

Abschlussbericht gefördert unter AZ 29738 von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt

Einbindung der Glutbetttemperatur in ein Gesamtkonzept zur Emissionsminderung in Biomassekleinfeuerungen

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Autoren: Prof. Dr. Stefan Pelz, M.Sc. Matthias Gehrig
Januar 2015, Rottenburg am Neckar

Projektpartner:

KWB Deutschland GmbH und Hochschule Rottenburg



Hochschule für Forstwirtschaft
Rottenburg

Hochschule für Angewandte Wissenschaften

1 Projektkennblatt der DBU

06/02		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	29738	Referat	21	Fördersumme	123.400,-
Antragstitel		Einbindung der Glutbetttemperatur in ein Gesamtkonzept zur Emissionsminderung in Biomassekleinfeuerungen			
Stichworte		Konversion Biomasse, Emissionsminderung Kleinfeuerungsanlagen			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
3 Jahr	30.11.2011	30.11.2014	4		
Abschlussbericht					
Bewilligungsempfänger	Hochschule Rottenburg Professur Forstnutzung – Holzverwendung und Holzenergie Prof. Dr. Stefan Pelz Schadenweilerhof 72108 Rottenburg			Tel	07472/951-235
				Fax	07472/951-200
				Projektleitung	Prof. Dr. Stefan Pelz
			Bearbeiter	M.Sc. Matthias Gehrig	
Kooperationspartner	KWB Deutschland GmbH Andreas Lingner Königsbergerstr. 46 D-86690 Mertingen				
Zielsetzung und Anlaß des Vorhabens					
<p>Im Zuge der intensivierten Nutzung erneuerbarer Energieträger wurde in den letzten Jahren viel Forschungsarbeit im Bereich der Biomasseverbrennung geleistet, um der damit einhergehenden Problematik der erhöhten Feinstaubemissionen entgegenzutreten. Der Zusammenhang zwischen Glutbetttemperatur und Feinstaubemissionen ist bekannt, wurde bislang aber nur indirekt und in sehr begrenztem Umfang zur Feinstaubminderung eingesetzt. Das Ziel dieses Projektes war die Zusammenhänge der temperaturabhängigen Freisetzung anorganischer Feinstaubsubstanzen an einer realen Feuerung zu untersuchen. Da eine Verschlechterung des Ausbrandes die Folge der Glutbettkühlung sein könnte, wurde als weitere Maßnahme ein Katalysator als Sekundärmaßnahme eingesetzt. Darüber hinaus sollten die Vorgänge der Glutbettkühlung im Rahmen einer Verbrennungssimulation theoretisch untersucht werden.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
<p>In einem ersten Schritt wurde ein Serienbrenner der Fa. KWB (Easyfire 12kW) entsprechend der Projektziele modifiziert und mit einer Glutbettkühlung ausgestattet. Die Messreihen wurden jeweils mit und ohne Glutbettkühlung ausgeführt und dabei Gesamtstaub, als auch Impaktormessungen durchgeführt. Parallel dazu wurden die gasförmigen Emissionen, sowie verschiedene Temperaturen im Glutbett gemessen. Der Katalysator wurde am Abgasstutzen des Kessels installiert und die Auswirkungen auf die organischen gasförmigen Emissionen untersucht. Bei allen Messreihen wurde eine gleichbleibende Pelletqualität mit konstantem Brennstoffmassenstrom verwendet, um brennstoffseitige Einflussfaktoren ausschließen zu können. Die CFD-Simulationen wurden mit OpenFOAM durchgeführt.</p>					

Ergebnisse und Diskussion

Die Wirksamkeit der Glutbettkühlung auf die Glutbetttemperatur konnte in aufwändigen Temperaturmessungen nachgewiesen werden. Die angewandte Methode wurde somit erfolgreich umgesetzt.

Die Glutbettkühlung führt zu einer statistisch signifikanten Verminderung der Gesamtstaubemissionen um 17 Ma.%. Dieses Ergebnis konnte im Rahmen der Impaktormessungen für die PM1-Fraktion bestätigt werden. Die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes ändert sich nicht und besteht in beiden Fällen (mit/ohne Kühlung) größtenteils aus KCl.

Durch die Glutbettkühlung wird weniger Kalium in die Gasphase freigesetzt, was sich direkt auf die Feinstaubmasse auswirkt. Allerdings ist dabei kritisch zu betrachten, dass gasförmiges HCl und SO₂ ansteigt. Dies ist damit zu erklären, dass Cl und S ebenfalls gasförmig aus dem Glutbett freigesetzt werden, jedoch von der Glutbettkühlung nicht oder nur in wesentlich geringerem Umfang beeinflusst werden als Kalium. Cl und S fehlt in der Gasphase der Reaktionspartner K, weshalb diese Substanzen gasförmig in Form von HCl und SO₂ den Kessel verlassen.

Der Einsatz eines Katalysators hat sich als nicht dringend notwendig erwiesen. Die organischen Emissionen hatten sich nicht, wie bei Antragstellung befürchtet, durch die Wärmeabfuhr im Glutbett erhöht. Im Gegenteil, die Emissionen von CO konnten mit aktivierter Glutbettkühlung sogar vermindert werden (von 40 auf 29 mg/Nm³_{13%O₂, tr}). Die Ursache hierfür liegt vermutlich in einer vergleichmäßigten Pyrolyse bei aktivierter Glutbettkühlung.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Erste Ergebnisse wurden auf der International Aerosol Conference 2014 in Busan, Südkorea präsentiert. Eine wissenschaftliche Publikation mit dem Titel „*Implementation of a direct firebed cooling concept – development and demonstration at a small-scale pellet boiler*“ wurde im Dezember 2014 in einem Peer-Review Journal eingereicht und ist zur Zeit im Begutachtungsprozess. Eine weitere wissenschaftliche Publikation mit dem Titel „*Influence of a reduced firebed temperature on aerosol emissions in a pellet boiler*“ ist in Vorbereitung.

Fazit

Das Konzept der Glutbettkühlung funktioniert und kann zu einer signifikanten Minderung der Feinstaubemissionen beitragen. Eine praxisgerechtere Einbindung der Kühlung z.B. in den Heizungskreislauf am Kessel wäre der nächste sinnvolle Entwicklungsschritt.

Die Verwendung eines Katalysators in einem Pellekkessel ist nur mit besonderen konstruktiven Maßnahmen möglich. Hier steht die hohe Effizienz, welche eine zu niedrige Abgastemperatur (hier ca. 110°C) mit sich bringt einem Einsatz nach dem Wärmetauscher im Wege. Ein Katalysator müsste in diesem Fall in einem zweigeteilten Wärmetauscher in einem höheren Temperaturbereich eingebaut werden, was im Rahmen dieses Projektes nicht realisierbar war.

Kritisch zu betrachten ist der Anstieg von HCl und SO₂ aufgrund der Einflussnahme auf die Partikelbildung im Feuerungssystem. Hier ist eine Risikoabschätzung und toxikologische Abwägung notwendig, um Empfehlungen für die Industrie aussprechen zu können.

Die Verbrennungssimulation erwies sich als deutlich schwieriger als angenommen. Es wurde ein Verbrennungsmodell aufgebaut, welches plausible Simulationsergebnis zeigt. Auf die ursprünglich geplanten Details der chemischen Reaktionen feinstaubbildender Komponenten und der temperaturabhängigen Freisetzung aus dem Glutbett musste aus Zeitgründen jedoch verzichtet werden.

Inhalt

1	Projektkennblatt der DBU	3
2	Projektziele und Arbeitspakete	9
3	Ergebnisse	11
3.1	API Prototyp einer Pelletfeuerung mit Glutbettkühlung	11
3.1.1	Versuchsaufbau und Realisierung der Glutbettkühlung	11
3.1.2	Brennstoffqualität	13
3.1.3	Temperaturmessung	15
3.1.4	Gasförmige Emissionen	17
3.1.5	Partikelförmige Emissionen	17
3.1.6	Diskussion der Ergebnisse	21
3.2	APII Aufbau eines Simulationsmodells	23
3.2.1	Modellaufbau und „kalte“ Simulation	23
3.2.2	Verbrennungssimulation	23
3.2.3	Diskussion der Ergebnisse	27
3.3	APIII Einsatz geeigneter Sekundärmaßnahmen	28
3.3.1	Verwendeter Katalysator und Einbauposition	28
3.3.2	Gasförmige Emissionen	30
3.3.3	Ablagerungen Katalysator	30
3.3.4	Diskussion der Ergebnisse	30
4	Zusammenfassung und Ausblick	33
4.1	Glutbettkühlung als Primärmaßnahme	33
4.2	CFD-Simulationen	33
4.3	Katalysator als Sekundärmaßnahme	33
5	Ökologische und Ökonomische Bilanzierung	35
6	Publikation der Projektergebnisse	37
7	Anhang	41

2 Projektziele und Arbeitspakete

Im Zuge der intensivierten Nutzung erneuerbarer Energieträger wurde in den letzten Jahren viel Forschungsarbeit im Bereich der Biomasseverbrennung geleistet, um der damit einhergehenden Problematik der erhöhten Feinstaubemissionen entgegenzutreten. Hierbei hat sich eine Differenzierung zwischen organischen und anorganischen Feinstäuben als essentiell gezeigt. Bei modernen Biomassefeuerungen konnte der Anteil organischer Emissionen unter Volllast bereits beträchtlich gesenkt werden [1], während insbesondere anorganische Feinstäube von den bislang umgesetzten Maßnahmen weitestgehend unbeeinflusst blieben. Der Zusammenhang zwischen Glutbetttemperatur und anorganischen Feinstaubemissionen ist bekannt [2, 3], wurde bislang aber nur indirekt und in begrenztem Umfang zur Feinstaubminderung eingesetzt. Die eingesetzten Maßnahmen (z.B. Luftstufung oder Abgasrezirkulation) [4, 5, 6], beeinflussen neben der Glutbetttemperatur weitere Parameter wie z.B. Luftüberschuss λ , Sauerstoffgehalt oder Volumenströme der Verbrennungsluft. Die in diesem Projekt eingesetzte direkte Glutbettkühlung ermöglicht die zuvor genannten Parameter konstant zu belassen und ausschließlich die Glutbetttemperatur zu variieren.

Das Ziel dieses Projektes war die Zusammenhänge der temperaturabhängigen Freisetzung anorganischer Feinstaubsubstanzen an einer realen Feuerung zu untersuchen und als emissionsmindernde Primärmaßnahme anzuwenden. Da eine Verschlechterung des Ausbrandes mit einem Anstieg der organischen Emissionen die Folge der Glutbettkühlung sein könnte, wurde als Sekundärmaßnahme ein Katalysator eingesetzt. Darüber hinaus wurde die Wirkungsweise der Glutbettkühlung auf den Verbrennungsprozess im Rahmen einer Verbrennungssimulation theoretisch untersucht. Im Laufe der Projektdauer wurde eine Umwidmung von Finanzmitteln beantragt und von Seiten der DBU genehmigt, mit welchen die chemische Elementaranalysen von Brennstoff, Katalysatorablagerung und Feinstaub an den neu geschaffenen Laboreinrichtungen der Hochschule Rottenburg durchgeführt werden konnten.

Das Projekt wurde hierzu in vier Arbeitspakete untergliedert:

- AP I: Realisierung einer Pelletfeuerung mit Glutbettkühlung
- AP III: Aufbau CFD-Simulationsmodell
- AP IV: Erprobung geeigneter Sekundärmaßnahmen
- AP V: Abschlussbericht

3 Ergebnisse

3.1 API Prototyp einer Pelletfeuerung mit Glutbettkühlung

3.1.1 Versuchsaufbau und Realisierung der Glutbettkühlung

Der Versuchskessel (KWB Easyfire 12 kW) wurde mit einer Glutbettkühlung (GBK) ausgestattet vom Projektpartner KWB bereitgestellt. Die GBK wurde unterhalb des Brenntellers als Kühlrohr installiert. Eine schematische Darstellung der Energieflüsse ist in Abb. 3.1 dargestellt. Nach ersten Vorversuchen wurde ein unzureichender Wärmeübergang zwischen Kühlkreislauf und Glutbett festgestellt (0,1 bis 0,2 kW Kühlleistung). Aus diesem Grund wurden radiale Kühlrippen (10 mm Höhe) auf den Brennteller aufgelötet und die Schweißverbindung zwischen Kühlkreislauf und Brennteller verbreitert. Dieser modifizierte Brenner ist in Abb. 3.2 abgebildet und hat eine Kühlleistung von 0,4 bis 0,5 kW, welche sich als geeignet für die durchgeführten Untersuchungen erwiesen hat.

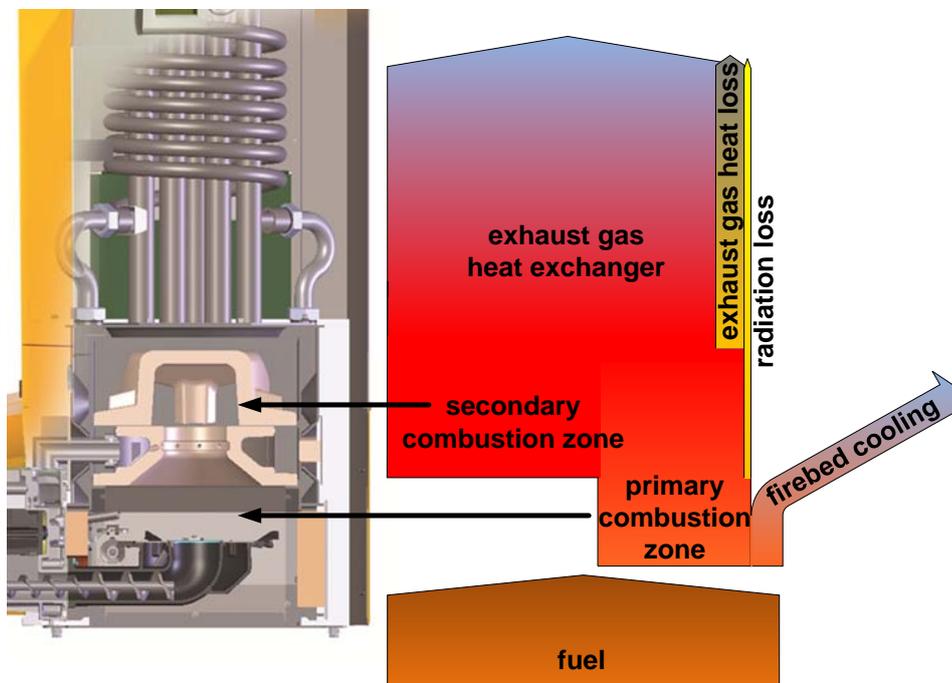


Abbildung 3.1: Wärmeströme im Kessel mit Glutbettkühlung

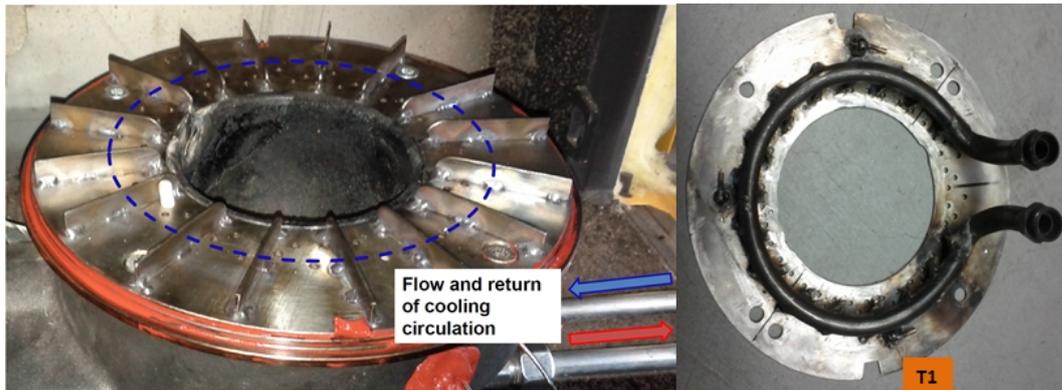


Abbildung 3.2: Brennteller mit Kühlrippen und Kühlwasseranschlüssen (links), sowie Kühlrohr und Temperaturmessstelle T1 (rechts)

Der externe Kühlkreislauf wurde mithilfe einer Heizungspumpe (Wilo, Stratos Pico 25/1-4) und einem Platten-Wärmetauscher (Zilmet, ZB 20-20) über einen offenen Kühlkreislauf realisiert (Abb. 3.3). Der Volumenstrom am Wärmemengenzähler (Landis + Gyr, Ultraheat 2WR5) lag bei $0.100 \pm 0.012 \text{ m}^3/\text{h}$ und wurde händisch über das Ventil V6 eingeregelt. Der offene Kühlwasserkreislauf wurde manuell über die Ventile V1 und V2 geregelt.

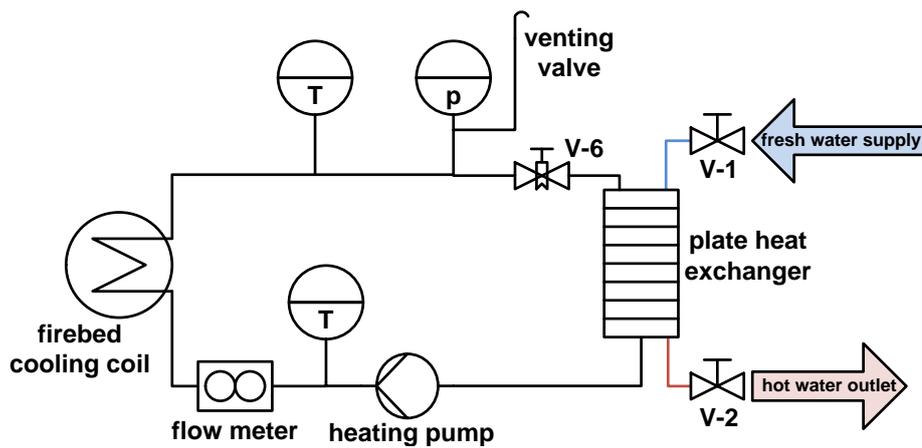


Abbildung 3.3: Schema Kühlkreislauf

3.1.2 Brennstoffqualität

Die verwendeten Holzpellets nach DIN EN 14 962-1 in A2-Qualität, wurden der Norm entsprechend charakterisiert (Tab. 3.1) und chemisch analysiert (Tab. 3.2). Für die chemische Analyse wurden insgesamt neun Brennstoffproben je 400 mg zerkleinert und mithilfe von Salpetersäure (12 ml) im Mikrowellendruckaufschlussverfahren aufgeschlossen.

Tabelle 3.1: Brennstoffparameter gemäß DIN EN 14962-1

Parameter / Norm	
Durchmesser	6 mm
Schüttdichte	
EN 15 103	678 kg/m ³
Abrieb	
EN 15 210-1	99.3%
Wassergehalt	
EN 14 774-2	7.2 wt.%
Heizwert($q_{p,net,d}$)	
EN 14 918	18.90 MJ/kg
Ascheschmelzverhalten	
DIN CEN/TS 15 370-1	
SST/DT/HT/FT	1005/1290/1380/ > 1470 °C
Aschegehalt (bei 550 °C)	
EN 14 775	0.52 wt.% d.b.

Tabelle 3.2: Elementaranalyse Brennstoff (n=9), alle Werte auf trockenen Brennstoff bezogen;
 (Bestimmungsmethoden: ¹ EN 15 104; ² EN 11 885; ³ EN 15 289; ⁴ berechnet)

Parameter	Wert/Einheit
<i>C</i> ¹	50.7 wt.%
<i>H</i> ¹	6.0 wt.%
<i>N</i> ¹	0.39 wt.%
<i>S</i> ³	0.008 wt.%
<i>Cl</i> ³	0.015 wt.%
<i>O</i> ⁴	42.4 wt.%
<i>Na</i> ²	< 2.2 mg/kg _{fuel}
<i>Mg</i> ²	130 ± 9 mg/kg _{fuel}
<i>K</i> ²	593 ± 38 mg/kg _{fuel}
<i>Ca</i> ²	990 ± 76 mg/kg _{fuel}
<i>Cr</i> ²	< 0.7 mg/kg _{fuel}
<i>Mn</i> ²	95 ± 6 mg/kg _{fuel}
<i>Co</i> ²	1.1 ± 0.07 mg/kg _{fuel}
<i>Ni</i> ²	< 0.5 mg/kg _{fuel}
<i>Cu</i> ²	< 0.7 mg/kg _{fuel}
<i>Zn</i> ²	11.1 ± 0.7 mg/kg _{fuel}
<i>Cd</i> ²	0.7 ± 0.06 mg/kg _{fuel}
<i>Pb</i> ²	1.2 ± 0.1 mg/kg _{fuel}
<i>Fe</i> ²	82 ± 16 mg/kg _{fuel}
<i>P</i> ²	258 ± 38 mg/kg _{fuel}

3.1.3 Temperaturmessung

Die Temperaturmessung wurde an verschiedenen Punkten im Kessel und insbesondere im Glutbett durchgeführt, mit dem Ziel die Wirkungsweise der Kühlung zu dokumentieren. Für alle Messpunkte wurden Thermoelemente vom Typ K (NiCr-Ni) verwendet. Die Abgastemperatur (AT) wurde im Abgasstutzen an der Emissionsmessstelle gemäß VDI 2066-1 gemessen, die Flammtemperatur (FT) in der Außbrandzone oberhalb des Sekundärlufteinlasses des Kessels. Im Glutbett wurde am Messpunkt T1 die Temperatur unterhalb des Brenntellers ermittelt, die Messpunkte GBT10 und GBT11 wurden mithilfe eines Stativs im Glutbett positioniert (Abb. 3.4).

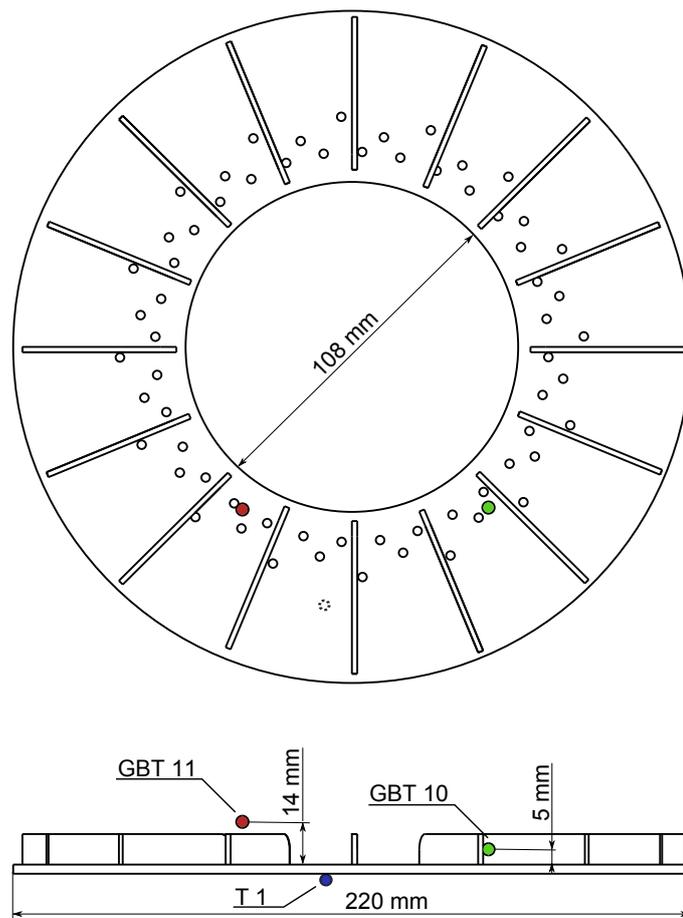


Abbildung 3.4: Technische Zeichnung des Brennteller mit Kühlrippen und Temperaturmesspunkten

Die Temperaturen wurden jeweils mit Datenloggern in 4 s-Intervallen aufgezeichnet und der Mittelwert über eine Messdauer von 90 min gebildet (entspricht der Messdauer einer Gesamtstaubmessung). Diese Mittelwerte aus 27 Messungen mit und 27 Messungen ohne GBK wurden in den folgenden Boxplots als Datengrundlage verwendet (Tab. 3.3 und Abb. 3.5). Weiterhin wurde die statistische Signifikanz mit Hilfe eines t-Test's ermittelt (p -Wert¹), um statistische Unterschiede mit und ohne GBK zu beschreiben.

¹schwach signifikant $p < 0.1$, signifikant $p < 0.05$, hoch signifikant $p < 0.01$

Tabelle 3.3: Ergebnisse Temperaturmessung

Messpunkt	GBK AUS	GBK EIN	<i>p</i> -Wert
	$T_{Mittelwert}$	$T_{Mittelwert}$	
Abgastemperatur (AT)	109°C	109°C	0.96
Flammtemperatur (FT)	761°C	758°C	0.76
Obere Glutbetttemperatur (GBT11)	895°C	904°C	0.46
Untere Glutbetttemperatur (GBT10)	231°C	157°C	0.023
Unterhalb Brennteller (T1)	133°C	86°C	< 0.001

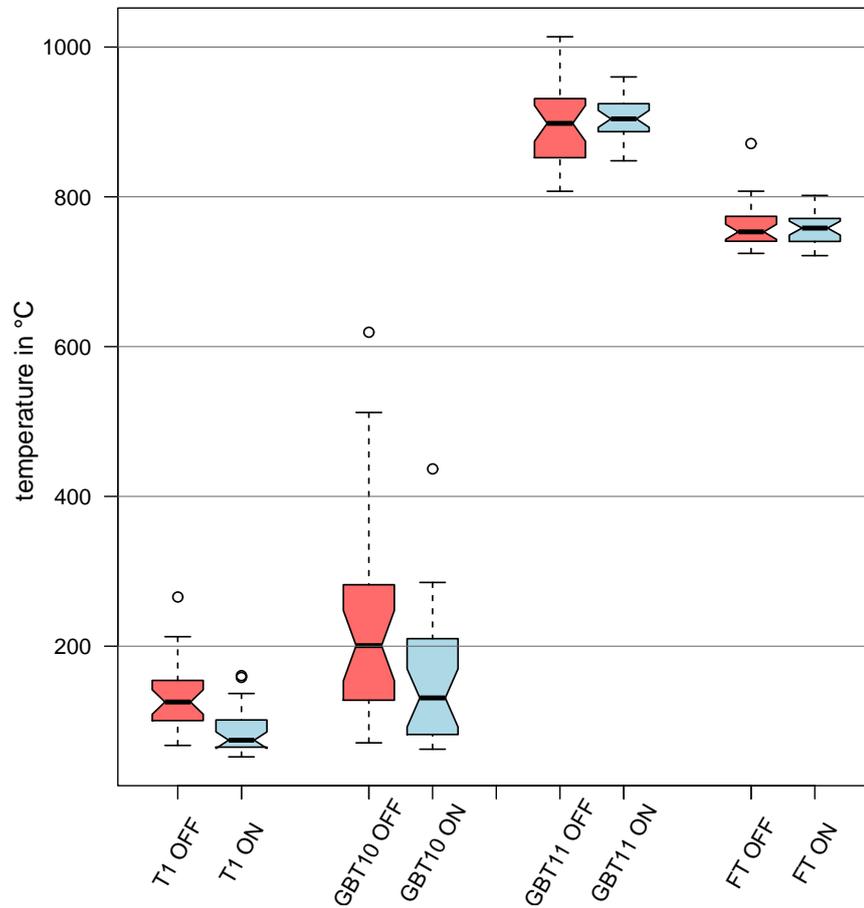


Abbildung 3.5: Boxplots verschiedener Temperaturmessungen mit (ON) und ohne (OFF) Glutbettkühlung

Tabelle 3.4: Ergebnisse Emissionsmessung (Mittelwerte mit Standardabweichung, mg/Nm^3 immer trocken bei 13% O_2 -Bezug)

	GBK AUS	GBK EIN	Einheit	p-Wert
O_2	11.7 ± 0.04	11.7 ± 0.04	<i>vol.%</i>	0.98
CO_2	7.4 ± 0.01	7.4 ± 0.01	<i>vol.%</i>	0.50
NO_x	209 ± 0.86	207 ± 0.72	mg/Nm^3	0.33
CO	40 ± 4.6	29 ± 1.9	mg/Nm^3	0.03
C_6H_6	4.0 ± 0.28	4.0 ± 0.18	mg/Nm^3	0.88
SO_2	13 ± 1.7	17 ± 1.5	mg/Nm^3	0.08
HCl	2.6 ± 0.20	3.1 ± 0.12	mg/Nm^3	0.03

3.1.4 Gasförmige Emissionen

Die gasförmigen Emissionen wurden mit einem FT-IR (Gasmet CX-4000 mit ABB EL 3020) aufgezeichnet und - analog zur Temperaturmessung - Mittelwerte über 90 *min* Messintervalle gebildet und diese in Boxplots gegenübergestellt. Alle Ergebnisse der gasförmigen Emissionen sind auf Standardbedingungen ($T = 273 K$ und $p=101.325 kPa$) und trockenes Abgas bei 13%-Restsauerstoff bezogen. Ein Übersicht dieser Ergebnisse ist Tabelle 3.4 zu entnehmen.

3.1.5 Partikelförmige Emissionen

Die partikelförmigen Emissionen wurden als Gesamtstaubmasse (gemäß VDI 2066-1) und fraktionierend in einem 3-stufigen Kaskaden-Impaktor (Dekati PM10) ermittelt. Die Gesamtstaubemissionen sind in Tabelle 3.5 und Abb. 3.8 mit und ohne GBK gegenübergestellt.

Die Impaktormessungen wurden für einen tieferen Einblick in die Partikelgrößenverteilung genutzt (Abb. 3.9) und ermöglichen darüber hinaus die chemische Analyse der PM_{10} -Fraktion.

Die PM_{10} -Fraktion wurde auf Endfiltern (Quarzfilter, Pallflex) gesammelt und mittels Mikrowellendruckaufschluss mit HNO_3 (10 *ml*) für die Elementaranalyse mittels ICP-OES und Photometer vorbereitet. Die Ergebnisse der chemischen Analysen sind Abb. 3.10 und 3.11 zu entnehmen.

Tabelle 3.5: Ergebnisse Gesamtstaubmessungen

	GBK AUS	GBK EIN	Einheit
<i>Mittelwert</i>	12.8 ± 0.3	15.4 ± 0.5	$mg/Nm^3_{13\%O_2,tr.}$
<i>Median</i>	16.3	12.7	$mg/Nm^3_{13\%O_2,tr.}$
<i>Max</i>	18.6	15.1	$mg/Nm^3_{13\%O_2,tr.}$
<i>Min</i>	8.1	6.2	$mg/Nm^3_{13\%O_2,tr.}$
<i>n</i>	27	27	

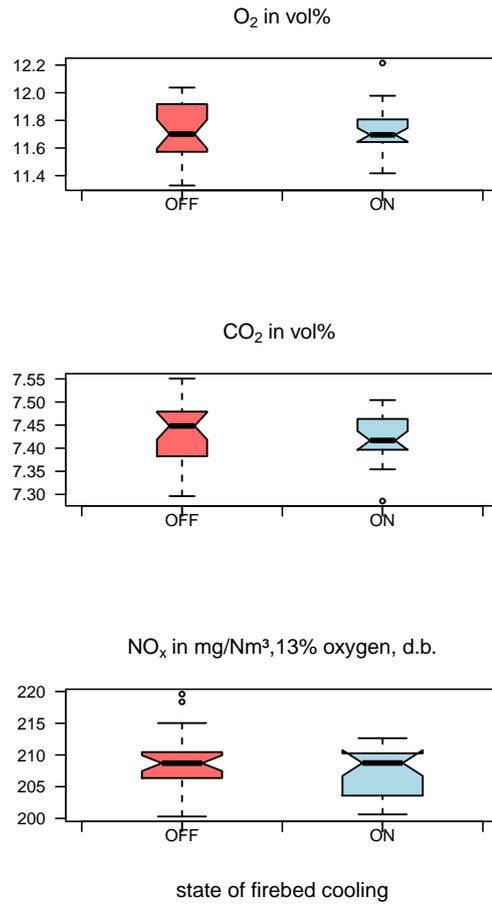


Abbildung 3.6: Gasförmige Emissionen von O_2 , CO_2 , und NO_x , Glutbettkühlung AUS (OFF) und AN (ON)

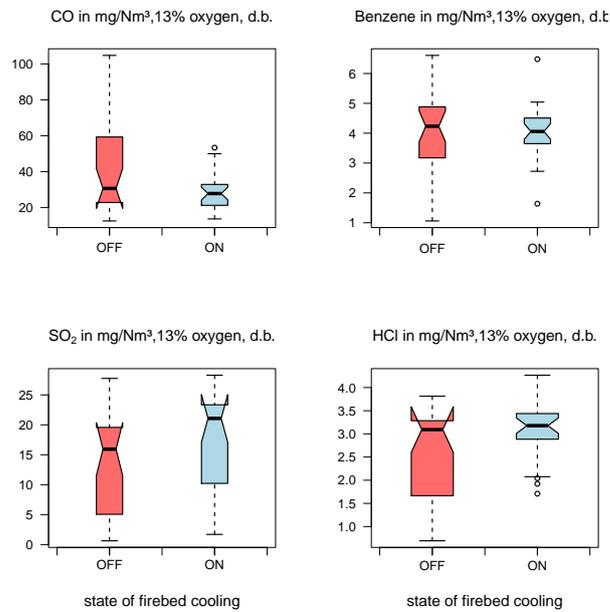


Abbildung 3.7: Gasförmige Emissionen von CO , $Benzene(C_6H_6)$, SO_2 und HCl , Glutbettkühlung AUS (OFF) und AN (ON)

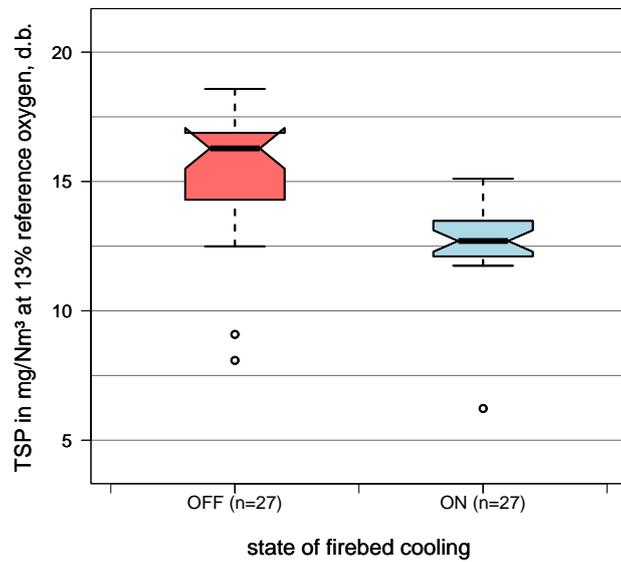


Abbildung 3.8: Vergleich der Gesamtstaubmessungen, Glutbettkühlung AUS (OFF) und AN (ON), pro Boxplot n=27

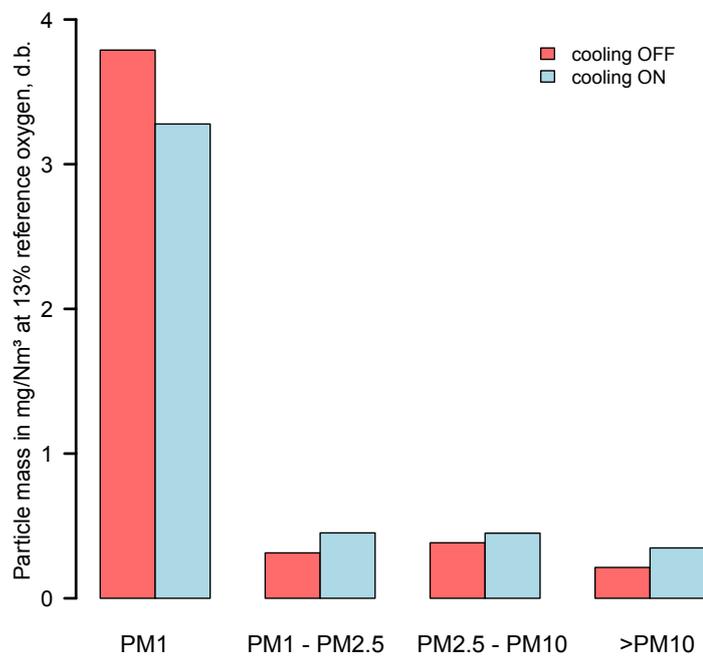


Abbildung 3.9: Partikelmassenverteilung mit und ohne GBK (n=5)

Chemical composition of PM1 without firebed cooling

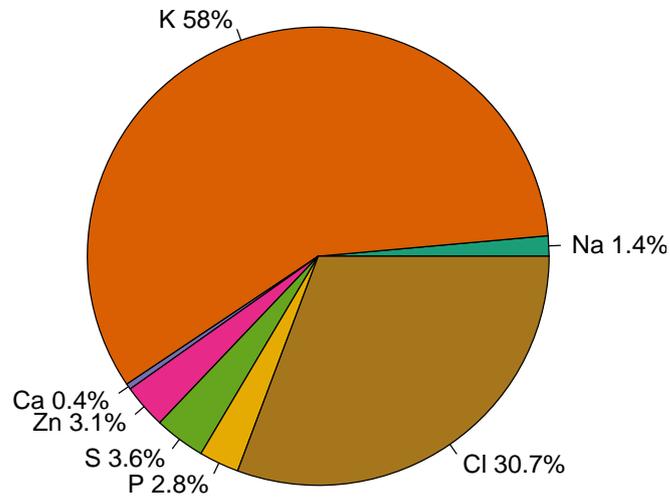


Abbildung 3.10: Chemische Analyse der PM₁-Fraktion ohne Glutbettkühlung (n=5)

Chemical composition of PM1 with firebed cooling

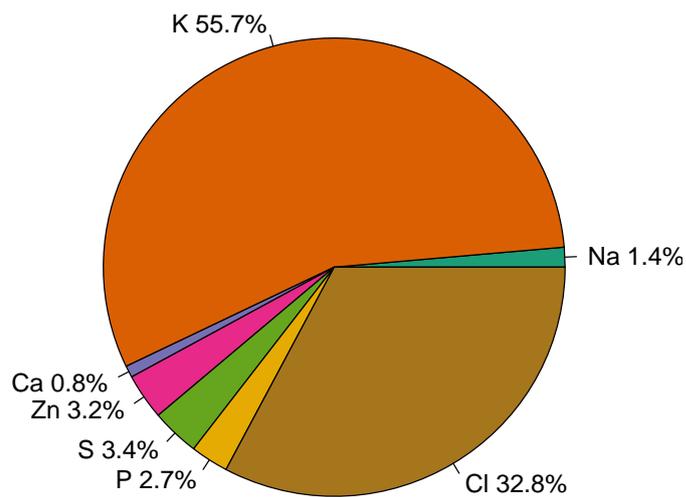


Abbildung 3.11: Chemische Analyse der PM₁-Fraktion mit Glutbettkühlung (n=6)

3.1.6 Diskussion der Ergebnisse

- **Temperaturen**

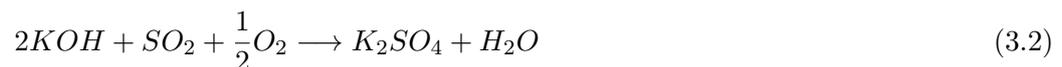
Die Temperaturmessungen in Tab. 3.3 und Abb. 3.5 zeigen signifikante Unterschiede für die untere Glutbetttemperatur (GBT10), sowie die Temperatur unterhalb des Brenntellers (T1). Diese Ergebnisse belegen die Wirksamkeit der umgesetzten GBK auf das Temperaturniveau im Glutbett. Allerdings ist kein Einfluss auf die obere Glutbetttemperatur (GBT11) vorhanden, was eine Verminderung der Kühlleistung über die Glutbetthöhe aufzeigt. Der Wärmeübergang vom gekühlten Brennteller zu den oberen Regionen des Glutbetts scheint begrenzt zu sein, vermutlich aufgrund einer isolierenden Wirkung der darüber liegenden Ascheschichten. Messungen der Abgastemperatur (AT) und der Feuerraumtemperatur (FT) zeigen keine Einflüsse der GBK, weshalb vermutet wird, dass der Verbrennungsprozess durch die Kühlung nicht oder nur in sehr geringem Umfang beeinflusst wird.

- **Gasförmige Emissionen**

Die wichtigsten gasförmigen Emissionen wie z.B. CO_2 , NO_x oder O_2 zeigen keine signifikanten Änderungen aufgrund der GBK. Diese Ergebnisse bestätigen die Daten der Temperaturmessung (AT und FT), weshalb anzunehmen ist, dass die GBK den eigentlichen Verbrennungsprozess nur geringfügig bis gar nicht beeinflusst. Die befürchtete Verschlechterung organischer Emissionen durch den Wärmeentzug im Glutbett trat nicht ein. Der verwendete Kessel mit einer serienmäßig gestuften Verbrennung scheint diesen Wärmeentzug zu tolerieren.

Eine signifikante Verminderung der CO-Emissionen ($p = 0.03$) wurde bei aktivierter GBK festgestellt. Dieses Ergebnis ist zunächst überraschend, kann jedoch mit einer gleichmäßigeren Ausgasung im Glutbett aufgrund einer vergleichmäßigten Temperatur am Brennteller erklärt werden. Ein ähnliches Ergebnis wurde von Sudhakar et al. [7] beschrieben, wobei ein Zusammenhang zwischen Ausgasung und Glutbetttemperatur beschrieben wurde.

Weiterhin wurden signifikant ansteigende Emissionen für HCl und SO_2 gemessen. Dieser Anstieg kann mit dem gängigen Modell der Feinstaubbildung beschrieben werden. Demnach reagiert Kalium in der Gasphase mit HCl zu Kaliumchlorid (KCl) oder mit SO_2/SO_3 zu Kaliumsulfat (K_2SO_4) [8, 9, 10, 11].



Da aufgrund der verringerten Glutbetttemperaturen weniger Kalium vom Glutbett in die Gasphase freigesetzt wird, steht dort weniger K in Form von KOH den Reaktionspartnern nach Gl.3.1 und 3.2 zur Verfügung. Aus diesem Grund steigen die gasförmigen Emissionen von HCl und SO_2 an. Es ist somit eine teilweise Verschiebung von partikel- zu gasförmigen Emissionen festzustellen.

- **Partikelförmige Emissionen**

Die Verminderung der Gesamtstaubemissionen in Abb. 3.8 um 17 Ma.% (hochsignifikant, $p < 0.001$) bei aktivierter Glutbettkühlung belegt die Wirksamkeit der in diesem Forschungsprojekt umgesetzten Maßnahme. Es ist somit ein feinstaubminderender Effekt bei reduzierten Glutbetttemperaturen festzustellen.

Die Partikelgrößenverteilung ist typisch für eine Biomasseverbrennung, mit einem Großteil der Partikelmasse in der PM_{10} -Fraktion ($< 10\mu m$). Die PM_{10} -Fraktion wird bei aktivierter GBK um 14 Ma.% vermindert und bestätigt somit die Ergebnisse der Gesamtstaubmessung. Die chemische Analyse der PM_{10} -Fraktion identifiziert *K* und *Cl* als die dominierenden Elemente, was die Vermutung nahe legt, dass *KCl* die Hauptkomponenten des untersuchten Feinstaubes darstellt (vgl. [12]). Darüber hinaus ist festzustellen, dass sich die chemische Zusammensetzung der PM_{10} -Fraktion nur unwesentlich ändert. Es ist daher davon auszugehen, dass die Reaktionskinetik in der Gasphase (Gl. 3.1 und 3.2) von der GBK nicht beeinflusst wird. Der Effekt der GBK äußert sich wie beabsichtigt in einer verminderten Freisetzung von feinstaubbildenden Substanzen, insbesondere in der Freisetzung von Kalium-Verbindungen (vgl [8, 2, 9, 10]).

3.2 AP II Aufbau eines Simulationsmodells

3.2.1 Modellaufbau und „kalte“ Simulation

Ein CFD-Modell des verwendeten Kessels wurde vom Projektpartner KWB zur Verfügung gestellt. In diesem Modell wurden zur Vereinfachung einige Details entfernt (z.B. Nachbrennkammer, Sekundärlufteinlass). Das Modell aus dem kommerziellen CFD-Programm Fluent wurde mithilfe des in OpenFOAM² enthaltenen Tools `fluentMeshToFoam` in ein OpenFOAM-kompatibles Format umgesetzt. Das verwendete Modell hatte 824 846 Zellen, davon waren 86% der Zellen Tetraeder. Alle Operationen wurden mit dem Programmpaket OpenFOAM in der Version 2.1.1 durchgeführt. Für das Post-Processing wurde das Visualisierungstool ParaView³ in der Programmversion 3.12. eingesetzt.

In einem ersten Schritt wurde eine reine Strömungsmechanik ohne Verbrennung bzw. chemische Reaktionen gerechnet („kalte“ Simulation). Hierfür wurde der Solver `simpleFoam` verwendet. Ziel dieser Simulationen war die Überprüfung der Lauffähigkeit des verwendeten Modells unter OpenFOAM. Dieses Ziele wurden erreicht, die Ergebnisse einer reinen Strömungssimulation (Geschwindigkeitsprofil) der ersten 50 Zeitschritte sind in Abb. 3.13 dargestellt und zeigen plausible Ergebnisse.

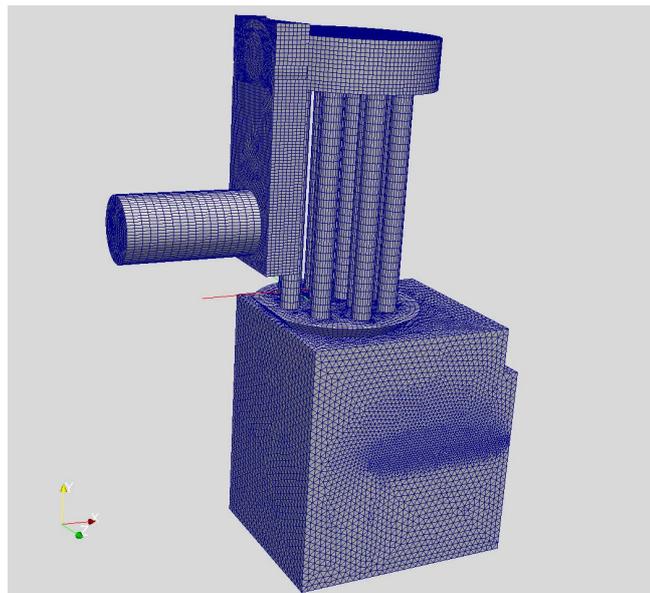


Abbildung 3.12: Simulationsmodell

3.2.2 Verbrennungssimulation

Die Verbrennungssimulationen wurden in einem vereinfachten Beispiel (`pitzDaily 2D`) aus dem OpenFOAM-Tutorial mit dem Solver `reactingFoam` durchgeführt. Die Verbrennungsreaktio-

²www.openfoam.org

³www.paraview.org

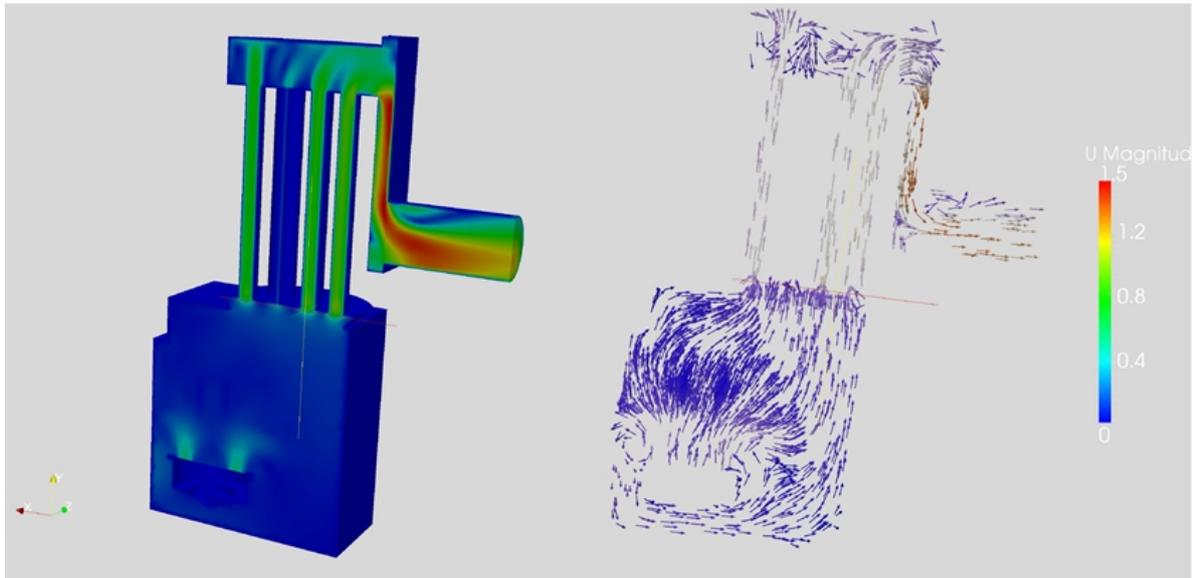


Abbildung 3.13: Geschwindigkeitsprofil Strömungsmechanik nach 50 Zeitschritten (simpleFoam)

nen wurden mithilfe eines vereinfachten 2-Schritt Methan-Mechanismus [13] implementiert. Die Ergebnisse des vereinfachten 2D-Modells waren viel versprechend, allerdings gelang es nicht den `reactingFoam`-Solver zusammen mit dem Kesselmodell aus der kalten Simulation zu kombinieren. Die Simulation startete, brach jedoch regelmäßig mit einer `Floating point exception` ab. Der Versuch ohne chemische Reaktionen (`chemistry = off`) und ohne Verbrennungsmodell (`CombustionModel; active = false`) zu rechnen (um die Ergebnisse der „kalten“ Simulation zu reproduzieren), führte ebenfalls zu Rechenabbrüchen. Es war trotz weiterer intensiver Versuche nicht möglich dieses Problem zu lösen, weshalb letztendlich alternative Solver getestet wurden.

Der verwandte Solver `rhoReactingFoam` wurde daraufhin getestet, allerdings wurden hierbei extrem lange Berechnungszeiten⁴ festgestellt (ca. 0.006 Zeitschritte pro Stunde, für ein halbwegs brauchbares Ergebnis müssten 10 bis 20 ganze Zeitschritte gerechnet werden). Die wenigen in diesem Zeitraum berechneten Zeitschritte zeigten - soweit erkennbar - weitestgehend plausible Ergebnisse. Eine Beschleunigung der Rechendauer durch längere Zeitschritte führte zu Instabilität der Solvers und Simulationsabbrüchen. Dieser Solver ist daher aufgrund der langen Rechenzeiten nicht für die Simulation einer Biomasseverbrennung einsetzbar.

Letztendlich konnte eine Simulation mit einem nachträglich zu installierenden Flamelet-Solver (`flameletFoam`)⁵, welcher auf dem zuvor beschriebenen `rhoReactingFoam`-Solver basiert, in einem akzeptablen Zeitrahmen (3 Tage für die ersten 20 Zeitschritte) durchgeführt werden. Der Flamelet-Ansatz beschleunigt insbesondere die Berechnung der chemischen Reaktionen, indem eine turbulente Flamme in eine Vielzahl laminarer Vormischflammen unterteilt wird [14, 15].

⁴verwendete Hardware: Intel Core i7-2600K mit 8 Kernen bei 3.4 GHz, 16 GB RAM

⁵www.github.com/flameletFoam/flameletFoam-2.1.x/

Die Ergebnisse des Temperatur- und Geschwindigkeitsprofils sind plausibel und in Abb. 3.14 und 3.15 dargestellt. Die Verbrennungsreaktionen für die chemischen Spezies CO , CO_2 und O_2 sind in den Abbildungen 3.16, 3.17 und 3.18 visualisiert.

Auf die ursprünglich geplante Simulation der temperaturabhängige Freisetzung von anorganischen Substanzen und deren Gasphase-Reaktionen musste verzichtet werden, da die zuvor aufgeführten Schritte zu einem Verbrennungsmodell bereits extrem zeitaufwändig waren.

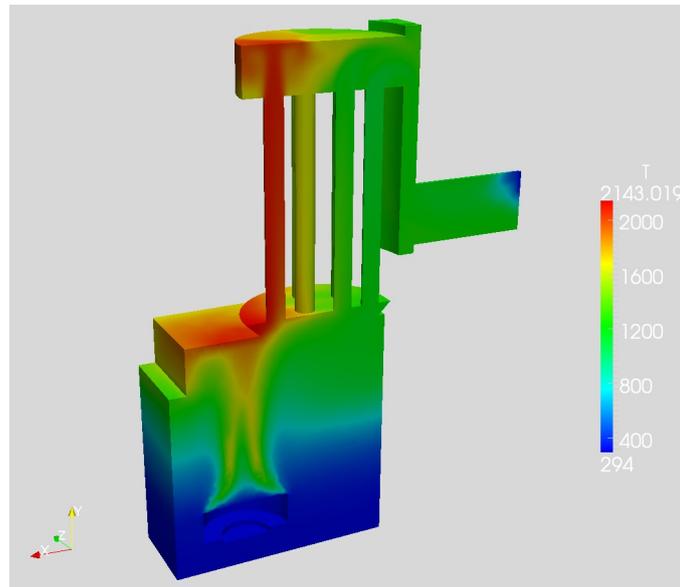


Abbildung 3.14: Ergebnis Simulation mit flamelet-Modell, Temperaturprofil

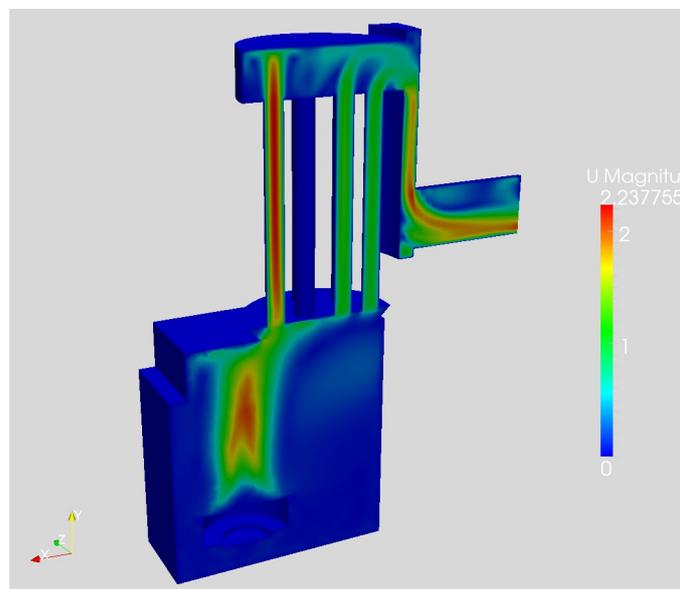


Abbildung 3.15: Ergebnis Simulation mit flamelet-Modell, Geschwindigkeitsprofil

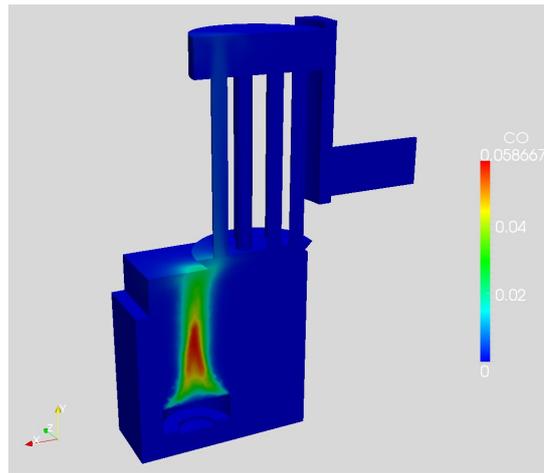


Abbildung 3.16: Ergebnis Simulation mit flamelet-Modell, CO-Konzentration

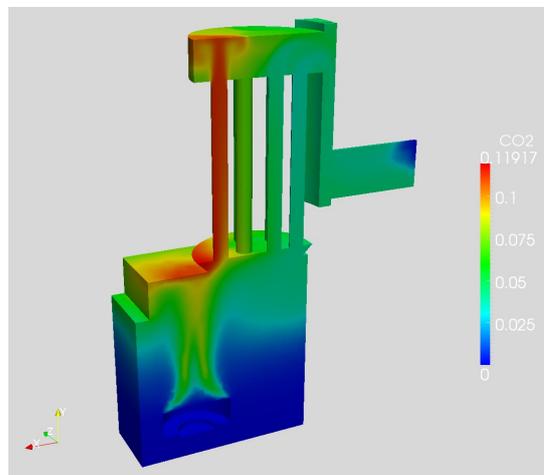


Abbildung 3.17: Ergebnis Simulation mit flamelet-Modell, CO₂-Konzentration

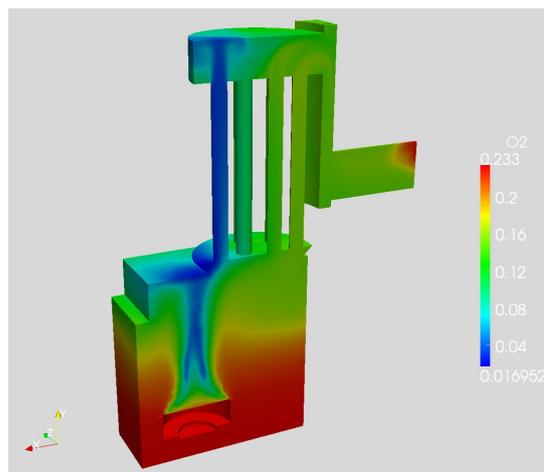


Abbildung 3.18: Ergebnis Simulation mit flamelet-Modell, O₂-Konzentration

3.2.3 Diskussion der Ergebnisse

Die Simulation mit dem Programmpaket OpenFOAM konnte nicht im ursprünglich geplanten Umfang durchgeführt werden. Die gewonnene Erkenntnisse sind dennoch von hoher Relevanz für die mittelständisch geprägte Industrie der Hersteller von Kleinfeuerungsanlagen. Grundsätzlich ist OpenFOAM für die durchgeführten Simulationen geeignet, allerdings nur durch die zusätzliche Installation des Solvers `flameletFoam`. Vermutlich war das verwendete Modell für die zuerst eingesetzten Solver zu groß (zu viele Zellen) um die chemischen Reaktionen zusätzlich zur Strömungsmechanik in akzeptabler Zeit zu berechnen. Hier könnte in wenigen Jahren leistungsfähigere Hardware Abhilfe schaffen und eine stärkere parallele Berechnung auf mehreren CPU's (> 20) weiter verkürzte Rechenzeiten ermöglichen.

Die Ergebnisse der Simulationen mit dem `flamelet`-Solver geben tiefere Einblicke in die Vorgänge der Verbrennung als die reine messtechnische Erfassung einzelner Parameter. Das Temperaturprofil in Abb. 3.14 kann für eine optimierte Auslegung des Wärmetauschers verwendet werden und somit zu einer Erhöhung des Wirkungsgrades beitragen. Das Geschwindigkeitsprofil in Abb. 3.15 kann Informationen zu Verweilzeiten in der Brennkammer geben. Die in Abb. 3.16, 3.17 und 3.18 gezeigten Konzentrationen chemischer Komponenten belegen die Verbrennungsreaktionen und zeigen auch hier plausible Ergebnisse.

Der zeitliche Engpass bei der Durchführung der Simulationen hat gezeigt, dass die ersten Schritte zu einem lauffähigen Simulationsmodell sehr ambitioniert, aber nicht unmöglich sind. Das erlangte Wissen in diesem Bereich sollte in einem weiteren Forschungsprojekt vertieft und weitere Fragen beleuchtet werden. Neben der temperaturabhängigen Freisetzung aerosolbildender Substanzen und deren Gasphasenreaktionen, sind die folgenden Fragen von besonderer Praxisrelevanz:

- Verbrennungsreaktionen (Vergleich verschiedener Reaktionsmechanismen)
- Berechnung der Konzentrationen gasförmigen Emissionen am Abgasstutzen
- Simulation von Voll- und Teillastzuständen
- Abgleich mit Messwerten

3.3 AP III Einsatz geeigneter Sekundärmaßnahmen

3.3.1 Verwendeter Katalysator und Einbauposition

Als Ergebnis einer Marktstudie wurde ein Waben-Katalysator der Firma Clariant Produkte Deutschland GmbH (Heufeld) als Sekundärmaßnahme ausgewählt (Typ LL+ MS 50c 5.86RDx2). Der kreisrunde Wabenkatalysator hat einen Außendurchmesser von 149 mm und konnte somit passgenau in ein 150 mm Abgasrohr eingebaut werden (Abb. 3.19). Die Tiefe des Katalysators beträgt 50 mm, die katalytische Beschichtung besteht aus Platin/Palladium. Die optimale Betriebstemperatur des Katalysators liegt laut Hersteller zwischen 200 und 600 °C. Um diesen Bereich möglichst gut einzuhalten, müsste der Katalysator in einem zweigeteilten Wärmetauscher verbaut werden. Da diese Maßnahme jedoch einen erheblichen konstruktiven Aufwand bedeutet hätte, wurde als Einbauposition der Abgasstutzen des Kessels gewählt. Ungünstiger Weise liegt am Abgasstutzen die Abgastemperatur bei ca. 120 °C und somit zu niedrig. Um die Abgastemperatur zu erhöhen, wurden deshalb die Turbulatoren in den Wärmetauscherrohren entfernt, was darüber hinaus zu einer Verminderung des Wirkungsgrads des Kessels führt. Diese Maßnahme erhöhte die Abgastemperaturen am Katalysator auf ca. 210 °C. Die Herstellervorgaben wurden somit erfüllt. Die Turbulatoren wurden ausschließlich für die Versuchsreihen mit Katalysator und den Vergleichsmessungen ohne Katalysator ausgebaut, die zuvor aufgeführten Gesamtstaub- und Impaktormessungen wurden *immer mit* Turbulatoren durchgeführt.

Um die Funktionsweise des Katalysators zu überprüfen, wurde im Kernstrom 12 mm nach dem Katalysator die Temperatur ermittelt. Dabei zeigt sich eine signifikante Temperaturerhöhung von 205 °C auf 224 °C (Abb. 3.21) bei eingebautem Katalysator. Diese Temperaturerhöhung ist auf die Nachverbrennung von Kohlenwasserstoffverbindungen und damit Wärmefreisetzung am Katalysator zurückzuführen, womit die tatsächliche Wirkung des Katalysators belegt werden konnte.



Abbildung 3.19: Verwendeter Wabenkatalysator, links eingebaut in 150 mm Abgasrohr

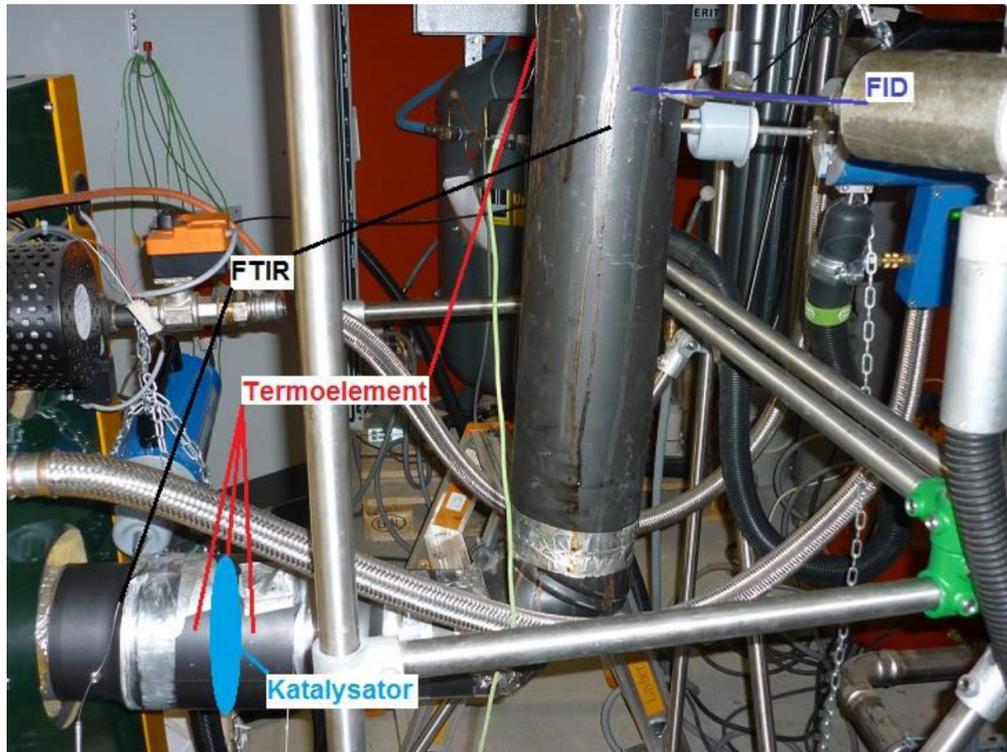


Abbildung 3.20: Versuchsaufbau mit Katalysator und verwendeter Messtechnik

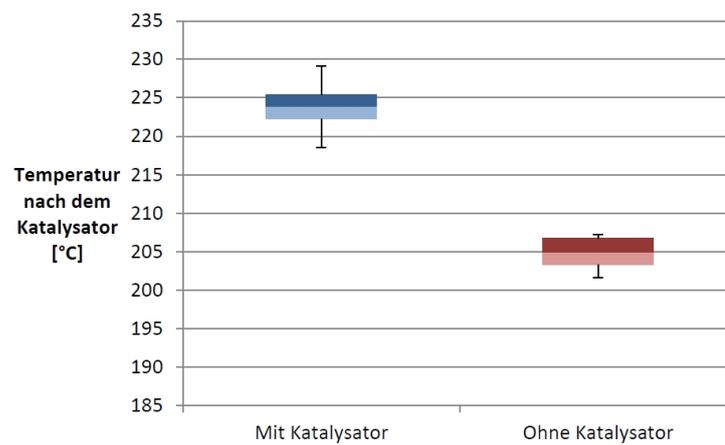


Abbildung 3.21: Temperaturen mit und ohne Katalysator

3.3.2 Gasförmige Emissionen

Die Wirksamkeit des Katalysators auf CO-Emissionen wurde durch die Messung der gasförmigen Emissionen vor und nach dem Katalysator überprüft. Bei aktivierter GBK ist eine Verminderung der CO-Emissionen von im Mittel 50 mg/Nm^3 vor dem Katalysator und auf 46 mg/Nm^3 nach dem Katalysator messbar (signifikant, $p=0.05$; Abb. 3.22)

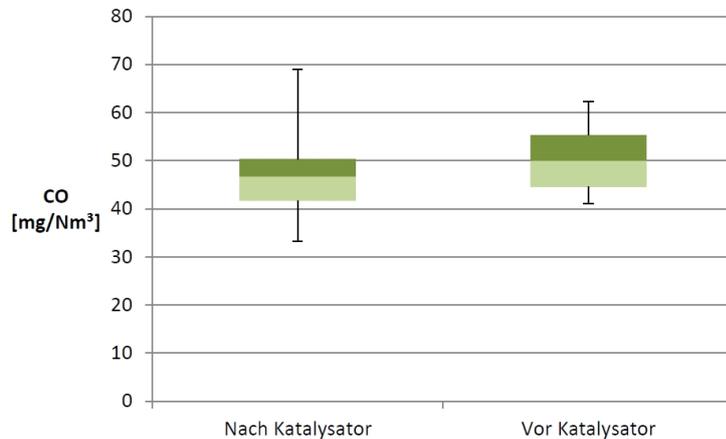


Abbildung 3.22: CO-Emissionen mit und ohne Katalysator nach dem Katalysator

Mit einem FID (FID-2010 T, Fa. Testa) wurden die Gesamtkohlenwasserstoffe (C_xH_y) nach dem Katalysator ermittelt. Die gemessenen Werte lagen jedoch mit und ohne Katalysator, als auch mit und ohne GBK, unterhalb des Messbereiches ($< 1 \text{ ppm}$). Aus diesem Grund ist festzustellen, dass sich die Gesamtkohlenwasserstoffwerte mit oder ohne Kühlung, auch in Kombination mit Katalysator, unter Vollast in einem unbedeutenden Bereich bewegen.

3.3.3 Ablagerungen Katalysator

Die Ablagerungen am Katalysator wurden chemisch analysiert. Hierzu wurde 100 mg Probenmaterial mit 9 ml HNO_3 und 1 ml H_2O_2 in einer Mikrowelle aufgeschlossen. Die chemische Analyse erfolgte wie bei der Brennstoffanalyse mittels ICP-OES und Photometer und ist in Abb. 3.23 dargestellt.

3.3.4 Diskussion der Ergebnisse

Trotz der suboptimalen Einbauposition des Katalysators am Abgasstutzen ist generell anzumerken, dass die hier gewonnenen Erkenntnisse die Funktionsweise eines Katalysators in einem vollautomatischen Pelletkessel gut abbilden. Da die Glutbettkühlung nicht zu einer Verschlechterung der CO und C_xH_y -Emissionen führte, hat sich die Anwendung eines Katalysators als nicht zwingend notwendig erwiesen. Grundsätzlich sind die organischen Emissionen in der neuesten Pelletbrenner-Generation sehr gering und - im untersuchten Vollastbetrieb - ein eher untergeordnetes Thema der Emissionsminderung in der betrachteten Feuerungen. Der

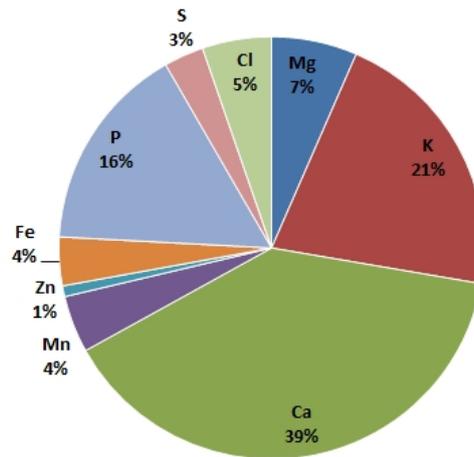


Abbildung 3.23: Chemische Zusammensetzung der Ablagerungen auf Katalysatoroberfläche

Einsatz eines Katalysators würde sich im Teillastbetrieb, sowie bei Start-Stopp-Vorgängen der untersuchten Feuerung anbieten, da in diesen Fällen insbesondere die organischen Emissionen teils deutlich ansteigen. Allerdings ergibt sich hierbei wieder das Problem des notwendigen Temperaturbereiches von 200 °C bis 600 °C, welcher abhängig von der Einbauposition insbesondere in der Startphase oder bei längerem Teillastbetrieb vermutlich nicht eingehalten werden kann. Würde eine in Teillast geeignete Einbauposition gewählt, würde an dieser Stelle im Vollastbetrieb vermutlich die maximal zulässige Temperatur von 700 °C bis 800 °C am Katalysator überschritten werden.

Die chemische Zusammensetzung der Ablagerungen am Katalysator (Abb. 3.23) unterscheiden sich deutlich von der Feinstaubanalyse in Abb. 3.10 und 3.11. Die genauen Gründe sind unklar und konnten im Rahmen dieses Projektes nicht weiterverfolgt werden. Diese Thematik ist daher als weiterer Forschungsbedarf für die Katalysatorentwicklung und die Auswirkungen auf die Emissionen bei Einsatz eines Katalysators zu identifizieren.

4 Zusammenfassung und Ausblick

4.1 Glutbettkühlung als Primärmaßnahme

Die Glutbettkühlung wurde im Rahmen dieses Projektes als wirkungsvolle Maßnahme zur Feinstaubminderung identifiziert und eingehend untersucht. Die Feinstaubemissionen wurden durch den Einsatz der Glutbettkühlung um 17 Ma.% vermindert, womit das Projektziel erreicht wurde. Neben diesem überaus positiven Ergebnisses, ist die Verschiebung von partikelförmigen Emissionen zu gasförmigen Emissionen (SO_2 und HCl) eine weitere wichtige Erkenntnis. Es sind weitere Studien notwendig, um diesen Effekt und Auswirkungen auf Umwelt und die menschliche Gesundheit näher zu untersuchen. Aktuell sind für die betrachteten Kleinf Feuerungsanlagen in der relevanten 1. BImSchV keine Grenzwerte für HCl und SO_2 aufgenommen.

4.2 CFD-Simulationen

Als Fazit lässt sich festhalten, dass unter OpenFOAM der Solver `flameletFoam` für die Simulation von Verbrennungsvorgängen der Biomasseverbrennung zu bevorzugen ist. Die entscheidende Hürde scheint in der Berechnung der chemischen Reaktionen zu liegen. Der Aufwand für CFD-Simulationen ist jedoch enorm und insbesondere mittelständische Firmen sollten in Erwägung ziehen, Simulationen an externe Firmen zu vergeben. Das notwendige Know-How und der Zeitbedarf bis zu einem lauffähigen Simulationsmodell ist nicht zu unterschätzen.

4.3 Katalysator als Sekundärmaßnahme

Für den Einsatz eines Katalysators direkt am Abgasstutzen einer vollautomatischen Pelletfeuerung liegen die dort herrschenden Temperaturen zu niedrig, weshalb nur mit großem Aufwand die vorliegenden Ergebnisse erzielt werden konnten. Generell ist die Frage zu stellen, ob Katalysatoren überhaupt in einem aktuellen Pelletkessel aufgrund der bereits sehr niedrigen CO und C_xH_y -Emissionen sinnvoll sind. Darüber hinaus hatte die GBK positive und emissionsmindernde Auswirkungen auf die CO -Emissionen, was im Vorfeld dieses Projektes *nicht* offensichtlich war. Daher ist die Glutbettkühlung nicht nur als ein wirksames Instrument zur Feinstaubminderung, sondern auch zur Minderung gasförmiger CO -Emissionen anzusehen.

5 Ökologische und Ökonomische Bilanzierung

Die Feinstaubminderung um 17 Ma.% ist ein wichtiger Beitrag zu einer Verbesserung der emissionsseitigen Nachteile von fester Biomasse als Energieträger. Dem ist der Anstieg von gasförmigem HCl und SO_2 entgegenzusetzen. Eine ökologischer Bilanzierung ist somit nicht ohne weiteren Forschungsbedarf möglich.

Ökonomisch betrachtet, stellt die Glutbettkühlung ein weiteres Werkzeug zur Minderung von partikelförmigen Emissionen dar. Der Aufwand für die Anwendung in der Serienfertigung ist überschaubar und könnte in der nächsten Pelletbrennergeneration bereits umgesetzt werden. Der Rücklauf des Heizungswassers kann als Kühlwasser für den Brennteller verwendet werden, da die Erwärmung es Kühlwasser in der Kühlung maximal $10 K$ beträgt. Es sind konstruktive Details für einen optimalen Wärmeübergang über die Glutbetthöhe und der zusätzliche Aufwand für Verrohrung zu berücksichtigen.

6 Publikation der Projektergebnisse

Die Forschungsergebnisse wurden auszugsweise am 29. August 2014 auf der International Aerosol Conference (IAC) in Busan, Südkorea präsentiert. Der Titel der Präsentation lautete „Influence of firebed temperature on PM₁ formation in a small-scale biomass furnace“ und ist im Anhang beigefügt. Des weiteren sind zwei bis drei Publikationen in wissenschaftlichen Fachzeitschriften geplant. Der erste Artikel mit dem Titel „Implementation of a direct firebed cooling concept - development and demonstration at a small-scale pellet boiler“ ist zur Zeit im Begutachtungsprozess eines englischsprachigen Fachjournals. Ein weiterer Artikel mit dem voraussichtlichen Titel „Influence of a reduced firebed temperature on aerosol emissions in a pellet boiler“ ist in Vorbereitung. Beide Artikel sollen im Laufe des Jahres 2015 publiziert werden. Ein Fachvortrag auf der Europäischen Biomassekonferenz (EUBC) im Juni 2015 in Wien wurde eingereicht und ist zur Zeit im Begutachtungsprozess.

Literaturverzeichnis

- [1] C. Schmidl, M. Luisser, E. Padouvas, L. Lasselsberger, M. Rzaca, C. Ramirez-Santa Cruz, M. Handler, G. Peng, H. Bauer, H. Puxbaum, Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems, *Atmospheric Environment* 45 (39) (2011) 7443–7454. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.05.006.
- [2] S. C. van Lith, P. A. Jensen, F. J. Frandsen, P. Glarborg, Release to the gas phase of inorganic elements during wood combustion. part 2: Influence of fuel composition, *Energy & Fuels* 22 (3) (2008) 1598–1609. doi:10.1021/ef060613i.
- [3] J. M. Johansen, M. Aho, K. Paakkinen, R. Taipale, H. Egsgaard, J. G. Jakobsen, F. J. Frandsen, P. Glarborg, Release of K, Cl, and S during combustion and co-combustion with wood of high-chlorine biomass in bench and pilot scale fuel beds, *Proceedings of the Combustion Institute* 34 (2) (2013) 2363–2372.
- [4] C. Yin, L. A. Rosendahl, S. K. Kær, Grate-firing of biomass for heat and power production, *Progress in Energy and Combustion Science* 34 (6) (2008) 725–754. doi:10.1016/j.pecs.2008.05.002.
- [5] E. Houshfar, R. A. Khalil, T. Løvås, Ø. Skreiberg, Enhanced NO_x reduction by combined staged air and flue gas recirculation in biomass grate combustion, *Energy & Fuels* 26 (5) (2012) 3003–3011. doi:10.1021/ef300199g.
- [6] M. Díaz-Ramírez, F. Sebastián, J. Royo, A. Rezeau, Influencing factors on NO_x emission level during grate conversion of three pelletized energy crops, *Applied Energy* 115 (2014) 360–373. doi:10.1016/j.apenergy.2013.11.011.
- [7] D. R. Sudhakar, A. K. Kolar, Experimental investigation of the effect of initial fuel particle shape, size and bed temperature on devolatilization of single wood particle in a hot fluidized bed, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* (92) (2011) 239–249.
- [8] J. N. Knudsen, P. A. Jensen, K. Dam-Johansen, Transformation and release to the gas phase of cl, k, and s during combustion of annual biomass, *Energy & Fuels* 18 (5) (2004) 1385–1399.
- [9] L. Hindiyarti, F. Frandsen, H. Livbjerg, P. Glarborg, P. Marshall, An exploratory study of alkali sulfate aerosol formation during biomass combustion, *Fuel* 87 (8-9) (2008) 1591–1600. doi:10.1016/j.fuel.2007.09.001.
- [10] P. Glarborg, H. Wu, Simplified model of SO₂ oxidation and kcl sulphation for cfd applications, IEA Task 32 Workshop, Copenhagen.

- [11] B. Li, Z. Sun, Z. Li, M. Aldén, J. G. Jakobsen, S. Hansen, P. Glarborg, Post-flame gas-phase sulfation of potassium chloride, *Combustion and Flame* 160 (5) (2013) 959–969. doi:10.1016/j.combustflame.2013.01.010.
- [12] H. Lamberg, K. Nuutinen, J. Tissari, J. Ruusunen, P. Yli-Pirilä, O. Sippula, M. Tapanainen, P. Jalava, U. Makkonen, K. Teinilä, K. Saarnio, R. Hillamo, M.-R. Hirvonen, J. Jokiniemi, Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion, *Atmospheric Environment* 45 (40) (2011) 7635–7643.
- [13] F. L. Dryer, I. Glassman, High-temperature oxidation of co and ch, in: *International Symposium in Combustion*, 1972, pp. 987–1003.
- [14] N. Peters, Laminar diffusion flamelet models in non-premixed turbulent combustion, *Progress in Energy and Combustion Science* 10 (3) (1984) 319 – 339. doi:dx.doi.org/10.1016/0360-1285(84)90114-X.
- [15] Astrid Schön, Modellierung von turbulenten Kohlenwasserstoff-Sauerstoff-Diffusionsflammen und deren Beeinflussung durch reaktionstechnische Parameter: Dissertation, Universität Karlsruhe (TH), Universitätsverlag Karlsruhe, 2006.

7 Anhang

Impact of firebed temperature on PM₁ formation in a small-scale biomass furnace

Matthias Gehrig^{1*}, Stefan Pelz¹, Harald Thorwarth¹, Walter Haslinger² and Dirk Jaeger³

¹Solid Biofuels and Combustion Group, University of Applied Sciences Rottenburg, Germany

²Bioenergy 2020+ GmbH, Wieselburg, Austria

³Institute of Forest Sciences, University of Freiburg, Germany

*Corresponding author: gehrig@hs-rottenburg.de

Keywords: Combustion and Carbonaceous Aerosols, Filtration and Emission Control, Aerosol Chemistry

Biomass is the oldest and worldwide the most important renewable energy source, mainly used for heating and cooking. However, environmental science identifies biomass combustion aerosols as one of the major PM₁ sources (Tissari *et al.* 2008). Inorganic aerosol formation in biomass combustion, especially the formation of potassium compounds, is strongly linked to the firebed temperature (van Lith *et al.* 2008, Johansen *et al.* 2013). Thus, different technologies currently focus on decreasing the firebed temperature aiming to reduce inorganic aerosol emissions (e.g. staged combustion). These measures influence the bed temperature, but also other parameters like air flow rates and do not provide clear informations concerning their exclusive impact on the bed temperature. For this reason a direct cooling was implemented at a residential wood pellet furnace, which provides extended possibilities for a detailed research.

The cooling was realised at a commercial underfeed wood pellet boiler with a thermal output of 12 kW. A cooling coil was implemented under the firebed plate and the temperature is controlled via an external water circulation. The test runs were carried out at full load, with and without the cooling.

The combustion aerosols were collected at 393K in exhaust pipe with a 3-stage cascade impactor (Dekati, PM₁₀). The mass size distribution is shown in fig. 1 and points out a typical particle size distribution of biomass combustion aerosols with a vast majority at the PM₁-fraction. The PM₁-fraction was decreased (-14%) by activated firebed cooling, which correlates with additional TSP measurement (-17% significant decrease). The differences in the other PM-fractions are negligible.

The PM₁ filter stages are chemically analysed by XRF (PANalytical, Axios). SiO₂ is excluded due to its origin from the used quartz filters (~50wt.%). Analysed elements < 0.01wt.% are not listed in figure 2. XRF analysis indicates minor changes in the chemical composition of PM₁ independent from the firebed cooling (fig. 2). Therefore, the gas phase reactions of aerosol forming species obviously are independent from the potassium concentration. The chemical kinetics of the reactions from potassium to KCl or K₂SO₄ seems to be similar, which is consistent to the kinetically data published by Glarborg *et al.* 2005.

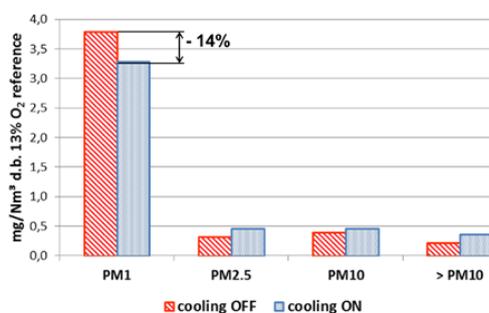


Figure 1. particle mass distribution determined by impactor (firebed cooling ON/OFF; n=5 for each state)

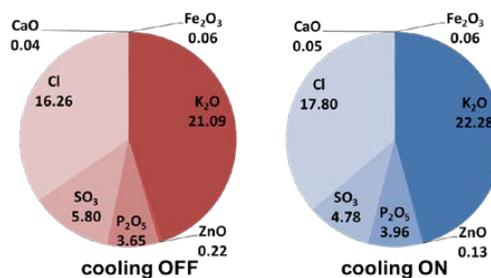


Figure 2. chemical analysis of PM₁ by XRF in wt.%

Acknowledgements

This work was sponsored by Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) and we thank Prof. Dr. Herwig Maier and Rudolf Wieland (EnBW, Altbach) for their analytical support.

References

- Tissari, J., Lyyränen, J. *et al.*, (2008). *Atmospheric Environment*, **42**, 7862-73.
- van Lith, S.C., Alonso-Ramirez, V. *et al.*, (2008). *Energy & Fuels*, **22**, 1598-1609.
- Johansen, J.M., Aho, M. *et al.*, (2013). *Proceedings of the Combustion Institute*, **34**, 2363-2372.
- Glarborg, P., Marshall P., (2005). *Combustion and Flame*, **141**, 22-39.

