

Abschlussprojekt zum Forschungsprojekt

Entwicklung eines Aufladermoduls zur Aerosol- abscheidung bei Biomassefeuerungen



Projektträger:
Förderkennzeichen:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt
AZ32426/01

A.P. Bioenergietechnik GmbH

Lehrstuhl Mechanische Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg

Autoren:

U. Dobler (A. P. Bioenergietechnik)
A. Fellner (A. P. Bioenergietechnik)
A. Groll (BTU Cottbus-Senftenberg)
Prof. Dr.-Ing. U. Riebel (BTU Cottbus-Senftenberg)
P. Schneider (A. P. Bioenergietechnik)

Juni 2018

06/02		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	32426/01	Referat	21/0	Fördersumme	350.000 €
Antragstitel		„Entwicklung eines Aufladermoduls zur Aerosolabscheidung bei Biomassefeuerungen“			
Stichworte		Pelletofenemissionen, Biomasseverbrennung, Abgasreinigung, Entstaubung, elektrostatische Aufladung, Stickoxidminderung, SNCR			
Laufzeit		Projektbeginn		Projektende	
30+8 Monate		01.02.2015		31.03.2018	
Projektphase(n)		5+1			
Zwischenberichte		Kurzbericht alle 6 Monate			
Bewilligungsempfänger		A.P. Bioenergietechnik GmbH Träglhof 2 92242 Hirschau		Tel 09608 / 92 30 128 Fax 09608 / 91 33 19 Projektleitung Dipl.-Ing. Ulrich Dobler Bearbeiter	
Kooperationspartner		Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg Lehrstuhl Mechanische Verfahrenstechnik PF 10 13 44 03013 Cottbus			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens					
<p>Ziel des Vorhabens ist die Entwicklung eines kompakten, nachrüstbaren Aufladermoduls für vorhandene oder kostengünstig zu bauende Prozessräume zur Entstaubung und Stickoxidreduktion von Rauchgasen aus Biomassefeuerungen.</p> <p>Um Anlagen im Hinblick auf die Erfüllung der novellierten 1. BImSchV zu ertüchtigen wird ein nachrüstbares Aufladermodul zur Entstaubung in Verbindung mit einer NO_x-Reduktion nach dem SNCR-Verfahren entwickelt.</p> <p>Weiterhin hat die Erschließung der Nutzung von günstig verfügbarer Biomasse für die thermische Verwertung ein hohes marktwirtschaftliches Potential und erfordert spezielle Emissions-Reduzierungstechnologien.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
<p>Basis für die Entwicklung des Aufladermoduls für reales Rauchgas sind die Grundlagenuntersuchungen der Auflader Ionendüse, elektrostatischer Kapillarzerstäuber, elektrostatischer Rotationszerstäuber und Koronaauflader unter Laborbedingungen zur Bestimmung der übertragbaren Ladung und ggf. der Tröpfchengröße in Abhängigkeit des Energie-, Druckluft- und Flüssigkeitsverbrauches im kalten Zustand.</p> <p>An mind. zwei Biomassekesseln wird der Ausgangszustand für zwei typische Biomassebrennstoffe durch Messung von Partikelgrößenverteilungen, Partikelmasse, Stickoxidgehalt, Volumenstrom, Leitfähigkeit und Temperatur des Rauchgases im Vollast- und Teillastbetrieb an ausgewählten Prozessorten gemessen.</p> <p>Aus den Erkenntnissen der Grundlagenuntersuchungen und der Kenntnis des Ausgangszustandes der Rauchgasparameter wird die am meisten Erfolg versprechende Konstruktion zu einem Funktionsmuster weiterentwickelt. Dieses wird an der Nachbrennkammer sowie am Kesselaustritt praktisch erprobt. Parallel erfolgt die Entwicklung und Integration des SNCR-Verfahrens mit Harnstofflösung bzw. Alternativen. Die Funktionsmuster werden durch Verfolgung der Rauchgasparameter bei Anpassung der Auflader- und Entstickungsparameter weiterentwickelt und Optimierungspotentiale durch kleinere bauliche Änderungen sofort überprüft. Nach Dauertests bei Pilotkunden soll die Rauchgasreinigungseinrichtung in ein marktnahes Vorseriengerät überführt werden.</p>					
<p>Deutsche Bundesstiftung Umwelt □ An der Bornau 2 □ 49090 Osnabrück □ Tel 0541/9633-0 □ Fax 0541/9633-190 □ http://www.dbu.de</p>					

Ergebnisse und Diskussion

In den ersten beiden Projektphasen wurde das Konzept verfolgt, das Rauchgas mit geladenen Harnstofftröpfchen in der Nachbrennkammer simultan zu Entsticken und Entstauben.

Die ersten Grundlagenuntersuchungen wurden daher mit verschiedenen Tröpfchen-Aufladern durchgeführt. Dazu wurden die Konzepte Ionendüse, elektrostatischer Kapillarzerstäuber, Ultraschallzerstäuber und elektrostatischer Rotationszerstäuber getestet. Die Ergebnisse zeigten, dass eine Aufladung von Aerosolpartikeln mit geladenen Wassertröpfchen möglich ist. Die Aufladung der Aerosolpartikel in den Kaltversuchen war für die angestrebten Staubabscheidegrade (50 bis 80 Ma-%) aber nicht ausreichend. Ein Versuch in der Nachbrennkammer eines Pelletofens bei höherer Temperatur (950°C) führte zu noch schlechteren Ergebnissen.

Im Gegensatz dazu war die Stickoxidreduktion durch Eindüsen von Harnstofflösung in die Nachbrennkammern von ÖkoTherm-Biomassekesseln mit 120kW_{th} und 450kW_{th} erfolgreich. Daher erfolgte in der dritten Projektphase der Beschluss zur Trennung der Partikelaufladung von der Stickoxidminderung.

Es wurden Kaltversuche mit verschiedenen Mehrfachkoronaaufladern durchgeführt, die Ergebnisse waren erfolgsversprechend. Zusätzlich wurden Untersuchungen zur Selbstansaugung des Rauchgases in Folge des Ionenwindes durchgeführt.

Beim Betrieb des Mehrfachaufladers in der Nachbrennkammer behinderten die hohe Leitfähigkeit des Rauchgases und die extrem hohe Anzahlkonzentration der Partikel die Aufladung erheblich und verhinderten die effektive Partikelabscheidung. Die Aufladung und Abscheidung der Partikel erfolgt nun entsprechend dem Konzept b) des Projektantrages in einem externen Behälter bei moderaten Rauchgas-temperaturen bis 200°C. Dieser Temperaturbereich liegt unterhalb des „Dioxinfensters“ von 250°C bis 400°C, bei dem schädliche Dioxine, Furane und andere aromatische Verbindungen gebildet werden. Der entwickelte Koronaauflader wurde in ein Lüftungskanalsegment und in ein Ölfass integriert und dem Versuchs-Pelletofen mit 30kW_{th} in Cottbus nachgeschaltet. In den Versuchsfahrten wurde die effektive Aufladung und Abscheidung der Rauchgaspartikel nachgewiesen. FMPS-Messungen mit verschiedenen Aufladerkonstruktionen zeigten anzahlbezogene Abscheidegrade von 60 bis 90%. Die ersten gravimetrischen Messungen zeigten eine Minderung der Staubemissionen von 340mg/m³_N auf 100mg/m³_N.

Bei der Weiterentwicklung des Aufladers ließen sich die anzahlbezogenen Abscheidegrade weiter steigern. Die massenbezogenen Abscheidegrade mittels gravimetrischer Analyse lagen jedoch deutlich unterhalb der anzahlbezogenen Abscheidegrade der FMPS-, SMPS- und ELPI- Messungen. Das wies auf den für sehr leitfähige Stäube typischen Wiedereintrag von abgeschiedenen koagulierten Partikeln hin. Dadurch entstehen gröbere Flocken >10µm, welche von den Feinstaub-Messsystemen nicht mehr erfasst werden. Um den Wiedereintrag der groben Flocken zu verhindern wird das Rauchgas nun tangential durch den Auflader geleitet. Die groben Partikel werden nun zusätzlich durch Zentrifugalkräfte abgeschieden. Das ursprüngliche Aufladerkonzept mit Spitze-Gitter-Anordnung musste dazu in eine Stern-Rohr-Geometrie gewandelt werden. Die gravimetrischen Abscheidegrade während der Technikumsversuche lagen danach über 82% und die Anzahlbezogenen bei 98%.

Das Konzept des optimierten Technikumsabscheiders wurde auf den Feldversuchsabscheider in Hirschau übertragen und an einem ÖkoTherm-Biomassekessel mit 88kW_{th} betrieben. Der Feldversuchsabscheider zur Entfernung der staubförmigen und flüssigen Partikel besteht aus einem Auflader mit tangentialer Umströmung sowie einem Nachabscheidebereich zur Raumladungsabscheidung der geladenen Partikel. Zur Erhaltung der Langzeitstabilität wurde die Hochspannungseinführung überarbeitet und mit einem Rogowskrohr ausgestattet. Die Partikelkonzentration im Isolatorbereich wurde mit dem SMPS gemessen und die Spülluftöffnungen systematisch erweitert, bis die Konzentration das Raumluftniveau erreichte. Infolge der Verdünnung des Rauchgases mit Raumluft durch die Spülung des Isolators ist ein Anstieg der Sauerstoffkonzentration nach dem Auflader von 8 auf 10Vol-% zu verzeichnen. Damit sinkt der scheinbare Abscheidegrad und steigt die scheinbare gravimetrische Partikelmasse infolge der Normierung des Massengehaltes auf den Sauerstoffbezugswert etwas an. Die wiederkehrenden Messungen mit dem Testo-Feinstaubgerät zeigten eine dauerhafte Unterschreitung der Grenzwerte (0,02g/m³_{N,tr}) mit emissionsintensiven Miscanthus -Pellets. Bei der gravimetrischen Analyse mit dem Paul Gothe Messsystem schwankten die Reingaskonzentrationen um den Grenzwert, obwohl die Rohgaskonzentration den Grenzwert um 500% überschritt.

Um eine weitere Winter-Heizperiode für den Dauertest des Feldabscheiders unter realen Betriebsbedingungen nutzen zu können wurde die Projektlaufzeit kostenneutral um 8 Monate verlängert.

Im Dauertest erwies sich der Abscheider bis auf einen Ausfall eines Netzteils aufgrund von Materialversagen als einsatztauglich und effektiv.

Die bei der Konkretisierung der Projektziele angestrebte Ertüchtigung von Anlagen, welche den Grenzwert um 100% überschreiten ist somit problemlos erreichbar.

Es wurde ein Prototyp für die Serienfertigung entworfen, welcher durch die Parallelschaltung von zwei Aufladern für Biomassekessel mit höherer thermischer Leistung und größeren Rauchgasvolumenströmen geeignet ist. Die externe Anfertigung professioneller Konstruktionszeichnungen für die Serienfertigung und die Produktion eines Prototyps nahm viel Zeit in Anspruch, sodass der Prototyp erst am Projektende fertig gestellt wurde. Er wurde erfolgreich in Betrieb genommen, aber es liegen keine Langzeit-

daten vor.

Die Stickoxidreduktion durch Harnstoffeindüsung in die Nachbrennkammer wurde mit einem KSCR4-Katalysator und ohne Katalysator getestet und verglichen. In beiden Fällen ließen sich die Stickoxidkonzentrationen von 600 bis 700mg/m³_N auf 100 bis 200mg/m³_N senken. Bei dem Betrieb mit Katalysator war dazu die stöchiometrische Menge an Harnstofflösung notwendig, während eine Überdosierung keine weitere NO_x-Absenkung bewirkte. Ohne Katalysator nahm die Stickoxidkonzentration mit steigendem Harnstoffstrom stetig ab, zum Erreichen des Endwertes war die 5-fache Überdosierung notwendig. Für das Erreichen des Grenzwertes (500mg/m³_N) war auch ohne Katalysator keine Überdosierung notwendig. Es wird das Konzept der Stickoxidreduktion des Rauchgases durch Harnstoffdosierung in die Nachbrennkammer ohne Katalysator favorisiert, da es gegenüber dem katalytischen Verfahren robuster ist.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Bei der ProcessNet-Fachgruppe Gasreinigung und TAK Aerosoltechnik erfolgte 2017 die Präsentation der aktuellen Forschung und der bisherigen Projektergebnisse.

Über den gesamten Projektzeitraum wurde auf der Webseite des Lehrstuhles MVT auf das DBU-Projekt hingewiesen. 2018 erfolgte eine Posterausstellung bei der Fachgruppe Gasreinigung und Aerosoltechnik mit Kurzpräsentation des Projektes und deren Ergebnisse.

Im Rahmen der Kunden-Akquise der A.P. Bioenergie-technik GmbH wurde oft ein nachhaltiges und im Vergleich zu anderen Filtertypen kostengünstigeres System zur Rauchgasreinigung gewünscht und in diesem Zusammenhang über das Forschungsprojekt und deren Stand informiert.

Fazit

Im Rahmen des Projektes wurde gemäß der Zielsetzung ein robustes und effektives System zu Rauchgasentstaubung und Stickoxidminderung geschaffen.

Es wurden verschiedene Konzepte zur Erzeugung stark geladener Tröpfchen zusammengestellt und praktisch getestet. Dabei wurde nachgewiesen, dass mit diesen stark geladenen Tröpfchen prinzipiell andere Partikel aufgeladen und abgeschieden werden können. Bei hohen Temperaturen (950°C) ist weder durch die Ionenfreisetzung von geladenen Tröpfchen noch durch direkte Aufladung mit dem Koronaauflader eine Abscheidung der Partikel messbar. Um eine effektive Aufladung und Abscheidung der Partikel zu gewährleisten ist der Betrieb eines Koronaaufladers unterhalb des „Dioxinfensters“ von 200°C günstig. Da die abgeschiedenen Rauchgaspartikel stark zur Dendritenbildung neigen ist der Wiedereintrag von Partikeln apparatetechnisch zu verhindern. Die Minderung des Abscheidegrades durch den Wiedereintrag von Partikeln kann durch eine tangentielle Strömungsführung im Auflader entgegengewirkt werden.

Für die Stickoxidminderung ist das Einbringen von Harnstofflösung in die Nachbrennkammer ohne Katalysator ausreichend. Dies wird mit einer selbstkühlenden Zweistoffdüse umgesetzt.

Zwischen den Projektpartnern wurde eine sehr gute Zusammenarbeit realisiert, auf deren Basis die Entwicklung bis zum Prototyp für die Serienfertigung eines Rauchgasreinigungssystems für schwierige Brennstoffe führte.

1. Inhalt

Inhaltsverzeichnis

1. Inhalt.....	5
2. Abbildungsverzeichnis	6
3. Tabellenverzeichnis	10
4. Symbole.....	11
5. Zusammenfassung	12
6. Einleitung.....	13
7. Entwicklung des Aufladermoduls	15
Arbeitspaket 1: Auflader-Auswahl	15
Kombinierte Additivdosierung und Aufladung durch Erzeugung geladener Tröpfchen	15
Unabhängige Aufladung des Aerosols ohne Dosierung von Additiven	24
Arbeitspaket 2: Orientierende Messungen an Nachbrennkammern + Abgasrohren / Ermittlung des Ausgangszustandes	33
Messmethoden	33
Arbeitspaket 3: Vorbereitende Arbeiten zur praktischen Erprobung/Hirschau.....	36
Arbeitspaket 4: Vorbereitende Arbeiten zur praktischen Erprobung in Cottbus	36
Arbeitspaket 5: Auflade- und Abscheidebedingungen	38
Tröpfchenaufladung.....	38
Koronaaufladung	40
Arbeitspaket 6: Entwurf und Bau Funktionsmuster 1 a und b.....	44
Arbeitspaket 7: Entwurf, Bau und Erprobung Funktionsmuster Harnstoff-Dosierung.....	46
Theoretische Betrachtung.....	47
Praktische Erprobung	50
Arbeitspaket 8: Technikumsphase 1, Messungen mit Funktionsmuster 1 a und b.....	52
Arbeitspaket 9: Weiterentwicklung, Entwurf und Bau eines Funktionsmusters 2	55
Arbeitspaket 10: Technikumsphase 2	58
Arbeitspaket 11: Feldversuchsphase bei Pilotkunden.....	67
Arbeitspunkt 12: Redesign	74
Arbeitspunkt 13 Zusammenfassung, Auswertung, Abschlussbericht.....	78
Diskussion der Ergebnisse, Probleme.....	78
Ökologische, technologische, ökonomische Bewertung mit gesetzl. Mindestanforderungen	80
Maßnahmen zur Verbreitung der Vorhabensergebnisse	81
8. Fazit.....	82
9. Literaturverzeichnis.....	83

2. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Zu erwartender Tropfendurchmesser nach Bailey [Bai88].....	16
Abb. 2 schematischer Aufbau des elektrostatischen Rotationszerstäubers.....	16
Abb. 3 Elektrostatischer Rotationszerstäuber.....	16
Abb. 4 Konzentration und Stromaufnahme des elektrostatischen Rotationszerstäubers...	16
Abb. 5: Zweistoffdüse im Schnitt (li.), Draufsicht (u.), variabler Innenteil (mi.), Versuchsaufbau (re.)	20
Abb. 6: Bestimmung der Partikelgrößenverteilung mit dem HELOS.....	21
Abb. 7: Einfluss der Polarität auf die Stromstärke bei $V_g= 30$ l/min, $V_l= 0,15$ l/h, $a= 10$ cm	21
Abb. 8: Einfluss des Volumenstromes von Wasser ($U= +1,5$ kV, $V'(Luft)= 30$ l/min, $a= 10$ cm).....	21
Abb. 9: Einfluss des Volumenstromes der Luft ($U= +1,5$ kV, $V'(H_2O)= 0,15$ l/h, $a= 10$ cm)	21
Abb. 10: optimierte Düse mit isolierendem Kunststoffgehäuse separater Hochspannungselektrode	22
Abb. 11: Düsenvariante mit rechtwinkligen Einlauf und Strömungsverteilung	22
Abb. 12: Einfluss des Volumenstromes von Wasser ($U= +1,5$ kV, $V'(Luft)= 30$ l/min, $a= 10$ cm).....	22
Abb. 13: Einfluss des Volumenstromes der Luft ($U= +1,5$ kV, $V'(H_2O)= 0,15$ l/h, $a= 10$ cm)	22
Abb. 14: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (80 l/min) und minimalem Wasservolumenstrom (0,15 l/h) (pos. Hochspannung, $a= 10$ cm).....	23
Abb. 15: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (80 l/min) und maximalem Wasservolumenstrom (0,8 l/h) (pos. Hochspannung, $a= 10$ cm).....	23
Abb. 16 Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (50/70/110 l/min) und maximalem Wasservolumenstrom (0,9 l/h) mit verschiedenen Öffnungsdurchmessern (pos. Hochspannung, $a= 10$ cm).....	23
Abb. 17: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (50 l/min) und maximalem Flüssigkeitsvolumenstrom (0,9 l/h) (pos. Hochspannung, $a= 10$ cm)	23
Abb. 18 Prinzipskizze Ionendüse; 1 geerdetes Gehäuse, 2 Druckluftanschluss, 3 Isolator, 4 Sprühelektrode	24
Abb. 19 Ionendüse im Betrieb (an der Sprühelektrode ist eine Koronaentladung am lila Glimmen erkennbar)	24
Abb. 20: Strom-/ Spannungskennlinie der Düse	24
Abb. 21: Reichweite der Ionen für Sprühdrahradius $r_D=0,25$ mm, Gehäuseradius $r_G=2$ mm, und 182 m/s	26
Abb. 22: Versuchsaufbau zum Test der Ionendüse	26
Abb. 23 Übertragender Strom mit $r_D=0,25$ mm, $r_G=2$ mm	27
Abb. 24: Übertragender Strom mit $r_D=0,2$ mm, $r_G=1.5$ mm	27
Abb. 25 Übertragender Strom mit $r_D=0,1$ mm, $r_G=1.5$ mm	27
Abb. 26: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,2$ mm, $r_G=1.5$ mm.....	27
Abb. 27: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,25$ mm, $r_G=1.5$ mm.....	27
Abb. 28: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,1$ mm, $r_G=1.5$ mm.....	27
Abb. 29: alternativer Lavaldüsenaufsatz zum Anschrauben an die Ionendüse.....	28
Abb. 30 Einfluss der Ionen auf die Konzentration eines Paraffinaerosols; Zahlen Kennzeichnen das Anschalten der Spannung, am Minimum wurde abgeschaltet.....	29
Abb. 31: Aufbau zur Messung der Luftgeschwindigkeiten für Spitze-Gitter Korona.....	30
Abb. 32: Darstellung der experimentell und theoretisch ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes für verschiedene Abstände s mit $k=0,9$ und negativer Korona	31
Abb. 33: Darstellung der experimentell und theoretisch ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes für verschiedene Abstände s mit $k=0,9$ und positiver Korona.....	31
Abb. 34: getestete Gitterelektroden	31

Abb. 35: Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes bei Variation der Drahtanzahl für negative Korona und $s=5,1\text{ cm}$	32
Abb. 36: Multicharger in Grundkonfiguration neben dem Aerosoleinlass	32
Abb. 37: Multicharger direkt am Aerosoleinlass, Ionenbewegung quer zur Strömung (b), Ionenbewegung gleich Strömungsrichtung (c).....	33
Abb. 38: selbstansaugende Verdünnungssonde mit geregelter Heizung	33
Abb. 39: gravimetrische Staubbestimmung mit einem Filter.....	34
Abb. 40 Anzahlpartikel-Summenverteilungen beider Kessel bei Volllast	35
Abb. 41 Messung der Partikelgrößenverteilungen mit FMPS und Verdünnung	35
Abb. 42: Einpassung des SCR-Katalysators in die Kesseltür	36
Abb. 43: Optionaler Brennkammereinbau zur Anpassung der Strömungsführung	36
Abb. 44: geplanter Brennkammeraufsatz für Hochtemperaturversuche am Versuchspelletofen	37
Abb. 45: Brennkammeraufsatz im Betrieb	37
Abb. 46: Lüftungskanalsegment mit Aufladermodul (mittig).....	38
Abb. 47: Öltonne mit Aufladermodul	38
Abb. 48: Anschlüsse der beheizten Sonden; auf dem Bild Verdünnungssonde (li.), grav. Paul-Gothe (mi.), Gasanalyse (re.)	38
Abb. 49: maximal mögliche Ladungsmenge je Teilchen und für 1 m^3 Wasser in Abhängigkeit der Tröpfchen-Partikelgröße	39
Abb. 50: Abhängigkeit der Ladungsdichte von der Spannung	40
Abb. 51: Abhängigkeit des Strom-/ Spannungsverhaltens von der Sprühelektrodentemperatur	41
Abb. 52: Abhängigkeit des Strom-/ Spannungsverhaltens von der Gastemperatur	41
Abb. 53: Strom-/Spannungskennlinie des Feldabscheiders.....	42
Abb. 54: Reingas-Anzahl-Konzentration in Abhängigkeit von der Verweilzeit	43
Abb. 55: Mobilitätsanalyse der negativen Partikel mit und ohne Aufladung direkt nach dem Auflader (M2) und am Kamin nach dem Verweilzeitbehälter (M3).....	43
Abb. 56: Partikelgrößen-Massen-Verteilungen nach Kaltschmitt [Kal16]	44
Abb. 57: COMSOL Strömungssimulation.....	44
Abb. 58: Zeichnung der elektrostatischen Zweistoffdüse für hohe Temperaturen; Abb. 59: Düse vor dem Einsatz.....	45
Abb. 60: Elektrode (li.); Multicharger (mi.); Brennkammeraufsatz (re.)	45
Abb. 61: für die Stickoxidminderung relevante Temperaturverteilung im Kessel	47
Abb. 62: optimale Adblue-Dosiermenge bei vorgegebenem NO_x -Massenstrom.....	49
Abb. 63: Stickoxid-, Ammoniak- und Lachgaskonzentration im Rauchgas in Abhängigkeit vom Dosierverhältnis des Additives (n) und der Reaktionstemperatur T_{Ref} nach [Kal16]...	49
Abb. 64 Zweistoffdüse zur Harnstoffdosierung, Innenrohr: Zuführung Harnstofflösung, Außenrohr: Zerstäubungsluft	50
Abb. 65: lange Zweistoffdüse mit Thermoelement nach Betrieb in Brennkammer, Nachbrennkammer	50
Abb. 66: Düse im Betrieb (li.), provisorisch veränderte Strömungsführung (re.)	50
Abb. 67: Eindüsung Harnstofflösung am unteren Sichtfenster des $450\text{ kW}_{\text{th}}$ -Kessels	50
Abb. 68: Eindüsung Harnstofflösung am oberen Sichtfenster des $450\text{ kW}_{\text{th}}$ -Kessels	51
Abb. 69: Eindüsung Harnstofflösung am originalen $120\text{ kW}_{\text{th}}$ -Kessel und mit veränderter Strömungsführung	51
Abb. 70: SCR-Katalysator und Einbauort in der vorderen Kesseltür.....	52
Abb. 71: Eindüsung Harnstofflösung $120\text{ kW}_{\text{th}}$ -Kessel ohne und SCR-Katalysator	52
Abb. 72: Temperaturprofil und Strömungsverlauf im Brennkammeraufsatz.....	53
Abb. 72: Anzahlkonzentration des Rauchgases (Verdünnungsfaktor 10 = Konzentration ist 10 x höher).....	53
Abb. 74: Multicharger im Brennkammeraufsatz Grimm-SMPS-Anzahlverteilung	54
Abb. 75: Multicharger im Brennkammeraufsatz Grimm-SMPS-Volumenverteilung	54
Abb. 76: Einfluss des Abbrandverhaltens auf die Wirkung des Multichargers	55
Abb. 76: Darstellung des Abscheidebehälteraufbaus in Cottbus	55

Abb. 78: Abscheidebehälter mit Aufnahmeﬂansch für das Aufladermodul und Pelletkessel (li.), Aufladermodul eingebaut (mi.), Aufladermodul ausgebaut (re.).....	56
Abb. 79: Darstellung der Sprühelektrodenvarianten	57
Abb. 80: Variation der Gegenelektrode; Gitterdurchmesser (li.), Prallblech zur Strömungsführung (li., o.), mit Gegenkoronalektroden (li., u.), an der Einströmseite geöffnet (re.)	57
Abb. 81: Variation der Einströmgeschwindigkeit mit erweiterbarer Einströmdüse auf der Aufladerseite (li. und mi.), optionales Netz zur Strömungsvergleichmäßigung auf der Abscheiderseite (re.).....	58
Abb. 82: schematischer Aufbau des optimierten Aufladermoduls mit tangentialem Eingang und durchgängiger Rohr-Gegenelektrode im Abscheidebehälter (li.); tangentialer Einlauf und Hochspannungsversorgung des Moduls (re.)	58
Abb. 83: Volumen-Partikelgrößenverteilungen und nicht normierte Summenkurven zur Veranschaulichung der Partikelgrößen und Partikelkonzentrationen an den Messstellen M1 bis M3	59
Abb. 82: Anzahl-Partikelgrößenverteilungen und nicht normierte Summenkurven zur Veranschaulichung der Partikelgrößen und Partikelkonzentrationen an den Messstellen M1 bis M3	59
Abb. 84: Schwankung der Anzahlkonzentration an den Messstellen M2 und M3 im Laufe der Zeit.....	60
Abb. 86: Variation des Draht-Gitterabstandes; Sprühelektrodennummer nach Abb. 79, Sprühdrahtlänge von der Mitte aus, Gitterdurchmesser (Niederschlagselektrode NE), (Spannung in kV), 5. Zahl Wiederholung	61
Abb. 87: Variation der Sprühelektrode bei Gitterdurchmesser 300; 1. Zahl Sprühelektrode nach Abb. 79, 2. Zahl Spannung, 3. Zahl Wiederholung.....	61
Abb. 88: schematische Sicht auf das Aufladermodul mit Schlitz auf der Einströmseite; rechts Variante mit leicht gekreuzter Doppelkammelektrode und Prallblech	62
Abb. 89: Vergleich der Gitterelektrode mit und ohne Öffnung an der Anströmseite.....	62
Abb. 89: Anzahlkonzentration und Abscheidegrad bei verschiedenen Optimierungsversuchen; Elektroden: Kammelektrode 11, Doppelkammelektrode (DKE) 8 nach Abb. 75.....	62
Abb. 90: Einfluss von Metallnetzen im Abscheideraum	64
Abb. 91: Elektroden mit hohen Abscheidegraden bei 30kV	64
Abb. 92: Agglomerate am Abscheidegitter.....	65
Abb. 94: Massenkonzentration im Rohgas und Reingas für verschiedene Brennstoffe und Elektroden.....	65
Abb. 95: Messergebnisse und Abscheidegrade des tangential angeströmten Aufladmoduls	66
Abb. 96: Aufladermodul mit Abscheidebehälter für einen Biomassekessel mit 88kWth	67
Abb. 97: Hochspannungseinführung mit Heizung und tangentialer Rauchgaszuführung o. li.; blauer Rüttelmotor zum Abklopfen der Ascheanlagerungen an Elektroden und Gehäuse o. re.; Aufladerrohr von innen mit Sprühelektrode und verschiebbaren Abreinigungsgitter m. li.; verdrehtes Abreinigungsgitter m. re.; Auflader im Betrieb mit Ascheanlagerung ohne Abreinigungsgitter u. li.; Ende des Aufladerrohrs und Gitterrost zur Strömungsberuhigung mit Aschebunker u. re.;.....	68
Abb. 98: Hochspannungseinführungen; oben alte Variante, Isolator in Rohr Spülluft durch Gitter; unten optimierte Variante, Isolator in Rogowskirohr, Spülluft, durch Bohrungen im Konus.....	69
Abb. 99: Messung der Partikelkonzentration am Isolator.....	69
Abb. 100: Sammeleffizienz der Probenahmesonde bei der gravimetrischen Analyse mit Berücksichtigung der Absauggeschwindigkeit nach DIN EN 13284-1	70
Abb. 101: Auswertung der gravimetrischen Messung während der Optimierungsversuche mit dem Paul-Gothe-System.....	71

Abb. 102: Anzahl-Verteilungssummen* der Partikel vor und nach dem Auflader, sowie nach dem Abscheidebehälter des Feldgerätes (*Partikelanzahl muss mit dem Verdünnungsfaktor 10 multipliziert werden).....	72
Abb. 103: Volumen-Verteilungssummen* der Partikel vor und nach dem Auflader, sowie nach dem Abscheidebehälter des Feldgerätes (*Volumenanteil muss mit dem Verdünnungsfaktor 10 multipliziert werden).....	72
Abb. 104: Partikelmasse im Feldtest mit Testo 380; *Fehlstellung der Sprühelektrode nach Entfernung des Abreinigungsgitters durch den Betreiber.....	73
Abb. 105: Übersichtszeichnung des Prototyps	74
Abb. 106: Prototyp für 120kW _{th} -Kessel in Sprengansicht und bei der Erprobung.....	75
Abb. 107: Partikelgrößenverteilungen des Rauchgases	75
Abb. 108: Summenkurve der Partikelanzahl im Rauchgas nach dem Abscheider am 120kW _{th} -Kessel; *Verdünnungsfaktor 10 muss multipliziert werden	76
Abb. 109: Volumensumme; *Verdünnungsfaktor 10 muss multipliziert werden	76
Abb. 110: Messung der Partikelkonzentration im Rauchgas mit Testo 380.....	77
Abb. 111: Messung der Partikelkonzentration mit Paul-Gothe Staubmesssystem	77
Abb. 112: Darstellung des Aufladers mit Sprühelektrodensternen li.; Simulation der Strömung im Auflader re.	79
Abb. 113: Aufladermodul mit Abscheidebehälter li.; Kessel mit Miscanthusbrennstoff re. .	82
Abb. 114: Technikumsabscheider, Maße und Strömungsführung des Aufladermoduls und der Sprühelektrode wurden variiert.....	Fehler! Textmarke nicht definiert.
Abb. 115: Feldabscheider, *Auladerlänge und Sprühelektroden wurden variiert	Fehler! Textmarke nicht definiert.
Abb. 116: Redesign, Entwurf	Fehler! Textmarke nicht definiert.

3. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Erreichter Ladungstransport mittels Düsen nach verschiedenen Literaturquellen .	18
Tab. 2: berechnete Tropfendurchmesser für verschiedene Düsendurchmesser und Volumenströme [Elk82].....	19
Tab. 3 : Vergleich der berechneten und gemessenen Partikelgröße der elektrischen Zweistoffdüse.....	20
Tab. 4: Elektrische Mobilitäten nach Hinds [Hin99], auf SI-Einheiten umgerechnet	24
Tab. 5: Abscheidezeit bei verwendeten Sprühdraht- und Düsenradien	25
Tab. 6: adiabate Abkühlung eines Luftstromes mit Eingangstemperatur 20°C bei Entspannung auf 1bar.....	28
Tab. 7: erreichte Abscheidegrade mit Paraffinaerosol bei unterschiedlichen Betriebsparametern	29
Tab. 8: Abscheidegrade bei Variation der Eingangskonzentration	29
Tab. 9: Einfluss der Spitzenanzahl des Aufladers auf den Abscheidegrad	32
Tab. 10: Einfluss von Position und Ausrichtung des Aufladers	33
Tab. 11: durchschnittliche Rauchgasparameter während der orientierenden Messungen	35
Tab. 12: Berechnung der Ladungsdichte und resultierenden übertragbaren Stromstärken nach dem Kugelkondensatormodell [Lin69].....	40
Tab. 13: Darstellung der gemessenen und berechneten Konzentrationen des 88kW-Abscheiders	43
Tab. 14: SNCR Reduktionsmittel nach Dittrich [Dit12].....	46
Tab. 15: Vorgabewerte SNCR	48
Tab. 16: chemische Parameter SNCR.....	48
Tab. 17: Berechnung des Adbluevolumenstroms für verschiedene Rauchgasvolumenströme	48
Tab. 18: wichtige Elektroden-Grundtypen.....	57
Tab. 19: Variation der Polarität verschiedener Sprühelektroden bei normaler und erhöhter Anströmgeschwindigkeit	63
Tab. 20: Variation der Anströmgeschwindigkeit.....	63
Tab. 21: Originale und veränderte	70
Tab. 22: Darstellung der Auflader- und Abscheidervolumen.....	79
Tab. 23: Darstellung der Staub-Abscheidegrade mit verschiedenen Messgeräten	79
Tab. 24: Anzahl- und gravimetrische Abscheidegrade	80
Tab. 25: Verweilzeiten, Aufstromgeschwindigkeiten und kleinste aerodynamischer Partikeldurchmesser für die Sedimentation von Agglomeraten	80

4. Symbole

Formelzeichen	Bedeutung	Einheit
Lateinische Buchstaben		
A	Oberfläche eines Tropfens	[m ²]
C	Kapazität	[F]
C _C	Cunninghamkorrektur	[-]
C _W	Widerstandsbeiwert eines Tropfens	[/]
d _{an}	Durchmesser der Luftöffnung	[m]
d ₀	Innendurchmesser der Düsen Spitze	[m]
e	Elementarladung	[As]
E	elektrische Feldstärke	[V/m]
E _Y	Zerstäubungsarbeit	[Nm]
F _w	Widerstandskraft	[N]
F _Y	Oberflächenkraft	[N]
h	Außendurchmesser der Düsen Spitze	[m]
m [·]	Massenstrom	[kg/s]
N	Anzahl	[-]
Oh	Ohnesorge-Zahl	[-]
Q	elektrische Ladung	[As]
R, r	Radius	[m]
R ₁	Radius innere Kugelschale (Kugelkondensator)	[m]
R ₂	Radius äußere Kugelschale (Kugelkondensator)	[m]
Re	Reynolds-Zahl	[/]
SMD	Sauterdurchmesser, x32	[m]
t	Anfangsfilm Dicke	[m]
U	elektrische Spannung	[V]
v	Geschwindigkeit	[m/s]
V	Volumen	[m ³]
We	Weber-Zahl	[/]
x	Durchmesser eines Tropfens	[m]
griechische Buchstaben		
Y	Oberflächenspannung	[N/m ²]
ε	Porosität	[m ³ /m ³]
ε ₀	elektrische Feldkonstante	[As/Vm]
ε _P	Dielektrizitätskonstante der Partikel	[-]
λ	mittlere freie Weglänge	[m]
μ	elektrische Mobilität	[m ² /Vs]
η	dynamische Viskosität des Gases	[Pa s]
ρ	Dichte	[kg/m ³]
ρ _P	Raumladungsdichte der Partikel	[As/m ³]
τ	Zeit	[s]
Indizes		
0	Einsatz-...	
a	Außen-	
A	Auflader	
D	Düse	
el	elektrisch	
g	Gas	
i	Innen	
l	Flüssigkeit	
R	Raumladungsabscheider	
tan	Tangential-	
Verw	Verweil	

5. Zusammenfassung

Bei der thermischen Nutzung von Reststoffen und schnell nachwachsenden Brennstoffen entstehen häufig Rauchgase mit hohem Stickoxid- und Staubgehalt. Um die gute Luftqualität zu sichern und die gesetzlichen Vorgaben zu erfüllen, werden Reinigungsanlagen für diese Rauchgase notwendig. Im Rahmen des DBU-Forschungsprojektes mit dem Biomassekesselhersteller A.P. Bioenergietechnik GmbH und dem Lehrstuhl Mechanische Verfahrenstechnik der BTU Cottbus-Senftenberg wurde eine kombinierte Rauchgasreinigung zur Stickoxidreduktion und Staubabscheidung entwickelt.

Im Rahmen orientierender Messungen mit verschiedenen Brennstoffen an typischen Biomassekesseln mit 120kW_{th} und 450kW_{th} wurden sehr hohe Partikel-Anzahlkonzentrationen ($>5 \cdot 10^{13} 1/\text{m}^3$) sehr kleiner Partikel ($<110\text{nm}$) und stark brennstoffabhängige Massenkonzentrationen von Rauchgaspartikeln und Stickoxiden festgestellt. Durch die Zusammensetzung der Biobrennstoffe, die Leistungs- und die Sauerstoffregelung werden größere Schwankungen der Messwerte und des Rauchgasvolumenstromes verursacht, sodass längere Messzeiten zur Vergleichbarkeit notwendig sind.

Die Entwicklung des Rauchgasreinigungssystems erfolgte in mehreren Schritten. Zunächst wurde das Konzept verfolgt, durch Eindüsung geladener Additivtröpfchen in die Nachbrennkammer simultan Partikel aufzuladen und Stickoxide zu reduzieren. Es mussten geeignete Tröpfchenaufloader gefunden werden, die so stark geladene Tröpfchen erzeugen, dass durch sie Rauchgaspartikel aufgeladen werden. Die Rauchgaspartikel sollen dann durch die gegenseitige Abstoßung selbständig abgeschieden werden. Es wurden Grundlagenuntersuchungen zur Auslegung von verschiedenen Aufladerkonzepten durchgeführt. Unter Umgebungsbedingungen wurde nachgewiesen, dass eine Aufladung von Aerosolenpartikeln mit Hilfe von geladenen Tröpfchen oder Ionendüsen möglich ist. Die resultierende Raumladungsabscheidung war für sehr hohe Partikelkonzentrationen und geringe Verweilzeiten jedoch eher gering. Größere Abscheidegrade ließen sich mit Hilfe eines Koronaaufladers erreichen. Die Labormuster wurden zunächst an einer 30kW_{th} -Versuchsanlage in Cottbus getestet. Bei dem Einsatz der entwickelten Auflader in der Nachbrennkammer bei Temperaturen um 950°C war keine signifikante Aufladung und Abscheidung der Rauchgaspartikel zu erreichen. Dafür sind verschiedene Effekte wie z.B. die hohe elektrische Leitfähigkeit des Rauchgases verantwortlich. Die Partikelaufladung musste in Bereiche mit geringerer Temperatur verlagert werden. Die Auflader wurden nun in verschiedenen Behältern getestet, die dem Rauchgasausgang des Kessels nachgeschaltet wurden. Eine weitere Optimierung der Auflader erfolgte auf Basis der Koronaentladung, da sich mit diesem Konzept hohe Anzahlpartikel-Abscheidegrade erreichen ließen. Es war auffällig, dass große Unterschiede bei Konzentrationen und Abscheidegraden zwischen verschiedenen Messgeräten auftraten.

Die Partikelkonzentration wurde mit dem SMPS, FMPS, ELPI+ bestimmt. Alle Geräte haben den Nachteil, dass nur Partikel mit geringen Partikelgrößen im nm- bis μm -Bereich erfasst werden können. Für diese Partikel war der Abscheidegrad sehr hoch ($>90\%$). Bei der Bestimmung der Partikelmasse und gravimetrischen Abscheidegraden mit dem Testo-Feinstaubmessgerät und dem filterbasierendem Paul-Gothe Messsystem waren die Abscheidegrade geringer. Das spricht für Koagulation von feinen Partikeln im Auflade- oder Abscheidebereich. Auffällig war, dass abgeschiedene Rauchgaspartikel an den Abscheideflächen Dendriten bildeten, welche von der Strömung wieder in das Rauchgas eingetragen wurden. Um die Massenkonzentration auf die geringen Grenzwerte zu senken, wurde der beste Auflader durch eine tangentielle Strömungsführung ergänzt. Dadurch werden die Rauchgaspartikel aufgeladen und agglomeriert und in der Nähe der Gegenelektrode gehalten, was den Wiedereintrag von Partikeln verhindert.

Die Senkung der Stickoxidkonzentration wurde am Standort Hirschau an den Biomassekesseln mit 120kW_{th} und 450kW_{th} mit eiweißhaltigen Brennstoffen Schilf und Traubentresten getestet. Die Stickoxidreduktion wurde mit Harnstofflösung als Additiv, sowie mit einem KSCR4-Katalysator und ohne Katalysator durchgeführt. Die Eindüsung erfolgte im vorhandenen Sichtfenster bei etwa 950°C und der Katalysator befand sich bei etwa 500°C in einer Rauchgasumlenkung zwischen den Wärmetauschern. Mit und ohne Katalysator lie-

ßen sich die Stickoxidkonzentrationen von 600 bis 700mg/m³ auf 100 bis 200mg/m³ senken. Bei dem Betrieb mit Katalysator war dazu die stöchiometrische Menge an Harnstofflösung notwendig (0,5l/h), während eine Überdosierung keine weitere NO_x-Absenkung bewirkte. Ohne Katalysator nahm die Stickoxidkonzentration mit steigendem Harnstoffstrom bis zur Endkonzentration stetig ab. Zum Erreichen des Grenzwertes war keine Überdosierung notwendig.

Mit einem SCR-Katalysator in der Wärmeübertragerumlenkung wird der Wirkungsgrad zwar erheblich erhöht, der freie Rauchgasweg wird durch den Katalysator aber verringert. Es steigt die Gefahr des Verblockens und zusätzlich ist die Ausfallwahrscheinlichkeit der Katalysatorwirkung aufgrund von Katalysatorgiften hoch. Daher wird für ein robustes System die Variante ohne Katalysator favorisiert.

Die Entwicklung des in Cottbus erprobten Aufladerkonzeptes erfolgte im Feldtest in Hirschau an einem 88kW_{th} Biomassekessel unter realen Betriebsbedingungen. Der Auflader wurde als Modul in einen an den Heizraum angepassten Behälter geflanscht und an den Kesselausgang angeschlossen.

Für den dauerhaften, störungsfreien Betrieb des Aufladers haben sich aufgrund der großen Aschemengen mit geringer Dichte und hoher Leitfähigkeit große Querschnitte als sinnvoll herausgestellt. Das führt zusammen mit der sehr hohen Partikelkonzentration des Rauchgases zum sogenannten Corona-Quenching, was die Abscheiderate senkt, aber energetisch einen optimalen Zustand darstellt. Am Ende des Aufladers nimmt das Quenching ab und die Partikel werden besser aufgeladen. Die geladenen Partikel werden danach durch elektrostatische Dispersion [Kas81] im Behälter weiter abgeschieden. Eine vollständige Abscheidung aller Partikel ist nicht möglich, da das treibende elektrische Feld durch die geladenen Partikel verursacht wird, deren Konzentration durch die Abscheidung stetig abnimmt. Vorteilhaft an diesem Konzept erwies sich deren Stabilität gegenüber Störungen durch Ascheablagerungen, Kondensation, Verschleiß und Thermoschock und die kostengünstige Anfertigung.

Die Erkenntnisse der Feldversuche führten zum Bau eines Redesigns für größere Volumenströme und Biomassekessel mit thermischen Leistungen > 100kW_{th}.

6. Einleitung

Die Weiterentwicklung der Wärmezeugung aus Biomasse ist ein Eckpunkt der Energiewende. Die Verbrennung der Biomasse führt langfristig zu keiner Erhöhung des Kohlendioxidgehaltes der Atmosphäre, da der in ihnen gespeicherte Kohlenstoff durch die Photosynthese der Pflanzen relativ kurz vor der energetischen Nutzung aus dem CO₂ der Atmosphäre gewonnen wurde. Durch die energetische Nutzung von einheimischen, schnell nachwachsenden Rohstoffen wie Miscanthus und Schilf oder Reststoffen wie Traubentrest oder Baumrinde entstehen aber auch neue Probleme. Die bei der Verbrennung von mineralstoffreichen und eiweißhaltigen Energieträgern entstehenden Rauchgase sind durch hohe Staub- und Stickoxidkonzentrationen besonders schadstoffreich. [Lau02]

Der Gesetzgeber hat für Biobrennstoff im Bundes-Immission-Schutz-Gesetz (BImSchG) und der darauf aufbauenden Bundes-Immissions-Schutz-Verordnung (BImSchV) strenge Grenzwerte für bestimmte freigesetzte Luftschadstoffe definiert. Die Staubgrenzwerte können im Allgemeinen bei schnell nachwachsenden Brennstoffen durch Primärmaßnahmen (Verbrennungs- bzw. Kesseloptimierung) nicht eingehalten werden und auch bei NO_x-Emissionen können Sekundärmaßnahmen notwendig sein. Zur Erhaltung der Luftqualität und zur Einhaltung gesetzlichen Bestimmungen sind bei der Biomasseverbrennung Abgasreinigungseinrichtungen unabdingbar. [Kal16]

Mittels Schwer- und Trägheitskräften lassen sich grobe Partikel (>5µm) abtrennen, aber keine Feinstäube mit besonders hohem Toxizitätspotential. Filternde Abscheider können auch Feinstaub zurückhalten, verursachen jedoch durch Filterporen und Filterkuchen einen Druckverlust, welcher unter hohem Energieaufwand durch Gebläseleistung überwunden werden muss. Gaswäscher benötigen Frischwasser und erzeugen verunreinigtes Wasser, welches kostenintensiv entsorgt werden muss.

Aus diesen Gründen ist der Einsatz von Elektroabscheidern mit geringem Druckverlust, niedrigem Energieverbrauch und hohem Abscheidegrad auch bei feinsten Partikeln für die Abscheidung der Aerosole interessant.

Zur Erzeugung der notwendigen, hohen Feldstärken (bis etwa 10^6 V/m) werden in konventionellen Elektroabscheidern hohe Spannungen und aufwendige Hochspannungsinstallationen verwendet. Daher gelten die Investitionskosten und die Sicherheitsanforderungen für Elektroabscheider als sehr hoch, so dass Elektroabscheider bisher vorwiegend für sehr große Volumenströme eingesetzt werden. Bei sehr großen Volumenströmen tritt der vergleichsweise (relativ zu Wäschern und Abreinigungsfiltern) günstigere Energieverbrauch in den Vordergrund.

Seit Neuerem wird auch das Konzept verfolgt, das Aerosol in einer Koronaentladung nur aufzuladen und die Abscheidung separat davon durch den Raumladungseffekt des geladenen Aerosols zu erreichen. Dies ist z. B. bei Anlagen des Typs „CAROLA“ [BoI02] der Fall. Bei einer einfachen Raumladungsabscheidung besteht allerdings das Problem, dass mit zunehmender Abscheidung des Aerosols auch die Raumladung abnimmt. Somit schwindet das treibende E-Feld für die Abscheidung und eine nach dem Stand der Technik für Elektroabscheider und andere Abgasreinigungsanlagen übliche Gesamtabscheidung ist nicht erreichbar. Tatsächlich wird für einstufige Anlagen dieses Typs über Gesamtabscheidegrade im Bereich um 60-80% berichtet. Vorteilhaft bei Anlagen zur Raumladungsabscheidung ist aber, dass die Partikelabscheidung weitgehend unabhängig von der Geometrie der Anlage erfolgt. Dies erlaubt die Nutzung von sehr einfachen Behältern oder vorhandenen Volumen wie Wärmetauschern und Rohrleitungen für die Raumladungsabscheidung. Hier ist ein Weg zur Senkung der Investitionskosten und zum Bau von wirtschaftlichen Elektroabscheidern erkennbar.

7. Entwicklung des Aufladermoduls

Die Entwicklung des Aufladermoduls erfolgte in mehreren Schritten. Durch orientierende Messungen am Anfang des Projektes wurden grundlegenden Apparate- und Rauchgasparameter der Biomasseheizkessel bestimmt.

Mit der Kenntnis von Partikelgröße und -anzahl sowie den zu erwartenden Rauchgasgeschwindigkeiten wurden Aufladerkonzepte im Kaltversuch mit Ersatzaerosolen systematisch untersucht. Auf deren Basis wurden erfolgsversprechende Konzepte im Heißversuch an einer Laborverbrennungsanlage (30kW_{th}) getestet und weiterentwickelt. Mit diesen Ergebnissen wurde ein Auflader für Biomassekessel (88kW_{th}) bei realen Betriebsbedingungen entworfen, betrieben und weiter optimiert. Nach erfolgreichem Langzeitbetrieb wurde das Konzept auf einen Abscheider für Biomassekessel mit höheren Leistungen ($>120\text{kW}_{\text{th}}$) übertragen und ein Redesign angefertigt.

Die Arbeitsschritte und Methoden werden nachfolgend entsprechend der Arbeitspakete im Projektantrag thematisch geordnet. Sie haben keine strenge zeitliche Reihenfolge.

Arbeitspaket 1: Auflader-Auswahl

Im Folgenden werden nutzbare Konzepte zur Aufladung von Aerosolen dargestellt. Die übertragbaren Stromstärken und Ladungsdichten werden mit Hilfe von Experimenten ermittelt und mit Werten aus der Literatur verglichen. Zusätzlich werden geeignete Berechnungs- und Auslegungsmethoden zusammengestellt. Es werden Tröpfchengrößen und -mengen in Abhängigkeit verschiedener Prozessparameter ermittelt. Für die Messung der Partikelgrößen wurden, je nach Messaufbau und Eignung die Geräte Sympatec „HELOS“, Mobilitätsspektrometer SMPS und FMPS, sowie Elpi+ verwendet. Zur Ermittlung der transportierten Ladung wurden Prallbleche und Verweilzeitbehälter mit angeschlossener Strommessung verwendet. Ziel war es, eine zuverlässig arbeitende Konstruktion zu finden, die bei möglichst geringem Energie- bzw. Druckluftverbrauch einen ausreichend großen Ladungsstrom (ca. $0,5\text{ mA}$) in Form von Ionen oder geladenen Tröpfchen produziert. Die am meisten Erfolg versprechende Konstruktion soll dann zu einem Funktionsmuster weiterentwickelt werden. Daneben soll auch ein Rezirkulationsauflader (Koronaauflader mit autogener Aerosolansaugung) als Funktionsmuster realisiert und vermessen werden. Alle Versuche finden zunächst bei Raumtemperatur statt.

Kombinierte Additivdosierung und Aufladung durch Erzeugung geladener Tröpfchen

Die Einbringung geladener Additivtröpfchen in das Rauchgas wurde angestrebt, da sich damit das Reduktionsmittel zur Stickoxidsenkung und die unipolaren Ladungsträger gleichzeitig in das Rauchgas einbringen lassen. Stand der Technik ist die Nutzung geladener Tröpfchen bereits in der Landwirtschaft für die Ausbringung von Pflanzenschutzmittel, in der Lackier-/Beschichtungsindustrie für das Aufbringen von Pigmenten und Schutzstoffen auf Oberflächen, sowie in der Pharmazie zur gleichmäßigen Verteilung feinsten Aerosole in der Lunge.

Elektrostatistischer Rotationszerstäuber

Bei der elektrostatischen Rotationszerstäubung wird Flüssigkeit von oben auf eine Schleuderscheibe gegeben. Nach Bailey [Bai88] kann die Tröpfchengröße \bar{x} in Abhängigkeit von der Scheibendrehzahl n [1/min], dem Volumenstrom q [l/s], der Oberflächenspannung σ [N/m], der Dichte ρ_l [kg/m³] und des Scheibendurchmessers D_s [m] berechnet werden.

$$\bar{x} = \frac{3,78}{n} \cdot \sqrt{\frac{2q}{\pi^3} \left(\frac{\sigma_l}{D_s^5 \rho_l} \right)^{1/4}} \quad [m] \quad (1)$$

Die Tropfengröße liegt bei den eingestellten Parametern im Bereich mehrerer μm .

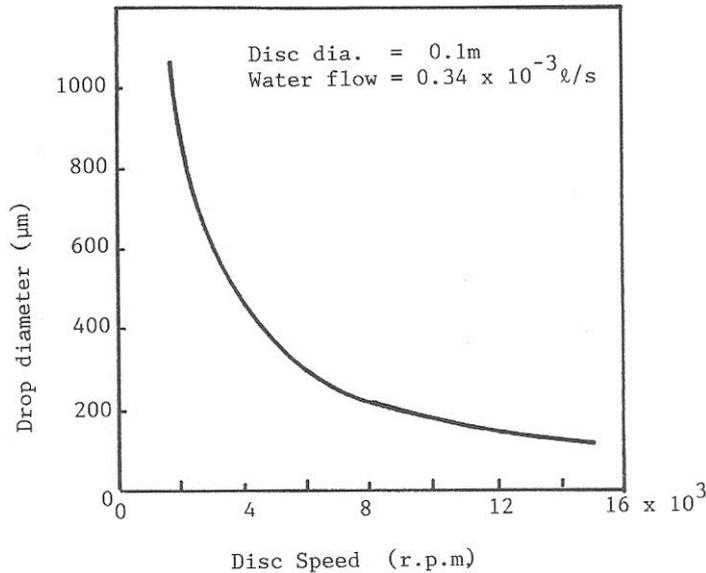


Abb. 1: Zu erwartender Tropfendurchmesser nach Bailey [Bai88]

Kleine Volumenströme und Oberflächenspannungen sowie hohe Drehzahlen, Flüssigkeitsdichten und Scheibendurchmesser führen zu kleineren Tröpfchen. Eine elektrostatische Aufladung wirkt der Oberflächenspannung entgegen und sollte somit in der Gleichung durch eine abgesenkte Oberflächenspannung darstellbar sein. Die Aufladung der Partikel erfolgt durch Influenz mit einer Hochspannungselektrode. Der Aufbau des konstruierten Rotationszerstäubers ist auf den Abbildungen Abb. 2 und Abb. 3 dargestellt.

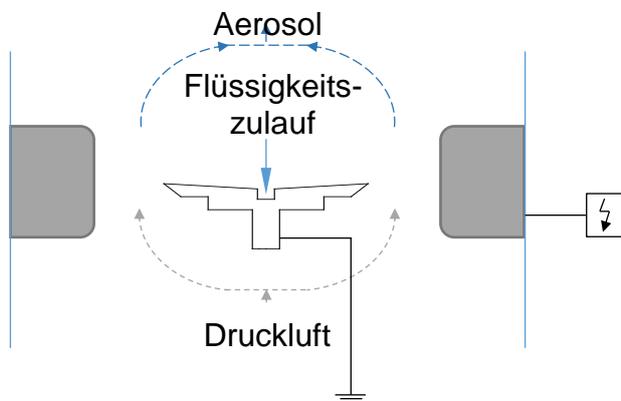


Abb. 2 schematischer Aufbau des elektrostatischen Rotationszerstäubers

Abb. 3 Elektrostatischer Rotationszerstäuber

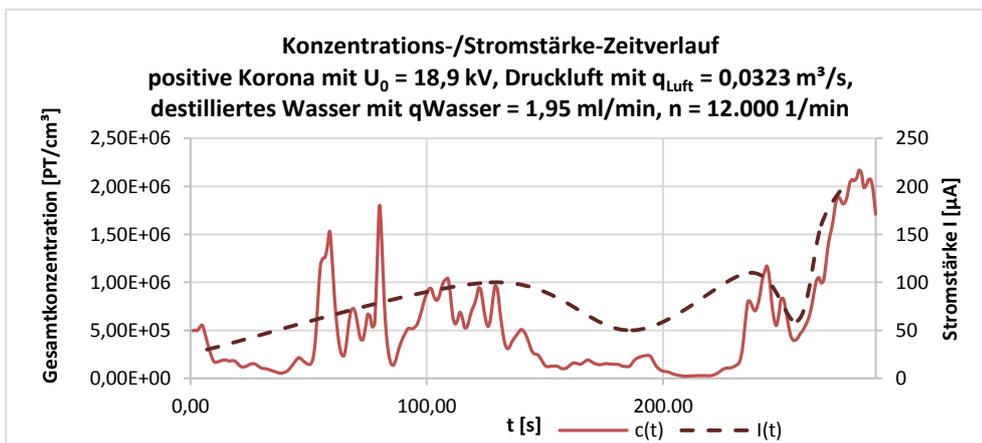


Abb. 4 Konzentration und Stromaufnahme des elektrostatischen Rotationszerstäubers

Mit einem Kondensationspartikelzähler wurde die Konzentration der Tröpfchen gemessen, die Stromaufnahme wurde erdungsseitig mit einem Multimeter gemessen.

Bei höheren Dosiermassenströmen und Drehzahlen kommt es zum Schlupf zwischen Flüssigkeit und Scheibe, wodurch zeitliche Schwankungen der Partikelgrößenverteilungen und Konzentrationen auftreten. Um dies zu kompensieren wurde die Schleuderscheibe durch einen Schleuderbecher ersetzt. In diesem wird die Flüssigkeit effektiver auf die Umfangsgeschwindigkeit beschleunigt werden, womit Schwankungen ausgeglichen werden sollten.

Die Tröpfchengröße wurde in Abhängigkeit von Drehzahl und Spannung mit einem HELOS-System (Abbildungen siehe Anhang A) bestimmt. Sie lag mit 1 bis $20\mu\text{m}$ konsequent unterhalb der theoretisch hergeleiteten Tröpfchengrößen, was auf die Ausbildung von Sekundärtropfen und die Abscheidung der Primärtropfen schließen lässt. Problematisch war zusätzlich die Anlagerung von geladenen Tröpfchen auf den Linsen des HELOS-Systems. Für andere Partikelmesssysteme wie SMPS, FMPS, ELPI waren die zu erwartenden Tröpfchendurchmesser zu groß.

Charakteristisch für die Konstruktion war, dass sich auch bei dem Becherzerstäuber starke Schwankungen bei der aufgenommenen Stromstärke und Tröpfchenkonzentration ausbildeten. Der von Tröpfchen auf eine Metallplatte übertragene Strom war mit max. $1\mu\text{A}$ sehr gering.

Das Hauptproblem war, dass die fein zerstäubten unipolar geladenen Wassertröpfchen sich durch die gegenseitige Abstoßung auf allen Flächen des Rotationszerstäubers niederließen. Nach wenigen Minuten Betrieb kam es zu Kurzschlüssen infolge eines Wasserfilmes im gesamten Gehäuse.

Das Prinzip des elektrostatischen Rotationszerstäubers wird daher nicht weiterverfolgt.

Entwicklung und Optimierung einer elektrostatischen Zweistoffdüse

Für die feine Zerstäubung von geringen Flüssigkeitsströmen sind Zweistoffdüsen geeignet. Durch ein zweites Medium wie Druckluft werden hohe Strömungsgeschwindigkeiten auf einen Flüssigkeitsstrahl aufgeprägt, wodurch ein Zerreißen der Flüssigkeit erreicht wird.

Dadurch werden Tropfengrößen von $10\mu\text{m}$ bis $300\mu\text{m}$ bei Flüssigkeitsströmen von 0,1 bis 200g/s erreicht. Die Tropfengröße nimmt ab mit zunehmendem Gasstrom, abnehmendem Flüssigkeitsstrom und Senkung des Düsendurchmessers. [Woz03]

Zweistoffdüsen lassen sich mit Hilfe der sogenannten Kontakt- und Influenzaufladung kombinieren und zur gleichzeitigen Aufladung der Flüssigkeitstropfen nutzen. Durch eine hohe Potentialdifferenz zwischen der Zerstäuberkannte, an der der Flüssigkeitsfaden zerfällt und der Umgebung, wandern freie Ladungsträger an das Strahlende und verbleiben im Tropfen nach dem abreißen. Eine weitere Möglichkeit ist die Aufladung der Tropfen nach der Entstehung mittels Koronaaufladung, bei der Gasionen zur Aufladung dienen.

Gan-Mor, Ronen, Ohaliav [Gan14] erreichten mittels Koronaaufladung bei einem Wasservolumenstrom von 0,45 l/min eine maximale Ladungsdichte von $1,85\text{ C/m}^3$ Flüssigkeit bzw. $13,9\mu\text{A}$ übertragene Stromstärke. Eine entsprechende Größenordnung an übertragener Stromstärke schafften auch J. Kim, Lee, H. Kim und Ogata [Kim10] mit der Elektrospray-Methode und mit 1,1,3,3-Tetramethyldisiloxan als Flüssigkeit. Auch mit Wasser, aber den Vergleich zwischen Korona- und Kontaktaufladung erforschend, schafften Moser und Eckert [84] eine maximale Ladungsdichte von 0,09 bzw. $0,51\text{ C/m}^3$ Flüssigkeit bei einem Flüssigkeitsstrom von 1 l/min. Damit fanden sie heraus, dass die Kontaktaufladung etwa 6-mal effektiver als die Koronaaufladung ist. Mit der Kraftstoffaufladung befassten sich Leuteritz [Leu01] und Laryea [Lary03]. Leuteritz erreichte dort bis zu 3 C/m^3 Flüssigkeit, aber Laryea nur $0,055\text{ C/m}^3$ Flüssigkeit.

Diese Versuchsergebnisse weichen relativ stark voneinander ab, was an den Versuchsaufbauten, den Volumenströmen und den Leitfähigkeiten der einzelnen Stoffe liegen könnte. Für die Aufladung von Flüssigkeiten mittels Düsen ist es entscheidend, wie groß der Düseninnendurchmesser, der Durchsatz sowohl an Luft als auch an Flüssigkeit ist und auf

welche Art und Weise die Aufladung geschieht. Durch die Vielzahl an Parameter ist ein Vergleich schwierig und es treten große Unterschiede in den Ergebnissen auf.

angelegte Spannung [kV]	Aufladungsart	Stoff	Tropfendurchmesser d_{50} [μm], Düsendurchmesser d [mm]	maximale Ladungsdichte [$\text{C}/\text{m}^3_{\text{Flüssigkeit}}$]	maximale Stromstärke [μA]	
+20	Korona	Wasser	$d_{50}= 115$	1,85	13,9	[Gan14]
- 10	Elektrospray (Kontakt)	1,1,3,3-Tetramethyl-disiloxan	$d_{50}= 0,105$	-	10	[Kim10]
-30	Kontakt	Leitungswasser	$d_{50}= 185$	0,51	8,52	[Mos84]
-30	Korona	Leitungswasser	$d_{50}= 185$	0,09	1,5	[Mos84]
+/- 60	Kontakt	Diesel	$d= 0,2$	3	-	[Leu01]
-12	Kontakt	Kerosin	-	0,055	0,063	[Lary04]

Tab. 1: Erreichter Ladungstransport mittels Düsen nach verschiedenen Literaturquellen

Die Auswahl von empirischen Berechnungsgleichungen für Tröpfchengrößen aus Sprays von Düsen ist sehr groß und die Anwendbarkeit stark von der Größe und Gestalt der Düse, sowie der eingesetzten Medien abhängig. [Lef17]

Die Tropfengröße wird bei Sprays üblicherweise als Sauterdurchmesser $\bar{x}_{1,2}$ angegeben und entspricht dem Kugeldurchmesser eines monodispersen Kollektives mit der spezifischen Oberfläche der Sprayverteilung. Eine Berechnungsmöglichkeit der Tropfengröße für außenmischende Zweistoffdüsen lieferte Elkotb. [Elk82]

$$\bar{x}_{1,2} = 51d_D \text{Re}^{-0,39} \text{We}^{-0,18} \left(\frac{\dot{m}_l}{\dot{m}_g} \right)^{0,29} \quad (2)$$

mit der Reynoldszahl

$$\text{Re} = \frac{\rho_l v_r d_D}{\eta_l} \quad (3)$$

und der Weberzahl

$$\text{We} = \frac{\rho_l v_r^2 d_D}{\gamma} \quad (4)$$

d_D	Innendurchmesser der Düsen Spitze [m]
Re	Reynolds-Zahl [/]
We	Weber-Zahl [/]
\dot{m}_l, \dot{m}_g	Massenstrom der Flüssigkeit bzw. der Luft [kg/s]
ρ_l	Dichte der Flüssigkeit [kg/m^3]
v_r	Relativgeschwindigkeit zwischen Luft und Flüssigkeit [m/s]
η_l	dynamische Viskosität der Flüssigkeit [kg/ms]
γ	Oberflächenspannung der Flüssigkeit [kg/s^2].

Für ausgewählte Geometrie- und Betriebsparameter mit trockener Druckluft und Wasser bei Umgebungsbedingungen ergeben sich die in Tab. 2 dargestellten Tropfendurchmesser.

Durchmesser der Luftöffnung	Durchmesser Düsen Spitze (d_0)	Volumenstrom Luft	Volumenstrom Wasser	Weber-Zahl	Reynolds-Zahl	Sauter-durchmesser x_{32}
2 mm	0,5 mm	30 l/min	0,15 l/h	$2,731 \cdot 10^5$	$9,968 \cdot 10^4$	13,874 μm
			0,9 l/h	$2,702 \cdot 10^5$	$9,915 \cdot 10^4$	23,420 μm
		50 l/min	0,15 l/h	$7,594 \cdot 10^5$	$1,662 \cdot 10^5$	8,153 μm
			0,9 l/h	$7,545 \cdot 10^5$	$1,657 \cdot 10^5$	13,742 μm
	0,7 mm	30 l/min	0,15 l/h	$5,945 \cdot 10^5$	$1,740 \cdot 10^5$	13,588 μm
			0,9 l/h	$5,919 \cdot 10^5$	$1,736 \cdot 10^5$	22,884 μm
		50 l/min	0,15 l/h	$1,652 \cdot 10^6$	$2,901 \cdot 10^5$	7,987 μm
			0,9 l/h	$1,648 \cdot 10^6$	$2,897 \cdot 10^5$	13,442 μm
2,5 mm	0,5 mm	30 l/min	0,15 l/h	$9,378 \cdot 10^4$	$5,841 \cdot 10^4$	20,715 μm
			0,9 l/h	$9,209 \cdot 10^4$	$5,788 \cdot 10^4$	35,069 μm
		70 l/min	0,15 l/h	$5,117 \cdot 10^5$	$1,364 \cdot 10^5$	8,575 μm
			0,9 l/h	$5,077 \cdot 10^5$	$1,359 \cdot 10^5$	14,461 μm
	0,7 mm	30 l/min	0,15 l/h	$1,683 \cdot 10^5$	$9,257 \cdot 10^4$	21,813 μm
			1,0 l/h	$1,676 \cdot 10^5$	$9,214 \cdot 10^4$	37,946 μm
		60 l/min	0,15 l/h	$6,737 \cdot 10^5$	$1,852 \cdot 10^5$	10,605 μm
			1,0 l/h	$6,705 \cdot 10^5$	$1,848 \cdot 10^5$	18,416 μm

Tab. 2: berechnete Tropfendurchmesser für verschiedene Düsendurchmesser und Volumenströme [Elk82]

Erwartungsgemäß führen größere Luftströme und hohe Luftgeschwindigkeiten zu kleineren Tröpfchengrößen, während höhere Wasserströme und höher Wassergeschwindigkeiten zur Erhöhung der Tropfengröße führen.

Für die ersten Kaltversuche wurde eine Düse entsprechend Abb. 5 hergestellt. Sie besteht aus einer isolierenden Kunststoffscheibe, einem leitfähigen, geerdeten Innenteil und einer unter Hochspannung stehenden Influenzelektrode.

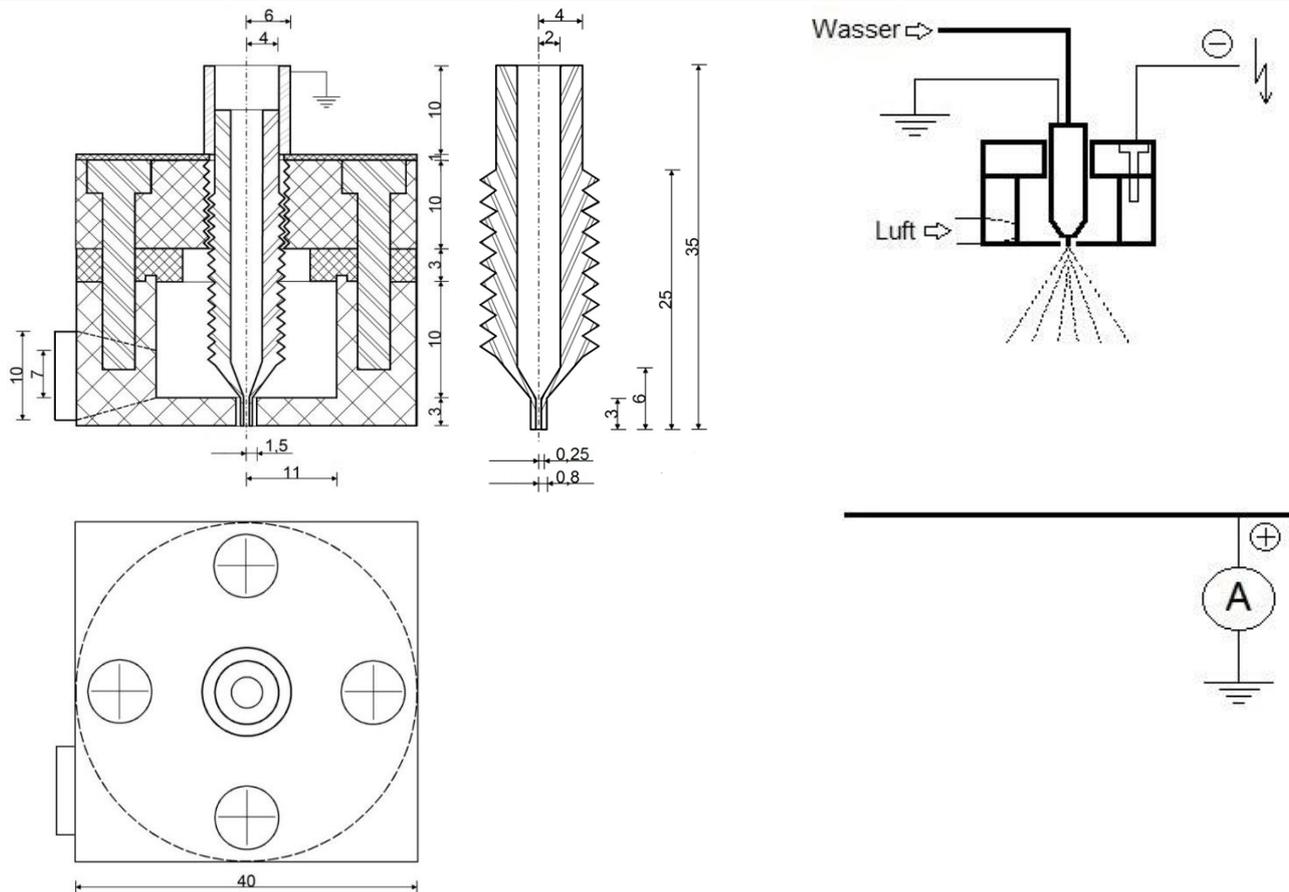


Abb. 5: Zweistoffdüse im Schnitt (li.), Draufsicht (u.), variabler Innenteil (mi.), Versuchsaufbau (re.)

Die berechneten und gemessenen Tropfengrößen lagen in der gleichen Größenordnung und gaben den Einfluss der variablen Parameter gut wieder.

$d_{\text{Luft-öffnung}}$ [mm]	d_0 [mm]	\dot{V}_{Luft} [l/min]	\dot{V}_{Wasser} [l/h]	x_{32} nach Elktob et al. [μm]	x_{32} gemessen [μm]
2	0,5	30	0,15	13,874	10,989
			0,9	23,420	13,274
		50	0,15	8,153	7,417
			0,9	13,742	6,615
	0,7	30	0,15	13,588	-
			0,9	22,884	-
		50	0,15	7,987	-
			0,9	13,442	-
2,5	0,5	30	0,15	20,715	9,009
			0,9	35,069	9,96
		70	0,15	8,575	3,046
			0,9	14,461	9,104
	0,7	30	0,15	21,813	8,242
			1,0	37,946	14,706
		60	0,15	10,605	5,455
			1,0	18,416	9,917

Tab. 3 : Vergleich der berechneten und gemessenen Partikelgröße der elektrischen Zweistoffdüse

Zunächst wurden Abstand der Abscheideelektrode variiert, mit steigendem Abstand wurden die übertragbaren Ströme geringer. Bei der Verwendung von negativer Hochspannung entstehen positiv geladene Tropfen und umgekehrt.

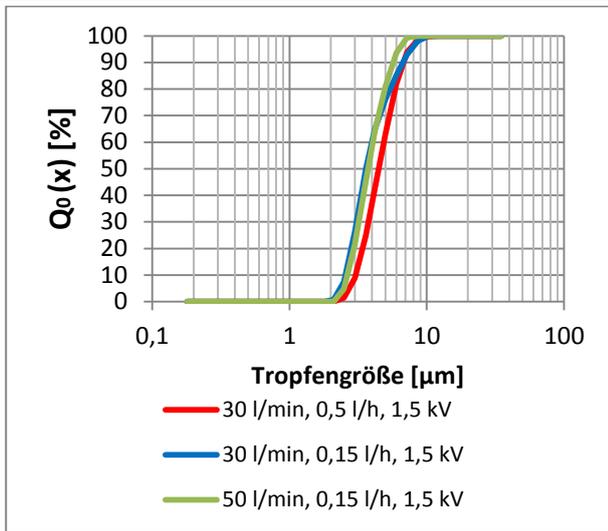


Abb. 6: Bestimmung der Partikelgrößenverteilung mit dem HELOS

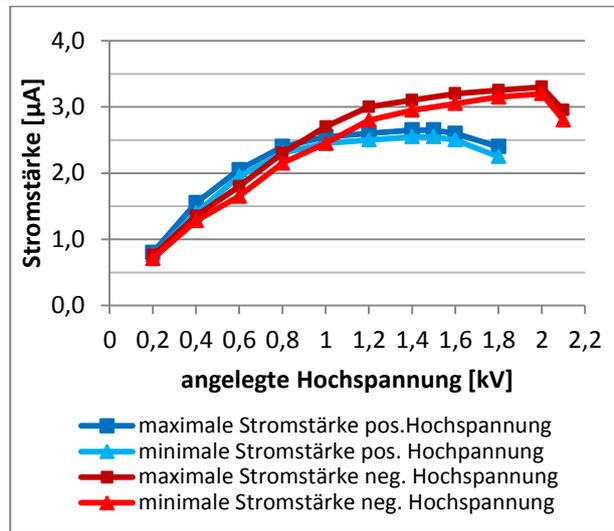


Abb. 7: Einfluss der Polarität auf die Stromstärke bei $V_g= 30$ l/min, $V_t= 0,15$ l/h, $a= 10$ cm

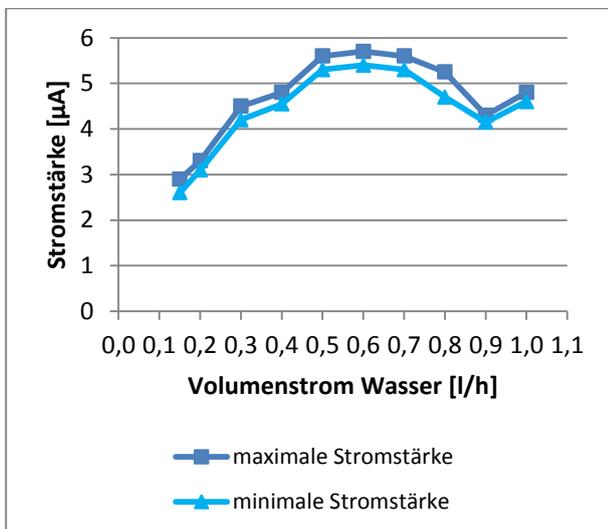


Abb. 8: Einfluss des Volumenstromes von Wasser ($U= +1,5$ kV, $V(Luft)= 30$ l/min, $a= 10$ cm)

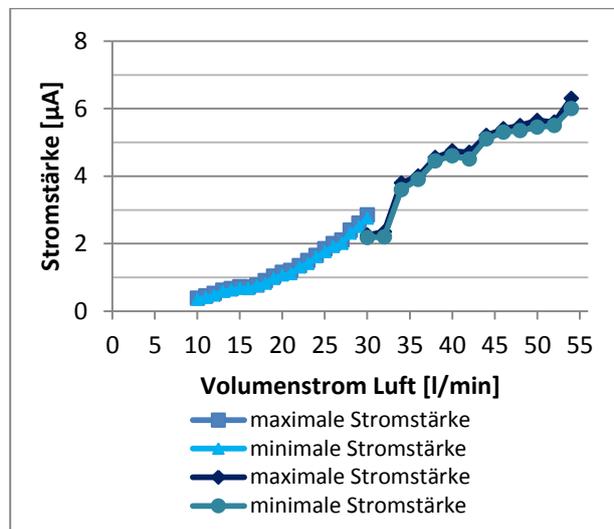


Abb. 9: Einfluss des Volumenstromes der Luft ($U= +1,5$ kV, $V(H_2O)= 0,15$ l/h, $a= 10$ cm)

Da es infolge des geringen Abstand zwischen dem geerdeten Innenteil und dem unter Spannung stehendem Außenteil zu Überschlügen kam, wurde eine weitere Variante mit separater Hochspannungselektrode entwickelt. Die übertragene Stromstärke ließ sich dadurch erhöhen. Die Ergebnisse in Abhängigkeit der Variationsparameter sind auf den folgenden Abbildungen dargestellt.

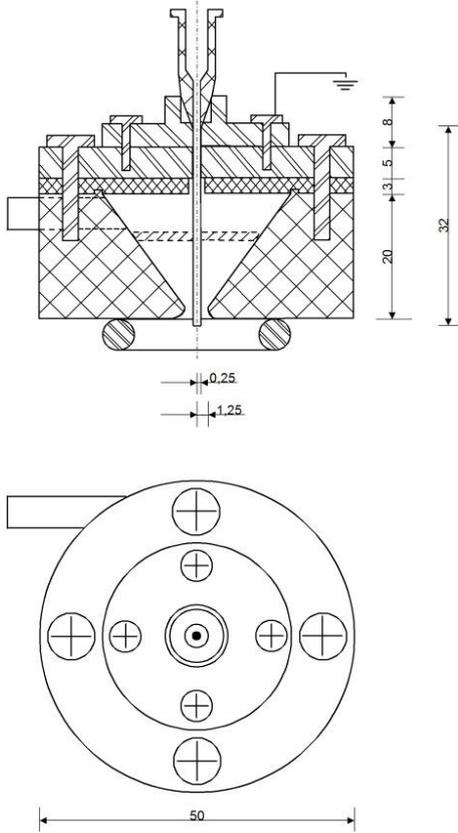


Abb. 10: optimierte Düse mit isolierendem Kunststoffgehäuse separater Hochspannungselektrode

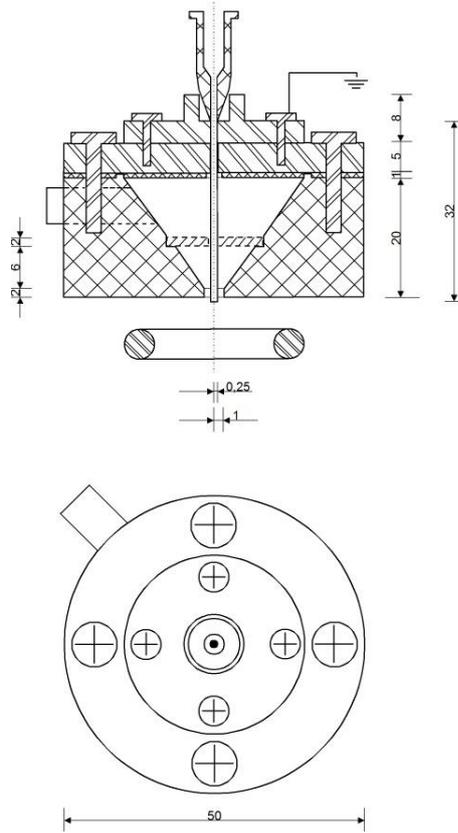


Abb. 11: Düsenvariante mit rechtwinkligen Einlauf und Strömungsverteilung

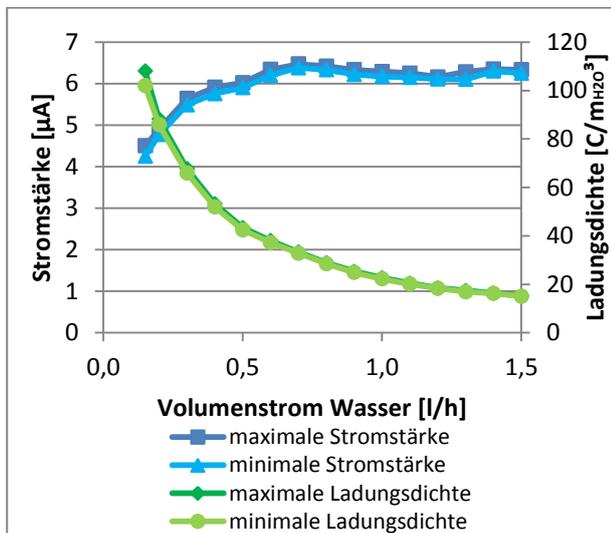


Abb. 12: Einfluss des Volumenstromes von Wasser ($U = +1,5 \text{ kV}$, $\dot{V}(\text{Luft}) = 30 \text{ l/min}$, $a = 10 \text{ cm}$)

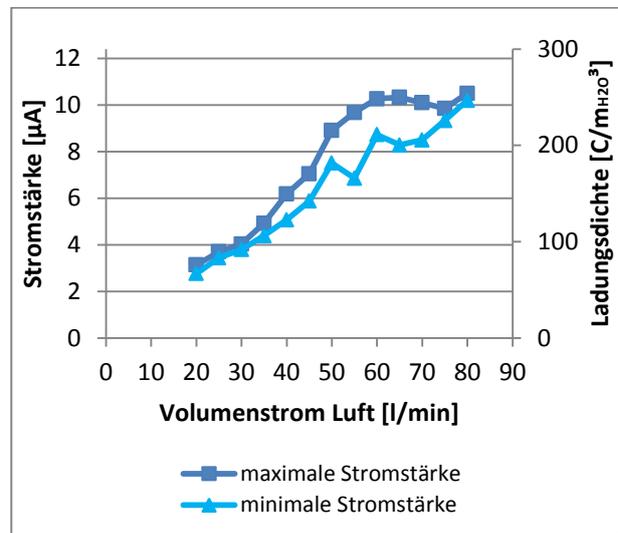


Abb. 13: Einfluss des Volumenstromes der Luft ($U = +1,5 \text{ kV}$, $\dot{V}(\text{H}_2\text{O}) = 0,15 \text{ l/h}$, $a = 10 \text{ cm}$)

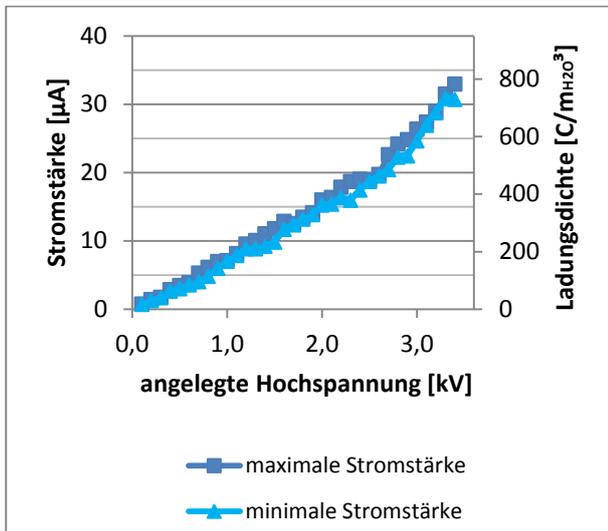


Abb. 14: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (80 l/min) und minimalem Wasservolumenstrom (0,15 l/h) (pos. Hochspannung, a= 10 cm)

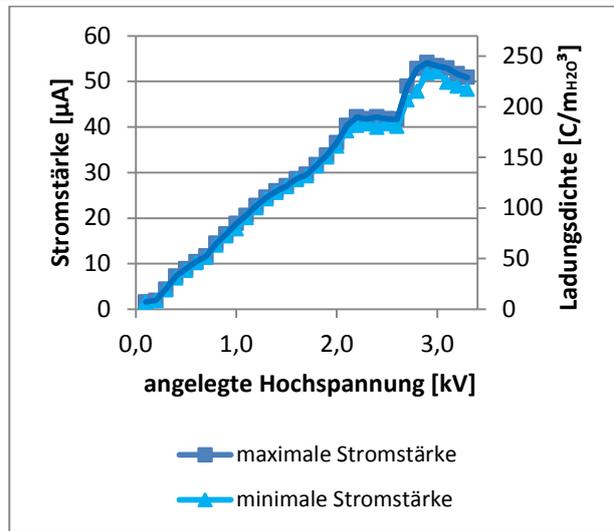


Abb. 15: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (80 l/min) und maximalem Wasservolumenstrom (0,8 l/h) (pos. Hochspannung, a= 10 cm)

Durch die Variation des Öffnungsdurchmessers des Ringes für die Luft konnte die übertragende Stromstärke weiter erhöht werden.

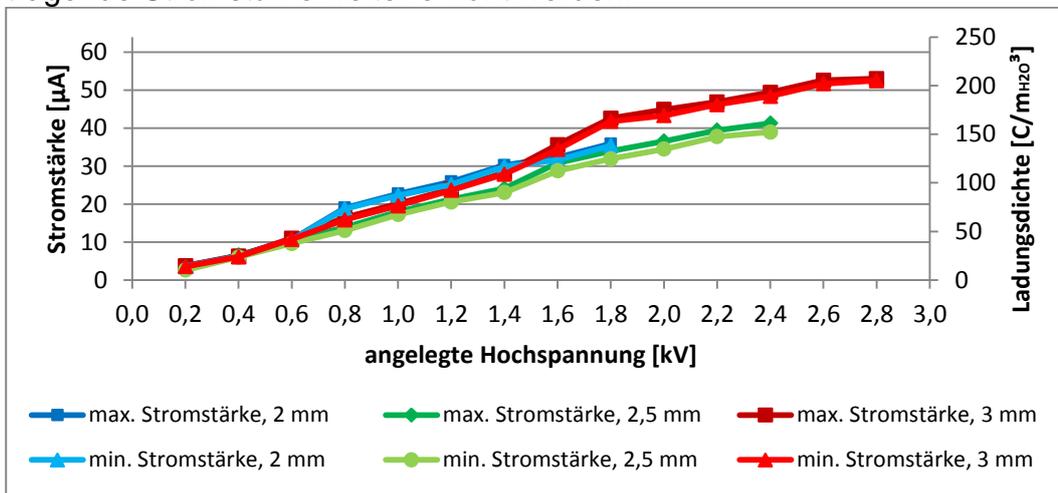


Abb. 16 Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (50/70/110 l/min) und maximalem Wasservolumenstrom (0,9 l/h) mit verschiedenen Öffnungsdurchmessern (pos. Hochspannung, a= 10 cm)

In weiteren Versuchen wurde die Oberflächenspannung des Wassers durch die Mischung mit Isopropanol herabgesetzt und die Tropfengröße zu reduziert. Bei gleichen Parametern war die übertragbare Stromstärke gleich, es trat jedoch eine Erhöhung der Überschlagnspannung auf, sodass diese Maßnahme den übertragbaren Strom leicht erhöht.

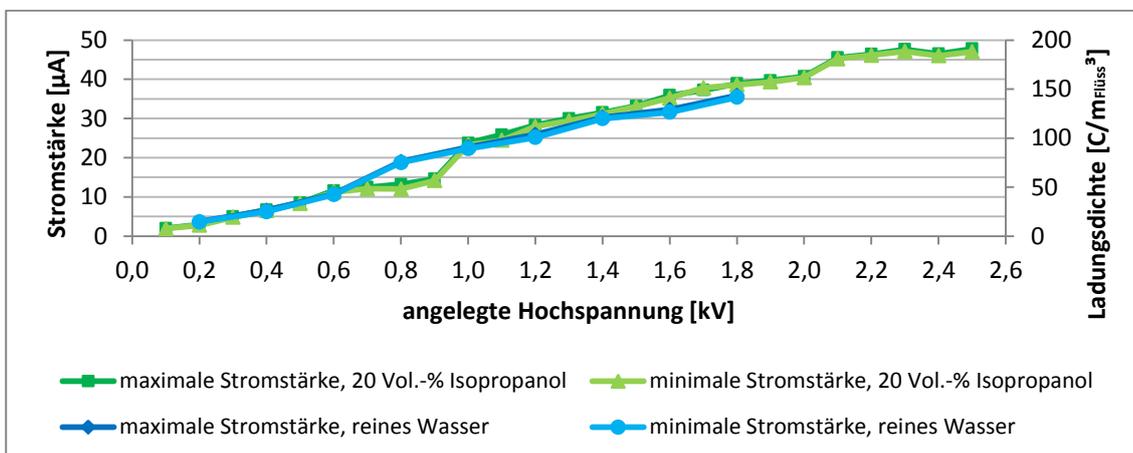


Abb. 17: Stromstärke und Ladungsdichte bei maximalem Luftvolumenstrom (50 l/min) und maximalem Flüssigkeitsvolumenstrom (0,9 l/h) (pos. Hochspannung, a= 10 cm)

Unabhängige Aufladung des Aerosols ohne Dosierung von Additiven

Während des Projektverlaufes zeichnete sich ab, dass die favorisierte Kombination von Teilchenaufladung und Additivdosierung zur Stickoxidreduktion in einem Prozessschritt nicht sinnvoll ist. Nachfolgend werden Konzepte zur unabhängigen Aerosolaufladung beschrieben und getestet.

Ionendüse

Eine alternative Ionenquelle zur Aufladung der Rauchgaspartikel könnte die Ionendüse sein. In dieser Düse werden Ionen durch Koronaentladung erzeugt und mit einem schnellen Luftstrom zu den Teilchen des Rauchgases gebracht. Aufgrund der hohen elektrischen Mobilität von Ionen sind zum Transport sehr hohe Luftgeschwindigkeiten notwendig, um die Ionen aus der Aufladzone zu entfernen.

In der Tabelle Tab. 4 sind die elektrischen Mobilitäten von Elektronen, Ionen und Partikeln nach Hinds [Hin99] dargestellt. Es ist erkennbar, dass Ionen eine um mehrere Größenordnungen höhere Mobilität haben als geladene Partikel wie Tropfen.

	elektrische Mobilität in $m^2/V s$	
	einfach geladen	bei Maximalladung
Elektron	6,67E-02	
negative Luftionen	1,57E-04	
positive Luftionen	1,40E-04	
Partikel 10nm	2,07E-06	7,34E-04
Partikel 100nm	2,70E-08	9,34E-04
Partikel 1 μm	1,10E-09	2,47E-03
Partikel 10 μm	9,67E-11	6,67E-03
Partikel 100 μm	9,34E-12	1,07E-02

Tab. 4: Elektrische Mobilitäten nach Hinds [Hin99], auf SI-Einheiten umgerechnet

Die Ionendüse wurde entsprechend der Abbildung konstruiert. Die Ionen werden im Spalt zwischen Sprühelektrode und Gehäuse am Ausgang der Düse erzeugt.

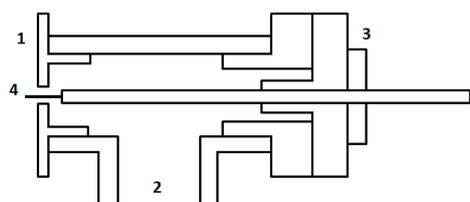


Abb. 18: Prinzipskizze Ionendüse; 1 geerdetes Gehäuse, 2 Druckluftanschluss, 3 Isolator, 4 Sprühelektrode



Abb. 19: Ionendüse im Betrieb (an der Sprühelektrode ist eine Koronaentladung am lila Glimmen erkennbar)

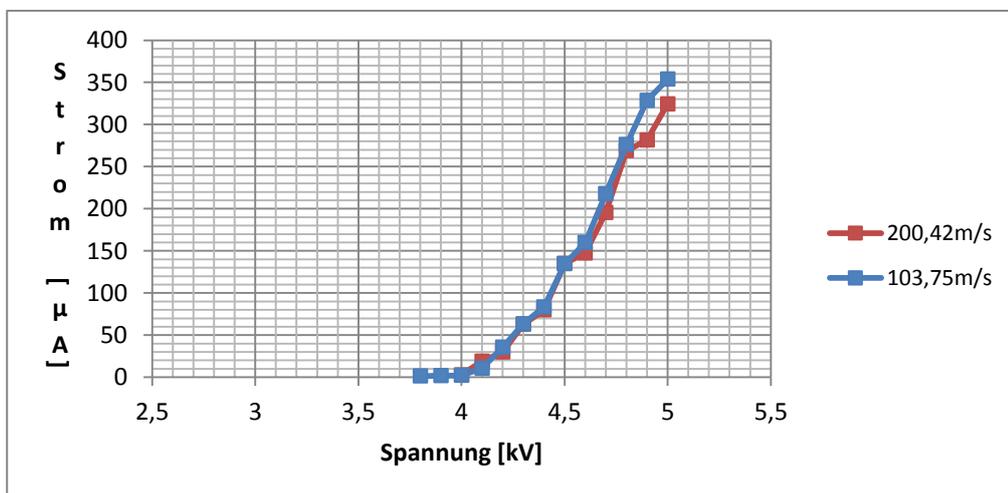


Abb. 20: Strom-/ Spannungskennlinie der Düse

Die Verweilzeit der Partikel im Spalt ergibt sich aus dem Volumenstrom und dem Volumen der Düsenöffnung.

$$t_{Verw} = \frac{V}{\dot{V}} \quad (5)$$

Diese Verweilzeit muss geringer sein, als die Abscheidezeit die die Ladungsträger im elektrischen Feld benötigen, um die Düsenwand zu erreichen t_{Absch} .

Die Ladungsträrgeschwindigkeit v_{el} ergibt sich allgemein aus der Feldstärke E und der elektrischen Mobilität μ der Ladungsträger, im Fall der Düse ist sie durch das inhomogene Feld im Spalt vom Radius abhängig.

$$v_{el}(r) = \frac{dr}{dt} = \mu \cdot E(r) \quad (6)$$

Die elektrische Feldstärke im Spalt mit dem Sprühdrahradius r_D und dem Gehäuseradius r_G am Düsenausgang lässt sich nach Lübbert berechnen

$$E(r) = \frac{U_0}{r \cdot \ln\left(\frac{r_G}{r_D}\right)} + 2\Delta U \frac{r}{r_G^2} \quad \text{mit } \Delta U = (U - U_0). \quad (7)$$

Werden beide Gleichungen zusammengefasst ergibt sich

$$\int_0^t dt = \int_{r_D}^{r_R} \frac{1}{\mu \left(\frac{U_0}{r \cdot \ln\left(\frac{r_G}{r_D}\right)} + 2\Delta U \frac{r}{r_G^2} \right)} dr. \quad (8)$$

$$\int_0^t dt = \int_{r_D}^{r_R} \frac{1}{\mu \left(\frac{U_0}{r \cdot \ln\left(\frac{r_G}{r_D}\right)} + 2\Delta U \frac{r}{r_G^2} \right)} dr. \quad (9)$$

Durch Integration lässt sich die Abscheidezeit der Ionen ermitteln.

$$t_{ab} = \frac{1}{\mu} \left[\frac{\ln\left(\frac{U_0}{\ln\left(\frac{r_G}{r_D}\right)} + 2\Delta U \frac{r^2}{r_G^2}\right)}{4\Delta U \frac{1}{r_G^2}} \right]_{r_D}^{r_G} \quad (10)$$

Die Abscheidezeit liegt in der Größenordnung 10^{-6} s verringert sich mit zunehmender Spannung. Für die getesteten Sprühdrahradien und Düsenradien werden die berechneten Abscheidezeiten in der Tabelle dargestellt.

tab	U0	U	rg	rd	μ
s	V	V	m	m	m ² /Vs
4,53E-06	3700	4000	1,50E-03	1,00E-04	1,50E-04
3,19E-06	3700	4200	1,50E-03	2,00E-04	1,50E-04
2,67E-06	3700	4400	1,50E-03	2,50E-04	1,50E-04
6,63E-06	3700	4600	2,00E-03	1,00E-04	1,50E-04
5,14E-06	3700	4800	2,00E-03	2,00E-04	1,50E-04
4,50E-06	3700	5000	2,00E-03	2,50E-04	1,50E-04

Tab. 5: Abscheidezeit bei verwendeten Sprühdraht- und Düsenradien

Aus der maximalen Abscheidezeit der Ionen, lässt sich auch die maximale Reichweite der Ionen in Strömungsrichtung bestimmen. Für Luftvolumenströme von 135l/min, 175l/min und 200l/min ergeben sich die in Abb. 21 dargestellten Reichweiten der Ionen. Bei längeren Düsen ist keine Steigerung der Ionenproduktion zu erwarten, da die produzierten Ionen innerhalb der Düse abgeschieden werden.

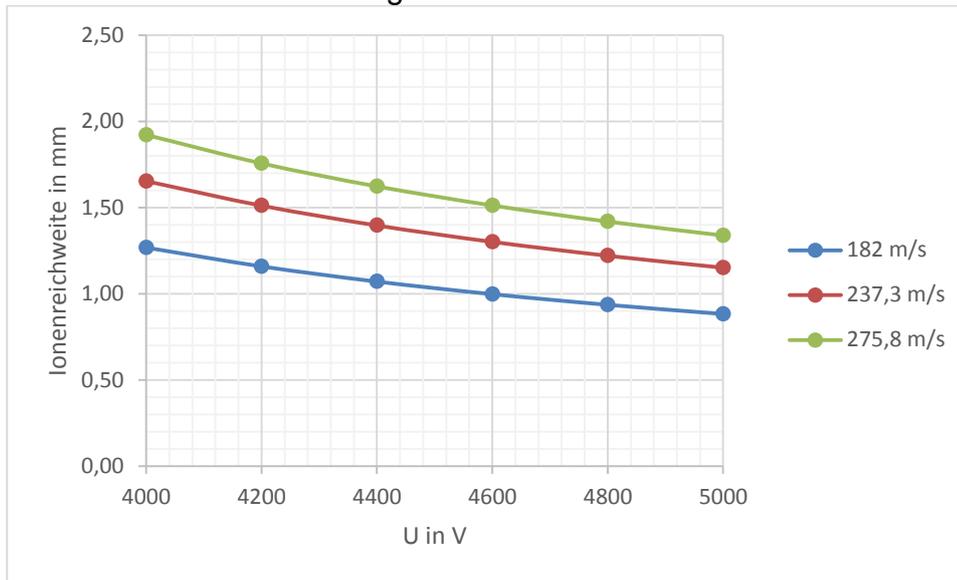


Abb. 21: Reichweite der Ionen für Sprühdrahradius $r_D=0,25\text{mm}$, Gehäuseradius $r_G=2\text{mm}$, und 182m/s

Der Versuchsaufbau zum Test der Düse ist auf der Abbildung Abb. 22 dargestellt.

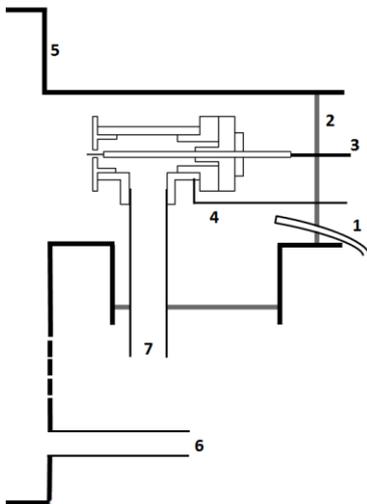


Abb. 22: Versuchsaufbau zum Test der Ionendüse

Einige Ergebnisse des Betriebes der Düsen bei Verwendung der positiven Sprühelektrodenpolarität werden im Folgenden dargestellt. Die übertragenen Stromstärken unter Verwendung der negativen Polarität waren aufgrund der höheren Mobilität geringfügig niedriger.

Durch die Sättigung mit Wasserdampf konnte der übertragene Stromfluss leicht erhöht werden. Die physikalischen Zusammenhänge werden nach den Abbildungen dargestellt.

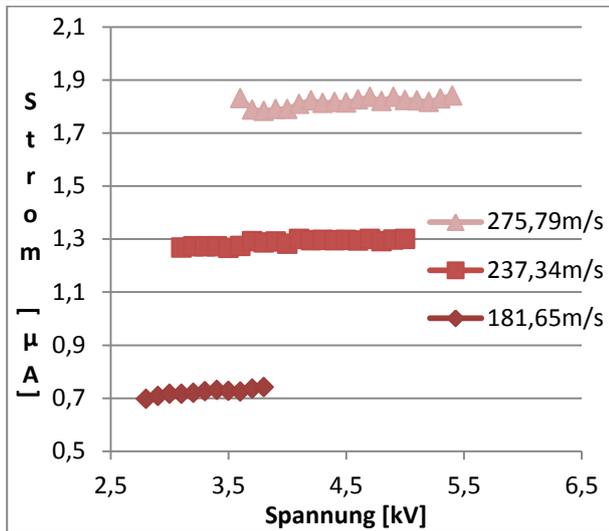


Abb. 23 Übertragender Strom mit $r_D=0,25\text{mm}$, $r_G=2\text{mm}$

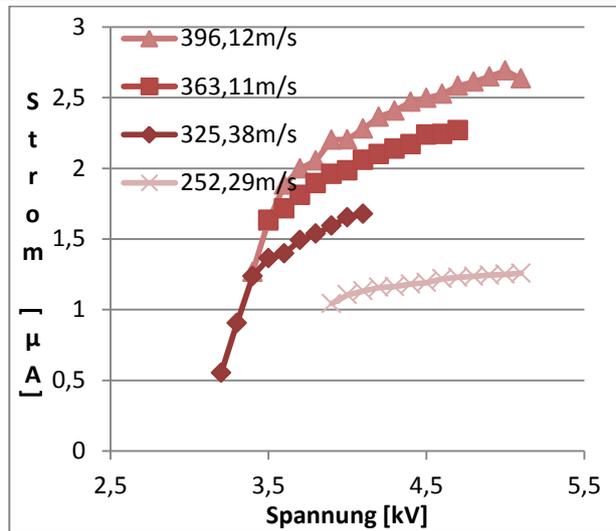


Abb. 24: Übertragender Strom mit $r_D=0,2\text{mm}$, $r_G=1.5\text{mm}$

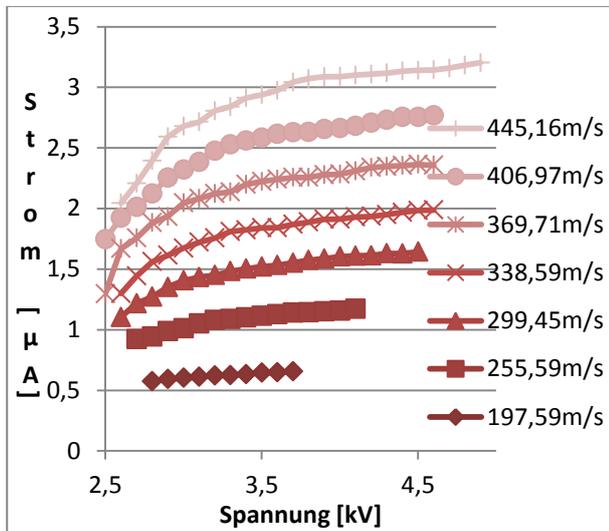


Abb. 25 Übertragender Strom mit $r_D=0,1\text{mm}$, $r_G=1.5\text{mm}$

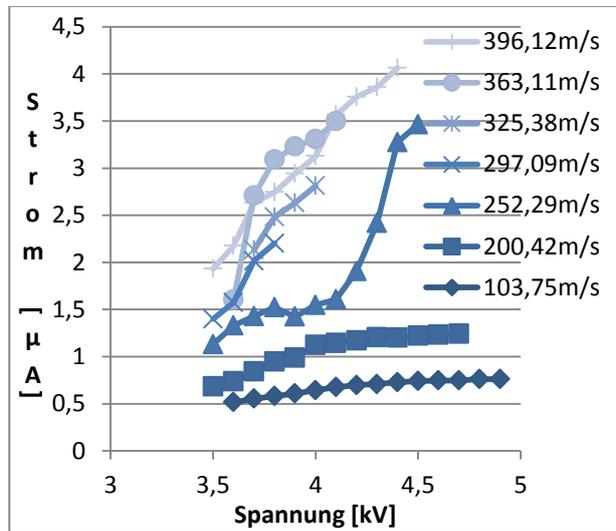


Abb. 26: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,2\text{mm}$, $r_G=1.5\text{mm}$

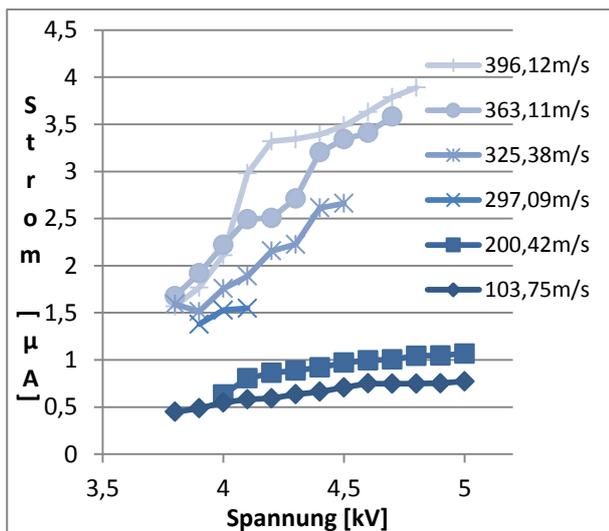


Abb. 27: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,25\text{mm}$, $r_G=1.5\text{mm}$

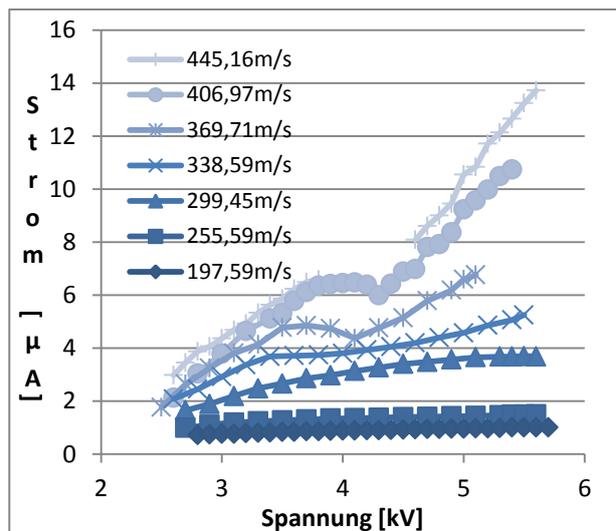


Abb. 28: Übertragender Strom mit gesättigter Druckluft mit $r_D=0,1\text{mm}$, $r_G=1.5\text{mm}$

Bei der Entspannung am Ausgang der Düse kommt es zu einem spürbaren Temperaturabfall des Gases. Bei Vernachlässigung des Wärmeaustauschs mit der Umgebung kann die Lufttemperatur am Ausgang der Düse als adiabate Zustandsänderung berechnet werden. [Ste09]

$$\frac{p_1}{p_2} = \left(\frac{T_1}{T_2}\right)^{\frac{\kappa}{\kappa-1}} \quad (11)$$

K Adiabatenexponent
T Temperatur
p Druck

Die Entspannung führt je nach Vordruck zu einer Abkühlung von 30°C bei 1,5bar bis 95°C bei 4 bar.

p1	T2
bar	°C
1,00	20,00
1,50	-12,07
2,00	-32,67
2,50	-47,52
3,00	-58,97
3,50	-68,20
4,00	-75,87

Tab. 6: adiabate Abkühlung eines Luftstromes mit Eingangstemperatur 20°C bei Entspannung auf 1bar

Wird die Druckluft mit Wasserdampf gesättigt, kommt es bei der Entspannung zur Kondensation von Tröpfchen. Diese besitzen entsprechend der Tab. 4 eine wesentlich geringere elektrische Mobilität. Daher kam die Idee auf die Abscheidung gebildeten Ionen in der Düse zu reduzieren, indem diese zur Aufladung feiner Wassertröpfchen genutzt werden. Bei Erwärmung der Tröpfchen am Zielort verdampfen sie wieder und die Ionen werden wieder frei.

Die Befeuchtung führt zur Erhöhung der übertragenen Stromstärken, geht jedoch mit einer verstärkten Überschlagsneigung einher.

Durch die Strömungsgeschwindigkeit kam es zu Schwingungen des Sprühdrahtes, was zusätzlich Überschläge zur Folge hatte. Durch das Einfassen eines Drahtes in eine 0,9mm dicke Kanüle konnte er stabilisiert und die übertragbare Stromstärke deutlich erhöht werden.

Neben der Grundform ist auch eine Lavaldüse angefertigt worden. In dieser sollten höhere Strömungsgeschwindigkeiten erreicht werden, wodurch größere übertragbare Stromstärken erwartet wurden.



Abb. 29: alternativer Lavaldüsenaufsatz zum Anschrauben an die Ionendüse

Mit der Lavaldüse wurde keine Erhöhung der übertragenden Ladungen gemessen. Die Verwendung der negativen Polarität führte nicht zu besseren Ergebnissen.

Werden die Ionen mit einem Paraffinaerosol in einen Abscheidebehälter geleitet, stellt sich eine deutliche Verringerung der Aerosolkonzentration ein (Abb. 30).

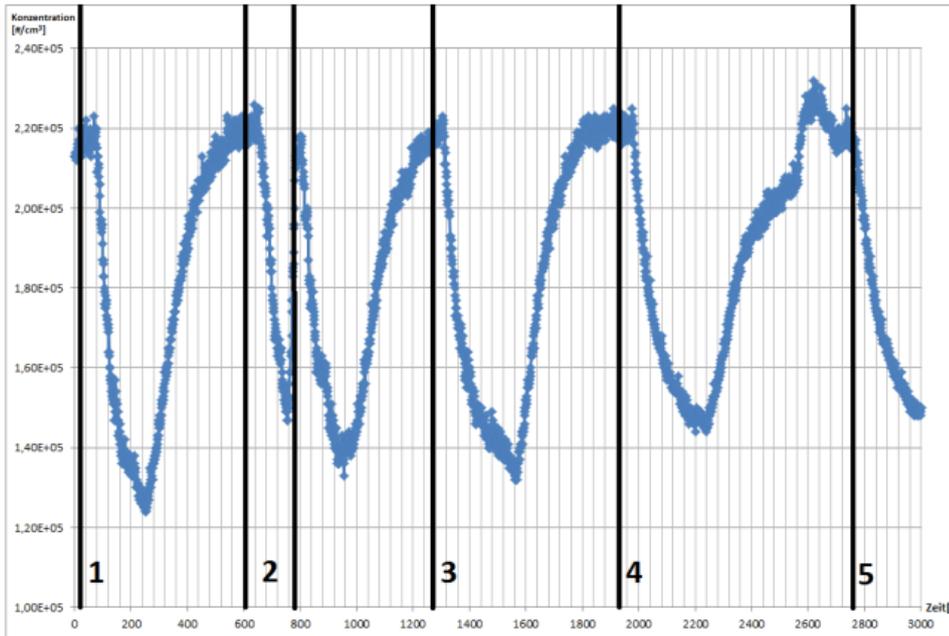


Abb. 30 Einfluss der Ionen auf die Konzentration eines Paraffinaerosols; Zahlen Kennzeichnen das Anschalten der Spannung, am Minimum wurde abgeschaltet

	C_0 [10^{11} #/m ³]	C [10^{11} #/m ³]	Strom [μ A]	Abscheidegrad [%]
Feuchte Luft positive Spannung	3,086	1,452	4,81	52,95
Trockene Luft positive Spannung	3,033	1,535	2,38	49,41
Feuchte Luft negative Spannung	3,064	1,28	6,68	58,22
Trockene Luft negative Spannung	2,885	2,441	1,82	15,37

Tab. 7: erreichte Abscheidegrade mit Paraffinaerosol bei unterschiedlichen Betriebsparametern

	C_0 [10 ⁵ #/cm ³]	C [10 ⁵ #/cm ³]	Abscheidegrad [%]
Positive Spannung	5,79	3,08	46,7
	2,76	1,67	39,5
	0,94	0,59	36,8
Negative Spannung	5,84	2,59	55,6
	2,99	1,6	46,2
	0,87	0,46	46,9

Tab. 8: Abscheidegrade bei Variation der Eingangskonzentration

Mit steigender Eingangskonzentration stieg auch der Abscheidegrad. Die grundsätzliche Funktionsweise wurde nachgewiesen, nachteilig ist die sehr hohe Geräusentwicklung aufgrund der Luftgeschwindigkeiten.

Multicharger

Der Mehrfachkoronaauflader bzw. Multicharger besteht aus einer Kaskade von Sprühelektroden aus Nadeln oder feinen Drähten die unter Hochspannung stehen. Als Gegenelektrode dient ein geerdetes Metallgitter. Im Gegensatz zum herkömmlichen Elektroabscheider, bei dem das Aerosol durch die Strömungsführung an den Sprühelektroden vorbei geleitet wird, soll der Multicharger das Aerosol im Abscheidebehälter selbständig ansaugen und rezirkulieren. Durch eine geschickte Bauform soll der sogenannte Ionenwind, welcher bei der Koronaentladung durch die beschleunigten unipolaren Ionen in Richtung Gegenelektrode entsteht, zur Umwälzung des Behälteraerosols genutzt werden.

Ermittlung der Geschwindigkeit des Ionenwindes

Zur Ermittlung der zu erwartenden Geschwindigkeit des Ionenwindes wurden Vorversuche mit einem rohrähnlichem Versuchsaufbau entsprechend der Abb. 31 durchgeführt. Mit verschiedenen Nadeldurchmessern als Sprühelektrode und Gittern als Gegenelektrode wurde die sich einstellende Geschwindigkeit gemessen. Die Geschwindigkeitsmessung erfolgte an der Ansaugseite mit einem thermischen Anemometer. Der Abstand s wurde durch das Verschieben und Einfassen der Nadel verändert, wobei nur die Spitze in Richtung Gitter frei lag und der Rest der Nadel mit einem Silikonschlauch isoliert wurde.

Der sich einstellende Ionenwind war etwa proportional zur Differenz zwischen angelegter Spannung und Koronaansatzspannung und umgekehrt proportional zur Wurzel aus dem Abstand s und kann mit folgender Gleichung gut angenähert werden.

$$v = k \sqrt{\frac{4\varepsilon U(U - U_0)}{\rho_g s}} \quad (12)$$

Dabei sind U die angelegte Spannung und U_0 die Koronaansatzspannung des Sprühdrahtes, s der Abstand zwischen Sprühspitze und Gitter, ε die elektrische Feldkonstante und ρ_g die Dichte des Gases und k ein geometrieabhängiger Anpassungsfaktor <1 , mit dem elektrische und strömungstechnische Verluste des Versuchsaufbaus berücksichtigt werden.

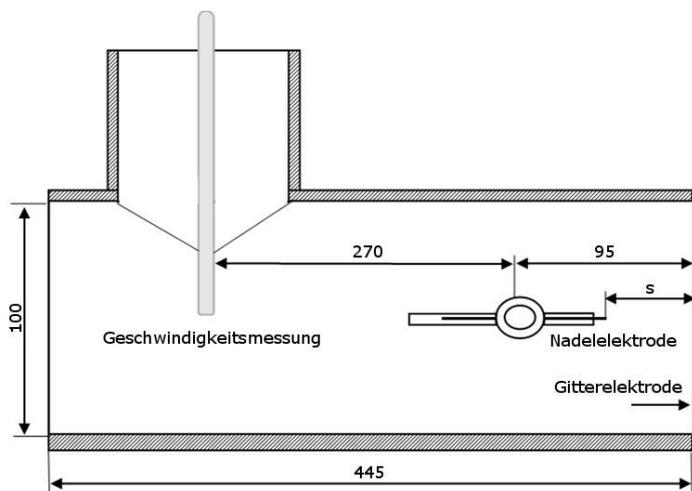


Abb. 31: Aufbau zur Messung der Luftgeschwindigkeiten für Spitze-Gitter Korona

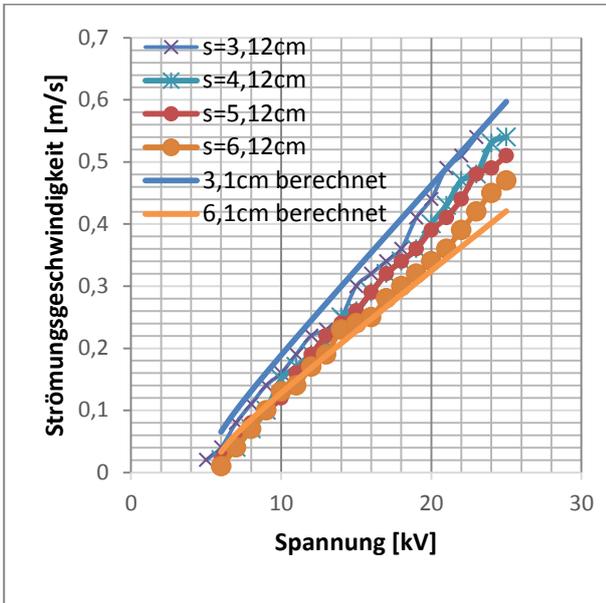


Abb. 32: Darstellung der experimentell und theoretisch ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes für verschiedene Abstände s mit $k=0,9$ und negativer Korona

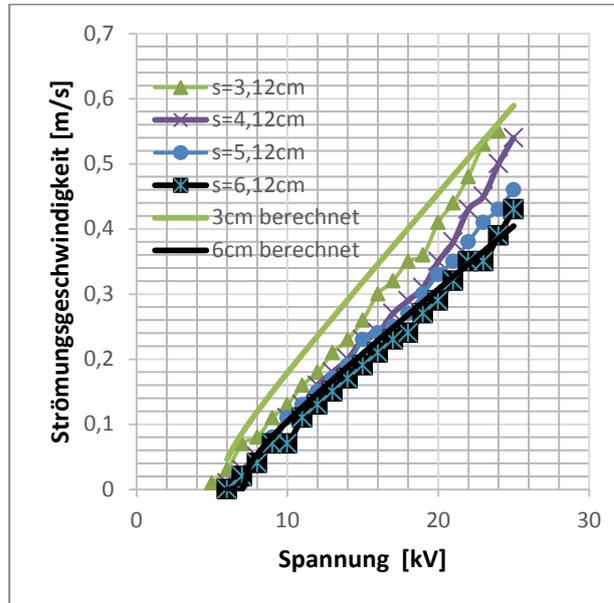


Abb. 33: Darstellung der experimentell und theoretisch ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes für verschiedene Abstände s mit $k=0,9$ und positiver Korona

Neben der Variation des Sprühelektroden-Gitter-Abstandes wurden verschiedene Sprühelektrodenradien und Gitter (Abb. 34) getestet, sie wirkten sich auf den Geometrieparameter k aus.

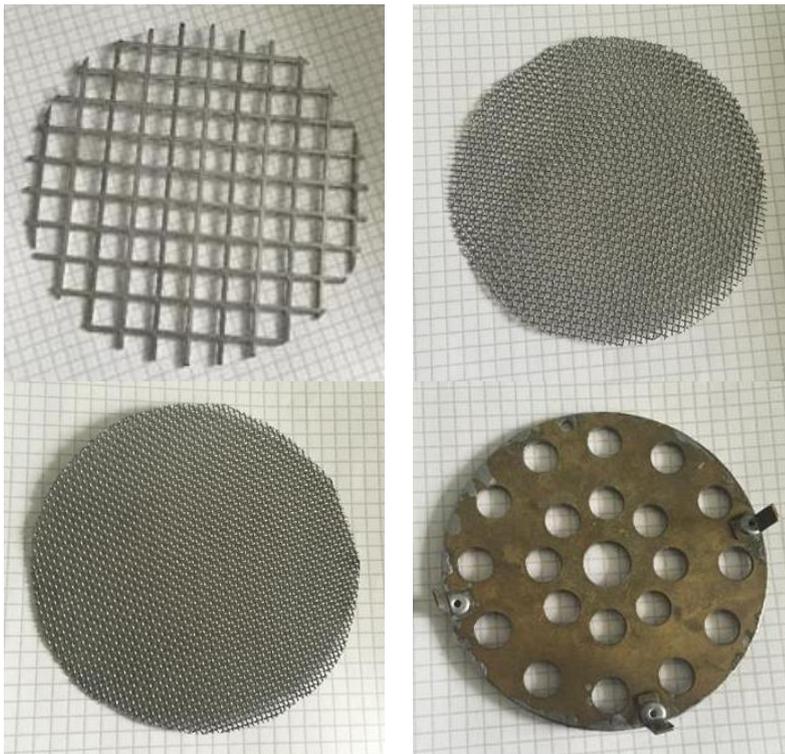


Abb. 34: getestete Gitterelektroden

Zusätzlich wurde die Anzahl der Sprühspitzen / Sprühelektroden variiert. Eine Erhöhung der Sprühelektroden führte zu höheren Strömungsgeschwindigkeiten im Rohr, wobei der Einfluss mit steigender Anzahl abnimmt.

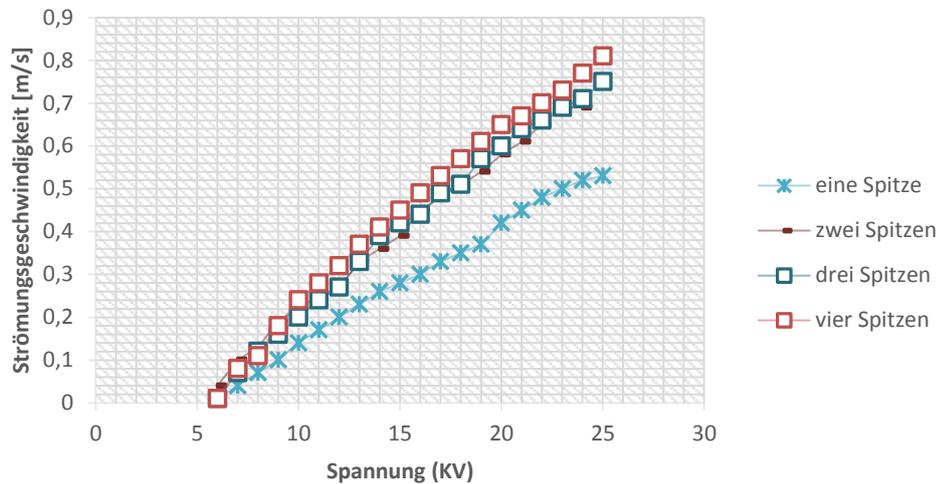


Abb. 35: Strömungsgeschwindigkeiten infolge des elektrischen Windes bei Variation der Drahtanzahl für negative Korona und $s=5,1\text{cm}$

Je nach Konfiguration ließen sich so Strömungsgeschwindigkeiten bis etwa 1m/s erreichen.

Im nächsten Schritt wurde eine Spitze Gitteranordnung in einen Verweilzeitbehälter mit $d=0,6\text{m}$ und $H=1,2\text{m}$ gebracht. Der Behälter wurde durch die obere mittige Öffnung mit einem AEROSIL OX50 –Aerosol beaufschlagt und durchströmt. Am unteren Ausgang des Behälters ist ein Probenahmestutzen zur Partikelgrößenanalyse mittels FMPS und eine Volumenstrommessung angebracht.

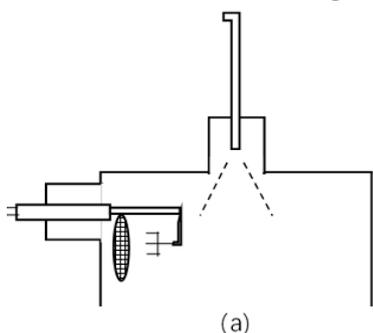


Abb. 36: Multicharger in Grundkonfiguration neben dem Aerosoleinlass

Der Volumenstrom wurde auf $8\text{m}^3/\text{h}$ und die Aufladerspannung auf 20kV eingestellt. Aus den Anzahlkonzentrationen beim Betrieb ohne Auflader und mit einem Auflader mit 1 bis 3 Spitzen wurden die jeweiligen anzahlbezogenen Abscheidegrade berechnet.

	ohne Auflader	1-Spitze	2-Spitzen	3-Spitzen
Anzahlkonzentration [#/cm^3]	$6,9 \times 10^6$	$4,5 \times 10^6$	$4,1 \times 10^6$	$3,9 \times 10^6$
anzahlbezogener Abscheidegrad		34.19%	40.55%	42.21%

Tab. 9: Einfluss der Spitzenanzahl des Aufladers auf den Abscheidegrad

Dann wurde der Einfluss von der Position und der Spannung des Aufladers bei einem Volumenstrom von $14\text{m}^3/\text{h}$ untersucht.

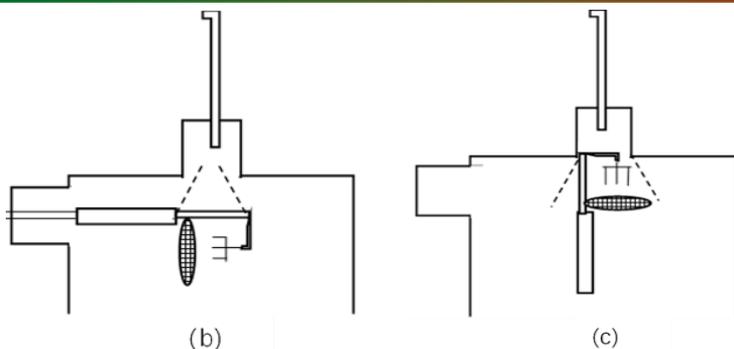


Abb. 37: Multicharger direkt am Aerosoleinlass, Ionenbewegung quer zur Strömung (b), Ionenbewegung gleich Strömungsrichtung (c)

Position	Anzahlkonzentration 0kv [#/cm ³]	Anzahlkonzentration 15kV [#/cm ³] (Abscheidegrad)	Anzahlkonzentration 25kV [#/cm ³] (Abscheidegrad)
a	3163255	2130997 (32.63%)	1333182 (57.85%)
b	3058151	1727934 (43.50%)	711424 (76.74%)
c	2887848	656291 (77.27%)	299668 (89.62%)

Tab. 10: Einfluss von Position und Ausrichtung des Aufladers

Die Ausrichtung des Aufladers hat einen entscheidenden Einfluss auf den Abscheideerfolg, beste Ergebnisse wurden im Gleichstrom erreicht. Zusätzlich wurde der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit des Aerosols mit Hilfe verschiedener Düsen variiert. Bei Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit sank der Abscheidegrad.

Arbeitspaket 2: Orientierende Messungen an Nachbrennkammern + Abgasrohren / Ermittlung des Ausgangszustandes

Zur Ermittlung der Rauchgasparameter Volumenstrom, Partikelgrößenverteilung, Partikelkonzentration, Partikelmasse und Stickoxid und Kohlenmonoxidgehalt wurden Messungen an einem 120kW_{th} und 450kW_{th}-Kessel durchgeführt.

Messmethoden

Für die orientierenden Messungen standen zunächst ein Testo 380 Feinstaubmesssystem, ein FMPS und ein ECOM J2KNpro zur Verfügung. Im weiteren Projektverlauf kamen weitere Messsysteme hinzu. Die unterschiedlichen Messprinzipien werden hier kurz vorgestellt.

Verdünnungssystem für Messgeräte zur Partikelgrößenbestimmung

Messgeräte zur Bestimmung von Partikelgrößenverteilungen und Konzentrationen sind für Anzahlkonzentrationen bis ca. 10⁶ Partikel / cm³ geeignet. Da die Konzentrationen im Rauchgas höher lagen, war ein Verdünnungssystem notwendig. Stand der Technik ist ein Verdünnungssystem nach dem Injektorprinzip, bei dem die partikelfreie Verdünnungsluft mit hoher Geschwindigkeit durch eine Düse strömt und dabei durch eine Probedüse Rauchgas ansaugt. Je nach Düsengrößen lassen sich verschiedene Verdünnungsverhältnisse einstellen. Um Kondensationen in der Probedüse zu verhindern wurde ein Injektorverdünner mit integrierter Beheizung entworfen und angefertigt.



Abb. 38: selbstansaugende Verdünnungssonde mit geregelter Heizung

Partikelgrößenbestimmung auf Basis der elektrischen Mobilität

SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) und FMPS (Fast Mobility Particle Sizer) ermitteln die Anzahl und Größe von Partikeln nach Aufprägung definierter Ladungen mit Hilfe der

Wanderungsgeschwindigkeit im elektrischen Feld. In beiden Fällen werden kugelförmige Partikel angenommen.

Das SMPS nutzt zur Aufprägung einer definierten Ladungsverteilung auf die Partikel des Aerosols einen Radioaktiven- oder Röntgen-Neutralisator. Die geladenen Partikel werden entsprechend ihrer Mobilität in Partikelklassen eingeteilt und mit einem Kondensationspartikelzähler gezählt. Da die Wahrscheinlichkeit für die Anzahl der Ladungen auf einer bestimmten Partikelgröße durch die Neutralisation bekannt ist, lassen sich daraus Partikeldurchmesser im Messbereich von 10 bis 1000nm berechnen.

Das FMPS lädt die Partikel mit einer Koronaentladung auf und misst die durch die Partikel verursachten Stromstärken nach bestimmten Wanderungsgeschwindigkeiten in definierten elektrischen Feldern. Aus den Stromstärken werden Partikelgrößen im Bereich von 5,6 bis 560nm berechnet.

Partikelgrößenbestimmung auf Basis des aerodynamischen Durchmessers

Das ELPI+ (Electrical Low Pressure Impactor) nutzt die Abscheidung von Partikeln auf Impaktorplatten aufgrund ihrer Trägheit. Durch die definierte Aufladung der Partikel mit Hilfe einer positiven Koronaentladung vor den Impaktorstufen und die Strommessung an jeder Stufe wird die Anzahl von Partikeln mit einem bestimmten Aerodynamischen Durchmesser berechnet. Die Impaktorstufen sind dafür ausgelegt Partikeldurchmesser im Bereich von 6nm bis 10µm abzuscheiden. Dabei wird von kugelförmigen Partikeln mit einer Dichte von 1000kg/m³ ausgegangen.

Triboelektrische Partikelmassenbestimmung

Das Messgerät Testo 380 ist nach Herstellerangaben zur Bestimmung der Feinstaubmassenkonzentration nach BImSchV gemäß VDI 4206-2 zugelassen.

Nach der Verdünnung des Rauchgases in einem Rotationsverdünner wird es durch eine Düse auf den in Schwingung versetzten Feinstaubsensor geleitet. Je nach Masse der sich absetzenden Partikel ändert sich die zur Massenberechnung genutzte Schwingfrequenz. [Tes18]

Partikelmassenbestimmung mit Paul Gothe

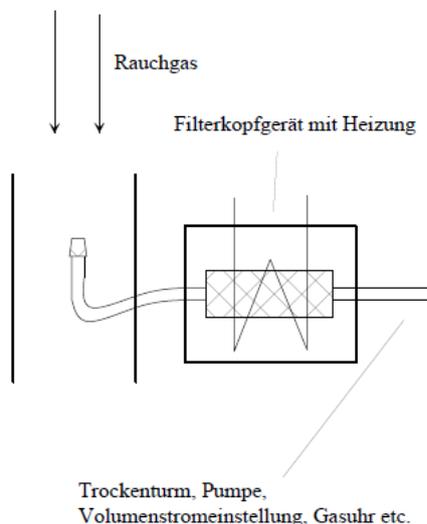


Abb. 39: gravimetrische Staubbestimmung mit einem Filter

Bei den orientierenden Messungen an den Ökotherm Heizkesseln C1L und C4 wurden die kritischen Brennstoffe Schilf und Trester eingesetzt. Die Partikelgrößenverteilungen (Abb. 40) und die Anzahlkonzentrationen (Tab.1) wurden mit einem FMPS in Verbindung mit einem Injektorverdünnungssystem ermittelt. Zusätzlich wurden mit einem TESTO 380 Feinstaubmessgerät die Massenkonzentrationen der Partikel aufgenommen. Die Stickoxidbestimmung erfolgte mit einem ECOM J2KNpro.

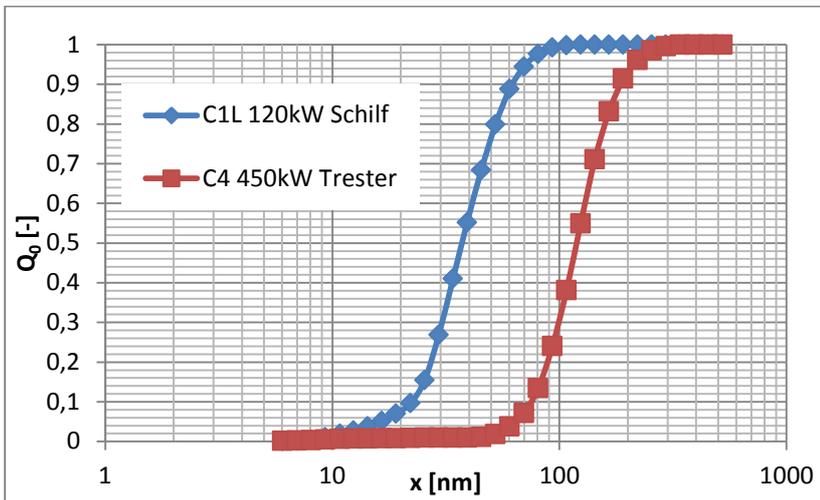


Abb. 40 Anzahlpartikel-Summenverteilungen beider Kessel bei Vollast



Abb. 41 Messung der Partikelgrößenverteilungen mit FMPS und Verdünnung

An den Messstellen direkt hinter den Saugzuggebläsen der Heizanlagen wurden sehr hohe Anzahlkonzentrationen sehr kleiner Partikel festgestellt. Der Feinstaubgehalt bei der Verbrennung des Tresters überschreitet die gesetzlichen Vorgaben deutlich, sodass eine nachgeschaltete Entstaubung des Rauchgases notwendig war. Für die Messung der Partikelkonzentrationen in der Brennkammer mit einer gekühlten Verdünnungssonde ist eine weitere Verdünnungsstufe notwendig, da die Messbereichsgrenze des FMPS trotz Verdünnungsfaktor = 50 überschritten wurde. Die Stickoxidkonzentrationen lagen unterhalb der gesetzlichen Vorgaben, aber oberhalb des Zielwertes von 300mg/m³_N.

Mit Hilfe einer Messlanze wurde das Temperaturprofil des Rauchgases innerhalb von Brennkammer und Nachbrennkammer aufgenommen. Im Abstand von 40cm hinter den Sichtfenstern liegen die Temperaturen bei 839° bis 1015°C und Schwanken um ca. 50°C durch die diskontinuierliche Brennstoffzufuhr.

	C1L, 120kW _{th}	C4, 450kW _{th}
Brennstoff	Schilfpellets	Tresterpellets
Rauchgasvolumenstrom	370m ³ _B /h bei 180°C, 220m ³ _N /h	900m ³ _B /h bei 180°C, 540m ³ _N /h
Gesamtpartikelanzahl	6·10 ⁷ cm ⁻³	5·10 ⁷ cm ⁻³
Massenkonzentration	17,8mg/m ³ _N	310mg/m ³ _N
Stickoxidgehalt	340mg/m ³ _N	353mg/m ³ _N

Tab. 11: durchschnittliche Rauchgasparameter während der orientierenden Messungen

Typisch für Biomassebrennstoffe ist eine schwankende Zusammensetzung, die sich bei der spezifischen Leistungsabgabe, der Aschemenge und Aschezusammensetzung sowie den Schadstoffemissionen zeigen.

Für die Entwicklung der Stickoxidminderung wurde später ein Brennstoff mit einem Stickoxidgehalt >650mg/m³ eingesetzt.

An der Laborverbrennungsanlage wurden abweichende Brennstoffe eingesetzt

Bei den Langzeit-Feldversuchen kamen durch den Betreiber Miscanthus und Mischungen aus Miscanthus und Rinde mit einer Staubkonzentration von 100mg/m³_N bis 300mg/m²_N zum Einsatz.

Die Temperaturen in der Brennkammer lagen bei etwa 1000 bis 1250°C und in der Nachbrennkammer bei etwa 930 bis 970°C.

Arbeitspaket 3: Vorbereitende Arbeiten zur praktischen Erprobung/Hirschau

Für Versuche zur „heißen“ Erprobung wurden zwei Biomassekessel (120kW_{th} und 450kW_{th}) mit Differenzdruckmessblenden zur Bestimmung des Volumenstromes und Rauchgasentnahmestutzen zur Messung von Stickoxiden und Staub ausgestattet.

Für die integrierten Versuche erfolgte der Anschluss der Harnstoffdüsen und eines Auflader-Funktionsmusters anstelle eines Schauglases zwischen Brennkammer und Nachbrennkammer. Um eine gleichmäßige Vermischung der Harnstofftröpfchen mit dem Rauchgas zu gewährleisten, wurde durch eine optionale Blende die Strömungsführung in der Nachbrennkammer angepasst. Zusätzlich wurde die integrierte Rauchgasumlenkung der Kesseltür zwischen der ersten und zweiten Wärmetauscherstufe für die Aufnahme eines SCR4-Katalysators vergrößert.



Abb. 42: Einpassung des SCR-Katalysators in die Kesseltür



Abb. 43: Optionaler Brennkammereinbau zur Anpassung der Strömungsführung

Da sich in Cottbus die Möglichkeit ergab, die Technikumsversuche mit integriertem Auflader und mit externer Auflader-/ Abscheidekombination an einer Laborverbrennungsanlage mit 30kW_{th} durchzuführen, konnte auf den Anschluss des Verweilzeitbehälters mit Aufladermodul bei der Fa. A.P.B verzichtet.

Arbeitspaket 4: Vorbereitende Arbeiten zur praktischen Erprobung in Cottbus

Nach dem Projektantrag waren in Cottbus Heißversuche mit realem Rauchgas aus dem Kaminabgang einer Holzhackschnitzel-Heizanlage mit 500kW_{th} vorgesehen. Sie dienen dazu verschiedene Entwicklungen zu erproben und längere Tests durchzuführen, ohne dass Reisekosten anfallen. Der Brennstoff konnte an der Holzhackschnitzel-Heizanlage nicht variiert werden und im Heizhaus war wenig Platz für Messgeräte und Versuchsaufbauten. Der Zugang wäre nur zum abgekühlten Rauchgas am Schornsteineintritt möglich gewesen.

In der Zwischenzeit hatte sich am Lehrstuhl Kraftwerkstechnik der BTU CS eine von den technischen Möglichkeiten wesentlich interessantere Gelegenheit zur Erprobung der Auf-

ladermodule ergeben. In einer Laborhalle wird dort ein Versuchs-Pelletkessel betrieben, der flexibel eingesetzt und für die Versuche angepasst werden konnte. Diesbezüglich wurde eine Projektvariation beantragt und genehmigt.

Der Versuchskessel wurde für das Projekt mit einem eigenen Aufbau für den flexiblen Anschluss von Aufladermodulen und Messeinrichtungen für die heiße Erprobung mit frischem Rauchgas bei Temperaturen um 900°C erweitert. Das Rauchgas wird in einem Brennkammeraufsatz aus der Nachbrennkammer mit einem Führungsrohr zu den Auflader- und Mess- Anschlüssen geführt. Der Aufsatz / Hauptbehälter dient nach der Partikelaufladung als Verweilzeitbehälter und der Rückführung des Rauchgases zum Kesselwärmetauscher. Die Abbildungen Abb. 44 und Abb. 45 zeigen ein Schnittbild und die fertige Ausführung des Brennkammeraufsatzes.

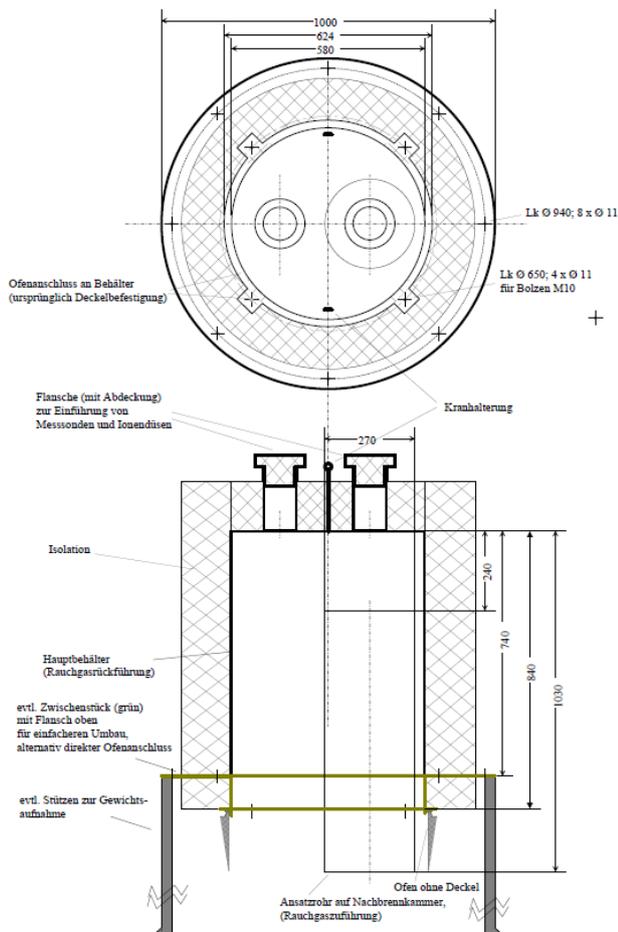


Abb. 44: geplanter Brennkammeraufsatz für Hochtemperaturversuche am Versuchspelletofen

Abb. 45: Brennkammeraufsatz im Betrieb

Wird der Auflader an der Nachbrennkammer betrieben, ist er hohen Temperaturen ausgesetzt. Bei elektrischen Isolationsstoffen steigt die Leitfähigkeit mit Erhöhung der Temperatur. Hochspannungskabel und Luftschläuche können schmelzen und verkohlen. Im Fall der elektrostatischen Zweistoffdüse kann das zum Ionen transport benötigte Wasser schon vor der Zerstäubung in der Düse verdampfen. Damit die Ionendüsen bei den hohen Temperaturen funktionsfähig bleiben, ist eine kontinuierliche Kühlung notwendig. Ein mit fließendem Wasser gekühltes Doppelrohr diente dem Schutz der Aufladerkonstruktionen, die Zu- und Abflussschläuche sind neben der Hochspannungsleitung und Druckluftversorgung auf Abb. 45 gut zu erkennen.

Für die gemäßigten Heißversuche bei Temperaturen um 150°C dienten ein Lüftungskanalsegment und ein Ölfass zur Aufnahme des Aufladermoduls und als Verweilzeitbehälter, die dem Pelletkessel nachgeschaltet wurden. Damit wurde gleichzeitig die Verwendbarkeit von günstigen und vorhandenen Behältern demonstriert.



Abb. 46: Lüftungskanalsegment mit Aufladermodul (mittig)



Abb. 47: Öltonne mit Aufladermodul

Die Behälter und die Messstrecke wurden mit Thermoelementen und Anschlussmöglichkeiten für die gravimetrischen Wöhler- und Paul-Gothe-Messsysteme, sowie einer Verdünnungssonde für die anzahlbezogenen Messsysteme von Partikelgrößenverteilungen und Partikelkonzentrationen ausgestattet. In das zum Kamin führende Rauchgasrohr wurde eine Differenzdruckmessblende zur Bestimmung des aktuellen Volumenstromes und eine Anschlussmöglichkeit zur quantitativen Gasanalyse integriert.



Abb. 48: Anschlüsse der beheizten Sonden; auf dem Bild Verdünnungssonde (li.), grav. Paul-Gothe (mi.), Gasanalyse (re.)

Arbeitspaket 5: Auflade- und Abscheidebedingungen

In diesem Abschnitt wird etwas näher auf die physikalischen Hintergründe bei der Aufladung und Abscheidung von Rauchgaspartikeln durch Tröpfchen, Korona und Trägheitskräften eingegangen.

Tröpfchenaufladung

Im Fall der Ladungsübertragung mit Flüssigkeitströpfchen ist die maximale Ladung eines Flüssigkeitströpfchens durch das Rayleigh-Limit [Ray82] begrenzt. Bei dieser Obergrenze werden die elektrostatischen Abstoßungskräfte stärker als die anziehende Kraft infolge der Oberflächenspannung.

$$\frac{Q_p^2}{8\pi\epsilon_0 x^2} \geq x\pi\gamma \quad (13)$$

$$Q_{p,max} = \sqrt{8\pi^2\epsilon_0 x^3\gamma} \quad (14)$$

Mit steigender Partikelgröße steigt die maximal mögliche Ladungsmenge eines Teilchens an. Für ein bestimmtes Flüssigkeitsvolumen V_{ges} lässt sich für kugelförmige Partikel die Anzahl N der Einzelpartikel bei Vorgabe der Partikelgröße x berechnen.

$$N = \frac{V_{ges}}{\frac{\pi}{6} x^3} \tag{15}$$

Damit nimmt die maximale Summe der Einzelpartikelladungen für ein bestimmtes Volumen mit kleiner werdender Partikelgröße zu. Die Zusammenhänge sind exemplarisch für Wasser bei Umgebungsbedingungen auf der Abb. 49 dargestellt.

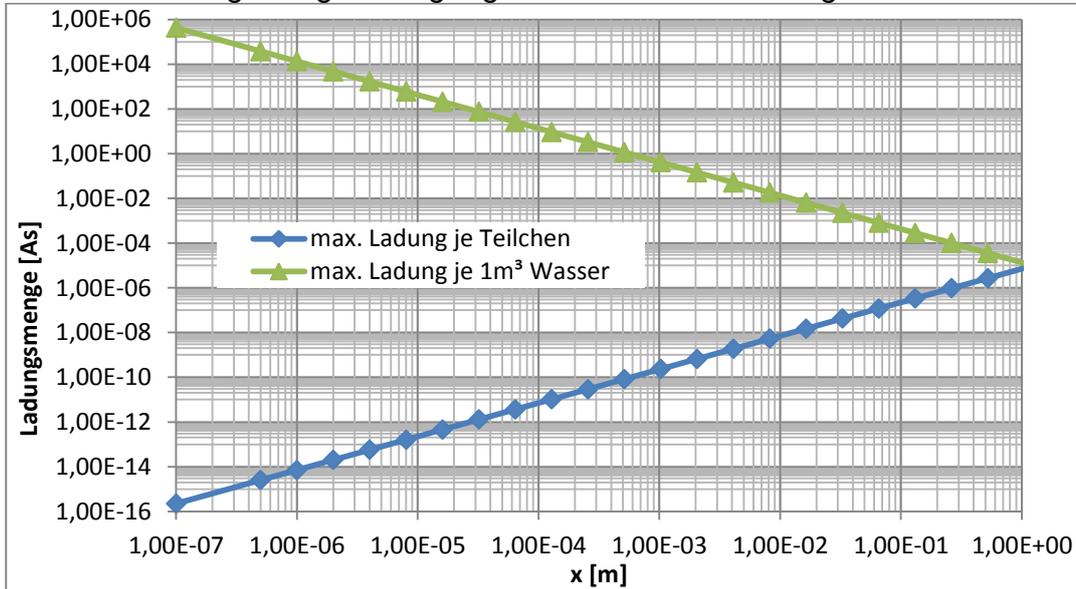


Abb. 49: maximal mögliche Ladungsmenge je Teilchen und für 1m³ Wasser in Abhängigkeit der Tröpfchen-Partikelgröße

Damit sollten die Tröpfchen möglichst klein sein, um hohe Stromstärken übertragen zu können. Dem steht gegenüber, dass kleine Partikel sehr schnell verdampfen und sich infolge ihrer größeren Gesamtladung und geringen Widerstandskraft stark abstoßen, sodass sie es nicht bis in das Rauchgas schaffen könnten.

Die zu erwartende Ladung eines Tropfens, der bei der Entstehung (Abreißen) einem elektrischen Feld ausgesetzt war, wird mit dem Modell eines Kugelkondensators abgeschätzt. [Lin69]

Die Kapazität ergibt sich aus dem Radius des geerdeten, sich bildenden Wassertropfens R_i und dem Radius der unter Spannung stehenden Aufladeelektrode.

$$C = 4\pi\epsilon_0\epsilon_r \frac{R_a R_i}{R_a - R_i} \tag{16}$$

ϵ_0 elektrische Feldkonstante, Permittivität des Vakuums [As/Vm]
 ϵ_r Dielektrizitätszahl [-]

Die Spannungsdifferenz wird für die Berechnung der Ladung Q genutzt.

$$Q = UC = U4\pi\epsilon_0\epsilon_r \frac{R_a R_i}{R_a - R_i} \tag{17}$$

Das elektrische Feld eines Kugelkondensators ist wie folgt definiert.

$$E = \frac{Q}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r r^2} \text{ mit } R_1 < r < R_2 \tag{18}$$

Die sich ergebenden Ladungsdichten bis zum Rayleigh-Limit sind für verschiedene Tröpfchendurchmesser auf Abb. 50 dargestellt.

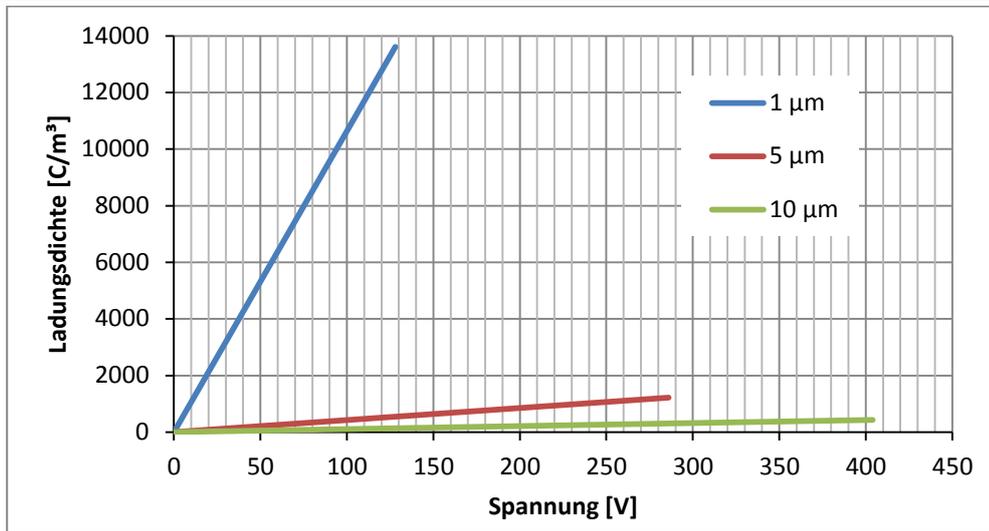


Abb. 50: Abhängigkeit der Ladungsdichte von der Spannung

Die maximal zu erwartende Stromstärke für einen exemplarischen Wasservolumenstrom von 0,15 l/h ist in Tabelle dargestellt.

Partikelgröße x [µm]	Kapazität [F]	Spannung [V]	Ladung pro Tropfen [C]	Ladungsdichte [C/m³]	Stromstärke bei 0,15 l/h Flüssigkeit [µA]
1	$5,568 \cdot 10^{-17}$	10	$5,568 \cdot 10^{-16}$	1063,461	44,311
		50	$2,784 \cdot 10^{-15}$	5317,307	221,554
		100	$5,568 \cdot 10^{-15}$	10634,614	443,109
5	$2,788 \cdot 10^{-16}$	50	$1,394 \cdot 10^{-14}$	212,976	8,874
		100	$2,788 \cdot 10^{-14}$	425,953	17,748
		200	$5,576 \cdot 10^{-14}$	851,905	35,496
10	$5,585 \cdot 10^{-16}$	100	$5,585 \cdot 10^{-14}$	106,667	4,444
		200	$1,117 \cdot 10^{-13}$	213,332	8,889
		400	$2,234 \cdot 10^{-13}$	426,665	17,778

Tab. 12: Berechnung der Ladungsdichte und resultierenden übertragbaren Stromstärken nach dem Kugelkondensatormodell [Lin69]

Koronaaufladung

Die Stromstärke einer Koronaentladung steigt mit der Spannung U ab der Koronaeinsatzspannung U_0 mit $U(U - U_0)$. In praktischen Versuchen hat sich eine starke Abhängigkeit der Stromstärke von der Sprühelektrodentemperatur und der Gastemperatur herausgestellt, die auf den Abbildungen Abb. 51 und Abb. 52 dargestellt werden. Die Einsatzspannung sinkt, wenn die Sprühelektrodentemperatur steigt. Mit steigender Gastemperatur steigt die Kennlinie und der elektrische Durchbruch (Überschlag) erfolgt bei geringerer Spannung, sodass der Arbeitsbereich schmaler wird. Aufgrund des größeren Arbeitsbereiches und der geringen Überschlagsneigung ist der Betrieb bei geringer Temperatur sinnvoll.

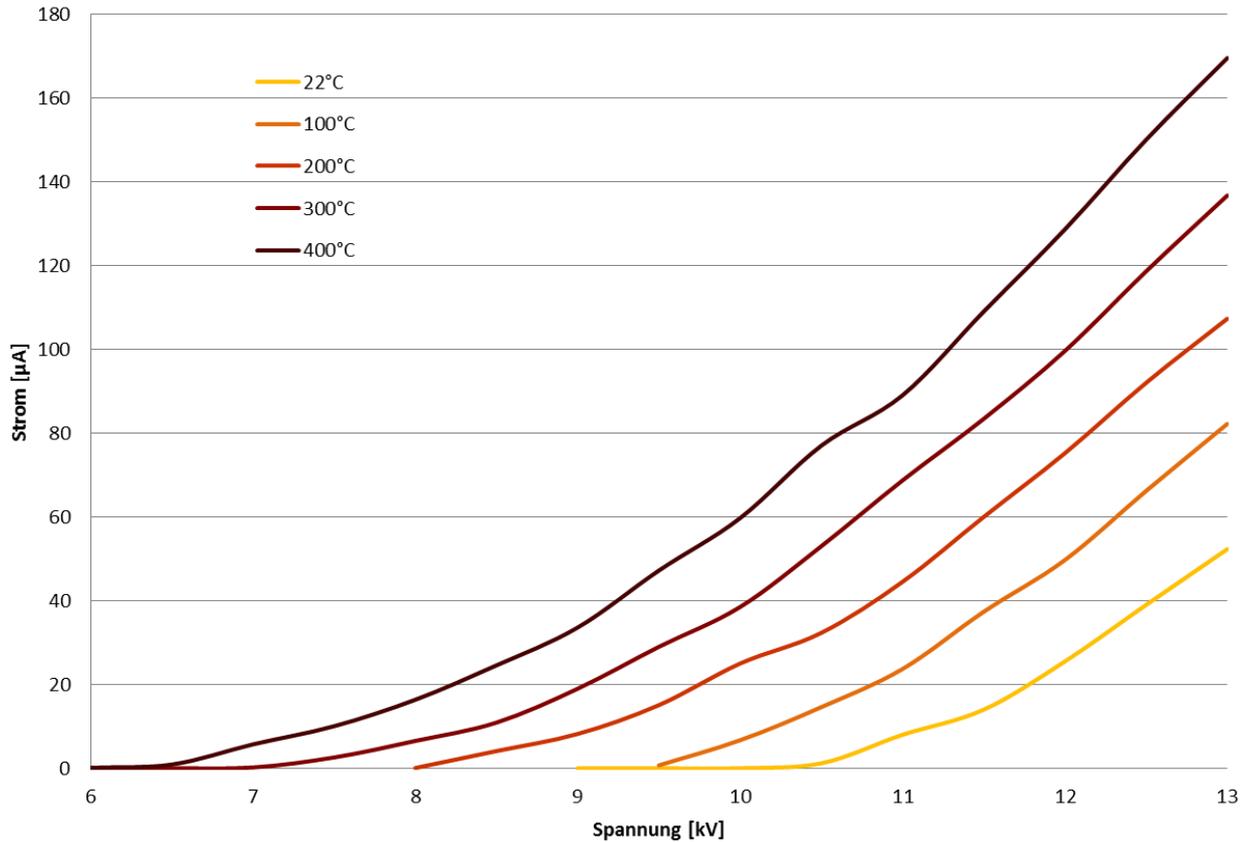


Abb. 51: Abhängigkeit des Strom-/ Spannungsverhaltens von der Sprühelektrodentemperatur

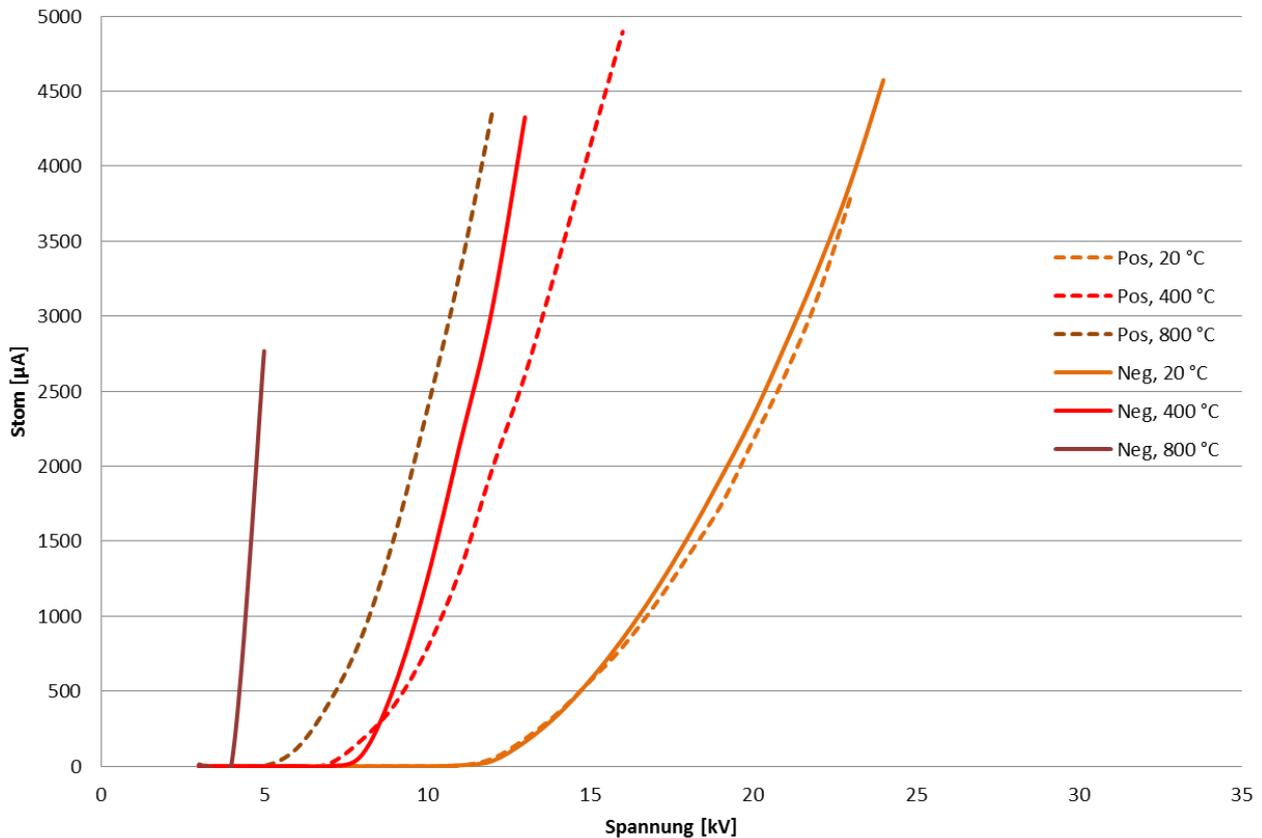


Abb. 52: Abhängigkeit des Strom-/ Spannungsverhaltens von der Gastemperatur

Für die Ladekinetik gibt es für geringe Partikelkonzentrationen Berechnungsformeln für die Diffusions- und Feldaufladung nach Hinds [Hin99]. Bei hohen Konzentrationen führen diese Formeln zu falschen Ergebnissen, da die Sprühelektrode durch die geladenen Partikel abgeschirmt wird (Corona-Quenching) und die Aufladung unterdrückt wird.

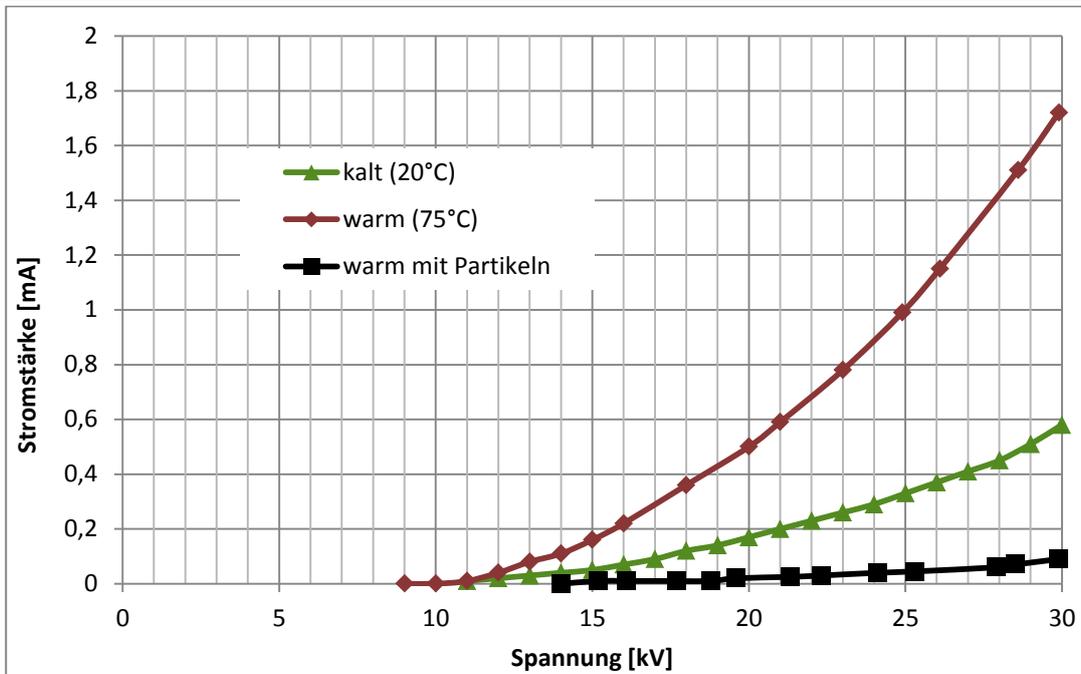


Abb. 53: Strom-/Spannungskennlinie des Feldabscheiders

Für einen Auflader kann bei vorhandenem Corona-Quenching eine analytische Gleichung nach Lübbert [Lüb11] zur Berechnung der Konzentrationsabnahme verwendet werden. Corona-Quenching beschreibt dabei den Zustand effektiver Aufladung bei sehr hohen Teilchenkonzentrationen und ist an der verminderten Stromaufnahme zu erkennen. Dieser Zustand ist bei dem 88kW-Abscheider zutreffend, bei dem kaum Strom floss.

$$\frac{dc}{dt} = -\frac{8 \cdot \Delta U \cdot \epsilon_0 \cdot C_C}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot x \cdot R^4} \cdot \left(\frac{U_0}{\ln\left(\frac{R}{R_0}\right)} + 2 \cdot \Delta U \right) \quad (19)$$

$$c_{ein} - c_{aus} = \left(-\frac{8 \cdot \Delta U \cdot \epsilon_0 \cdot C_C}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot x \cdot R^4} \cdot \left(\frac{U_0}{\ln\left(\frac{R}{R_0}\right)} + 2 \cdot \Delta U \right) \right) t_A \quad (20)$$

Dabei bedeuten ΔU die Spannungsdifferenz zwischen Koronaeinsatzspannung U_0 und Betriebsspannung U , ϵ_0 die elektrische Feldkonstante, C_C die Cunninghamkorrektur (berücksichtigt Schlupf, notwendig bei kleinen Partikeln $< 1\mu\text{m}$), und R dem Außenradius bei Rohr-Drahtgeometrie, bei Stern-Rohr-Geometrie dem Abstand zwischen Stern-Spitze und Rohrradius, sowie R_0 den Radius des Sprühdrahtes, bzw. in diesem Fall die halbe Blechstärke des Sternes.

Die theoretische Konzentration liegt etwas unterhalb des gemessenen Wertes, aber da der Strom schon etwas über null war, war kein idealer Quenchzustand vorhanden und die Abscheiderate etwas niedriger.

Im Abscheidebehälter nach dem Auflader wurde die Partikelkonzentration und der mit den Partikeln transportierte Strom mit dem ELPI+ gemessen. Daraus lässt sich die Ladungszahl je Partikelgröße berechnen. Auf den Partikeln mit dem aerodynamischen Durchmesser von 200nm waren durchschnittlich 6,6 Elementarladungen vorhanden.

Für die Abscheidung der Partikel im Raumladungsabscheider sind diese Ladungen notwendig, da sie dazu führen, dass sich die gleich geladenen Partikel abstoßen und an der Wand abscheiden. Für den Verlauf der Konzentration im Raumladungsabscheider gilt folgende Formel nach Lübbert.

$$c(t) = \frac{1}{\frac{1}{c_0} + \frac{C_C \cdot e^2 \cdot n^2}{3 \cdot \pi \cdot \eta \cdot x \cdot \epsilon_0} t_R} \quad (21)$$

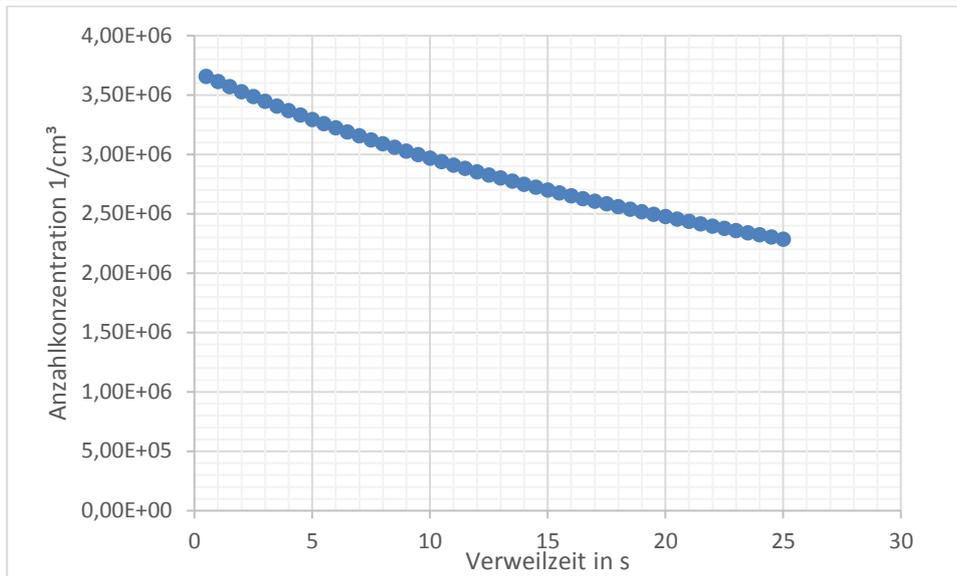


Abb. 54: Reingas-Anzahl-Konzentration in Abhängigkeit von der Verweilzeit

Die Anzahl-Konzentrationsverläufe können im Auflader und im Raumladungsabscheider also recht gut rechnerisch wiedergegeben werden. Problematisch ist, dass Partikel die größer sind in der dritten Potenz Einfluss auf die Masse haben, also ein Partikel, das doppelt so groß ist die 8-fache Masse hat und ein einzelnes Partikel mit Durchmesser z.B. 20µm also 1 000 000 mal so schwer ist, wie die betrachteten 200nm Partikel mit der stärksten Anzahl-Konzentration.

gemessen	gemessen	berechnet	gemessen	berechnet
$C_{A,ein}$	$C_{A,aus}$ tatsächlich	$C_{A,aus}$ theoretisch	$C_{R,aus}$	$C_{R,aus}$ mit $C_{A,aus}$ tats
#/cm ³	#/cm ³	1/cm ³	#/cm ³	#/cm ³
2,50E+07	3,70E+06	2,23E+06	2,30E+06	2,28E+06

Tab. 13: Darstellung der gemessenen und berechneten Konzentrationen des 88kW-Abscheiders

Im Fall des Feldabscheiders wurden also 85% der Partikel im Auflader abgeschieden und vom Rest weitere 50% im Raumladungsabscheider.

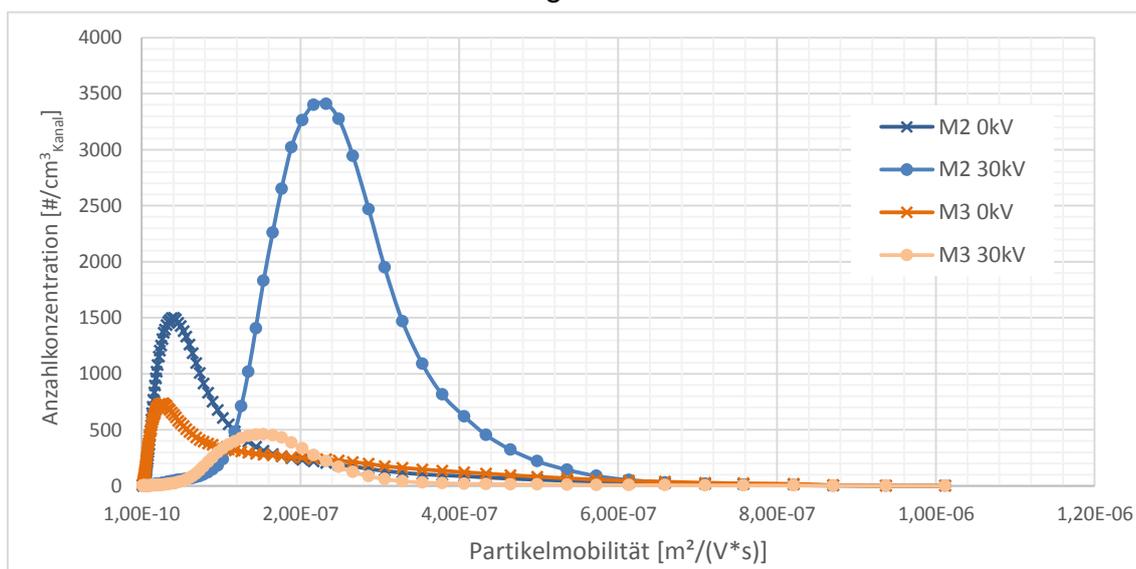


Abb. 55: Mobilitätsanalyse der negativen Partikel mit und ohne Aufladung direkt nach dem Auflader (M2) und am Kamin nach dem Verweilzeitbehälter (M3)

Am Technikumsversuchskessel wurden an der Messstelle M2 direkt nach dem Auflader und an der Messstelle M3 nach dem Verweilzeitbehälter eine elektrische Mobilitätsanalyse mit dem SMPS durchgeführt. Erwartungsgemäß sind nach dem negativen Auflader viele stark negativ geladene Partikel vorhanden. Nach dem Verweilzeitbehälter gibt es weniger stark geladene Partikel und eine geringere Konzentration. Interessanterweise sind einige

Partikel auch nach dem Verbrennungsvorgang ohne Aufladung geladen und auch deren Ladung und Anzahl nimmt im Verweilzeitbehälter ab.

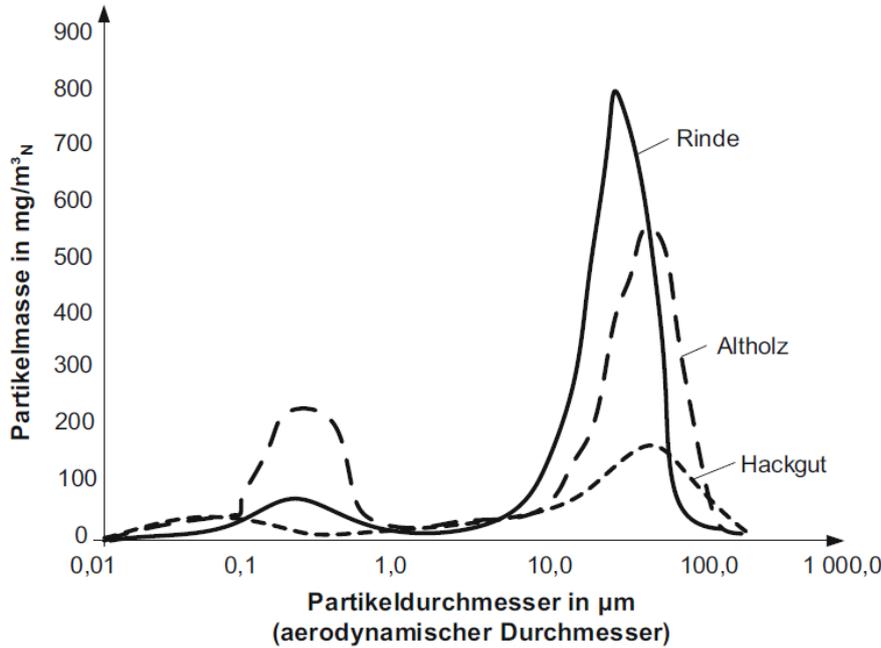


Abb. 56: Partikelgrößen-Massen-Verteilungen nach Kaltschmitt [Kal16]

Da die Anzahlkonzentration der lungengängigen Partikel <10µm nach der Verbrennung sehr hoch (Größenordnung 10⁸#/cm³) ist, werden die wenigen größeren Partikel oft nicht betrachtet. Nach der derzeitigen Gesetzeslage wird ein großes Partikel aber genauso reglementiert, wie sehr sehr viele kleine Partikel. Kaltschmitt [Kal16] weist darauf hin, dass die wenigen größeren Partikel einen hohen Anteil an der Gesamtstaubmasse besitzen (Abb. 56).

Schnitt: Geschwindigkeitsbetrag (m/s)

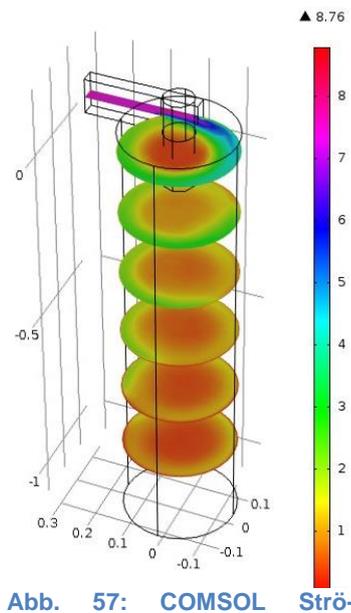


Abb. 57: COMSOL Strömungssimulation

Eine tangentielle Rauchgaszufuhr in den Auflader kann die Beschleunigung großer Partikel an die Wand durch die Trägheitskräfte unterstützen. Auch dem Wiedereintrag von Dendriten, gebildet durch die hohe Leitfähigkeit von Rußpartikeln, soll entgegengewirkt werden. Durch geschickte Strömungsführung werden grobe Partikel und die Agglomerate infolge der Zentrifugalkraft zusätzlich in Richtung der Aufladerwand beschleunigt und die Abscheidung und die weitere Agglomeration wird begünstigt. Mit Hilfe einer Computersimulation und einem Laser Doppler Anemometer (LAP) wurde eine durchschnittliche Tangentialgeschwindigkeit von 2m/s im äußeren Strömungsring bestimmt. Durch die Kenntnis der Umfangsgeschwindigkeit lässt sich die Sedimentationsgeschwindigkeit großer Partikel in Richtung Aufladerwand berechnen.

$$\frac{dr}{dt} = \frac{x^2 \cdot \Delta\rho \cdot u_{tan}^2}{r \cdot 18 \cdot \eta} \tag{22}$$

Eine Angabe der Trennkorngröße ist an dieser Stelle aber nicht sinnvoll, da die an der Wand angelangten Partikel weiter agglomerieren müssen, um am Ende des Aufladers eine sedimentationsfähige Größe zu erreichen.

Arbeitspaket 6: Entwurf und Bau Funktionsmuster 1 a und b

Zunächst wurden zwei Varianten der Partikelaufladung für den Betrieb im Brennkammeraufsatz des Guntamatic-Kessels am Standort Cottbus entworfen und angefertigt.

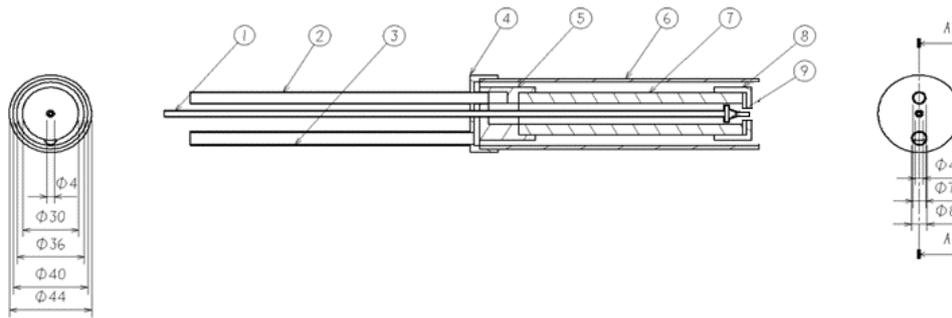


Abb. 58: Zeichnung der elektrostatischen Zweistoffdüse für hohe Temperaturen; **Abb. 59:** Düse vor dem Einsatz

- 1: Anschluss für Flüssigkeit; 2: Anschluss Zerstäubungsluft; 3: Anschluss Spülluft und Hochspannungskabel;
- 4: Außenisolatorbefestigung; 5: Innenisolatorbefestigung; 6: Außenisolator; 7: Innenisolator; 8: Hochspannungskappe;
- 9: Sprühdüse

Die elektrostatische Zweistoffdüse wurde in einer temperaturfesten Version entsprechend Abb. 58 hergestellt. Sie besteht innen aus einer geerdeten Flüssigkeitsdüse, die an der Mantelseite von einem Aluminiumoxidisolator umschlossen ist. An der Flüssigkeitsaustrittsseite ist eine unter Hochspannung stehende Kappe als Feldelektrode angebracht. Sie induziert Ladungen auf dem abreißenden Flüssigkeitsstrahl und umschließt die Flüssigkeitsdüse mit einem Abstand von 1mm. Durch den entstehenden Ringspalt tritt die Zerstäubungsluft aus. Zum Schutz vor der Hochspannung wurde außen ein weiteres Isolatorrohr angebracht, welches mit einem zusätzlichen Splülluftstrom ausgestattet wurde.

Der Mehrfachkoronaauflader bzw. Multicharger wurde ebenfalls in einer temperaturfesten Variante entworfen und getestet. Der Multicharger ist auf Abb. 60 dargestellt und besteht aus der Elektrode (li.), welche sich in einem Lochgitterrohr befindet. Die Elektrode ist mit Sprühspitzen aus 1mm starkem Schweißdraht ausgestattet und wird mit einem Keramikisolator gehalten, welcher sich in einem mit Wasser durchströmten Kühlmantel befindet. Auf der rechten Seite ist der Kessel mit Brennkammeraufsatz und Multicharger im Betrieb am zweiten Flansch zu sehen.



Abb. 60: Elektrode (li.); Multicharger (mi.); Brennkammeraufsatz (re.)

Arbeitspaket 7: Entwurf, Bau und Erprobung Funktionsmuster Harnstoff-Dosierung

Die Bildung von thermischem NO_x wird in den Biomassekesseln durch Luftstufung und Kühlung der Brennkammermulde verhindert. Ist die Stickoxidkonzentration im Abgas durch brennstoffeigene Stickstoffverbindungen zu hoch, kann die Stickoxidreduktion mit Hilfe eines Reduktionsmittels erfolgen. Eine Übersicht möglicher Reduktionsmittel wurde von Dittrich [Dit12] erstellt.

Ammoniak	NH_3	gasförmig
Salmiakgeist	$\text{NH}_3 \bullet \text{aq.}$	25 gewichtsprozentige wässrige Lösung
anorg. Ammoniumsalze	$(\text{NH}_4)_n \text{X m}$	fest, wässrige Lösung
Ammoniumchlorid	$\text{NH}_4 \text{Cl}$	fest, wässrige Lösung
Ammoniumbisulfat	$\text{NH}_4 \text{HSO}_4$	fest, wässrige Lösung
Ammoniumsulfat	$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$	fest, wässrige Lösung
Ammoniumbicarbonat	$\text{NH}_4 \text{HCO}_3$	fest, wässrige Lösung
Ammoniumcarbonat	$(\text{NH}_4)_2 \text{CO}_3$	fest, wässrige Lösung
org. Ammoniumsalze	$(\text{NH}_4)_n \text{X m}$	fest
Ammoniumformiat	$\text{NH}_4 \text{OOCH}$	fest, wässrige Lösung
etc.		
Harnstoff (Urea, Carbamid)	$\text{NH}_2 \text{CONH}_2$	fest
	$\text{NH}_2 \text{CONH}_2 \bullet \text{aq.}$	40 gewichtsprozentige wässrige Lösung
Isocyanensäure	OCNH	wenig beständig
Cyansäure	HOCN	wenig beständig
Isocyanursäure	$(\text{OCNH})_3$	fest, wässrige Lösung
Cyanursäure	$(\text{HOCN})_3$	fest, wässrige Lösung
Formamid	HCONH_2	fest, wässrige Lösung
Cyanamid	$\text{H}_2 \text{NCN}$	fest, wässrige Lösung
Melamin (Cyanursäureamid)	$(\text{H}_2 \text{NCN})_3$	fest, wässrige Lösung
Amine	$(\text{NH}_2)_n \text{X m}$	gasförmig, flüssig
Nitrile	XCN	gasförmig, flüssig

Tab. 14: SNCR Reduktionsmittel nach Dittrich [Dit12]

Die günstig verfügbare und ungiftige Harnstofflösung wird für die Einbindung des SNCR-Prozesses favorisiert.

Je nach Literaturquelle ist ein Temperaturbereich von 775°C bis 1077°C optimal für die erwünschte Stickoxidreduktion. [Goo96], [Yan07], [Kal16] Brennkammerbereiche mit optimaler Prozesstemperatur mussten bestimmt werden. Die Temperaturen im Ofen wurden durch die vordere Schauglasöffnung und an der Wärmetauscherumlenkung gemessen. Durch die diskontinuierliche Brennstoffzuführung entstehen Schwankungen, das mittlere Temperaturprofil ist auf Abb. 61 zu sehen.

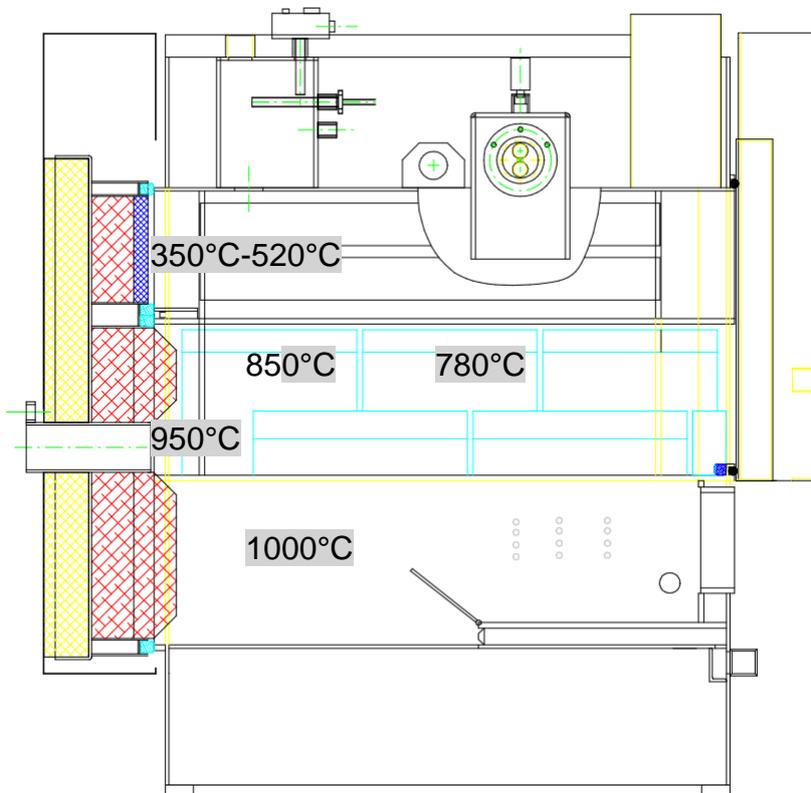
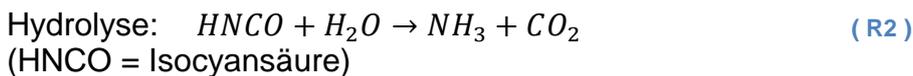
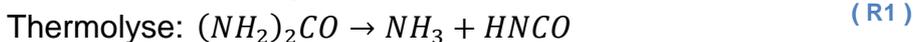


Abb. 61: für die Stickoxidminderung relevante Temperaturverteilung im Kessel

Theoretische Betrachtung

Nach der Eindüsung der Harnstofflösung in den Brennraum muss das Wasser verdampfen und der Harnstoff aufgespalten, damit er das eigentliche Reduktionsmittel Ammoniak freigibt werden.

Harnstoffaufspaltung:

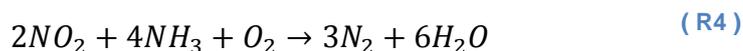
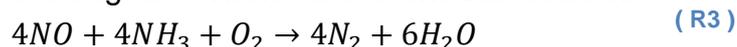


Die eigentlichen Entstickungsreaktionen erfordern nach Kaltschmitt [Kal16] ein Temperaturfenster zwischen 780 und 1000°C.

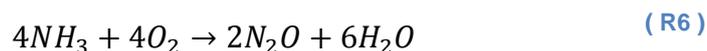
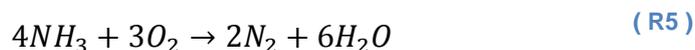
Reaktionen mit Ammoniak:

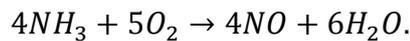
Bei zu geringer Temperatur <780°C-850°C gelangt NH_3 ohne Reaktion zum Kamin, was zu einem Ammoniakschlupf und damit zu einer Geruchsbelästigung führt.

Ab ca. 850°C erfolgt die erwünschte Stickoxidreduktion:



und vermehrt ab >950°C-1000°C erfolgen die unerwünschten Reaktionen:

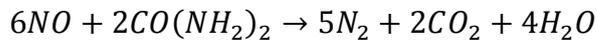




(R7)

Diese Reaktionsgleichungen und Temperaturen wurden Kaltschmitt [Kal16] entnommen. Streng genommen handelt es sich um Gleichgewichtsreaktionen, bei denen die Reaktionsprodukte je nach Temperatur zur linken oder rechten Seite verschoben werden.

Die Gesamtreaktion erfolgt nach Yang [Yan07] im Temperaturbereich zwischen 877 und 1077°C und kann wie folgt dargestellt werden:



(R8)

Bei der Verwendung von wässriger Harnstofflösung kann sie bei höheren Temperaturen eingedüst werden, da das Wasser für die Thermo- und Hydrolyse erst verdampfen muss. Die Berechnung der voraussichtlich benötigten Harnstoffvolumenströme hängt von der Rauchgasmenge und der NO_x-Konzentration ab. Mit dem empfohlenen Molverhältnis der Harnstoffmenge von 2,3, da auch die unerwünschten Reaktionen immer mit auftreten, ergeben sich bei einer Lösung mit 20Ma-% Harnstoff und einer NO_x-Konzentration von 600mg/m³_N Dosiervolumenströme von bis zu 8l/h.

Dichte-Harnst.-lösung	Stöchiometriefaktor	Molverhältn. Harnst.	Harnst. in Lösung
kg/m ³	-	-	Ma-%
1090	0,5	2,3	20

Tab. 15: Vorgabewerte SNCR

Molmasse NO _x	Molmasse Harnstoff	NO/NO ₂ Verhältn.
g/mol	g/mol	-
30,8	60,06	19

Tab. 16: chemische Parameter SNCR

Anlagenbezeichnung	Norm-Volumestr.	NO _x	NO _x -Molstrom	Harn-Molstrom	Harn-Massenstrom	Adblue-Volstr.
	m ³ /h	mg/m ³	mol/h	mol/h	g/h	l/h
450kW Teil-last	500	600	9,74	11,20	672,75	3,09
450kW Voll-last	1310	600	25,52	29,35	1762,61	8,09
120kW Teil-last	200	600	3,90	4,48	269,1	1,23
120kW Voll-last	340	600	6,62	7,62	457,47	2,10

Tab. 17: Berechnung des Adbluevolumenstroms für verschiedene Rauchgasvolumenströme

Bei der Verwendung von Adblue beträgt die Massenkonzentration der Lösung 32,5%, die benötigte Dosiermenge kann mit dem aus Rauchgasvolumenstrom und Stickoxidgehalt berechneten NO_x-Massenstrom im Diagramm Abb. 62 abgelesen werden.

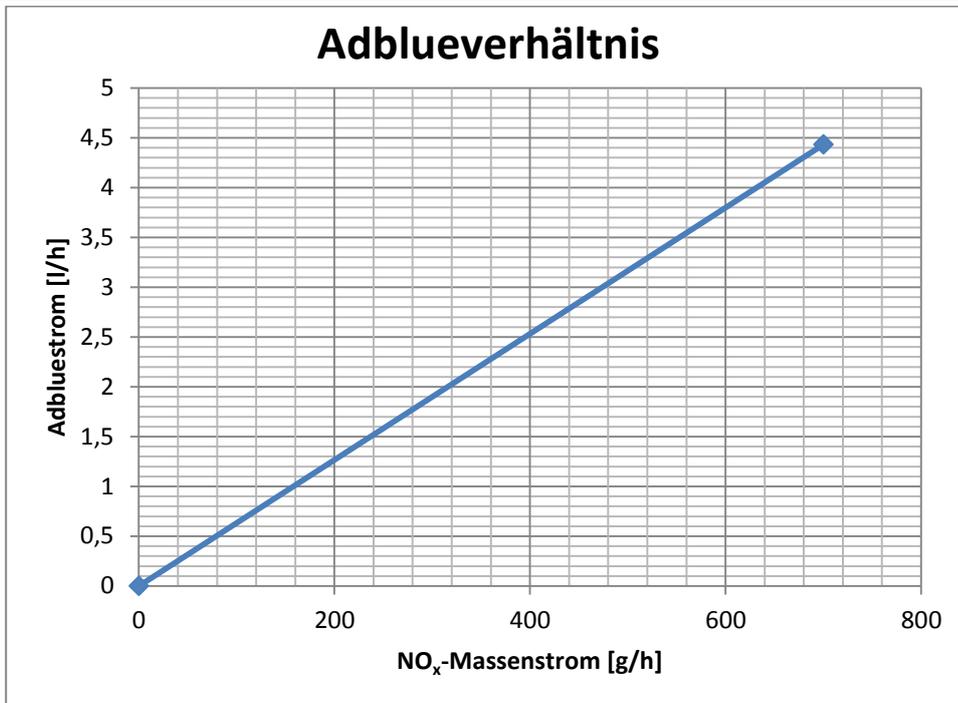


Abb. 62: optimale Adblue-Dosiermenge bei vorgegebenem NO_x-Massenstrom

Die Versuche werden aufgrund der guten Verfügbarkeit mit Adblue durchgeführt. Sollte es wirtschaftlich von Vorteil sein, kann später das pulverförmige Harnstoffgranulat verwendet werden, nachdem es vor Ort mit Wasser gemischt wird. Damit können Lager- und Transportkosten reduziert werden.

Auf Abb. 63 sind die Verläufe der Stickoxid-, Ammoniak- und Lachgaskonzentration im Rauchgas in Abhängigkeit vom Dosierverhältnis n und der Reaktionstemperatur nach Kaltschnitt [Kal16] dargestellt. Bei stöchiometrischer Dosierung des Additives ist das Dosierverhältnis $n=1$. Durch Überdosierung ($n>1$) lassen sich geringere Stickoxidkonzentrationen erreichen, Restammoniak verbleibt, wie bei zu niedriger Temperatur im Rauchgas, was als Ammoniakschlupf bezeichnet wird. Bei zu hoher Temperatur werden die Reaktionsgleichgewichte in Richtung Lachgasbildung verschoben.

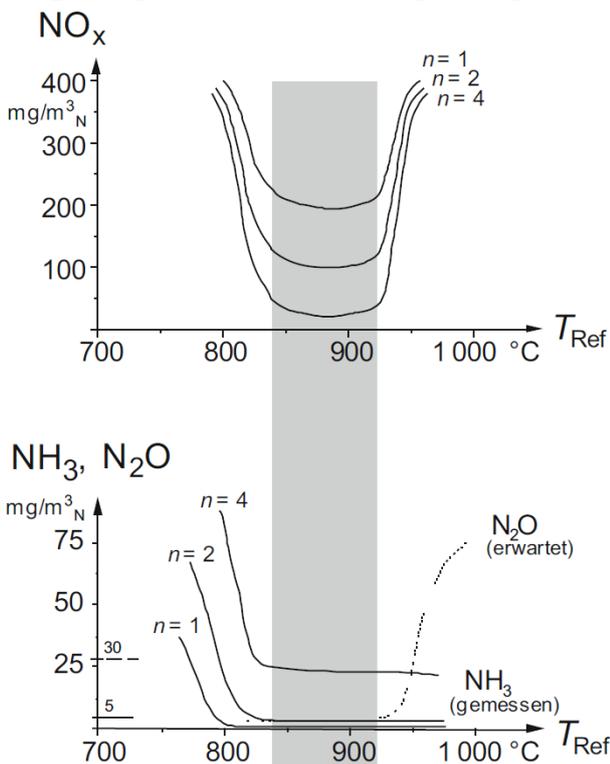


Abb. 63: Stickoxid-, Ammoniak- und Lachgaskonzentration im Rauchgas in Abhängigkeit vom Dosierverhältnis des Additives (n) und der Reaktionstemperatur T_{Ref} nach [Kal16]

Praktische Erprobung

Ein Dosierkonzept wurde erarbeitet, Pumpe und Volumenstrommessungen mit Dosierventilen wurden angeschafft. Die Dosierung soll mit einer selbst entwickelten Zweistoffdüse nach Abb. 64 durch die Sichtfensteröffnungen erfolgen. Durch eine schraubbare Gewindekappe (schwarz dargestellt) lassen sich die Luftöffnung und der Sprühkegel einstellen.

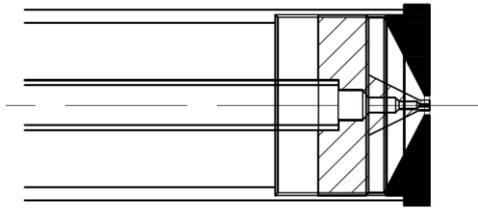


Abb. 64 Zweistoffdüse zur Harnstoffdosierung, Innenrohr: Zuführung Harnstofflösung, Außenrohr: Zerstäubungsluft

Um die Funktionsfähigkeit bei Temperaturen bis 1100°C zu ermöglichen erfolgt die Anfertigung aus dem temperaturresistenten Edelstahl 1.4841.



Abb. 65: lange Zweistoffdüse mit Thermoelement nach Betrieb in Brennkammer, Nachbrennkammer



Abb. 66: Düse im Betrieb (li.), provisorisch veränderte Strömungsführung (re.)

Der Test der Harnstoffdosierung wurde am 450kW_{th}-Kessel und am 120kW_{th}-Kessel durchgeführt und mit dem ECOM J2KNpro beurteilt.

DENOX 450kW_{th}-Kessel

Am 450kW_{th}-Kessel wurde der Brennstoff durch den Anlagenbetreiber vorgegeben und die Stickoxidkonzentrationen im Rauchgas waren relativ gering. Es standen zwei Schauglasöffnungen an der Vorderseite des Kessels zur Verfügung. Im unteren Schauglas konnte direkt in die Brennkammer dosiert und am Oberen direkt in die Nachbrennkammer.

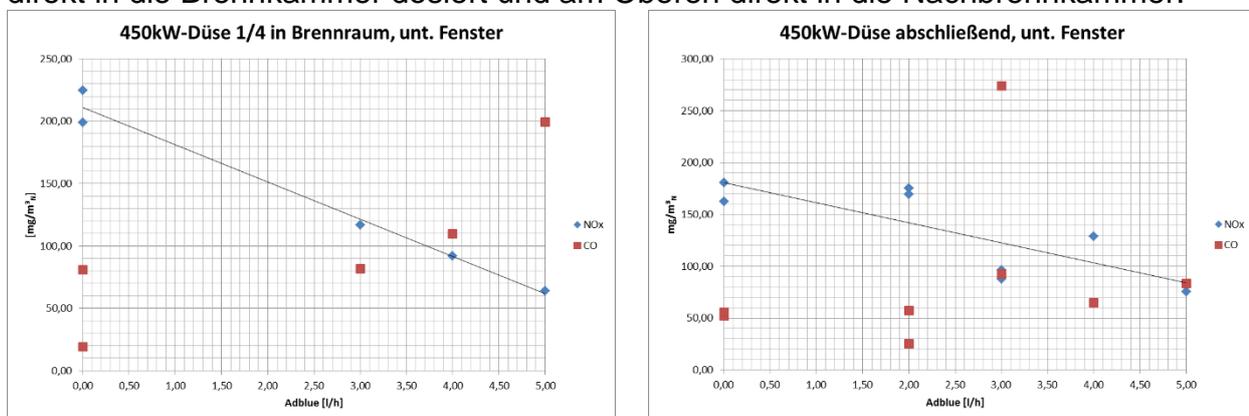


Abb. 67: Eindüsung Harnstofflösung am unteren Sichtfenster des 450kW_{th}-Kessels

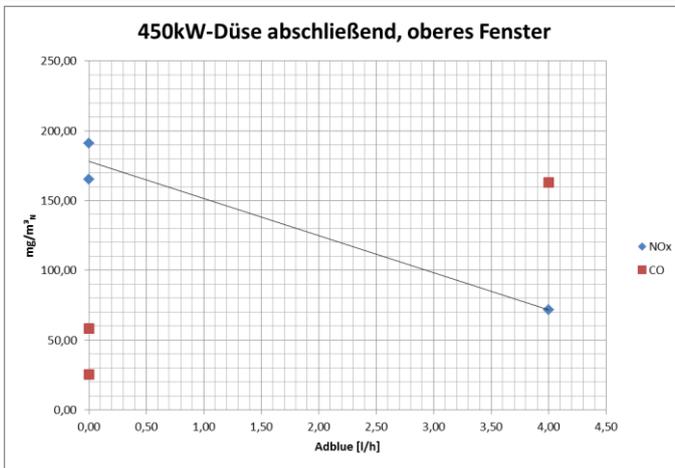


Abb. 68: Eindüsung Harnstofflösung am oberen Sichtfenster des 450kW_{th}-Kessels

Durch die geringe NO_x-Konzentration von 200mg/m³ und den Normvolumenstrom von 580m³/h ist ein theoretischer Adbluestrom von 0,73l/h notwendig gewesen, welcher mit der Dosierkombination nicht kontinuierlich realisiert werden konnte. Die Düse wurde bei den geringen Dosiermengen durch den Unterdruck des Kessels und die Treibluft leer gesaugt und die Stickoxidkonzentrationen schwankten entsprechend. Bei höheren Mengen stabilisierten sich die Dosierströme und es konnte ein Reduktionseffekt nachgewiesen werden.

DENOX 120kW_{th}-Kessel

Am 120kW_{th}-Kessel wurde entsprechend Abb. 66 eine veränderte Strömungsführung getestet um das Rauchgas intensiver mit der Harnstofflösung in Kontakt zu bringen. Im Vergleich zeigte sich entsprechend Abb. 69 aber eine effektivere NO_x-Minderung in originaler Bauweise. Der theoretische Dosierstrom lag aufgrund der Stickoxidkonzentration von 500mg/m³ und dem Rauchgasnormvolumenstrom von 220m³/h bei 0,7l/h.

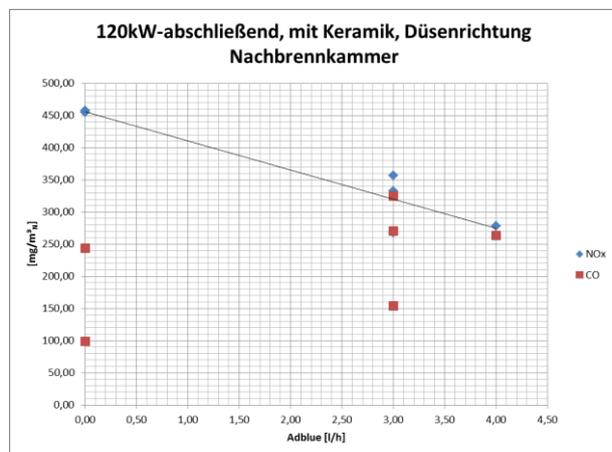
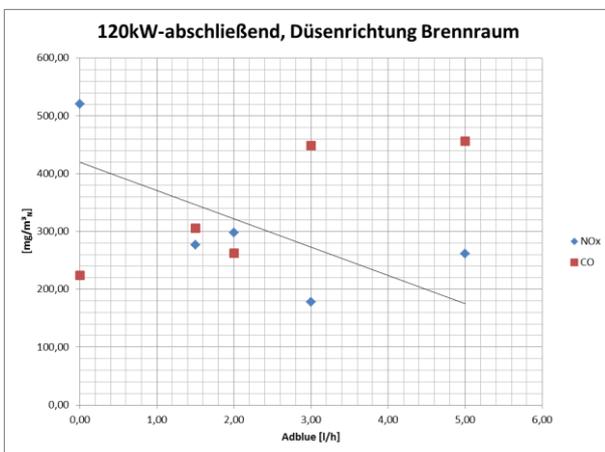


Abb. 69: Eindüsung Harnstofflösung am originalen 120kW_{th}-Kessel und mit veränderter Strömungsführung

Die Dosierung wurde für geringere Harnstoffströme angepasst und ein Katalysator für den Einbau in die Rauchgasumlenkung zwischen dem ersten und dem zweiten Wärmetauscherzug beschafft. Diese Stelle zeichnete sich durch ein optimales Temperaturniveau und den einfachen Zugang aus.

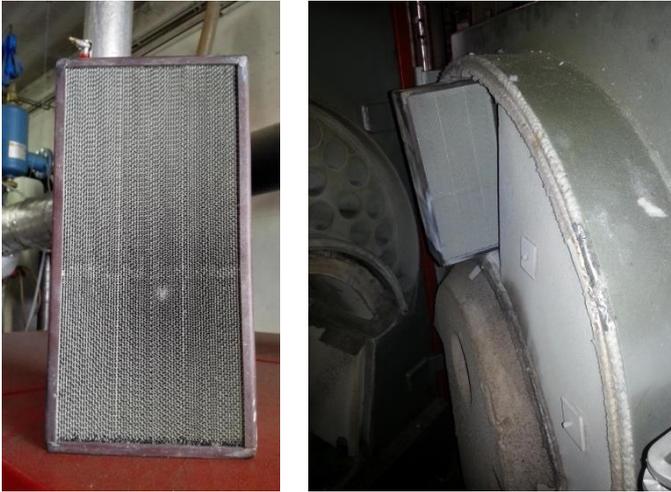


Abb. 70: SCR-Katalysator und Einbauort in der vorderen Kesseltür

Die Ergebnisse entsprechend Abb. 71 zeigen eine deutliche Reduzierung der Stickoxidkonzentration im Rauchgas. Ohne den SCR-Katalysator nimmt die Stickoxidkonzentration kontinuierlich ab, bis ab 4-facher Überdosierung ein Restgehalt von ca. $100\text{mg}/\text{m}^3_{\text{N}}$ bestehen bleibt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Good und Nussbaumer [Goo96] die bei Entstickungsversuchen durch Eindüsung von Harnstofflösung an verschiedenen Holzkesseleln die Stickoxidkonzentration um etwa $2/3$ senken konnten.

Durch den Einsatz des getesteten SCR-Katalysators wird die Endkonzentration schon bei stöchiometrischer Additivzugabe erreicht und lässt sich auch durch Überdosierung nicht weiter steigern.

Im Rahmen des Projektes konnte die Ammoniak- und Lachgaskonzentration nicht gemessen werden. Sollten die Grenzwerte ohne Katalysator eingehalten werden können, ist diese Variante vorzuziehen, da die Kosten für den SCR Katalysator, sowie die Gefahr von Verblockung und Vergiftung höher sind.

Bauseitig kann eine DENOX-Kammer zur Verweilzeiterhöhung den Reduktionsgrad steigern. Im Fall der Verblockung bei Katalysatornutzung kann eine selbstregelnde Bypassklappe ähnlich eines Zugbegrenzers angebracht werden und den Rauchgasstrom umleiten.

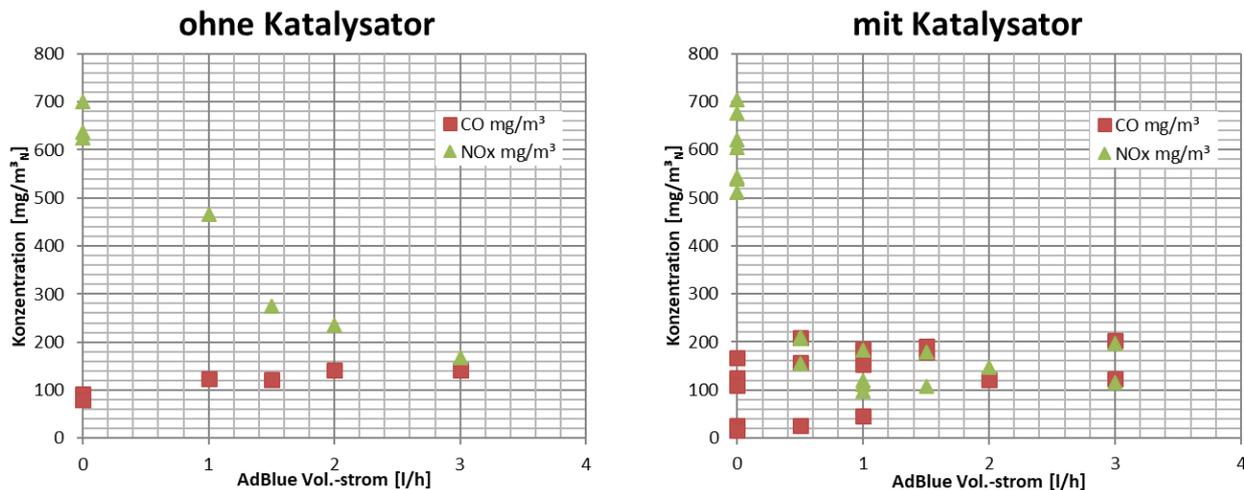


Abb. 71: Eindüsung Harnstofflösung 120kW_{th}-Kessel ohne und SCR-Katalysator

Arbeitspaket 8: Technikumsphase 1, Messungen mit Funktionsmuster 1 a und b

Der Guntamatic-Kessel am Standort Cottbus hat eine Leistung von 30kW_{th} bei einem Rauchgasnormvolumenstrom von $100\text{m}^3/\text{h}$.

Bei dieser Variante war die Kombination mit der Additivdosierung zur Stickoxidminderung geplant. Bei der Durchströmung des Brennkammeraufsatz ergab sich das auf der Abbildung Abb. 72 dargestellte Temperaturprofil. Auf der rechten Seite strömt das Rauchgas durch ein Führungsrohr aus der Brennkammer in Richtung des rechten Flansches, wird im gestrichelt dargestellten Bereich umgelenkt und strömt dann am zweiten (linken) Flansch

vorbei und wieder herunter in die Wärmetauscherrohre des Kessels. Die Temperaturen sind geringer als für die SNCR benötigt, sodass eine Stickoxidreduzierung nur mit Katalysator möglich wäre.

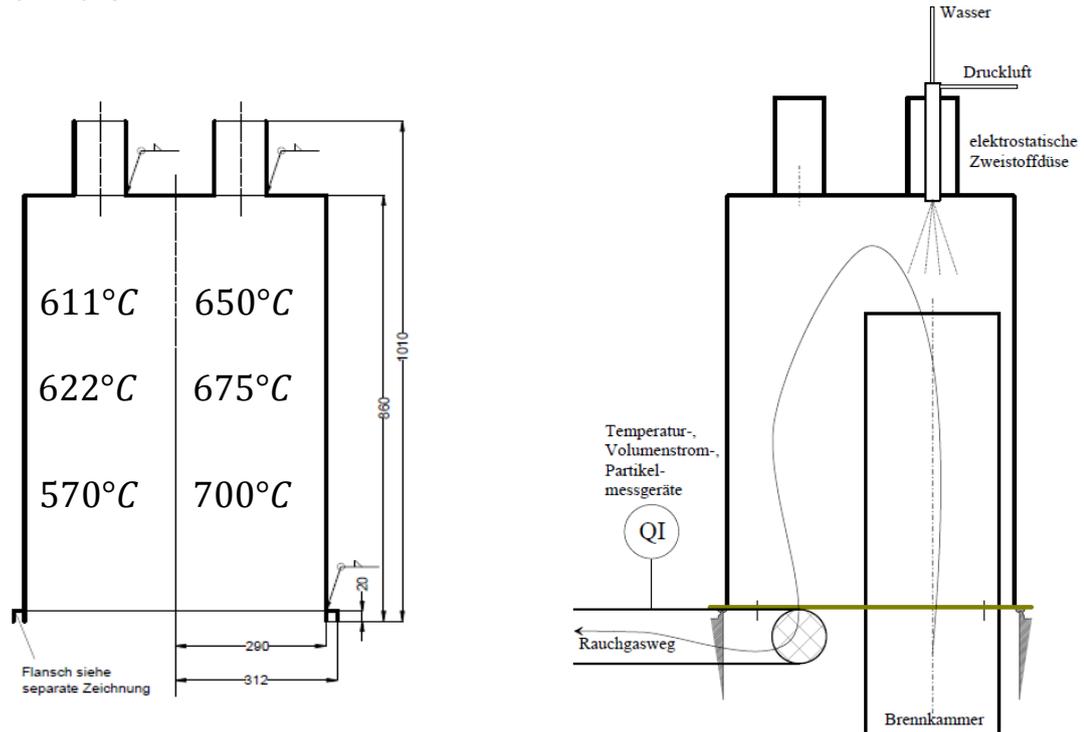


Abb. 72: Temperaturprofil und Strömungsverlauf im Brennkammeraufsatz

Die elektrostatische Zweistoffdüse wurde in der temperaturfesten Variante am rechten und linken Flansch des Aufsatzes getestet.

Die Anzahlkonzentration der Partikel im Rauchgas an der Messstelle des Kaminanschlusses wurde mit dem FMPS ermittelt, wobei das Rauchgas um den Faktor 10 mit trockener Druckluft verdünnt wurde. Wie auf Abb. 73 dargestellt ist im Betrieb der Zweistoffdüse mit

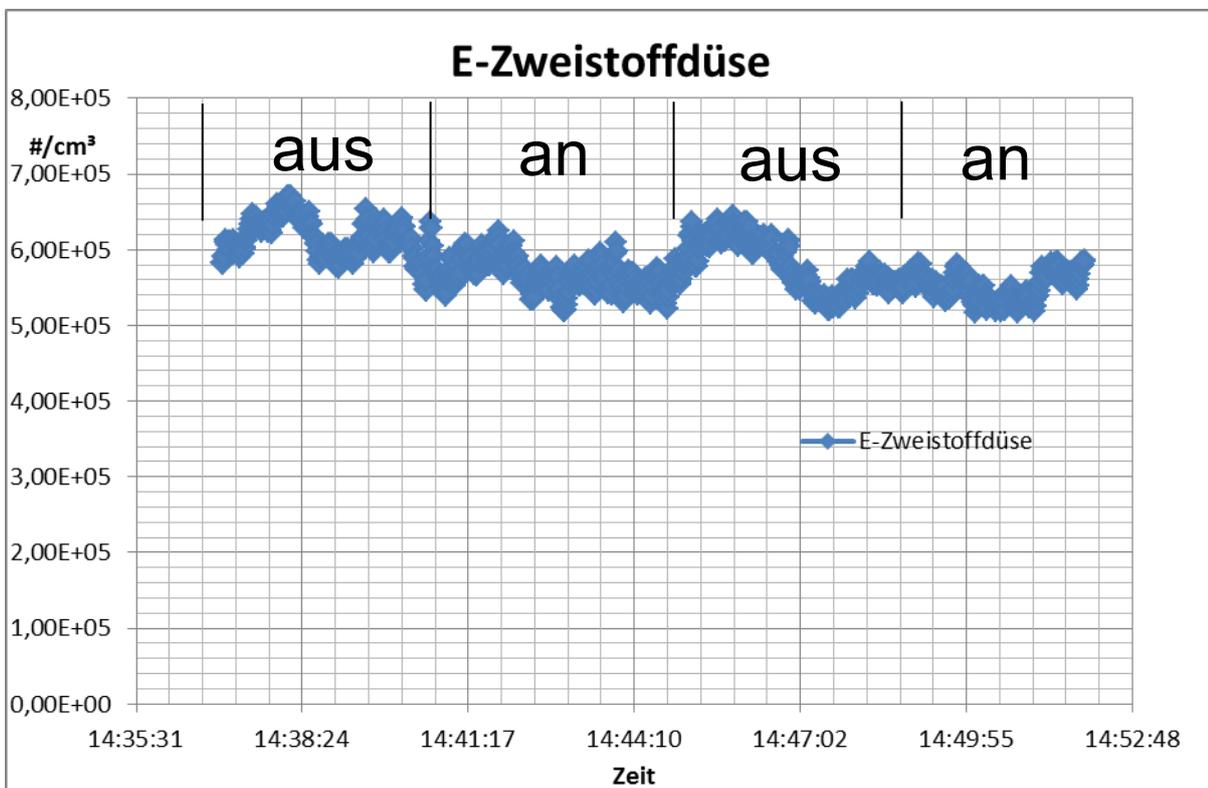


Abb. 73: Anzahlkonzentration des Rauchgases (Verdünnungsfaktor 10 = Konzentration ist 10 x höher)

und ohne Spannung kein Unterschied bei der Anzahlkonzentration zu erkennen bzw. wird durch die kesselbedingten Schwankungen überlagert. Da auch kein Unterschied bei den Partikelgrößenverteilungen ersichtlich war, ist davon auszugehen, dass die Aufladung bei den vorherrschenden Temperaturen am rechten und linken Flansch nicht ausreicht, um eine wesentliche Reduktion der Partikelmasse zu erwirken.

Der als Multicharger bezeichnete Mehrfachkoronaauflader wurde ebenfalls am rechten und linken Flansch betrieben. Am rechten Flansch war eine sehr hohe Überschlagsneigung ersichtlich und die maximale Spannung betrug 5kV. Ähnlich wie beim Betrieb mit der Zweistoffdüse überlagerten die Kessel-eigenen Schwankungen die Abscheidewirkung. Am linken Flansch konnte die Spannung bis auf 8kV erhöht werden und eine Abscheidewirkung wurde sichtbar. Auf der Abbildung Abb. 74 ist die auf die Partikelanzahl bezogene, über einen Zeitraum von 15 min gemittelte Größenverteilung zu sehen, welche mit einem Grimm SMPS aufgenommen wurde. Diese Verteilungen wurden unter der Annahme kugelförmiger Partikel auf Volumenverteilungen umgerechnet, die auf Abb. 75 dargestellt sind.

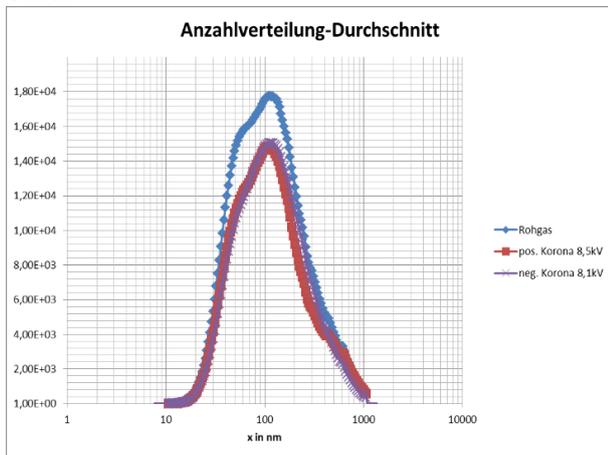


Abb. 74: Multicharger im Brennkammeraufsatz Grimm-SMPS-Anzahlverteilung

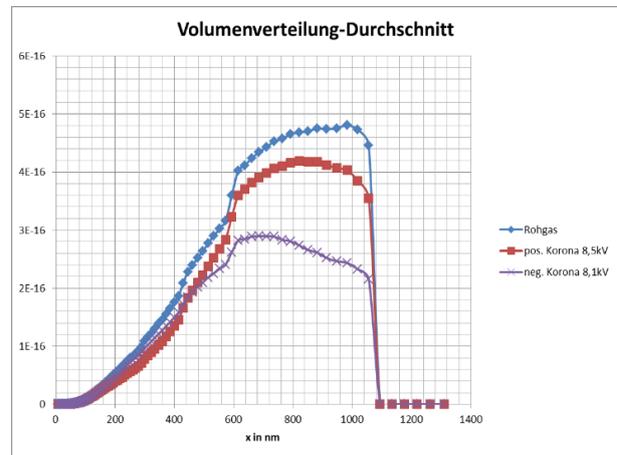
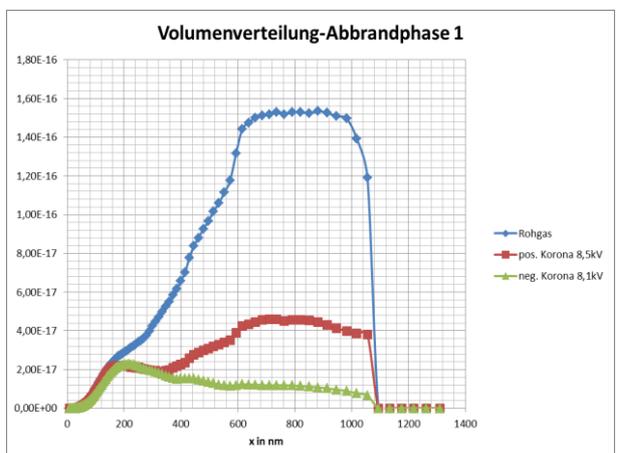
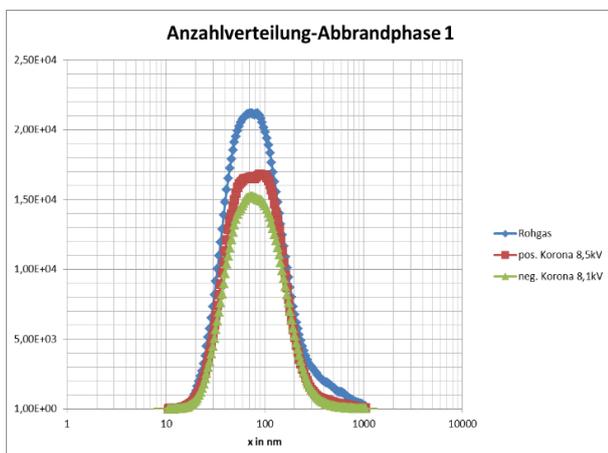


Abb. 75: Multicharger im Brennkammeraufsatz Grimm-SMPS-Volumenverteilung

Aufgrund der Proportionalität zwischen Volumen und Masse kann für das Partikelgrößenintervall ein gravimetrischer Abscheidegrad von etwa 40% abgeschätzt werden.

Die Vermutung, dass die Verwendung der positiven Korona aufgrund des Strom/Spannungsverhaltens bei hohen Temperaturen zur besseren Abscheidung führt kann nicht bestätigt werden. Beim Betrieb mit der positiven Korona war eine geringfügig höhere Überschlagsspannung festzustellen, die Abscheidewirkung fiel geringer aus, als beim Betrieb mit negativer Korona.

Bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufes der Konzentrationen sind periodische Veränderungen der Partikelgrößenverteilungen und Konzentrationen erkennbar.



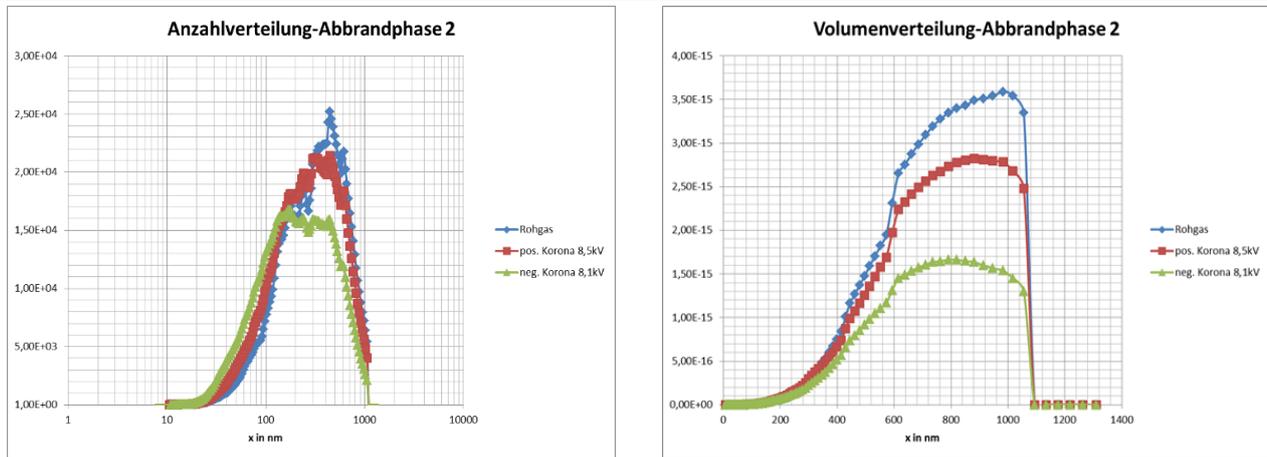


Abb. 76: Einfluss des Abbrandverhaltens auf die Wirkung des Multichargers

Bei einem Dosierschub werden zunächst sehr viele kleine Partikel emittiert, danach verschiebt sich die Verteilung kontinuierlich in Richtung größerer Partikel. Die kleinen Partikel der Abbrandphase 1 werden durch den Multicharger besser aufgeladen als die massenreichen größeren Partikel der Abbrandphase 2.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Abscheidewirkung erst bei Temperaturen unter 600°C nachweisbar und relativ gering ist. Die ursprünglich angestrebte kombinierte Aufladung der Rauchgaspartikel und Dosierung der Additivlösung bei 950°C wurde somit verworfen. Die Dosierung des Additives zur Stickoxidminderung soll nun im optimalen Temperaturbereich in der Nachbrennkammer erfolgen, während die Partikelaufladung bei Temperaturen unter 200°C in einem nachgeschalteten Behälter erfolgt.

Arbeitspaket 9: Weiterentwicklung, Entwurf und Bau eines Funktionsmusters 2

Die Stickoxidminderung erfolgt nun durch Additivdosierung an der Schauglas-Öffnung zwischen Brennkammer und Nachbrennkammer.

Der Test verschiedener Auflader erfolgt nun bei gemäßigten Temperaturen in einem externen Behälter. Der Versuchsaufbau mit einem an den 30kW_{th}-Guntamatic-Kessel angeschlossenen Verweilzeitbehälter ist auf Abb. 77 dargestellt. Das Rauchgas des Kessel/

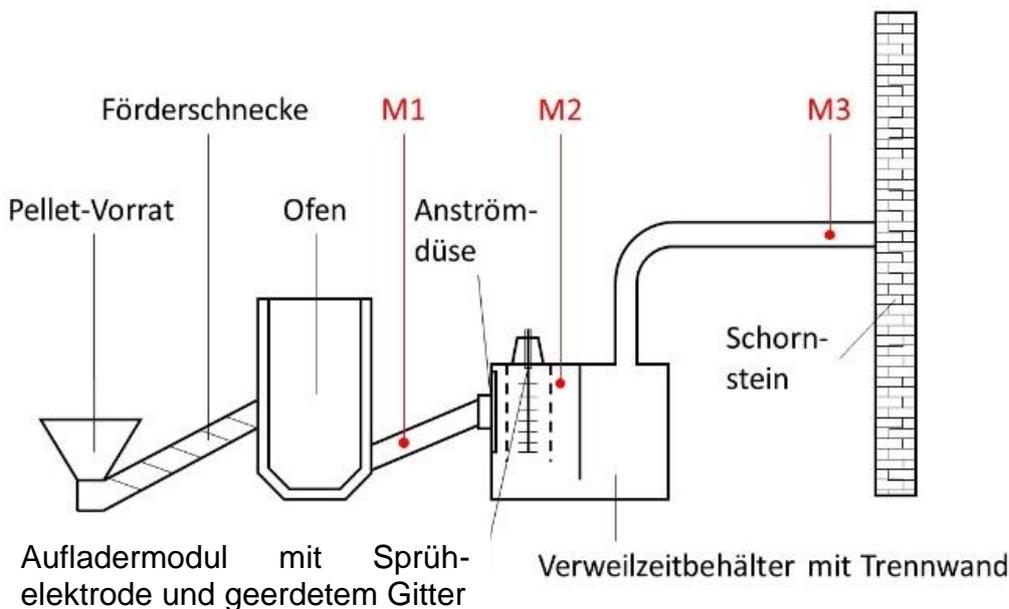


Abb. 77: Darstellung des Abscheidebehälteraufbaus in Cottbus

Ofenausgangs wird durch eine schlitzförmige Düse auf das Aufladermodul im Verweilzeitbehälter geleitet. Die enthaltenen Partikel stoßen sich nach der unipolaren Aufladung gegenseitig ab und setzen sich an den Wänden des Verweilzeitbehälters und den Kaminrohren ab. Um Kurzschlussströme zu vermeiden, wurde eine Trennwand als Strömungsschikane in den Verweilzeitbehälter eingezogen.

Die Messstellen M1 bis M3 sind rot gekennzeichnet und wurden für den Anschluss eines Verdünnungssystems vorbereitet, welches das Rauchgas für die Messgeräte von Größenverteilungen und Konzentrationen konditioniert. An der Messstelle M3 können außerdem gravimetrische Staubmessgeräte wie von Paul-Gothe zur Bestimmung der tatsächlichen Staubmasse angeschlossen werden.

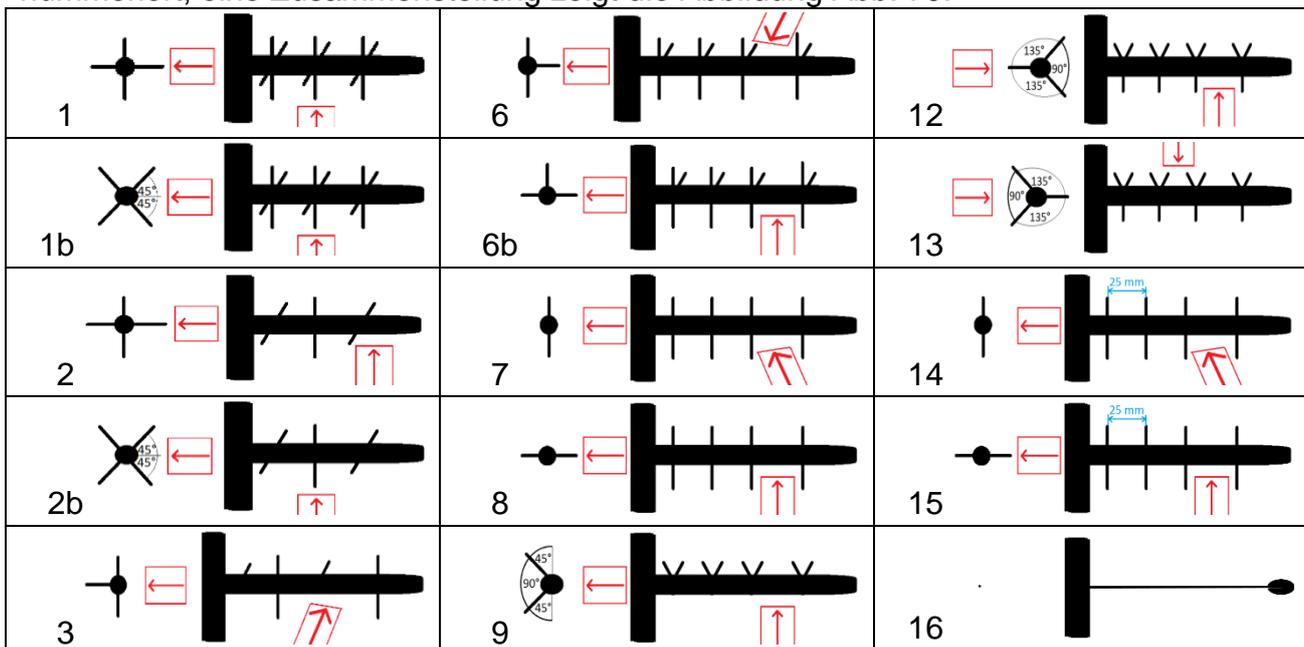
Der Auflader ist als herausnehmbares Modul konzipiert (Abb. 78) und besteht aus einem Flansch zum Anschluss an den Abscheidebehälter, einer an einem Isolator befestigten Sprühelektrode und einer geerdeten Gitterelektrode. Zusätzlich ist ein Spülluftanschluss sowie eine Heizung für den Isolator und ein Rüttelmotor zur Abreinigung integriert.



Abb. 78: Abscheidebehälter mit Aufnahmeflansch für das Aufladermodul und Pelletkessel (li.), Aufladermodul eingebaut (mi.), Aufladermodul ausgebaut (re.)

Die Sprühelektrode besteht aus einer zentralen Gewindestange, an welcher Sprühdrahtelemente aus Hochtemperatur-Federstahldraht angeschraubt werden. Bei Messungen des elektrischen Windes und in ersten Pretests wurden die Abstände zwischen den Sprühdrahtelementen und zwischen Draht und Gitter variiert. Die höchsten Windgeschwindigkeiten und Abscheidegrade wurden erreicht, wenn etwa der halbe Rohrradius als Abstand zwischen den Drähten und zwischen Draht und Gitter 1/2 bis 2/3 des Rohrradius eingestellt wurde.

Im nächsten Schritt wurden verschiedene Sprühdrahtanordnungen mit der Länge 75mm und dem Drahtabstand von 75mm (Sonderabstand 25mm entsprechend markiert) in einem Gitter mit Radius 150mm getestet. Die getesteten Sprühelektrodenvarianten wurden nummeriert, eine Zusammenstellung zeigt die Abbildung Abb. 79.



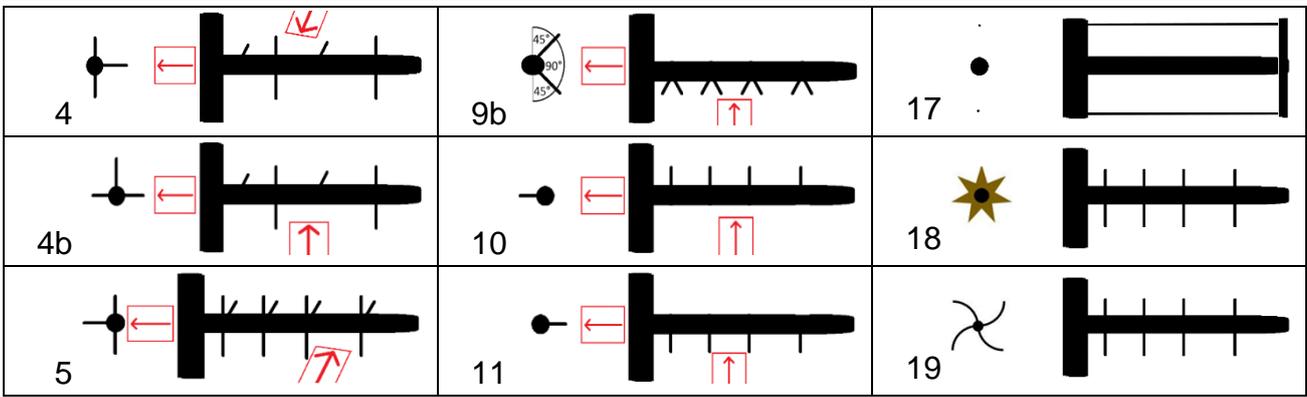


Abb. 79: Darstellung der Sprühelektrodenvarianten

Einige Elektrodenformen wurden in Grundtypen zusammengefasst und erhielten eine Bezeichnung.

Bezeichnung	Numerierung in Gesamtübersicht
Kamm-Elektrode	10, 11
Doppelkamm-Elektrode	7, 8, 14, 15
Y-Elektrode	12, 13
Kreuz-Elektrode	1, 1b
gebogene Kreuz-Elektrode	19
Stern-Elektrode	18
Harfe	17

Tab. 18: wichtige Elektroden-Grundtypen

Neben dem Test verschiedener Sprühelektroden wurden die Gegenelektroden entsprechend Abb. 80 variiert.



Abb. 80: Variation der Gegenelektrode; Gitterdurchmesser (li.), Prallblech zur Strömungsführung (li., o.), mit Gegenkoronalektroden (li., u.), an der Einströmseite geöffnet (re.)

Die getesteten Gitterelektroden hatten einen Durchmesser von 10cm bis 40cm, eine Länge von 50cm und waren zunächst geschlossen ausgeführt.

Zur Optimierung der Strömungsführung wurde bei der Variante mit dem Durchmesser 30cm die Gitterelektrode auf 70cm verlängert und die Anströmseite ausgespart. Testweise

kam ein Leitblech auf der Gegenüberliegenden Seite der Anströmung und Gegenkoronaelektroden mit Sprühdrahtelementen an der Gitterelektrode zum Einsatz.

Neben der Variation des Aufladermoduls werden auch sekundäre Einflüsse auf die Aufladung und Abscheidung untersucht. Die Anströmgeschwindigkeit kann durch Variation des Anströmtrichters entsprechend Abb. 81 verändert werden. In die Abscheidungskammer konnte ein Edeltahlgewebe zur Strömungsvergleichmäßigung eingebracht werden.



Abb. 81: Variation der Einströmgeschwindigkeit mit erweiterbarer Einströmdüse auf der Aufladerseite (li. und mi.), optionales Netz zur Strömungsvergleichmäßigung auf der Abscheiderseite (re.)

Im Verlauf der Technikumsphase 2 wurde das Modul mit einem tangentialen Eingang versehen und das Gegenelektrodenraster durch ein Rohr ersetzt. Der Rauchgasstrom wird hier tangential mehrfach an den Elektroden vorbeigeführt und verlässt das Aufladermodul erst am unteren Ende nach dem Passieren der ganzen Länge.

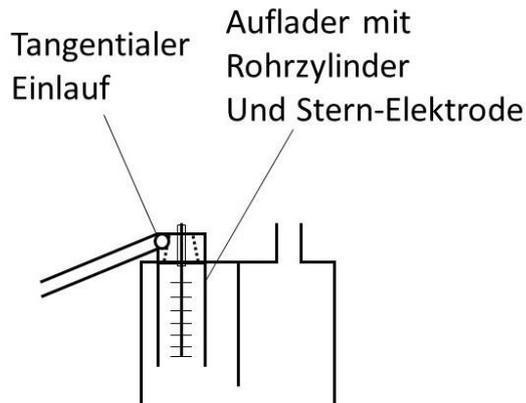


Abb. 82: schematischer Aufbau des optimierten Aufladermoduls mit tangentialem Eingang und durchgängiger Rohr-Gegenelektrode im Abscheidebehälter (li.); tangentialer Einlauf und Hochspannungsversorgung des Moduls (re.)

Arbeitspaket 10: Technikumsphase 2

Der Rauchgasvolumenstrom des 30kW_{th} -Guntamatic-Kessels wurde mit Hilfe einer Differenzdruckmessblende kontinuierlich bestimmt und lag bei der Betriebstemperatur von 100°C bei $75\text{m}^3/\text{h}$. Daraus ergibt sich ein Normvolumenstrom von $55\text{m}^3/\text{h}$. Entsprechend Abb. 77 standen zur Messung von Partikelgrößenverteilungen und Konzentrationen des Rohgases die Messstelle M1, des Rauchgases nach der Aufladung die Messstelle M2 und für das Reingas nach der Abscheidung die Messstelle M3 zur Verfügung.

Die Konzentrationen und Partikelgrößen an den Messstellen sind unterschiedlich. Die Anzahl-Partikelgrößenverteilung ist aus Abb. 84 und die Volumen-Partikelgrößenverteilung auf Abb. 83 abgebildet. Die Diagramme wurde mit dem FMPS durch die Auswahl und Mittelwertbildung von Zeiträumen mit etwa gleichbleibender Konzentration erstellt. Das Rauchgas verlässt den Ofen mit sehr vielen, feinen und bipolar aufgeladenen Partikeln, welche im Rauchgasweg agglomerieren und teilweise durch Diffusion und Trägheit abgeschieden werden. Die häufigste Partikelgröße am Kesselausgang liegt bei 600nm und

steigt während des Durchströms des Abscheidebehälters und des Rauchgasweges auf etwa $1\mu\text{m}$ ohne externe Aufladung an. Die Anzahl der Partikel nimmt auch ohne angelegte Hochspannung auf etwa ein Sechstel ab.

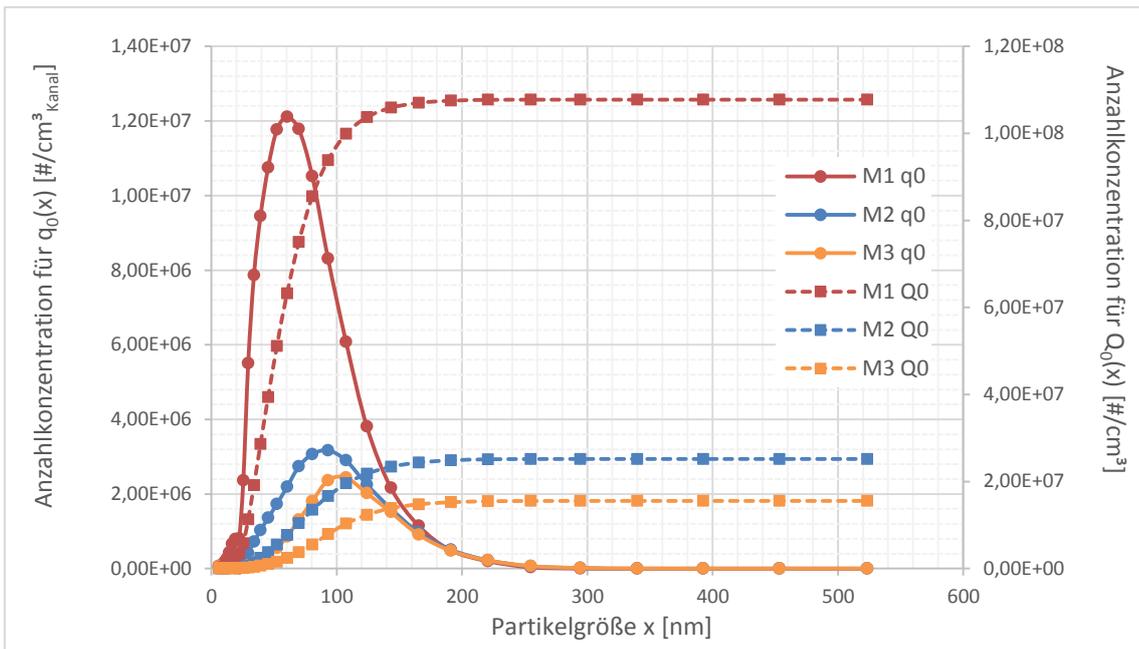


Abb. 84: Anzahl-Partikelgrößenverteilungen und nicht normierte Summenkurven zur Veranschaulichung der Partikelgrößen und Partikelkonzentrationen an den Messstellen M1 bis M3

Wird die Verteilung auf eine Volumen-Partikelgrößenverteilung umgerechnet, ist der Einfluss von Koagulation und Abscheidung noch besser ersichtlicher. Durch Koagulation steigt die volumenstärkste Partikelgröße und die Abnahme der Volumenkonzentration ist durch Abscheidung zu erklären. Das Volumen ist bei Annahme einer konstanten Partikeldichte proportional zur immissionsrechtlich wichtigen Staubmasse und nimmt etwa um die Hälfte ab.

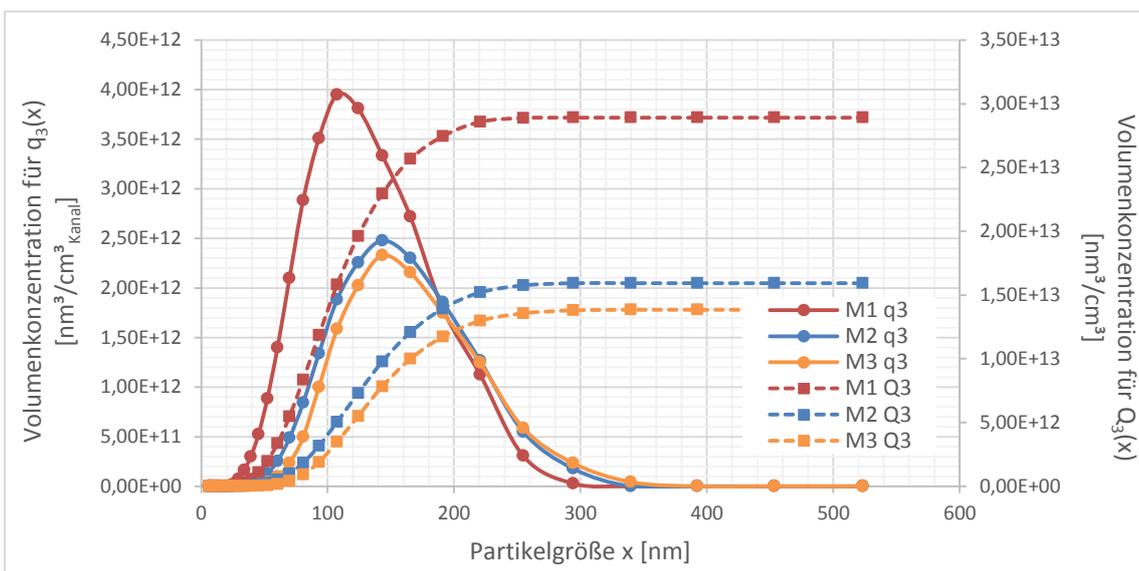


Abb. 83: Volumen-Partikelgrößenverteilungen und nicht normierte Summenkurven zur Veranschaulichung der Partikelgrößen und Partikelkonzentrationen an den Messstellen M1 bis M3

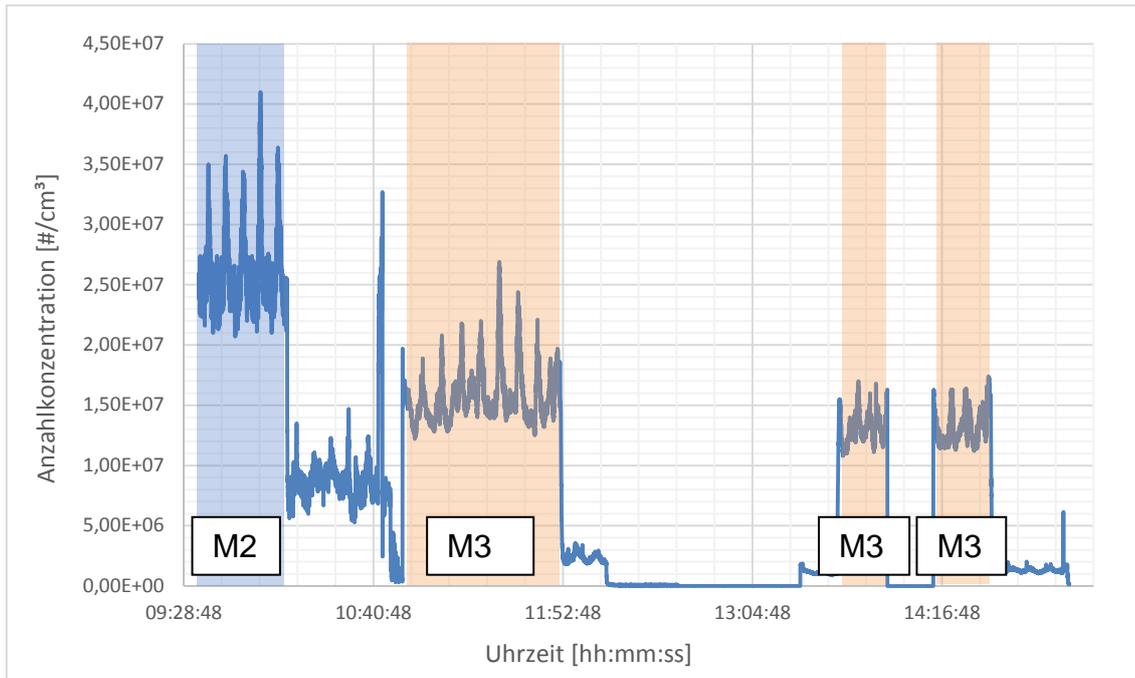


Abb. 85: Schwankung der Anzahlkonzentration an den Messstellen M2 und M3 im Laufe der Zeit

In der Realität sind die Konzentrationen und Verteilungen im Kesselbetrieb nicht konstant sondern schwanken mehr oder weniger periodisch. (Abb. 85) Die schwankende Rauchgasqualität durch die diskontinuierliche Betriebsweise des Ofens erschwerte die Beurteilung des Abscheideerfolges bei dem Betrieb des Aufladers, da sich nach dem Wechsel der Messstelle die Rauchgasparameter längst geändert haben können. Da das FMPS in der Lage ist sekundenweise eine Partikelgrößenverteilung zu messen und Veränderungen schnell darzustellen, wurde die Messstelle 3 zur Messung von Rohgas- und Reingasverteilung und deren Konzentrationen verwendet. Bei Anlegen der Aufladerspannung wurden die Messergebnisse als Reingas und beim Abschalten der Hochspannungsversorgung als Rohgas interpretiert. Durch das abwechselnde Messen von Roh- und Reingas konnten Veränderungen der Rauchgasqualität schnell wahrgenommen und der Einfluss der Aufladung besser beurteilt werden.

Auf der Abbildung Abb. 86 sind die Ergebnisse der Variation des Gegenelektroden-Gitterdurchmessers (=NE) und der Drahtlänge dargestellt. Bei dem kleinsten getesteten Gitterdurchmesser von 200mm musste die Spannung aufgrund starker Überschlagsneigung auf 30kV gesenkt werden. Dennoch wurde dort die höchste mittlere Feldstärke im Auflader angelegt. Trotz sorgfältiger Versuchsdurchführung unterscheiden sich die Trennkurven bei gleichen Parametern. Größere Gitterdurchmesser führen tendenziell zu höher liegenden Trennkurven. Dies lässt sich mit der höheren Verweilzeit der Ionen und Partikel im Aufladervolumen erklären. Ein weiterer Grund kann die Justierung der Elektrode spielen, leichte Schrägstellungen der Elektrode fallen bei größeren Durchmessern nicht so stark ins Gewicht. Insgesamt liegen die Trennkurven bei den größeren Gittern ab dem konzentrationsstarken Bereich um 80nm bei 85 bis 95%.

Eine Auswahl der Ergebnisse der Elektrodenvariation ist auf Abb. 87 zu sehen. Auch hier ist erkennbar, dass gleiche Versuchsparameter zu unterschiedlichen Trennkurven führen können. Insgesamt kann festgestellt werden, dass der Einlaufdüse zugewandte Drahtspitzen und symmetrische Elektrodenkonfigurationen die Aufladung begünstigen. Ein hängender Draht mit Gewicht begann zu pendeln und führte zu den schlechtesten Ergebnissen.

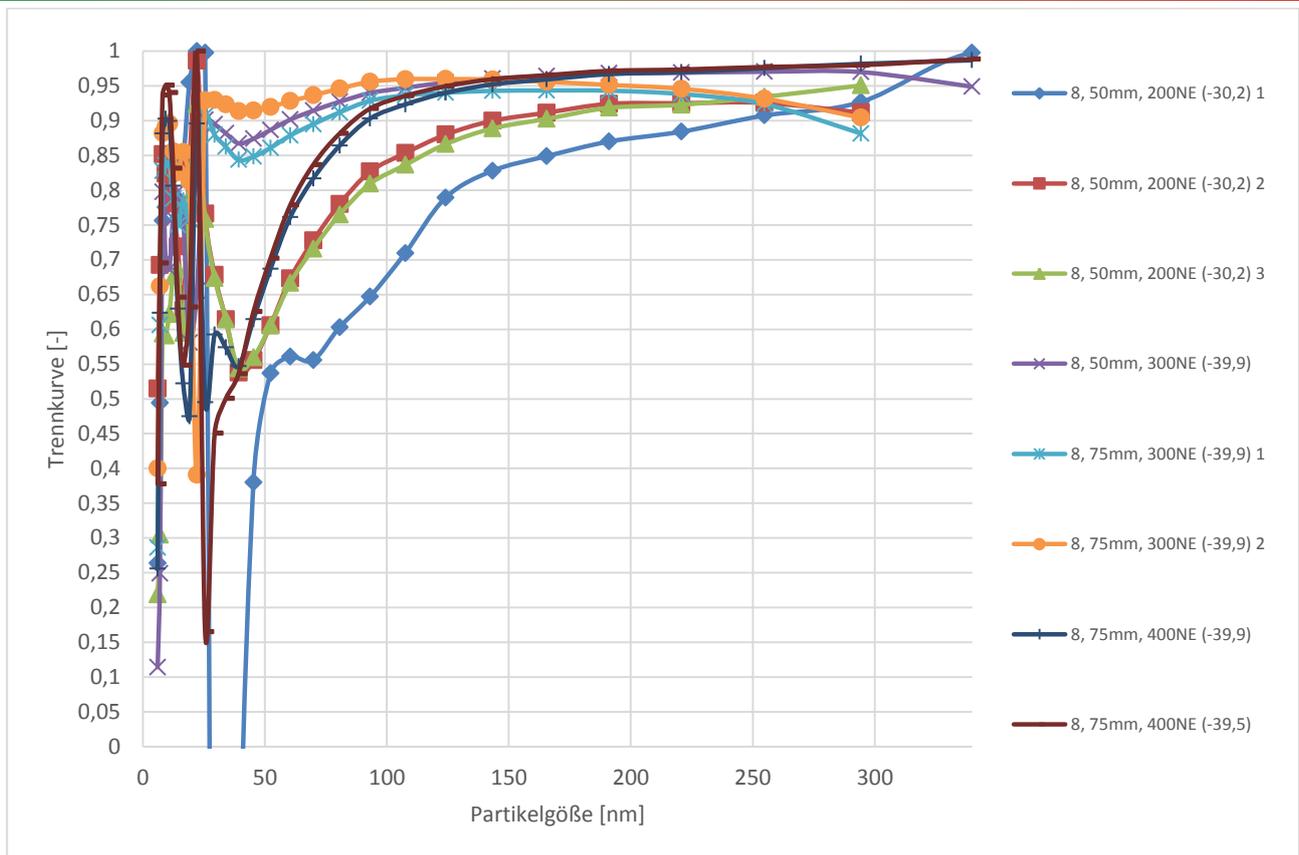


Abb. 86: Variation des Draht-Gitterabstandes; Sprühelektrodennummer nach Abb. 79, Sprühdrahtlänge von der Mitte aus, Gitterdurchmesser (Niederschlagselektrode NE), (Spannung in kV), 5. Zahl Wiederholung

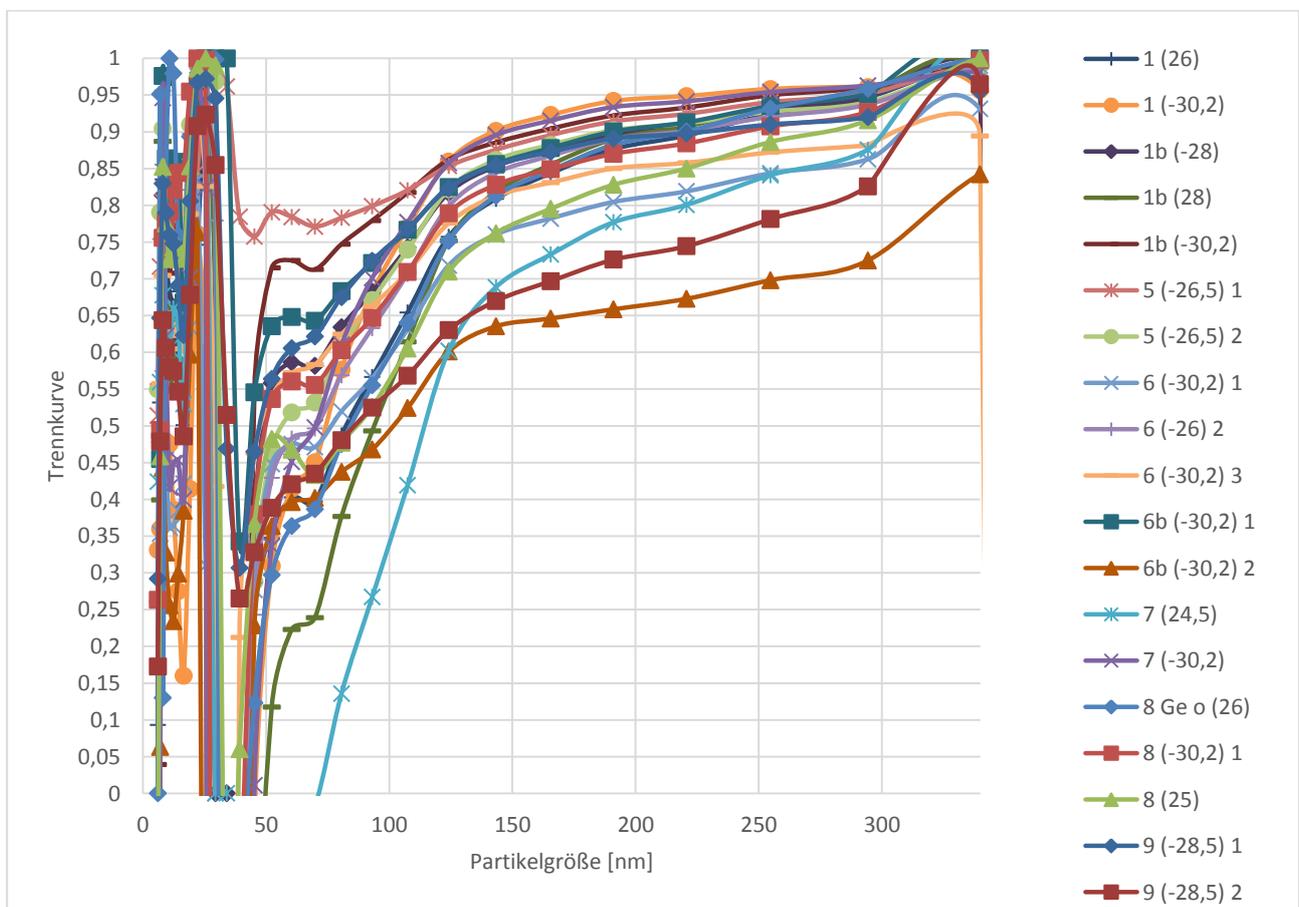


Abb. 87: Variation der Sprühelektrode bei Gitterdurchmesser 300; 1. Zahl Sprühelektrode nach Abb. 79, 2. Zahl Spannung, 3. Zahl Wiederholung

Im nächsten Schritt wurden weitere Optimierungsmöglichkeiten getestet. Damit die Strömung in die Aufladzone nicht behindert wird, wurde die Gitterelektrode zur Anströmdüse

zugewandten Seite schlitzförmig geöffnet. Weiterhin wurde die Doppelkammelektrode abwechselnd leicht gekreuzt und ein Prallblech auf der gegenüberliegenden Seite der Anströmdüse angebracht.

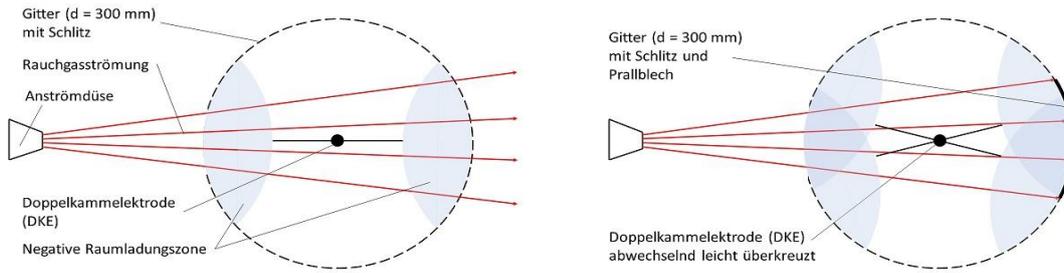


Abb. 88: schematische Sicht auf das Aufladermodul mit Schlitz auf der Einströmseite; rechts Variante mit leicht gekreuzter Doppelkammelektrode und Prallblech

Die Öffnung führte zur besseren Abscheidung bei gleicher Spannung, für die größeren, massenstarken Partikel war die Abscheidung sogar bei verringerter Spannung besser.

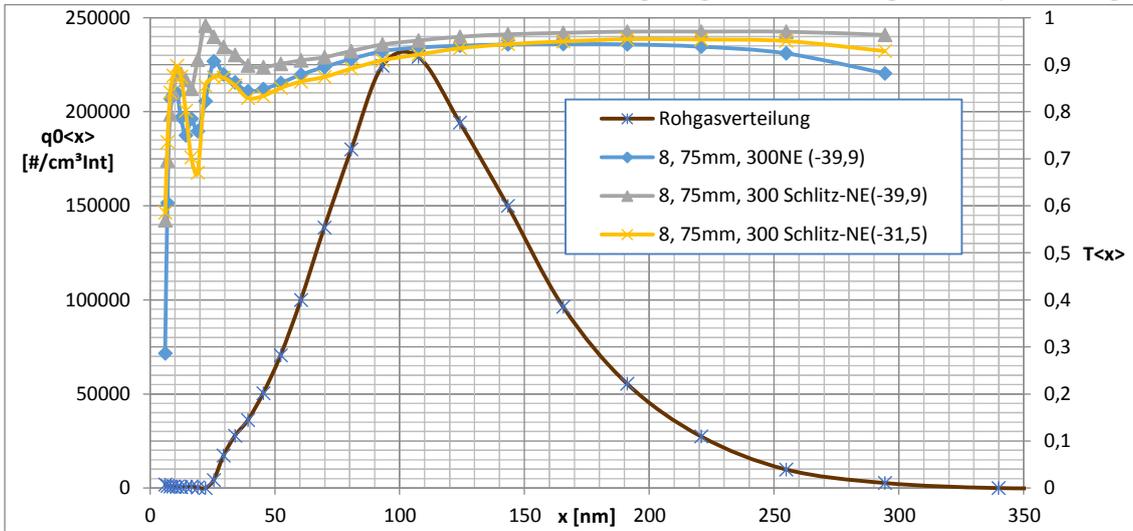


Abb. 89: Vergleich der Gitterelektrode mit und ohne Öffnung an der Anströmseite

Auf Abb. 90 ist auf den letzten drei Balkendiagrammen ersichtlich, dass die Kreuzung der Doppelkammelektrode und das Anbringen des Prallblechs den Abscheidegrad nicht steigert und die Doppelkammelektrode günstiger als die Kammelektrode ist.

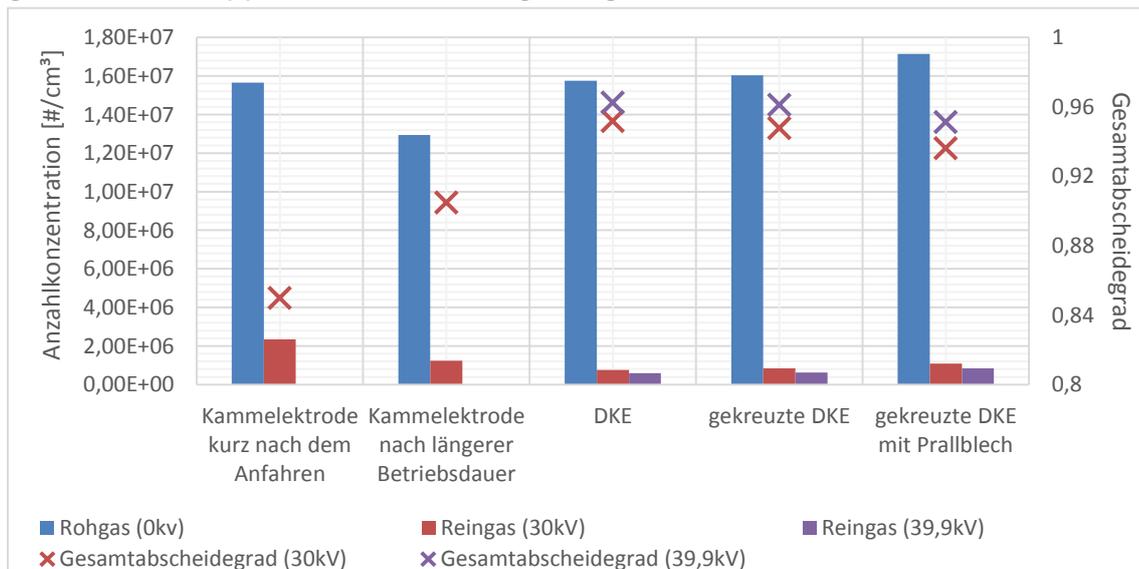


Abb. 90: Anzahlkonzentration und Abscheidegrad bei verschiedenen Optimierungsversuchen; Elektroden: Kammelektrode 11, Doppelkammelektrode (DKE) 8 nach Abb. 79

Weiterhin ist zu sehen, dass auch die Betriebsdauer einen Einfluss auf den Abscheidegrad hat. Erklärt wird dies durch die Anlagerung von leitfähigen Partikeln an der Sprühelektrode mit Dendritenbildung und damit steigender Koronatätigkeit. Da auch an der Gegenelektro-

de Dendritenbildung auftritt, kann auch die Ausbildung einer Gegenkorona für die Steigerung des Abscheidegrades verantwortlich sein. Das gezielte Einbringen von Gegenkoronaelektroden führte jedoch zur erhöhten Überschlagsneigung und zur wesentlichen Absenkung des Abscheidegrades.

Die optimale Polarität der Sprühelektrode wurde ebenfalls mit dem FMPS ermittelt. Aus der Volumenkonzentration des Rohgases und des Reingases wurde der volumenbezogene Abscheidegrad errechnet. Bei konstanter Partikeldichte sollte dem gravimetrischen Abscheidegrad entsprechen. Eine Auswahl von sich ergebenden Leistungen und Abscheidegraden für einige Sprühelektroden ist Tab. 19 zu entnehmen.

R_{NE} [mm], Beschreibung	Sprühelektrode	Polarität	U [kV]	I [mA]	P [W]	g_3
150, mit Schlitz, Anströmgeschwindigkeit $v_a=3m/s$	1	neg.	31,5	0,9	28,4	0,97
		pos.	31,5	0,6	18,9	0,96
	11	neg.	31,5	0,33	10,4	0,88
		pos.	31,5	0,17	5,4	0,88
	Harfe 1	neg.	30	0,6	18,0	0,95
		pos.	30	0,3	9,0	0,73
	10	neg.	30	0,47	14,1	0,95
		pos.	30	0,27	8,1	0,94
150, mit Schlitz, $v_a=6m/s$	1	neg.	31,5	1,04	32,8	0,95
		pos.	31,5	0,7	22,1	0,93

Tab. 19: Variation der Polarität verschiedener Sprühelektroden bei normaler und erhöhter Anströmgeschwindigkeit

Bei den sich im Auflader ergebenden Temperaturen zwischen 100°C und 200°C war die Verwendung der negativen Polarität mit höheren Abscheidegraden verbunden. Bei gleicher Spannung sind die sich ergebenden Stromstärken durch die höhere elektrische Mobilität der negativen Ladungsträger höher. Für einen höheren Abscheidegrad von 5% war etwa die doppelte Leistung notwendig. Der Arbeitsbereich ist erweitert, da die Überschlagsspannung bei negativer Polarität etwas höher liegt.

Der Einfluss der Anströmgeschwindigkeit wurde mit Hilfe von Anströmdüsen entsprechend der Abbildung Abb. 81 variiert. Bei einer Düsenbreite von 10mm ergab sich bei einer Aufladertemperatur von 150°C und einem Normvolumenstrom von 55m³/h eine Anströmgeschwindigkeit $v_a=6m/s$. Die Standarddüse hatte eine Breite von 20mm und führte zu einer Anströmgeschwindigkeit $v_a=3m/s$.

Sprühelektrode	Feldelektrode	Anströmdüsenbreite	U [kV]	g_3
6	300 mm , mit Schlitz	10 mm	-30	0,83
			-39,9	0,92
	300 mm , mit Schlitz	20 mm	-30	0,91
			-39,9	0,96
1b	300 mm , mit Schlitz	10 mm	-39,9	0,89
			300 mm , mit Schlitz	20 mm
1	300 mm , mit Schlitz	10 mm		
			-39,9	0,96
	300 mm , mit Schlitz	20 mm	-31,5	0,97
			-39,9	0,97

Tab. 20: Variation der Anströmgeschwindigkeit

Die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit von 3m/s auf 6m/s am Auflader senkt den Abscheidegrad ab. Es ist zielführend das Rauchgas langsam und direkt an der Aufladelektrode vorbei zu führen, da der zu erwartende selbstansaugende Effekt durch den

elektrischen Wind mit Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich zwischen 1m/s und 2m/s gering ist.

Durch das Einbringen von Metallnetzen (Abb. 81) in den Abscheider wurde im nächsten Schritt die Strömung im Abscheideraum vergleichmäßigt. Die Partikelkonzentration konnte dadurch nicht gesenkt werden. Die Partikelkonzentration steigt sowohl mit als auch ohne Spannung, da offenbar sonst an den Behälterwänden abgeschiedener Staub nun am Netz abgeschieden und mit der Strömung wieder mitgerissen wird und Agglomerate zerstört werden.

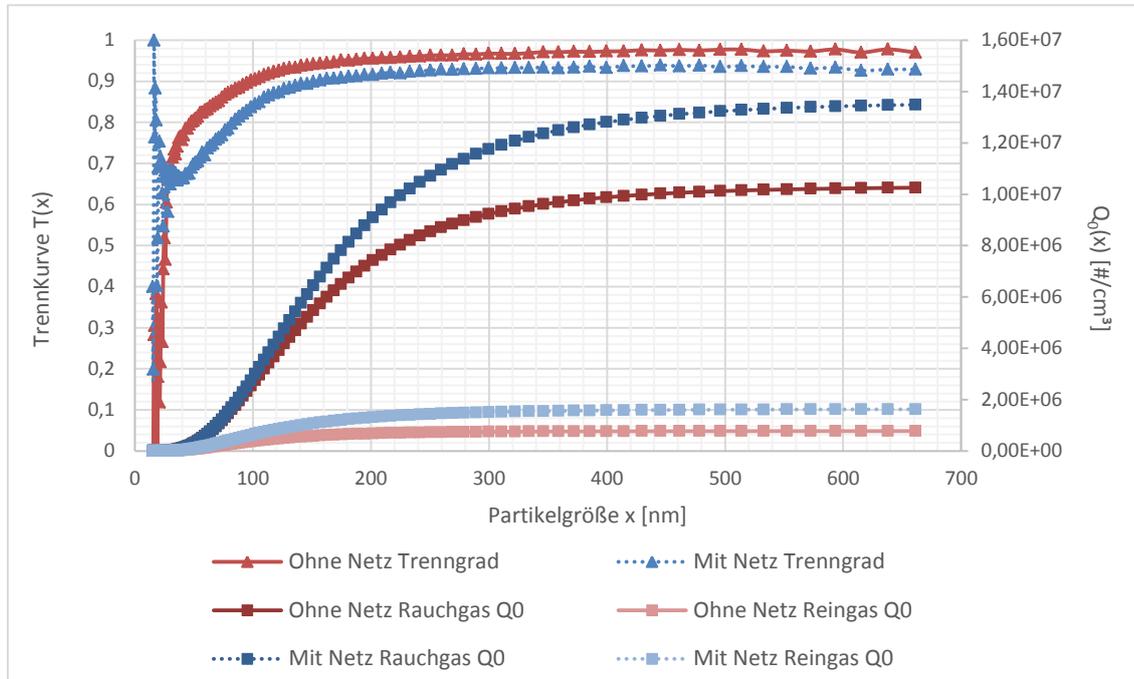


Abb. 91: Einfluss von Metallnetzen im Abscheideraum

Weil die Anschaffung von Netzgeräten mit Spannungen über 30kV aus sicherheitstechnischer und ökonomischer Sicht ungünstig ist, wurde der Versuch unternommen hohe Abscheidegrade bei 30kV zu erreichen. Vergleichsmessungen mit dem FMPS einiger Elekt-

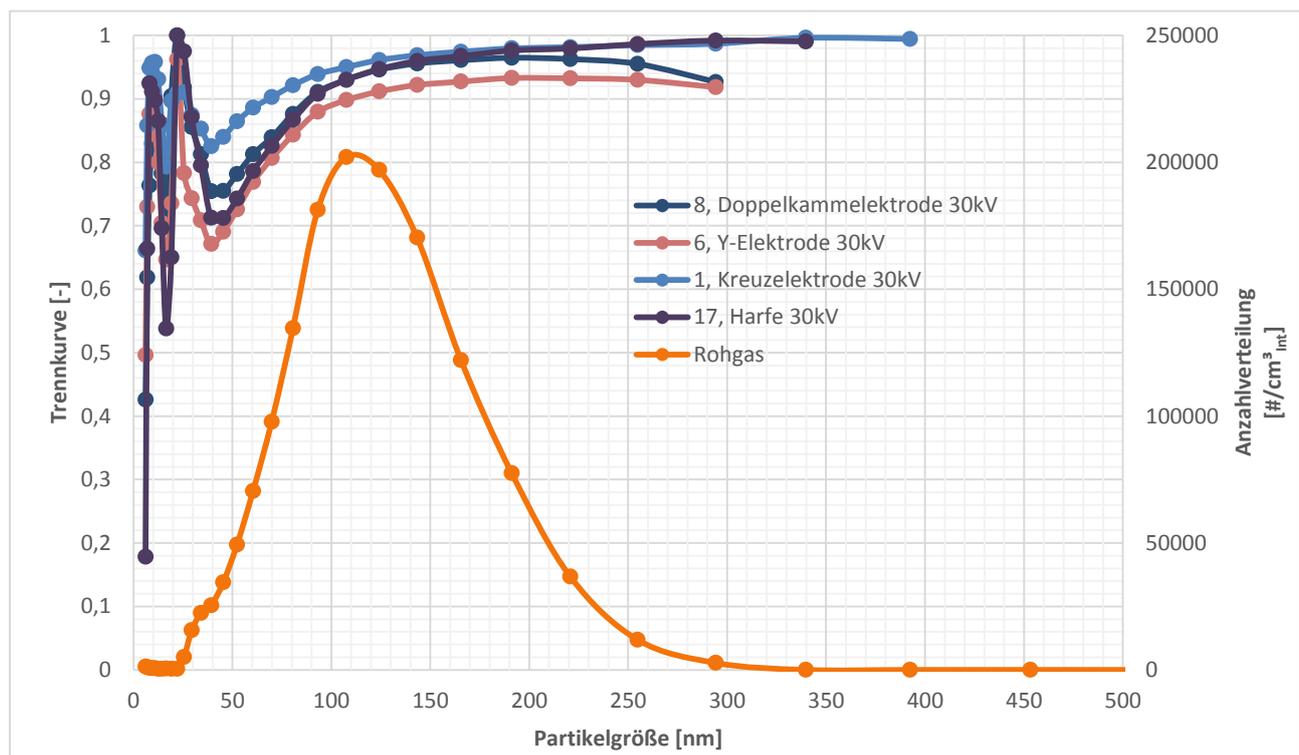


Abb. 92: Elektroden mit hohen Abscheidegraden bei 30kV

roden die sich unter diesem Umstand als brauchbar erwiesen haben sind auf Abb. 92 zusammengestellt.

Auf der Grundlage dieser sehr guten Ergebnisse wurden für die Elektrodenvarianten gravimetrische Messungen mit dem Paul-Gothe-System mit zwei verschiedenen Brennstoffen durchgeführt. Die Brennstoffpellets BS1 und BS2 bestehen zu gleichen Teilen aus Stroh und Holz, in die Pellets von BS1 wurden zur Erhöhung der Aschemasse 4% Kalk zugemischt. Der Wassergehalt lag bei beiden Brennstoffen bei etwa 10%.

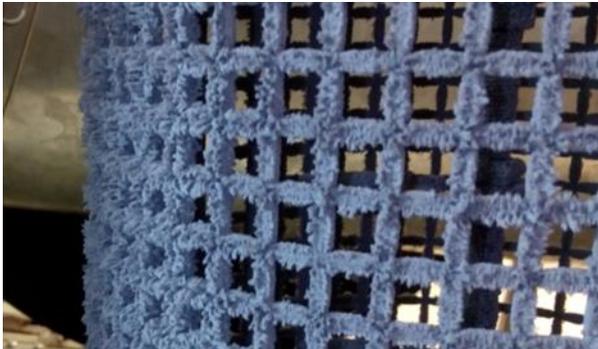


Abb. 93: Agglomerate am Abscheidegitter

Der Staubgehalt von Roh- und Reingas ist auf Abb. 94 dargestellt. Die Massenkonzentration des Staubes im Reingas ist stark abhängig von der Massenkonzentration des Rohgases und deutlich höher als mit den Abscheidegraden des FMPS-Systems zu erwarten.

Da auch die Nachprüfung mit SMPS- und ELPI-Systemen zu sehr hohen Abscheidegraden führte, wurde darauf geschlossen, dass sehr grobe Partikel für die hohe Massenkonzentration verantwortlich sein müssen, deren Partikelgröße oberhalb des Messbereiches der Online-Messgeräte liegt, jedoch mit dem Filter erfasst wird. Aufgrund der hohen Leitfähigkeit von Rußpartikeln kommt es zur Dendritenbildung (Abb. 93) und zum Wiedereintrag von Agglomeraten.

Da auch die Nachprüfung mit SMPS- und ELPI-Systemen zu sehr hohen Abscheidegraden führte, wurde darauf geschlossen, dass sehr grobe Partikel für die hohe Massenkonzentration verantwortlich sein müssen, deren Partikelgröße oberhalb des Messbereiches der Online-Messgeräte liegt, jedoch mit dem Filter erfasst wird. Aufgrund der hohen Leitfähigkeit von Rußpartikeln kommt es zur Dendritenbildung (Abb. 93) und zum Wiedereintrag von Agglomeraten.

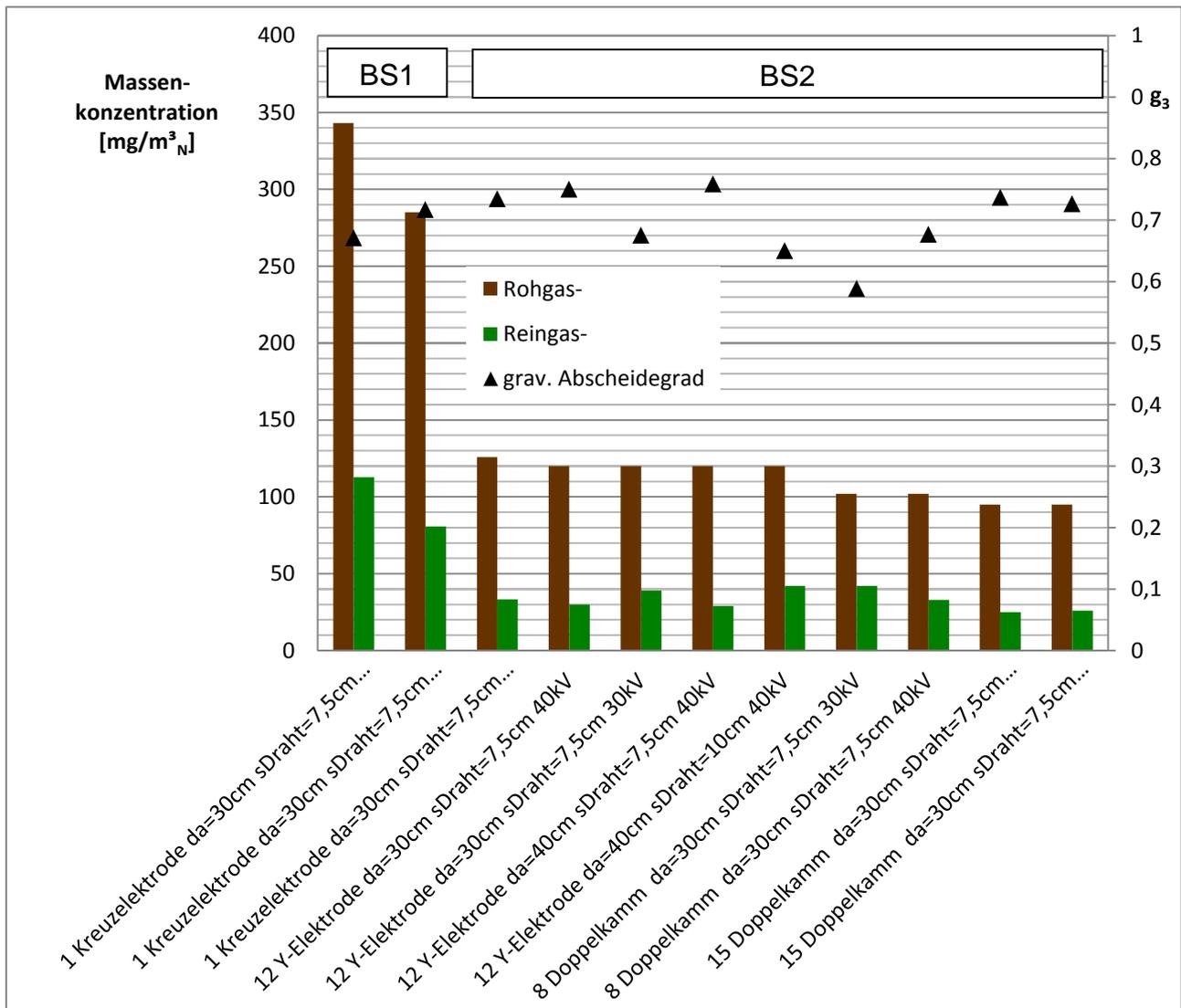


Abb. 94: Massenkonzentration im Rohgas und Reingas für verschiedene Brennstoffe und Elektroden

Um diesem Problem entgegen zu wirken, wurde der Auflader umgestaltet und besitzt nun einen tangentialen Eingang und ein durchgehendes Rohr als Gegenelektrode. Durch die geschickte Strömungsführung sollen grobe Partikel und Agglomerate infolge der Zentrifugalkraft zusätzlich in Richtung der Aufladerwand beschleunigt und die Abscheidung und die weitere Agglomeration begünstigt werden.

Die gravimetrischen Messergebnisse und Abscheidegrade sind auf Abb. 95 dargestellt. Die Messungen wurden mit dem Brennstoff BS3 durchgeführt, der aus Holzresten und Rinde bestand, da BS2 nach dem Umbau nicht mehr verfügbar war.

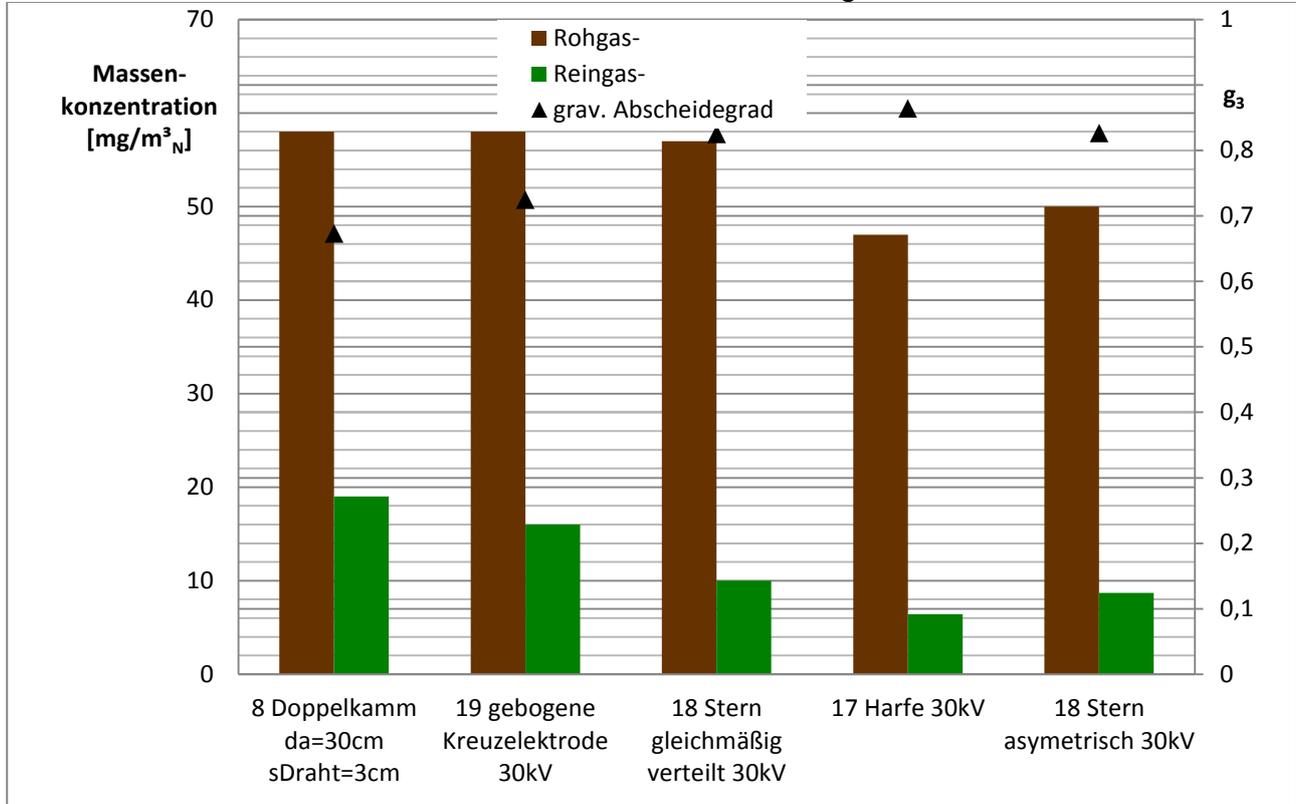


Abb. 95: Messergebnisse und Abscheidegrade des tangential angeströmten Aufladermoduls

Arbeitspaket 11: Feldversuchsphase bei Pilotkunden

Bei dem Pilotkunden wurde die Heizanlage mit einem 88kW_{th} -Biomasse-Kessel für den Betrieb der Rauchgasreinigung vorbereitet. Die Rauchgasleitung wurde zu einer etwa 3m entfernten freien Stelle im Heizraum geführt und über ein Abscheiderersatzstück umgelenkt und wieder zurück zum Kamin geleitet. An der Hin- und Rückführung wurden mittig Messstellen für die gravimetrische Messung angebracht. Das Ersatzstück wurde dann mit dem Abscheider getauscht.

Das Konzept des Aufladermoduls mit tangentialer Durchströmung wurde für den Rauchgasstrom des Feldabscheiders angepasst, das Auflader- und Abscheidervolumen wurde entsprechend dem Rauchgasvolumenstrom vergrößert. Das Rauchgas durchströmt den Auflader tangential von oben nach unten. Im unteren Bereich wird das Rauchgas beim Austritt aus dem Auflader umgelenkt und strömt dann mit geringer Strömungsgeschwindigkeit wieder nach oben. Die Rauchgaspartikel wandern zunächst zur geerdeten Rohrelektrode und scheiden sich dort ab oder agglomerieren dort. Verlassen geladene Partikel den Auflader führt der Raumladungseffekt zur Abscheidung an der Abscheiderwand und die Agglomerate sedimentieren selbständig nach unten. Ein Rüttelmotor führt bei Stillstand der Heizanlage zur Sedimentation des abgeschiedenen Staubes. Der Staub sammelt sich auf der Unterseite des Abscheiders und wird durch eine Ascheklappe im Anlagenstillstand ausgeschleust.

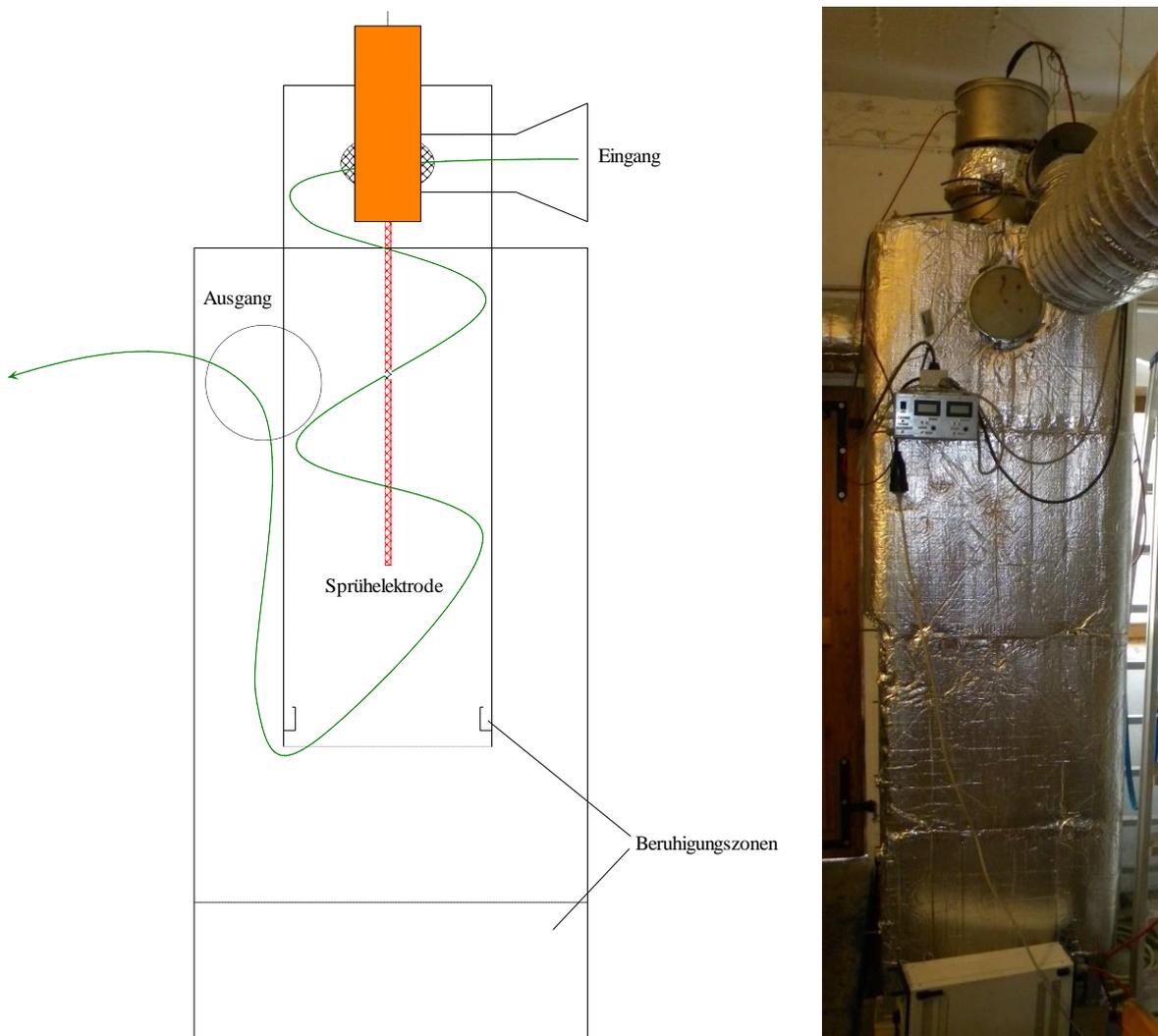


Abb. 96: Aufladermodul mit Abscheidebehälter für einen Biomassekessel mit 88kW_{th}

Der Grundaufbau des Aufladermoduls blieb während der gesamten Feldversuchsphase unverändert. Als Sprühelektrode kam eine Gewindestange mit angeschraubten Sternen zum Einsatz.



Abb. 97: Hochspannungseinführung mit Heizung und tangentialer Rauchgaszuführung o. li.; blauer Rüttelmotor zum Abklopfen der Ascheanlagerungen an Elektroden und Gehäuse o. re.; Aufladerrohr von innen mit Sprühelektrode und verschiebbaren Abreinigungsgitter m. li.; verdrecktes Abreinigungsgitter m. re.; Auflader im Betrieb mit Ascheanlagerung ohne Abreinigungsgitter u. li.; Ende des Aufladerrohrs und Gitterrost zur Strömungsberuhigung mit Aschebunker u. re.;

Einige Anpassungen und Optimierungsversuche wurden während der Feldversuchsphase durchgeführt (Abb. 97). Zur Strömungsberuhigung wurde testweise ein Gitterrost in den unteren Teil des Abscheidebehälters integriert. Zur Entfernung der Ascheschicht an der Gegenelektrode des Aufladers wurde ein verschiebbares Lochblechrohr in den Auflader eingeführt. Alternativ wurden mit Magneten Nagelelektroden an den oberen Teil der Gegenelektrode (GE) angebracht, welche eine Gegenkorona erzeugen und damit die Quenchzeit verkürzen sollten. All diese Optimierungsversuche bewirkten leider keine Steigerung des Abscheidegrades und wurden somit wieder zurückgebaut. Erfolgreich waren der Rüttelmotor zur Abreinigung der Ascheablagerungen (Abb. 97) und die Verbesserung der Hochspannungseinführung (HSE) (Abb. 98).

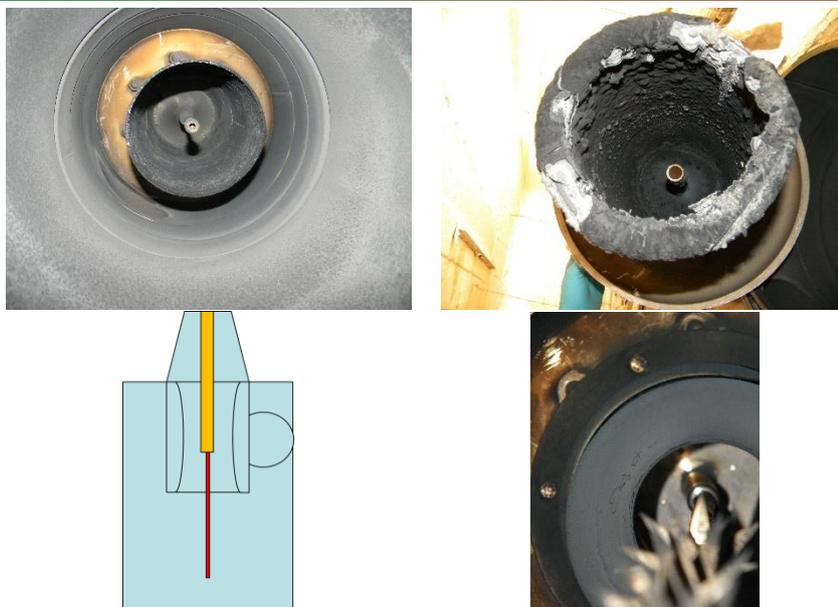


Abb. 98: Hochspannungseinführungen; oben alte Variante, Isolator in Rohr Spülluft durch Gitter; unten optimierte Variante, Isolator in Rogowskirohr, Spülluft, durch Bohrungen im Konus

Die originale Hochspannungseinführung bestand aus einem Rohr, das den Rauchgasstrom vom Isolator abschirmen sollte und einem mit Luft durchströmten Gitter durch das der Isolator geführt wurde. Die Asche mit teilweise leitfähigen Komponenten und Kondensat setzten sich am Schutzrohr und am Isolator nieder. Daher wurde das Rohr durch ein doppeltrumpetenförmiges Rogowskirohr ersetzt, in dem die Spülluft nun mit höherer Geschwindigkeit den Rauchgaspartikeln entgegenströmt.

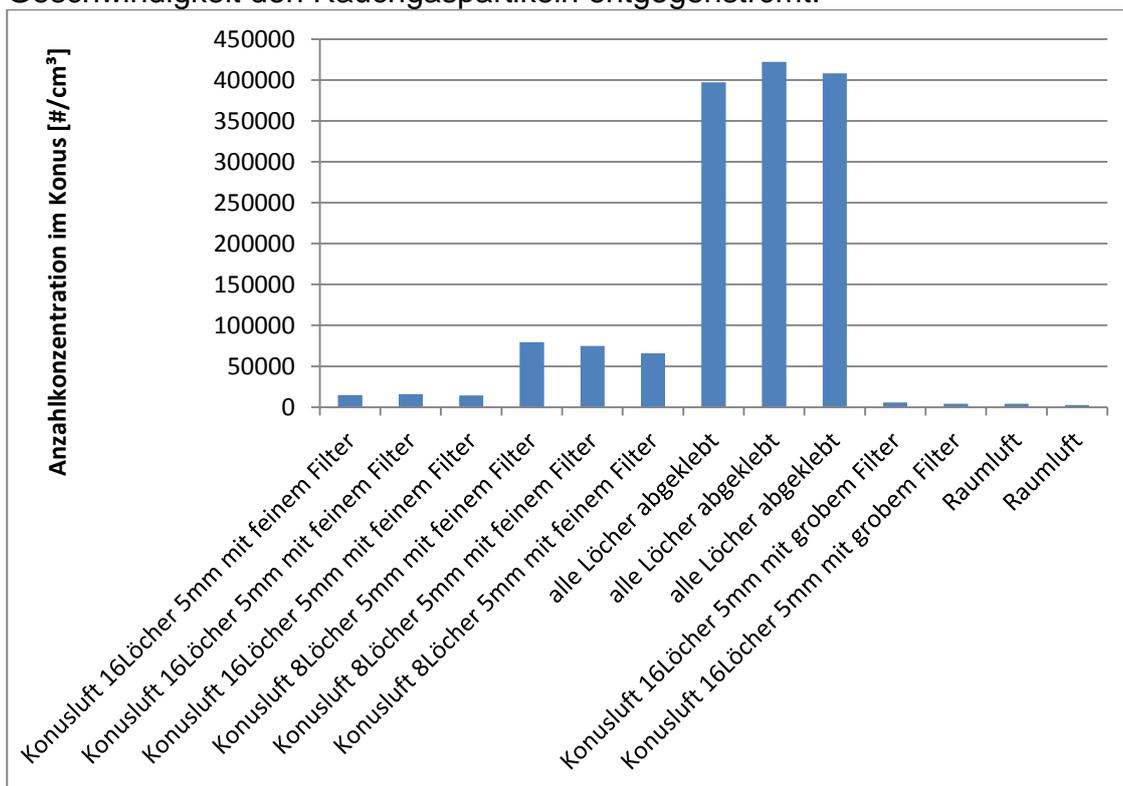


Abb. 99: Messung der Partikelkonzentration am Isolator

Zur Verhinderung von Kondensation wurde es massiv aus Aluminium ausgeführt und mit einer Heizpatrone beheizt. Die notwendige Spülluftmenge wurde so gewählt, dass mit dem SMPS keine Partikel mehr im Konus am Isolator zu messen waren.

Die Sprühelektrode wurde testweise mit Sternen unterschiedlicher Größe ausgestattet, welche sich bei Kaltversuchen als vorteilhaft erwiesen haben.

Bei den orientierenden Messungen mit dem Paul-Gothe-System zeigte sich, dass die kontinuierliche Messung des Rauchgasvolumenstromes bei der gravimetrischen Staubmassebestimmung unvorteilhaft ist. Die diskontinuierliche Dosierung des Brennstoffes

führt ständig zur Änderung des Rauchgasvolumenstromes, der Absaugvolumenstrom kann so schnell jedoch nicht nachgeregelt werden. Als günstig hat sich die Einstellung eines mittleren Volumenstromes erwiesen. Bei den ersten Messungen am Feldabscheider lag der Volumenstrom bei durchschnittlich 160m³/h und die Rauchgasleitung hatte einen Durchmesser von 0,2m. Zwischenzeitlich wurde die Messstelle an der Rauchgasleitung im Rahmen eines anderen Projektes auf einen Durchmesser von 0,15m verkleinert und der Brennstoff verändert. Da die Rauchgasleitung stark isoliert war, ist diese Änderung nicht aufgefallen und es kam zu einer unterkinetischen Absaugung während der Messreihen, die durch Trägheitsabscheidung zu einer erhöhten Staubmasse führt. Als maximaler Fehler ergibt sich etwa eine Verdopplung der theoretischen Absauggeschwindigkeit. Die Abbildung Abb. 100 zeigt die Sammeleffizienz in Abhängigkeit des Geschwindigkeitsverhältnisses der Geschwindigkeit in der Entnahmesonde v_n zur Abgasgeschwindigkeit v_d nach DIN EN 13284-1 Anhang B. Bei dem vorherrschenden Verhältnis von etwa 0,5 bei den späteren Messungen wurden vor allem größere massereiche Partikel überbestimmt.

V_{Rohr}	d_{Rohr}	v_{mess}
m ³ /h	m	m/s
160	0,2	1,41471061
200	0,15	3,14380135

Tab. 21: Originale und veränderte

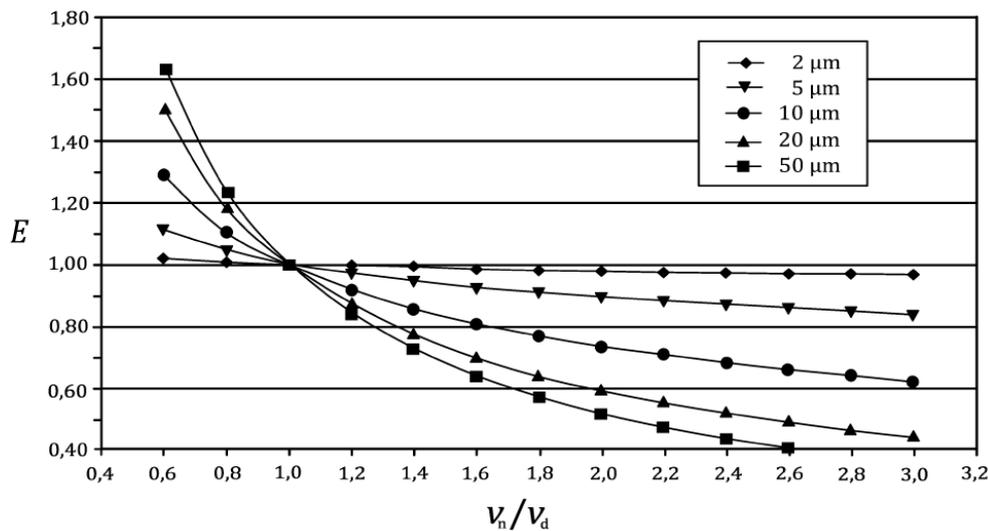


Abb. 100: Sammeleffizienz der Probenahmesonde bei der gravimetrischen Analyse mit Berücksichtigung der Absauggeschwindigkeit nach DIN EN 13284-1

Die Staubwerte auf Abb. 101 sind daher zu hoch gemessen worden und liegen im Rauchgas darunter. Wie auf Abb. 101 zu sehen, gibt es bei den Rohgas- und Reingas-Staubgehalten teilweise extreme Werte, die nicht immer durch die Druckluftabreinigung begründet werden können. Eine Kombination aus 14 Sternen kombiniert mit Nägeln (Stacheln) führte zu den besten Ergebnissen.

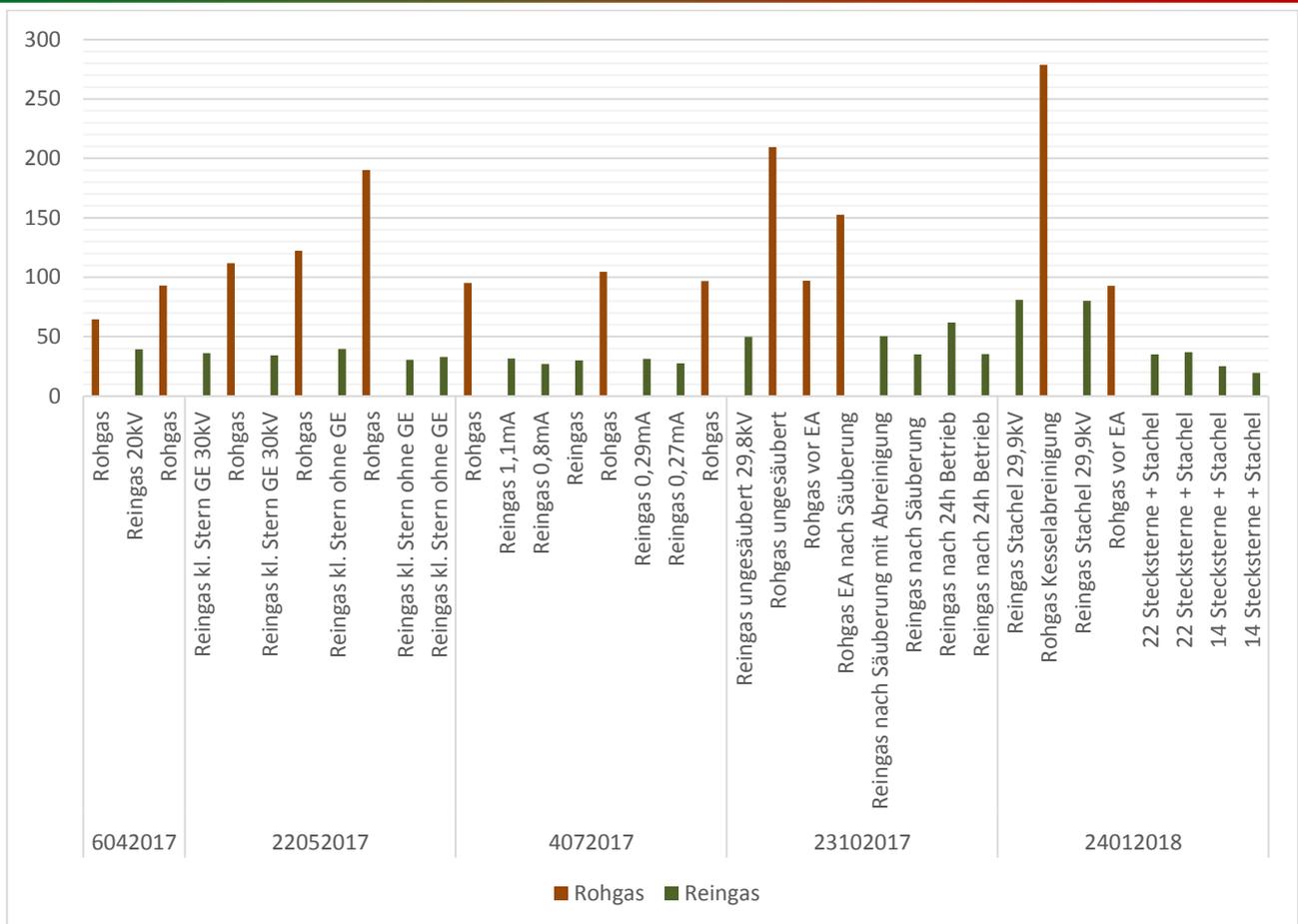


Abb. 101: Auswertung der gravimetrischen Messung während der Optimierungsversuche mit dem Paul-Gothe-System

Mit Hilfe eines ELPI⁺-Messsystems wurden die Partikelverteilungen vor dem Auflader, nach dem Auflader und nach dem Abscheidebehälter aufgenommen. Ähnlich wie beim Technikumsabscheider verändert sich die Partikelgrößenverteilung auch ohne Anlegen der Hochspannung. Die Partikelanzahl des Rauchgases ist, wie auf Abb. 102 erkennbar, direkt nach dem Kessel am höchsten und nimmt im Laufe des Rauchgasweges ab. Wie auf der Volumenverteilungskurve (Abb. 103) gut zu erkennen, ist das Sinken der Anzahl hauptsächlich auf Agglomeration zurückzuführen, während größere Partikel vor allem im tangential durchströmten Auflader durch Trägheitsabscheidung abgeschieden werden. Die Diffusionsabscheidung hat einen geringen Einfluss. Das Anlegen der Hochspannung bewirkt eine starke Partikelabnahme im Auflader (85%) und verursacht durch die Raumladungsabscheidung der geladenen Partikel im spannungslosen Abscheidebehälter eine weitere Anzahlreduzierung von etwa 50%.

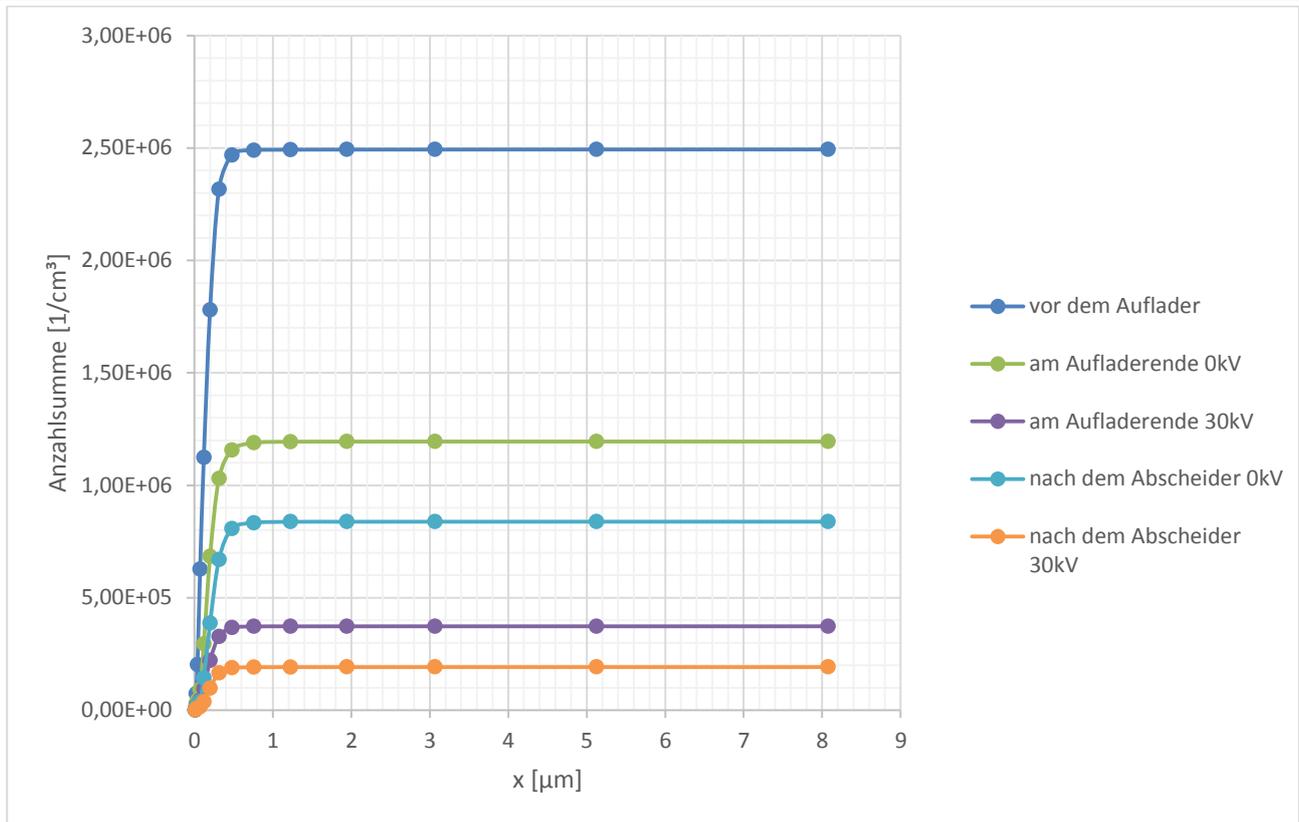


Abb. 102: Anzahl-Verteilungssummen* der Partikel vor und nach dem Auflader, sowie nach dem Abscheidebehälter des Feldgerätes (*Partikelanzahl muss mit dem Verdünnungsfaktor 10 multipliziert werden)

Aus der Volumenverteilung kann unter der Voraussetzung einer einheitlichen Partikeldichte auf einen noch höheren Einfluss des Aufladers (88%) und einen geringeren Einfluss des Abscheidebehälters (30%) geschlossen werden. Zusätzlich ist erkennbar, dass die wenigen großen Partikel einen erheblichen Teil der Gesamtmasse des Staubes verursachen. Die Volumenverteilungssumme des Rohgases besitzt am Messbereichsende bei der größten Partikelgröße noch einen starken Anstieg, was auf das Vorhandensein noch größerer Partikel schließen lässt.

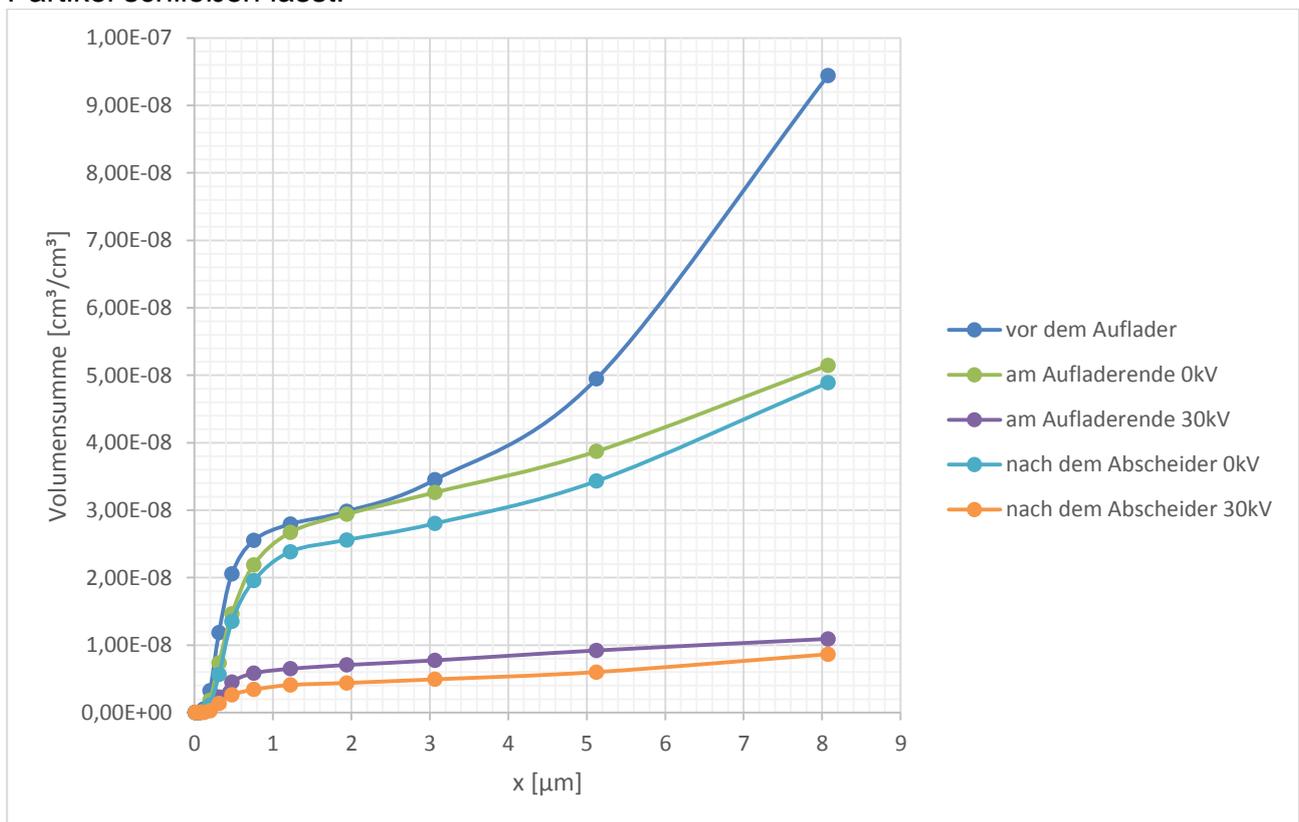


Abb. 103: Volumen-Verteilungssummen* der Partikel vor und nach dem Auflader, sowie nach dem Abscheidebehälter des Feldgerätes (*Volumenanteil muss mit dem Verdünnungsfaktor 10 multipliziert werden)

Der Dauertest erfolgte beim Pilotkunden mit wissenschaftlicher Begleitung von April 2017 bis März 2018. Die Rauchgasreinigungseinrichtung blieb während des gesamten Dauertests im Betrieb. Die Rogowskrohrbeheizung und die Hochspannungsversorgung wurden dabei während des Kesselbetriebes zur Warmwasser und Wärmeversorgung mit Hilfe der Rauchgastemperatur automatisch an und abgeschaltet. Auf Abb. 104 sind die kontinuierlichen Messungen der Staubmasse im Rauchgas mit dem Testo 380 ohne Abzug der Messunsicherheit dargestellt. Bei diesem Messgerät darf laut Hersteller zusätzlich eine Messunsicherheit von 40% abgezogen werden.

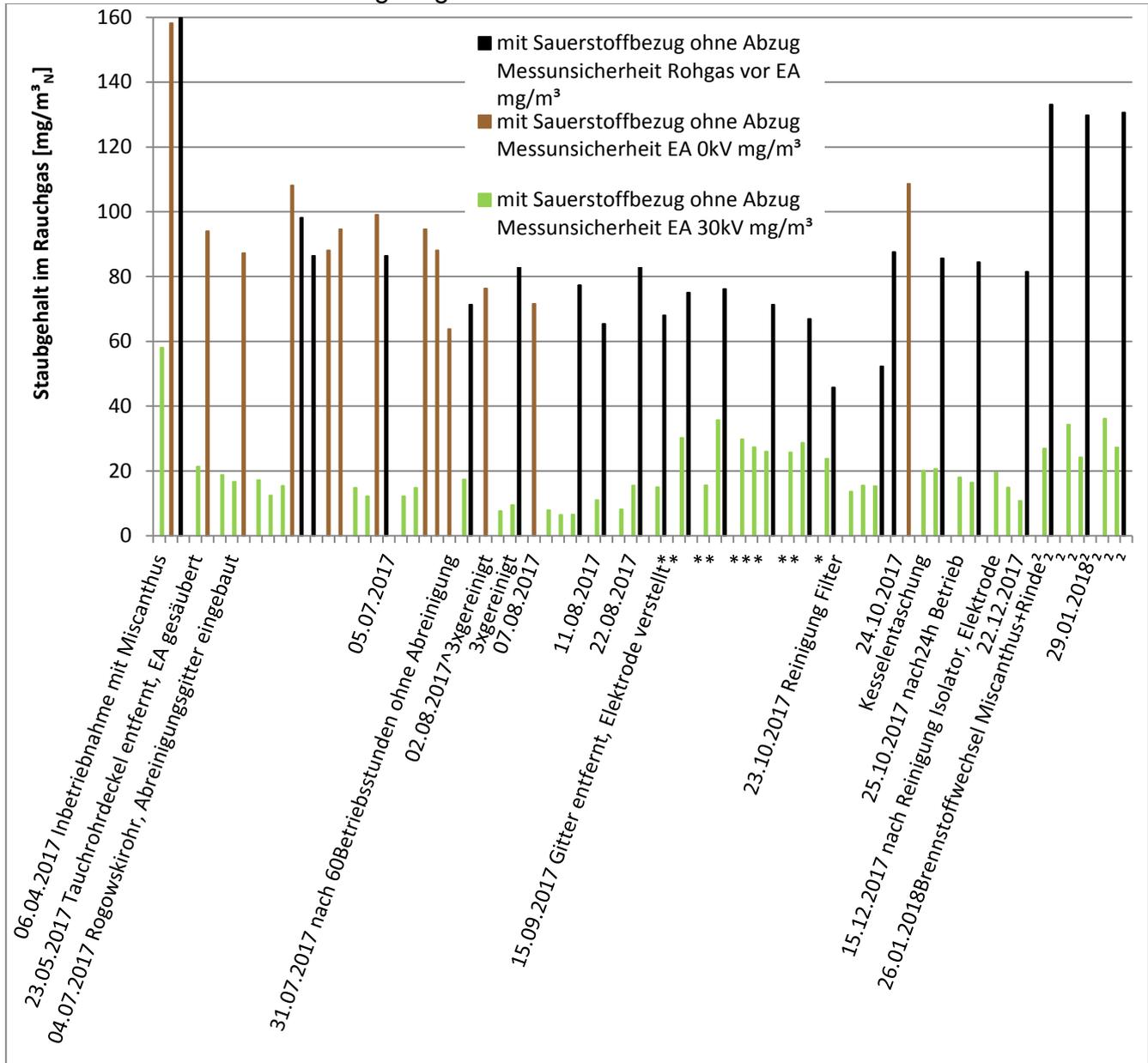


Abb. 104: Partikelmasse im Feldtest mit Testo 380; *Fehlstellung der Sprühelektrode nach Entfernung des Abreinigungsgitters durch den Betreiber

Die Reingaswerte der wiederkehrenden Staubmassebestimmung im Rauchgas liegen bei Berücksichtigung der Messunsicherheit stets unterhalb der Grenzwerte, in den meisten Fällen liegen die Werte auch ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit darunter. Eine Fehlstellung der Elektrode verringert den Abscheidegrad erheblich, wie auf Abb. 104 erkennbar. Im Gegensatz zu einem Faserfilter führen höhere Rohgasstaubgehalte zu höheren Reingaswerten.

Arbeitspunkt 12: Redesign

Auf der Basis der Ergebnisse mit dem Abscheider des 88kW_{th} -Kessels wurde ein kompakter Abscheider für den Rauchgasstrom eines 120kW_{th} -Kessels entworfen. Die Heizräume sind in der Regel sehr klein und weisen eine niedrige Deckenhöhe auf. Bei den Feldversuchen stellte sich ein starker Einfluss des Aufladers auf den Abscheidegrad heraus. Somit wurde der Auflader überproportional vergrößert und der Abscheideraum verkleinert. Das Rauchgas wird nun tangential durch zwei parallele Aufladerrohre in den Abscheidebehälter geleitet, wodurch ein großes Volumen bei geringer Bauhöhe erreicht wird. Im unteren Teil des Abscheidebehälters ist eine Ascheklappe und optional eine Ascheschnecke zum Austrag der Asche vorgesehen. Im Abscheidebehälter wird das Rauchgas wieder nach oben zum Kamin geleitet. Eine Übersichtszeichnung ist auf Abb. 105 dargestellt. Die Sprühelektroden werden durch zwei separate Rogowskirohre hindurchgeführt, an deren oberen Seite die gemeinsame Hochspannungsversorgung erfolgt. Die Spülluftmenge wurde mit Hilfe verschließbarer Öffnungen anhand der Partikelkonzentration im Deckel eingestellt.

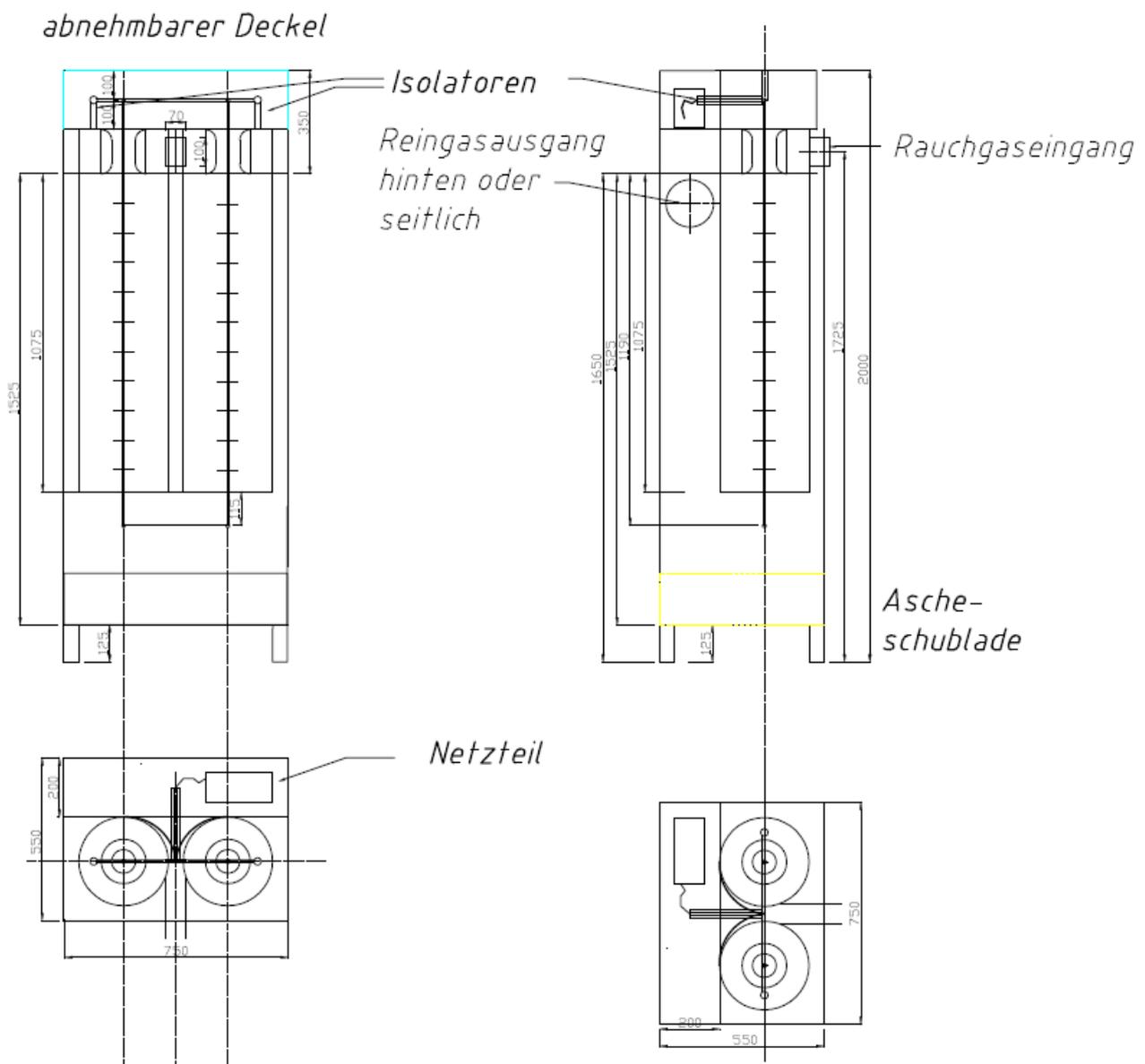


Abb. 105: Übersichtszeichnung des Prototyps

Die Zeichnung der Einzelteile in Sprengansicht und der Prototyp bei der Erprobung sind auf Abb. 106 dargestellt. Der Prototyp wurde am Ende der Projektlaufzeit fertig, so dass erste Abscheideversuche mit Miscanthusbrennstoff stattfinden konnten. Wie beim Vorgän-

germodell kann der Elektroabscheider anhand der Kesselvorlauf oder der Rauchgastemperatur inklusive der Rogowskirohrbeheizung an und ausgeschaltet werden.

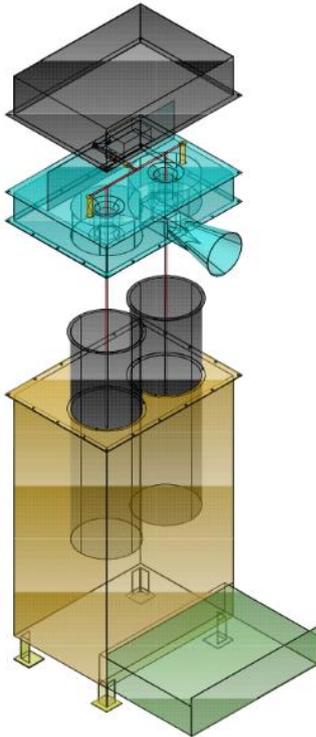


Abb. 106: Prototyp für 120kW_{th}-Kessel in Sprengansicht und bei der Erprobung

Die Anzahl-Partikelgrößenverteilungen und die Trennkurve der durchschnittlichen Rauchgaspartikel sind auf Abb. 107 zu sehen und zeigen eine Anzahlreduzierung von 75% beim Konzentrationsmaximum und 87% bei den massereichen größeren Partikeln.

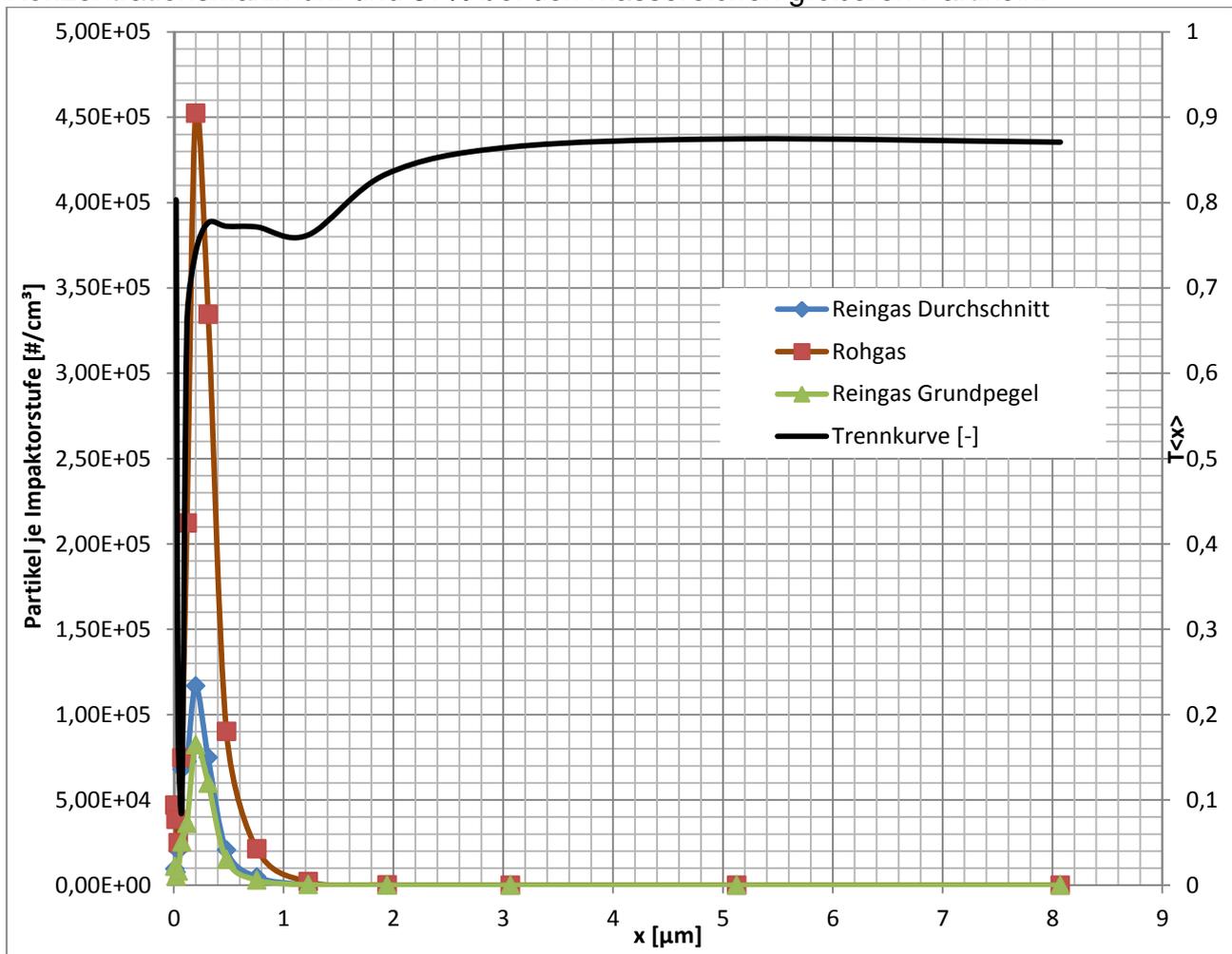


Abb. 107: Partikelgrößenverteilungen des Rauchgases

Bei den Reingaswerten sind im zeitlichen Verlauf einzelne Konzentrationsspitzen zu sehen, welche in den Kurven „Reingas Durchschnitt“ berücksichtigt werden. Wird die Grundkonzentration zwischen den Spitzen betrachtet ergeben sich die Werte „Reingas Grundpegel“.

Die absolute Partikelanzahl lässt sich auf Abb. 108 und das Staubvolumen auf Abb. 109 ablesen, wobei der Zahlenwert mit dem Verdünnungsfaktor 10 multipliziert werden muss.

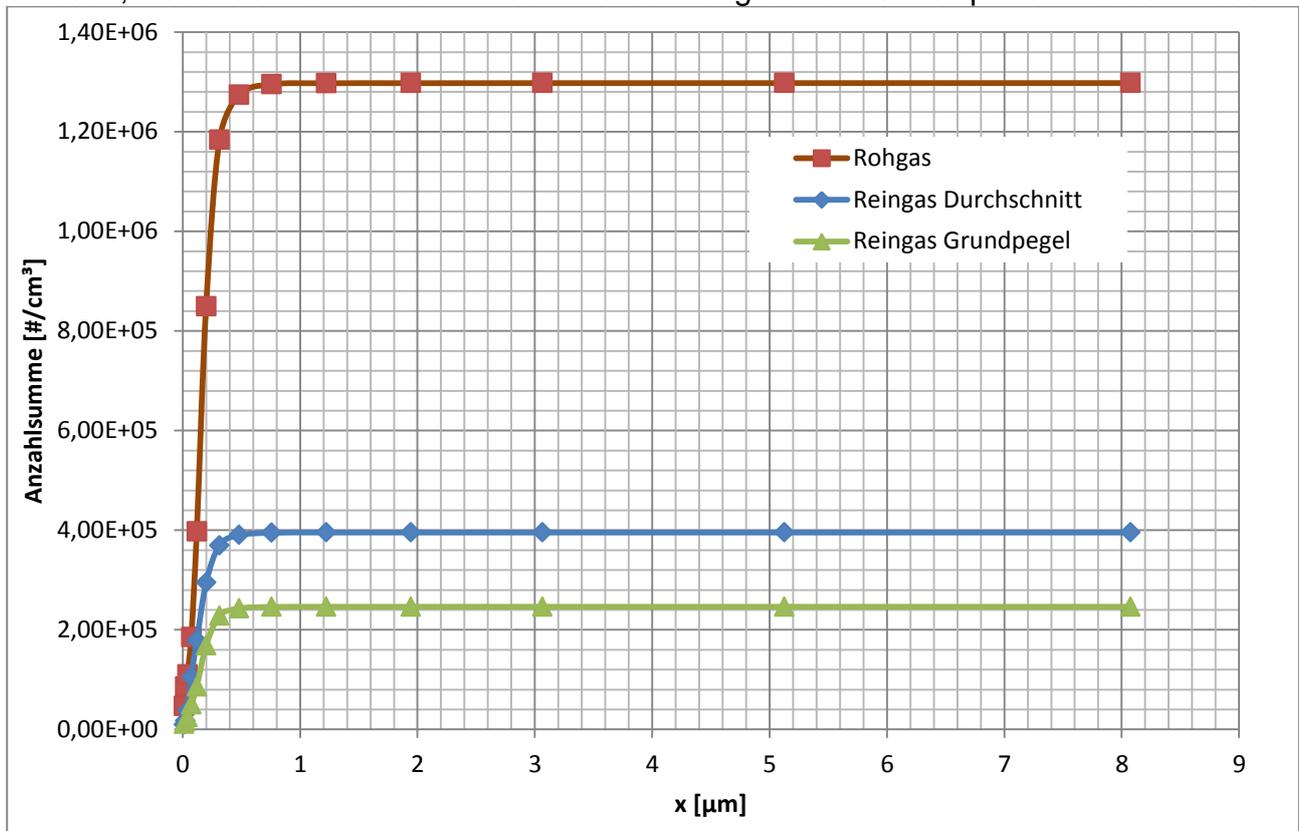


Abb. 108: Summenkurve der Partikelanzahl im Rauchgas nach dem Abscheider am 120kW_{th}-Kessel; *Verdünnungsfaktor 10 muss multipliziert werden

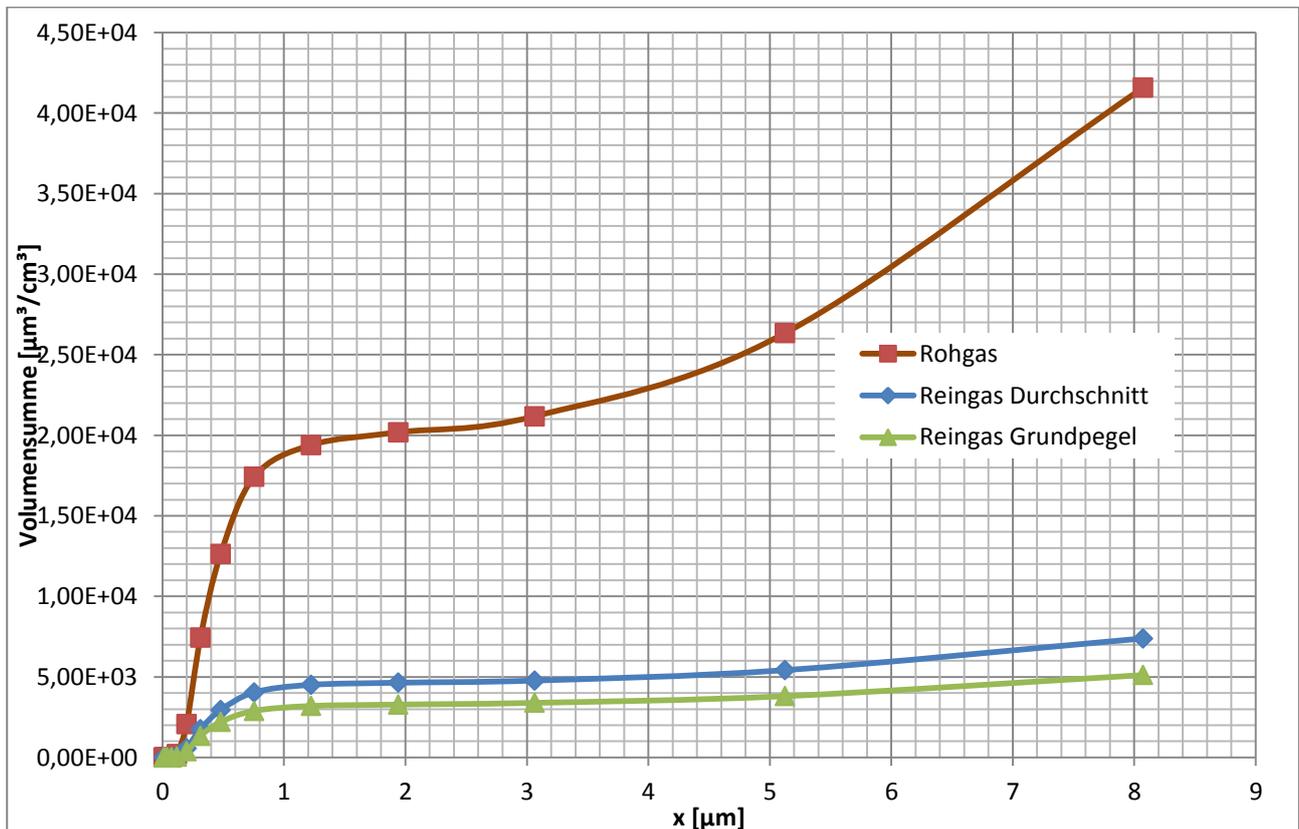


Abb. 109: Volumensumme; *Verdünnungsfaktor 10 muss multipliziert werden

Es ergeben sich ein anzahlbezogener Abscheidegrad $g_0=70\%$ und ein gravimetrischer Abscheidegrad $g_3=82,2\%$ bei Annahme einer konstanten Dichte. Die Messungen der Abgasstaubkonzentration mit dem Testo 380 zeigen sehr niedrige Reingaskonzentrationen sowie hohe Abscheidegrade.

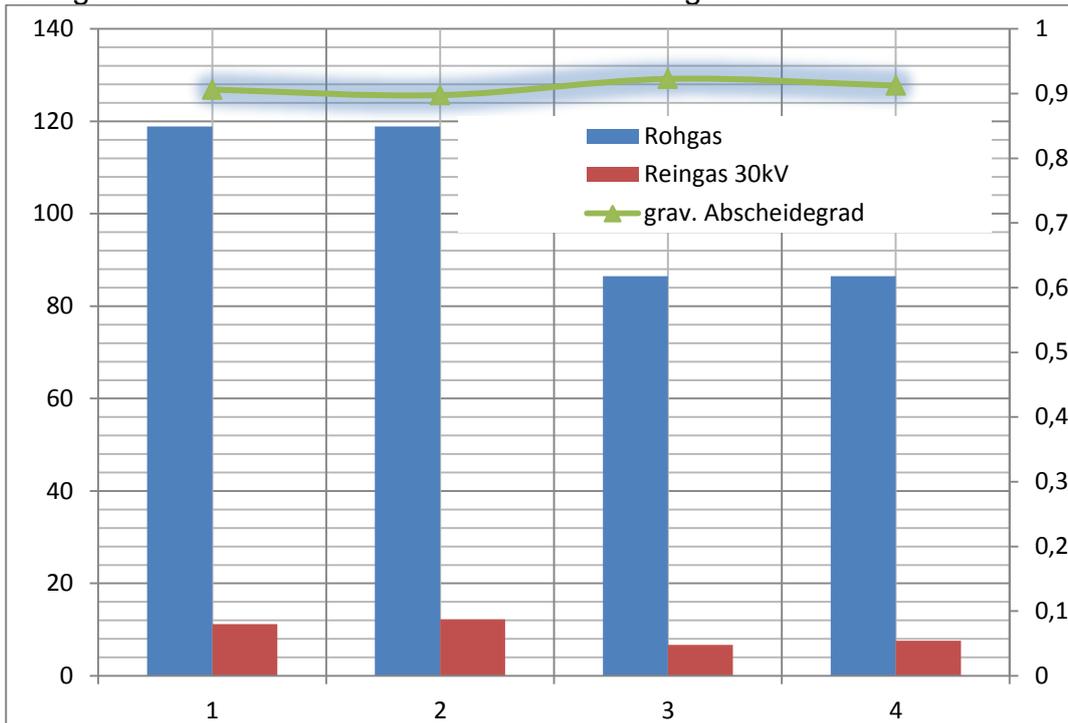


Abb. 110: Messung der Partikelkonzentration im Rauchgas mit Testo 380

Im Gegensatz dazu fielen die Messergebnisse mit dem Paul-Gothe-System sehr schlecht aus. Als Ursache dafür kommen messtechnische und apparatetechnische Gründe in Frage.

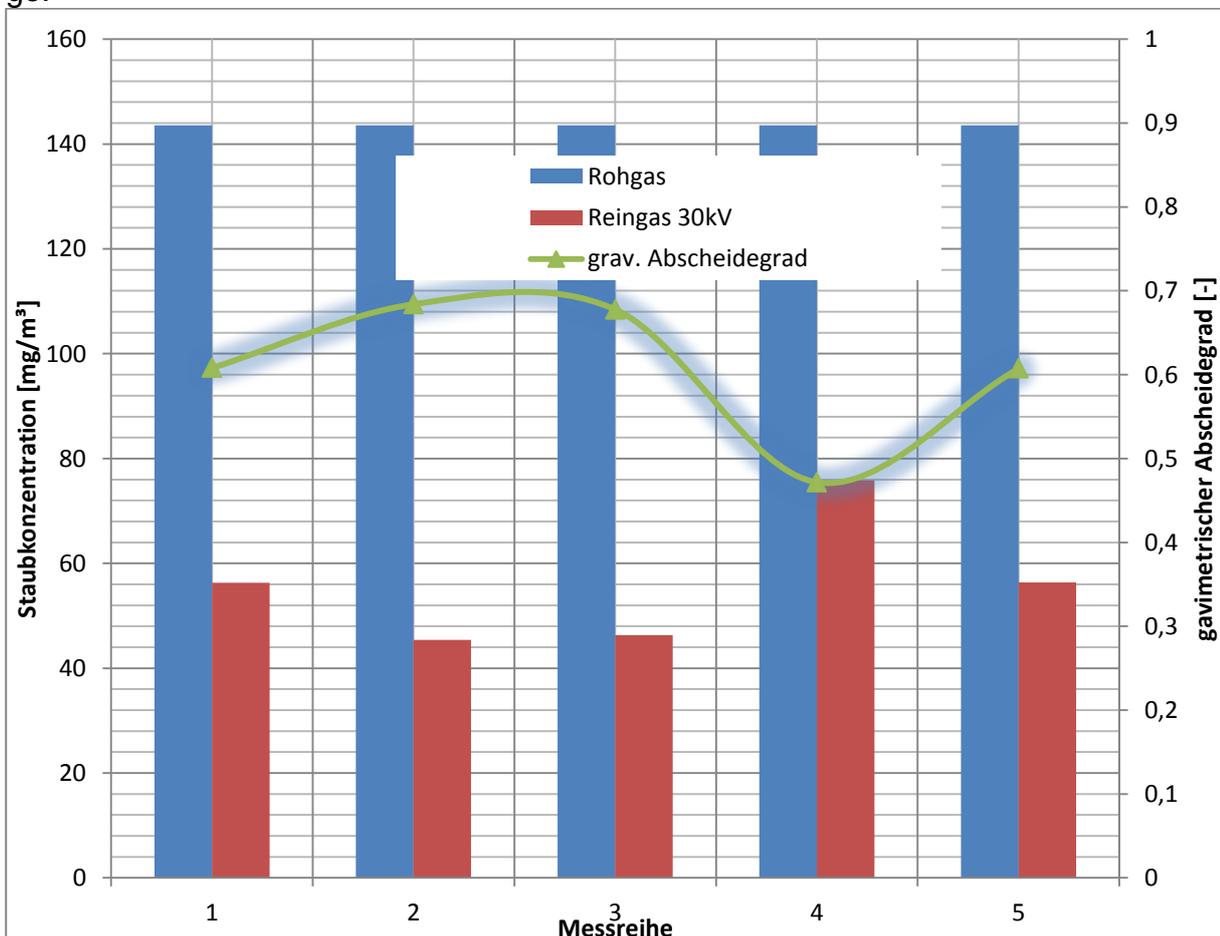


Abb. 111: Messung der Partikelkonzentration mit Paul-Gothe Staubmesssystem

Zum einen war die Rauchgasleitung am 120kW_{th} -Kessel verdeckt, konnte aufgrund schwieriger Zugänglichkeit nur unzureichend gereinigt werden und wurde mit Überdruck betrieben. Beim Aufschrauben der Messöffnungen war der Austrag von Staub sichtbar (vermutlich Ablagerungen), welcher auch unabhängig vom Absaugen des Aerosols in die Filter gelangt sein könnte.

Eine weitere Möglichkeit ist, dass durch die Verkleinerung des Abscheidebehälters bzw. der Grundfläche wenige, bereits abgeschiedene, sedimentationsfähige Agglomerate durch die nun größere Aufstromgeschwindigkeit ausgetragen werden. Agglomerate mit einer Partikelgröße weit oberhalb der Messbereiche der Online-Staubmessgräte werden von diesen nicht erfasst und führen zur Fehlbestimmung der gravimetrischen Staubfracht. Eine Vergrößerung der Grundfläche oder ein nachgeschalteter Absetzbehälter würde den Abscheideerfolg dann wiederherstellen. Während der Projektlaufzeit konnte die Ursache nicht abschließend geklärt werden. Die Messergebnisse zeigen die Abscheidung der lungengängigen, gesundheitsschädlichen Stäube und die Funktionsfähigkeit des Aufladermoduls.

Arbeitspunkt 13 Zusammenfassung, Auswertung, Abschlussbericht

Die umfassende Zusammenstellung der Ausgangsbedingungen, Berechnungen, Entwicklungsschritte und Ergebnisse des Projektes erfolgten entsprechend den Vorgaben der DBU in diesem Abschlussbericht sowie bei den beschriebenen Fachtagungen.

Diskussion der Ergebnisse, Probleme

Bei der Aufladerauswahl lieferte die elektrostatische Zweistoffdüse die besten Ergebnisse für die Ladungsübertragung mit Flüssigkeitströpfchen. Die Tröpfchengrößen lagen im Bereich von 2 bis $10\mu\text{m}$ und es konnte mit Hilfe der Wassertröpfchen ein kontinuierlicher Stromfluss von etwa $60\mu\text{A}$ übertragen werden. Mit den Zweistoffdüsen konnten damit etwa $1/3$ der durch das Reyleigh-Limit begrenzten, maximalen Ladungen bis zu den 10cm entfernten Messplatten transportiert werden. Die Ursache liegt vor allem in der gegenseitigen Abstoßung der stark geladenen Tröpfchen und der Abscheidung an den notwendigen Influenzelektroden begründet.

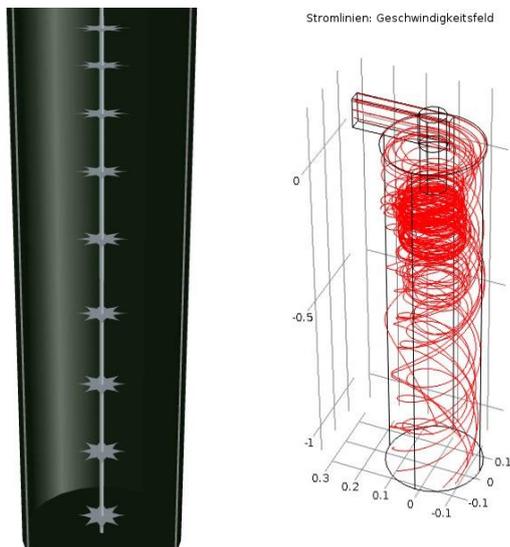
Bei niedrigen Temperaturen ist die Aufladung der Staubpartikel mittels Tröpfchen nicht sinnvoll, da die Flüssigkeit bzw. Adsorbens erst bei höherer Temperatur ihre Reduktionsfähigkeit für die Stickoxidreduktion entfaltet.

Bei für die Stickoxidreduktion günstigen Temperaturen funktionierte wiederum die Aufladung mittels geladener Tröpfchen nicht und mit einem direkten Koronaauflader nur ungenügend. Durch die hohe Temperatur steigen die Strom-/Spannungskennlinien und es sinkt die Überschlagsspannung, womit der Arbeitsbereich kleiner wird. Zusätzlich sind die Rauchgaspartikel infolge der noch nicht vollständig abgeschlossenen Verbrennung noch aktiviert und sorgen für eine hohe Leitfähigkeit des Rauchgases.

Ein Teil der Partikelbildung erfolgt bei Abkühlung des Rauchgases. Z.B. Kaliumverbindungen sind noch in der Gasphase und kondensieren erst bei geringeren Temperaturen.

Daher ist die Staubabscheidung bei geringer Temperatur und die Stickoxidreduktion bei hoher Temperatur notwendig.

Zur Aufladung der Partikel wurde zunächst ein Mehrfachkoronaauflader mit Sprühspitzen und einer gitterförmigen Gegenelektrode verwendet. Dieser direkte Auflader ist im Vergleich zur indirekten Aufladung durch Tröpfchen effektiver und kann sehr flexibel in verschiedensten Behältergeometrien integriert werden. Aufgrund der hohen Leitfähigkeit des Staubes bildeten sich Dendriten am Gegenelektrodengitter, welche von der Strömung mitgerissen und wieder eingetragen wurden. Daher ist das Aufladerkonzept umgestaltet worden, damit wiedereingetragene Partikel erneut abgeschieden werden, bis sie durch Agglomeration eine sedimentationsfähige Größe erreicht haben. Die Sprühspitzen wurden durch leichter handhabbare Sprühsterne ersetzt.



Eine Darstellung des Aufladers und der Strömung im Auflader anhand einer Comsol-Simulation ist auf Abb. 112 zu sehen. Besondere Aufmerksamkeit verlangte die Entwicklung der Hochspannungseinführung. Ein beheiztes Rogowskirohr mit partikelfreier Spülluft durchströmt, schützt den Isolator nun vor Ruß, Staub und Kondensat.

Der Sauerstoffgehalt steigt durch diese Maßnahme um ca. 2Vol%. Die Normierung der Staubmasse mit dem Sauerstoffgehalt führt dazu, dass der Staubgehalt des Rauchgases nach dem ausgeschalteten Elektroabscheider scheinbar höher ist als vor dem Abscheider. Bei der Anpassung des Auflade-/Abscheidesystems auf höhere Volumenströme für Kessel mit höherer Leistung konnte das Bauvolumen nicht proportional erhöht werden, da im Allgemeinen in den Heizräumen nur wenig Platz vorhanden ist. Da durch die Abgasrohre und den Kamin zusätzliches Abscheidevolumen zur Verfügung steht und der Auflader einen höheren

Anteil am Abscheidegrad hat, wurde der Abscheidebehälter bei den Folgemodellen nicht proportional vergrößert.

	Volumenstrom [m³/s]	Aufstromfläche [m²]	V Behälter tatsächlich [m³]	V Behälter proportional [m³]	V Auflader tatsächlich [m³]	V Auflader proportional [m³]
Technikumsabscheider	0,02	0,40	0,96	0,96	0,02	0,02
Feldversuchsabscheider	0,06	0,56	1,26	2,56	0,07	0,07
Redesign	0,08	0,27	0,54	1,70	0,14	0,10

Tab. 22: Darstellung der Auflader- und Abscheidervolumen

Die Feldversuche zeigten unter realen Bedingungen eine dauerhafte Betriebsfähigkeit und sehr gute Abscheidegrade und Reingaswerte. Beim Redesign ist davon ausgegangen worden, dass eine größere Aufladerstufe und eine kleinere Abscheiderstufe den Abscheidegrad erhöhen und den geringsten Platzbedarf erfordern, trotzdem sinken die Abscheidegrade vor allem bei der Probennahme mit dem Filter von Paul-Gothe. Im Gegensatz dazu steigt der Abscheidegrad mit dem TESTO 380, was auf eine gute Aufladung und Abscheidung der feinen Partikel hindeutet.

	Volumenstrom [m³/h]	g ₀ ELPI	g ₃ ELPI	g ₃ Testo 380	g ₃ grav. Paul-Gothe
Mehrfachkoronalader	75,00	0,75	-	-	0,70
Technikumsabscheider	75,00	0,98	0,95	-	0,82
Feldversuchsabscheider	200,00	0,93	0,92	0,80	0,75
Redesign	270,00	0,70	0,82	0,90	0,65

Tab. 23: Darstellung der Staub-Abscheidegrade mit verschiedenen Messgeräten

	g ₀ ELPI	g ₃ ELPI	g ₃ Testo 380	g ₃ grav. Paul-Gothe

Technikumsabscheider	0,96	0,95	-	0,80
Feldversuchsabscheider	0,93	0,92	0,80	0,75
Redesign	0,70	0,82	0,90	0,65

Tab. 24: Anzahl- und gravimetrische Abscheidegrade

Als Ursache für das schlechte Ergebnis bei der gravimetrischen Bestimmung kommen messtechnische und apparatetechnische Gründe in Frage. Da das Redesign erst am Ende der Projektlaufzeit fertig wurde, konnte nur an einem Versuchsnachmittag gemessen werden. Die Messstelle war schlecht zu säubern und stand unter Überdruck. Aus Apparate-technischer Sicht ist die Erhöhung der Aufstromgeschwindigkeit durch den höheren Volumenstrom und das niedrigere Abscheidebehältervolumen ungünstig. Wenn die Abreinigung nur bei Kesselstillstand erfolgt, sollten sich keine Nachteile ergeben. Es ist aber möglich, dass abgeschiedener, agglomerierter Staub durch die hohe Geschwindigkeit der Auswärtsströmung ausgetragen wird, der sonst sedimentiert wäre.

	Kessel- leistung [kW _{th}]	Volumen- strom [m ³ /h]	Verweilzeit im Auflader [s]	Verweilzeit im Abscheide- behälter [s]	Aufstrom- geschwindig- keit [m/s]	Mindest- partikelgröße für Sedimenta- tion [µm]
Technikumsabscheider	30,00	75,00	1,18	44,90	0,05	47,89
Feldversuchsabscheider	88,00	200,00	1,27	21,41	0,10	66,14
Redesign	120,00	270,00	1,88	5,27	0,28	110,37

Tab. 25: Verweilzeiten, Aufstromgeschwindigkeiten und kleinste aerodynamischer Partikeldurchmesser für die Sedimentation von Agglomeraten

Das Redesign sollte daher durch die Vergrößerung der Grundfläche überarbeitet werden, damit kleinere Agglomerate sedimentieren können und die Partikelhaftung an der Wand nicht gestört wird.

Ökologische, technologische, ökonomische Bewertung mit gesetzl. Mindestanforderungen

Insbesondere für Biomassebrennstoffe sind bisher keine ökonomisch vertretbaren Abgasreinigungseinrichtungen vorhanden. Dennoch gibt es besonders für eiweißhaltige Brennstoffe einen großen Bedarf für die Stickoxidminderung und für schnell wachsende, halmgutartige Brennstoffe einen sehr großen Bedarf für die Entstaubung.

Eine Möglichkeit die brennstoffverursachte Stickoxidkonzentration im Rauchgas bei Erforderlichkeit zu mindern, ist das Eindüsen von Harnstofflösung in die Nachbrennkammer. Die Kosten für die zur Eindüsung benötigten Materialien belaufen sich auf etwa 2.000 – 2.500 €. Darunter fallen Material und Herstellung der Zweistoffdüse, Adblue-Pumpe, Volumenstrommesser für Flüssigkeit und Druckluft, sowie diverse Schläuche und entsprechende Verbindungsteile.

Filterschläuche haben sehr gut Reingaswerte, welche unabhängig sind von der Rohgaskonzentration, aber in den emissionsintensiven Anfahrphasen werden sie im Bypass betrieben.

Bei Filterschläuchen für den Leistungsbereich von 120kW_{th} ist mit Kosten von 21.000€ zu rechnen. Die Herstellung des Aufladermoduls mit entsprechendem Abscheidebehälter kostet ca. 8.000€. Hier ist ein enormes ökonomisches Potential vorhanden.

Die aktuellen Grenzwerte von Brennstoffen Nr. 8 sind in der 1.BImSchV in Verbindung mit der TA-Luft festgelegt:

Leistungsbereich / Norm	4 – 100 kW _{NL} / 1.BImSchV	100kW _{NL} – 1 MW _{FWL} / TA Luft
Grenzwert NO _x (mg/m ³ _N)	500 (Bei Typprüfung)	500
Grenzwert Staub (mg/m ³ _N)	20	50

Der brennstoffbedingte Stickoxidgehalt führte nur bei wenigen Brennstoffen zur Überschreitung des Grenzwertes. Durch Eindüsung der Adsorbens ließ sich der Grenzwert sicher unterschreiten. Bei Überdosierung steigt die Gefahr der Ammoniakfreisetzung.

Die sichere Unterschreitung der Staub-Grenzwerte ist abhängig vom Rohgasstaubgehalt, vom Rauchgasvolumenstrom und der Baugröße des Abscheiders. Der Abscheidegrad steigt mit der Verweilzeit im Abscheider und damit mit der Abscheidergröße. Bei einem Kessel mit 88kW_{th} wurde der Staubgrenzwert im Langzeit-Feldversuch mit Miscanthusbrennstoff und dem Aufladermodul in einem 1,26m³ großem Abscheidebehälter dauerhaft unterschritten.

Maßnahmen zur Verbreitung der Vorhabensergebnisse

Bei der ProcessNet-Fachgruppe Gasreinigung und TAK Aerosoltechnik erfolgte 2017 die Präsentation der aktuellen Forschung und der bisherigen Projektergebnisse.

Über den gesamten Projektzeitraum wurde auf der Webseite des Lehrstuhles MVT auf das DBU-Projekt hingewiesen. 2018 erfolgte eine Posterausstellung bei der Fachgruppe Gasreinigung und Aerosoltechnik mit Kurzpräsentation des Projektes und deren Ergebnisse.

Im Rahmen der Kunden-Akquise der A.P. Bioenergietechnik GmbH wurde oft ein nachhaltiges System zur Rauchgasreinigung gewünscht und in diesem Zusammenhang über das Forschungsprojekt und deren Stand informiert. Darüber hinaus sind Veröffentlichungen über das Rauchgasreinigungskonzept und über die Ergebnisse der Abscheidersysteme in Fachmagazinen geplant.

8. Fazit

Im Rahmen des Projektes wurde gemäß der Zielsetzung ein robustes und effektives System zu Rauchgasentstäubung und Stickoxidminderung geschaffen.

Es wurden verschiedene Konzepte zur Erzeugung stark geladener Tröpfchen zusammengestellt und praktisch getestet. Dabei wurde nachgewiesen, dass mit diesen stark geladenen Tröpfchen prinzipiell andere Partikel aufgeladen und abgeschieden werden können. Bei hohen Temperaturen (950°C) ist weder durch die Ionenfreisetzung von geladenen Tröpfchen noch durch direkte Aufladung mit dem Koronaauflader eine Abscheidung der Partikel messbar. Um eine effektive Aufladung und Abscheidung der Partikel zu gewährleisten ist der Betrieb eines Koronaaufladers unterhalb des „Dioxinfensters“ von 200°C günstig. Da die abgeschiedenen Rauchgaspartikel stark zur Dendritenbildung neigen ist der Wiedereintrag von Partikeln apparatetechnisch zu verhindern. Die Minderung des Abscheidegrades durch den Wiedereintrag von Partikeln kann durch eine tangentielle Strömungsführung im Auflader entgegengewirkt werden.

Für die Stickoxidminderung ist das Einbringen von Harnstofflösung in die Nachbrennkammer ohne Katalysator ausreichend. Dies wird mit einer selbstkühlenden Zweistoffdüse umgesetzt.

Zwischen den Projektpartnern wurde eine sehr gute Zusammenarbeit realisiert, auf deren Basis ein Rauchgasreinigungssystem für schwierige Brennstoffe entwickelt wurde.



Abb. 113: Aufladermodul mit Abscheidebehälter li.; Kessel mit Miscanthusbrennstoff re.

9. Literaturverzeichnis

- [Bai88] Bailey, A. G.: Electrostatic Spraying of Liquids. Research Studies Press LTD, 1988.
- [Bol02] Bologa, A., Wäscher, T., Paur, H. R., Baumann, W.: Anlage zum elektrostatischen Reinigen von Gas und Verfahren zum Betreiben derselben. Patentschrift DE 101 32 582 C1, 2002.
- [Dit12] Dittrich, R.: Technische Umsetzung von SNCR-Verfahren mit dem Ziel der maximalen NO_x-Reduzierung; Möglichkeiten und Grenzen. Symp. Energie und Abfall, 2012
- [Eff00] Effenberger, H.: Dampferzeugung. Springer-Verlag, 2000.
- [Elk82] Elkotb, M. M.; Mahdi, M. A., Montaser M. E.: Investigation on External-Mixing Airblast Atomizers. Proceedings of the 2nd Int. Conf. on Liquid Atomization and Spray Systems, 1982.
- [Gan14] Gan-Mor, S.; Ronen, B.; Ohaliav, K.: The effect of air velocity and proximity on the charging of sprays from conventional hydraulic nozzles. Elsevier, 2014.
- [Goo96] Good, J.; Nussbaumer, T.; Bühler, R.; Jenni, A.: Erfolgskontrolle SNCR-Verfahren zur Entstickung von Holzfeuerungen. Bundesamt für Energiewirtschaft Bern, 1996.
- [Gör02] Görner, K.; Hübner, K.: Gasreinigung und Luftreinhaltung. Springer-Verlag, 2002.
- [Hin99] Hinds, W.C.: Aerosol Technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles. Wiley & Sons, Inc., 1999.
- [Kal16] Kaltschmitt, M; Hartmann, H; Hofbauer, H.: Energie aus Biomasse. Springer-Verlag, 2016.
- [Kas81] Kasper, G.: Electrostatic Dispersion of homopolar charged Aerosols. J. Colloid Interface Sci., 1981.
- [Kim10] Kim, J.-H.; Lee, H.-S.; Ogata, A.: Electro spray with electrostatic precipitator enhanced fine particles collection efficiency. Elsevier, 2010.
- [Lari83] Larigaldie, S.: Methods and apparatus for transferring electric charges of different signs into a space zone, and application to static electricity eliminators. U.S. Patent Nr. 4,417,293, 1983.
- [Lary03] Laryea, G. N.; No, S. Y.: Spray angle and breakup length of charge-injected electrostatic pressure-swirl nozzle. Elsevier, 2004.
- [Lau02] Launhardt, T.: Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen. Dissertation, TU München, 2002.
- [Lef17] Lefebvre, A. H.; McDonnell, V. G.: Atomization and Sprays. Taylor & Francis, CRC Press, 2017.
- [Leu01] Leuteritz, U.: Das Potential der elektrostatisch unterstützten Kraftstoffzerstäubung zur Verbesserung der Einspritzung im Verbrennungsmotor. Dissertation, Universität Hannover, 2001.
- [Lin69] Lindner, H.: Lehrbuch der Physik. VEB Fachbuchverlag, 1969.
- [Löf88] Löffler, F.: Staubabscheiden. Georg Thieme Verlag, 1988.
- [Lüb11] Lübbert, C.: Zur Charakterisierung des gequenchten Zustandes im Elektroabscheider. Dissertation, BTU Cottbus, 2011.
- [Mos84] Moser, E.; Eckert, S.: Einige Grundlagen der elektrostatischen Aufladung von Spritzflüssigkeiten im chemischen Pflanzenschutz. Grundl. der Landtechnik Bd. 34, 1984.
- [Rie12] Riebel, U.; Lübbert, C.; Lebedynskyy, S.: Elektroabscheider - es gibt noch viel zu tun. Chem. Ing. Tech., 2012.
- [Ray82] Rayleigh, L.: On the equilibrium of liquid conducting masses charged with electricity. Philosophical Magazine, 1882.
- [Whi63] White, H. J. (1963): Industrial Electrostatic Precipitation. Addison-Wesley Publishing Company, Inc., 1963.
- [Woz03] Wozniak, G.: Zerstäubungstechnik, Springer-Verlag, 2003.

- [Yan07] Yang, W; Zhou, J.; Zhou, Z.; Cen, K.: Nitrous oxide formation and emission in selective non-catalytic reduction process. Springer-Verlag, 2007.