



Berichte aus dem TFZ

Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen

Projektpartner



Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen
- Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte -



Dieses Projekt wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung für regionale Entwicklung (EFRE) finanziert.





Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen

- Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte -

Dr. Hans Hartmann (TFZ)
Paul Roßmann (TFZ)
Peter Turowski (TFZ)
Frank Ellner-Schuberth (TFZ)

Norbert Hopf (FES)
Armin Bimüller (FES)

Projektpartner:



Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Berichte aus dem TFZ 13

Straubing, Oktober 2007

Titel: Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen
 - Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte -

Bearbeitung: Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Schulgasse 18, D-94315 Straubing
fachliche Projektleitung und Endberichtsredaktion: Dr. Hans Hartmann
 Forschungs- und Entwicklungszentrum für Sondertechnologien (FES),
 Siemensstraße 3–5, 91126 Rednitzhembach
Projektkoordination: Norbert Hopf

Projektpartner: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Bürgermeister Ulrich Straße 160
 D-86179 Augsburg. *Immissionsschutzfachliche Begleitung: Gerhard Schmoeckel, Michael Schuller*
 Fa. SGL Carbon GmbH, Werner-von-Siemens-Straße 18, D-86405 Meitingen
Protypentwicklung: Dr. Marcus Franz, Dr. Jürgen Künzel

Autoren TFZ: Dr. Hans Hartmann
 Paul Roßmann
 Peter Turowski
 Frank Ellner-Schuberth

Autoren FES: Norbert Hopf
 Armin Bimüller

Weitere Mitarbeit: Stefan Winter (TFZ)
 (Prüfstand, Labor) Rainer Dadlhuber (TFZ)
 Alexander Marks (TFZ)
 Dr. Hermann Westermann (FES)

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung für regionale Entwicklung (EF-RE).

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den oben genannten Autoren.

© 2007
 Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
 im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing

Alle Rechte vorbehalten.
 Kein Teil dieses Werkes darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

ISSN: 1614-1008

Hrsg.: Technologie- und Förderzentrum (TFZ)
 im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe
 Schulgasse 18, 94315 Straubing

E-Mail: poststelle@tfz.bayern.de
Internet: www.tfz.bayern.de

Redaktion: Dr. Hans Hartmann
Verlag: Eigenverlag TFZ
Erscheinungsort: Straubing
Erscheinungsjahr: 2007
Gestaltung: Herbert Sporrer

Fotonachweis: TFZ

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis		5
Abbildungsverzeichnis		7
Tabellenverzeichnis		13
Kurzzusammenfassung		15
1 Einleitung und Zielsetzung		17
2 Technologieüberblick		21
2.1 Technische Konzepte		21
2.2 Verfügbare Feuerungsanlagen.....		22
2.3 Verfügbare Techniken zur sekundären Minderung der Staubemissionen.....		24
2.4 Emissionen bei der Nutzung von Getreidebrennstoffen.....		28
3 Methodisches Vorgehen		31
3.1 Beschreibung der ausgewählten Feuerungsanlagen		31
3.1.1 Anlage 1: Heizomat.....		31
3.1.2 Anlage 2: Guntamatic		33
3.2 Beschreibung der eingesetzten Sekundärmaßnahmen		35
3.2.1 Kondensationswärmetauscher.....		35
3.2.2 Metallgewebefilter		38
3.2.3 Elektrofilter (Praxismessung).....		41
3.3 Durchgeführte Versuche / Versuchsplan		42
3.4 Versuchsbrennstoffe		44
3.5 Versuchsaufbau und Messanordnung.....		47
3.5.1 Abgasmessstrecken		48
3.5.2 Wärmeleistungsmessstrecke		50
3.5.3 Brennstoffverbrauch.....		51
3.5.4 Mess- und Analyseverfahren.....		51
3.6 Versuchsdurchführung und Auswertung		54
3.7 Durchführung einer Praxismessung.....		57
4 Ergebnisse und Diskussion.....		59
4.1 Ergebnisse der Brennstoffuntersuchungen.....		59
4.2 Schadstoffemissionen bei verschiedenen Brennstoffarten.....		63
4.2.1 Kohlenstoffmonoxid (CO)		64
4.2.2 Organische Kohlenstoffverbindungen (Gesamt-C).....		65
4.2.3 Stickstoffoxide (NO _x).....		67
4.2.4 Staubemission		69
4.2.5 Weitere Schadstoffe (HCl, SO ₂).....		72

4.3	Emissionen bei verschiedenen Brennstoffaufbereitungen und -mischungen	75
4.3.1	Kalkzugabe.....	75
4.3.2	Brennstoffreinigung	77
4.3.3	Brennstoffmischungen	78
4.4	Emissionen bei verschiedenen Heizlastzuständen (Teillast)	79
4.5	Erreichbare Anlagenleistung	81
4.6	Ergebnisse der Dauerversuchsmessungen	82
4.6.1	Standard-Abgasmessgrößen (CO, Ges.-C, NO _x , Staub)	82
4.6.2	Weitere Schadstoffe (HCl, SO ₂)	86
4.6.3	Abgastemperatur und Kesselleistung.....	87
4.7	Ergebnisse der Versuche mit Sekundärwärmetauscher	89
4.7.1	Anlagenleistung und Wirkungsgrad.....	89
4.7.2	Wirkung der Abgaskondensation auf den Staubausstoß	91
4.7.3	Wirkung der Abgaskondensation auf gasförmige Schadstoffemissionen.....	94
4.7.4	Wirkung der Optimierungsmaßnahmen am Wärmetauscher	94
4.7.5	Kondensatmengen und -qualität.....	97
4.8	Ergebnisse der Messungen mit dem Metallgewebefilter	101
4.9	Ergebnisse der Praxismessung (mit Elektrofiltereinsatz)	103
4.10	Ergebnisse der Asche- und Staubuntersuchungen.....	105
4.11	Schlackebildung	113
Zusammenfassung.....		119
Quellenverzeichnis		123

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schubbodenfeuerung mit Wasserkühlung im Glutbett (links), Stufenrostfeuerung (rechts) [20]	22
Abbildung 2:	Abscheidegrade von Staubabscheidern in Abhängigkeit von der Korngröße [15]	25
Abbildung 3:	Funktionsdarstellung der Heizomat Kesselreihe RHK-AK. Das in den Versuchsreihen verwendete Vorserienmodell weicht in einigen Details von dieser Darstellung ab	32
Abbildung 4:	Funktionsdarstellung und Ansicht der Anlage Guntamatic Powercorn 30	34
Abbildung 5:	Sekundärer Abgaswärmetauscher zur Abgaskondensation von Kleinanlagen ("Ein-Block-Typ" aus Graphitkeramik, Hersteller: SGL Carbon AG). Gesamtansicht des Versuchsgerätes und Ansicht der Abgaskanäle (Bild rechts: Quelle: SGL).....	36
Abbildung 6:	Schematische Darstellung der untersuchten Varianten und Modifikationen des Kondensationswärmetauschers. Links: erste Variante im Gleichstrombetrieb (Abgas und Kondensat von oben nach unten), rechts Seitenansicht mit Darstellung der Einbauposition des Demisters	37
Abbildung 7:	Schematische Darstellung der untersuchten Varianten und Modifikationen des Kondensationswärmetauschers. Links: erste Variante im Gegenstrombetrieb (Abgas von unten nach oben und Kondensat von oben nach unten), rechts: zweite Variante im Gegenstrombetrieb mit eingebauter Umlenkung im Heizwasserkanal	38
Abbildung 8:	Darstellung des Filters.....	40
Abbildung 9:	Aufbau des Filters im Prüfstand	40
Abbildung 10:	Elektrofilter der Anlage Pentenrieder, rechts: Abmessungen des Filtergehäuses	42
Abbildung 11:	Versuchsaufbau im Prüfstand des TFZ mit der Anlage 1 (Heizomat) und dem verwendeten Sekundärwärmetauscher	48
Abbildung 12:	Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messeinrichtungen für die Anlage 1 in Verbindung mit dem Sekundärwärmetauscher	49
Abbildung 13:	Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messeinrichtungen für die Anlage 2 in Verbindung mit dem Metallgewebefilter	50
Abbildung 14:	Aufbau der Messeinrichtungen bei der Messung an der Praxisanlage	58
Abbildung 15:	CO-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinfeuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe.....	65

Abbildung 16:	Gesamt-C-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). k. A. keine Angabe (Messgerät nicht verfügbar).....	66
Abbildung 17:	NO _x -Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe.....	68
Abbildung 18:	NO _x -Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoff(N)-Gehalt im Brennstoff, gemessen in zwei Biomasse-Kleinf Feuerungen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30). Darstellung der Einzel- und Mittelwerte sowie der Regressionsfunktion basierend auf den Mittelwerten. Die Messwerte entstammen auch Versuchen mit Kalkzugabe sowie Holzbeimischungen und Körnerreinigung (Brennstoffverwendung in beiden Feuerungen uneinheitlich).....	69
Abbildung 19:	Staub-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe.....	70
Abbildung 20:	Gesamtstaubemission in Abhängigkeit vom Gehalt an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff, gemessen in zwei Biomasse-Kleinf Feuerungen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30). Darstellung der Mittelwerte aus 3 bis 12 Staubbmessungen je Brennstoff. Messwerte enthalten auch Versuche mit Kalkzugabe sowie Holzbeimischungen und Körnerreinigung (Brennstoffverwendung in beiden Feuerungen uneinheitlich).....	72
Abbildung 21:	HCl- und SO ₂ -Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen).....	73
Abbildung 22:	HCl- und SO ₂ -Emissionen in Abhängigkeit vom Chlor- bzw. Schwefelgehalt im Brennstoff. Messungen an einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung. Darstellung der Einzel- und Mittelwerte sowie der Regressionsfunktion basierend auf den Mittelwerten. Die Messwerte entstammen auch Versuchen mit Kalkzugabe, Teillast und dem Dauerversuch.....	74
Abbildung 23:	Wirkung einer Kalkzugabe zu Getreidekörnern auf den Schadstoffausstoß bei der Verbrennung in zwei Kleinf Feuerungen. Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen).....	76
Abbildung 24:	Wirkung einer Kalkzugabe zu Getreidekörnern auf den Chlorwasserstoff(HCl)- und Schwefeldioxid(SO ₂)-Ausstoß bei der Verbrennung in zwei Kleinf Feuerungen. Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen).....	77

Abbildung 25:	Wirkung einer Brennstoffreinigung (Siebung + Windsichtung) bei der Verwendung von Gerstenkörnern (mit Kornkäferbefall) als Brennstoff in einer Kleinfeuerung (Heizomat RHK-AK 50). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen).....	78
Abbildung 26:	Emissionswirkungen von Hackschnitzel-Weizen-Mischungen als Brennstoff in einer Kleinfeuerung (Heizomat RHK-AK 50). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)	79
Abbildung 27:	Wirkung der Anlagenauslastung (bezogen auf die angegebene Nennwärmeleistung mit Getreidekörnern) bei einer Heizomat RHK-AK 50-Feuerung und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung. Brennstoffe ohne Branntkalk(CaO)-Zugabe. Der Brennstoff Weizen ist vom Hersteller Guntamatic für die verwendete Feuerung nicht freigegeben.	80
Abbildung 28:	Erreichbare Kesselleistung beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinfeuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Nennwärmeleistung nach Herstellerangaben: Heizomat: 45 kW (bei Holzeinsatz), Guntamatic: 30 kW (bei Holzpelletseinsatz) bzw. 25 kW (bei Getreidekörnereinsatz)	82
Abbildung 29:	Verlauf der Schadstoffemissionen von CO, Ges.-C, NO _x und Staub während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Heizomat RHK-AK-50 und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximallasteinstellung. Auswertung: Halbstundenmittelwerte (CO, Ges.-C, NO _x) bzw. halbstündige Probenahme (Staub), Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % Branntkalk(CaO)-Zugabe beim Heizomat-Kessel bzw. 0,3 % Branntkalk(CaO)-Zugabe beim Guntamatic-Kessel. Grau hinterlegter Bereich: keine Auswertung wegen Brennstoffunterversorgung	84
Abbildung 30:	Verlauf der Schadstoffemissionen Schwefeldioxid (SO ₂) und Chlorwasserstoff (HCl) während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 0,3 % Branntkalk(CaO)-Zugabe	87
Abbildung 31:	Verlauf der Kesselleistung und der Abgastemperatur während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Heizomat RHK-AK 50-Feuerung und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % (Heizomat) bzw. 0,3 % (Guntamatic) Branntkalk(CaO)-Zugabe. Grau hinterlegter Bereich: keine Auswertung wegen Brennstoffunterversorgung	88
Abbildung 32:	Systemwirkungsgrad und Leistungssteigerung des Hackschnitzelkessels durch Verwendung eines Sekundärwärmetauschers bei verschiedenen Rücklauftemperaturen und Brennstoffwassergehalten. Alle Messungen wurden bei 38 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen	90
Abbildung 33:	Systemwirkungsgrad und Leistungssteigerung des Hackschnitzelkessels durch Verwendung eines Sekundärwärmetauschers bei verschiedenen Brennstoffen. Alle Messungen wurden bei ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt (w), 35 bis 45 kW Heizleistung und 30 °C Rücklauftemperatur durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen.....	91

Abbildung 34:	Staub-Emissionsminderung (hier bezogen auf Abgaskonzentration) durch Einsatz des Sekundärwärmetauschers mit Kondensationsbetrieb bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten und verschiedenen Rücklauftemperaturen (links) sowie bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt und 30 °C Rücklauftemperatur (rechts). Alle Messungen wurden bei 36 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen.....	92
Abbildung 35:	Staub-Emissionsminderung (hier bezogen auf die gesamte Netto-Wärmeerzeugung) durch Einsatz des Sekundärwärmetauschers mit Kondensationsbetrieb bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten und verschiedenen Rücklauftemperaturen (links) sowie bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt und 30 °C Rücklauftemperatur (rechts). Alle Messungen wurden bei 36 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen.....	93
Abbildung 36:	Staubabscheidung und Wirkungsgradsteigerung durch den Sekundärwärmetauscher während der verschiedenen Phasen der Optimierung. Hier: Messungen bei 20 °C Rücklauftemperatur	95
Abbildung 37:	Staubabscheidung und Wirkungsgradsteigerung durch den Sekundärwärmetauscher während der verschiedenen Phasen der Optimierung. Hier: Messungen bei 30 °C Rücklauftemperatur	96
Abbildung 38:	Spezifischer Kondensatanfall durch den eingesetzten Sekundärwärmetauscher bezogen auf die vom System (Kessel und Sekundärwärmetauscher) abgegebene Wärme: Einfluss verschiedener Brennstoffwassergehalte und Rücklauftemperaturen. Alle Messungen wurden bei 45 kW Heizleistung durchgeführt	97
Abbildung 39:	Spezifischer Kondensatanfall durch den eingesetzten Sekundärwärmetauscher bezogen auf die vom System (Kessel und Sekundärwärmetauscher) abgegebene Wärme: Einfluss verschiedener Brennstoffe. Alle Messungen wurden bei ca. 10 bis 15 % Brennstoffwassergehalt, ca. 40 kW Heizleistung und 30 °C Rücklauftemperatur durchgeführt	98
Abbildung 40:	Staub-Emissionsminderung durch Einsatz des Metallgewebefilters bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt (links) und Druckverlust im Abgasrohr während der jeweiligen Messperioden zwischen den Abreinigungsintervallen (rechts). Alle Messungen wurden bei 19 bis 26 kW Heizleistung durchgeführt (n = Anzahl Messungen).....	101
Abbildung 41:	Staubablagerungen auf dem Metallgewebefilter. Blick von unten auf eine runde Filterpatrone (links), Filteroberfläche nach Beladung (Mitte) und Filteroberfläche nach Abreinigung (rechts). Blickrichtung durch die Abgaseintrittsöffnung.....	103
Abbildung 42:	Glührückstand der Rostaschen aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen in den beiden untersuchten Feuerungsanlagen (Einfachbestimmungen außer Hackschnitzel 1 (n=4) und Weizenkörner (konv1) (n=2)	106

Abbildung 43:	Zusammenhang zwischen Glührückstand und S- bzw. N-Gehalten in den Rostaschen. Gemeinsame Auswertung der Ergebnisse aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an beiden untersuchten Anlagen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30)	108
Abbildung 44:	Gegenüberstellung ausgewählter Elementgehalte in Rostasche und Kesselstaub aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an den untersuchten Feuerungen (Anlage 1: Heizomat RHK-AK 50, Anlage 2: Guntamatic Powercorn 30).....	110
Abbildung 45:	Gegenüberstellung ausgewählter Elementgehalte in Rostasche und abgeschiedenen Stäuben des Metallgewebefilters in Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an Anlage 2 (Guntamatic Powercorn 30)	112
Abbildung 46:	Ergebnisse der Schmelzbereichsanalyse der eingesetzten Brennstoffe im Vergleich mit der mittleren Ofenraumtemperatur von 900 °C.....	115

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der verfügbaren Feuerungsanlagen für Getreidebrennstoffe	23
Tabelle 2:	Sekundärmaßnahmen zur Minderung der Staubemissionen	26
Tabelle 3:	Anlagentechnische Merkmale Heizomat RHK AK-50	33
Tabelle 4:	Anlagentechnische Merkmale Guntamatic Powercorn 30	35
Tabelle 5:	Technische Daten des Filters.....	38
Tabelle 6:	Technische Daten des Elektrofilters (Eigenbau Pentenrieder, Starnberg)	41
Tabelle 7:	Versuchsprogramm für die Anlage 1 "Heizomat".....	43
Tabelle 8:	Versuchsprogramm für die Anlage 2 "Guntamatic"	44
Tabelle 9:	Verwendete Versuchsbrennstoffe und deren Wassergehalt	46
Tabelle 10:	Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte	53
Tabelle 11:	Heizwert-, Asche und Elementaranalyse der verwendeten Brennstoffe	60
Tabelle 12:	Analysenwerte der verwendeten Versuchsbrennstoffe	62
Tabelle 13:	Schüttdichte ausgewählter Brennstoffe bei angegebenem Wassergehalt (n = Anzahl Messungen).....	63
Tabelle 14:	Ergebnisse der Messungen im ca. 5-tägigen Dauerversuch mit einer Heizomat RHK-AK-50- und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % (Heizomat) bzw. 0,3 % (Guntamatic) Branntkalk(CaO)-Zugabe	86
Tabelle 15:	Schwermetallkonzentrationen im Kondensat der verschiedenen untersuchten Biomassebrennstoffe und Übereinstimmung mit Richtwerten in Deutschland bzw. Begrenzungen in Österreich	99
Tabelle 16:	Gemessene Konzentrationen an kritischen Elementen und pH-Wert im Kondensat.....	100
Tabelle 17:	Betriebsdaten während der Messungen an einer Praxisanlage.....	104
Tabelle 18:	Ergebnisse der Emissionsmessungen an einer Praxisanlage (alle Werte normiert und bezogen auf 13 % O ₂).....	104
Tabelle 19:	Wirkung des Elektrofilters in den Praxismessungen.....	105
Tabelle 20:	Elementgehalte und Glührückstand der Rostaschen aus den verwendeten Versuchsbrennstoffen (Mittelwerte aus n Einzelproben).....	107
Tabelle 21:	Elementgehalte der Rostasche aus den verwendeten Versuchsbrennstoffen (Mittelwerte aus n Einzelproben).....	109
Tabelle 22:	Ergebnisse der Schmelzbereichsanalyse der eingesetzten Brennstoffe nach DIN 51370.....	114

Tabelle 23:	Chemische Zusammensetzung und bei Ofentemperatur (900 °C) schmelzflüssig vorliegende Ascheanteile der untersuchten Rostaschen aus der Verbrennung von Getreidekörnern. (X = schmelzflüssiger Anteil).....	117
-------------	---	-----

Kurzzusammenfassung

Zur Beurteilung der Chancen und Möglichkeiten für eine umweltfreundliche Nutzung von Nicht-Holzbrennstoffen (Getreide, Getreidenebenprodukte, Stroh, Miscanthus etc.) in Kleinfeuerungen wurden umfangreiche Feuerungsversuche mit zwei Kleinanlagen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30) durchgeführt, wobei auch zusätzliche Einrichtungen zur Abgasnachbehandlung (Kondensationswärmetauscher und Metallgewebefilter) erprobt wurden.

Die Ergebnisse zeigen, dass auch mit schwierigen Brennstoffen wie Getreidekörnern, Weizenkleie oder Mühlenabputz eine relativ vollständige Gasverbrennung erreichbar ist, während beim Ascheausbrand – angezeigt durch einen hohen Glühverlust der Aschen – mit Getreidebrennstoffen noch größere Defizite bestehen. Auch sind erhöhte NO_x-Emissionen aufgrund der hohen Stickstoffgehalte im Brennstoff unvermeidlich. Bei den Stickoxiden, aber auch bei den HCl- und SO₂-Emissionen, zeigt sich eine klare Abhängigkeit von den jeweiligen Elementgehalten (N, Cl, bzw. S) im Brennstoff.

Auch das Risiko erhöhter Staubemissionen lässt sich bereits an der Brennstoffzusammensetzung ablesen, da hierfür eine klare Abhängigkeit zum Gehalt (Summe) aller aerosolbildenden Elemente (K, Cl, Na, S, Pb, Zn) besteht. Wegen der hohen Gehalte dieser "staubkritischen" Elemente erweist sich der Staubausstoß bei den getreidebürtigen Brennstoffen als ein Hauptproblembereich, so dass die Grenzwerte der 1. BImSchV in der Regel mit diesen Brennstoffen nicht zuverlässig einzuhalten sind. Maßnahmen, wie z. B. eine intensive Entstaubung des Brennstoffs (Siebung, Windreinigung), eine Kalkzugabe zum Brennstoff oder die Mischung mit Holzhackschnitzeln können allerdings zu einem tendenziell verringerten Staubausstoß führen. Mit einer Abgaskondensation ist dies ebenfalls möglich, allerdings erweist sich dieses Verfahren insbesondere bei den feinkörnigen Stäuben der Getreidebrennstoffe als wenig wirkungsvoll, so dass hier vor allem der Vorteil einer deutlichen Leistungs- und Wirkungsgradsteigerung zu Buche schlägt, die jedoch indirekt auch wieder zur Emissionsminderung beiträgt.

Für ein sicheres Unterschreiten der bestehenden und zukünftig zu erwartenden Staubemissionsbegrenzungen ist es für Nicht-Holzbrennstoffe erforderlich, dass eine wirkungsvolle sekundäre Entstaubung, wie beispielsweise der hier verwendete Metallgewebefilter, zum Einsatz kommt. Aber auch die in jüngster Zeit von einigen Herstellern begonnene Entwicklung kostengünstiger elektrostatischer Abscheider für Kleinfeuerungen erlaubt einen insgesamt optimistischen Ausblick auf die Chancen des Getreideeinsatzes als Kleinanlagenbrennstoff, zumal der hier im Praxisbetrieb untersuchte Eigenbau eines Kleinst-Elektrofilters einfacher Bauart bereits zu Staubminderungen von mehr als 50 % führte.

1 Einleitung und Zielsetzung

Das Interesse an einer energetischen Nutzung von Getreidekörnern ist in der jüngsten Zeit deutlich gestiegen. Hierfür lassen sich mehrere gleichzeitig eingetretene Gründe anführen. Beispielsweise wurden durch die inzwischen in Kraft getretene neue EU-Verordnung Nr. 587/2001 [35] die Rahmenbedingungen für die energetische Verwertung von Getreidekörnern deutlich verbessert. Nunmehr können Prämien für die Stilllegung von Flächen auch dann in Anspruch genommen werden, wenn die energetische Verwertung der Körner im eigenen landwirtschaftlichen Betrieb erfolgt.

Außerdem bewirkt die Preisentwicklung beim Heizöl und der eingetretene Preisverfall bei Getreidekörnern, dass der energiemengenbezogene Preis von Körnern inzwischen deutlich unter dem anderer Konkurrenzstoffe liegt. Bei Erzeugerpreisen für Triticale von unter 100 €/t, wie sie in jüngster Vergangenheit zu beobachten waren, beträgt dieser Preis ca. 2,2 ct/kWh; das entspricht nur etwas mehr als der Hälfte des Kilowattstundenpreises von Holzpellets oder von leichtem Heizöl.

Als weiterer Anreiz für die energetische Getreidenutzung kann die Tatsache angesehen werden, dass es aufgrund ungünstiger Witterung in vielen Jahren zu Qualitätseinbußen durch Belastungen mit Mykotoxinen oder Mutterkorn kommt und die Landwirtschaft damit in sogenannten Fusariumjahren (z. B. 1998, 2002) erhebliche Absatzprobleme erwartet. Zwar besteht die Möglichkeit, befallene Getreidekörner (sogenannte Schrumpf- bzw. Kümmerkörner) durch eine scharfe Reinigung zu entfernen, dennoch ist dabei mit einem erhöhten Anfall von nicht marktfähigem Getreide bzw. dessen Reinigungsabgängen zu rechnen. Da derartiges Erntegut ab August 2003 nicht mehr zu unbelastetem Futtergetreide zugemischt werden darf (Mykotoxinverordnung [34]), müssen andere Verwendungsmöglichkeiten gefunden werden. Hierzu zählt auch die Nutzung als Brennstoff.

Durch den Einsatz von Getreide als Brennstoff können aber auch für die Landwirtschaft neue Märkte erschlossen werden. Zudem besteht die Möglichkeit der Extensivierung des Ackerbaus bei Anbau von Getreide zur energetischen Nutzung, da ggf. Maßnahmen des Pflanzenschutzes, die der Qualitätssicherung oder -steigerung dienen, entfallen können. Insgesamt dient der Einsatz von Getreide als Brennstoff der Sicherung der Landwirtschaft.

Eine Verwendung von Getreide als Brennstoff ist jedoch aus verschiedenen Gründen nicht ganz unproblematisch. Einerseits sind hierfür einige technische Probleme zu überwinden und andererseits ist die Verbrennung von Körnergetreide mit zusätzlichen Umweltrisiken verbunden, die jedoch derzeit aufgrund des geringen Kenntnisstandes noch nicht ausreichend bewertet werden können. Diese Risiken sind vor allem auf einige für die energetische Umwandlung ungünstige Brennstoffeigenschaften zurückzuführen. Dazu zählen der mit ca. 2,5 % im Vergleich zu Holz (0,3 bis 1,5 %) erhöhte Aschegehalt, sowie die besonders niedrigen Ascheerweichungstemperaturen (ca. 720 °C bei Körnern statt ca. 1 300 °C beim Holz). Hinzu kommt der hohe Stickstoffgehalt der mit 1,7 bis 2,3 % deutlich höher liegt als beim naturbelassenen Holz (0,2 bis 0,5 %) [18]. Außerdem liegen gegenüber Holz erhöhte Chlor- und Kaliumgehalte vor.

Die genannten Brennstoffeigenschaften können mit Störungen (z. B. durch Ascheanbackungen) und erhöhtem Schadstoffausstoß bei der Verbrennung verbunden sein. Außerdem fördern hohe Chlor- und Kaliumgehalte die Korrosion an Feuerungsbauteilen und Wärmetauscherflächen. Inwieweit einzelne Feuerungsbauarten und -prinzipien für den Einsatz von Getreide als Brennstoff geeignet sind, ist noch nicht systematisch untersucht worden. Weiterhin ist aufgrund der höheren Stickstoffgehalte von Körnern, die durch den Eiweißanteil hervorgerufen werden, mit höheren Emissionen an Stickoxiden zu rechnen.

Von Bedeutung ist dabei auch, inwieweit spezielle Körnerfeuerungen bei geänderten Rahmenbedingungen (z. B. Wegfall der Stilllegungsverpflichtung, höhere Getreidepreise) auch für bestimmte Halmgutbrennstoffe oder auch andere Nebenprodukte der Getreideproduktion (z. B. Kleie, Reinigungsabgänge) geeignet sein werden. Bei den Halmgutbrennstoffen erscheint außerdem die Betrachtung der Korrosionswirkung besonders vordringlich, da es sich hierbei um Brennstoffe mit relativ hohem Chlorgehalt handelt.

Generell gilt, dass belastbare Messungen mit Getreide als Brennstoff zur Zeit nur in geringem Umfang vorliegen. Außerdem besteht das Problem, dass die Messwerte untereinander in der Regel nicht vergleichbar sind, da für die eingesetzten Feuerungen keine einheitlichen Brennstoffe verwendet und die Eigenschaften der Brennstoffe bei solchen Messungen in der Regel nicht ausreichend dokumentiert werden. Der Einfluss stark schwankender Brennstoffqualitäten ist aber gerade bei Körnerbrennstoffen als sehr hoch einzustufen. Anders als bei Holzhackschnitzelfeuerungen ist eine Festlegung auf definierte Prüfbrennstoffe für Feuerungsversuche mit Körnern oder Stroh bisher nicht erfolgt (bei Holzfeuerungen gelten die Brennstoffanforderungen der DIN EN 303-5 [9]).

Zielsetzung. Aus technischer und umweltbezogener Sicht ergeben sich für die Bewertung des Getreideeinsatzes in Kleinfeuerungen einige wesentliche offene Punkte. Hierzu zählt unter anderem die Frage, welche Feuerungen sich für die Verwendung von Körnergetreide eignen und wie sich die fraglichen Brennstoffe oder ihre Mischungen bei der Verbrennung verhalten bzw. wie die anfallenden Rückstände zu bewerten sind. Außerdem ist offen, welche primären und sekundären Emissionsminderungsmaßnahmen möglich sind und wie deren Wirkungen bewertet werden können.

Vor dem Hintergrund dieser aufgezeigten Fragestellungen sollten im vorliegenden Projekt die Möglichkeiten einer umweltfreundlichen und klimaverträglichen Wärmebereitstellung aus Getreidekorn und verwandten Brennstoffen (oder entsprechende Mischungen daraus bzw. entsprechende Zumischungen zu anderen biogenen Festbrennstoffen) anhand technischer und ökologischer Kenngrößen untersucht und bewertet werden. Infolge des bisher sehr geringen Erfahrungsstandes im Umgang mit derartigen Brennstoffen waren hierzu entsprechende Versuche und Messungen durchzuführen. Im Einzelnen sind die folgenden Untersuchungsziele zu nennen:

-
- Identifikation geeigneter Verbrennungstechniken für Kleinanlagen
 - Identifikation geeigneter primär- und sekundärseitiger Emissionsminderungskonzepte
 - Technische und umweltbezogene Bewertung des Brennstoffs "Getreidekörner" bzw. der Nutzung naturbelassener Rückstände der Körneraufbereitung und Verarbeitung als Brennstoff
 - Erprobung und Bewertung geeigneter Schadstoffminderungsmaßnahmen
 - Bewertung der Qualität der anfallenden Verbrennungsrückstände (Asche/Schlacke)
 - Erprobung und Optimierung eines Systems zur Abgaskondensation hinsichtlich der Abscheidung von Luftschadstoffen

Die hierzu durchgeführten Arbeiten werden in den nachfolgenden Kapiteln vorgestellt.

2 Technologieüberblick

2.1 Technische Konzepte

Auf Grund der besonderen Brennstoffeigenschaften sind in der Praxis der Getreideverbrennung verschiedene technische Änderungen gegenüber der Verbrennung von Holzbrennstoffen erforderlich. Hierbei werden zwei unterschiedliche Wege beschrrieben: die Anpassung des Brennstoffs an die Feuerung und die Anpassung der Feuerung an den Brennstoff.

Anpassung des Brennstoffs an die Feuerung. Dem Nachteil der hohen Verschlackungsneigung von Getreidekörnern kann durch Manipulation des Brennstoffs begegnet werden. Hierfür bestehen in der Praxis zwei Vorgehensweisen:

- die Verwendung von Zuschlagsstoffen
- die Herstellung definierter Brennstoffmischungen

Als Zuschlagstoffe zum Brennstoff kommen vor allem kalziumhaltige (z. B. Branntkalk, dolomitischer Kalk) oder Alkalien bindende Hilfsstoffe (z. B. Kaolin) zum Einsatz; sie können den Ascheerweichungspunkt erhöhen [32]. Das ergibt sich aus der Abhängigkeit des Erweichungsverhaltens von der Brennstoffzusammensetzung. Da es sich dabei um nicht brennbare Zuschlagstoffe handelt, erhöht sich die auszutragende Aschemenge entsprechend. Bei üblichen Zuschlagsmengen von ca. ein bis zwei Gewichtsprozenten ist mit einer Aschemengensteigerung um ca. 30 bis 60 % zu rechnen. Für eine gleich bleibende Dosierung und Vermischung dieser Zuschlagstoffe werden derzeit noch keine speziellen Geräte angeboten, so dass hierfür hauptsächlich Eigenbaulösungen zum Einsatz kommen.

Das Gleiche gilt für die Herstellung von Brennstoffmischungen. Hierbei werden z. B. Getreidekörner in Anteilen von ca. 30 % zu Hackschnitzeln hinzugemischt und in konventionellen Hackschnitzelfeuerungen verbrannt. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass das Glutbett gut strukturiert und damit homogen von Primärluft durchströmt bleibt, während das bei einer 100-%igen Körnernutzung häufig nicht der Fall wäre, zumal dafür in der Regel auch das Zuführsystem neu ausgelegt werden müsste. Die kombinierte Verwendung von Zuschlagstoffen und Brennstoffmischungen kann ebenfalls zu einer Beherrschung der Ascheerweichungsproblematik führen. Anpassung der Feuerung an den Brennstoff. Getreidetaugliche Feuerungen müssen hinsichtlich verschiedener Merkmale wie Asche- und Schlackeabtrennung, Temperaturführung oder Brennstoffvorbehandlung einige Besonderheiten aufweisen. Dem Nachteil der hohen Verschlackungsneigung wird vor allem durch zwei Maßnahmen begegnet, die oft auch miteinander kombiniert angewendet werden:

- die Begrenzung der Verbrennungstemperaturen im Glut- oder Bettbereich
- das kontinuierliche In-Bewegung-Halten von Brennstoff und Asche

Zur Temperaturbegrenzung („Kühlung“) im Glutbett trägt bereits die zuströmende Primärluft bei. Eine sichere Abkühlung ist aber nur durch Verwendung von wassergekühlten Glutbett- oder Brennraumboflächen (häufig bei Kleinf Feuerungen) oder aber auch durch wassergekühlte Rostelemente (bei Großanlagen) zu erreichen (Abbildung 1, links). Allerdings ist die Begrenzung der Verbrennungstemperatur auf ein unterkritisches Niveau auf Grund der noch niedrigeren Erweichungstemperaturen bei Körnern schwieriger zu realisieren als bei Stroh. Daher ist hier eine vollständige Vermeidung von Schlackebildung meist nicht zu erreichen. Bei Getreidekörnern kommt

es vielmehr darauf an, dass die anfallende Schlacke nicht anhaftet und problemlos abgeführt werden kann.

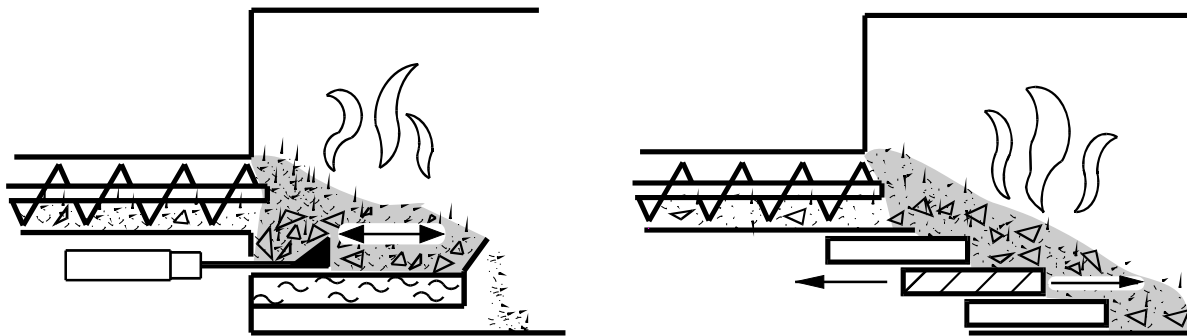


Abbildung 1: Schubbodenfeuerung mit Wasserkühlung im Glutbett (links), Stufenrostfeuerung (rechts) [20]

Ein kontinuierlich arbeitendes Schubsystem im Feuerraum kann zur Beherrschung solcher Ascheerweichungsprobleme beitragen und unterstützt zugleich den Ascheaustrag (Abbildung 1, rechts). Hierdurch kann teilweise vermieden werden, dass einzelne Schlacketeilchen – trotz ggf. eintretender Ascheerweichung – festhaften. Die Bewegung führt dazu, dass der in den Feuerraum eintretende Brennstoff durch Schub-, Rost- oder Räumeelemente im Glutbett eingeebnet wird, wobei zugleich auch die anfallende Asche in eine dahinter liegende Auffangmulde gefördert wird. Wenn ein starkes Zusammenbacken der Schlacke mit Anhaften an Feuerraumbestandteilen nicht sicher vermieden wird, kommt es unter anderem zu Störungen in der Verbrennungsluftführung (Zusetzen der Zuluftöffnungen) und zu massiven Störungen im Verbrennungsablauf sowie zu Anlagenschäden bis hin zum Stillstand. Zur Störungsvermeidung zählt auch eine besonders leistungsstarke automatische Entaschung, die bei allen getreidetauglichen Feuerungssystemen vorhanden sein muss. Hinzu kommt, dass die anfallenden Schlackebrocken bei ungünstigen Bedingungen zu einer Größe anwachsen können, die den Schneckenaustrag unmöglich macht und somit eine Störung auslöst. Als Abhilfe kann der Einbau einer weiteren angetriebenen Rührwelle (Aschebrecher) sinnvoll sein.

2.2 Verfügbare Feuerungsanlagen

Zur Identifikation von Feuerungsanlagen, die gemäß Herstellerangaben für den Einsatz von Getreidebrennstoffen geeignet sind, wurde eine Recherche der wesentlichen Anbieter in Deutschland durchgeführt. Hierzu wurden Firmenunterlagen oder Firmenaussagen auf Messen bzw. Informationen im Internet bezüglich der Getreidetauglichkeit der Anlagen herangezogen und ausgewertet. Die Liste der in Frage kommenden Anbieter und die jeweiligen technischen Konzepte sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Recherche bildet die Grundlage für die Auswahl der für die Versuche verwendeten Feuerungsanlagen (Kapitel 3.1), wobei zwei Anlagen ausgewählt wurden, die aufgrund der konstruktiven Merkmale einen zuverlässigen und emissionsarmen Betrieb mit Getreidebrennstoffen erwarten ließen.

Tabelle 1: Übersicht der verfügbaren Feuerungsanlagen für Getreidebrennstoffe

Fabrikat Vertrieb	Nennwärme Leistungsbereich (kW)	Bauteile/Feuerung					Firma	Anschrift	Postleitzahl	Ort	Telefon	Fax	Internet	E-mail
		Unterschub	Stufenrost	Querein Schub	Sonstige	Gebläse-brenner								
Agroflamm	40 - 50	X			X		Bahnhofstrasse 55 - 59	51491	Overath-Untereschenbach	02204/974414	02204/974426	www.agroflamm.de	info@agroflamm.de	
Baxi/Föbi	15, 25, 40			X			Falak 20	83673	Bichl	08857/9688	08857/1658	www.baxi.dk	info@foebi.de	
Ferro	6 - 1160		X				Am Kiefern-schlag 1	91126	Schwabach	09122/9866-0	09122/9866-33	www.ferro-waermetechnik.de	e-mail@ferro-waermetechnik.de	
Gerlinger	10 - 500			X			Froschau 79	A 4391	Waldhausen	+43 72604530	+43 726045304	www.biokompakt.com	gerlinger@bio-kompakt.com	
Guntamatic	7 - 25		X				Bruck-Waasen 7	A 4722	Peuerbach	+43 72762441-0	+43 7276 3031	www.guntamatic.at	info@guntamatic.com	
Heizomat	15 - 850				X		Maicha 21	91710	Gunzenhausen	09836/97970	09836/979797	www.heizomat.de	info@heizomat.de	
Passat	8 - 185			X			Vestergade 36 Orum	DK 8830	Tjele	+45 86652100	+45 86653028	www.passat.dk	passat@passat.dk	
P&H Energy	12 - 47			X			Bjornevej 8	DK 7800	Skive	+45 70238811	+45 70238812	www.ph-energy.dk	ph@ph-energy.dk	
Reka	10 - 6500						A/S. Vestvej 7	DK 9600	Aars	+45 98624011	+45 98624071	www.reka.com	reka@reka.com	
agriserve	ab 20						Zum Schäfer-köppel 200	60437	Frankfurt	06101/48988	6101/43513	www.agriserve.de	agriserve2000@yahoo.de	
Verner	23, 45			X			Sokolská 321	CZ 54941	Červený Kostelec	+420 491465024	+420 491465027	www.verner.cz	info@verner.cz	
Ultraheat	14,9 - 80						Breite Str. 5	49477	Ibbenbüren	05451/936614-5	05451/936614-7	www.carda-energy.de	info@carda-energy.de	
REFO	30 - 122						Svansbjergvej 15	DK 4681	Herfølge	+45 23313316	+45 23229935	www.refo-energy.dk	info@refo-energy.dk	
Cejs	30, 50			X			Ølgodvej 71 Urup	DK 7200	Grindsted	+45 75330122	+45 75330081	www.gejs.dk	mail@gejs.dk	
Hargassner	25						Anton Hargassnerstr. 1	A 4952	Weng	+43 77235274	+43 772352745	www.hargassner.at	office@hargassner.at	
Ökotherm	50 - 800						Traglhof 2	92242	Hirschau	09608/9230128	09608/913319	www.oeko-therm.net	info@oeko-therm.net	

Keine vollständige Darstellung

2.3 Verfügbare Techniken zur sekundären Minderung der Staubemissionen

Um die bei der Verbrennung von Getreide entstehenden Stäube aus dem Abgas abzuscheiden, müssen in der Regel Sekundärmaßnahmen eingesetzt werden. Dazu werden in der Praxis unterschiedlich ausgereifte bzw. unterschiedlich erprobte Entwicklungen zur Minderung der Staubemissionen angeboten. Im Rahmen der praktischen Untersuchungen (Prüfstandsversuche am TFZ, Straubing) wurden in den beiden durchgeführten Messreihen zwei unterschiedliche Verfahren zur Entstaubung der Abgase getestet. Dazu zählen ein Sekundärwärmetauscher, der vom Industriepartner des Vorhabens der SGL Carbon GmbH, Meitingen zur Verfügung gestellt wurde, und ein Metallgewebefilter der Fa. Oskar Winkel, Amberg. Eine detaillierte Verfahrensbeschreibung der Apparate und eine Darstellung der technischen Daten erfolgt in Kapitel 3.2.

Zu weiteren derzeit auf dem Markt verfügbaren Techniken wurde eine Recherche absolviert (vgl. Tabelle 2), die jedoch keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt. Es wurden folgende grundsätzlich zur Staubabscheidung einsetzbaren Verfahren ermittelt:

- Elektrofilter
- Gewebefilter (vgl. Metallgewebefilter, Oskar Winkel)
- Fliehkraftabscheider (Zyklon)
- Abgaskondensation (vgl. Sekundärwärmetauscher, SGL)
- Keramikfilter

Nach Betrachtung der Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren, der wesentlichen Verfahrensprinzipien und vorhandener technischer Daten (vgl. Tabelle 2 und Abbildung 2) werden Elektrofilter und filternde Abscheider als weitere Möglichkeit neben dem Sekundärwärmetauscher zur Staubabscheidung favorisiert. Insbesondere Metallgewebefilter bzw. Metall-Vlies-Filter haben bei Holzkleinfeuerungen bereits sehr gute Abscheideleistungen erzielt. Der Einsatz von Elektrofiltern bei Kleinfeuerungen befindet sich nach gegenwärtigem Wissensstand größtenteils noch im Entwicklungsstadium und es wurden erste Prototypen (Fa. Spanner) gefertigt. Des Weiteren stellen Keramikfilter (Fa. Herding) aufgrund ihrer Temperaturbeständigkeit und ihrer hohen Abscheideleistung eine interessante Alternative zu o.g. Techniken dar. Ein bereits auf dem Markt erhältlicher Apparat zur Staubabscheidung ist die Hydrobox der Fa. Schröder. Dabei handelt es sich um einen Sekundärwärmetauscher mit integrierter Kondensateindüsung zur Staubabscheidung. Prüfstandsmessungen an der FH Gelsenkirchen ergaben bei einer Pelletsfeuerung eine Reduzierung des Staubgehaltes um ca. 66 % [30]. Inwieweit sich der Apparat jedoch im praktischen Einsatz bewährt, ist derzeit nicht bekannt.

Weitere relevante Gesichtspunkt für den Einsatz von Sekundärmaßnahmen zur Reduktion der Staubemissionen stellen neben der Abscheideleistung die Kosten für den jeweiligen Apparat und die erforderlichen peripheren Einrichtungen (Einbindung in die Feuerungsregelung, Gebläsemehrkosten, Druckluftherzeugung für Abreinigung, Strommehrkosten, Wartung etc.) dar. Dazu gibt es bisher von den in der Entwicklung befindlichen Staubabscheidern wenig konkrete Angaben oder diese Angaben lassen sich aufgrund unterschiedlicher Kesselleistungen nur unzureichend vergleichen. Die angegebenen Kostenziele bzw. Kostenabschätzungen bewegen sich in einer Größenordnung von 1.000 bis 3.000 EUR:

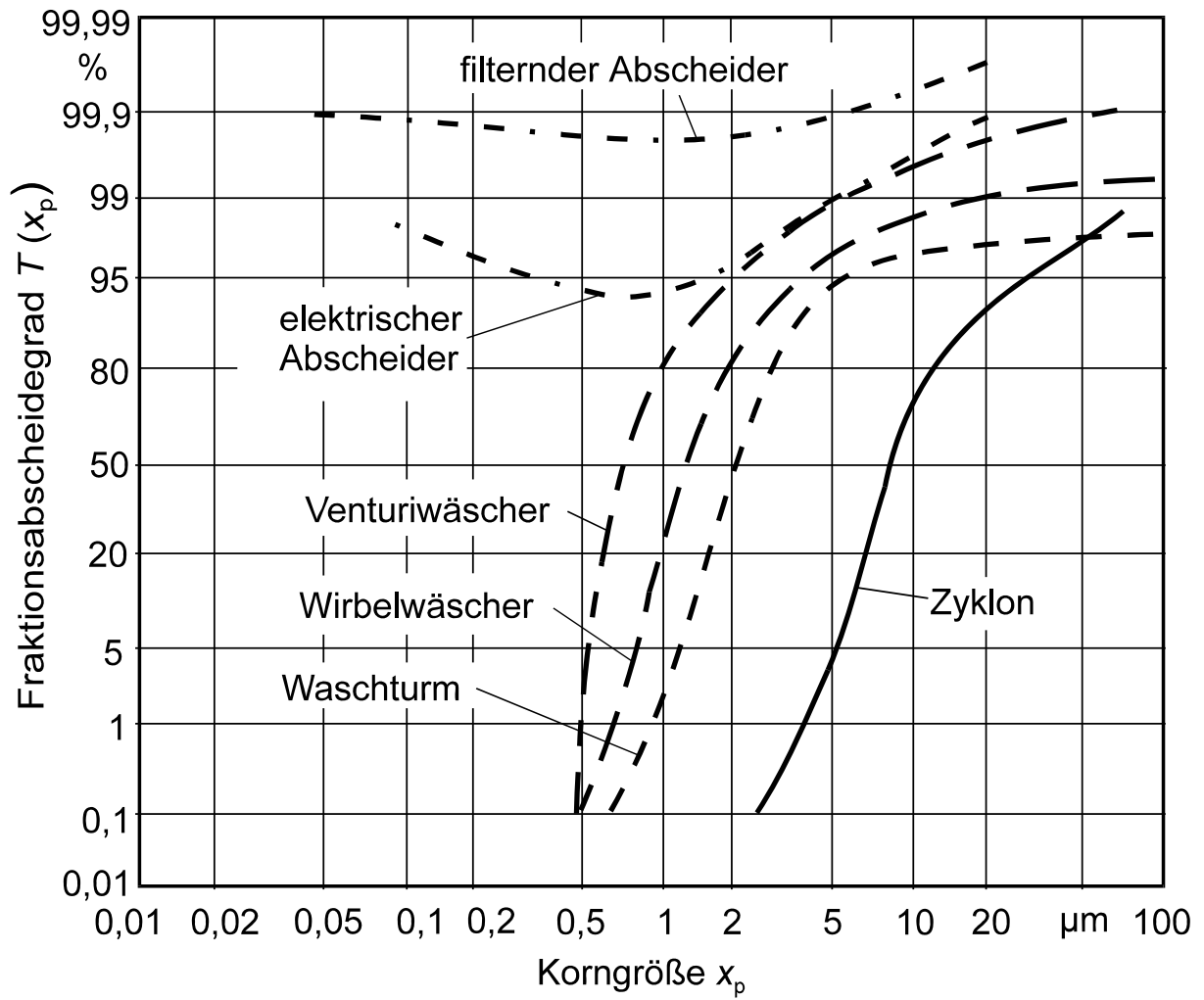


Abbildung 2: Abscheidegrade von Staubabscheidern in Abhängigkeit von der Korngröße [15]

Tabelle 2: Sekundärmaßnahmen zur Minderung der Staubemissionen

Technologie	Funktionsweise	Vorteile	Nachteile
Elektrofilter	<ul style="list-style-type: none"> • Staubpartikel werden durch Sprühelektrode negativ aufgeladen und im starken el. Feld zur Niederschlagselektrode transportiert und abgeschieden • Abreinigung durch Klopfvorrichtung • mögliche Vorentstaubung durch Zyklon 	<ul style="list-style-type: none"> • geringer Druckverlust • geringer Bedienungsaufwand • unempfindlich gegen Funkenflug • hohe Abscheidegrade von 95 bis > 99% • gute Feinstaubabscheidung bis < 1 µm möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Investitionskosten • Hochspannung erforderlich • es darf sich kein unverbranntes Material ansammeln (Brandgefahr durch Funkenentladung) • für Zugabe von Additiven nicht geeignet
Gewebefilter	<ul style="list-style-type: none"> • Staubpartikel werden am Filtermaterial abgeschieden • dabei baut sich ein Filterkuchen auf, der die Abscheideleistung stetig erhöht • bei festgelegtem Druckverlust mech. oder pneumatische Abreinigung 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Abscheidegrade von > 99% möglich • gute Feinstaubabscheidung bis < 1 µm erreichbar • Zugabe von Additiven möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Investitions- und Betriebskosten • starker Druckverlust • empfindlich gegen Funkenflug • best. Abgastemp. muss eingehalten werden (abhängig vom Filtermaterial und Ascheeigenschaften) • Kondensation (Taupunktunterschreitung) muss vermieden werden; führt zum Verkleben des Filterkuchens
Fliehkraftabscheider/ Zyklone	<ul style="list-style-type: none"> • Staubpartikel werden auf eine Kreisbahn gelenkt und aufgrund ihrer Masseträgheit abgeschieden • Reingas wird nach oben abgesaugt • Einsatz von Multizyklonen zur Verbesserung des Abscheidegrads 	<ul style="list-style-type: none"> • geringe Investitions- und Betriebskosten • geringer Druckverlust • temperaturunabhängig 	<ul style="list-style-type: none"> • empfindlich auf Änderungen der Abgasgeschwindigkeit • Abscheidegrad 50 bis 90% • für max. Staubkonz. von 150 mg/Nm³ geeignet • min. Partikelgröße 3 bis 20 µm
Abgaskondensation	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserdampf aus Abgas wird kondensiert • dadurch Wärmerückgewinnung und Abgasreinigung 	<ul style="list-style-type: none"> • Wärmerückgewinnung möglich • auf zusätzliche Entstaubung kann zum Teil verzichtet werden 	<ul style="list-style-type: none"> • Staubabscheidung abhängig vom Kondensatanfall (Brennstoffwassergehalt, Rücklauftemperatur) • hohe Investitions- und Betriebskosten • vermutlich erst ab 500 kW sinnvoll • Kondensatschlamm (ggf. Entsorgungskosten) • Anforderungen an die Kondensatqualität zur Einleitung noch ungeklärt
Keramikfilter	<ul style="list-style-type: none"> • Abgas wird durch Poren des Filters geleitet • Aufbau eines Filterkuchens • pneumatische Abreinigung bei bestimmten Druckverlust 	<ul style="list-style-type: none"> • hoher Temperaturbereich (250-1.000 °C) • gute Staubabscheidung • Zugabe von Additiven möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Investitions- und Betriebskosten • bei hohen Temperaturen keine Abscheidung von HCl und SO₂ möglich • hoher Druckverlust (je nach Bauart 15-50 mbar)

Technologie	Anmerkungen	Kontakte
Elektrofilter	<ul style="list-style-type: none"> • Entwicklung eines Rohrelektrofilters (Prototyp) für kleine Biomasseheizkessel (Fa. Spanner, FH Amberg) • Entwicklung eines Prototyps mit ersten Praxistests der Rüegg AG • el. Partikelabscheider für kleine Holzfeuerung (EMPA/noch nicht erhältlich) • Entwicklung eines Kleinstelektrofilters (Joanneum GmbH, ziehen eine Weiterentwicklung in Betracht) <p>→ kleine Elektrofilter vermutlich sehr gut geeignet</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Prof. Dr.-Ing. Stefan Beer, FH Amberg, Fachbereich Maschinenbau/Umwelttechnik • Fa. Otto Spanner, Neufahrn • Rüegg AG, Zumikon Schweiz • Dr. V. Schmatloch, EMPA Dübendorf • Reiner Padinger, Forschungsgesellschaft Joanneum GmbH Institut für Energieforschung, Österreich
Gewebefilter	<ul style="list-style-type: none"> • Entwicklung Entstaubungsaggregat (Metallgewebefilter/Material P17) für Holzkleinfeuerungen (Ingenieurbüro Oskar Winkel/ILK Dresden/Auftraggeber: LfU Augsburg) • Edelstahl-Vlies-Filter (WVT) <p>→ mit Metallgewebefiltern gute Abscheideleistungen bei Holzkleinfeuerungen</p> <p>→ Gewebefilter aus Kunststoff nur mit Vorabscheider einsetzbar (Funkenflug)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Fa. Oskar Winkel, Amberg (Metallgewebefilter) • Dr.-Ing. Gerhard Biedenkopf Wirtschaftliche Verbrennungstechnik GmbH (WWT, Bioflamm) • Lühr Filter GmbH & Co. KG, Stadthagen
Fliehkraftabscheider/Zklone	<ul style="list-style-type: none"> • bei der Getreideverbrennung liegen ca. 80 % der Partikeln im Bereich von 0,4-1,0 µm <p>→ evtl. als Vorabscheider in Verbindung mit Elektro- oder Gewebefilter</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Kreisel GmbH & Co. KG Umwelttechnik
Abgaskondensation	<ul style="list-style-type: none"> • Erprobung eines Sekundärwärmetauschers der Fa. SGL im Rahmen des Projektes • Sekundärwärmetauscher der Fa. Bomat mit Keramikrohren (Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Hackschnitzaufbereitungen; TFZ) • Hydrobox, Fa. Schröder: Wärmetauscher mit integrierter Entstaubung (bereits am Markt erhältlich) 	<ul style="list-style-type: none"> • Dr. Marcus Franz, SGL Carbon GmbH, Meitingen • Hr. Rolf Bomat, Bomat Heiztechnik GmbH • Fa. Schröder
Keramikfilter	<ul style="list-style-type: none"> • bisher für Kleinfeuerungen nicht verfügbar bzw. zu kostenintensiv • Entwicklung eines Kleinstkeramikfilter (90 m³/h, 350 °C) mit Jet-Impulsabreinigung durch die Fa. Herding <p>→ technisch gute und sicherlich geeignete Alternative evtl. zu kostenintensiv</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Herding Filtertechnik GmbH, Amberg • Didier Filtertechnik GmbH, Eisenberg/Pfalz • Pall Schumacher GmbH, Crailsheim

2.4 Emissionen bei der Nutzung von Getreidebrennstoffen

Getreidekörner unterscheiden sich in vielerlei Hinsicht von Holzbrennstoffen. Neben Unterschieden in der Energiedichte und beim Aschegehalt (bis zum Vierfachen der Werte von Fichtenholz) weisen Getreidekörner insbesondere beim Stickstoff-, Kalium- und Chlorgehalt höhere Werte auf als Holz. Diese Stoffe können zu feuerungstechnischen Problemen führen und tragen auch zur Bildung von Luftschadstoffen bei [17]. Die speziellen Brennstoffeigenschaften wirken sich in unterschiedlicher Weise auf den Schadstoffausstoß aus, wie nachfolgend kurz erläutert wird.

Kohlenmonoxid-Emissionen (CO)

Das Maß für die Qualität des Gasausbrandes ist der Gehalt an Kohlenmonoxid (CO) im Abgas. CO ist als Zwischenprodukt bei der Verbrennung im Falle eines unvollständigen Ausbrandes der Verbrennungsgase vermehrt im Abgas enthalten. Die Höhe der CO-Emissionen hängt von einer Vielzahl von Einflussgrößen ab. Hierzu zählen unter anderem die im Brennraum erzielten Temperaturen, die unter anderem von der zugeführten Verbrennungsluftmenge und von der Feuerraumauskleidung bzw. den Wärmeverlusten abhängen. Daneben kommt es auf eine ausreichende Verweilzeit der Brenngase im Brennraum an, sie wird im Wesentlichen durch die zugeführte Brennstoffmenge und das Feuerraumvolumen bestimmt. Hinzu kommt die Intensität der Durchmischung von gebildeten Brenngasen mit der Verbrennungsluft, die durch eine möglichst große Turbulenz der Gasführung im Brennraum gewährleistet wird. Eine gleichmäßige Zuführung des Brennstoffs erleichtert die Regelung dieser Prozesse, dies ist insbesondere wichtig für die zielgerichtete Dosierung der Primär- und Sekundärluftmenge.

Bei Getreidekörnern handelt es sich um einen gut rieselfähigen Brennstoff, dessen Dosierung in der Regel ähnlich gleichmäßig erfolgen kann wie bei feinen Holzhackschnitzeln oder Pellets. Zudem ist der Brennstoff in der Regel trocken, so dass sich eine automatisch beschickte Feuerung mit solchen Brennstoffen in der Regel leicht auf konstante Betriebsbedingungen einregeln lässt. Sofern der Betriebsablauf nicht durch allmählich zunehmende Verschlackung und damit Störungen bei der Luftzuführung behindert wird, lässt sich mit Körnern auch ein relativ vollständiger Gasausbrand erzielen. Im direkten Brennstoffvergleich wurden mit Triticalekörner ähnlich günstige CO-Emissionen erzielt wie mit Holzpellets [17].

Kohlenwasserstoff-Emissionen (Gesamt-C)

Der Ausstoß von besonders geruchsaktiven flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (Gesamt-C) korreliert mit der Emission von Kohlenmonoxid (CO). Allerdings muss hierzu erst ein bestimmter Schwellenwert erreicht werden. Das geht aus den Ergebnissen einer linearen Korrelationsanalyse hervor. Der genannte Schwellenwert liegt bei überwiegender Holzbrennstoffnutzung etwa bei 700 mg CO/Nm³ [17]. D.h. hohe Gesamt-C-Emissionen sind ein Indiz für unvollständige Verbrennung und gehen meist mit hohen CO-Emissionen einher. Aufgrund der vorwiegend geringen CO-Gehalte sind auch die Gesamt-C-Gehalte entsprechend niedrig. Somit ist dieser Parameter nicht signifikant für Getreidebrennstoffe, sondern in der Regel von der Feuerungsregelung abhängig. Im Rahmen von Messungen an der ehemaligen Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik mit sehr unterschiedlichen Brennstoffen kam es unterhalb des genannten CO-

Schwellenwertes nur in zwei Ausnahmefällen zu einem signifikanten Anstieg der flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen. Hierbei handelt es sich in beiden Fällen um Getreidekörner (Triticale), die mit 27 bzw. 57 mg/Nm³ trotz gleichzeitig sehr niedriger CO-Emissionen auffällig hohe Gesamt-C-Werte aufweisen. Diese beiden Ausnahmen bestätigen aber eine Beobachtung aus der Kleinanlagenpraxis, wonach die Verwendung von Getreide als Brennstoff bereits verschiedentlich zu erhöhten Geruchsbelästigungen und zu Nachbarschaftsbeschwerden geführt hat [17].

Staub-Emissionen

Ein zentrales Thema beim Einsatz von Getreidebrennstoffen sind die Staub-Emissionen. Während die Verbrennung von Holzbrennstoffen (Holzhackschnitzel, Holzpellets) im Allgemeinen zu geringen Staub-Emissionen im Rohgas führt, ist beim Einsatz von Getreidekörnern ein wesentlich höheres Staubniveau festzustellen. Generell ist ein Zusammenhang zwischen Aschegehalt im Brennstoff und der Staubemission im Abgas zu beobachten. Zwischen Holz und Halmgutbrennstoffen besteht hierbei jedoch ein erheblicher Niveauunterschied. Selbst bei Brennstoffen mit etwa gleichem Aschegehalt (z. B. Stroh und Holzrinde) emittieren die Halmgutbrennstoffe bei der Verbrennung ein Vielfaches an Staub. Diese Beobachtungen zeigen, dass offenbar die Art und Zusammensetzung der enthaltenen Aschen als eine wesentliche Einflussgröße anzusehen ist. Als Erklärung bietet sich an, dass die besonders feinkörnigen Aschen der Körner- und Halmgutbrennstoffe während der Verbrennung leichter vom Gasstrom mitgerissen werden und dass es nur in weitaus geringerem Maße zur Staub-Sedimentation im Feuerraum, Wärmetauscher oder Kaminssystem kommt [17]. Das gilt umso mehr, als diese Stäube im Abgasweg zum Teil erst aus einer Rückkondensation von zuvor verdampften Salzen entstehen [14]. Die Einhaltung des Staubemissionsgrenzwertes der 1. BImSchV (150 mg/Nm³ bei 13 % O₂) ist mit Getreidekörnern in Hackschnitzelfeuerungen ohne Entstaubungseinrichtung schwierig. Auf mögliche Minderungseffekte durch den Einsatz von Sekundärmaßnahmen oder durch die Verbrennung in Gemischen mit Hackschnitzeln oder durch die Verwendung von Zuschlagstoffen wird im Folgenden ausführlicher eingegangen.

Stickstoffoxid-Emissionen (NO_x)

Die Emissionen an NO und NO₂ werden als NO_x-Emissionen bezeichnet und in der Regel zusammengefasst als NO₂ angegeben. Grundsätzlich ist die Höhe des NO_x-Gehaltes im Abgas vom natürlichen Stickstoffgehalt im Brennstoff und den Reaktionsbedingungen bei der Verbrennung abhängig. Der Stickstoff wird bei der Verbrennung, ähnlich wie Kohlenstoff und Wasserstoff, teilweise oxidiert und geht ins Abgas über, wobei aber der deutlich größere Teil des Brennstoffstickstoffs als unschädlicher elementarer Stickstoff (N₂) freigesetzt wird. Analysenwerte fester Biomassebrennstoffe zeigen, dass Getreidekörner als eiweißreiche Biomasse vergleichsweise hohe Stickstoffgehalte aufweisen. Der Stickstoffgehalt von Getreidekörnern liegt um den Faktor 10 bis 25 über dem von rindenfreiem Holz [14]. Dementsprechend führt die Verbrennung von Getreidekörnern oder Getreideganzpflanzen meist zu erhöhten NO_x-Emissionen.

Die zweite wichtige NO_x-Bildungsursache ist die Reaktion von Luftstickstoff mit Sauerstoff. Hierfür müssen aber sehr hohe Temperaturen von mehr als 1.300 °C vorliegen; sie kommen jedoch bei der Biomasseverbrennung allenfalls örtlich und kurzzeitig vor. Daher spielt dieser Bil-

dungsmechanismus nur bei den stickstofffreien Brennstoffen wie Heizöl oder Erdgas eine größere Rolle, da hier höhere Verbrennungstemperaturen auftreten.

Aus feuerungstechnischer Sicht spielt der Ort der Luftzufuhr (Verhältnis von Primär- und Sekundärluft) eine entscheidende Rolle. So kann eine eher geringe Primärluftzugabe eine reduzierende Atmosphäre im Bereich des Glutbettes zur Folge haben und so der Bildung von Stickstoffoxiden aus dem Brennstoffstickstoff entgegen wirken [14].

3 Methodisches Vorgehen

Beim Betrieb von Feuerungen für biogene Brennstoffe treten – anders als bei Feuerungen, die mit homogenen und leicht dosierbaren Brennstoffen wie Heizöl oder Erdgas betrieben werden – stets eine Vielzahl von Einfluss- und Störgrößen auf, die die Aussagekraft und die Verallgemeinerungsfähigkeit von Emissions- und Leistungsmessungen beeinträchtigen. Dazu zählen neben Brennstoffzusammensetzung und -eigenschaften auch dynamische, mehr oder weniger stark schwankende Betriebszustände in der Feuerung, durch die sich die Strömungsverhältnisse in den Mess- und Probenahmestrecken laufend ändern. Messungen an Feuerungen für biogene Brennstoffe sind daher stets mit einer relativ hohen Unsicherheit verbunden, mit der die jeweilige Feuerungsart repräsentativ für das gesamte mögliche Einsatzspektrum abgebildet werden kann. Die versuchstechnischen und methodischen Maßnahmen stellen daher notwendigerweise einen Kompromiss zwischen messtechnisch wünschenswertem und wirtschaftlich vertretbarem Aufwand dar. Das gilt nicht nur für die Auswahl der Feuerungsanlage, ihre Betriebszustände und die verwendeten Brennstoffe, sondern auch für die Wiederholbarkeit der Messungen, für Versuchsdurchführung und -aufbau, sowie die messtechnische Ausstattung. Nachfolgend werden der Versuchsplan und die messtechnische Vorgehensweise dargestellt, wobei versucht wurde, die o. g. Unsicherheiten so weit wie möglich zu minimieren.

3.1 Beschreibung der ausgewählten Feuerungsanlagen

Die Auswahl der Feuerungsanlagen für die Prüfstandsmessungen erfolgte aufgrund ihrer Eignung für den Einsatz von Getreidebrennstoffen. Maßgeblich hierfür war auch die ausdrückliche Deklaration der Hersteller, die Feuerungen für den Einsatz von Getreide anbieten. Es sollten zwei Feuerungsanlagen ausgewählt werden, wobei die Wahl auf die Anlage RHK-AK 50 des Herstellers Heizomat und die Anlage Powercorn 30 des Herstellers Guntamatic fiel. Die beiden Anlagen werden in den folgenden Kapiteln beschrieben.

3.1.1 Anlage 1: Heizomat

Die Abbildung 3 zeigt eine schematische Darstellung der von der Fa. Heizomat zur Verfügung gestellten Feuerung. Die Anlage weist ein Leistungsspektrum von 30 bis 50 kW auf. Sie wird in Deutschland nur für den Einsatz von Holzhackschnitzeln angeboten, da Getreide in Deutschland nicht zu den Regelbrennstoffen gemäß 1. BImSchV zählt. Die Anlage verfügt über eine elektronische Regelung mit Lambdasonde, einen luftgekühlten, starren Schrägrost, einen Glühstab zur automatischen Zündung und ein automatisches Entaschungssystem mit einem Kettenförderer, der die Brennstoffe, die träge vergasen oder verbrennen, langsam über den Kesselboden zum Entaschungsschacht befördert. Schlackehaltige Verbrennungsrückstände sowie Fremdkörper werden dadurch entfernt. Die Reinigung der Wärmetauscher erfolgt ebenfalls automatisch während der Entaschung. Die wichtigsten technischen Merkmale der Anlage sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

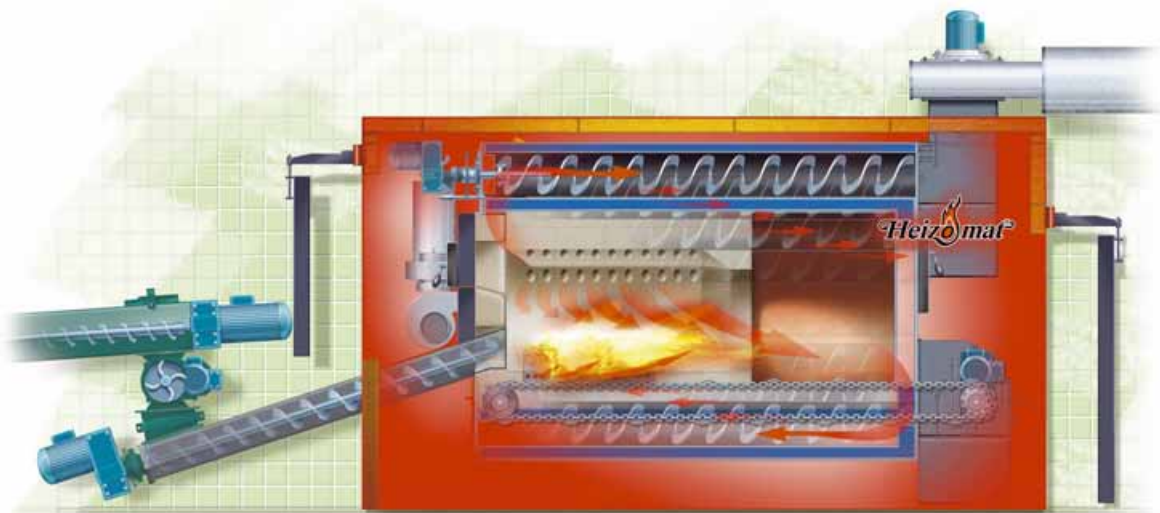


Abbildung 3: Funktionsdarstellung der Heizomat Kesselreihe RHK-AK. Das in den Versuchsreihen verwendete Vorserienmodell weicht in einigen Details von dieser Darstellung ab

Tabelle 3: *Anlagentechnische Merkmale Heizomat RHK AK-50*

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Hackschnitzelfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Nennwärmeleistung	45 kW
kleinste Wärmeleistung	15 kW
Feuerungsprinzip	Einschub mit starrem, luftgekühltem Schrägrost
Brennstoffzufuhr	automatisch über Schnecken
Zündung	automatisch mit Glühstab
Entaschung	automatischer Austrag mit Kettenförderer
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Rohrwärmetauscher liegend
Reinigung	automatisch
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	durch den Rost
Sekundärluftzufuhr	beidseitig über der Flamme in die Brennkammer
Gebälse	Druckgebläse
Luftmengenregelung	Drehzahlregelung der Gebläse
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoff- und Primärluftmenge
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Abgastemperatur, Lambda
Stellgrößen	Sekundärluftmenge

3.1.2 Anlage 2: Guntamatic

Von der Firma Guntamatic wurde eine Kesselanlage des Typs Powercorn 30 zur Verfügung gestellt. Abbildung 4 zeigt schematisch den Aufbau und die Funktion sowie die Ansicht der Anlage.



Abbildung 4: Funktionsdarstellung und Ansicht der Anlage Guntamatic Powercorn 30

Die Anlage weist beim Einsatz von Holzpellets als Brennstoff ein Leistungsspektrum von 7 bis 30 kW und bei der Verwendung von Energiekorn als Brennstoff ein Leistungsspektrum von 7 bis 25 kW auf. Der Brennstoff wird über ein Heißluftgebläse automatisch gezündet und bei einer Feuer-
raumtemperatur von ca. 650 °C verbrannt. Ein beweglicher Treppenrost sorgt für eine automati-
sche Rostreinigung, für die notwendige Bewegung im Glutbett und für den Ascheabtransport. Die
Anlage verfügt über eine elektronische Regelung mit Lambdasonde, die Primärluftzufuhr erfolgt
durch den Treppenrost und die Sekundärluft wird in eine Ausbrandzone oberhalb des Glutbetts
eingeblassen. Die Reinigung des Rohrbündelwärmetauschers erfolgt automatisch in frei program-
mierbaren Zeitintervallen.

Tabelle 4: Anlagentechnische Merkmale Guntamatic Powercorn 30

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Anlagenart	Pellet- bzw. Getreidefeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Nennwärmeleistung	30 kW mit Holzpellets, 25 kW mit Getreide
kleinste Wärmeleistung	7 kW mit Holzpellets, 7 kW mit Getreide
Feuerungsprinzip	Einschub mit bewegtem, luftgekühltem Schrägrost
Brennstoffzufuhr	automatisch über Schnecken
Zündung	automatisch mit Zündgebläse
Entaschung	automatischer Austrag mit Schnecken
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Rohrbündelwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch
<i>Verbrennungsluft</i>	
Primärluftzufuhr	durch den Rost
Sekundärluftzufuhr	beidseitig über der Flamme in die Brennkammer
Gebälse	Druckgebläse
Luftmengenregelung	Drehzahlregelung der Gebläse
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoff- und Primärluftmenge
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Abgastemperatur, Lambda
Stellgrößen	Sekundärluftmenge

3.2 Beschreibung der eingesetzten Sekundärmaßnahmen

3.2.1 Kondensationswärmetauscher

Die Beurteilung der Brennwerttechnik zur Steigerung des Wärmeertrages und zur Abscheidung von Partikeln aus dem Abgas erfolgte anhand eines Zusatzwärmetauschers der Firma SGL Carbon AG in Meitingen. Hierbei handelte es sich um ein Bauteil, welches als Zusatzwärmetauscher sowohl in einen Heizkessel integriert werden kann, als auch als nachgeschaltetes Bauteil an eine bestehende Anlage (auch nachträglich) angebaut werden kann. Der Kondensationswärmetauscher

kann entweder mit dem kalten Rücklaufwasser des Heizkreislaufs verbunden werden, um eine Vorwärmung des dem Kesselwärmetauschers zufließenden Kreislaufwassers zu bewirken, oder auch einen eigenen Niedertemperaturheizkreislauf bedienen. Bei dem verwendeten Wärmetauscher (Abbildung 5) handelt es sich um einen speziell für die Versuche bereitgestellten Aufbau mit Abgaseintrittsstutzen aus Edelstahl und einem Abgasaustrittsstutzen aus Kunststoff. Der Wärmetauscher besteht aus einem Graphitkeramikblock, in welchen vertikal rautenförmige Kanäle zur Abgasführung eingefräst wurden und in den auch die quer dazu verlaufenden wasserführenden Leitungswege in Form von Bohrungen direkt in den Graphitblock eingearbeitet sind. Der Vorteil des Graphitmaterials liegt in der gegenüber Stahl um ein Vielfaches höheren Wärmeleitfähigkeit. Dadurch ist auf relativ geringem Raum ein höherer Wärmeübergang an das Heizwasser möglich, so dass eine kompakte Bauweise ermöglicht wird. Hinzu kommt, dass das Graphitmaterial chemisch beständig und daher gegenüber den bei der Kondensation anfallenden Säuren unempfindlich ist.



Abbildung 5: Sekundärer Abgaswärmetauscher zur Abgaskondensation von Kleinanlagen ("Ein-Block-Typ" aus Graphitkeramik, Hersteller: SGL Carbon AG). Gesamtansicht des Versuchsgerätes und Ansicht der Abgaskanäle (Bild rechts: Quelle: SGL)

Der Wärmetauscher wurde in verschiedenen Einbauvarianten untersucht. Abbildung 6 (links) zeigt den "Gleichstrombetrieb", bei dem sowohl das Abgas als auch das Kondensat von oben nach unten strömen. Zusätzlich wurde bei dieser Betriebsvariante ein Demister im abgekühlten Abgas eingesetzt. Dabei handelt es sich um ein engmaschiges dreidimensionales Gitter aus Kunststoffgeflecht, welches ein vertikales Abgasendverbindungsstück mit Kondensatablauf pfropfenförmig

verschließt Abbildung 6 (rechts). Dadurch sollte die Bildung größerer Tropfen und somit eine zusätzliche Kondensatabscheidung bewirkt werden.

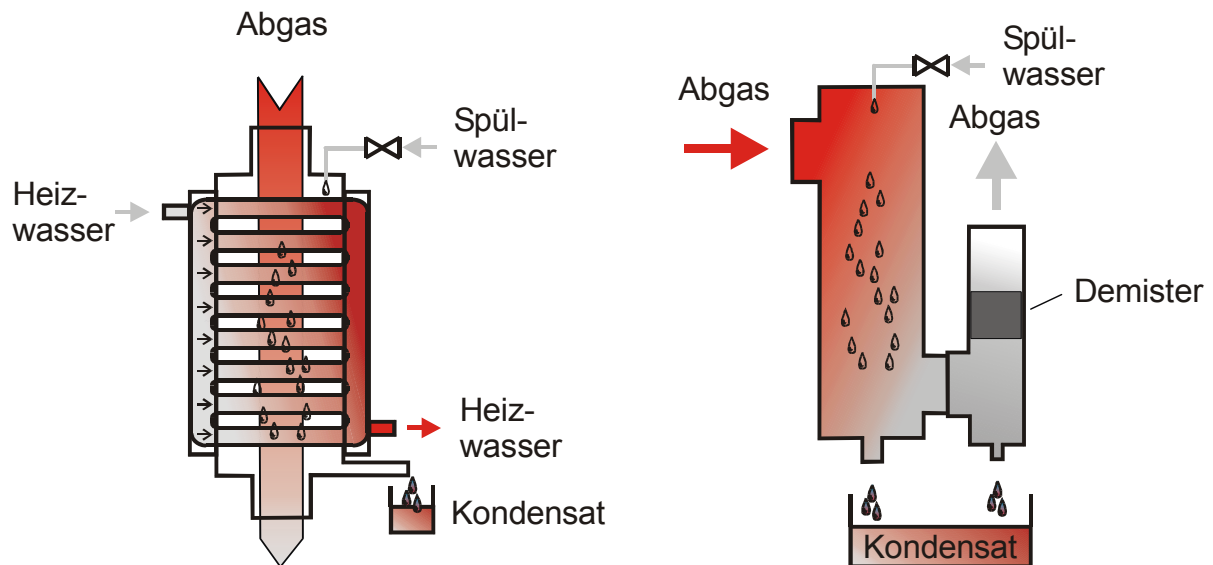


Abbildung 6: Schematische Darstellung der untersuchten Varianten und Modifikationen des Kondensationswärmetauschers. Links: erste Variante im Gleichstrombetrieb (Abgas und Kondensat von oben nach unten), rechts Seitenansicht mit Darstellung der Einbauposition des Demisters

Als weitere Variante wurden der "Gleichstrombetrieb", untersucht, bei dem das Abgas von unten nach oben geführt wird, während das Kondensat von oben nach unten abläuft (Abbildung 7). Dieser Aufbau wurde in zwei Varianten untersucht: Zum einen erfolgte eine durchgehend parallele Führung des Heizkreislaufwassers durch die Kühlwasserkanäle des Wärmetauscherblocks (Abbildung 7, links). Zum anderen wurde eine zusätzliche Umlenkung der Kühlwasserführung durch den Carbonblock des Wärmetauschers vorgenommen (Abbildung 7, rechts).

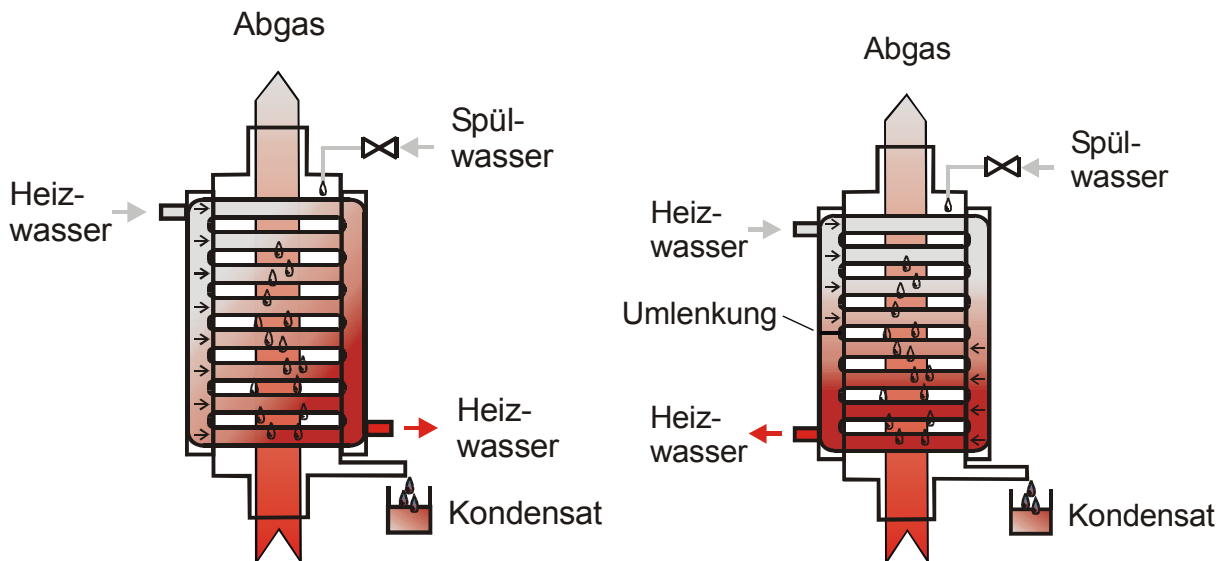


Abbildung 7: Schematische Darstellung der untersuchten Varianten und Modifikationen des Kondensationswärmetauschers. Links: erste Variante im Gegenstrombetrieb (Abgas von unten nach oben und Kondensat von oben nach unten), rechts: zweite Variante im Gegenstrombetrieb mit eingebauter Umlenkung im Heizwasserkanal

3.2.2 Metallgewebefilter

Als Vertreter für einen filternden Abscheider kam ein Prototyp eines Metallgewebefilters der Fa. Oskar Winkel, Amberg zum Einsatz. In Tabelle 7 sind die wesentlichen technischen Daten des Filters zusammengefasst.

Tabelle 5: Technische Daten des Filters

Kenngröße	Wert
Bauart	Metallgewebefilter mit 3 Filterpatronen
Filterfläche	3,6 m ² (3 x 1,2 m ²)
Patronenabmessungen	Ø: 160 mm; Länge: 620 mm
Spezifische Filterflächenbelastung	ca. 0,66 m ³ /min (40 m ³ /m ² h)
Maximaler Volumenstrom	145 m ³ /h
Filterwiderstand	1.200 Pa
Leistung der el. Beheizung	1,4 kW
Druckluftbedarf	ca. 300 l/h

Wie in Abbildung 8 dargestellt, tritt das Rohgas seitlich in den Rohgasfilterraum ein und verteilt sich hier auf die drei Filterpatronen. Die Filterpatronen bestehen aus dem eigentlichen Filtergewebe welches ein plissiertes (d. h. ein eng zick-zack-förmig gefaltetes) Grundmuster aufweist und damit in die runde sternförmige Patronenform gebracht wird. Ein Ausschnitt einer Filterpatrone

ist in Abbildung 41 (Kapitel 4.8) zu sehen. Als Filtergewebe wird ein Edeltstahlgewebe gewählt, das sehr temperaturbeständig ist. Das Gewebe kann mit einer Dauertemperatur von bis zu 450 °C beaufschlagt werden, und ist damit unempfindlich gegenüber dem bei Biomassefeuerungen unvermeidlichen Funkenflug. Ein weiterer Vorteil des Edeltstahlgewebes liegt darin, dass die Filterpatronen von Zeit zu Zeit ausgebaut und mittels eines Dampfstrahlreinigers gründlich gereinigt werden können.

Das plissierte Filtergewebe liegt zwischen zwei Lagen Stützgewebe mit einer sehr viel gröberen Webstruktur. Damit wird sichergestellt, dass die Faltengeometrie des Gewebes dauerhaft erhalten bleibt. Die Filterpatronen werden von Außen nach Innen durchströmt. Der im Abgas enthaltene Staub wird an der Gewebeoberfläche zurückgehalten und bildet hier einen Filterkuchen, der auch maßgeblich an der Staubabscheidung beteiligt ist.

Der an dem Filter-Gewebe anhaftende Staub wird in definierten Zeitabständen von den Filterpatronen abgereinigt. Der Zeitpunkt der Abreinigung wird über einen Grenzwert für den Differenzdruck über den Filter bestimmt. Sobald dieser Grenzwert überschritten wird, wird die Abreinigung ausgelöst. Die Abreinigung erfolgt mittels Druckluft-Stößen (Impulsen) in das Patronen-Innere. Der Druck dieser Impulse beträgt in der Regel 4-5 bar, die Impulsdauer etwa 0,2 Sekunden. Der abgereinigte Filterkuchen sinkt zum Gehäuseboden, von wo er dann manuell entnommen oder automatisch ausgetragen werden kann. Da es sich bei dem zur Verfügung gestellten Filter noch um einen Prototyp handelte, erfolgte die Auslösung der Filterabreinigung manuell. Dazu wurde der Druckverlust über den Filter mit einem U-Rohr-Manometer gemessen und bei Überschreiten des Grenzwertes wurde die Abreinigung manuell ausgelöst. Darüber hinaus erfolgte – unabhängig vom Druckanstieg – nach jeder Messung eine Abreinigung.

Um Anbackungen und Verklebungen des Filterkuchens aufgrund von Unterschreitungen des Taupunktes zu vermeiden, werden folgende Maßnahmen ergriffen: Das Abgas wird im Anfahrbetrieb über einen Bypass gefahren, d. h. der Filter wird nicht mit kaltem Abgas durchströmt. Zusätzlich wird der Filter in der Anfahrphase mit einer elektrischen Begleitheizung vorgeheizt, wobei eine Temperatur von wenigstens 120 °C am Filtergewebe angestrebt wird.

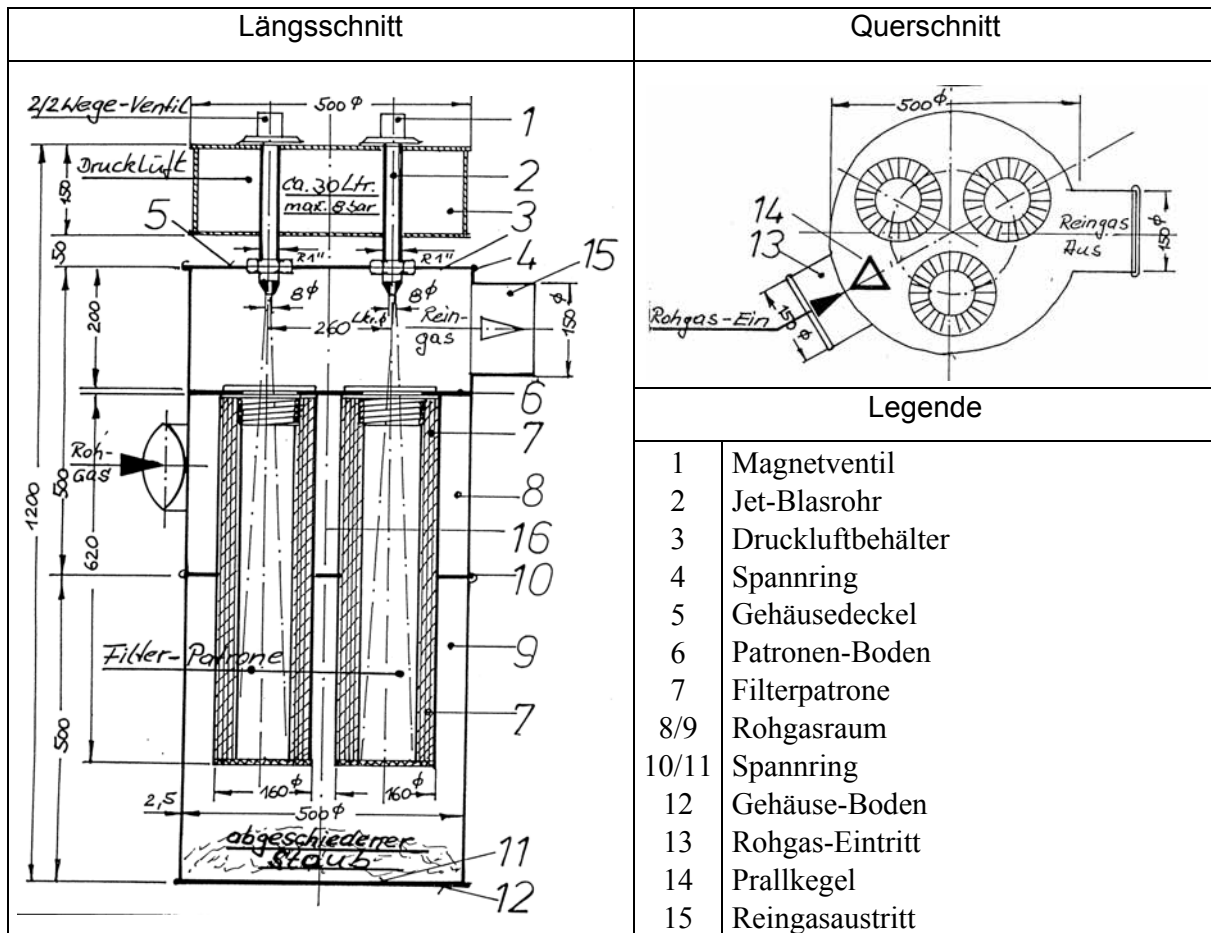


Abbildung 8: Darstellung des Filters



Abbildung 9: Aufbau des Filters im Prüfstand

3.2.3 Elektrofilter (Praxismessung)

Im Rahmen einer Praxismessung wurde auch die Wirkung eines Elektrofilters als Staubabscheider an einer Getreidefeuerung untersucht. Bei dem Filter handelt es sich um eine Eigenentwicklung des Anlagenbetreibers (Pentenrieder, Starnberg). Tabelle 6 fasst die wesentlichen technischen Daten des Filters zusammen.

Tabelle 6: Technische Daten des Elektrofilters (Eigenbau Pentenrieder, Starnberg)

Kenngröße	Bezeichnung / Wert
Bauart	Elektrofilter
Filterfläche	3,6 m ² (3 x 1,2 m ²)
Gehäuseabmessungen	Ø: 400 mm; Höhe: 650 mm
Maximale Kesselleistung	ca. 50 kW
Hochspannung	> 20 kV

Als Sprühelektrode dient eine tellerförmige Metallbürste, die in der Mitte des Filtergehäuses an einem isolierten Elektrodenhalter befestigt ist. Die Reinigung der Sprühelektrode erfolgt durch Spülluft. Als Niederschlagselektroden dienen Stahlwalzen, die ringförmig entlang der Außenwand des Filtergehäuses angeordnet sind und mechanisch abgereinigt werden. Die Abreinigung erfolgt etwa alle 3 bis 4 Stunden über einen Zeitraum von ca. 1 Minute. Bei dem Filter handelt es sich um einen Prototyp, der kontinuierlich weiterentwickelt wird. In Abbildung 10 sind der eingebaute Filter sowie eine Skizze des Filtergehäuses dargestellt.

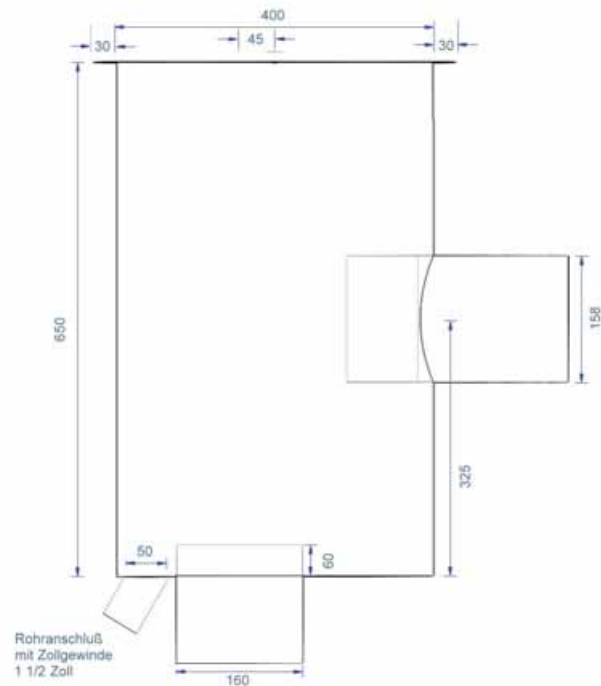


Abbildung 10: Elektrofilter der Anlage Pentenrieder, rechts: Abmessungen des Filtergehäuses

3.3 Durchgeführte Versuche / Versuchsplan

Grundlage für das Versuchsprogramm ist der Versuchsplan des Angebotes, der im Wesentlichen Messungen an zwei Feuerungsanlagen mit verschiedenen Brennstoffen vorsieht. Zusätzlich wurden 2 Verfahren zur sekundären Minderung der Staubemissionen untersucht. Die Anlage 1 wurde dazu mit einem sekundären Wärmetauscher zur Abgaskondensation und die Anlage 2 mit einem Metallgewebefilter kombiniert. Weitere Versuchsfragen betrafen die Wirkung von Brennstoffmischungen (Anlage 1) und verschiedenen Formen der Brennstoffaufbereitung (Anlagen 1 und 2). In Tabelle 7 und Tabelle 8 sind die durchgeführten Versuche mit den beiden Anlagen zusammengestellt.

Tabelle 7: *Versuchsprogramm für die Anlage 1 "Heizomat"*

Versuchsfrage	Hauptvarianten/Bezeichnung	Anzahl Messungen (inkl. Wdhg.)
Brennstoffvergleich	Gerste Körner (konv1)	12
	Weizen Körner (konv1)	3
	Weizenkleie	3
	Mühlenabputz	3
	Miscanthus gehäckselt	3
	Holz hackschnitzel 1 (HS)	3
Brennstoffmischung	30 % Weizen + 70 % Hackschnitzel	3
	70 % Weizen + 30 % Hackschnitzel	3
Brennstoffaufbereitung	Gerste Körner (konv1) gesiebt	3
	Weizen Körner (konv1) Kalkzugabe	3
Abgaskondensation	Brennstoffwassergehalt	78
	Rücklauftemperatur	
	Einbau eines Demisters	
	Optimierung Wärmetauscher	
Betrieb mit Teillast	Gerste Körner (konv1)	3
Dauerversuch	Weizen Körner (konv1)	27

Tabelle 8: *Versuchsprogramm für die Anlage 2 "Guntamatic"*

Versuchsfrage	Hauptvarianten/Bezeichnung	Anzahl Messungen (inkl. Wdhg.)
Brennstoffvergleich	Gerste Körner (konv1)	3
	Gerste Körner (konv2)	3
	Gerste Körner (bio)	3
	Weizen Körner (konv1)	4
	Weizen Körner (konv2)	3
	Triticale Körner (bio)	2
	Weizenkleie	3
	Weizen Stroh Pellet	3
	Roggen Stroh Pellet	3
	Holz Pellet	2
Brennstoffaufbereitung	Gerste Körner (bio), gekalkt	3
	Triticale Körner (bio), gekalkt	3
Sekundärentstaubung	Gerste Körner (konv2)	3
	Weizen Körner (konv1)	2
	Weizen Körner (konv2)	4
	Weizenkleie	3
	Roggen Stroh Pellet	3
Betrieb mit Teillast	Weizen Körner (konv1)	3
	Weizen Körner (konv1)	3
Dauerversuch	Weizen Körner (konv1)	19

Durch die intensive Untersuchung der Wirkung des Sekundärwärmetauschers an Anlage 1 und die deutliche Ausweitung des Brennstoffsortimentes mit Anlage 2 wurde die ursprünglich geplante Anzahl von Einzelversuchen deutlich ausgeweitet. Zusätzlich wurden zu den meisten Versuchen drei Messungen anstelle der ursprünglich vorgesehenen 2 Messungen durchgeführt.

3.4 Versuchsbrennstoffe

Eine wesentliche Fragestellung im Rahmen des Vorhabens ist der Einfluss unterschiedlicher Brennstoffeigenschaften auf Funktion und Emissionen der untersuchten Feuerungen. Daher wurden verschiedene Getreidebrennstoffe und Nebenprodukte der Getreideverarbeitung sowie einige Halmgutbrennstoffe als Versuchsbrennstoffe ausgewählt. Zusätzlich wurden jeweils Hackschnitzel bzw. Holzpellets als Referenzbrennstoffe eingesetzt. Einen Überblick über die verwendeten Brennstoffe gibt Tabelle 9. Der Grund für die Verwendung von 3 Hackschnitzelchargen liegt in dem stark erweiterten Versuchsprogramm für die Anlage 1 in Verbindung mit dem Sekundärwärmetauscher. Aufgrund dieser zusätzlichen Versuche musste zwei weitere Chargen Hack-

schnitzel beschafft werden. Dabei war es erwünscht, dass sowohl Hackschnitzel mit weniger günstigen Brennstoffeigenschaften (höherer Aschegehalt, Hackschnitzel 1) verwendet wurden, als auch qualitativ hochwertige Hackschnitzel (Stammholz mit wenig Rindenanteil, Hackschnitzel 3) um die Staubminderungseigenschaften des Sekundärwärmetauschers unter veränderlichen Bedingungen untersuchen zu können.

Die unterschiedlichen Wassergehalte der verschiedenen Hackschnitzel wurden durch Trocknung oder durch Mischen von Hackschnitzeln mit unterschiedlichem Wassergehalt eingestellt.

Der Brennstoffwassergehalt wurde bei jeder Messung bestimmt, wobei die Bestimmung in Anlehnung an DIN 51718 [10] bei 105 °C im Trockenschrank erfolgte. Jede Brennstoffprobe stellt dabei eine im Versuchsablauf aus repräsentativen Teilproben vereinigte Mischprobe dar. Aus dieser Mischprobe wurde jeweils eine Dreifachbestimmung für den Wassergehalt durchgeführt.

Weiterhin wurde für alle Brennstoffe eine Elementaranalyse (Gehalte an C, H, N und O) und eine Bestimmung des Heizwertes und des Aschegehaltes durchgeführt. Zusätzlich wurden die Gehalte an Schwefel und Chlor im Brennstoff bestimmt, da diesen beiden Elementen als Säurebildnern eine wesentliche Bedeutung hinsichtlich der entstehenden Emissionen sowie der Gefahr von Korrosion im Kessel bzw. Abgassystem zukommt. Die Bestimmung weiterer Parameter (Gehalte an Ca, K, Mg, Na und Si) diente der Beurteilung der Aerosolbildungseigenschaften des Brennstoffs bzw. des Ascheschmelzverhaltens. Die Probenvorbereitung und -homogenisierung erfolgte mit einer Schlagrotormühle. Mit dieser Mühle wurden die Brennstoffproben auf eine Korngröße von < 1 mm zerkleinert. Diese feine Körnung ermöglicht eine repräsentative Teilung der Proben und ist ausreichend für die verschiedenen Aufschluss- und Analyseverfahren in den Labors.

Für einige ausgewählte Brennstoffe wurde zusätzlich das Ascheschmelzverhalten gemäß DIN 51730 [8] sowie die Schüttdichte gemäß prCEN TS 15103 [13] bestimmt.

Tabelle 9: *Verwendete Versuchsbrennstoffe und deren Wassergehalt*

Brennstoff	Aufbereitungsform	Wassergehalt (%)	Verwendung
Holzhackschnitzel 1	Hackgut	15	Anl. 1
Holzhackschnitzel 1	Hackgut	18	Anl. 1
Holzhackschnitzel 1	Hackgut	26	Anl. 1
Holzhackschnitzel 1	Hackgut	31	Anl. 1
Holzhackschnitzel 2	Hackgut	16	Anl. 1
Holzhackschnitzel 3	Hackgut	10	Anl. 1
Holzhackschnitzel 3	Hackgut	20	Anl. 1
Holzhackschnitzel 3	Hackgut	31	Anl. 1
Holz	Pellet	8	Anl. 2
Hackschnitzel / Weizen	Mischung 70/30 Gew. %	10	Anl. 1
Hackschnitzel / Weizen	Mischung 30/70 Gew. %	12	Anl. 1
Gerste (konv1)	Körner	13	Anl. 1 u. 2
Gerste (konv2)	Körner	10	Anl. 2
Gerste (bio)	Körner	12	Anl. 2
Weizen (konv1)	Körner	13	Anl. 1 u. 2
Weizen (konv2)	Körner	10	Anl. 2
Triticale (bio)	Körner	14	Anl. 2
Weizen (konv1), gekalkt	Körner	13	Anl. 1
Gerste (bio), gekalkt	Körner	12	Anl. 2
Triticale (bio), gekalkt	Körner	14	Anl. 2
Gerste (konv1), entstaubt	Körner	13	Anl. 1
Weizenkleie	-	10	Anl. 1 u. 2
Mühlenabputz	-	10	Anl. 1
Miscanthus	Häckselgut	11	Anl. 1
Weizenstroh	Pellet	12	Anl. 2
Roggenstroh	Pellet	10	Anl. 2

Die Holzhackschnitzel wurden von einem Hackschnitzelheizwerk bezogen. Dazu wurde die erforderliche Menge mit einem Frontlader aus dem Lager des Heizwerks entnommen. Die Brennstoffe "Gerste (konv1)" und "Weizen (konv1)" wurden von einem Landwirt bezogen, der das Getreide konventionell als Futtergetreide angebaut hatte. Die Anforderung an die Brennstoffherkunft gemäß den bayerischen Anforderungen an eine Ausnahmegenehmigung für Getreidebrennstoffe [33] wurde erfüllt, da die Fläche mindestens ein Jahr lang nicht mit chlorhaltigen mineralischen Düngern gedüngt worden war.

Weizenkleie und Mühlenabputz wurden vom bayerischen Müllerbund zur Verfügung gestellt. Der Abputz wurde in 2 Einzelfractionen als Bruchkorn und als Stroh-Spelzen-Gemenge geliefert. Der bei den Versuchen eingesetzte Abputz wurde aus diesen Einzelfractionen mit einem Volumenanteil von jeweils 50 % gemischt. Aufgrund der unterschiedlichen Dichten der beiden Fraktionen ergibt sich ein massenbezogenes Mischungsverhältnis von 63 % Bruchkorn und 37 % Stroh-Spelzen-Gemenge.

Die Brennstoffe "Gerste (konv2)", "Weizen (konv2)", "Weizenstrohpellets" und "Roggenstrohpellets" wurden von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) zur Verfügung gestellt. Die beiden Brennstoffe aus biologischem Anbau "Gerste (bio)" und "Triticale (bio)" wurden als Saatgut bezogen. Eine Zuordnung zu Herkunft und Anbaubedingungen ist daher nicht möglich. Es ist jedoch davon auszugehen, dass beim biologischen Anbau keine chlorhaltigen mineralischen Düngemittel eingesetzt werden. Der Miscanthus stammte aus dem Praxis-Anbau eines Landwirtes aus dem Raum Karlsruhe.

3.5 Versuchsaufbau und Messanordnung

Die Messungen wurden auf dem Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing durchgeführt. Die messtechnische Ausstattung wurde entsprechend der Aufgabenstellung gewählt. Abbildung 11 zeigt den Prüfstandsaufbau mit Kessel und Messeinrichtungen.



Abbildung 11: Versuchsaufbau im Prüfstand des TFZ mit der Anlage 1 (Heizomat) und dem verwendeten Sekundärwärmetauscher

3.5.1 Abgasmessstrecken

Die Abgasmessstrecke umfasst den Abschnitt des Abgasrohres, in dem alle erforderlichen Messöffnungen angeordnet sind und der sich zwischen Kesselanschluss und der Förderleitung zur Kaminanlage des Prüfstandes befindet. Da die Mehrzahl der durchgeführten Versuche mit einer zusätzlichen Abgasbehandlungseinrichtung (Sekundärwärmetauscher oder Metallgewebefilter) erfolgte, ist jeweils eine Messstrecke vor und nach dieser Einrichtung erforderlich.

Die Abgasmessstrecke für die Anlage 1 besteht aus einer waagrechten Messstrecke, die nach einer Reduzierung von 200 mm Innendurchmesser auf 150 mm Innendurchmesser zum Anschluss an den Abgasstutzen der Feuerungsanlage angebracht war. In dieser Messstrecke sind Messstellen für die gasförmigen Komponenten sowie Temperatur und Druck in einem Abstand von ca. $2,5 \times D$ (D = Innendurchmesser) nach der Reduzierung angeordnet. Die Messstelle für das Filterkopfgerät zur Staubprobennahme befindet sich im Abstand von $4 \times D$ dahinter. Nach dieser Messstelle folgt noch eine Beruhigungsstrecke von $4 \times D$ bis zum Eintritt in den Wärmetauscher. Die Messstrecke nach dem Wärmetauscher ist in einem senkrechten Abgasrohr mit einem Innendurchmesser von 130 mm integriert. Die Messstellen für die gasförmigen Komponenten sowie Temperatur und Druck sind in einem Abstand von ca. $10 \times D$ nach dem Wärmetauscher angeordnet. Mit einem Abstand von ca. $4,5 \times D$ folgt die Probenahmestelle für das Filterkopfgerät. Nach einer Beruhigungsstrecke von ca. $4,5 \times D$ ist eine weitere Messstelle für gasförmige Komponenten angeordnet. Der Aufbau der Messstrecken ist in Abbildung 12 schematisch dargestellt.

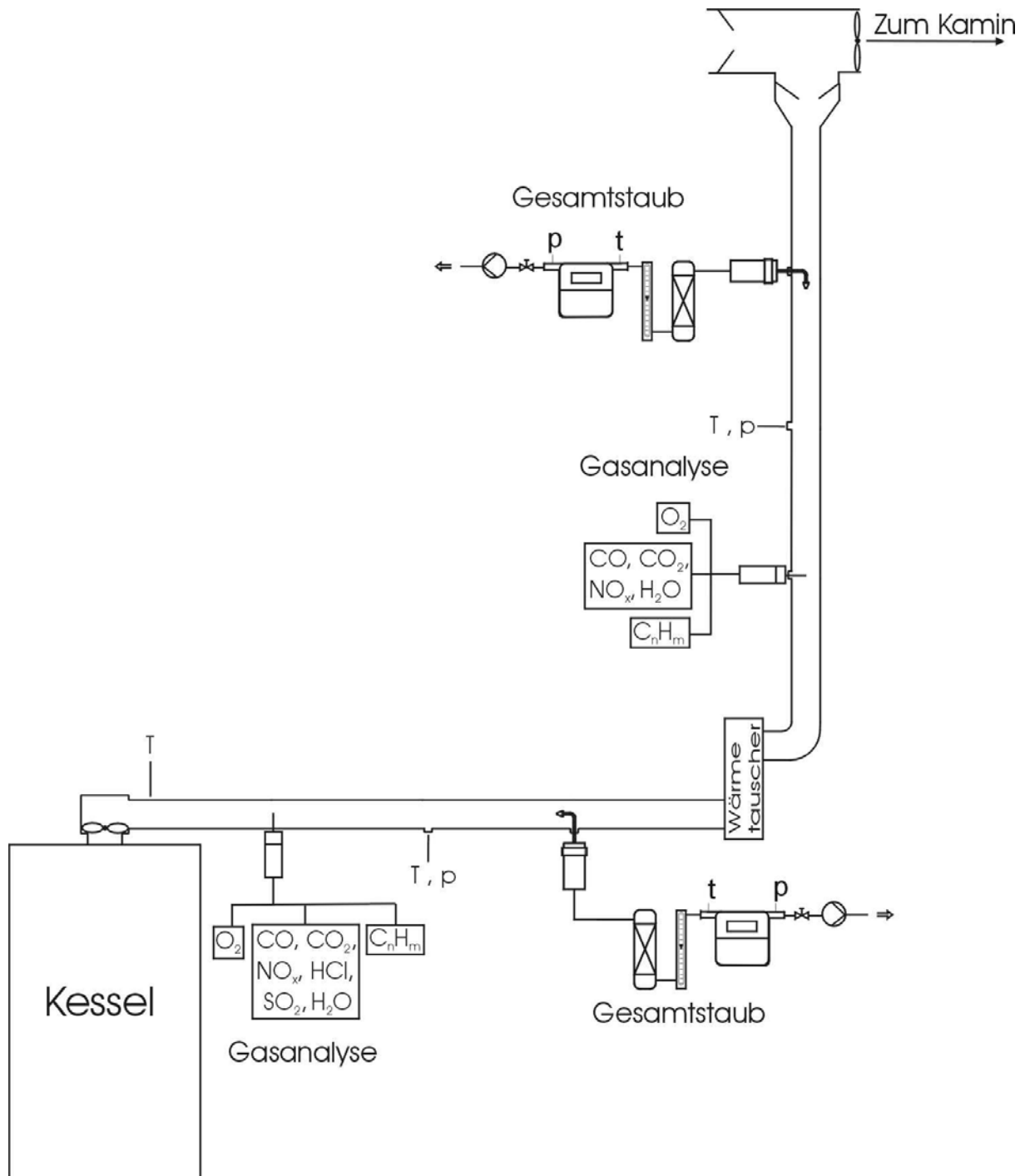


Abbildung 12: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messeinrichtungen für die Anlage 1 in Verbindung mit dem Sekundärwärmetauscher

Bei der Anlage 2 kommt ebenfalls eine zweigeteilte Messstrecke zum Einsatz, die aus einem waagrechten Teil vor dem Metallgewebefilter und einem senkrechten Teil nach dem Filter besteht. In der waagrechten Messstrecke mit einem Innendurchmesser von 130 mm sind Messstellen für die gasförmigen Komponenten sowie Temperatur und Druck in einem Abstand von ca. $2,5 \times D$ nach dem Kesselanschluss angeordnet. Die Messstelle für das Filterkopfgerät zur Staubprobenahme befindet sich im Abstand von $4 \times D$ dahinter. Nach dieser Messstelle folgt noch eine Beru-

higungsstrecke von $4xD$ bis zum Beginn des Bypass. In die Abgasmessstrecke war ein Bypass integriert, um den Filter beim Anfahren umgehen zu können. Zudem ist nach dem Filter ein zusätzliches Gebläse installiert, um den Druckverlust des Filters zu überwinden. Dieses Gebläse weist bei einem Volumenstrom von $150 \text{ m}^3/\text{h}$ eine Gesamtdruckerhöhung von 1.600 Pa auf. Nach Filter, Gebläse und Bypasseinmündung schließt sich die senkrechte Abgasmessstrecke mit einem Innendurchmesser von 130 mm an. Die Messstellen für die gasförmigen Komponenten sowie Temperatur und Druck sind in einem Abstand von ca. $10xD$ nach dem Bypass angeordnet. Mit einem Abstand von ca. $4,5xD$ folgt die Probenahmestelle für das Filterkopfggerät. Der Aufbau der Messstrecke ist in Abbildung 13 schematisch dargestellt.

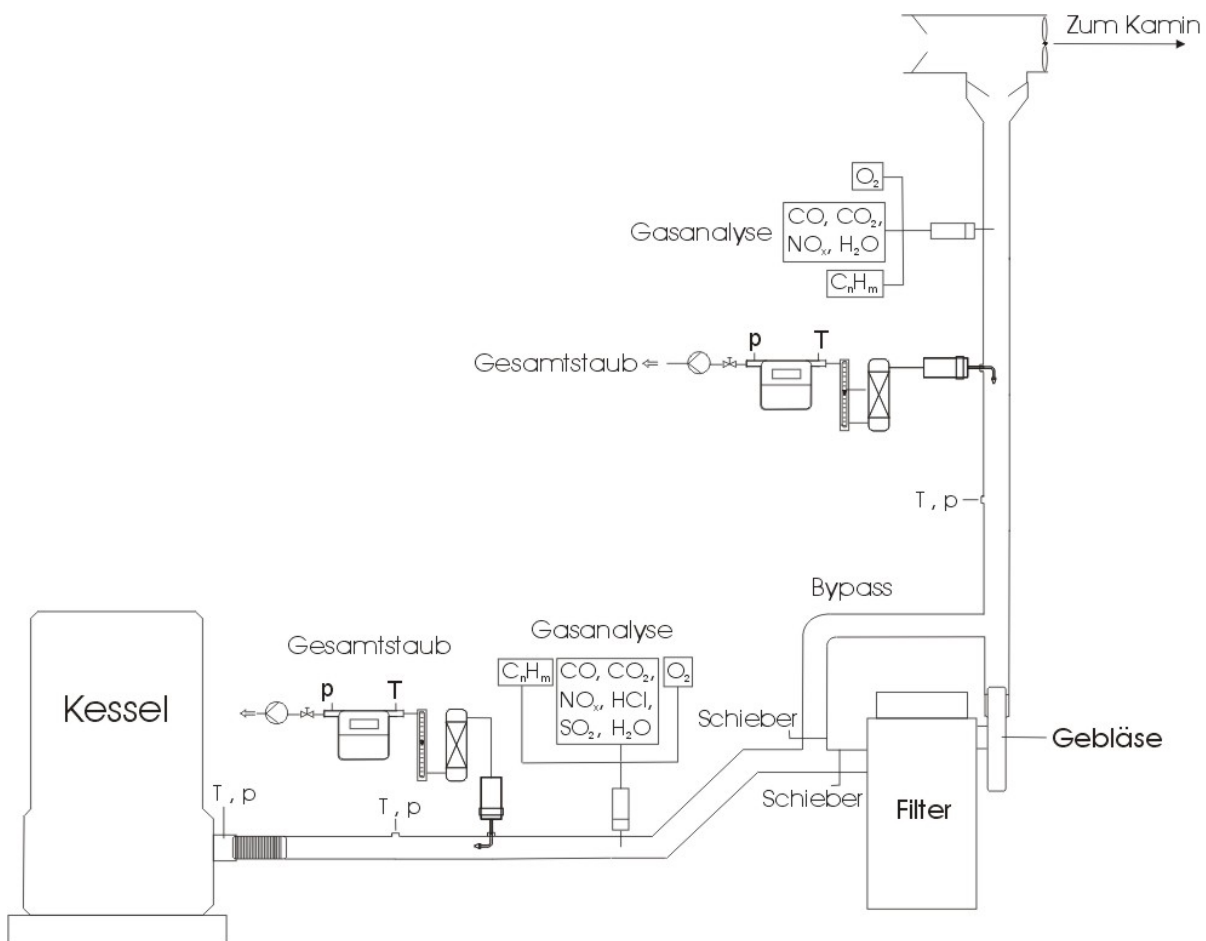


Abbildung 13: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Messeinrichtungen für die Anlage 2 in Verbindung mit dem Metallgewebefilter

3.5.2 Wärmeleistungsmessstrecke

Die Kesselanlage und der Sekundärwärmetauscher werden wasserseitig jeweils an einen speziellen Kühlkreislauf angeschlossen. Dieser ermöglichte die direkte Erfassung der vom Kessel bzw. vom Sekundärwärmetauscher abgegebenen Nutzwärme. Die hydraulischen Messstrecken entsprechen dabei den Anforderungen der DIN EN 303 Teil 5 [9] bzw. DIN EN 304 [11]. Die Bestimmung der Wärmeleistung erfolgt über die Messung der Temperaturdifferenz zwischen Vor- und Rücklauf und den Heizwasserdurchfluss im Kessel bzw. im Sekundärwärmetauscher. Der Heiz-

wasserdurchfluss wird dabei über die Messzeit konstant gehalten. Die Rücklauf­temperatur wird über ein 3-Wege-Mischventil geregelt. Über einen Wärmetauscher in der Messstrecke wird die Wärme des geprüften Wärme­erzeugers ins Heizungsnetz eingespeist oder über Kühlwasser ab­geführt.

3.5.3 Brennstoffverbrauch

Zur Bestimmung des Brennstoff­verbrauchs während der Versuche an Anlage 1 wurde der Vor­ratsbehälter für die Versuchs­brennstoffe auf eine Plattformwaage gestellt. Damit kann die Ge­wichtsabnahme des Vorrats­behälters über die Versuchsdauer bestimmt werden. Die Waage wurde jeweils zu Beginn und zu Ende der Betriebsphase mit konstanten Betriebs­bedingungen abgelesen. Bei den Versuchen an Anlage 2 waren sowohl Kessel als auch Vorrats­behälter auf der Waage aufgebaut. Die Erfassung der Gewichte erfolgte bei diesen Versuchen automatisch in den vorein­gestellten Intervallen über die Mess­datenerfassung.

3.5.4 Mess- und Analyseverfahren

Im Rahmen des Mess­programms werden folgende Anlagenparameter und Emissions­messgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:

- Kohlenstoffmonoxid (CO)
- flüchtige organische Stoffe (Ges.-C)
- Stickstoffoxide (NO_x)
- Anorganische Chlorverbindungen (HCl)
- Schwefeldioxid (SO₂)
- Gesamtstaub

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Sauerstoff (O₂)
- Kohlenstoffdioxid (CO₂)
- Abgasfeuchte (H₂O)
- Wärmeleistung
- Abgastemperaturen, Vor- und Rücklauf­temperaturen, Raum- bzw. Verbrennungslufttemperatur
- Förderdruck
- dynamischer Druck am Prandtl-Staurohr

Die im Versuchsstand kontinuierlich gemessenen Parameter und die hierfür eingesetzte Messgerätektechnik werden in Tabelle 10 zusammengestellt. Die angewandten Messmethoden entsprechen standardisierten Verfahren und sind in den zugehörigen DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert. Alle Messdaten werden als Analog- bzw. Digitalsignale über das modulare I/O-System FieldPoint von National Instruments erfasst und von einem Personal Computer zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung aufgenommen. Als Messdatenerfassungssoftware wird ein am Technologie- und Förderzentrum entwickeltes Programm verwendet (programmiert mit LabView 6.1). Die Messwerte werden im Sekundentakt aufgezeichnet und als Mittelwert über jeweils 60 s gespeichert. Die Gasgeschwindigkeit wird für jedes Intervall aus den Minutenmittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur berechnet.

Tabelle 10: Kontinuierlich erfasste Messgrößen – Technische Daten der Messgeräte

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	Prüfgaskon- zentration ²⁾
Abgastempe- ratur	Thermoelement (Typ K), Fa. Philips-Thermocoax	Thermoelektrizität	0 - 1.000 °C	---
statischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 5000	Induktion	-200 Pa - 200 Pa	---
dynamischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 9000	Induktion	0 - 50 Pa	---
Luftdruck ²⁾	Integriert in Sauerstoffanalysator PMA 100-L Fa. M&C Products		900 - 1.050 hPa	---
Abgasbestandteile				
CO ₂	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	Fourier-transformierte Infrarotabsorption	0 - 25 Vol.-%	---
	BINOS 1004, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 - 20 Vol.-%	18,0 % in N ₂
H ₂ O	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	Fourier-transformierte Infrarotabsorption	0 - 30 Vol.-%	---
	Hygrophil 4220 B, Fa. Ultrakust	Psychrometrie	10 - 500 g/kg	
CO	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	Fourier-transformierte Infrarotabsorption	0 - 15.000 ppm	---
	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 - 5.000 ppm ¹⁾	449 ppm in N ₂
	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 - 3 %	2,53 % in N ₂
Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	Prüfgaskon- zentration 2)
Abgasbestandteile				
NO/NO _x ⁴⁾	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	0 - 2.000 ppm 0 - 1.500 ppm	
	Modell 951 A, Fa. Beckmann Industrial	Chemolumineszenz	0 – 1.000 ppm	900 ppm NO in N ₂
O ₂	PMA 100-L Fa. M&C Products	Paramagnetismus	0 - 25 Vol.-% ¹⁾	20,9 % Luft-O ₂
	OXYNOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Paramagnetismus	0 - 21 Vol.-%	20,9 % Luft-O ₂
Ges.-C ³⁾	Thermo-FID Fa. Mess-&Analyse-technik GmbH	Flammenionisation	0 - 10.000 ppm ¹⁾ C ₃ H ₈ -Äquivalent	90 ppm C ₃ H ₈ in N ₂
	FID 3-100, Fa. J.U.M.	Flammenionisation	0-10.000 ppm ¹⁾ C ₃ H ₈ -Äquivalen	90 ppm C ₃ H ₈ in N ₂
HCl	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	FT-IR Gasmet –4000 Fa. Ansyco	0 – 2.000 ppm	
SO ₂	FT-IR Gasmet –4000	FT-IR Gasmet –4000	0 – 1.000 ppm	

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	Prüfgaskon- zentration ²⁾
	Fa. Ansyco	Fa. Ansyco		
Wärmeleistung und Wirkungsgrad				
Temperatur ⁵⁾	Widerstandsthermometer, paarweise kalibriert (PT100), Fa. Thermokon	temperaturabhängige Widerstandsänderung	0 - 100 °C	---
Kühlwasserstrom	Promag 53 P Fa. Endress+Hauser	Magnetisch-induktives Durchfluss-Messsystem	240 - 6.000 l/h	---
Brennstoffverbrauch	Plattformwaage Mettler Toledo KD 600g	elektromagnetische Kraftkompensation	0 – 600 kg	---
	Plattformwaage Pesa B5	2-Saiten-Messtechnik	0 - 1.200 kg	---

¹⁾ in mehreren Messbereichen

²⁾ relative Genauigkeit des Prüfgases: $\pm 1\%$ (lt. Herstellerangabe) Ablesung einmal am Tag

³⁾ Summe der flüchtigen organischen Verbindungen; Messung im heißen Abgas ($\vartheta = 180\text{ °C}$) gemäß VDI-Richtlinie 3481 Blatt 1, Ergebnisse bezogen auf trockenes Abgas

⁴⁾ $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$

⁵⁾ Vor- und Rücklaufwassertemperatur, Kühlwassertemperatur, Raumtemperatur

Die Bestimmung der Staubemissionen als Gesamtstaub erfolgt diskontinuierlich mittels anreichernder Abgasprobenahme gemäß VDI 2066 (Methode mit "Filterkopfgerät" [26] und Methode mit "Planfilterkopfgerät" [27]). Bei dieser Probenahme wird ein staubbelasteter Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Als Abscheidemedium wird eine mit Quarzwatte gestopfte Filterhülse mit einem nachgeschalteten Glasfaserplanfilter (Retention 99,998 % gemäß DOP (0,3 μm), Durchmesser 45 mm) kombiniert und im Filterkopfgerät eingesetzt, das sich außerhalb des Abgaskanals befindet. Das Rückhaltesystem wird mit einer Heizmanschette beheizt, um eine Unterschreitung des Abgastauptpunktes im Filtersystem zu vermeiden. Nach dem Filterkopfgerät gelangt das Messgas in die Absaugapparatur. Diese besteht aus einer Einheit zur Gastrocknung, den Geräten zur Ermittlung des Volumenstromes sowie des Gaszustandes und einer Saugpumpe. Mit Hilfe eines Schwebekörper-Durchflussmessgerätes wird der für die isokinetische Probenahme erforderliche Volumenstrom am Bypass der Pumpe eingestellt. Die Gesamtstaubprobenahme erfolgt über einen Zeitraum von 30 Minuten, wie er in der VDI 2066 vorgesehen ist, es sei denn die Filterbelastung wird so groß, dass die Leistungsgrenze der Absaugpumpe erreicht wird. Die Staubmasse wird nach Konditionierung der Filter gravimetrisch bestimmt. Dazu werden die Filter unbeladen und beladen mit einer Präzisionswaage gewogen.

3.6 Versuchsdurchführung und Auswertung

Die beiden Feuerungsanlagen wurden auf dem Prüfstand des Technologie- und Förderzentrums aufgebaut und jeweils im Beisein eines Monteurs des Feuerungsherstellers in Betrieb genommen.

Anschließend wurden Vorversuche mit den verwendeten Brennstoffen durchgeführt, um die Bedienung der Anlage kennen zu lernen und die Dauer bis zum Beharrungszustand zu ermitteln. Während der Vorversuche wurden außerdem der zu erwartende Gesamtstaubgehalt und die Messposition für die Staubprobenahme (Kernstrom) bestimmt sowie ein Messgeräteabgleich durchgeführt. Die Anlagen wurden vor jedem Versuch auf den Versuchsbrennstoff und die gewählte Laststufe eingestellt. Dabei wurde als Optimierungsgröße im Rahmen der technischen Möglichkeiten ein minimaler CO-Gehalt bei größtmöglichem CO₂-Gehalt im Abgas angestrebt. Die Einstellungen waren dabei je nach Feuerungstyp mehr oder weniger stark von Hand variierbar. Die Verbrennungsversuche einschließlich dieser Vorbereitungen wurden mit der Anlage 1 im Zeitraum von November 2005 bis Juli 2006 und mit der Anlage 2 im Zeitraum von August 2006 bis Dezember 2006 durchgeführt. Die Durchführung wird nachfolgend beschrieben.

Anheizen und Beharrungszustand. Die Feuerungsanlagen wurden jeweils nach dem Befüllen des Brennstoffvorratsbehälters mit dem Versuchsbrennstoff eingeschaltet und damit das Zündprogramm der elektronischen Verbrennungsregelung gestartet. In der Phase des Anheizens erfolgte lediglich eine Zirkulation des Heizwassers im Kühlkreislauf. Die Wärmeabnahme setzte erst ab einer Kesselwassertemperatur von ca. 60 °C ein. Dabei wurde der Kaltwasserdurchfluss auf die im Beharrungszustand erforderliche Wärmeleistung eingeregelt. Die Vorlauftemperatur lag gemäß DIN EN 303-5 [9] im Mittel zwischen 70 und 90 °C, und die Temperaturdifferenz zwischen Vorlauf und Rücklauf betrug meistens 10 bis 25 K. Lediglich bei Versuchen mit sehr geringen Wärmeleistungen wurden aufgrund des minimal erforderlichen Volumenstromes Temperaturdifferenzen unter 10 K erreicht.

Der Beharrungszustand war erreicht, nachdem die Betriebs- und Abgasparameter einen weitgehend stabilen Verlauf zeigten. Bei den durchgeführten Verbrennungsversuchen lag diese Dauer je nach Versuchsbrennstoff und Feuerungsanlage bei bis zu vier Stunden. Über die Dauer der Probenahme wurde die automatische Abreinigung der Wärmetauscherzüge der Feuerungsanlage abgeschaltet.

Durchführung der Messungen. Die Messwertaufzeichnung wurde zu Beginn jedes Versuchstages gestartet und es erfolgte das Kalibrieren der Gasanalysatoren. Nach dem Einstellen des Beharrungszustandes wurden die Absaugraten für die VDI-Staubprobenahmen bestimmt und die Gesamtstaubmessungen über eine Dauer von 30 Minuten gestartet. Zu jeder Versuchsvariante erfolgten weitere Messungen, so dass pro Versuchsfrage insgesamt mindestens zwei, meistens jedoch drei Messungen über die gleiche Dauer und unter weitgehend gleichen Betriebsbedingungen durchgeführt wurden.

Laststufenabsenkung. Für die Versuche mit Teillast wurde eine oder zwei Leistungsstufen zwischen 50 und 100 % der Nennwärmeleistung im Getreidebetrieb angestrebt. Die tatsächlich erreichten Leistungsstufen lagen versuchsbedingt leicht über oder unter den Zielwerten; entsprechend sind die Mittelwerte der tatsächlich erreichten Heizleistungsstufen in Kapitel 4.4 dargestellt. Die jeweilige Leistungsstufe wurde zu Beginn eines Versuches dem Versuchsplan entsprechend fest eingestellt.

Abschalten und Beenden. Nach Abschluss der letzten Probenahme wurde die Messwertaufzeichnung beendet, die Feuerungsanlage wurde ausgeschaltet und über das Kühlsystem nachge-

kühlt, um ein nachträgliches Überhitzen zu verhindern. Insgesamt betrug die Betriebszeit je nach Anlage während eines Verbrennungsversuches bzw. Versuchstages (ohne Dauerversuche) zwischen 5 und 11 Stunden.

Auswertung. Zur Auswertung und Verrechnung der Mess- und Analysedaten wurde die am Technologie- und Förderzentrum entwickelte Auswertungsdatei FMDA 9.3 zusammen mit der Tabellenkalkulationssoftware MS[®] Excel verwendet. Die Vorgehensweise wird nachfolgend beschrieben.

Schadstoffemissionen. In einem ersten Auswertungsschritt wurden die Abgaskenngrößen Luftverhältniszahl, Normdichte, Normvolumenstrom und Massenstrom als Minutenmittelwerte aus den Messwerten berechnet. Anschließend wurden Mittelwerte der berechneten und gemessenen Werte über die Dauer der Staubprobenahme gebildet. Sämtliche erfassten Schadstoffemissionen wurden sowohl als Massenkonzentrationen (mg/Nm^3 bei Bezugszustand 13 % O_2), als auch als energiemengenbezogene Emissionen ($\text{mg}/\text{MJ } H_{u(\text{roh})}$) ausgewiesen. Die C_nH_m -Emissionen werden als organisch gebundener Kohlenstoff (Gesamt-C bzw. VOC) bezogen auf trockenes Abgas, die NO_x -Emissionen als NO_2 , die anorganischen Chloremissionen als HCl und die Schwefeloxidemissionen als SO_2 angegeben. Neben der tabellarischen Ausgabe in formatierten Datenblättern erfolgte eine grafische Darstellung ausgewählter Messgrößen als Zeitverlauf.

Wärmeleistung und Wirkungsgrad. Mit den Daten zur Brennstoffzusammensetzung und den Momentanwerten der Abgaskenngrößen, Temperaturen und Kühlwasserdurchsatz erfolgte die Berechnung der Kessel- und Feuerungswärmeleistung, des feuerungstechnischen Wirkungsgrads und des Kesselwirkungsgrads (nach der direkten Methode) gemäß den Berechnungsvorgaben der DIN EN 303-5 [9]. Dazu wurden der Kühlwasservolumenstrom, dessen Temperatur im Kessel- und Vorlaufeingang und die Vorlauftemperatur kontinuierlich erfasst sowie die verbrauchte Brennstoffmasse bestimmt. Die Mittelwertbildung der Momentanwerte wurde wie bei den Schadstoffemissionen über die Dauer der Probenahme (30 Minuten) durchgeführt. Die Versuche mit dem Sekundärwärmetauscher machten es erforderlich, dass der beschriebene messtechnische Aufbau zweimal vorbereitet werden musste.

Gesamtstaubgehalt. Die Auswertung der Staubprobenahme erfolgte in eigenen Berechnungsblättern. Dabei wurden zuerst die abgesaugten Normvolumina aus den gemessenen Gasmengen und Gaszuständen bestimmt. Mit diesen Zwischenergebnissen wurden dann die gravimetrisch ermittelten Filterbeladungen auf Massenkonzentrationen umgerechnet.

Die Filtermedien wurden im Trockenschrank bei 160 °C über eine Stunde lang ausgeheizt. Anschließend wurden sie im Exsikkator über eine weitere Stunde abgekühlt und konditioniert. Danach wurden sie einzeln entnommen und mit einer Präzisionswaage (Ablesegenauigkeit: 0,001 mg) gewogen und bis zur weiteren Verwendung staubfrei gelagert. Die belegten Filter wurden wiederum im Trockenschrank bei 120 °C eine Stunde lang getrocknet, eine weitere Stunde im Exsikkator konditioniert und abschließend auf der Waage zurückgewogen.

Brennstoffe. In den Auswertungen wurden die vom jeweiligen Brennstoff ermittelten Elementaranalysen, die Werte für den Wasser- und Aschegehalt sowie der Heizwert berücksichtigt (vgl. hierzu Kapitel 4.1).

Dauerversuche. Die Dauerversuche wurden kontinuierlich als Halbstundenmittelwerte ausgewertet. Dabei wurden jedoch Betriebszeiten, die aufgrund des Prüfstandsbetriebs nicht dem üblichen Betrieb der Anlage entsprechen, bei der Auswertung nicht berücksichtigt, da in diesen Zeiten keine oder verfälschte Messwerte aufgezeichnet werden. Solche Betriebszeiten werden z. B. durch den Wechsel der Filter in der Probenahmesonde, durch die Kalibrierung der Messgeräte oder das Nachfüllen von Brennstoffen verursacht.

3.7 Durchführung einer Praxismessung

Zusätzlich zu den Messungen am Prüfstand wurde eine Messung an einer Praxisanlage durchgeführt. Bei dieser Anlage handelt es sich um einen Pelletkessel des Herstellers Baxi, der vom Betreiber für den Einsatz von Getreide optimiert wurde. Der Kessel ist durch die folgenden Kenndaten beschrieben:

Hersteller:	Baxi
Typ:	MH 25
Nennwärmeleistung:	25 kW
Optimierungsmaßnahmen:	Verbesserung der Brennstoffdosierung Zusätzlicher Rührfinger zur Ascheauflockerung Dosierungseinrichtung zur Zugabe von Kalk
Sekundärmaßnahmen:	Elektrofilter zur Staubabscheidung (Eigenbau Pentenrieder)

Die Messungen wurden am 26. April 2006 gemeinsam von LfU und TFZ durchgeführt. Die staubförmigen Emissionen wurden mit 2 Probenahmegeräten entsprechend VDI 2066 bestimmt. Für die Bestimmung der gasförmigen Komponenten kam ein tragbarer, eignungsgeprüfter Gasanalysator testo360-3 zum Einsatz. Mit diesem Analysator wurden die Gehalte an O₂, CO₂, CO, H₂O, NO, NO₂, und SO_x bestimmt. Folgende Prüfgase wurden verwendet:

Komponente	Konzentration	Haltbarkeit bis
Sauerstoff	11,0 Vol.-%	05.07.06
Kohlenstoffdioxid	10,1 Vol.-%	05.07.06
Kohlenstoffmonoxid	875 mg/m ³	19.02.07
Stickstoffmonoxid	121 mg/m ³	14.04.06
Stickstoffdioxid	200 mg/m ³	05.07.06
Schwefeldioxid	120 mg/m ³	31.01.08

Die Betriebsparameter der Anlage wurden aus der Anlagensteuerung sowie von dem vorhandenen Wärmemengenzähler abgelesen. Die Messung der Staubemissionen erfolgte jeweils vor und nach dem Elektrofilter, um die Abscheidewirkung des Filters beurteilen zu können. Die Probenahme für die gasförmigen Emissionen erfolgte nach dem Elektrofilter. Es wurden 3 Messungen über eine Dauer von jeweils 30 Minuten durchgeführt. Zusätzlich wurde nach diesen Messungen eine weitere Bestimmung der gasförmigen Komponenten vor dem Elektrofilter durchgeführt (zeitlich versetzt). Diese Messung diente primär der Bestimmung des Sauerstoffgehaltes, um eine Bezugsgröße für die Umrechnung auf 13 % O₂-Konzentration im Abgas zu erhalten. Da die Betriebsbedingungen für die Anlage über den gesamten Messzeitraum relativ konstant waren, ist die Umrechnung der Rohgasemissionen mit einer kurzzeitigen Sauerstoffmessung mit vertretbaren Ungenauigkeiten verbunden.



Abbildung 14: Aufbau der Messeinrichtungen bei der Messung an der Praxisanlage

Aufgrund der vorgegebenen Abgasführung konnten die geforderten Mindestberuhigungsstrecken vor und nach der Probenahmestelle nicht durchgehend eingehalten werden. Insbesondere die Probenahmestelle vor dem Elektrofilter wies eine besonders kurze Einlaufstrecke auf. Da diese Messung jedoch lediglich der Überprüfung der Wirksamkeit des Elektrofilters diente und für die Beurteilung der Emissionen nicht relevant ist, konnten derartige Einschränkungen hier akzeptiert werden. Abbildung 14 zeigt den Aufbau der verschiedenen Probenahmeeinrichtungen während der Messung.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Ergebnisse der Brennstoffuntersuchungen

Für alle verwendeten Brennstoffe wurde eine Elementaranalyse sowie eine Bestimmung des Heizwertes und des Aschegehaltes durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in Tabelle 11 dargestellt. Da mit den Hackschnitzeln ein deutlich umfangreicheres Versuchsprogramm durchgeführt wurde, als ursprünglich vorgesehen, mussten im Lauf der Versuche zwei weitere Chargen Hackschnitzel ("Holzhackschnitzel 2" und "Holzhackschnitzel 3") beschafft bzw. angemischt werden. Der mit "Holzhackschnitzel 1" beschriebene Brennstoff weist einen vergleichsweise niedrigen Heizwert auf, was neben einem hohen Feinanteil und Nadelgehalt auch durch einen Trockenmasseverlust während der Lagerung verursacht sein kann. Aufgrund der Ernte mit hohem Wassergehalten von über 50 % und der Lagerung des Hackgutes in unbelüfteten Halden lassen sich derartige Verluste während der Lagerung nicht ausschließen, so dass der niedrige Heizwert unter diesen Bedingungen zum Teil plausibel ist. Die Heizwerte aller anderen Brennstoffe liegen innerhalb der üblichen Spannweiten. Lediglich der Heizwert des Brennstoffs "Triticale (bio)" liegt mit 16,15 MJ/kg geringfügig unterhalb der Werte der NAWARO-Datenbank [18], die bei 49 Proben eine Spannweite von 16,6 bis 17,2 MJ/kg angibt.

Tabelle 11: Heizwert-, Asche und Elementaranalyse der verwendeten Brennstoffe

Brennstoffart	Heizwert kJ/kg TM	Asche % wf	Elementgehalte, bez. a. Trockenmasse (TM)				
			kg/kg TM				
			C	O	H	S	N
Holz hackschnitzel 1	17.390	3,24	0,4971	0,4046	0,064	0,0002	0,0013
Holz hackschnitzel 2	17.840	3,10	0,5379	0,3575	0,068	0,0005	0,0049
Holz hackschnitzel 3	18.690	0,69	0,5030	0,4195	0,068	0,0002	0,0021
Holz pellet	18.600	0,35	0,5090	0,4246	0,062	0,0001	0,0011
HS / Weizen 70 /30 *	17.290	2,90	0,4960	0,3973	0,067	0,0007	0,0095
HS / Weizen 30 /70 *	17.280	2,32	0,4767	0,4147	0,069	0,0014	0,0205
Gerste Körner (konv1)	16.890	2,38	0,4572	0,4233	0,069	0,0014	0,0244
Gerste gereinigt	17.120	2,26	0,4554	0,4273	0,068	0,0014	0,0244
Gerste Körner (konv2)	17.500	2,17	0,4300	0,4727	0,056	0,0013	0,0172
Gerste Körner (bio)	16.960	2,79	0,4740	0,4228	0,059	0,0011	0,0147
Weizen Körner (konv1)	17.060	1,87	0,4589	0,4221	0,070	0,0018	0,0284
Weizen Körner (konv2)	17.940	1,26	0,4240	0,4777	0,058	0,0018	0,0251
Triticale Körner (bio)	16.150	1,90	0,4682	0,4401	0,059	0,0010	0,0125
Weizenkleie	17.280	6,11	0,4570	0,3740	0,074	0,0021	0,0309
Mühlenabputz *	16.520	6,67	0,4399	0,3936	0,072	0,0017	0,0252
Miscanthus	17.580	3,90	0,4755	0,4147	0,066	0,0005	0,0033
Weizenstroh	17.390	5,13	0,4550	0,4331	0,054	0,0008	0,0057
Roggenstroh	17.840	6,84	0,4390	0,4225	0,056	0,0010	0,0106

* Die Werte wurden aus dem Mischungsverhältnis und den Ergebnissen der Einzelkomponenten berechnet.

Die deutlichen Unterschiede im Aschegehalt der Hackschnitzel lassen sich durch den unterschiedlichen Rindenanteil in den einzelnen Brennstoffen erklären. Während die mit "Hackschnitzel 1" bezeichneten Brennstoffe einen sehr hohen Rinden- und Astanteil aufweisen, sind die mit "Hackschnitzel 3" bezeichneten Hackschnitzel aus Stammholz gewonnen und haben einen deutlich geringeren Rindenanteil, was auch visuell gut erkennbar war. Bei den Getreidebrennstoffen ist der Aschegehalt des Brennstoffs "Weizen Körner (konv2)" mit 1,26 % deutlich niedriger als die in der Nawaro-Datenbank [18] enthaltenen Werte mit einer Spannweite von 1,8 bis 3,4 %. Die Aschegehalte aller anderen Brennstoffe liegen innerhalb der üblichen Spannweiten.

Bei den Werten der Elementaranalysen sind die Gehalte an Schwefel wegen des säurebildenden Charakters der daraus entstehenden Oxide und der Gehalt an Stickstoff aufgrund seines Einflusses auf die Stickoxidemissionen von besonderer Bedeutung. Die Schwefelgehalte aller untersuchten Brennstoffe liegen innerhalb der üblichen Spannweite. Die höchsten Gehalte werden von den Ge-

treidekörnern und den Mühlennebenprodukten erreicht. Auch die Stickstoffgehalte der untersuchten Brennstoffe entsprechen im Wesentlichen den üblichen Werten. Auffällig sind hier die beiden Getreidebrennstoffe aus biologischen Anbau mit deutlich geringeren Stickstoffgehalten gegenüber dem Getreide aus konventionellem Anbau. Dieses Phänomen lässt sich aus dem Anbauverfahren begründen, da bei biologischem Anbau eine späte Stickstoffdüngung, die der Steigerung des Eiweißgehaltes dient, oft nicht in gleichem Umfang wie bei konventioneller Bewirtschaftung möglich ist.

In Tabelle 12 sind die Ergebnisse der weiteren Brennstoffuntersuchungen dargestellt. Hinsichtlich der Emissionen und der korrosiven Wirkung ist hier insbesondere der Gehalt an Chlor von Interesse. Die Chlorgehalte der Brennstoffe "Hackschnitzel 1" und "Hackschnitzel 2" liegen im oberen Bereich der typischen Spannweite für Hackschnitzel aus Nadelholz, was jedoch durch den höheren Nadel- bzw. Rindenanteil erklärbar ist. Die Chlorgehalte der Getreidebrennstoffe liegen im unteren Bereich der Spannweite, die entsprechend der Auswertung der NAWARO-Datenbank [18] von 360 bis 3.100 mg/kg für diese Brennstoffgruppe benennt. Hier ist offensichtlich ein positiver Effekt aufgrund des Verzichts auf chlorhaltige Minderdüngung zu erkennen. Die Werte aller anderen Brennstoffe liegen innerhalb der üblichen Spannweite.

Tabelle 12: Analysenwerte der verwendeten Versuchsbrennstoffe

Brennstoffart	Elementgehalte, bezogen auf Trockenmasse (TM)					
	mg/kg TM					
	Cl	Ca	K	Mg	Na	Si
Holzhackschnitzel 1	265	5.997	1.872	728	165	4.567
Holzhackschnitzel 2	294	1.238	350	150	56	787
Holzhackschnitzel 3	64	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Holzpellet	32	944	281	148	50	1.160
HS / Weizen 70 /30 *	338	4.191	2.412	516	120	3.308
HS / Weizen 30 /70 *	426	1.987	3.132	234	60	1.630
Gerste Körner (konv1)	722	695	5.244	120	55	2.719
Gerste gereinigt	754	554	4.475	66	66	2.528
Gerste Körner (konv2)	770	390	4.150	900	44	2.310
Gerste Körner (bio)	752	649	4.790	1.290	63	2.200
Weizen Körner (konv1)	488	388	3.480	1.074	34	940
Weizen Körner (konv2)	800	410	3.060	990	58	200
Triticale Körner (bio)	161	382	4.720	1.180	50	960
Weizenkleie	510	1.143	8.838	108	90	3.699
Mühlenabputz *	743	923	3.082	695	228	14.906
Miscanthus	1.398	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Weizenstroh	430	3.300	5.530	1.040	198	15.600
Roggenstroh	2.740	4.150	12.200	1.120	270	14.900

* Die Werte wurden aus dem Mischungsverhältnis und den Ergebnissen der Einzelkomponenten berechnet.
n.b. Die Werte wurden nicht bestimmt.

Die Gehalte der Elemente Ca, K, Mg, Na und Si wurden wegen ihrer Bedeutung für das Ascheschmelzverhalten sowie die Bildung von Aerosolen bestimmt. Die Gehalte an Ca, K und Mg liegen für fast alle Brennstoffe innerhalb der üblichen Spannweiten für die jeweiligen Brennstoffe und weisen keine Auffälligkeiten auf. Auffällig ist hier lediglich der geringe Gehalt der beiden Brennstoffe "Gerste Körner (konv1)" und "Gerste gereinigt" für Magnesium, da übliche Werte bei Körnern meist bei einigen hundert Milligramm pro Kilogramm liegen. Die Werte für die Si-Gehalte der untersuchten Brennstoffe können dagegen noch nicht eingeordnet werden, da hierzu noch zu wenig Vergleichswerte vorliegen.

Der Brennstoff "Gerste Körner (konv1)" war massiv mit Kornkäfer befallen und wies aufgrund der Fraßaktivität einen sehr hohen Anteil an feinen, mehligartigen Bestandteilen auf. Um den Einfluss dieses Feinanteils auf die Brennstoffeigenschaften zu bestimmen, wurde eine Teilmenge des Brennstoffs nachträglich gereinigt und der Feinanteil entfernt. Bei dieser Maßnahme wurden 0,5

Gew.-% Staub und 0,4 Gew.-% sonstige Bestandteile (Spren, Steine) aus der Gerste abgeschieden. Eine Probe der gereinigten Gerste wurde ebenfalls analysiert, um zu ermitteln, ob sich durch die Entfernung des Feinanteils signifikante Änderungen der Zusammensetzung ergeben. Der Vergleich mit der ungereinigten Probe in Tabelle 11 und Tabelle 12 zeigt jedoch, dass sich durch die Reinigung nur unwesentliche Änderungen der Zusammensetzung ergaben.

Bei einigen Brennstoffen wurde die Schüttdichte gemäß prCEN TS 15103 [13] bestimmt. Die Ergebnisse hierzu sind in Tabelle 13 dargestellt. Hinsichtlich der Schüttdichte unterscheiden sich die Getreidebrennstoffe und Holzpellets deutlich von den anderen biogenen Brennstoffen. Für Getreide und Holzpellets wurden mit Werten zwischen 700 und 740 kg/m³ die höchsten Schüttdichten gemessen. Die beiden untersuchten Strohpellets erreichten mit 490 und 530 kg/m³ deutlich geringere Schüttdichten als die Holzpellets. Dies ist durch eine geringere Pelletdichte und eine schlechtere Pelletqualität (mehr Feinanteil) begründet. Die Holzhackschnitzel erreichten mit 230 kg/m³ einen üblichen Wert für diesen Brennstoff. Die Beimischung von 30 % Weizen führte lediglich zu einer Erhöhung der Schüttdichte auf 270 kg/m³. Die Weizenkleie hat mit 360 kg/m³ eine mittlere Schüttdichte und liegt damit zwischen Hackschnitzeln und Strohpellets. Die geringste Schüttdichte wurde mit 120 kg/m³ für den gehäckselten Miscanthus gemessen. Dieser Brennstoff ist somit nur halb so dichtlagernd wie Holzhackschnitzel.

Tabelle 13: Schüttdichte ausgewählter Brennstoffe bei angegebenem Wassergehalt (n = Anzahl Messungen)

Brennstoffart	Aufbereitung	Wassergehalt	n	Schüttdichte
Holzhackschnitzel 1	Hackgut	15,0 %	2	230 kg/m ³
Holzpellet	pelletiert	6,8 %	3	720 kg/m ³
HS / Weizen 70 /30	Hackgut / Korn	10,0 %	2	270 kg/m ³
Gerste Körner (konv1)	Korn	13,1 %	2	700 kg/m ³
Weizen Körner (konv1)	Korn	12,8 %	2	740 kg/m ³
Triticale Körner (bio)	Korn	11,3 %	4	730 kg/m ³
Weizenkleie	Kleie	10,0 %	3	360 kg/m ³
Miscanthus	Häckselgut	25,1 %	3	120 kg/m ³
Weizenstroh	pelletiert	8,2 %	4	490 kg/m ³
Roggenstroh	pelletiert	7,7 %	4	530 kg/m ³

4.2 Schadstoffemissionen bei verschiedenen Brennstoffarten

Die Brennstoffart und -zusammensetzung sind als wesentliche Einflussgrößen für die Schadstoffemissionen und die Eigenschaften der anfallenden Ascherückstände anzusehen. Da aber die Brennstoffeigenschaften sich in Abhängigkeit von der Feuerungsart bei der Verbrennung mehr oder weniger stark auswirken, lassen sich einzelne Beobachtungen nur schwer verallgemeinern, zumal auch innerhalb einer Brennstoff- oder Anlagenbauart größere Variationen möglich sind. In den hier durchgeführten Versuchen wurde daher versucht, dieser möglichen Einflussvielfalt da-

durch gerecht zu werden, dass zwei Feuerungstypen und eine Vielzahl von in der Praxis denkbaren Nicht-Holzbrennstoffen eingesetzt wurden. Hierbei handelt es sich um verschiedene Getreidearten und Nebenprodukte der Getreideverarbeitung. Um deren Wirkung auch im Vergleich zu den "Standardbrennstoffen" besser einordnen zu können, wurden außerdem Versuche mit den Referenzbrennstoffen Holzhackschnitzel bzw. Holzpellets durchgeführt. Einige Brennstoffe wurden einheitlich in beiden Feuerungen verwendet, um Einflüsse der Feuerung auf die Schadstoffemissionen zu identifizieren. Andere Brennstoffe kamen aufgrund aktueller Fragestellungen erst im Verlauf der Abwicklung des Versuchsprogramms hinzu. Nachfolgend werden die Ergebnisse differenziert für die einzelnen Abgaskenngrößen vorgestellt.

4.2.1 Kohlenstoffmonoxid (CO)

Für das Kohlenstoffmonoxid lässt sich kein eindeutiger Einfluss der Brennstoffart ableiten, da die CO-Emissionen trotz bestehender Schwankungen insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau liegen. Das zeigt Abbildung 15, in der die verschiedenen Brennstoffarten beim Einsatz in den beiden Feuerungen verglichen werden. Die gemessenen Werte liegen deutlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert der 1.BImSchV, nach der für diese Anlagen ein Maximalwert von 4 g/Nm^3 zulässig wäre. Im Mittel kann davon ausgegangen werden, dass der Einsatz der hier verwendeten Halmgut- und Getreidebrennstoffe in der Regel nicht zu CO-Emissionen führt, die höher liegen, als bei Einsatz des jeweiligen Referenzbrennstoffs (Holzpellets bzw. Holzhackschnitzel). Hinsichtlich der am CO-Ausstoß messbaren Gas-Ausbrandqualität ist somit bei getreidetauglichen Feuerungen inzwischen ein relativ hoher Entwicklungsstand erreicht. Selbst der Grenzwert von 1 g/Nm^3 , der bei einer Ausnahmegenehmigung für die Nutzung von Getreidebrennstoffen in Bayern für Anlagen bis 50 kW einzuhalten ist [33], wird hier durchweg deutlich unterschritten. Das gilt auch für die Versuche mit den Brennstoffen, die für die Powercorn-30-Anlage des Herstellers Guntamatic ausdrücklich nicht freigegeben worden waren (Weizenkörner, Strohpellets und Weizenkleie). Diese Zusatzversuche waren durchgeführt worden, um die Emissionswirkung bei einer unzulässigen Ausweitung des Brennstoffspektrums durch den Anwender aufzuzeigen. Die günstigen CO-Messwerte lassen sich auch durch die niedrigen Wassergehalte der eingesetzten Nicht-Holzbrennstoffe erklären, deren Wassergehalt durchweg unter 15 % lag (vgl. Tabelle 9, Kapitel 3.4). Bei den Holzhackschnitzeln lag der Wassergehalt teilweise höher (bei 10 bis 31 %, vgl. Tabelle 9, Kapitel 3.4), allerdings gibt diese Bandbreite das übliche Feuchtespektrum wieder, welches in derartigen Anlagen eingesetzt werden kann, so dass für den in Abbildung 15 (links) dargestellten CO-Messwert der Mittelwert aller Versuche mit Holzhackschnitzeln der gleichen Charge ("Hackschnitzel 1") gewählt wurde.

Überraschend ist zunächst allerdings die Tatsache, dass auch der CO-Messwert für Weizenkleie in beiden Feuerungen etwa gleichauf mit den Werten für die Holzbrennstoffe liegt, was auf einen relativ vollständigen Gasausbrand hindeutet. Wegen der Feinkörnigkeit des Brennstoffs war hier eine größere Beeinträchtigung der Verbrennungsqualität erwartet worden, zumal wegen der Feinheit der Kleieflocken von einer geringeren Anzahl Grobporen und damit von größeren Schwierigkeiten bei der gleichmäßigen Primärluftzufuhr im Glutbett auszugehen war. Offenbar werden diese Nachteile dadurch ausgeglichen, dass bei der maximal erzielbaren Leistung größere Kompromisse in Kauf genommen werden. Tatsächlich lag die mit Weizenkleie erzielbare Kesselleistung (vgl. Abbildung 28 in Kapitel 4.5) verglichen mit den übrigen Brennstoffen geringer. Der

Versuch, eine mit Holzbrennstoffen vergleichbare Kesselleistung zu erreichen, ist bei einem derartigen Brennstoff oft mit ansteigenden Emissionen und einem geringen Ascheausbrand verbunden. Vor allem durch die mit nur 360 kg/m³ relativ geringe Schüttdichte wird die mit Kleie erzielbare Anlagenleistung in der Regel limitiert, da der Brennstoff in dem begrenzten Feuerraum kaum ein kompaktes und zugleich gut und gleichmäßig durchströmtes Glutbett mit ausreichender Brennstoffmasse ausbilden kann. Ähnliches gilt auch für den Mühlenabputz.

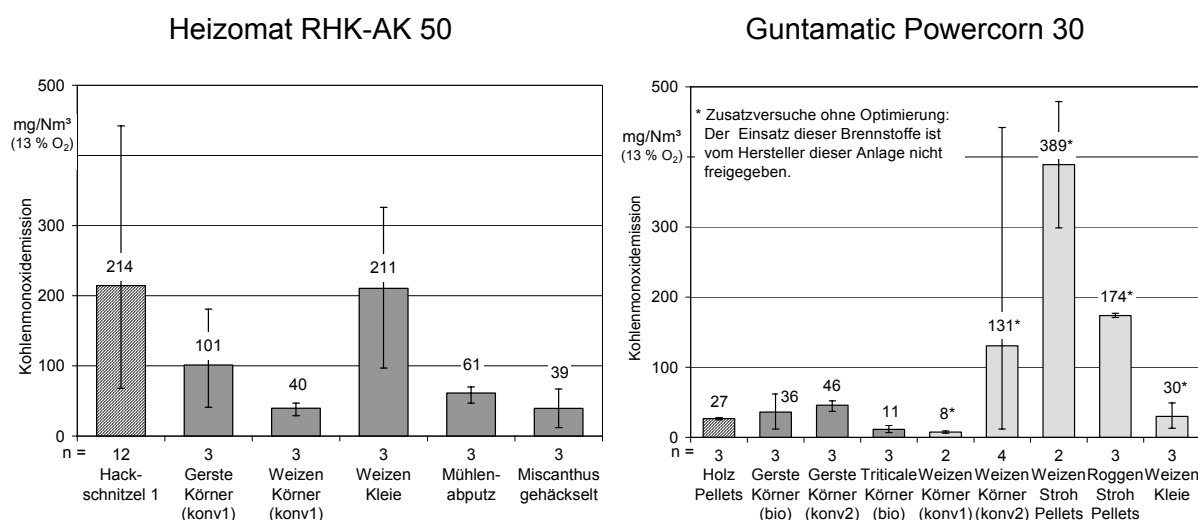


Abbildung 15: CO-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe

4.2.2 Organische Kohlenstoffverbindungen (Gesamt-C)

Wie das Kohlenmonoxid stellen auch die Emissionen an unverbrannten Kohlenwasserstoffen (Gesamt-C) einen Indikator für die Vollständigkeit der Verbrennung dar. Allerdings bestehen hier zum Teil andersartige Einflüsse, so dass die Ergebnisse im Vergleich zur CO-Emission deutlich uneinheitlicher sind. Während die Referenzbrennstoffe und die meisten Getreide- und Halmgutbrennstoffe auf einem gerade noch messbaren Emissionsniveau verharren, wurde mit Gerstenkörnern bei beiden Feuerungen einheitlich der höchste Gesamt-C-Wert gemessen (62 bzw. 68 mg/Nm³, vgl. Abbildung 16). Allerdings lässt sich diese Beobachtung nicht ohne Weiteres auf Getreidekörnerbrennstoffe allgemein übertragen, da bei Weizen und Triticale hier durchweg niedrige Gesamt-C-Emissionen auftraten.

Ein enger Zusammenhang zwischen CO und Gesamt-C-Emissionen, wie er von vielen Versuchsanstellern für Holzbrennstoffe übereinstimmend festgestellt wurde und mittlerweile als allgemein gültig anerkannt ist, kann offenbar nicht ohne weiteres auch für Getreidebrennstoffe angenommen werden. Dennoch gibt es Hinweise, dass kurzzeitige Messwertspitzen beim Gesamt-C oft auch mit erhöhten Messungen für CO zusammentreffen. Das zeigen die Ergebnisse der ca. 5-tägigen Dauerversuche (vgl. Abbildung 29). Möglicherweise sind die CO-Schwellenwerte, die für den

parallelen Anstieg der Gesamt-C-Emission überschritten werden müssen, bei Getreide niedriger als bei Holzbrennstoffen (vgl. Kapitel 4.6.1). Diese Vermutung würde auch die deutlich wahrnehmbare Emission von Geruchsstoffen erklären, die beim Einsatz von Getreidebrennstoffen trotz geringer CO-Emissionen häufig beobachtet wird.

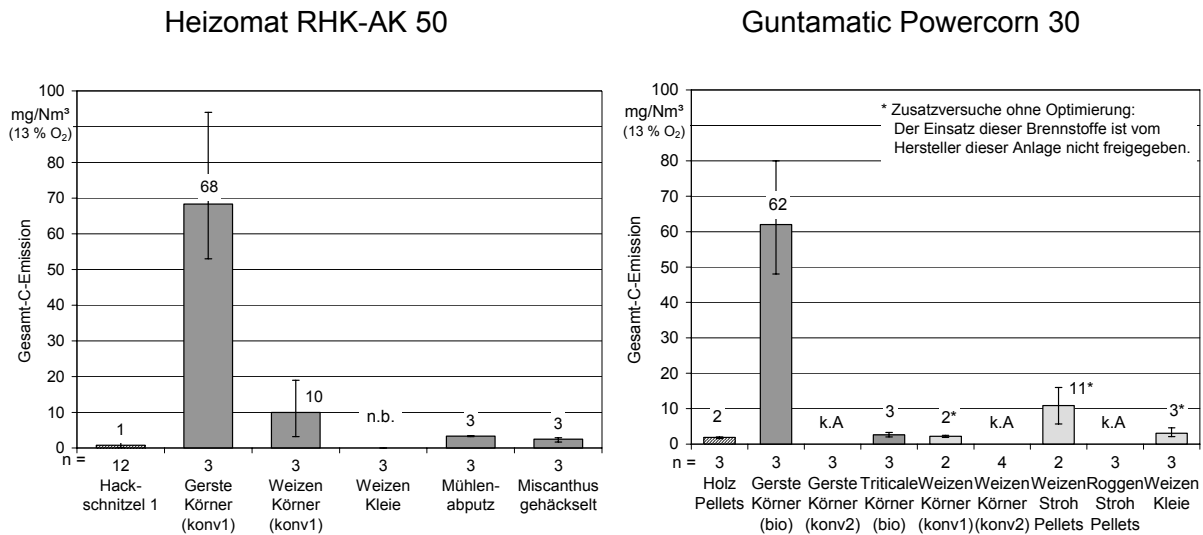


Abbildung 16: Gesamt-C-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinfeuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hack-schnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). k. A. keine Angabe (Messgerät nicht verfügbar)

Die Tatsache, dass es im Verlauf einer mehrtägigen Messung trotz gleichbleibender Feuerungsbedingungen gelegentlich zu den in Kapitel 4.6.1 mit Weizenkörnern dargestellten Messwertspitzen kommen kann, wirft die Frage auf, ob es sich bei den in Abbildung 16 für Gerstenkörner vorgestellten Ergebnissen nicht auch um einen zeitlich begrenzten Emissionsanstieg handelte. Die Ergebnisse dieser Einzelmessungen sollten daher vorsichtig interpretiert werden, auch wenn es sich bei den erhöhten Messwerten in Abbildung 16 einheitlich um Versuche mit Gerstenkörnern als Brennstoff handelte.

Für die Zulässigkeit der Getreideverbrennung in Kleinfeuerungen (bis 100 kW) wurden keine allgemein verbindlichen Gesamt-C-Grenzwerte festgelegt, das gilt sowohl für die (hier nicht anzuwendenden) Begrenzungen der 1.BImSchV [6], als auch für die bayerischen Anforderungen an eine Ausnahmegenehmigung für Getreidebrennstoffe [33]. Als Orientierungswert könnte daher allenfalls der Grenzwert der TA-Luft [7] herangezogen werden. Er liegt beispielsweise für Strohfederungen mit 100 bis 1.000 kW Feuerungswärmeleistung bei 50 mg/Nm^3 (bei 11 % O_2). Bezogen auf den hier verwendeten Bezugssauerstoff von 13 % errechnet sich somit ein Orientierungswert von $40 \text{ mg Ges.-C pro Normkubikmeter}$. Dieser Wert wird mit den hier eingesetzten Brennstoffen (außer Gerste) in den verwendeten Feuerungsanlagen in der Regel problemlos unterschritten.

4.2.3 Stickstoffoxide (NO_x)

Bei den Stickstoffoxidemissionen ist ein deutlicher Einfluss der Brennstoffart zu erkennen, das zeigt Abbildung 17. Während mit Hackschnitzeln und Miscanthus NO_x-Emissionswerte von weniger als 200 mg/Nm³ erreicht wurden, führte der Einsatz von Getreidebrennstoffen (Gerste, Weizen, Kleie, Abputz) zu einem NO_x-Ausstoß in der Größenordnung von 400 bis 600 mg/Nm³. Lediglich mit den in der Guntamatic-Feuerung eingesetzten Strohpellets ergaben sich leichte Vorteile beim NO_x-Ausstoß gegenüber Getreidekörnern. Die Höhe der NO_x-Emission ist zum Teil anlagenbedingt, allerdings sind die Unterschiede zwischen den hier verwendeten Feuerungen nicht groß.

Für die Zulässigkeit der Getreideverbrennung als Brennstoff in Kleinf Feuerungen können derartig geringe Unterschiede jedoch bereits entscheidend sein. NO_x-Emissionen von mehr als 500 mg/Nm³ werden bei Kleinf Feuerungen üblicherweise bereits als zu hoch angesehen. Beispielsweise sieht die bayerische Ausnahmeregelung für den Getreideeinsatz in Kleinanlagen vor, dass ein NO_x-Ausstoß von weniger als 500 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) durch ein Prüfzeugnis nach DIN EN 303-5 [9] nachgewiesen werden muss (vgl. [33]). Beide hier untersuchten Feuerungen weisen beim Getreideeinsatz NO_x-Emissionswerte um oder knapp unter diesem Grenzwert auf.

Von weitaus größerem Einfluss als die Feuerungsbauart ist der Stickstoffgehalt im Brennstoff. Dieser lag hier zwischen 0,1 % (Holzhackschnitzel/Holzpellets) und 3,1 % (Weizenkleie). Weizenkörner wiesen mit 2,5 bis 2,8 % in der Trockenmasse durchweg etwas höhere Stickstoffgehalte auf als Gerstenbrennstoffe (1,5 bis 2,4 %). Letztere zeichnen sich durch eine besonders hohe Bandbreite aus, weil neben den Gerstenkörnern aus der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion („konv1“ und „konv2“) auch biologisch angebaute Gerste (ohne Mineraldüngeraufwand) als Brennstoff verwendet worden war („bio“). Deren niedriger Stickstoffgehalt (1,5 %) wirkte sich jedoch in den hier durchgeführten Versuchen nicht sichtbar positiv auf den NO_x-Ausstoß aus (Abbildung 17, rechts).

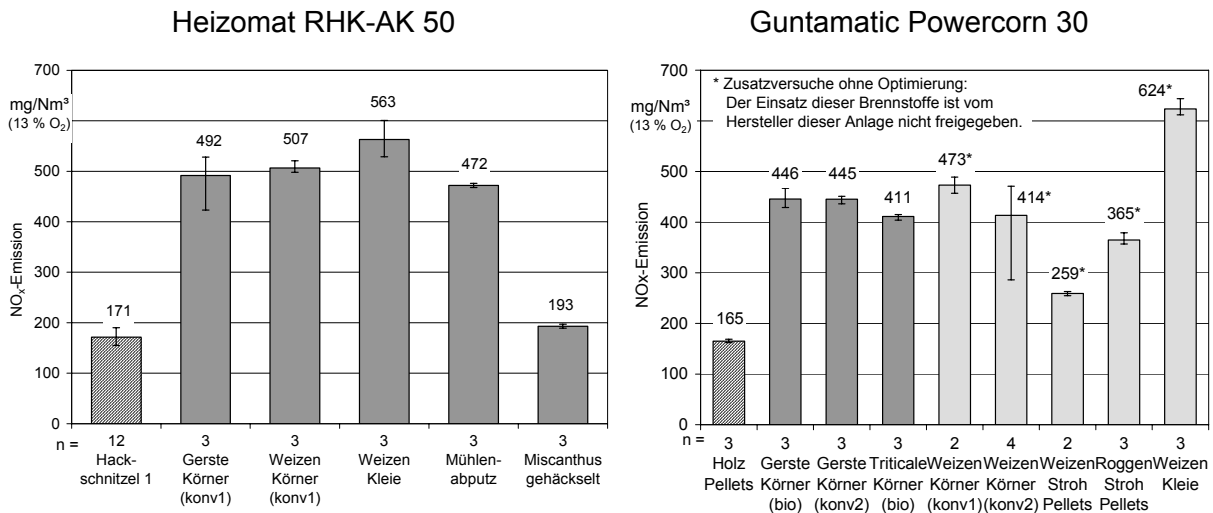


Abbildung 17: NO_x-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe

Im Fall der Weizenkleie erweisen sich jedoch die hohen Stickstoffgehalte als besonders emissionswirksam. Die Versuche mit diesem Brennstoff markieren die höchsten NO_x-Messwerte aller durchgeführten Messungen. Wegen des mit nur 0,3 % besonders niedrigen Stickstoffgehaltes liegen die NO_x-Werte beim Einsatz von Miscanthus dagegen auf dem gleichen niedrigen Niveau der Holz-(Referenz)Brennstoffe. Weizen und Roggenstroh nehmen analog zu den Stickstoffgehalten (0,6 bzw. 1,1 %) eine Zwischenstellung bei den NO_x-Emissionen ein, während Mühlenabputz (Mischung aus je 50 Vol.-% Bruchkorn und Spelzen, vgl. Kapitel 3.4) wegen des mit 2,5 % relativ hohen Stickstoffgehaltes sich bei der NO_x-Bildung wie reines Körnergetreide verhält (Abbildung 17). Eine vollständige Zusammenstellung aller Brennstoffanalysenwerte findet sich in Kapitel 4.1 (Tabelle 11 und Tabelle 12).

Der Zusammenhang zwischen Brennstoffstickstoffgehalt und NO_x-Ausstoß wird in Abbildung 18 durch eine entsprechende Regressionsanalyse nachgewiesen. Für beide Feuerungen zeigt sich, dass hier eine wirksame Abhängigkeit besteht. Dies wird durch das hohe Bestimmtheitsmaß (R²) von 0,87 bzw. 0,90 angezeigt. Ein direkter Vergleich der beiden Feuerungen kann aus den Funktionen in Abbildung 18 allerdings nicht abgeleitet werden, da die Brennstoffe und Versuchsvarianten in den Feuerungen uneinheitlich waren. Da in Abbildung 17 auch Messungen mit Kalkzugabe bei der Mittelwertbildung verrechnet wurden, sind die NO_x-Konzentrationen nicht in allen Fällen deckungsgleich zu den Angaben in Abbildung 16.

Neben dem Brennstoffstickstoffgehalt können sich eine Reihe weiterer Einfluss- und Stellgrößen auf die NO_x-Bildung auswirken. Unter anderem zählt hierzu die zugeführte Verbrennungsluftmenge im Abgas. Ein derartiger Zusammenhang wird für Getreidefeuerungen beispielsweise bei EDER ET AL [14] berichtet. Demnach sinkt der NO_x-Ausstoß bei niedrigen O₂-Konzentrationen im Abgas (d. h. geringer Lambda-Werte). Das gilt vor allem bei Restsauerstoffgehalten von weniger als ca. 8 %.

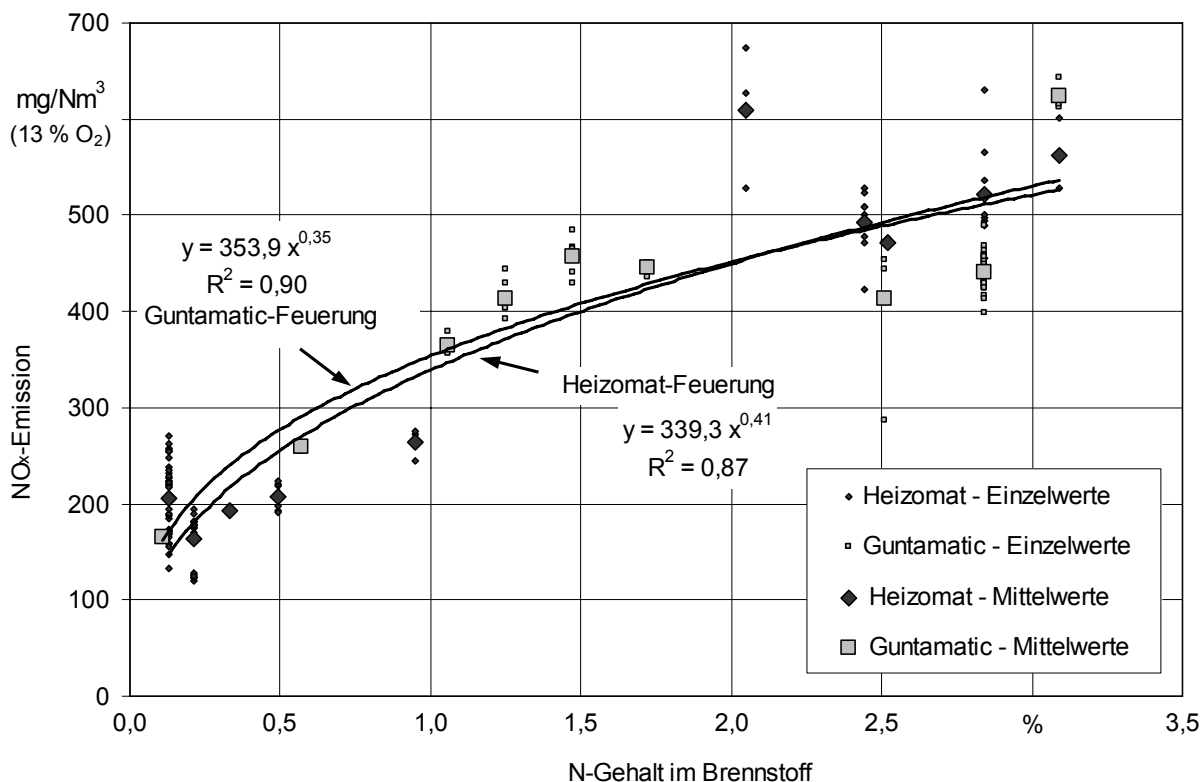


Abbildung 18: NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoff(N)-Gehalt im Brennstoff, gemessen in zwei Biomasse-Kleinfeuerungen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30). Darstellung der Einzel- und Mittelwerte sowie der Regressionsfunktion basierend auf den Mittelwerten. Die Messwerte entstammen auch Versuchen mit Kalkzugabe sowie Holzbeimischungen und Körnerreinigung (Brennstoffverwendung in beiden Feuerungen uneinheitlich)

4.2.4 Staubemission

Auch bei den Staubemissionen, die zusammenfassend in Abbildung 19 dargestellt sind, zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Brennstoffarten. Insbesondere der Unterschied zwischen den Holzbrennstoffen und den Nicht-Holzbrennstoffen wird hier sichtbar. Der Einsatz von getreidebürtigen Brennstoffe erhöht den Staubausstoß um ein Vielfaches, verglichen mit den Holz-(Referenz-)brennstoffen.

Auffällig ist der hohe Messwert von 400 mg/Nm³, der beim Einsatz von Gerste in der Heizomat-Feuerung festgestellt wurde. Die hier als Brennstoff eingesetzte Gerste war mit Kornkäfern befallen. Durch die Fraßaktivität der Käfer enthielt der Brennstoff einen hohen Anteil an staubförmigen Bestandteilen. Der Brennstoff wurde in den Versuchen dennoch eingesetzt, da es sich um Mindergetreide handelte, dessen Einsatz als Brennstoff in der Praxis wahrscheinlich ist, zumal eine anderweitige Vermarktung kaum noch gegeben ist. Um den Einfluss des Feinanteils in diesem Brennstoff beurteilen zu können, wurde die Gerste zusätzlich gereinigt und in einem weiteren Feuerungsversuch eingesetzt (Diese Ergebnisse sind in Kapitel 4.3 beschrieben). Bei den übrigen Getreidebrennstoffen und bei Miscanthus wird in der Heizomat-Feuerung mit Staubwerten zwischen 140 und 180 mg/Nm³ ein relativ einheitliches Emissionsniveau erreicht. Hier besteht offen-

bar kein klarer Zusammenhang zwischen Staubemission und dem Aschegehalt des Brennstoffs, der mit 6,1 % bzw. 6,7 % bei Weizenkleie und Mühlenabputz am höchsten lag und bei Miscanthus und Gerste mit 3,9 bzw. 2,4 % eine Mittelstellung einnahm. Lediglich bei einem der Holzhackgut-Brennstoffe war ein niedriger Aschegehalt von nur 0,7 % gegeben, die beiden übrigen Hackschnitzelbrennstoffe wiesen wegen des hohen Rindenanteils einen relativ hohen Aschegehalt von ca. 3,1 % auf. Eine vollständige Zusammenstellung aller Brennstoffanalysenwerte findet sich in Kapitel 4.1 (Tabelle 11 und Tabelle 12).

Aufgrund der Tatsache, dass für die Beurteilung der Staubabscheidewirkung des Zusatzwärmetauschers eine Vielzahl von zusätzlichen Versuchen mit Hackschnitzeln durchgeführt werden musste, wurde der in Abbildung 19 (links) dargestellte Mittelwert aus insgesamt 12 Einzelmessungen errechnet (Die Ergebnisse zu den Versuchen mit Zusatzwärmetauscher und Holzhack-schnitzel finden sich in Kapitel 4.7).

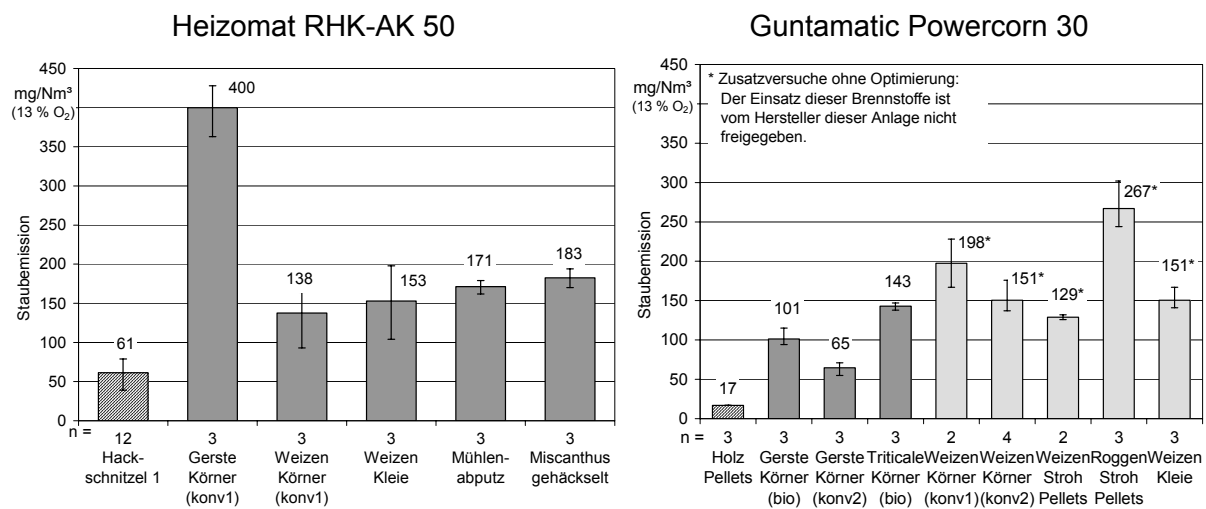


Abbildung 19: Staub-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinf Feuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen). Alle Getreidebrennstoffe ohne Kalkzugabe

Auch bei der Guntamatic-Feuerung ergeben sich erhöhte Staubmesswerte beim Einsatz von Nicht-Holz-Brennstoffen. Allerdings lag die Bandbreite der gemessenen Staubwerte insgesamt etwas niedriger als bei der Heizomat-Feuerung. Das zeigen auch die Ergebnisse der im 5-tägigen Dauerversuch durchgeführten Staubmessungen (vgl. Tabelle 14 in Kapitel 4.6.1). Mit den in der Guntamatic-Feuerung eingesetzten Gerstenkörnern wurden sogar Emissionswerte um oder unter 100 mg/Nm^3 erzielt, wobei das Getreide aus der biologischen Landwirtschaft (Gerste Körner "bio") keine Vorteile brachte, zumal auch der für die Staubbildung kritische Kaliumgehalt [5] des Biogetreides mit 0,47 % trotz des Verzichts auf Mineraldüngereinsatz sogar noch höher lag, als bei der konventionell erzeugten Gerste mit 0,41 % (vgl. Tabelle 14 in Kapitel 4.1).

Die Messungen mit Gerstenkörnern (Gerste, konv2) zeigen, dass die Guntamatic-Anlage unter bestimmten Umständen nicht nur die (hier nicht anzuwendenden) Begrenzungen der 1. BImSchV

von 150 mg Staub pro Normkubikmeter [6], sondern auch die bayerischen Anforderungen an eine Ausnahmegenehmigung für Getreidebrennstoffe knapp einhalten könnte. Diese Ausnahmegenehmigung kann für Anlagen bis 50 kW Nennwärmeleistung erteilt werden, wenn eine in Typenprüfungsmessungen nach DIN EN 303-5 [9] festgestellte Staubemission maximal 75 mg/Nm^3 (bei 13 % O_2) beträgt und der Staubwert auch bei den wiederkehrenden Messungen durch den Schornsteinfeger nicht über 100 mg/Nm^3 liegt [33].

Bei den Versuchen mit Brennstoffen, die für die Powercorn-30-Anlage vom Hersteller Guntama-tic ausdrücklich nicht freigegeben worden waren (Weizenkörner, Strohpellets und Weizenkleie), lagen die Staubemissionswerte größtenteils über den für Gersten- und Triticalekörnern gemessenen Werten. Auffallend ist hier vor allem die gemessene Differenz zwischen den Weizen- und den Roggenstrohpellets. Auch hierfür lassen sich die großen Unterschiede im Gehalt aerosolbildender Elemente als Begründung heranziehen: In den Roggenstrohpellets war der Kaliumgehalt mit 1,2 % mehr als doppelt so hoch wie in den Weizenstrohpellets (0,55 %). Zugleich war auch der Chlorgehalt im Roggenstroh mit 0,27 % höher als in den übrigen Brennstoffen. Das erklärt auch den großen Unterschied zwischen Roggenstroh und Kleie. Kleie verursacht bei relativ hohem Kaliumgehalt (0,88 %) aber gleichzeitig niedrigem Chlorgehalt (0,05 %) eine geringere Staubemission, als beim Einsatz von Roggenstroh. Die Zusatzversuche waren durchgeführt worden, um die Emissionswirkung bei einer unzulässigen Ausweitung des Brennstoffspektrums durch den Anwender aufzuzeigen.

Neben Kalium und Chlor zählen auch Natrium, Schwefel sowie die Schwermetalle Blei und Zink zu den aerosolbildenden Elementen im Brennstoff [5]. Bei einem hohen Gehalt eines oder mehrerer dieser Elemente im Brennstoff kann somit generell von einem gestiegenen Risiko erhöhter Partikelemissionen ausgegangen werden. Dieser Zusammenhang ist auch in der vorliegenden Untersuchung erkennbar. Durch die hier verwendete Vielzahl verschiedener Brennstoffe und Mischungen ergibt sich eine große Bandbreite von Brennstoffeigenschaften, die unter diesem Gesichtspunkt ausgewertet werden konnte.

Eine entsprechende Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Gesamtstaubemission und der Summe der aerosolbildenden Brennstoffbestandteile zeigt Abbildung 20. Da der Gehalt an Schwermetallen hier nicht untersucht wurde, konnten Zink und Blei darin nicht berücksichtigt werden. Allerdings ist deren Gehalt bei naturbelassenen Brennstoffen in der Regel zu gering (vgl. [18]), als dass dadurch die hier dargestellte Summe "staubkritischer" Elemente deutlich verändert werden könnte. In welchem Maß die einzelnen Elemente selbst stärker oder schwächer zur Staubbildung beitragen, kann hier aber nicht festgestellt werden. Für eine solche Gewichtung der Inhaltstoffe wäre eine größere Anzahl von Messwerten erforderlich gewesen. Allerdings zeigt das mit $R^2=0,51$ bzw. 0,86 (Abbildung 20) angegebene Bestimmtheitsmaß, dass die gemessenen Unterschiede beim Staubausstoß deutlich überwiegend durch das Vorhandensein dieser kritischen Elemente erklärt werden können.

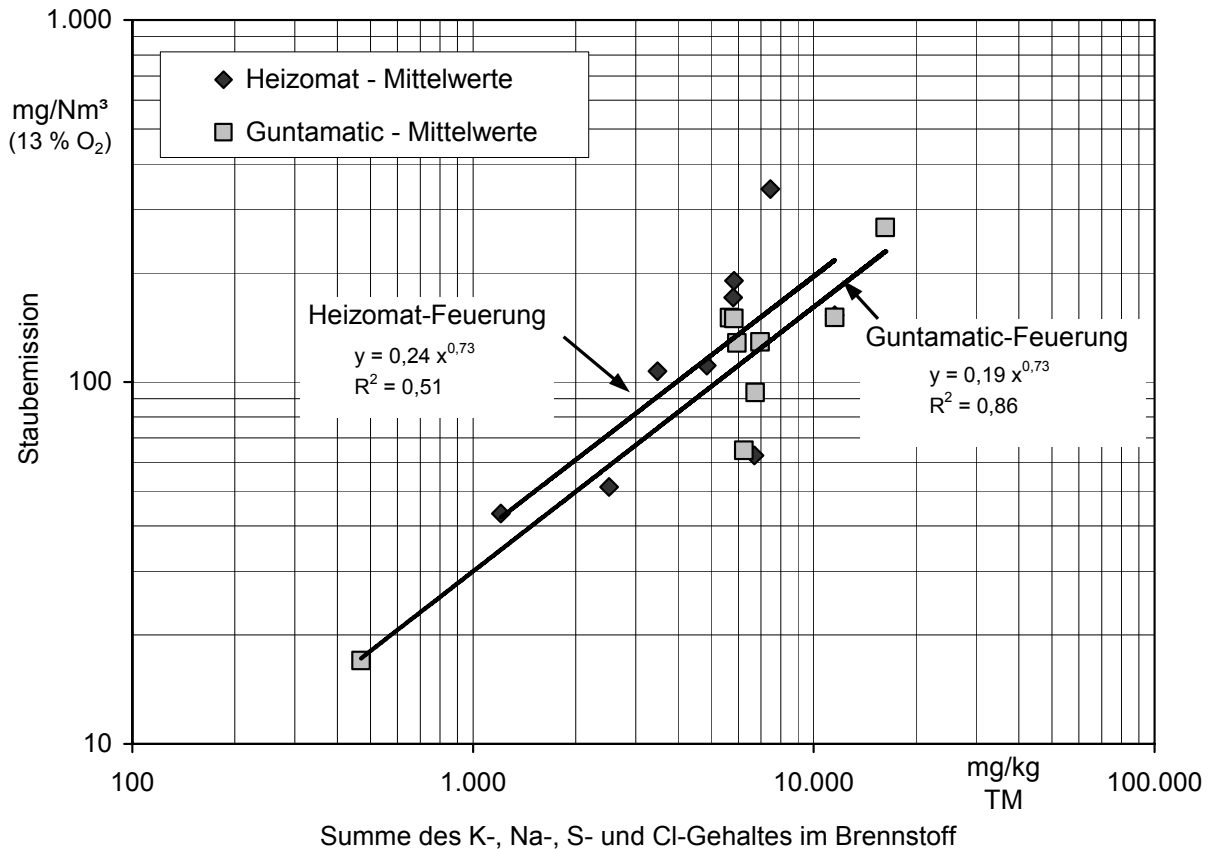


Abbildung 20: Gesamtstaubemission in Abhängigkeit vom Gehalt an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff, gemessen in zwei Biomasse-Kleinfeuerungen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30). Darstellung der Mittelwerte aus 3 bis 12 Staubmessungen je Brennstoff. Messwerte enthalten auch Versuche mit Kalkzugabe sowie Holzbeimischungen und Körnerreinigung (Brennstoffverwendung in beiden Feuerungen uneinheitlich)

4.2.5 Weitere Schadstoffe (HCl, SO₂)

Die Emission von Chlorwasserstoff und Schwefeldioxid wurde wegen der nicht durchgehenden Verfügbarkeit entsprechender Messgeräte lediglich an der Guntamatic-Feuerung bestimmt. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Abbildung 21 dargestellt.

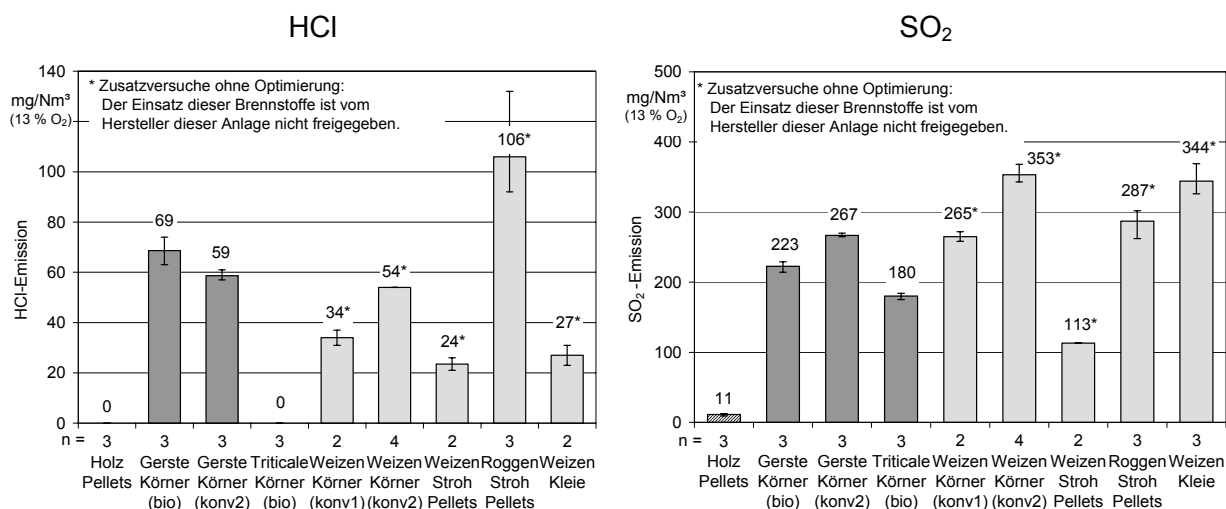


Abbildung 21: HCl- und SO₂-Emissionen beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Pellets). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)

Wegen des äußerst niedrigen Chlor- und Schwefelgehaltes im Holz wurden in den Versuchen mit Holzpellets kaum messbare Cl- und SO₂-Emissionen festgestellt, zumal die Holzpellets mit 32 mg/kg beim Chlorgehalt bzw. ca. 100 mg/kg beim Schwefelgehalt die niedrigsten Konzentrationen unter den hier untersuchten Brennstoffen markieren (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 12 in Kapitel 4.1). Der Spitzenwert des Chlorhaltes findet sich beim Roggenstroh mit 0,27 % i. d. TM. Dieser Brennstoff weist zugleich auch bei der Verbrennung die höchste Chlorwasserstoffemission auf. Zwischen den Gerstenkörnern aus der konventionellen landwirtschaftlichen Produktion ("konv1" und "konv2") und der biologisch angebauten Gerste "bio" (ohne Mineraldüngeraufwand) wurde kein nennenswerter Unterschied im Cl-Gehalt festgestellt (Tabelle 12 in Kapitel 4.1). Daher sind auch bei der Verbrennung keine signifikanten Unterschiede festzustellen (Abbildung 21, links). Mit ca. 0,075 % Chlorgehalt liegen die hier verwendeten Gerstenkörner etwa im Bereich des mittleren Chlorgehalts aller Getreidearten, der mit ca. 0,085 % i. d. TM angegeben wird [18]. Die besonders niedrigen Chlorgehalte der Triticalekörner (0,016 %) führen dazu, dass – wie bei Holzpellets – keine messbare Chlorwasserstoffemission bei der Verbrennung festgestellt werden konnte.

Bei den Schwefeldioxidemissionen sind die Extremwerte zum Teil etwas anders verteilt, als beim Chlorwasserstoff. Hier wurden mit Weizenkörnern und Weizenkleie die höchsten Emissionswerte gemessen. Zugleich findet sich in diesen Brennstoffen auch der höchste Schwefelgehalt (0,18 bzw. 0,21 vgl. Tabelle 11 in Kapitel 4.1). Die biologisch angebauten Gerstenkörner lagen im Schwefelgehalt geringfügig niedriger als Gerstenkörner aus konventionellem Anbau. Entsprechend sind auch die SO₂-Emissionen hier geringfügig geringer. Bei Getreidestroh ist dagegen generell von niedrigeren Schwefelgehalten auszugehen [18]. Bei den Schwefeldioxidemissionen zeigt sich dieser Vorteil in den Versuchen allerdings nicht durchgehend, sondern nur bei den verwendeten Weizenstrohpellets (Abbildung 21, rechts).

Der Zusammenhang zwischen dem Chlor- und Schwefelgehalt im Brennstoff und dem jeweiligen Schadstoffausstoß bei der Verbrennung ist durch eine entsprechende Regressionsanalyse nachge-

wiesen. Diese Ergebnisse zeigt Abbildung 22. Darin werden nur Messungen mit der Guntamatic-Feuerung dargestellt, da für die Versuche mit der Heizomat-Feuerung hierfür noch keine geeignete Messtechnik zur Verfügung stand.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich der HCl- und SO₂-Ausstoß der Guntamatic-Feuerung bei beiden Messgrößen zu etwa 80 % durch den jeweiligen Elementgehalt im Brennstoff erklären lassen. Dies wird durch das hohe Bestimmtheitsmaß (R²) von 0,80 bzw. 0,78 angezeigt (Abbildung 22). Inwieweit die HCl- und SO₂-Emission auch durch das Vorhandensein anderer - z. B. aerosolbildender - Elemente (vgl. Kapitel 4.2.4) möglicherweise auch dadurch beeinflusst werden, dass Chlor und Schwefel dann vermehrt in Partikeln ausgetragen werden, kann hier nicht festgestellt werden.

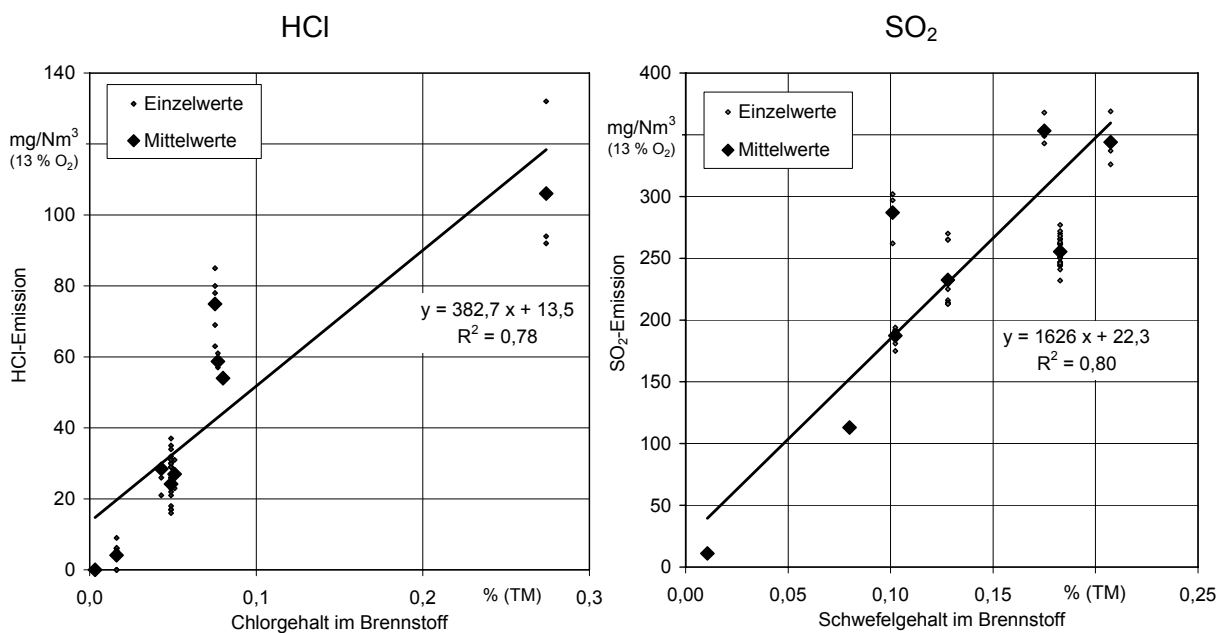


Abbildung 22: HCl- und SO₂-Emissionen in Abhängigkeit vom Chlor- bzw. Schwefelgehalt im Brennstoff. Messungen an einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung. Darstellung der Einzel- und Mittelwerte sowie der Regressionsfunktion basierend auf den Mittelwerten. Die Messwerte entstammen auch Versuchen mit Kalkzugabe, Teillast und dem Dauerversuch.

Für die Zulässigkeit der Getreideverbrennung in Kleinf Feuerungen (bis 100 kW) bestehen derzeit keine Grenzwerte für den HCl- und SO₂-Ausstoß. Das gilt sowohl für die (hier nicht anzuwendenden) Begrenzungen der 1. BImSchV [6], als auch für die bayerischen Anforderungen an eine Ausnahmegenehmigung für Getreidebrennstoffe [33]. Um aber dennoch eine grobe Orientierung und Einordnung der hier gemessenen Schadstoffemissionen zu ermöglichen, könnten die Grenzwerte der Ziffer 5.2.4 der TA-Luft [7] herangezogen werden, die für Feuerungsanlagen mit einer Feuerungsleistung von über 100 kW relevant sind. Für Chlorwasserstoff (HCl) läge die Begrenzung demnach bei 30 mg/Nm³ (bei 11 % O₂), was einem Orientierungswert von 24 mg HCl pro Normkubikmeter beim hier verwendeten Bezugssauerstoffgehalt von 13 % entspräche. Für die SO₂-Emission läge die Begrenzung bei 350 mg/Nm³ (bei 11 % O₂), was bei einem O₂-Bezug von

13 % einem SO₂-Grenzwert von 280 mg/Nm³ entspräche. Zumindest beim HCl-Ausstoß wären diese nur für größere Anlagen geltenden Grenzwerte mit den hier eingesetzten Brennstoffen in den verwendeten Feuerungsanlagen nicht problemlos unterschritten.

4.3 Emissionen bei verschiedenen Brennstoffaufbereitungen und -mischungen

Neben der Wahl der Brennstoffart und -herkunft können die Brennstoffeigenschaften auch durch weitere Maßnahmen vorteilhaft beeinflusst werden. Hierzu zählen die Mischungen mit qualitativ günstigeren Brennstoffen wie Hackschnitzel oder die Additivierung des Brennstoffs durch verschlackungsmindernde Stoffe (z. B. Kalkzugabe). In den nachfolgend vorgestellten Versuchen wird die Wirkung derartiger Maßnahmen bei den beiden ausgewählten Feuerungen vorgestellt. Die Vorgehensweise bei der Mischung und Aufbereitung der Brennstoffe sowie die dadurch veränderten Brennstoffeigenschaften werden in Kapitel 3.4 bzw. Kapitel 4.1 beschrieben.

4.3.1 Kalkzugabe

Die Zugabe von handelsüblichem Düngerkalk stellt eine in der Praxis der Getreideverbrennung besonders häufige Vorgehensweise dar. Dabei können kohlenaurer Kalk (Carbonatkalk, CaCO₃) oder oxidischer Kalk (Brantkalk, CaO) zum Einsatz kommen. Wegen seiner höheren Kalziumkonzentration wird Brantkalk vorrangig verwendet. Er enthält gemäß DüMV [36] mindestens 65 % CaO, in der Praxis werden aber deutlich höhere Durchschnittswerte von 80 bis 95 % CaO angegeben [28]. Häufig werden Kalkzugabemengen von 1 bis 2 Gewichts-% in der Praxis genannt. Der Hersteller Guntamatic fordert allerdings für die zu verwendenden Triticale- und Gerstenkörner eine Brantkalkzumischung von nur 0,3 %. Daher wurden für die hier untersuchte Heizomat-Feuerung mit 2 % und für die Guntamatic-Feuerung mit 0,3 % unterschiedliche Brantkalkzugabemengen in den Versuchen verwendet.

In Abbildung 23 ist die Wirkung auf den Schadstoffausstoß für diese Brennstoff-Aufbereitungsmaßnahme dargestellt. Die Kalkzugabe wirkt sich durchgehend vorteilhaft auf die Staubemission aus. Beim Heizomatkessel war der Effekt besonders deutlich, jedoch konnte die Staubminderung in dieser Größenordnung mit der Guntamatic-Feuerung nicht bestätigt werden, sie betrug hier lediglich ca. 15 %. Dabei war aber auch die aufgewendete Kalkmenge mit nur 0,3 % gemäß der Herstellerempfehlung von Guntamatic wesentlich geringer als bei der Heizomat-Feuerung, und es wurden andere Brennstoffe verwendet. Inwieweit bei den Messungen an der Heizomat-Feuerung auch Überlagerungen durch andere Effekte eingetreten sind, ist hier nicht feststellbar. Allerdings ist zu bemerken, dass vom Hersteller Heizomat an der Vorserienanlage zwischen den Versuchen noch kleinere Veränderungen vorgenommen worden waren, die sich hier möglicherweise ausgewirkt haben. Daher ist diese Staubminderung vorsichtig zu interpretieren, zumal der mit Kalk gemessene Wert an der Heizomatanlage im Vergleich zu den Brennstoffvergleichsmessungen in Kapitel 4.2.4 (vgl. Abbildung 19) so auffällig stark vermindert war. Hinzu kommt, dass die niedrigen mit Kalkzugabe gemessenen Staubwerte durch die Messungen im Dauerversuch, der ebenfalls mit Kalkzugabe durchgeführt wurde, nicht bestätigt werden (vgl. Kapitel 4.6.1).

Die beobachteten Unterschiede beim Kohlenmonoxid (CO) traten sämtlich auf einem sehr niedrigen Emissionsniveau auf und waren insbesondere bei der Guntamatic-Feuerung sehr gering. Insgesamt lassen sie sich kaum auf die verwendeten Brennstoffqualitäten zurückführen.

Auch beim Stickstoffdioxid (NO_x) sind keine auffälligen Wirkungen, die auf die Kalkzugabe zurückgeführt werden könnten, festzustellen (Abbildung 23). Somit können auch die Versuche mit Kalkzugabe zur Bestätigung der in Kapitel 4.2 vorgestellten tendenziellen Unterschiede zwischen den Brennstoffarten hinsichtlich NO_x herangezogen werden. Bei zur Verschlackung neigenden Brennstoffarten kann jedoch vermutet werden, dass eine konsequente Kalkzugabe auch beim NO_x-Ausstoß grundsätzliche Vorteile bietet. Das liegt daran, dass die mit der Kalkung verbundene Anhebung des Ascheerweichungspunktes die Homogenität der Strömungsbedingungen im Glutbett verbessert, so dass dieses gleichmäßiger von Primärluft durchströmt wird. Somit besteht für den Feuerungshersteller die Möglichkeit, den Luftüberschuss (Lambda-Wert) oder auch nur den Primärluftanteil weiter abzusenken, um bei gegebener Luftstufung im Feuerraum eine ausgeprägte Reduktionszone zwischen der Primär- und Sekundärverbrennung zu erreichen.

Bei den organischen Kohlenstoffverbindungen (Ges.-C) wird der erhöhte Emissionswert, der mit Gerstenkörnern (ohne Kalk) eintritt (vgl. hierzu auch Kapitel 4.2.2, Abbildung 16), bei einer Kalkadditivierung nicht erreicht. Da es sich bei dieser Additivierung aber um die vom Anlagenhersteller geforderte Brennstoffvorbehandlung handelt, kann davon ausgegangen werden, dass auch mit Gerstenkörnern in der Praxis günstige Gesamt-C-Emissionswerte erreicht werden. Bei den in Abbildung 23 für alle Getreidekörner ohne Kalkzugabe (Weizen, Triticale und Gerste) gezeigten Messwerten handelt es sich um dieselben Messungen, die schon in Kapitel 4.2.2 (Abbildung 16) für den Brennstoffvergleich herangezogen wurden.

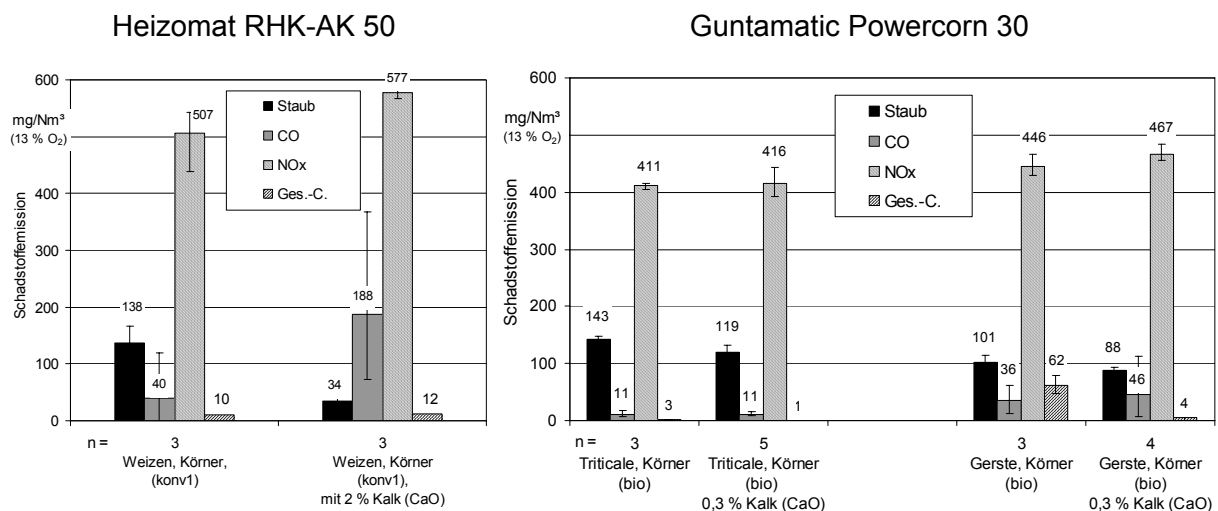


Abbildung 23: Wirkung einer Kalkzugabe zu Getreidekörnern auf den Schadstoffausstoß bei der Verbrennung in zwei Kleinf Feuerungen. Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)

Die Kalkzugabe führt auch nicht zu einer Verbesserung beim Ausstoß von Chlorwasserstoff (HCl) oder Schwefeldioxid (SO₂). Das zeigt Abbildung 24. Die darin dargestellten Veränderungen sind

durch übliche Messwertschwankungen und durch Inhomogenitäten bei den Chlor- und Schwefelgehalten im Brennstoff erklärbar (vgl. Kapitel 4.1). Aufgrund der Beobachtung, dass bei beiden Brennstoffen ein leichter Anstieg der Emissionswerte in den Messungen mit Kalkzugabe eintrat, war auch der verwendete Kalk auf seinen Chlor- und Schwefelgehalt analysiert worden, die Analyse ergab hier jedoch, dass die Gehalte dieser Elemente unterhalb der Nachweisgrenze lagen, so dass nicht von einer Konzentrationserhöhung durch die Additivierung auszugehen ist.

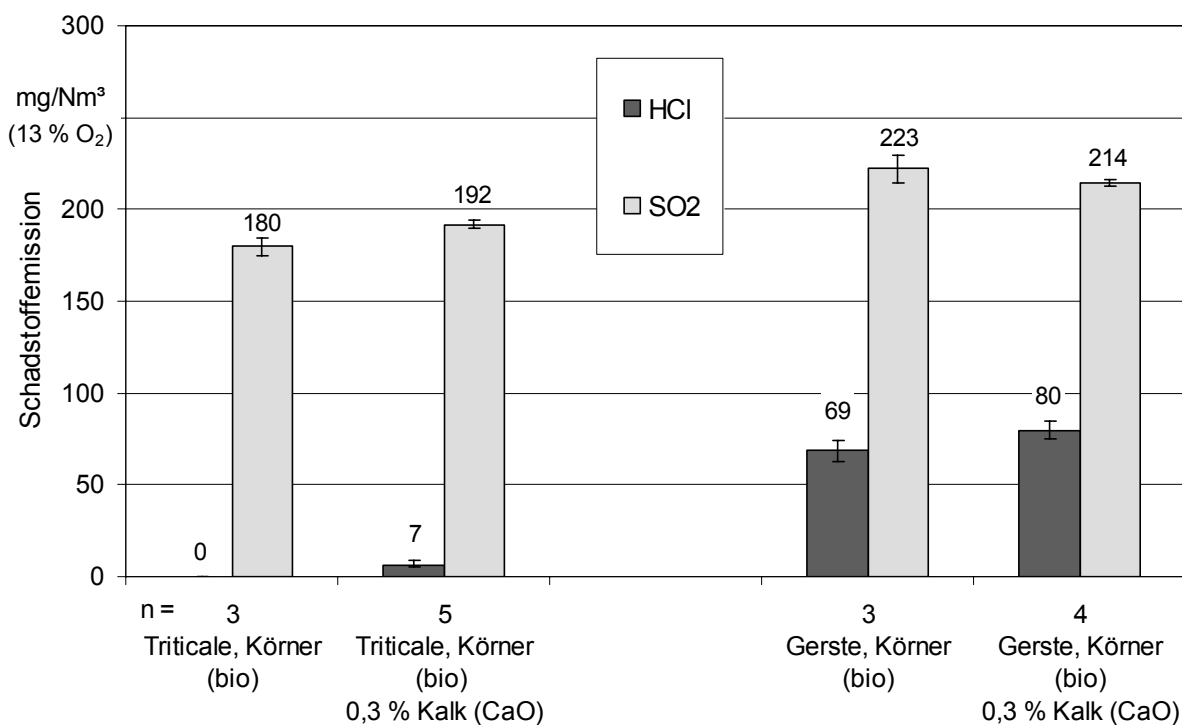


Abbildung 24: Wirkung einer Kalkzugabe zu Getreidekörnern auf den Chlorwasserstoff(HCl)- und Schwefeldioxid(SO₂)-Ausstoß bei der Verbrennung in zwei Kleinf Feuerungen. Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)

4.3.2 Brennstoffreinigung

Die Reinigung der Gerste (vgl. Kapitel 4.1) zeigte keinen nennenswerten Einfluss auf die Emission gasförmiger Komponenten (CO, Ges.-C und NO_x). Die hierzu in Abbildung 25 dargestellten Unterschiede sind zu gering, um einen kausalen Zusammenhang mit der Aufbereitungsmaßnahme herzustellen, sie spiegeln die üblichen Messwertschwankungen wider. Dagegen zeigen sich gravierende Unterschiede bei der Staubemission (Abbildung 25). Hier führte die Aufbereitung der Gerstenkörner in einer Getreidereinigung (Siebböden und Windreinigung) zu einer Absenkung der Staubemissionen von 400 auf 63 mg/Nm³. Allerdings ist das Ausmaß, in dem sich diese vermutete Brennstoffwirkung hier zeigt, aus verschiedenen Gründen besonders überraschend. Zum einen liegt der Staubausstoß bei Verwendung der ungereinigten Gerste deutlich oberhalb der sonst an der Heizomat-Feuerung mit Getreide festgestellten Emissionswerte (vgl. Abbildung 19 in Kapitel 4.2.4). Zum anderen markiert der Messwert mit der gereinigten Gerste zugleich auch den niedrigs-

ten Staubausstoß, der im Rahmen dieser Untersuchung mit Nicht-Holzbrennstoffen ohne Kalkzugabe gemessen wurde. Inwieweit bei diesen Versuchen auch Überlagerungen durch andere Effekte eingetreten sind, ist nicht feststellbar. Allerdings sollte die Größenordnung, mit der der Aufbereitungsschritt hier bei den Staubemissionen zu Buche schlägt, vorsichtig interpretiert werden. Generell ist aber festzuhalten, dass eine mechanische Reinigung (Entstaubung) des Getreides vor dem Einsatz in einer Kleinf Feuerungsanlage mit hoher Wahrscheinlichkeit zu Vorteilen beim Gesamtstaubausstoß führt. Das gilt vor allem dann, wenn es sich – wie im vorliegenden Fall – um eine durch massiven Kornkäferbefall verursachte, mehlartige Feinanteilfracht im Getreide handelt. Der in der Aufbereitung abgeseibte Anteil betrug 0,9 % der Gesamtmasse (Staub, Spreu, Kornkäfer, Strohteile).

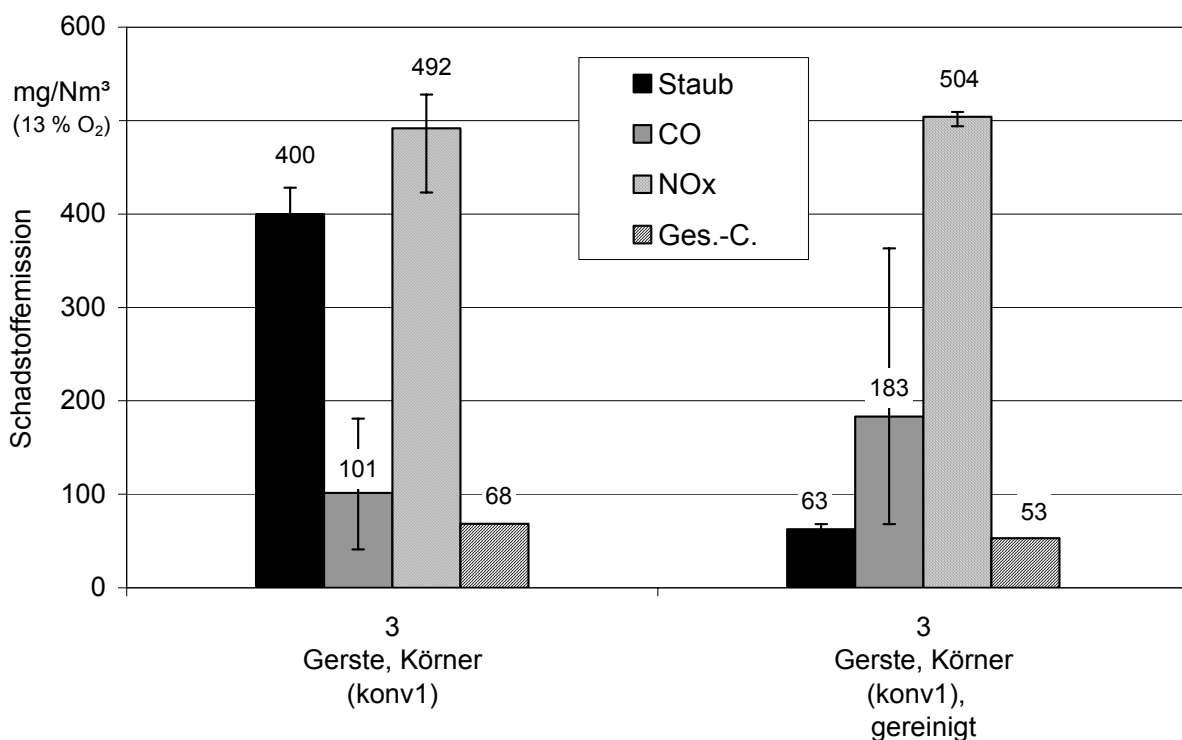


Abbildung 25: Wirkung einer Brennstoffreinigung (Siebung + Windsichtung) bei der Verwendung von Gerstenkörnern (mit Kornkäferbefall) als Brennstoff in einer Kleinf Feuerung (Heizomat RHK-AK 50). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)

4.3.3 Brennstoffmischungen

Die Wirkung einer Brennstoffmischung wurde mit Hackschnitzeln und Weizen untersucht. In Abbildung 26 sind die Schadstoffemissionen bei zwei verschiedenen Mischungen sowie für die beiden Reinbrennstoffe dargestellt. Die Ergebnisse zeigen einen mit steigenden Weizenanteilen in der Mischung zunehmenden Staubausstoß. Schon bei einem Weizenanteil von 30 % können die für Staub festgelegten bayerischen Anforderungen an eine Ausnahmegenehmigung für Getreidebrennstoffe nicht mehr eingehalten werden (bayerischer Grenzwert: 75 mg/Nm^3 in Typenprüfungen bzw. 100 mg/Nm^3 bei den jährlichen Überprüfungen durch den Schornsteinfeger [33]).

Wie erwartet wirkt sich der zunehmende Weizenanteil auch bei den Stickstoffoxidemissionen nachteilig aus. Durch den steigenden Stickstoffgehalt in der Brennstoffmischung kommt es zu erhöhten NO_x -Emissionen, die aber ab 70 % Weizenanteil nicht weiter ansteigen. Ein hier gefundener Zusammenhang zwischen Brennstoffstickstoffgehalt und NO_x -Emission wird in Kapitel 4.2.3 beschrieben. Bei den Emissionen aus unverbrannten Abgasbestandteilen (CO, Gesamt-C) ist kein Trend zu erkennen, zumal zwischen Holz- und Getreidebrennstoffen hierbei in der Regel keine größeren Unterschiede bestehen (vgl. Kapitel 4.2). Der mit 70 % Weizenanteil gemessene Maximalwert für die organischen Kohlenstoffverbindungen (Abbildung 26) liegt im Rahmen der üblichen Messwertschwankungen, die sich trotz konstanter Versuchsbedingungen über einen längeren Zeitraum in Form kurzzeitiger Emissionsspitzen zeigen (vgl. Dauerversuchsergebnisse in Kapitel 4.6.1). Vor allem für Brennstoffmischungen gilt, dass sich durch unvermeidliche Brennstoffinhomogenitäten und durch betriebstechnische Einflüsse (z. B. Schneckenbewegung, Rostvorschub, Entaschungsmaßnahmen, automatische Wärmetauscherreinigung) kein vollkommen kontinuierlicher Feuerungsablauf erreichen lässt (vgl. [22]), zumal auch die Brennstoffbeschickung stets getaktet erfolgt und die Leistungs- und Verbrennungsregelung nur relativ träge auf wechselnde Abbrandbedingungen reagieren kann.

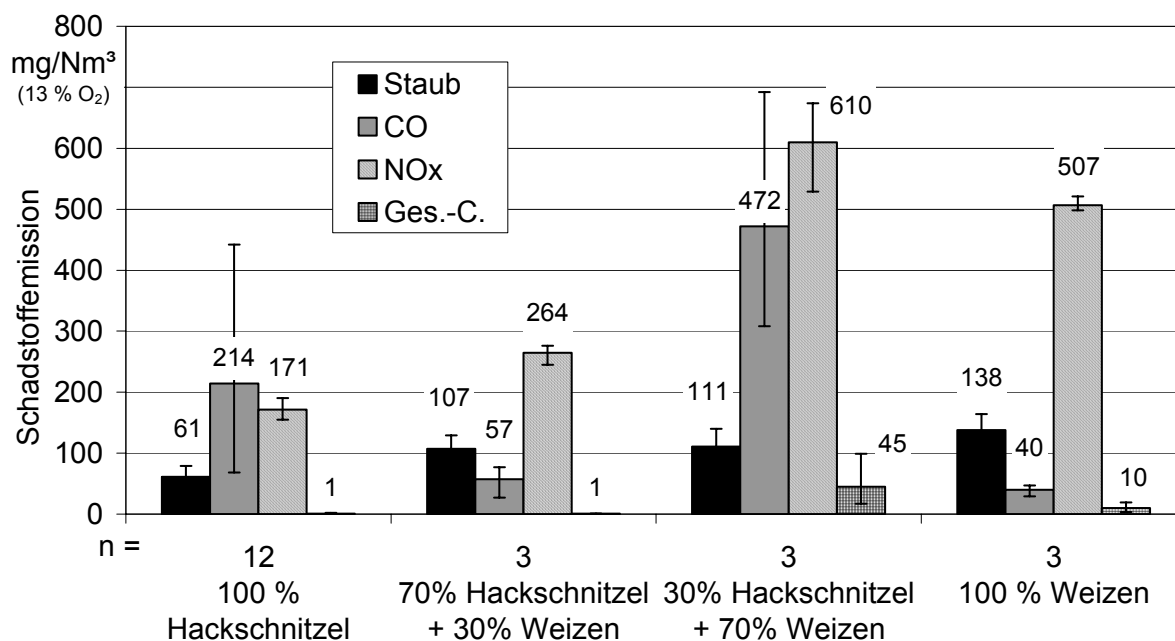


Abbildung 26: Emissionswirkungen von Hackschnitzel-Weizen-Mischungen als Brennstoff in einer Kleinf Feuerung (Heizomat RHK-AK 50). Versuche bei Maximallast (n = Anzahl Messungen)

4.4 Emissionen bei verschiedenen Heizlastzuständen (Teillast)

Auch die momentane Anlagenauslastung kann den Schadstoffausstoß beeinflussen, da sich beispielsweise die Verbrennungstemperatur, die Gasverweilzeit und zum Teil auch der Luftüberschuss ändern können. Abbildung 27 zeigt die Auswirkungen der untersuchten Lastzustände auf den Schadstoffausstoß.

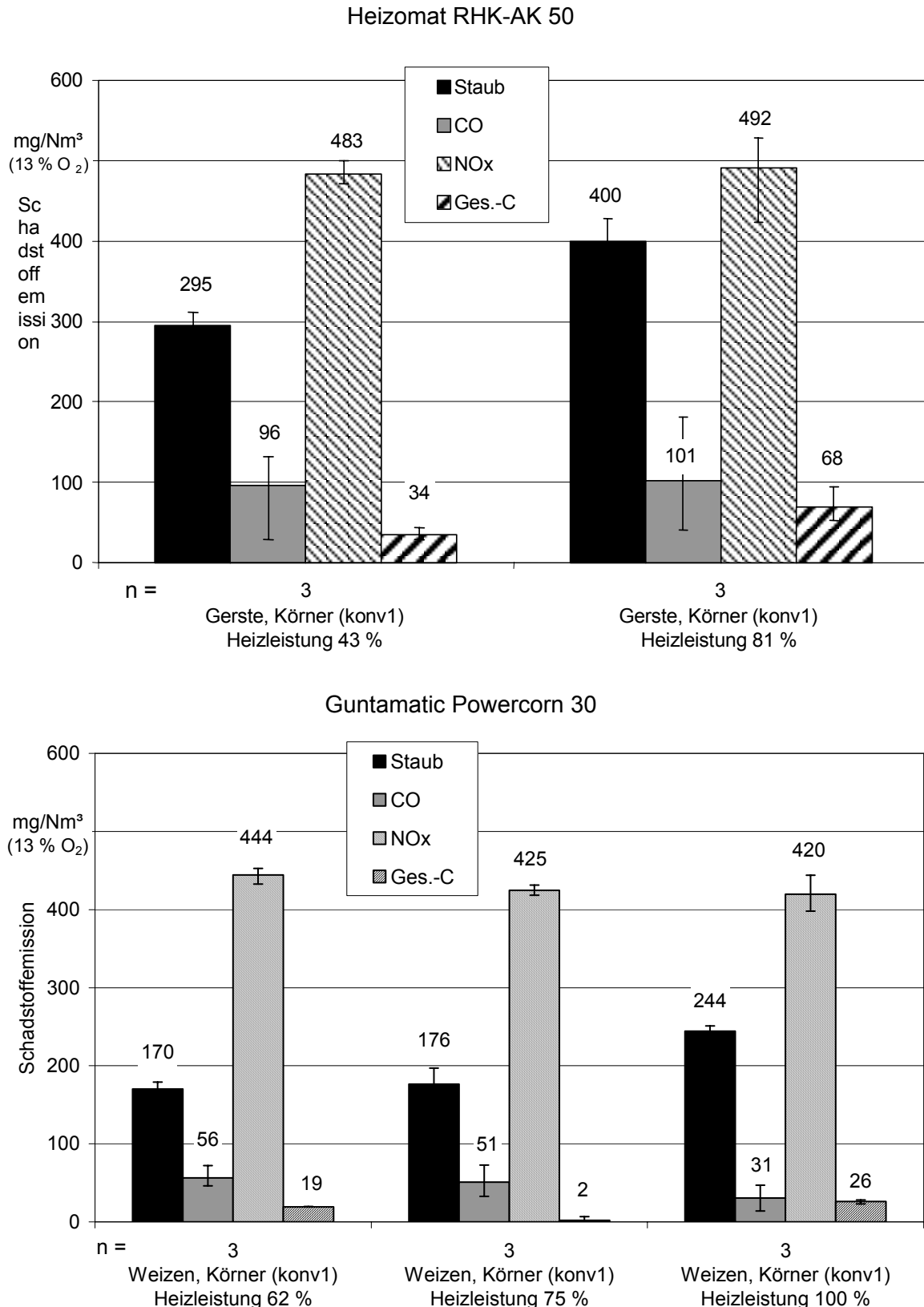


Abbildung 27: Wirkung der Anlagenauslastung (bezogen auf die angegebene Nennwärmeleistung mit Getreidekörnern) bei einer Heizomat RHK-AK 50-Feuerung und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung. Brennstoffe ohne Brantkalk(CaO)-Zugabe. Der Brennstoff Weizen ist vom Hersteller Guntamatic für die verwendete Feuerung nicht freigegeben.

Mit steigender Heizlast ergibt sich bei beiden Feuerungen ein Anstieg der Staubemissionen, während sich bei den gasförmigen Abgasparametern (CO, Ges.-C, NO_x) keine Wirkung einstellt. Der Anstieg des Staubausstößes ist dabei offenbar unabhängig von der Brennstoffart, da er sowohl mit Gerste (Heizomat) als auch Weizenkörnern (Guntamatic) beobachtet wurde.

Die Wirkung unterschiedlicher Heizlastzustände war für die Guntamatic-Feuerung in einer eigenen Versuchsreihe ohne Hinzunahme von Versuchen aus dem Brennstoffvergleich bestimmt worden. Bei der entsprechenden Messung zum Brennstoffvergleich (Kapitel 4.2.4) lag der Staubmesswert der 100%-Heizlast-Variante mit 198 mg/Nm³ mit dem gleichen Brennstoff (Weizen konv1) etwas niedriger.

4.5 Erreichbare Anlagenleistung

Auch die maximal erreichbare Anlagenleistung stellt einen Ergebnisparameter dar, der – mit einigen Einschränkungen – auch eine gewisse Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe ermöglicht. Das liegt daran, dass die dauerhaft und emissionsarm erreichbare Anlagenleistung vom jeweils eingesetzten Brennstoff abhängig ist.

Eine großer Teil der eingetretenen Leistungsunterschiede liegen im Bereich der üblichen Leistungsschwankungen, die auch bei einheitlichem Brennstoff im Betriebsverlauf eintreten können, zumal vor allem auch die Ergebnisse des Dauerversuchs zeigen, dass diese Leistungsschwankungen zum Teil in der Größenordnung von ca. 25 % liegen können (vgl. Kapitel 4.6). Daher können die Leistungsunterschiede, die in Abbildung 28 dargestellt sind, nur teilweise als brennstoffbedingt angesehen werden. Sie zeigen jedoch, dass bei Brennstoffen mit geringer Schüttdichte, wie Weizenkleie oder Miscanthus (vgl. Kapitel 4.1), Leistungseinbußen bis ca. 40 % möglich sind.

Auch bei der Verwendung von konventionellen Getreidekörnern als Brennstoff ist mit signifikanten Leistungseinbußen im Vergleich zum Referenzbrennstoff zu rechnen. Das zeigen vor allem die Messungen an der Heizomat-Feuerung (Abbildung 28). Bei der Guntamatic-Feuerung ist diese Leistungsminderung gegenüber dem Referenzbrennstoff nicht sichtbar geworden, allerdings wird bei einer ausschließlichen Verwendung der Guntamatic-Feuerung mit Holzpellets normalerweise eine Schutzauskleidung im Brennraum dauerhaft entfernt, so dass dadurch die mit Holzpellets erzielbare Leistung höher liegen würde. Aus diesem Grund wird vom Hersteller für den Holzpelletsbetrieb eine Nennwärmeleistung von 30 kW angegeben. Da derartige Umbaumaßnahmen an der Feuerung nicht zu den üblichen Betreiberaufgaben zählen und diese auch in der Bedienungsanleitung nicht erwähnt werden, wurde in der vorliegenden Untersuchung keine derartige Veränderung an der Anlage vorgenommen. Die mit Getreidekörnern im Vergleich zur Nennwärmeleistung mit Holzbrennstoffen eintretende Leistungsminderung wird auch von anderen Versuchsanstellern bestätigt (vgl. [14]).

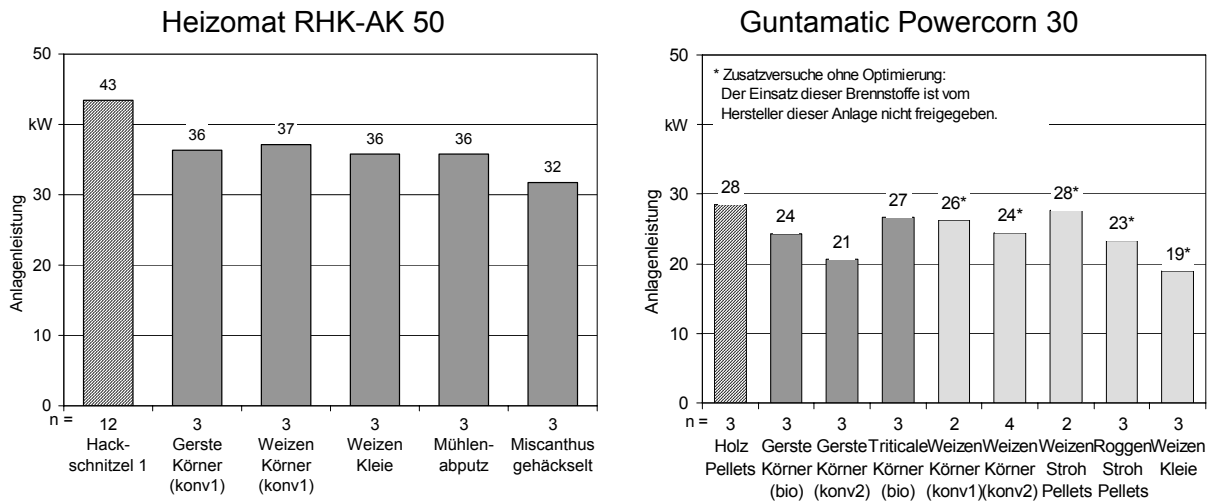


Abbildung 28: Erreichbare Kesselleistung beim Einsatz von Halmgut- und Getreidebrennstoffen in zwei Kleinfeuerungen im Vergleich zum Referenzbrennstoff Holz (Hackschnitzel bzw. Pellets). Nennwärmeleistung nach Herstellerangaben: Heizomat: 45 kW (bei Holzeinsatz), Guntamatic: 30 kW (bei Holzpelletseinsatz) bzw. 25 kW (bei Getreidekörnereinsatz)

4.6 Ergebnisse der Dauerversuchsmessungen

Um die Aussagefähigkeit der Messungen aus den Einzelversuchen (Kapitel 4.2 und 4.3) auch für einen längeren durchgängigen Anlagenbetrieb zu prüfen und gleichzeitig auch mögliche Veränderungen im Einsatzalltag einer Getreidefeuerung abschätzen zu können, wurden über einen längeren Versuchszeitraum im Rahmen eines ununterbrochenen Dauerbetriebs mit konstanten Betriebseinstellungen wiederholte (bei Staub) bzw. durchgehende Messungen (für gasförmige Parameter) durchgeführt. Die Ergebnisse für die beiden untersuchten Feuerungen werden nachfolgend vorgestellt.

4.6.1 Standard-Abgasmessgrößen (CO, Ges.-C, NO_x, Staub)

Für die Standard-Abgasmessgrößen sind die Ergebnisse aus dem mehrtägigen Dauerversuchsbetrieb in Abbildung 29 dargestellt. Dabei wurde die maximal mögliche Schwankungsbreite aller Messwerte dadurch begrenzt, dass anstelle der in den Messungen aufgezeichneten Minutenmittelwerte hier halbstündige Mittelwerte ausgewertet wurden. Auch bei den Staubmessungen handelt es sich jeweils um Halbstundenmessungen (mit einer Ausnahme: Messwert 1 in Abbildung 29 unten, ist begrenzt auf 24 Minuten wegen Filterüberladung).

Stickstoffdioxid(NO_x)-Emission. Die Darstellung in Abbildung 29 zeigt, dass die NO_x-Emission der konstanteste Parameter unter den dargestellten Standard-Messgrößen ist. Hier liegt der Gesamtmittelwert relativ gleichbleibend bei 469 mg/Nm³ (Heizomat) bzw. 440 mg/Nm³ (Guntamatic), wobei der Variationskoeffizient (d. h. die Standardabweichung der Halbstundenmittelwerte bezogen auf den Gesamtmittelwert) mit 6 bzw. 3 % vergleichsweise niedrig ist (Tabelle 14).

Staubemission. Bei der Heizomat-Feuerung variieren die gemessenen Staubemissionen im Dauerversuch zwischen 127 und 207 mg/Nm³ (Mittelwert: 164 mg/Nm³, vgl. Tabelle 14), während mit dem gleichen Brennstoff (d. h. einheitliche Weizencharge) beim Guntamatic-Kessel Werte von 75 bis 143 mg/Nm³ erreicht werden (Mittelwert: 112 mg/Nm³, vgl. Tabelle 14). Bei der Guntamatic-Feuerung tritt gegen Ende der 5-tägigen Messperiode ein leichte Verbesserung der Messwerte auf weniger als 100 mg/Nm³ ein (Abbildung 29). Dieser Verlauf lässt sich durch das gleichzeitige Absinken der über die Wärmemengenerfassung festgestellten Kesselleistung erklären, die trotz unveränderter Anlageneinstellung und konstanter Heizlast im Beobachtungszeitraum von ca. 26 auf ca. 19 kW fällt (vgl. Abbildung 31). Dadurch werden die Verbrennungsbedingungen hinsichtlich der Staubbildung offenbar günstig beeinflusst. Insgesamt liegt der mittlere Staubausstoß damit unter dem in der 1. BImSchV [6] für kleine Holzfeuerungen geforderten Emissionsgrenzwert, jedoch meistens mehr oder weniger deutlich über dem Grenzwert von 100 mg/Nm³, der für wiederkehrende Messungen im Rahmen der bayerischen Ausnahmegenehmigung festgelegt wurde [33].

Die Variation der halbstündigen Staubmesswerte liegt hier bei 12 bis 18 % (Tabelle 14). Die mit der abnehmenden Kesselleistung einhergehende Erhöhung der Gasverweilzeit und die gleichzeitige Verminderung der Abgasgeschwindigkeit können als Erklärung für diese Beobachtung herangezogen werden. Weitere Einflussmöglichkeiten auf die Partikelbildung bestehen in gezielten Veränderungen des Luftüberschusses und in der verbesserten räumlichen Trennung der Primär- und Sekundärluftzufuhr (Luftstufung), allerdings war nicht feststellbar, ob die beobachtete Leistungsänderung hierauf eine Wirkung hatte. Arbeiten von OSER UND NUSSBAUMER [31] zeigen, dass eine ausgeprägte Luftstufung und ein niedriger Luftüberschuss (vor allem im Bereich des Glutbetts) deutlich positive Effekte bei der Reduzierung der Staubemissionen bewirken können.

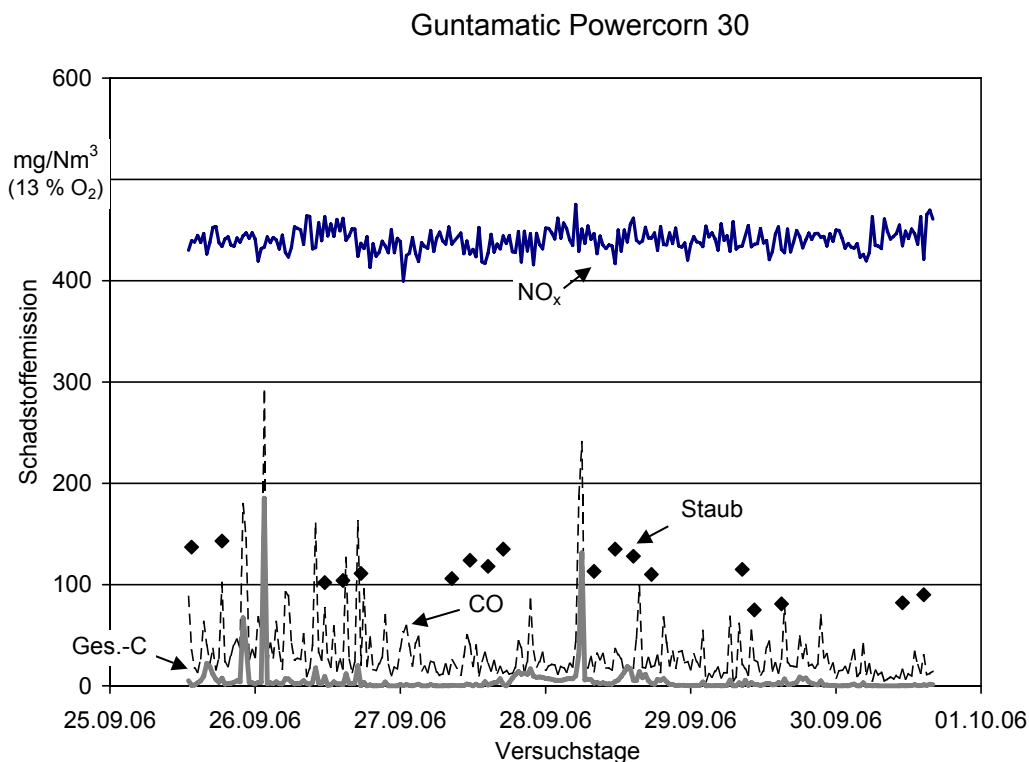
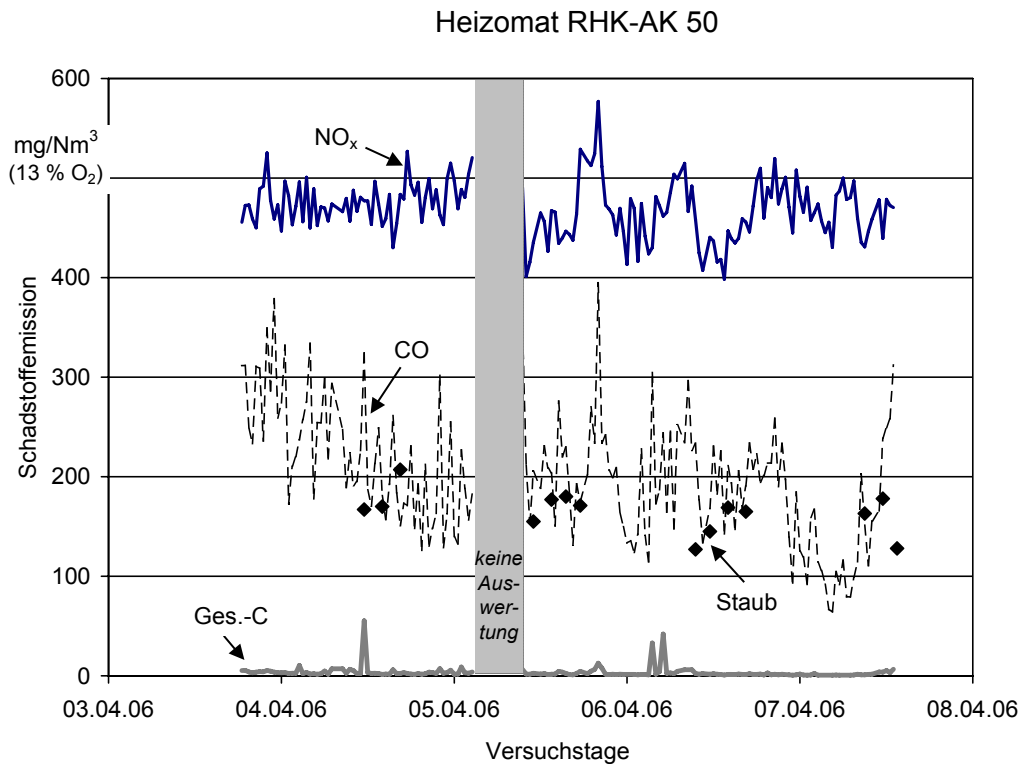


Abbildung 29: Verlauf der Schadstoffemissionen von CO, Ges.-C, NO_x und Staub während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Heizomat RHK-AK-50 und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximallasteinstellung. Auswertung: Halbstundenmittelwerte (CO, Ges.-C, NO_x) bzw. halbstündige Probenahme (Staub), Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % Branntkalk(CaO)-Zugabe beim Heizomat-Kessel bzw. 0,3 % Branntkalk(CaO)-Zugabe beim Guntamatic-Kessel. Grau hinterlegter Bereich: keine Auswertung wegen Brennstoffunterversorgung

Kohlenmonoxid(CO)-Emission. Im Vergleich zu den NO_x-Werten stellt die CO-Emission einen wesentlich variableren Parameter dar, obgleich die eingetretenen Schwankungen hier noch auf einem ausgesprochen niedrigen Gesamtniveau liegen (Abbildung 29). Als mittlere CO-Emission wurde bei der Heizomat-Feuerung ein Wert von 201 mg/Nm³ errechnet, bei der Guntamatic-Feuerung waren es 32 mg/Nm³ (Tabelle 14). Der letztere Werte liegt damit noch unter dem 10-Jahres-Mittelwert aller Typenprüfergebnisse von Holzpelletkesseln mit vergleichbarer Leistung (vgl. Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen [19]).

Gesamt-C-Emission. Die Emissionen an unverbrannten Kohlenstoffverbindungen (Ges.-C) lagen während der Dauerversuche größtenteils an der Nachweisgrenze. Während der 5-tägigen Messung kam es bei der Guntamatic-Feuerung lediglich etwa dreimal zu einem kurzzeitigen Anstieg auf Höchstwerte von ca. 65 bis maximal 185 mg/Nm³ (Abbildung 29, unten). Bei der Heizomat-Feuerung waren die Maxima der Gesamt-C-Emissionsspitzen etwas geringer. In allen Fällen handelte es sich lediglich um eine kurzzeitige Erhöhung über maximal ca. 60 Minuten Dauer. Im Mittel aller Halbstundenwerte errechnet sich daher nur ein relativ niedriges Gesamt-C-Niveau von 3,4 (Heizomat) bzw. 5 mg/Nm³ (Guntamatic). Wegen der ausgeprägten Messwertspitzen ist der Variationskoeffizient bei dieser Abgaskomponente besonders hoch, bei der Gunamatic-Feuerung liegt er beispielsweise bei über 300 % (Tabelle 14).

Auffällig ist auch, dass der Anstieg der Gesamt-C-Emission bei der Guntamatic-Anlage offenbar vom Erreichen eines bestimmten Schwellenwertes abhängt. Bei den drei genannten Höchstwerten kam es zugleich jeweils auch zu CO-Maxima in einer Größenordnung von mehr als 150 mg/Nm³. Dieser Schwellenwert liegt somit niedriger als bei der Verwendung von Holzbrennstoffen, für die üblicherweise ein Schwellenwert von ca. 800 bis 1.000 mg/Nm³ angenommen wird [23]. Für die Heizomatanlage kann diese Beobachtung zwar nicht direkt bestätigt werden, allerdings gilt auch hier, dass die Gesamt-C-Messwertmaxima ebenfalls oberhalb von CO-Messwerten von 150 mg/Nm³ eintreten. Unterhalb von 150 mg/Nm³ für CO kommt es offenbar nicht zu nennenswerten Gesamt-C-Messergebnissen.

Tabelle 14: Ergebnisse der Messungen im ca. 5-tägigen Dauerversuch mit einer Heizomat RHK-AK-50- und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % (Heizomat) bzw. 0,3 % (Guntamatic) Branntkalk(CaO)-Zugabe

Abgasparameter	Gesamtmittelwert (mg/Nm ³)	Min/Max (mg/Nm ³)	Variationskoeffizient ^a
<i>Heizomat RHK-AK50^b:</i>			
CO	201	64 / 395	32 %
Ges.-C	3,4	0,5 / 55	174 %
NO _x	469	360 / 577	6 %
Staub	164	127 / 207	12 %
<i>Guntamatic Powercorn 30:</i>			
CO	32	4 / 291	108 %
Ges.-C	5	0 / 185	302 %
NO _x	440	400 / 475	3 %
Staub	112	75 / 143	18 %
HCl ^c	22 ^c	0 / 32	31 % ^c
SO ₂	250	232 / 277	2 %

^a Standardabweichung der Halbstundenmittelwerte, bezogen auf den Gesamtmittelwert

^b Bei der Heizomat-Feuerung wurden die HCl- und SO₂-Emissionen nicht bestimmt.

^c Mittelwert schließt die in Abbildung 30 gezeigten Messwerteinbrüche nach dem Filterwechsel ein

4.6.2 Weitere Schadstoffe (HCl, SO₂)

Bei den sonstigen Schadstoffen (HCl, SO₂) ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Während der SO₂-Messwert relativ konstant bleibt (Mittelwert: 250 mg/Nm³) ist der Messwert für die HCl-Emission stark schwankend (Abbildung 30). Hierbei ist allerdings nicht von tatsächlichen Messwertschwankungen auszugehen. Vielmehr steht zu vermuten, dass der Messwertabfall durch den Wechsel des nach der Gasprobenahmesonde angebrachten Staubfilters, der die Gasanalysegeräte vor Schäden durch Partikeleintrag schützt, verursacht wird. Mit dem Einbau eines "frischen" Filters (Filtermaterial: gestopfte Quarzwatte) kommt es offenbar zu einer selektiven HCl-Adsorption in der Anfangsphase der anschließenden Messung, in der das Filtermedium zuvor noch nicht in Kontakt mit dem Abgas war. Anders als bei den Einzelversuchen in Kapitel 4.2 musste bei den Dauerversuchen für die Probengasreinigung anstelle eines keramischen Filters ein Quarzwattefilter verwendet werden, da hiermit auch über Nacht eine ununterbrochene Messung stattfinden konnte, ohne dass es wegen der hohen Staubfracht im Abgas zur Filterüberladung und damit Unterbrechung der Probenahme gekommen wäre. Die in Tabelle 14 für den Dauerversuch zusammengefassten HCl-Messergebnisse enthalten somit ebenfalls die durch den Filterwechsel verursachten Messwertschwankungen.

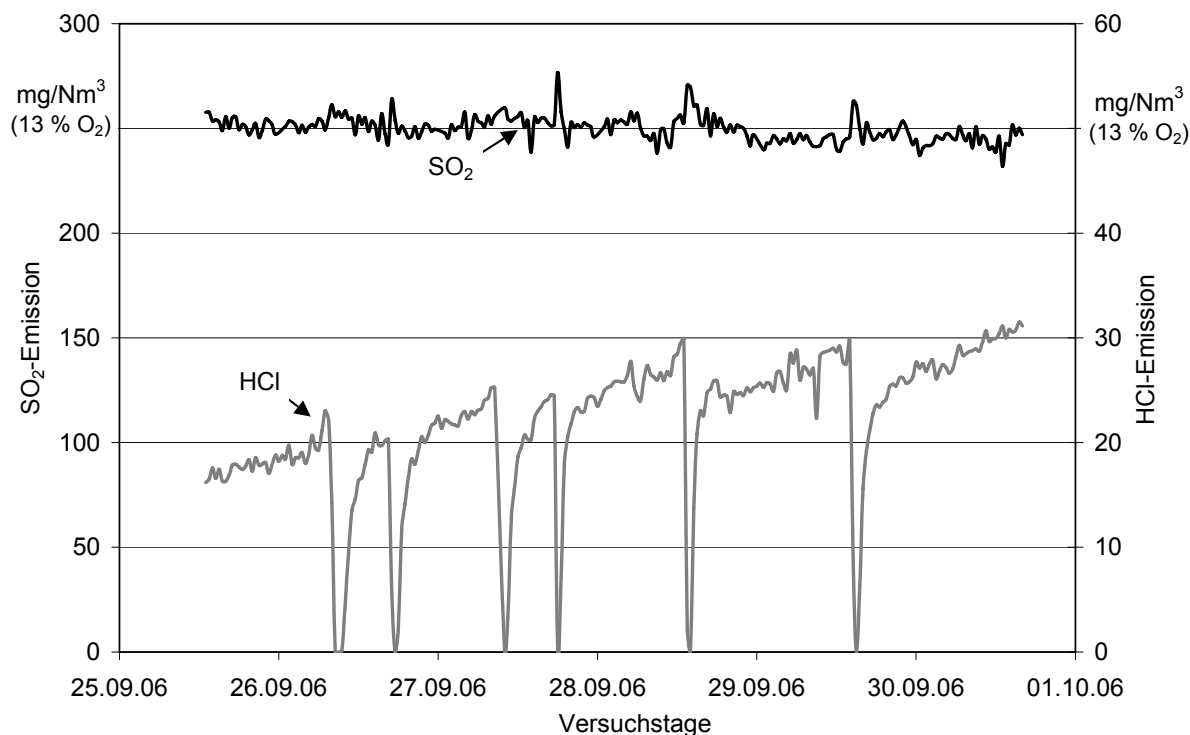


Abbildung 30: Verlauf der Schadstoffemissionen Schwefeldioxid (SO_2) und Chlorwasserstoff (HCl) während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konvl") mit 0,3 % Branntkalk(CaO)-Zugabe

4.6.3 Abgastemperatur und Kesselleistung

Die Abgastemperatur stellt eine wesentliche Bestimmungsgröße für die Wärmeverluste dar. Zur deren Minimierung wird daher grundsätzlich ein niedriges Temperaturniveau angestrebt. Allerdings können niedrige Abgastemperaturen auch zu lokalen Taupunktunterschreitungen im Kessel oder im weiteren Abgasweg führen. Wenn das Kessel- und Kaminsystem nicht auf derartige Kondensationseffekte ausgelegt ist, kann es durch die aggressiven, sauren Kondensate zu Korrosionsschäden an der Anlage kommen. Das gilt umso mehr, wenn Brennstoffe mit mehr oder weniger hohen Schwefel- und Chlorgehalten verwendet werden, da das bei der Verbrennung gebildete HCl und das SO_2 in wässriger Lösung Säuren bilden. Zudem wirken die HCl - und vor allem SO_2 -Abgasbestandteile taupunkterhöhend. Das bedeutet, dass eine Kondensation schon im weniger stark abgekühlten Abgas eintritt und somit das Korrosionsrisiko zusätzlich ansteigt. Aus diesem Grund werden Feuerungen mit Nicht-Holzbrennstoffen aus Sicherheitsgründen häufig mit einer höheren Abgastemperatur als bei Holzbrennstoffen betrieben, wobei die Einbußen beim Wirkungsgrad hierbei zu Gunsten einer längeren Anlagenlebensdauer in Kauf genommen werden müssen.

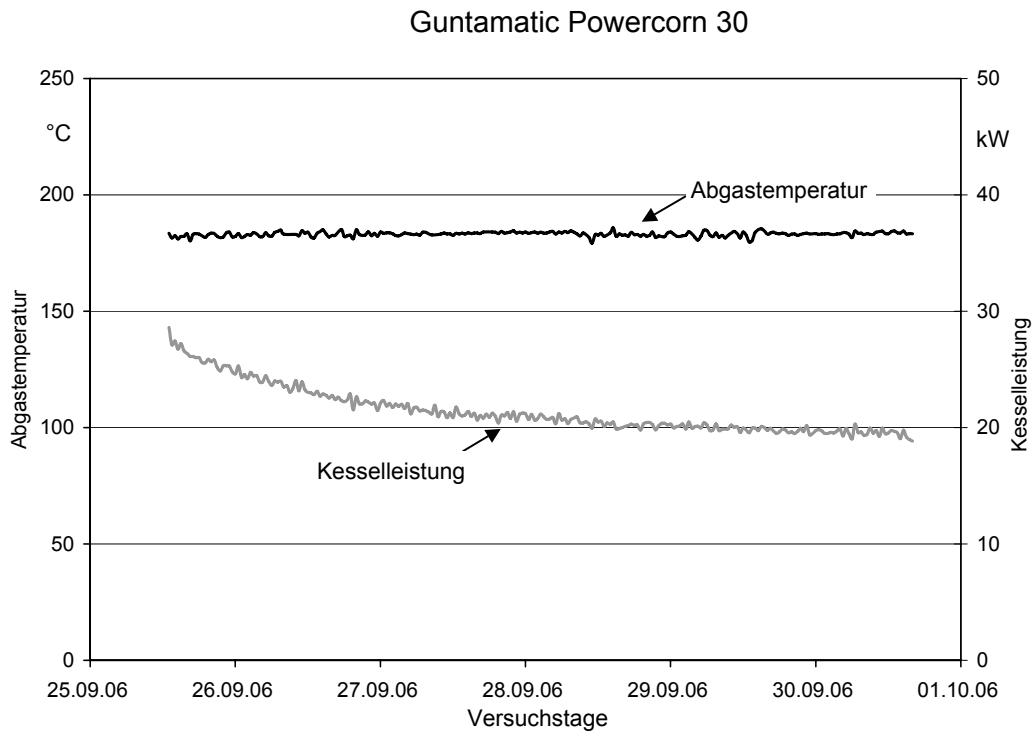
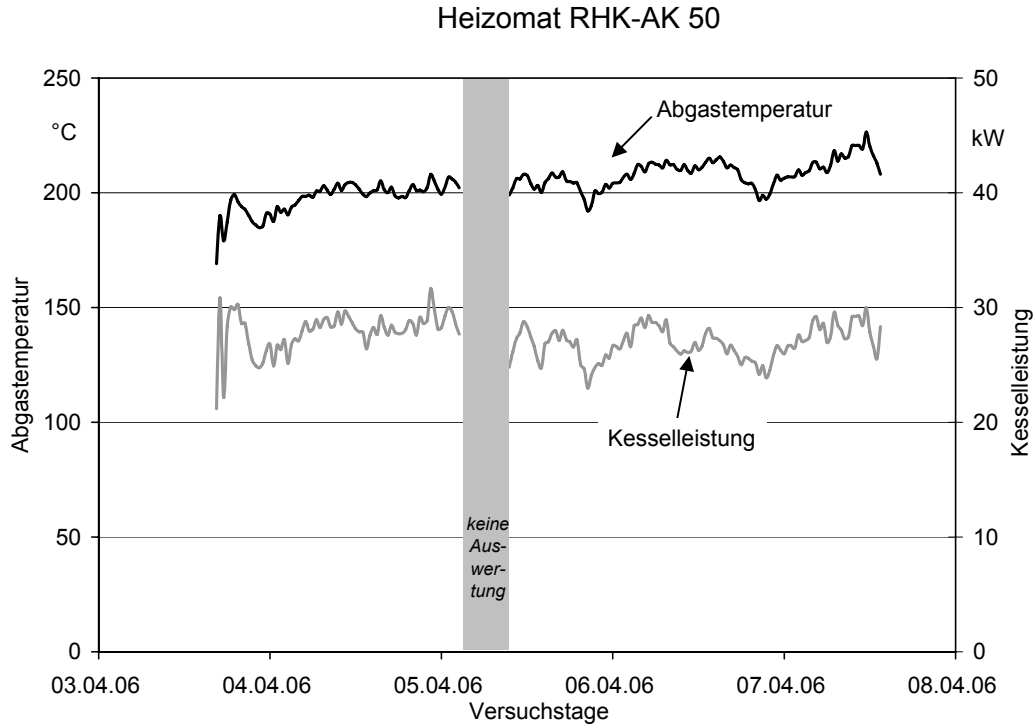


Abbildung 31: Verlauf der Kesselleistung und der Abgastemperatur während eines ca. 5-tägigen Dauerversuchs mit einer Heizomat RHK-AK 50-Feuerung und einer Guntamatic Powercorn-30-Feuerung bei Maximalleistungseinstellung. Brennstoff: Weizenkörner ("konv1") mit 2 % (Heizomat) bzw. 0,3 % (Guntamatic) Branntkalk(CaO)-Zugabe. Grau hinterlegter Bereich: keine Auswertung wegen Brennstoffunterversorgung

Inwieweit diese Zusammenhänge auch bei den Herstellern der hier untersuchten Feuerungen bewusst berücksichtigt worden waren, ist offen. Allerdings zeigt sich in den Dauerversuchen, dass die mittlere Abgastemperatur der beiden Feuerungen sich um etwa 20 °Kelvin unterscheidet (Abbildung 31). Bei der Guntamatic-Feuerung kommt es bei konstanter Anlageneinstellung und bei gleichbleibenden Heizkreislaufparametern zu einer allmählichen Leistungsminderung um ca. 8 kW. Allerdings tritt hierbei nicht gleichzeitig auch eine Erhöhung der Abgastemperatur ein, so dass über den Versuchszeitraum nicht von einem sich stark verändernden Wirkungsgrad auszugehen ist.

4.7 Ergebnisse der Versuche mit Sekundärwärmetauscher

Durch den Einbau eines Zusatzwärmetauschers kann ein Teil der latenten Wärme im Abgas sowie ein zusätzlicher Anteil der sensiblen Wärme im Abgas genutzt werden. Mit der hier verwendeten Feuerung (Heizomat RHK-AK 50) wird damit eine sogenannte "Brennwertnutzung" erreicht. Die Wirkungen, die hinsichtlich Leistung und Wirkungsgrad sowie Abgaszusammensetzung und Kondensatqualität eintreten, werden nachfolgend für die hier untersuchten Versuchsvarianten und Betriebsweisen vorgestellt.

4.7.1 Anlagenleistung und Wirkungsgrad

In der Regel führte der Einsatz des Sekundärwärmetauschers zu einem Anstieg des Systemwirkungsgrades in Höhe von ca. 8 bis 18 Prozentpunkten und zu einer Leistungssteigerung des Gesamtsystems von ca. 3 bis 9 kW, wobei die durchschnittliche Leistung des Hackschnitzelkessels jeweils bei 38 bis 45 kW lag. Die übliche Brennstoffausnutzung eines konventionellen Biomassekessels, d. h. ein Wirkungsgrad von ca. 85 bis 90 %, kann somit durch den Zusatzwärmetauscher auf über 100 % erhöht werden, sofern eine Nutzung der anfallenden Niedertemperaturwärme möglich ist. Dieser Wärmegewinn stammt zu einem relativ konstanten Anteil aus der zusätzlichen Abgaskühlung (sensible Wärme), während die nutzbare Wärme aus der Abgaskondensation (latente Wärme) in Abhängigkeit des Brennstoffwassergehalts und der eingestellten Rücklauftemperatur im Sekundärwärmetauscher schwankt. Diese Zusammenhänge sind auch in Abbildung 32 zu erkennen.

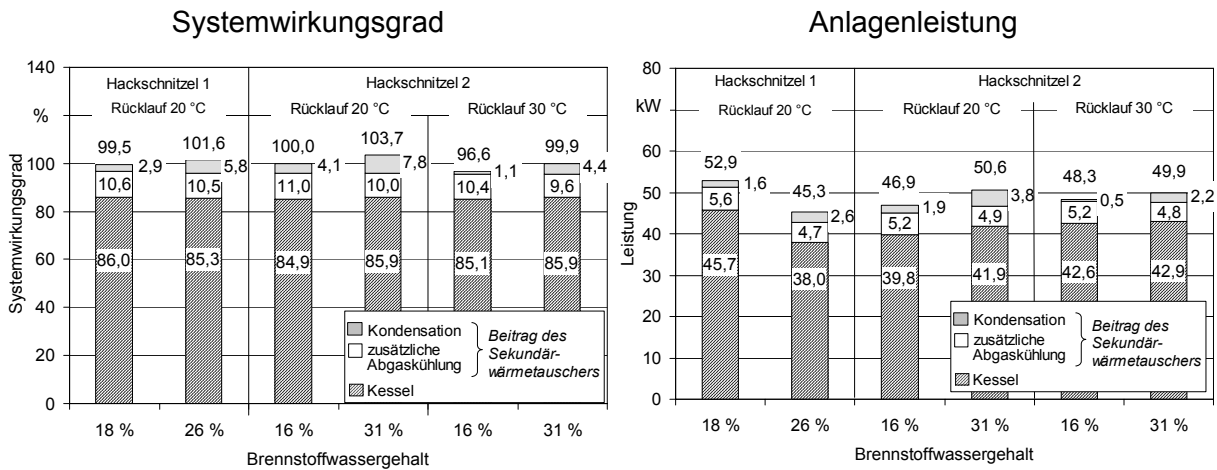


Abbildung 32: Systemwirkungsgrad und Leistungssteigerung des Hackschnitzelkessels durch Verwendung eines Sekundärwärmetauschers bei verschiedenen Rücklauftemperaturen und Brennstoffwassergehalten. Alle Messungen wurden bei 38 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen

Wassergehalts- und Rücklauftemperatureinfluss. Bei trockenen Hackschnitzeln mit einem Wassergehalt von 16 bis 18 % trägt die Kondensationswärme – abhängig von der eingestellten Rücklauftemperatur – nur mit ca. 4 bzw. 1 Prozentpunkten zur Wirkungsgradsteigerung bei. Hier wird die Wirkungsgradsteigerung hauptsächlich durch die zusätzlich gewonnene sensible Wärme verursacht (Abbildung 32). Dagegen schlägt ein ca. 30 %-iger Wassergehalt beim Wirkungsgrad schon mit ca. 5 bis 8 Prozentpunkten zu Buche. Durch die Senkung der Rücklauftemperatur wird sowohl der Beitrag aus sensibler Wärme als auch der Beitrag aus latenter Wärme erhöht. Bei einer Rücklauftemperatur von 20 °C liegt der Systemwirkungsgrad bei etwa 100 bis 104 %, während bei einer Rücklauftemperatur von 30 °C der Gesamtwirkungsgrad um ca. 4 Prozentpunkte geringer ist (Abbildung 32).

Leistungssteigerung. Mit den beobachteten Wirkungsgradsteigerungen geht auch eine proportionale Steigerung der Anlagenleistung einher. Einige Beispiele für die nominell erzielte Leistungserhöhung bei verschiedenen Wassergehalten im Brennstoff und bei zwei verschiedenen Rücklauftemperaturen zeigt Abbildung 32. Im Durchschnitt über alle Versuche (Brennstoffe und Betriebsweisen) lag die erzielte und gemessene Steigerung der abgegebenen Wärmeleistung bei 12,4 % (zwischen 8 und 18 %). Der Mittelwert für alle Versuche mit Holzhackschnitzeln beträgt 12,8 %.

Brennstoffarteneinfluss. Zwischen den fünf untersuchten Brennstoffarten wurden eher geringe Unterschiede beim zusätzlichen Wärmegewinn durch den Sekundärwärmetauscher festgestellt. Auffällig sind hier lediglich die Versuche mit Getreide (Weizen und Gerste) sowie mit der Mischung aus 30 Gew.% Hackschnitzel und 70 Gew.% Weizen, bei denen der Kesselwirkungsgrad nur bei 76 bis 81 % lag (Abbildung 33). Derartige Wirkungsgradeinbußen wurden bereits in früheren Versuchen mit Getreidebrennstoffen beobachtet [21] [16]. Die geringere Durchlässigkeit der Brennstoffschüttung im Glutbett aufgrund der höheren Dichte des Brennstoffes führt zu einem weniger vollständigen Ausbrand und damit zu einer gegenüber Holzbrennstoffen geringeren Anlagenleistung und einem verminderten Kesselwirkungsgrad. Die durch den Zusatzwärmetauscher bewirkte Steigerung des Systemwirkungsgrades schwankte bei den verschiedenen Brennstoffarten

in einem engen Bereich von 9 bis 11 Prozentpunkten. Abbildung 33 zeigt den Systemwirkungsgrad und die Kesselleistung in Abhängigkeit der verwendeten Brennstoffe. Die Kesselleistung bei Holzhackschnitzeln und bei der Mischung aus 70 Gew.% Hackschnitzel und 30 Gew.% Weizen liegt bei 41 bis 43 kW, während sie bei den Getreidebrennstoffen 35 bis 38 kW beträgt. Die über alle verwendeten Brennstoffe, d. h. Brennstoffarten, Wassergehalte und Rücklauftemperaturen, gemittelte Steigerung der Wärmeleistung liegt bei 5 kW oder 12 %.

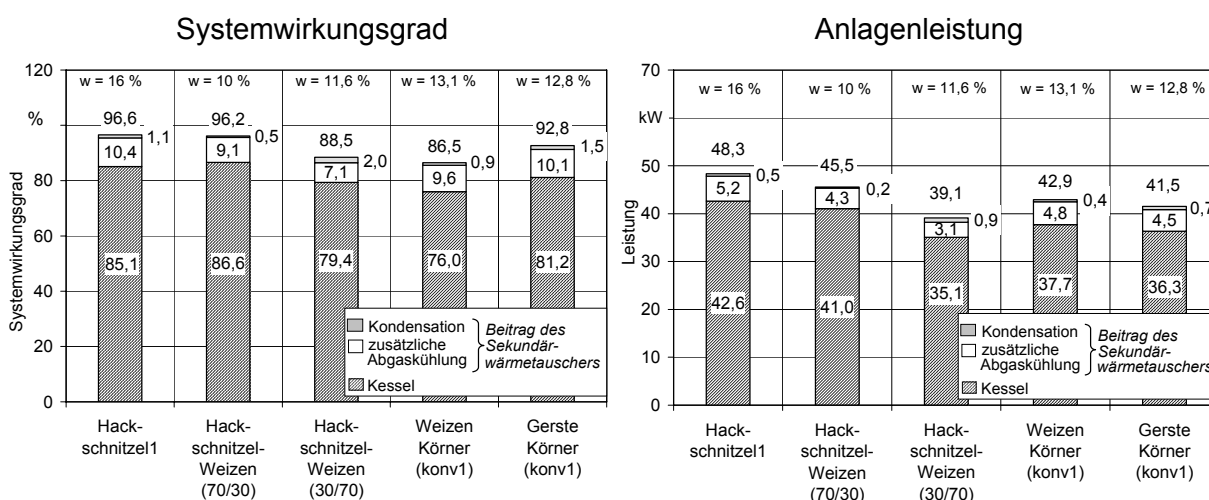


Abbildung 33: Systemwirkungsgrad und Leistungssteigerung des Hackschnitzelkessels durch Verwendung eines Sekundärwärmetauschers bei verschiedenen Brennstoffen. Alle Messungen wurden bei ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt (w), 35 bis 45 kW Heizleistung und 30 °C Rücklaufemperatur durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen

4.7.2 Wirkung der Abgaskondensation auf den Staubausstoß

Durchgehend für alle Versuche lässt sich eine Verminderung der Staubemissionen durch den Einsatz des Sekundärwärmetauschers (SWT) mit Kondensationswirkung feststellen. Bei Holzhackschnitzeln fiel der Staubausstoß von einem Niveau zwischen 38 und 55 mg/Nm³ (vor dem SWT) auf ca. 25 bis 35 mg/Nm³ (nach dem SWT). Die Minderung liegt somit bei Holzhackschnitzeln in einer Größenordnung zwischen 23 und 39 % (Abbildung 34).

Wassergehaltseinfluss. Die Staubemission der Hackschnitzelfeuerung wird durch einen steigenden Wassergehalt tendenziell positiv beeinflusst. Das gilt auch, wenn kein sekundärer Wärmetauscher mit Kondensationsbetrieb verwendet wird. Bei höherem Brennstoffwassergehalt sind die Staubemissionen grundsätzlich geringer (Abbildung 34). Auch bei Verwendung des Sekundärwärmetauschers bleibt dieser Trend erhalten, er wird jedoch nicht verstärkt. Der vermehrte Kondensatanfall bei höheren Brennstoffwassergehalten (Kapitel 3.4) führt somit nicht zu einer wirksameren Staubabscheidung. Dies zeigt sich bei den Staubabscheidegraden in Abbildung 34, an denen kein positiver Trend ablesbar ist. Allerdings ist das Gesamtniveau beim Staubausstoß in den dargestellten Versuchen mit Hackschnitzeln relativ niedrig, so dass verallgemeinernde Aussagen wegen des erhöhten relativen Mess- und Probenahmefehlers für Staub schwierig sind.

Bei der Betrachtung der Staubabscheidegrade in Abbildung 34 (bezogen auf die Abgaskonzentration) und der absoluten spezifischen Staubminderung (bezogen auf die gemessene Netto-Wärmeerzeugung) in Abbildung 35 ergeben sich zwangsläufig Unterschiede. Während in der erstgenannten Darstellung die durch den erhöhten Wirkungsgrad der Kondensation verursachte Brennstoffeinsparung nicht sichtbar wird, kommt es bei der energiemengenbezogenen Berechnung der Staubminderung in Abbildung 35 zu deutlich höheren Minderungseffekten. Die letztere Darstellung wird auch der tatsächlichen Situation in der Praxis besser gerecht, da bei einer gegebenen Versorgungsaufgabe ein Betrieb mit Kondensation die gleiche Wärmemenge mit weniger Brennstoffeinsatz bereitstellen kann, so dass es aufgrund des geringeren Abgasvolumens auch zu einer geringeren Staubfracht kommt. Somit muss es – selbst wenn keine echte Staubabscheidung über das abgetrennte Kondensat zustande käme – schon allein durch die Wirkungsgradsteigerung zu einem verminderten Gesamtstaubausstoß kommen. Dieser Zusammenhang erklärt den zwischen Abbildung 34 und Abbildung 35 festgestellten Unterschied beim Staubabscheidegrad bzw. bei der Staubminderung. Der Unterschied beträgt – je nach Wirkungsgradsteigerung – zwischen 9 und 19 Prozentpunkte.

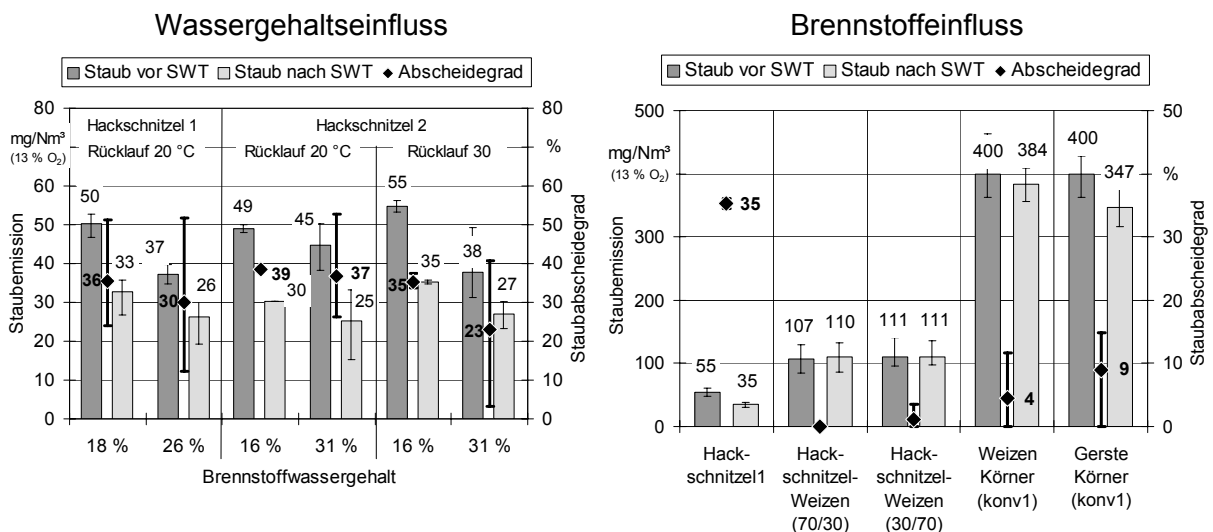


Abbildung 34: Staub-Emissionsminderung (hier bezogen auf Abgaskonzentration) durch Einsatz des Sekundärwärmetauschers mit Kondensationsbetrieb bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten und verschiedenen Rücklaufstemperaturen (links) sowie bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt und 30 °C Rücklaufstemperatur (rechts). Alle Messungen wurden bei 36 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen

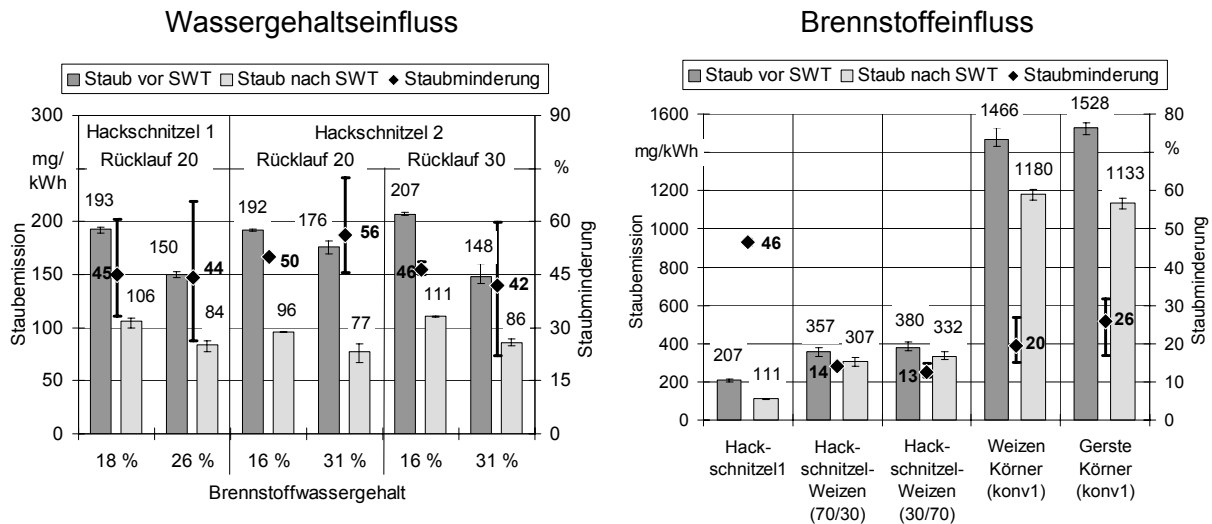


Abbildung 35: Staub-Emissionsminderung (hier bezogen auf die gesamte Netto-Wärmeerzeugung) durch Einsatz des Sekundärwärmetauschers mit Kondensationsbetrieb bei verschiedenen Brennstoffwassergehalten und verschiedenen Rücklauf Temperaturen (links) sowie bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt und 30 °C Rücklauf Temperatur (rechts). Alle Messungen wurden bei 36 bis 45 kW Heizleistung durchgeführt. Mittelwertdarstellung für jeweils drei Messungen

Einfluss des Rücklauf Temperaturniveaus. Durch Absenkung des Rücklauf Temperaturniveaus von 30 auf 20 °C kam es tendenziell zu einem verbesserten Staubabscheidegrad in Höhe von 4 bis 14 Prozentpunkten bei ca. 40 kW Heizleistung (siehe Abbildung 34, links Hackschnitzel 2). Diese Verbesserung lag im Mittel aller Versuche bei durchschnittlich 8 Prozentpunkten. In wie weit hierfür der erhöhte Kondensatanfall als Ursache gelten kann, ist nicht festzustellen.

Brennstoffarteneinfluss. Zwischen den fünf untersuchten Brennstoffarten wurden – wie bereits in Kapitel 4.2 dargestellt – deutliche Unterschiede beim Gesamtstaubausstoß festgestellt. Bei den beiden Halmgutbrennstoffen (Weizen und Gerste) waren die Staubmesswerte mit 400 mg/Nm³ deutlich höher, wobei der Emissionsgrenzwert von 150 mg/Nm³ der 1.BImSchV auch nach dem Sekundärwärmetauscher nicht eingehalten werden konnte. Allerdings wurden in der vorliegenden Untersuchung im Rahmen des Brennstoffvergleichs und der Dauerversuche auch mit Weizenkörnern durchweg deutlich niedrigere Staubemissionen gemessen (vgl. Kapitel 4.2 und 4.6).

Bei derartig hohen Staubfrachten im Abgas lag der Staubabscheidegrad des Sekundärwärmetauschers niedriger als bei den untersuchten Hackschnitzeln bzw. bei Mischungen aus Hackschnitzeln und Getreide, wobei hier wegen der andernfalls nicht gegebenen Vergleichbarkeit lediglich die Versuche mit relativ einheitlichem Wassergehalt (ca. 10 bis 15 %) und 30 °C Rücklauf Temperatur verglichen werden (Abbildung 34). In absoluten Werten können die Staubemissionen allerdings doch deutlich vermindert sein; das zeigt sich am Beispiel der Verbrennung von Gerste, in denen nach dem Sekundärwärmetauscher noch eine um mehr als 50 mg/Nm³ verminderte Staubemission gemessen wurde. Eine derartig hohe absolute Staubabscheidung wurde in keinem der Versuche mit Holzbrennstoffen gemessen.

Die Staube aus der Verbrennung von Getreidebrennstoffen unterscheiden sich deutlich von den Holzstauben. Sie weisen erheblich geringere Staubkorngrößen auf. Insbesondere im Submikronbereich (aerodynamischer Partikeldurchmesser $< 1 \mu\text{m}$) kommt es zu einer überproportionalen Emissionszunahme verglichen mit Holz [29]. Offenbar ist die Abscheidung gerade dieser Feinstfraktionen auch im Kondensationsbetrieb schwierig und somit bleibt eine mögliche Wirkung der Staubpartikel als Kondensationskeime begrenzt. Mögliche Verbesserungen könnten sich durch eine Vergrößerung der Wärmetauscherfläche oder eine Verringerung des Abgasstromes ergeben.

4.7.3 Wirkung der Abgaskondensation auf gasförmige Schadstoffemissionen

Neben dem Zielparameter Staub wurden parallel vor und nach dem Sekundärwärmetauscher weitere Messgrößen erfasst (vgl. Kapitel 3.5.1). Die kontinuierlich erfassten Schadstoffe waren Kohlenstoffmonoxid (CO), flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen (Ges.-C) und Stickoxide (NO_x). Der Kondensationsbetrieb führte hier jedoch zu keinerlei Verbesserungen. Die gemessenen Unterschiede waren minimal, wobei Abweichungen sowohl nach oben als auch nach unten auftraten. Sie bewegen sich aber innerhalb der üblichen Messwertschwankungen.

4.7.4 Wirkung der Optimierungsmaßnahmen am Wärmetauscher

Da unter bestimmten Bedingungen die Staubabscheiderate und die Wirkungsgradsteigerung durch den Sekundärwärmetauscher relativ gering waren (vor allem bei den Getreidebrennstoffen, siehe Abbildung 32 und Abbildung 34), wurde versucht, diese Parameter durch gezielte Modifikationen am Sekundärwärmetauscher zu steigern. Dabei wurde zunächst versucht, die Staubabscheiderleistung und den Wirkungsgrad durch den Einbau eines Demisters zu verbessern (vgl. Kapitel 3.2.1). Zu Beginn der Versuchsreihe war sowohl die Kondensatflussrichtung als auch die Abgasströmung im Sekundärwärmetauscher von oben nach unten gerichtet (Gleichstrombetrieb, vgl. Kapitel 3.2.1, Abbildung 6, links). Der Demister wurde dabei nach einer Umlenkung am Ausgang des Sekundärwärmetauschers im aufsteigenden Abgasrohr eingebaut (Abbildung 6 rechts) und diente dazu, im Abgas die Bildung größerer Tröpfchen zu stimulieren, um damit zusätzliche Partikel aus dem Abgas abscheiden zu können.

Die Ergebnisse sind in Abbildung 36 dargestellt. Die drei linken Säulenpaare zeigen den Betrieb im Gleichstrom mit und ohne Demister. Ohne Demister betrug die Staubabscheidung 5 % und die Wirkungsgradsteigerung – d. h. die zusätzliche Wärmeausbeute bezogen auf die zugeführte Brennstoffenergie – lag bei 15 Prozentpunkten bei einem Brennstoffwassergehalt von 18 %. Wurde nun bei gleichbleibenden Anlagen- und Brennstoffparametern der Demister eingesetzt, so betrug die Staubabscheiderate 36 %, aber der Wirkungsgrad stieg lediglich um 14 Prozentpunkte. Durch den Einsatz eines Brennstoffes mit höherem Wassergehalt ($w = 26 \%$) änderte sich an der Staubabscheidung wenig, jedoch stieg der Wirkungsgrad um 16 Prozentpunkte.

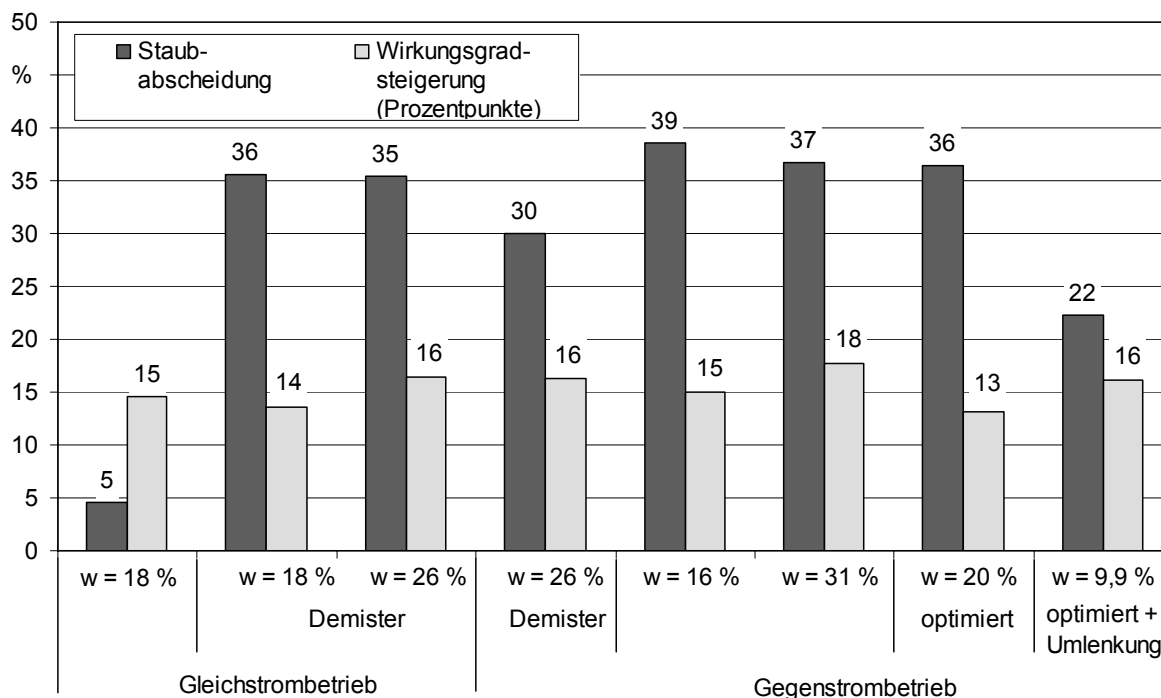


Abbildung 36: Staubabscheidung und Wirkungsgradsteigerung durch den Sekundärwärmetauscher während der verschiedenen Phasen der Optimierung. Hier: Messungen bei 20 °C Rücklauftemperatur

Im Gegenstrombetrieb führt der Einsatz des Demisters zu einer Staubabscheidung von 30 % und zu einer Wirkungsgradsteigerung (d. h. zusätzliche Wärmeausbeute bezogen auf die zugeführte Brennstoffenergie) von 16 Prozentpunkten bei einem Brennstoffwassergehalt von 18 %. Allerdings war der Einsatz des Demisters immer nur sehr kurzzeitig möglich, da sich der abgeschiedene Staub im Demister ablagerte und somit den Druckverlust im Abgasrohr so stark erhöhte, dass die Kapazität des eingesetzten Abgasgebläses nicht mehr ausreichte, um einen für den zuverlässigen Betrieb der Feuerungsanlage nötigen Unterdruck zu erzeugen. Dieser abgeschiedene Staub ließ sich auch durch eine über dem Demister versuchsweise eingebaute Spüleinrichtung nicht mehr auswaschen, er musste daher zur Reinigung ausgebaut werden.

Anschließend wurde die Richtung der Abgasströmung im Sekundärwärmetauscher variiert. Die Kondensatströmung verlief weiterhin von oben nach unten, jedoch wurde das Abgas entgegengesetzt dazu von unten nach oben durch den Sekundärwärmetauscher geführt (Gegenstrombetrieb, vgl. 3.2.1, Abbildung 7 links). In Abbildung 36 ist die Wirkung dieser Maßnahme anhand der 5 Säulenpaare auf der rechten Seite dargestellt. Der Einsatz des Demisters erbrachte demnach bei 26 % Brennstoffwassergehalt – ähnlich wie im Gleichstrombetrieb – einen Anstieg des Systemwirkungsgrades in Höhe von 16 Prozentpunkten und eine Staubabscheiderate von 30 %. Ohne Demister lag die Staubabscheiderate noch höher (39 % bzw. 37 %) und die Steigerung des Wirkungsgrades betrug 15 bzw. 18 Prozentpunkte, je nach Wassergehalt im Brennstoff. Der Demister erwies sich somit in allen Versuchen im Gegenstrom als wirkungslos hinsichtlich der Staubabscheidung.

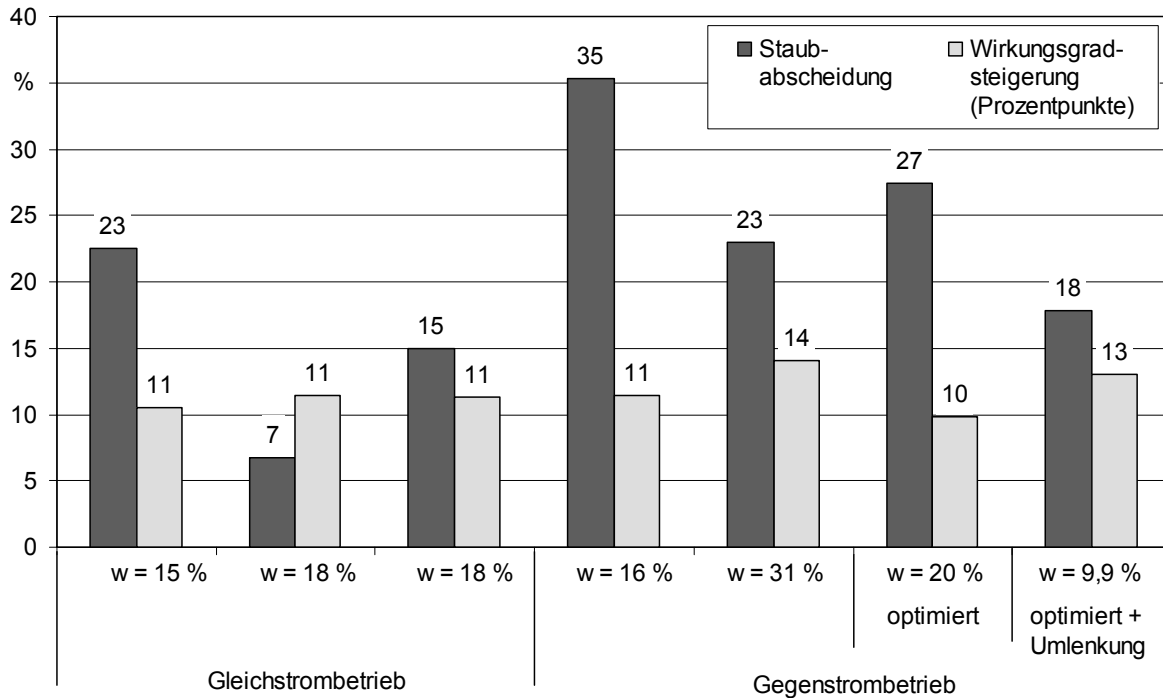


Abbildung 37: Staubabscheidung und Wirkungsgradsteigerung durch den Sekundärwärmetauscher während der verschiedenen Phasen der Optimierung. Hier: Messungen bei 30 °C Rücklauf­temperatur

Als weitere Verbesserungsmaßnahme wurde der Wärmetauscher vom Hersteller weiterentwickelt, indem die Gestaltung der Abgaswege im Carbonblock optimiert wurde. Grundlage dieser Maßnahme waren Simulationen zur Strömungsgeschwindigkeit des Abgases im Wärmetauscher, die beim Hersteller durchgeführt worden waren. Durch die optimierte Abgasführung sollte hauptsächlich die Staubabscheidung verbessert werden.

Als weitere Variante wurde die Wasserströmung im Sekundärwärmetauscher durch eine Umlenkplatte so eingestellt, dass der Sekundärwärmetauscher zunächst in der oberen Hälfte von links nach rechts und danach in der unteren Hälfte von rechts nach links durchströmte (Abbildung 7 rechts, in Kapitel 3.2.1). Die Wirkung dieser beiden Maßnahmen ist in Abbildung 36 in den beiden rechten Säulenpaaren dargestellt. Die Staubabscheidung betrug zunächst 36 % und die Wirkungsgradsteigerung lag bei 13 Prozentpunkten bei einem Brennstoffwassergehalt von 20 %. Nach dem Einbau der Umlenkplatte ergab sich eine 22 %-ige Staubabscheidung und der Wirkungsgrad stieg um 16 Prozentpunkte bei einem Brennstoffwassergehalt von 9,9 %. In Abbildung 37 sind die Ergebnisse aus dem Optimierungsprozess ohne Demister bei einer Rücklauf­temperatur von 30 °C dargestellt (hier hatte sich der Einsatz des Demisters als nicht praktikabel herausgestellt). Die Ergebnisse unterscheiden sich nicht wesentlich von denen in Abbildung 36. Zusammenfassend kann aber festgehalten werden, dass die Betriebsweise mit der Abgasführung von unten nach oben (Gegenstrom) günstiger ist als der Betrieb im Gleichstrom (Abgas und Kondensat von oben nach unten). Für die übrigen Maßnahmen (d. h. Optimierung der Wärmetauscher­oberfläche und Einbau einer Umlenkplatte in den Wasserweg) konnten keine positiven Auswirkungen auf den Staubabscheidegrad und die Wirkungsgradsteigerung des Sekundärwärmetauschers festgestellt werden.

4.7.5 Kondensatmengen und -qualität

Wassergehaltseinfluss. Das spezifische Kondensatvolumen je Einheit Nutzenergie (vom Gesamtsystem Kessel und Sekundärwärmetauscher abgegebene kWh) hängt im Wesentlichen vom Brennstoffwassergehalt und dem Grad der Abgaskühlung ab (Rücklauftemperatur). Das zeigt Abbildung 38. Bei Holzhackschnitzeln führt die Absenkung der Rücklauftemperatur von 30 auf 20 °C zu einer 50- bis 70-prozentigen Steigerung der Kondensatmenge. Für einen "Standardfall" mit einem Brennstoffwassergehalt von 30 % und einer Rücklauftemperatur von 30 °C bedeutet dies unter den gegebenen Bedingungen, dass ca. die Hälfte des im Abgas insgesamt enthaltenen Wassers kondensiert werden kann.

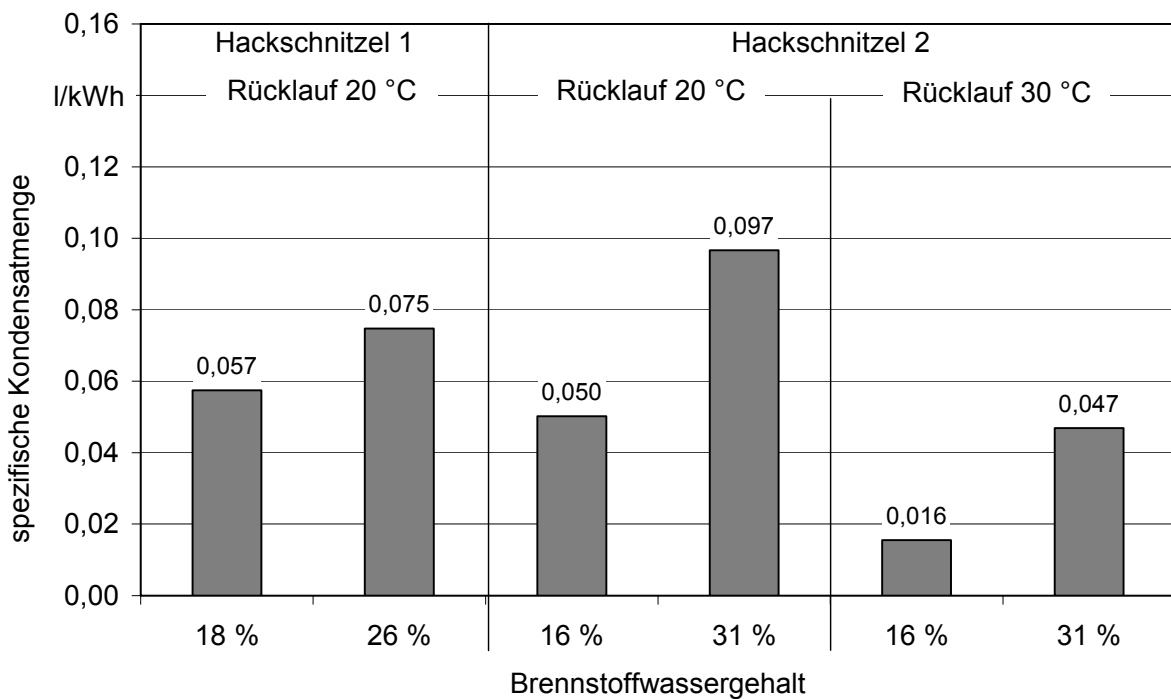


Abbildung 38: Spezifischer Kondensatanfall durch den eingesetzten Sekundärwärmetauscher bezogen auf die vom System (Kessel und Sekundärwärmetauscher) abgegebene Wärme: Einfluss verschiedener Brennstoffwassergehalte und Rücklauftemperaturen. Alle Messungen wurden bei 45 kW Heizleistung durchgeführt

Brennstoffarteneinfluss. Beim Vergleich der verschiedenen Brennstoffe kam es nicht zu einer Zunahme des Kondensatanfalls bei den Getreidebrennstoffen. Das zeigt Abbildung 39, wobei darin die Varianten mit annähernd gleichem Brennstoffwassergehalten von ca. 10 bis 15 % verglichen werden. Der höchste Kondensatanfall wurde bei der Mischung aus 30 Gew.% Hackschnitzel und 70 Gew.% Weizenkörner festgestellt. Die Ursache für diese Beobachtung liegt in den relativ niedrigen Abgastemperaturen am Wärmetauschereingang, wodurch es zu einer verstärkten Kondensation kommt. Unterschiede im Wasserstoffgehalt lassen sich als Begründung für einen Anstieg in dieser Größenordnung kaum heranziehen, das ergibt sich aus den relativ einheitlichen

Wasserstoffkonzentrationen in Tabelle 11. Die Daten stammen aus Elementaranalysen, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung durchgeführt wurden.

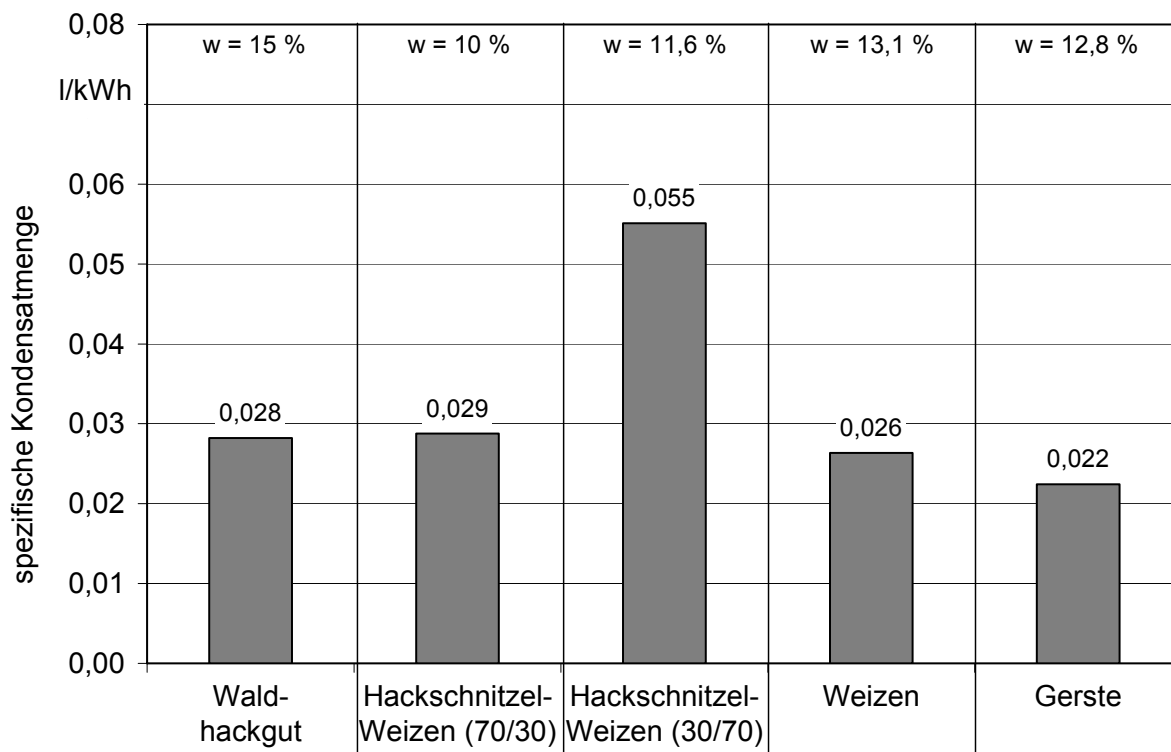


Abbildung 39: Spezifischer Kondensatanfall durch den eingesetzten Sekundärwärmetauscher bezogen auf die vom System (Kessel und Sekundärwärmetauscher) abgegebene Wärme: Einfluss verschiedener Brennstoffe. Alle Messungen wurden bei ca. 10 bis 15 % Brennstoffwassergehalt, ca. 40 kW Heizleistung und 30 °C Rücklauf-temperatur durchgeführt

Generell gilt, dass der hier verwendete Sekundärwärmetauscher für die verwendete Feuerungsanlage vergleichsweise klein dimensioniert war, so dass sich hinsichtlich Kondensatmenge (und der Kondensationswärmeleistung) eine starke Abhängigkeit von der jeweiligen Abgastemperatur im Versuchsbetrieb ergab.

Kondensatqualität. Die Qualität der gebildeten Kondensate wird durch die hier bestimmten Schwermetallgehalte, durch den gemessenen pH-Wert und die Leitfähigkeit sowie die Stickstoff-, Chlor-, und Schwefelgehalte beschrieben (Tabelle 15 und Tabelle 16). Eine Untersuchung organischer Schadstoffkomponenten erfolgte nur als Summe (TOC). Die Ergebnisse in Tabelle 15 und Tabelle 16 zeigen, dass die Kondensatqualität vor allem von der verwendeten Brennstoffart abhängt. Getreidekörner wie Weizen oder Gerste erweisen sich als besonders nachteilig. Die Schwermetallkonzentrationen liegen hier fast durchgehend höher als bei den Holzbrennstoffen. Zur Einordnung der gemessenen Werte ist jedoch schwierig, da für Kondensate aus Holzfeuerungen keine speziellen Regeln erarbeitet wurden. Für öl- und gasförmige Brennstoffe ist das Einleiten von Abgaskondensaten in das Abwassersystem in Deutschland im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 251 [2] geregelt, zu festen Biomassebrennstoffen gibt es hierin jedoch keine Angaben. Oft wer-

den bei der Beurteilung von Kondensaten in Deutschland regionale Merkblätter befolgt, in denen Schwermetallkonzentrationen keine Berücksichtigung finden. Als Beispiel ist hierfür das Merkblatt Nr. 4.5/3 "Einleiten von Kondensaten von Feuerungsanlagen in Entwässerungsanlagen" des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft zu nennen [3], darin werden seit August 2000 auch die Kondensate von Holzfeuerungen angesprochen. In Österreich gilt für das Einleiten von Abgaskondensaten in das Abwassersystem die Abwasseremissionsverordnung Österreich [1].

Tabelle 15: Schwermetallkonzentrationen im Kondensat der verschiedenen untersuchten Biomassebrennstoffe und Übereinstimmung mit Richtwerten in Deutschland bzw. Begrenzungen in Österreich

Brennstoff / Rücklauftemperatur	Einheit	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
<i>Grenzwert Deutschland^a:</i>	<i>mg/kWh</i>	<i>0,0014</i>	<i>0,0210</i>	<i>0,0350</i>	<i>0,028</i>	<i>0,07</i>
Hackschnitzel1 / 20 °C	mg/kWh	0,0022	0,0031	0,0183	0,009	0,67
Hackschnitzel1 / 30 °C	mg/kWh	0,0010	0,0006	0,0058	<0,01	0,32
Hackschnitzel1 / 20 °C	mg/kWh	0,0024	<0,0005	0,0015	<0,01	0,96
Hackschnitzel2 / 30 °C	mg/kWh	0,0005	<0,0005	0,0032	<0,01	0,17
Hackschnitzel2 / 20 °C	mg/kWh	0,0021	<0,0005	0,0019	<0,01	0,42
Hackschnitzel2 / 30 °C	mg/kWh	<0,0001	<0,0005	0,0024	<0,01	0,00
Hackschnitzel2 / 20 °C	mg/kWh	0,0008	<0,0005	0,0010	<0,01	0,12
Hackschnitzel-Weizen (70/30) / 30 °C	mg/kWh	0,0013	0,0025	0,0032	0,007	0,51
Hackschnitzel-Weizen (30/70) / 30 °C	mg/kWh	0,0015	0,0017	0,0044	0,011	0,37
Weizen Körner (konv1) / 30 °C	mg/kWh	0,0007	0,0506	0,0345	0,033	0,36
Weizen Körner (konv1) / 20 °C	mg/kWh	0,0027	0,0984	0,0163	0,018	0,52
Gerste Körner (konv1) / 30 °C	mg/kWh	0,0005	0,0028	0,0345	0,011	0,28
<i>Grenzwert Österreich^b:</i>	<i>µg/l</i>	<i>50</i>	<i>500</i>	<i>500</i>	<i>500</i>	<i>2000</i>
Hackschnitzel1 / 20 °C	µg/l	40	56	329	170	12000
Hackschnitzel1 / 30 °C	µg/l	30	<20	185	<80	10100
Hackschnitzel1 / 20 °C	µg/l	31	<20	19	<80	12700
Hackschnitzel2 / 30 °C	µg/l	34	<20	212	<80	11500
Hackschnitzel2 / 20 °C	µg/l	21	<20	19	<80	4230
Hackschnitzel2 / 30 °C	µg/l	<10	<20	181	<80	90
Hackschnitzel2 / 20 °C	µg/l	15	<20	20	<80	2210
Hackschnitzel-Weizen (70/30) / 30 °C	µg/l	47	89	115	260	18500
Hackschnitzel-Weizen (30/70) / 30 °C	µg/l	31	35	90	220	7680
Weizen Körner (konv1) / 30 °C	µg/l	33	2225	1517	1460	15900
Weizen Körner (konv1) / 20 °C	µg/l	34	1232	205	230	6470
Gerste Körner (konv1) / 30 °C	µg/l	22	133	1662	550	13400

^a ATV-DVWK-A 251a [2], Neutralisation bei Anlagen > 200 kW oder bei nicht schwefelarmen Heizöl, Berechnung der Frachten aus den Konzentrationen durch Multiplikation mit den gemessenen Kondensatmengen

^b nach Daten aus der AEV [1], Neutralisation nicht erforderlich

Die Schadstofffrachten und Schadstoffkonzentrationen von Schwermetallen im Kondensat im Vergleich zu den deutschen Richtwerten und österreichischen Begrenzungen für Abgaskondensate von Feuerungen für öl- und gasförmige Brennstoffe sind in Tabelle 15 dargestellt. Die hier errechneten Frachten wurden hier nicht, wie im Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 251 beschrieben, durch der Multiplikation der Konzentrationen mit den maximal erreichbaren spezifischen Kondensatmengen bestimmt, sondern durch Multiplikation der Konzentrationen mit den tatsächlich gemessenen spezifischen Kondensatmengen. In Tabelle 16 sind weitere Stoffparameter und Schadstofffrachten im Abgaskondensat ausgewiesen.

Tabelle 16: *Gemessene Konzentrationen an kritischen Elementen und pH-Wert im Kondensat*

Brennstoff / Rücklauftemperatur	TOC mg/kWh	pH	LF µS/cm	ADR mg/kWh	N mg/kWh	S mg/kWh	Cl mg/kWh
Hackschnitzel1 / 20 °C	1,11	3,4	1007	35,09	1,84	7,13	3,84
Hackschnitzel1 / 30 °C	1,83	2,8	2560	45,36	2,96	10,02	3,65
Hackschnitzel1 / 20 °C	1,06	2,6	1093	67,61	2,43	14,36	6,99
Hackschnitzel2 / 30 °C	0,78	6,7	2840	31,29	1,66	7,72	3,68
Hackschnitzel2 / 20 °C	0,70	6,7	720	52,07	3,60	12,42	4,01
Hackschnitzel2 / 30 °C	0,77	7,6	3520	32,19	1,83	6,29	5,53
Hackschnitzel2 / 20 °C	0,36	6,8	1650	68,26	2,29	14,28	9,28
Hackschnitzel-Weizen (70/30)/30 °C	1,69	3,1	1523	25,98	0,88	2,85	5,69
Hackschnitzel-Weizen (30/70)/30 °C	4,87	2,2	4170	72,99	3,70	5,60	25,55
Weizen Körner (konv1) / 30 °C	7,06	1,6	11640	79,43	1,00	5,80	32,77
Weizen Körner (konv1) / 20 °C	2,56	1,8	7070	104,61	1,20	11,26	73,86
Gerste Körner (konv1) / 30 °C	16,62	1,4	18550	116,14	2,58	6,54	60,25

Bei den pH-Werten ist eine große Variationsbreite der Messwerte festzustellen. Der pH-Wert ist besonders niedrig bei den Kondensaten aus den Getreidebrennstoffen (pH 1,4, 1,6 und 1,8). Dies kann durch den höheren Chlorgehalt dieser Brennstoffe erklärt werden, was sich am ebenfalls erhöhten Chlorgehalt im Kondensat ablesen lässt. Dies gilt auch für die Mischung aus 30 % Hackschnitzel und 70 % Weizen, da hier der Einfluss des Getreides überwiegt. Allerdings kam es auch bei einigen Holzbrennstoffen zu niedrigen pH-Werten um ca. 3,0. Das Säurebildungspotenzial von Nitrat oder Sulfat kann nicht als Ursache hierfür gesehen werden, da bei den Stickstoff- und Schwefelfrachten bzw. Konzentrationen keine Auffälligkeiten feststellbar sind. Hier könnte es allerdings zur Bildung von organischen Säuren gekommen sein. Eine Neutralisationspflicht ist bei festen Biomassebrennstoffen in der Regel für Anlagen in der vorliegenden Leistungsklasse nicht gegeben

Bei Blei und Chrom kam es nur bei den Getreidebrennstoffen zu auffälligen Werten. Hier ist teilweise keine Übereinstimmung mit den deutschen Richtwerten bzw. mit den österreichischen Grenzwerten gegeben. Der österreichische Grenzwert für Cadmium im Abgaskondensat wurde in allen Fällen eingehalten, während der deutsche Richtwert vereinzelt leicht überschritten wurde.

Genau entgegengesetzt verhält es sich beim Kupfer, denn hier werden die deutschen Richtwerte in jedem Fall eingehalten, die österreichischen Grenzwerte jedoch in zwei Fällen (Getreide) nicht eingehalten. Die Fracht bzw. Konzentration von Zink ist in allen Fällen zum Teil sehr deutlich (Faktor 9) über den Grenz- bzw. Richtwerten.

4.8 Ergebnisse der Messungen mit dem Metallgewebefilter

Der Metallgewebefilter wurde an der Guntamatic-Feuerung (Anlage 2) untersucht. Die Anlage musste hierzu um ein leistungsstarkes unterdruckgeregeltes Zusatzgebläse erweitert werden, da der Metallgewebefilter den Druckverlust im Abgasrohr so stark erhöhte, dass die Kapazität des eingesetzten Abgasgebläses nicht mehr ausreichte.

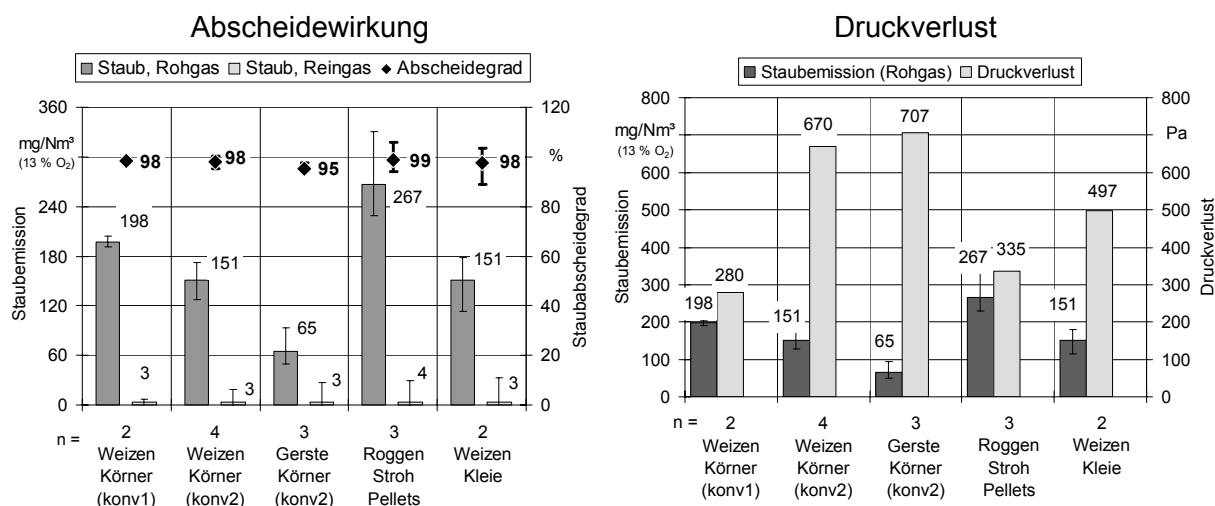


Abbildung 40: Staub-Emissionsminderung durch Einsatz des Metallgewebefilters bei verschiedenen Versuchsbrennstoffen mit ca. 10 bis 16 % Brennstoffwassergehalt (links) und Druckverlust im Abgasrohr während der jeweiligen Messperioden zwischen den Abreinigungsintervallen (rechts). Alle Messungen wurden bei 19 bis 26 kW Heizleistung durchgeführt (n = Anzahl Messungen)

Zwischen den fünf untersuchten Brennstoffarten gab es deutliche Unterschiede beim Gesamtstaubausstoß im Rohgas (vor dem Filter). So lagen bei den Körnerbrennstoffen (Weizen und Gerste) die Staubmesswerte zwischen 196 mg/Nm³ (Weizenkörner konv1) und 65 mg/Nm³ (Gersstenkörner konv2), wobei die Messung mit Weizenkörnern (konv2) mit 151 mg/Nm³ eine Mittelstellung einnimmt. Der Staubmesswerte mit Roggenstrohpellets betrug 267 mg/Nm³ und bei der Weizenkleie lag der Messwert bei 151 mg/Nm³. Unabhängig von den Rohgasbeladungen wurde nach dem Metallgewebefilter relativ einheitlich eine Staubemissionen von 3 bis 4 mg/Nm³ gemessen, womit sich eine Staubabscheiderate von 95 bis 99 % errechnet (siehe Abbildung 40, links). Allerdings kam es durch den Einsatz des Metallgewebefilters zu einem erhöhten Druckverlust im Abgasrohr, der durch ein zusätzliches Saugzuggebläse ausgeglichen werden musste, um den ordnungsgemäßen Betrieb der Feuerungsanlage sicherzustellen. Der entstandene Druckverlust ist in

Abbildung 40, rechts dargestellt. Eine Abhängigkeit des Druckverlustes vom Staubmesswert ist hierbei nicht zu erkennen. Die Darstellung dieser Ergebnisse sollte vielmehr als Datenbasis für eine sinnvolle Auslegung des Gebläses dienen, welches bei der Kombination des Filters mit einer Getreidefeuerungsanlage seitens des Herstellers oder des Anlagenplaners vorab berücksichtigt werden sollte.

Die Abreinigung des Metallgewebefilters erfolgte über einen Druckluftstoß, der über Ventile aus einem oberhalb des Filters angebrachten Druckkessel freigegeben wurde. Die Abreinigung sollte dabei bei einem definierten Unterdruck über den Filter automatisch ausgelöst werden. Bei dem getesteten Prototyp lag diese automatische Abreinigung allerdings noch nicht vor, sie musste daher zwischen den einzelnen Messungen (Messdauer in der Regel 30 Minuten) von Hand ausgelöst werden.

Bei der Abreinigung wurde festgestellt, dass die Druckstöße stets nur einen begrenzten Teil der Filterfläche freispülen konnten. Das wird in Abbildung 41 gezeigt. Das mittlere und rechte Bild zeigen einen Ausschnitt der Filterfläche vor und nach der Abreinigung. Dabei ist zu erkennen, dass der gebildete Filterkuchen nicht vollständig entfernt wird. In wie weit bei aufeinanderfolgenden Reinigungsvorgängen – gemäß den Aussagen des Herstellers – immer wieder auch andere Filterflächen "freigespült" werden, so dass über einen größeren Zeitraum allmählich doch die gesamte Filterfläche gereinigt wird, ließ sich in dem hier durchgeführten kurzzeitigen Versuchsbetrieb nicht feststellen. Verbesserungen der Abreinigung sind allerdings durch größere Luftvolumenströme oder eine gezieltere Reinigungsluftführung zu erreichen.

Die Stäube aus der Verbrennung von Getreidebrennstoffen unterscheiden sich deutlich von Holzstäuben. Sie weisen erheblich geringere Staubkorngrößen auf. Insbesondere im Submikronbereich (aerodynamischer Partikeldurchmesser $< 1 \mu\text{m}$) kommt es zu einer überproportionalen Emissionszunahme verglichen mit Holz [29]. Hinzu kommt die deutlich andere Zusammensetzung der Partikel, die möglicherweise die Filterabreinigung durch stärkeres Zusammenhaften bzw. festeres Anhaften an der Filteroberfläche erschweren.

Die hier bislang vorliegenden Betriebserfahrungen lassen zunächst aber noch keine zuverlässigen Aussagen über eine Langzeit-Funktionstüchtigkeit des Filters bei Getreidefeuerungen zu. Generell ist jedoch festzuhalten, dass die durch den hohen Druckverlust eintretenden Gebläsemehrkosten für eine erfolgreiche Einführung des Metallgewebefilters in die Praxis der Biomasse-Kleinfeuerungen von entscheidender Bedeutung sein können. Das Gleiche gilt für die sichere und kostengünstige Gestaltung der Abreinigung.

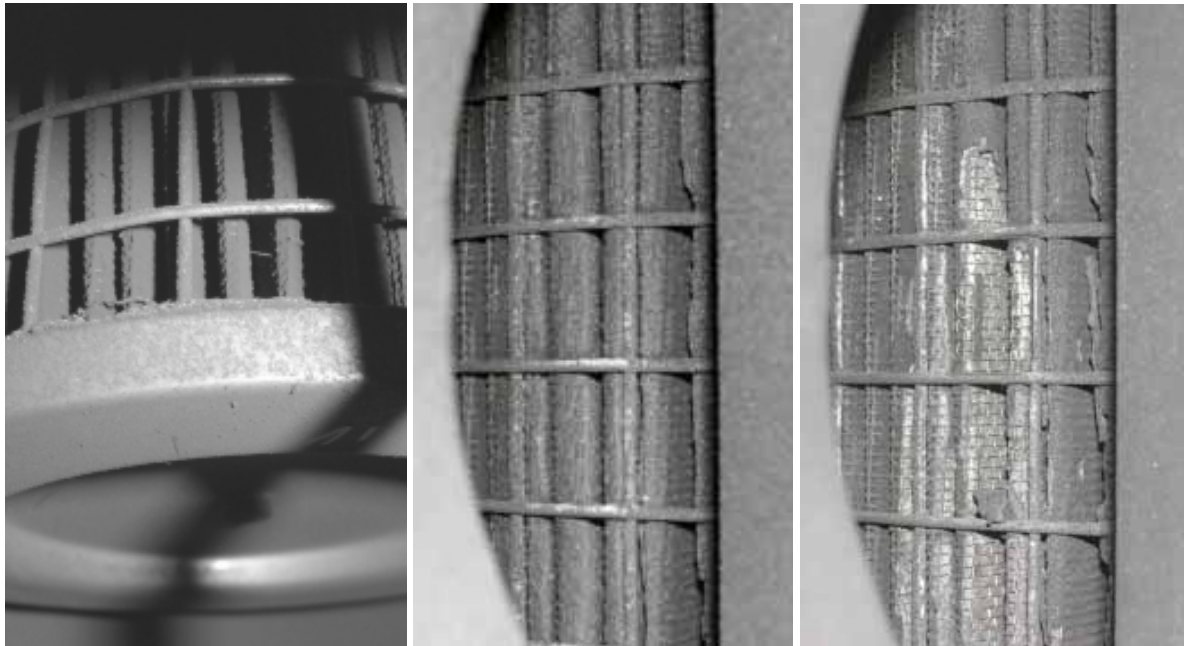


Abbildung 41: Staubablagerungen auf dem Metallgewebefilter. Blick von unten auf eine runde Filterpatrone (links), Filteroberfläche nach Beladung (Mitte) und Filteroberfläche nach Abreinigung (rechts). Blickrichtung durch die Abgaseintrittsöffnung

4.9 Ergebnisse der Praxismessung (mit Elektrofiltereinsatz)

Am 26. April 2006 wurde ergänzend zu den Prüfstandsmessungen eine Messung an einer Praxisanlage durchgeführt. Die Anlage wird auf dem landwirtschaftlichen Betrieb der Familie Pentenrieder in 82319 Starnberg/Wangen betrieben. Während der Messungen wurde als Brennstoff Weizen mit Kalkzugabe eingesetzt. Es wurden 3 Messungen über eine Dauer von jeweils 30 Minuten durchgeführt.

In Tabelle 17 sind die wesentlichen Betriebsparameter der Anlage während der Messung dargestellt. Die Messung des Sauerstoffgehaltes im Rohgas wurde nur einmalig durchgeführt, da keine zweite Messausrüstung für eine kontinuierliche Messung zur Verfügung stand. Da dieser Wert jedoch keinen Einfluss auf die Emissionen von gasförmigen Bestandteilen hat und lediglich zur Beurteilung des Staubabscheiders herangezogen wird, kann diese Einschränkung akzeptiert werden. Auffällig ist die deutliche Differenz zwischen den Sauerstoffgehalten im Roh- und Reingas.

Der beobachtete Anstieg des Sauerstoffgehaltes ist durch einen Falschlufteintritt im Filter erklärbar. Als Ursache wurde eine unvollständige Abdichtung an einem Gehäusedeckel identifiziert. Die Verdünnung des Abgases ist jedoch unbedeutend, da alle Emissionswerte auf einen Bezugsauerstoffgehalt von 13 % umgerechnet werden.

Tabelle 17: Betriebsdaten während der Messungen an einer Praxisanlage

	Messung 1	Messung 2	Messung 3
Beginn der Messung	10:34 h	11:15 h	13:10 h
Ende der Messung	11:04 h	11:45 h	13:40 h
Betriebsart der Anlage	Normalbetrieb	Normalbetrieb	Abreinigung
Wärmeleistung	19 kW	21 kW	21 kW
O ₂ -Gehalt im Rohgas*	4,7 %		
O ₂ -Gehalt im Reingas	9,0 %	9,2 %	7,7 %

* einmalig für alle 3 Messungen bei konstantem Betriebszustand festgestellt

In Tabelle 18 sind die Ergebnisse der 3 Messungen dargestellt. Die Anlage erfüllt die Anforderungen, die bei einer Ausnahmegenehmigung für die Nutzung von Getreidebrennstoffen in Bayern für Anlagen bis 50 kW einzuhalten sind [33]. Die CO-Emissionen liegen deutlich unter den geforderten 1 g/Nm³ und die Staubemissionen unterschreiten die in Typenprüfungsmessungen nach DIN EN 303-5 [9] maximal zulässigen 75 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) und auch die bei den wiederkehrenden Messungen durch den Schornsteinfeger zulässigen 100 mg/Nm³ [33]. Auch die NO_x-Anforderungen dieser Ausnahmeregelung (maximal 500 mg/Nm³) werden erfüllt.

Die Ergebnisse zeigen, dass derartige Anforderungen für den Einsatz von Getreide als Brennstoff grundsätzlich erfüllbar sind, sofern eine wirksame Entstaubungseinrichtung vorliegt. Auch in Messung 3, bei der ein Entaschungs- und Filterreinigungszyklus in den Probenahmezeitraum fällt, werden alle Grenzwertvorgaben eingehalten, obwohl dieser Betriebsfall nur ein Viertel der Betriebszeit (jeweils 15 min in 1 h) repräsentiert. Die höheren CO-Emissionen während dieser Messung sind auf die Lockerungswirkung ("Schüren") im Glutbett während der Entaschung zurückzuführen. Zu den höheren Staubemissionen kommt es wegen des Loslösen von Partikeln während der Entaschung und vor allem während der damit gleichzeitig durchgeführten Filterabreinigung.

Tabelle 18: Ergebnisse der Emissionsmessungen an einer Praxisanlage (alle Werte normiert und bezogen auf 13 % O₂)

Parameter	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Mittelwert
CO	79 mg/Nm ³	76 mg/Nm ³	687 mg/Nm ³	281 mg/Nm ³
NO _x	382 mg/Nm ³	403 mg/Nm ³	317 mg/Nm ³	367 mg/Nm ³
SO ₂	142 mg/Nm ³	173 mg/Nm ³	214 mg/Nm ³	176 mg/Nm ³
Staub (Reingas)	43 mg/Nm ³	54 mg/Nm ³	72 mg/Nm ³	56 mg/Nm ³

Der eingesetzte Filter erreichte im Mittel eine Staubabscheidung von 56 %. In Tabelle 19 sind die entsprechenden Daten dargestellt. Abscheideleistung und Reststaubgehalt dieses Filters sollten

jedoch nicht an den Abscheidegraden größerer Elektrofilter für Industrieanwendungen gemessen werden, da es sich hier um einen bewusst einfachen Filter handelt, der aus handelsüblichen Bauteilen in Eigenleistung hergestellt wurde. Ziel dieser Entwicklung war es, eine zuverlässige Absenkung des Staubausstößes unter das in der o. g. bayerischen Ausnahmeregelung geforderte Niveau für Getreidebrennstoffe zu bewirken. Dieses Ziel wurde somit erreicht.

Tabelle 19: Wirkung des Elektrofilters in den Praxismessungen

	Messung 1	Messung 2	Messung 3	Mittelwert
Staub, Rohgas	122 mg/Nm ³	123 mg/Nm ³	140 mg/Nm ³	128 mg/Nm ³
Staub, Reingas	43 mg/Nm ³	54 mg/Nm ³	72 mg/Nm ³	56 mg/Nm ³
Abscheidegrad	65 %	56 %	49 %	56 %

4.10 Ergebnisse der Asche- und Staubuntersuchungen

In allen wesentlichen Versuchen des Brennstoffvergleichs wurden Ascheproben genommen und analysiert. Zusätzlich wurden Proben aus dem Kesselstaub und dem abgeschiedenen Filterstaub untersucht, sofern eine ausreichende Probenmenge gewonnen werden konnte.

Die Zusammensetzung der Asche wird einerseits von den Elementgehalten der Brennstoffe und andererseits von der Qualität des Ausbrandes, d. h. vom Anteil an Unverbranntem in der Asche bestimmt. Von nahezu allen Ascheanalysen wurde daher der Glührückstand als Maß für die Qualität des Ausbrandes ermittelt. Der Glührückstand beschreibt den Anteil der Asche im gesamten Ascherückstand. Der zu 100 % fehlende Anteil entspricht dem Glühverlust oder dem Anteil Unverbranntem in der Asche. In Abbildung 42 sind die Werte für den Glührückstand der Rostaschen aus den Versuchen zum Brennstoffvergleich gegenübergestellt.

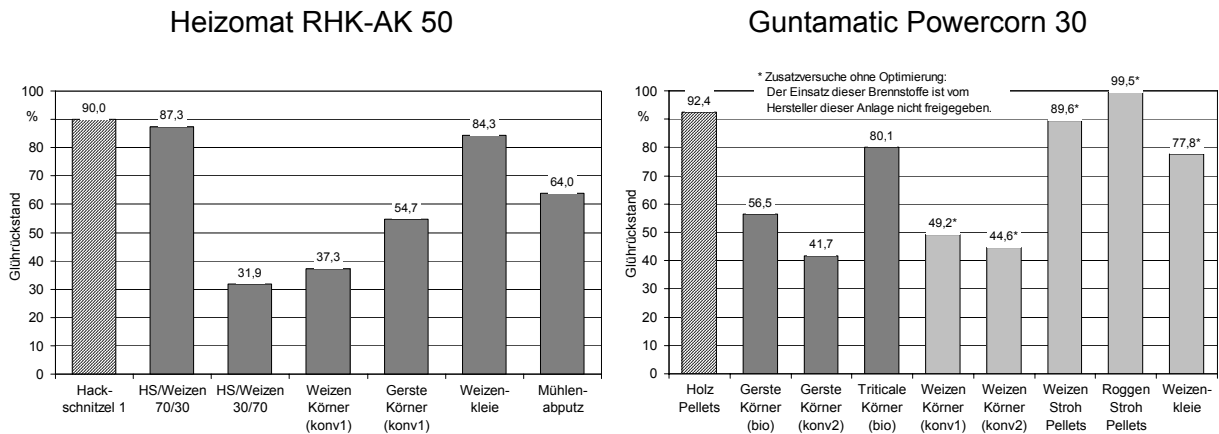


Abbildung 42: Glührückstand der Rostaschen aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen in den beiden untersuchten Feuerungsanlagen (Einfachbestimmungen außer Hackschnitzel 1 ($n=4$) und Weizenkörner (konv1) ($n=2$))

Reine Asche ohne Anteile von Unverbranntem hat einen Glührückstand von 100 % und ist damit ein Indikator für den vollständigen Ausbrand des eingesetzten Brennstoffes. Dieser ideale Betriebsfall wird jedoch nur in wenigen Fällen erreicht. Auffällig ist, dass hohe Werte jeweils bei den Referenzbrennstoffen (Hackschnitzel bzw. Holzpellets) erreicht werden, während der Einsatz von Getreidebrennstoffen meistens zu Werten zwischen 30 und 80 % führte. Die Versuche mit dem Brennstoff "Weizenkleie" führten bei beiden Anlagen zu einem relativ guten Ausbrand, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass diese Versuche mit verminderter Anlagenleistung durchgeführt wurden, was den Ausbrand positiv beeinflussen kann.

Bei den Ergebnissen der Anlage 2 (Guntamatic Powercorn 30) fällt auf, dass alle Versuche mit pelletiertem Material zu günstigen Werten beim Glührückstand führten. Hier hat offensichtlich die Aufbereitung des Materials einen positiven Einfluss auf den Ausbrand. Insgesamt sind die Werte für den Glührückstand bei den Getreidebrennstoffen sehr gering und zeigen, dass hier noch ein gewisses Optimierungspotenzial für die Feuerungskonstruktion besteht. Der Glührückstand hat neben seinem Einfluss auf die Aschequalität auch eine besondere Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit des Anlagenbetriebs, da er in nicht unerheblichem Maße in den Wirkungsgrad der Kesselanlagen eingeht. So bewirkt eine Verbesserung des Ausbrandes und die damit verbundene Erhöhung des Glührückstandes in der Asche von beispielsweise 50 auf 90 % eine Verbesserung des Wirkungsgrades um 1,7 Prozentpunkte.

Tabelle 20: Elementgehalte und Glührückstand der Rostaschen aus den verwendeten Versuchsbrennstoffen (Mittelwerte aus n Einzelproben)

Brennstoffart	Anlage ^a	n	Gehalte bezogen auf Trockenmasse (TM)			
			mg/kg TM			% TM
			N	S	Cl	Glührückstand
Holz hackschnitzel 1	1	4	1.175	3.245	60	91,9
Holz hackschnitzel 2	1	1	900	2.565	50	n.b.
Holz hackschnitzel 3	1	1	900	2.270	70	93,2
Holz pellet	2	1	1.800	3.480	300	92,4
HS / Weizen 70 /30	1	1	4.100	4.320	70	87,3
HS / Weizen 30 /70	1	1	26.000	2.310	320	31,9
Gerste Korn (konv1)	1	1	18.500	1.520	340	54,7
Gerste gereinigt	1	1	12.700	1.770	190	62,2
Gerste Korn (konv2)	2	1	24.700	440	320	41,7
Gerste Korn (bio)	2	1	4.200	620	400	56,5
Gerste Korn (bio), Kalk	2	1	12.400	920	390	59,1
Weizen Korn (konv1)	1	1	25.800	1.700	290	37,3
Weizen Korn (konv1)	2	3	16.900	480	360	50,9
Weizen Korn (konv2)	2	1	30.100	700	410	44,6
Weizen Korn (konv1), Kalk	1	1	13.700	4.235	210	61,8
Triticale Korn (bio)	2	1	10.200	2.540	580	80,1
Triticale Korn (bio), Kalk	2	1	5.500	1.280	500	82,6
Weizenkleie	1	1	8.200	2.110	140	84,3
Weizenkleie	2	1	10.000	490	450	77,8
Mühlenabputz	1	1	15.700	2.185	230	64,0
Weizenstroh	2	1	1.900	1.700	360	89,6
Roggenstroh	2	1	200	1.280	280	99,5

^a Anlage 1: Heizomat RHK-AK-50, Anlage 2: Guntamatic Powercorn-30

In Tabelle 20 sind die Stickstoff-, Schwefel- und Chlorgehalte der Rostasche sowie der Glührückstand der Ascheproben gegenübergestellt. Hohe Stickstoffgehalte sind in der Asche ausschließlich bei unvollständigem Ausbrand zu finden. Sie stammen offensichtlich aus unverbrannten Brennstoffanteilen in der Asche. Dieser Zusammenhang ist auch in Abbildung 43 dargestellt. Das hohe Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,86$ zeigt eine wirksame Abhängigkeit auf; der Zusammenhang ist bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 1\%$ hochsignifikant.

Der Chlorgehalt aller Ascheproben liegt in einer Spannweite von 50 bis ca. 600 mg/kg. Aufgrund der Reaktivität des Chlors ist mit einer nur geringen Einbindung in die Asche zu rechnen. Auch ist kein ausgeprägter Zusammenhang zwischen den Chlorgehalten im Brennstoff und der Asche zu erkennen, da die höchsten Chlorgehalte der Asche bei Brennstoffen mit niedrigeren Chlorgehalten gefunden wurden (Triticale oder Weizenkleie) während bei Brennstoffen mit hohem Chlorgehalt (Roggenstroh) nur ein mittlerer Gehalt in der Asche vorlag. Auch bei den Schwefelgehalten zeigte sich kein deutlicher Zusammenhang zwischen den Brennstoff- und den Aschegehalten. Auch zum Glührückstand bestand hier nur eine schwache Abhängigkeit des Schwefelgehaltes in der Asche (Abbildung 43), wengleich auch dieser Zusammenhang bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 1\%$ statistisch signifikant ist.

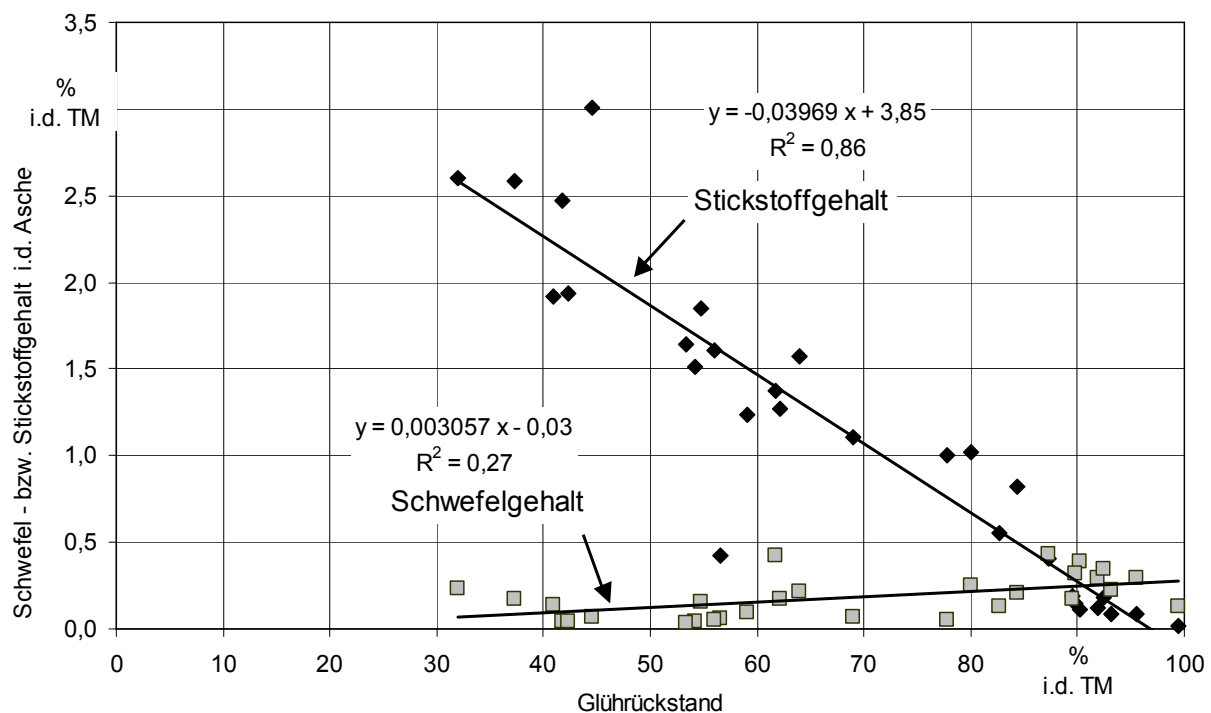


Abbildung 43: Zusammenhang zwischen Glührückstand und S- bzw. N-Gehalten in den Rostaschen. Gemeinsame Auswertung der Ergebnisse aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an beiden untersuchten Anlagen (Heizomat RHK-AK 50 und Guntamatic Powercorn 30)

In Tabelle 21 sind die Gehalte der weiteren Aschebestandteile dargestellt. Die Elemente Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium und Silizium beschreiben ca. 30 bis 50 % der gesamten Zusammensetzung der Asche. Der verbleibende Anteil entfällt beispielsweise auf den Carbonat- oder Oxidanteil der Verbindungen, in denen diese Elemente eingebunden sind, oder auf Metalle und deren Oxide sowie andere Elemente mit kleineren Anteilen. In der Asche kommt es naturgemäß zu einer Anreicherung der Elemente Ca, K, Mg, Na und Si, wobei jedoch die Unterschiede, die bei den Gehalten der Brennstoffe auftreten, tendenziell auch bei den Aschen sichtbar werden. So sind die Aschen von kalziumreichen Brennstoffen (Hackschnitzel, Stroh) in der Regel ebenfalls relativ kalziumreich. Auch der hohe Kaliumgehalt der Weizenkleie spiegelt sich im hohen Kali-

umgehalt der Asche wider. Bei den Daten der Tabelle 21 ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Gehalte der einzelnen Elemente in der Asche durch den schlechten Ausbrand der Asche entsprechend verfälscht werden, da die einzelne Elementkonzentration durch den Anteil Unverbranntes "verdünnt" wird. Die Zugabe von Kalk zum Brennstoff führte in den meisten Fällen auch zu einem höheren Kalziumgehalt in der Asche. Insgesamt liegen die einzelnen Messwerte – bei Berücksichtigung des Ausbrandes – innerhalb der üblichen Spannweiten für Aschen aus den jeweiligen Brennstoffen.

Tabelle 21: Elementgehalte der Rostasche aus den verwendeten Versuchsbrennstoffen (Mittelwerte aus n Einzelproben)

Brennstoffart	Anlage ^a	n	Elementgehalte / mg/kg TM				
			Ca	K	Mg	Na	Si
Holzhackschnitzel 1	1	4	170.400	45.300	20.610	2.960	93.050
Holzhackschnitzel 2	1	1	163.200	39.600	18.320	2.620	152.800
Holzhackschnitzel 3	1	1	163.600	45.600	21.800	4.400	166.000
Holzpellet	2	1	314.000	50.200	18.100	1.840	11.900
HS / Weizen 70 /30	1	1	159.000	70.400	31.200	3.460	111.400
HS / Weizen 30 /70	1	1	34.200	36.600	20.000	260	28.800
Gerste Körner (konv1)	1	1	27.000	65.200	37.800	7.760	151.800
Gerste gereinigt	1	1	30.000	75.800	41.600	300	57.400
Gerste Korn (konv2)	2	1	9.200	56.400	23.000	1.300	54.800
Gerste Korn (bio)	2	1	15.800	73.400	13.880	1.680	58.600
Gerste Korn (bio), Kalk	2	1	43.600	71.200	11.560	1.490	57.600
Weizen Korn (konv1)	1	1	28.800	36.600	26.000	1.580	40.600
Weizen Korn (konv1)	2	3	20.370	94.330	40.470	350	7.670
Weizen Korn (konv2)	2	1	21.600	71.400	33.000	1.050	46.600
Weizen Korn (konv1), Kalk	1	1	136.000	56.400	10.680	130	11.020
Triticale Korn (bio)	2	1	192.000	88.800	21.800	440	2.400
Triticale Korn (bio), Kalk	2	1	69.600	142.000	54.600	690	15.600
Weizenkleie	1	1	41.400	143.000	65.800	170	22.400
Weizenkleie	2	1	14.920	136.800	54.200	1.230	23.800
Mühlenabputz	1	1	40.600	57.000	17.360	2.080	117.400
Weizenstroh	2	1	31.600	149.400	2.640	5.740	68.200
Roggenstroh	2	1	52.000	124.200	16.600	4.620	251.800

^a Anlage 1: Heizomat RHK-AK-50, Anlage 2: Guntamatic Powercorn-30

Neben den Rostaschen wurden auch die abgelagerten Kessel- und Filterstäube untersucht. Diese Analysen konnten jedoch nicht bei allen Versuchen durchgeführt werden, da aufgrund der geringen Betriebszeit der Anlagen mit den einzelnen Brennstoffen nicht immer ausreichend große Staubmengen anfielen und gesammelt werden konnten. In Abbildung 44 sind die Gehalte ausgewählter Elemente in der Rostasche und dem Filterstaub gegenübergestellt. Zur besseren Identifizierbarkeit von Tendenzen wurde eine logarithmische Skalierung gewählt.

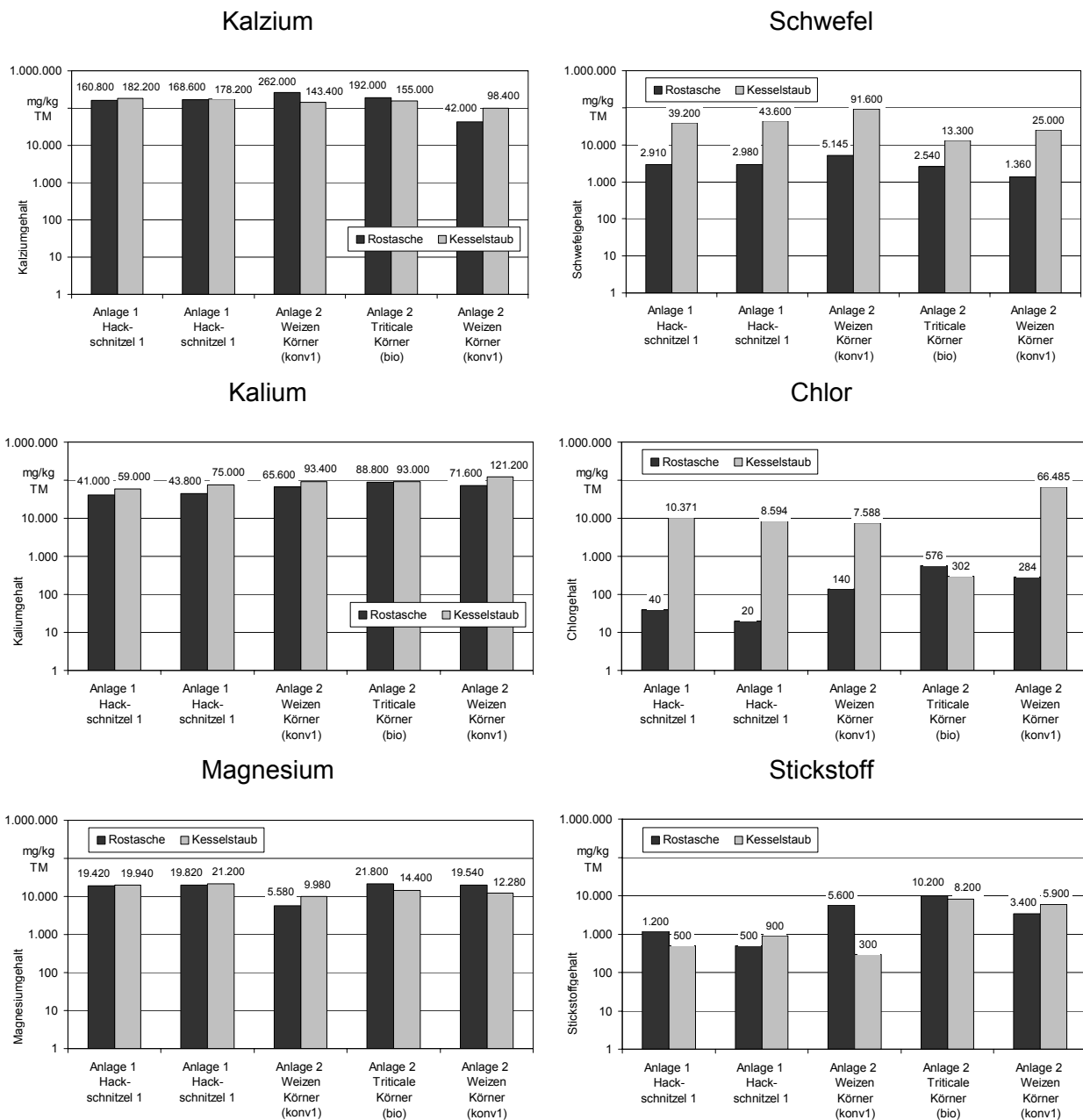


Abbildung 44: Gegenüberstellung ausgewählter Elementgehalte in Rostasche und Kesselstaub aus den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an den untersuchten Feuerungen (Anlage 1: Heizomat RHK-AK 50, Anlage 2: Guntamatic Powercorn 30)

Die Gehalte an den Elementen Kalzium, Kalium und Magnesium liegen in beiden Staubfraktionen meist in der gleichen Größenordnung. Unterschied in den Gehalten – insbesondere niedrigere Werte in den Rostaschen – können auch hier wieder durch die "Verdünnung" durch Unverbranntes in der Rostasche verursacht werden.

Aufgrund der geringen Probenmengen konnte der Glührückstand der Kesselstäube lediglich bei 2 Versuchen bestimmt werden. Damit ist eine Beurteilung des Glührückstandes in den Kesselstäuben nicht möglich. Die einzigen beiden Messwerte lagen bei 87 % (Anlage 2 mit Triticale) und 94 % (Anlage 1 mit Hackschnitzeln), wobei bei diesen beiden Versuchen auch der Glührückstand der Rostasche jeweils relativ hoch lag (80 % Anlage 2 mit Triticale und 92 % Anlage 1 mit Hackschnitzeln).

Insgesamt sind die Kaliumgehalte im Kesselstaub eher höher als in den zugehörigen Rostaschen. Diese Beobachtung wird durch die Tatsache plausibel, dass das Kalium an der Aerosolbildung beteiligt ist und somit aus dem Glutbett gasförmig entweicht [5] [31]. Deutlichere Unterschiede ergeben sich aber bei den Gehalten an Schwefel und Chlor in der Rostasche bzw. im Kesselstaub. In fast allen Fällen zeigen sich deutlich höhere Gehalte in den Kesselstäuben. Diese beiden Elemente werden offensichtlich bei der Verbrennung zunächst in die gasförmige Phase überführt, wobei es hierbei unerheblich ist, ob sie gasförmig oder als Aerosol vorliegen. Chlor wird dann aufgrund seiner großen Reaktivität mit alkalischen Elementen im Abgas reagieren. Abhängig von der Größe der entstehenden Partikel werden diese bereits im Kessel abgeschieden oder werden im Abgas emittiert. Ähnliche Reaktionswege sind auch für das Element Schwefel anzunehmen.

Die Stickstoffgehalte in den Kesselstäuben liegen meist in der gleichen Größenordnung wie die Gehalte in der Rostasche. Lediglich in einem Fall wurden deutlich unterschiedliche Gehalte bestimmt. Unter der Annahme, dass der Stickstoffgehalt im Staub analog zu den Beobachtungen bei den Rostaschen eng mit dem Glührückstand bzw. mit der Qualität des Ausbrandes korreliert (vgl. Abbildung 43), könnte über den Stickstoffgehalt des Kesselstaubes auf dessen Glührückstand geschlossen werden. Demnach errechnet sich für den Glührückstand der Kesselstäube ein Schätzwert von über 80 %, diese Größenordnung wird auch durch die beiden einzigen oben genannten Messwerte (87 bzw. 94 %) bestätigt.

Neben den Stäuben aus den beiden untersuchten Kesseln wurden auch Staubproben, die im untersuchten Metallgewebefilter (Kapitel 3.2.2) abgeschieden wurden, untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Abbildung 45 den entsprechenden Gehalten in der Rostasche gegenübergestellt. Im Gegensatz zu den Beobachtungen beim Vergleich zwischen Kesselstaub und Rostasche (Abbildung 44) weisen die Filterstäube in allen Versuchen höhere Kalziumgehalte auf, als die zugehörigen Rostaschen. Auch die Kaliumgehalte der Filterstäube liegen oft höher als im Kesselstaub, wobei dieser Trend hier weniger deutlich ausgeprägt ist.

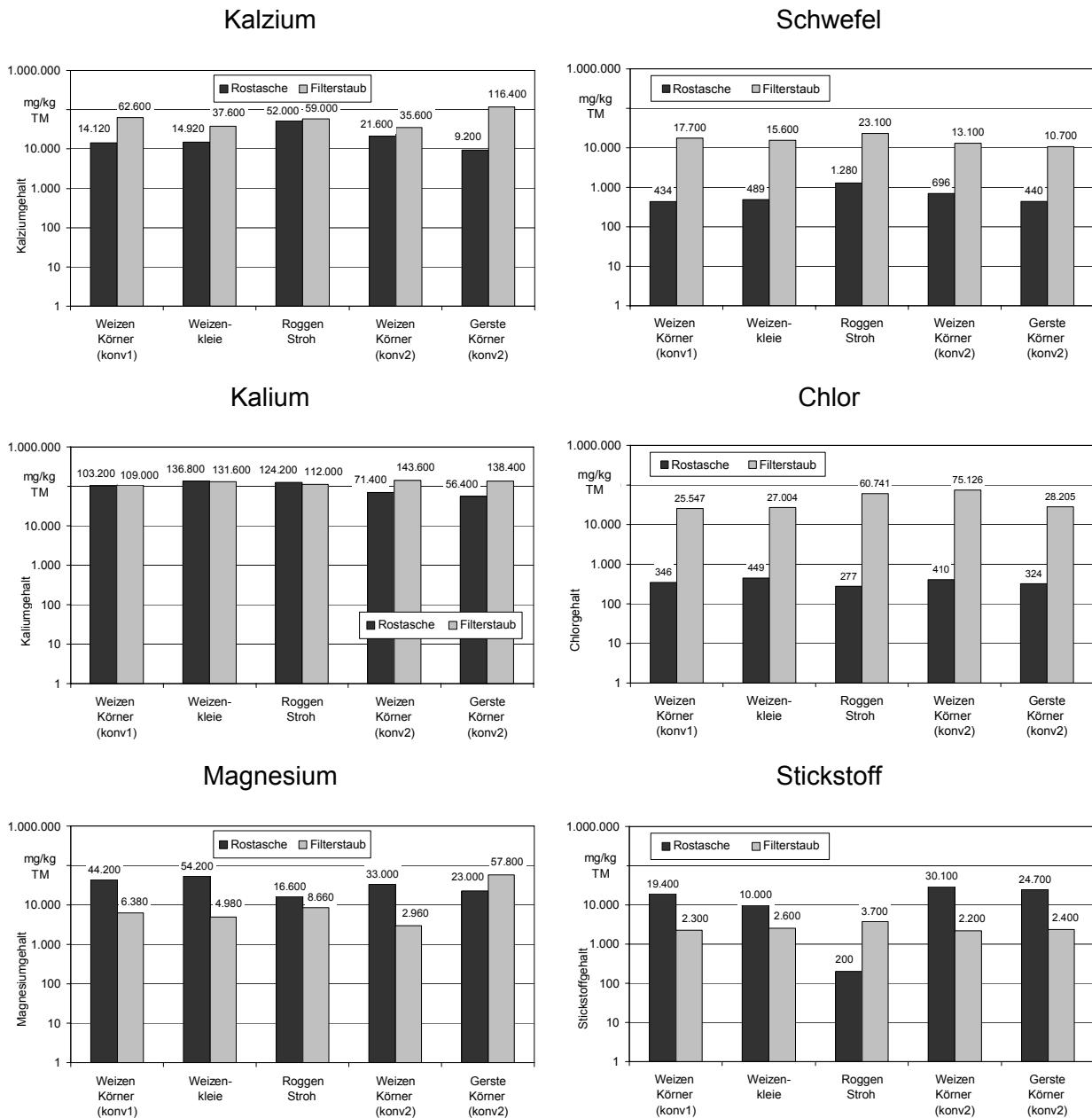


Abbildung 45: Gegenüberstellung ausgewählter Elementgehalte in Rostasche und abgeschiedenen Stäuben des Metallgewebefilters in Versuchen mit verschiedenen Brennstoffen an Anlage 2 (Guntamatic Powercorn 30)

Die Schwefel- und Chlorgehalte der Filterstäube sind stets deutlich höher als die Gehalte in den Rostaschen. Die Schwefelgehalte der Filterstäube liegen beim 20 bis 40-fachen und die Chlorgehalte der Filterstäube beim 60 bis 200-fachen der jeweiligen Gehalte in der Rostasche (Abbildung 45). Hieran ist deutlich zu erkennen, dass diese Elemente mit dem Abgas aus der Feuerung ausgetragen werden und erst im weiteren Verlauf wieder im Filter abgeschieden werden. Für diese Abscheidung sind grundsätzlich 2 Wege möglich. Zum einen können auf der Filteroberfläche bzw. auf dem Filterkuchen Partikel abgeschieden werden, die Chlor oder Schwefel enthalten. Zum anderen können beim Durchtritt der Abgase durch den Filterkuchen Chlor und Schwefel oder ihre Verbindungen am Filterkuchen absorbiert und/oder adsorbiert werden. Mit diesem Mechanismus

hätte ein filternder Abscheider neben der Staubabscheidung noch weitere positive Wirkungen hinsichtlich der Emissionsminderung, die bei einem elektrostatischen Abscheider in diesem Maße nicht gegeben wären. Leider konnten die Schwefel- und Chlorgehalte im Abgas nicht gleichzeitig vor und nach dem Metallgewebefilter gemessen werden.

Die Stickstoffgehalte der Filterstäube sind – bis auf eine Ausnahme – deutlich niedriger als die Stickstoffgehalte der zugehörigen Rostaschen. Mit Werten zwischen 2.300 und 3.700 mg/kg sind die Gehalte außerdem relativ gleichbleibend (Abbildung 45), obwohl die Stickstoffgehalte der Brennstoffe und der Rostasche sich deutlich stärker unterscheiden.

Insgesamt ist bei den Konzentrationen der Kessel- und Filterstäube jedoch zu berücksichtigen, dass diese Fraktionen gegenüber der Rostasche mit sehr geringen Massenströmen anfallen. Die absoluten Mengen einzelner Elemente sind daher trotz teilweise hoher Konzentrationen nur sehr gering. Der Massenstrom des emittierten Staubes lag im Mittel aller Versuche bei ca. 5 % des Massenstromes an Rostasche (Spannweite 1 bis 11 %).

4.11 Schlackebildung

Anhand experimenteller Untersuchungen und thermochemischer Modellierungsrechnungen mit dem Programm FactSage, Version 5.5 zum Ascheerweichungs- bzw. -schmelzverhalten wird das Schlackebildungspotential der Rostaschen der unterschiedlichen Brennstoffe beurteilt.

Die Kenntnis des Ascheerweichungsverhaltens ist wichtig zur Beurteilung der Neigung der Asche Anbackungen auf dem Rost, im Feuerungsraum oder an den Wärmetauschern zu bilden. Anbackungen können zu Betriebsstörungen und -unterbrechungen sowie zur Abnahme der Anlagenleistung und des Anlagenwirkungsgrades führen und müssen, wenn sie erst einmal ausgebildet sind, mechanisch entfernt werden. Die Vermeidung von Anbackungen durch technische Maßnahmen ist mit erheblichen Zusatzaufwendungen und -kosten verbunden. Ohne technische Zusatzmaßnahmen können Anbackungen durch die Begrenzung der maximalen Verbrennungstemperatur und durch die Wahl des Brennstoffs vermieden werden. Dabei bestimmt der gewählte Brennstoff die maximal zulässige Verbrennungstemperatur, da das Ascheschmelzverhalten von der Aschezusammensetzung abhängt.

Die chemischen Hauptbestandteile der Rostasche sind im Wesentlichen Alkali- und Erdalkalisilikate und -salze (Chloride, Sulfate) oder -oxidmischungen (vgl. Kap. 4.10). Mit zunehmender Temperatur schmilzt die bei Temperaturen unter 500 °C in der Regel als Feststoff vorliegende Asche sukzessive auf und es kommt zum Verkleben (Versintern) bis zum völligen Schmelzen der Aschepartikel. Wegen der Vielzahl der in der Asche enthaltenen chemischen Elemente bzw. Verbindungen besitzt Verbrennungasche keinen definierten Schmelzpunkt sondern geht über einen weiten Temperaturbereich von mehreren 100 °C allmählich in den schmelzflüssigen Zustand über. Dieses Erweichungsverhalten wird durch die in DIN 51370 [8] festgelegten charakteristischen Temperaturpunkte Erweichungstemperatur (EWT), Halbkugeltemperatur (HKT) und Fließtemperatur (FLT) bestimmt, ergänzt durch die nicht in der DIN enthaltene charakteristische Temperatur für den Sinterbeginn (SIT) [24]. Die experimentelle Schmelzbereichsanalyse erfolgt an-

hand optischer Beurteilungskriterien markanter Verformungen würfelförmiger Presslinge aus gemahlenem Probenmaterial. Die genannten Ecktemperaturen sind dabei wie folgt charakterisiert:

- **Sinterbeginn:** Erstmaliges Zusammenkleben einzelner Ascheteilchen an ihren Grenzflächen. Der Probekörper kann seine ursprüngliche Größe verändern, die die Erweichungstemperatur kennzeichnenden Formveränderungen treten aber noch nicht auf.
- **Erweichungstemperatur:** Erste plastische Eigenschaften der Probe, z. B. Veränderung der Oberfläche, Abrundung der Kanten, beginnendes Blähen des Probekörpers.
- **Halbkugeltemperatur:** Der Probekörper nähert sich der Form einer Halbkugel an, der geschmolzene Probekörper ist etwa halb so hoch wie seine Grundlinie.
- **Fließtemperatur:** Der Probekörper ist auf ein Drittel seiner ursprünglichen Höhe auseinander geflossen.

Die Ergebnisse der Schmelzbereichsanalyse von Proben der im vorliegenden Projekt eingesetzten Brennstoffe sind in der Tabelle 22 zusammengestellt. Neben den charakteristischen Temperaturpunkten ist noch die Temperatur angegeben, bei der die Proben verascht wurden. Die Temperaturpunkte wurden anschließend an der Asche bestimmt. Die ermittelten Ecktemperaturen liegen innerhalb der in [18] für die jeweiligen Brennstoffe als typisch angegebenen Spannweiten.

Tabelle 22: Ergebnisse der Schmelzbereichsanalyse der eingesetzten Brennstoffe nach DIN 51370

Brennstoff	Veraschung	SIT	EWT	HKT	FLT
Triticale (bio)	710 °C ¹⁾	650 °C	720 °C	752 °C	825 °C
Hackschnitzel 3	550 °C ²⁾	1.260 °C	1.340 °C	⁴⁾	> 1.500 °C
Weizenkleie	550 °C ³⁾	< 500 °C	< 500 °C	722 °C	746 °C
Weizenkleie	710 °C ³⁾	< 500 °C	< 500 °C	729 °C	805 °C
Miscanthus	550 °C	710 °C	825 °C	1.055 °C	1.365 °C
Weizen (konv. 1)	550 °C ³⁾	< 500 °C	< 500 °C	753 °C	766 °C
Weizen (konv. 1)	710 °C ³⁾	< 500 °C	< 500 °C	740 °C	876 °C
Gerste (bio)	550 °C	1.000 °C	1.230 °C	1.310 °C	1.392 °C
Mühlenabputz	550 °C	840 °C	1.250 °C	1.449 °C	> 1.500 °C

¹⁾ bei 550 °C Asche starkes Aufblähen und Zerbrechen des Körpers in 2 Teile

²⁾ Körper bleibt bis zum Schluss rechteckig

³⁾ Körper bläht beim Einsetzen in den Ofen (Kugelform)

⁴⁾ keine eindeutig ausgebildete Halbkugel

Anhand der in Tabelle 22 angegebenen und der in [18] zusammengestellten charakteristischen Temperaturen ist ein prinzipieller Nachteil der Halmgutbrennstoffe gegenüber Holzbrennstoffen

zu erkennen: Während die Ecktemperaturen der Hackschnitzel mit mehr als 1.200 °C deutlich oberhalb der bei der Biomasseverbrennung durchschnittlich zu erwartenden Ofenraumtemperatur von 900 °C liegen, unterschreiten alle charakteristischen Temperaturen (sogar die Fließtemperatur) von Weizen und Triticale die Betriebstemperatur von 900 °C. Einzig die Gerste weist Ecktemperaturen > 1.000 °C auf (vgl. Abbildung 46). Mit der Bildung von Anbackungen ist ab dem Temperaturbereich der Sinter- und Erweichungstemperatur der Asche zu rechnen. Bei einer Ofenraumtemperatur von 900 °C werden diese charakteristischen Temperaturen für die Asche aus der Weizen- und Triticaleverbrennung überschritten. Somit ist im Dauerbetrieb einer Biomasseverbrennungsanlage mit Weizen- oder Triticalekörnern als Brennstoff mit Anbackungen zu rechnen. Für die Asche aus der Gerstenkornverbrennung liegen der Sinterbeginn bei 1.000 °C und der Erweichungspunkt bei 1.230 °C. Anbackungen sind somit bei der Verbrennung der hier untersuchten Gerstenkörner als unwahrscheinlich anzunehmen. Es ist jedoch anzumerken, dass sich diese Aussage lediglich auf eine im Rahmen dieses Projekts durchgeführte Einzelmessung stützt. Referenzdaten für die Asche aus der Gerstenkornverbrennung liegen in [18] nicht vor.

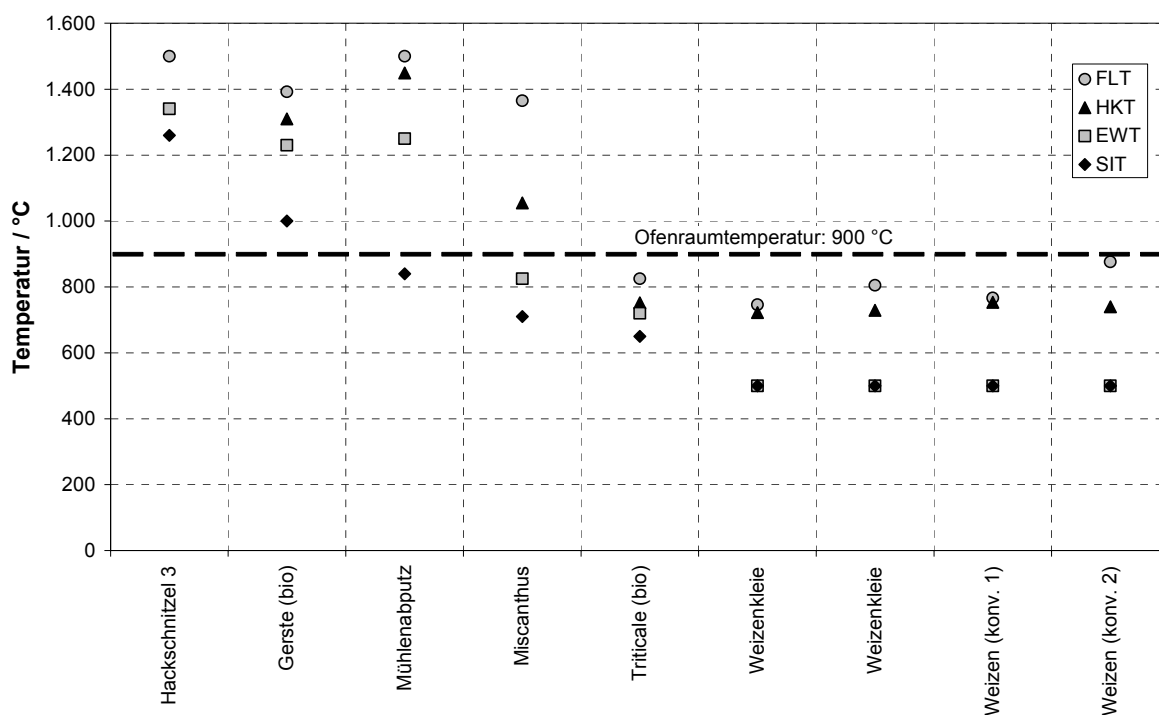


Abbildung 46: Ergebnisse der Schmelzbereichsanalyse der eingesetzten Brennstoffe im Vergleich mit der mittleren Ofenraumtemperatur von 900 °C

In [18] wurden die folgenden empirischen Regressionsgleichungen für den Zusammenhang zwischen dem Kalium-, Calcium- und Magnesiumgehalt des Brennstoffs und den Temperaturpunkten Sinterbeginn (SIT), Erweichungspunkt (EWT) und Fließpunkt (FLT) aufgestellt:

$$\text{SIT (}^\circ\text{C)} = 1159 - 58,7 \text{ K} + 237,9 \text{ Ca} - 743 \text{ Mg}$$

$$\text{EWT (}^\circ\text{C)} = 1172 - 53,9 \text{ K} + 252,7 \text{ Ca} - 788,4 \text{ Mg}$$

$$\text{FLT } (^\circ\text{C}) = 1369 - 43,4 \text{ K} + 192,7 \text{ Ca} - 698 \text{ Mg}$$

K, Ca und Mg sind in Prozent der Trockenmasse anzugeben. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Regressionsgleichungen beträgt 0,58 (SIT), 0,60 (EWT) und 0,38 (FLT), der Standardfehler ist mit 84,8 °C (SIT), 88,2 °C (EWT) und 111,0 °C (FLT) angegeben. Die angegebenen Gleichungen liefern aber nur für Temperaturen > 1000 °C hinreichend genaue Ergebnisse. Auf Basis der im vorliegenden Projekt durchgeführten Untersuchungen zur chemischen Zusammensetzung und zum Schmelzverhalten, ergänzt durch ausgewählte Ergebnisse aus [18], wurden deshalb für den Temperaturbereich unterhalb 1.000 °C analoge Gleichungen aufgestellt. K, Ca und Mg sind hier in mg/kg TS anzugeben:

$$\text{SIT } (^\circ\text{C}) = 736,28878 + 0,10831 \text{ Ca} - 0,01443 \text{ K} - 0,01531 \text{ Mg}$$

$$\text{EWT } (^\circ\text{C}) = 862,01783 + 0,11281 \text{ Ca} - 0,01982 \text{ K} - 0,04476 \text{ Mg}$$

$$\text{HKT } (^\circ\text{C}) = 979,28219 + 0,13519 \text{ Ca} - 0,01983 \text{ K} - 0,02926 \text{ Mg}$$

$$\text{FLT } (^\circ\text{C}) = 1082 + 0,15524 \text{ Ca} - 0,02858 \text{ K} - 0,04746 \text{ Mg}$$

Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Regressionsgleichungen beträgt 0,5777 (SIT), 0,5491 (EWT), 0,7107 (HKT) und 0,6971 (FLT). Der Standardfehler beträgt 132,77 °C (SIT), 181,45 °C (EWT) 171,39 (HKT) und 173,86 °C (FLT).

Die in [18] angegebenen und die neu ermittelten Regressionsgleichungen führen zu dem übereinstimmenden Schluss, dass der Kalium- und Magnesiumgehalt der Brennstoffe die charakteristischen Temperaturpunkte absenkt, der Calciumgehalt dagegen anhebt.

Die Betrachtungen der Zusammensetzungen der Rostasche legen vergleichbare Effekte nahe, für eine Regressionsanalyse, die anhand der Brennstoffzusammensetzung erfolgt, liegen aber zu wenige Datensätze vor. Die Beurteilung der Schlackebildungsneigung anhand der Aschezusammensetzung erfolgt deshalb mittels des bei der Ofenraumtemperatur von 900 °C schmelzflüssig vorliegenden Ascheanteils. Nach [4] kann davon ausgegangen werden, dass es ab einem schmelzflüssigen Ascheanteil von 35 Gew.-% zu Sinterprozessen und Anbackungen kommen kann. Der bei einer bestimmten Temperatur schmelzflüssig vorliegende Ascheanteil ist keine analytisch unmittelbar zugängliche Größe. Er wird daher mit der thermochemischen Modellierungssoftware FactSage (Version 5.5) ermittelt. Die Modellierungen liefern den schmelzflüssigen Anteil der analysierten Verbrennungsrückstände als Funktion der Temperatur und der chemischen Zusammensetzung. Dabei wird allein auf Basis der ermittelten Elementzusammensetzungen im System die Gibbs-Energie (freie Reaktionsenthalpie) für das Gesamtsystem minimiert, um den Gleichgewichtszustand einer Reaktion bei vorgegebenen Randbedingungen (Temperatur, Druck) zu erfassen.

Für die Ascheproben mit den in der Tabelle 23 angegebenen Zusammensetzungen sowie für die mittleren Zusammensetzungen der Gerste-, Triticale- und Weizenasche werden bei Ofentemperatur (900 °C) die ebenfalls in der Tabelle 23 angegebenen schmelzflüssigen Ascheanteile (X) errechnet (Die Daten in der Tabelle 23 sind nach aufsteigendem schmelzflüssigen Anteil sortiert). Anhand einer Regressionsanalyse, analog dem Zusammenhang zwischen der Brennstoffzusammensetzung und den charakteristischen Temperaturpunkten nach DIN 51370, kann der Zusam-

menhang zwischen der Aschezusammensetzung (in Gew.-%) und dem bei 900 °C schmelzflüssig vorliegenden Ascheanteil durch die folgende Gleichung beschrieben werden (Korrelationskoeffizient $R^2 = 0,57$, Standardabweichung = 11,88 %):

$$X (\%) = 32,043 - 1,37311 \text{ Ca} + 2,75118 \text{ K} - 1,77226 \text{ Mg} + 0,84099 \text{ Si} + 3,06453 \text{ S}$$

Tabelle 23: Chemische Zusammensetzung und bei Ofentemperatur (900 °C) schmelzflüssig vorliegende Ascheanteile der untersuchten Rostaschen aus der Verbrennung von Getreidekörnern. (X = schmelzflüssiger Anteil)

Brennstoffasche	Ca / %	K / %	Mg / %	Si / %	S / %	X / %
Gerste (konv1), gereinigt	3,00	7,58	4,16	5,74	0,18	16,88
Gerste (konv2)	0,92	5,64	2,30	5,48	0,04	19,30
Weizen (konv1)	26,20	6,56	0,56	1,00	0,51	23,57
Weizen (konv1) + 2 % Kalk	13,60	5,64	1,07	1,10	0,42	24,80
Triticale (bio)	19,20	8,88	2,18	0,24	0,25	28,43
Weizen (konv1)	2,88	3,56	2,60	4,06	0,17	37,75
Triticale (bio)	15,50	9,30	1,44	0,72	1,33	38,75
Weizen (konv2)	2,16	7,14	3,30	4,66	0,07	41,20
Weizen (konv1) + 0,3 % Kalk	4,20	7,16	1,95	26,86	0,14	45,45
Gerste (bio)	1,58	7,34	1,39	5,86	0,06	45,57
Triticale (bio) + 0,3 % Kalk	6,96	14,20	5,46	1,56	0,13	52,75
Weizen (konv1)	2,60	7,58	3,24	0,26	0,05	52,95
Gerste (konv1), Teillast	2,32	7,24	3,26	5,88	0,14	53,81
Weizen (konv1), Teillast	3,42	11,90	5,26	0,47	0,07	54,64
Gerste (bio) + 0,3 % Kalk	4,36	7,12	1,16	5,76	0,09	57,41
Weizen (konv1)	1,41	10,32	4,42	0,20	0,04	59,23
Gerste (konv1)	2,70	6,52	3,78	15,18	0,15	60,30
Weizen (konv1)	1,30	10,40	4,30	0,30	0,04	60,69
Weizen (konv1)	2,10	10,40	4,48	1,84	0,05	61,50
<i>Gerste, Mittelwert</i>	12,76	5,83	2,62	0,68	12,77	65,62
<i>Triticale, Mittelwert</i>	5,07	7,36	1,51	0,44	12,87	82,47
<i>Weizen, Mittelwert</i>	9,36	3,23	1,92	0,80	23,21	96,47

Es ist zu erkennen, dass nur bei wenigen Zusammensetzungen bei der Ofenraumtemperatur von 900 °C ein schmelzflüssiger Anteil von weniger als 35 % vorliegt. Unter Annahme einer jeweils mittleren Aschezusammensetzung aus der Gerste-, Triticale- und Weizenverbrennung ergibt sich für alle drei Getreidearten ein schmelzflüssiger Ascheanteil von deutlich höher als 35 %. Somit ist bei der Verbrennung aller drei untersuchten Getreidearten mit einem gewissen Verschlackungspotential der Rostasche zu rechnen.

Zusammenfassung

Sinkende Getreidepreise und steigende Anforderungen an die Getreidequalität bei der Nahrungs- und Futtermittelverwertung zwingen zur Suche nach Alternativen für die Verwendung von Körnern, insbesondere wenn es sich um schwer vermarktbar Partien oder Aufbereitungsrückstände handelt. In der Praxis wird daher eine dezentrale Nutzung von Getreide für Heizzwecke besonders gewünscht, zumal dieses Material ähnliche Förder- und Lagereigenschaften besitzt wie die deutlich teureren Holzpellets. Allerdings ist dieser Weg mit vielen technischen und umweltrelevanten Problemen verbunden, deren Bewertung aufgrund zu geringer Messerfahrungen und der bislang nicht ausreichenden Datenbasis schwierig ist.

Das Ziel des vorliegenden Projektes bestand daher darin, eine Datenbasis zu schaffen, die eine möglichst umfassende Bewertung der Möglichkeiten für eine umweltfreundliche und klimaverträgliche Wärmebereitstellung aus Getreidekorn und verwandten Brennstoffen ermöglicht. Dabei waren technische und ökologische Kenngrößen zu untersuchen, wobei hinsichtlich des bereits bekannten Hauptproblemfeldes, der Staubemission, auch gezielt Abhilfemaßnahmen erprobt werden sollten.

Gemäß der hierfür erarbeiteten Herstellerliste kommen für die Getreideverbrennung in Kleinfeuerungen in Deutschland insgesamt ca. 14 Anbieter in Frage. Aus dieser Liste wurden zwei Feuerungen, die Heizomat RHK-AK 50 (mit 45 kW Leistung) und Guntamatic Powercorn 30 (mit 30 bzw. 25 kW Leistung für Holzpellets bzw. Getreide) für die Verbrennungsversuche am Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing ausgewählt. Bei den Sekundärmaßnahmen für die Abgasbehandlung war die Auswahl geringer. Gemäß einer im Rahmen des Projektes durchgeführten Recherche zur Entstaubungstechnik kommen hierfür zwar prinzipiell eine Vielzahl von Anbietern und Verfahren in Frage, jedoch ist das Angebot insbesondere für Kleinfeuerungen sehr begrenzt. Für die Versuche wurden ein Sekundärwärmetauscher aus Graphitkeramik (Hersteller: Fa. SGL Carbon) sowie ein Metallgewebefilter (Hersteller Fa. Oskar Winkel) verwendet.

Es wurde eine Vielzahl von Getreide- und Halmgutbrennstoffen in den Versuchen eingesetzt. Hierzu zählen Gersten-, Weizen- und Triticalekörner, Roggenstroh- und Weizenstrohpellets, Weizenkleie, Mühlenabputz, gehäckseltes Miscanthus sowie Mischungen aus Hackschnitzeln und Weizenkörnern. Beim Getreide wurde zum Teil differenziert nach biologisch und konventionell erzeugten Körnern (Gerste), außerdem wurde die Zumischung von Kalk und die Reinigung der Körner als Brennstoffaufbereitungsvariante erprobt. Zum Vergleich wurden in den beiden Feuerungen auch Versuche mit dem jeweils üblichen Referenzbrennstoff Holzhackschnitzel bzw. Holzpellets durchgeführt.

Brennstoffvergleich. Für das Kohlenstoffmonoxid lässt sich kein Einfluss der Brennstoffart ableiten, da die CO-Emissionen trotz bestehender Schwankungen bei beiden Feuerungen insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau von meist unter 100 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) liegen. Selbst mit der feinkörnigen Weizenkleie wurden lediglich CO-Messwerte von nur ca. 200 mg/Nm³ erzielt, während als Höchstwert eine Emission von ca. 400 mg/Nm³ mit Weizenstrohpellets gemessen wurde. Die gemessenen CO-Emissionen liegen somit deutlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert der 1. BImSchV.

Ähnliches gilt für den Gehalt an unverbrannten Kohlenwasserstoffen (angegeben als Gesamt-C). Hier wurde einheitlich in beiden Feuerungen der höchste Wert mit Gerstenkörnern gemessen (ca. 65 mg/Nm^3), wobei es sich aber auch um eine kurzzeitige Messwertspitze gehandelt haben kann. Dass derartige Messwertmaxima gelegentlich vorkommen können, zeigt eine Langzeitbeobachtung des Emissionsverlaufs, die mit Weizenkörnern an beiden Feuerungen während eines 5-tägigen durchgehenden Dauerbetriebs durchgeführt wurde.

Erst bei den Stickstoffoxidemissionen zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Brennstoffart. Während mit Hackschnitzeln und Miscanthus NO_x -Emissionswerte von weniger als 200 mg/Nm^3 erreicht wurden, führte der Einsatz von Getreidebrennstoffen (Gerste, Weizen, Kleie, Abputz) zu einem NO_x -Ausstoß in der Größenordnung von 400 bis 600 mg/Nm^3 (bei 13 % O_2). Von größter Bedeutung ist hierbei der Stickstoffgehalt im Brennstoff. Dieser lag hier zwischen 0,1 % (Holzhackschnitzel/Holzpellets) und 3,1 % (Weizenkleie). Der etwas niedrigere Stickstoffgehalt der biologisch erzeugten Gerste (verglichen mit konventioneller Erzeugung) wirkte sich hier jedoch nicht sichtbar positiv auf den NO_x -Ausstoß aus. Generell aber besteht für beide Feuerungen ein klarer Zusammenhang zwischen dem Brennstoffstickstoffgehalt und dem NO_x -Ausstoß, er wird hier durch entsprechende Regressionsanalysen eindeutig nachgewiesen.

Auch bei den Staubemissionen zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Brennstoffarten. Insbesondere der Unterschied zwischen den Holzbrennstoffen und den Nicht-Holzbrennstoffen wird hier sichtbar. Der Einsatz von getreidebürtigen Brennstoffen erhöht den Staubausstoß um ein Vielfaches, verglichen mit den Holz-(Referenz-)brennstoffen. Als höchste Staubemission wurde hier mit Gerstenkörnern ein Wert von 400 mg/Nm^3 (bei 13 % O_2) gemessen, generell jedoch liegt das Emissionsniveau bei Getreidekörnern (ohne weitere Vorbehandlung) wesentlich niedriger (zwischen ca. 100 und 200 mg/Nm^3). In seltenen Fällen waren auch Werte unter 100 mg/Nm^3 möglich. Die Abhängigkeit der Staubemission von der jeweils eingesetzten Brennstoffart ist durch die unterschiedlichen Gehalte an aerosolbildenden Elementen im Brennstoff (K, Cl, Na, S, Pb, Zn) zu erklären. Der Zusammenhang zwischen der Summe dieser "staubkritischen" Elemente und der Gesamtstaubemission wird hier durch eine entsprechende Regressionsanalyse deutlich nachgewiesen. Bei funktionsfähiger automatischer Wärmetauscherreinigung und Entaschung kann bei beiden Feuerungen außerdem davon ausgegangen, dass die gemessenen Staubemissionen im längeren Praxiseinsatz nicht ansteigen. Das zeigen die hier im 5-tägigen Dauerbetrieb durchgeführten Messungen, in denen tendenziell sogar leichte Verbesserungen eingetreten waren.

Auch zwischen dem Chlor- und Schwefelgehalt im Brennstoff und dem jeweiligen Schadstoffausstoß bei der Verbrennung (HCl bzw. SO_2) besteht eine klare Abhängigkeit, die hier durch eine entsprechende Regressionsanalyse nachgewiesen wird. Der Maximalwert der HCl-Emission (ca. 106 mg/Nm^3 , bei 13 % O_2) wurde hier mit Roggenstroh erreicht, zumal dieser Brennstoff mit 0,27 % i. d. TM auch die höchste Chlorkonzentration enthielt. Bei den Schwefeldioxidemissionen waren die Extremwerte zum Teil etwas anders verteilt. Hier wurden mit Weizenkörnern und Weizenkleie mit ca. 350 mg/Nm^3 die höchsten Emissionswerte gemessen, zumal sich in diesen Brennstoffen auch der höchste Schwefelgehalt befand (0,18 bzw. 0,21 %).

Wirkung der Brennstoffaufbereitung und -mischung. Eine Kalkzugabe zum Brennstoff, die in der Praxis häufig zur Minderung von Schlackeproblemen eingesetzt wird, zeigte keine Wirkung auf die gasförmigen Abgasparameter (CO, Ges.-C, NO_x, HCl, SO₂). Lediglich beim Staubausstoß konnte ein positiver Effekt festgestellt werden, hier lag die Emissionsminderung zum Teil bei mehr als 15 %. Auch die Reinigung (Entstaubung) des Brennstoffs zeigte eine positive Wirkung beim Staubausstoß.

Mischungen mit Holzhackschnitzeln zeigten – wie erwartet – eine positive Wirkung bei den Staub- und NO_x-Emissionen. Die Verbesserungen traten weitgehend proportional zum Mischungsverhältnis ein, da die nachteiligen Brennstoffeigenschaften des Getreides (vor allem Stickstoffgehalt und der Gehalt an aerosolbildenden Elementen) durch die Verwendung des höherwertigen Brennstoffs (Holzhackschnitzel) "verdünnt" wurden.

Einfluss der Heizlast. Mit steigender Heizlast ergab sich bei beiden Feuerungen ein Anstieg der Staubemissionen, während sich bei den gasförmigen Abgasparametern (CO, Ges.-C, NO_x) keine Wirkung einstellte. Die für Holzbrennstoffe angegebene Nennwärmeleistung lässt sich mit Getreidebrennstoffen jedoch nicht dauerhaft und emissionsarm erzielen. Für die Anlagenauslegung ist daher generell von einer um ca. 20 % niedrigeren Maximalleistung auszugehen.

Aschequalität. Die Zusammensetzung der Asche wird einerseits von den Elementgehalten der Brennstoffe und andererseits von der Qualität des Ausbrandes, d. h. vom Anteil Unverbranntem in der Asche bestimmt. Hinzu kommt der Einfluss des Anfallortes. Mit den jeweiligen Referenzbrennstoffen (Hackschnitzel bzw. Holzpellets) werden hohe Ascheausbrandwerte (d. h. ein Glührückstand) von über 90 % erzielt, dies ist jedoch beim Einsatz von Getreidebrennstoffen mit ca. 30 bis 80 % Ausbrand weniger der Fall. Vorteile zeigten sich jedoch bei pelletierten Brennstoffen (Strohpellets).

Stickstoff findet sich in der Asche nur dann in nennenswertem Umfang, wenn deren Ausbrand unvollständig ist. Auch Chlor und Schwefel sind in der Rostasche kaum vorhanden. Statt dessen überwiegen die Elemente Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium und Silizium. Insgesamt sind die Kaliumgehalte im Kesselstaub (aus dem Wärmetauscher) höher als in den zugehörigen Rostaschen. Die Chlor- und Schwefelgehalte der Wärmetauscherasche liegen um ein Vielfaches höher als in der Rostasche. Dies gilt noch mehr für die Filterstäube, die im Chlorgehalt beim 20 bis 40-fachen und im Schwefelgehalt beim 60 bis 200-fachen der Rostaschen liegen.

Bewertung des Sekundärwärmetauschers. Durch den Einbau des graphitkeramischen Zusatzwärmetauschers wird ein Teil der latenten Wärme im Abgas sowie ein zusätzlicher Anteil der sensiblen Wärme im Abgas genutzt. In der Regel führte die Maßnahme zu einem Anstieg des Systemwirkungsgrades in Höhe von ca. 8 bis 18 Prozentpunkten und zu einer Leistungssteigerung des Gesamtsystems von ca. 3 bis 9 kW, wobei die durchschnittliche Leistung des Hackschnitzelkessels jeweils bei 38 bis 45 kW lag. Die übliche Brennstoffausnutzung eines konventionellen Biomassekessels, d. h. ein Wirkungsgrad von ca. 85 bis 90 %, kann somit durch den Zusatzwärmetauscher auf über 100 % erhöht werden, sofern eine Nutzung der anfallenden Niedertemperaturwärme möglich ist. Dieser Effekt ist vor allem vom Wassergehalt im Brennstoff und von der Temperatur des Heizungsrücklaufs abhängig. Der geringe Wassergehalt von Getreidebrennstoffen schränkt die Möglichkeiten der Brennwertnutzung bei diesen Brennstoffen grundsätzlich ein.

Durchgehend für alle Versuche wurde eine Verminderung der Staubemissionen durch den Einsatz des Kondensationswärmetauschers festgestellt. Dieser Effekt betrug bei Holzhackschnitzeln zwischen 23 und 39 %. Bei den hohen Staubfrachten der getreidebürtigen Brennstoffe lag der Staubabscheidegrad des Sekundärwärmetauschers niedriger. Versuche mit verschiedenen Einbauvarianten zeigen, dass die Betriebsweise mit der Abgasführung von unten nach oben (Gegenstrom) günstiger ist als der Betrieb im Gleichstrom (Abgas und Kondensat von oben nach unten). Der Einbau eines Demisters zur Verbesserung der Tropfenabscheidung erwies sich im längeren Betrieb dagegen als wirkungslos. Bei den gasförmigen Abgaskomponenten zeigte sich keine positive Wirkung durch die Kondensation.

Die Kondensatqualität ist vor allem abhängig von der verwendeten Brennstoffart. Bei Weizen wurde beispielsweise eine höhere Schwermetallkonzentrationen im Kondensat festgestellt, als bei Holzbrennstoffen. Auch der pH-Wert ist mit 1,4 bis 1,8 bei Getreidebrennstoffen besonders niedrig. Dies kann durch den höheren Chlorgehalt in diesen Brennstoffen erklärt werden.

Bewertung des Metallgewebefilters. Der mit der Guntamatic-Feuerung untersuchte Metallgewebefilter zeigt ein gutes Abscheideverhalten. Unabhängig von den zum Teil stark unterschiedlichen Rohgasbelastungen wurden nach dem Filter relativ einheitliche Staubemissionen von nur noch 3 bis 4 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) gemessen, womit sich auch bei Getreidebrennstoffen eine Staubabscheiderate von 95 bis 99 % errechnet. Aussagen über die Langzeit-Funktionstüchtigkeit des Filters können mit Stäuben aus der Getreideverbrennung hier jedoch nicht getroffen werden. Nachteilig ist der hohe Anschaffungspreis für den Filter zu dem auch noch die durch den hohen Druckverlust erforderlichen Gebläsemehrkosten hinzukommen. Außerdem ist eine Druckluftezugung für die Abreinigung erforderlich. Bei größeren Anlagenleistungen sind derartige für die Systemintegration wichtige Voraussetzungen gelegentlich bereits erfüllt, der genannte Metallgewebefilter findet bei Anlagenleistungen von mehr als 100 kW bereits vereinzelt Anwendung in der Praxis und wird auch von einem österreichischen Feuerungsanlagenhersteller (Fa. KÖB) als Zusatzausstattung vertrieben.

Bewertung des Elektrofilters. Der in der Praxis gemessene Eigenbau eines kleinen Elektrofilters (Pentenrieder, Starnberg), der bereits im mehrmonatigen Einsatz an einer 25 kW Getreidefeuerung (Baxi MH 25) betrieben wurde, zeigt, dass auch bei den tendenziell höheren Staubfrachten im Abgas von Getreidefeuerungen eine etwa 50-prozentige Staub-Reduzierung erreicht wird. Da der Filter mit einer kontinuierlichen Abreinigung und mit einer Entnahmeeinrichtung für den abgeschiedenen Staub ausgestattet ist, wird diese Abscheideleistung auch im Dauerbetrieb einschließlich der kurzzeitigen Abreinigungszyklen erzielt, so dass die Staubemissionsanforderungen, die bei einer Ausnahmegenehmigung für die Nutzung von Getreidebrennstoffen in Bayern für diese Anlagen einzuhalten sind, erfüllt werden. Bei höheren Anforderungen an die Staubemission sind weitere Verbesserungen an dieser Technologie denkbar.

Quellenverzeichnis

- [1] BUNDESMINISTER FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2000): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Reinigung von Abluft und wässrigen Kondensaten (AEV Abluftreinigung). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Teil II, Jg. 2000, Nr. 218, S. 1819-1824
- [2] DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V. (2003): Kondensate aus Brennwärtekesseln. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 251. Hennef: DWA, 20 Seiten, ISBN 978-3-924063-74-0
- [3] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2000): Einleiten von Kondensaten von Feuerungsanlagen in Entwässerungsanlagen. Merkblatt Nr. 4.5/3, Stand: 30.08. 2000, 6 Seiten
- [4] Bimüller, A.; Heindl, A. (2005): Elutions- und Schmelzverhalten von Rostaschen aus Hausmüllverbrennungsanlagen und Modellierung der Rückführung von Feinfraktion und Flugstaub. Projektbericht im Auftrag der Fa. MARTIN GmbH für Umwelt- und Energietechnik, S. 9
- [5] BRUNNER, T. (2006): Aerosols and coarse fly ashes in fixed-bed biomass combustion. Formation, characterisation and emissions. Dissertation University of Technology (Faculty of Mechanical Engineering), Eindhoven. Series Thermal Biomass Utilization, Nr. 7. Graz: BIOS Bioenergiesysteme, 158 Seiten, ISBN 978-3-9501980-4-1
- [6] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2001): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV. Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1950
- [7] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft. Gemeinsames Ministerialblatt vom 30. Juli, Heft 25-29, S. 511-605
- [8] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1998): DIN 51730: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Asche-Schmelzverhaltens. Berlin: Beuth Verlag
- [9] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1999): DIN EN 303-5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistungen bis 300 kW; Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung. Berlin: Beuth Verlag
- [10] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2002): DIN 51718: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Wassergehaltes und der Analysenfeuchtigkeit. Berlin: Beuth Verlag
- [11] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2004): DIN EN 304: Heizkessel - Prüfregelein für Heizkessel mit Ölzerstäubungsbrennern. Berlin: Beuth Verlag
- [12] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2004): prCEN TS14774 (Part 1): Solid Biofuels - Methods for the determination of moisture content – Oven dry method – Part 1: Total moisture – Reference method. 2004-08. Berlin: Beuth Verlag (auch in deutscher Sprache)
- [13] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (2005): prCEN TS15103: Feste Biobrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung der Schüttdichte. 2005-08. Berlin: Beuth Verlag

- [14] Eder, G.; Luisser, M.; Wörgetter, M. et al. (2006): Energiekornmonitoring – Erforschung der technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten für die thermische Nutzung von Energiekorn und Strohpellets in Kleinf Feuerungsanlagen im Praxisbetrieb. In: ENDBERICHT DES AUSTRIAN BIOENERGY CENTRE (Hrsg.). Wieselburg: Austrian Bionergy Centre, 114 Seiten
- [15] FRITZ, W.; KERN, H. (1990): Reinigung von Abgasen. 2. Auflage, Würzburg: Vogel, 1990, 241 Seiten, ISBN 3-8023-0244-3
- [16] HARTMANN, H.; SCHMID, V.; LINK, H.; PUTTKAMER, T. VON; UNTERBERGER, S.; HERING, T.; PILZ, M.; THRÄN, D.; HÄRTLEIN, M.: Verbrennung. In: HÄRTLEIN, M.; ELTROP, L.; THRÄN, D. (Hrsg.): Voraussetzungen zur Standardisierung biogener Festbrennstoffe, Teil 1: Brennstoffeigenschaften, Auswirkungen und Einflussmöglichkeiten. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe, Nr. 23. Münster: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, Landwirtschaftsverlag, S. 196-285
- [17] HARTMANN, H. (2004): Verbrennung von Getreidekorn – Technik und Wirtschaftlichkeit. In: KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (Hrsg.): KTBL-Vortragstagung 30. bis 31. März 2004 in Osnabrück. KTBL-Schrift, Nr. 420. 2., überarb. Auflage, Darmstadt: KTBL, S. 193-205
- [18] HARTMANN, H.; BÖHM, T., MAIER, L. (2000): Naturbelassene biogene Festbrennstoffe – Umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.). Reihe "Materialien", Nr. 154, München: BstfLU, 155 Seiten (Download: www.tfz.bayern.de)
- [19] HARTMANN, H.; HÖLDRICH, A. (2007): Wirkungsgrad, Emissionen, Aschequalität. In: HARTMANN, H. (Hrsg.): Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. Sonderpublikation des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR). 2., überarb. Auflage. Gülzow: FNR, S. 118-130.
- [20] HARTMANN, H.; ROSSMANN, P. (2007): Feuerungen und Anlagentechnik. In: HARTMANN, H. (Hrsg.): Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. Sonderpublikation des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR). 2., überarb. Auflage. Gülzow: FNR, S. 73-117
- [21] HARTMANN, H.; ROßMANN, P.; LINK, H.; MARKS, A. (2004): Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelfeuerungen mit Sekundärwärmetauscher. Berichte aus dem TFZ, Nr. 2. Straubing: Technologie- und Förderzentrum, 49 Seiten (Download: www.tfz.bayern.de)
- [22] HARTMANN, H.; ROßMANN, P.; TUROWSKI, P.; LINK, H., MARKS, A. (2006): Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden. Berichte aus dem TFZ, Nr. 10. Straubing: Technologie- und Förderzentrum, 84 Seiten (Download: www.tfz.bayern.de)
- [23] HARTMANN, H.; SCHMID, V.; LINK, H.; ROßMANN, P.; DECKER, T.; ESTER, S.; WAZULA, H.; SCHMOECKEL, G. (2005): Vereinfachte Überwachung der Staubemissionen bei Holz-Kleinf Feuerungsanlagen (Delta-p-Methode). Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Hrsg.). Reihe "Materialien", Nr. 183. München: BStUGV, 90 Seiten (Download: www.tfz.bayern.de)

- [24] KARL J., OTTMANN M., FISCHER TH. (2003): Agglomerations- und Korrosionsverhalten von Wirbelschichtfeuerungen beim Betrieb mit biogenen Brennstoffen. Abschlussbericht zum Vorhaben 12694 N, gefördert aus Mitteln des BMWi über die Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen „Otto von Guericke“ e.V. (AiF). München: Technische Universität, Lehrstuhl Thermische Kraftanlagen
- [25] KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DER LUFT (KRdL) IM VDI UND DIN-NORMENAUSSCHUSS (1975): VDI 2066, Blatt 1: Messen von Partikeln; Staubmessungen in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung; Übersicht
- [26] KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DER LUFT (KRdL) IM VDI UND DIN-NORMENAUSSCHUSS (1993): VDI 2066, Blatt 2: Messen von Partikeln; Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung; Filterkopfgeräte (4 m³/h und 12 m³/h)
- [27] KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DER LUFT (KRdL) IM VDI UND DIN-NORMENAUSSCHUSS (1993): VDI 2066, Blatt 7: Messen von Partikeln; Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen; Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung; Planfilterkopfgeräte
- [28] KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V. (KTBL) (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. 13. Auflage. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, 1095 Seiten
- [29] LAUNHARDT, T.; HARTMANN, H.; LINK, H.; SCHMID, V. (2000): Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinfeuerungsanlage – Emissionen und Aschequalität. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.). Reihe "Materialien", Nr. 156. München: BStLU, 133 Seiten
- [30] MERKL, R. (2006): Produktvorstellung Hydrobox, Fa. Schröder, 10. Arbeitskreissitzung „Holzfeuerung“, 17.05.2006. Straubing: Technologie- und Förderzentrum
- [31] OSER, M.; NUSSBAUMER, T. (2004): Low-Particle-Pelletfeuerung im Leistungsbereich von 100 bis 500 kW. Bern: Bundesamt für Energie (BFE), 23 Seiten
- [32] STEENARI, B.; LINDQVIST, O. (1998): High-Temperature Reactions of Straw Ash and the Anti-Sintering Additives Kaolin and Dolomite. *Biomass and Bioenergy*, Jg. 14, Nr. 1, S. 67-76
- [33] BAYERISCHEN STAATSMINISTERIUMS FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2005): 1. Bundes-Immissionsschutzverordnung; Einsatz von Getreide in Kleinfeuerungsanlagen. Erlass des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz vom 22.04.2005. München: StMUGV
- [34] KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002): Verordnung (EG) Nr. 472/2002 der Kommission vom 12. März 2002 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 16.03.2002, L 75, S. 18-20
- [35] KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2001): Verordnung (EG) Nr. 587/2001 der Kommission vom 26. März 2001 zur Änderung der Verordnung EG Nr. 2461/1999 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung Nr. 1251/1999 des Rates in Bezug auf die Nutzung stillgelegter Flächen für die Erzeugung von Ausgangserzeugnissen, die in der Gemeinschaft zur Herstellung von nicht unmittelbar zu Lebens- oder Futtermittelzwecken bestimmten Erzeugnissen dienen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 27.03. 2001, L 86, S. 15-18

- [36] BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2003): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (DüMV – Düngemittelverordnung), vom 26. November 2003. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 57, S. 2373-2437

Berichte im Rahmen dieser Schriftenreihe

Berichte aus dem TFZ:

1	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich Projektphase 1: Erhebung der Ölqualität und Umfrage in der Praxis
2	Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelheizungen mit Sekundärwärmetauscher
3	Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland
4	Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung
5	Qualität von kaltgepresstem Rapsöl als Speiseöl und Festlegung eines Qualitätsstandards
6	Entwicklung einer Prüfmethode zur Bestimmung der Cetanzahl von Rapsölkraftstoff
7	Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Rapsöl als Kraftstoff und dem Motorenöl in pflanzenöлтаuglichen Motoren
8	Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
9	Maize as Energy Crop for Combustion - Agricultural Optimisation of Fuel Supply
10	Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden
11	Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren
12	Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich Technologische Untersuchungen und Erarbeitung von Qualitätssicherungsmaßnahmen
13	Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen - Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte -

