

Untersuchung eines Elektroabscheiderkonzepts zur Reduktion von Staubemissionen

F. Schittl, G. Jauschnik

Forschung Burgenland GmbH, Pinkafeld, Österreich

M. Pöttler

Herz Energietechnik GmbH, Pinkafeld, Österreich

J. Krail

FH Burgenland GmbH, Pinkafeld, Österreich

ABSTRACT: Particulate emissions are formed during the combustion of biogenic fuels depending on the type of furnace, the operating conditions in terms of the combustion quality and the different fuel properties. The release of especially small particles often leads to health problems such as the development or worsening of lung diseases. Downstream electrostatic precipitators (ESP) represent a state of the art separation technology in medium and large biomass plants. However, these precipitators are often difficult to implement in smaller furnaces due to economic aspects and space constraints. This study deals with the integration and experimental investigation of an ESP system into the boiler body of a small scaled biomass furnace (< 100 kW). In Addition to the full load behaviour of the firing system, further test arrangements with different part load conditions of the boiler are being considered in order to analyse the particle precipitation under realistic plant operation with regard to flue gas properties and flow conditions. Furthermore, different fuels are considered. Both, discontinuous as well as time-resolved aerosol measuring methods are used to determine particulate matter emissions. The results of the discontinuous dust measurements show that with the integrated ESP, at least 50 % of the particles in the fine dust range are separated, both at full and partial load operation of the boiler, irrespective of the fuel used. Furthermore, it is shown that partial load conditions favour the separation efficiency due to low velocities and low temperatures of the gas flow over the discharge electrode, which is situated in the reversing chamber. Accordingly, the separation efficiency in part load is between 65 and 85 %, depending on fuel used. In order to enable a more precise observation of the separation behaviour with regard to particle size, additional continuous ELPI (electrical low pressure impactor) measurements are carried out for a selected fuel (wood chips). These measurements show that for small particle collectives ($d_p < 1 \mu\text{m}$) separation efficiencies of over 55 % (full load) and over 80 % (part load) are achieved.

1. EINLEITUNG

Die thermische Verwertung sowie die Verstromung von biogenen Brennstoffen wird, je nach Bereitstellungskette, den erneuerbaren Energiequellen hinzugezählt und trägt somit maßgeblich zur Verringerung der CO₂-Emissionen bzw. der Energiewende bei. Im Jahr 2017 nimmt beispielsweise die Verwertung fester Biomasse mit rund 42 % einen erheblichen Prozentsatz an der erneuerbaren Energiebereitstellung der EU ein (Eurostat 2019). Diese thermochemische Umwandlung des biogenen Brennstoffs führt jedoch auch zu einer erhöhten Emission an staubförmigen Abgasbestandteilen, welche wiederum gesundheitliche Beschwerden wie z. B. Atemwegserkrankungen hervorrufen (vgl. Donaldson et al. 2002). Die Entstehung sowie die Eigenschaften dieser feinen Aerosole hängen von einer Vielzahl an Faktoren wie z. B. dem Feuerungstyp, dem Betriebsverhalten oder von dem verwendeten Brennstoff ab (Obaidullah et al. 2018).

Eine vielversprechende Möglichkeit der Abscheidung dieser umwelt- bzw. gesundheitsgefährdenden Feinstaubpartikel sind elektrostatische Abscheider, wobei diese aufgrund der Bauformen fast ausschließlich

als nachgeschaltete Teilanlage installiert werden. Eine ausführliche Diskussion hinsichtlich unterschiedlicher Einbindungsmöglichkeiten von elektrostatischen Abgasreinigungsanlagen (ESP) sind in den Arbeiten von Jaworek et al. (2007) und Obernberger & Mandl (2011) enthalten. Bologna et al. (2016) untersuchen die Wirkung solcher Partikelabscheider am Beispiel einer Biomasseverbrennungsanlage mit einer Nennleistung bis ca. 200 kW. Die nach dem Kessel installierte Elektrode, welche mit einer Hochspannung von ca. 30 kV versorgt wird, erreicht einen durchschnittlichen Gesamtabscheidegrad von etwa 80 %. Blank et al. (2015) führen sowohl experimentelle als auch numerische Untersuchungen hinsichtlich der Wirkung von Elektroabscheidern anhand einer 26 kW-Pelletfeuerungsanlage durch. Die sägezahn-förmige Sprühelektrode wird dabei nach dem Aschebehälter zentral im Abgasrohr positioniert und mit einer Hochspannung von etwa 15 kV versorgt. Die mit Hilfe von Niederdruck-Berner-Impaktoren bestimmten Abscheidegrade für die PM₁-Partielfraktion bewegen sich zwischen 86,5 % (Volllast) und 91,5 % (Teillast). Die Simulationen stimmen gut mit den experimentellen Daten überein.

Bei Feuerungsanlagen im kleinen Leistungsbereich werden die eben erläuterten ESP-Konfigurationen, bei denen es sich im Wesentlichen um Add-On-Lösungen handelt, jedoch selten umgesetzt. Grund dafür sind einerseits hohe Investitionskosten sowie Platzbeschränkungen. Berhardt et al. (2017) untersuchen z. B. die Abscheideeffizienz eines integrierten Abscheiders am Beispiel eines 50 kW-Hackgutkessels. Dabei wird die Sprühelektrode, welche mit einer Spannung von etwa 30 kV versorgt wird, direkt in den Kesselkörper eingehängt. Aus den gravimetrischen Impaktormessungen geht hervor, dass je nach Brennstoff Gesamtabscheidegrade von etwa 89 % (Hackgut W40) bzw. 72 % (Holzbriketts) erreicht werden. Ein ähnlicher Ansatz zur Abscheiderimplementierung wird in der Arbeit von Kelz et al. (2019) vorgeschlagen. Die Sprühelektrode wird in einem speziell für variierende Brennstoffe konstruierten Biomassekessel mit einer Nennleistung von 50 kW direkt in den Wärmetauscher installiert. Neben diskontinuierlichen gravimetrischen Messmethoden kommen werden zusätzlich zeitkontinuierliche Staubmessungen mit einem elektrischen Niederdruck-Impaktor zum Einsatz. Insgesamt werden drei unterschiedliche Brennstoffe (Pellets, Pappel-Hackschnitzel und Maisspindel) vermessen. Bei Nennbetrieb werden für Partikel kleiner 1 µm Abscheidegrade zwischen 68 % (Pellets) und 90 % (Hackschnitzel) erreicht. Unter Teillastbedingungen können, je nach Brennstoff, zwischen 68 % (Maisspindel) und 85 % (Pellets) der PM₁-Emissionen abgeschieden werden können.

2. MATERIALEN UND METHODEN

2.1 EINBINDUNG DES ELEKTROSTATISCHEN ABSCHIEDERS

Das Integrationskonzept für den elektrostatischen Abscheider sieht vor, dass eine Sprühelektrode in den Kesselkörper, nach dem ersten Rauchrohrzug mittig in der unteren Wendekammer, positioniert wird (vgl. Abb. 1). Die umgebenden Metallflächen der Kesselbewandung bzw. die Wärmetauscherflächen des zweiten Rauchrohrzugs dienen dabei als Niederschlagslektrode. Die Sprühelektrode setzt sich aus zwei Plattenpaaren, bestehend aus je zwei gekrümmten Blechen, zusammen. Die beiden Bleche sind etwa 32 cm lang und 2,3 cm breit. Der Abstand zwischen den beiden Elektroden bzw. die Blechstärke beträgt 6 bzw. 0,5 mm. Die Elektrode wird samt Isolator (ca. 12 cm) mittig und ungefähr 32,1 cm über Null-Niveau in die Wendekammer des Kessels verbaut.

Die Untersuchung des integrierten elektrostatischen Partikelabscheiders erfolgt am Biomassekesselprüfstand der FH Burgenland. Dieser besteht im Wesentlichen aus dem von der Fa. Herz bereitgestellten Hackgutkessel (Type Firematic 100), welcher eine Nennleistung von 100 kW besitzt, den Kesselkreis mit Rücklaufanhebung und einem Pufferspeicher mit rund 6 m³ Speichervolumen. Der Speicher dient zur Aufnahme der abgegebenen Nutzwärme und kann gegebenenfalls über vorgesehene Kühlvorrichtungen entladen werden. Die Randbedingungen können somit konstant gehalten werden und ermöglichen auch längere Versuchszeiträume. Das im Kesselrücklauf verbaute Stellventil mit Magnetantrieb ermöglicht eine exakte Regelung der Rücklauftemperatur, welche die periodischen Vorlauftemperaturschwankungen kompensiert und in Kombination mit der drehzahlgeregelten Pumpe (konstanter Massenstrom) eine Regelung der vom Kessel abgegebenen Leistung ermöglicht. Die Messdatenerfassung bzw. Aufzeichnung erfolgt mittels LabVIEW®.

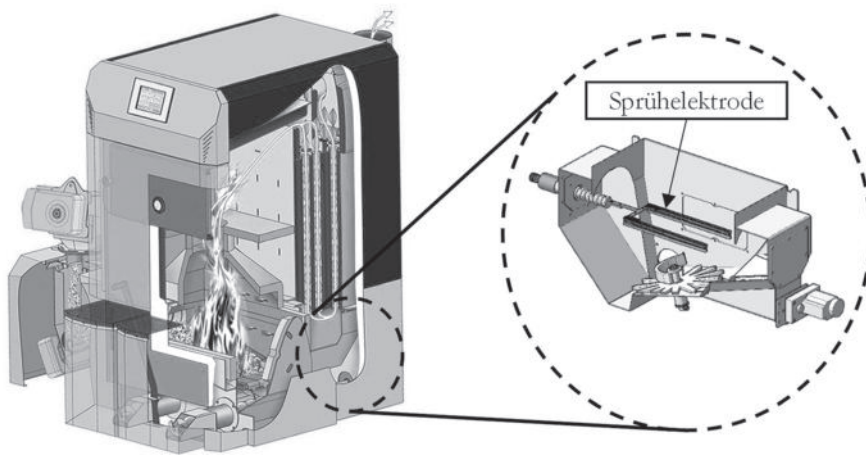


Abb. 1: Untersuchtes Integrationskonzept des elektrostatischen Abscheiders. Die aus zwei parallel angeordneten Platten bestehende Sprühelektrode wird nach dem ersten Wärmetauscherzug in der Wendekammer des Biomassekessels integriert

2.2 MESSMETHODIK

2.2.1 Diskontinuierliche Aerosolmessung

Sowohl die Messmethode mit dem drei-stufigen Jonas-Kaskaden-Impaktor (Fa. Gothe) als auch jene mit dem DGI (Dekati Gravimetric Impactor; Fa. Dekati Ltd.) nutzt die auf die unterschiedlich großen Partikel wirkenden Trägheitskräfte. Der Impaktor setzt sich demnach aus der Entnahmesonde, dem Einlaufkonus, den einzelnen Impaktorstufen sowie einer entsprechenden Begleitheizung, welche die Kondensation der im Abgas enthaltenen Feuchtigkeit verhindert, zusammen. Eine Impaktorstufe besteht wiederum aus einem Einlaufkonus, einer Prallplatte sowie einer mit geeigneten Filtern belegten Sammelplatte. Diese Messungen werden in Anlehnung an die VDI 2066 (2006) durchgeführt, wonach ein Teilstrom des beladenen Rauchgases isokinetisch entnommen und über den Impaktor geleitet wird. Bei den Feinstaubmessungen mit dem DGI wird zusätzlich zur Vorabscheidung grober Staubpartikel ein Zyklon vorgeschaltet. In den unterschiedlichen Stufen mit Trennkörnern von 2,5/10,0 μm bzw. 0,2/0,5/1,0/2,5 μm erfährt das Abgas eine Änderung der Strömungsrichtung. Folglich können Partikel die zu groß (schwer) sind dieser Richtungsänderung nicht folgen und werden auf dem Filter der jeweiligen Stufe abgeschieden. Mit sinkendem Trennkorndurchmesser steigen die wirkenden Kräfte auf die Staubteilchen, wodurch immer kleinere Partikel abgeschieden werden. Des Weiteren verfügen die Impaktoren über einen Endfilter, in dem nach der letzten Stufe im Abgas verbliebene Partikel zurückgehalten werden. Im Anschluss fließt das Abgas über einen wassergekühlten Wärmetauscher sowie über einen Silicagelbehälter, wo dessen Temperatur abgesenkt und die Feuchte auskondensiert wird. In weiterer Folge wird mit Hilfe eines Balgengaszählers das tatsächlich geförderte Normvolumen $\Delta V_{\text{N,tr}}$ bestimmt. Die Partikelbeladung pro Stufe $\Delta m(d_p)$ wird durch Verwiegung der eingesetzten Filter (nach entsprechender Konditionierung im Ofen bzw. Exsikkator) vor und nach der Messung bestimmt. Aus der Gesamtbeladung und dem abgesaugten Rauchgasvolumen kann anschließend unter Zuhilfenahme von Gleichung 1 auf die Partikelkonzentration $y_{\text{N,tr}}(d_p)$ zurückgerechnet werden.

$$y_{\text{N,tr}}(d_p) = \frac{\Delta m(d_p)}{\Delta V_{\text{N,tr}}} \quad (1)$$

2.2.2 Kontinuierliche Aerosolmessung

Die kontinuierliche Bestimmung des Feinstaubgehalts erfolgt unter der Zuhilfenahme eines elektrischen Niederdruck-Impaktors (ELPI) der Fa. Dekati Ltd. Bei diesem Messverfahren wird dem Rauchgas ebenfalls zunächst ein Teilstrom entnommen und in weiterer Folge mit Hilfe zweier in Serie geschalteten Mischer verdünnt. Das Funktionsprinzip der Mischer basiert auf der Ejektionsverdünnung, wonach Druckluft um eine Ejektordüse einen Druckabfall bewirkt und somit das Rauchgas verdünnt. In der Mischkammer wird eine homogene Vermischung sichergestellt. Beim Einsatz für die ELPI-Messung wird der erste Mischer auf das Temperaturniveau des abgesaugten Rauchgases erhitzt und der zweite bei Raumtemperatur betrieben. Es kann somit sichergestellt werden, dass keine Partikel vor der Verdünnung auskondensieren. Die Verdünnung vermindert zudem die Agglomeration der Partikel. Bei dem eingesetzten Modell liegen die Trennkörner der insgesamt 12 Impaktorstufen zwischen 0,04 und 9,24 μm . Der ELPI nutzt dasselbe Trennprinzip wie die zuvor erläuterten Kaskaden- bzw. DGI-Impaktoren mit dem Unterschied, dass die Partikel vor Eintritt in den Impaktor elektrostatisch aufgeladen werden. Diese geben dann ihre Ladung auf jener Stufe, auf der sie abgeschieden werden, wieder ab. Auf Basis des so entstehenden Stromsignals $I(d_p)$ wird anschließend eine Anzahlverteilung der abgeschiedenen Partikel $N(d_p)$ unter Zuhilfenahme von Gleichung 2 berechnet. (Keskinen et al. 1992)

$$N(d_p) = \frac{I(d_p)}{E_{\text{Ch}}(d_p)} \quad (2)$$

Darin kennzeichnet $E_{\text{Ch}}(d_p)$ eine Funktion zur Beschreibung der Ladungseffizienz, welche wiederum von mehreren Faktoren wie z. B. der durchschnittlichen Anzahl von Elementarladungen pro Partikel abhängt. Um nun massenbezogene Daten zu erhalten wird ein Korrekturfaktor für die Dichte und Form der Partikel berücksichtigt. Aufgrund der Heterogenität der Partikel ist es jedoch nicht möglich durch theoretische Überlegungen verlässliche Korrekturfaktoren zu bestimmen. Deshalb sind parallel zu den ELPI-Messungen weitere Daten notwendig (z. B. gravimetrische Impaktormessungen), um einen mittleren Korrekturfaktor zu generieren. Die exakten Berechnungsvorschriften für die Kalibrierung des ELPI-Signals in beispielsweise in Marjamäki et al. (2000) angeführt.

3. ERGEBNISSE

3.1 BEWERTUNG

Die experimentellen Testläufe werden entsprechend der in Abschnitt 2.2 erläuterten Staub- bzw. Feinstaubmessmethoden im waagrecht abgasrohr nach dem Kessel durchgeführt. Die einzelnen Messungen können jedoch nicht zeitsynchron durchgeführt werden, da auf der Rohgasseite keine entsprechende Entnahmemöglichkeit zur Verfügung steht. Aus diesem Grund werden die Messungen in zeitlicher Abfolge nacheinander durchgeführt, wobei die Spannung der Sprühelektrode wechselweise ein- und ausgeschaltet wird. Insgesamt werden je Abscheiderstatus drei Messungen durchgeführt, um Abweichungen in den Messergebnissen entsprechend zu berücksichtigen. Die Bestimmung des Abscheidegrads der elektrostatischen Rauchgasreinigungsanlage $\eta(d_p)$ erfolgt demnach indirekt über die Konzentrationsangaben $y_{\text{ESP,aus}}(d_p)$ bzw. $y_{\text{ESP,ein}}(d_p)$ des jeweiligen Partikelkollektivs nach Gleichung 3.

$$\eta(d_p) = \frac{y_{\text{ESP,aus}}(d_p) - y_{\text{ESP,ein}}(d_p)}{y_{\text{ESP,aus}}(d_p)} \quad (3)$$

Auf Grund der unterschiedlichen Messmethoden stehen auch Ergebnisse mit unterschiedlichen Informationstiefen zur Verfügung. Während jene Versuche mit variierendem Brennstoff die vielseitige Anwendung des Abscheiderkonzepts aufzeigen, ermöglichen die hinsichtlich des Partikeldurchmesser feiner aufgelösten Messungen eine Abschätzung des Gesundheits- bzw. Umwelteinflusses sowie einen tieferen Einblick in die Abscheidecharakteristik der einzelnen Partikelklassen. Die Abschätzung des Messfehlers erfolgt anhand der von Schröder et al. (2014) erläuterten Berechnungsvorschriften. Neben den isokinetischen Entnahmebedingungen gilt die Präzision der Gewichtsmessung der leeren bzw. beladenen Filter als maßgebender Einflussfaktor für die Messungengenauigkeit (vgl. Kather & Woltersdorf 2013).

3.2 GESAMTABSCHEIDEGRAD FÜR PM_{2,5}

Die Ergebnisse der gravimetrischen Staubmessungen sind in Tab. 1 für insgesamt vier unterschiedliche biogene Brennstoffe und jeweils zwei Lastbereiche aufgelistet. Neben den Verbrennungsbedingungen, welche beispielsweise durch den Sauerstoffgehalt repräsentiert werden, sind außerdem die gemessenen Roh- bzw. Reingaspartikelfraktionen mit einem Durchmesser $d_p \leq 2,5 \mu\text{m}$ (bezogen auf einen Referenzsauerstoffgehalt von 13 %) sowie die erzielten Abscheidegrade angeführt.

Die ersten Versuche wurden mit herkömmlichen Holzpellets durchgeführt. Wie aus den Daten ersichtlich wird, stellen sich für diesen Brennstoff charakteristische Verbrennungsbedingungen, welche durch niedrige CO- ($< 3 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$) bzw. NO_x-Emissionen (67 bis 85 mg/m³_N) gekennzeichnet sind, ein. Die PM_{2,5}-Konzentrationen, welche bei ausgeschalteten ESP gemessen wurden, können mit ca. 22,9 bzw. 10,9 mg/m³_N im Teil- bzw. Nennlastfall beziffert werden. Bei aktiven ESP reduzieren sich die Partikelkonzentrationen im Teil- bzw. Nennlastbetrieb auf etwa 5,7 respektive 4,6 mg/m³_N. In Nennbetrieb ergibt sich somit ein Abscheidegrad für die PM_{2,5}-Fraktion von 57,2 %, während bei reduzierter thermischer Last deutliche höhere Abscheidegrade von durchschnittlich 74,6 % erzielt werden können. Die vom Abscheider eingebrachte elektrische Leistung schwankt je nach Lastbereich zwischen 4 und 30 W.

Des Weiteren wurden Tests mit Hackgut durchgeführt, wobei zwei unterschiedliche Feuchtegehalte des Brennstoffs (W20 und W35) untersucht wurden. Betrachtet man zunächst die gasförmigen Emissionen, so erkennt man rasch, dass im Vergleich zu den Versuchen mit Pellets wesentlich höhere CO- bzw. NO_x-Emissionen vorliegen. Die CO-Konzentrationen liegen, je nach Lastzustand und Brennstofffeuchte, zwischen 69 und 234 mg/m³_N. Die Freisetzung von Stickoxiden ist mit durchschnittlich 114 mg/m³_N nur geringfügig höher. Im Teillastbetrieb bei der Verbrennung von trockenen Hackgut (W20) kann bei ausgeschaltetem ESP ein PM_{2,5}-Gehalt von etwa 43,5 mg/m³_N gemessen werden, während im Nennbetrieb ca. 31,5 mg/m³_N PM_{2,5}-Partikel emittiert werden. Obwohl die soeben angeführten Rohgasbelastungen wesentlich höher sind als bei den Verbrennungsversuchen mit Pellets, unterscheiden sich die Abscheidegrade kaum von den vorherigen Versuchen. Die geringfügig schlechteren Abscheidegrade (50,1 und 72,2 %) spiegeln sich auch in der Performance des Abscheiders wieder. In der Teillastphase wird bei der Hackgutverbrennung bei einer annähernd gleichen Spannung von ca. 37,7 kV eine um etwa 40 % geringere Stromstärke (ca. 475 μA) erreicht, wodurch die zugeführte elektrische Leistung auf knapp 18 W abfällt.

Charakteristisch für die thermische Verwertung von Biomasse mit hohem Wassergehalt (W35) ist der mit teilweise bis zu 15 % hohe Wasserdampfanteil im Abgas. Im Hinblick auf die Partikelemissionen muss festgehalten werden, dass die Werte für die PM_{2,5}-Fraktion im Rohgas, welche zwischen 19,2 und 28,5 mg/m³_N liegen, vermutlich durch die vorliegenden Verbrennungsbedingungen sowie Abgaszusammensetzung deutlich geringer ausfallen. Um auch hier die Wirkung des elektrostatischen Abscheiders darzulegen, wird ebenfalls der Abscheidegrad, unter der Annahme gleicher Verbrennungsbedingungen für Versuche mit ein- bzw. ausgeschalteten ESP, berechnet. Die Messungen mit aktiven Elektroabscheider ergeben zwar geringe Feinstaubkonzentration von ca. 6,8 (Teillast) bzw. 13,2 mg/m³_N (Nennlast), jedoch nehmen die Abscheidegrade mit 64,9 bzw. 53,6 % im Durchschnitt die geringsten Werte der untersuchten Brennstoffe ein. Nichtsdestotrotz lässt die gute Performance des Abscheiders hinsichtlich dessen Betriebspunkt vermuten, dass dennoch eine positive Wirkung durch die Implementierung der Elektrode gegeben ist. Im Teillastbetrieb wird z. B. eine der höchsten Werte für die elektrische Leistung des Abscheiders (ca. 25 W) gemessen.

Die letzte Versuchsanordnung beinhaltet die Untersuchung eines alternativen biogenen Brennstoffes. In diesem Fall werden Pressrückstände aus der Olivenölherstellung herangezogen. Dieser Brennstoff weist im Hinblick auf Schüttdichte, Heizwert, Wassergehalt sowie Elementarzusammensetzung ähnliche Eigenschaften wie Holzpellets auf. Somit können auch thermische Leistungen von ungefähr 34 bzw. 99 kW erreicht werden, wobei die Schwankungen in der Teillastphase stärker ausgeprägt sind. Trotz der gewählten Standard-Reglereinstellungen (Pellets) können gute Verbrennungsbedingungen geschaffen werden. Die niedrigen CO-Emissionen (ca. 5 mg/m³_N) im Vollastfall weisen beispielsweise auf einen nahezu vollständigen Gasphasenausbrand hin. Diese steigen zwar im Teillastbetrieb auf fast 1000 mg/m³_N, was jedoch den eingangs erwähnten Betriebsschwankungen zugrunde liegt. Die gebildeten Stickoxidverbindungen, welche ungefähr 89 bzw. 105 mg/m³_N im Rauchgas einnehmen, liegen im Durchschnitt der zuvor durchgeführten

Verbrennungsversuche. Die PM_{2,5}-Emissionen sind bei ausgeschaltetem ESP vergleichsweise hoch. Je nach abgegebener Leistung können diese mit etwa 85,5 (Teillast) bzw. 80,4 mg/m³_N (Nennlast) beziffert werden. Berechnet man anschließend den Abscheidegrad für die PM_{2,5}-Fraktion unter Zuhilfenahme der gemessenen Reingaskonzentration bei aktiven ESP von 14,0 (Teillast) bzw. 25,5 mg/m³_N (Nennlast), so erhält man eine Reduktion der Feinstaubpartikel zwischen 68,0 und 83,5 %. Betrachtet man nun die Betriebszustände des Abscheiders, so kann im Teillastbetrieb der Anlage die höchste Spannung aller Versuchsanordnungen mit rund 39,5 kV festgestellt werden. Diese führt jedoch aufgrund der geringen Stromstärke (ca. 264 µA) zu einer maximalen Leistung von lediglich 10 W. Im Volllastfall kann ein ähnliches Verhalten beobachtet werden, wobei auch hier eine im Vergleich zu den Pelletsversuchen halb so hohe Stromstärke zu einer minimalen Leistung von knapp über 2 W führt.

Tab. 1: Feinstaubemissionen ($d_p \leq 2,5 \mu\text{m}$) und Abscheideeffizienz des integrierten elektrostatischen Abscheiders für unterschiedliche Brennstoffe und Lastfälle der Biomassefeuerung

Brennstoff	Q (kW)	y _{O₂} (%)	T (°C)	u (m/s)	I _{ESP} (µA)	U _{ESP} (kV)	y _{ESP,aus} ¹ (mg/m ³)	y _{ESP,ein} ¹ (mg/m ³)	η (%)
Pellets	36	12,2	111	1,2	795	37,8	22,6	5,7	74,6
Pellets	93	7,3	146	2,5	151	25,3	10,9	4,6	57,2
Hackgut W20	32	11,4	102	1,3	475	37,7	43,5	12,0	72,2
Hackgut W20	104	6,7	187	3,2	307	23,0	31,5	15,7	50,1
Hackgut W35	39	9,7	103	0,9	633	39,1	19,2	6,8	64,9
Hackgut W35	85	8,2	170	3,2	230	23,3	28,5	13,2	53,6
Olivenkerne	34	12,8	104	0,9	264	39,5	85,5	14,0	83,5
Olivenkerne	99	6,1	158	2,4	86	27,8	80,4	25,5	68,0

¹ Die PM_{2,5}-Fraktionen sind auf einen Referenzsauerstoffgehalt von 13 % bezogen.

3.3 FRAKTIONSABSCHIEDERAD

Ergänzend zu den gravimetrischen Staubmessungen werden Versuche am Beispiel eines ausgewählten Brennstoffs (Hackgut W20) unter Zuhilfenahme kontinuierlicher Aerosolmesstechniken (ELPI) durchgeführt. Diese Versuchsanordnung wird wie zuvor in Teil- und Nennlastphasen der Feuerungsanlage unterteilt. Abb. 2 veranschaulicht die Ergebnisse hinsichtlich der Partikelbelastungen sowie der Abscheideeffizienz des ESP in Abhängigkeit des Kesselzustandes.

Betrachtet man zunächst den Nennlastbetriebsfall der Feuerung (vgl. Abb. 2, oben), so kann beobachtet werden, dass im Rohgas mit rund 80 mg/m³_N der Höchstwert der Beladung bei einem Partikeldurchmesser von 5,15 µm vorliegt. Mit sinkendem Durchmesser bzw. Volumen der Partikel reduziert sich folglich die Massenbelastung im Rohgas auf unter 40 mg/m³_N, wobei die Abscheidewirkung mit durchschnittlich 39,5 % konstant bleibt. Obwohl diese Fraktion ($d_p \geq 1,99 \mu\text{m}$) etwa 59,1 % der massebezogenen Staubbelastung des gesamten untersuchten Partikelkollektivs ausmacht, so ist dennoch festzuhalten, dass vor allem kleine Partikel ($d_p \leq 1 \mu\text{m}$), welche bis in die kleinsten Verzweigungen der Lunge eindringen können, hauptverantwortlich für gesundheitliche Beschwerden sind. Betrachtet man nun lediglich diesen Bereich der gemessenen Korngrößenverteilung, so kann man deutlich erkennen, dass für PM₁-Partikel, welche zwar aufgrund der geringen Größe auch eine geringe Masse aufweisen, deutlich höhere Abscheidegrade erreicht werden. Im Nennlastfall der Feuerung beträgt der mittlere Abscheidegrad für PM₁ etwa 54,3 %. Das Verteilungsmaximum der gemessenen Aerosolfraktion (ca. 32 mg/m³_N) liegt bei einem Partikeldurchmesser von 0,21 µm vor, während der maximale Abscheidegrad von etwa 61,8 % bei etwas größeren Partikeln auftritt. Des Weiteren kann man den für die Kalibrierung der ELPI-Daten erforderlichen DGI- bzw. Gesamtstaubmessungen entnehmen, dass durch die Integration des ESP auch die Gesamtstaubemissionen um durchschnittlich 53,8 % verringert werden können. Hinsichtlich des Abscheiderbetriebs kann festgehalten

werden, dass eine mittlere Spannung von ca. 23,1 kV ohne häufige Überschläge gehalten werden kann und somit eine durchschnittliche Leistung von 7,4 W eingebracht wird.

Analog zu den Messreihen mit variierenden Brennstoffen wurde im Zuge der ELPI-Messung ein Versuch im Teillastbetrieb des Kessels (vgl. Abb. 2, unten) durchgeführt. Das Bild der Partikelemissionen zeigt ähnliche Verhältnisse wie zuvor bei den Volllastmessungen, wobei hier tendenziell geringere Beladungen auftreten. Die höchste Staubbelastung tritt erneut bei großen Partikeln ($d_p = 5,15 \mu\text{m}$) auf und ist mit ungefähr 43 mg/m^3_N nur halb so hoch wie im Nennlastbetrieb. Trotz der etwas geringen Staubkonzentrationen können deutlich höhere Abscheideeffizienzen im Teillastbereich erzielt werden, wobei der grundsätzliche Zusammenhang mit dem Partikeldurchmesser auch hier gegeben ist. Demnach steigt der Abscheidegrad nach anfänglichem konstanten Wert von 69,8 % zwischen 1,99 und $5,15 \mu\text{m}$ kontinuierlich an, je kleiner die Partikel werden. Mit dem Beginn der PM1-Fraktion liegt dieser bereits deutlich über 75 % und ist somit um fast 30 % höher als im Nennlastbetrieb der Feuerung. Im Gegensatz zur Nennlastphase ist das Verteilungsmaximum der Aerosolfraktion hinsichtlich der Partikelgröße jedoch nicht so eindeutig ausgeprägt. Dieses befindet sich zwischen $0,21$ und $0,32 \mu\text{m}$ und kann für den Rohgasstrom mit ca. $20,9 \text{ mg/m}^3_N$ beziffert werden. Bei aktiven ESP verringert sich diese Beladung um knapp $14,1 \text{ mg/m}^3_N$, wodurch sich ein maximaler Abscheidegrad von 84,9 % für den Teillastbetrieb ergibt. Anders als bei Nennlast, wo nach diesem Verteilungsmaximum der Abscheidegrad wieder deutlich abfällt (auf ca. 45,8 % für $d_p = 0,13 \mu\text{m}$), kann dieser im Teillastbetrieb konstant auf über 80 % gehalten werden. Die Gesamtstaubemissionen können durch den Einsatz des ESP's um rund 66,4 % verringert werden. Im Betrieb erreicht der Abscheider durchschnittlich eine Spannung von 37,5 kV bzw. eine elektrische Leistung von 27,8 W.

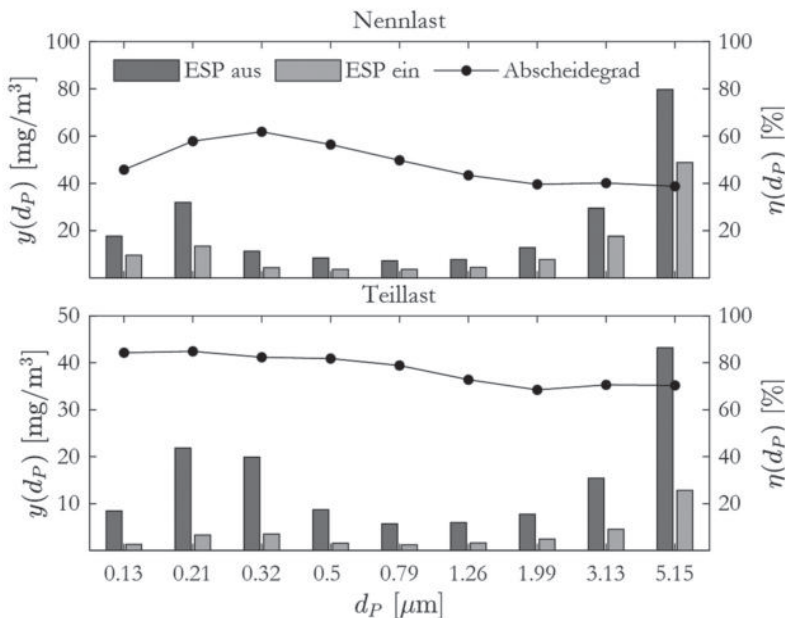


Abb. 2: Feinstaubemissionen ($d_p \leq 5,15 \mu\text{m}$) und Abscheideeffizienz des integrierten elektrostatistischen Abscheiders für trockenes Hackgut (W20) in Abhängigkeit des Lastzustandes der Biomassefeuerung (oben: Nennlast, unten: Teillast) sowie des Partikeldurchmessers

4. SCHLUSSFOLGERUNG

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass die nachträgliche Implementierung eines elektrostatischen Abscheiders in eine Kleinkesselanlage durchaus zur Minderung der Feinstaubemissionen beiträgt. Wie aus den Ergebnissen der unterschiedlichen Messdurchläufe hervorgeht, werden durch die vorgeschlagene Abscheiderkonfiguration vor allem kleine Partikel – jene mit einem Durchmesser $< 1 \mu\text{m}$ – mit einer Effizienz von mindestens 50 % aus dem Rauchgas entfernt. Je nach Brennstoff und Lastzustand der Feuerung variiert dieser Abscheidegrad, wobei Teillastzustände des Kessels die Partikelabscheidung aufgrund von niedrigeren Temperaturen und Strömungsgeschwindigkeiten fördern ($\eta \approx 70 \%$). Bei weiterer Verfeinerung des Rauchgaspartikelkollektives (zwischen $0,13$ und $1,26 \mu\text{m}$) erkennt man zudem, dass feinere Partikel sowohl im Teil- als auch in Nennlastbetriebsphasen mit höherer Effizienz (bis zu 80 %) abgeschieden werden. Die dargelegten Ergebnisse verdeutlichen somit das Konzept sowie die Wirkung eines integrierten Elektroabscheiders und rechtfertigen dessen Einsatz, vor allem angesichts des niedrigen Energiebedarfs für dessen Betrieb. Demungeachtet sind weitere Untersuchungen, beispielsweise hinsichtlich der Partikelbildungsmechanismen sowie der Abreinigung der Elektroden notwendig, um die Technologie am Markt verfügbar zu machen.

DANKSAGUNG

Das F&E-Projekt „emiL“ (Emission Limited Biomass Combustion) wurde mit den finanziellen Mitteln des Klima- und Energiefonds durchgeführt und von der Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG) abgewickelt. Programmlinie „Energieforschung (e!MISSION)“ (2. Ausschreibung), Projektnummer: 853.606

LITERATUR

- Berhardt A., Lezsovits F., Groß B. (2017) Integrated Electrostatic Precipitator for Small-Scaled Biomass Boilers. *Chem. Eng. Technol.* 40(2), 278-288, DOI: 10.1002/ceat.201600200.
- Blank M., Schöffl M., Scharler R., Obernberger I. (2015) New CFD based model for the design and optimisation of electrostatic precipitators for biomass combustion plants. In: *Proceedings of the 23rd European Biomass Conference and Exhibition*, Wien, AT: ETA-Florence Renewable Energies, pp. 540-545.
- Bologa A., Ecker M., Rheinheimer H., Paur H. (2016) Development and Demonstration of an Electrostatic Precipitator, which is Optimally Adapted to a Bio-mass Boiler. In: *Proceedings of the 24th European Biomass Conference and Exhibition*, Amsterdam, NL: ETA-Florence Renewable Energies, pp. 434-440.
- Donaldson K., Brown D., Clouter A., Duffin R., MacNee D., Renwick L., Tran L., Stone V. (2002) The pulmonary toxicology of ultrafine particles. *J. Aerosol Med.* 15(2), 213-220, DOI: 10.1089/089426802320282338.
- Eurostat (2019) Energy, transport and environment statistics. 2019 edition. European Commission, Environment and energy, DOI: 10.2785/660147.
- Jaworek A., Krupa A., Tadeusz C. (2007) Modern electrostatic devices and methods for exhaust gas cleaning: A brief review. *J. Electrostat.* 65(3), 133-155, DOI: 10.1016/j.elstat.2006.07.012.
- Kather A., Woltersdorf N. (2013) Feinstaubemissionen aus biomassebefeuereten Kleinfeuerungsanlagen. Hamburg, DE: TU Hamburg-Harburg, Institut für Energietechnik.
- Kelz J., Zemann C., Muschick D., Hofmeister G., Göllers M., Retschitzegger S. (2019) Performance evaluation of an electrostatic precipitator in a small-scale biomass boiler by using different biomass feedstocks. In: *Proceedings of the 27th European Biomass Conference and Exhibition*. Lisbon, PT: ETA-Florence Renewable Energies, pp. 1932-1938.

- Keskinen J., Pietarinen K., Lehtimäki M. (1992) Electrical low pressure impactor. *J. Aerosol Sci.* 23(4), 353-360, DOI: 10.1016/0021-8502(92)90004-F
- Marjamäki M., Keskinen J., Chen D. R., Pui D. (2000) Performance evaluation of the electrical low-pressure impactor (ELPI). *J. Aerosol Sci.* 31(2), 249-261, DOI: 10.1016/S0021-8502(99)00052-X
- Obaidullah M., Bram S., De Ruyck J. (2018) An Overview of PM Formation Mechanisms from Residential Biomass Combustion and Instruments Using in PM Measurements. *International Journal of Energy and Environment* 12, 41-50.
- Obernberger I., Mandl C. (2011) Survey on the present state of particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50 kW. Graz, AT: TU Graz, Institut für Prozess- und Partikeltechnik.
- Schröder T. et al. (2014) Messmethodensammlung Feinstaub - Methodenvorschlag zur Feinstaubfassung an Feuerungsanlagen für feste biogene Brennstoffe (Bd. 8). (V. Lenz, D. Thrän, D. Pfeiffer, Hrsg.) Leipzig, GE: Fischer Druck.
- VDI 2066 (2006) Messen von Partikeln - Staubmessungen in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. Normenausschuss, VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL).

Kontakt Daten:

Florian Schittl

Forschung Burgenland GmbH

Steinamangerstraße 21

7423 Pinkafeld

Email: florian.schittl@forschung-burgenland.at