Emissionsgrenzwert der 13. BImSchV verglichen. Aufgrund der, im Vergleich zu den in der 13. BImSchV reglementierten Anlagen ( $> 50 \text{ MW}_{th}$ ), geringeren Feuerungswärmeleistung der Anlagen, die im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden, scheidet eine sekundäre Entstickung des Rauchgases aus ökonomischen Gründen aus. Auch eine Luftstufung zur  $\text{NO}_x$  Minderung des Rauchgases ist bei der betrachteten Anlagen- und somit Brennraumgröße nur eingeschränkt zu verwirklichen (vgl. auch Abschnitt 4.7).

In Abbildung 11 ist die Summenverteilung für die bei den Feldmessungen ermittelten Stickoxidemissionen aufgetragen. Der aus der 13. BImSchV abgeleitete, nicht gültige Emissionsgrenzwert von  $266,7 \text{ mg/m}^3$  i.N. wird von allen an

pelletbefeuelten Kesseln ermittelten Messwerten eingehalten. Bei den mit anderen Biomassen befeuelten Kesseln liegen 74 % der Messwert unter 266,7 mg/m<sup>3</sup> i.N.. Die Summenverteilungskurve der an mit Pellets befeuelten Kessel gemessenen Emissionsdaten weist eine steilere Kurve auf, als die der mit anderen Biomassen befeuelten Kessel. Dies ist darauf zurueckzufuehren, dass die Brennstoffzusammensetzung der eingesetzten Pellets bezueglich des Stickstoffgehalts geringeren Schwankungen unterliegt als die der anderen Biomassen. Die drei Emissionswerte, die aufgrund ihrer Hoehe nicht im Diagramm aufgefuehrt sind betragen 601 mg/m<sup>3</sup> i.N., 610 mg/m<sup>3</sup> i.N. und 1551,2 mg/m<sup>3</sup> i.N.. Die besonders hohen Emissionen von 1551,2 mg/m<sup>3</sup> i.N. stammen von der Verbrennung von Spanplatten. Da der Leim in Spanplattenem Stickstoff haltig ist, sind diese hohen Emissionswerte die direkte Konsequenz des verwendeten Brennstoffs [45].

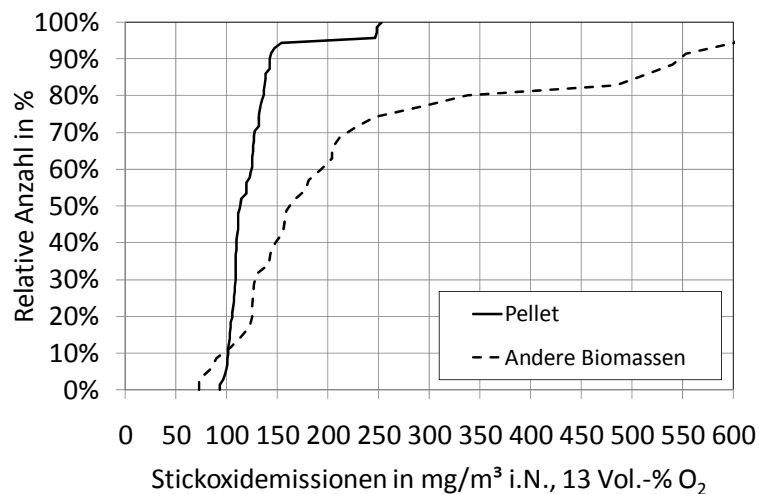


Abbildung 11: Summenverteilung aller Stickoxidmessungen

### 3.2.4 Schwefeloxidoxide

Die Schwefeldioxidemissionen (SO<sub>2</sub>) entstehen durch die Oxidation von brennstoffeigenem Schwefel [43, 44].

In Anlehnung an die 13. BImSchV werden die gemessenen Emissionen, wie in Gleichung 3-6 beschrieben, mit dem Emissionsgrenzwert bei angepasstem Bezugssauerstoff verglichen, da die 1. BImSchV keine Emissionsgrenzwerte für diese Emissionen vorgibt. Der theoretische Emissionsgrenzwert für Biogene Feststoffe bei Anlagen von 50 – 300 MW Feuerungswärmeleistung beträgt für SO<sub>2</sub> 213,3 mg/m<sup>3</sup> i.N. (13.BImSchV: 400 mg/m<sup>3</sup> i.N.). In Abbildung 12 ist die Summen-

verteilung der Schwefeldioxidemissionen für Pellets und andere Biomassen aufgetragen.

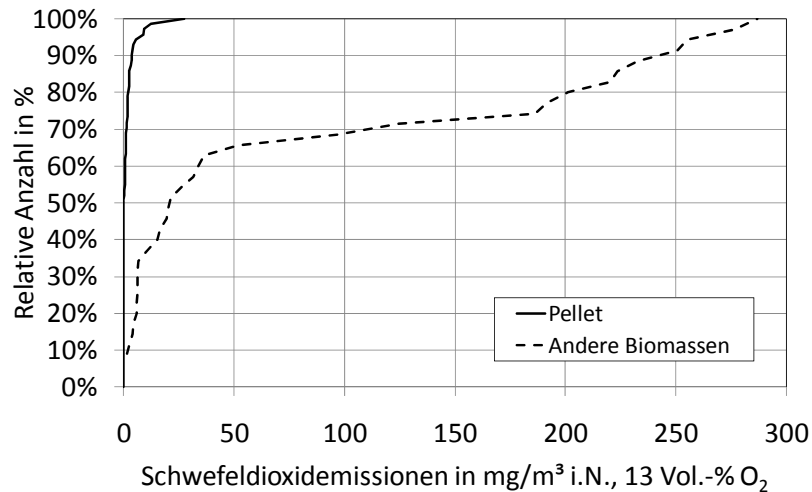


Abbildung 12: Summenerteilung aller Schwefeldioxidmessungen

Die Messungen, die an mit Pellets betriebenen Kesseln durchgeführt wurden, unterschreiten allesamt den gewählten Vergleichswert. Die Messwerte, die an mit anderen Biomassen gefeuerten Kessel aufgenommen wurden, liegen zu 80 % unter dem gewählten Vergleichswert. Im Vergleich mit den gemessenen Stickoxidemissionen (Abbildung 11) liegen die gemessenen SO<sub>2</sub> Emissionen deutlich tiefer. Dieser Trend ist aufgrund des in der Literatur genannten, geringen Schwefelgehalts von Biomasse zu erwarten [41].

### 3.3 Mit dem ELPI gemessene Feinstaubemissionen

Das Messprinzip des ELPI™ wird in Abschnitt 2.3 erläutert. Um eine gut vergleichbare Darstellung der Messwerte zu erreichen, wurde der relative Anteil der in den jeweiligen Fraktionen detektierten Partikel für alle Messungen berechnet (vgl. Gleichung 2-5). Hieraus wurde jeweils der Mittelwert für pelletbefeuerte sowie für die mit anderen Biomassen befeuerten Kessel berechnet. Die Fehlerbalken in

Abbildung 13 entsprechen der Standardabweichung der relativen Fraktionsgrößen (vgl. Gleichung 3-1). Beide Verteilungen stimmen soweit überein, dass man keinen signifikanten, brennstoffabhängigen Unterschied aus den erhobenen Daten ableiten kann. Die ermittelten Staubgrößenverteilungen haben bei pelletbefeuerten Kesseln ihren Mittelwert bei den feineren Fraktionen als jene der mit anderen Biomassen befeuerten Kessel. Aufgrund der dargestellten Standardabweichung

kann jedoch auf Grundlage der vorliegenden Daten keine Aussage über Unterschiede im aerodynamischen Durchmesser bei unterschiedlichen Brennstoffen getroffen werden. Aufgrund der unterschiedlichen vorherrschenden Randbedingungen wie die Verweilzeit im Kessel vor der Probeentnahme, Temperatur vor der Probenahme bei jedem im Feld untersuchten Kessel ist eine Identifikation des Brennstoffeinflusses auf die Korngrößenverteilung aus den vorliegenden Messdaten nicht möglich. Durchschnittlich weisen 79 % der von pelletbefeueten Kesseln emittierten Staubpartikel einem Durchmesser zwischen 0,024 und 0,097  $\mu\text{m}$  auf. Bei den mit anderen Biomassen befeueten Kesseln liegen 71 % der emittierten Staubpartikeln in dieser Fraktion. In der Literatur wird der Ursprung von Partikeln dieser Größe kondensierten anorganischen Brennstoffbestandteilen wie Salzen zugeschrieben, welche die Flamme in der Gasphase verlassen und bei späterer Abkühlung des Rauchgases kondensieren [41].

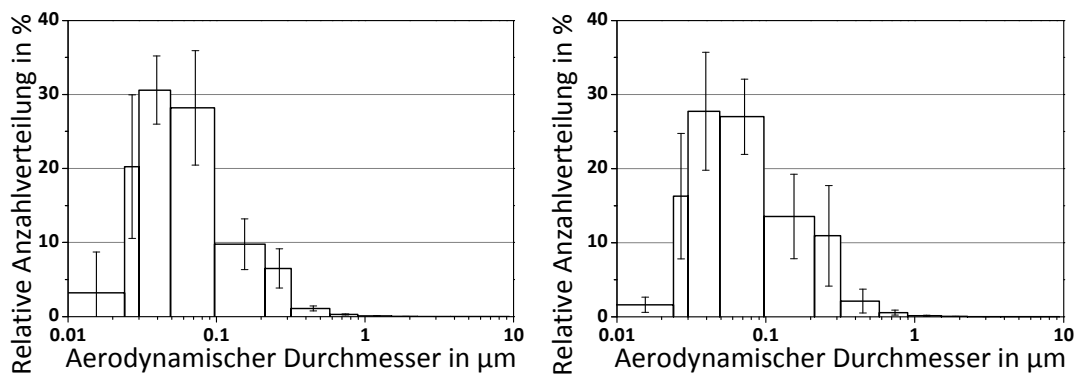


Abbildung 13: Relative Anzahlverteilung des emittierten Feinstaubes in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Messergebnisse an. (links: pelletbefeueter Kessel; rechts: mit anderen Biomassen befeueter Kessel)

In Abbildung 14 (pelletbefeuet) und Abbildung 15 (andere Biomassen) sind die kumulierten Anzahlverteilungen für alle im Feld untersuchten Kessel über den aerodynamischen Durchmesser aufgetragen. Alle Verteilungen weisen ähnliche Verläufe auf. Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser  $> 1$  haben an allen untersuchten Kessel einen Anteil von  $< 1$  %. Die Fraktion  $< 0,1$   $\mu\text{m}$  liegt zwischen 73 und 95 % (pelletbefeueten Anlagen) bzw. 66 und 89 % (andere holzartige Biomassen). Einen Unterschied ist bei der Feinstaubverteilung im Rauchgas bei der Verbrennung von Mahlrückständen zu sehen. Hier liegen lediglich 41 % der detektierten Partikel unter 0,1  $\mu\text{m}$ . Die Anlage verfügt über einen Zyklon, um Funkenflug vorzubeugen. Hierdurch kann es zu einer besseren Durchmischung der Partikel und somit zu stärkerem Wachstum durch Agglomeration der Partikeln vor der

Probenahme gekommen sein. Auch ist die Strecke von der Brennkammer zu dem Ort der Probenahme vergleichsweise ( $> 5$  m) lang, was ebenfalls für ein weiter fortgeschrittenes Wachstum der Partikel spricht.

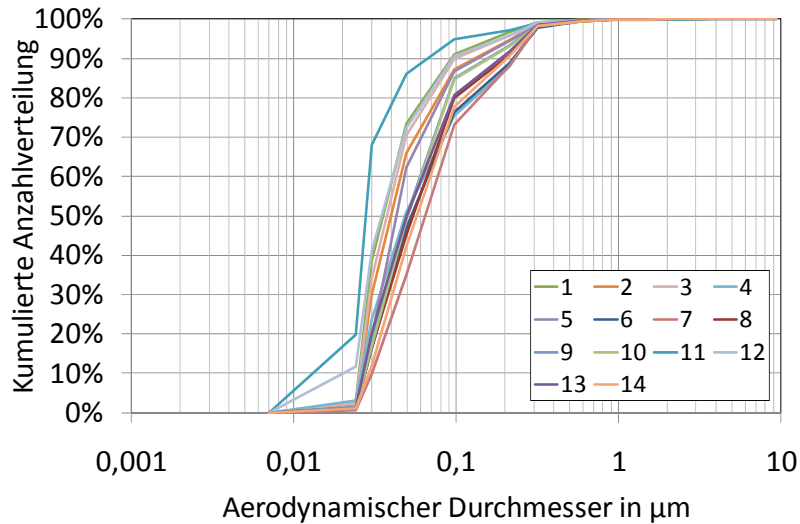


Abbildung 14: Kumulierte Anzahlverteilung der Partikelgröße der mit Pellets befeuerten Kessel

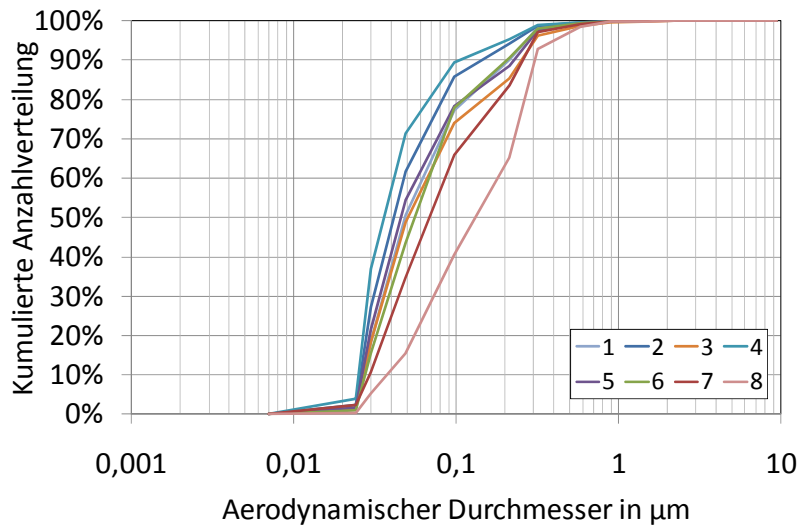


Abbildung 15: Kumulierte Anzahlverteilung der Partikelgröße der mit anderen Biomassen befeuerten Kessel

### 3.4 Zusammenfassung der im Feld ermittelten Ergebnisse

Aus den im Feld durchgeführten Messungen lassen sich Erkenntnisse bezüglich des Emissionsverhaltens und der Bandbreite der in Deutschland betriebenen biomas-

sebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen ziehen. Die Menge an erhobenen Daten reicht nicht ausreicht, um eine endgültige Aussage über das gesamte Emissionsaufkommen in Deutschland zu treffen. Die in der zuständigen 1. BImSchV nicht reglementierten, aber im Rahmen des Forschungsvorhabens ermittelten, Emissionen  $\text{NO}_x$  und  $\text{SO}_2$  werden mit den, für die betrachteten Kessel nicht geltenden, Emissionsgrenzwerte aus der 13. BImSchV verglichen. Hierbei wird der unterschiedliche Bezugssauerstoffgehalt entsprechend den Gleichungen 3-6 und 3-7 berücksichtigt. Die Ergebnisse der ELPI<sup>TM</sup> Messungen werden insbesondere unter dem Aspekt der Wirkungsstelle des emittierten Staubes diskutiert. Die aufgezeigten Messdaten lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Feinstaubemissionen:
  - Der zukünftig geltende Emissionsgrenzwert von  $0,02 \text{ g/m}^3$  i.N. ist, ausgehend von den Messergebnissen der untersuchten Anlagen, als schwer einhaltbar einzustufen. Lediglich 3 der 24 pelletbefeuerte Kessel und 2 von 11 der mit anderen Biomassen gefeuerten Kessel konnten die Emissionen im Mittel der durchgeführten Messungen einhalten. Die an Pelletkesseln gemessenen Feinstaubemissionen reichen von  $5,3 \text{ mg/m}^3$  i.N. bis zu  $855,8 \text{ mg/m}^3$ . Die Emissionen der mit anderen Biomassen befeuerten Kessel reichen von  $8 \text{ mg/m}^3$  i.N. bis zu  $752,9 \text{ mg/m}^3$  i.N..
  - Bei Einbezug einer Messungenauigkeit von 30 % und anschließender Rundung liegen 12 von 24 pelletbefeuerte Kessel sowie 2 von 11 der mit anderen Biomassen gefeuerten Kessel unter den  $31 \text{ mg/m}^3$  i.N., die zum Einhalten des Emissionsgrenzwertes ausreichen. Beachtung dieser Toleranzen führt somit lediglich für die pelletbefeuerten Kessel zu einer höheren Anzahl an Kessel, die den kommenden Emissionsgrenzwert einhalten.
- Kohlenstoffmonoxidemissionen:
  - Der kommende Emissionsgrenzwert von  $0,4 \text{ g/m}^3$  i.N. wird im Mittel der Messwerte von 22 der 24 untersuchten pelletbefeuerten Kessel eingehalten. Von den mit anderen Biomassen befeuerten Kesseln halten 3 der 11 untersuchten Kessel den Emissionsgrenzwert ein. Die Kohlenstoffmonoxidemissionen reichen von  $0 \text{ mg/m}^3$  i.N. bis  $793 \text{ mg/m}^3$  i.N. (Pellets) bzw. von  $20 \text{ mg/m}^3$  i.N. bis  $10220 \text{ mg/m}^3$  i.N. (andere Biomassen). Für pelletbefeuerte Kessel erscheint der kommende Emissionsgrenzwert für Kohlenstoffmonoxid somit realistisch erreichbar während die mit anderen Biomassen

befeuerten Kessel diesen Emissionsgrenzwert überwiegend nicht einhalten.

- Stickoxidemissionen
  - Der fiktive, aus der 13. BImSchV abgeleitete Emissionsgrenzwert von  $266,7 \text{ g/m}^3$  i.N. für Stickoxide, angegeben als Stickstoffdioxid, wird von allen untersuchten pelletbefeuerten Kessel eingehalten. Bei den mit anderen Biomassen befeuerten Kesseln halten 8 der 11 untersuchten Kessel diesen Emissionsgrenzwert ein. Die Stickoxidemissionen lagen bei der thermischen Nutzung von Mahlrückständen, Hackschnitzeln und Spanplatten über dem fiktiven Emissionsgrenzwert. Insgesamt zeigen die untersuchten Kleinfeuerungsanlagen auch ohne sekundäre Maßnahmen ein geringes Maß an Stickoxidemissionen.
- Schwefeldioxid
  - Der fiktive, aus der 13. BImSchV abgeleitete Emissionsgrenzwert von  $213,3 \text{ g/m}^3$  i.N. für Schwefeldioxid wird von allen pelletbefeuerten Anlagen eingehalten. Nur der mit Mahlrückständen gefeuerte Kessel überschreitet diesen Wert im Mittel über alle durchgeführten Messungen knapp ( $221,4 \text{ mg/m}^3$  i.N.). Die untersuchten Kessel stellen somit bezüglich der Schwefelemissionen auch ohne sekundäre Emissionsminderungsmaßnahmen keine beachtenswerte Emissionsquelle dar.
- Größenverteilung des Feinstaubes
  - Die mit dem ELPI gemessene Größenverteilung des Feinstaubes zeigt, dass die emittierten Partikeln Größtenteils bis in die Bronchiolen bzw. die Alveolen des menschlichen Körpers vordringen können. So weisen 82,2 % des von pelletbefeuerten und 72,6 % des von den mit anderen Biomassen befeuerten Kleinfeuerungsanlagen emittierten Feinstaubes einen aerodynamischen Durchmesser  $< 0,097 \text{ }\mu\text{m}$  auf. Diese Fraktion dringt, wie in Tabelle 1 dargestellt ist, bis in die Alveolen ein. Die Fraktion der Partikeln, die in die Bronchiolen eindringen kann (aerodynamischen Durchmesser  $< 0,21 \text{ }\mu\text{m}$ ) beinhaltet 92 % (Pellets) bzw. 86,2 % (andere Biomassen) der emittierten Partikeln.

## 4 Prüfstandmessungen

Im Rahmen des Projektes werden zusätzlich zu den Messungen im Feld Messungen an einem Prüfstandkessel des Instituts für Energietechnik durchgeführt. Hier werden Parameter untersucht, die bei den Feldmessungen nicht vertieft bzw. separiert untersucht werden können. Die untersuchten Parameter beziehen sich zum einen auf die Probenahme selber und zum anderen auf Parameter, die das Emissionsverhalten der Feuerung beeinflussen. Die untersuchten Parameter bezüglich der Probenahme sind:

- der Vergleich der Messergebnisse nach VDI 2066 mit denen des Wöhler SM 96 CO und
- der Einfluss der isokinetischen Probenahme auf das Messergebnis.

Die untersuchten Parameter, die das Emissionsverhalten beeinflussen sind:

- der eingesetzte Brennstoff,
- die Emissionen im Teillastbetrieb des Kessels,
- die Luftaufteilung auf Primär- und Sekundärluft am Brenner und
- der Unterdruck durch den Kaminzug.

Bei den durchgeführten Prüfstandmessungen wird jeweils nur eine Größe variiert während alle anderen Größen konstant gehalten werden. Im Folgenden wird zunächst auf den Aufbau des Prüfstandes eingegangen, um anschließend die durchgeführten Messungen und die Ergebnisse der Messungen vorzustellen.

### 4.1 Kessel

Bei dem eingesetzten Kessel handelt es sich um einen marktverfügbaren Pelletkessel der Firma Herz<sup>®</sup> Energietechnik mit einer Nennleistung von 30 kW. Um einen kontinuierlichen Betrieb zu ermöglichen, wird die am Prüfstand freigesetzte Wärme über einen Kühlturm abgeführt. Der Kessel verfügt über eine geregelte Rücklaufanhebung, bei der ein Teil des warmen Vorlaufs dem Rücklauf zugeführt wird, um diesen konstant auf 60 °C vorzuwärmen. In Abbildung 16 ist diese Anlagenschaltung skizziert. Der Brenner des Kessels hat einen starren Rost, der am Grund des rund ausgeführten Brenners liegt. Durch den Rost strömt die Primärluft durch die Pellets. Die Sekundärluft wird durch Öffnungen am Rand des Brennertellers über dem Brennstoff eingebracht. Die Pellets werden über eine Schnecke aus einem seitlich installierten Vorratsbehälter über eine Rutsche auf den Rost geför-



dert. Beim Anfahrvorgang werden die eingebrachten Pellets durch einen Heizlüfter gezündet. Ein am Rauchgasaustritt des Kessels installierter Rauchgaszug zieht die Verbrennungsluft in die Brennkammer und durch den Wärmetauscher. So wird eine Luftstufung realisiert. Um konstante Druckverhältnisse im Kessel sicherzustellen, ist ein Zugbegrenzer im Rauchgasweg installiert.

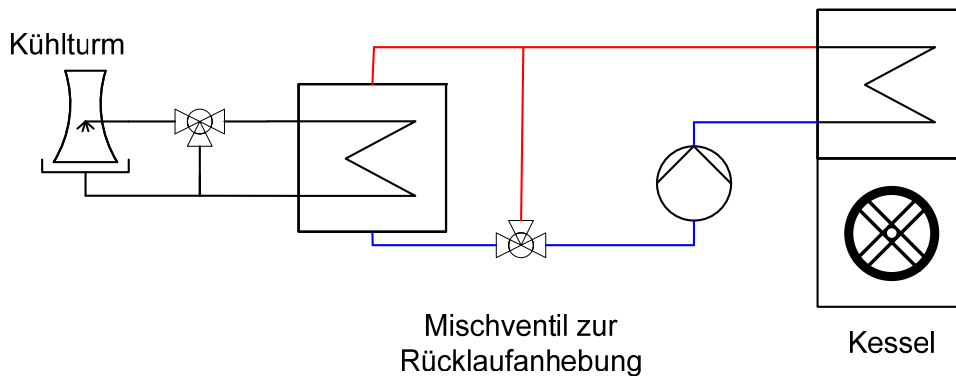


Abbildung 16: Skizze der Anlagenschaltung des Versuchskessels zur Wärmeabfuhr

## 4.2 Messaufbau am Prüfstandkessel

Am Prüfstand wird die in Kapitel 2 beschriebene Emissionsmesstechnik eingesetzt, um das Emissionsverhalten zu untersuchen. Des Weiteren werden die Betriebsparameter des Kessels überwacht, um eine Vergleichbarkeit bei den aufgenommenen Messwerten sicherzustellen. Alle Messdaten werden digitalisiert und von einem Messrechner mit einer Frequenz von 1 Hz kontinuierlich erfasst. Die zusätzlichen am Prüfstand aufgenommenen Parameter werden im Folgenden aufgeführt:

- Die Temperatur des Vor- und des Rücklaufes;
- Der Volumenstrom des Rücklaufes;
- Die Volumenströme der in die Brennkammer einströmenden Primär- und Sekundärluft;
- Der im Kamin vorherrschende Unterdruck.

## 4.3 Vergleichende Staubmessungen mit Wöhler SM 96 CO und nach VDI 2066

Ergänzend zu den in Abschnitt 3.1 beschriebenen Vergleichsmessungen wurden am Prüfstandkessel Messungen mit beiden Messgeräten durchgeführt. Die Beschreibungen der Messprinzipien sind in Abschnitt 3.1 aufgeführt. Sowohl die Mes-

sung des Feinstaubes als auch die des Kohlenstoffmonoxids werden parallel durchgeführt und an dieser Stelle miteinander verglichen. Es gibt zwei Möglichkeiten, auftretende Abweichungen zwischen den beiden Methoden zur Emissionsermittlung zu erklären. Abweichungen können durch einen Messfehler hervorgerufen werden, der sich aus den in die Berechnung des Messwertes eingehenden Größen zusammensetzt. Diese Möglichkeit wird im Folgenden durch Untersuchung der Fehlerfortpflanzung nach Gauß [46] untersucht.

Zum anderen kann der Messfehler durch systematische Unterschiede in der Methodik der Messung zustande kommen. So unterscheiden sich die eingesetzten Filter, die Geschwindigkeit der Rauchgasentnahme, die eingesetzte Sonde zur Probenahme und das entnommene Rauchgasvolumen. Alle diese Faktoren können Einfluss auf das Messergebnis haben. Um dies zu verifizieren, werden 52 Messungen bei konstant gehaltenen Randbedingungen durchgeführt. Die relative Standardabweichung (Gleichung 3-2) der beiden Messverfahren zueinander wird anschließend berechnet.

### 4.3.1 Fehlerfortpflanzung nach Gauß

Für die Messwerte, die nach VDI 2066 und den mit dem Wöhler SM 96 CO ermittelt werden, wird eine Fehlerfortpflanzung nach Gauß durchgeführt. Zunächst wird die Fehlerfortpflanzung für den Messwert nach VDI 2066 aufgezeigt, anschließend für den Messwert des Wöhler SM 96 CO.

#### VDI 2066

Der Messwert der Feinstaubemissionen nach VDI 2066 setzt sich aus verschiedenen Messgrößen zusammen, die jeweils mit einer Messungenauigkeit behaftet sind (vgl. Tabelle 6). Die maximale Abweichung  $s_z$  des Endergebnisses hängt von der Messgenauigkeit der einzelnen zum Endergebnis führenden Messungen ab und kann durch partielle Ableitung nach Gauß berechnet werden [46]:

$$s_z = \sqrt{\left(\frac{dy}{dx_1} \cdot s_1\right)^2 + \left(\frac{dy}{dx_2} \cdot s_2\right)^2 + \dots + \left(\frac{dy}{dx_i} \cdot s_i\right)^2} \quad 4-1$$

Die Berechnung erfolgt durch die partielle Ableitung der Gleichung zur Berechnung der Massenkonzentration des Feinstaubes

$$c_{PM} = \frac{m_{Filter,kond,nach} - m_{Filter,kond,vor}}{V_{Zähler,nach} - V_{Zähler,vor}} \cdot \frac{p_{bez} \cdot \bar{T}_{Zähler}}{T_{bez} \cdot \bar{p}_{Zähler}} \cdot \frac{21 - 13}{21 - \bar{y}_{O_2,Mess}} \quad 4-2$$

nach den einzelnen Messwerten. Die Berechnung der Fehlerfortpflanzung erfolgt an dieser Stelle mit den durchschnittlichen Messwerten der durchgeführten Messreihe. Diese Werte sind, zusammen mit der Ableitung nach dem jeweiligen Messwert in Tabelle 7 zusammengefasst. Mit den Werten aus Tabelle 7 ergibt sich nach Gleichung 4-2 ein durchschnittlicher Messwert von 22,1 mg/m<sup>3</sup> i.N.. Als Messfehler  $s_z$  des Endergebnisses ergibt sich mit den dargelegten Randbedingungen ein Messfehler von 1,25 mg/m<sup>3</sup> i.N. (= 5,6 %).

Tabelle 7: Übersicht über die in die Sensitivitätsanalyse eingehenden Paarmeter

Messgröße	Mittelwert	Messfehler $s_i$	$\sqrt{\left(\frac{dy}{dx_i}\right)^2}$
$\Delta m_{Filter,kond}$	2,8 mg	0,1 mg	7,93 mg m <sup>-3</sup> i.N. mg <sup>-1</sup>
$\Delta V_{Zähler}$	0,094 m <sup>3</sup>	± 1,5 % (0,0014 m <sup>3</sup> )	233,6 mg m <sup>-3</sup> i.N. m <sup>-3</sup>
$\bar{p}_{Zähler}$	101180 Pa	± 0,5 % (506 Pa)	0,00022 mg m <sup>-3</sup> i.N. Pa <sup>-1</sup>
$\bar{T}_{Zähler}$	298,4 K	1,5 K	0,0739 mg m <sup>-3</sup> i.N. K <sup>-1</sup>
$\bar{y}_{O_2,Mess}$	9,3 Vol.-%	0,5 % des Skalenendwertes (0,125 Vol.-%)	1,89 mg m <sup>-3</sup> i.N. Vol.-% <sup>-1</sup>

Wie stark der Gesamtfehler von den einzelnen Messfehlern  $s_i$  abhängig, ist in Abbildung 17 dargestellt. Grundlage für die Darstellung ist eine Sensitivitätsanalyse, die die in Gleichung 4-2 eingehenden Messfehler  $s_i$  von 20 bis 200 % des in Tabelle 7 angegebenen Wertes verändert wird. Diese Variationen sind auf der Abszisse in Abbildung 17 dargestellt. Entsprechend verändert sich der Gesamtfehler, der auf der Ordinate aufgetragen ist. Den stärksten Einfluss auf das Endergebnis hat die Variation der eingewogenen Filtermasse  $\Delta m_{Filter,kond}$ . Abweichungen der anderen einfließenden Größen haben einen vergleichsweise geringeren Einfluss auf das Ergebnis.

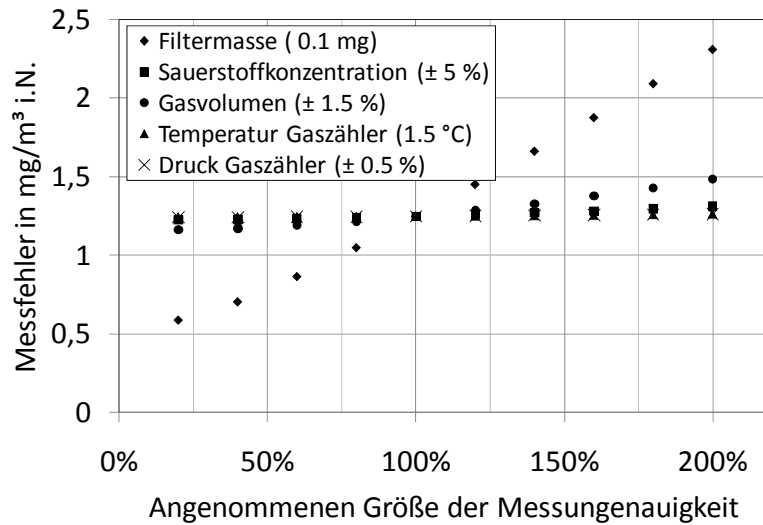


Abbildung 17: Einfluss der einzelnen Messungenauigkeiten auf das Endergebnis

Die maximale relative Standardabweichung, die nach Gleichung 3-2 aus dem Messfehler und dem Messwert von  $22,1 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  berechnet werden kann, beträgt 5,6 %.

### Wöhler SM 96 CO

Das vom Schornsteinfeger eingesetzte Messgerät Wöhler SM 96 CO gibt weniger Daten aus, die zur Berechnung des Messwertes eingesetzt werden. Die Berechnung der sauerstoffbezogenen Staubbelastung im Rauchgas wird für das Wöhler SM 96 CO mit der Gleichung

$$c_{PM} = \frac{\Delta m_{\text{Filter,kond}}}{\Delta V_{\text{Wöhler}}} \cdot \frac{21 - 13}{21 - \bar{y}_{O_2, \text{Mess}}} \quad 4-3$$

berechnet. Die entnommene Rauchgasmenge  $\Delta V_{\text{Wöhler}}$  wird vom Messgerät direkt in  $\text{m}^3 \text{ i.N.}$  ausgegeben. Die durchschnittliche Sauerstoffkonzentration im Rauchgas  $\bar{y}_{O_2, \text{Mess}}$  wird nach der Messung durch Analyse eines in einen Abgasbeutel abgezogenen Teilstroms des Rauchgases gemessen. Die auf dem Hülsenfilter abgeschiedene Masse  $\Delta m_{\text{Filter,kond}}$  wird durch auswiegen des konditionierten Filters ermittelt.

Die Daten, die zur Berechnung des Messfehlers  $s_z$  nach Gleichung 4-1 eingesetzt werden, sind in Tabelle 8 aufgeführt. Durch die Werte ergibt sich eine Staubkon-

zentration von  $24,3 \text{ mg/m}^3$  i.N. bei einem Messfehler von  $1,63 \text{ mg/m}^3$  i.N. Dies entspricht einer maximalen relativen Standardabweichung von  $6,7 \%$ .

Tabelle 8: Messgrößen zur Berechnung des Wöhler SM 96 CO Messfehlers

Messgröße	Mittelwert	Messfehler $s_i$	$\sqrt{\left(\frac{dy}{dx_i}\right)^2}$
$\Delta m_{\text{Filter,kond}}$	4,1 mg	0,1 mg	$5,88 \text{ mg m}^{-3} \text{ i.N. mg}^{-1}$
$\Delta V_{\text{Zähler}}$	$0,134 \text{ m}^3 \text{ i.N.}$	$\pm 5 \%$ $(0,00675 \text{ m}^3 \text{ i.N.}) [18]$	$181,8 \text{ mg m}^{-3} \text{ i.N. m}^{-3}$
$\bar{y}_{\text{O}_2, \text{Mess}}$	10,8 Vol.-%	$\pm 0,3 \text{ Vol.-%} [18]$	$2,39 \text{ mg m}^{-3} \text{ i.N. Vol.}\%^{-1}$

### 4.3.2 Relative Standardabweichung der Messwerte

Um die relative Standardabweichung der beiden Messmethoden zueinander zu bestimmen, wurden am Prüfstand unter konstanten Randbedingungen 52 Messungen mit beiden Messgeräten parallel durchgeführt. Die nach den Gleichungen 3-2 und 3-3 berechnete, durchschnittliche relative Standardabweichung  $\bar{\sigma}_{\text{relativ}}$  dieser Messungen beträgt  $9,25 \%$ . Bei einzelnen Messungen liegt die Standardabweichung deutlich höher (maximal  $33,3 \%$ ) oder tiefer (minimal  $0,3 \%$ ). In Abbildung 18 ist die Standardabweichung aller Messungen als Verteilungskurve nach Gleichung 3-4 für die am Prüfstand und die im Feld durchgeführten Messungen aufgetragen.

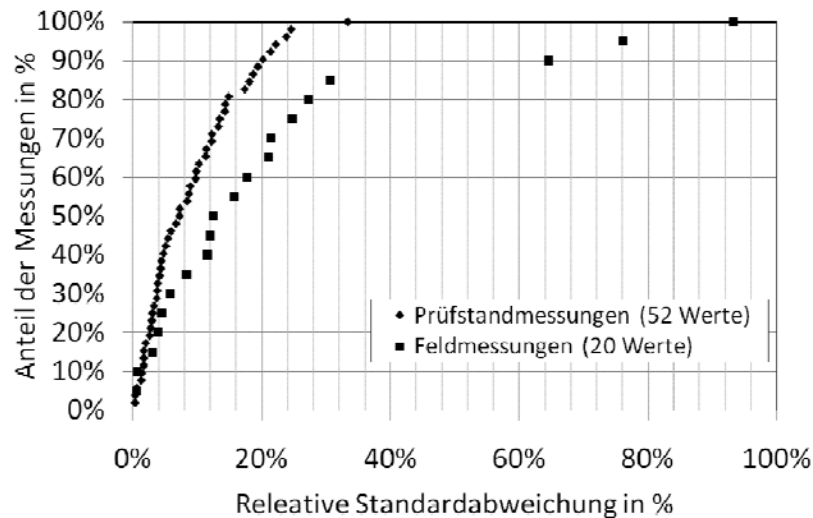


Abbildung 18: Relative Standardabweichung der Messergebnisse

Es ist ersichtlich, dass die am Prüfstand gemessenen Wertepaare eine geringere Standardabweichung zueinander aufweisen als die im Feld ermittelten Werte. 62 % der am Prüfstand durchgeführten Messungen weisen eine relative Standardabweichungen kleiner 10 % auf, während die relative Standardabweichung im Feld bei 35 % der Wertepaare kleiner 10 % ist. Dass viele Messungen deutlich höhere Standardabweichungen aufweisen, als es die berechnete Vorhersage durch die Fehlerfortpflanzung nach Gauß erklärt, zeigt dass die gravimetrische Erfassung von Teilchenkollektiven aus Partikeln im vorliegenden Größenbereich nicht erfassbare Fehlerquellen aufweist. Auffällig beim Vergleich der Messwerte aus Tabelle 7 und Tabelle 8 ist die im Durchschnitt aller Messungen höhere gemessene Sauerstoffkonzentration des Wöhler SM 96 CO, die bei beiden Messverfahren separat ermittelt (vgl. Kapitel 2) wird. Hiermit lässt die Standardabweichung der Messwerte nicht erklären. Zieht man die Sauerstoffmessung des Wöhlers für den Bezug der VDI Messungen heran, erhöht sich die durchschnittliche relative Standardabweichung für die Messwerte sogar von 9,25 % (s.o.) auf 9,4 %. Bezüglich des Hauptunterschiedes beider Messungen, nämlich den unterschiedlichen Geschwindigkeiten bei der Rauchgasentnahme, ist auf Abschnitt 4.4 hinzuweisen. Dort sind die Ergebnisse der Versuche, die sich mit dem Einfluss der Absauggeschwindigkeit befassen, aufgezeigt.

## 4.4 Ermittlung des Einflusses der Absauggeschwindigkeit

Die Probenahme bei der Ermittlung der Staubkonzentration erfolgt nach VDI 2066 isokinetisch. Bei den Feldversuchen wurde die Entnahmegeschwindigkeit, wie in Abschnitt 2.2.1 beschrieben entsprechend der Geschwindigkeit des Rauchgases angepasst. Wie groß der Einfluss der Einhaltung der isokinetischen Probenahme bei der Ermittlung der Staubbelastung des Rauchgases einer Biomassefeuerung auf das Ergebnis der Staubmessung ist, wird am Prüfstand weitergehend untersucht. Hierfür werden Staubmessungen unter konstanten Randbedingungen durchgeführt. Die einzige veränderte Größe ist die Probenahmegeschwindigkeit. Alle Messungen werden unter Verwendung der gleichen Pellets im stationären Volllastbetrieb des Kessels durchgeführt.

Die einzige variierte Größe ist das Verhältnis der Geschwindigkeit der Probenahme  $v_{\text{Entnahme}}$  zu der Geschwindigkeit des Rauchgases  $v_{\text{Rauchgas}}$

$$\psi = \frac{v_{\text{Entnahme}}}{v_{\text{Rauchgas}}} \quad 4-4$$

Dieses wird von 0,5 bis 1,5 variiert. Um eine Beeinflussung des Ergebnisses durch den Zeitpunkt der Probenahme oder eine wechselnde Zusammensetzung der Pelletcharge auszuschließen, wurden in einem Abbrand verschiedene  $\psi$  eingestellt. Die Reihenfolge der eingestellten  $\psi$  wird ebenfalls bei jedem Abbrand variiert.

In Abbildung 19 sind die Ergebnisse von insgesamt 52 Messungen aufgetragen, bei denen das Verhältnis der Absauggeschwindigkeit verändert wurde. Diese sind in der Legende als Einzelwerte bezeichnet. Zusätzlich sind die Mittelwerte der Punktelwolken eingetragen. Die schwarzen Fehlerbalken der Mittelwerte zeigen die Standardabweichung der jeweiligen Punkte bezüglich der Größen Feinstaubkonzentration und Geschwindigkeitsverhältnis  $\psi$ .

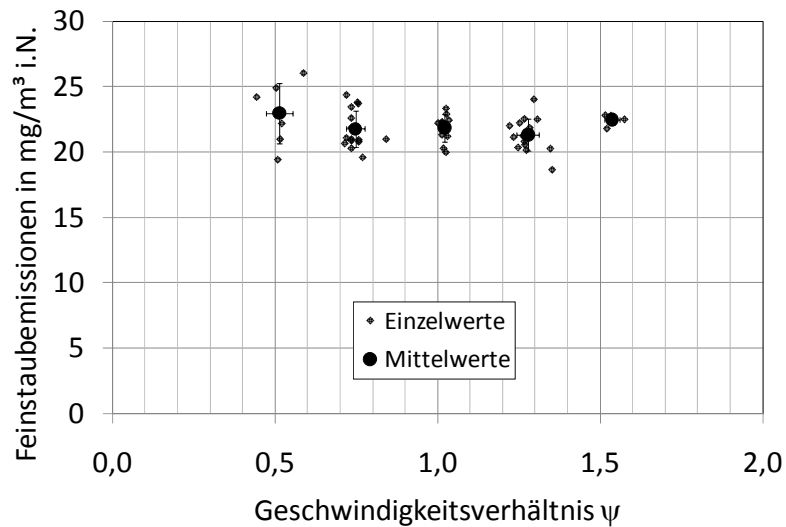


Abbildung 19: Feinstaubemissionen bei variierenden Geschwindigkeitsverhältnissen  $\psi$

Die in Abbildung 19 dargestellten Messergebnisse zeigen, dass die Entnahmegeschwindigkeit bei der Probenahme keinen signifikanten Einfluss auf das Messergebnis hat. Die Messungen, bei denen die Geschwindigkeit der Rauchgasentnahme um 50 % von der isokinetischen Geschwindigkeit abweicht, zeigen nur unwesentlich höhere Emissionen (22,5 bzw. 23 mg/m<sup>3</sup> i.N.) als die unter isokinetischen Bedingungen ermittelten Emissionen (21,8 mg/m<sup>3</sup> i.N.). Dies entspricht einer relativen Standardabweichung von 2,5 %. Die vorgestellten Messergebnisse einer anderen Forschungseinrichtung decken sich mit diesem Ergebnis [27]. Die in Abschnitt 3.3 vorgestellten Ergebnisse der ELPI Messungen zeigen, dass die emittierten Partikel sehr geringe aerodynamische Durchmesser aufweisen. Somit folgen die Partikel den Stromlinien des Rauchgasstromes. Da durch die Probenahme keine Klassierung der Staubpartikel stattfindet hat die Geschwindigkeit der Probenahme im untersuchten Bereich keinen nachweisbaren Einfluss auf das Ergebnis der Messung.

## 4.5 Teillastverhalten des Kessels

Die Messungen, die zur Überprüfung der Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV vorgeschrieben sind, werden unter Volllast durchgeführt [6]. Um die Relevanz dieses Vorgehens zu untersuchen, wurde der Versuchskessel in verschiedenen Teillastpunkten betrieben und die Emissionen im stationären Betrieb gemessen. Alle anderen Randbedingungen wurden nicht verändert. Die am Kessel eingestellten Lastpunkte betragen 100, 85, 75, 65 und 50 % der Nennwärmeleistung (30 kW).



Die untersuchten, in der 1. BImSchV reglementierten Emissionen Feinstaub und Kohlenstoffmonoxid sind in Abbildung 20 und Abbildung 21 dargestellt. Die eingezeichneten Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung der Messwerte nach Gleichung 3-1.

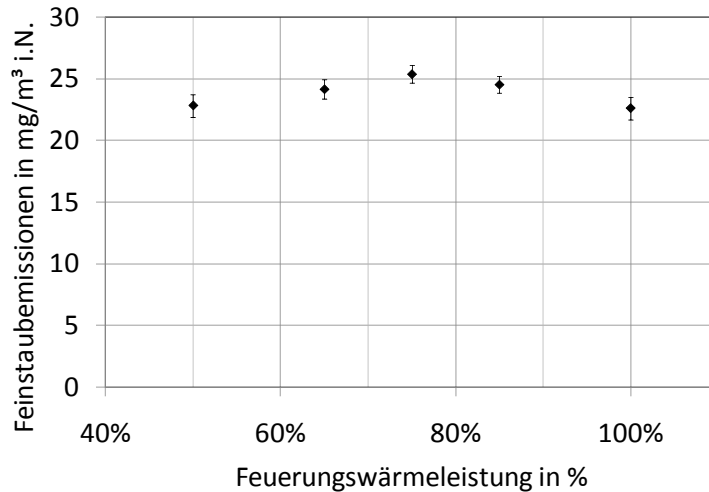


Abbildung 20: Feinstaubemissionen bei veränderter Kessellast

Die in Abbildung 20 gezeigten Feinstaubemissionen sind nahezu konstant. Die aufgetragenen Mittelwerte schwanken zwischen 22,6 (100 % Last) und 25,4 mg/m<sup>3</sup> i.N. (75 % Last). Es ist ein Anstieg der Emissionen bei Verringerung der Last gemessen worden. Im geringen Lastbereich fallen die Staubemissionen wieder auf das im Vollastbetrieb gemessene Niveau ab. Verglichen mit den in Abschnitt 4.6 und Abschnitt 4.7 aufgezeigten Einflüssen ist dieser Trend jedoch gering.

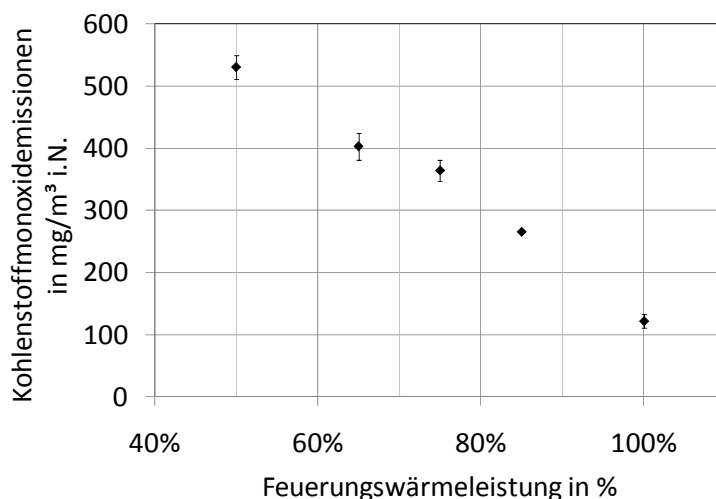


Abbildung 21: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei veränderter Kessellast

Die Kohlenstoffmonoxidemissionen (CO), die in Abbildung 21 dargestellt sind, steigen mit sinkender Last signifikant an. Während der in der 2. Stufe der 1. BImSchV vorgeschriebene Emissionsgrenzwert von  $0,4 \text{ g/m}^3$  i.N. im Nennpunkt (100 % Leistung) am Prüfstandkessel eingehalten wird, wird dieser ab einer gewissen Leistungsabnahme (75 % Feuerungswärmeleistung) überschritten. Da das Gebläse des eingesetzten Kessels über eine geringe Regelbarkeit verfügt, erhöht sich im Teillastbetrieb die Sauerstoffkonzentration im Rauchgas. Dieses höhere Verbrennungsluftverhältnis kühlt die Flamme und das Rauchgas, wodurch die Kohlenstoffmonoxid Emissionen ansteigen.

In Abbildung 22 ist der gemessene Stickoxidausstoß ( $\text{NO}_x$ ) über der Kessellast aufgetragen.

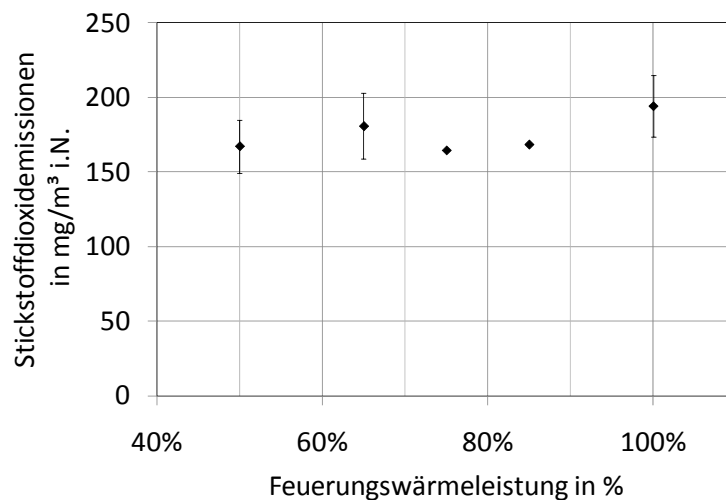


Abbildung 22: Stickoxidemissionen bei veränderter Kessellast

Die Stickoxidemissionen sind, wie in Abschnitt 3.2.3 erläutert, von der Zusammensetzung des eingesetzten Brennstoffes abhängig. Die in Abbildung 22 dargestellten lastabhängigen Stickoxidemissionen variieren dementsprechend nicht mit Laständerungen.

Die Eingesetzten Pellets verfügen über einen geringen Schwefelanteil (vgl. Tabelle 9). Der vorhandene Schwefel bindet sich in der Asche und im emittierten Feinstaub, so dass keine  $\text{SO}_2$  Emissionen gemessen wurden. Eine Darstellung der  $\text{SO}_2$  Emissionen entfällt somit.

## 4.6 Einfluss des Kaminzugs

Bei allen durchgeführten Prüfstandversuchen stellt sich durch einen eingebauten mechanischen Zugbegrenzer ein konstanter Unterdruck im Rauchgas ein (10 Pa). Die Installation eines Zugbegrenzers wird von den meisten Kesselherstellern empfohlen, aber nicht von allen Installateuren befolgt. In den folgend präsentierten Messwerten wird dargestellt, wie das Emissionsverhalten des Prüfstandkessels von einem variierenden Unterdruck im Kamin beeinflusst wird. Um den Unterdruck im Kamin einstellen zu können, wurde ein Saugzug mit vorgeschalteter Drosselklappe im Schornstein installiert. So wurde der relative Unterdruck des Kamins zur Umgebung von 10 Pa (Standardeinstellung) bis zu 170 Pa eingestellt. Der Zugbegrenzer wurde für die Messungen geschlossen. In Abbildung 23 sind die gemessenen Feinstaubemissionen bei variiertem Kaminzug aufgetragen.

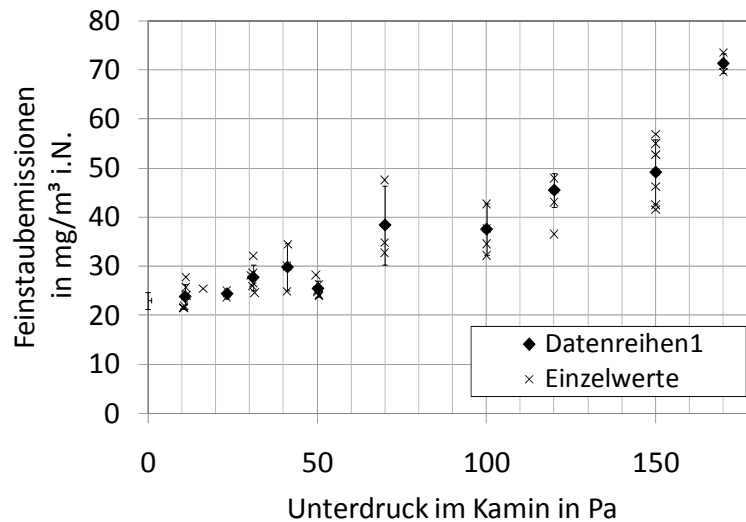


Abbildung 23: Feinstaubemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin

Mit steigendem Unterdruck im Kamin steigen die Feinstaubemissionen an. Bei dem maximal eingestellten Unterdruck von 170 Pa gegenüber der Umgebung sind die Emissionen verglichen mit dem Ausgangszustand (10 Pa) um den Faktor drei höher. In Abbildung 24 sind die Kohlenstoffmonoxidemissionen bei steigendem Unterdruck dargestellt.

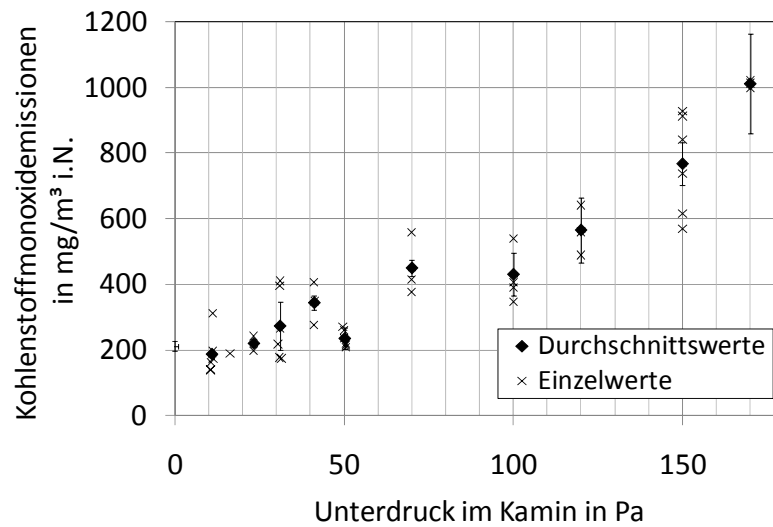


Abbildung 24: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin

Während die Emissionen bei einem Unterdruck von 10 Pa durchschnittlich bei  $187 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  liegen, steigen sie bei 170 Pa Unterdruck auf bis zu  $1010 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$ . Dies lässt sich mit zweierlei Effekten erklären: Durch den erhöhten Unterdruck erhöhen sich die Primär- und die Sekundärluftzufuhr im Kessel. Dies bedingt einen erhöhten Luftüberschuss und eine kürzere Verweilzeit in Brennraum und Kessel. Der Luftüberschuss kühlt die Flamme, was die CO Entstehung verstärkt. Die verkürzte Verweilzeit gibt zusätzlich weniger Zeit, um die vollständige Oxidation des Kohlenstoffs in der Gasphase zu ermöglichen. Die in Abbildung 25 dargestellte  $\text{NO}_x$  Konzentration im Rauchgas verändert sich durch den Unterdruck im Kamin nicht. Dies zeigt die Abhängigkeit der  $\text{NO}_x$  Emissionen von der Zusammensetzung des Brennstoffs und deren Unabhängigkeit vom im Kamin vorherrschenden Unterdruck.

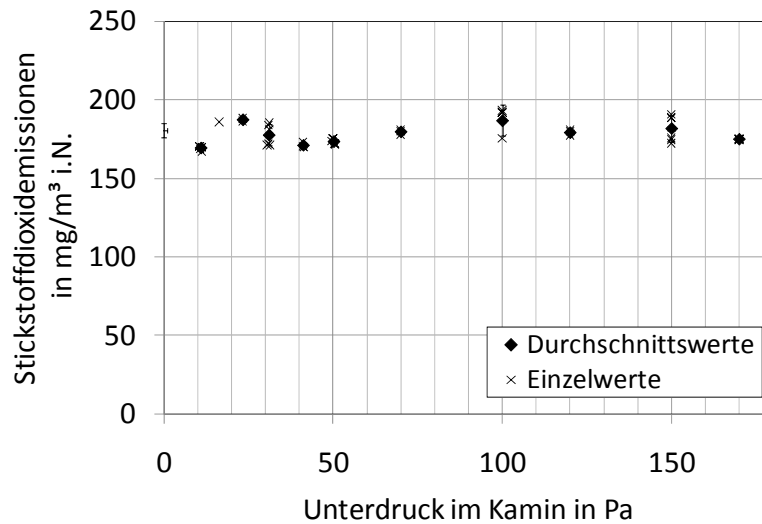


Abbildung 25: Stickoxidemissionen bei unterschiedlichem Unterdruck im Kamin

## 4.7 Einfluss der Primär- / Sekundärluftzufuhr

Die meisten in Kleinf Feuerungen eingesetzten Brenner teilen die bereitgestellte Verbrennungsluft in Primär- und Sekundärluft auf. Diese Aufteilung ist zumeist nicht elektronisch geregelt, sondern stellt sich durch die vorliegende Geometrie des Kessels bzw. Brenners ein. Moderne, marktverfügbare Kessel verfügen, wie auch der vorliegende Kessel über ein elektronisches Saugzuggebläse, das die für die Verbrennung notwendige Luft durch den Kessel zieht [47]. Durch die Stellung einer Scheibe kann die Luftaufteilung auf Primär- und Sekundärluft variiert werden. Um den Einfluss dieser Luftaufteilung auf das Emissionsverhalten des Kessels zu untersuchen werden am Prüfstand die zuströmenden Volumenströme  $\dot{V}_{\text{prim}}$  der Primär- und der  $\dot{V}_{\text{sek}}$  Sekundärluft gemessen. Hierzu werden an den Stellen der Luftzufuhr Kunststoffrohre derart befestigt, dass die eintretenden Luftströme mit Hilfe eines thermischen Strömungssensors erfasst werden können. Es wurde ein Basisfall definiert, in dem die Zuluft ohne Drosselung dem Ofenzuggeführt wird. Von diesem Basisfall abweichend werden die primär- und die sekundärseitige Zuluft gedrosselt. So wird das Verhältnis der Luftaufteilung  $\Lambda$

$$\Lambda = \frac{\dot{V}_{\text{Luft, primär}}}{\dot{V}_{\text{Luft, sekundär}}} \quad 4-5$$

verändert. Im Basisfall liegt das Luftaufteilungsverhältnis  $\Lambda$  zwischen 1,12 und 1,19. Es wird bei den Untersuchungen von 0,2 bis 2,9 eingestellt.

In Abbildung 26 ist das Emissionsverhalten bezüglich der Staubemissionen bei variiertem Luftaufteilung  $\Lambda$  aufgetragen.

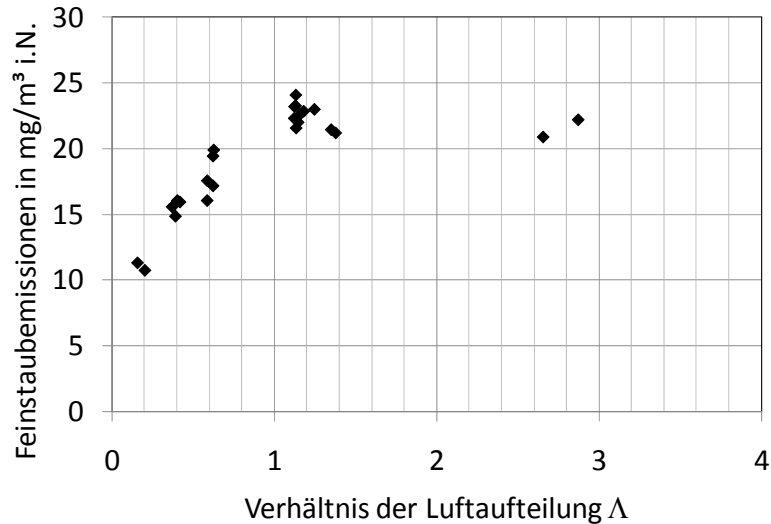


Abbildung 26: Feinstaubemissionen bei veränderter Luftaufteilung  $\Lambda$

Es ist zu erkennen, dass das Herabsetzen des Primärluftstromes die Feinstaubemissionen maßgeblich reduziert. Diese konnten in den Versuchen von durchschnittlich  $22,8 \text{ mg}/\text{m}^3$  i.N. (Basisfall) auf bis zu  $11 \text{ mg}/\text{m}^3$  i.N. gesenkt werden. Eine Reduzierung der Sekundärluft, die zu einem Anstieg der Luftaufteilung  $\Lambda$  führt, zeigt keinen Einfluss auf die Staubemissionen. Durch die Reduktion der Primärluft oxidieren im Brennstoff vorhandene Kalium-Verbindungen weniger zu leicht flüchtigen Kaliumoxidverbindungen, die bei der Kondensation im Rauchgas Partikel bilden [40]. So nimmt die Partikelfracht durch diese Maßnahme ab.

In Abbildung 27 sind die Kohlenstoffmonoxidemissionen bei variiertem Luftaufteilung  $\Lambda$  dargestellt.

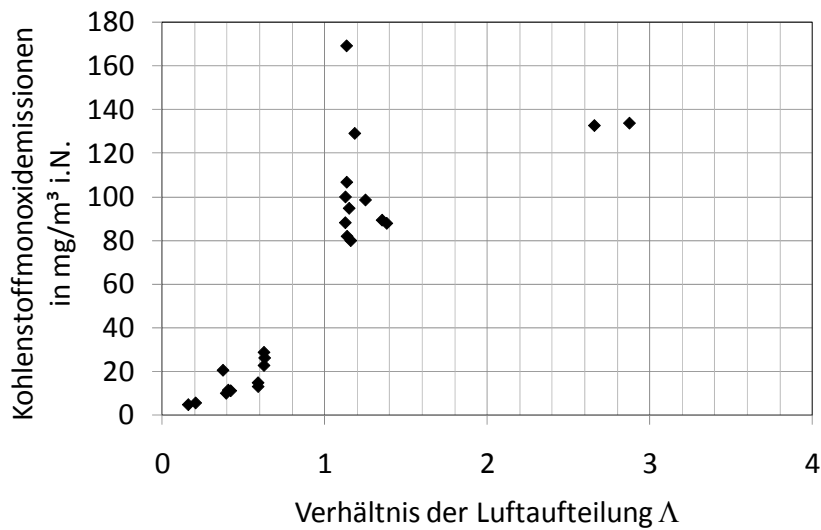


Abbildung 27: Kohlenstoffmonoxidemissionen bei veränderter Luftaufteilung  $\Lambda$

Auch bezüglich der Kohlenstoffmonoxidemissionen zeigt sich bei Variation der Luftaufteilung der gleiche Trend, der schon bei den Staubemissionen beschrieben wurde. Die Emissionen fallen gegenüber dem Basisfall bei verringertem Luftaufteilungsverhältnis  $\Lambda$  von  $106 \text{ mg}/\text{m}^3$  i.N. auf unter  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$  i.N. ab. Durch den geringen Primärluftstrom wird das Glutbett weniger gekühlt, was die Kohlenstoffmonoxidemissionen senkt.

In Abbildung 28 sind die bei unterschiedlichen Luftaufteilungsverhältnissen  $\Lambda$  gemessenen Stickoxidemissionen aufgetragen.

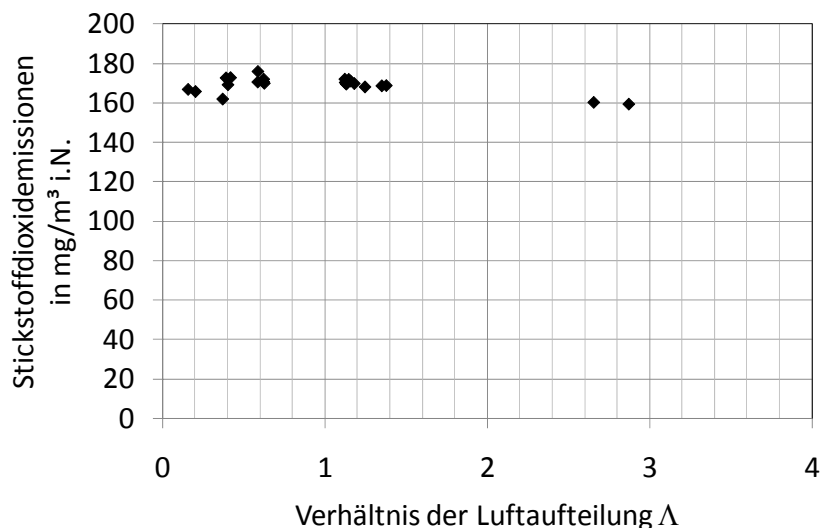


Abbildung 28: Stickoxidmonoxidemissionen bei veränderter Luftaufteilung  $\Lambda$

Die aufgezeigten Stickoxidemissionen sind durch die veränderte Luftstufung nicht beeinflusst. Die Emissionen fallen entgegen den vorher beschriebenen Trends mit steigendem Luftaufteilungsverhältnis geringfügig.

## 4.8 Einfluss des Brennstoffes

Das Emissionsverhalten einer Feuerungsanlage wird neben der Fahrweise insbesondere durch den eingesetzten Brennstoff beeinflusst. Um diesen Einfluss auf das Emissionsverhalten unter konstanten Randbedingungen zu untersuchen werden drei marktverfügbare Pelletsorten sowie eine weitere, vom DBFZ zur Verfügung gestellte, am Prüfstandkessel nacheinander eingesetzt. Die untersuchten Pellets wurden nach den folgenden Kriterien ausgewählt:

- Pelletcharge 1: Weichholzpellets aus Kiefer und Fichte („Sonnenpellets“);
- Pelletcharge 2: Behandelte Weichholzpellets („Firestixx“);
- Pelletcharge 3: Hartholzpellets („PPS Pellets“);
- Pelletcharge 4: Pappelpellets (vom DBFZ bereitgestellt).

Die Stichproben geben nicht die deutsche Pelletqualität wieder, zeigen jedoch das Spektrum möglicher Schwankungen bezüglich der der Zusammensetzung. In Tabelle 9 ist die elementare Zusammensetzung des Brennstoffes sowie ein Ascheaufschluss der vier Pelletchargen aufgezeigt.

Die vier Proben weisen sehr ähnliche Elementarzusammensetzungen bezüglich der Hauptkomponenten Wasserstoff (H) und Kohlenstoff (C) auf, was aufgrund des Hauptbestandteiles Holz auch zu erwarten ist. Der Feuchtegehalt liegt ebenfalls in einem engen Band (6,4 bis 8,4 Ma.-%). Der Hauptunterschied bei den vorliegenden Elementaranalysen ist der Ascheanteil, der bei den Pappelpellets (Charge 4) verglichen mit den anderen Pellets vier bis fünf Mal größer ist. Durch den erhöhten Ascheanteil sind die Massenanteile der Spurenstoffe bei Charge 4 ebenfalls deutlich größer als bei den drei anderen Chargen. Der Schmelzaufschluss der Asche weist vergleichsweise geringe Abweichungen bezüglich der Zusammensetzung auf.



Tabelle 9: Elementaranalysen der vier verglichenen Pelletchargen [48]

		Charge 1	Charge 2	Charge 3	Charge 4
Wasser	Ma.-%	7,9	6,4	8,4	7,4
Asche 550°C	Ma.-%	0,32	0,36	0,34	1,40
H	Ma.-%	5,5	5,5	5,4	5,49
C	Ma.-%	45,8	46,7	45,8	46,2
N	Ma.-%	<0,05	0,05	<0,05	0,06
S	Ma.-%	0,029	0,011	0,011	0,03
Cl	Ma.-%	0,008	0,015	0,021	<0,005
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma.-%	0,0048	0,0043	0,0041	0,0126
CaO	Ma.-%	0,0986	0,1148	0,1023	0,4344
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ma.-%	0,0058	0,0032	0,0048	0,0098
MgO	Ma.-%	0,0202	0,0241	0,0248	0,0559
K <sub>2</sub> O	Ma.-%	0,0467	0,0601	0,0486	0,2304
SiO <sub>2</sub>	Ma.-%	0,0406	0,0317	0,0388	0,1355
Na <sub>2</sub> O	Ma.-%	0,0016	0,0018	0,0007	0,0140
TiO <sub>2</sub>	Ma.-%	0,0003	> 0,0004	> 0,0003	0,0014

In Abbildung 29 sind die Ergebnisse der mit den vier verschiedenen Pelletchargen durchgeführten Feinstaubmessungen aufgeführt. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Messungen nach Gleichung 3-1.

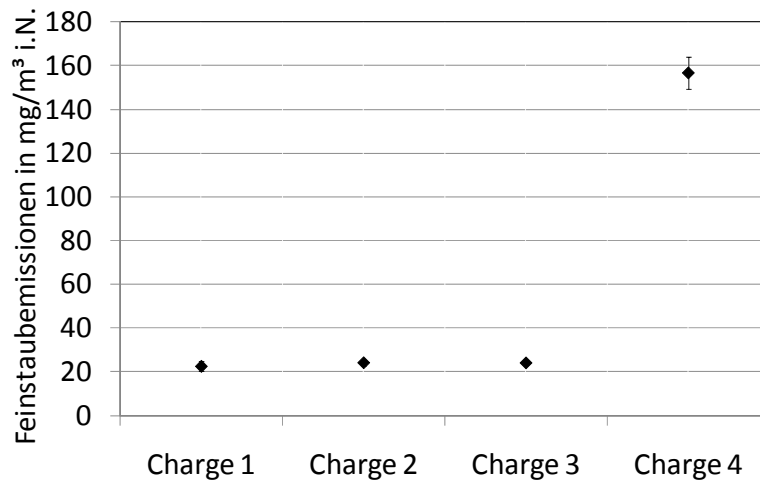


Abbildung 29: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Staubemissionen

Während die Chargen 1 bis 3 keinen Unterschied bezüglich der Feinstaubemissionen aufweisen, führt der Einsatz der vierten Pelletcharge zu stark erhöhten Emissionen. Während die Chargen 1 bis 3 dem Emissionsgrenzwert für Feinstaub sehr nahe kommen (22,5 bis 24,1 mg/m<sup>3</sup> i.N.) resultieren aus Verbrennung der letzten Pelletcharge Feinstaubemissionen, die um den Faktor 6,5 bis 7 höher liegen (156,7 mg/m<sup>3</sup> i.N.). Dies zeigt, dass der Brennstoff den Feinstaubausstoß stark beeinflussen kann. Dies ist besonders auf den erhöhten Ascheanteil im Brennstoff zurückzuführen. Durch die auf den Brennstoff bezogene erhöhte Konzentration der bekannten Aerosolbildner Kalium (K), Magnesium (Mg) und Calcium (Ca) [40,41] erhöhen sich die Partikelemissionen.

Abbildung 30 sind die beim Einsatz der vier untersuchten Pelletchargen gemessenen Kohlenstoffmonoxidemissionen aufgetragen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Messungen nach Gleichung 3-1.

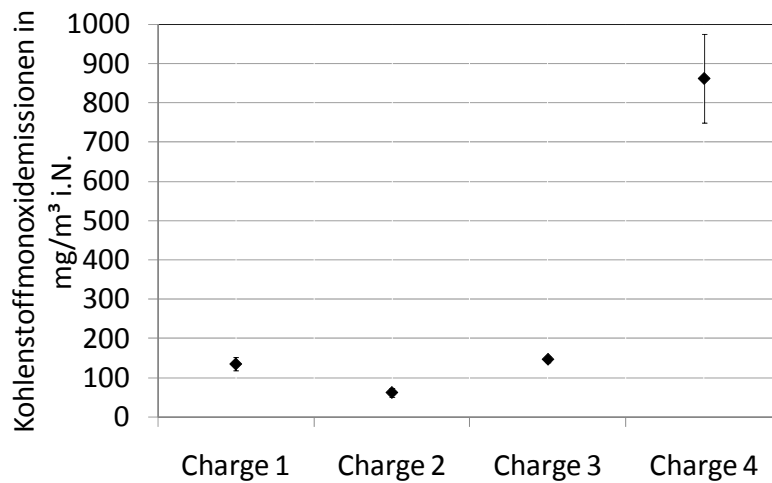


Abbildung 30: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Kohlenstoffmonoxidemissionen

Die Chargen eins bis drei liegen deutlich unter dem kommenden Emissionsgrenzwert für Kohlenstoffmonoxid ( $0,4 \text{ g/m}^3 \text{ i.N.}$ ), die zweite Charge liegt mit  $62,2 \text{ mg/m}^3 \text{ i.N.}$  sogar deutlich unter den Emissionen der ersten und der dritten Charge. Die vierte Pelletcharge emittiert mehr als das doppelte der zukünftig zugelassenen Kohlenstoffmonoxidkonzentration.

In Abbildung 31 sind die beim Einsatz der vier untersuchten Pelletchargen gemessenen Kohlenstoffmonoxidemissionen aufgetragen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Messungen nach Gleichung 3-1.

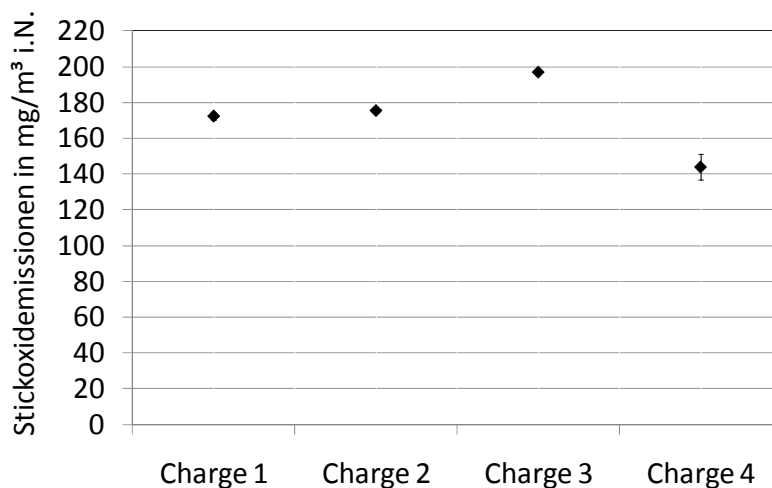


Abbildung 31: Einfluss der verwendeten Pelletcharge auf die Stickoxidemissionen

Obwohl die Elementaranalyse der Pellets bezüglich des Stickstoffgehalts kaum Unterschiede aufzeigt, schwanken die gemessenen Stickoxidemissionen zwischen

144 mg/m<sup>3</sup> i.N. und 197 mg/m<sup>3</sup> i.N.. Pelletcharge 4, die den höchsten Stickstoffgehalt aufweist (0,06 Ma.-%), hat die geringsten Stickstoffemissionen. Da der Stickstoffgehalt aller Chargen nahe der Nachweisgrenze (0,05 Ma.-%) liegt, können Schwankungen bei der Brennstoffzusammensetzung als Ursache trotzdem nicht ausgeschlossen werden.

## 4.9 Zusammenfassung der am Prüfstand gewonnenen Ergebnisse

Aus den am Prüfstand durchgeführten Messungen ergeben die folgend zusammengefassten Ergebnisse:

- Bei den vergleichenden Staubmessungen nach VDI 2066 und mit Wöhler SM 96 CO liegt die relative Standardabweichung durchschnittlich bei 9,25 % und somit unter dem im Feld ermittelten Wert. Dies zeigt, dass das Wöhler SM 96 CO auch bei geringen Staubkonzentrationen (< 25 mg/m<sup>3</sup> i.N.) Messergebnisse im Rahmen der Fehlertoleranz der VDI 4206 liefert.
- Die Absauggeschwindigkeit, mit der das Rauchgas zur Staubmessung entnommen wird, hat im Größenbereich  $0,5 < \psi < 1,5$  keinen signifikanten Einfluss auf das Messergebnis. Dies ist mit dem geringen aerodynamischen Durchmesser der emittierten Partikeln zu erklären.
- Im Teillastbetrieb erhöhen sich die Kohlenstoffmonoxidemissionen des Kessels kontinuierlich. Die Staub- und Stickoxidemissionen bleiben weitestgehend unverändert.
- Der Unterdruck, der im Kamin vorherrscht, hat starken Einfluss auf die Staub- sowie die Kohlenstoffmonoxidemissionen. Die Stickoxidemissionen werden durch den Unterdruck nicht beeinflusst.
- Die Luftaufteilung  $\Lambda$  der Primär- und Sekundärluft am Brenner hat starken Einfluss auf die Emissionen von Staub und Kohlenstoffmonoxid. Bei geringem Primärluftvolumenstrom ( $\Lambda=0,2$ ) werden die kommenden Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV mit dem am Prüfstand verwendeten Brennstoff verlässlich eingehalten.
- Die Brennstoffzusammensetzung hat einen sehr starken Einfluss auf das Emissionsverhalten des Kessels. Die in der 1. BImSchV reglementierten Emissionen von Feinstaub und Kohlenstoffmonoxid zeigen in den Versuchen eine starke Brennstoffabhängigkeit.

- Wie kesselspezifisch diese Trends sind, lässt sich nur schwer quantifizieren, da keine Vergleichbaren Messungen an anderen Kesseln durchgeführt wurden. Speziell die Luftaufteilung  $\Lambda$  ist von der örtlichen Anordnung der Luftzufuhren abhängig. Es ist davon auszugehen, dass die dargestellten Trends auf andere Kessel übertragbar sind, auch wenn keine allgemeingültige Aussage über die Quantität der Trends gezogen werden kann.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Feldmessungen zeigen, dass es möglich ist, die kommenden Grenzwerte einzuhalten. Der Großteil der untersuchten Anlagen weist jedoch Emissionen auf, die zum Teil deutlich über den geforderten Emissionsgrenzwert der 2. Stufe der 1. BImSchV liegen. Die Staubemissionen sind hierbei das größte Hindernis zur weiteren Etablierung von biomassebefeuerten Kleinfeuerungsanlagen zur kohlenstoffdioxidneutralen Wärmebereitstellung. Die neu auf dem Markt erhältlichen, in Echtzeit messenden, Staubmessinstrumente (vgl. Kapitel II, Abschnitt **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) können in Verbindung mit den vorgestellten Messeergebnissen zu einer Emissionsminderung beitragen. Durch die direkt verfügbaren Ergebnisse muss in Zukunft nicht auf den abschließenden Arbeitsschritt der Filterauswiegung gewartet werden. Dadurch bietet sich die Möglichkeit, Betriebsparameter im Volllastbetrieb gezielt anzupassen. Die beiden Größen Unterdruck im Kamin und Luftstufung zeigen einen starken Einfluss auf das Emissionsverhalten und sind vom Schornsteinfeger vergleichsweise schnell veränderbar. Die Anpassung der Betriebsparameter führt über die wiederkehrende Messung heraus im alltäglichen Betrieb zu reduzierten Emissionen. Gerade für die untersuchten Pelletkessel, bei denen neun der 24 Kessel die Emissionsgrenzwerte nur knapp verfehlen, erscheint dies eine Option zur Einhaltung der Grenzwerte zu sein. Der starke Brennstoffeinfluss auf das Emissionsverhalten des Kessels lässt sich bei einer wiederkehrenden Messung nicht beeinflussen. Eine weitere Normung des Brennstoffes bezüglich seiner Elementarzusammensetzung wäre notwendig, um hier verlässliche Resultate zu erzielen. Ob dieses Vorgehen zielführend für das Ziel des Weiterausbaus der Wärmebereitstellung auf Biomassebasis ist, erscheint fraglich.

Neben diesen möglichen Primärmaßnahmen müssen Systeme zur Staubabscheidung zur Marktreife entwickelt werden, um die Einhaltung der kommenden Grenzwerte brennstoffunabhängig garantieren zu können. Auch muss sich die Ausbrandqualität bei Holzhackschnitzeln und Scheitholzöfen weiter verbessern, damit die Kohlenstoffmonoxidemissionen den zukünftigen Emissionsgrenzwert einhalten. Ob eine katalytische Lösung zur Emissionsminderung ökonomisch sinnvoll ist, erscheint aufgrund der bereits zur Staubabscheidung anfallenden Kosten fragwürdig.

---

## Literaturverzeichnis

- [1] MANN, M. E. ; BRADLEY, R.S. ; HUGHES, M. K.: *Northern Hemisphere Temperatures During the Past Millennium: Interferences, Uncertainties, and Limitations*. In: *Geophysical Research Letters* Februar (1994)
- [2] E.MANN, M. ; BRADLEY, R. S. ; HUGHES, M.K.: *Global-scale temperature patterns and climate forcing over the past six centuries*. In: *Nature* 392 (1998), S. 779 – 787
- [3] BMU: *Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung*. Oktober 2011
- [4] BMU: *Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland*. Juli 2012
- [5] EWENS, H.-P.: *Novelle der 1. BImSchV Ausgang und Inhalte*. In: Fachgespräch „Emissionen aus kleinen Holzfeuerungsanlagen – die Stufe 2 der 1.BImSchV“. Bonn. 2012
- [6] BMU: *Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (1.BImSchV)*. Januar 2010
- [7] EPA: <http://www.epa.gov/pm/>. Version: Januar 2013. epa2013. Online
- [8] UBA: <http://www.umweltbundesamt.de/luft/schadstoffe/feinstaub.htm>. Januar 2013
- [9] WILKEN, J.: *Charakterisierung der Partikelemissionen einer Biomasse-Kleinfeuerungsanlage*, Dissertation., 2012
- [10] KUNDE, R. ; DORMUTH, I. ; GADERER, M. ; LAUTENBACH, M. ; SCHMOECKEL, G. ; BAYERN, ZAE: *Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand*. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011
- [11] JOHANSSON, L.S. ; TULLIN, C. ; B.LECKNER ; SJÖVALL, P.: *Particle emissions from biomass combustion in small combustors*. In: *Biomass and Bioenergy* 25 (2003), S. 435 – 446
- [12] STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT: *Was versteht man unter Feinstaub*. <http://www.stmug.bayern.de/umwelt/luftreinhaltung/feinstaub/> : Online, September 2013

- [13] POPE, A.C. ; BURNETT, R.T. ; THUN, M.J. ; CALLE, E.E. ; KREWSKI, D. ; KAZUHIKO, I. ; THURSTON, G.D.: *Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution*. In: JAMA 287 (2002), S. 1032 – 1041
- [14] DANIELSEN, P.H. ; MØLLER, P. ; JENSEN, K.A. ; SHARMA, A.K. ; WALLIN, H. ; BOSSI, R. ; AUTRUP, H. ; MØLHAVE, L. ; RAVANAT, J.-L. ; BRIEDE, J.J. ; KOK, T. M. ; LOFT, S.: *Oxidative Stress, DNA Damage, and Inflammation Induced by Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter in Human A549 and THP-1 Cell Lines*. In: American Chemical Society März (2010)
- [15] WHO: *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. In: WHO Press Februar (2006)
- [16] BMU: *Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes*. August 2010
- [17] WILKEN, J. ; KATHER, A.: *Entwicklung einer genehmigungsfähigen Kleinf Feuerungsanlage zur dezentralen Wärmeerzeugung aus Strohpellets und Getreide*. Hamburg, Februar 2008
- [18] WÖHLER GMBH: *Bedienungsanleitung Wöhler SM 96 CO*, September 2011
- [19] VDI, 2066: *Bestimmung der Beladung des Rauchgases*. November 2006
- [20] WILKEN, J.: *Der feine Unterschied*. In: ETA Energie April (2007)
- [21] WIESE, L. ; KATHER, A.: *Analyse und Evaluierung der thermochemischen Vergasung zur energetischen Nutzung von Biomasse*. November 2005
- [22] WIESE, L. ; KATHER, A.: *Schließen der Massen- und Energiebilanzen an den Vergasungsanlagen der Firmen Choren und UET zur Erzeugung synthetischer Kraftstoffe*. Januar 2005
- [23] SCHRÖDER, T.: *Comparative measurement of particulate emissions in the exhaust gas of a furnace for woodchips*. In: Dust measuring procedures for small biomass combustion. 2010
- [24] SCHRÖDER, T.: *Vergleichende Partikelmessung im Abgas von Kleinf Feuerungsanlagen für Holzpellets*. In: 25. Aerosol Technologie Seminar Karlsruhe. 2011
- [25] SCHRÖDER, T.: *Comparison and harmonization of dust measurement methods: outcomes of a national network project (SuB)*. 2012



- [26] BINDIG, R. ; LENZ, V. ; SONNTAG, J.v. ; SCHRÖDER, T. ; HEIDECKE, P. ; STAHL, E. ; SCHÖN, C. ; HARTMANN, H. ; WOLTERS DORF, N. ; KUNDE, R.: *Messmethodensammlung Feinstaub Methodenvorschläge zur Feinstaubfassung an Feuerungsanlagen für feste biogene Brennstoffe*. Deutsches BiomasseForschungsZentrum gemeinnützige GmbH; Leipzig, Germany, voraussichtlich Ende 2013
- [27] REICHERT, G. ; WÖHLER, M. ; GEHRING, M. ; PELZ, S. ; SCHMIDL, C.: *Gravimetric dust measurement - Effect of sampling rate on the measurement results*. In: Hochschule für Forstwirtschaft Rottenburg (2012)
- [28] BOLOGA, A. ; PAUR, H.-R. ; ULBRICHT, T. ; WOLETZ, K.: *Particle emissions from small scale wood combustion devices and their control by electrostatic precipitation*. In: Chemical Engineering Transactions Vol. 2010 (2010), S. 119 – 124
- [29] STAHL, E.: *Charakterisierung metallischer Mikrosiebe zur Gasreinigung am Beispiel der Feinstaubung von Holzfeuerungsanlagen*, Fakultät für Maschinenbau der Ruhr-Universität Bochum, Diss., 2011
- [30] BINDIG, R. ; HARTMANN, I. ; KOCH, C. ; MATTHES, M. ; SCHENKER, M. ; THIEL, C. ; KRAUS, M. ; ROLAND, U. ; EINICKE, W.: *Abgasreinigung an Biomassekleinfeuerungsanlagen und experimentelle Untersuchungen zur Kombination von katalytischen und elektrostatischen Abgasreinigungsverfahren*. In: Chemie Ingenieur Technik Volume 83 (2011), S. 2105 – 2120
- [31] PLEY, Dr.: *Katalysatoren für die Biomassefeuerung und Großkraftwerke*. <http://www.dr-pley.com/> : Online,
- [32] VDI, 4206: *Mindestanforderungen und Prüfpläne für Messgeräte zur Überwachung der Emissionen an Kleinfeuerungsanlagen*. Juni 2011
- [33] TESTO: *Testo Messgerät 380 Bedienungsanleitung*, Juni 2013
- [34] WÖHLER GMBH: *Bedienungsanleitung SM 500*, Mai 2013
- [35] VERETA: *Feinstaub-Messkoffer Broschüre*, Juni. – 2012
- [36] BMU: *Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes*. Mai 2013
- [37] DEKATI, Ltd: *ELPI user manual ver. 4.0*. Dekati Ltd, 2003
- [38] HINDS, W.C.: *Aerosol Technology*. John Wiley & Sons, Inc., 1999

- [39] DEKATI, Ltd: *ELPIVI 4.0 Software Manual*. 1.01. Dekati Ltd, 2005
- [40] OSER, M. ; NUSSBAUMER, T. ; MÜLLER, P. ; MOHR, M. ; FIGI, R.: *Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen*, 2003
- [41] KALTSCHMITT, M. ; HARTMANN, H. ; HOFBAUER, H.: *Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer, 2009
- [42] DIN, 1333: *Zahlenangabe*. Februar 1992
- [43] BRANDT, Fritz ; AUFLAGE, 3. (Hrsg.): *Brennstoffe und Verbrennungsrechnung*. FDBR, 2004
- [44] JOOS, F.: *Technische Verbrennung*. Springer, 2006
- [45] NUSSBAUMER, T. ; HASLER, P.: Bildung und Eigenschaften von Aerosolen aus Holzfeuerungen. In: *Holz als Roh- und Werkstoff* 57 (1999), S. 13–33
- [46] PAPULA, Lothar ; AUFLAGE, 4. (Hrsg.): *Mathematik für Ingenieure und Naturwissenschaftler Band 3*. Vieweg, 2001
- [47] BLT: *Frei verfügbare Messberichte*.  
<http://www.josephinum.at/blt/pruefung/pruefberichte/feuerungen.html> : Online, September 2013
- [48] Eurofins Umwelt: *Prüfberichte Holzpelletproben*. 2013