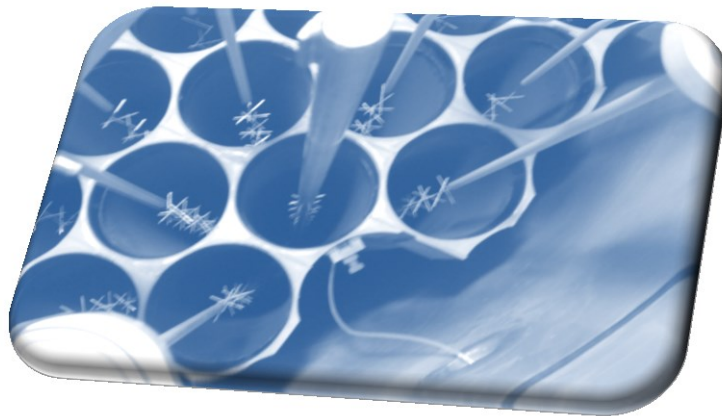


# Das Nasselektrofilter als Erweiterung der REA - Technologie

Dissertation

von

Dipl.-Ing. Martin Michael Mikl



eingereicht am

Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes

der

Montanuniversität Leoben

Erstbetreuer: Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Christian Weiß

Zweitbetreuer: Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Rudolf Woschitz

Leoben, im Mai 2018



## Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Datum: 26.05.2018

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Mikl Michael'.

---

Unterschrift Verfasser/in  
Martin Michael, Mikl  
Matrikelnummer: 0003504

## **Danksagung**

Ich bedanke mich für die Möglichkeit dieser Dissertation bei Herrn Dr. Reissner und meinem ehemaligen Arbeitgeber der Andritz AG.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Christian Weiß und Herrn Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Rudolf Woschitz für die Betreuung dieser Arbeit.

***Für meine Familie***

## I. Abstract

In order to meet future requirements for raw gas treatment, concerning dust- and aerosol removal efficiencies, an integrated combination consisting of a wet electrostatic precipitator and a FGD (Flu Gas Desulphurisation) spray tower was designed to test its suitability for these requirements. The implementation of the wet electrostatic precipitator in the FGD-spray tower concept promises high removal efficiencies for dust and for acid mists, which are of course much higher than the removal efficiencies which can be achieved by the FGD spray tower itself.

The corresponding demands on the wet electrostatic precipitator were high, because it has to be designed as a part of the FGD spray tower, therefore it must not have any influence on its efficiency or its design.

As a consequence the wet electrostatic precipitator has to be operated at far higher flow velocities (4 –5 m/s) as it is usually operated (< 3 m/s) as a stand-alone unit, nevertheless removal efficiencies for dust and acid mists of 90% and higher have to be reached. In this respect it is also of the highest importance, that there is no negative impact on the plant availability, which could be caused by breaking of spraying electrodes by the reason of too high mechanical stress (oscillations) due to too high flow velocities.

During 16 month of pilot operation the aspired removal efficiencies and the reliability concerning plant availability or absence of fouling was proven.

Other main targets of this investigation were to figure out the removal efficiency for each particle class and its dependence on gas flow velocity and concentration. Additionally, a central question was, if clean gas emissions of  $\leq 1 \text{ mg/Nm}^3$  dry 6% O<sub>2</sub> might be safely achieved. As the pilot plant is directly fed by raw gas from the boiler realistic testing conditions could be provided. The dust was taken from the last electrical field of the electrostatic precipitator of the power plant and was milled, classified and analysed, in order to define the input parameters for the wet ESP. Different dust concentrations were realised by the means of a pneumatic dust dosing system. Furthermore, acid mist could be dosed by the use of a sulphur burner which was equipped with an oxidation catalyst.

This equipment allowed a wide operation range of raw gas flow, dust- and acid mists concentrations to be addressed during the tests.

## II. Kurzfassung

Um zukünftigen Anforderungen bezüglich Staub und Aerosolabscheidung in Rauchgasen gerecht werden zu können, wurde eine Versuchsanlage konzipiert, die eine integrierte Kombination bestehend aus REA-Sprühturm und Nasselektrofilter enthält, um dessen diesbezügliche Tauglichkeit zu verifizieren. Die Integration des Nasselektrofilters in das REA (Rauchgasentschwefelungsanlage)-Sprühturmkonzept sollte hervorragende Abscheidegrade sowohl für Staub- als auch für Säurenebel ermöglichen, welche die des alleinigen REA-Sprühturms bei weitem übertreffen. Die diesbezüglichen Erwartungen an das Nasselektrofilter waren hoch, da es als Teil des REA-Sprühturms konzipiert wurde, und sich nicht nachteilig auf die Effizienz des REA-Sprühturms und dessen Auslegung auswirken durfte. Dies bedeutete, dass das Nasselektrofilter bei wesentlich höheren Leerrohrgeschwindigkeiten (4-5 m/s) als üblich (< 3 m/s) eingesetzt wird und dennoch Staub- und Säurenebelabscheidegrade über 90% erzielt werden müssen. Dabei darf es auch zu keiner Einschränkung der Anlagenverfügbarkeit kommen, welche durch Sprühelektrodenbrüche durch zu hohe mechanische Beanspruchung (Schwingungen) bei zu hoher Leerrohrgeschwindigkeit, denkbar ist. Im Rahmen des 16 monatigen Versuchsbetriebs konnten sowohl die Erreichung der angestrebten Abscheidegrade, als auch die Betriebstauglichkeit hinsichtlich Verfügbarkeit und Verschmutzung des Nasselektrofilters gezeigt werden.

Eine der Hauptzielsetzungen dieser Untersuchung war es, Fraktionsabscheidegrade hinsichtlich der Partikel Korngröße, in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit, sowie der Schadstoffkonzentrationen zu ermitteln, sowie zu überprüfen ob Grenzwerte von  $\leq 1 \text{ mg/Nm}^3$  tr. 6% O<sub>2</sub> gesichert erreichbar sind. Ein wesentlicher Vorteil dieser Versuchsanlage besteht darin, durch die Rauchgasabnahme vom Standortkraftwerk, sehr realitätsnahe Versuchsbedingungen realisieren zu können. Zusätzlich wurde die Möglichkeit zur Dosierung von Staub- und Säurenebel geschaffen um ein möglichst breites Betriebs/Versuchsfenster zu ermöglichen. Dazu wurde der im letzten elektrischen Feld des Kraftwerks-Elektrofilters abgeschiedene Staub herangezogen und durch Mahlen, Klassierung und Analyse ein für die Versuche definierter Einsatzstoff geschaffen. Über ein pneumatisches Fördersystem wurden die gewünschten Staubkonzentrationen für die Versuchsanlage eingestellt. Unter Einsatz einer Schwefelverbrennungsanlage mit nachgeschalteten Oxidationskatalysator wurde die benötigte Bandbreite an Säurenebelkonzentrationen bereitgestellt. Durch die Installation der Versuchsanlage in der beschriebenen Form wurde die Basis für die Erfassung und Auswertung unterschiedlichster Lastfälle geschaffen.

### III. Abkürzungsverzeichnis

---

#### **A**

akt. O<sub>2</sub> · *aktueller Sauerstoffbezug*

---

#### **G**

GFK · *Glasfaserverstärkter Kunststoff*

---

#### **N**

NE · *Niederschlagselektrode*

NEF · *Nasselektrofilter*

---

#### **P**

PPSEL · *Polypropylen mit elektrisch leitfähiger Beschichtung*

---

#### **R**

REA · *Rauchgasentschwefelungsanlage*

REM · *Rasterelektronenmikroskop*

---

#### **S**

SE · *Sprühelektrode*

---

#### **T**

TA · *Tropfenabscheider*

tr. · *trocken*

---

#### **V**

vs. · *versus*

## IV. Inhaltsverzeichnis

<b>I. Abstract</b>	<b>5</b>
<b>II. Kurzfassung</b>	<b>6</b>
<b>III. Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>7</b>
<b>IV. Inhaltsverzeichnis</b>	<b>8</b>
<b>1 Problemstellung und Zielsetzung der Arbeit</b>	<b>10</b>
1.1 Ausgangssituation	10
1.2 Vorgehensweise	12
<b>2 Theoretischer Teil der Arbeit</b>	<b>13</b>
<b>2.1 Das Nasselektrofilter</b>	<b>13</b>
2.1.1 Funktionsweise und Komponenten	13
2.1.2 Einfluss der Betriebsparameter auf das NEF	15
2.1.3 Integration des NEF in REA-Sprühabsorber	18
<b>2.2 Partikelladung im elektrischen Feld</b>	<b>19</b>
2.2.1 Das Koronaaufladeverfahren	19
2.2.2 Die Feldaufladung (Stoßaufladung)	21
2.2.3 Die Diffusionsaufladung	27
2.2.4 Die kombinierte Aufladung	29
<b>2.3 Partikelabscheidung im elektrischen Feld</b>	<b>31</b>
2.3.1 Kräfte am Partikel	31
2.3.2 Theorie der Partikelabscheidung	34
2.3.3 Partikelwanderungsgeschwindigkeit	38
2.3.4 Einfluss der Spannungsform	41
<b>2.4 Modellbildung Nasselektrofilter</b>	<b>47</b>
2.4.1 Ladungserzeugung	48
2.4.2 Der Aufladevorgang	54
2.4.3 Abbildung der Wanderungsgeschwindigkeit	55
2.4.4 Berechnung des Abscheidegrades	57
<b>3 Praktischer Teil der Arbeit</b>	<b>62</b>
<b>3.1 Beschreibung der Versuchsanlage</b>	<b>62</b>
3.1.1 Das Versuchsnasselektrofilter	63



3.1.2	Die Schwefeldosierung	68
3.1.3	Die Staubdosierung	69
<b>3.2</b>	<b>Durchgeführte Messungen und Versuchsreihen</b>	<b>72</b>
3.2.1	Versuchsmatrix und Lastfälle	72
3.2.2	Staubmessungen	73
3.2.3	Aerosolmessungen	74
3.2.4	Laseroptische Messungen	76
3.2.5	REM- Staub-Korngrößenauswertung	77
<b>3.3</b>	<b>Versuchsergebnisse</b>	<b>78</b>
3.3.1	Filterstrom- und Spannungskennlinien	78
3.3.2	Staub-/Aerosolabscheidegrad in Relation zur elektrischen Feldstärke bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten	81
3.3.3	Staub-/ H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Aerosolabscheidegrad in Relation zur Strömungsgeschwindigkeit	84
3.3.4	Staub-/Aerosolabscheidegrad in Relation zur Partikelgröße	91
<b>4</b>	<b>Gegenüberstellung Messung /Rechnung</b>	<b>99</b>
<b>4.1</b>	<b>Gegenüberstellung der gemessenen Abscheidegrade und Wanderungsgeschwindigkeiten zu den theoretisch errechneten Werten.</b>	<b>99</b>
4.1.1	Erfassung der Korngrößenverteilungen	99
<b>4.2</b>	<b>Gegenüberstellung ohne Korrekturfaktor</b>	<b>102</b>
<b>4.3</b>	<b>Gegenüberstellung mit Korrekturfaktor</b>	<b>105</b>
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>108</b>
5.1	Beurteilung der Eignung des integrativen NEF-Konzeptes	108
<b>V.</b>	<b>Exemplarische Berechnung</b>	<b>109</b>
<b>VI.</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>117</b>
<b>VII.</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>120</b>
<b>VIII.</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>121</b>

# **1 Problemstellung und Zielsetzung der Arbeit**

## **1.1 Ausgangssituation**

In Anbetracht der, in Hinblick auf Aerosole und Feinstaub, immer strenger werdenden Emissionsgrenzwerte stoßen Rauchgasreinigungen für Kraftwerksanlagen bestehend aus Heißgas-Elektrofilter und einer Kalkstein-REA (Sprühturm) oft an ihre Grenzen bzw. müssen mit unverhältnismäßigen Energie- und Investmenteinsatz geplant oder erweitert werden.<sup>1</sup>

Herkömmliche Heißgas-Elektrofilter würden bei in Ausschreibungen geforderten Staubemissionen von  $< 3 \text{ mg/Nm}^3$  tr. aufgrund der Unverhältnismäßigkeit keinen Einsatz mehr finden. Um diesen erhöhten Aufwand deutlich zu machen sei an dieser Stelle auf eine Beispielrechnung von Parker verwiesen, welcher bei gleichen Wanderungsgeschwindigkeiten eine notwendige Flächenvergrößerung der Niederschlagselektroden um 25% angibt, um bei  $20 \text{ g/Nm}^3$  Staub am Eintritt eine Verminderung der Reingasemissionen von  $50 \text{ mg/Nm}^3$  auf  $25 \text{ mg/Nm}^3$  (nach Elektrofilter) zu erhalten.<sup>2</sup>

Der REA-Sprühturm kann bei diesen niedrigen Staubkonzentrationen, welche einen hohen Anteil an Partikeln  $< 1 \mu\text{m}$  aufweisen, nur mehr eine untergeordnete Rolle betreffend dessen Abscheidung einnehmen.<sup>3</sup>

Die für diesen Bereich in Frage kommenden Gewebefilter, würden zwar die Staubbelastung für den Wäscher drastisch reduzieren, bringen aber einen nicht unerheblichen Druckverlust von  $> 12 \text{ mbar}$  mit sich.<sup>4</sup>

Auch bezüglich der Aerosolabscheidung kann der Heißgas-Elektrofilter aufgrund des vorherrschenden Temperaturregimes nur bedingt Emissionen verhindern. Dies liegt darin begründet, dass Heißgas-Elektrofilter aus Korrosionsschutzgründen stets über dem Säuretaupunkt betrieben werden müssen und deshalb die, sich erst bei tieferen Temperaturen bildenden,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  Aerosole nicht abscheiden können.<sup>5</sup>

Auch die nasse Rauchgaswäsche kann keine hohen Aerosolabscheideraten ( $>60\%$ ) per se garantieren.<sup>6</sup> Aus diesen Gründen erarbeitet ANDRITZ neue Konzepte um Lösungen für

---

<sup>1</sup> M. Beltran, Wet ESP for the Collection of Submicron Particles, Mist and Air Toxics, 11th International Conference on Electrostatic Precipitation, Hangzhou, 2008, Seite 499.

<sup>2</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 35-36.

<sup>3</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 3.

<sup>4</sup> L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 75.

<sup>5</sup> H. Gutberlet, H.J. Diekmann, B. Schallert, Auswirkungen von SCR-DENOX Anlagen auf nachgeschaltete Kraftwerkskomponenten, VGB Kraftwerkstechnik 71, Heft 6, 1991, Seite 586.

<sup>6</sup> H. Müller-Odenwald, J. Demuth, H. Farwick, Der Luftvorwärmer- eine Komponente zur Emissionsminderung, VGB Kraftwerkstechnik 75, Heft 11, 1995, Seite 975ff.

zukünftige Anforderungen, welche an die modernen Rauchgasreinigungen gestellt werden, anbieten zu können.

Ein Konzept welches das Problem der kombinierten und effizienten Staub- und Aerosolabscheidung lösen kann, ist die Verbindung der nassen Rauchgaswäsche mit der Nasselektrofiltertechnologie.

Die Kombinationen einer REA mit einer nachgeschalteten NEF-Anlage steht jedoch vor dem Problem eine geeignete Anbindung der Rauchgasführung zwischen beiden Anlagenteilen zu schaffen, wobei der typische Durchströmungsgeschwindigkeitsbereich des NEF ( $< 3 \text{ m/s}$ )<sup>7</sup> eine ungünstige Aufweitung des Abgaskanales nach der REA erforderlich machen würde.

Da der REA-Sprühturm aus Kosten und Effizienzgründen möglichst keine Querschnittsflächenvergrößerung erfahren darf und eine separate Aufstellung des NEF gekoppelt mit einer entsprechenden Aufweitung der Kanäle nach der REA ebenfalls aus Kosten und Platzgründen (Nachrüstungen) nicht in Frage kam, wurde eine integrierte Lösung bestehend aus direkt auf dem REA-Sprühturm (nach dem Tropfenabscheider) aufgesetzten NEF angedacht. Dieses Konzept stellt jedoch hohe Anforderungen an das NEF, da dieses bei wesentlich höheren Strömungsgeschwindigkeiten (4-5m/s) betrieben werden muss als bislang üblich. In diesem Einsatzbereich lagen ANDRITZ noch keine Betriebserfahrungen vor, dementsprechend wurde von ANDRITZ in Partnerschaft mit einem großen deutschen Energieversorgungskonzern, ein diesbezügliches F&E-Projekt ins Leben gerufen und der Autor dieser Arbeit, als technischer Angestellter, mit der wissenschaftlichen Aufarbeitung dieser für die Technologie neuen Aufgabenstellung beauftragt.

Aus diesen Überlegungen / F&E-Projekt resultierte die Zielsetzung dieser Arbeit, der Frage nachzugehen, ob durch das Konzept der integrierten Kombination von REA-Sprühwäscher und Nasselektrofilter geringste Staub- und Aerosolreingaskonzentrationen realisiert werden können, ohne die Verfügbarkeit der Rauchgasreinigungsanlage einschränken zu müssen.

Im Rahmen dieser Dissertation soll neues Wissen über eine erfolgreiche Kombination eines REA-Sprühturms mit einem NEF, in einem bis dato nicht vorgesehenen Strömungsgeschwindigkeitsbereich hinsichtlich der Aerosol- und Partikelabscheidung als auch der Betriebssicherheit und erfolgreichen konstruktiven Ausführung dieses neuen Konzeptes, geschaffen werden.

---

<sup>7</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 33

Somit lassen sich zusammenfassend folgende Arbeitsschwerpunkte definieren:

- Auswirkungen von Leerrohrgeschwindigkeiten von  $> 3$  m/s auf den Staub- und Aerosolabscheidegrad
- Einfluss der Partikelgrößenverteilung auf den Abscheidegrad
- Untersuchung des NEF – Betriebsverhaltens
  - Stabilität
  - Verschmutzung
- Materialwahl
- Ausführungsform des Nasselektrofilters
- Erstellung eines NEF Auslegungsmodells

## 1.2 Vorgehensweise

Nach Formulierung der theoretischen Zielsetzungen, erfolgte das Engineering für das NEF in Zusammenarbeit mit den unterschiedlichen Systemanbietern. Nach Festlegung des Lieferanten und entsprechendem Zukauf, wurde das NEF an der bereits vorhandenen REA-Versuchsanlage, in Kooperation mit einem deutschen Energieversorger, an einem Braunkohlekraftwerksstandort in Deutschland, installiert. Nach erfolgreicher Inbetriebnahme des NEF und dessen restlicher Versuchsinfrastruktur wie Staub- und Aerosoldosierung ging das NEF 2012 in den Regelbetrieb über, in welchem dessen Praxistauglichkeit verifiziert wurde. Ein Jahr später wurden drei Messkampagnen am Versuchsfilter durchgeführt, mit dem Ziel die Abscheideleistung des NEF bei verschiedenen Betriebsbedingungen zu erfassen.

Auf Basis dieser Messwerte wurde das Auslegungsmodell verifiziert bzw. adaptiert welches für künftige Projekte die Auslegungsbasis darstellen soll. Die vorliegende Dissertation fasst die Ergebnisse des F&E Projektes zusammen und ist in drei Hauptschwerpunkte unterteilt:

- Erarbeitung der theoretischen Grundlagen
- Praktischer Arbeitsteil
  - Beschreibung der Versuchsanlage
  - Erläuterungen zu den durchgeführten Messungen / Versuchspunkten
  - Zusammenfassung der Versuchsergebnisse
- Gegenüberstellung der Messwerte mit den Rechenwerten des Modells.

## 2 Theoretischer Teil der Arbeit

In diesem Abschnitt, werden die benötigten Grundlagen erarbeitet welche abschließend im Kapitel 2.4 zum verwendeten Modell zusammengefasst werden.

### 2.1 Das Nasselektrofilter

#### 2.1.1 Funktionsweise und Komponenten

Prinzipiell unterliegen die Vorgänge im Nasselektrofilter denselben Gesetzmäßigkeiten wie im Heißgas-Elektrofilter, somit können diese ebenfalls zur Beschreibung des NEF herangezogen werden.<sup>8</sup>

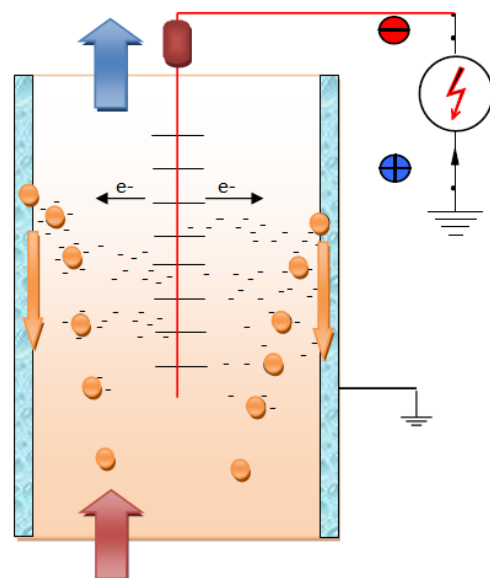
Der einfachste Elektrofilter besteht aus einem Rohr welches die Niederschlagsselektrode und einem in diesem Rohr zentrisch, über einen Isolator, abgehängten Draht, welcher die Sprühelektrode bildet. Zwischen der Sprühelektrode und der Niederschlagsselektrode wird nun eine gleichgerichtete Hochspannung (mit Hilfe einer Hochspannungsumsetzanlage) angelegt (Abbildung 1).<sup>9</sup>

Auch folgende Anordnungen können prinzipiell ausgeführt werden:

- Platte-Draht
- Rechteckiges Niederschlagsrohr – Draht
- Hexagonales Niederschlagselektrodenrohr –Draht

Die rohrförmige Ausführung der Niederschlagselektrode erlaubt eine gleichmäßige Benetzung des Umfanges (Flüssigkeitsfilm) und somit eine bessere Abreinigung als der rechteckige- bzw. der hexagonale Rohrquerschnitt.<sup>10</sup>

Abbildung 1: Prinzipieller Aufbau eines Rohrelektrofilters



<sup>8</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 382ff.

<sup>9</sup> K. Görner, K. Hübner, Gasreinigung und Luftreinhaltung, Springer Verlag Berlin 2002, Seite F32

<sup>10</sup> L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 172.

Die hexagonale Form der Niederschlagselektrode erlaubt eine sehr kompakte einfache Bauweise der Niederschlagselektrodenbündel und bietet ein großes Verhältnis zwischen Niederschlagselektrodenfläche und Querschnittsfläche.<sup>11</sup>

Die Platte-Draht-Anordnung hat gegenüber der Rohr-Draht-Anordnung entscheidende Nachteile, so kann die Rohr-Draht-Anordnung bei im Vergleich zur Platte-Draht-Anordnung gleicher Effektivität mit der doppelten Leerrohrgeschwindigkeit beaufschlagt werden, woraus sich eine wesentliche Platzeinsparung ergibt.<sup>12</sup>

Die an der Eingangsseite der Hochspannungsumsetzanlage anliegende Spannung bzw. der anliegende Strom wird in eine für den Betrieb des Elektrofilters erforderliche gleichgerichtete Hochspannung (Filterspannung) sowie in einen entsprechend der erzeugten Hochspannung geringeren Filterstrom transformiert. Filterstrom und –Spannung bilden wichtige Kenngrößen für das Elektrofilter.<sup>13</sup>

Ist die angelegte Potentialdifferenz (Hochspannung) zwischen der Sprüh- und Niederschlagselektrode hoch genug ( $\geq$  Koronaeinsatzspannung), bildet sich in unmittelbarer Nähe der Sprühelektrode die so genannte Koronazone aus, in welcher das Gas ionisiert wird und eine Elektronenlawine in Richtung der Niederschlagselektrode freigesetzt wird.<sup>14</sup> Dies stellt den ersten Schritt der Partikelabscheidung dar. Als nächstes werden die Partikel durch diese erzeugten Elektronen geladen und unter dem Einfluss des elektrischen Feldes an der Niederschlagselektrode abgeschieden. Um den Abscheidvorgang abzuschließen muss das Partikel noch von der Niederschlagselektrode entfernt werden.<sup>15</sup>

Hier liegt auch der große Unterschied zwischen Heißgas- und Nasselektrofiltern. Während beim Heißgas-Elektrofilter die Niederschlagselektroden durch Klopfen vom abgeschiedenen Staub befreit werden, geschieht dies beim Nasselektrofilter durch den herabfließenden Flüssigkeitsfilm. Bei Verwendung von nicht leitfähigen Niederschlagselektroden übernimmt der Flüssigkeitsfilm auch die Aufgabe der Ladungsableitung und verhindert somit Überschläge die das Material sonst zerstören würden. Kann der Rauchgasvolumenstrom nicht bereits wasserdampfgesättigt übernommen werden, so werden eigene Bedüsungsanlagen installiert um einen durchgehenden Flüssigkeitsfilm sicher zu stellen.<sup>16</sup>

Da die Partikelladung ungleich schneller vor sich geht als deren Abscheidung befinden sich im Gasraum zwischen der Sprüh- und der Niederschlagselektrode Ladungen, die sich aus

---

<sup>11</sup> M. Beltran, Wet ESP for the Collection of Submicron Particles, Mist and Air Toxics, 11th International Conference on Electrostatic Precipitation, Hangzhou, 2008, Seite 500.

<sup>12</sup> R. Altman, Wet electrostatic precipitation demonstrating promise for fine particulate control, 2001.

<sup>13</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 42-50

<sup>14</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 68-79

<sup>15</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 8

<sup>16</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 382ff.

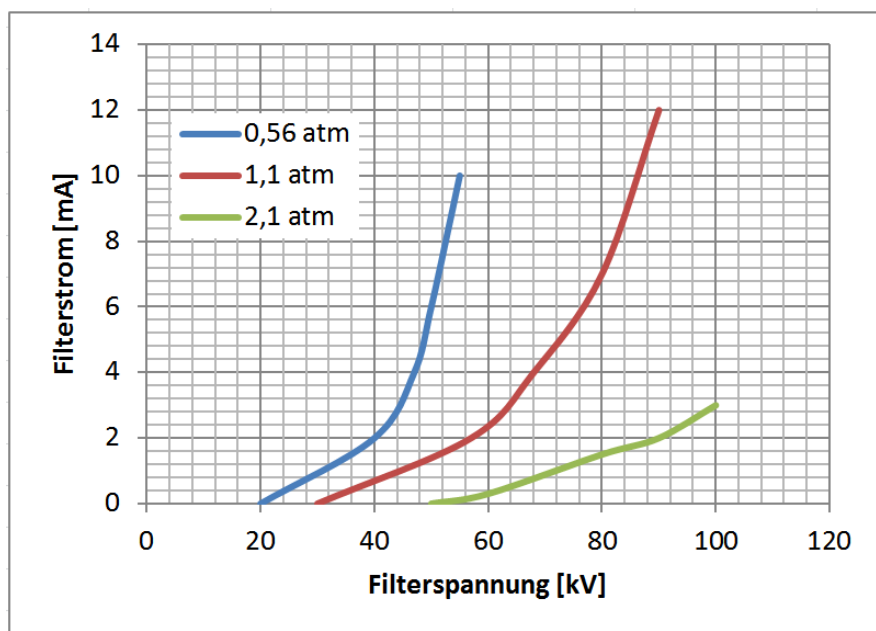
Elektronen, Gasionen und geladenen Partikeln zusammensetzen.<sup>17</sup> Die Summe dieser Ladungen wird Raumladung genannt.<sup>18</sup>

## 2.1.2 Einfluss der Betriebsparameter auf das NEF

### 2.1.2.1 Einfluss von Druck und Temperatur des Rauchgases

Mit steigendem Druck wird die Isolationswirkung des Rauchgases immer größer, dies bedeutet, dass die Strom-Spannungskennlinie immer flacher wird und somit bei gleicher Filterspannung immer weniger Filterstrom fließen kann. Damit einher geht auch ein linearer Anstieg der Durchschlagsspannung. Ein Anstieg der Rauchgastemperatur hat einen gegenteiligen Effekt, da durch die höhere Temperatur die Gasdichte abnimmt und die Gasionisierung begünstigt wird, steigt der Filterstrom bei steigender Temperatur an und die Durchschlagsspannung sinkt.<sup>19</sup>

Abbildung 2: Druckeinfluss auf den Filterstrom [H.J. White]

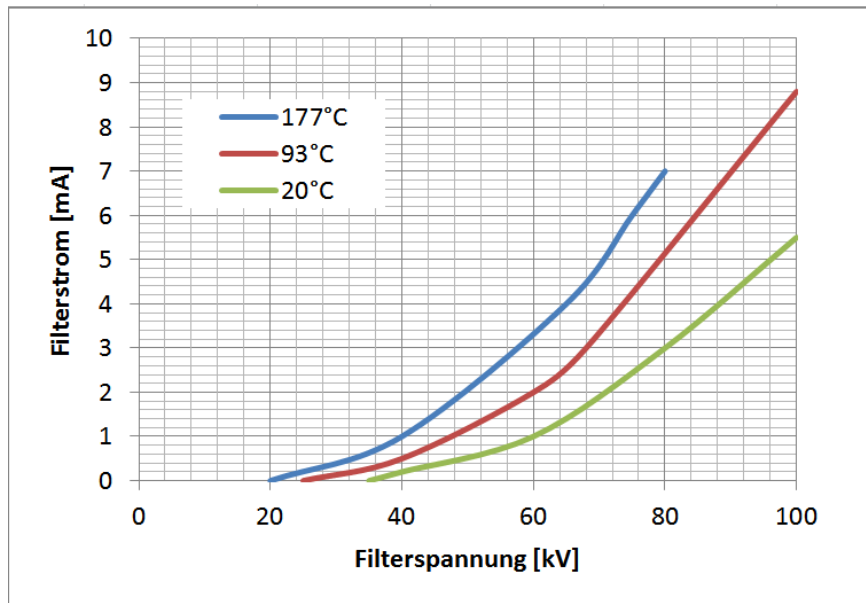


<sup>17</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 106-109

<sup>18</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 5

<sup>19</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 97

Abbildung 3: Temperatureinfluss auf den Filterstrom [H.J. White]



Durch höhere Rauchgastemperaturen wird die Bewegungsgeschwindigkeit der Ionen im Gasraum beschleunigt, dadurch verringert sich die, die Koronaentladung stabilisierende Raumladungsbildung, wodurch wie bereits erwähnt der Koronastrom ansteigt.<sup>20</sup>

Wird der Druck bei hohen Rauchgastemperaturen nicht erhöht, so ist die Koronaansatzspannung schon zu nahe an der Überschlagsspannung, sodass ein stabiler Betrieb des Elektrofilters nicht mehr möglich ist.<sup>21</sup> Aus Abbildung 4 ist der Temperatureinfluss auf den Abscheidegrad eines Partikels mit einem Durchmesser von  $1\mu\text{m}$ , bei verschiedenen relativen Gasdichten dargestellt. Man erkennt bei dieser Darstellung, dass eine Temperaturerhöhung bei gleichzeitiger Druckkompensation (relative Gasdichte ist konstant gehalten) eine Reduktion des Abscheidegrades mit sich bringt. Bei steigender Temperatur wird auch die Rauchgasviskosität erhöht, das bringt für Partikel mit einem Durchmesser von  $> 1\mu\text{m}$  einen erhöhten Wanderungswiderstand mit sich, woraus sich der reduzierte Abscheidegrad ableiten lässt. Für Partikel mit einem Durchmesser von  $< 1\mu\text{m}$  spielt dieser Widerstand eine untergeordnete Rolle wodurch sich durch die Cunningham-Korrektur eine höhere Wanderungsgeschwindigkeit für diese Partikel ergibt.<sup>22</sup>

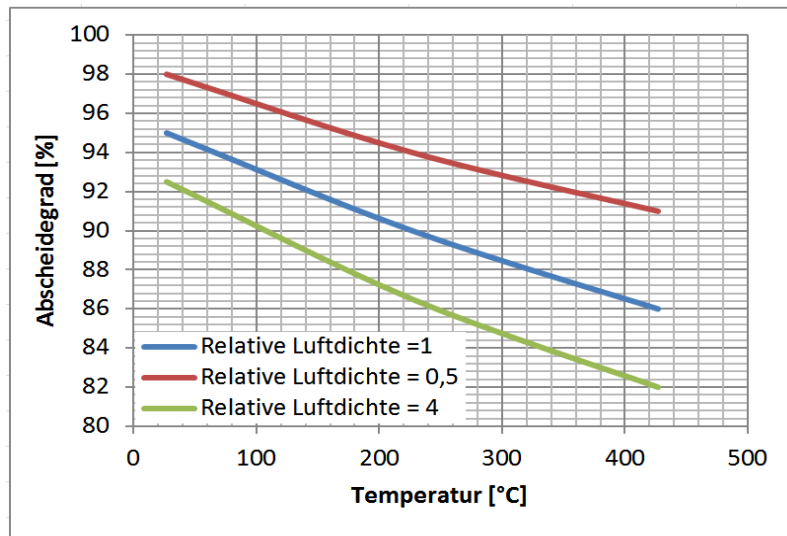
<sup>20</sup> S. Oglesby, G. Nichols, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 29.

<sup>21</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 507-509

<sup>22</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 510ff



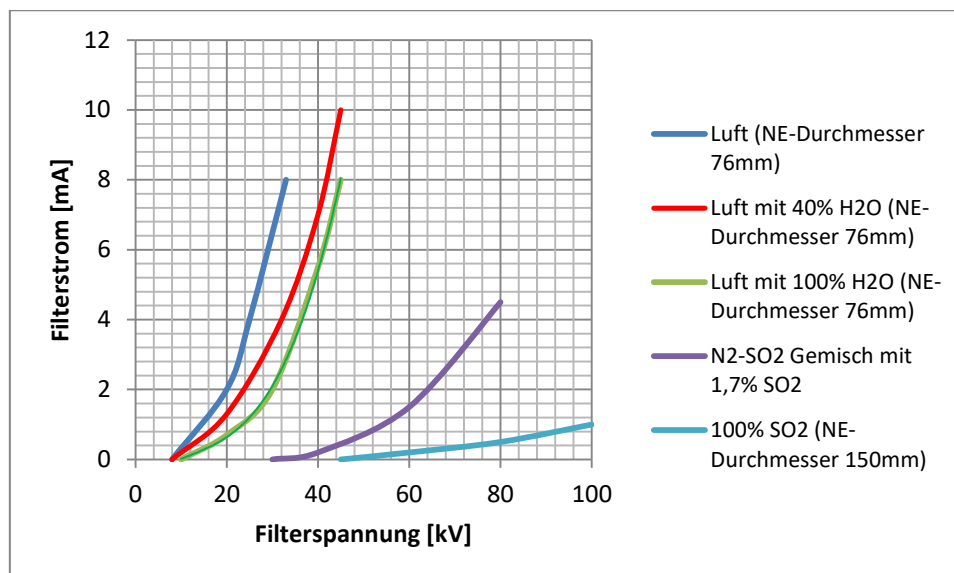
Abbildung 4: Temperaturabhängigkeit des Partikelabscheidegrads bei einem Partikeldurchmesser von  $1\ \mu\text{m}$ .<sup>23</sup>



### 2.1.2.2 Einfluss der Zusammensetzung des Rauchgases

Elektronenaffine Gasbestandteile wie z.B.  $\text{SO}_2$  bewirken eine Absenkung des Koronastroms, da Elektronen von diesen Gasen abgefangen werden und somit eine Raumladung erzeugen, welche eine stabile Koronaentladung erst ermöglichen. Hierfür reichen schon Spuren dieser Gase aus. Auch die Rauchgasfeuchtigkeit hat einen koronastromsenkenden Einfluss, welcher bei ca. 40% relativer Feuchte kaum noch ansteigt.<sup>24</sup>

Abbildung 5: Einfluss der Rauchgaszusammensetzung auf den Filterstrom<sup>25</sup>



<sup>23</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 514

<sup>24</sup> K. Görner, K. Hübner, Gasreinigung und Luftreinhaltung, Springer Verlag Berlin 2002, Seite F35

<sup>25</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 81,99

### 2.1.3 Integration des NEF in REA-Sprühabsorber

Diese beiden für sich erprobten Technologien (Nasselektrofilter und Sprühlturm) ergänzen einander in außerordentlicher Weise. Dabei wird das Nasselektrofilter nicht wie üblich als autarker Anlagenteil hinter dem Sprühlturm gebaut sondern direkt in den Sprühlturm oberhalb der letzten Tropfenabscheiderlage integriert.

Diese integrierte Lösung bringt folgende Vorteile mit sich:

- Die erforderliche Sättigung der Rauchgase für das Nasselektrofilter wird bereits durch die Nasswäsche vorgenommen.
- Durch den direkten Anschluss des Nasselektrofilters an den Sprühlturm werden dessen Spülwässer vom Absorbersumpf aufgenommen und müssen nicht separat behandelt werden.
- Der durch das Nasselektrofilter verursachte Druckverlust beträgt  $< 3$  mbar. Der Druckverlust der Gesamtanlage lässt sich darüber hinaus durch die mögliche Einsparung von Tropfenabscheiderlagen verringern.
- Nahezu komplette Abscheidung von Resttropfen.
- Durch die direkte Aufnahme des Nasselektrofilters ergibt sich ein reduzierter Anlagenplatzbedarf.
- Hohe Systemabscheideleistung für Feinstäube und Aerosole.

Somit kompensiert das Nasselektrofilter die Aerosol- und Feinstaubabscheideschwächen des Sprühabsorbers und ermöglicht so in Abhängigkeit der jeweiligen Anwendung Aerosol- und Staubemissionswerte  $< 1\text{mg/Nm}^3$  (siehe Kapitel 3.3). So vorteilhaft sich die integrierte Kombination der beiden Technologien auch darstellt, so wirft sich natürlich auch Fragen bezüglich ihrer Vereinbarkeit auf. Moderne Nasswäscher werden am Auslegungspunkt mit Leerrohrgeschwindigkeiten von  $> 4\text{m/s}$  betrieben.

Elektrofilter werden bei Gasgeschwindigkeiten zwischen 1 und max.  $3\text{ m/s}$ <sup>26</sup> betrieben, da bei höheren Geschwindigkeiten betriebsbedingte Probleme (z.B. Aufschwingen von Elektroden) sowie eine Abnahme der Abscheideleistung befürchtet werden. Innerhalb dieses Geschwindigkeitsfeldes werden sehr hohe Abscheidegrade sowohl für Staub als auch Säurenebel erreicht. Man spricht von Abscheidegraden über 99%.

Da die angedachte integrierte Lösung, einen möglichst kleinen Querschnittsflächensprung zwischen Sprühlturm und Nasselektrofilter bedingt, beinhaltet das Konzept, dass das Nasselektrofilter für die hohen Geschwindigkeiten ausgelegt werden muss.

---

<sup>26</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 19

## 2.2 Partikelladung im elektrischen Feld

Die Ladung, welche ein Partikel im elektrischen Feld aufweist ist für den Abscheidegrad dieser Partikelklasse im Elektrofilter von zentraler Bedeutung. Der positive Einfluss der Ladung des Partikels durch Erhöhung der Wanderungsgeschwindigkeit wird bei Betrachtung der Gleichung zur Beschreibung der Wanderungsgeschwindigkeit (40) sichtbar. Partikel können bereits vor dem Eintritt in das elektrische Feld des Elektrofilters eine „natürliche“ Ladung z.B. durch Zerkleinerungsvorgänge, Reibung oder ionisierende Strahlung aufweisen. Die dabei auftretende Ladung entspricht jedoch nur etwa 5 bis 10 % der Ladungsmenge, welche über eine Koronaaufladung erzielt werden kann. Um den Aufladevorgang eines Partikels im elektrischen Feld zu beschreiben werden zwei Mechanismen betrachtet, welche in Abhängigkeit der Partikelgröße zur Anwendung kommen. Für größere Partikel  $> 0,5\mu\text{m}$  herrscht der Mechanismus der Feldaufladung (oder auch Stoßaufladung genannt) vor, für sehr kleine Partikel  $< 0,2\mu\text{m}$  erfolgt die Ladung durch Ionendiffusion und in dem dazwischenliegenden Korngrößenbereich findet eine Überlagerung aus beiden Mechanismen statt.<sup>27</sup>

### 2.2.1 Das Koronaaufladeverfahren

#### 2.2.1.1 Koronaentladung

Die Leitfähigkeit des Gases basiert auf freien Ionen und muss unter Energiezufuhr in nennenswerter Weise hergestellt werden. Dieser Prozess der „Ladungserzeugung“ oder auch Ionisationsprozess findet sobald ein ausreichend hohes Potential (Koronaesatzspannung) zwischen Sprühelektrode und Niederschlagselektrode hergestellt wurde, im Bereich der sogenannten Koronazone statt. Diese Zone beschränkt sich vereinfacht gesagt im Wesentlichen auf den unmittelbaren Nahbereich der Sprühelektrode, also an Stellen mit lokal außerordentlich hohen Feldstärken. Dabei werden die im Gasraum vorhandenen freien Elektronen unter der elektrischen Feldwirkung beschleunigt und nehmen somit Energie auf. Ist diese Energie hoch genug (10-25eV) wird bei einem Zusammenstoß mit anderen ungeladenen Gasmolekülen ein weiteres Elektron aus dem Molekül geschlagen und dieses somit positiv geladen. Somit stehen für den weiteren Ionisationsprozess immer mehr Elektronen zur Verfügung, was die Ionisationsgeschwindigkeit ansteigen lässt. Man

---

<sup>27</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 118ff

spricht in diesem Zusammenhang auch von einer Elektronenlawine im Bereich der Koronazone.<sup>28</sup>

Diese Kettenreaktion wurde von Townsend folgendermaßen beschrieben<sup>29</sup>:

$$dn = \alpha * n * dx \quad (1)$$

dn... Änderung der Elektronenanzahl

$\alpha$ ... Ionisierungskoeffizient

n... Anzahl der Elektronen im elektrischen Feld

dx... Zurückgelegter Weg im elektrischen Feld

$$\int_{n_0}^n \frac{dn}{n} = \int_0^x \alpha * dx \Rightarrow n = n_0 * e^{\alpha * x} \quad (2)$$

Der Ionisierungskoeffizient ist dabei nach Townsend primär abhängig von der elektrischen Feldstärke und vom Druck:<sup>30</sup>

$$\frac{\alpha}{p} = f\left(\frac{E}{p}\right) \quad (3)$$

E... Elektrische Feldstärke [V/cm]

p... Druck im Rauchgas [mmHg]

$\alpha$ ... Ionisierungskoeffizient [Ionenpaare /cm]

Bei einem Anstieg der Feldstärke nimmt auch der Term  $\alpha/p$  zu, White gibt bei einer Verdoppelung der Feldstärke einen zwanzigfach höheren Ionisierungskoeffizienten an. Auch bei steigender Rauchgastemperatur nimmt der Ionisierungskoeffizienten zu. Hier wird von White bei einer Steigerung von 20 °C auf 300 °C eine Verzehnfachung genannt. Elektronegative Gase wie SO<sub>2</sub>, HF und O<sub>2</sub> jedoch verringern die Anzahl an freien Elektronen im Elektrodenzwischenraum. Diesem Umstand wird durch die Einführung eines

<sup>28</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 71ff

<sup>29</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 24

<sup>30</sup> D. Go, Gaseous ionization and ion transport, 2012, Seite 12

Anlagerungskoeffizienten  $\beta$  Rechnung getragen, der z.B. bei Parker von Townsend übernommen wurde<sup>31</sup>:

$$n = n_0 * e^{\int_0^x \alpha - \beta dx} \quad (4)$$

Im Bereich der Koronazone ist  $\alpha$  stets größer als  $\beta$  somit nimmt die Anzahl der freien Elektronen über den Weg ( $x$ ) zu. Außerhalb der Koronazone gilt ein umgekehrter Sachverhalt, dementsprechend nehmen die freien Elektronen über die Weglänge ( $x$ ) ab, was zu einer Stabilisierung der Korona führt. Um die für den Start der „Elektronenlawine“ benötigten Initialelektronen zu bekommen beschreibt Townsend einen zweiten Ionisierungsfaktor  $\gamma$ . Diese Startelektronen können z.B. durch den Stoß auf die Sprühelektrode von positiv geladenen Ionen und der damit Verbundenen Elektronenfreisetzung aus der Sprühelektrode oder z.B. auch durch UV-Strahlung entstehen.<sup>32</sup>

Prinzipiell wird für die industrielle Entstaubung von Abgasen mit einer negativen Polarisation gearbeitet, weil dadurch bei höheren Filterströmen und Filterspannungen, eine höhere Betriebsstabilität erreicht werden kann.<sup>33</sup>

### 2.2.2 Die Feldaufladung (Stoßaufladung)

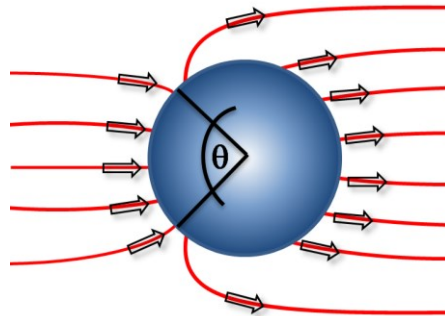
Bei der Feldaufladung prallen die unter dem Einfluss des elektrischen Feldes beschleunigten Elektronen auf ungeladene Teilchen. Da ein am Anfang un- oder wenig geladenes Teilchen keine Ladung an der Oberfläche trägt und somit kein entsprechendes Gegenfeld aufbauen kann, sind die Feldlinien an dieser Oberfläche des Partikel sehr dicht, das bedeutet, dass ein ungeladenes leitendes Teilchen das Feld in seiner Umgebung stark verändert. Mit zunehmender Ladung, welche vom Partikel aufgenommen wird wächst die Stärke des Gegenfeldes dieser Ladungen an und die Oberfläche, welche von Feldlinien des elektrischen Feldes „überstrichen“ wird (Wirkfläche) nimmt ab, somit sinkt auch die Aufladegeschwindigkeit.<sup>34</sup>

<sup>31</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 25

<sup>32</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 72ff

<sup>33</sup> A. Mizuno, IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation Vol. 7 No. 5, October 2000, Seite 615ff.

<sup>34</sup> H. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 120ff.

Abbildung 6: Teil geladenes Partikel im elektrischen Feld<sup>35</sup>

An einem kugelförmigen Staubkorn sei, wie auch bei White dargestellt, nachfolgend die Berechnungsgrundlage dieser Partikelaufladung gezeigt.<sup>36</sup>

$$i = j * A_w(t) \quad (5)$$

i... Ladestrom [A] auf das Partikel

j... Ladestromdichte [C/m<sup>2</sup>s]

A<sub>w</sub>(t) ...Wirkfläche der Aufladung [m<sup>2</sup>]

Die Ladestromdichte kann ausgedrückt werden durch:

$$j = N_0 * e * K * E \quad (6)$$

j... Ladestromdichte [C/m<sup>2</sup>s]

K... Ionenbeweglichkeit bei Betriebsbedingungen [m<sup>2</sup>/Vs]

E... Elektrische Feldstärke [V/m] (Audefeldstärke)

e... Elementarladung [C]

N<sub>0</sub>... Ionenkonzentration im Gasraum [Ionen/m<sup>3</sup>]

Die Änderung der Ladung in Anhängigkeit der Zeit lässt sich bei Oglesby finden:<sup>37</sup>

$$\frac{dq}{dt} = \int_0^\theta j dA = N_0 * e * K \int_0^\theta E dA \quad (7)$$

<sup>35</sup> R. Woschitz, Hochspannungsverfahren in Industrie und Umwelt, TU-Graz, 2012, Seite 74.

<sup>36</sup> H. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 123ff.

<sup>37</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 61.

Einen Ausdruck für das elektrische Feld an der Partikeloberfläche lässt sich durch folgende Überlegung definieren:

Zu Beginn der Ladung ist das elektrische Feld an einem Punkt auf einer leitenden Kugel aus der Elektrostatik definiert<sup>38</sup>:

$$E_1 = 3 * E_a * \cos(\theta) \quad (8)$$

$E_a$ ... Aufladefeldstärke [V/m]

$\theta$ ... Winkel der Wirkfläche

Das Feld einer Ladung an der Kugeloberfläche ist nach Coulomb definiert mit:<sup>39</sup>

$$E_2 = \frac{q}{4\pi\epsilon_0 r^2} \quad (9)$$

$r$ ... Partikelradius [m]

$q$ ... Ladung des Partikels [C]

$E_2$ ... Feldstärke der Punktladung [V/m]

$\epsilon_0$ ... Dielektrizitätskonstante des Vakuums  $8,85 * 10^{-12}$  [As/Vm]

Nachdem das Feld der sich aufbauenden Partikelladung das ladende elektrische äußere Feld schwächt, ergibt sich für das resultierende Feld:<sup>40</sup>

$$E = 3 * E_a * \cos(\theta) - \frac{q}{4\pi\epsilon_0 r^2} \quad (10)$$

Aus dieser Beziehung lässt sich auch der Betrag der maximal möglichen Ladung des Partikels errechnen. Ist der Aufladevorgang abgeschlossen sind  $E_1$  und  $E_2$  gleich groß und die Wirkfläche geht gegen Null ( $\cos(\theta)=1$ ) somit gilt zu diesem Zeitpunkt:<sup>41</sup>

$$3 * E_a = \frac{q_s}{4\pi\epsilon_0 r^2} \rightarrow q_s = 12 * \pi * \epsilon_0 * E_a * r^2 \quad (11)$$

<sup>38</sup> J. Jackson, Klassische Elektrodynamik, 5. Auflage, 2014, Seite 77

<sup>39</sup> P. Tipler, Physik, Spektrum Akademischer Verlag, 1994, Seite 657

<sup>40</sup> H. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 123.

<sup>41</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 61.

Für leitende Partikel kann Formel (11) folgendermaßen angepasst werden:<sup>42</sup>

$$q_s = 12 * \frac{\varepsilon}{\varepsilon + 2} * \pi * \varepsilon_0 * E_a * r^2 \quad (12)$$

$\varepsilon$ ... Dielektrizitätszahl des Partikels [-]

Formel (12) beschreibt einen maximalen Endpunkt hinsichtlich der aufgenommenen Ladung des Partikels, es ist jedoch keine Aussage daraus abzuleiten ob dieser Zeitpunkt auch erreicht wird. Dementsprechend ist eine zeitliche Betrachtung des Aufladevorgangs notwendig. Die Änderung der Ladungsmenge entsprechend der verstrichenen Zeit lässt sich durch Einsetzen der Gleichung (10) in Gleichung (7) folgendermaßen ausdrücken:

$$\frac{dq}{dt} = N_0 * e * K \int_0^\theta 3 * E_a * \cos(\theta) - \frac{q}{4\pi\varepsilon_0 r^2} dA \quad (13)$$

Mit dem Einsetzen der Halbkugeloberfläche  $dA = 2r^2\pi \sin(\theta) d\theta$  erhält man:

$$\frac{dq}{dt} = 6\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K \int_0^\theta \cos(\theta) * \sin(\theta) d\theta - \frac{q}{12\pi\varepsilon_0 r^2} * \int_0^\theta \sin(\theta) d\theta \quad (14)$$

Der überstrichene Winkel der Aufladewirkfläche ist nach Oglesby beschreibbar über das Verhältnis von:<sup>43</sup>

$$\cos(\theta) = \frac{q}{q_s} \quad (15)$$

Einsetzen von Gleichung (15) und Integration liefert:

$$\frac{dq}{dt} = 6\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K * \left[ \frac{\sin^2(\theta)}{2} - \frac{q}{q_s} * (1 - \cos(\theta)) \right] \quad (16)$$

<sup>42</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 63.

<sup>43</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 62.



Unter Anwendung der Winkelfunktion  $\sin^2 x + \cos^2 x = 1$  und mit Erweiterungen kann man den Klammerausdruck noch vereinfachen:

$$\begin{aligned} \left[ \frac{\sin^2(\theta)}{2} - \cos(\theta) + \cos^2(\theta) \right] &= \frac{1}{2} * [\sin^2(\theta) - 2 \cos(\theta) + 2 \cos^2(\theta)] \\ &= \frac{1}{2} * [1 - 2 \cos(\theta) + \cos^2(\theta)] = \frac{1}{2} * [1 - \cos(\theta)]^2 \end{aligned} \quad (17)$$

Durch Einsetzen des vereinfachten Klammerausdruckes in Gleichung (16) erhält man:

$$\frac{dq}{dt} = 3\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K * \left[ 1 - \frac{q}{q_s} \right]^2 \quad (18)$$

Trennung der Variablen und Integration liefert:

$$\int \frac{dq}{\left( 1 - \frac{q}{q_s} \right)^2} = 3\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K \int dt \quad (19)$$

$$\frac{q_s^2}{q_s - q} = 3\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K * t + C \quad (20)$$

Bei White findet sich folgende Randbedingung:<sup>44</sup> Zum Zeitpunkt  $t=0$  gilt für  $q=0$  und man erhält für die Integrationskonstante  $C = q_s$ . Durch Einsetzen und Division durch die Sättigungsladung gelangt man zu:

$$\frac{q_s}{q_s - q} = 3\pi * r^2 * E_a * N_0 * e * K * t + 1 \quad (21)$$

$$\frac{q_s}{q_s - q} = \frac{N_0 * e * K * t}{4 * \epsilon_0} + 1 \quad (22)$$

---

<sup>44</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 124.

Durch die Einführung einer Ladezeitkonstante gibt White folgende zeitliche Beziehung für die übertragene Ladung an:<sup>45</sup>

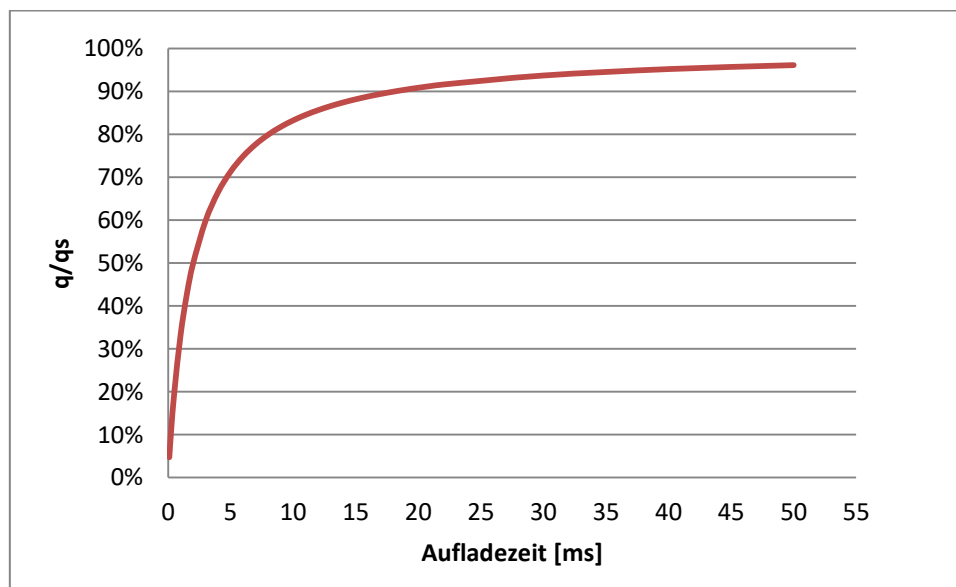
$$\frac{q_s}{q_s - q} = \frac{t}{\tau} + 1 \rightarrow q = q_s * \frac{1}{1 + \frac{\tau}{t}} \quad (23)$$

Eine typische Größe für die Ladezeitkonstante nennt White mit 2 ms, hierbei wählte er ein  $N_0$  von  $5 \times 10^{14}$  Ionen /  $m^3$  Gas und eine Ionenbeweglichkeit von  $2,2 \text{ cm}^2/\text{Vs}$ .<sup>46</sup>

Trägt man die Aufladezeit  $t$  über das Verhältnis von  $q/q_s$  unter Zuhilfenahme von Gleichung (23) auf, wird der rapide Ladungsanstieg am Partikel deutlich. Bereits nach 10 ms weist das Partikel bereits mehr als 80% seiner Sättigungsladung auf (Abbildung 7).

Hier ist auch deutlich die Abnahme der Ladegeschwindigkeit mit zunehmendem Aufladefortschritt durch das immer schwächer werdende Aufladefeld bei steigender Partikelladung, durch die immer flacher werdende Kurve zu sehen.

Abbildung 7: Verhältnis der Partikelladung zur Partikelsättigungsladung über die Zeit (Feldaufladung), gemäß Gleichung (23) für eine Ladezeitkonstante von 2 ms.



<sup>45</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 124ff.

<sup>46</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 125

### 2.2.3 Die Diffusionsaufladung

Die Feldaufladung verliert mit geringerer Teilchengröße ( $< 1\mu\text{m}$ )<sup>47</sup> an Wirksamkeit, somit ist die Aufladung nicht mehr durch die elektrische Feldstärke, sondern durch die thermische Energie der Teilchen bestimmt. Die thermische Bewegung ist also die Ursache der Ionendiffusion und der damit verbundenen Zusammenstöße der Ionen mit im Gas vorhandenen Partikeln und die daraus resultierende Ladung der Partikel. Ebenso wie im Rahmen der Feldaufladung nimmt mit wachsender Ladungsmenge des Partikels die Ladungsgeschwindigkeit durch das sich kontinuierlich erhöhende elektrische Gegenfeld des geladenen Partikels ab.<sup>48</sup>

Es ist jedoch bemerkenswert, dass die Theorie im Gegensatz zur Feldaufladung kein absolutes Ladungslimit enthält. Dies rührt daher, dass die thermische Energie einiger Ionen theoretisch immer noch ausreichend ist um auch die Oberfläche eines theoretisch vollständig geladenen Partikels zu erreichen. In der Praxis ist die Ladung durch Elektronenemissionen, welche bei entsprechend hoher Oberflächenfeldstärke auftreten würden, begrenzt.<sup>49</sup>

Nachfolgend sei eine vereinfachte Herleitung der Beziehung für die Diffusionsaufladung, wie sie bei Oglesby angegeben ist gezeigt, dadurch erhält man die zeitliche Veränderung der Ladungsmenge am Partikel:<sup>50</sup>

Gemäß der kinetischen Gastheorie ist die Ionenanzahl in einem Potentialfeld nicht konstant sondern einer Änderung unterworfen:

$$N = N_0 * e^{\frac{V}{k*T}} \quad (24)$$

N... Anzahl der Ionen in einem Potentialfeld [Ionen / m<sup>3</sup>]

N<sub>0</sub>... Durchschnittliche Anzahl der Ionen pro Volumen [Ionen / m<sup>3</sup>]

k... Boltzmann-Konstante  $1,38*10^{-23}$  [J/K]

T... Temperatur [°K]

V... potentielle Energie [J]

<sup>47</sup> K. Görner, K. Hübner, Gasreinigung und Luftreinhaltung, Springer Verlag Berlin 2002, Seite F37.

<sup>48</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 128 ff.

<sup>49</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 65.

<sup>50</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 64

Für einen sphärischen Gasraum um ein zu landendes Partikel ergibt sich als Analogie zur potentiellen Energie das elektrische Potential:

$$U = - \int E * dx = - \int \frac{q * e}{x^2} dx = - \frac{q * e}{x} \quad (25)$$

U... elektrisches Potential [V]

x... Abstand vom Teilchenmittelpunkt [m]

E... elektrisches Feld [V/m]

e... Elementarladung [C]

Für die Ionendichte ergibt sich nun durch Einsetzen:

$$N = N_0 * e^{-\frac{q * e}{x * k * T}} \quad (26)$$

An der Oberfläche eines Partikels mit Radius r erhält man folgende Ionendichte:

$$N = N_0 * e^{-\frac{q * e}{r * k * T}} \quad (27)$$

Aus der kinetischen Gastheorie erhält man die Ionenanzahl, welche pro Sekunde mit dem Partikel zusammenstoßen:

$$\frac{N * v}{4} * (4\pi r^2) = \pi * r^2 * N * v \quad (28)$$

v... mittlere quadratische Geschwindigkeit (rms) [m/s] der Ionen

Überträgt nun jedes auftreffende Ion eine Ladung e auf das Partikel, so kann man den Ladungsanstieg nach der Zeit folgendermaßen anschreiben:

$$\frac{dq}{dt} = \pi * r^2 * v * e * N_0 * e^{-\frac{q * e}{r * k * T}} \quad (29)$$

Integration liefert den gewünschten Ausdruck für die zeitliche Zunahme der Ladungsmenge:

$$q = \frac{r * k * T}{e} * \ln \left[ 1 + \frac{\pi * r * v * N_0 * e^2 * t}{k * T} \right] \quad (30)$$

## 2.2.4 Die kombinierte Aufladung

Besonders im Übergangsbereich des Korngrößenbereiches zwischen 0,2 und 0,5  $\mu\text{m}$  sind sowohl die Feldaufladung, als auch die Diffusionsaufladung gleichermaßen, zur Beschreibung des Aufladevorgangs, von Bedeutung. White berichtete im Betriebsbereich einer mittleren freien Weglänge von  $10^{-7}\text{m}$  von einer guten Übereinstimmung zwischen experimentellen und der durch Cochet errechneten Werte. Da sich der Einsatzbereich des NEFs ebenfalls in diesem Bereich befindet wurde diese Beziehung zur Beschreibung der Teilchenaufladung herangezogen.<sup>51</sup>

$$q_s = \left\{ \left( 1 + \frac{2 * \lambda}{d_p} \right)^2 + \frac{2}{1 + \frac{2 * \lambda}{d_p}} * \frac{\varepsilon_p - 1}{\varepsilon_p + 2} \right\} * \pi * \varepsilon_0 * d_p^2 * E_a \quad (31)$$

- $\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]
- $d_p$ ... Partikeldurchmesser [m]
- $q_s$ ... Sättigungsladung des Partikels [C]
- $E_a$ ... Aufladefeldstärke [V/m]
- $\varepsilon_0$ ... Dielektrizitätskonstante des Vakuums  $8,85 * 10^{-12}$ [As/Vm]
- $\varepsilon_p$ ... Relative Dielektrizitätszahl des Partikels

Bei näherer Betrachtung der von Cochet abgeleiteten Beziehung sieht man, dass er die Grundgleichung der Feldaufladung (Gleichung (12)) um einen entsprechenden Korrektur-Term erweitert hat. Dies wird bei Vernachlässigung der Korrekturterme  $(2*\lambda/d_p)=0$  deutlich, man erhält wiederum die Grundgleichung für die Sättigungsladung bei Feldaufladung Gleichung (12), bzw. die auch bei Friedländer angegebene Gleichung für diese Sättigungsladung:<sup>52</sup>

$$i_\infty = \left[ 1 + 2 * \frac{\varepsilon_p - 1}{\varepsilon_p + 2} \right] * \frac{E * d_p^2}{4e} \quad (32)$$

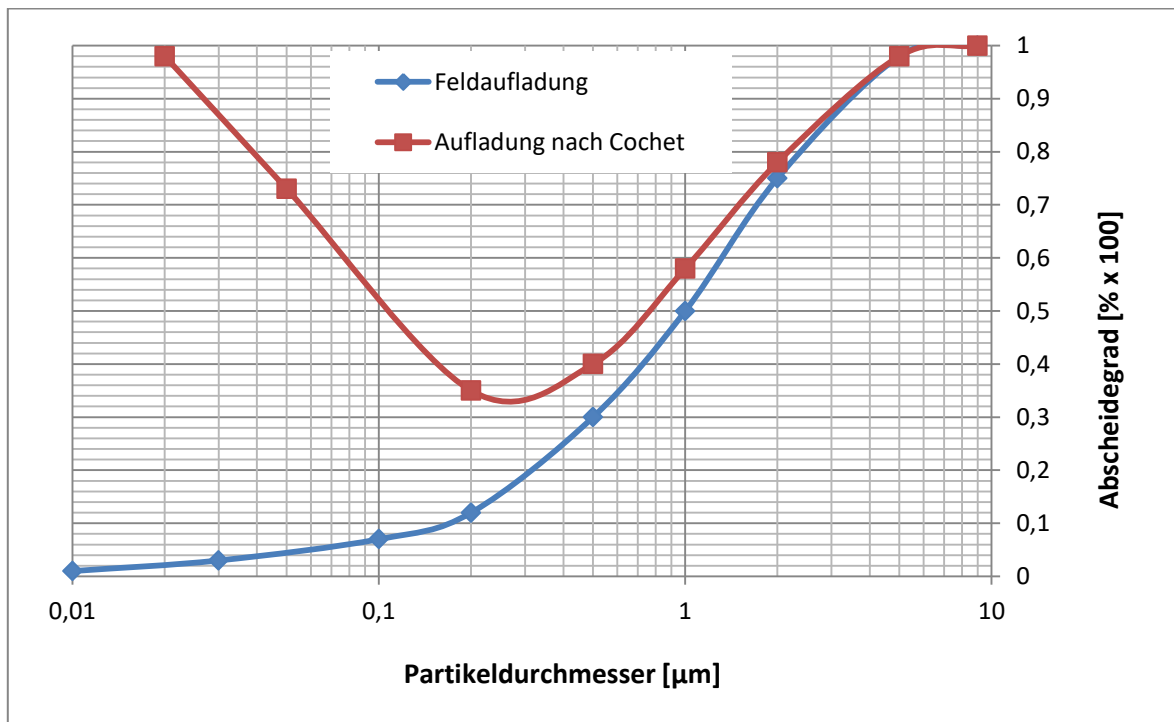
- $i_\infty$ ... Anzahl der (übertragenen) Elementarladungen
- $e$ ... Elementarladung [C]

<sup>51</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 53.

<sup>52</sup> S. Friedlander, Smoke, Dust and Haze Fundamentals of Aerosol Dynamics, second edition, Oxford University Press, Oxford, 2000, Seite 41.

Dementsprechend liefert seine Beziehung für den Korngrößenbereich, in welcher die Feldaufladung Gültigkeit besitzt, vergleichbare Werte. Verlässt man den Gültigkeitsbereich der Feldaufladung zeigt die Cochet- Beziehung jedoch den auch in den Versuchen erhaltende Abscheidegradverlauf (vergleiche Abbildung 55 und Abbildung 59), wohin gehend die Feldaufladung einen mit sinkender Partikelgröße stetig fallenden Abscheidegrad prognostiziert.

Abbildung 8: Vergleich der nach Feldaufladung bzw. nach kombinierter Aufladung ermittelten Abscheidegrade<sup>53</sup>



<sup>53</sup> C. Riehle, The effective migration rate in electrostatic precipitators, 1992, Seite 6.

## 2.3 Partikelabscheidung im elektrischen Feld

### 2.3.1 Kräfte am Partikel

Es sei an dieser Stelle ein geladenes Staubpartikel in einem ruhendem Fluid betrachtet, welches unter dem Einfluss der elektrischen Feldkraft, der Gravitationskraft und der Strömungswiderstandskraft nach Stokes steht. Wir legen ein zweidimensionales Koordinatensystem zu Grunde und zeichnen dieses in ein Schnittbild durch die Achse einer Zylinder-Draht Anordnung. Betrachten wir zunächst die Kräfte in x-Richtung. Hier wirkt die elektrische Feldkraft von der Sprühelektrode zur Niederschlagselektrode, welche das Partikel zur Niederschlagselektrode hin beschleunigt. Dieser Beschleunigung entgegengesetzt ist die Strömungswiderstandskraft gegen die positive x-Richtung.

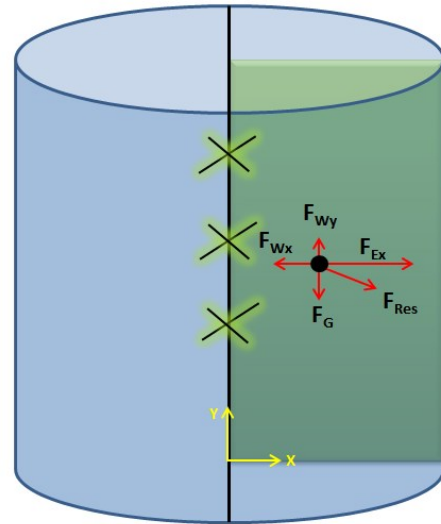


Abbildung 9: Kräfte auf Partikel (nicht maßstäblich)

Wird ein Körper zu einer Richtungsänderung veranlasst, so ergibt gemäß der newtonschen Mechanik die Summe der auf einem Körper wirkenden Kräfte, eine resultierende Kraft in Richtung der Bewegungsänderung<sup>54</sup>, diese resultierende das Partikel beschleunigende Kraft lässt sich folgendermaßen anschreiben und auch bei verschiedensten Literaturstellen wie z.B. bei Oglesby zu finden:<sup>55</sup>

Kräftebetrachtung für die x-Achse:

$$F_{R_x} = F_{E_x} - F_{W_x} \quad (33)$$

$F_{R_x}$ ... Resultierende Kraft auf das Partikel [N]

$F_{E_x}$ ... Elektrische Feldkraft auf das Partikel [N]

$F_{W_x}$ ... Strömungswiderstandskraft [N]

<sup>54</sup> A. Böge, Technische Mechanik, 2003, Seite 189.

<sup>55</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 83.

Die Kraft welche auf eine Ladung im elektrischen Feld wirkt ist z.B. bei Tipler definiert als:<sup>56</sup>

$$F_{E_x} = E_{P_x} * q \quad (34)$$

q... Partikelladung [C]

$E_{P_x}$ ... Abscheidefeldstärke [V/m]

Die Strömungswiderstandskraft nach Stokes findet man z.B. bei White und ergibt sich aus:<sup>57</sup>

$$F_{W_x} = c_w * A * \rho * \frac{w^2}{2} \quad (35)$$

$C_w$ ... Strömungswiderstandsbeiwert [-]

A... Angeströmte Fläche [m<sup>2</sup>]

$\rho$ ... Fluiddichte [kg/m<sup>3</sup>]

w... Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

Im annähernd ruhenden Fluid lässt sich der Strömungswiderstandsbeiwert durch 24 geteilt durch die Reynoldszahl ausdrücken<sup>58</sup>, welche z.B. bei Tipler folgendermaßen definiert ist:<sup>59</sup>

$$R_e = \frac{w * d * \rho}{\eta} \quad (36)$$

$R_e$ ... Partikelreynoldszahl [-]

d... Partikeldurchmesser [m]

$\rho$ ... Fluiddichte [kg/m<sup>3</sup>]

$\eta$ ... Dynamische Viskosität des Fluids [Pa\*s]

w... Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

Durch Einsetzen in Gleichung (35) erhält man für ein kugelförmiges Partikel die Strömungswiderstandskraft:

$$F_{W_x} = 6 * \pi * \eta * r * w \quad (37)$$

r... Partikelradius [m]

<sup>56</sup> S. Friedlander, Smoke, Dust and Haze Fundamentals of Aerosol Dynamics , 2000, Seite 40.

<sup>57</sup> F. White, Fluid Mechanics, 1999, Seite 453.

<sup>58</sup> F. White, Fluid Mechanics, 1999, Seite 349.

<sup>59</sup> P. Tipler, Physik, Spektrum Akademischer Verlag, 1994, Seite 365.



Durch Einsetzen in Gleichung (33) erhält man:

$$F_{R_x} = E_{P_x} * q - 6 * \pi * \eta * r * w \quad (38)$$

Die resultierende Kraft in x-Richtung bewirkt eine Geschwindigkeitsänderung des Partikels, und lässt sich somit mit der Wanderungsgeschwindigkeit, wie z.B. bei Oglesby angegeben, in Verbindung bringen:<sup>60</sup>

$$m * \frac{dw}{dt} = E_{P_x} * q - 6 * \pi * \eta * r * w \quad (39)$$

Durch Lösen dieser Differentialgleichung erhält man einen Ausdruck für die Partikelwanderungsgeschwindigkeit  $w$  wie man sie auch bei White findet:<sup>61</sup>

$$w = \frac{E_{P_x} * q}{6 * \pi * \eta * r} * \left[ 1 - e^{-\left(\frac{6 * \pi * \eta * r}{m} * t\right)} \right] \quad (40)$$

Der zeitabhängige Term in der eckigen Klammer ist für übliche Staubpartikel und bei Zeiten größer einer Hundertstelsekunde zu vernachlässigen. Dieser Entfall lässt sich durch die gegenüber der Partikelladezeit größeren Partikelverweilzeit im NEF rechtfertigen. Nach Parker haben die Staubpartikel bei üblichen Bedingungen bereits nach 10ms etwa 90% ihrer Sättigungsladung erreicht.<sup>62</sup>

Wird diese Zeitspanne vernachlässigt, so kann  $dw/dt=0$  gesetzt werden und man erhält für die Wanderungsgeschwindigkeit:<sup>63</sup>

$$w = \frac{E_{P_x} * q}{6 * \pi * \eta * r} \quad (41)$$

Unter Berücksichtigung einer Abscheidefeldstärke von 280 V/m erreicht beispielsweise ein Partikel mit 2  $\mu\text{m}$  Durchmesser eine theoretische Wanderungsgeschwindigkeit von ca. 7,5 cm/s.

<sup>60</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 83.

<sup>61</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 143.

<sup>62</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 55

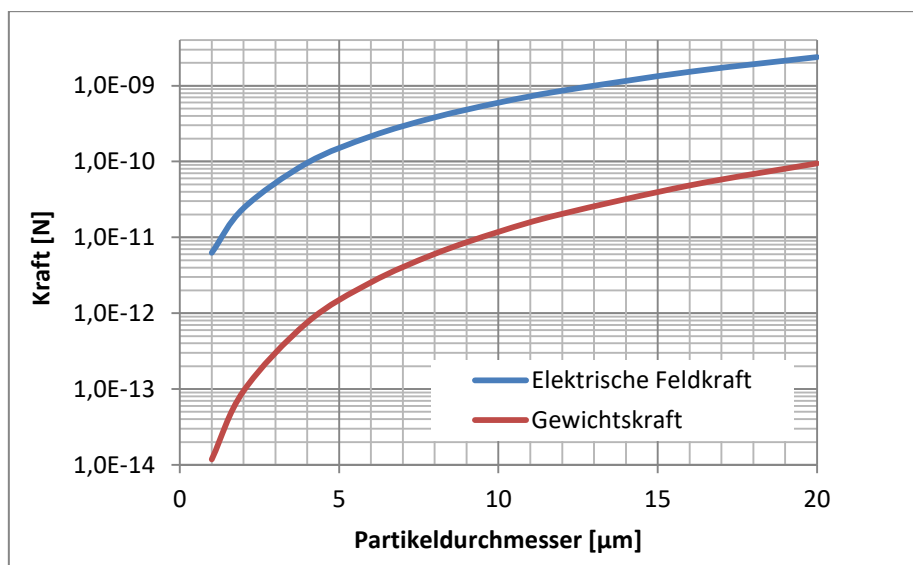
<sup>63</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 84.

Nun wird die Betrachtung für die y-Richtung fortgesetzt:

In entgegengesetzte y-Richtung wirkt die Schwerkraft bzw. in y-Richtung die Strömungswiderstandskraft auf das Partikel. Somit ergibt sich zusätzlich zur Geschwindigkeitskomponente in x Richtung auch eine Komponente in negativer y-Richtung. Errechnet man sich jedoch die Kraftkomponenten so ergibt sich für übliche Staubkornpartikelverteilungen am Elektrofiltereintritt, dass die Gravitationskraft vernachlässigt werden darf (siehe Abbildung 10).

Hierbei wurde exemplarisch unter Verwendung von Gleichungen (34) und (31) die elektrische Feldkraft bei einer Abscheidefeldstärke von 280 kV/m errechnet, über die Partikeldurchmesser variiert aufgetragen und der errechneten Gewichtskraft der entsprechenden Kornklasse gegenübergestellt.

Abbildung 10: Gegenüberstellung von elektrischer Feldkraft und Gravitationskraft des Partikels bei einer Feldstärke von 280 kV/m



### 2.3.2 Theorie der Partikelabscheidung

In realen Elektrofiltern und besonders im kombinierten REA/NEF Betrieb ist man weit von dem in Kapitel 2.3.1 ausgegangenen laminaren Strömungszustand entfernt. Im NEF wird eine Strömungsgeschwindigkeit zwischen 4 und 5 m/s angestrebt, um sich den Gegebenheiten der REA anzupassen. Vergleicht man diese Leerrohrgeschwindigkeit mit den üblichen Wanderungsgeschwindigkeiten für Flugaschen von 4-20 cm/s<sup>64</sup> sieht man, dass die Wanderungsgeschwindigkeit von der Leerrohrgeschwindigkeit komplett überlagert wird.

<sup>64</sup> L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 175.

Somit werden nur Staubteilchen abgeschieden, welche in unmittelbare Nähe der Niederschlagselektrode gelangen, dies bedeutet, dass die Abscheidung somit durch die Turbulenz bestimmt wird und somit zufallsbehaftet ist.<sup>65</sup>

Die Abscheidung ist nach White proportional der Teilchenkonzentration und der Länge des Filterelements:<sup>66</sup>

$$dN = -K * N * dl \quad (42)$$

N... Anzahl der Teilchen

dN... Änderung der Teilchen nach der Wegstrecke dl

K... Empirischer Parameter zur Beschreibung der Abscheidegeschwindigkeit [1/m]

l... Länge des Elektrofilters [m]

Durch Integration erhält man:

$$\ln N = -K * l + C \quad (43)$$

mit den bei White genannten Anfangsbedingungen  $l=0$  erhält man  $C=\ln(N_0)$ <sup>67</sup> gelangt man zu dem für den Elektrofilter typischen logarithmischen Ansatz für die Abscheideleistung:

$$N = N_0 * e^{-K*l} \quad (44)$$

$$\frac{N_0 - N_A}{N_0} = 1 - e^{-K*l} \quad (45)$$

$N_0$ ... Anzahl der Teilchen am Eintritt

$N_A$ ... Anzahl der Teilchen am Austritt

K... Empirischer Parameter zur Beschreibung der Abscheidegeschwindigkeit [1/m]

l... Länge des Elektrofilters [m]

---

<sup>65</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 152ff.

<sup>66</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 150.

<sup>67</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 150.

Deutsch löste diesen Ansatz unter Definition folgender Voraussetzungen:<sup>68</sup>

- Nur Teilchen die sich innerhalb der laminaren Grenzschicht an der Niederschlagselektrodenoberfläche befinden werden abgeschieden.
- Die Abscheidefeldstärke und die Wanderungsgeschwindigkeit in diesem Bereich sind konstant.
- Die Teilchenkonzentration ist homogen über der Elektrofilterquerschnitt verteilt
- Die Wanderungsgeschwindigkeit ist klein gegenüber der Leerrohrgeschwindigkeit
- Es treten keine Störeffekte wie z.B. Rücksprühen auf.

Durch die Gleichverteilung der Partikel über den Querschnitt ergibt sich für die Partikelzahl in der Grenzschicht nach Deutsch: (es wird wieder eine Rohr-Drahtanordnung bestehend aus einem Einzelrohr angenommen)

$$\frac{S * \sigma}{A_c} = \text{Teilchenanteil innerhalb der Grenzschicht} \quad (46)$$

S... Rohrumfang (NE) [m]

$\sigma$ ... Grenzschichtdicke [m]

$A_c$ ... Querschnittsfläche (NE) [m<sup>2</sup>]

Alle Teilchen müssen die laminare Grenzschichte mit einer Wanderungsgeschwindigkeit  $w$  in einer Zeitspanne  $dt$  durchquert haben um abgeschieden worden zu sein, dementsprechend ergibt sich für die Grenzschichtdicke:<sup>69</sup>

$$\sigma = w * dt \quad (47)$$

$w$ ... Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

$dt$ ... Zeit [s]

$\sigma$ ... Grenzschichtdicke [m]

---

<sup>68</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969 , Seite 151.

<sup>69</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969 , Seite 150.

Während der verstrichenen Zeit  $dt$  bewegt sich das Rauchgas um den Betrag der Leerrohrgeschwindigkeit  $v \cdot dt$  weiter. Somit ergibt sich die Teilchenabnahme zu:<sup>70</sup>

$$\frac{dN}{N} = -\frac{S \cdot \sigma}{A_c} = -\frac{S \cdot w \cdot dt}{A_c} = -\frac{S \cdot w}{A_c} \cdot \frac{dl}{v} \quad (48)$$

S... Rohrumfang (NE) [m]

$\sigma$ ... Grenzsichtdicke [m]

$A_c$ ... Querschnittsfläche (NE) [m<sup>2</sup>]

$v$ ... Leerrohrgeschwindigkeit [m/s]

$dl$ ... Die im Intervall  $dt$  vom Rauchgas zurückgelegte Filterlänge  $dl$

$w$ ... Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

Durch Integration und Verwendung der bei White angegebenen Randbedingung erhält man:<sup>71</sup>

$$\int \frac{dN}{N} = \int -\frac{S \cdot w}{A_c} \cdot \frac{dl}{v} = \ln N = -\frac{S \cdot w}{A_c \cdot v} \cdot l + C \quad (49)$$

Mit der Anfangsbedingung  $l=0$  ergibt sich  $C=\ln(N)$

$$N = N_0 \cdot e^{-\frac{S \cdot w}{A_c \cdot v} \cdot l} \quad (50)$$

Das Anschreiben nach dem Abscheidegrad sowie die Durchführung einiger Zusammenfassungen führen zur bekannten Abscheideformel nach Deutsch.<sup>72</sup>

$$\frac{N_0 - N_A}{N_0} = 1 - e^{-\frac{S \cdot w}{A_c \cdot v} \cdot l} = 1 - e^{-\frac{A}{V} \cdot w} \quad (51)$$

A... Fläche aller NE [m<sup>2</sup>]

V... Betriebskubikmetervolumenstrom [m<sup>3</sup>/s]

$w$ ... Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

<sup>70</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 151.

<sup>71</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 150ff.

<sup>72</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 88.

### 2.3.3 Partikelwanderungsgeschwindigkeit

Die Fläche der Niederschlagselektroden ist über das Elektrofilter definiert, der Rauchgasvolumenstrom definiert sich über den aktuellen Lastfall des Kessels. Die Wanderungsgeschwindigkeit beschreibt die Geschwindigkeit der Partikel auf ihrem Weg zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode und ist gemäß Wang<sup>73</sup> abhängig von:

- Ladung des Partikels
- Stärke des elektrischen Feldes
- Partikeldurchmesser
- Physikalische Eigenschaften des Rauchgases wie Temperatur, Viskosität etc.

Die bei der Verbrennung entstehenden Staub- und Aerosolpartikel, weisen immer eine Korngrößenverteilung auf, dies bedeutet, dass sie in unterschiedlichen Größen und somit mit unterschiedlichen Ladungen und Wanderungsgeschwindigkeiten im NEF auftreten. Für die Rauchgasreinigung ist ein Gesamtabscheidegrad über alle Kornklassen von Interesse, hierzu müssen Partikelklassen definiert und entsprechende Abscheidegrade errechnet werden. Bildet man die Summe über aller nicht abgeschiedenen Massenteile der jeweiligen Partikelklassen erhält man die Partikelkonzentration am Ende des Nasselektrofilters.<sup>74</sup>

Dafür muss jedoch für jede Partikelklasse die dazugehörige Wanderungsgeschwindigkeit ermittelt werden, welche somit eine entscheidende Rolle bei der Nasselektrofilterauslegung einnimmt.

Die Partikel-Wanderungsgeschwindigkeit wurde bereits durch Gleichung (41) formuliert, darin beschreibt der Nenner des Bruchs, wie bereits festgehalten die Stokessche Widerstandskraft welche der Partikelbewegung, die durch die Kraft der elektrischen Feldes hervorgerufen wird, entgegenwirkt. Für kleine Partikel (< 1µm) kann diese Widerstandskraft über einen von Cunningham gefundenen Faktor korrigiert und somit herabgesetzt werden.<sup>75</sup>

$$F_{w_x} = \frac{6 * \pi * \eta * r * w}{1 + A * \frac{\lambda}{r}} \quad (52)$$

A... Cunningham-Zahl (~0,86 bei Atmosphärendruck und Raumtemperatur) [-]

$\lambda$ ... Mittlere freie Molekülweglänge [m]

r... Partikelradius [m]

<sup>73</sup> L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 166ff

<sup>74</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 156ff

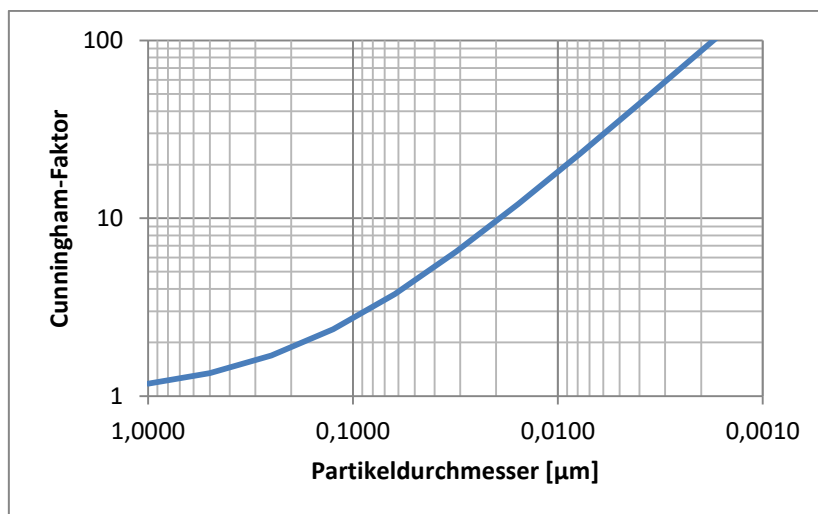
<sup>75</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 144/145

Dementsprechend wird die Partikelwanderungsgeschwindigkeit durch Multiplikation mit dem Cunninghamfaktor, wie auch z.B. bei Oglesby angegeben, erhöht:<sup>76</sup>

$$w = \frac{E_p * q}{6 * \pi * \eta * r} * \left[ 1 + A * \frac{\lambda}{r} \right] \quad (53)$$

Die Bedeutung des Cunningham-Faktors wird deutlich, wenn man wie in Abbildung 11 den Partikeldurchmesser über den Cunningham Faktor aufträgt ( $\lambda=0,1\mu\text{m}$   $A=0,86$ ):

Abbildung 11: Cunningham- Faktor in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers



Die theoretische Partikelwanderungsgeschwindigkeit ist also nach Gleichung (53) primär Abhängig von der elektrischen Feldstärke und der Partikelgröße. Die elektrische Feldstärke ist darin in Form der Abscheidefeldstärke aber auch in der Ladung  $q$  als Aufladefeldstärke vorhanden, in erster Näherung ergibt sich hier also ein quadratischer Einfluss für den Mechanismus der Feldaufladung. Die Sättigungsladung eines Partikels wird bei Wang vereinfacht, für die Feldaufladung, folgendermaßen formuliert:<sup>77</sup>

$$q_s = 12 * \pi * \varepsilon_0 * E_a * r^2 = 3 * E_a * r^2 \quad (54)$$

$r$ ... Partikelradius [m]

$q_s$ ... Sättigungsladung des Partikels [C]

$E_a$ ... Aufladefeldstärke [V/m]

$\varepsilon_0$ ... Dielektrizitätskonstante des Vakuums  $8,85 * 10^{-12}$ [As/Vm]

<sup>76</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 86.

<sup>77</sup> L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 460.

Durch Einsetzen in Gleichung (41) wird die annähernd quadratische Abhängigkeit sichtbar:

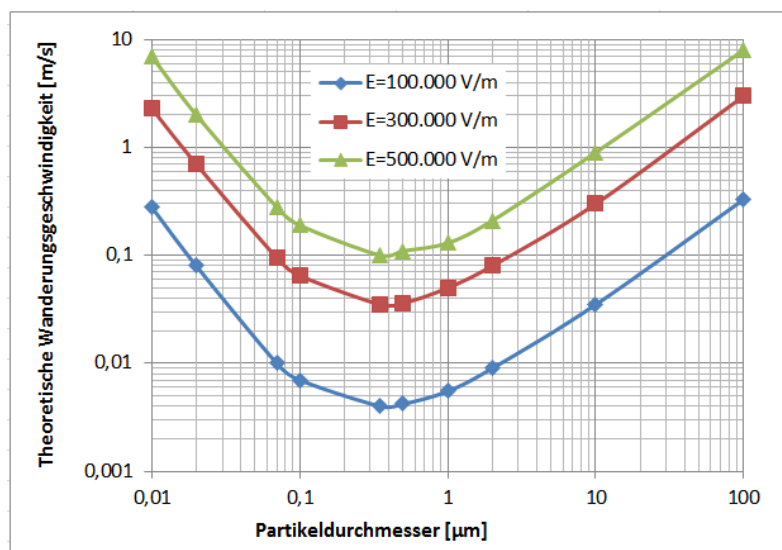
$$w = \frac{E_P * 3E_a * r^2}{6 * \pi * \eta * r} = \frac{E_P * E_a * r}{2 * \pi * \eta} \quad (55)$$

Berechnet man die theoretische Wanderungsgeschwindigkeit für verschiedene Durchmesser unter Zuhilfenahme der kombinierten Aufladung (Kapitel 2.2.4), erhält man einen Kurvenverlauf (Abbildung 12) mit einem absoluten Minimum. Befindet sich der betrachtete Partikeldurchmesser in der Nähe des Minimums steigt die Wanderungsgeschwindigkeit zunächst sehr stark an und nimmt dann linear mit dem Partikeldurchmesser zu wenn man diesen vom Minimum ausgehend erhöht, bzw. erniedrigt.

Hierbei findet man in verschiedenen Literaturstellen Minima der Wanderungsgeschwindigkeiten für einen Partikeldurchmesser von ca. 0,5 µm. Für größere Partikel lässt sich ein annähernd linearer Anstieg der Wanderungsgeschwindigkeit als Funktion ihrer Größe feststellen.<sup>78</sup>

Die Lage des Minimums ist auch eine Funktion der Rauchgastemperatur bzw. der relativen Luftdichte, eine Temperaturerhöhung verschiebt das Minimum in Richtung größerer Partikel. Die Wanderungsgeschwindigkeit selbst wird bei Partikeln < 1 µm erhöht und bei Partikeln > 1 µm mit der Temperaturzunahme erniedrigt. Dies lässt sich auf die Einflussnahme der Rauchgasviskosität, welche eine höhere Einflussnahme bei größeren Partikeln aufweist erklären. Bei kleineren Partikeln überwiegt die Zunahme der Ionenmobilität.<sup>79</sup>

Abbildung 12: Partikelwanderungsgeschwindigkeiten als Funktion des Durchmessers und der elektrischen Feldstärke<sup>80</sup>



<sup>78</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 29ff.

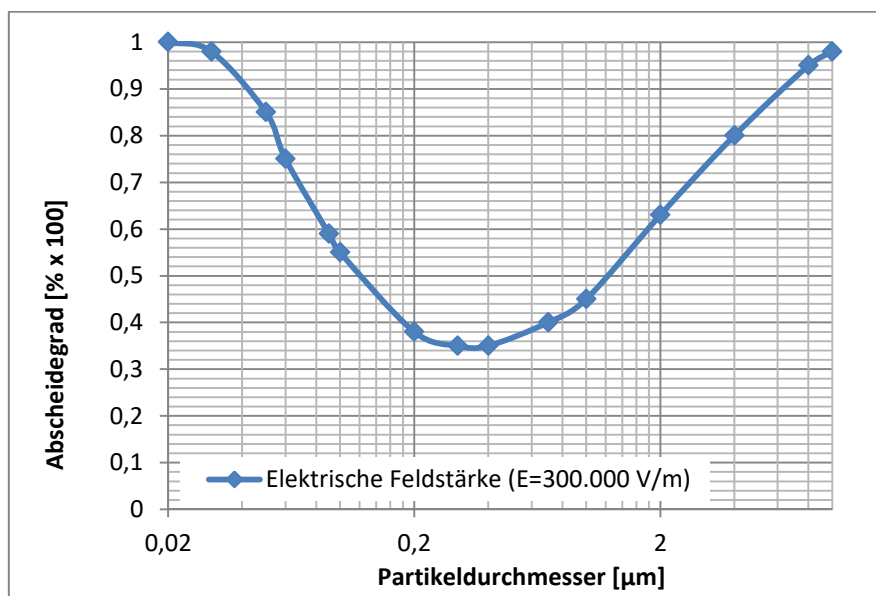
<sup>79</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 503ff.

<sup>80</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 58.



Eine Erhöhung der elektrischen Feldstärke äußert sich in einer „Parallelverschiebung“ der Kurven in Richtung höherer Wanderungsgeschwindigkeit. Man erkennt auch, dass der Einfluss der elektrischen Feldstärke hierbei im Vergleich zur Korngröße deutlich überwiegt, eine Verdreifachung der elektrischen Feldstärke erhöht die Wanderungsgeschwindigkeit um ca. das 9-fache (siehe Gleichung (55)). Da die Partikelwanderungsgeschwindigkeit unmittelbar in die Abscheideleistung des Elektrofilters eingeht wird dessen Abscheideleistung für Partikel im kritischen Durchmesserbereich um 0,1-0,5  $\mu\text{m}$  entsprechend niedrig sein. Dies veranschaulicht auch Abbildung 13.

Abbildung 13: Partikelabscheidegrad als Funktion des Partikeldurchmessers<sup>81</sup>



## 2.3.4 Einfluss der Spannungsform

### 2.3.4.1 Traditionelle Gleichspannungsumsetzanlage (DC-Verfahren)

Zur Steuerung der Koronaleistung wird eine Phasenanschnittsteuerung verwendet, diese besteht aus einem Paar von antiparallelen Thyristoren (Triac). Die Funktionalität dieser Thyristorsteuerung lässt sich folgendermaßen erläutern: Nach jedem Nulldurchgang der Primär-Spannung wird der Stromfluss solange unterbrochen bis der Triac wieder ein Zündsignal des Thyristors erhält (durch das Zünden ändert sich der Thyristorwiderstand von hoch zu gering), ab diesem Zeitpunkt bis zum nächsten Nulldurchgang wird das Filter wieder mit Spannung versorgt. Man sieht aus Abbildung 14, dass sich die Koronaleistung verringert

<sup>81</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 65.

je später das Zündsignal gegeben wird und umgekehrt. Eine charakteristische Größe für diese Verzögerungszeit ist der Zündwinkel  $\alpha$  welcher bei Parker angegeben wird mit:<sup>82</sup>

$$\alpha = 180 * \frac{t}{10} \quad (56)$$

$\alpha$ .. Zündwinkel

t... Zeitverzug bis zur Zündung des Thyristors [ms]

Abbildung 14: Phasenanschnittsteuerung<sup>83</sup>

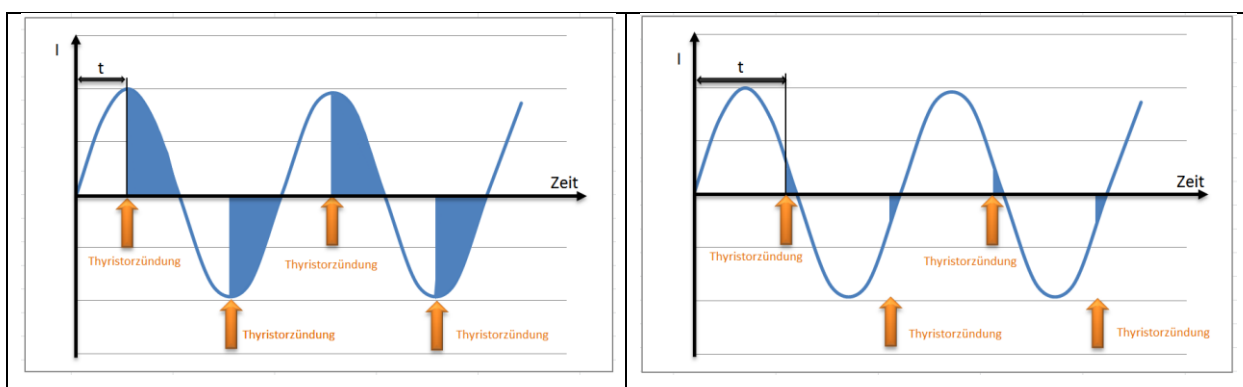
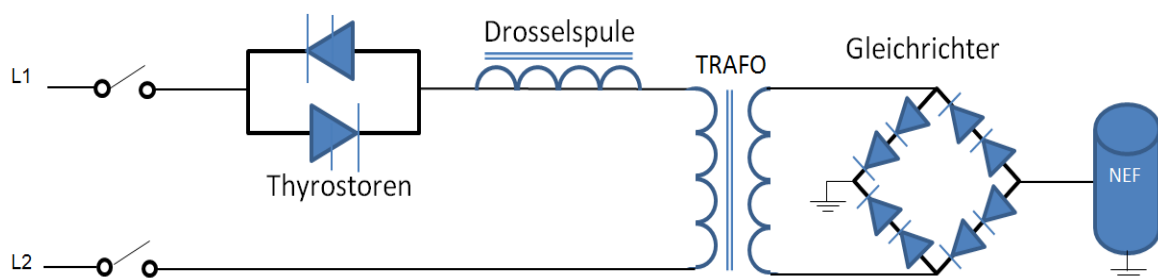


Abbildung 15: Aufbau einer Hochspannungsumsetzanlage<sup>84</sup>



Die üblicherweise kürzeste Verzögerung liegt bei etwa 2ms was einem Zündwinkel von  $36^\circ$  und somit der maximal einzubringenden Koronaleistung entspricht. Der andere Extrempunkt, nämlich eine konstante Nulllinie für die Filterspannung, den Filterstrom und somit für die eingetragene Filterleistung liegt bei 10 ms (Zündwinkel =  $180^\circ$ ). Die geringe Primärspannung wird durch einen Hochspannungstransformator auf die erforderliche Filterspannung hochtransformiert (Sekundärspannung). Die hohe Wechselspannung wird nun über einen

<sup>82</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 200ff.

<sup>83</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 235.

<sup>84</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 202.

Gleichrichter in eine negative Gleichspannung transformiert, indem nur die negativen Halbwellen durch die Dioden an die Sprühelektroden durchgelassen werden. Zur Begrenzung des Filterstromes bei Überschlügen ist in Serie zur Primärwicklung des Transformators eine Impedanz  $L$  eingebaut. Diese Drosselspule begrenzt den bei Überschlügen auftretenden Strom. Die auf diese Weise erhaltene Filterspannung ist jedoch keine „glatte“ Gleichspannung sondern weist eine nicht unwesentliche Welligkeit auf. Dies lässt sich durch die kapazitive Eigenschaft des Filters sowie durch das Fehlen eines entsprechenden Spannungsfilters erklären. Dieser Welligkeit entsprechend werden zur Beschreibung der Filterspannung folgende Größen definiert:<sup>85</sup>

$U_{min}...$	Minimum der Filterspannung
$U_{max}...$	Maximum der Filterspannung
$U_{mittel}...$	Mittlere Filterspannung (entspricht der im Leitsystem angezeigten Filterspannung)
$I_{max}...$	Maximaler Filterstrom
$I_{mittel}...$	Mittlerer Filterstrom (entspricht dem im Leitsystem angezeigten Filterstrom)
$I_{rms}...$	Quadratischer Mittelwert der Filterstromschwankung

Da die Kurvenform des Filterstroms durch die Thyristorsteuerung keinen rein sinusförmigen Verlauf aufweist wird zur Charakterisierung dieses Verlaufs bei Parker nachfolgende Beziehungen zur Beschreibung dieser Kurvenform (z.B.  $F$ ,  $I_{rms}$ ) eingeführt.<sup>86</sup>

$$F = \frac{I_{rms}}{I_{mean}} \quad (57)$$

$F...$  Formfaktor

Wobei der quadratischer Mittelwert der Filterstromschwankung sowie der mittlere Filterstrom definiert ist als:

$$I_{rms} = \sqrt{\frac{1}{T} * \int_0^T i_{(t)}^2 * dt} \quad (58)$$

$T...$  Periodendauer

$i_{(t)}...$  Filterstrom zum Zeitpunkt  $t$

<sup>85</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 200ff.

<sup>86</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 205ff.

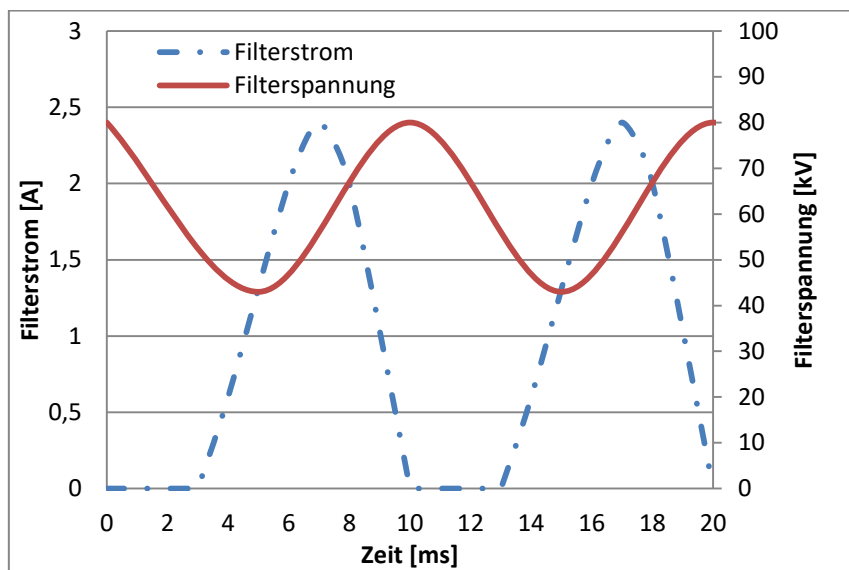
$$I_{rms} = \frac{1}{T} * \int_0^T |i(t)| * dt \quad (59)$$

T... Periodendauer

$|i(t)|$ ... Betrag des Filterstroms zum Zeitpunkt t

Ein typischer Verlauf der Filterspannung sowie des Filterstromes lässt sich bei White für eine einphasige Leistungseinspeisung finden.

Abbildung 16: Typischer Verlauf der Filterspannung und des Filterstroms (DC-Verfahren, einphasig)<sup>87</sup>



### Dreiphasiger Gleichrichter

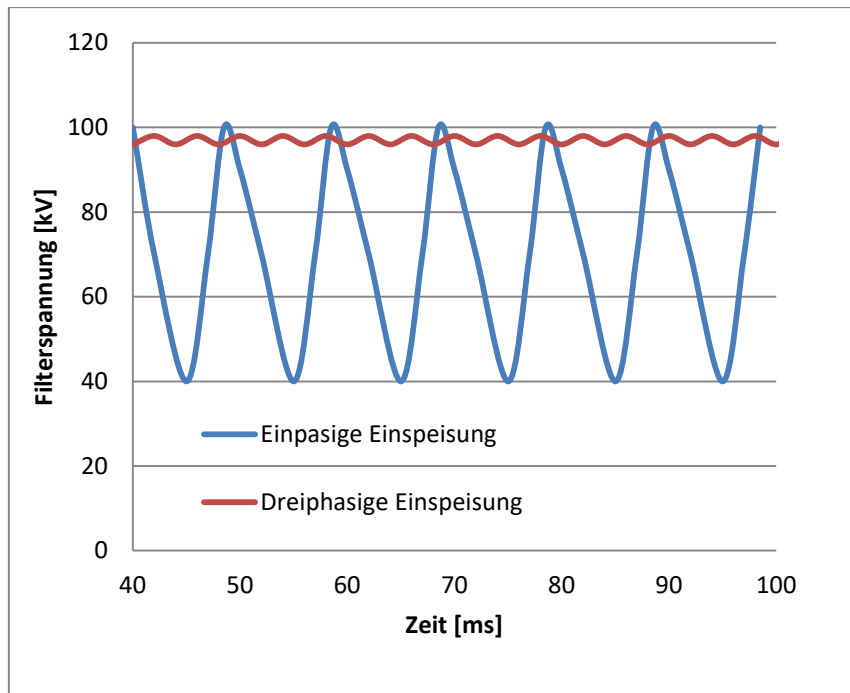
Bei einer dreiphasigen Einspeisung kann die Welligkeit der Filterspannung deutlich reduziert und damit die eingetragene Filterleistung und somit die Abscheidung der Partikel erhöht werden. In nachfolgender Abbildung 17 sieht man den Unterschied zwischen Ein- und Dreiphasen -Einspeisung deutlich. Bei einer Scheitelspannung von 100 kV lässt sich der eingebrachte Filterstrom um 35% erhöhen.<sup>88</sup>

<sup>87</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 203.

<sup>88</sup> Fa. KRAFT POWERCON:

[http://www.kraftpowercon.com/sites/default/files/SmartKraft\\_Datasheet\\_EN\\_V2\\_LOW.pdf](http://www.kraftpowercon.com/sites/default/files/SmartKraft_Datasheet_EN_V2_LOW.pdf), letzter Aufruf 10.07.2016.

Abbildung 17: Filterspannung bei ein- und dreiphasiger Einspeisung (Quelle: Kraft Powercon)



#### 2.3.4.2 Semi Puls-Verfahren (IE-Verfahren / Switched Mode Power Supply)

Bei diesem Verfahren wird im Prinzip die gleiche technische Ausstattung wie bei der zuvor ausgeführten Spannungserzeugung verwendet, der einzige Unterschied liegt in der Verwendung einer Automatik, welche es erlaubt eine definierte Anzahl von Halbwellen zu unterdrücken. Dies geschieht wiederum durch Realisierung einer entsprechenden Zündverzögerung des Thyristors bis z.B. 3 Halbwellen ausgelassen wurden. Dadurch wird der Scheitelwert der Filterspannung erhöht, jedoch sinkt durch die Unterdrückung von mehreren Halbwellen die durchschnittliche Filterspannung gegenüber dem herkömmlichen Verfahren ab. Dies führt zu einer Verringerung der Koronaleistung und des Energieverbrauchs des Filters.<sup>89</sup>

Um eine Aussage bezüglich der Einflussnahme auf die Abscheideleistung treffen zu können muss der Staubwiderstand betrachtet werden. Bei geringem Staubwiderstand wirkt sich die verringerte Koronaleistung direkt senkend auf die Wanderungsgeschwindigkeit aus, womit eine Verringerung des Abscheidegrades bewirkt wird. Hat man es dagegen mit Stäuben zu tun, welche einen mittlere bis hohe Widerstand aufweisen, so wirkt sich die Reduzierung der Koronaleistung durch Verringerung von Rücksprüheffekten (erneuter Staubeintrag durch Entladevorgängen an den Niederschlagselektroden, der jedoch nur bei Heißgas-Elektrofiltern auftritt) positiv auf die Abscheideleistung aus.<sup>90</sup>

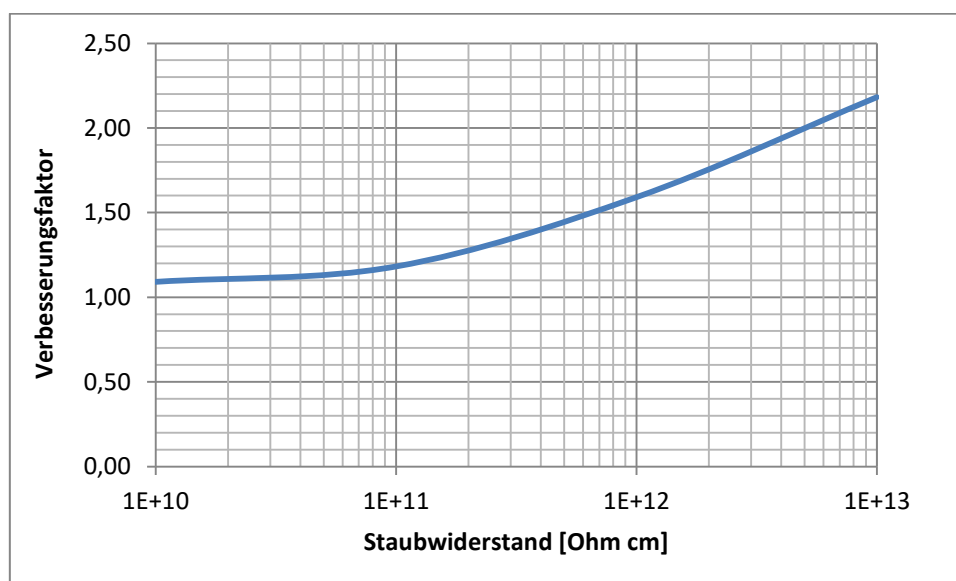
<sup>89</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 210ff.

<sup>90</sup> K. Görner, K. Hübner, Gasreinigung und Luftreinhaltung, Springer Verlag Berlin 2002, Seite F40ff.

### 2.3.4.3 Gepulste Spannung

Bei der gepulsten Spannungstechnologie werden, von einer konstanten Grundspannung ausgehend, hohe Spannungsimpulse für eine Zeitspanne von 2-100 $\mu$ s bei einer Frequenz von 1 bis 400 Pulse/s erzeugt. Die eingestellte Grundspannung bewegt sich üblicherweise im Bereich der Koronaeinsatzspannung. Zur Steuerung der Koronaleistung werden die Pulsamplituden und die Pulsfrequenzen über die Filtersteuerung geregelt. Die Regelgröße Pulsfrequenz lässt eine unabhängige Regelung der Filterspannung vom Filterstrom zu. Dies hat immense Vorteile bei Stäuben mit höheren Widerständen (wiederum nur wirksam bei Heißgas-Elektrofiltern), da die Scheitelspannung durch die kurzen hohen Impulse im Mittel hoch gehalten werden kann, ohne den Filterstrom über einen Wert ansteigen zu lassen, welcher ein Rücksprühen verursachen würde. Durch die hohen Amplituden werden hohe Raumladungsdichten an der Sprühelektrode erzeugt, welche im Vergleich zu den punktförmigen Ladungsspitzen bei (DC) eine viel gleichmäßigere Ladungsverteilung über die Sprühelektrode verursachen. Auch das Maximum der elektrischen Feldstärke liegt bei der gepulsten Spannung um ein Vielfaches höher, was zu einer besseren Ladbarkeit der Staubpartikel führt. Bezüglich der erreichbaren Abscheideleistung gelten wiederum ähnliche Verhältnisse wie zuvor, die gepulste Spannung kann vor allem im Bereich von mittleren bis hohen Staubwiderständen Ihre Überlegenheit zu den anderen Systemen voll ausspielen. Parker gibt hierbei eine Erhöhung der Wanderungsgeschwindigkeit von 1,2 bis 1,5 im Verhältnis zur DC-Methode an. Bei niedrigen Staubwiderständen  $\sim 10^{10}$  Ohm sind die Vorteile viel geringer (siehe Abbildung 18).<sup>91</sup>

Abbildung 18: Verbesserungsfaktor bei gepulster Spannung in Abhängigkeit des Staubwiderstandes<sup>92</sup>



<sup>91</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 230ff.

<sup>92</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 240.

## 2.4 Modellbildung Nasselektrofilter

Die Partikelabscheidung im Nasselektrofilter kann in vier Teilschritte unterteilt werden.<sup>93</sup>

Das Partikel muss beim Eintritt in das elektrische Feld geladen werden, dazu ist es zunächst erforderlich Ladungsträger in entsprechender Menge im Elektrodenzwischenraum zur Verfügung zu stellen. Dies geschieht durch Anhebung der Potentialdifferenz zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode über die Koronaeinsetzspannung hinaus, sodass ein entsprechend großer Ladungsfluss einsetzt.<sup>94</sup>

Somit stellt die Ladungserzeugung den ersten Schritt zur Partikelabscheidung dar. Im zweiten Schritt wird das Partikel durch die Prinzipien der Feld- oder Diffusionsaufladung geladen.<sup>95</sup>

Durch die zunehmende Aufnahme einer Ladungsmenge werden die Feldkräfte auf das Partikel immer größer und das Partikel bewegt sich unter dem Einfluss des elektrischen Feldes bzw. der überlagerten Turbulenz zur Niederschlagselektrode, nach Deutsch erfolgt die Abscheidung in der laminaren Grenzzone an der Niederschlagselektrodenoberfläche, diese Abscheidung stellt den dritten Schritt dar.<sup>96</sup>

Abschließend müssen im vierten und letzten Schritt die abgeschiedenen Partikel noch von der Niederschlagselektrode abtransportiert werden um eine kontinuierlich Abscheidung sicher zu stellen.<sup>97</sup>

Dieser Abtransport erfolgt im Nasselektrofilter automatisch über den abfließenden Kondensatfilm bzw. über die Spülung<sup>98</sup>. Da im Nasselektrofilter keine Emissionsspitzen über zu klopfende Niederschlagselektroden oder negative Einflüsse in Zusammenhang mit zu hohen Raumladungen an der Niederschlagselektrode (kein particle re-entrainment) zu erwarten sind<sup>99</sup>, werden im Modell dementsprechend nur die ersten drei Schritte betrachtet.

Alle nachfolgenden Betrachtungen beziehen sich auf die geometrische Draht-Rohranordnung wie sie in der Versuchsanlage installiert wurde.

---

<sup>93</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 8.

<sup>94</sup> L. Wang, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 157ff.

<sup>95</sup> A. Mizuno, Electrostatic Precipitation, IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation Vol. 7 No. 5, October 2000, Seite 615ff

<sup>96</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 146, 150.

<sup>97</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 8.

<sup>98</sup> R. Triscori, Performance Evaluation of Wet Electrostatic Precipitator at AES Deepwater, 2007, Seite 2.

<sup>99</sup> M. Beltran, Wet ESP for the Collection of Submicron Particles, Mist and Air Toxics, Hangzhou, 2008, Seite 500.

### 2.4.1 Ladungserzeugung

Um einen Ladungsfluss zu erzeugen muss die systemspezifische Koronaeinsatzspannung überschritten werden.<sup>100</sup> Diese hängt nach Gleichung (60) primär von der gewählten Geometrie also dem Abstand zwischen Sprühelektrode und Niederschlagselektrode ab, und berechnet sich nach Parker<sup>101</sup> wie folgt:

$$U_0 = r * E_0 * \ln \frac{R}{r} \quad (60)$$

U<sub>0</sub>... Koronaeinsatzspannung [V]

r... Sprühelektrodenradius [cm]

E<sub>0</sub>... Koronaeinsatzfeldstärke [V/cm]

R... Abscheideelektrodenradius [cm]

Die zur Koronaeinsatzspannung korrespondierende Koronaeinsatzfeldstärke E<sub>0</sub> [kV/cm] lässt sich nach Peek<sup>102</sup> für glatte saubere Elektroden in Luft wie folgt berechnen:

$$E_0 = 30 * \delta + 9 * \sqrt{\frac{\delta}{r}} \quad (61)$$

δ ... relative Luftdichte [-]

r... Sprühelektrodenradius [cm]

Wobei sie die relative Luftdichte ρ folgendermaßen aus der idealen Gasgleichung abgeleitet werden kann, das Ergebnis findet sich auch bei White<sup>103</sup>:

$$\frac{p_0 * V_0}{T_0} = \frac{p_2 * V_2}{T_2} = \frac{p_0}{T_0} * \frac{m}{\rho_0} = \frac{p_2}{T_2} * \frac{m}{\rho_2} \quad (62)$$

$$\frac{\rho_0}{\rho_2} = \delta = \frac{T_0}{T_2} * \frac{p_2}{p_0} \quad (63)$$

<sup>100</sup> J. Kim, Electro spray with electrostatic precipitator enhances fine particles collection efficiency, 2010, Journal of Electrostatics, Seite 307

<sup>101</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 33

<sup>102</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 83

<sup>103</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 83



- $T_0$ ... Standardtemperatur (293 °K)  
 $p_0$ ... Standarddruck (760 mm Hg)  
 $T_2$ ... aktuelle Rauchgastemperatur [°K]  
 $p_2$ ... aktueller Druck im Rauchgas [mm Hg]  
 $m$ ... Masse [kg]

Um für eine Abscheidung adäquate Ladungsmengen, und damit einen möglichst hohen Abscheidegrad, zu erzeugen wird zwischen den Elektroden die Filterspannung auf ein Vielfaches der Koronaeinsatzspannung angehoben.<sup>104</sup>

Eine Beziehung zwischen der Filterspannung (U) und dem zwischen den Elektroden fließenden Filterstrom [(i\*(Länge der Sprühelektroden)], welcher in weiterer Folge für die Partikelladung verantwortlich ist, lässt sich bei White<sup>105</sup> finden:

$$U = U_0 + r * E_0 * \left[ \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}} - 1 - \ln \left( \frac{1 + \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}}}{2} \right) \right] \quad (64)$$

- $U$ ... Filterspannung [ $\text{cm}^{(1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-1}$ ]  
 $U_0$ ... Koronaeinsatzspannung [ $\text{cm}^{(1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-1}$ ]  
 $E_0$ ... Koronaeinsatzfeldstärke [ $\text{cm}^{(-1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-1}$ ]  
 $r$ ... Sprühelektrodenradius [cm]  
 $R$ ... Abscheideelektrodenradius [cm]  
 $i$ ... Spezifischer Koronastrom pro cm Sprühelektrode [ $\text{cm}^{(1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-2}$ ]  
 $K$ ... Ionenbeweglichkeit [ $\text{cm}^{(3/2)} * \text{g}^{(-1/2)}$ ]

Um den Bezug zur Quelle [White] zu verdeutlichen, wurde hierbei jeweils das Gaußeinheitensystem mit übernommen.

<sup>104</sup> S. Paasen, Tar removal with a wet electrostatic precipitator, presented at "The 2<sup>nd</sup> World Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection" in Rome, Italy, 10-14 May 2004.

<sup>105</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 85

Für große Filterströme findet man bei White eine einfache Beziehung:<sup>106</sup>

$$i = \frac{K}{2 * R^2} * \left( U - r * E_0 * \ln \frac{R}{12 * r} \right)^2 \quad (65)$$

Die für Referenzbedingungen ( $T_0 = 0^\circ\text{C}$ ,  $p_0 = 1\text{bar}$ ) tabellierten Ionenbeweglichkeiten werden mit Hilfe der relativen Gasdichte auf Betriebsbedingungen korrigiert<sup>107</sup>.

$$K(p, T) = \frac{K(p_0, T_0)}{\delta} \quad (66)$$

$K(p, T)$ ...	Ionenbeweglichkeit bei Betriebsbedingungen [ $\text{m}^2/\text{Vs}$ ]
$K(p_0, T_0)$ ...	Ionenbeweglichkeit bei Referenzbedingungen [ $\text{m}^2/\text{Vs}$ ]
$\delta$ ...	Relative Luftdichte [-]

Als Referenzionenbeweglichkeit wird nach K. Parker für Luft und einfach negativ geladene Ionen (Elektronen)  $2,1 * 10^{-4} \text{ m}^2/\text{Vs}$  angegeben.

Die bisher genannten Beziehungen gelten nur bei Vernachlässigung von Raumladungseffekten und bei sauberen Elektroden, somit ergeben sich bei realen Bedingungen mit staub/aerosolbeladenen Rauchgas, sowie betrieblich verschmutzten Elektroden höhere Koronaeinsatzspannungen.<sup>108</sup>

Um diesen realen Bedingungen Rechnung zu tragen werden im Folgenden Korrekturglieder eingeführt.

---

<sup>106</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 86

<sup>107</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 37

<sup>108</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 195ff

### 2.4.1.1 Korrektur der Koronaeinsatzspannung/-Feldstärke für reale Bedingungen

Da die Partikelladung ungleich schneller vor sich geht als deren Abscheidung befinden sich im Gasraum zwischen der Sprüh- und der Niederschlagselektrode Ladungen, die sich aus Elektronen, Gasionen und geladenen Partikeln zusammensetzen<sup>109</sup>. Die Summe dieser Ladungen wird Raumladung genannt<sup>110</sup>. Diese Raumladungen führen zu einer Feldstärkenerhöhung im Bereich der Niederschlagselektrode, welche die treibende Feldstärkendifferenz zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode verringern, dementsprechend muss die Filterspannung, respektive die Koronaeinsatzspannung erhöht werden um den Strom/Ladungsfluss zwischen den Elektroden auf das für die geforderte Abscheidung, erforderliche Niveau zu bringen.<sup>111</sup>

Bei White<sup>112</sup> findet man einen entsprechenden Korrekturterm

$$U'_0 = U_0 + \pi * \rho_0 * R^2 \quad (67)$$

$U'_0$ ...Durch die Raumladung erhöhte Koronaeinsatzspannung [ $\text{cm}^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$U_0$ ...Koronaeinsatzspannung [ $\text{cm}^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$R$ ...Abscheideelektrodenradius [cm]

$\rho_0$ ...Raumladungsdichte [ $\text{cm}^{-(3/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

Die Raumladung selbst ist eine Funktion der Teilchenkonzentration, ihrer Oberfläche sowie der elektrischen Feldstärke (siehe Gleichung (68))<sup>113</sup>:

$$\rho_0 = \frac{3 * E_0 * S_0 * C}{4\pi} \quad (68)$$

$E_0$ ...Koronaeinsatzfeldstärke [ $\text{cm}^{-(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$\rho_0$ ...Raumladungsdichte [ $\text{cm}^{-(3/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$S_0$ ...Spezifische Teilchenoberfläche [ $\text{cm}^2/\text{g}$ ]

$C$ ...Teilchenkonzentration [ $\text{g}/\text{cm}^3$ ]

<sup>109</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 106-109

<sup>110</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 5

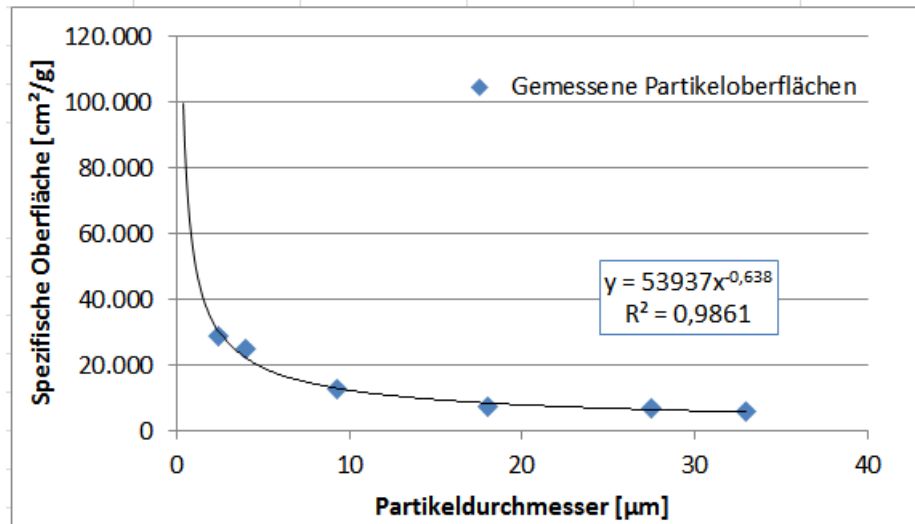
<sup>111</sup> VDI 3678 Blatt 1, Verein Deutscher Ingenieure, September 2011, Seite 10

<sup>112</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 108

<sup>113</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 108

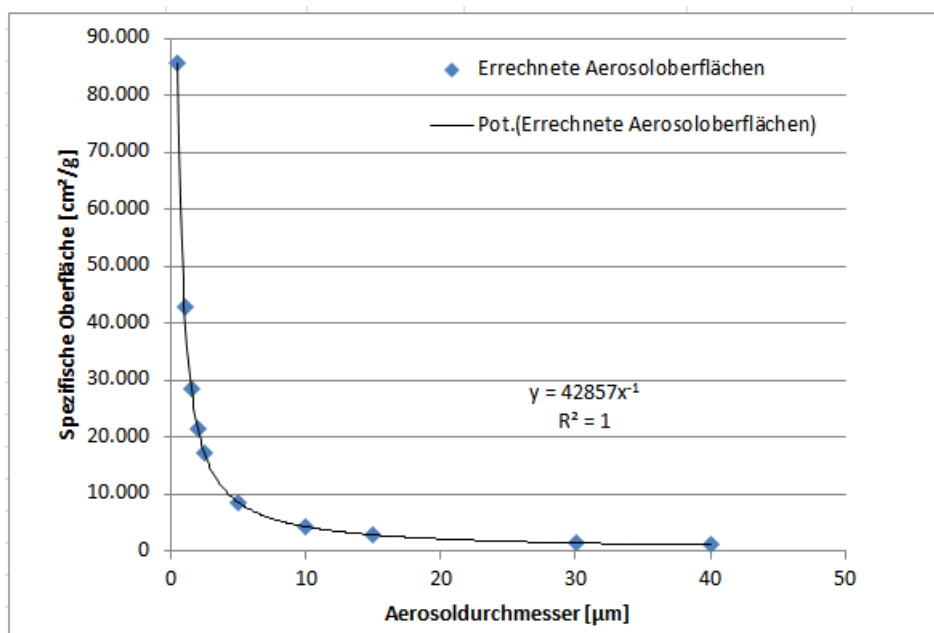
Für die Berechnung der spezifischen Teilchenoberfläche wurden, für Filterstäube unterschiedlicher Korngrößen, BET-Analysen durchgeführt und auf dieser Datenbasis eine Funktion abgeleitet, welche aus dem Mittelkorn ( $dv_{50}$ ) eine korrespondierende spezifische Teilchenoberfläche, für die Berechnung der Koronaspannung, errechnet.

Abbildung 19: Spezifische Oberfläche als Funktion des Staubpartikeldurchmessers



Zur Berechnung der spezifischen Oberfläche von  $H_2SO_4$ - Aerosolen in Form von Flüssigkeitströpfchen wurde von einer kugelförmigen glatten Oberfläche ausgegangen und die spezifische Oberfläche geometrisch errechnet. Der Verlauf der ermittelten Funktion ist jener der Staubpartikel ähnlich, jedoch bezüglich der spezifischen Oberflächen nach unten (in Richtung kleinerer spez. Oberflächen) verschoben.

Abbildung 20: Spezifische Oberfläche als Funktion des Aerosoldurchmessers



Trotz der beim Nasselektrofilter im Vergleich zum Heißgas-Elektrofilter vergleichsweise recht guten Abreinigung der Niederschlagselektroden durch den ablaufenden Kondensatfilm, kann im Modell nicht von vollständig sauberen Elektroden ausgegangen werden. Die Koronaeinsatzfeldstärke  $E_0$  [kV/cm] kann nach Peek für verschmutzte Elektroden in Luft durch folgende Beziehung angepasst werden<sup>114</sup>:

$$E_0 = 30 * f * \delta * \left( 1 + 0,3 * \sqrt{\frac{\delta}{r}} \right) \quad (69)$$

f...Verschmutzungsgrad 0,5-0,7

Im Rahmen der Versuche hat sich für das betriebene Nasselektrofilter, ein Faktor von 0,6 für die Versuchsanlage als geeignet erwiesen.

Für den Fall, dass Raumladungen nicht mehr vernachlässigt werden können und somit den Verlauf der Feldstärke beeinflussen, ist es erforderlich auch hierfür eine entsprechende Beziehung zu finden um diesem Einfluss Rechnung zu tragen.<sup>115</sup>

Für die Anpassung der Abscheidefeldstärke bzw. für die Koronaeinsatzfeldstärke  $E_{0\_korr}$  gibt White folgende Korrektur an:<sup>116</sup>

$$E_p = \sqrt{\frac{2i}{K} * (1 + 2S * R)} \quad (70)$$

Ep... Abscheidefeldstärke [ $\text{cm}^{(-1/2)*\text{g}^{(1/2)*\text{s}^{-1}}$ ]

i... Spezifischer Koronastrom pro cm Sprühelektrode [ $\text{cm}^{(1/2)*\text{g}^{(1/2)*\text{s}^{-2}}$ ]

S... Spezifische Teilchenoberfläche/ Gasvolumen [ $\text{cm}^2/\text{cm}^3$ ]

R... Abscheideelektrodenradius [cm]

<sup>114</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 83

<sup>115</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 45

<sup>116</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 109

$$E_{0\_korr} = E_0 * e^{3*S*R} \quad (71)$$

## 2.4.2 Der Aufladevorgang

Um im Rahmen des Modelles sowohl der Feldaufladung für große Partikel ( $>1\mu\text{m}$ ) als auch der Ionisationsaufladung für kleine Partikel ( $< 0,1\mu\text{m}$ ) Rechnung zu tragen wird die Ladung der Partikel über das kombiniertes Auflademodell nach Cochet gemäß Gleichung (31) berechnet.

Hierbei wird die Ladung für jede Partikelklasse sowie Partikelart individuell berechnet, es wird für feste staubförmige Partikel eine relative Dielektrizitätszahl (entnommen von Parker<sup>(117)</sup>/<sup>(118)</sup>) von 10 und für flüssige Aerosole 22 angesetzt.

Die mittlere freie Weglänge lässt sich mit folgender Beziehung berechnen bzw. für die Betriebsparameter anpassen:<sup>119</sup>

$$\lambda = \frac{k * T}{\pi * \sqrt{2} * r^2 * p} \quad (72)$$

$\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]

$r$ ... Wirkungsradius [m]

$k$ ... Boltzmann-Konstante  $1,38*10^{-23}$  [J/K]

$T$ ... Temperatur [°K]

$p$ ... Druck [Pa]

Der Wirkungsradius wird dabei mit  $3,6 * 10^{-10}$  m eingesetzt, somit erhält man die von Parker angegebenen mittleren freien Weglängen.<sup>120</sup> Für die im NEF vorherrschenden Betriebsbedingungen (Temperatur  $\sim 60-70^\circ\text{C}$  und Druck  $\sim 1$  bar,a) ergibt sich eine mittlere freie Weglänge von ca.  $0,08\mu\text{m}$ .

Für die Aufladefeldstärke  $E_a$  wird die Feldstärke des ungestörten elektrischen Feldes zwischen den Elektroden herangezogen.<sup>121</sup>

<sup>117</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 58

<sup>118</sup> M. Holdefer, Relative Dielektrizitätskonstante  $\epsilon_r$  (DK-Werte) von flüssigen und festen Medien, 1999, Seite 65

<sup>119</sup> H. Lindner, Physik für Ingenieure, 1991, Seite 280

<sup>120</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 54

<sup>121</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 45

$$E_a = \frac{U}{R - r} \quad (73)$$

- U... Filterspannung [V]  
 E<sub>a</sub>... Feldstärke im nichtgestörten Feld /Aufladefeldstärke [V/m]  
 r... Sprühelektrodenradius [m]  
 R... Abscheideelektrodenradius [m]

### 2.4.3 Abbildung der Wanderungsgeschwindigkeit

Über die Kräftebetrachtung am Partikel findet man unter Vernachlässigung des instationären Terms (siehe Gleichung (40)) folgende Beziehung zur Beschreibung der Wanderungsgeschwindigkeit.<sup>122</sup>

$$w = \frac{q * E_p}{6 * \pi * \eta * r} * Cu \quad (74)$$

- q... Partikelladung [C]  
 E<sub>p</sub>... Abscheidefeldstärke [V/m]  
 η... Dynamische Viskosität des Gases [Pa\*s]=[kg/(m\*s)]  
 r... Partikelradius [m]  
 Cu... Cunningham-Faktor [-]

Unter Einbeziehung der mittleren freien Molekülweglänge und des Partikelradius kann der Cunninghamfaktor folgendermaßen angeschrieben werden:<sup>123</sup>

$$Cu = 1 + \frac{\lambda}{r} * \left[ 1,26 + 0,4 * e^{\left(-1,1 * \frac{r}{\lambda}\right)} \right] \quad (75)$$

- Cu... Cunningham-Faktor [-]  
 λ... Mittlere freie Weglänge [m]  
 r... Partikelradius [m]

<sup>122</sup> S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, 1978, Seite 83ff

<sup>123</sup> L. Wang, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 166

Die Bedeutung des Cunningham-Faktors für die Wanderungsgeschwindigkeit, und somit in weiterer Folge für die Abscheidung, wird besonders bei der Betrachtung von Submikron-Partikel deutlich (Siehe dazu Kapitel 2.3.3 bzw. Abbildung 11).

Die dynamische Viskosität des Rauchgases ist bei niedrigen Drücken primär anhängig von der Rauchgaszusammensetzung und der Temperatur und kann wie folgt berechnet werden.<sup>124</sup>

$$\eta = \phi_{CO_2} * \eta_{CO_2} + \phi_{SO_2} * \eta_{SO_2} + \phi_{CO} * \eta_{CO} + \phi_{O_2} * \eta_{O_2} + \phi_{N_2} * \eta_{N_2} + \phi_{H_2O} * \eta_{H_2O} \quad (76)$$

$\eta...$  Dynamische Viskosität des Gases [Pa\*s]

$\phi...$  Volumenanteile der jeweiligen Rauchgasbestandteile [Vol%] feucht

$\eta_{x...}$  Dynamische Rauchgasviskosität der jeweiligen Rauchgaskomponente [Pa\*s]

Zur Berücksichtigung der Rauchgastemperatur gibt Glück im Bereich von 25 bis 400 °C folgende Approximationen an:<sup>125</sup>

$$\eta_{CO_2} = 1,375 * 10^{-5} + 4,673511 * 10^{-8} * T - 2,458187 * 10^{-11} * T^2 + 1,235865 * 10^{-14} * T^3 \quad (77)$$

$$\eta_{CO} = 1,6633 * 10^{-5} + 4,6734225 * 10^{-8} * T - 2,789468 * 10^{-11} * T^2 + 1,395118 * 10^{-14} * T^3 \quad (78)$$

$$\eta_{SO_2} = 1,1586 * 10^{-5} + 4,872293 * 10^{-8} * T - 1,30946 * 10^{-11} * T^2 - 1,535567 * 10^{-14} * T^3 \quad (79)$$

$$\eta_{N_2} = 1,6722 * 10^{-5} + 4,36514 * 10^{-8} * T - 1,993598 * 10^{-11} * T^2 + 6,366367 * 10^{-15} * T^3 \quad (80)$$

$$\eta_{O_2} = 1,8859 * 10^{-5} + 5,938636 * 10^{-8} * T - 5,809284 * 10^{-11} * T^2 + 5,290078 * 10^{-14} * T^3 \quad (81)$$

$$\eta_{H_2O} = 9,1435 * 10^{-6} + 2,81979 * 10^{-8} * T - 4,486993 * 10^{-11} * T^2 - 4,928814 * 10^{-14} * T^3 \quad (82)$$

<sup>124</sup> B. Glück, Bausteine der Heizungstechnik, 2. Auflage, 1991, Seite 108.

<sup>125</sup> B. Glück, Bausteine der Heizungstechnik, 2. Auflage, 1991, Seite 107-108.



$\eta_{\text{CO}_2, \text{CO} \dots}$	Dynamische Rauchgasviskosität der jeweiligen Rauchgaskomponente [Pa*s]
T...	Rauchgastemperatur [°C]

Die in Gleichung (74) benötigte Abscheidefeldstärke erhält man in guter Näherung durch:<sup>126</sup>

$$E_p = \sqrt{\frac{i}{2\pi * \varepsilon_0 * K}} \quad (83)$$

$E_p \dots$	Abscheidefeldstärke [V/m]
i...	Koronastrom je m Sprühelektrode [A/m]
$K(p, T) \dots$	Ionenbeweglichkeit bei Betriebsbedingungen [m <sup>2</sup> /Vs]
$\varepsilon_0 \dots$	Dielektrizitätskonstante des Vakuums $8,85 * 10^{-12}$ [As/Vm]

Die Ladung, welche das Partikel im elektrischen Feld erhält wird durch Gleichung (31) beschrieben. Durch Einsetzen von Gleichung (31) und Gleichung (83) in Gleichung (74) erhält man die Wanderungsgeschwindigkeit:

$$w = \frac{\left[ \left\{ \left( 1 + \frac{2 * \lambda}{d_p} \right)^2 + \frac{2}{1 + \frac{2 * \lambda}{d_p}} * \frac{\varepsilon_p - 1}{\varepsilon_p + 2} \right\} * \pi * \varepsilon_0 * d_p^2 * E_a \right] * \sqrt{\frac{i}{2\pi * \varepsilon_0 * K}}}{6 * \pi * \eta * r} * C u \quad (84)$$

#### 2.4.4 Berechnung des Abscheidegrades

Nach Deutsch erhält man den Abscheidegrad einer Partikelklasse mit bestimmter Wanderungsgeschwindigkeit w durch:<sup>127</sup>

$$\varepsilon = 1 - e^{-\left(\frac{A}{V} * w\right)} \quad (85)$$

$\varepsilon \dots$	Partikelabscheidegrad
A...	Fläche der Niederschlagselektroden [m <sup>2</sup> ]
w...	Partikel-Wandergeschwindigkeit [m/s]
V...	Rohgasvolumenstrom [m <sup>3</sup> /s]

<sup>126</sup> L. Wang, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, 2004, Seite 159

<sup>127</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 33

Von entscheidender Wichtigkeit für die Modellrechnung ist die möglichst genaue Definition der Partikelgrößenverteilung am Nasselektrofiltereintritt.

Für die exemplarische Berechnung des Gesamtabseidegrads, unter Einbeziehung eines Versuchsmesspunktes, sei an dieser Stelle auf Kapitel V verwiesen.

Die laseroptische Messung ergab, im Rahmen des Versuches 16.1 nach den Auswertungen welche in Kapitel 4.1.1 vorgenommen wurden, z.B. für die Staubkorngrößenverteilung folgende in der Abbildung 21 und der Abbildung 22 dargestellten Modellinputdaten:

*Tabelle 1: Staub-Partikelgrößenverteilung am NEF-Eintritt*

Klasse	d_min [ $\mu\text{m}$ ]	d_max [ $\mu\text{m}$ ]	Massenanteil [%]	$\Sigma$ Massenanteile [%]
1	0,9	1,1	0,00	0,00
2	1,1	1,3	0,00	0,00
3	1,3	1,6	0,00	0,00
4	1,6	1,9	2,71	2,71
5	1,9	2,2	14,77	17,48
6	2,2	2,5	27,51	44,99
7	2,5	3	31,90	76,89
8	3	3,8	19,79	96,68
9	3,8	4,5	3,32	100,00
10	4,5	5,3	0,00	100,00

*Abbildung 21: Summenverteilung der Staubpartikel am NEF-Eintritt*

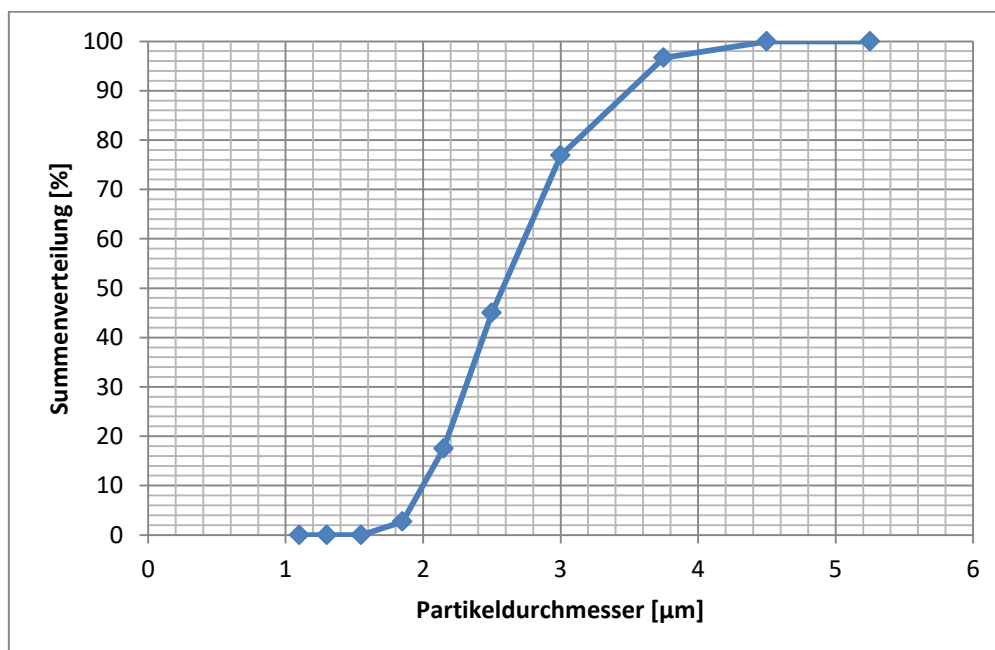


Abbildung 22: Massenhäufigkeitsverteilung der Partikelklassen nach Tabelle 1 am NEF-Eintritt

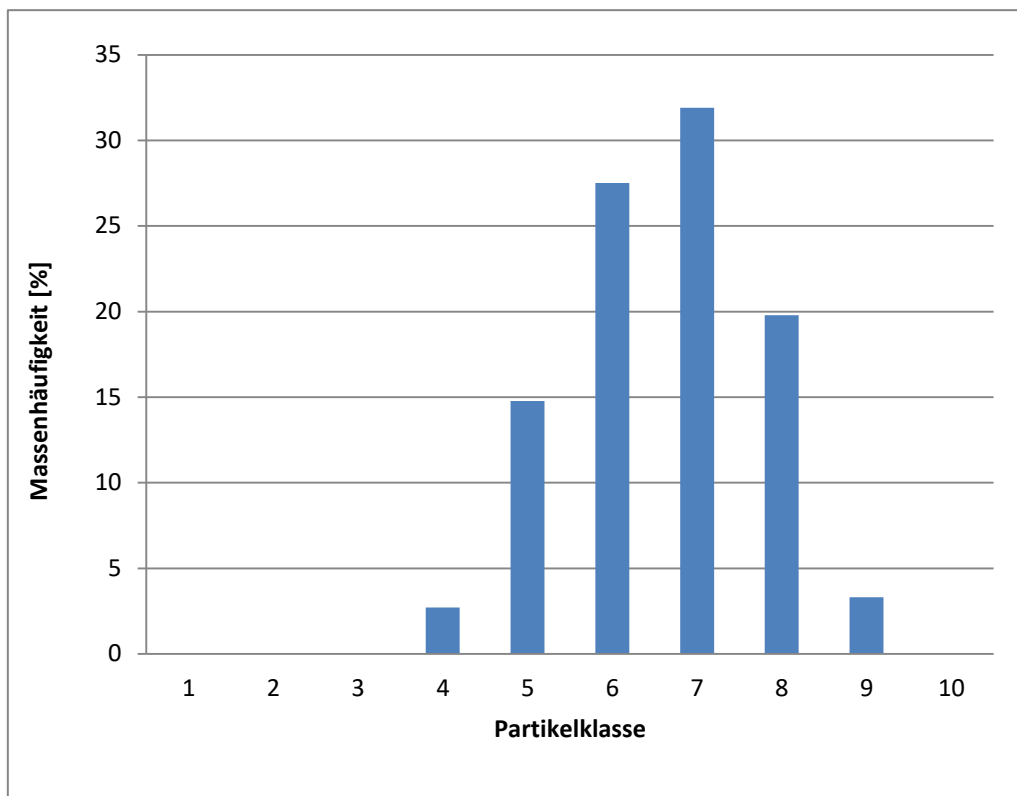


Tabelle 2: Errechnung des Gesamtabscheidegrades (ohne Korrekturfaktor)

Klasse	Wanderungsgeschwindigkeit [cm/s]	Klassenabscheidegrad	Abgeschiedene Masse [%]
1	5,60	0,84	0,00
2	6,44	0,88	0,00
3	7,41	0,91	0,00
4	8,59	0,94	2,55
5	9,89	0,96	14,21
6	11,30	0,98	26,85
7	13,15	0,99	31,49
8	15,87	0,99	19,69
9	19,14	1,00	3,31
10	22,41	1,00	0,00
<b>Gesamtabscheidegrad:</b>			<b>98,10%</b>

Die Auswertung der vermessenen Betriebspunkte (Kapitel 4.1) ergibt im Trend eine Unterschätzung der Abscheideleistung des Nasselektrofilters sowohl für feste Staubpartikel als auch für flüssige Aerosole.

Die bessere Abscheidung, gegenüber der Vergleichsrechnung, lässt sich durch die beim Nasselektrofilter vorherrschende verbesserte Ladbarkeit der Partikel durch reduzierten Staubwiderstand aufgrund der wasserdampfgesättigten Gasatmosphäre, bzw. durch eventuelle Agglomeratsbildung begründen.<sup>128</sup>

Im Modell (nach Deutsch) wird diese Leistungsverbesserung vereinfacht durch einen „Korrekturfaktor“ „KF“, welcher die Wanderungsgeschwindigkeit entsprechend erhöht berücksichtigt.

$$\varepsilon = 1 - e^{-\left(\frac{A}{V} * w^{KF}\right)} \quad (86)$$

- ε... Partikelabscheidegrad
- A... Fläche der Niederschlags Elektroden [m<sup>2</sup>]
- w... Partikel-Wandergeschwindigkeit [m/s]
- V... Rohgasvolumenstrom [m<sup>3</sup>/s]
- KF... Korrekturfaktor [-]

Da die Werte der Volumenströme und Niederschlags Elektrodenflächen für das vermessene Nasselektrofilter je Versuchspunkt konstante Größen sind, wurde für die Berechnung des Korrekturfaktors mit Hilfe der gemessenen Abscheideleistung eine effektive Wanderungsgeschwindigkeit errechnet und diese zur theoretisch berechneten über eine logarithmische Funktion ins Verhältnis gesetzt um eine entsprechende Korrekturpotenz zu erlangen. Bei Parker lässt sich für die effektive Wanderungsgeschwindigkeit folgende Beziehung finden:<sup>129</sup>

$$w_{eff} = - \left[ \frac{V}{A} * \ln(1 - \varepsilon) \right] \quad (87)$$

- ε... Gemessener Partikelabscheidegrad
- A... NEF Abscheideelektrodenfläche [m<sup>2</sup>]
- w<sub>eff</sub>... Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]
- V... Aktueller gemessener Rauchgasvolumenstrom [m<sup>3</sup>/s]

---

<sup>128</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 65.

<sup>129</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 34.

$$KF = \frac{\ln(w_{eff})}{\ln(w_{err})} \quad (88)$$

$w_{eff}$ ... Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]

$w_{err}$ ... Errechnete Partikel-Wandergeschwindigkeit [m/s]

KF... Korrekturfaktor [-]

Tabelle 3: Ergebnisse der Korrekturwertermittlung für Staubpartikelabscheidung

Versuch	Betriebsvolumenstrom [Bm <sup>3</sup> /s]	Theoretische Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]	Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]	Korrekturfaktor [-]
1	5,94	0,098	0,112	0,94
2	8,66	0,138	0,142	0,98
14.1	8,50	0,098	0,100	0,99
16.1	8,50	0,120	0,143	0,92
8.2	8,08	0,119	0,116	1,01
16.2	8,50	0,121	0,177	0,82
17.2	11,97	0,083	0,135	0,80
18.1	12,02	0,093	0,112	0,92
19.1	12,11	0,084	0,107	0,90
19.2	12,08	0,095	0,111	0,93
18.2	12,04	0,093	0,079	1,07
5	12,30	0,064	0,163	0,66
<b>Mittelwert = Korrekturfaktor:</b>				<b>0,91</b>

Tabelle 4: Ergebnisse der Korrekturwertermittlung für Aerosolpartikelabscheidung

Versuch	Betriebsvolumenstrom [Bm <sup>3</sup> /s]	Theoretische Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]	Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [m/s]	Korrekturfaktor [-]
2	8,66	0,098	0,116	0,93
8.1	8,08	0,120	0,129	0,97
8.2	8,08	0,115	0,147	0,89
10	7,11	0,103	0,100	1,01
12.2	7,86	0,110	0,151	0,86
16.3	8,50	0,110	0,103	1,03
14.2	8,50	0,096	0,078	1,09
17.1	12,08	0,102	0,158	0,81
3	10,61	0,133	0,144	0,96
11.1	11,54	0,100	0,136	0,86
17.2	11,97	0,109	0,110	1,00
<b>Mittelwert = Korrekturfaktor:</b>				<b>0,95</b>

Die in den Versuchen ermittelten Korrekturfaktoren sind für staubförmige feste Partikel sowie für flüssige Aerosoltröpfchen (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) in etwa gleich groß (vergleiche Tabelle 3 und Tabelle 4).

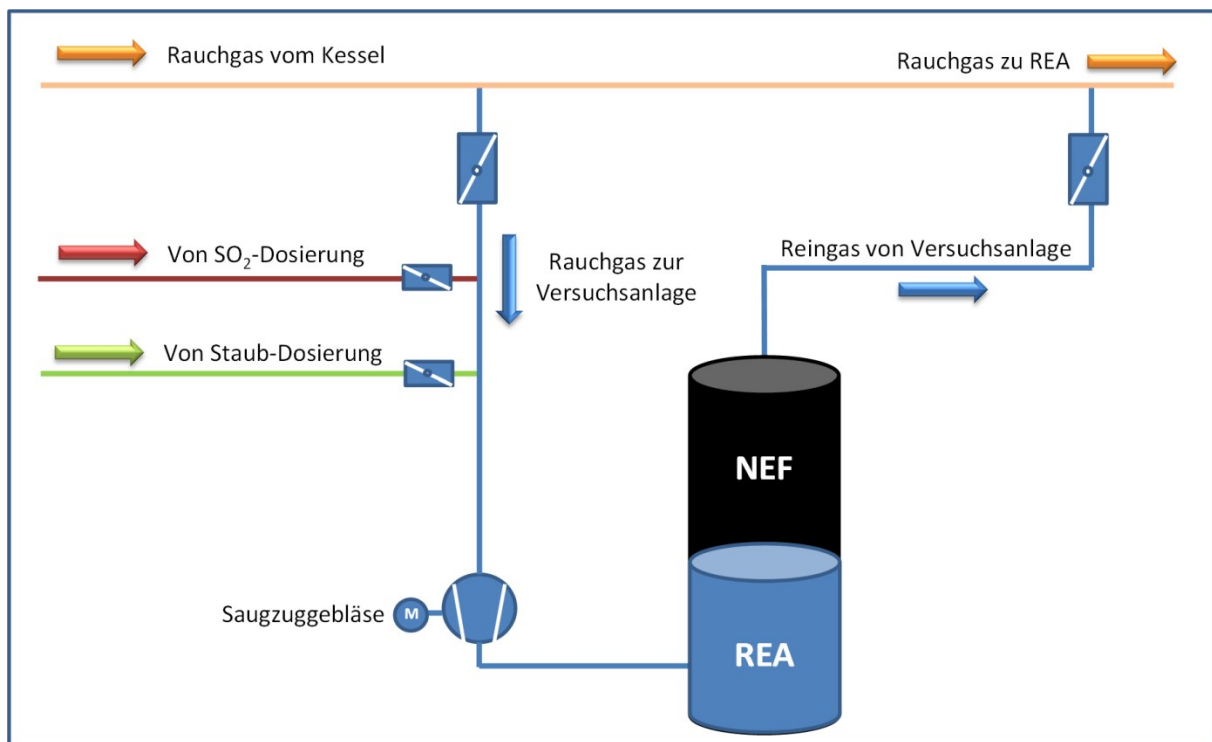
### 3 Praktischer Teil der Arbeit

#### 3.1 Beschreibung der Versuchsanlage

Die Versuchsanlage wurde direkt in das bestehende Gebäude der Rauchgasentschwefelung installiert. Für reale Versuchsbedingungen sorgt die Rauchgasanbindung der Versuchsanlage über eine kleine Bypassleitung, welche vor der Rauchgasentschwefelungsanlage zur Versuchsanlage abzweigt (siehe Abbildung 23).

Die Versuchsanlage verfügt über ein eigenes regelbares Rauchgasgebläse, eine pneumatische Staubdosierung sowie über eine separate  $\text{SO}_2$ -Dosiermöglichkeit. Hierzu wird elementarer Schwefel über einen Schwefelbrenner verbrannt und mittels nachgeschalteten Oxidationskatalysator zu  $\text{SO}_3$  oxidiert, welches für das NEF dann in Form von Schwefelsäure-Aerosolen zur Verfügung steht.

Abbildung 23: Einbindung der Versuchsanlage in den bestehenden Rauchgasweg



Die Versuchsanlage kann zwischen den in Tabelle 5 beschriebenen Betriebspunkten gefahren werden.

Die Auslegung des NEF konnte aufgrund des neuen Betriebsbereiches nicht alleine auf Basis theoretischer Betrachtungen erfolgen, da unklar war, ob das NEF im eigentlich nicht dafür vorgesehenen Geschwindigkeitsbereich bzw. Installationsbereich direkt hinter einer

REA (event. ohne Tropfenabscheider) funktionieren, bzw. die erwarteten Abscheidegrade erreichen würde. So wurden übliche Auslegungsparameter, wie z.B. der spezifische Filterstrom der üblicherweise bei ca. 1 mA/m<sup>2</sup> liegt mit entsprechenden Reserven versehen.<sup>130</sup> Auch wurde bei der Länge der Sprühelektroden bewusst eine konservativ lange Ausführung gewählt um ein Aufschwingen der Elektroden bei hohen Gasgeschwindigkeiten beobachten bzw. sicher ausschließen zu können. Die konservative mit Reserven behaftete Auslegung des NEF bedeutete jedoch noch keine stabile und praxistaugliche Fahrweise mit hohen Abscheidegraden –ob das NEF letztendlich für den neuen Einsatzbereich tauglich ist, ließ sich somit nur im Praxisversuch bestätigen.

Tabelle 5: Betriebsbereich der Versuchsanlage

Parameter	Min	Max
Betriebsvolumenstrom [m <sup>3</sup> /h]	10.000	45.000
SO <sub>2</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	400	7.000
Staub [mg/Nm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	10	500
SO <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	1	500

Nach ANDRITZ-Design wurde das NEF direkt nach dem Tropfenabscheider in den Sprühturm integriert.

Das Nasselektrofilter wurde gemäß ANDRITZ (bzw. der Autors)-Spezifikation von STEULER und SZS Engineering GmbH geliefert. Wobei die Niederschlagselektroden aus säurebeständigem Material mit einer inneren leitfähigen Beschichtung ausgestattet sind.

### 3.1.1 Das Versuchsnasselektrofilter

Das Nasselektrofilter wurde über eine Flanschverbindung direkt über der Tropfenabscheiderstufe des REA-Sprühturms installiert. Somit ist eine optimale wasserdampfgesättigte Rauchgasatmosphäre sichergestellt und eine separate Sättigung kann entfallen. Obwohl die Niederschlagselektroden mit 7m eine beachtliche Länge besitzen und das Nasselektrofilter von unten nach oben durchströmt wird, war der sich an den Niederschlagselektroden bildende Flüssigkeitsfilm im Betrieb stets ausreichend ausgebildet, sodass keine separate Benebelung installiert werden musste.

Zur Abreinigung der Niederschlag- und Sprühelektroden wurde bei Erreichen bestimmter Prozesskriterien, über vier am Kopf des NEFs installierten Vollkegeldüsen eine kurze

<sup>130</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 33

Schwallspülung mit Frischwasser realisiert. Diese Spülung musste natürlich bei abgeschalteter Hochspannung erfolgen. Im Betrieb zeigten sich jedoch, bei Unterlassung der Spülung über mehrere Betriebstage hinweg keine Verschmutzungsanzeichen wie z.B. ein sinkender Filterstrom.

Am Eintritt des Nasselektrofilters wurde eine Lochplatte zur Vergleichmäßigung der eintretenden Rauchgasströmung vorgesehen. Durch den vorgeschalteten REA-Sprühturm inklusiver ausgerüsteter Tropfenabscheiderlagen ist im Grunde bereits von einer sehr guten Vergleichmäßigung auszugehen, da der Lochboden jedoch auch die einfache Begehung des Nasselektrofilters ermöglicht und auch Versuche ohne Tropfenabscheider gefahren wurden, wurde dieser dennoch installiert. Nach dem Lochboden tritt das Rauchgas in die Abscheidezone des NEFs ein. Diese besteht aus 55 Einzelrohren, wobei in jedem dieser Niederschlagselektroden (NE) eine Sprühelektrode zentrisch angeordnet ist.

Diese zentrische Ausrichtung ist für einen stabilen Betrieb von großer Wichtigkeit, denn würde z.B. eine Elektrode nicht zentrisch angeordnet und somit einen kürzeren Abstand zu ihrer Niederschlagselektrode aufweisen, so wäre die erreichbare Filterspannung für das ganze Filter dadurch begrenzt. Gleiches gilt, sollten die Sprühelektroden im Betrieb durch die hohen Strömungsgeschwindigkeiten beginnen zu schwingen. Um dies zu verhindern werden die Sprühelektroden durch Spanngewichte aus Keramik und einem entsprechenden Führungssystem zu Beginn der Abscheidezone, sowie über einen Tragrahmen am oberen Ende außerhalb der Abscheidezone in Position gehalten.

Der obere Tragrahmen ist an zwei keramischen Tragisolatoren abgehängt. Hierbei ist es wichtig, dass sich auf der Isolatoroberfläche kein Kondensatfilm ausbilden kann, welcher eine leitende Schicht bilden und somit zu einem Überschlag führen würde.

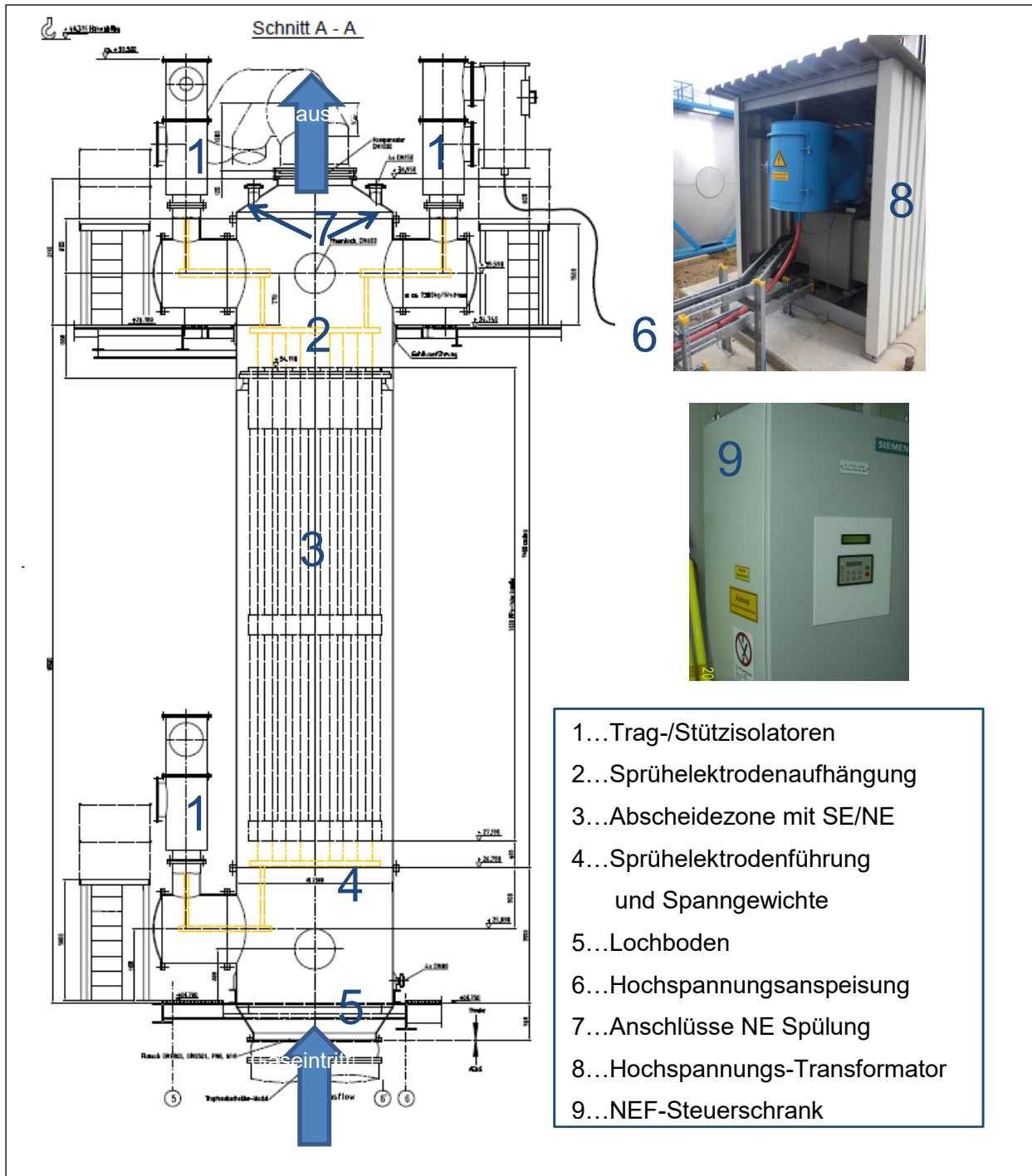
Um dies zu verhindern verfügt jedes Isolatorgehäuse über einen Sperrluftventilator, welcher ein Eindringen von Rauchgas verhindert. Durch die Verdichterarbeit wird die Sperrluft zusätzlich auf 65°C erwärmt.

Aufgrund der korrosiven Rauchgasatmosphäre wurden die Niederschlagselektroden aus PP und die Sprühelektroden aus widerstandsfähigem Edelstahl (Alloy 59) gefertigt. Das Nassgasfiltergehäuse besteht aus GFK.

Die Hochspannungsversorgung des NEFs erfolgte über einen Hochspannungsgleichrichter, auf der Primärseite lagen 690V bei 49A an, dies resultierte für die sekundäre Filter-Seite in einer Hochspannung von bis zu 50 kV bei 400 mA (arithmetischer Mittelwert). Das NEF wurde über die zentrale Leittechnik der Versuchsanlage ein und ausgeschaltet, die Steuerung der Hochspannung erfolgte jedoch im separaten Steuerschrank.



Abbildung 24: Zusammenstellungszeichnung NEF<sup>131</sup>



<sup>131</sup> Quelle: Steuler/ SZS-Engineering

Abbildung 25: Sprühelektrodenaufhängung oberhalb der Abscheidezone



Abbildung 26: Spanngewichte und Fixierungen (rohgasseitig)<sup>132</sup>



Abbildung 27: Niederschlagselektrodenbündel mit Sprühelektroden<sup>133</sup>



<sup>132</sup> Quelle: Steuler/ SZS-Engineering

<sup>133</sup> Quelle: Steuler/ SZS-Engineering

Abbildung 28: NEF-Gehäuse mit Erdung



Tabelle 6: Technische Daten der Nasselektrofiltereinheit

Typ	NEF
Niederschlagselektrode	PPsEL Rohrbündel
Gehäuse	GFK
Sprühelektroden	Edelstahl (Alloy 59)
Gehäusedurchmesser	2,3 m
NE-Durchmesser	0,24 m
Effektive Feldlänge	7 m
Gesamthöhe	~10 m
Anzahl der SE / NE	55
Installierte Leistung	35 kVA
Nenn-Hochspannung (Filterspannung)	50 kV arithmetischer Mittelwert
Nenn-Ausgangsstrom (Filterstrom)	400 mA arithmetischer Mittelwert

Abbildung 29: Isolator mit Sperrluftventilator



Um ein möglichst breites „Bild“ von den Betriebseigenschaften des Nasselektrofilters zu bekommen, wurden die primär veränderbaren Betriebsparameter möglichst weit gefasst. Nachfolgende Tabelle 7 stellt die Eckpfeiler des Versuchsbetriebes dar.

Tabelle 7: Anlagenbetriebsbereiche für das Nasselektrofilter

Parameter	Min	Max
Rauchgasbetriebsvolumenstrom [Bm <sup>3</sup> /h]	20.000	43.500
Strömungsgeschwindigkeit im NE-Rohr [m/s]	2,5	5,2
Filterspannung $U_F$ [kV]	30	50
Filterstrom $I_F$ [mA]	80	400
Eintrittstaubkonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	10	140
Eintrittsaerosolkonzentration (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) [mg/Nm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	1	200

### 3.1.2 Die Schwefeldosierung

Da für das NEF nicht nur Anforderungen hinsichtlich der Abscheidung von Staubpartikeln gestellt werden, sondern auch die Abscheidung von sonstigen (auch flüssigen) Aerosolen eine Rolle spielt, wurde für die Versuchsanlage eine Rauchgas-Konditionierungsanlage der Fa. Pentol angemietet.

Die Rauchgas-Konditionierungsanlage besteht im Wesentlichen aus drei Teilen:

- dem Schwefellagertank,
- Schwefelverbrennung mit nachgeschaltetem Katalysator
- und der Eindüsung.

Im Schwefellagertank wird der Schwefel dampfbeheizt bei ca. 140°C gelagert. Verbrennungsluft wird über ein Gebläse von außen angesaugt und zunächst mittels elektrischer Heizregister auf 390 °C erhitzt und dem Schwefelbrenner zugeführt.

Der Schwefel wird dem Lagertank über eine Dosierpumpe, welche die für die verschiedenen Versuchspunkte erforderlichen Schwefelmengen regelt, entnommen und in die Brennkammer gepumpt. In der Brennkammer wird der

Schwefel zu Schwefeldioxid überstöchiometrisch verbrannt. Das SO<sub>2</sub>/Luftgemisch wird nach der Verbrennung über einen Katalysator (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) geleitet, welcher die Oxidation von SO<sub>2</sub> zu SO<sub>3</sub> ermöglicht. Das SO<sub>3</sub>/Luftgemisch wird letztendlich in den Rohgaskanal der Versuchsanlage verdüst. Im Rauchgaskanal wird das SO<sub>3</sub> durch Hydratisierung mit Wasserdampf letztendlich zu Schwefelsäureaerosolen reagieren.

Abbildung 30: Blick in die Brennkammer

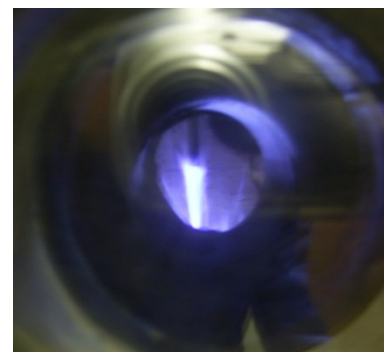


Abbildung 31: Anlagenschema der Rauchgaskonditionierung (Fa. PENTOL)

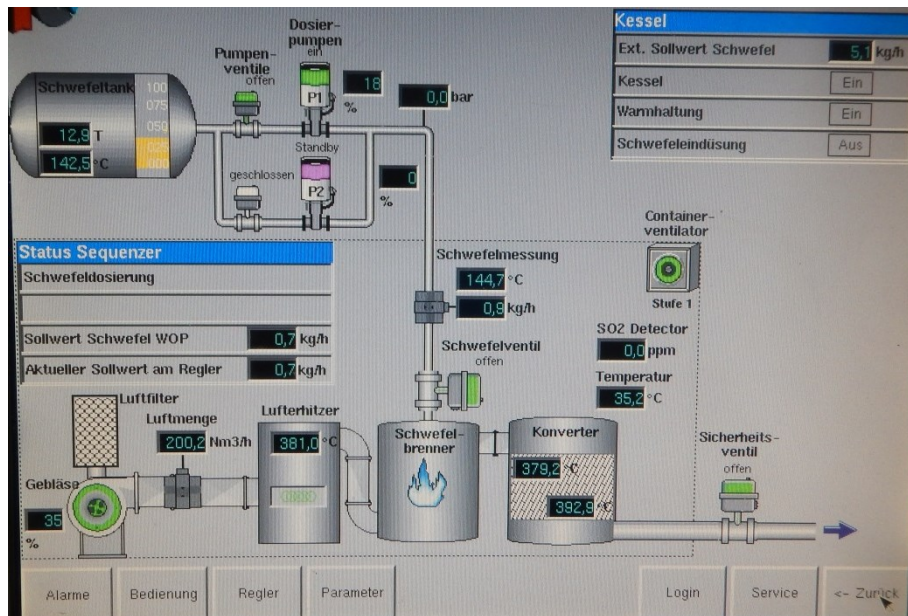


Abbildung 32: Aufstellung Rauchgaskonditionierung (Fa. PENTOL)



### 3.1.3 Die Staubdosierung

Als Grundmaterial für den zu dosierenden Staub wurde der im letzten E-Filterfeld der Großanlage am Standort abgeschiedene Staub verwendet. Um den Staubanteil, welcher den Versuchs REA- Absorber passiert und somit für die Nasselektrofilterversuche zur Verfügung steht, zu vergrößern, wurde die Asche entsprechend aufgemahlen.

Die Ausgangskorngrößenverteilung des verwendeten Filterstaubs zeigt Abbildung 33, der  $dv_{50}$  lag hierbei bei ca.  $4\mu\text{m}$ . In Tabelle 8 sind die analysierten Werte des zur Dosierung in den Rauchgaskanal verwendeten Filterstaubes zusammengefasst.

Abbildung 33: Korngrößenverteilung des dosierten Staubes

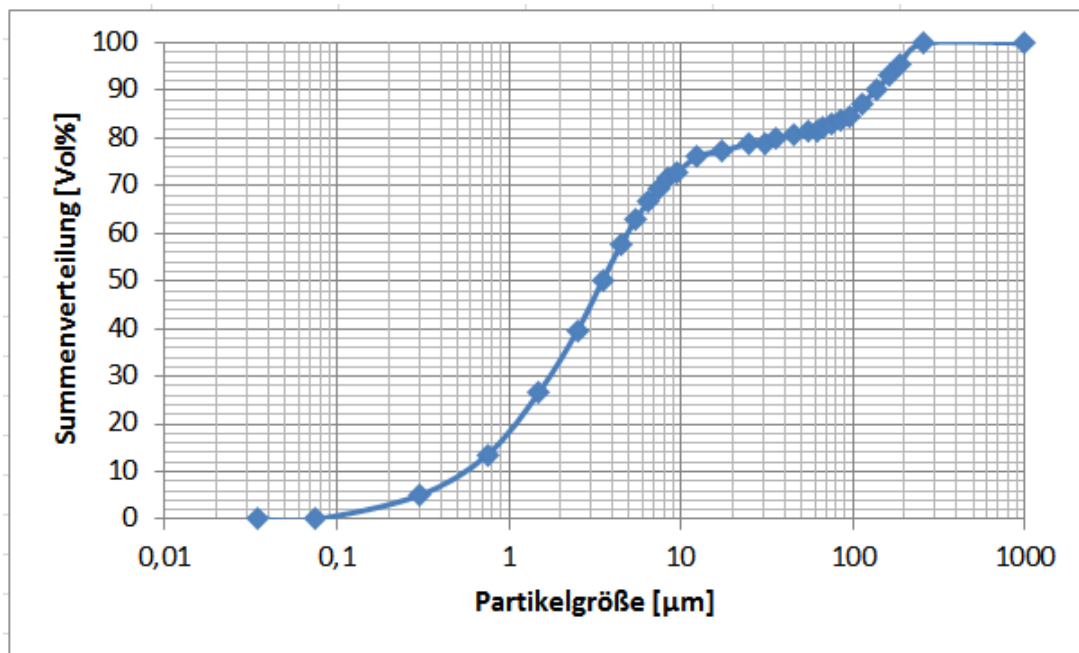


Tabelle 8: Analysenergebnisse des eingesetzten Filterstaubes

Parameter	Analysenwert
Wassergehalt [Gew. %]	0,4
Aschegehalt [Gew. %]	97,26
Restkohlenstoffgehalt [Gew. %]	2,34
Spezifische Oberfläche [m <sup>2</sup> /g]	2,5
<b>Oxidanalyse:</b>	
SiO <sub>2</sub> [Gew. %]	34,4
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> [Gew. %]	11,8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> [Gew. %]	3,21
CaO [Gew. %]	33,8
MgO [Gew. %]	7,1
Na <sub>2</sub> O [Gew. %]	1,63
K <sub>2</sub> O [Gew. %]	0,41
SO <sub>3</sub> [Gew. %]	7,94
MnO [Gew. %]	0,19
BaO [Gew. %]	0,19
TiO <sub>2</sub> [Gew. %]	0,33
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [Gew. %]	<0,2

Die Dosieranlage besteht im Wesentlichen aus einer Containerentleerung mit einer Wiegezellen und Wäge-Indikator zur Anzeige des Behälterinhaltes, einer Dosierschnecke, welche den Staub entsprechend der Vorgaben in das pneumatische Fördergefäß transportiert und aus einer pneumatischen Förderung, welche mittels Förderluftgebläse und Injektor den dosierten Staub in den Rohgaskanal vor die Versuchsanlage befördert.

Tabelle 9: Technische Daten Staubdosiersystem

Parameter	
Dosierleistung [kg/h]	1,2-12
Förderluftvolumenstrom [Nm <sup>3</sup> /h]	248
Differenzdruckerhöhung [mbar]	800
Container – Speichervolumen [l]	1.400

Abbildung 34: Aufbau Staubdosieranlage



## 3.2 Durchgeführte Messungen und Versuchsreihen

### 3.2.1 Versuchsmatrix und Lastfälle

Tabelle 10: Übersicht über die Versuchsmatrix

Versuch Nr.	Versuchsziel	Leerrohr- geschwindigkeit NEF [m/s]	Dosierter Staub [kg/h]	Dosierter Schwefel [kg/h]	Filter- spannung [kV]	TA Lagen [#]
<b>Messkampagne 1 (27.03 - 28.03.2013)</b>						
1	Abscheidegrad vs. Leerrohrgeschwindigkeit	2,56	1,14	0,46	AUTO 35	2
2	Abscheidegrad vs. Leerrohrgeschwindigkeit	3,7	3,0	1,20	AUTO 36	2
3	Abscheidegrad vs. Leerrohrgeschwindigkeit	4,6	4,08	1,63	AUTO 46	2
4	Abscheidegrad vs. Filterspannung	5,1	4,4	1,76	28	2
5	Abscheidegrad vs. Filterspannung	5,3	4,4	1,76	45	2
6	Abscheidegrad vs. Filterspannung	5,23	4,4	1,76	48	2
7	Abscheidegrad vs. Filterspannung	5,23	4,4	1,76	42	2
<b>Messkampagne 2 (09.04.-10.04.2013) ohne Tropfenabscheider</b>						
8	NEF TA-Versuche	3,5	6,55	1,57	AUTO 41	0
9	NEF TA-Versuche	3,5	6,55	1,57	AUTO 41	0
10	NEF TA-Versuche	3,08	3,93	0,52	AUTO 39	0
11	NEF TA-Versuche	4,99	0	2,64	AUTO 44	0
12	NEF TA-Versuche	3,42	6,55	1,57	AUTO 42	0
13	NEF TA-Versuche	5,02	4,4	2,64	AUTO 45	0



Versuch Nr.	Versuchsziel	Leerrohr-geschwindigkeit NEF	Dosierter Staub	Dosierter Schwefel	Filter-spannung	TA Lagen
<b>Messkampagne 3 (23.07.-24.07.2013) mit Tropfenabscheider und Korngrößenverteilungsmessungen</b>						
14	Abscheidegrad vs. Korngröße	3,66	1,31	0,52	AUTO 34	2
15	Abscheidegrad vs. Korngröße	3,66	3,28	1,05	AUTO 41	2
16	Abscheidegrad vs. Korngröße	3,66	6,55	2,10	AUTO 42	2
17	Abscheidegrad vs. Korngröße	5,23	2,20	0,88	AUTO 37	2
18	Abscheidegrad vs. Korngröße	5,23	4,40	1,76	AUTO 50	2
19	Abscheidegrad vs. Korngröße	5,23	6,60	3,52	AUTO 50	2

### 3.2.2 Staubmessungen

Staubmessungen wurden jeweils vor dem Eintritt des Rauchgases in die REA, vor dem Eintritt in das Nasselektrofilter und am Nasselektrofilteraustritt durchgeführt.

#### 3.2.2.1 Messmethode<sup>134</sup>

Anreichernde isokinetische Probenahme mit gravimetrischer Bestimmung gemäß DIN EN 13284-1.

##### 3.2.2.1.1 Probenahmegeräte

Tabelle 11: Spezifikation Staubmessgeräte

<b>Düsen, Krümmer:</b>	
Hersteller / Material:	Sonmet / Titan
<b>Entnahmesonde:</b>	
Ausführung / Länge:	Duranglasinsert in heißluftbeheizter Edelstahlsonde (beheizt 160 °C) / ca. 1,0 m
<b>Filterkopf (beheizt, außenliegend):</b>	
Anordnung:	nach der Entnahmesonde
Hersteller / Typ / Material:	Sonmet / Planfilterkopf 50 mm / Titan
<b>Abscheidemedium:</b>	
Hersteller / Ausführung / Typ:	Whatman / Quarzfaserplanfilter / QM-A

<sup>134</sup> ANECO- Messbericht 130523, 2013, Seite 12.

Teilstromentnahmesystem:

Modulares System bestehend aus Absaugschläuchen, Kondensatabscheider aus Edelstahl, Trockenturm mit Silicageltrockenperlen, Rotameter (0-4 m<sup>3</sup>/h), Pumpe (Fa. Rietschle, Typ VTE 6) und Gasuhr (Fa. Pipersberg, Typ BK 6, Ablesegenauigkeit 0,2 l).

### 3.2.2.1.2 Analyse

Gravimetrische Bestimmung in einem Wägeraum nach Konditionierung der Planfilter im Trockenschrank (vor Probenahme: T = 180 °C, 1 h; nach Probenahme: T = 160 °C, 1 h) und Abkühlung im Exsikkator über mindestens 8 h (Trockenmittel: Silicageltrockenperlen). Analog werden die Abdampfrückstände gravimetrisch bestimmt, die durch Spülen des Glasinlets mit bidestilliertem Wasser nach erfolgter Probenahme erhalten werden.

*Tabelle 12: Spezifikation Analysenwaage zur Staubwägung*

Analysengerät:	Analysenwaage
Hersteller / Typ:	Sartorius / ME 235 S-OCE
Wägebereich:	0,001 - 230 g
Ablesbarkeit:	0,01 mg
Eichwert:	0,001 g

### 3.2.2.1.3 Verfahrenskenngrößen

Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,3 mg/Probe → 0,3 mg/m<sup>3</sup> bei einem Teilgasvolumen von 1,0 m<sup>3</sup>.

## 3.2.3 Aerosolmessungen

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Aerosolmessungen wurden jeweils vor dem Eintritt des Rauchgases in die REA, vor dem Eintritt in das Nasselektrofilter und am Nasselektrofilteraustritt durchgeführt.

### 3.2.3.1 Messmethode<sup>135</sup>

#### 3.2.3.1.1 Messverfahren / Normen

Anreichernde Probenahme gemäß der VDI Richtlinie 2462 Blatt 2 "Bestimmung von SO<sub>3</sub> in wasserdampfhaltigen Abgasen". SO<sub>3</sub> wird durch eine beheizte Glasspirale abgeschieden. Nach der Probenahme wird diese mit destilliertem Wasser ausgespült und aus dieser Lösung SO<sub>3</sub> bestimmt.

<sup>135</sup> ANECO- Messbericht 130523, 2013, Seite 10ff

### 3.2.3.1.2 Geräte für die Probenahme

Entnahmesonde:	Duranglasinsert in heißluftbeheizter Edelstahlsonde
Partikelfilter (außenliegend):	Glas, quarzglaswattegestopft, beheizt 180 °C
Absorptionseinrichtung / Teilstromentnahmesystem:	Quarzglasspirale, beheizt 95 °C / Typ G 1.6
Länge Sonde + Filter:	dem Messquerschnitt angepasst
Ablesegenauigkeit	$2 \times 10^{-4} \text{ m}^3$
Volumenmessgerät:	
Probentransfer:	PE-Flaschen
Zeitraum zw. Probenahme & Analyse:	5 d

### 3.2.3.1.3 Analytische Bestimmung

Die Ermittlung des Schwefeloxidgehaltes erfolgt über die Sulfatbestimmung der Absorptionslösung mittels Ionenchromatographie. Aliquote der Lösungen werden hierbei zur Einstellung des erforderlichen Konzentrationsbereiches mit dem Eluenten verdünnt und in der IC aufgegeben. Durch die verwandte Supressortechnik werden die Salze in deren Säuren umgesetzt, in einer Säule aufgetrennt und anschließend über einen Leitfähigkeitsdetektor bestimmt.

Analysengerät:	Ionenchromatograph ICS 1100 von Dionex
Trennsäule:	AG 22 / AS 22 von Dionex
Eluent:	$\text{Na}_2\text{CO}_3$ / $\text{NaHCO}_3$ Pufferlösung
Kalibrierung:	extern, Mehrpunkt
Standard:	Multielementstandard für IC (Fluka)
Detektion:	Ionenleitfähigkeit (Messbereich variabel)
Auswertung:	Chromatographiesoftware „Chromeleon“

### 3.2.3.1.4 Verfahrenskenngrößen und Art der Ermittlung

Die Bestimmungsgrenze liegt bei 0,02 mg/Probe  $\rightarrow$  0,2 mg/m<sup>3</sup> bei einem Teilgasvolumen von 0,10 m<sup>3</sup>.

## 3.2.4 Laseroptische Messungen

### 3.2.4.1 Messmethode<sup>136</sup>

Zur Messung der Korngrößenverteilung wurde der Laserbeugungssensor HELOS der Fa. Sympatec, beweglich auf einer optischen Bank mit Profil montiert. Die eingesetzte Optik ist optimiert für Durchmesser von 0,5 [µm] bis 87,5 [µm].

Zur Steuerung der Instrumente und Auswertung der Partikelgrößenanalysedaten wurde die WINDOX 5-Software verwendet. Das verfügbare Auswertemodul ermöglicht die Konversion der Beugungsspektren in eine Partikelverteilung bei nicht weiter spezifizierten optischen Eigenschaften der suspendierten Partikel und basiert auf der Fraunhofertheorie der Lichtbeugung.

Die folgenden zwei Bilder zeigen die beiden Messorte, an welchen mit dem Helos im Freistrahlgemessen wurde. Freistrahlgemessen bedeutet, dass ein Teil des Rauchgasstromes über eine Flanschöffnung an der Anlage abgezweigt und vermessen wurde. Diese Art der Messung ist möglich, da in der Anlage ein Überdruck herrscht.

Abbildung 35: Messstelle vor NEF



Abbildung 36: Messstelle nach NEF (Reingas)



<sup>136</sup> Messbericht Montanuniversität Leoben, 2013, Seite 3,4

### 3.2.5 REM- Staub-Korngrößenauswertung

Zusätzlich zu den in Kapitel 3.2.2 beschriebenen Staubmessungen wurden auch auf speziellem goldbeschichteten Filterpapier Partikelabsaugungen vorgenommen, um die Partikel unter dem REM hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung auszuwerten.

Die Auswertung im REM erfolgte bei einer Beschleunigungsspannung von 25 kV und einer Basisvergrößerung von 2000-fach. Abweichend von der VDI- Richtlinie 3492 wurden nicht nur Fasern mit einer Mindestlänge von 5  $\mu\text{m}$ , einem Durchmesser kleiner 3  $\mu\text{m}$  und einem Länge zu Durchmesser Verhältnis größer 3:1 bestimmt, sondern alle Partikel gewertet. Von allen im Bildfeld sichtbaren Partikel wurde der Durchmesser bestimmt, bei Partikel mit ungleichmäßigen Kanten wurde ein mittlerer Durchmesser herangezogen. Wurden alle Partikel des aktuellen Sichtfeldes ausgezählt wurde das nächste Blickfeld zufällig eingestellt, dabei wurden die Bildfelder so gewählt, dass die gesamte Fläche des Filters berücksichtigt wurde und es dabei zu keinen Überlappungen der einzelnen Bildfelder kam. Es wurden je Probe 100 Partikel oder max. 1  $\text{mm}^2$  Fläche ausgewertet.<sup>137</sup>

---

<sup>137</sup> ANECO- Messbericht 130523, 2013, Seite 61

### 3.3 Versuchsergebnisse

#### 3.3.1 Filterstrom- und Spannungskennlinien

Zur Dimensionierung eines Nasselektrofilters ist es von großer Bedeutung den Zusammenhang zwischen angelegter Filterspannung und im Betrieb möglichen Filterstrom möglichst genau zu berechnen. Der große Einfluss dieser Beziehung wird deutlich, wenn man Gleichung (83) zur Berechnung der Abscheidefeldstärke  $E_p$  betrachtet, somit ist der Koronastrom direkt proportional zur Abscheidefeldstärke, und diese wiederum erhöht nach Gleichung (84) direkt die Wanderungsgeschwindigkeit  $w$ .

Die Filterstrom- und Filterspannungsbeziehungen sind für das Nasselektrofilter nicht konstant, sondern ändern sich mit wechselnden Betriebszuständen. Insbesondere das sich einstellende Dielektrikum bzw. die sich zwischen den Elektroden bildende Raumladung beeinflusst den Koronastrom erheblich. Das bedeutet im Betrieb, dass je höher die Rohgaskonzentrationen an Staubpartikel und Aerosoltröpfchen sind, es immer höhere Potentialdifferenzen zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode benötigt um den zur Abscheidung erforderlichen Koronastrom aufrecht zu erhalten.<sup>138</sup>

Abbildung 37 zeigt einen solchen Verlauf wie er im Versuchsbetrieb bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5 m/s gemessen wurde. Dazu wurde zunächst die Filterstrom- und Spannungskurve ohne Staub- und H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Aerosoldosierung bei einem Staubeintrittswert von ca. 10 mg/Nm<sup>3</sup>, tr. 6% O<sub>2</sub> aufgenommen (blaue Kurve). Im Anschluss wurde die Staubdosierung aktiviert, sodass im Mittel eine Staubeintrittskonzentration von 150 mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub> eingestellt wurde (grüne Kurve). Man sieht hier sehr deutlich, dass die Filterspannung von 36,5 kV auf 42,5 kV angehoben werden musste um den maximalen Filterstrom von 400 mA zu erhalten. Der bei einer aktuellen Filterspannung fließende spezifische Koronastrom kann nach Gleichung (64) ermittelt werden, indem man den spezifischen Koronastrom  $i$  so lange ändert bis man die angelegte Filter-Spannung  $U$  erhalten hat. Zur Berechnung der Filterstrom- und Filterspannungsfunktionen wurden die im Kapitel 4.1.1 ermittelten Partikelgrößenverteilungen zu Grunde gelegt.

Die auf diese Weise errechneten Filterströme stimmen, wie man in den Abbildungen Abbildung 38 und Abbildung 39 sehen kann, mit den gemessenen Werten in guter Näherung überein. Sehr gut zu erkennen ist der Einfluss der unterschiedlichen Betriebsbedingungen aus Abbildung 40, denn obwohl in Versuch 16 mit wesentlich höheren Staubeintrittskonzentrationen gefahren wurde überwiegen die Raumladungen, welche bei Versuch 18 bei extrem hoher Leerrohrgeschwindigkeit von 5,2 m/s durch Tropfenmittriss erzeugt wurden, bei weitem.

---

<sup>138</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 108ff

Abbildung 37: Filterstrom/Spannungsverlauf ohne und mit Staubdosierung bei 3,5 m/s

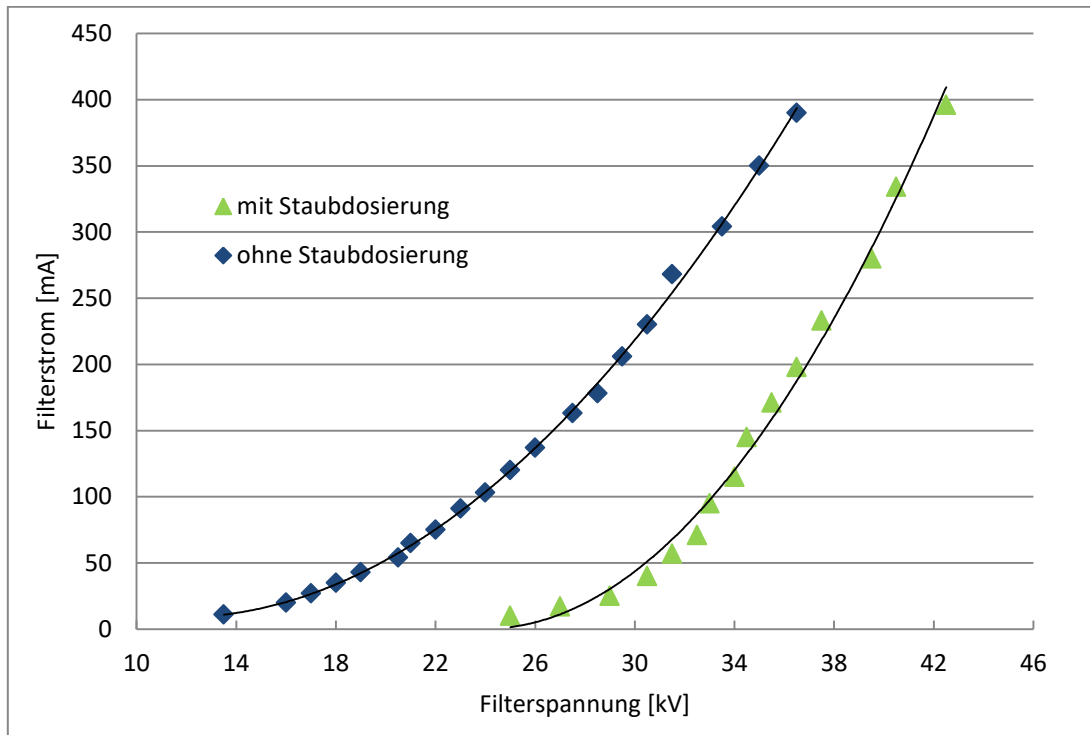


Abbildung 38: Gemessene und errechnete Filterstrom/Spannungskurven bei 140 mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub> Staubeintrittskonzentration und 3,7 m/s Leerrohrgeschwindigkeit

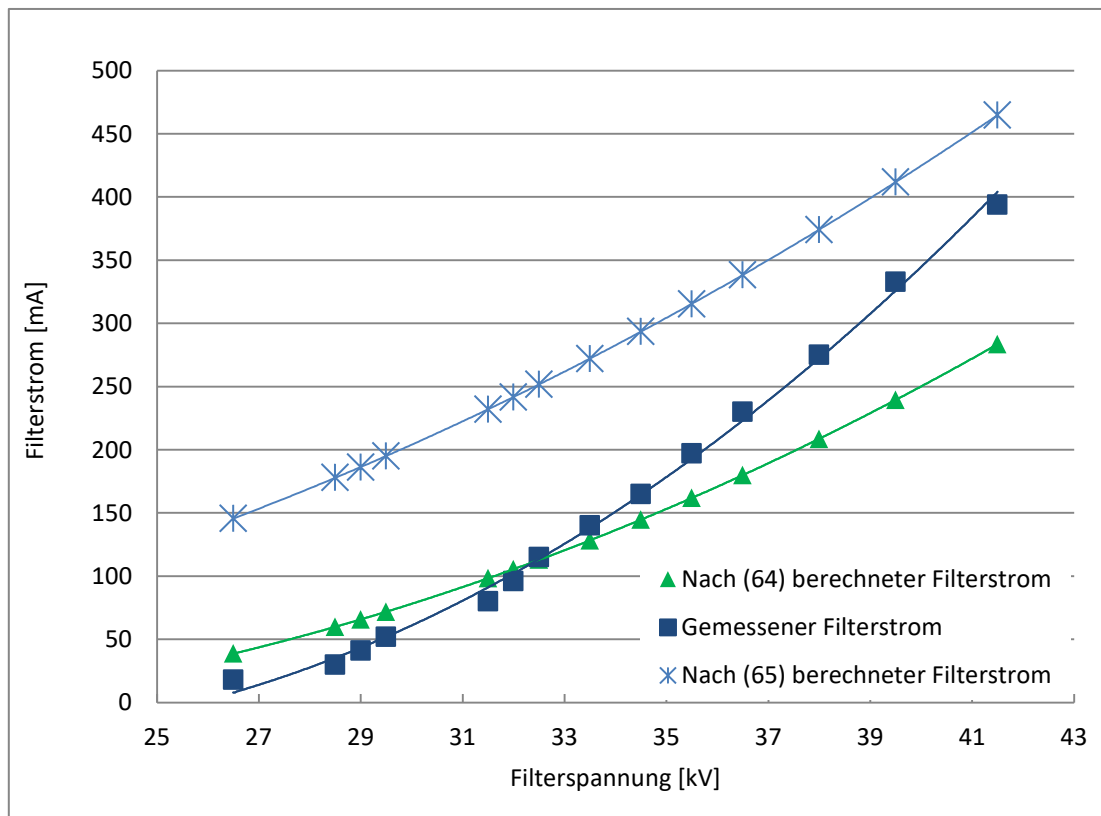


Abbildung 39: Gemessene und errechnete Filterstrom/Spannungskurven bei  $\sim 10 \text{ mg/Nm}^3$  tr.  $6\% \text{ O}_2$  Staubeintrittskonzentration und  $3,7 \text{ m/s}$  Leerrohrgeschwindigkeit

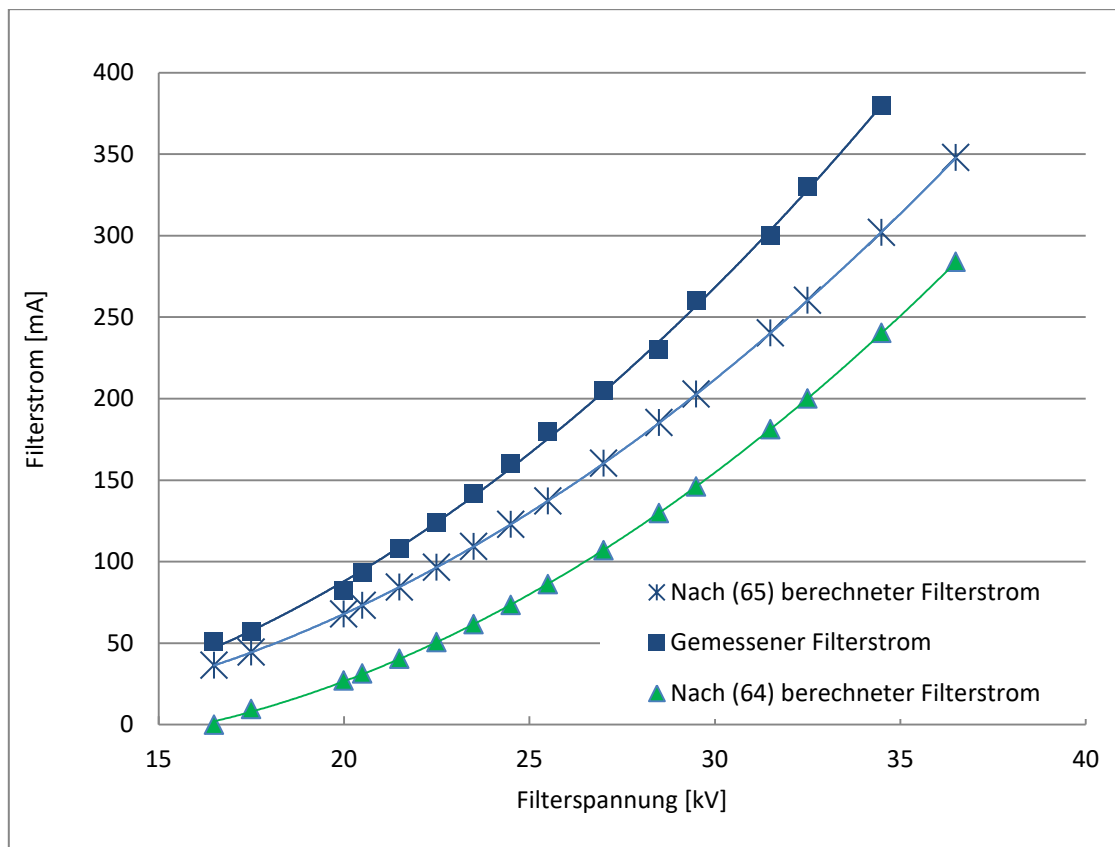
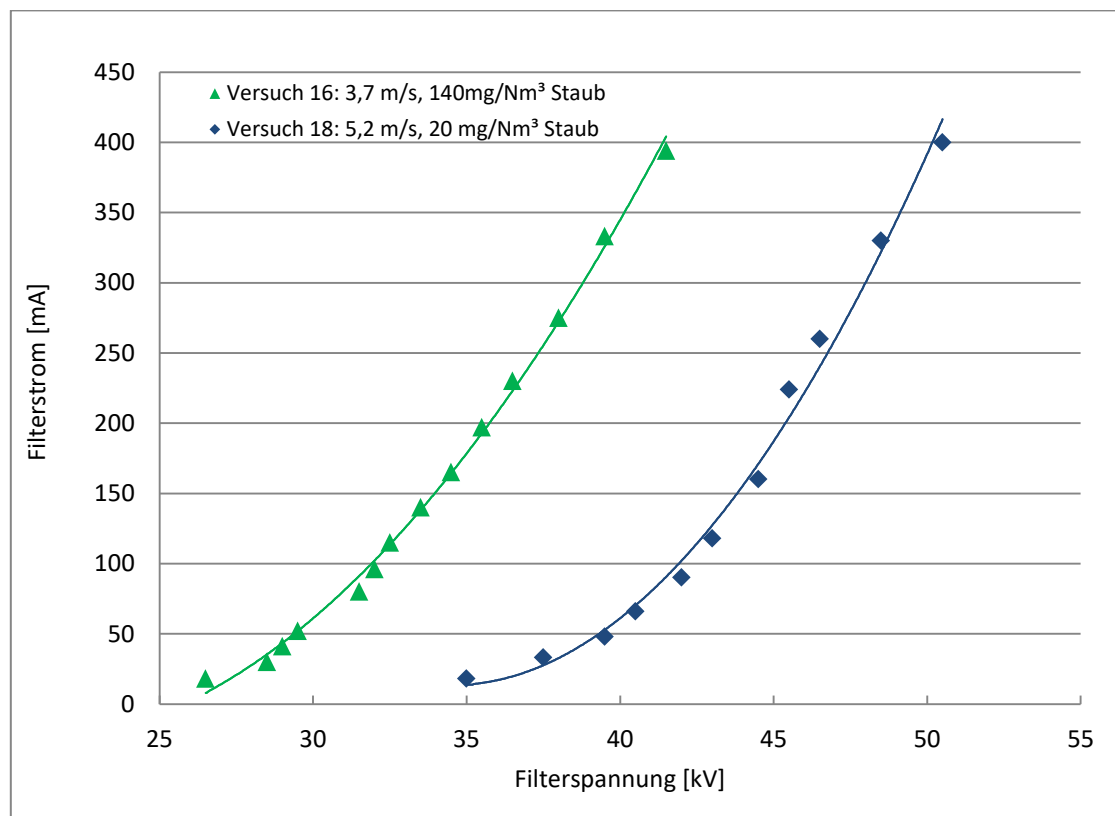


Abbildung 40: Gemessene Filterstrom/Spannungskurven bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen





### 3.3.2 Staub-/Aerosolabscheidegrad in Relation zur elektrischen Feldstärke bei hohen Strömungsgeschwindigkeiten

Gemäß Gleichung (84) ist die Wanderungsgeschwindigkeit und somit die Abscheideleistung wesentlich von der Abscheide- ( $E_a$ ) und Aufladefeldstärke ( $E_p$ ) abhängig.

Um den Einfluss der anliegenden Filterspannung zu verdeutlichen, wurde eine Versuchsreihe durchgeführt, bei welcher das Nasselektrofilter nicht im automatischen Modus betrieben wurde.

Bei einer festgelegten Strömungsgeschwindigkeit von 5,2 m/s und einer konstanten  $\text{SO}_3$  ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )-Konzentration von  $111 \text{ mg/Nm}^3$  tr. 6%  $\text{O}_2$  am Nasselektrofiltereintritt wurde der Filterstrom manuell auf ca. 100, 200 und 300 mA begrenzt. Das Ergebnis der Messungen gibt Tabelle 13 wieder. Mit den betrieblichen Filterstrom- und Filterspannungswerten wurde jeweils die Abscheidefeldstärke nach Gleichung (83) sowie die Aufladefeldstärke nach Gleichung (73) berechnet.

Tabelle 13: Erhaltene Messergebnisse bei 5.2 m/s und  $111 \text{ SO}_3$  ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )  $\text{mg/Nm}^3$  tr. 6%  $\text{O}_2$ .

Filterspannung/ Filterstrom	Aerosolabscheidegrad [%]	Abscheidefeldstärke $E_p$ [kV/cm]	Aufladefeldstärke $E_a$ [kV/cm]
42,2 kV, 104 mA	91,08	1,41	3,64
44,4 kV, 192 mA	95,4	1,96	3,83
48,5 kV, 295 mA	96,1	2,43	4,18

Parker gibt für die Wanderungsgeschwindigkeit einen quadratischen Anstieg in Hinblick auf die elektrische Feldstärke an, wobei an dieser Stelle nicht zwischen Aufladefeldstärke und Abscheidefeldstärke unterschieden wird.<sup>139</sup> Gleichung (84) folgend wurde um den Einfluss der elektrischen Feldstärke auf die Wanderungsgeschwindigkeit darzustellen, aus dem gemessenen Abscheidegrad nach Gleichung (87) die effektive Aerosolwanderungsgeschwindigkeit errechnet und über der elektrischen Feldstärke für verschiedene Versuchspunkte mit unterschiedlichen Feldstärken aufgetragen. Die elektrische Feldstärke wurde aus der Quadratwurzel des Produktes der Auflade- und Abscheidefeldstärke errechnet. Da die anderen Betriebsparameter konstant gehalten wurden, konnte man dadurch den Einfluss der elektrischen Feldstärke isoliert betrachten. In Abbildung 41 sieht man, dass auf diesem Wege ebenfalls ein quadratischer Zusammenhang zwischen elektrischer Feldstärke und Wanderungsgeschwindigkeit des Nasselektrofilters gefunden werden konnte. Die schnell abflachende Kurvenform lässt sich durch die hohe

<sup>139</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 57

Leerrohrgeschwindigkeit erklären. Bei einem Filterstrom von 200 mA war das Betriebsverhalten des Elektrofilters noch sehr stabil, dies bedeutet, dass nur sehr wenige Spannungseinbrüche aufgetreten sind, welche die Abscheideleistung nicht wesentlich beeinträchtigt haben. Bei 300 mA hingegen waren sehr viele Spannungseinbrüche zu beobachten, dementsprechend war der Anstieg des Abscheidegrades geringer, dies führt zur Abflachung des in Abbildung 42 dargestellten Kurvenzuges. In Abbildung 42 sind die während der Messungen aufgezeichneten Filterstrom- und Spannungsverläufe dargestellt. Hier sieht man trotz der dafür eigentlich zu trägen Zykluszeit des Leitsystems sehr deutlich die häufigen Spannungseinbrüche, welche die Filterspannung teilweise bis auf wenige kV absenken.

In Abbildung 43 stellt sich aufgrund des wesentlich niedriger eingestellten Filterstroms von 200 mA ein deutlich stabileres Spannungsverhalten dar, dementsprechend fielen die Abscheideleistung und damit die effektive Wanderungsgeschwindigkeit nur geringfügig durch die doch deutliche Filterstromabsenkung ab.

Bei einem Filterstrom von 100 mA war der Verlauf nochmals stabiler, sodass man von keiner signifikanten Beeinflussung durch Spannungseinbrüche mehr ausgehen muss, dementsprechend wurde dieser Messpunkt auch als Startpunkt für diese Auswertung herangezogen.

Abbildung 41: Beziehung zwischen Wanderungsgeschwindigkeit und der elektrischen Feldstärke

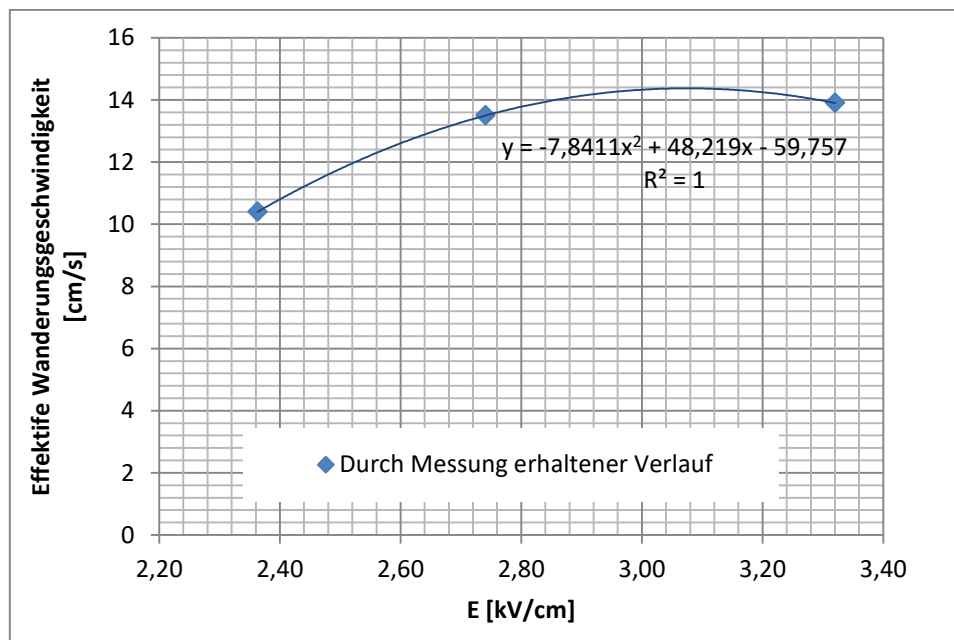


Abbildung 42: Filterstrom- und Spannungsverläufe bei 300 mA Filterstrom und 5,2 m/s

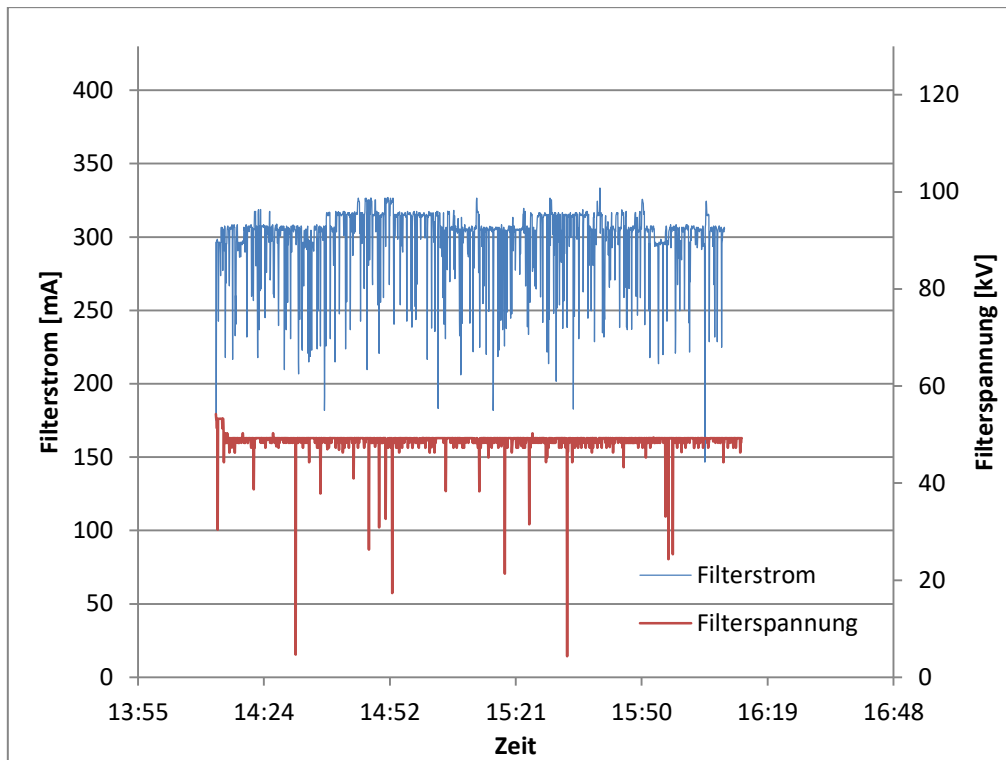
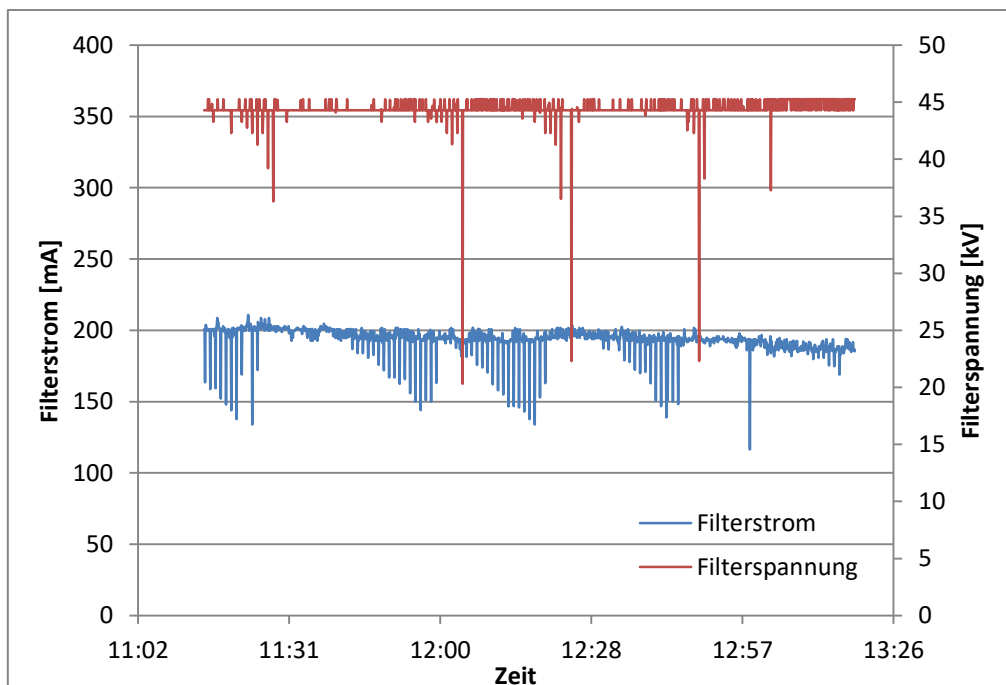


Abbildung 43: Filterstrom- und Spannungsverläufe bei 200 mA Filterstrom und 5,2 m/s



### 3.3.3 Staub-/ H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Aerosolabscheidegrad in Relation zur Strömungsgeschwindigkeit

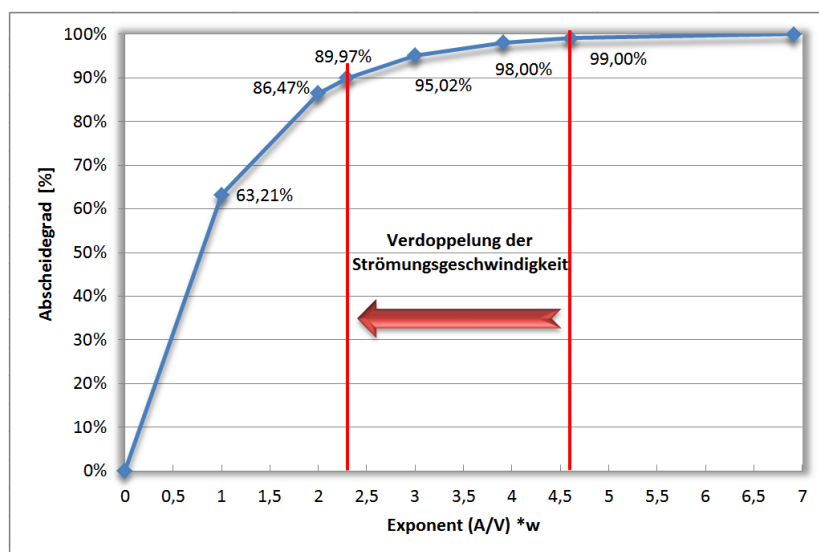
Nachfolgend werden die Ergebnisse, welche sich sowohl aus dem Versuchsbetrieb als auch aus drei speziell auf das Nasselektrofilter zugeschnittenen Messkampagnen ergeben haben, dargestellt. Von besonderem Interesse waren das Verhalten des Nasselektrofilters im Strömungsgeschwindigkeitsbereich der REA und die Beantwortung der Frage, ob gänzlich auf einen vorgelagerten Tropfenabscheider bei Einsatz eines Nasselektrofilters verzichtet werden kann. Nach DEUTSCH lässt sich bezüglich der Abscheidegrade folgendes Verhalten erwarten<sup>140</sup>:

$$\varepsilon = 1 - e^{-\left(\frac{A}{V}\right) * w} \quad (89)$$

- ε... Partikelabscheidegrad
- A... Fläche der Niederschlagselektroden [m<sup>2</sup>]
- w... Partikel-Wandergeschwindigkeit [m/s]
- V... Rohgasvolumenstrom [m<sup>3</sup>/s]

Hält man im Exponenten (A/V)\*w die Filterfläche und die Wanderungsgeschwindigkeit konstant und trägt den Abscheidegrad über den Exponenten auf, so erkennt man den Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit deutlich.

Abbildung 44: Theoretische Abhängigkeit des Abscheidegrades von der Strömungsgeschwindigkeit gemäß Glg.(85)



<sup>140</sup> K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, 2007, Seite 33

Dies bedeutet, dass ausgehend von einer Strömungsgeschwindigkeit  $v_1$  bei der ein Abscheidegrad von 99% erzielt werden kann, eine Verdoppelung dieser Strömungsgeschwindigkeit ( $2 \cdot v_1$ ) eine Reduktion des Abscheidegrads auf 90% verursacht.<sup>141</sup>

Im ersten Ansatz wurde eine zweistufige, dachförmige Tropfenabscheiderkombination, wie sie für einen REA-Absorber üblich ist, gewählt und die Strömungsgeschwindigkeit schrittweise erhöht. Dabei galt es, das Betriebsverhalten (Schwingen der Sprühelektroden, Häufigkeit der Überschläge, Abscheideleistung etc.) nach den eingestellten Betriebspunkten zu beobachten und einen stabilen Betrieb zu attestieren. Abbildung 45 zeigt die Filterstrom- und Spannungsverläufe für eine typische NEF-Betriebsgeschwindigkeit von 2,5 m/s. Erwartungsgemäß stellte sich ein problemloser und ruhiger Verlauf dar. Überschläge traten ca. einmal pro Minute auf. Bei diesem Betriebspunkt wurden durch die Wäscher/NEF Kombination die Feinstäube und die  $H_2SO_4$ -Aerosole unter die Messgrenze von  $0,3 \text{ mg/Nm}^3$  akt.  $O_2$  abgeschieden.

Abbildung 45: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 2,5 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, mit Tropfenabscheider

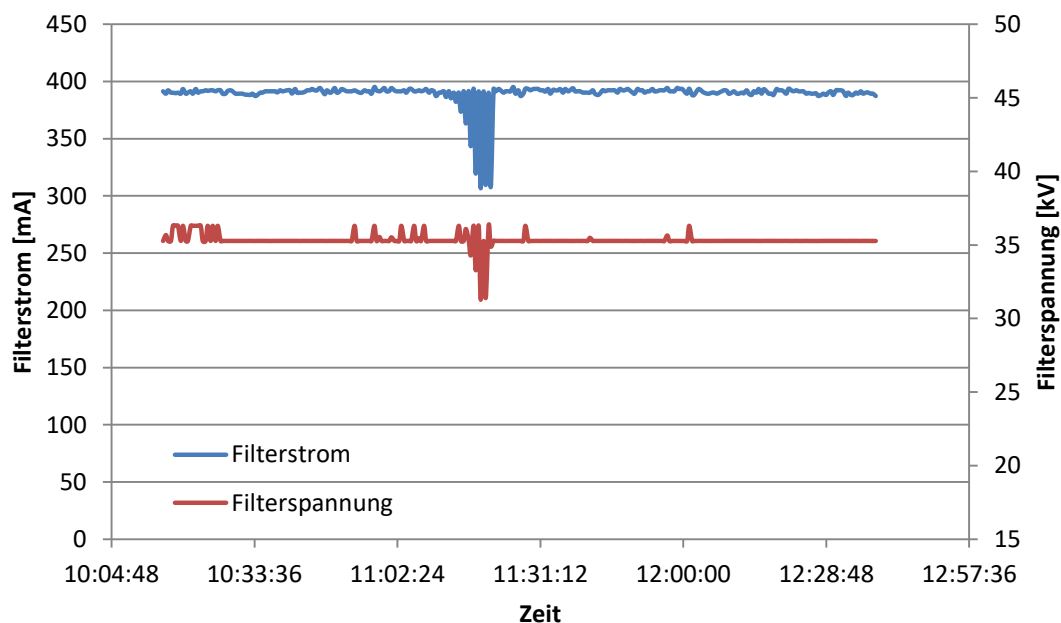
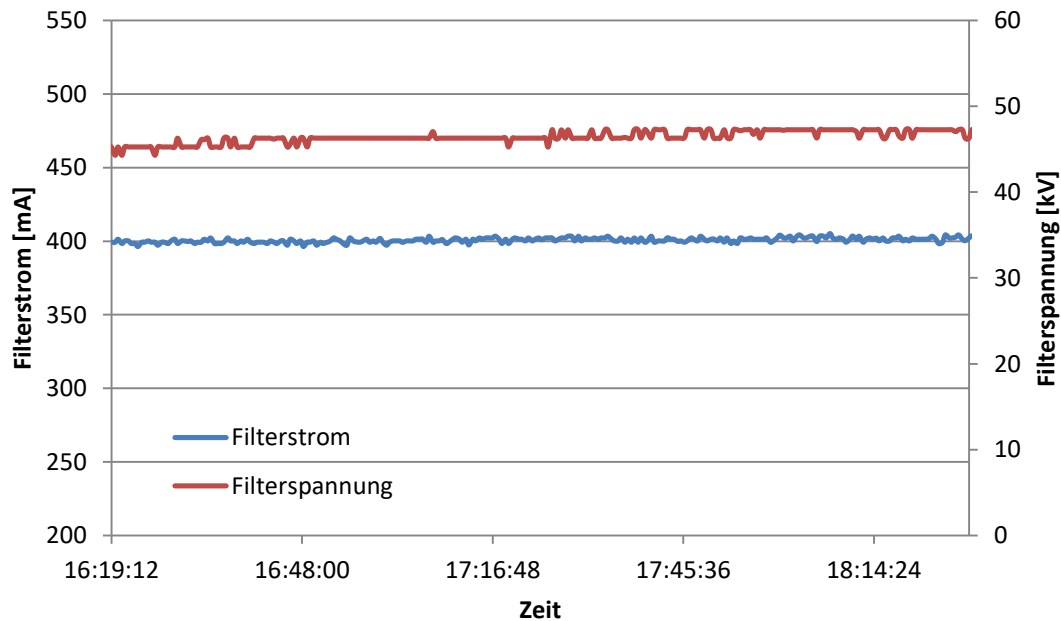


Abbildung 46 stellt den gleichen Verlauf bei annähernd doppelter Rauchgasmenge dar. Trotz der hohen Strömungsgeschwindigkeiten zeigte sich auch hier ein äußerst stabiles Verhalten und es wurde kein Anstieg der Überschläge festgestellt. Auch ein Aufschwingen der Sprühelektroden wurde trotz der großen Länge nicht beobachtet.

<sup>141</sup> H. J. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig 1969, Seite 170

Abbildung 46: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 4,6 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, mit Tropfenabscheider



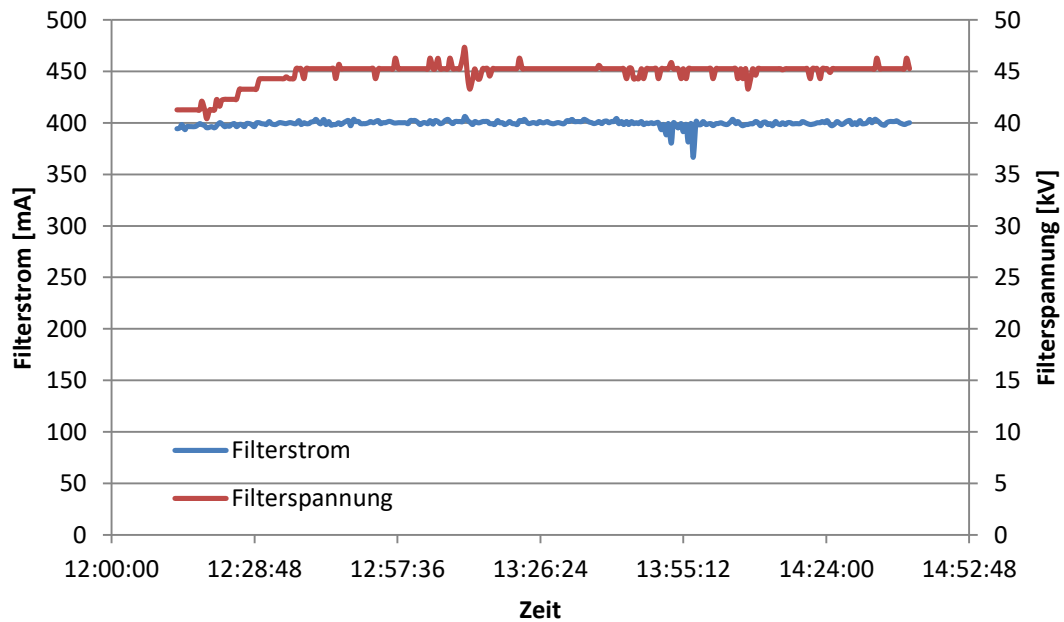
Bei beiden Versuchspunkten wurde vor Eintritt des Absorbers mittels Schwefelverbrennungsanlage mit installiertem Oxidationskatalysator eine  $\text{SO}_3$  ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ )-Konzentration von ca.  $200 \text{ mg/Nm}^3$  akt.  $\text{O}_2$ , sowie eine Staubkonzentration von  $10 \text{ mg/Nm}^3$  akt.  $\text{O}_2$ , die der aktuellen Staubkonzentration des Rohgases entsprach, eingestellt.

Das höhere Spannungsniveau aus Abbildung 46 erklärt sich durch die höhere Raumladung welche durch den erhöhten  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Aerosol/Tropfenmitriss aus der Absorberstufe hervorgerufen wird.

Nach dem erfolgreichen Test mit installiertem Tropfenabscheider war von Interesse, ob eine Reduktion der Tropfenabscheiderlagen zu erhöhten Störungen des elektrischen Feldes führen würde. Dazu wurden alle Tropfenabscheiderlagen entfernt und der Rauchgasvolumenstrom bei ansonsten konstanten Bedingungen ( $\text{SO}_3$ -Dosierung  $300 \text{ mg/Nm}^3$ , tr. akt.  $\text{O}_2$ , Staubkonzentration  $20 \text{ mg/Nm}^3$ , tr. akt.  $\text{O}_2$  am Absorbereintritt) variiert.

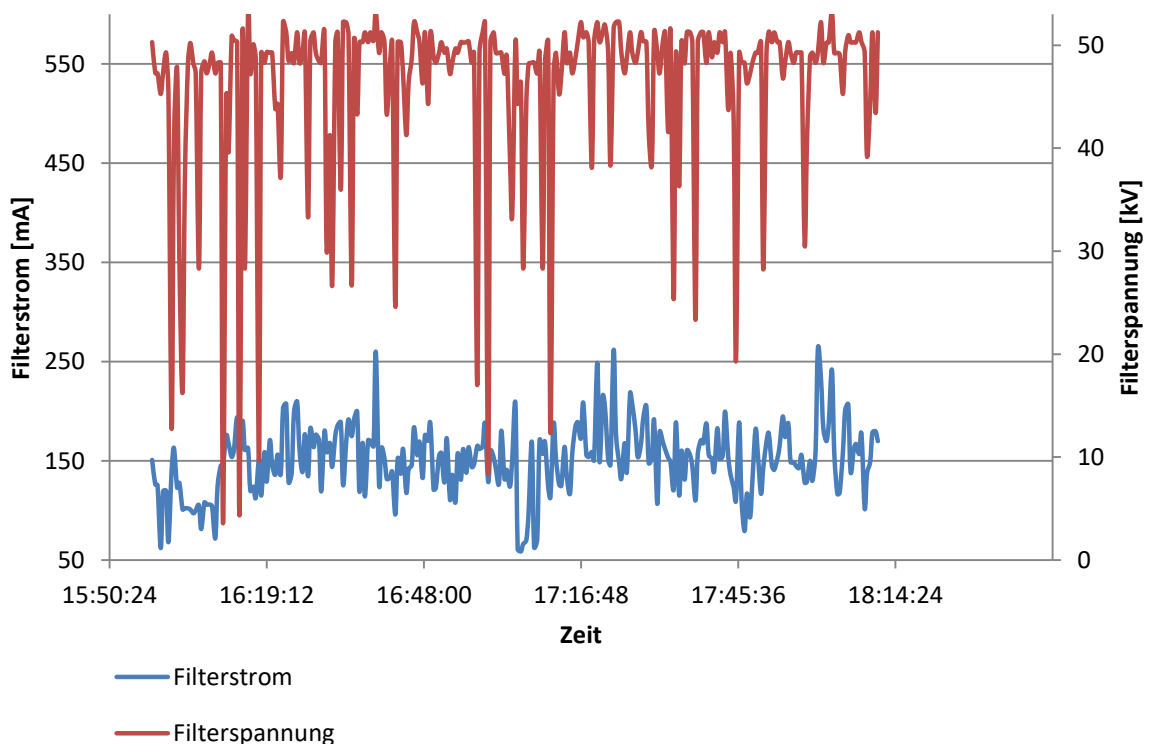
Bei moderaten Geschwindigkeiten (Abbildung 47) lässt sich das Nasselektrofilter trotz der erhöhten Tropfen- und  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Aersolkonzentration, ohne signifikante Störungen des elektrischen Feldes, betreiben. Auffällig ist nur das gestiegene Leistungsniveau; es liegen nun ca.  $45 \text{ kV}$  Filterspannung an um den maximalen Stromfluss von  $400 \text{ mA}$  zu erreichen.

Abbildung 47: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 3,4 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, ohne Tropfenabscheider



Steigert man jedoch sukzessive die Strömungsgeschwindigkeit kommt man bei entsprechender Höhe zu einem Betriebsverhalten wie in Abbildung 48 dargestellt.

Abbildung 48: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 5 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, ohne Tropfenabscheider



Die nun deutlich erhöhte Tropfenmenge führt zu erhöhten Raumladungen und häufigen Spannungseinbrüchen, wie am unruhigen Regelverlauf zu sehen ist. Bei 5 m/s wurden 90 Überschläge/Minute verzeichnet, die damit verbundenen häufigen Spannungseinbrüche verursachten einen deutlichen Anstieg der H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Aerosol- und Staubreingasemissionen. Hinzu kommen auch die durch die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit im Absorber gestiegenen Staub und SO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Eintrittskonzentrationen für das NEF.

Tabelle 14. Gemessene Roh-/Reingaskonzentrationen am Nasselektrofilter-Ein-/Austritt bei 3,4 m/s und 5 m/s ohne Tropfenabscheider

Staub/ SO <sub>3</sub> Konzentrationen*	3,4m/s	5m/s
SO <sub>3</sub> (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) vor NEF	111	186
Staub vor NEF (inkl. Gips/Salze)	300	441
SO <sub>3</sub> (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) nach NEF	< 0,5	9,4
Staub nach NEF	0,6	3,4

\*mg/Nm<sup>3</sup>, tr. akt. O<sub>2</sub>

Der komplette Entfall des Tropfenabscheiders und die damit verbundene Invest-, Bauhöhen- und Druckverlusteinsparung ist somit wegen der damit verbundenen Nachteile (hoher Energiebedarf und negative Auswirkung auf NEF-Abscheidegrad) für das Nasselektrofilter zumindest für höhere Leerrohrgeschwindigkeiten und die hohen geforderten Abscheidegrade nicht zu empfehlen. Auch ist der Verschmutzungsgrad des Nasselektrofilters ohne Tropfenabscheider wesentlich höher, womit die Spülintervalle des Nasselektrofilters erheblich verkürzt werden müssen.

Abbildung 49: Beginnende Verschmutzung der Spanngewichte

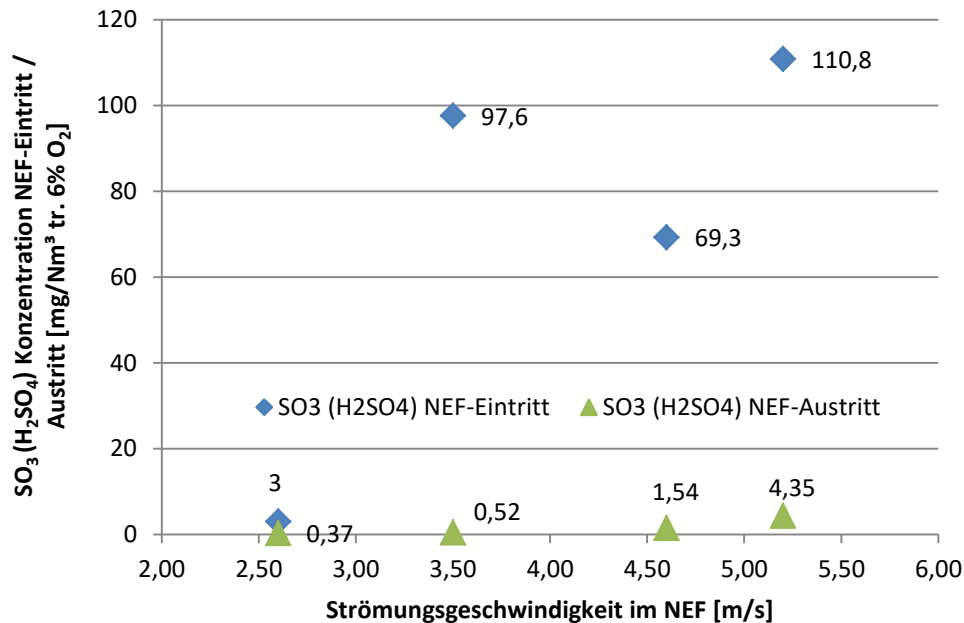


Mittels SO<sub>2</sub>-Dosieranlage und nachgeschaltetem Oxidationskatalysator wurde SO<sub>3</sub> in den Rauchgaskanal dosiert, welches bei den Bedingungen im Absorber und Nasselektrofilter als Schwefelsäureaerosol vorliegt. Bei dieser Versuchsreihe wurde sowohl die dosierte Schwefelmenge als auch der Rauchgasvolumenstrom variiert.

Abbildung 50 stellt einen Auszug der Messergebnisse dar. Hier sieht man, dass das Nasselektrofilter erwartungsgemäß, bei einem Betrieb mit Leerrohrgeschwindigkeiten ≤ 3,5 m/s, Reingasemissionen deutlich < 1 mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub> erreicht, und in Abhängigkeit der Eintrittskonzentration Abscheidegrade über 99% erzielt.



Abbildung 50:  $\text{SO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$  Ein- und Austrittskonzentration in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Nasselektrofilter



Wird die Strömungsgeschwindigkeit deutlich über 4 m/s angehoben, so lassen sich erstmals Aerosolkonzentrationen von  $> 1 \text{ mg/Nm}^3 \text{ tr. } 6\% \text{ O}_2$  nachweisen. Die gemessenen Abscheidegrade bei 4,6 m/s und bei 5,2 m/s lagen bei ca. 98% und respektablen 96%. Somit kommt das Nasselektrofilter sehr gut in dem ihm angedachten Geschwindigkeitsfeld der REA zurecht.

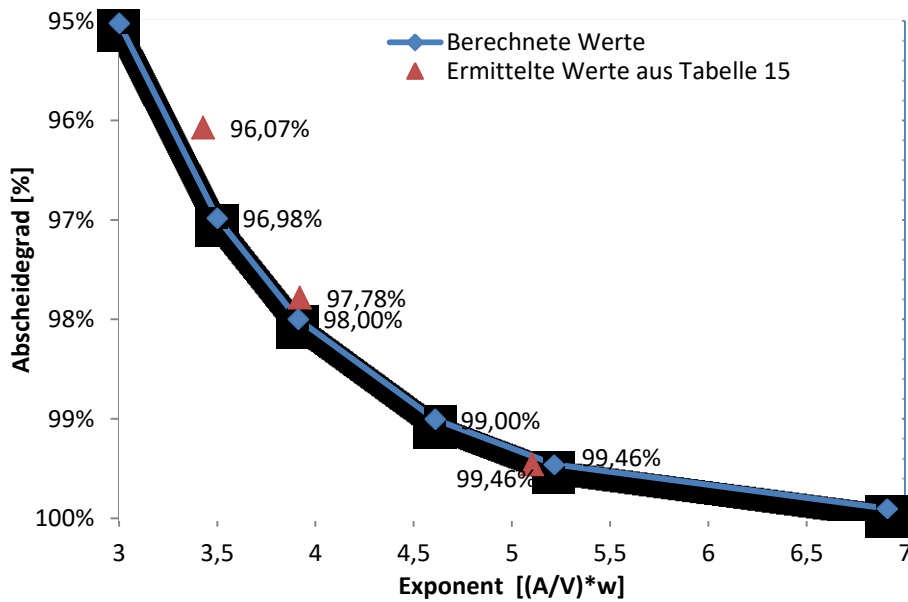
Der exponentielle theoretische Zusammenhang (Abbildung 51), zwischen Abscheidegrad und Strömungsgeschwindigkeit, konnte gut wiedergefunden werden (vgl. zurückgerechnete Datenpunkte in rot zur theoretischen Kurve in blau). Dazu wurde aus einem Versuchspunkt bei 3,5 m/s mittels gemessenem Abscheidegrad von 99,46% die effektive Wanderungsgeschwindigkeit berechnet und somit aus der gegebenen Filterfläche A und dem gemessenen Volumenstrom V der Exponent aus Gleichung (85) errechnet. Für den zweiten dargestellten Versuchspunkt bei 5,2 m/s wurde der Exponent mit der gleichen zuvor errechneten Wanderungsgeschwindigkeit bestimmt und mit dem gemessenen Abscheidegrad von 96,07% eingetragen.

Tabelle 15. Gemessene Roh-/Reingaskonzentrationen am Nasselektrofilter-Ein-/Austritt bei 3,5 m/s und 5 m/s ohne Tropfenabscheider bzw. bei 4,6m/s mit Tropfenabscheider

<b>Staub/ <math>\text{SO}_3</math> Konzentrationen*</b>	<b>3,5m/s</b>	<b>4,6 m/s</b>	<b>5,2m/s</b>
$\text{SO}_3 (\text{H}_2\text{SO}_4)$ vor NEF	97,6	69,3	110,8
$\text{SO}_3 (\text{H}_2\text{SO}_4)$ nach NEF	0,52	1,54	4,35
Abscheidegrad	99,46%	97,78%	96,07%

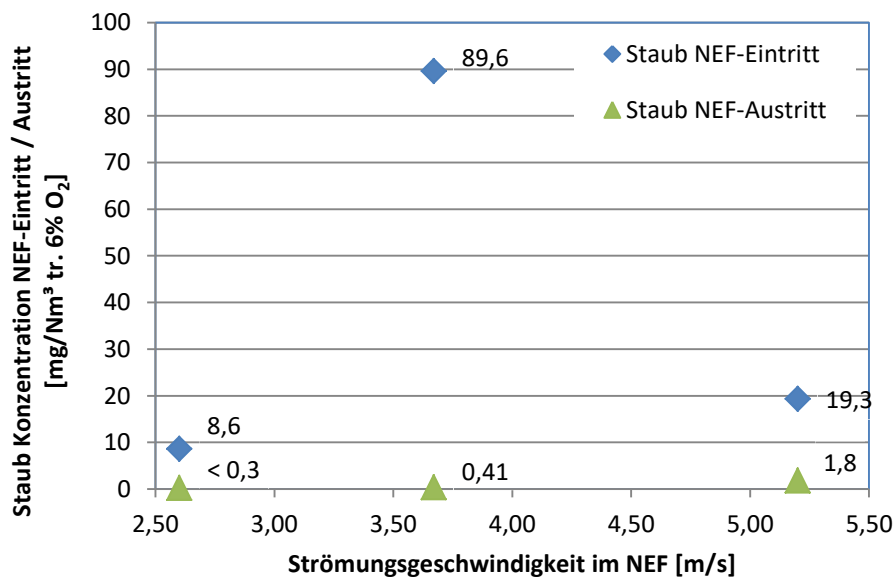
\* $\text{mg/Nm}^3, \text{tr. } 6\% \text{ O}_2$

Abbildung 51: Theoretische Abhängigkeit des Abscheidegrades von der Strömungsgeschwindigkeit gemäß Glg.(85) im Vergleich zu den Messpunkten Tabelle 15.



Bei der Staubabscheidung zeigte sich ein sehr ähnliches Verhalten. Bei niedrigeren Geschwindigkeiten befanden sich die Werte unter der Nachweisgrenze von  $0,3 \text{ mg/Nm}^3$  tr. akt.  $\text{O}_2$ . Erst bei relativ hohen Staubeintrittskonzentrationen wird dieser Bereich, wenn auch nur unwesentlich, verlassen.

Abbildung 52: Staub Ein- und Austrittskonzentration in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Nasselektrofilter



Erst bei Strömungsgeschwindigkeiten deutlich über  $4 \text{ m/s}$  steigen die Reingasstaubkonzentrationen an. Somit können selbst bei für REA's typischen Strömungsgeschwindigkeiten geringste Staubemissionen realisiert werden.

### 3.3.4 Staub-/Aerosolabscheidegrad in Relation zur Partikelgröße

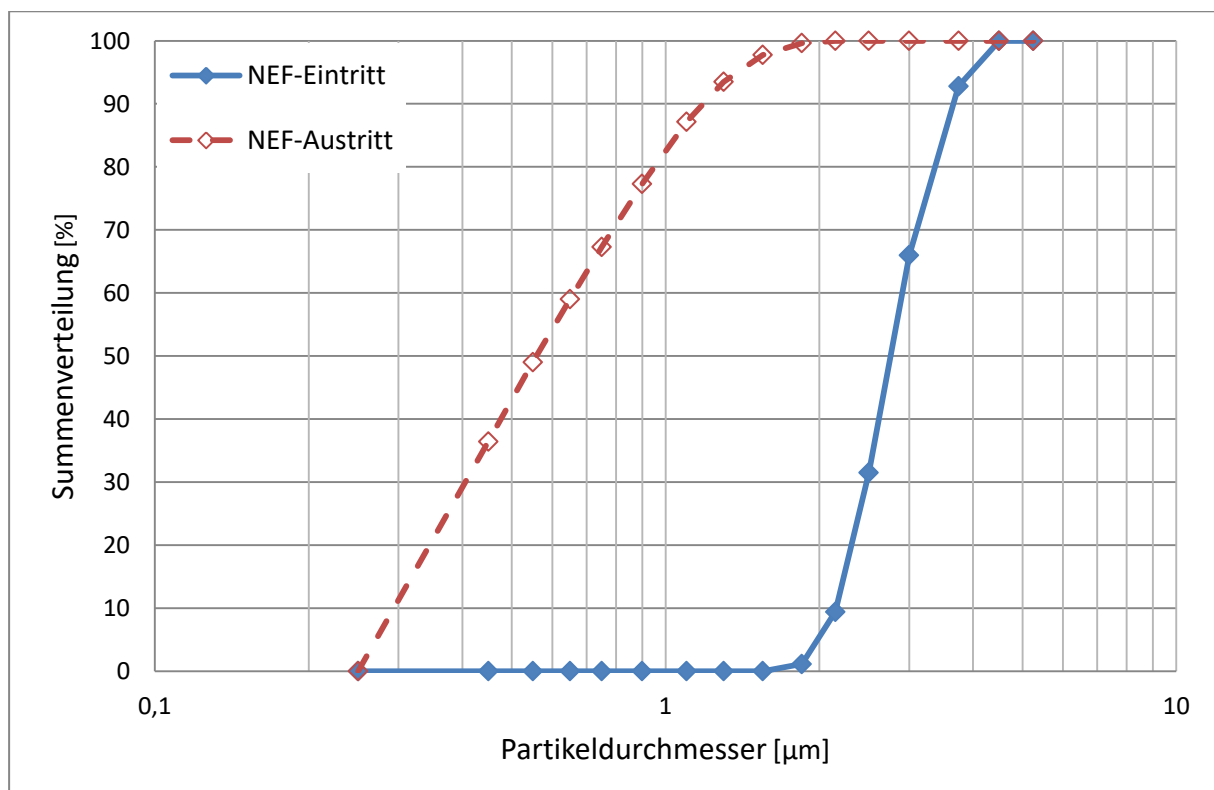
Zu Beginn der Versuchsreihen wurden übliche Leerrohrströmungsgeschwindigkeiten innerhalb des NEFs getestet. Ein dafür typisches Versuchssetup zeigt Tabelle 16:

Tabelle 16: Beispielhafte Versuchparameter für typische Leerrohrgeschwindigkeiten

	Volumenstrom [Nm <sup>3</sup> /h] tr.	Leerrohrgeschwindigkeit [m/s]	Staubkonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ] tr., 6% O <sub>2</sub>
NEF-Eintritt	15.400	~3,5	89,6
NEF-Austritt	~15.400	~3,5	0,41

Erwartungsgemäß konnten bei diesen Versuchsbedingungen Abscheidegrade > 99% gemessen, und Reingasemissionswerte < 1mg/Nm<sup>3</sup> erreicht werden. Die optische Partikelgrößenbestimmung (Abbildung 53) zeigt eine deutliche Verschiebung des mittleren Partikel/Aerosoldurchmessers (als mass median diameter, MMD) von d=2,7 µm am Eintritt zu d= 0,55 µm am Austritt des NEFs.

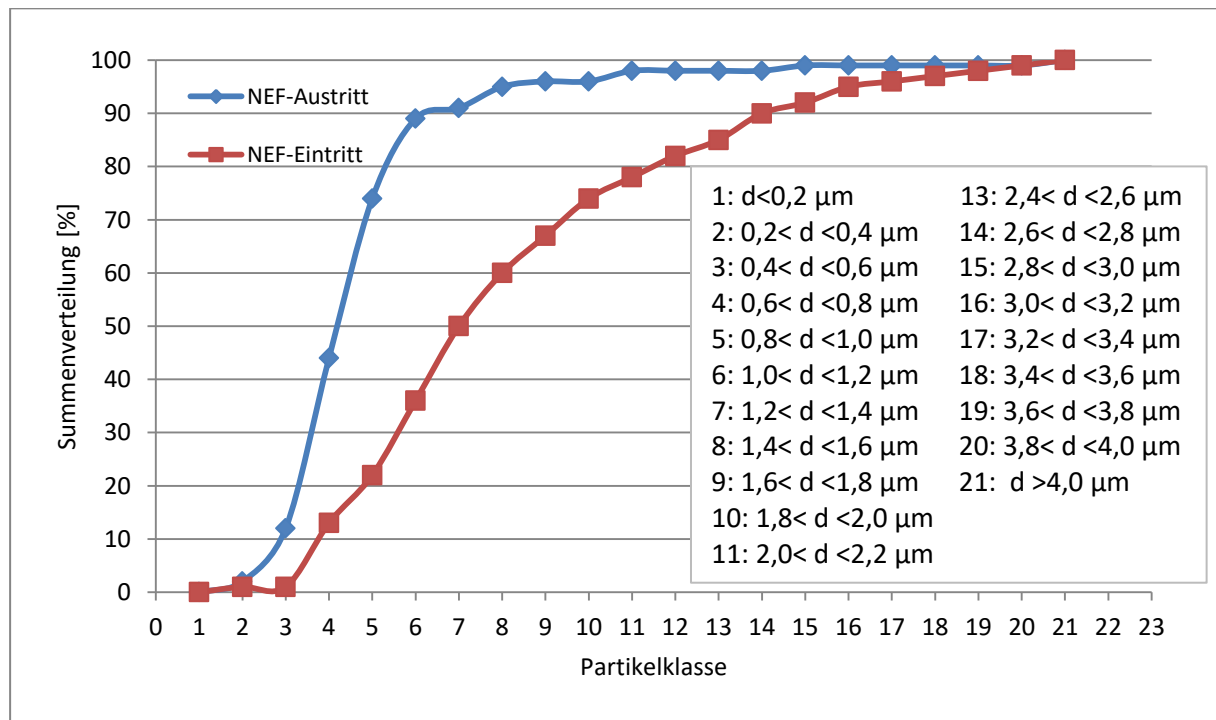
Abbildung 53: Partikelgrößenverteilung ermittelt durch Laserbeugungsmessung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5 m/s; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelmasse



Die Rasterelektronenmikroskopauswertung der über die Staubmessung gesammelten Staubproben am Ein- und Austritt des NEFs ist in Abbildung 54 dargestellt. Obwohl es sich hier „nur“ um ein auszählendes Verfahren handelt, können die qualitativen Zusammenhänge zwischen Partikelgröße und Fraktionsabscheidegrad klar gezeigt werden.

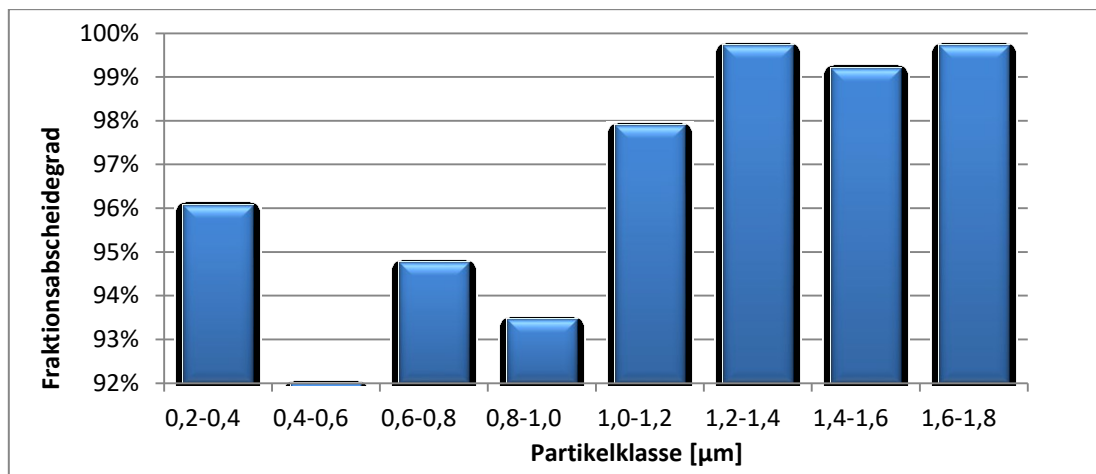
Aufgrund des hohen Abscheidegrads unterscheiden sich die Summenverteilungskurven am NEF- Ein/Austritt auch hier deutlich. Es wurde ein anzahlgemittelter Partikeldurchmesser von  $1,3 \mu\text{m}$  am Eintritt bzw.  $0,7 \mu\text{m}$  am Austritt des Nasselektrofilters ermittelt. Staubpartikel welche einen Durchmesser  $> 1 \mu\text{m}$  aufweisen wurden beinahe zur Gänze abgeschieden.

Abbildung 54: Ergebnis Rasterelektronenmikroskopauswertung -Partikelgrößenverteilung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von  $3,5\text{m/s}$ ; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelanzahl



Unter Einbeziehung der gewonnenen Daten, konnten für die jeweiligen Partikelgrößenklassen entsprechende Abscheidegrade errechnet werden, welche in Abbildung 55 dargestellt sind. Auch diese Auswertung zeigte, dass der Fraktionsabscheidegrad ab einer gewissen Korngröße abnimmt und ein Minimum aufweist. Für Partikel welche kleiner sind als diese Kornklasse, nimmt der Fraktionsabscheidegrad, aufgrund der immer größer werdenden Widerstandskräfte (bezogen auf die Partikelgewichtskraft) und die zugleich immer geringer werdenden Trägheitskräfte, wieder zu (siehe Kapitel 2.3).

Abbildung 55: Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5 m/s (REM-Auswertung)



Nachdem die erhaltenen Ergebnisse gemäß der literaturangegebenen Theorie den Erwartungen entsprechen, wurde das bekannte NEF-Betriebsregime verlassen und die nächste Versuchsserie hinsichtlich höherer Leerrohrgeschwindigkeiten neu definiert, um über diesen noch unbekanntem Einsatzbereich Daten zu gewinnen.

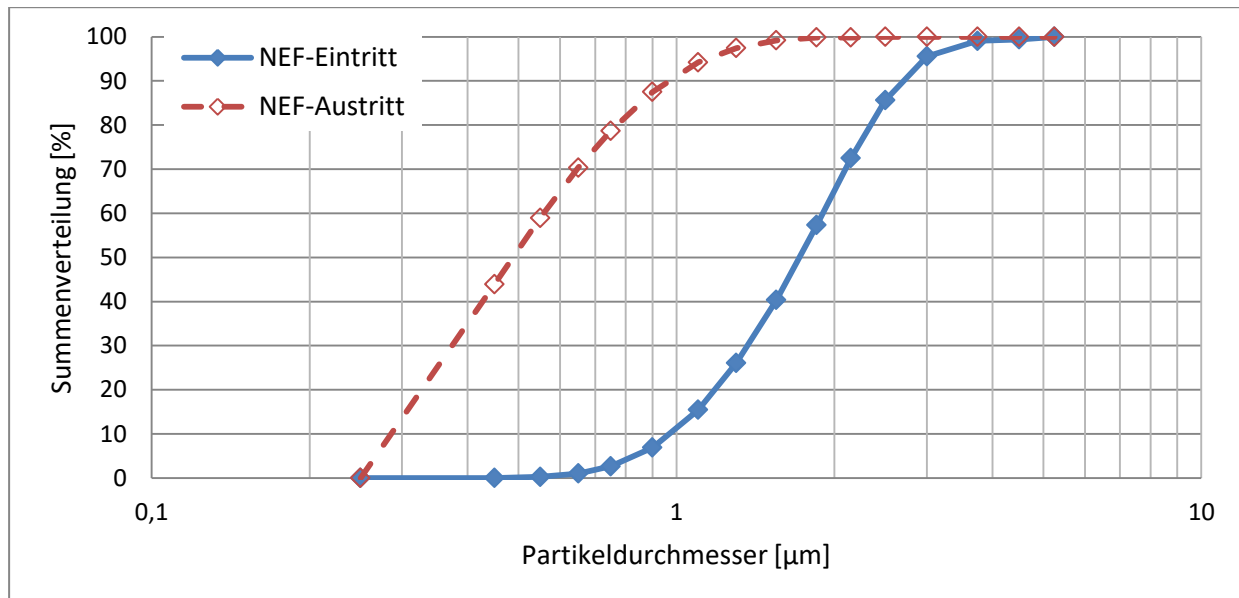
Tabelle 17 fasst die Betriebsbedingungen für einen typischen "Hochgeschwindigkeitsversuch" zusammen.

Tabelle 17 Versuchsssetup bei hohen Leerrohrgeschwindigkeiten

	Volumenstrom [Nm <sup>3</sup> /h] tr.	Leerrohrgeschwindigkeit [m/s]	Staubkonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ] tr., 6% O <sub>2</sub>
NEF-Eintritt	26.000	5,2	19,3
NEF-Austritt	26.000	5,2	1,8

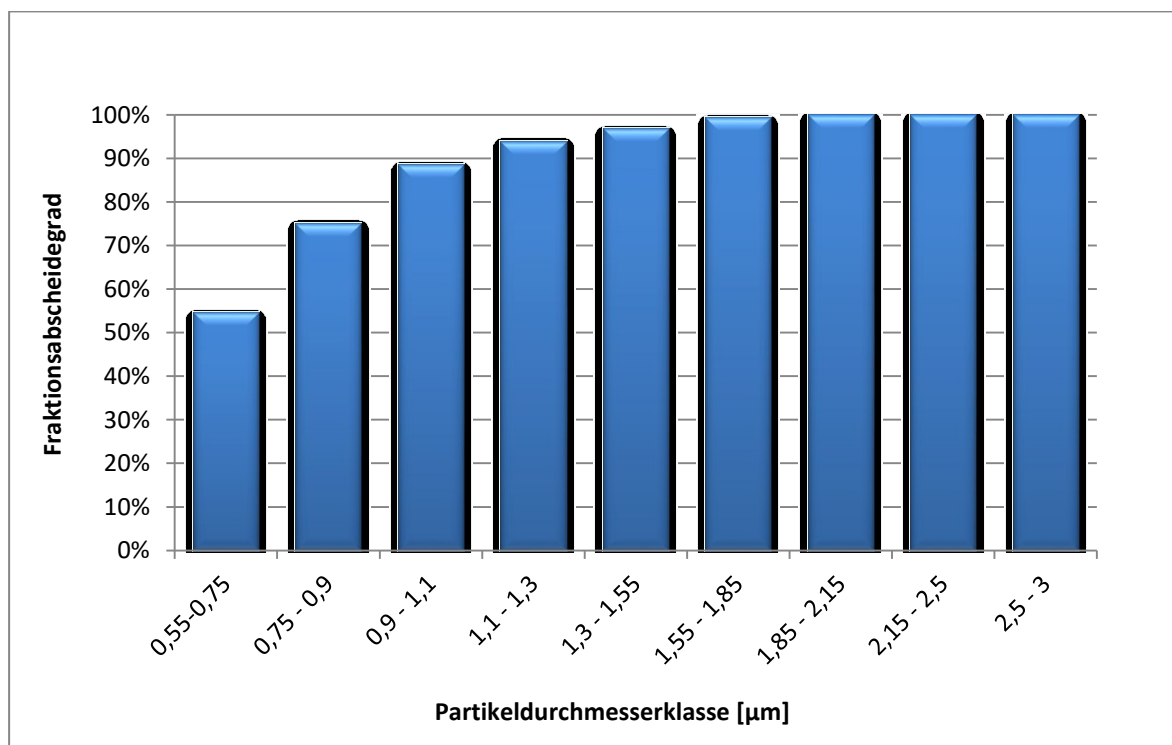
Abbildung 56 zeigt die Ergebnisse der optischen Messung am NEF-Ein- und Austritt. Auch hier ist die, der Partikelabscheidung geschuldete, Verschiebung von größeren Partikeln am Eintritt zu kleineren Partikeln am Austritt des NEFs deutlich zu erkennen. Auch bei sehr hohen Leerrohrgeschwindigkeiten können nur Partikel mit einer Größe < 1  $\mu\text{m}$  mit einem Abscheidegrad von unter 90% im NEF abgeschieden werden

Abbildung 56: Partikel und Aerosolgrößenverteilung ermittelt durch Laserbeugungsmessung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 5 m/s; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelmasse



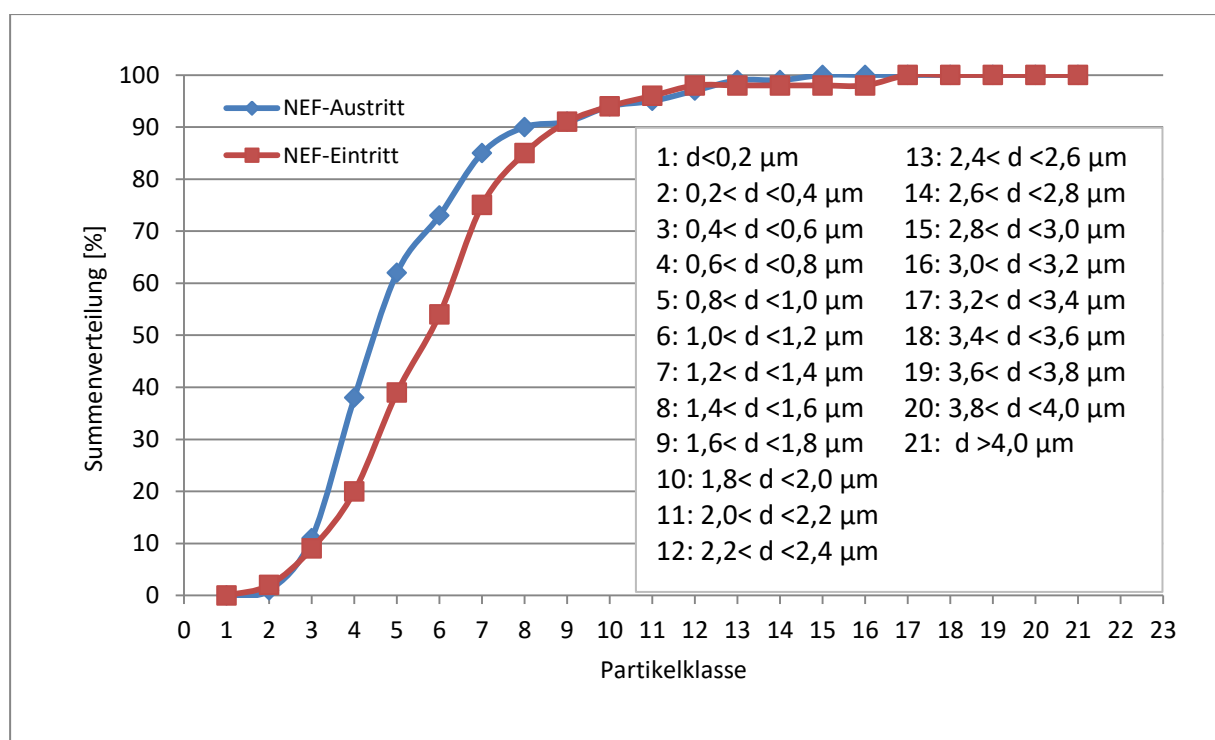
Die berechneten Fraktionsabscheidegrade (Abbildung 57) zeigen, dass Partikel mit einem Durchmesser  $> 1,7 \mu\text{m}$  praktisch vollständig abgeschieden werden können. Auch hier fällt der Fraktionsabscheidegrad rasch mit Abnahme des Partikeldurchmessers. So wurde für die Partikelgrößenklasse von  $0,55 \mu\text{m}$  bis  $0,75 \mu\text{m}$  nur mehr ein Abscheidegrad von etwas über 50% gefunden.

Abbildung 57: Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 5 m/s (Laserbeugungsmessung)



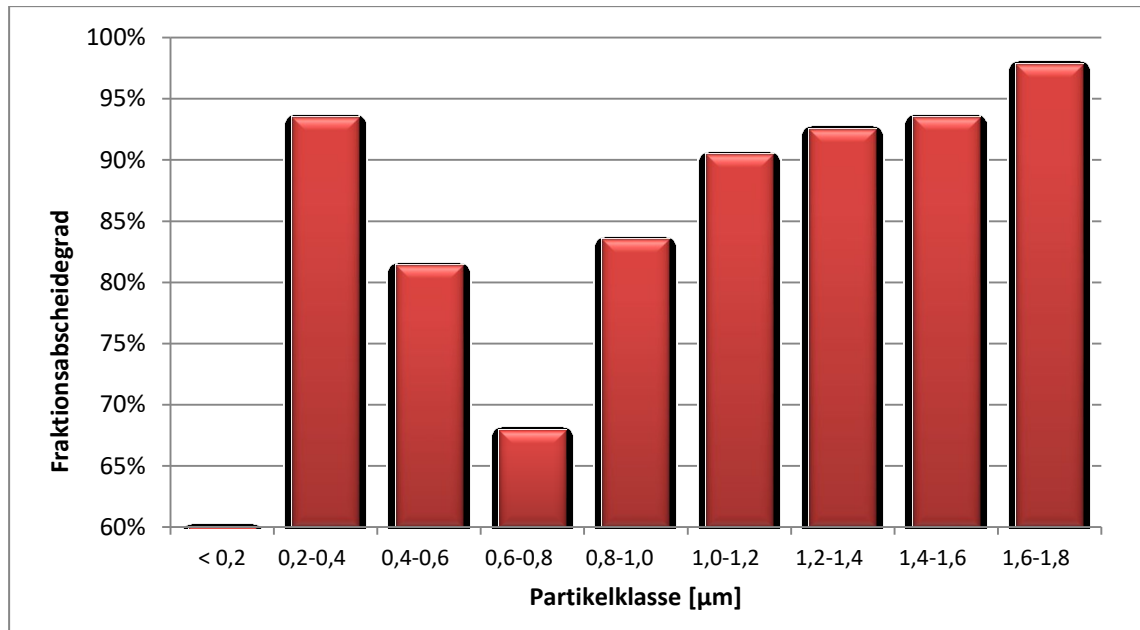
Die Rasterelektronenmikroskopauswertung des Staubes bei gleichen Versuchsbedingungen ist in den Abbildungen Abbildung 58 und Abbildung 59 ersichtlich. Demzufolge waren auf die Anzahl bezogen 91% der Staubpartikel am Nasselektrofilteraustritt kleiner als  $1,5 \mu\text{m}$ , dieses Ergebnis stimmt mit der optischen Messung tendenziell überein. Eine signifikante Abnahme der Abscheideleistung wurde bei Partikeln mit einer Korngröße von  $< 1 \mu\text{m}$  festgestellt (Abbildung 59).

Abbildung 58: Ergebnis Rasterelektronenmikroskopauswertung -Partikelgrößenverteilung ( $5\text{m/s}$ ); Darstellung der Verteilungssumme der Partikelanzahl



Durch die hohe Leerrohrgeschwindigkeit ist der Gesamtabscheidegrad von  $> 99 \%$  bei  $3,5 \text{ m/s}$  auf etwa  $91\%$  bei  $5 \text{ m/s}$  gesunken. Die Fraktionsabscheidegrade zeigen jedoch insgesamt einen sehr ähnlichen Verlauf, auch hier wurde ein entsprechendes Minimum, mit verhältnismäßig steilen Flanken bei Partikel größer/kleiner dieses Minimums gefunden.

Abbildung 59: Durch REM ermittelte Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von  $5 \text{ m/s}$



Durch die Kenntnis der Fraktionsabscheidegrade kann mittels (87) die für die jeweilige Kornklasse zutreffende effektive Wanderungsgeschwindigkeit errechnet werden.

Die Gesamtabseideleistung bei 5 m/s Leerrohrgeschwindigkeit wurde mit 90,5% gemessen, dies führt zu einer über alle Kornklassen gemittelten Wanderungsgeschwindigkeit von ca. 10 cm/s. Die effektive Wanderungsgeschwindigkeit (Staub + Aerosole) jeder Partikelgrößenklasse basierend auf den Auswertungen der Laserbeugungsmessungen ist in Tabelle 18 dargestellt.

*Tabelle 18: Effektive Staub- und Aerosolwanderungsgeschwindigkeiten, errechnet aus den Ergebnissen der Laserbeugungsmessungen*

Partikelklasse	Klassenmittelwert [µm]	Abscheidegrad [%]	Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [cm/s]
0,55 – 0,75	0,65	52	3,11
0,75 – 0,9	0,825	75	5,98
0,9 – 1,1	1	89	9,36
1,1 – 1,3	1,2	92	12,07
1,3 – 1,55	1,425	96	14,90
1,55 – 1,85	1,7	99	21,95



Tabelle 19: Effektive Staubwanderungsgeschwindigkeiten, errechnet aus den Ergebnissen der Rasterelektronenmikroskopauswertungen

Partikelklasse	Klassenmittelwert [ $\mu\text{m}$ ]	Abscheidegrad [%]	Effektive Wanderungsgeschwindigkeit [cm/s]
0,6 – 0,8	0,7	77	6,4
0,8 – 1,0	0,9	88	9,2
1,0 – 1,2	1,1	93	11,5
1,2 – 1,4	1,3	94,7	12,6
1,4 – 1,6	1,5	95	13,2
1,6 – 1,8	1,7	98	17,9

Der in der Literatur beschriebene lineare Zusammenhang (abseits des Minimums) zwischen Partikeldurchmesser und zugehöriger Wanderungsgeschwindigkeit konnte im Rahmen der Versuch deutlich bestätigt werden (Abbildung 60).

Abbildung 60: Abhängigkeit der Wanderungsgeschwindigkeit vom Partikeldurchmesser

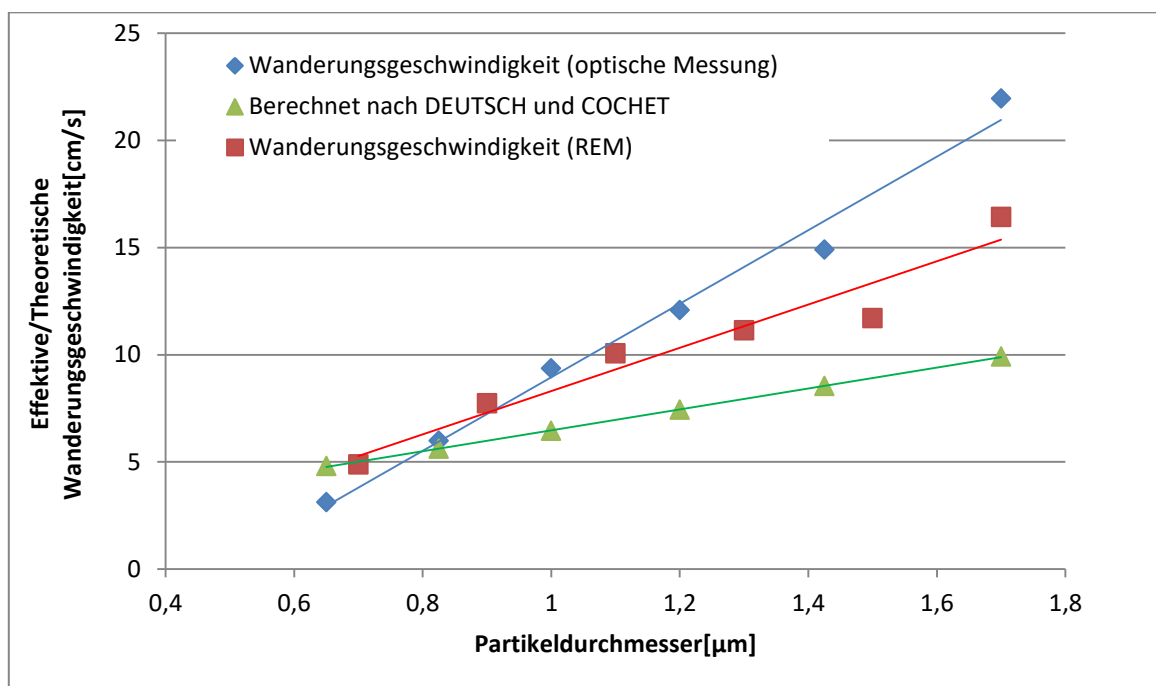


Tabelle 20: Zusammenfassung der berechneten/gemessenen Ergebnisse

	Effektive/Theoretische Wanderungsgeschwindigkeit [cm/s]	Abscheidegrad [%]
Berechnet auf Basis der laseroptischen Messungen (Staub + Aerosol)	13,2	95,4
Berechnet nach DEUTSCH/COCHET (Staub, kombinierte Aufladung)	9,3	88,7
Berechnet auf Basis der REM-Partikelmessung (Staub)	10	90,5

Wie aus den Versuchsergebnissen hervorgeht, können auch bei sehr hohen Leerrohrgeschwindigkeiten von 5 m/s noch Staubabscheidegrade von > 90% erreicht werden. Die Ergebnisse der Laserbeugungsmessungen basieren immer auf eine kombinierte Abscheidung von Staub und Aerosolen und liegen deshalb aufgrund der naturgemäß besseren Aerosolabscheidung (Dielektrikum) hinsichtlich des Gesamtabscheidegrads höher im Vergleich zu den Ergebnissen der reinen Staubmessungen. Berechnet man die Abscheidegrade nach DEUTSCH mittels kombinierter Aufladung unter Berücksichtigung des Cunningham Faktors, erhält man durchwegs niedrigere Prognosen in Hinblick auf die Abscheideleistung. Dieser Sachverhalt ist für Partikel < 2 µm auch bereits durch Parker dokumentiert worden, welcher diesen Effekt auf eine unterschätzte Ladbarkeit kleinerer Partikel bzw. auf eine eventuelle Agglomeration zurückführt.<sup>142</sup>

---

<sup>142</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 65, 66

## **4 Gegenüberstellung Messung /Rechnung**

### **4.1 Gegenüberstellung der gemessenen Abscheidegrade und Wanderungsgeschwindigkeiten zu den theoretisch errechneten Werten.**

Ein Zentralpunkt der Arbeit ist es, die gemessenen Werte mit jenen aus dem Modell theoretisch abgeleiteten zu vergleichen, um eine Aussage über die Berechnungsgüte des theoretischen Modells zur Dimensionierung von Neuanlagen zu erhalten.

Dieser Abgleich ist natürlich auch aus Sicht der deutlich von der Standardleerrohrgeschwindigkeit nach oben abweichenden Leerrohrgeschwindigkeit notwendig. Davon abgesehen gibt es seit vielen Jahren die Bestrebungen das Standardmodell nach Deutsch zu korrigieren, dazu wird häufig mit empirisch ermittelten Werten gearbeitet.<sup>143</sup>

Im Rahmen dieser Arbeit wurden hierfür zunächst Versuchsreihen bei üblichen bis erhöhten Leerrohrgeschwindigkeiten und Staub-/Aerosolbelastungen untersucht um einen Basisvergleich zu den Standardmodellen herstellen zu können. Im Anschluss wurde als Kontrapunkt dazu mit Leerrohrgeschwindigkeiten von  $> 5\text{m/s}$ , Aerosolkonzentration von bis zu  $195\text{ mg/Nm}^3$  und Staubeintrittswerten von bis zu  $140\text{ mg/Nm}^3$ , gearbeitet um das Modell für die im Rahmen einer Anlagendimensionierung in Frage kommender Betriebszustände zu verifizieren.

#### **4.1.1 Erfassung der Korngrößenverteilungen**

Um die gemessenen Staub- und Aerosolabscheidegrade einer Berechnung zugänglich zu machen müssen neben den Betriebsdaten, wie Rauchgasvolumenströme, Filterstrom- und Filterspannung vor allem die Korngrößenverteilungen der festen Staubpartikel und der Aerosoltröpfchen erfasst werden. Hierzu wurde (im Nachgang des Versuchs 16) eine laseroptische Messung am Eintritt des Nasselektrofilters, mit dem Ziel durchgeführt die Korngrößenverteilungen für Staub und Aerosole getrennt zu erfassen und somit eine geeignete Rechenbasis zur Modellvalidierung zu haben.

Für eine getrennte Erfassung der Partikelgrößenverteilungen wurde zunächst die Korngrößenverteilung ohne  $\text{SO}_3$  und Staubdosierung gemessen, das Ergebnis dieser Messung stellt quasi den Hintergrund der Versuche dar, da die Gasmatrix lediglich den Reststaub, hinter dem Kessel Elektrofilter, welcher durch den Versuchswäscher nicht abgeschieden wurde, sowie eine geringe Anzahl an Resttropfen über den

---

<sup>143</sup> K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, 1997, Seite 20

Tropfenabscheideraustag des Versuchswäschers enthält. Im zweiten Schritt wurde die Staubdosierung zugeschaltet. Daraufhin ist eine deutliche Verschiebung in Richtung größerer Partikel, aufgrund der neu hinzukommenden Staubpartikel erkennbar.

Abschließend wurde nach Deaktivierung der Staubdosierung die  $\text{SO}_3$ -Dosierung aktiviert und wiederum die Korngrößenverteilung, diesmal der Aerosole, am Eintritt des Nasselektrofilters bestimmt. Obwohl die Verschiebung der Summenkurve nicht so stark ausgeprägt war wie bei der Staubdosierung, konnte man auch dieses Mal eine Verschiebung der Summenverteilung hin zu größeren „Korndurchmessern“ erkennen. Die Ergebnisse der Messungen sind in Abbildung 61 zusammengefasst. „Subtrahiert“ man nun die Verteilung des Hintergrundes von der Verteilung Hintergrund + Aerosoldosierung erhält man die Tropfengrößenverteilung für das dosierte Aerosol, siehe Abbildung 62. Eine Korrektur der staubbezogenen Verteilungskurve kann aufgrund der hohen gemessenen Staubkonzentration von  $98 \text{ mg/Nm}^3$  vernachlässigt werden, da wie in Abbildung 63 ersichtlich, die geringe Hintergrundkonzentration nur wenig Einfluss auf die Summenkurve hat.

Abbildung 61: Ergebnisse der Partikelgrößenmessung am NEF-Eintritt

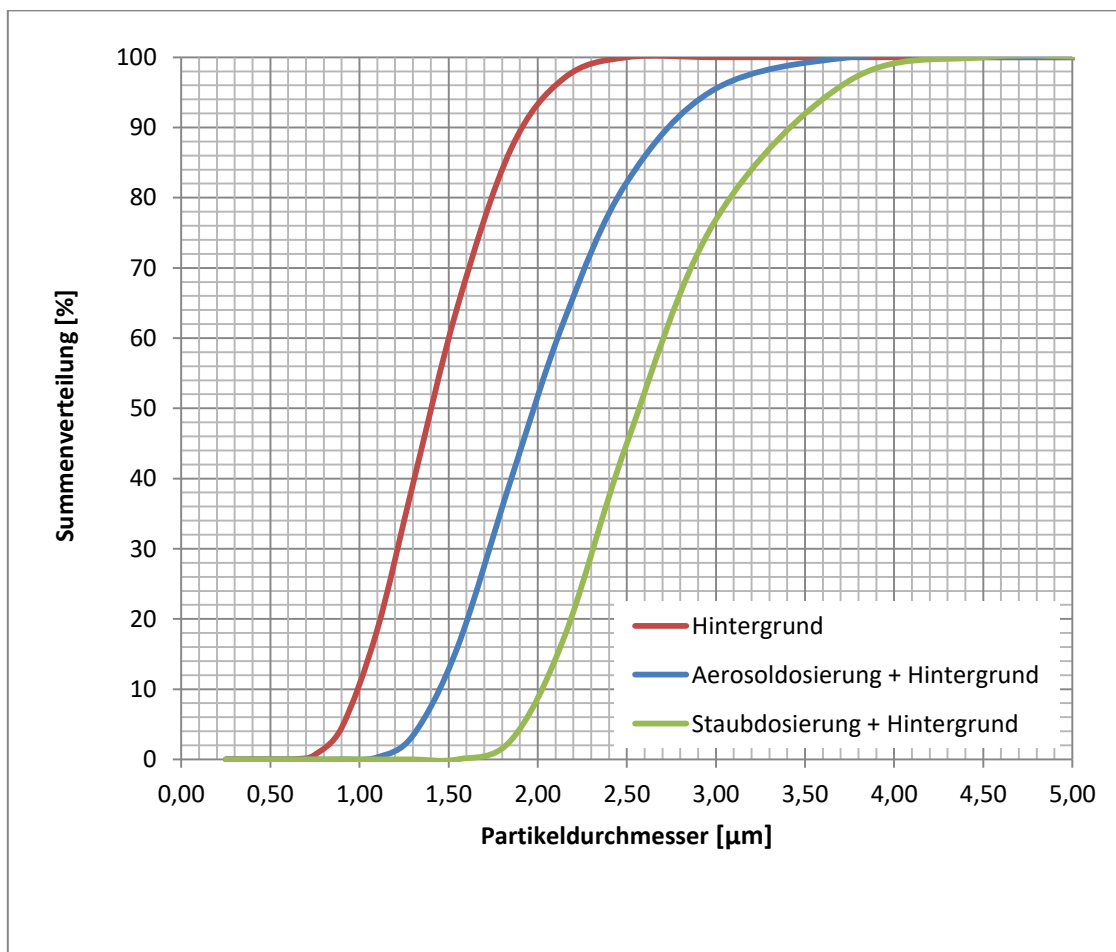


Abbildung 62: Korngrößenverteilung mit Aerosoldosierung am NEF-Eintritt

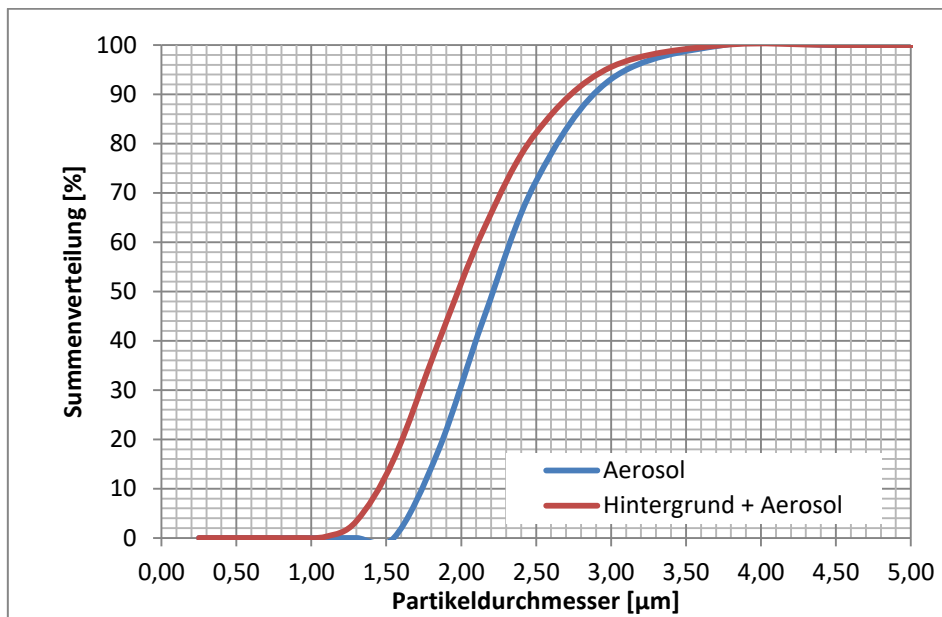
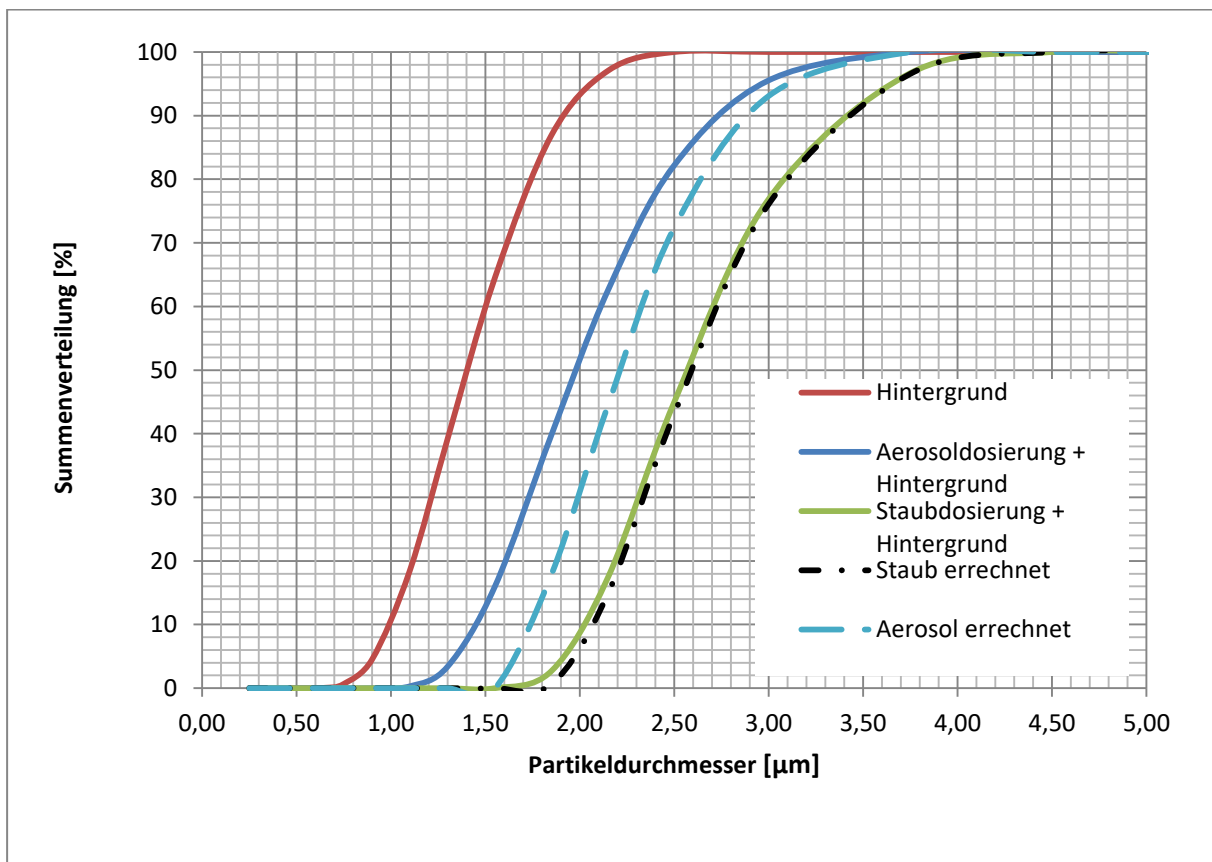


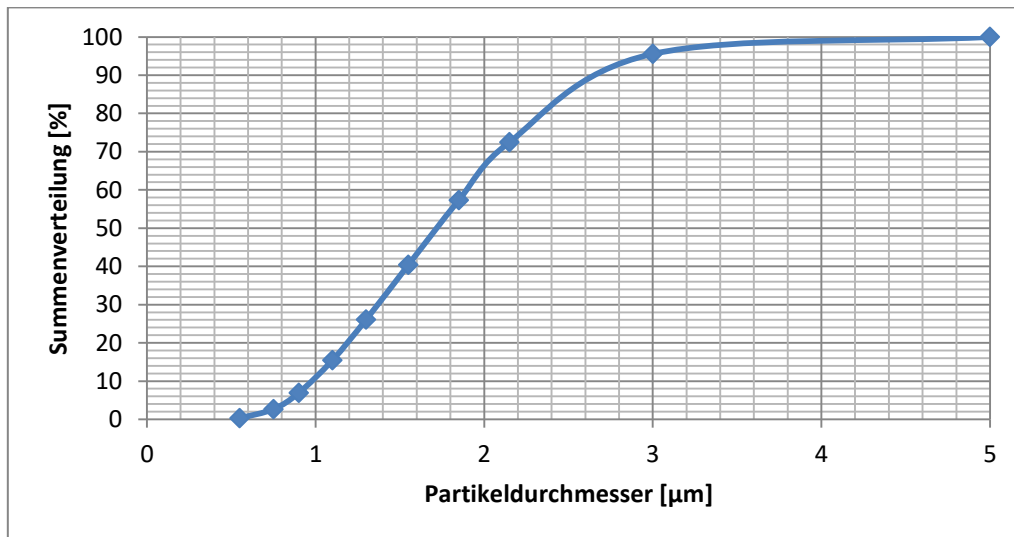
Abbildung 63: Zusammenfassung der Korngrößenverteilungsmessung am NEF-Eintritt bei 3,7m/s



Die in *Abbildung 63* dargestellten Summenverteilungen werden bei allen Modellrechnungen mit Leerrohrgeschwindigkeiten von ~3,7 m/s verwendet. Bei größeren Geschwindigkeiten

wurden die Summenverteilungskurven verwendet, welche im Rahmen des jeweiligen Versuches ermittelt wurden. Exemplarisch sei an dieser Stelle auf Abbildung 64 verwiesen in welcher eine Summenverteilung der Partikeln am NEF-Eintritt bei  $30 \text{ mg/Nm}^3$  Staub und  $3 \text{ mg/Nm}^3$  Aerosol mit einer Leerrohrgeschwindigkeit von  $5,2 \text{ m/s}$  dargestellt ist.

Abbildung 64: Summenverteilung am NEF-Eintritt für Leerrohrgeschwindigkeit  $5,2 \text{ m/s}$



Für Versuchspunkte bei welchen keine Partikelgrößenverteilungen gemessen wurden, wurden in Abstimmung der Leerrohrgeschwindigkeit Verteilungskurven anderer Versuche herangezogen. Für Aerosole wurde stets die in Abbildung 63 dargestellte Verteilung verwendet.

## 4.2 Gegenüberstellung ohne Korrekturfaktor

In Abbildung 65 sind für ausgewählte vermessener Versuchspunkte, jeweils bei üblichen Leerrohrgeschwindigkeiten (ca.  $3,5 \text{ m/s}$ ) und bei hohen Leerrohrgeschwindigkeiten ( $> 5 \text{ m/s}$ ), die gemessenen und die durch das in Kapitel 2.4 beschriebene Modell errechneten Werte für die Reingasstaubkonzentrationen dargestellt.

Das Modell liefert für niedrigere Leerrohrgeschwindigkeiten bereits gute Übereinstimmungen mit den Messwerten, bei leichter Unterschätzung der Abscheideleistung. Betrachtet man sich diese Gegenüberstellung für die höheren Leerrohrgeschwindigkeiten werden diese Abweichungen nun erheblich größer, sodass eine Anpassung des Modelles insgesamt erstrebenswert erscheint.

Ein ähnlicher Sachverhalt ergibt sich wenn man die gemessenen und errechneten Abscheidegrade der Aerosole ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Tröpfchen) vergleicht. Auch hier gibt es im Trend eine Unterschätzung der Abscheideleistung bei niedrigeren Leerrohrgeschwindigkeiten, wenn auch hier die Abweichung im Vergleich zum Staub zu den gemessenen Werten höher liegt.

Bei höheren Leerrohrgeschwindigkeiten gab es seitens des Modells bei niedrigen Reingaskonzentrationen geringe Überschätzungen der Abscheidegrade, wohingegen bei höheren Reingaskonzentrationen eine deutliche Unterschätzung des Abscheidegrades vorlag. Dementsprechend wurde wie bereits in Kapitel 2.4 dargelegt ein Korrekturfaktor eingeführt um die Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Messergebnissen noch zu verbessern.

Abbildung 65: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubreingaskonzentrationen

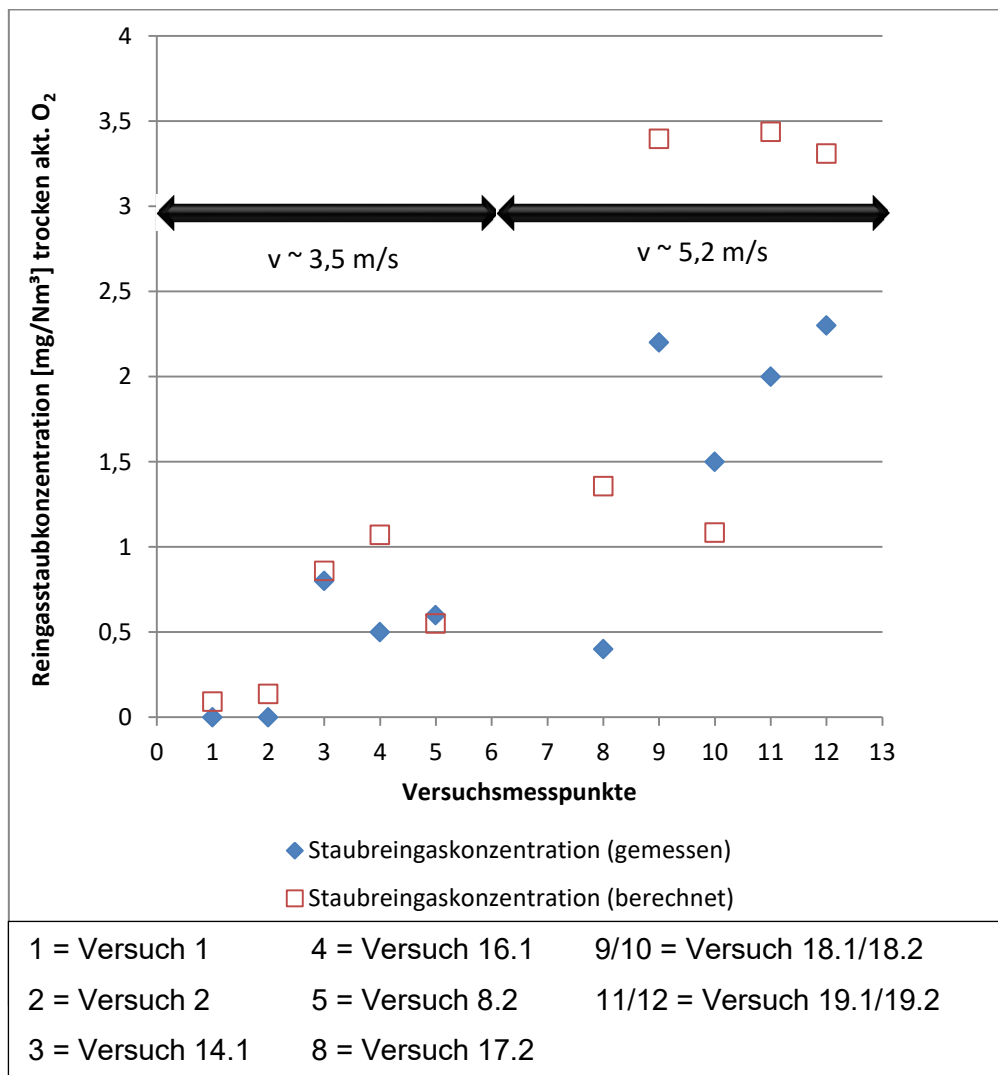


Abbildung 66: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Aerosolreingaskonzentrationen

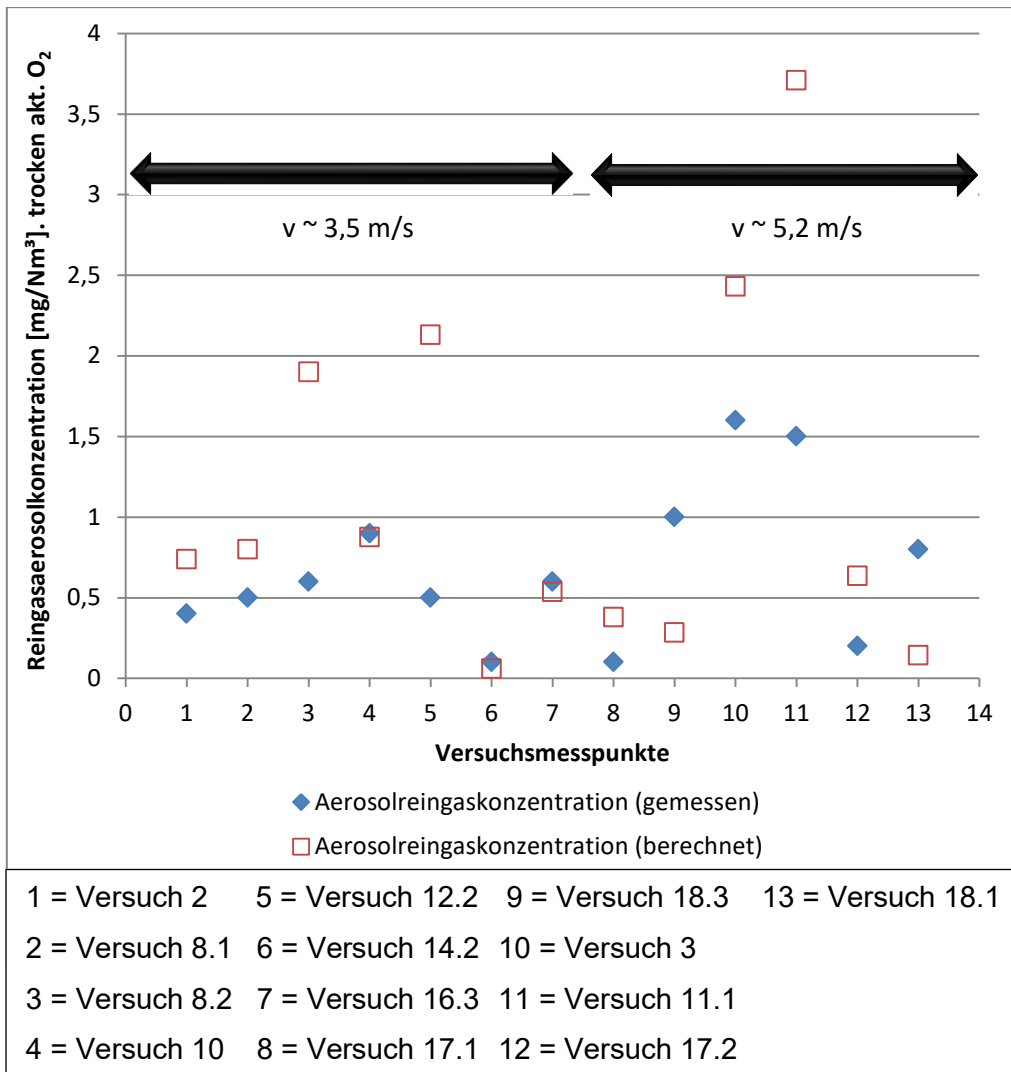


Tabelle 21: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubabscheidegrade und Reingaskonzentrationen

Versuch	Abscheidung gemessen [%]	Abscheidung errechnet [%]	Relativer Fehler [%]	Gemessener Reingas-Staub [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>	Errechneter Reingas-Staub [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>
1	99,50%	99,01%	-0,50	< 0,30	0,09
2	99,00%	98,85%	-0,16	< 0,30	0,14
14.1	96,35%	96,06%	-0,30	0,74	0,86
16.1	99,11%	98,09%	-1,04	0,46	1,07
8.2	98,24%	98,37%	0,14	0,59	0,55
16.2	99,71%	98,17%	-1,58	0,37	1,07
17.2	95,79%	85,68%	-11,80	0,39	1,36
18.1	92,67%	88,68%	-4,50	2,15	3,40
19.1	91,70%	85,69%	-7,01	1,99	3,44
19.2	92,38%	89,00%	-3,80	2,29	3,31
18.2	84,21%	88,55%	4,90	1,47	1,08
5	97,58%	76,52%	-27,53	0,49	4,85



Tabelle 22: Gegenüberstellung gemessener/errechneter  $H_2SO_4$  Aerosolabscheidegrade und Reingaskonzentrationen

Versuch	Abscheidung gemessen [%]	Abscheidung errechnet [%]	Relativer Fehler [%]	Gemessene Reingaskonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>	Errechneter Reingaskonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>
2	97,66%	95,66%	-2,09	0,38	0,74
8.1	98,86%	98,17%	-0,71	0,49	0,80
8.2	99,39%	98,07%	-1,35	0,59	1,90
10	98,09%	98,12%	0,04	0,87	0,88
12.2	99,55%	98,07%	-1,51	0,50	2,13
16.3	96,65%	96,99%	0,36	0,55	0,54
14.2	92,31%	95,47%	3,31	0,09	0,06
17.1	97,44%	89,97%	-8,30	0,10	0,38
3	97,77%	96,60%	-1,21	1,54	2,43
11.1	96,34%	90,92%	-5,96	1,56	3,71
17.2	92,38%	91,51%	-0,95	0,20	0,14

### 4.3 Gegenüberstellung mit Korrekturfaktor

Durch Anwendung der in Kapitel 2.4 abgeleiteten Korrekturfaktoren, wurden die durch das Modell ausgegebenen Reingasemissionen angepasst und entsprechend in Abbildung 67 und Abbildung 68 dargestellt.

Bei näherer Betrachtung der Ergebnisse für Leerrohrgeschwindigkeiten von ca. 3,5 m/s sieht man eine wesentlich bessere Übereinstimmung der gemessenen und durch das Modell berechneten Werte. Insbesondere bei den Aerosolen brachte die Anwendung der Wanderungsgeschwindigkeitskorrektur eine deutliche Verringerung der Abweichung zwischen Mess- und Rechenwert.

Im Bereich der hohen Leerrohrgeschwindigkeiten setzt sich der Trend der Verbesserung unter Betrachtung der Staubreingaskonzentration fort, sodass unter Berücksichtigung der aus dem Korrekturfaktor erhaltenen höheren Wanderungsgeschwindigkeit eine wesentlich bessere Übereinstimmung zu den Messwerten erhalten wurde.

Abbildung 67: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubreingaskonzentrationen mit Korrekturfaktor

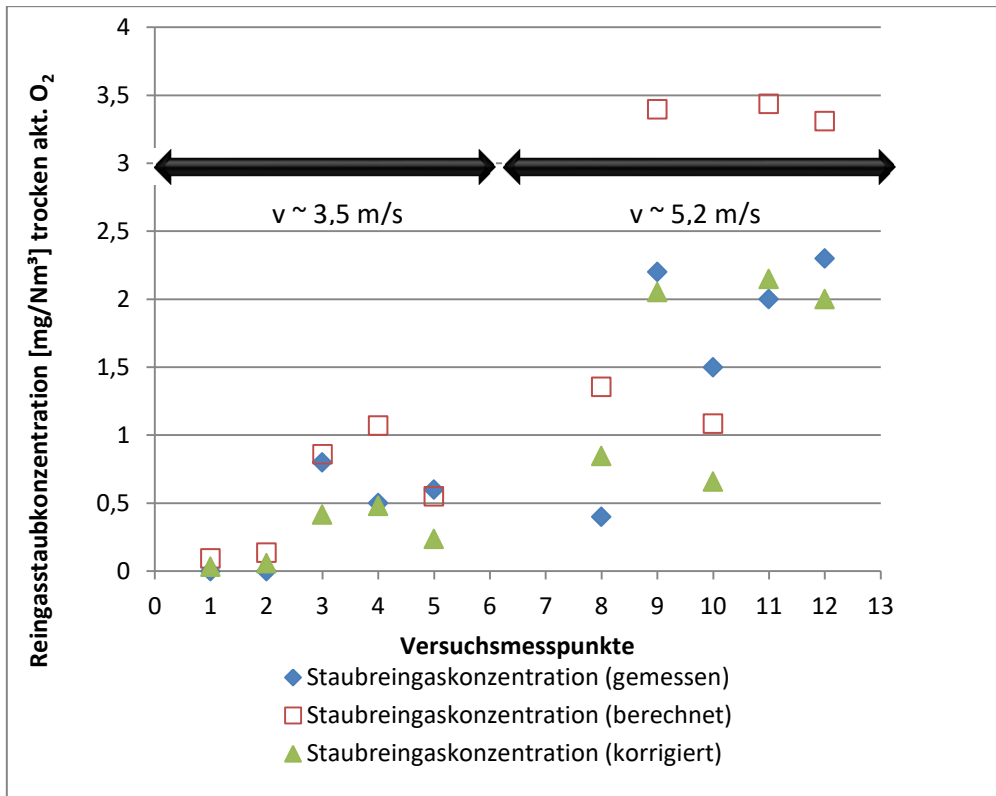
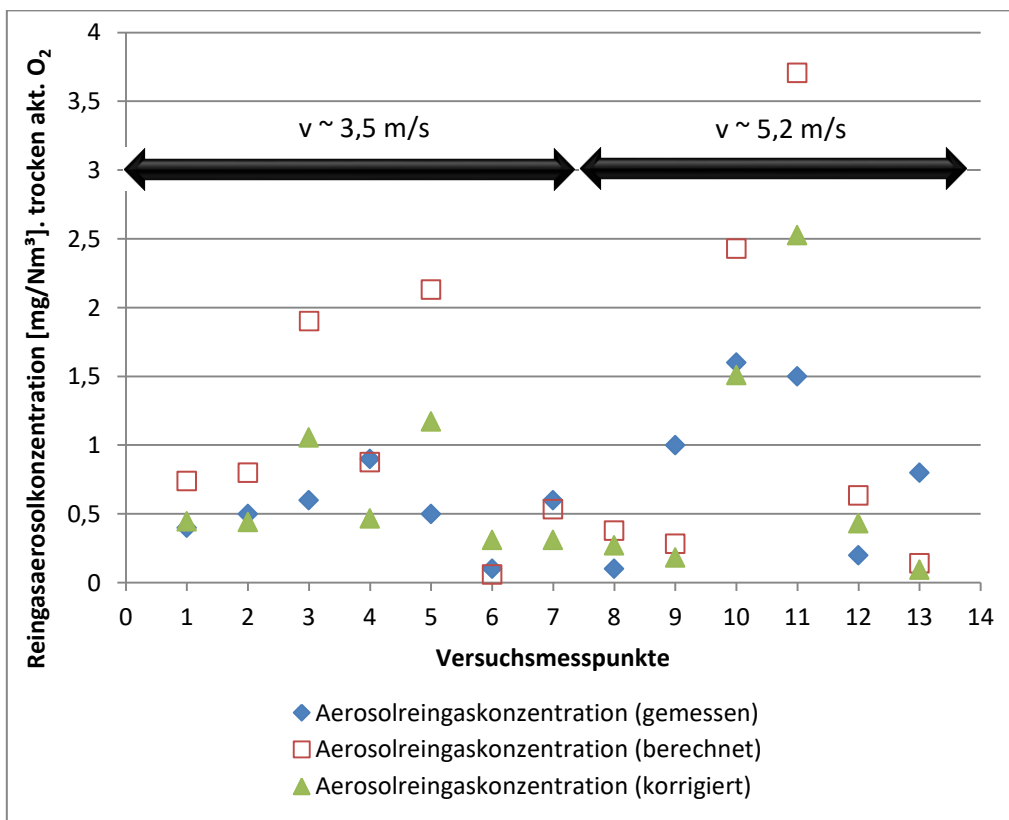


Abbildung 68: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Aerosolreingaskonzentrationen mit Korrekturfaktor



Bezüglich hoher Leerrohrgeschwindigkeiten und höherer Reingaskonzentrationen zeigte sich ebenfalls eine nennenswerte Verbesserung bei Anwendung des Korrekturfaktors, wohingegen bei Reingaskonzentrationen von 1 mg/Nm<sup>3</sup> und weniger eine permanente Überschätzung der Abscheideleistung zu verzeichnen war. Der Absolutbetrag der Abweichung ist bei diesen niedrigen Konzentrationen jedoch ebenfalls gering.

Tabelle 23: Gegenüberstellung gemessener/ mit Korrekturfaktor errechneter Staubabscheidegrade und Reingaskonzentrationen

Versuch	Betriebsvolumenstrom [Bm <sup>3</sup> /s]	Abscheidung gemessen [%]	Abscheidung korrigiert [%]	Relativer Fehler [%]	Gemessener Reingas-Staub [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>	Korrigierter Reingas-Staub [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>
1	5,9	99,50%	99,65%	0,15	< 0,3	0,03
2	8,7	99,00%	99,51%	0,51	< 0,3	0,06
14.1	8,5	96,35%	98,10%	1,79	0,74	0,42
16.1	8,5	99,11%	99,15%	0,04	0,46	0,48
8.2	8,1	98,24%	99,30%	1,07	0,59	0,24
16.2	8,5	99,71%	99,19%	-0,53	0,37	1,13
17.2	12,0	95,79%	91,09%	-5,16	0,39	0,85
18.1	12,0	92,67%	93,16%	0,53	2,15	2,05
19.1	12,1	91,70%	91,08%	-0,68	1,99	2,15
19.2	12,1	92,38%	93,37%	1,06	2,29	2,00
18.2	12,0	84,21%	93,07%	9,52	1,47	0,66
5	12,3	97,58%	84,20%	-15,89	0,49	3,27

Tabelle 24: Gegenüberstellung gemessener/ mit Korrekturfaktor errechneter H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Aerosolabscheidegrade und Reingaskonzentrationen

Versuch	Betriebsvolumenstrom [Bm <sup>3</sup> /s]	Abscheidung gemessen [%]	Abscheidung korrigiert [%]	Relativer Fehler [%]	Gemessener Reingas-Aerosol [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>	Korrigierter Reingas-Aerosol [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr. akt. O <sub>2</sub>
2	8,66	97,66%	97,40%	-0,27	0,38	0,45
8.1	8,08	98,86%	99,00%	0,13	0,49	0,44
8.2	8,08	99,39%	98,93%	-0,46	0,59	1,05
10	7,11	98,09%	99,01%	0,93	0,87	0,47
12.2	7,86	99,55%	98,94%	-0,61	0,50	1,17
16.3	8,50	96,65%	98,26%	1,64	0,55	0,31
14.2	8,50	92,31%	93,08%	0,83	0,09	0,04
17.1	12,08	97,44%	95,41%	-2,12	0,10	0,27
3	10,61	97,77%	97,90%	0,13	1,54	1,51
11.1	11,54	96,34%	93,84%	-2,67	1,56	2,53
17.2	11,97	92,38%	94,23%	1,96	0,20	0,43

## **5 Zusammenfassung und Ausblick**

### **5.1 Beurteilung der Eignung des integrativen NEF-Konzeptes**

Ziel der Untersuchungen war es, die Eignung der Implementierung eines Nasselektrofilters in ein REA-Sprühturmkonzept unter realistischen Bedingungen zu erproben. Besonders die für das Nasselektrofilter extrem hohen Strömungsgeschwindigkeiten, welche durch die Kombination mit der REA resultieren, stellen hohe Anforderungen an das NEF. Eine derartige Kombination wurde in der Vergangenheit vermutlich aufgrund geringer zu erwartender Abscheidegrade und der durch die hohen Geschwindigkeiten hervorgerufenen Betriebsprobleme mit dem NEF gescheut. Neuerdings scheint gerade diese Kombination für bestimmte Anlagenkonzepte jedoch sehr vielversprechend zu sein.

Eine entsprechend konzipierte Versuchsanlage, sollte durch die Schaffung optimaler Versuchsbedingungen, die Tauglichkeit dieser Kombination abklären.

Dabei sollten nicht nur die Betriebstauglichkeit dieses Konzeptes sowie die Gesamtabscheidegrade von Staub und Aerosolen bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen ermittelt, sondern auch der Abscheidegrad in Abhängigkeit der Partikelgröße betrachtet werden. Aus diesem Grunde wurden Versuchsreihen durchgeführt, um mittels Laserbeugungsmessungen sowie begleitenden Staubmessungen mit anschließender Auswertung der Korngrößen im REM, die Korngrößenverteilungen am NEF Ein- und Austritt zu messen. Erwartungsgemäß waren die erzielten Abscheidegrade bei üblichen Leerrohrgeschwindigkeiten (3,5 m/s) sehr gut (>99%, siehe Kapitel 3.3.4). Das Abscheidegradminimum (im Bereich der Messerfassung) wurde hierbei bei Partikeln mit einem Durchmesser von 0,9  $\mu\text{m}$  errechnet, welche aber immer noch zu mehr als 93% abgeschieden wurden (siehe Abbildung 55).

Für sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten von 5 m/s können diese hohen Abscheidegrade nicht gehalten werden, jedoch werden selbst in diesem Betriebsfenster noch mehr als 90% der Partikel abgeschieden (siehe Kapitel 3.3.4). Die Analyse der Fraktionsabscheidegrade zeigte hier einen signifikanten Rückgang des Abscheidegrades bei Partikeln mit einem Durchmesser von < 1  $\mu\text{m}$ . Hierbei lieferte das laseroptische Messverfahren eine genauere Übereinstimmung mit den in der Literatur zu findenden Daten bezüglich des Fraktionsabscheidegradverlaufes in Abhängigkeit der Korngrößen. Bei den REM-Auswertungen war im Vergleich zur Literatur tendenziell das Minimum in Richtung größerer Partikel verschoben.

Innerhalb der 16-monatigen Betriebszeit der Versuchsanlage hat sich das Konzept, des in den REA-Sprühturm integrierten Nasselektrofilters, als probates Mittel erwiesen, um geringste partikuläre und sauergasbezogene Reingasemissionen sicher zu stellen.

## V. Exemplarische Berechnung

Zur besseren Nachvollziehbarkeit der erhaltenen kalkulatorischen Ergebnisse wird an dieser Stelle explizit für den Versuch 8.2 aus Tabelle 21 der Staub-Abscheidegrad berechnet.

Tabelle 25: Betriebsdaten der Versuchsanlage

Rauchgasdaten	Rohgas	Reingas
Volumenstrom [Nm <sup>3</sup> /h],tr.	17.300	17.300
Volumenstrom [Nm <sup>3</sup> /h],f.	23.100	23.100
Temperatur [°C]	66	66
Druck [mbar], absolut	1.001	998
Volumenstrom [Bm <sup>3</sup> /h],f.	29.035	29.122
Volumenstrom [Bm <sup>3</sup> /s],f.	8	8
Gasfeuchte [Vol% H <sub>2</sub> O], f.	25,11%	25,11%
Feuchte [kg/kg]	0,21	
Staubkonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., akt. O <sub>2</sub>	34	0,52
Staubkonzentration [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., Ref. O <sub>2</sub>	37,04	0,57
Staubkonzentration [mg/Bm <sup>3</sup> ] akt. O <sub>2</sub>	20,26	0,31
Staub [g/cm <sup>3</sup> ] akt.	2,02584E-08	3,09509E-10
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> /SO <sub>3</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., akt O <sub>2</sub>	99,00	1,74
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> /SO <sub>3</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., Ref. O <sub>2</sub>	107,84	1,90
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> /SO <sub>3</sub> [g/cm <sup>3</sup> ]	5,89878E-08	1,03439E-09
Tropfen [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., akt. O <sub>2</sub>	10	0,77
Tropfen [mg/Nm <sup>3</sup> ]tr., Ref. O <sub>2</sub>	10,89	0,84
Tropfen [g/cm <sup>3</sup> ]	5,95836E-09	4,59072E-10
Gaszähigkeit [Pa*s]	1,73*10 <sup>-5</sup>	

Tabelle 26: Korngrößenverteilung des Staubes (Optische Messung Kap 4.1.1)

Klasse	d_min [µm]	d_max [µm]	d_med [µm]	r_med [µm]	Massenanteil [%]	Σ Massenanteile [%]
1	0	1,55	0,775	0,3875	0	0
2	1,55	1,85	1,7	0,85	2,71	2,71
3	1,85	2,15	2	1	14,77	17,48
4	2,15	2,5	2,325	1,1625	27,51	44,99
5	2,5	3	2,75	1,375	31,9	76,89
6	3	3,75	3,375	1,6875	19,79	96,68
7	3,75	4,5	4,125	2,0625	3,32	100
8	4,5	5	4,75	2,375	0	100
9	5	6	5,5	2,75	0	100
10	6	8	7	3,5	0	100

**Berechnung der mittleren freien Weglänge:**

$$\lambda = \frac{k * T}{\pi * \sqrt{2} * r^2 * p} = \frac{1,38 * 10^{-23} * (273,15 + 66)}{3,14 * \sqrt{2} * (3,6 * 10^{-10})^2 * 1001 * 100} = 8,12 * 10^{-8} m \quad (72)$$

$\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]

$r$ ... Wirkungsradius [m]

$k$ ... Boltzmann-Konstante  $1,38 * 10^{-23}$  [J/K]

$T$ ... Temperatur [°K]

$p$ ... Druck [Pa]

**Relative Luftdichte**

$$\frac{\rho_0}{\rho_2} = \delta = \frac{T_0}{T_2} * \frac{p_2}{p_0} = \frac{293}{(273,15 + 56)} * \frac{750,81}{760} = 0,859 \quad (63)$$

$T_0$ ... Standardtemperatur (293 °K)

$p_0$ ... Standarddruck (760 mm Hg)

$T_2$ ... aktuelle Rauchgastemperatur [°K]

$p_2$ ... aktueller Druck im Rauchgas [mm Hg]

**Koronaeinsatzfeldstärke:**

$$E_0 = 30 * \delta + 9 * \sqrt{\frac{\delta}{r}} = 30 * 0,853 + 9 * \sqrt{\frac{0,853}{0,12}} = 49,58 \text{ kV/cm} \quad (61)$$

$\delta$  ... relative Luftdichte [-]

$r$ ... Sprühelektrodenradius [cm]

Die Koronaeinsatzfeldstärke  $E_0$  [kV/cm] kann nach Peek für verschmutzte Elektroden in Luft durch folgende Beziehung angepasst werden:

$$E_0 = 30 * f * \delta * \left( 1 + 0,3 * \sqrt{\frac{\delta}{r}} \right) = 30 * 0,6 * 0,853 * \left( 1 + 0,3 * \sqrt{\frac{0,853}{0,12}} \right) = 27,63 \frac{\text{kV}}{\text{cm}} \quad (69)$$

$$= 92,23 [\text{cm}^{-0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-1}]$$

$f$ ... Verschmutzungsgrad= 0,6

**Koronaesatzspannung:**

$$U_0 = r * E_0 * \ln \frac{R}{r} = 0,12 * 27,63 * 10^3 * \ln \frac{11,6}{0,12} = 15,16 \text{ kV} = 50,60 \text{ [cm}^{0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-1}] \quad (60)$$

U<sub>0</sub>... Koronaesatzspannung [V]

r... Sprühelektrodenradius [cm]

E<sub>0</sub>... Koronaesatzfeldstärke [V/cm]

R... Abscheideelektrodenradius [cm]

**Raumladungskorrektur:**

Die spezifischen Teilchenoberflächen ergeben sich aus den mittleren Durchmessern (d<sub>50</sub> aus Abb. 63) nach Abbildungen 19 und 20:

*Tabelle 27: Mittlere Partikelgrößen und spez. Teilchenoberflächen*

	Partikel	Aerosole	Tröpfchen
<b>d<sub>50</sub> [μm]</b>	2,7	2,2	1,4
<b>Spezifische Teilchenoberfläche S<sub>0</sub> [cm<sup>2</sup>/g]</b>	31.372	19.050	43.400

**Teilchenoberfläche/Gasvolumen S<sub>0</sub> [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]:**

Partikel: 31.372 [cm<sup>2</sup>/g]\*2,0258\*10<sup>-8</sup> [g/cm<sup>3</sup>] = 0,000636 [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]

Aerosole: 19.050 [cm<sup>2</sup>/g]\*5,898\*10<sup>-8</sup> [g/cm<sup>3</sup>] = 0,00112 [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]

Tröpfchen: 43.400 [cm<sup>2</sup>/g]\*5,958\*10<sup>-9</sup> [g/cm<sup>3</sup>] = 0,00026 [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]

Aus der Summe folgt S=0,0020 [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]

Die für die Raumladung korrigierte Koronaesatzfeldstärke errechnet sich aus:

$$E_{0\_korr} = E_0 * e^{3*S*R} = 92,23 * e^{3*0,0020*11,6} = 98,9 \text{ [cm}^{-0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-1}] \quad (71)$$

E<sub>0</sub>... Koronaesatzfeldstärke [cm<sup>(-1/2)</sup>\*g<sup>(1/2)</sup>\*s<sup>-1</sup>]

S... Spezifische Teilchenoberfläche/ Gasvolumen [cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>]

R... Abscheideelektrodenradius [cm]

**Raumladungsdichte:**

$$\begin{aligned} \rho_0 &= \frac{3 * E_0 * S_0 * C}{4\pi} \\ &= \frac{3 * 98,9 * 31372 * 2,0258 * 10^{-8}}{4\pi} + \frac{3 * 98,9 * 19050 * 5,898 * 10^{-8}}{4\pi} \\ &\quad + \frac{3 * 98,9 * 43400 * 5,958 * 10^{-9}}{4\pi} = 0,048 [cm^{-1,5} * g^{0,5} * s^{-1}] \end{aligned} \quad (68)$$

$E_0$ ...Koronaesatzfeldstärke [ $cm^{(-1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$\rho_0$ ...Raumladungsdichte [ $cm^{-(3/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$S_0$ ...Spezifische Teilchenoberfläche [ $cm^2/g$ ]

$C$ ...Teilchenkonzentration [ $g/cm^3$ ]

**Durch die Raumladung erhöhte Koronaesatzspannung:**

$$U'_0 = U_0 + \pi * \rho_0 * R^2 = 50,60 + \pi * 0,048 * 11,6^2 = 70,9 [cm^{0,5} * g^{0,5} * s^{-1}] = 21,3 \text{ kV} \quad (67)$$

$U'_0$ ...Durch die Raumladung erhöhte Koronaesatzspannung [ $cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$U_0$ ...Koronaesatzspannung [ $cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$R$ ...Abscheideelektrodenradius [cm]

$\rho_0$ ...Raumladungsdichte [ $cm^{-(3/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

**Berechnung des Filterstromes:**

$$U = U_0 + r * E_0 * \left[ \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}} - 1 - \ln \left( \frac{1 + \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}}}{2} \right) \right] \quad (64)$$

$U$ ... Filterspannung [ $cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$U_0$ ... Koronaesatzspannung [ $cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$E_0$ ... Koronaesatzfeldstärke [ $cm^{(-1/2)*g^{(1/2)*s^{-1}}$ ]

$r$ ... Sprühelektrodenradius [cm]

$R$ ... Abscheideelektrodenradius [cm]

$i$ ... Spezifischer Koronastrom pro cm Sprühelektrode [ $cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-2}}$ ]

$K$ ... Ionenbeweglichkeit [ $cm^{(3/2)*g^{-(1/2)}}$ ]



**Ionenbeweglichkeit:**

$$K(p, T) = \frac{K(p_0, T_0)}{\delta} = \frac{2,1 * 10^{-4}}{0,853} = 0,000246 \frac{m^2}{Vs} = 2,46 \frac{cm^2}{Vs} = 738 cm^{1,5} * g^{-0,5} \quad (66)$$

K(p,T)... Ionenbeweglichkeit bei Betriebsbedingungen [m<sup>2</sup>/Vs]

K(p<sub>0</sub>,T<sub>0</sub>)... Ionenbeweglichkeit bei Referenzbedingungen [m<sup>2</sup>/Vs]

δ... Relative Luftdichte [-]

Als Referenzionenbeweglichkeit wird nach K. Parker für Luft und einfach negativ geladene Ionen (Elektronen) 2,1 \* 10<sup>-4</sup> m<sup>2</sup>/Vs angegeben.

Die mittlere Filterspannung lag während des Versuches bei 42,15 kV (V\*0,03344=140,6 [cm<sup>(0,5)\*g<sup>(0,5)\*s<sup>-1</sup></sup>]), nun variiert man (z.B. mittels Zielwertsuche) den Filterstrom, um auf die Filterspannung zu kommen oder löst Gleichung (64) nach i auf um den Filterstrom zu berechnen. Als Koronaeinsatzspannung und Feldstärke wurden jeweils die um die Raumladung korrigierten Werte verwendet.</sup>

$$U = U_0 + r * E_0 * \left[ \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}} - 1 - \ln \left( \frac{1 + \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{K}\right) * \frac{R^2}{E_0^2 * r^2}}}{2} \right) \right]$$

$$140,6 = 70,9 + 0,12 * 98,9 * \left[ \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{738}\right) * \frac{11,6^2}{98,9^2 * 0,12^2}} - 1 - \ln \left( \frac{1 + \sqrt{1 + \left(\frac{2i}{738}\right) * \frac{11,6^2}{98,9^2 * 0,12^2}}}{2} \right) \right]$$

$$i = 24076 [cm^{(1/2)*g^{(1/2)*s^{-2}}}]$$

$$i * 700cm * 55 \text{ Stk.} \rightarrow I = 0,927 * 10^9 [cm^{(1,5)*g^{(0,5)*s^{-2}}}] \rightarrow 0,927 * 10^9 / 2,99 * 10^9 = 310 \text{ mA}$$

Filterstrom (bei 7m Feldlänge und 55 Rohren)

Für große Filterströme findet man bei White eine einfache Beziehung:

$$\begin{aligned}
 i &= \frac{K}{2 * R^2} * \left( U - r * E_0 * \ln \frac{R}{12 * 0,12} \right)^2 \\
 &= \frac{738}{2 * 11,6^2} * \left( 140,6 - 0,12 * 98,9 * \ln \frac{11,6}{12 * 0,12} \right)^2 \quad (65) \\
 &= 36800 [\text{cm}^{0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-2}] = 1,23 \frac{\text{mA}}{\text{m}} = 473 \text{ mA}
 \end{aligned}$$

Im Mittel treffen die Gleichungen den tatsächlichen Stromfluss recht genau. Zur weiteren Berechnung werden die gemessenen Filterspannungs- und Stromdaten verwendet:

Filterstrom  $I = 397 \text{ mA}$  damit ergibt sich der spezifische Filterstrom  $i$  aus  $[(397/1000) * 2,99 * 10^9] / (7 * 100 * 55) = 30879 [\text{cm}^{0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-2}]$ ,  $U = 42,15 \text{ kV}$

**Partikel-Wanderungsgeschwindigkeit:**

$$w = \frac{q * E_p}{6 * \pi * \eta * r} * Cu \quad (74)$$

**Berechnung des Cunninghamfaktors für die Kornklasse 1**

$$\begin{aligned}
 Cu &= 1 + \frac{\lambda}{r} * \left[ 1,26 + 0,4 * e^{(-1,1 * \frac{r}{\lambda})} \right] \\
 &= 1 + \frac{8,12 * 10^{-8}}{0,3875 * 10^{-6}} * \left[ 1,26 + 0,4 * e^{(-1,1 * \frac{0,3875 * 10^{-6}}{8,12 * 10^{-8}})} \right] = 1,265 \quad (75)
 \end{aligned}$$

Cu... Cunningham-Faktor

$\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]

$r$ ... Partikelradius [m]

$$\begin{aligned}
 E_p &= \sqrt{\frac{2i}{K} * (1 + 2S * R)} = \sqrt{\frac{2 * 30879}{738} * (1 + 2 * 0,002 * 11,6)} \\
 &= 9,36 \text{ cm}^{-0,5} * \text{g}^{0,5} * \text{s}^{-1} = 280,55 \frac{\text{kV}}{\text{m}} \quad (70)
 \end{aligned}$$

$E_p$ ... Abscheidefeldstärke  $[\text{cm}^{(-1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-1}]$

$i$ ... Koronastrom  $[\text{cm}^{(1/2)} * \text{g}^{(1/2)} * \text{s}^{-2}]$

$S$ ... Spezifische Teilchenoberfläche/ Gasvolumen  $[\text{cm}^2/\text{cm}^3]$

$R$ ... Abscheideelektrodenradius [cm]

**Partikelladung:**

$$q_s = \left\{ \left( 1 + \frac{2 * \lambda}{d_p} \right)^2 + \frac{2}{1 + \frac{2 * \lambda}{d_p}} * \frac{\varepsilon_p - 1}{\varepsilon_p + 2} \right\} * \pi * \varepsilon_0 * d_p^2 * E_a \quad (31)$$

- $\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]  
 $d_p$ ... Partikeldurchmesser [m]  
 $q_s$ ... Sättigungsladung des Partikels [C]  
 $E_a$ ... Aufladefeldstärke [V/m]  
 $\varepsilon_0$ ... Dielektrizitätskonstante des Vakuums  $8,85 * 10^{-12}$ [As/Vm]  
 $\varepsilon_p$ ... Relative Dielektrizitätszahl des Partikels (aus 2.4.2)

Einsetzen von  $q_s$  für  $q$  in Gleichung (74) führt zu:

$$w = \frac{\left[ \left\{ \left( 1 + \frac{2 * \lambda}{d_p} \right)^2 + \frac{2}{1 + \frac{2 * \lambda}{d_p}} * \frac{\varepsilon_p - 1}{\varepsilon_p + 2} \right\} * \pi * \varepsilon_0 * d_p^2 * E_a \right] * E_p}{6 * \pi * \eta * r} * Cu$$

- $\lambda$ ... Mittlere freie Weglänge [m]  
 $d_p$ ... Partikeldurchmesser [m]  
 $q_s$ ... Sättigungsladung des Partikels [C]  
 $E_a$ ... Aufladefeldstärke [V/m]  
 $\varepsilon_0$ ... Dielektrizitätskonstante des Vakuums  $8,85 * 10^{-12}$ [As/Vm]  
 $\varepsilon_p$ ... Relative Dielektrizitätszahl des Partikels  
 $\eta$ ... Dynamische Viskosität des Gases [Pa\*s]

$$E_a = \frac{U}{R - r} = \frac{42.150}{0,116 - 0,0012} = 367 \frac{kV}{m} \quad (73)$$

- $U$ ... Filterspannung [V]  
 $E_a$ ... Feldstärke im nichtgestörten Feld /Aufladefeldstärke [V/m]  
 $r$ ... Sprühelektrodenradius [m]  
 $R$ ... Abscheideelektrodenradius [m]

Durch Einsetzen der Zahlenwerte in Gleichung (74) erhält man schließlich die Wanderungsgeschwindigkeit der entsprechenden Kornklasse:

$$w = \frac{\left\{ \left( 1 + \frac{2 * 0,0812}{2 * 0,3875} \right)^2 + \frac{2}{1 + \frac{2 * 0,0812}{2 * 0,3875}} * \frac{10 - 1}{10 + 2} \right\} * \pi * 8,85 * 10^{-12} * (2 * 0,3875 * 10^{-6})^2 * 367 * 1000 * 280,55 * 1000}{6 * \pi * 1,73 * 10^{-5} * 0,3875 * 10^{-6}} * 1,265 \quad (90)$$

$$\frac{1,463 + 1,6535 * 0,75) * \pi * 8,85 * 10^{-12} * (2 * 0,3875 * 10^{-6})^2 * 367000 * 280550}{6 * \pi * 1,73 * 10^{-5} * 0,3875 * 10^{-6}} * 1,265$$

$$w = \frac{4,6477 * 10^{-12}}{1,263 * 10^{-10}} * 1,265 = 0,0465 \frac{m}{s} = 4,65 \frac{cm}{s}$$

Der Abscheidegrad dieser Kornklasse beträgt nach Gleichung (85):

$$\varepsilon = 1 - e^{-\left(\frac{A}{V} * w\right)} = 1 - e^{-\left(\frac{280,61}{29035} * \frac{4,65}{100}\right)} = 0,8 \quad (85)$$

Durch Multiplikation des Klassenabscheidegrades mit dem Massenanteil der jeweiligen Klasse ergibt sich der abgeschiedene prozentuelle Staubanteil. Durch Summierung über alle Klassen erhält man den in Tabelle 21 ausgewiesenen Gesamtabscheidegrad von 98,4%.

Tabelle 28: Bildung des Gesamtabscheidegrads

Klasse	Massenanteil [%]	Abscheidegrad $\varepsilon$	Abgeschiedener Massenanteil
1	0	0,80	0,000
2	2,71	0,95	2,569
3	14,77	0,97	14,281
4	27,51	0,98	26,950
5	31,9	0,99	31,557
6	19,79	1,00	19,707
7	3,32	1,00	3,316
8	0	1,00	0,000
9	0	1,00	0,000
10	0	1,00	0,000
<b>Summe = Gesamtabscheidegrad:</b>			<b>0,984</b>

## VI. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Prinzipieller Aufbau eines Rohrelektrofilters	13
Abbildung 2: Druckeinfluss auf den Filterstrom [H.J. White]	15
Abbildung 3: Temperatureinfluss auf den Filterstrom [H.J. White]	16
Abbildung 4: Temperaturabhängigkeit des Partikelabscheidegrads bei einem Partikeldurchmesser von 1 $\mu\text{m}$ .	17
Abbildung 5: Einfluss der Rauchgaszusammensetzung auf den Filterstrom	17
Abbildung 6: Teil geladenes Partikel im elektrischen Feld	22
Abbildung 7: Verhältnis der Partikelladung zur Partikelsättigungsladung über die Zeit (Feldaufladung), gemäß Gleichung (23) für eine Ladezeitkonstante von 2 ms.	26
Abbildung 8: Vergleich der nach Feldaufladung bzw. nach kombinierter Aufladung ermittelten Abscheidegrade	30
Abbildung 9: Kräfte auf Partikel (nicht maßstäblich)	31
Abbildung 10: Gegenüberstellung von elektrischer Feldkraft und Gravitationskraft des Partikels bei einer Feldstärke von 280 kV/m	34
Abbildung 11: Cunningham- Faktor in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers	39
Abbildung 12: Partikelwanderungsgeschwindigkeiten als Funktion des Durchmessers und der elektrischen Feldstärke	40
Abbildung 13: Partikelabscheidegrad als Funktion des Partikeldurchmessers	41
Abbildung 14: Phasenanschnittsteuerung	42
Abbildung 15: Aufbau einer Hochspannungsumsetzanlage	42
Abbildung 16: Typischer Verlauf der Filterspannung und des Filterstroms (DC-Verfahren, einphasig)	44
Abbildung 17: Filterspannung bei ein- und dreiphasiger Einspeisung (Quelle: Kraft Powercon)	45
Abbildung 18: Verbesserungsfaktor bei gepulster Spannung in Anhängigkeit des Staubwiderstandes	46
Abbildung 19: Spezifische Oberfläche als Funktion des Staubpartikeldurchmessers	52
Abbildung 20: Spezifische Oberfläche als Funktion des Aerosoldurchmessers	52
Abbildung 21: Summenverteilung der Staubpartikel am NEF-Eintritt	58
Abbildung 22: Massenhäufigkeitsverteilung der Partikelklassen nach Tabelle 1 am NEF-Eintritt	59
Abbildung 23: Einbindung der Versuchsanlage in den bestehenden Rauchgasweg	62
Abbildung 24: Zusammenstellungszeichnung NEF	65
Abbildung 25: Sprühelektrodenaufhängung oberhalb der Abscheidezone	66
Abbildung 26: Spannungswichte und Fixierungen (rohgasseitig)	66
Abbildung 27: Niederschlags Elektrodenbündel mit Sprühelektroden	66
Abbildung 28: NEF-Gehäuse mit Erdung	67
Abbildung 29: Isolator mit Sperrluftventilator	67
Abbildung 30: Blick in die Brennkammer	68
Abbildung 31: Anlagenschema der Rauchgaskonditionierung (Fa. PENTOL)	69
Abbildung 32: Aufstellung Rauchgaskonditionierung (Fa. PENTOL)	69
Abbildung 33: Korngrößenverteilung des dosierten Staubes	70
Abbildung 34: Aufbau Staubdosieranlage	71
Abbildung 35: Messstelle vor NEF	76

<i>Abbildung 36: Messstelle nach NEF (Reingas)</i>	76
<i>Abbildung 37: Filterstrom/Spannungsverlauf ohne und mit Staubdosierung bei 3,5 m/s</i>	79
<i>Abbildung 38: Gemessene und errechnete Filterstrom/Spannungskurven bei 140 mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub> Staubeintrittskonzentration und 3,7 m/s Leerrohrgeschwindigkeit</i>	79
<i>Abbildung 39: Gemessene und errechnete Filterstrom/Spannungskurven bei ~10 mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub> Staubeintrittskonzentration und 3,7 m/s Leerrohrgeschwindigkeit</i>	80
<i>Abbildung 40: Gemessene Filterstrom/Spannungskurven bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen</i>	80
<i>Abbildung 41: Beziehung zwischen Wanderungsgeschwindigkeit und der elektrischen Feldstärke</i>	82
<i>Abbildung 42: Filterstrom- und Spannungsverläufe bei 300 mA Filterstrom und 5,2 m/s</i>	83
<i>Abbildung 43: Filterstrom- und Spannungsverläufe bei 200 mA Filterstrom und 5,2 m/s</i>	83
<i>Abbildung 44: Theoretische Abhängigkeit des Abscheidegrades von der Strömungsgeschwindigkeit gemäß Glg.(85)</i>	84
<i>Abbildung 45: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 2,5 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, mit Tropfenabscheider</i>	85
<i>Abbildung 46: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 4,6 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, mit Tropfenabscheider</i>	86
<i>Abbildung 47: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 3,4 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, ohne Tropfenabscheider</i>	87
<i>Abbildung 48: Betriebsverhalten des Nasselektrofilters bei 5 m/s Gasleerrohrgeschwindigkeit, ohne Tropfenabscheider</i>	87
<i>Abbildung 49: Beginnende Verschmutzung der Spanngewichte</i>	88
<i>Abbildung 50: SO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Ein- und Austrittskonzentration in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Nasselektrofilter</i>	89
<i>Abbildung 51: Theoretische Abhängigkeit des Abscheidegrades von der Strömungsgeschwindigkeit gemäß Glg.(85) im Vergleich zu den Messpunkten Tabelle 15.</i>	90
<i>Abbildung 52: Staub Ein- und Austrittskonzentration in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit im Nasselektrofilter</i>	90
<i>Abbildung 53: Partikelgrößenverteilung ermittelt durch Laserbeugungsmessung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5 m/s; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelmasse</i>	91
<i>Abbildung 54: Ergebnis Rasterelektronenmikroskopauswertung -Partikelgrößenverteilung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5m/s; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelanzahl</i>	92
<i>Abbildung 55: Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 3,5 m/s (REM-Auswertung)</i>	93
<i>Abbildung 56: Partikel und Aerosolgrößenverteilung ermittelt durch Laserbeugungsmessung bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 5 m/s; Darstellung der Verteilungssumme der Partikelmasse</i>	94
<i>Abbildung 57: Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 5 m/s (Laserbeugungsmessung)</i>	94
<i>Abbildung 58: Ergebnis Rasterelektronenmikroskopauswertung -Partikelgrößenverteilung (5m/s); Darstellung der Verteilungssumme der Partikelanzahl</i>	95
<i>Abbildung 59: Durch REM ermittelte Fraktionsabscheidegrade bei einer Leerrohrgeschwindigkeit von 5 m/s</i>	95
<i>Abbildung 60: Abhängigkeit der Wanderungsgeschwindigkeit vom Partikeldurchmesser</i>	97
<i>Abbildung 61: Ergebnisse der Partikelgrößenmessung am NEF-Eintritt</i>	100

<i>Abbildung 62: Korngrößenverteilung mit Aerosoldosierung am NEF-Eintritt</i>	101
<i>Abbildung 63: Zusammenfassung der Korngrößenverteilungsmessung am NEF-Eintritt bei 3,7m/s</i>	101
<i>Abbildung 64: Summenverteilung am NEF-Eintritt für Leerrohrgeschwindigkeit 5,2 m/s</i>	102
<i>Abbildung 65: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubreingaskonzentrationen</i>	103
<i>Abbildung 66: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Aerosolreingaskonzentrationen</i>	104
<i>Abbildung 67: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubreingaskonzentrationen mit Korrekturfaktor</i>	106
<i>Abbildung 68: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Aerosolreingaskonzentrationen mit Korrekturfaktor</i>	106

---

## VII. Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Staub-Partikelgrößenverteilung am NEF-Eintritt</i> .....	58
<i>Tabelle 2: Errechnung des Gesamtabseidegrades (ohne Korrekturfaktor)</i> .....	59
<i>Tabelle 3: Ergebnisse der Korrekturwertermittlung für Staubpartikelabscheidung</i> .....	61
<i>Tabelle 4: Ergebnisse der Korrekturwertermittlung für Aerosolpartikelabscheidung</i> .....	61
<i>Tabelle 5: Betriebsbereich der Versuchsanlage</i> .....	63
<i>Tabelle 6: Technische Daten der Nasselektrofiltereinheit</i> .....	67
<i>Tabelle 7: Anlagenbetriebsbereiche für das Nasselektrofilter</i> .....	68
<i>Tabelle 8: Analysenergebnisse des eingesetzten Filterstaubes</i> .....	70
<i>Tabelle 9: Technische Daten Staubdosiersystem</i> .....	71
<i>Tabelle 10: Übersicht über die Versuchsmatrix</i> .....	72
<i>Tabelle 11: Spezifikation Staubmessgeräte</i> .....	73
<i>Tabelle 12: Spezifikation Analysenwaage zur Staubwägung</i> .....	74
<i>Tabelle 13: Erhaltene Messergebnisse bei 5.2 m/s und 111 SO<sub>3</sub> (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) mg/Nm<sup>3</sup> tr. 6% O<sub>2</sub></i> .....	81
<i>Tabelle 14: Gemessene Roh-/Reingaskonzentrationen am Nasselektrofilter-Ein-/Austritt bei 3,4 m/s und 5 m/s ohne Tropfenabscheider</i> .....	88
<i>Tabelle 15: Gemessene Roh-/Reingaskonzentrationen am Nasselektrofilter-Ein-/Austritt bei 3,5 m/s und 5 m/s ohne Tropfenabscheider bzw. bei 4,6m/s mit Tropfenabscheider</i> .....	89
<i>Tabelle 16: Beispielhafte Versuchsparameter für typische Leerrohrgeschwindigkeiten</i> .....	91
<i>Tabelle 17 Versuchssetup bei hohen Leerrohrgeschwindigkeiten</i> .....	93
<i>Tabelle 18: Effektive Staub- und Aerosolwanderungsgeschwindigkeiten, errechnet aus den Ergebnissen der Laserbeugungsmessungen</i> .....	96
<i>Tabelle 19: Effektive Staubwanderungsgeschwindigkeiten, errechnet aus den Ergebnissen der Rasterelektronenmikroskopauswertungen</i> .....	97
<i>Tabelle 20: Zusammenfassung der berechneten/gemessenen Ergebnisse</i> .....	97
<i>Tabelle 21: Gegenüberstellung gemessener/errechneter Staubabscheidegrade und Reingaskonzentrationen</i> ..	104
<i>Tabelle 22: Gegenüberstellung gemessener/errechneter H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Aerosolabscheidegrade und Reingaskonzentrationen</i> .....	105
<i>Tabelle 23: Gegenüberstellung gemessener/ mit Korrekturfaktor errechneter Staubabscheidegrade und Reingaskonzentrationen</i> .....	107
<i>Tabelle 24: Gegenüberstellung gemessener/ mit Korrekturfaktor errechneter H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> Aerosolabscheidegrade und Reingaskonzentrationen</i> .....	107
<i>Tabelle 25: Betriebsdaten der Versuchsanlage</i> .....	109
<i>Tabelle 26: Korngrößenverteilung des Staubes (Optische Messung Kap 4.1.1)</i> .....	109
<i>Tabelle 27: Mittlere Partikelgrößen und spez. Teilchenoberflächen</i> .....	111
<i>Tabelle 28: Bildung des Gesamtabseidegrads</i> .....	116



## VIII. Literaturverzeichnis

**[1]**

K. Parker, Applied electrostatic Precipitation, Chapman & Hall, London, 1997.

**[2]**

S. Oglesby, Electrostatic precipitation, Pollution engineering and technology, MARCEL DEKKER INC, New York, 1978.

**[3]**

L. Wang, C. Pereira, Yung-Tse Hung, Air pollution control engineering, Volume 1, Handbook of environmental engineering, Humana Press, New Jersey, 2004.

**[4]**

H. White, Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1969.

**[5]**

Verein Deutscher Ingenieure e.V: Elektrofilter Prozessgas- und Abgasreinigung, VDI 3678 Blatt 1, Düsseldorf, 2011.

**[6]**

K. Parker, Electrical operation of electrostatic precipitators, IEE power and energy series 41, The Institution of Engineering and Technology, London, 2007.

**[7]**

B. Glück, Bausteine der Heizungstechnik, 2. Auflage, Verlag für Bauwesen GmbH, Berlin, 1991.

**[8]**

M. Beltran, Wet ESP for the Collection of Submicron Particles, Mist and Air Toxics, In: Y. Keping (Ed.), Electrostatic Precipitation, 11th International Conference on Electrostatic Precipitation, Hangzhou, 2008.

**[9]**

A. Mizuno, Electrostatic Precipitation, IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation Vol. 7 No. 5, Department of Ecological Engineering, Toyohashi University of Technology Aichi, Japan, 2000.

**[10]**

R. Triscori, Performance Evaluation of Wet Electrostatic Precipitator at AES Deepwater, of the 100th Annual Conference Air & Waste Management Association, June 26 - 29, 2007, Pittsburgh, Pennsylvania, U.S.A.

**[11]**

J. Kim, Electrospray with electrostatic precipitator enhances fine particles collection efficiency, in: D. Lacks (ed.), Journal of Electrostatics, Ohio, USA, 2010.

**[12]**

S. Paasen, Tar removal with a wet electrostatic precipitator, presented at "The 2nd World Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection" in Rome, Italy, 10-14 May 2004.

**[13]**

H. Gutberlet, H.J. Diekmann, B. Schallert, Auswirkungen von SCR-DENOX Anlagen auf nachgeschaltete Kraftwerkskomponenten, VGB Kraftwerkstechnik 71, Heft 6, Berlin, 1991, Seite 584-591.

**[14]**

H. Müller-Odenwald, J. Demuth, H. Farwick, Der Luftvorwärmer- eine Komponente zur Emissionsminderung , VGB Kraftwerkstechnik 75, Heft 11, Berlin, 1995, Seite 972-979.

**[15]**

D. Go, Gaseous ionization and ion transport, lecture script, Department of Aerospace and Mechanical Engineering University of Notre Dame, 2012

**[16]**

J. Jackson, Klassische Elektrodynamik, 5. Auflage, Walter de Gruyter Verlag, Berlin/Boston, 2014.

**[17]**

P. Tipler, Physik, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin/Oxford, 1994.

**[18]**

R. Woschitz, Hochspannungsverfahren in Industrie und Umwelt, Studienbehelf für die Vorlesung 434.043, TU-Graz, 2012.

**[19]**

A. Böge, Technische Mechanik, Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, 2003.

**[20]**

F. White, Fluid Mechanics, 4<sup>th</sup> edition, McGraw-Hill-Verlag, Singapore, 1999.

**[21]**

S. Friedlander, Smoke, Dust and Haze Fundamentals of Aerosol Dynamics, second edition, Oxford University Press, Oxford, 2000.

**[22]**

C. Riehle, The effective migration rate in electrostatic precipitators, in: W. Finlay (ed.) Aerosol Science and Technologies Volume 16 Issue 1, Edmonton, Canada, 1992.

**[23]**

R. Altman, Wet electrostatic precipitation demonstrating promise for fine particulate control, Power Engineering, Tusla, USA, 2001.

**[24]**

M. Holdefer (Endress+Hauser Meßtechnik GmbH+Co.), Relative Dielektrizitätskonstante  $\epsilon_r$  (DK-Werte) von flüssigen und festen Medien, Weil am Rhein, Mai 1999

**[25]**

H. Lindner. Physik für Ingenieure, 12. Auflage, Friedr. Vieweg & Sohn- Verlag, Braunschweig, 1991.