



## **DIPLOMARBEIT**

### **Aufbau eines Filtermittelprüfstandes für die Charakterisierung von Schüttungen hinsichtlich ihres Abscheideverhaltens von Nanopartikeln**

Ausgeführt am

Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften  
Fakultät für Maschinenwesen und Betriebswissenschaften der Technischen Universität Wien

Unter der Leitung von

Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Gerd Mausitz  
Univ.Ass. Dipl.-Ing. Dr.techn. Thomas Laminger

vorgelegt von

Sebastian Kolmanz

Matrikelnummer: 0851736  
Gentzgasse 14/1/3 1180 Wien

Wien, 09. September 2016

Sebastian Kolmanz

„Door meten tot weten“

Heike Kamerlingh Onnes (\* 1853; † 1926)

## Danksagung

Ich danke Herrn Univ.Ass. Dipl.-Ing. Dr.techn. Thomas Laminger und Ass.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Gerd Mausitz für die Möglichkeit, diese Diplomarbeit am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, Forschungsbereich Mechanische Verfahrenstechnik und Partikeltechnologie schreiben zu können und für die großartige Unterstützung.

Allen Kollegen des Institutes für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Techn. Biowissenschaften, insbesondere des Arbeitsbereiches Mechanische Verfahrenstechnik und Partikeltechnologie, danke ich für die Hilfsbereitschaft und das positive Arbeitsklima.

# Inhaltsverzeichnis

1	Kurzfassung und Abstract.....	1
1.1	Kurzfassung.....	1
1.2	Abstract.....	3
2	Staubproblematik in Österreich.....	4
2.1	Staubemissionen und Verursacher.....	4
2.2	Gesetzeslage in Österreich.....	7
2.3	Kleinfeuerungsanlagen < 15 kW.....	8
2.4	Entstehung von Staubemission bei der Verbrennung.....	10
3	Entstaubungstechnik.....	13
3.1	Überblick über die Entstaubungsmethoden für Kleinfeuerungsanlagen < 15 kW ....	13
3.2	Massenkraftabscheider.....	14
3.2.1	Schwerkraftabscheider.....	14
3.2.2	Fliehkraftabscheider (Zyklon).....	14
3.3	Elektroabscheider.....	15
3.4	Filternde Abscheider.....	17
3.5	Vergleich der Entstaubungstechniken.....	21
4	Neues Konzept zur Abscheidung von Staubemissionen bei Kleinfeuerungsanlagen mittels eines Schüttschichtfilters.....	22
5	Zielsetzung der Arbeit.....	24
6	Detaillierte Auslegung und Aufbau des Filtermittelprüfstandes.....	25
6.1	Komponenten und Messinstrumente des Filtermittelprüfstandes.....	28
6.2	Realisierter Filtermittelprüfstand.....	30
6.3	Scanning Mobility Particle Sizer.....	34
6.4	Optisches Aerosolspektrometer.....	38
6.5	Schüttgutmaterial.....	42

7	Bestimmung von Druckverlust und Abscheidegrad von den verschiedenen Schüttgütern .....	45
7.1	Vorgangsweise bei den Versuchen.....	45
7.2	Versuche mit stabförmigen Holzpellets .....	49
7.3	Versuche mit Olivenpellets .....	53
7.4	Versuche mit Tongranulat .....	56
7.5	Versuche mit halbkugelförmigen Holzpellets .....	59
7.6	Versuche mit Viskosefaserflocken-Holzspänemischung .....	62
8	Vergleich der Schüttgüter .....	65
9	Bildoptische Aufklärung der Staubbeladungsvorgänge.....	69
	im Schüttungsinneren.....	69
9.1	Grundlagen der Staubbeladung .....	69
9.2	Versuchsdurchführung zur bildoptischen Aufklärung der Staubbeladung im .....	71
	inneren der Filtrationsschüttung .....	71
9.3	Ergebnisse der bildoptischen Aufklärung.....	73
10	Zusammenfassung und Ausblick .....	76
10.1	Zusammenfassung .....	76
10.2	Ausblick.....	77
11	Literaturverzeichnis.....	VI
12	Abbildungsverzeichnis .....	VII
13	Anhang .....	X
	Heizwertberechnung nach Bioe.....	X
	Berechnung der Abgasdichte bei 140°C:.....	X

# 1 Kurzfassung und Abstract

## 1.1 Kurzfassung

Luftverschmutzung im Allgemeinen und Feinstaubemission im Besonderen sind in den letzten Jahren stärker in den Fokus der Wissenschaft gerückt, da darin eine Ursache für ein erhöhtes Risiko, an bestimmten Krebsarten zu erkranken, gesehen wird. Davon sind vor allem städtische Gebiete mit einer großen Besiedelungs- und Verkehrsdichte sowie Regionen, die durch ihre topographischen Gegebenheiten eine Ansammlung von Partikeln in der Atmosphäre begünstigen, betroffen. Daher sah sich die Republik Österreich 2012 veranlasst, die Staubemissionsgrenzwerte zu senken. Unter anderem sind neue Grenzwerte bezüglich der Staubemission bei neu installierten Kleinf Feuerungsanlagen verabschiedet worden. Diese Grenzwerte sind mit dem 1. Jänner 2015 noch einmal verschärft worden.

Eine Möglichkeit, die Staubemissionen bei Kleinf Feuerungsanlagen zu reduzieren, ist die Installation von nachgeschalteten Entstaubungsanlagen, wie sie aus der Industrie bekannt sind. Am Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften Arbeitsbereich Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhalte-technik, wurde ein neuartiges Filterkonzept, basierend auf einem Schütt-schichtfilter, speziell für den Einsatz bei Kleinf Feuerungsanlagen konzipiert. Bei einem Schütt-schichtfilter erfolgt die Staubpartikelabtrennung mittels Tiefenfiltration in der Schüttung.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Konstruktion und dem Bau eines Filtermittelprüfstandes für die Findung einer geeigneten Schüttung. Als Ausgangspunkt für den Filtermittelprüfstand diente die Vornorm DIN SPEC 33999, in welcher der Aufbau und die Prüfung von Staubminderungseinrichtungen beschrieben wird. Um ein möglichst umweltfreundliches und nachhaltiges Filtersystem zu gewährleisten, wurden nur Schüttgüter untersucht, die diesen Anforderungen auch genügen. In den Versuchen wurden fünf Schüttgutmaterialien auf ihre Eignung als Tiefenfiltermedium untersucht: stabförmige Holzpellets, Olivenpellets, Tongranulat, halbkugelförmige Holzpellets und Viskosefaserflocken- Holzspänemischung.

Um ein Schüttgut als geeignet zu identifizieren, wurden die filtrationsspezifischen Kenndaten Druckverlust über die Schüttung, Abscheidegrad und Quality Factor<sup>\*)</sup> bestimmt. Dabei wurden die Untersuchungen durch bildoptische Aufklärung der Staubbela-dungsvorgänge im Schüttungsin-nen ergänzt.

---

\*) Der Quality Factor ( $Q_{(x)} = -\frac{\ln(1-T_{(x)})}{\Delta p}$ ) wird zum einen durch den Fraktionsabscheidegrad  $T_{(x)}$  und zum anderen durch den Druckverlust  $\Delta p$  über die Schüttung gebildet. Damit ist es möglich, unterschiedliche Filtermedien zu vergleichen.

Um den Quality Factor zu ermitteln, wurde die Schüttungshöhe von 10 cm bis 80 cm variiert. Damit können Aussagen über die Einlagerungsmechanismen der Staubpartikeln am Schüttgut getroffen werden.

Es zeigt sich, dass die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung bereits ab einer Schüttungshöhe von 30 cm einen Fraktionsabscheidegrad für Partikeldurchmesser bis in den Nanometerbereich von über 90% besitzt und damit deutlich besser abschneidet als die anderen untersuchten Materialien. Obwohl die anderen Materialien einen niedrigeren Druckverlust über dem Schüttgut aufweisen, besitzt die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung dennoch über alle Schüttungshöhen den höchsten Quality Factor und damit gutes Partikelabscheidevermögen.

## 1.2 Abstract

The particulate emissions of wood combustions are one of the actual new strict emission limits in Austria and Germany which has to be fulfilled by newly installed ovens or in the near future by periodic inspections. An efficient low particle emission of an oven is often only possible by additional dust separator. A dust separator with minimal installation and operating costs, flexible installation options and with high separation efficiency of dust and possibly other air pollutants (e.g. carbon monoxide) would be desirable.

A dust collector comprising a regenerable filter layer would have compared to other dust reduction systems significant advantages with respect to a permanently reliable functioning, low maintenance requirements and not least in terms of lower life cycle costs. The used filter medium is a layer of loose or compacted pourable bulk solid. This filter layer can be seen as a depth filter with comparable high separation efficiency and low pressure drop.

The separation of the fine and ultrafine dust from wood fired oven requires a higher technical outlay. An additional dust separator must be comply with the legal limits during operation at any time, having thereby a high separation efficiency and should cause only a low pressure drop. The installation and operation costs should be low and the maintenance interval as long as possible.

The aim of this work is to construct a laboratory test rig for testing the concept and for the first attempts to find a suitable bulk material. To determine the suitability of a bulk material for wood fired combustions, the test rig should be in accordance with applicable standards (e.g. the DIN SPEC 33999 [13]). The filtration specific parameters such as pressure drop and separation efficiency are to be determined for the evaluation and comparison of bulk materials.

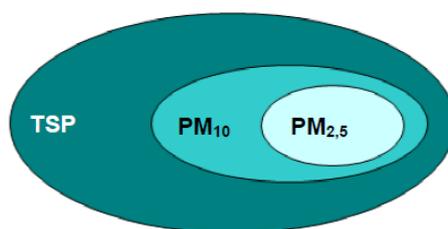
## 2 Staubproblematik in Österreich

### 2.1 Staubemissionen und Verursacher

Mensch und Natur werden durch Feinstaub auf unterschiedliche Weise beeinflusst. Feinstaub wirkt direkt auf die menschliche Gesundheit durch seine Toxizität und indirekt durch die Veränderung des Klimas. Zudem führt die Feinstaubemission zu kostspieligen Schäden an Gebäuden und Kulturgütern [1].

Der Schwebestaub (engl. Total Suspended Particulates (TSP)) beschreibt alle luftgetragenen Partikeln, siehe dazu auch Abbildung 2.1. Um die Feinstaubbelastung zu quantifizieren, werden in der Wissenschaft üblicherweise zwei Konzentrationen angegeben: PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>. Dabei steht PM für **P**articulate **M**atter und beschreibt die Konzentration von Partikeln, deren aerodynamischer Durchmesser kleiner als 10 µm bzw. 2,5 µm ist [2].

**Mengenverteilung von Schwebestaub (TSP), PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>**



**Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Mengenverteilung von TSP, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> [1]**

Aus gesundheitlicher Sicht ist die Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> am interessantesten, da sie besonders tief in das menschliche Atmungssystem eindringen kann. Die gesundheitliche Auswirkung auf den Menschen hängt im Wesentlichen von der Partikelgröße ab. Je kleiner die Durchmesser von Partikeln sind, desto tiefer können sie in das Bronchiolen- und Alveolensystem eindringen und so in die Blutbahn gelangen [1][3]. Durch die an der Partikeloberfläche befindlichen toxischen Substanzen, wie Radikale, flüchtige organische Verbindungen und aromatische Kohlenwasserstoffen werden im Körper Entzündungs- und Infektionsreaktionen hervorgerufen. Solche ultrafeinen, toxischen Partikeln entstehen v.a. bei Verbrennungsprozessen.

Staubquellen werden in zwei unterschiedlichen Kategorien unterteilt: Punktquellen und diffuse Quellen. Punktquellen haben einen definierten, relativ kleinen Austrittsquerschnitt. Hierzu zählen zum Beispiel Schornsteine oder Auspuffanlagen von Kraftfahrzeugen. Dagegen besitzen

diffuse Quellen keinen klar definierten Austrittsquerschnitt. Beispiele hierfür sind Feldbearbeitung in der Landwirtschaft, Schüttgutmanipulation oder Staubentstehung infolge von Straßenverkehr.

In dem Bericht **Emissionstrends 1990 – 2012** [1] des österreichischen Umweltbundesamtes werden die Staubemissionen in sechs Verursachersektoren aufgeteilt: Energieversorgung, Kleinverbrauch, Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und Sonstige. Da für diese Arbeit besonders der Sektor Kleinverbrauch interessant ist, wird eine Übersicht über die berücksichtigten Kleinverbraucher gegeben:

- Kleinf Feuerungsanlagen < 15 kW in privaten Haushalten, privater und öffentlicher Dienstleister, von (Klein-) Gewerbe sowie land- und forstwirtschaftlichen Betrieben
- Mobile Geräte privater Haushalte: Rasenmäher, Motorsägen, Traktoren und Ähnliches
- Bei Feinstaub zusätzlich Berücksichtigung von Brauchtumsfeuer (z.B. Osterfeuer, ...) und Grillkohle

Im Sektor der Kleinverbraucher wird der größte Staubanteil durch Kleinf Feuerungsanlagen emittiert. Nur ein vernachlässigbar kleiner Anteil wird durch die anderen Kleinverbraucher emittiert, siehe Abbildung 2.2 [1]. Weiter fällt bei der Betrachtung von Abbildung 2.2 auf, dass zwar der Sektor Kleinverbraucher einen relativ geringen Anteil an der gesamt emittierten Staubmenge (TSP) besitzt, der Anteil aber steigt, je kleiner der Partikeldurchmesser wird. Für die Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> sind Kleinverbraucher die größten Emittenten in Österreich. Der Grund dafür ist, dass ein hoher Anteil der Kleinf Feuerungsanlagen veraltet ist bzw. nicht richtig gewartet oder unzureichend geregelt wird [1] [3].

Im Kapitel 2.3 „Kleinf Feuerungsanlagen < 15 kW“ wird darauf noch näher eingegangen.

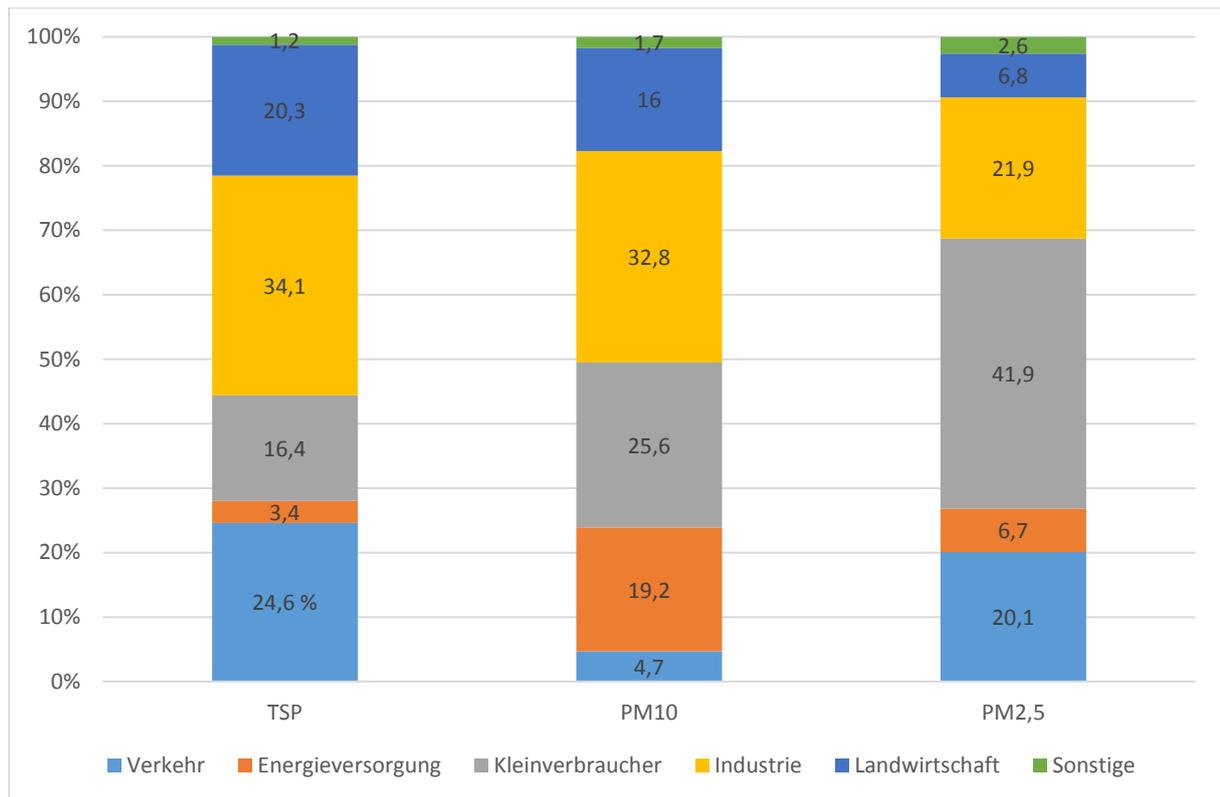


Abbildung 2.2: Anteil der Staubemission nach Verursachersektoren 2012 in Österreich (nach [1])

## 2.2 Gesetzeslage in Österreich

Durch die zuvor beschriebene Situation sah sich der Gesetzesgeber Ende 2012 veranlasst, für das Inverkehrbringen von Kleinfeuerungsanlagen neue Grenzwerte bezüglich der Staubemission zu verabschieden. Diese Grenzwerte sind seit dem 1. Jänner 2015 noch einmal verschärft worden. Die Grenzwerte für neue Kleinfeuerungsanlagen sind in der sogenannten **Vereinbarung gemäß Artikel 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinfeuerungen und die Überprüfung von Feuerungsanlagen und Blockheizkraftwerken** beschrieben [4]. In Tabelle 2.1 und 2.2 werden die Staubemissionsgrenzwerte von Kleinfeuerungen für verschiedene feste Brennstoffe mit händischer bzw. automatischer Beschickung angeführt. Der Emissionsgrenzwert mg/MJ ist dabei auf den Heizwert bezogen.

**Tabelle 2.1 Kleinfeuerungen für feste Brennstoffe mit händischer Beschickung [4]:**

Parameter	Emissionsgrenzwerte (mg/MJ)					
	Holzbrennstoffe		sonstige standardisierte biogene Brennstoffe		fossile Brennstoffe	
	Raumheizgeräte	Zentralheizgeräte	unter 50 kW Nennwärmeleistung	ab 50 kW Nennwärmeleistung	unter 50 kW Nennwärmeleistung	ab 50 kW Nennwärmeleistung
Staub	60/35*	50/30*	60/35*	60/35*	50/35*	50/35*

\* seit 1. 1. 2015 geltende Werte

**Tabelle 2.2: Kleinfeuerungen für feste Brennstoffe mit automatischer Beschickung [4]:**

Parameter	Emissionsgrenzwerte (mg/MJ)			
	Holzpellets Raumheizgeräte	Holzpellets Zentralheizgeräte	sonstige Holz-brennstoffe	sonstige standardisierte biogene Brennstoffe
Staub	50/25*	40/20*	50/30*	60/35*

\* seit 1. 1. 2015 geltende Werte

### 2.3 Kleinf Feuerungsanlagen < 15 kW

Feuerungsanlagen bis zu einer Leistung von 15 kW werden zu den Kleinf Feuerungsanlagen gezählt. Sie stellen in Österreich und Deutschland nicht nur zahlenmäßig, sondern auch bei der Biomasse - Gesamt - Nennleistung die bedeutendste Gruppe dar [5]. Der zahlenmäßig größte Anteil der Kleinf Feuerungsanlagen wird per Hand beschickt, ihm gegenüber stehen die automatisch beschickten Feuerungen. Tabelle 2.3 zeigt die Bauarten und Merkmale von hand- und automatisch beschickten Kleinf Feuerungsanlagen [5].

**Tabelle 2.3: Hand- und automatische Kleinf Feuerungsanlagen [5]**

Bauart	Heizleistung in kW	Verbrennungsprinzip	Merkmale
<i>Einzelfeuerstätten (Wärmenutzung bauartbedingt hauptsächlich im Aufstellraum)</i>			
offener Kamin	0 – 5	Durch-/oberer Abbrand	ohne und mit Warmluftumwälzung, ungeeignet als Permanent-Heizung
geschlossener Kamin	5 – 15	Durch-/oberer Abbrand	mit Warmluftumwälzung, Sichtscheibe
Zimmerofen	3 – 10	Durch-/oberer Abbrand	vom Wohnraum aus befeuerter Holzofen ohne feste Installation
Kaminofen	4 – 12	Durch-/oberer Abbrand	wie Zimmerofen, mit Sichtscheibe
Speicherofen, (Grundofen oder Warmluftkachelofen)	3 – 15	Durch-/oberer Abbrand, unterer Abbrand (selten)	langsame Abgabe gespeicherter Wärme über 10 bis 24 h durch Strahlung (Grundofen) oder mit Konvektionsluft (Warmluftkachelofen)
Küchenherd	3 – 12	Durch-/oberer Abbrand unterer Abbrand	Kochwärme (Primärnutzen), Heizwärme oder Sitzbankheizung (Sekundärnutzen)
Pelletofen <sup>a</sup>	2,5 – 10	Schalen-/Muldenbrenner (für Holzpellets)	automatisch beschickt, geregelte Brennstoff- und Luftzufuhr (Gebläse), Nachfüllen ca. alle 1 bis 4 Tage erforderlich
<i>Erweiterte Einzelfeuerstätten (Wärmenutzung bauartbedingt auch außerhalb des Aufstellraums)</i>			
Zentralheizungs-herd	8 – 30	Durch-/oberer Abbrand unterer Abbrand	Wärme dient zum Kochen und für Zentralheizung/Brauchwassererwärmung
erweiterter Kachelofen, Kamin und Kaminofen	6 – 20	Durch-/oberer Abbrand	Wasser-Heizkreislauf oder geschlossener Warmluftkreislauf (Hypokaustenheizung)
Pelletofen <sup>a</sup> mit Wasserwärmeübertrager	bis 10	Schalen-/Muldenbrenner	auch zur alleinigen Hausheizung (z. B. bei Niedrigenergiebauweise)
<i>Zentralheizungskessel (Wärmenutzung nur außerhalb des Aufstellraums)</i>			
Stückholzkessel	10 – 250 (max. 800)	unterer Abbrand Durchbrand (selten)	bis 1 m Scheitlänge, Naturzug- oder Gebläsekessel, Wärmespeicher erforderlich

Grundsätzlich wird bei jeder realen Verbrennung Staub emittiert. Die Staubemission wird um ein vielfaches erhöht, je schlechter die Verbrennungsbedingungen im Brennraum sind. Hierzu wird in Kapitel 2.4 näher eingegangen.

Die in Österreich betriebenen Kleinf Feuerungen sind im Schnitt 20 Jahre alt und älter. Diese Feuerungsanlagen weisen einen 10- bis 100-mal höhere Feinstaubemissionen auf als moderne Kleinf Feuerungsanlagen [6]. Dies kann auch deutlich in Abbildung 2.3 gesehen werden, wo die Emissionswerte von alten Anlagen im Vergleich zu modernen Anlagen aufgezeigt sind.

Für die hohen Emissionswerte der alten Anlagen gibt es zwei Gründe: Zum einen weisen handbeschickte Feuerungsanlagen ausgeprägte zeitliche Unterschiede bei den Verbrennungsbedingungen auf. Dies gilt insbesondere wenn die Anlage kein Gebläse besitzt [5]. Durch die nicht optimalen Verbrennungsbedingungen kommt es zu verstärkten Emissionen. Dagegen weisen automatisch beschickte Feuerungsanlagen stets kontinuierliche und bessere Verbrennungsbedingungen auf, sodass es zu einer nahezu vollständigen Verbrennung kommt.

Zum anderen wurden in den letzten 15 Jahren deutliche Fortschritte bei der konstruktiven Auslegung von Feuerungsanlagen gemacht, wodurch der Verbrennungsprozess weiter optimiert werden konnte.

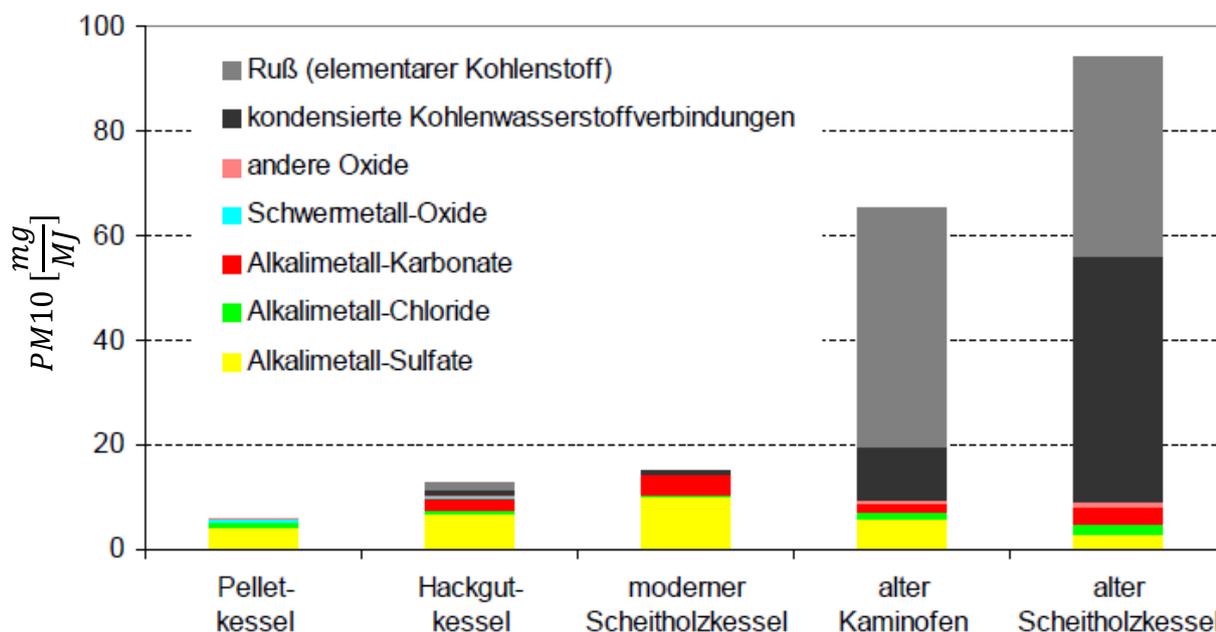


Abbildung 2.3: Vergleich von Kleinf Feuerungsanlagen im Hinblick auf die Emission vom PM10 - Staub [7]

2.4 Entstehung von Staubemission bei der Verbrennung

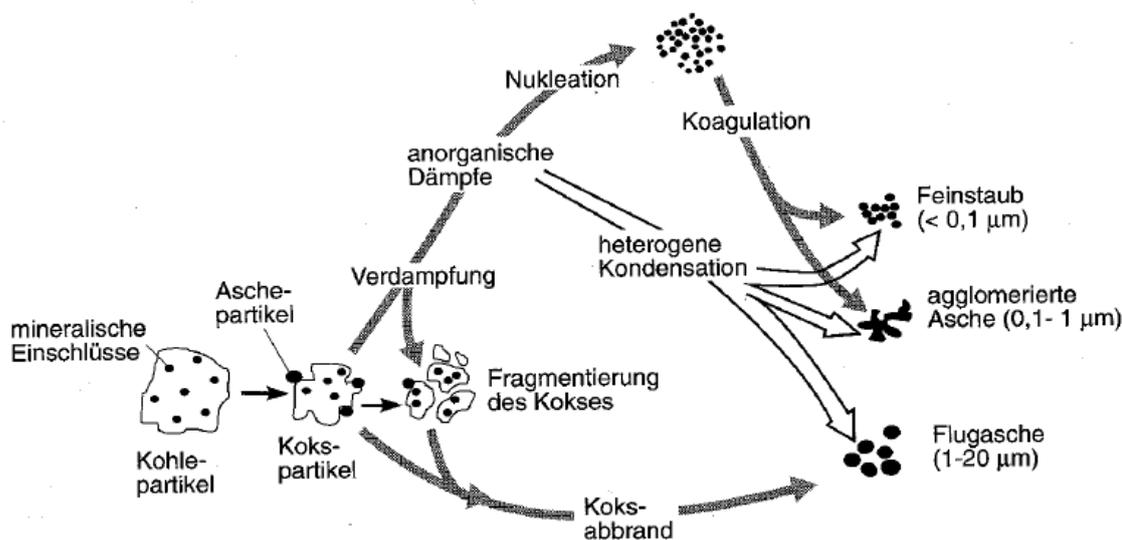


Abbildung 2.4: Partikelbildung bei der Verbrennung von Holz [ 8].

Bei Verbrennungsprozessen wird die chemische Energie eines Brennstoffes unter Anwesenheit von Sauerstoff in thermische Energie umgewandelt. Dabei entstehen neben gasförmigen Emissionen auch feste Emissionen in Form von Partikeln. Die Partikelzusammensetzung im Abgasstrom hängt dabei stets von der Brennstoffzusammensetzung und den Verbrennungsbedingungen im Brennraum ab. Grundsätzlich werden in der Literatur drei Bildungspfade für Partikeln bzw. Feinstäube unterschieden [6] [9]:

- Anorganische Partikeln/ Feinstaub
- Partikeln aus kondensierten Kohlenwasserstoffen
- Rußpartikeln

Der **anorganische Feinstaub** besteht aus den aschebildenden Komponenten eines Brennstoffes. Dazu gehören hauptsächlich Kalium (K), sowie in geringeren Mengen Natrium (Na), Zink (Zn) und Blei (Pb). Hinzu kommen Schwefel (S) und Chlor (Cl), die mit den Alkalimetallen Verbindungen eingehen können. Bei der Abkühlung des Rauchgases entstehen durch Nukleation Partikeln, welche in Folge von Oberflächenkondensation und Koagulation noch wachsen können. Die Emission von anorganischen Feinstaub hängt nur von der Zusammensetzung des Brennstoffes ab und kann daher nur sehr beschränkt vom Brennraum beeinflusst werden [6] [10] [11].

Partikel aus **kondensierten Kohlenwasserstoffen** entstehen während der Pyrolyse- / Vergasungsphase, wo flüchtige, brennbare Komponenten aus dem Brennstoff in die Gasphase übergehen. Bei realen Verbrennungsprozessen findet stets eine unvollständige Verbrennung statt, was wie bei den anorganischen Komponenten, zu einer Kondensation der Kohlenwasserstoffe, während der Abkühlung des Rauchgases, führt. Durch verbesserte Verbrennungsbedingungen kann die Emission von den kondensierten Kohlenwasserstoffen deutlich gesenkt werden [6] [10] [11].

Dagegen werden **Rußpartikeln** im sauerstoffarmen Bereich der Flamme aus gasförmigen, organischen Verbindungen gebildet und später im sauerstoffreichen Bereichen der Flamme oxidiert. Erfolgt die Oxidation nicht vollständig entstehen Rußemissionen. Diese Rußemissionen können auch hier durch ein optimiertes Brennraumdesign minimiert werden [6] [10] [11].

Die entstehenden Partikelgrößenverteilungen im Rauchgas von Kleinf Feuerungsanlagen hängen grundsätzlich vom verwendeten Brennstoff, der aktuellen Verbrennungsphase (Anzündvorgang, quasikontinuierliche Verbrennung, Ausbrand) und von der Lastanforderung ab. Aufgrund der ungenügenden Verbrennungsbedingungen während des Anzündvorgangs und Ausbrandes ist die Partikelemission vor allem in diesen Stadien am höchsten (Abbildung 2.5).

Die Abbildung 2.6 zeigt eine Partikelgrößenverteilung von Staubemissionen von einem Holzofen bei unterschiedlichen Betriebsbedingungen. Aus der Abbildung ist zu ersehen, dass die Fahrweise eines Holzofens ebenfalls einen deutlichen Einfluss auf die Partikelgrößenverteilung und die emittierte Menge hat. [6] [10] [11].

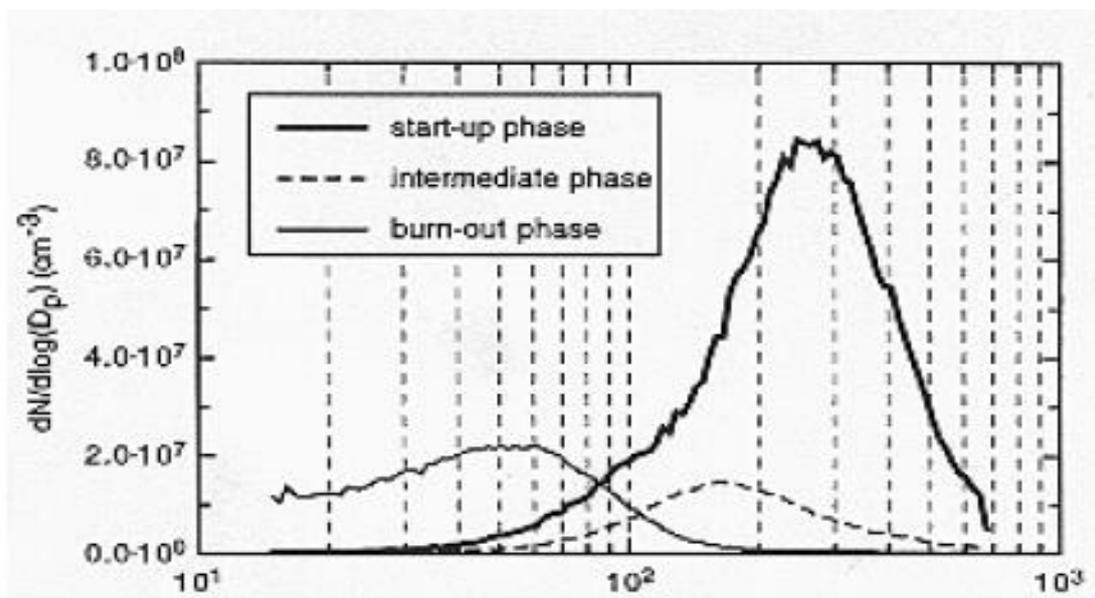


Abbildung 2.5: Anzahlverteilung (Partikelgröße in Nanometer) während der drei Verbrennungsphasen bei einem Holzofen [25]

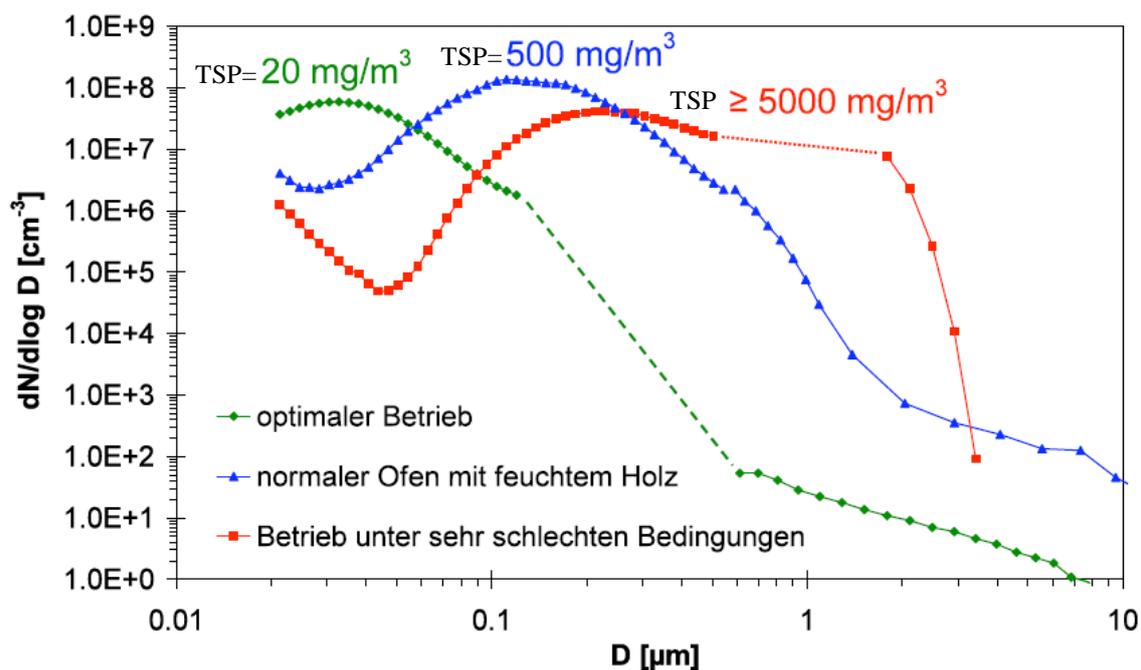


Abbildung 2.6: Anzahlverteilung der Staubemission eines Holzofens bei unterschiedlichen Bedingungen. Die Messungen sind mit SMPS und OPC entstanden [8].

### 3 Entstaubungstechnik

#### 3.1 Überblick über die Entstaubungsmethoden für Kleinf Feuerungsanlagen < 15 kW

Um die im **Kapitel 2.2** beschriebenen Emissionsgrenzwerte einzuhalten, gibt es eine Vielzahl von technischen Entstaubungsmethoden. Grundsätzlich ist das Abscheiden von Grobstaub (> 20µm) ohne großen technischen Aufwand möglich. Diese Stäube stellen aber nur einen kleinen Anteil an den emittierten Partikeln bei Kleinf Feuerungsanlagen dar. Dagegen verlangt das Abscheiden von Feinstaub einen höheren technischen Aufwand.

Einen ersten Überblick über die technischen Entstaubungsmethoden, abhängig von der Partikelgröße, liefert die Abbildung 3.1. Im Folgenden werden die unterschiedlichen Methoden beschrieben unter besonderer Berücksichtigung für die Anwendung bei Kleinf Feuerungsanlagen < 15 kW. Die Anforderungen an Staubabscheider in dieser Leistungsklasse sind: Die Gesamtanlage muss während des Betriebes jederzeit die gesetzlichen Grenzwerte einhalten, dabei hohe Abscheidegrade aufweisen und das System sollte einen niedrigen Druckverlust verursachen. Dabei soll es kostengünstig und das Wartungsintervall so lange wie möglich sein.

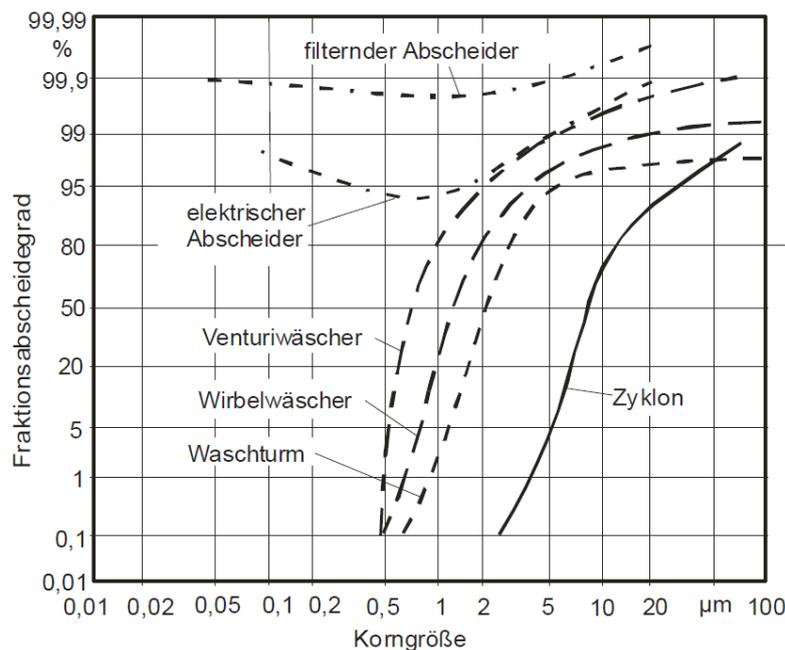


Abbildung 3.1: Fraktionsabscheidegrad unterschiedlicher Staubabscheider [12]

## 3.2 Massenkraftabscheider

Zu den Massenkraftabscheidern gehören der Schwerkraftabscheider und der Fliehkraftabscheider (Zyklon). Massenkraftabscheider machen sich zunutze, dass die Staubpartikeln eine höhere Trägheit besitzen als das Trägergas [12]. Ihr genereller Nachteil ist, dass sie nur für eine Grobabscheidung geeignet sind. Um die gesetzlich geforderten Emissionsgrenzwerte einzuhalten sind sie als alleinige Entstauber damit nur begrenzt einsatzfähig.

### 3.2.1 Schwerkraftabscheider

Schwerkraftabscheider sind von ihrer Technik und Wartung anspruchslos. Sie sind kostengünstig in ihrer Anschaffung und im Betrieb.

Die Abscheidung der Partikel basiert auf einer beruhigten Luftströmung, welche durch eine Querschnittsvergrößerung erreicht wird [12] [13]. Das Rohgas strömt horizontal in eine Absetzkammer, daraufhin erfolgt die Staubpartikelabscheidung in vertikale Richtung. Bei einer ausreichend langen Absetzkammer lässt sich so eine Trennung nach der Staubpartikelgröße erzielen. Für die Abscheidung von Feinstaub sind sie allerdings untauglich, da ihr Grenzkorngröße<sup>\*)</sup> etwa im Bereich von 50 – 100 µm liegt [12].

### 3.2.2 Fliehkraftabscheider (Zyklon)

Bei Fliehkraftabscheidern wird der Rohgasstrom auf eine Kreisbahn gezwungen, wodurch die Staubpartikeln, aufgrund ihrer Trägheit, radial an die Wand gedrückt werden [13]. Durch die Schwerkraft und unterstützt von der Abwärtsbewegung des Gases gelangen die Staubpartikeln in den unteren Bereich des Fliehkraftabscheiders und werden von dort in den Staubbunker separiert. Fliehkraftabscheider werden in konischer Bauweise konstruiert, sodass die Umfangsgeschwindigkeit und die Fliehkräfte im unteren Bereich zunehmen. Dadurch werden in diesem Bereich immer feinere Staubpartikeln abgeschieden. Am tiefsten Punkt wird der Gasstrom nach oben umgelenkt, das Reingas verlässt den Fliehkraftabscheider durch das sogenannte Tauchrohr.

Die Abscheidegüte wird im Wesentlichen durch den Tauchrohrdurchmesser und den Durchmesser des Fliehkraftabscheiders bestimmt [12].

Fliehkraftabscheider sind auf Grund ihres großen Einsatzfeldes in der Industrie weitverbreitet. Aus Abbildung 3.1 geht hervor, dass Zyklone einen Fraktionsabscheidegrad von 90% bei ca. 10µm besitzen und daher sind sie für den Einsatz bei Kleinfeuerungsanlagen ungeeignet.

\*) Definition Grenzkorngröße: Als Grenzkorngröße wird die Partikelgröße bezeichnet, die vom Entstauber gerade noch abgeschieden wird.

### 3.3 Elektroabscheider

Elektroabscheider arbeiten nach dem Prinzip der elektrischen Aufladung der Staubpartikeln. Die für die Aufladung benötigten Ladungen werden durch die sogenannten Koronaentladungen generiert. Von einer Koronaentladung wird dann gesprochen, wenn eine Spannung zwischen einem Metalldraht (oder Spitzen) mit einem starken Krümmungsradius und einer Niederschlagselektrode angelegt wird, aufgrund dessen dann Elektronen emittiert werden. Damit der gewünscht Effekt eintritt, muss die Koronaeinsetzspannung (bis zu 100 kV) überschritten werden. Die emittierten Elektronen führen nun zu einer Ionisierung der Gasmoleküle, welche wiederum die Staubpartikeln aufladen [12][13]. In Abbildung 3.2 ist die schematische Aufladung der Partikeln dargestellt.

Die Aufladung der Staubpartikeln erfolgt, abhängig von ihrer Größe, über unterschiedliche Mechanismen. Für Staubpartikeln größer 1  $\mu\text{m}$  erfolgt die Partikelaufladung über die Felddaufladung. Dabei kollidieren die ionisierten Gasmoleküle mit den Partikeln und führen so zu einer Aufladung. Für Staubpartikeln kleiner 0,2  $\mu\text{m}$  ist der vorherrschende Mechanismus der Diffusionsaufladung. Dabei erfolgt die elektrische Aufladung von gasgetragenen Partikeln aufgrund der Brown'schen Molekularbewegung und den daraus resultierenden Kollisionen zwischen Partikeln und Ladungsträgern (Ionen) [14]. Durch das angelegte elektrische Feld werden die Staubpartikeln zu der Niederschlagselektrode hin abgelenkt und bleiben dort haften. Damit der elektrische Widerstand, welcher durch die abgeschiedenen Staubpartikeln entsteht, nicht zu groß wird und dadurch die Abscheideleistung sinkt, wird die Staubschicht gezielt mechanisch entfernt.

Einen wesentlichen Einfluss auf die Abscheidegüte haben unter anderem der spezifische elektrische Staubwiderstand, die Gastemperatur sowie der Gasvolumenstrom.

In der Industrie finden Elektroabscheider schon seit langem eine breite Anwendung, da sie einen geringen Druckverlust bei einer hohen Abscheiderate (Abbildung 3.1: Fraktionsabscheidegrad >90% zwischen 0,1 bis 100 $\mu\text{m}$ ) aufweisen und dadurch ökonomisch günstig betrieben werden können.

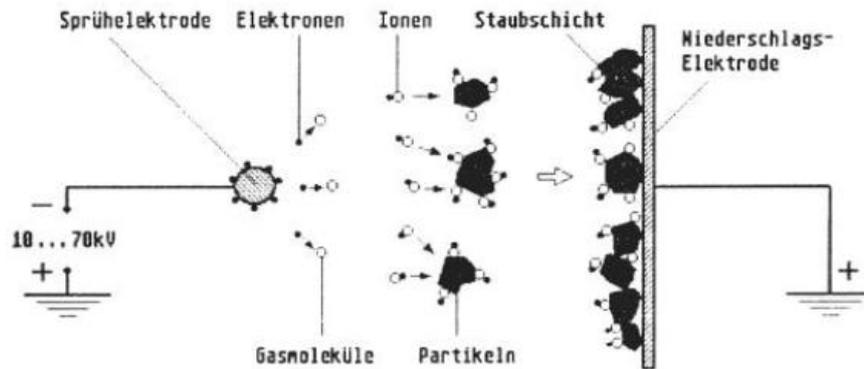


Abbildung 3.2: Schematische Aufladung der Staubpartikeln zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode [18]

Dagegen werden Elektroabscheider bei Kleinf Feuerungen erst seit kurzem eingesetzt. In den letzten Jahren ist eine Vielzahl von unterschiedlichen Modellen auf den Markt gekommen. Prinzipiell gibt es zwei unterschiedliche Elektroabscheiderbauarten: zum einen Kompaktgeräte mit eingebauter Sprüh- und Niederschlagselektrode und zum anderen Einbaulösungen in Metallschornsteinen, wobei nur die Sprühelektrode eingesetzt wird. Als Niederschlagselektrode wird die metallene Schornsteinwand genutzt. In Abbildung 3.3 ist jeweils eine schematische Variante gezeigt. Die so erreichten Gesamtabscheidegrade liegen laut Hersteller bei 50 – 75% [13][17].

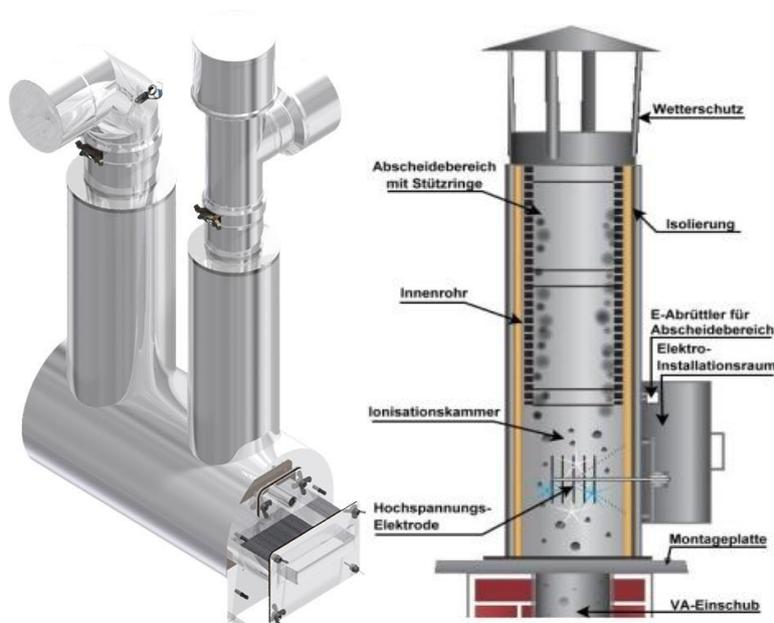


Abbildung 3.3: links: Kompaktgeräte mit eingebauter Sprüh- und Niederschlagselektrode [15]  
rechts: Einbaulösungen in Metallschornsteinen [17]

### 3.4 Filternde Abscheider

Neben Elektroabscheidern gehören filternde Abscheider in der Industrie zu den weitverbreitetsten Entstauber. Sie zeichnen sich durch ein umfangreiches Anwendungsspektrum in Bezug auf die Betriebsbedingungen bei einem gleichzeitigen hohen Abscheidegrad von  $> 98\%$  aus, siehe Abbildung 3.1. Daher finden sie in der Industrie vor allem nach einer Grobentstaubung als Sekundärabscheider ihren Einsatz [13] [18] [19].

Prinzipiell strömt bei der Filtration das zu reinigende Rohgas durch ein Filtermedium, wobei im Filtermedium (Tiefenfiltration) oder am Filtermedium (Oberflächenfiltration) die Abscheidung der Partikeln stattfindet.

Bei der **Tiefenfiltration** findet der Abscheidungsprozess im Inneren des Filtermediums statt. Damit es zu einer Partikelabscheidung kommt, müssen die Partikeln mit dem Filtermedium (Kollektor) in Kontakt kommen und an diesem haften bleiben. Der Transport der Partikeln zu einem Kollektor beruht auf den folgenden vier Mechanismen (siehe dazu auch Abbildung 3.4): Trägheit, Diffusion, Sperreffekt und elektrostatischer Effekt.

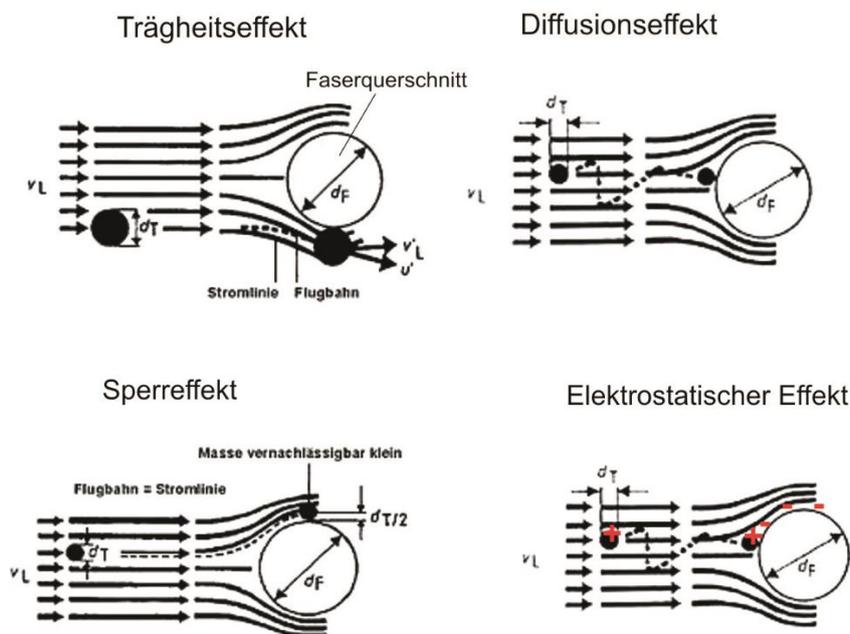


Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der vier Transportmechanismen zum Kollektor (Einzelfaser) [20].

Dabei hängt es vor allem von der Partikelgröße ab, welcher dieser Mechanismen zum Tragen kommt. Bei Partikelgrößen kleiner als  $0,5 \mu\text{m}$  überwiegt der Diffusionsmechanismus, für Partikel größer  $1 \mu\text{m}$  der Trägheitseffekt. Partikeln der mittleren Größe bestimmen die elektrostatischen Kräfte eine Abscheidung [18] [19]. Beim Auftreffen der Partikeln auf den Kollektoren wirken die Transportmechanismen nicht nur einzeln, sondern in Kombination. In der Regel überlagern sich Diffusion, Sperreffekt und Trägheit additiv, siehe Abbildung 3.5. Aufgrund der unterschiedlichen Mechanismen ist es mit einem Tiefenfilter-Medium möglich, Partikeln bis in den Nanometerbereich abzuscheiden.

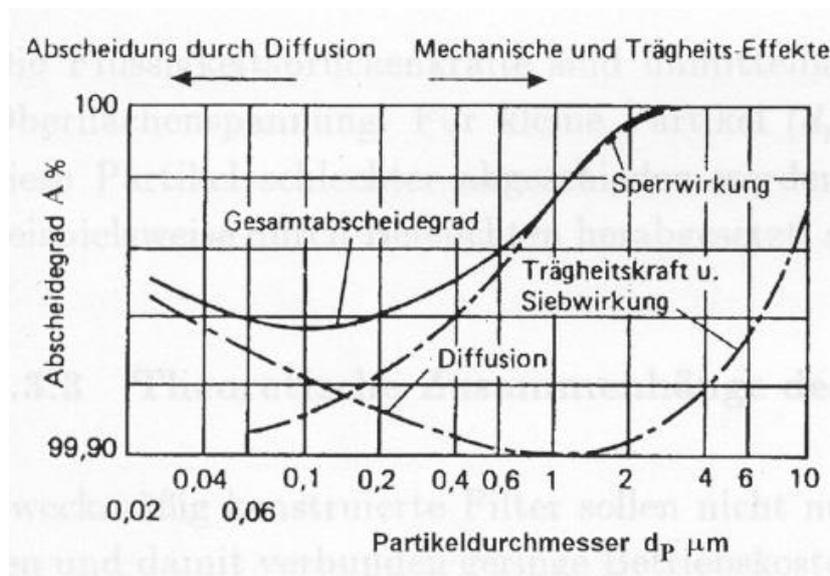


Abbildung 3.5: Abscheidemechanismen in Abhängigkeit der Partikelgröße [20]

Bei der **Oberflächenfiltration** werden zunächst die Partikeln im Inneren des Filtermediums abgeschieden und eingelagert. Eine solche Phase wird auch Verstopfungsphase genannt. Daraufhin kommt es in einer zweiten Phase zu einem Aufbau des Filterkuchens. Die eigentliche Partikelabscheidung findet dann am aufgebauten Filterkuchen statt.

Für die Partikelabscheidung ist in dieser Phase die geometrische Sperrwirkung des Filterkuchens bestimmend. Für eine weitere Abscheidung sind dann die Wechselwirkungen zwischen den Partikeln entscheidend.

Generell wächst mit zunehmender Zeit der Filterkuchen, was zu einer Verbesserung der Partikelabscheidung führt. Allerdings hat die Zunahme des Filterkuchens eine Erhöhung des Druckverlustes zur Folge, sodass bei einem vorgegeben maximalen Druckverlust eine Abreinigung des Filterkuchens erfolgt, z.B. durch einen Druckluftimpuls. Dadurch wird eine Regeneration

des Filtermediums erreicht. Eine Abreinigung ist nur bei Oberflächenfiltration möglich, bei einer Tiefenfiltration muss der Filter ausgetauscht werden.

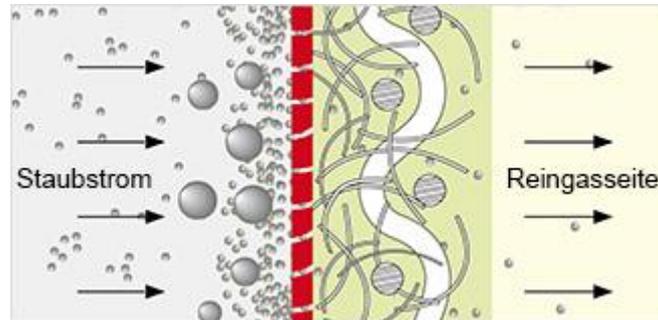


Abbildung 3.6: Schematische Darstellung der Oberflächenfiltration [21].

Die in der Industrie derzeit gebräuchlichsten Filter für die Entstaubung sind Oberflächenfilter. Diese können, durch die Auswahl des geeigneten Filtermediummaterials, bei den unterschiedlichsten Betriebsbedingungen eingesetzt werden.

Das Institut für Technologie der Energierohstoffe (TEER) an der RWTH Aachen hat für Kleinfeuerungsanlagen einen Staubabscheider auf Basis der Tiefenfiltration entwickelt. Das Konzept besteht aus einem Staubabscheider als Kaminaufsatz, wobei der Filter in Taschenform ausgeführt ist (siehe Abbildung 3.7). Als geeignetes Filtermedium hat sich Glaswolle herausgestellt. Die Filtertaschen sind so konzipiert, dass sie einmal am Ende einer Heizperiode gewechselt werden müssen. Das Rauchgas wird mit Hilfe eines Radialventilators durch die Filtertaschen gesaugt. Als maximale Druckdifferenz werden 4,2 mbar angegeben. Da es sich bei dieser Anlage um einen Kaminaufsatz handelt, können bereits bestehende Feuerungsanlagen einfach und kostengünstig nachgerüstet werden [22].

Im Praxistest, bei unterschiedlichen Feuerungsanlagen, konnte ein Abscheidegrad von  $> 95\%$  und eine Staubkonzentration von  $< 1 \text{ mg/m}^3$  im Reingas erreicht werden. Derzeit wird ein Patent beantragt und an der Überführung der Anlage in die Serienreife gearbeitet [22].



Abbildung 3.7: links Kaminaufsatz, rechts Filtertaschen aus Glaswolle [22]

Eine Sondergruppe bei den Filternden Abscheidern spielen die sogenannten Katalysator-Filter. Bei ihnen findet neben einer reinen Partikelabscheidung, durch die Anwesenheit eines Katalysators, noch eine Totaloxidation der organischen Verbindungen statt.

Das Unternehmen Dr. Pley Environmental GmbH hat 2011 einen Katalysator namens ChimCat speziell für Biomassenfeuerungen auf dem Markt gebracht (siehe Abbildung 3.8). Sein Vorteil ist, dass er in bereits bestehenden Feuerungen integriert werden kann [23] [24]. Bei Testversuchen nach EN13240 beim TÜV Süd konnte gezeigt werden, dass die Partikelemissionen unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen [24].

Nachteil des ChimCats ist, dass durch die Partikelabscheidung die reaktiven Zentren des Katalysators deaktiviert werden, was zu einer regelmäßigen Austausch des ChimCats führt. Allerdings werden vom Hersteller keine Austauschzyklen bekanntgegeben.



Abbildung 3.8: ChimCat von der Firma Dr. Pley Environmental [23]

### 3.5 Vergleich der Entstaubungstechniken

In Tabelle 3.1 sind die unterschiedlichen Entstaubungstechniken u.a. mit ihren Vor- bzw. Nachteilen bezüglich ihres Einsatzes bei Kleinfeuerungsanlagen aufgelistet:

**Tabelle 3.1: Vergleich der Entstaubungstechniken**

<b>Abscheider</b>	<b>Vorteile</b>	<b>Nachteile</b>	<b>Kosten</b>	<b>Anmerkungen</b>
Filternde Abscheider - Oberflächenfilter	Hohe Abscheidung, zusätzliche Abscheidung durch Filterkuchen	hohe Druckverluste	günstig, einfach austauschbar	Zusätzlich Druckluftreinigung notwendig
Filternde Abscheider - Tiefenfilter	Höherer Abscheidegrad als bei Oberflächenfilter	mittlerer Druckverluste	günstig und austauschbar	Druckdifferenz steigt kontinuierlich an
Elektroabscheider	Geringe, vernachlässigbare Druckverluste	Lärmbelästigung, Energiebedarf	teuer	Mit Zunahme der Staubablagerungen an der Niederschlagselektrode sinkt der Abscheidegrad
Wäscher	Reduzierung von gasförmigen Schadstoffen, Bindung des Staubes in der Flüssigkeit und dadurch leichte Abfiltrierung und Regeneration der Flüssigkeit	Korrosion von Materialien, zusätzliche Wartungsarbeiten	höhere Kosten durch zusätzliche Anforderungen wie Dichtheit, Korrosion der Pumpe und Flüssigkeitsrückführung.	Wäscher werden oft in Kombination mit anderen Abscheider verwendet, häufig werden sie auch zum Abreinigen eingesetzt

## 4 Neues Konzept zur Abscheidung von Staubemissionen bei Kleinfeuerungsanlagen mittels eines Schütttschichtfilters

Das neu konzipierte Filtersystem basiert auf einem Schütttschichtfilter. Das Konzept der Abscheidung mittels einer Filterschicht bestehend aus einem Schüttgut nützt die Prinzipien der Tiefenfiltration, um die Staubpartikeln abzutrennen. In Abbildung 4.1 ist das neue Konzept dargestellt. Das Filtersystem soll direkt nach einer Kleinfeuerungsanlage installiert werden, siehe Abbildung 4.2. Das bei der Verbrennung entstehende Rohgas wird über den Filter geführt. Um den entstehenden Druckverlust zu überwinden, kann zur Unterstützung des natürlichen Kaminzuges ein Gebläse installiert werden. Ein gleichbleibenden Abscheidegrad soll mit einer Austragung des stark beladenen Schüttgutes erreicht werden. Mit dem Austrag wird gleichzeitig unbeladenes Schüttgut nachgefördert. Eine solche Austragung kann über eine Förderschnecke erfolgen. Diese würde zwei Hauptaufgaben besitzen: Zum einen ist sie für die Förderung und Austragung des Schüttgutes verantwortlich und zum anderen dient sie zur Abgrenzung des Abscheideraumes. Das beladene Schüttgut kann dann durch eine Entleerungsklappe aus dem Schornstein entfernt und je nach Eigenschaft thermisch verwendet, recycelt oder entsorgt werden. Der Vorrat für das Schüttgut kann in einem, seitlich am Kaminrohr angebrachten, Vorratsbunker gelagert werden.

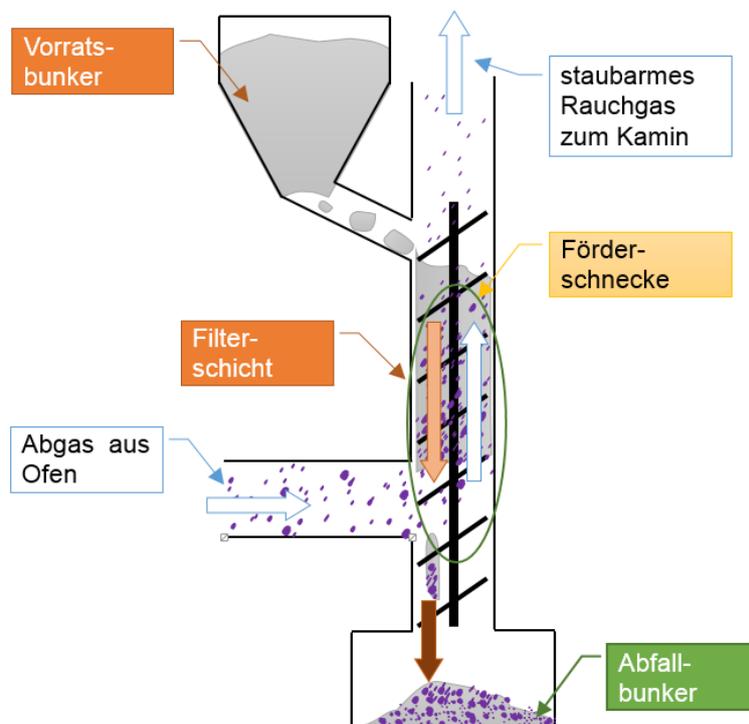
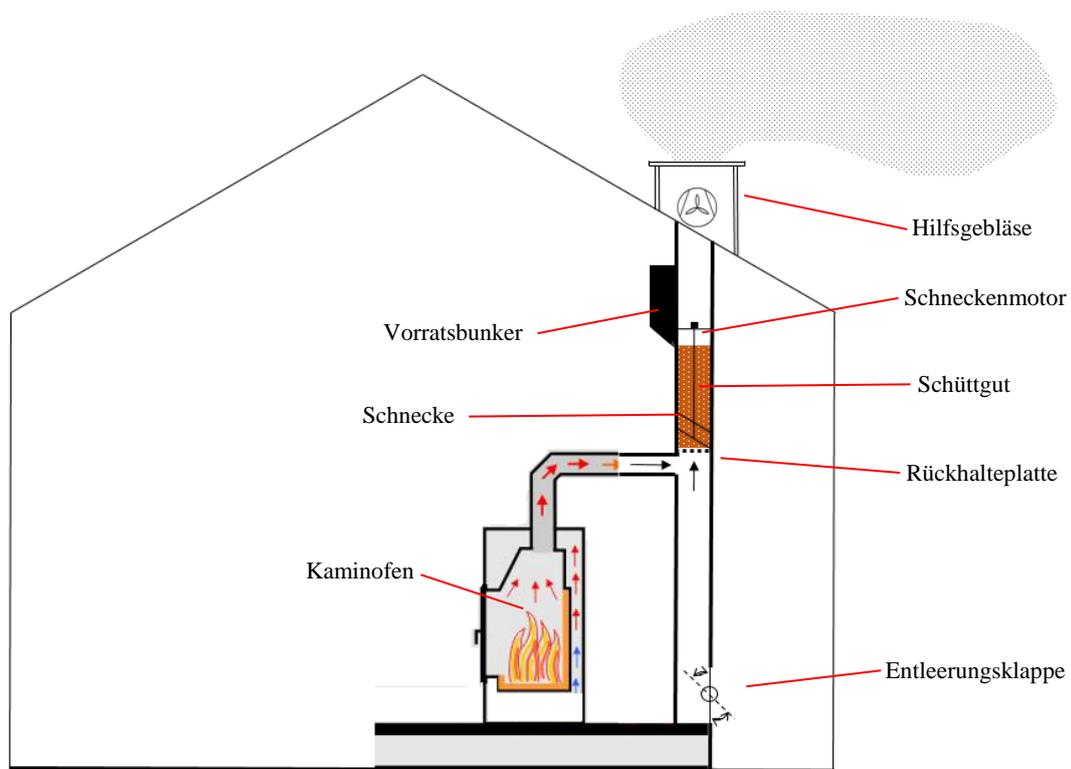


Abbildung 4.1: Prinzipskizze des neuen Filtersystems [37]

Bei einer späteren, detaillierten Auslegung soll darauf geachtet werden, dass auch ältere Anlagen mit dem Filter nachgerüstet werden können. Die möglichen Vorteile des neuen Filtersystems werden in der Tabelle 4.1 zusammengefasst.

**Tabelle 4.1: Vorteile des neuen Filtersystems**

- gleichbleibender Abscheidegrad
- Abscheidegrad über die Schüttungshöhe anpassbar
- Regenerierbarkeit des Schüttgutes
- einfacher Einbau
- niedrige Betriebskosten
- geringe Investitionskosten
- Einsatz von katalytisch wirkendem Schüttgut
  - ↳ zur Emissionsminderung von gasförmigen Schadstoffen (CO, TOC<sup>\*</sup>)...



**Abbildung 4.2: Möglichkeit zum Einsatz des neuen Filtersystems bei einer Kleinf Feuerungsanlage**

\*) TOC = total organic carbon

## 5 Zielsetzung der Arbeit

Im Fall der Entstaubungstechnik bei Kleinfeuerungsanlagen gibt es trotz der in Kapitel 2 und 3 beschriebenen rechtlichen und technischen Situation noch keine technisch zufriedenstellenden Entstaubungseinrichtungen auf dem Markt. Daher wird am Institut für Verfahrenstechnik Forschungsbereich Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhaltetechnik der TU Wien an einem neuen Filtersystem speziell für den Einsatz bei Kleinfeuerungsanlagen geforscht. Ziel ist es, ein funktionierendes Filterkonzept zu erstellen, welches die rechtlichen Emissionsgrenzwerte und die ökonomischen Rahmenbedingungen einhält.

Als neues Filterverfahren wurde ein Schüttschichtfilter identifiziert. Dabei handelt es sich um einen Filter, bei dem eine Schüttung die Staubfiltrationsaufgabe übernimmt. Für das Schüttgut sollen vorrangig nachhaltige Materialien verwendet werden, um eine spätere umweltfreundliche Entsorgung bzw. eine thermische Verwertung zu gewährleisten.

Ziel dieser Arbeit ist es daher, zur Überprüfung des Konzeptes sowie für erste Versuche einen Filtermittelprüfstand zu konstruieren und zu bauen mit dem es möglich ist, ein geeignetes Schüttgutmaterial zu finden.

Um die Eignung eines Schüttgutes als Abscheidematerial festzustellen, soll der Prüfstand für Laborbedingung in Anlehnung an geltende Normen ausgelegt werden. Im Rahmen dieser Arbeit soll ein Filtermittelprüfstand erstellt werden, wo über einen geeigneten Staubdosierer die Staubemissionen einer Kleinfeuerungsanlage im Kaltmodell nachempfunden werden soll.

Für die Bewertung und den Vergleich von Schüttgutmaterialien sollen ihre filtrationsspezifischen Parameter wie Druckverlust und Abscheidegrad bestimmt werden. Zusätzlich sollen erste Aussagen über ihre Schüttguteigenschaften, insbesondere Fördereigenschaften und Rieseigenschaften, getroffen werden.

Bildoptische Aufnahmen der Schüttschicht während eines ersten Staubbelaadungszyklus soll weiter Auskunft über die Einlagerung bzw. Anlagerung der Staubpartikeln am Schüttgut geben.

## 6 Detaillierte Auslegung und Aufbau des Filtermittelprüfstandes

Um die Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen zu messen und zu vergleichen, existiert die Vornorm **DIN SPEC 33999 Emissionsminderung – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) – Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen**. In der Vornorm werden die Anforderungen an den Prüfaufbau, die Bereitstellung des Prüfabgases, die Durchführung der Prüfung sowie die notwendige Messtechnik zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen gemäß 1. BImSchV beschrieben [36].

Die Vornorm DIN SPEC 33999 basiert auf einigen VDI – Richtlinien und fasst diese zusammen. In Abbildung 6.1 werden die VDI – Richtlinien aufgezeigt, welche für die Vornorm DIN SPEC 33999 und für diese Arbeit bedeutsam sind.

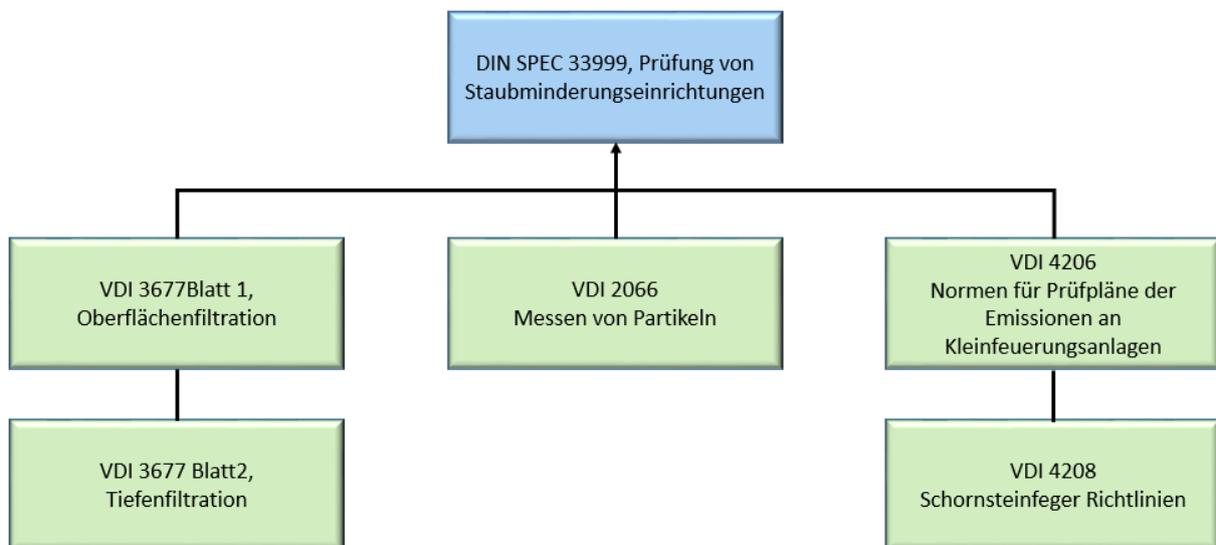


Abbildung 6.1: Zusammenfassung von VDI – Richtlinien zu der Vornorm DIN SPEC 33999

In der DIN SPEC 33999 wird der Prüfstandaufbau schematisch dargestellt und gliedert sich in vier Abschnitte: Feuerung, Messstrecke 1, Abscheider und Messstrecke 2. Dabei wird die roh-gasseitige Messstrecke als Messstrecke 1 und die reingasseitige Messstrecke als Messstrecke 2

bezeichnet, siehe Tabelle 6.1. Die in kursiv geschriebenen Punkte werden bei einer späteren Ofenprüfung (mittels Holzverfeuerung) und noch nicht beim Filtermittelprüfstand, der im Rahmen dieser Arbeit aufgebaut wird, aufgenommen. In Abbildung 6.2 ist beispielhaft ein Prüfaufbau für Staubabscheider ohne eigenes Gebläse dargestellt.

Tabelle 6.1: Überblick über den Aufbau der Messstrecken

**Messstrecke 1: Vor der Staubabscheidung**

Messgröße:	Messprinzip:
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Staubkonzentration im Rohgas</li> <li>• Druck gegenüber der Umgebung</li> <li>• Abgasgeschwindigkeit</li> </ul>	<p>z.B. optisches Aerosolspektrometer</p> <p>z.B. Flügelradanemometer</p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Temperatur</i></li> </ul>	<p>Thermoelement</p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Gaszusammensetzung im Rohgas</i> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ CO</li> <li>○ TOC (<i>Total Organic Compounds</i>)</li> <li>○ O<sub>2</sub></li> <li>○ CO<sub>2</sub></li> </ul> </li> </ul>	<p>Nichtdispersiver Infrarotsensor</p> <p>Flammenionisationsdetektor</p> <p>Paramagnetisches Verfahren</p> <p>Nichtdispersiver Infrarotsensor</p>

**Messstrecke 2: Nach der Staubabscheidung**

Messgröße:	Messprinzip:
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Staubkonzentration im Reingas</li> <li>• Zusätzlich wird noch die Druckdifferenz über dem Abscheider gemessen</li> </ul>	<p>z.B. optisches Aerosolspektrometer</p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Gaszusammensetzung im Reingas</i> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ CO</li> <li>○ TVOC</li> <li>○ O<sub>2</sub></li> <li>○ CO<sub>2</sub></li> </ul> </li> </ul>	<p>Nichtdispersiver Infrarotsensor</p> <p>Flammenionisationsdetektor</p> <p>Paramagnetisches Verfahren</p> <p>Nichtdispersiver Infrarotsensor</p>

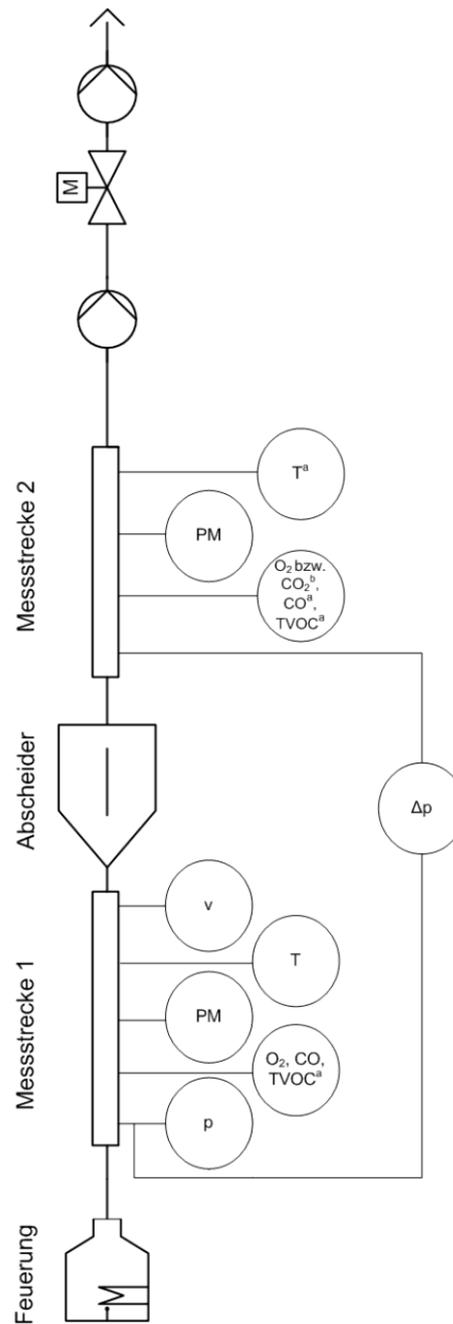


Abbildung 6.2: Beispiel für einen Prüfaufbau für Staubabscheider ohne eigenes Gebläse [36]

**Legende:**

PM	Staubmasse	$v$	Abgasgeschwindigkeit
$p$	Druck gegenüber Umgebung	CO	Kohlenstoffmonoxid
$\Delta p$	Druckdifferenz über den Abscheider	CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
$T$	Temperatur	TVOC	Flüchtige Kohlenwasserstoffe (en: Total Volatile Organic Carbon)

## 6.1 Komponenten und Messinstrumente des Filtermittelprüfstandes

In dieser Diplomarbeit wird ein Filtermittelprüfstand entwickelt, der es ermöglicht, für das neu konzipierte Filtersystem ein geeignetes Schüttgut zu identifizieren. Dieser Prüfstand ermöglicht, unter gleichbleibenden Bedingungen, die Abscheideeffizienz und das Druckverhalten der Schüttgüter während der Staubbeaufschlagung zu untersuchen. Bei der Planung und Bau wurden die Bestimmungen aus der Vornorm DIN SPEC 33999 berücksichtigt.

Der fertige Prüfstand besteht aus einem Aerosolgenerator für die Staubbeaufschlagung des Schüttgutes, Messsystemen zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung im Roh- und Reingas, sowie einem Druckdifferenzsensor für die zeitliche Bestimmung des Druckverlustes. Ein Überblick über die notwendigen Messinstrumente und Komponenten wird in der Tabelle 6.2 gegeben:

Tabelle 6.2: Überblick über die Komponenten und Messinstrumente des Filtermittelprüfstandes

---

- Aerosolgenerator
    - Banddosierer für die Beaufschlagung mit Staubpartikeln im Mikrometerbereich
    - Rußgenerator für die Beaufschlagung mit Staubpartikeln im Nanometerbereich
  - Messinstrumente
    - Für die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung u. -konzentration im Roh- u. Reingas:
      - Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) im Submikronenbereich
      - Optisches Aerosolspektrometer im Mikrometerbereich
    - Für die Bestimmung des Druckverlustes: Differenzdrucksensor zwischen Rohgas- und Reingasseite
    - Volumenstrom - Messinstrument
  - Staubabscheider
  - Gebläse
- 

Der eigentliche Staubabscheider besteht aus einem Schüttgut, einer Förderschnecke und einem Rückhaltesystem (hier wird keine Vereinfachung gegenüber dem zukünftigen Filtersystem vorgenommen).

**Aus den Messdaten soll folgendes bestimmt werden:**

- Zusammenhang zwischen der Schüttungshöhe, dem granularen Filtermaterial und dem Differenzdruckverlust ( $\Delta p$ ) über die Schüttung.
- Fraktionsabscheidegrad:

$$T_{(x)} = 1 - \frac{c_{rein(x)}}{c_{roh(x)}} \quad (\text{Gl. 6.1})$$

$T_{(x)}$ .....Fraktionsabscheidegrad [-]

$c_{rein(x)}$ ... Massen- bzw. Anzahlkonzentration der Partikeln mit der Partikelgröße  $x$  im Reingas [mg/m<sup>3</sup>] bzw. [m<sup>-3</sup>]

$c_{roh(x)}$ ... Massen- bzw. Anzahlkonzentration der Partikeln mit der Partikelgröße  $x$  im Rohgas [mg/m<sup>3</sup>] bzw. [m<sup>-3</sup>]

Um Aussagen über das Abscheideverhalten eines Filters zu tätigen, wird die Rohgaskonzentration (vor dem Filter) mit der Reingaskonzentration (nach dem Filter) verglichen. Die Auswertung der Daten ergibt dann den Fraktionsabscheidegrad über den Staubpartikeldurchmesser. Durch Umstellung der Gleichung 6.1 kann auf den Fraktionspenetrationsgrad  $P_{(x)}$  durch den Filter geschlossen werden:

$$P_{(x)} = 1 - T_{(x)} \quad (\text{Gl. 6.2})$$

$P_{(x)}$ .....Fraktionspenetrationsgrad [-]

- Quality Factor:

$$Q_{(x)} = - \frac{\ln(1-T_{(x)})}{\Delta p} \quad (\text{Gl. 6.3})$$

$Q_{(x)}$ .....Quality Factor [m s<sup>2</sup> kg<sup>-1</sup>]

$\Delta p$ ...Druckverlust zwischen Rohgas- und Reingasseite [m s<sup>2</sup> kg<sup>-1</sup>]

Mit Hilfe des Quality Factors können unterschiedliche Filter und Filtersysteme miteinander verglichen werden. Es wird der negative natürliche logarithmierte Penetrationsgrad mit dem

Druckverlust verglichen. Ein hoher Quality Factor ist anzustreben. Der Quality Factor ist groß mit einem hohen Fraktionsabscheidegrad und einem entsprechend kleinen Druckverlust.

In den folgenden Kapiteln wird nun der realisierte Filtermittelprüfstand im Detail vorgestellt.

## 6.2 Realisierter Filtermittelprüfstand

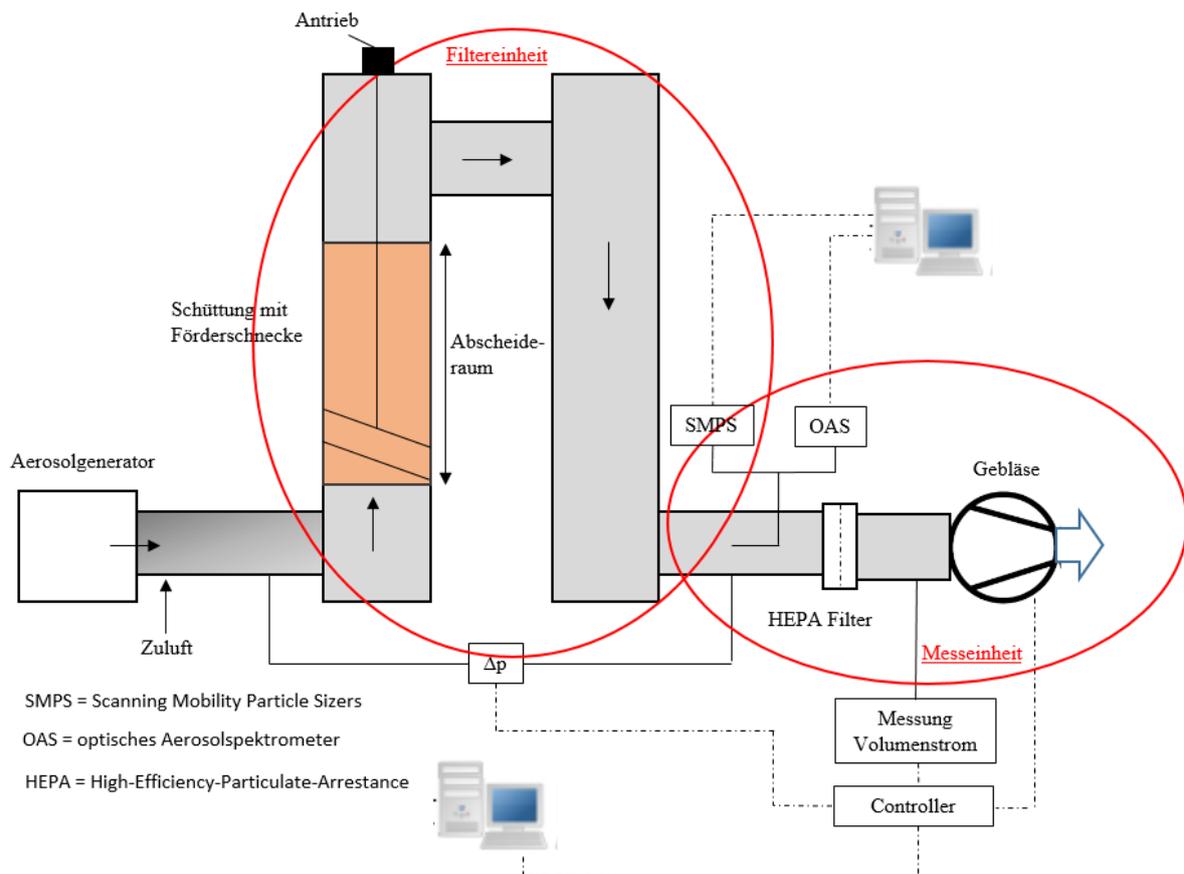


Abbildung 6.3: Fließschema des Filtermittelprüfstandes

Abbildung 6.3 zeigt das Fließschema des gesamten Filtermittelprüfstandes mit der vollständigen Messeinrichtung. Am linken Ende, zu Beginn, wird das Aerosol eingebracht. Der Aerosolgenerator ist entweder ein Rußgenerator für submikrone Staubpartikeln oder ein Banddosierer mit Pural NF Teststaub für Staubpartikeln im Mikrometerbereich (genau Erklärung der Aerosolgeneratoren befinden sich im Kapitel 6.5). Mit dem Saugzuggebläse am anderen Ende des Teststandes wird das Aerosol mit dem eingestellten Volumenstrom durch die Anlage gesaugt. Das Aerosol gelangt zum Schütttschichtfilter und wird dort zum Teil abgeschieden. Nach dem

Schütttschichtfilter sind die Messeinheiten angeordnet. Zur Bestimmung des Fraktionsabscheidungsgrades dient sowohl ein Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) als auch ein optisches Aerosolspektrometer (OAS). Für die Steuerung des Volumenstromes durch das Gebläse wird ein Volumenstrommessgerät verwendet. Die Bestimmung des Druckverlustes über den Schütttschichtfilter erfolgt mit Hilfe eines Differenzdrucksensors. Die Messdaten aus Druckdifferenz, Partikelkonzentration und Volumenstrom werden in Echtzeit aufgenommen und auf Computern gespeichert.

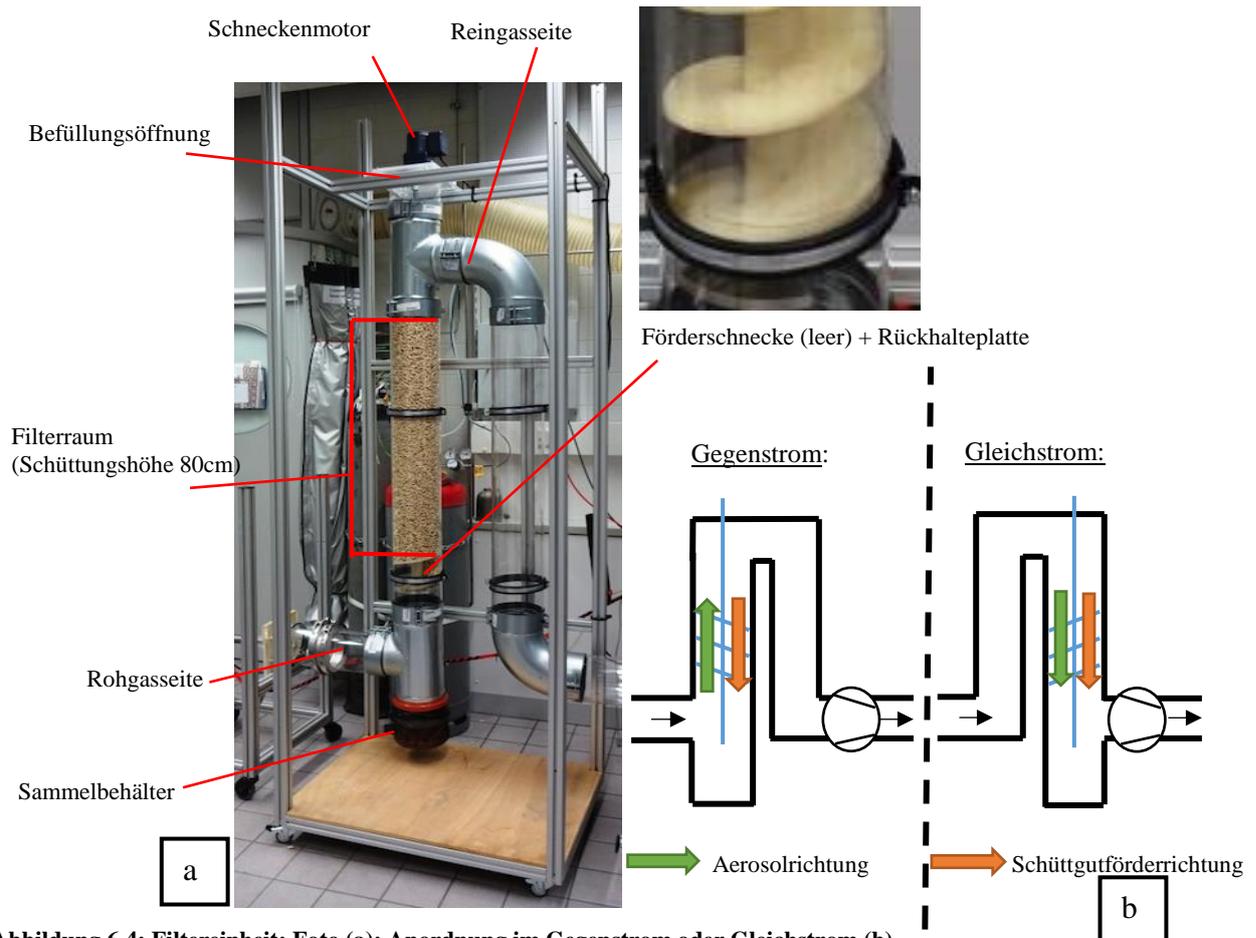


Abbildung 6.4: Filtereinheit: Foto (a); Anordnung im Gegenstrom oder Gleichstrom (b)

Um Gleichstrom und Gegenstromversuche untersuchen zu können, besteht die Filtereinheit aus zwei vertikalen Rohren. Gegenstrom bedeutet, dass die Schüttgutförderrichtung entgegengesetzt des Aerosolstroms ist. Durch eine 180° Drehung der Filtereinheit können auch Versuche im Gleichstrom gefahren werden, hierbei bewegen sich Schüttgut und Aerosolstrom in dieselbe Richtung. In Abbildung 6.4b sind Gegenstrom- und Gleichstromversuche dargestellt.

In Abbildung 6.4a ist die Filtereinheit zu sehen. Das Gehäuse dient zur Führung des Aerosols von der Rohgasseite über den Filterraum zur Reingasseite. Das Rohrsystem ist so ausgelegt, dass sich darin selbst kein, beziehungsweise nur ein sehr geringe, Wandanhaftung festzustellen

ist. Wo immer möglich, wurden die Rohre des Prüfstandes aus transparentem Acrylglas gefertigt, um die Schüttguteigenschaften besser bewerten zu können bzw. auf Fehler in der Konstruktion aufmerksam zu werden.

Die Förderschnecke besteht aus einzelnen Polyethylen Elementen, welche je nach gewünschter Förderlänge zusammengesetzt werden. Damit das Schüttgut nicht aus der Schnecke ausläuft, befindet sich am untersten Ende der Schnecke eine Rückhalteplatte.

Der Schneckenmotor hat die Aufgabe, über eine Kupplung die Gewindestange mit den aufgespannten Schneckenteilen und somit das Schüttgut von oben nach unten zu fördern. In dieser Arbeit wird der Motor nur zum Austragen des Schüttgutes verwendet. Erst in späteren Arbeiten soll ein kontinuierlicher Betrieb möglich sein, um mit Staub beladenes Schüttgut in den Sammelbehälter zu fördern und unbeladenes Schüttgut nachzufördern.

Bei den ersten Messungen wird die Schüttungshöhe schrittweise zwischen den Messungen verändert, um die Abscheideleistung der untersuchten Schüttgüter bei unterschiedlichen Schütthöhe zu bestimmen.

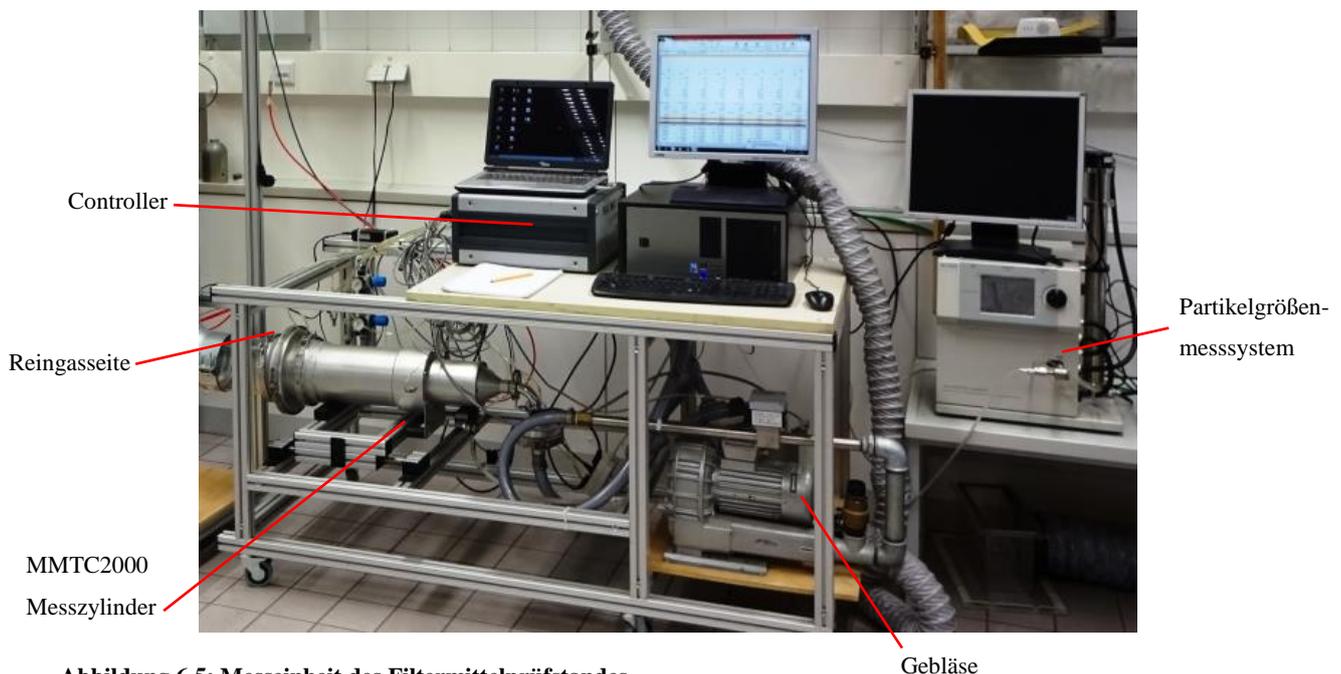


Abbildung 6.5: Messeinheit des Filtermittelprüfstandes

Die Befüllung mit Schüttgut erfolgt über die Befüllungsöffnung im oberen Teil des Filterapparates. Die maximale Schüttungshöhe beträgt 80 cm.

In Abbildung 6.5 sind die Messeinheit und das Gebläse des Filtermittelprüfstandes zu sehen. Sie basieren auf den umgebauten Filtermittelprüfstand MMTC2000. Aus dem MMTC2000-

Messzylinder wird für die Bestimmung der Partikelkonzentration ein Teilstrom isokinetisch\*) (gleiche Geschwindigkeit) abgeführt. Abbildung 6.6 zeigt den Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes. In der Abbildung ist links der Aerosolgenerator, in der Mitte die Filtereinheit mit Förderschnecke für die Aufbewahrung des Schüttgutes und der Schneckenmotor sowie rechts die Messeinheit mit Gebläse zu sehen.



Abbildung 6.6: Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes

\*) Isokinetische Probenahme: Aus dem Abgasströmen wird mittels einer Probenahmesonde isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) durch Absaugen ein Teilstrom entnommen und zum Staubmessgerät geführt. Dadurch wird sichergestellt, dass der Teilstrom repräsentativ ist [38].

### 6.3 Scanning Mobility Particle Sizer

Mit Hilfe eines Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS) kann die Partikelgrößenverteilung eines Aerosols gemessen werden. Es nutzt dabei die elektrische Bewegungsmobilität eines geladenen Partikels in einem elektrischen Feld aus. Das SMPS besteht dabei aus drei wesentlichen Komponenten: dem Aerosolneutralisator, dem differentiellen Mobilitätsanalysator (DMA) und dem Kondensationskernzähler (CPC) oder einem Elektrometer, siehe Abbildung 6.8. Mit dem SMPS können Partikeln in einem Bereich von ca. 2,5 nm bis ca. 1000 nm gemessen werden [27] [30]. Auf Grund der Tatsache, dass zur Bestimmung der Partikelgröße die elektrische Bewegungsmobilität ausgenutzt wird, wird der ermittelte Partikeldurchmesser auch als mobilitätsäquivalenter Durchmesser bezeichnet.

Um eine genaue Messung der Partikelgrößenverteilung und -konzentration eines submikronen Aerosols zu bekommen, muss in einem ersten Schritt ein Teilstrom isokinetisch entnommen werden. „Isokinetisch“ (geschwindigkeitsgleich) bedeutet, dass die Geschwindigkeit in der ungestörten Hauptströmung und die Geschwindigkeit in der mit dem wirksamen Sondendurchmesser gebildeten Strömungsrohr übereinstimmen. Damit wird sichergestellt, dass der entnommene Teilstrom repräsentativ ist.

Die Partikeln werden im Aerosolneutralisator auf einen definierten Ladungszustand gebracht. Dies geschieht durch bipolare Diffusionsaufladung. Bei der Diffusionsaufladung beruht der Transportvorgang der Ionen zu den Partikeln auf reiner Diffusion. Werden die Partikel durch Anlagerung von Ionen beider Polaritäten aufgeladen, wird von einer bipolaren Diffusionsaufladung gesprochen.

Die bipolare Aufladung der Partikel wird dadurch erreicht, dass das Aerosol an einem radioaktiven Präparat vorbeigeführt wird, wobei das Trägergas (in der Regel Luft) ionisiert. Als radioaktives Präparat dient dazu entweder ein Kryptonisotop (Krypton 85) oder eine Röntgenquelle.



Abbildung 6.7: Verwendetes SMPS TSI3080 [31]

Dabei entstehen positive Ionen aus den ionisierten Luftmolekülen und angelagerten Wassermolekülen. Die freiwerdenden Elektronen lagern sich an Molekülen hoher Elektronenaffinität (z.B. O<sub>2</sub>) an und bilden zusammen mit sich ebenfalls anlagernden Wassermolekülen die negativen Ionen. Durch eine ausreichend lange Verweilzeit der Partikeln in der Ionenwolke stellt sich ein stationärer Ladungszustand ein. Dieser Zustand ist dadurch gekennzeichnet, dass sich auf der Partikeloberfläche wenig positive und wenig negative Ionen angelagert haben. Auf Grund der Tatsache, dass auch zuvor stark geladene Partikeln ein niedrigeres Ladungsniveau erreichen, wird diese Art der Aufladung als Neutralisation bezeichnet. Tabelle 6.3 zeigt die Ladungsverteilung ausgewählter Partikelgrößen beim Verlassen des Aerosolneutralisators. Die Ergebnisse in Tabelle 6.3 sind nach der Theorie von Fuchs [30] berechnet worden.

Tabelle 6.3: Ladungsverteilung für eine bipolare Diffusionsaufladung

Durchm.(nm)	Anteil an Partikeln mit +- n Elementarladungen (Prozent)										
	-5	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	+5
1,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	99,79	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	99,37	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
5,0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,40	97,42	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00
10,0	0,00	0,00	0,00	0,00	3,98	92,71	3,31	0,00	0,00	0,00	0,00
20,0	0,00	0,00	0,00	0,02	10,03	81,80	8,14	0,01	0,00	0,00	0,00
50,0	0,00	0,00	0,01	1,02	22,09	58,69	17,56	0,63	0,00	0,00	0,00
100,0	0,00	0,01	0,35	5,39	27,00	42,70	21,12	3,28	0,16	0,00	0,00
200,0	0,04	0,47	3,18	12,08	25,58	30,13	19,72	7,17	1,45	0,16	0,01
500,0	2,22	5,33	10,19	15,51	18,79	18,13	13,93	8,52	4,15	1,61	0,50
1000,0	6,53	9,23	11,64	13,14	13,24	11,94	9,62	6,92	4,46	2,56	1,32

In Tabelle 6.3 sind für die ausgewählten Partikelgrößen die Wahrscheinlichkeit angegeben, welche und wie viele Elementarladungen (Ionen) sie besitzen (hier bis +/- 5). Aus der Tabelle ist zu erkennen, dass mit zunehmenden Partikeldurchmesser zum einen der Anteil der geladenen Partikeln und zum anderen die Anzahl der Elementarladungen zunimmt. Des Weiteren ist zu sehen, dass der Anteil der negativen Ladungen stets höher ist als die der positiven Ladungen. Dies ist durch die höhere Mobilität der negativen Ionen erklärt, womit sich die Zusammenstoßwahrscheinlichkeit erhöht.

Das exakte Wissen über die Ladungsverteilung ist Voraussetzung für die Bestimmung der elektrischen Mobilität im nachgeschalteten differentiellen Mobilitätsanalysator (DMA).

Der DMA ist ein Elektroklassierer, der oft in Form eines zylinderförmigen Kondensators gebaut wird. Das Aerosol wird über einen Impaktor und dem Aerosolneutralisator in den DMA eingeleitet. Der Impaktor wird dazu benötigt, dass nur Partikel eines bestimmten Durchmessers in

den DMA gelangen ( $\leq 1\mu\text{m}$ ). Nach der bipolaren Aufladung wird das Aerosol zwischen Außenelektrode und Innenelektrode in den sogenannten Schleierluftstrom injiziert. Der Schleierluftstrom besteht aus Reinluft und ist für den Transport der Partikeln in Richtung DMA- Ausgang (dem Ringspalt, im Bild als Slot bezeichnet) verantwortlich. Durch die elektrische Spannung zwischen den Elektroden werden die positiven geladenen Partikeln zur Innenelektrode hingeleitet, während die negativ geladenen Partikeln auf der Außenelektrode abgeschieden werden. Am unteren Ende des DMA befindet sich ein Ringspalt (Slot), über den ein Teilvolumenstrom abgesaugt wird. Die Partikel in diesem Teilstrom besitzen alle annähernd dieselbe elektrische Mobilität. Der Aerosolstrom, der damit den DMA verlässt, ist somit ein nahezu monodisperses Aerosol. Durch die Variation der angelegten Spannung und des Schleierluftstroms kann die Partikelgröße, die den DMA verlässt, eingestellt werden.

Nach dem DMA wird das monodisperse Aerosol zur Bestimmung der Anzahlkonzentration in den Condensation Particle Counter (CPC) geleitet. Der CPC besteht im Wesentlichen aus einer Kondensationskammer, einer Lichtquelle und einer Photodiode. Der Aerosolstrom wird in eine Kammer (Saturator) gelenkt, in der eine Atmosphäre aus übersättigtem Butanoldampf herrscht. Durch Kondensation des Dampfes an den nanometergroßen Partikeln wachsen diese an, sodass sie optisch detektierbar und gezählt werden können. Durch die Detektion des an den Tropfen/Partikeln gestreuten Lichtes kann die Anzahlkonzentration bestimmt werden.

Während eines Messzyklus wird die Spannung schrittweise erhöht und die Anzahlkonzentration im CPC bestimmt. Aus der so ermittelten Partikelgrößenverteilung der positiv geladenen Partikeln kann mit Hilfe der Theorie von Fuchs auf die Partikelgrößenverteilung aller Partikeln geschlossen werden.

In Abbildung 6.8. auf der nächsten Seite ist der schematische Aufbau eines SMPS gezeigt.

Für die Vermessung der Staubdurchmesserpartikeln im Submikronbereich wird in dieser Arbeit das SMPS 3080 der Firma TSI verwendet, siehe Abbildung 6.7.

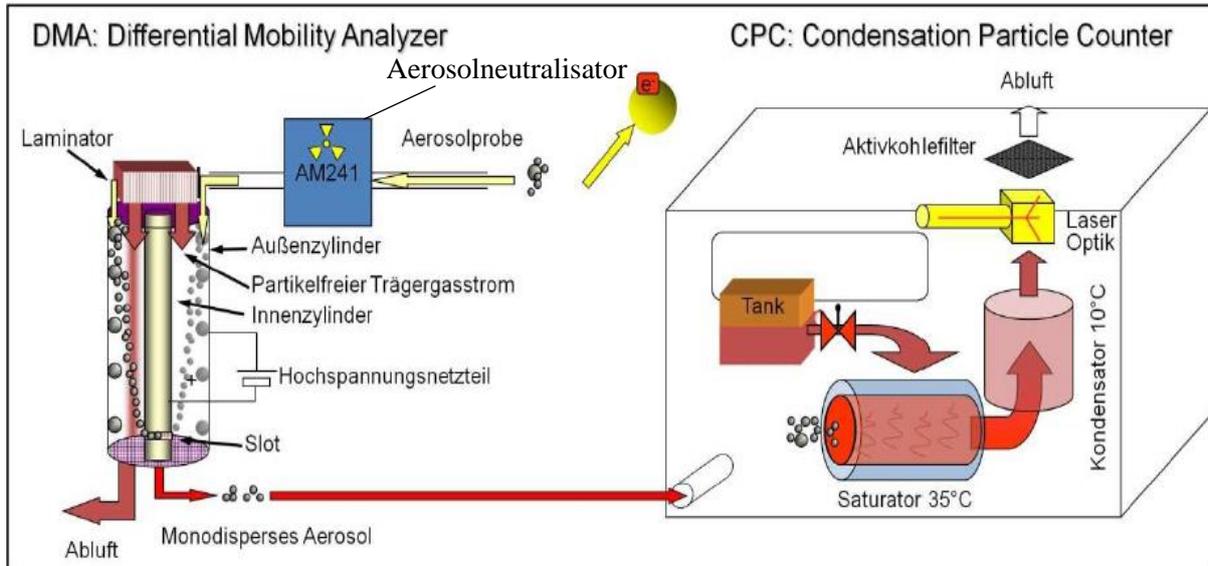


Abbildung 6.8: Prinzipieller Aufbau eines SMPS [27]

## 6.4 Optisches Aerosolspektrometer

Aufgrund der Tatsache, dass das SMPS – System eine Obergrenze von 1000nm besitzt, wird für größere Staubpartikel ein optisches Aerosolspektrometer (OAS) verwendet. In dieser Arbeit wird als OAS das Welas digital 2000 von der Firma Palas eingesetzt.

Die Bestimmung der Partikelgröße am Einzelpartikel ist charakteristisch für zählende Messverfahren. Bei optischen Aerosolspektrometern wird das Streuphänomen von Licht an Einzelpartikeln ausgenutzt um auf die Partikelgröße zu schließen. Durch die gleichzeitige Bestimmung der Partikelanzahl kann dann auf die Partikelgrößenanzahlverteilung geschlossen werden. Die gemessene Partikelgröße entspricht einem optischen Durchmesser [27] [28].

Das von einem Partikel ausgehende Streulicht ist in seiner Intensität von der Partikelgröße abhängig. Diese Streulichtintensität kann in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers  $x$  und der Wellenlänge  $\lambda$  durch den Mie – Parameter  $\alpha$  in drei Bereiche unterteilt werden:

$$\alpha = \frac{\pi \cdot x}{\lambda} \quad (\text{Gl.6.4})$$

Es gilt:

- $\alpha \ll 1$ : Bereich der Rayleigh – Streuung
- $0,1 < \alpha < 10$ : Mie - Bereich: Mie – Streuung
- $\alpha \gg 1$ : Wellenoptik oder geometrischer Bereich, Fraunhofer – Beugung

Die Streulichtintensität über den Mie – Parameter ist in Abbildung 6.9a dargestellt. Für die Einzelkorn- Streulichtanalyse ist nur die Mie – Streuung von Interesse. Im Bereich der Mie - Streuung ist neben der Beugung und Reflexion noch die Absorption zu berücksichtigen. Durch die Wellenform der Kurve im Mie – Bereich (schwarze Linie Abb.6.9a) kommt es bei der Verwendung von monochromatischem Licht zu einem nicht eindeutigen Zusammenhang zwischen Streulichtintensität und Partikelgröße. Um dennoch die Partikelgröße in diesem Bereich zu bestimmen wird nichtmonochromatisches Weißlicht verwendet. Das nichtmonochromatische Licht hat eine Glättung der Kurve zu Folge (blaue Linie Abb. 6.9a).

Im Folgenden soll kurz der Aufbau des Welas, als Beispiel für ein OAS, beschrieben werden. Die Beleuchtung erfolgt über eine Weißlicht - Xenon – Hochdrucklampe. Mit Hilfe von Blenden- und Linsensystem wird das Weißlicht so gesteuert, dass ein optisches Messvolumen im Aerosolstrom entsteht. Das von den Partikeln gestreute Licht wird von einem Photomultiplier detektiert. Der Photomultiplier ist aus Gründen der besseren Eindeutigkeit  $90^\circ$  und

Auswertung seitlich des Messvolumens angebracht. Das vom Photomultiplier erfasste Streulichtsignal wird danach verstärkt und über einen analog/digital Wandler der digitalen Signalverarbeitung zugeführt. Um Randgängigkeitsfehler und Koinzidenzfehler zu reduzieren wird ein T-Blendensystem verwendet. Als Koinzidenzfehler wird das Ereignis bezeichnet, wenn sich mehrere Partikel im Messvolumen befinden. In so einem Fall detektiert der Sensor nur ein großes Partikel. Dagegen wird ein Partikel bei einem Randgängigkeitsfehler kleiner gedeutet, weil hier das Partikel sich nur zum Teil im Messvolumen befindet und eine geringere Streulichtmenge von ihm ausgeht. In Abbildung 6.9b kann das optische Messvolumen in Form einer T – Blende gesehen werden. Durch die Nutzung der Mie - Streuung können mit dem Welas Partikel in einem Messbereich von  $0,2\mu\text{m}$  bis  $10\mu\text{m}$  vermessen werden [29].

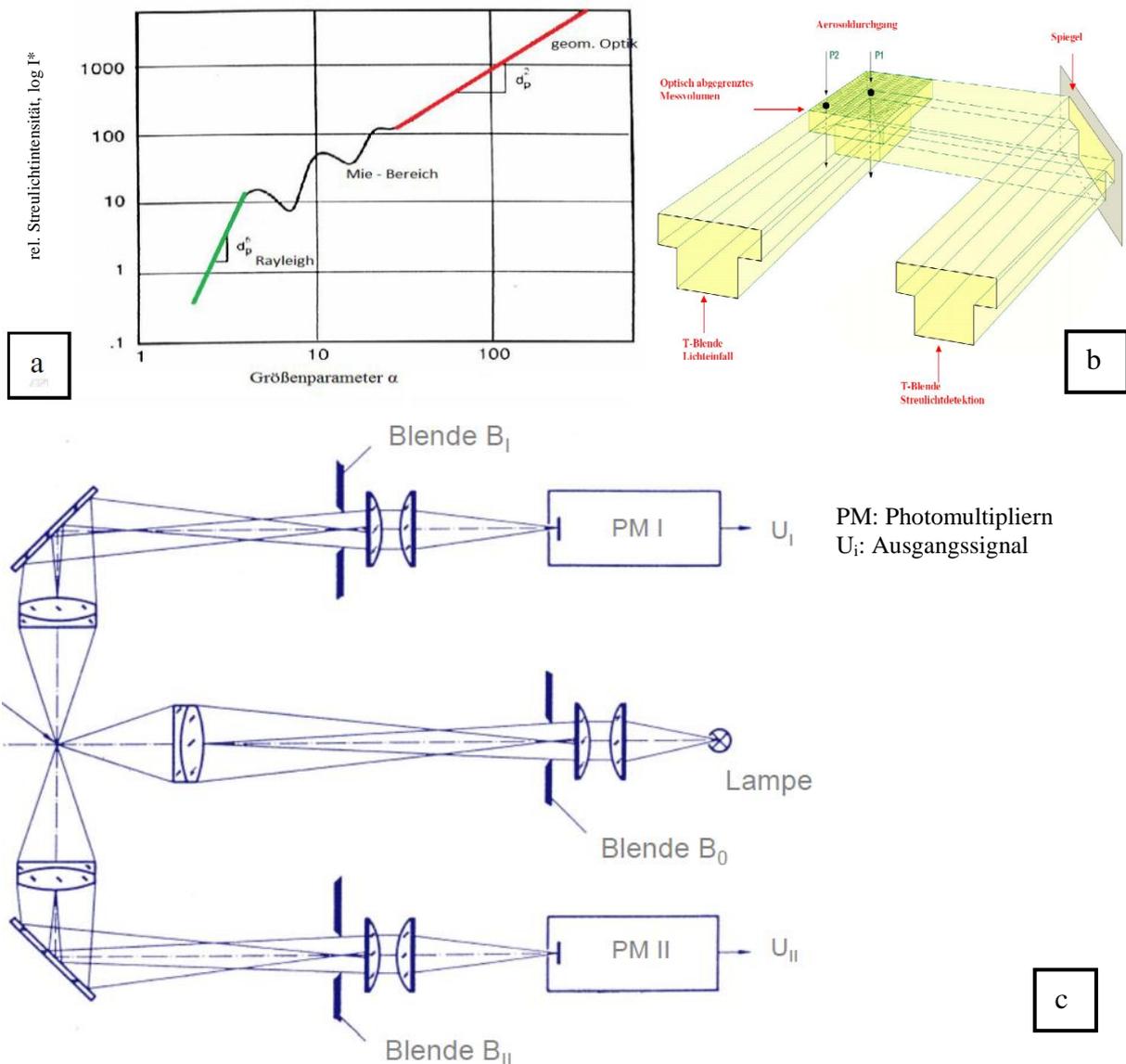


Abbildung 6.9: a: Streulichtintensität über den Mie – Parameter, b. T – Blende, c: Prinzips Skizze eine OAS [30]

Aerosolgeneratoren

Um die Schüttgüter bezüglich ihrer Abscheideleistung zu beurteilen, werden zur Erzeugung der Staubbelastung Aerosolgeneratoren verwendet. Die Aufgabe von Aerosolgeneratoren ist es, über die Testzeit und ggf. Wiederholungsmessungen reproduzierbare Partikelkonzentrationen und –größenverteilungen zu generieren. In dieser Arbeit werden zwei unterschiedliche Aerosolgeneratoren verwendet: Für die Stäube im Submikronengrößenbereich wird ein Rußgenerator verwendet, für den Mikrometerbereich kommt ein Banddosierer mit Teststaub zur Anwendung.

Mit den beiden Aerosolgeneratoren wird versucht, die Partikelgrößenverteilung aus Abbildung 2.6 (normaler Ofenbetrieb und Betrieb unter sehr schlechten Bedingungen) nachbilden.

Als **Rußgenerator** wird das Modell miniCast der Firma Jing Aerosol benutzt. In Abbildung 6.10 ist die vom Rußgenerator generierte Partikelgrößenverteilung zu sehen. Im Rußgenerator werden mit Hilfe einer Propandiffusionsflamme Partikeln erzeugt, welche durch das Quenchen mit  $N_2$  in ihrer Größe klar definiert hergestellt werden.

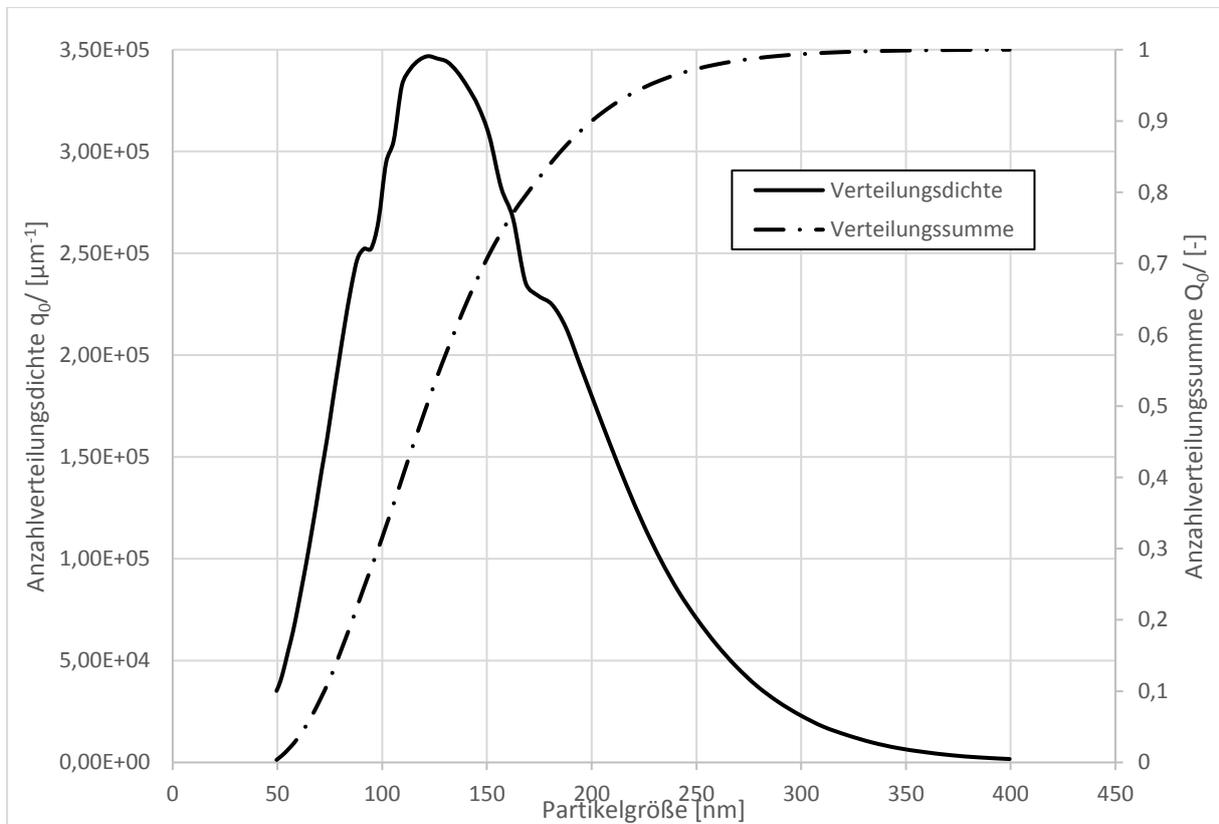
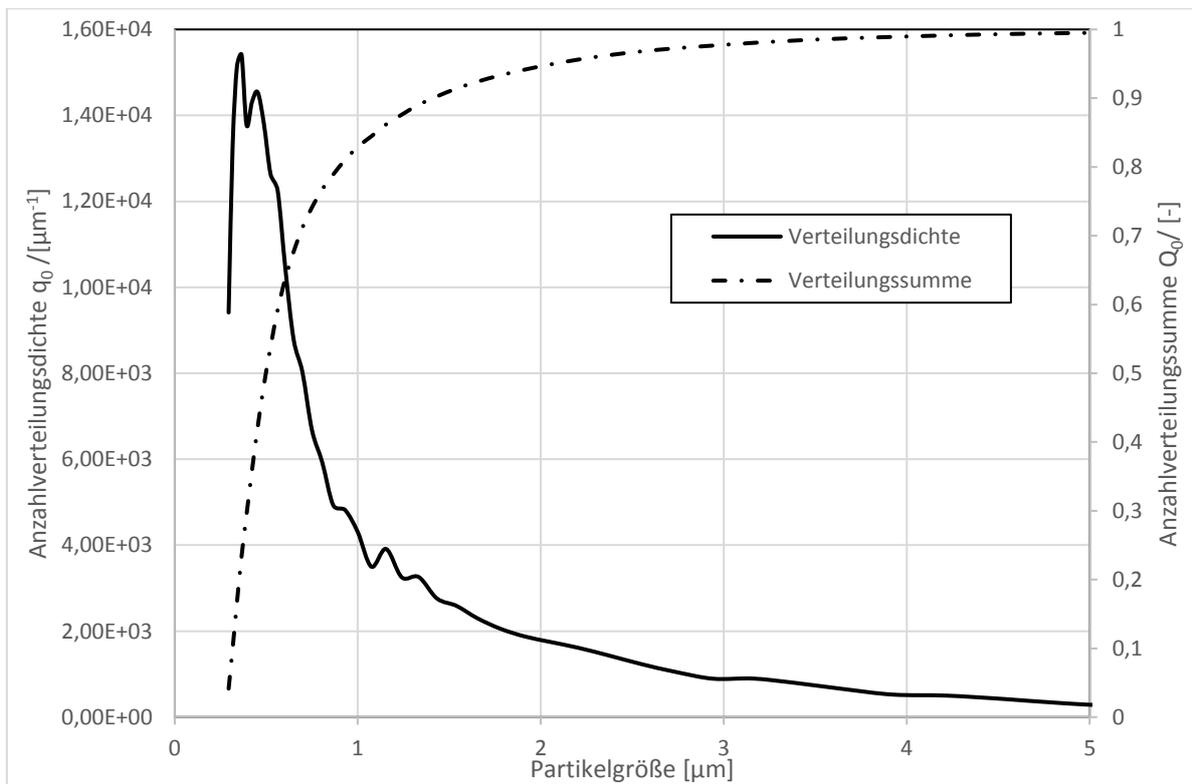


Abbildung 6.10 Partikelgrößenverteilung (Anzahlverteilung), Summenkurve des eingesetzten Rußgenerators, gemessen mittels SMPS

Der Rußgenerator kann bis zu einer zuverlässigen Partikelgröße von ca. 400 nm Rußpartikeln generieren. Daher wird zur Erzeugung eines Aerosols mit Partikeln im Mikrometerbereich auf den Teststaub Pural NF zurückgegriffen, der mit einem **Banddosierer** konstant in einem Luftvolumenstrom aufgegeben wird. Als Dosierer wird der Palas BEG 1000 verwendet. Pural NF ist der Handelsname für das Mineral Böhmit. Dabei handelt es sich um ein feinerkleinertes Aluminiumoxid.

Bei einem Banddosierer wird der Teststaub mit Hilfe einer Bürste und Druckluft dispergiert. Die Partikelgrößenverteilung von Pural NF kann der Abbildung 6.11 entnommen werden.



**Abbildung 6.11: Partikelgrößenverteilung (Anzahlverteilung) des Teststaubes Pural NF mittels Banddosiers dispergiert, vermessen mittels OAS Welas**

## 6.5 Schüttgutmaterial

Staubabscheidung mit Hilfe eines Schüttgutes gehört schon seit langem zum Stand der Technik [12]. Daher dienen einige Schüttgüter aus der Literatur als Anhaltspunkte für erste Versuche. Es werden in der Literatur u.a. Kies, Sand, Hackschnitzel, Kohle, Chinagrass, Stroh, Hackschnitzel aller Art, Holzpellets, Klärschlammgranulat und Plastik als mögliche Schüttgutmaterialien genannt. Die in dieser Arbeit an das Schüttgut verlangten Anforderungen können wie folgt zusammengefasst werden:

- Umweltfreundliche und nachhaltige Schüttgüter
- Kostengünstige Beschaffung und Entsorgung
- Regenerierbarkeit oder Nutzung als Brennstoff nach der Verwendung
- Niedrige Druckverluste über der Schüttung
- Temperaturbeständigkeit
- Darf nicht durch die Durchströmung ausgetragen werden
- Keine korrosive Wirkung auf alle mit dem Schüttgut in Berührung kommenden Teilen
- Hohe Beladbarkeit mit Feinstaub
- Keine Toxizität

### **Zusätzliche wünschenswerte Anforderungen:**

Katalytische Zersetzung der gasförmigen Schadstoffe CO und TOC (total organic carbon)

Aufgrund dieser Anforderungen werden für die Versuche folgende fünf Materialien ausgewählt:

### **Stabförmige Holzpellets:**



Abbildung 6.12: stabförmige Holzpellets

Holzpellets zeichnen sich dadurch aus, dass sie ein natürlicher Rohstoff sind und nur in sehr geringer Weise nachbehandelt werden. Des Weiteren sind sie preisgünstig und besitzen eine gute Förderbarkeit. Nach einem Einsatz als Schüttgutmaterial können die Holzpellets als Brennstoff weiter genutzt werden.

### Olivenpellets:

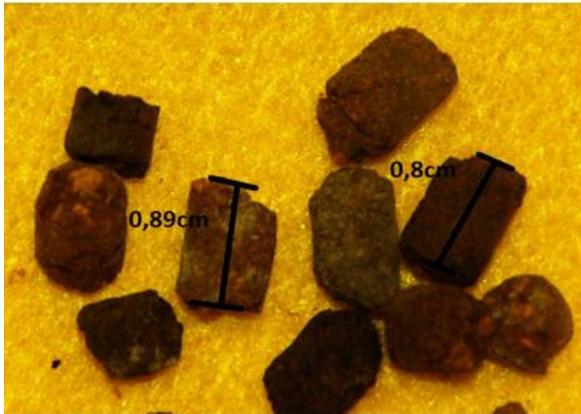


Abbildung 6.13: Olivenpellets

Olivenpellets bestehen aus den bei der Olivenölproduktion entstandenen Abfällen, wie Schalen, Kerne und Fruchtfleischresten. Bis jetzt werden die Olivenpellets nur als Brennstoff für Biogasanlage genutzt. Durch diese Tatsache könnte eine vorherige Nutzung als preiswertes Filtermaterial als sinnvoll erachtet werden.

### Tongranulat:



Abbildung 6.14: Tongranulat

Bei Tongranulat handelt es sich um ein in Baumärkten übliches Granulat, welches sich durch günstigen Preis und einer späteren Nutzung im Gartenbau auszeichnet. Zudem gelten sie als leicht förderbares Schüttgut. Sie besitzen einen Durchmesser von 5 – 8 mm.

### Halbkugelförmige Holzpellets:



Abbildung 6.15: halbkugelförmige Holzhalbkugel

Halbkugelförmige Holzpellets haben ähnliche Eigenschaften wie Holzpellets. Das hier verwendete Material zerbröselt jedoch schon bei einer geringen mechanischen Beanspruchung, was in der Folge zu einer eher faserähnlichen Struktur führt.

**Viskosefaserflocken-Holzspänemischung:**



**Abbildung 6.16: Viskosefaserflocken-Holzspänemischung**

Filtermittel, die auf Fasern basieren, zeichnen sich in der Industrie durch einen hohen Abscheidegrad bis in den submikronen Bereich aus. Dieser Sachverhalt soll bei Schüttschichtfiltern genutzt werden. Für die Versuche werden Viskosefasern verwendet, die eine Länge von  $20\mu\text{m}$  bis  $5\text{mm}$  besitzen. Um eine bessere Förderbarkeit zu gewährleisten, sind den Viskosefaserflocken Holzspäne in einem Volumenverhältnis von 1 zu 1 beigemischt. Die

Holzspäne wird bei der Betrachtung der Abscheidung aufgrund ihrer geringen spezifischen Oberfläche vernachlässigt werden.

## 7 Bestimmung von Druckverlust und Abscheidegrad von den verschiedenen Schüttgütern

In diesem Kapitel werden die Versuchsergebnisse der fünf Schüttgutmaterialien hinsichtlich ihres Druckverlustverhalts und ihres Staubabscheidegrade präsentiert. Dafür werden der konzipierte Filtermittelprüfstand sowie die Messinstrumente verwendet, die in Kapitel 6 vorgestellt wurden.

### 7.1 Vorgangsweise bei den Versuchen

Zunächst wird exemplarisch das Vorgehen zur Analyse der Messwerte aufgezeigt.

Aufgrund der Tatsache, dass zwei Aerosolgeneratoren verwendet werden, sind die Versuche in zwei Versuchsreihen geteilt. In der ersten Versuchsreihe wird das Staubabscheideverhalten granularer Schüttungen mit einem Rußgenerator bei Verwendung submikroner Staubpartikeln bis ca. 200nm untersucht. In der zweiten Versuchsreihe wird dann das Filtermittelverhalten bei Staupartikeln in einem Größenbereich von 400 nm bis 4000 nm betrachtet. Alle folgenden Abbildungen werden aufgrund der unterschiedlichen Aerosolgenerierung bzw. Partikelmesstechniken in zwei Bereiche unterteilt. Die linke Hälfte sind Rußpartikeln, die mittels SMPS (Mobilitätsäquivalenter Durchmesser) gemessen werden. Die rechte Hälfte im Submikronen bzw. Mikrometergrößenbereich wird Pural NF Teststaub verwendet und mit dem optischen Aerosolspektrometer Welas (streulichtäquivalenter Durchmesser) bestimmt. Da die unterschiedlichen Durchmesser nicht direkt miteinander verglichen werden können, wird explizit im Übergangsbereich von 200 bis 400nm eine Lücke gelassen.

Aufgrund der einfacheren Benennung wird in dieser Arbeit der Bereich der Staubabscheidung zwischen 50nm und 200nm als „Nanometerbereich\*\*“ bezeichnet.

---

\*\*Die EU-Definition für Nanomaterialien lautet: Die Definition bezieht sich auf die Größe des Nanomaterials und beschreibt dieses als ein natürliches, bei Prozessen anfallendes oder hergestelltes Material, das Partikel in ungebundenem Zustand, als Aggregat oder als Agglomerat enthält, und bei dem mindestens 50 % der Partikeln in der Anzahlgrößenverteilung ein oder mehrere Außenmaße im Bereich von 1 nm bis 100 nm haben [32].

Der schematische Durchführungsplan für die Versuche befindet sich auf den nächsten Seiten in Tabelle 7.3. Die Unterschiede zwischen den Versuchsreihen betreffen nur die Aerosolgeneratoren und die Staubpartikelkonzentrationsmessung im Roh- bzw. Reingas. Das Vorgehen selbst bleibt dasselbe.

Für die Bestimmung der Filtrationskenngrößen werden die Formeln (Gl. 6.1) und (Gl. 6.2) verwendet.

Um einen Anhaltspunkt für die Abgasmenge, während der Versuche, zu bekommen, wird eine Verbrennungsrechnung durchgeführt. Als Ausgangspunkt werden die Maximalleistung einer Kleinfeuerungsanlage von 15 kW und der gemittelte Heizwert aus Tabelle 7.1 genommen. Durch den Heizwert und der Maximalleistung kann der stündliche Brennstoffverbrauch ermittelt werden. „Heizwert feucht“ wird mit Hilfe der Heizwertformel nach Boie berechnet, siehe Kapitel 13.1 (Anhang). Die Heizwertformel Boie ist eine Methode zur Bestimmung des Heizwertes anhand einer Elementaranalyse eines Brennstoffes und ist eine empirische Formel.

**Tabelle 7.1: Heizwert von verschiedenen Hölzern und der Holzverbrauch bei einer Leistung von 15kW [33]**

Holzart lufttrocken	Heizwert [MJ/kg]	Heizwert feucht [MJ/kg]	Verbrauch [kg/h]
Holzpellets	16,5	16,012	3,37
Eiche	15	14,512	3,72
Birke	15	14,512	3,72
Lärche	15,5	15,012	3,59
Kiefer	15,5	15,012	3,59
Fichte	15,5	15,012	3,59
Mittelwert	15,5	15,012	≈ 3,6

Für die Verbrennungsrechnung wird die Elementarzusammensetzung aus Tabelle 7.2 [5] angenommen. Die Berechnung erfolgt mit einem aschefreien, aber feuchten Brennstoff.

**Tabelle 7.2: Brennstoffzusammensetzung [5]**

	trocken	feucht	feucht + aschefrei
c	0,5	0,4	0,403
o	0,43	0,344	0,347
h	0,06	0,048	0,048
Asche	0,01	0,008	0
Wasser	0	0,2	0,202
$\Sigma$	1	1	1

Sauerstoffbedarf und Abgasmenge:

Komponenten:	Anteil:	Sauerstoffbedarf:	Abgasmenge:
$1 \frac{kgC}{kgC} + 2,67 \frac{kgO_2}{kgC} \rightarrow 3,67 \frac{kgCO_2}{kgC}$	0,403	$1,076 \frac{kgO_2}{kgC}$	$1,48 \frac{kgO_2}{kgC}$
$1 \frac{kgH}{kgH} + 8 \frac{kgO_2}{kgH} \rightarrow 9 \frac{kgHO_2}{kgH}$	0,048	$0,39 \frac{kgO_2}{kgH}$	$0,43 \frac{kgH_2O}{kgH}$
$1 \frac{kgH_2O}{kgH_2O} \rightarrow 1 \frac{kgHO_2}{kgHO_2}$	0,202	0	$0,201 \frac{kgH_2O}{kgH_2O}$
$1 \frac{kgO_2}{kgO_2} \rightarrow 1 \frac{kgO_2}{kgO_2}$	0,347	$-0,35 \frac{kgO_2}{kgO_2}$	
$1 \frac{kgN_2}{kgN_2} \rightarrow 1 \frac{kgN_2}{kgN_2}$	0	0	$4,2 \frac{kgN_2}{kgBr}$
$\Sigma$	1	$1,116 \frac{kgO_2}{kgBr}$	$6,3 \frac{kgAbg.}{kgBr}$
		$\frac{1,116 \frac{kgO_2}{kgBr}}{0,21 \frac{kgO_2}{kgLuft}} = 5,316 \frac{kgLuft}{kgBr}$	
		$5,316 \frac{kgLuft}{kgBr} \cdot 0,79 \frac{kgN_2}{kgLuft} = 4,2 \frac{kgN_2}{kgBr}$	

Gesamtabgasmenge:

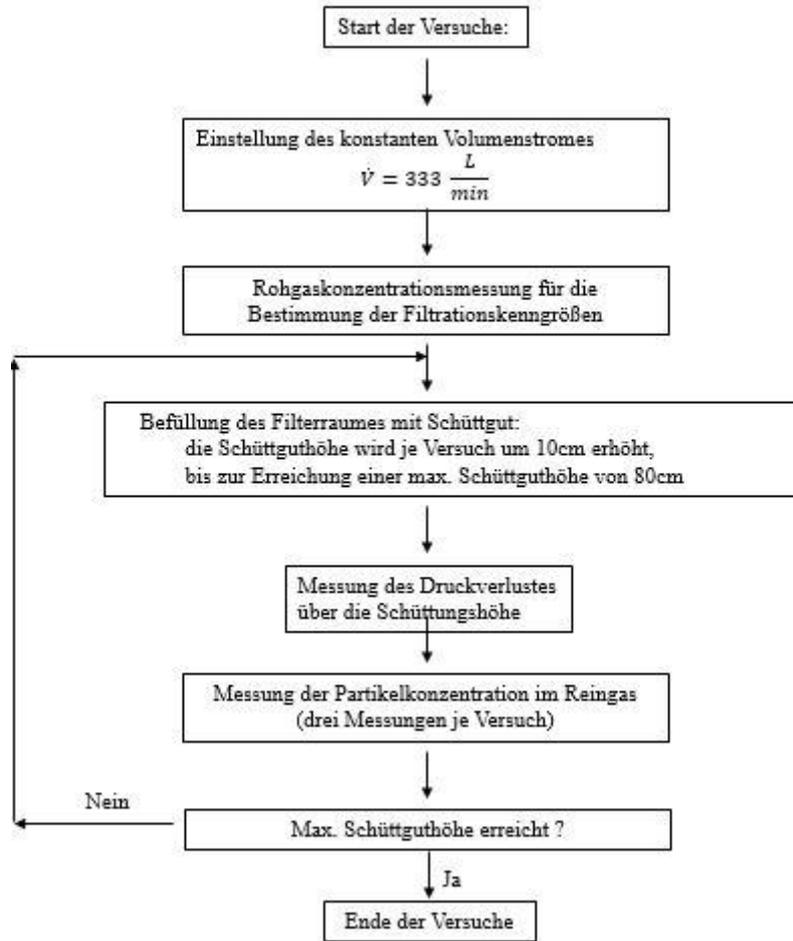
$$6,3 \frac{kgAbg.}{kgBr} \cdot 3,6 \frac{kgBr}{h} = 22,68 \frac{kgAbg.}{h}$$

$$\frac{\dot{m}_{Abg.}}{\rho_{T=140^\circ C}} = \frac{22,68 \frac{kgAbg.}{h}}{0,89 \frac{kgAbg.}{m^3 Abg.}} = 25,48 \frac{m^3 Abg.}{h} = 25,48 \frac{m^3 Abg.}{h} \cdot \frac{1h}{60min} \cdot \frac{1000L}{m^3} \approx \underline{\underline{425 \frac{L}{min}}}$$

Für den gemittelten Heizwert aus Tabelle 7.1 und der Elementarzusammensetzung aus Tabelle 7.2 ergibt sich ein Abgasstrom von ca.  $425 \frac{L}{min}$  bei einer Abgastemperatur von  $140^\circ C$ . Die Berechnung der Abgabdichte befindet sich im Kapitel 13.1 (Anhang).

Durch eine Beschränkung der vorhandenen Gebläseleistung, vor allem bei hohen Druckverlusten, werden die Versuche bei einem niedrigeren Volumenstromen von  $333 \frac{L}{min}$  gefahren.

Tabelle 7.3: Versuchsablaufplan



## 7.2 Versuche mit stabförmigen Holzpellets

In Abbildung 7.1 ist der Druckverlust für stabförmige Holzpellets über die Schüttungshöhe von 80 cm zu sehen. Es ist gut zu erkennen, dass der Druckverlust mit zunehmender Schüttungshöhe linear anwächst.

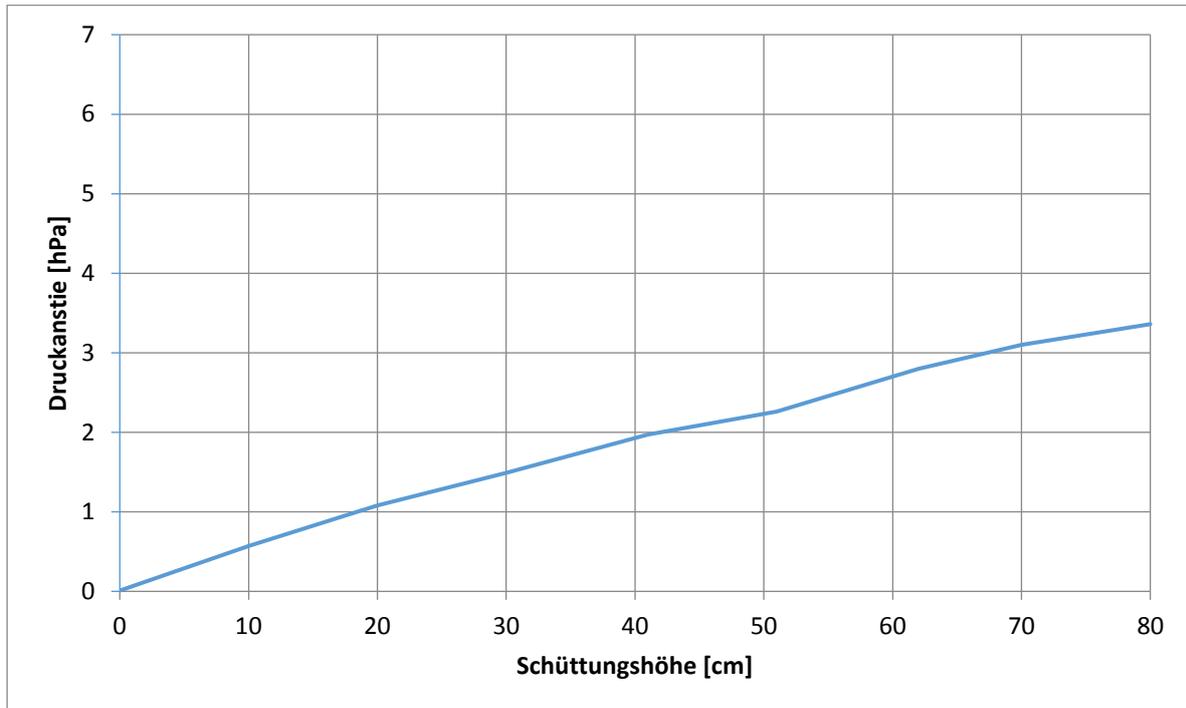


Abbildung 7.1: Druckverlust über die Schüttungshöhe von stabförmigen Holzpellets

Die Schüttguteigenschaften von stabförmigen Holzpellets lassen sich als gut beschreiben. Sie besitzen eine gute Formstabilität und ein gutes Rieselverhalten, wodurch eine gute Förderbarkeit gegeben ist.

Auf der nächsten Seite in Abbildung 7.2 sind die Fraktionsabscheidegrade bei unterschiedlichen Schüttungshöhen dargestellt. Die starke Abweichung von einem kontinuierlichen Kurvenverlauf (genauer: der starke Sprung zwischen diesen Bereichen) kann zum einen durch die Änderung des Staubmaterials, zum anderen durch die unterschiedlichen Messsysteme erklärt werden. Bei einer SMPS-Messung (40 – 200nm) wird der Mobilitätsdurchmesser bestimmt, dagegen wird bei einer optischen Aerosolspektrometrie (> 400nm) der optische Partikeldurchmesser bestimmt. Dennoch können aus der Abbildung 7.2 einige Trends abgelesen werden.

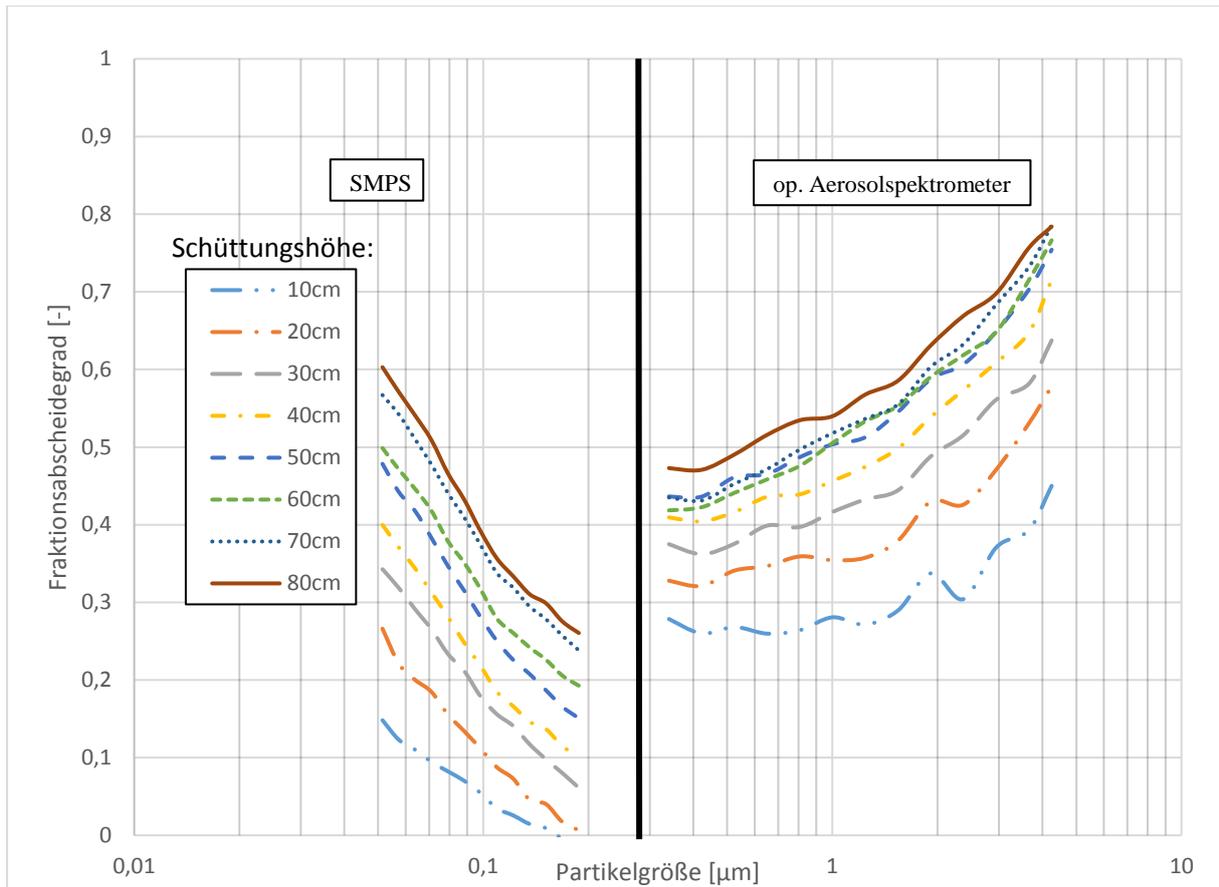


Abbildung 7.2: Fraktionsabscheidegrad von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

Bei der Betrachtung, beginnend in der linken Hälfte der Abbildung, ist gut zu erkennen, dass mit zunehmender Schüttungshöhe und damit mit zunehmender Filteroberfläche der Fraktionsabscheidegrad ansteigt. Dieses Ergebnis zeigt, dass es sich um einen Tiefenfiltrationprozess handelt. Gleichzeitig sinkt der Fraktionsabscheidegrad zunächst für größer werdende Staubpartikel bis zu einer Partikelgröße von ca. 400nm, darauf steigt er wieder an. Dieses Verhalten ist typisch für filternde Abscheider. Grund dafür sind die unterschiedlichen Abscheidemechanismen in diesen Bereichen. Für kleine Partikel  $< 100\text{nm}$  ist der vorherrschende Abscheidemechanismus der durch Diffusion. Die Abscheidung für Partikel  $> 400\text{nm}$  hingegen basiert auf Sperr- und Trägheitseffekten. Zwischen diesen beiden Bereichen erfahren die Partikel eine geringere Abscheidung (vgl. Kapitel 3.4).

Die Welligkeit der rechten Kurven, im Bereich  $> 1\mu\text{m}$ , kommt durch die statistische Abhängigkeit der detektierten Partikelanzahl zustande. Mit größer werdenden Partikeln nimmt die absolute Anzahl an gemessenen Staubpartikeln ab. Zum einen durch die geringere Anzahl an großen Staubpartikeln im Teststaub (vgl. Abbildung 6.11) und zum anderen durch höhere Abscheidung

der größeren Staubpartikeln. Durch diesen Sachverhalt und aufgrund der begrenzten Messdauer kommt es zu statistischen Ausreißern, welche die Welligkeit verursachen.

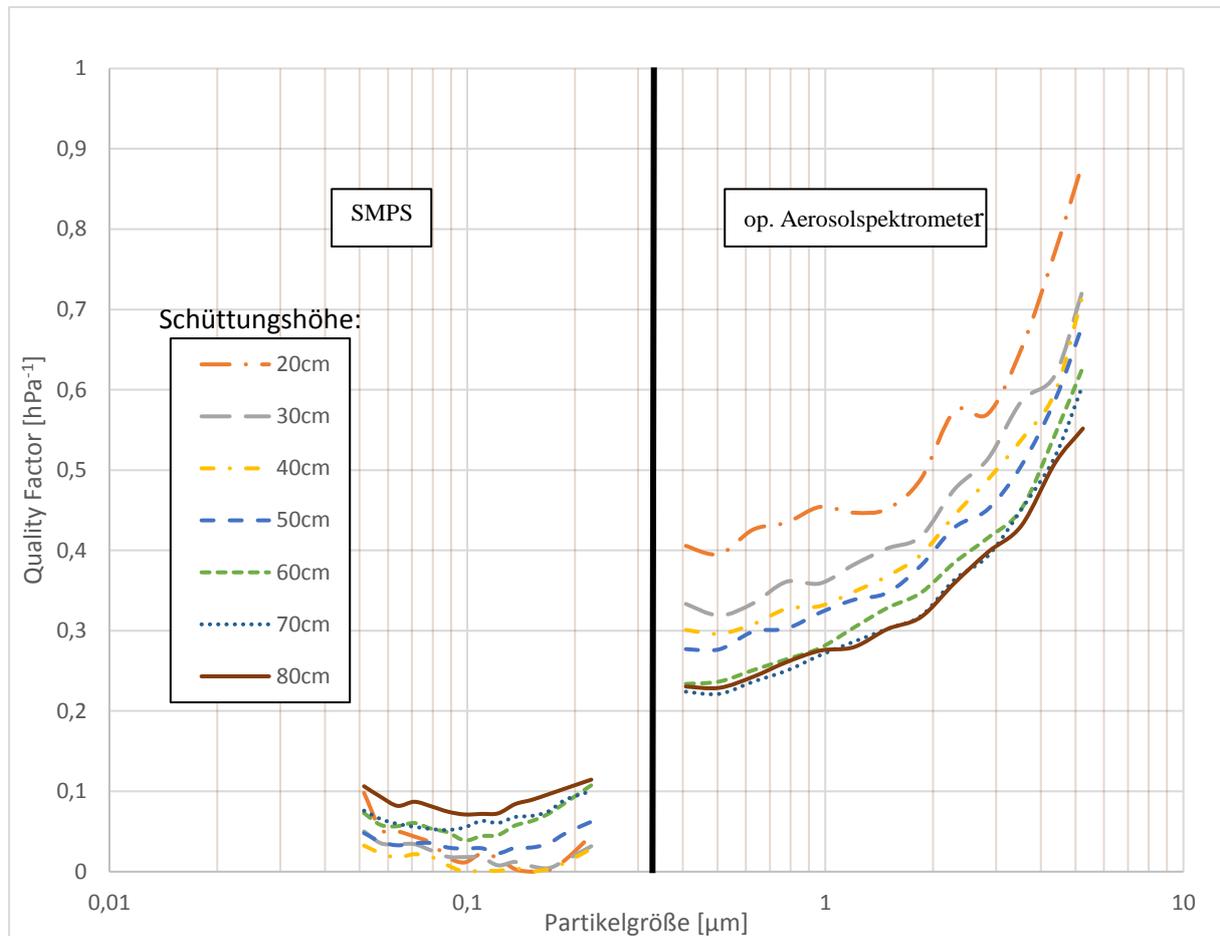


Abbildung 7.3: Quality Factor von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

Der Quality Factor der stabförmigen Holzpellets für die einzelnen Schüttungshöhen ist in Abbildung 7.3 dargestellt. Bei Betrachtung fällt auf, dass der Quality Factor im Nanometerbereich (links) wesentlich kleiner ist als im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich (rechts).

Der Grund hierfür liegt in der schlechteren Abscheidung der nanometergroßen Staubpartikeln. Des Weiteren fällt auf, dass die Kurvenschar des Quality Factors im Nanometerbereich annähernd über den gesamten Größenbereich konstant ist. Dagegen besitzen die Quality Factors im Submikronen-/ Mikrometerbereich ein konvexes Verhalten.

Beim Vergleich der beiden Bereiche kann gesehen werden, dass die Reihenfolge der Quality Factors der einzelnen Schüttungshöhen umgekehrt ist. Im Nanometergrößenbereich nehmen

die Quality Factors mit zunehmender Schüttungshöhe zu. Grund hierfür ist der schlechte Fraktionsabscheidegrad bei einer niedrigen Schüttungshöhe für Staubpartikeln im Nanometerbereich.

Dagegen nimmt der Quality Factor im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich ab. Durch eine relativ gute Abscheidung bei einer niedrigen Schüttungshöhe und einem starken Druckanstieg, nimmt mit zunehmender Schüttungshöhe der Quality Factor ab. Sodass der Quality Factor bei einer Schüttungshöhe von 20cm am besten abschneidet.

### 7.3 Versuche mit Olivenpellets

In Abbildung 7.4 ist der Druckverlust über die Schüttungshöhe von Olivenpellets dargestellt. Durch ähnliche Schüttguteigenschaften wie die der stabförmigen Holzpellets, stellt sich auch hier ein annähernd linearer Verlauf ein. Aufgrund des hohen Druckverlustes und einer mäßigen Staubabscheidung wird hier das Filtrationsverhalten nur bis zu einer Schüttungshöhe von 50 cm experimentell untersucht.

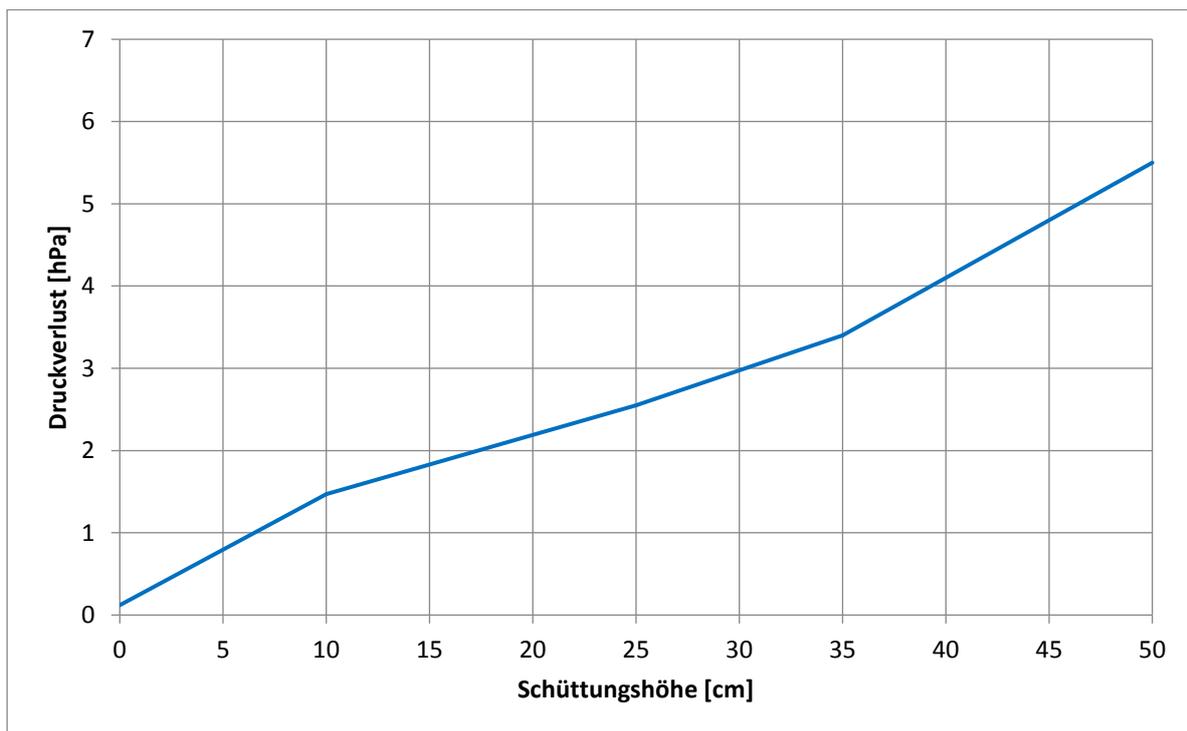


Abbildung 7.4: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Olivenpellets

Ein Grund für den relativ starken Druckverlustanstieg über die Schüttung aus Olivenpellets ist, dass diese eine schlechte mechanische Stabilität aufweisen und ein hohes abrasives Verhalten besitzen. Die schlechten Schüttguteigenschaften zeigen sich vor allem beim Befüllen und Entleeren. Aufgrund des abrasives Verhaltens kommt es zu einer raschen und starken Zerkleinerung der Pellets, was zu einem hohen Feinanteil führt. Der höhere Feinanteil führt in Folge zu einer höheren Verdichtung der Schüttung.

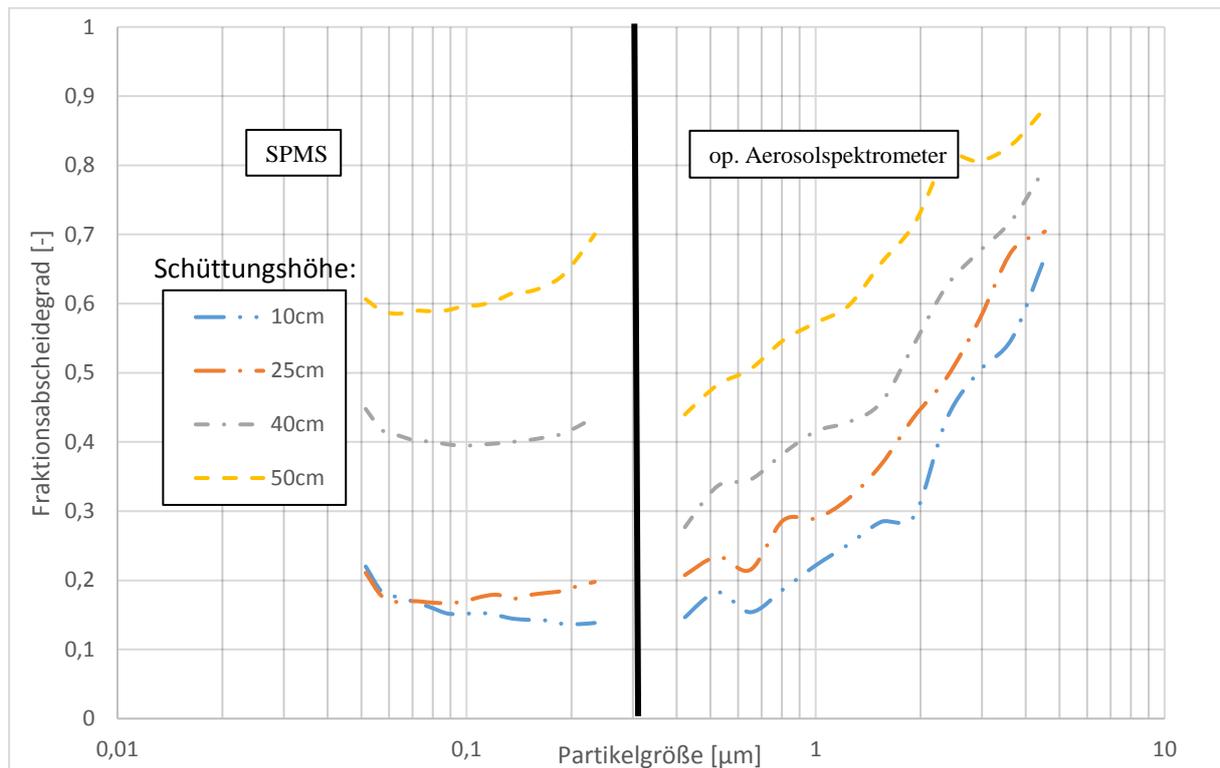


Abbildung 7.5: Fraktionsabscheidegrad von Olivenpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

Wie in Abbildung 7.5 zu erkennen ist, nimmt mit steigender Schüttungshöhe der Abscheidegrad zu. Bei einer konstanten Schüttungshöhe bleibt die Abscheideleistung mit steigender Partikelgröße im Nanometerbereich eher gleich bzw. kommt es zu einer leichten Zunahme (siehe 40cm und 50 cm Schüttungshöhe), was sie von den stabförmigen Holzpellets (Kapitel 7.2) unterscheidet. Die Abscheideleistung für den Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich zeigt jedoch eine deutliche Zunahme des Fraktionsabscheidegrades in Abhängigkeit von der Partikelgröße (rechte Diagrammhälfte) bei konstanter Schüttungshöhe.

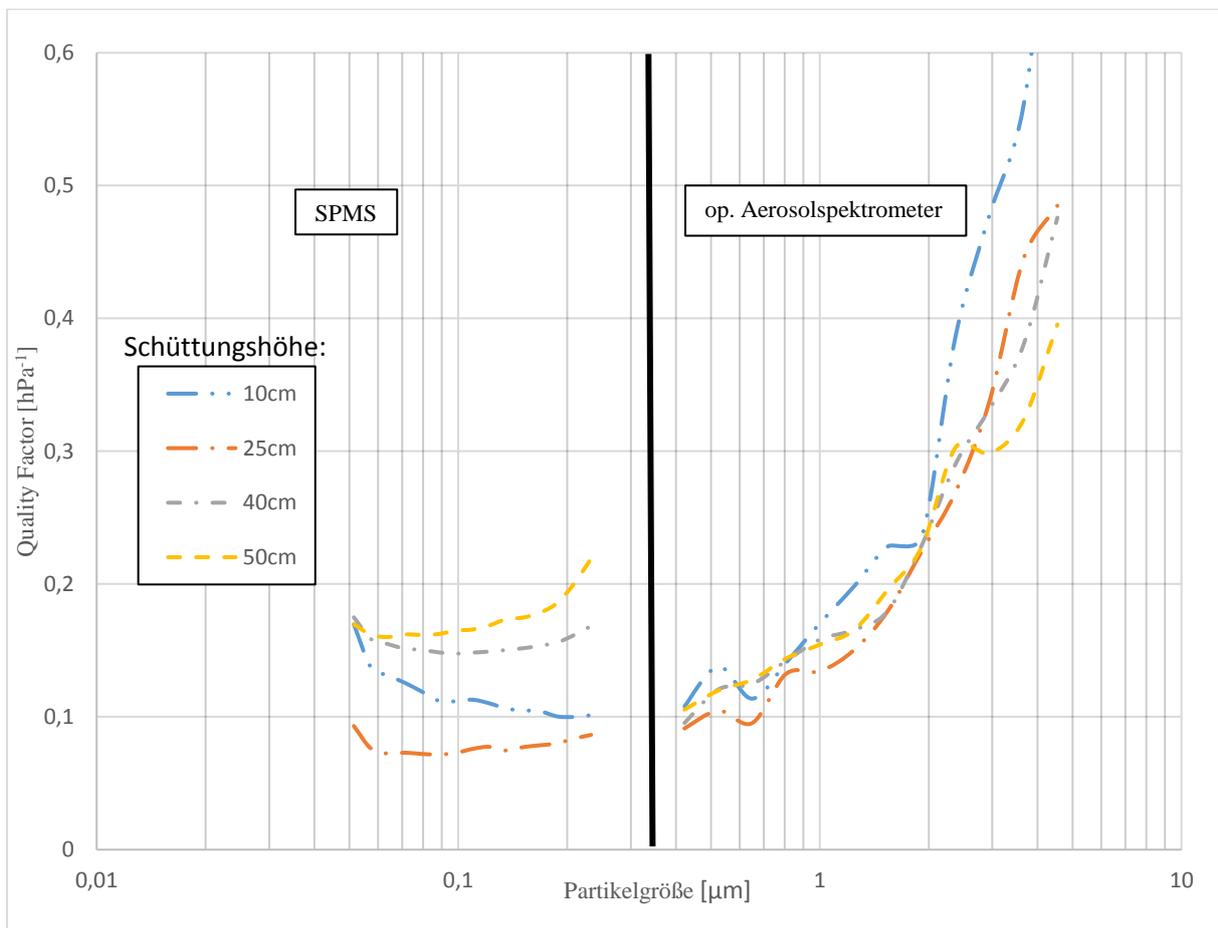
Des Weiteren fällt im Nanometergrößenbereich auf, dass eine Erhöhung der Schüttungshöhe nicht zu einer Verbesserung des Fraktionsabscheidegrades führt. Erst bei einer weiteren Erhöhung kommt es dann zu einer deutlichen Zunahme der Abscheideleistung. Dieses Verhalten kann im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich nicht beobachtet werden. Hier steigt das Staubabscheideverhalten proportional mit zunehmender Schüttungshöhe an.

Der deutliche höhere Fraktionsabscheidegrad bei den Schüttungshöhen von 40 cm und 50 cm im Nanometergrößenbereich schlägt sich auch in den Quality Factors in Abbildung 7.6 nieder.

Durch den hohen Fraktionsabscheidegrad bei der Schüttungshöhe 50 cm wird der höhere Druckverlust kompensiert, sodass der Quality Factor bei 50 cm am höchsten ist.

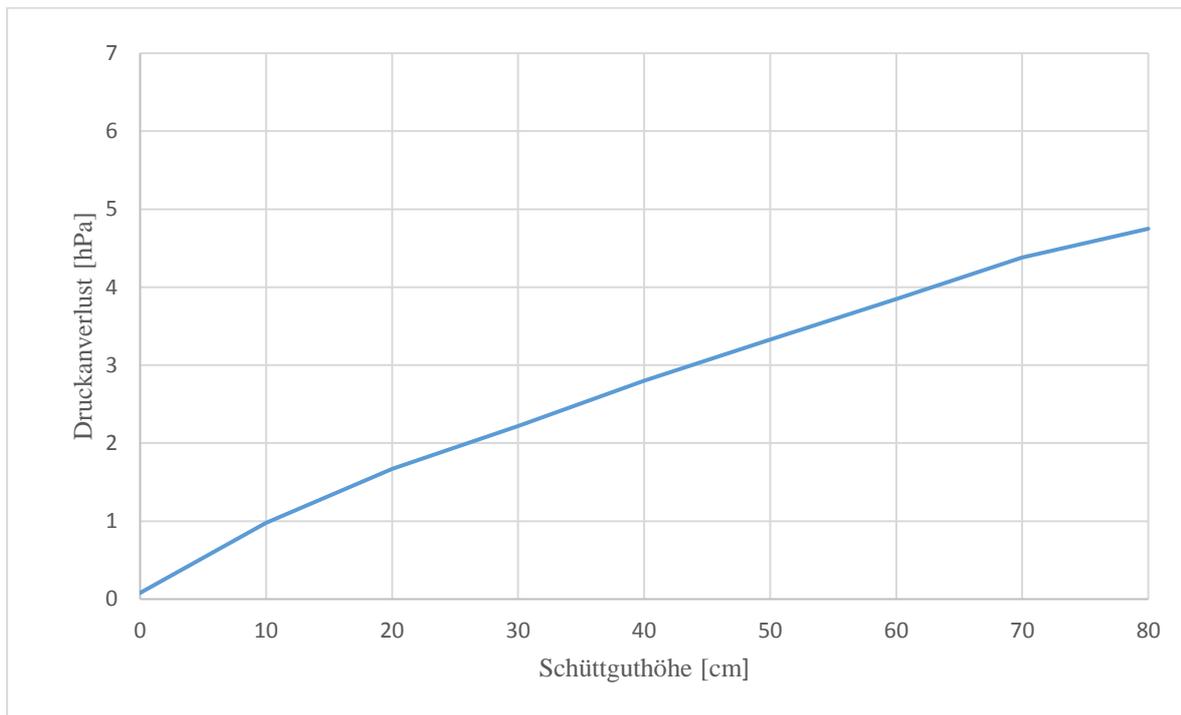
Durch die Tatsache, dass die Schüttungshöhe 25 cm einen ähnlichen Fraktionsabscheidegrad aber einen höheren Druckverlust als bei 10 cm zeigt, erklärt sich, dass sie im Rahmen dieser Messung den niedrigsten Quality Factor hat (Abbildung 7.6, linke Hälfte).

Im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich besitzen die vier Schüttguthöhen mehr oder weniger dieselben Quality Factors. Dies kommt durch die lineare Zunahme des Druckverlustes über die Schüttungshöhen sowie eine proportionale Zunahme der Fraktionsabscheidegrade zustande. Die Quality Factors zeigen wiederum konvexen Verläufe mit einer deutlich höheren Abscheidung von Staubpartikeln  $> 1\mu\text{m}$ .



**Abbildung 7.6: Quality Factor von Olivenpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers**

## 7.4 Versuche mit Tongranulat



**Abbildung 7.7: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Tongranulat**

Die Tongranulatkugeln besitzen aufgrund ihrer Härte und Form eine gute Rieseigenschaft, was eine einfache Förderung nach sich zieht. Während den Versuchen kam es zu keinerlei Abrieb.

Abbildung 7.7 zeigt den Druckverlust über die Schüttungshöhe. Es ergibt sich ein nahezu linearer Anstieg. Aus Abbildung 7.8 können die Fraktionsabscheidegrade der einzelnen Schüttungshöhen entnommen werden. Es lässt sich erkennen, dass mit zunehmender Schüttungshöhe die Fraktionsabscheidegrade ansteigen. Es fällt weiters auf, dass die Fraktionsabscheidezuwächse (in beiden Bereichen) nicht konstant ansteigen. So gibt es in der linken Hälfte zwischen 30 und 40cm und zwischen 70 und 80cm deutliche Zuwachssprünge.

In beiden Hälften besitzen die Schüttungshöhen 40 und 50cm praktisch dieselben Fraktionsabscheidegrade.

Diese beiden Phänomene lassen sich zum einen durch messtechnische Fehler erklären, zum anderen durch die unregelmäßig aufgebauten Schüttschichten. In einem Normalfall würde ein kontinuierlicher Zuwachs der Fraktionsabscheidegrade über die Schüttguthöhe sich einstellen.

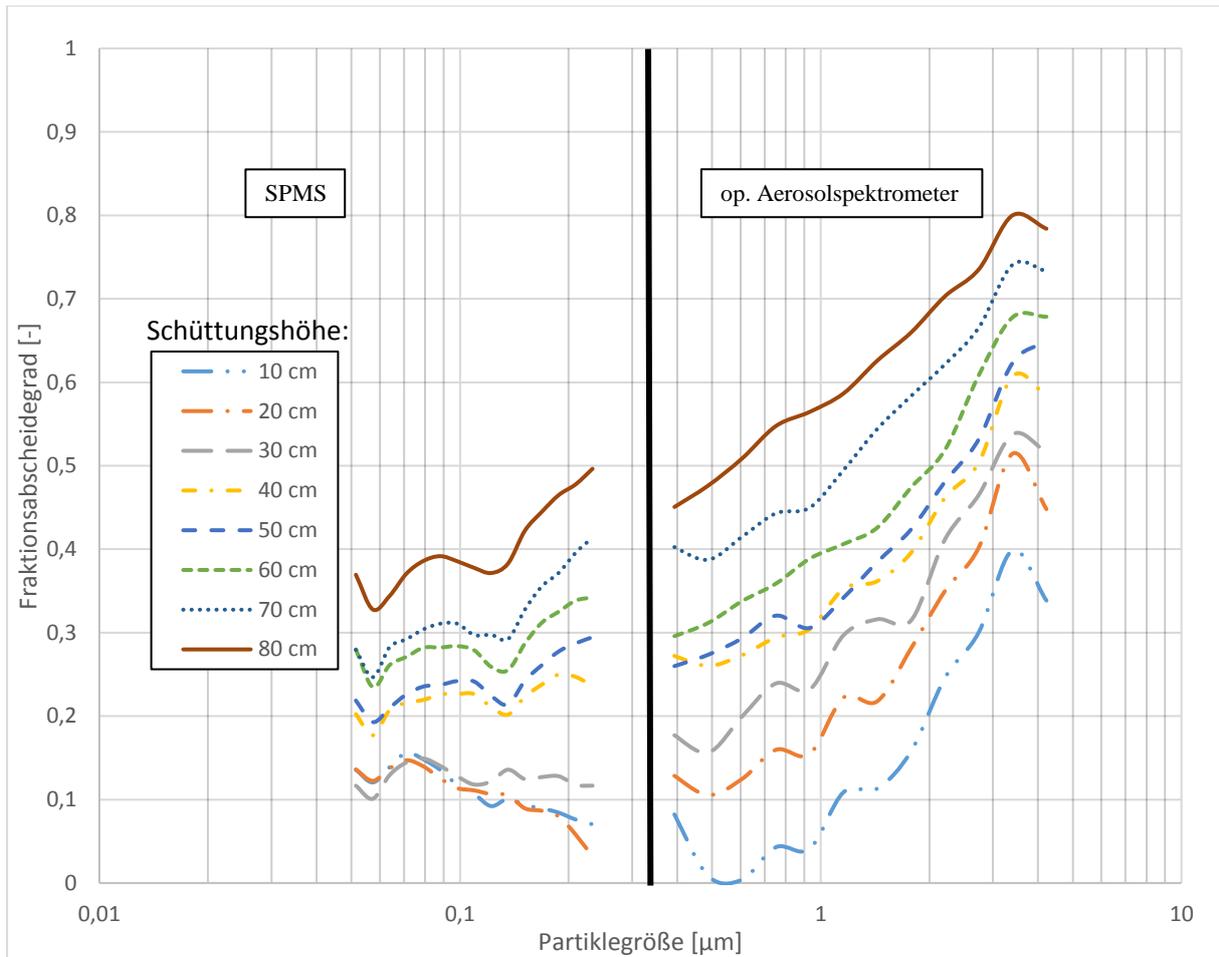


Abbildung 7.8: Fraktionsabscheidegrad von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

In Abbildung 7.9 sind die Quality Factors der einzelnen Schüttungshöhen dargestellt. Durch die schlechten Fraktionsabscheidegrade und den hohen Druckverlust über die Schüttung, ergeben sich über den gesamten Partikelgrößenbereich nur geringe Quality Factors. Die Quality Factors besitzen zudem über die unterschiedlichen Schüttungshöhen ähnliche Werte (bis auf den Ausreißer Schüttungshöhe 10cm).

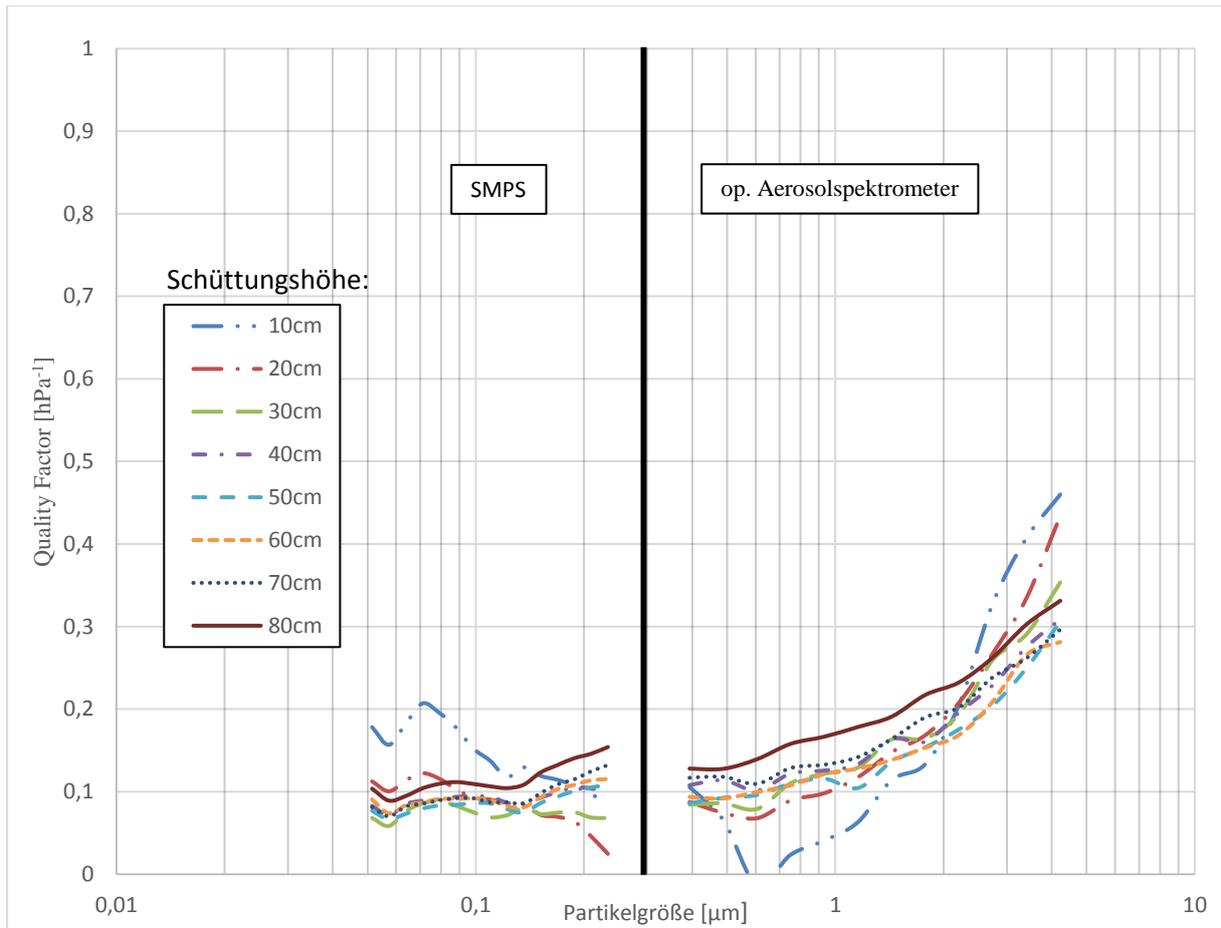
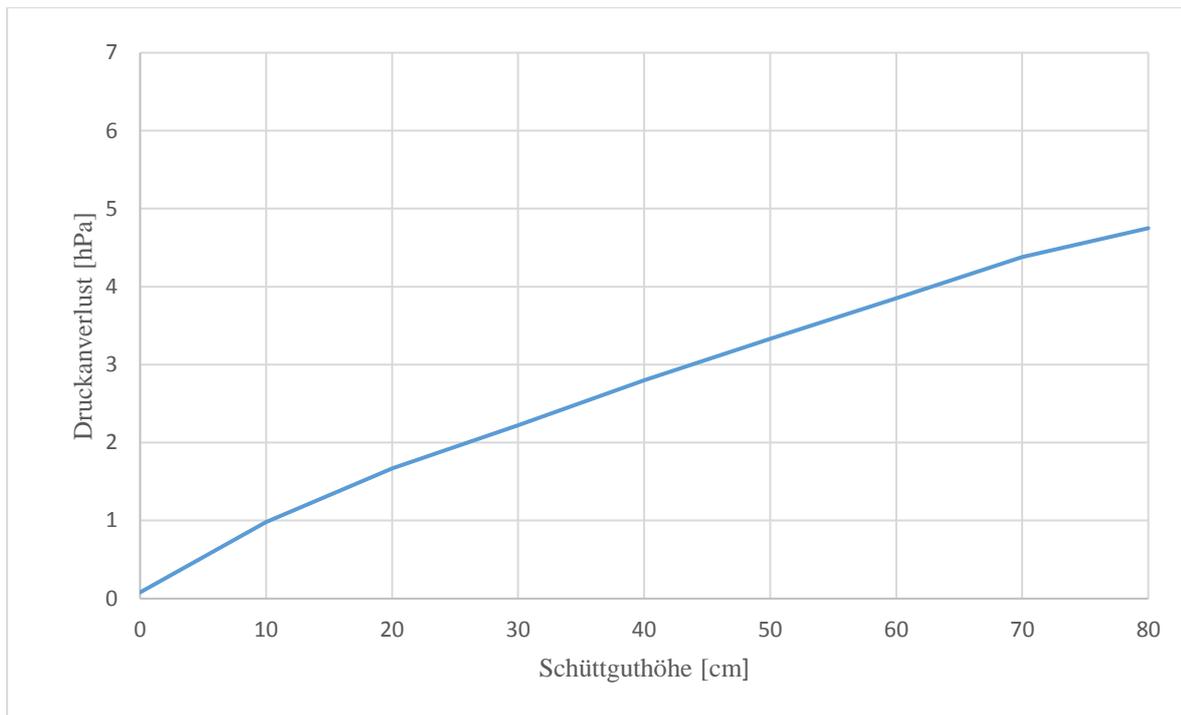


Abbildung 7.9: Quality Factor von Tonggranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u optisches. Aerosolspektrometers

## 7.5 Versuche mit halbkugelförmigen Holzpellets



**Abbildung 7.10: Druckverlust über die Schüttungshöhe bei halbkugelförmigen Holzpellets**

In der Abbildung 7.10 ist der linear verlaufende Druckverlust über die Schüttungshöhe von halbkugelförmigen Holzpellets dargestellt.

Die mechanische Stabilität der halbkugelförmigen Holzpellets hat sich während der Versuche als schlecht herausgestellt. So kommt es durch die gegenseitige Reibungsbewegung der Halbkugeln beim Befüllen und Entleeren zu einem Auseinanderfallen bzw. Ausfransen der Spänenverbindung. Dies führt zu einer schlechten Förderbarkeit der Pellets.

Aus Abbildung 7.11 können die Fraktionsabscheidegrade entnommen werden. Aus der Abbildung geht hervor, dass in beiden Größenbereichen die Fraktionsabscheidegrade ein nahezu lineares Verhalten aufweisen. Ebenso wie die stabförmigen Holzpellets in Kapitel 7.2 zeigen halbkugelförmigen Holzpellets in beiden Bereichen, dass der Fraktionsabscheidegrade im submikronen Größenbereich abnimmt.

Im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich kann durch eine Erhöhung der Schüttungshöhe auf 80cm jeweils eine Verbesserung des Fraktionsabscheidegrades erzielt werden. Dagegen zeigt eine Erhöhung der Schüttung im Nanometergrößenbereich auf mehr als 60 cm keine Verbesserung des Fraktionsabscheidegrades.

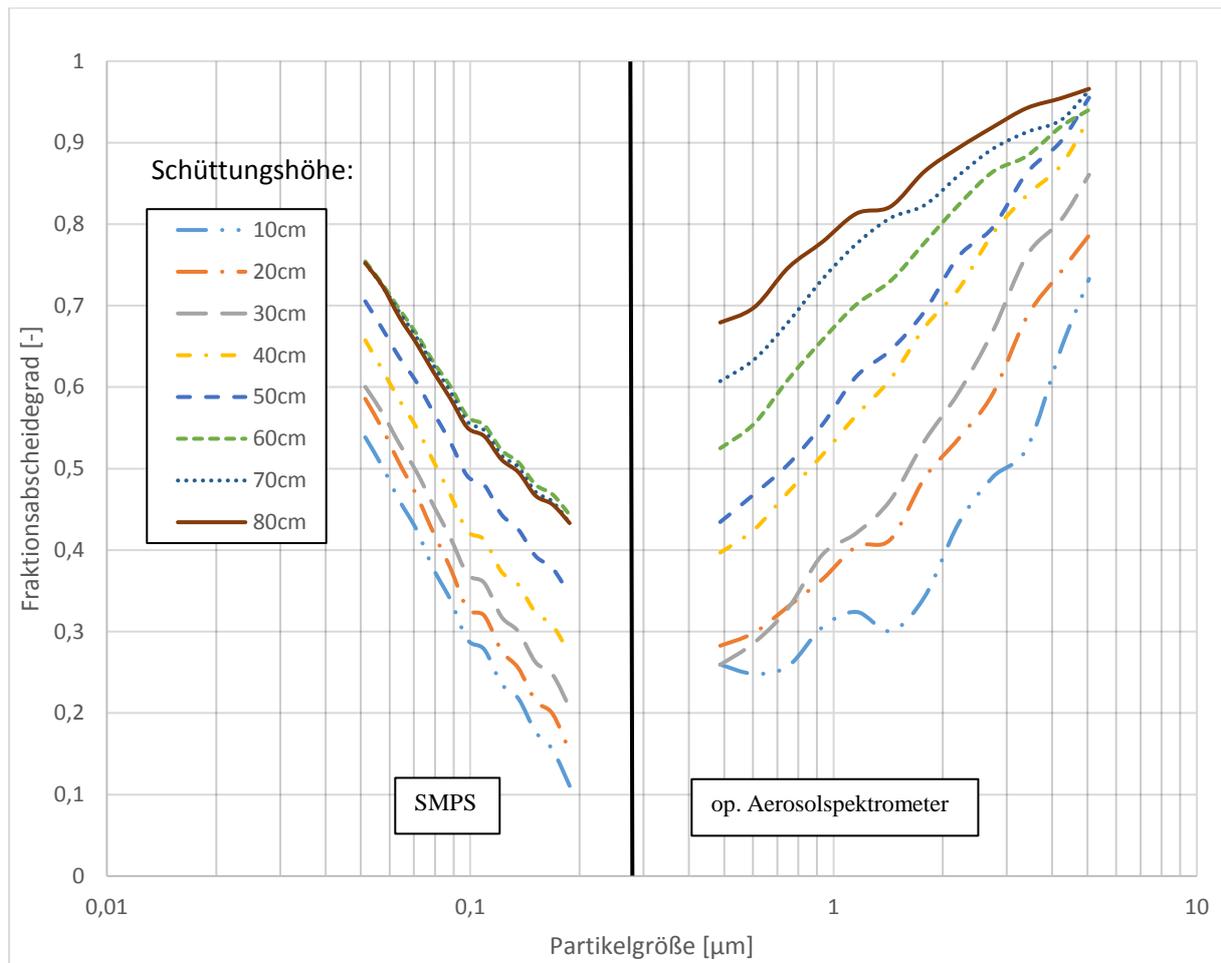


Abbildung 7.11: Fraktionsabscheidegrad von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

In Abbildung 7.12 auf der nächsten Seite sind die Quality Factors der einzelnen Schüttungshöhen dargestellt. Durch die relative guten Abscheidegrade bei einer Schüttungshöhe von 10 cm und einem geringen Druckverlust über die Schüttung, erweist sich die Schüttungshöhe von 10 cm für beide Größenbereiche als die mit dem höchsten Quality Factor. Da die Abscheidegrade mit der Schüttungshöhe nicht so stark anwachsen wie der Druckverlust, nehmen mit zunehmender Schüttungshöhe die Quality Factors ab, sodass der Quality Factor für 80 cm in dieser Messreihe der niedrigste ist.

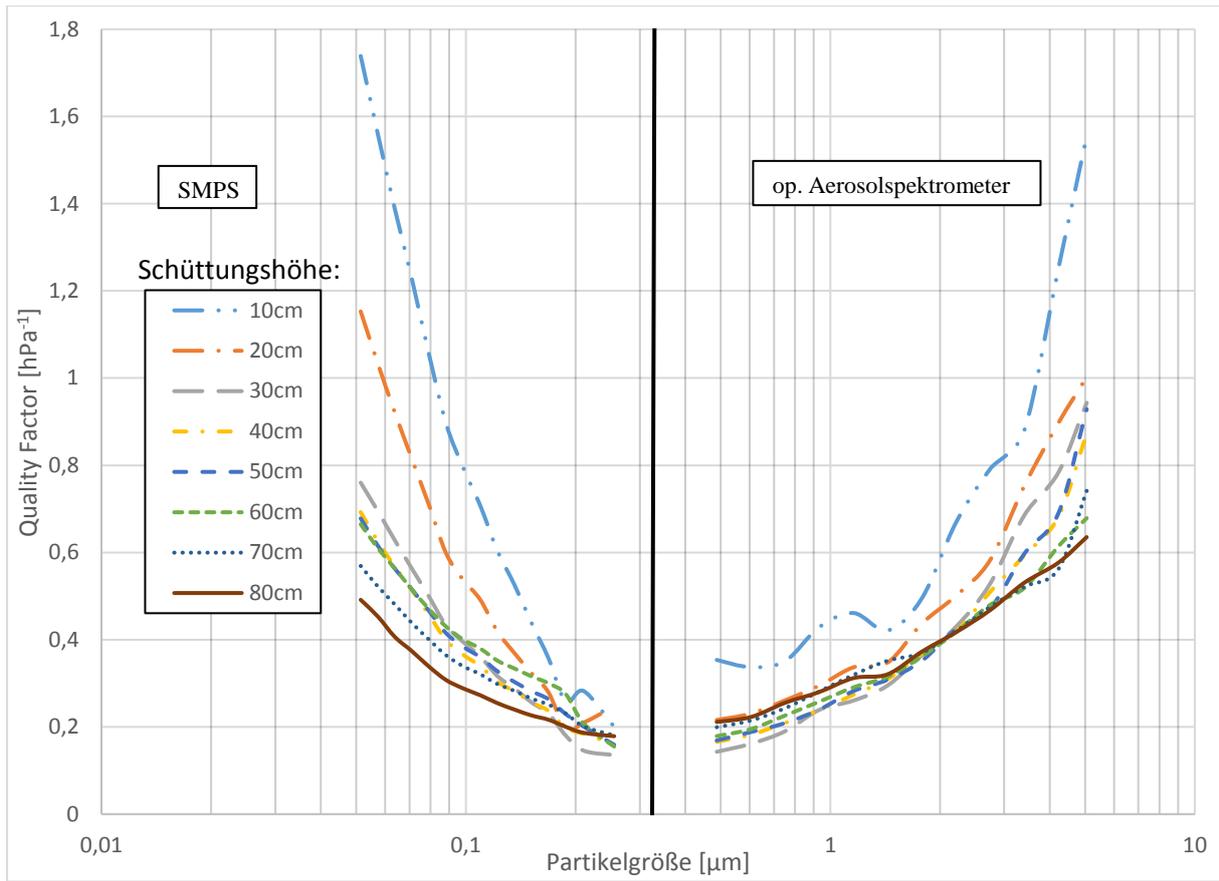


Abbildung 7.12 Quality Factor von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

## 7.6 Versuche mit Viskosefaserflocken-Holzspänemischung

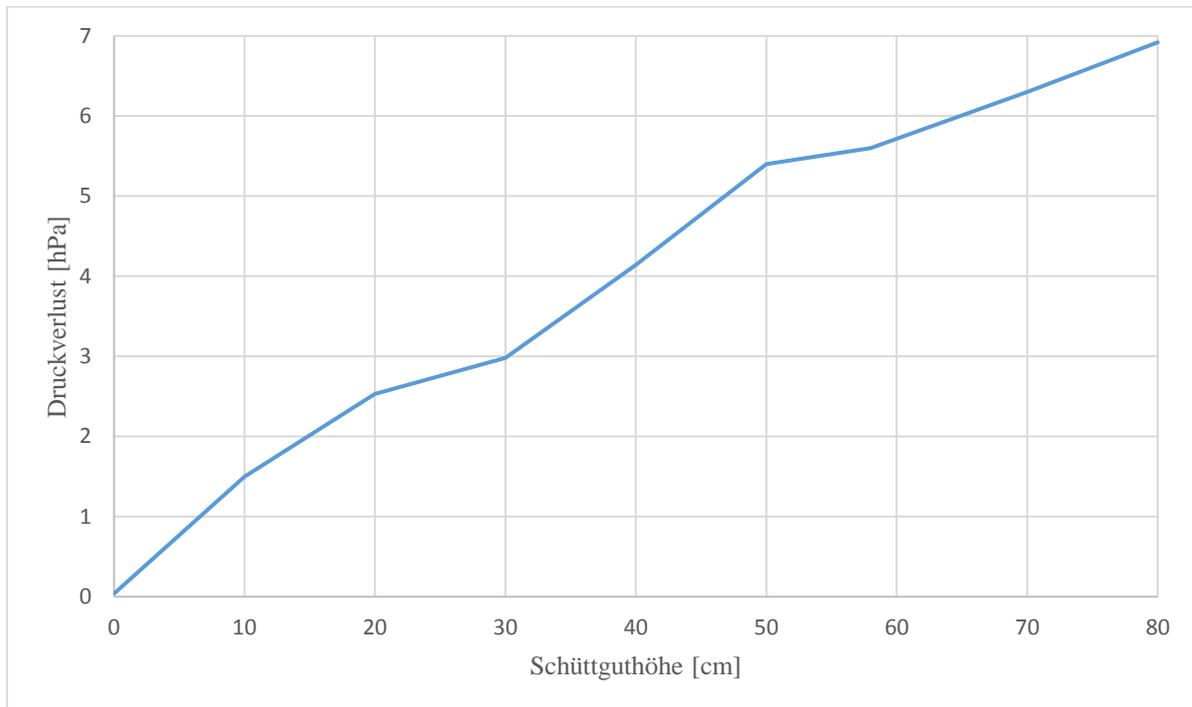


Abbildung 7.13: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Viskosefaserflocken - Holzspänemischung. Aus Abbildung 7.13 kann der Druckverlust über die Schüttungshöhe von der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung entnommen werden. Auch hier stellt sich ein nahezu linearer Anstieg ein.

Um die Schüttguteigenschaften der 20  $\mu\text{m}$  bis 5 mm langen Fasern zu verbessern, wurden den Fasern Holzspäne untergemischt (Volumenverhältnis 1 zu 1). Durch das Hinzumischen der Holzspäne wird eine bessere Förderbarkeit erzielt und ein Austragen durch das Gebläse verhindert.

In Abbildung 7.14 sind die einzelnen Fraktionsabscheidegrade der Schüttungshöhen abgebildet. Aus der Abbildung kann abgelesen werden, dass bereits eine Schüttungshöhe von 10 cm ausreicht um eine deutliche Partikelabscheidung zu erreichen. Durch eine weitere Erhöhung der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung wird zwar eine Zunahme des Fraktionsabscheidegrades im Nanometergrößenbereich erzielt, verringert sich aber mit zunehmender Schüttungshöhe, bis es bei 60cm zu keiner weiteren Erhöhung kommt.

Die beiden Minima im Nanometerbereich bei ca. 100 nm und 170 nm sind durch den Aerosolgenerator geschuldet.

Im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich kann auch zunächst ein Anstieg des Fraktionsabscheidegrades beobachtet werden, welcher dann aber rasch abnimmt.

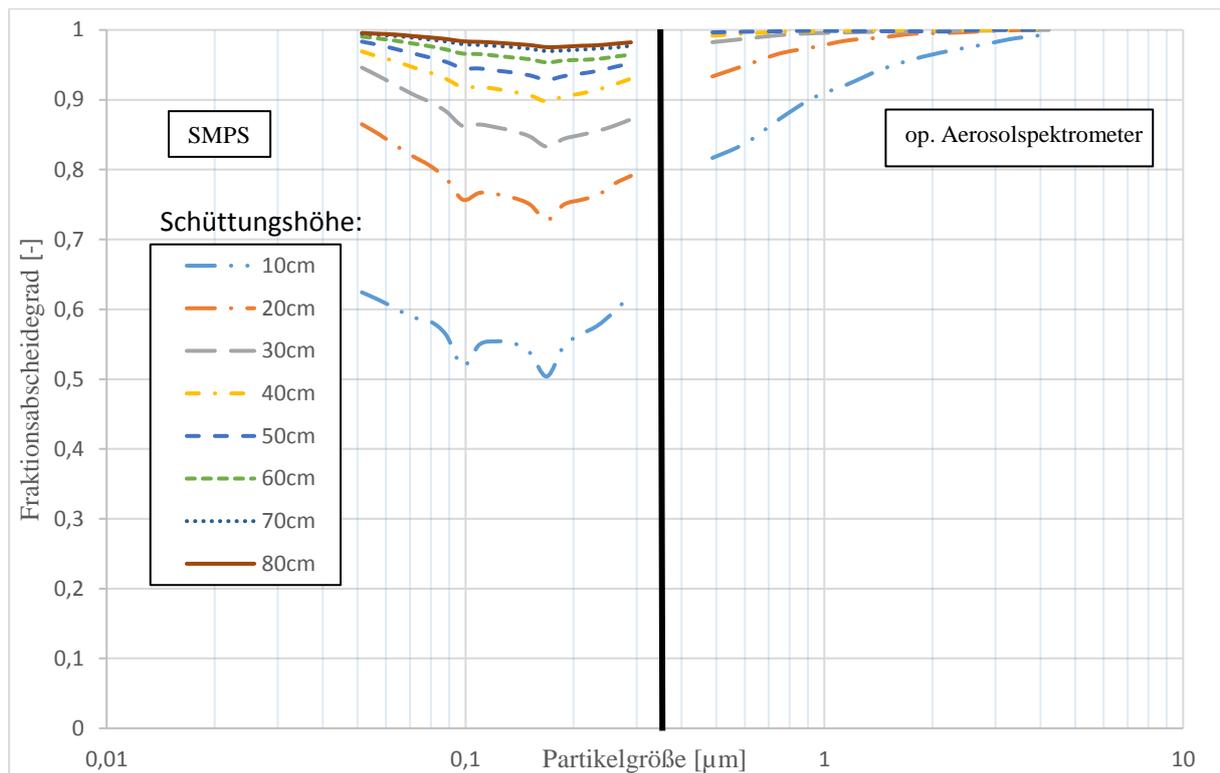


Abbildung 7.14: Fraktionsabscheidegrad von der Viskosfaserflocken-Holtzspänemischung bei unterschiedlichen Schüttungshöhen; Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

Bereits ab einer Schüttungshöhe von 30 cm wird über den gesamten beobachteten Partikelgrößenbereich ein Fraktionsabscheidegrad von nahezu 1 erreicht. Da bei einer Schüttungshöhe von 50 cm sich praktisch keine Staubpartikeln mehr im Reingas befinden, werden die Versuche nach der Schüttungshöhe 50 cm abgebrochen.

In Abbildung 7.15 sind die Quality Factors dargestellt. Im Nanometerbereich besitzen die beiden Schüttungshöhen 30 und 60 cm die größten Werte, die Schüttungshöhe von 10cm den schlechtesten Quality Factor. Dies kann durch die deutlich besseren Fraktionsabscheidegrade (nahe 1) erklärt werden.

Im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich ergibt sich ein anderes Bild. Auf Grund des besseren Abscheidegrades bei kleineren Partikeldurchmessern ist zunächst der Quality Factor von 30 cm am höchsten. Bei Partikelgrößen  $>1,5 \mu\text{m}$  werden durch die geringen Druckverluste bei 10 cm und 20 cm Schüttungshöhen die entsprechenden Quality Factors höher.

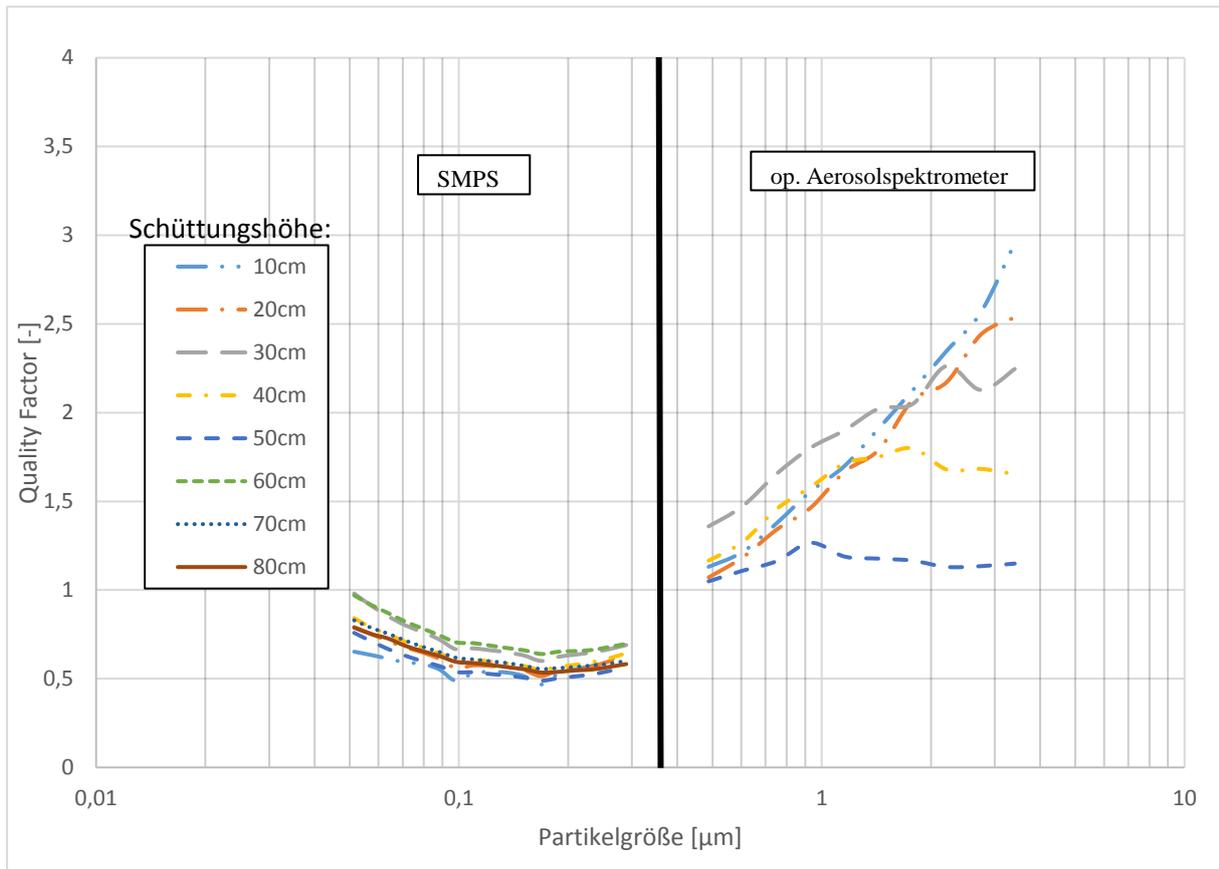


Abbildung 7.15: Quality Factor von der Viskosfaserflocken-Holzspänemischung bei unterschiedlichen Schüttungshöhen; Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers

## 8 Vergleich der Schüttgüter

Um eine Aussage bezüglich der Filtrationseigenschaften und Verwendbarkeit der unterschiedlichen Schüttungsmaterialien zu treffen, werden in diesem Kapitel die fünf Materialien gegenübergestellt. Die Filtrationseigenschaften werden einmal bei einem Druckverlust über die Schüttung von 100Pa und 300Pa verglichen. Diese beiden Druckverluste werden gewählt, da sie als ein realistischer Startwert für kommende Versuche bzw. für eine spätere Überführung in den realen Filter gelten können. In der Tabelle 8.1 sind die Schüttungshöhen der jeweiligen Materialien aufgelistet, die ca. einen Druckverlust von 100 Pa bzw. 300 Pa aufweisen.

Tabelle 8.1: Schüttungshöhen der Materialien bei 100Pa und 300Pa Druckverlust

Material	100Pa	300Pa
	Schüttungshöhe	Schüttungshöhe
Stabförmige Holzpellets	20 cm	70 cm
Olivenpellets	10cm	25 cm
Tongranulat	10 cm	40 cm
Halbkugelförmige Holzpellets	30 cm	80 cm
Viskosefaserflocken+Holzsp...	10 cm	30 cm

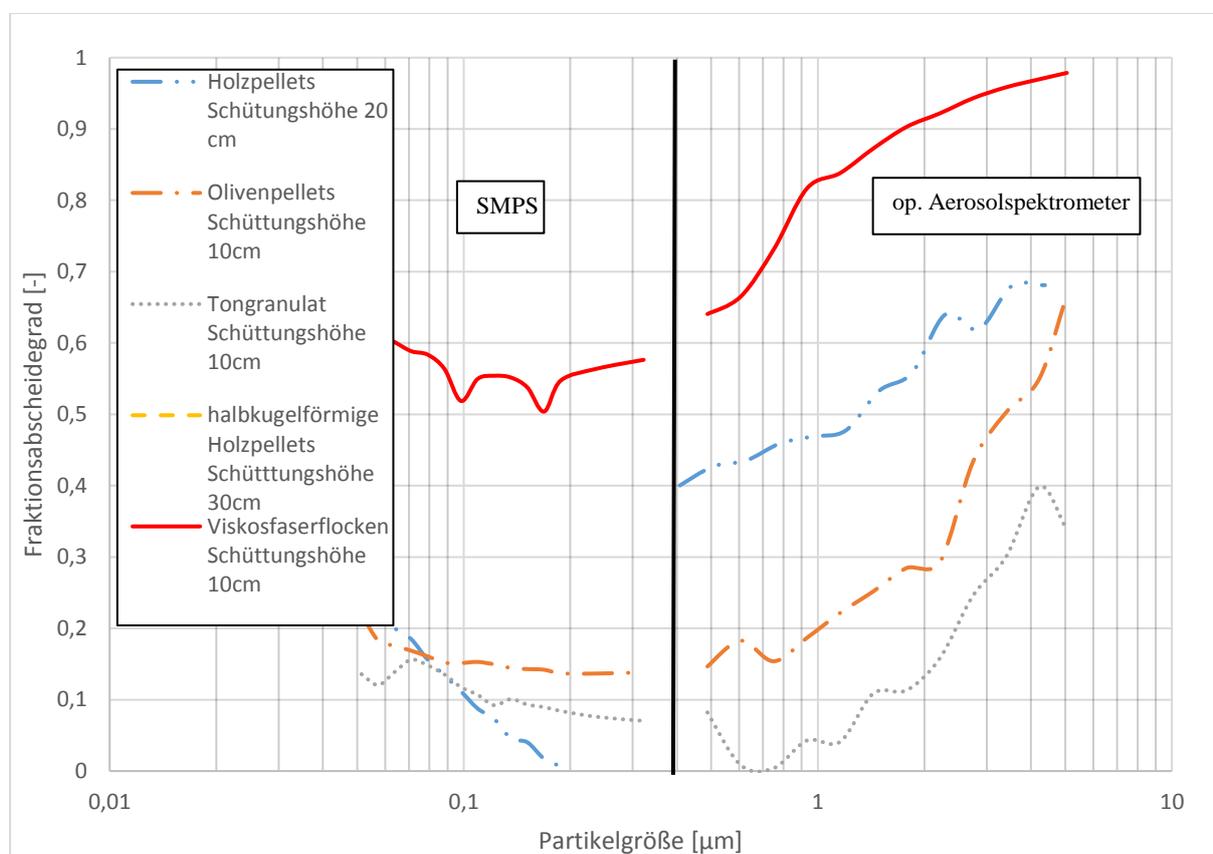


Abbildung 8.1: Fraktionsabscheidegrad bei 100Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche Schüttungsmaterialien

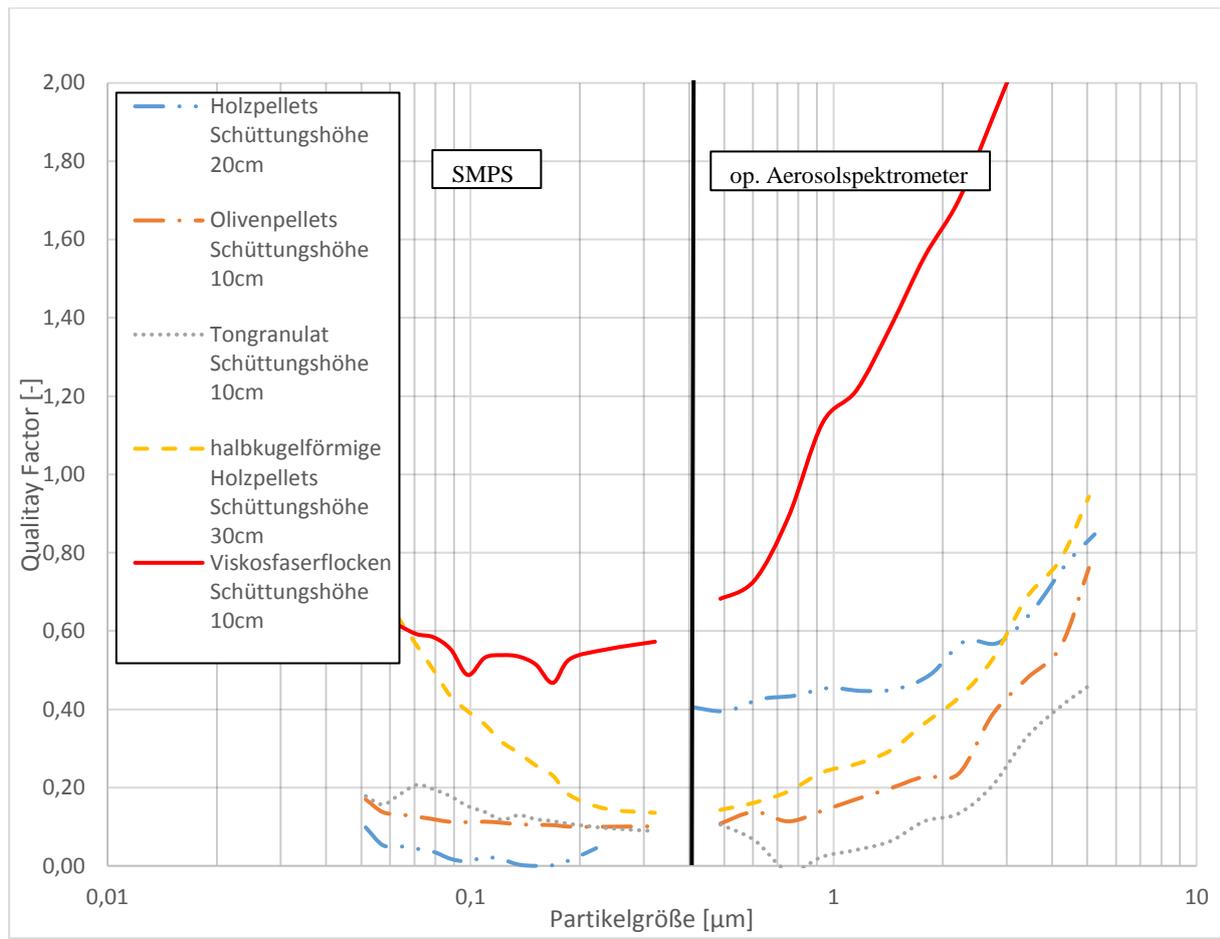


Abbildung 8.2: Quality Factor bei 100 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche Schüttungsmaterialien

In Abbildung 8.1 und Abbildung 8.2 sind die Fraktionsabscheidegrade und die Quality Factors bei einem Druckverlust über die Schüttung von 100 Pa abgebildet. Im Nanometerbereich zeigen die drei Materialien stabförmige Holzpellets, Olivenpellets und Tonggranulat so gut wie keine Abscheidung. Dadurch bedingt besitzen sie im Nanometergrößenbereich auch nur sehr geringe Quality Factors. Im Submikronen- bzw. Mikrometergrößenbereich zeigt sich ein etwas anderes Bild. Hier besitzen die stabförmigen Holzpellets über weite Staubpartikelgrößenbereiche den zweitbesten Abscheidegrad.

Aus den beiden Abbildungen lässt sich klar herauslesen, dass die Viskosfaserflocken über den gesamten Größenbereich den größten Fraktionsabscheidegrad bzw. Quality Factor besitzen.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Abbildung 8.3 und wo die Kurvenverläufe bei einem Druckverlust über die Schüttung von 300 Pa dargestellt sind. In den Diagrammen zeigt die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung wieder die weitaus beste Filtermittelperformance. Vor allem im Nanometergrößenbereich zeigt sich eine gute Staubabscheidung.

Weil die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung jeweils hohe Fraktionsabscheidegrade bis in den Nanometerbereich und hohe Quality Factors besitzt, eignet sich dieses Filtermaterial besonders gut für weitere Untersuchungen. Aus einem ökologischen und nachhaltigen Blickwinkel, schneiden die halbkugelförmigen Holzpellets am besten ab. Sie besitzen zwar nicht so eine gute Abscheideleistung wie die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung, können dafür ohne jegliche einfach in der Kleinf Feuerungsanlage CO<sub>2</sub> - neutral verbrannt werden.

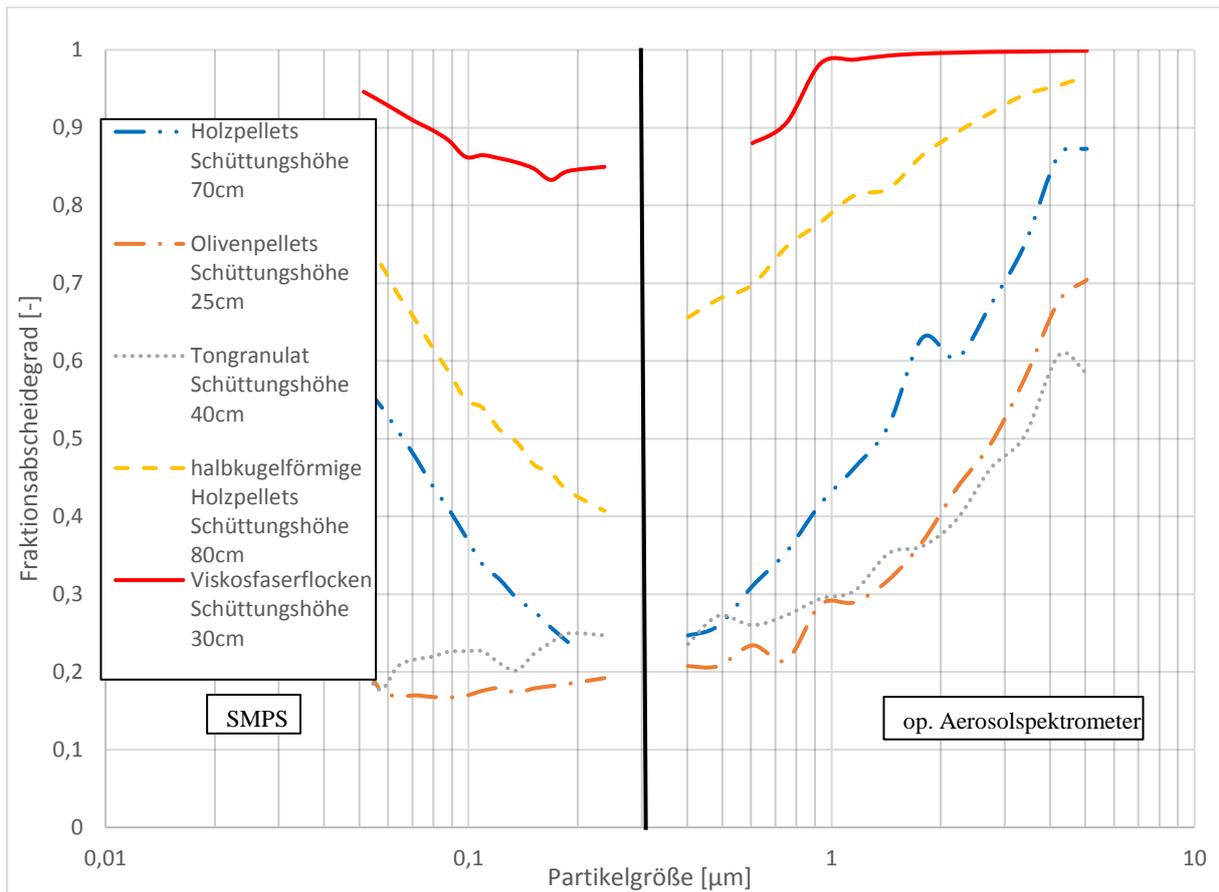


Abbildung 8.3: Fraktionsabscheidegrad bei 300 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche Schüttungsmaterialien

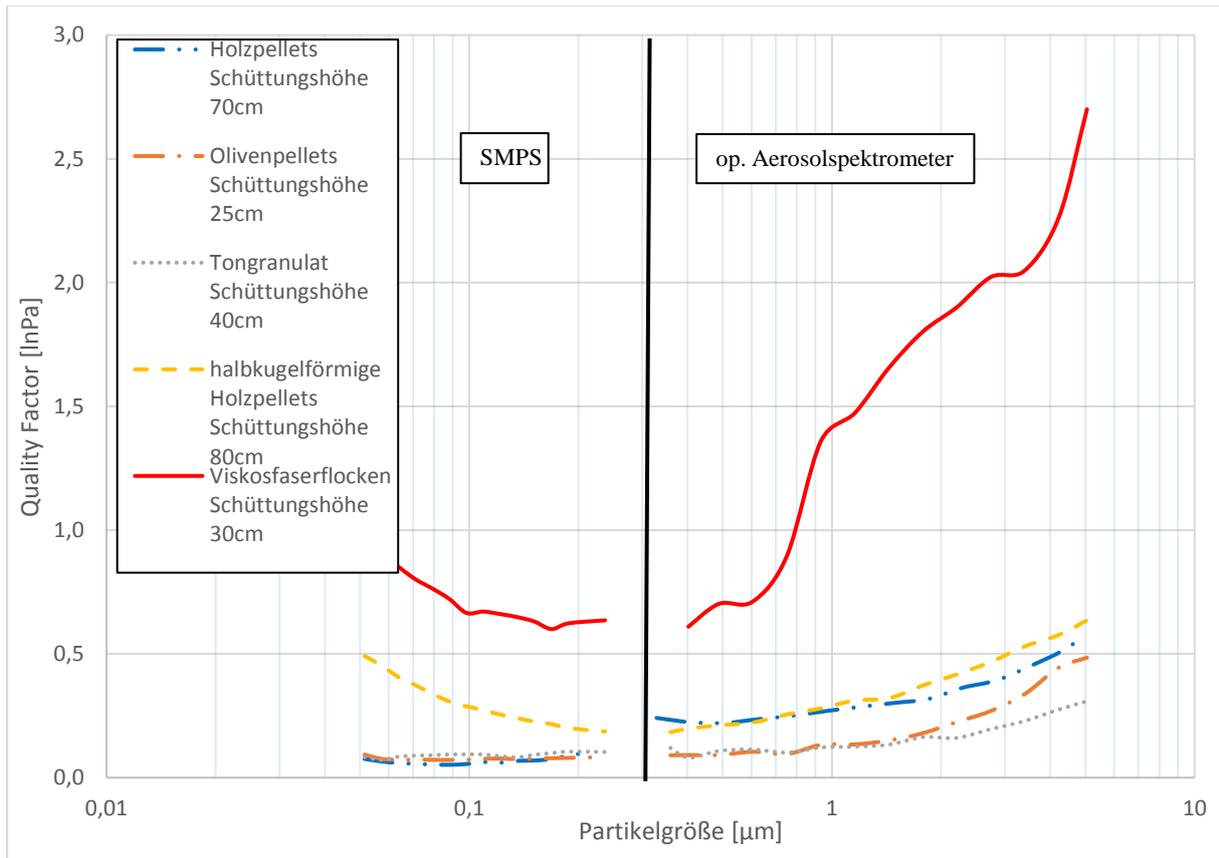


Abbildung 8.4: Quality Factor bei 300 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche Schüttungsmaterialien

## 9 Bildoptische Aufklärung der Staubbeladungsvorgänge im Schüttungsinneren

### 9.1 Grundlagen der Staubbeladung

Um das Verhalten eines Filtermediums zu verstehen und zu beurteilen, muss dieses einer Langzeitbestäubung unterzogen werden. Ziel ist es, den Anfangszustand der Filtration zu verlassen um die Beladungsvorgänge im Inneren des Filtermediums zu verstehen. Mit Hilfe der gewonnenen Informationen lassen sich Aussagen über das genaue Aufnahmevermögen eines Filtermaterials treffen.

Um die Beladungsvorgänge im Schüttungsinneren zu verstehen, muss zwischen Oberflächen- und Tiefenfiltration unterschieden werden, da dabei jeweils andere Mechanismen wirken.

Bei der **Oberflächenfiltration** führt der abgeschiedene Staub zum Aufbau eines Filterkuchens. Die Staubschicht bildet über dem Filtermedium eine poröse Schicht, deren Höhe kontinuierlich über der Zeit und der abgeschiedenen Mengen zunimmt. Zu Beginn wird das noch unbeladene Filtermedium mit Staub beaufschlagt und Staubpartikeln werden durch den Siebeffekt, in Abhängigkeit von der Partikelgröße, zurückgehalten. Nach der Anfangsphase übernimmt der Filterkuchen die eigentliche Filtrationsaufgabe.

Der Aufbau des Filterkuchens zeigt sich bei einer reinen Oberflächenfiltration durch einen linearen Anstieg des Druckverlustes über die filternde Schicht. Den prinzipiellen Verlauf des Druckverlustes kann der Abbildung 9.1 entnommen werden.

Die Partikeleinlagerungen bei der **Tiefenfiltration** an den Fasern des Filtermediums führen zu einer Veränderung der Auftreff- und Haftbedingungen der nachkommenden Staubpartikeln. Durch die Anlagerung der Partikeln an den Fasern des Filtermediums kommt es zu einer verbesserten Partikelabscheidung, da die Staubpartikeln selbst als Abscheider (Kollektoren) fungieren und die Haftwahrscheinlichkeit erhöhen. Im Laufe der Partikelabscheidung kommt es zu einer Erhöhung der Druckdifferenz über dem Filtermedium. Grund dafür ist eine Veränderung der Strömungsverhältnisse durch die Staubeinlagerung im Inneren des Filtermediums.

Ähnlich wie bei der Oberflächenfiltration ist die Druckdifferenz eine Funktion der abgeschiedenen Staubmenge. Während bei der Oberflächenfiltration der Druckanstieg linear verläuft, steigt er bei der Tiefenfiltration im allgemein exponentiell an, siehe dazu Abbildung 9.1.

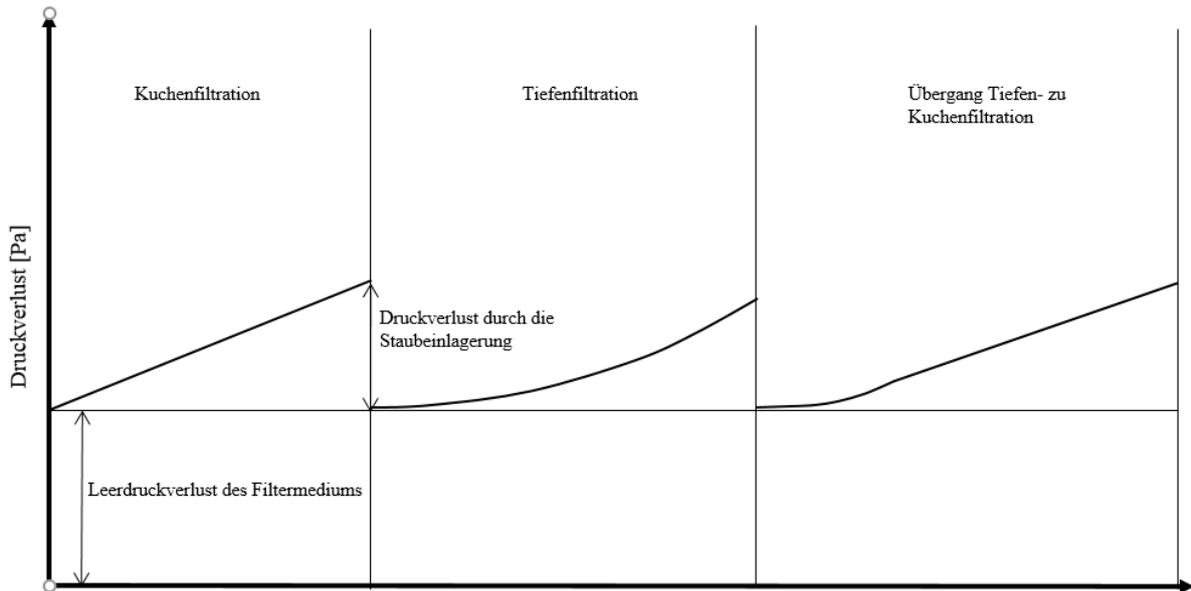


Abbildung 9.1: Druckverlauf über einer filternden Schicht bei verschiedenen Filtrationsmechanismen

## 9.2 Versuchsdurchführung zur bildoptischen Aufklärung der Staubbeladung im inneren der Filtrationsschüttung

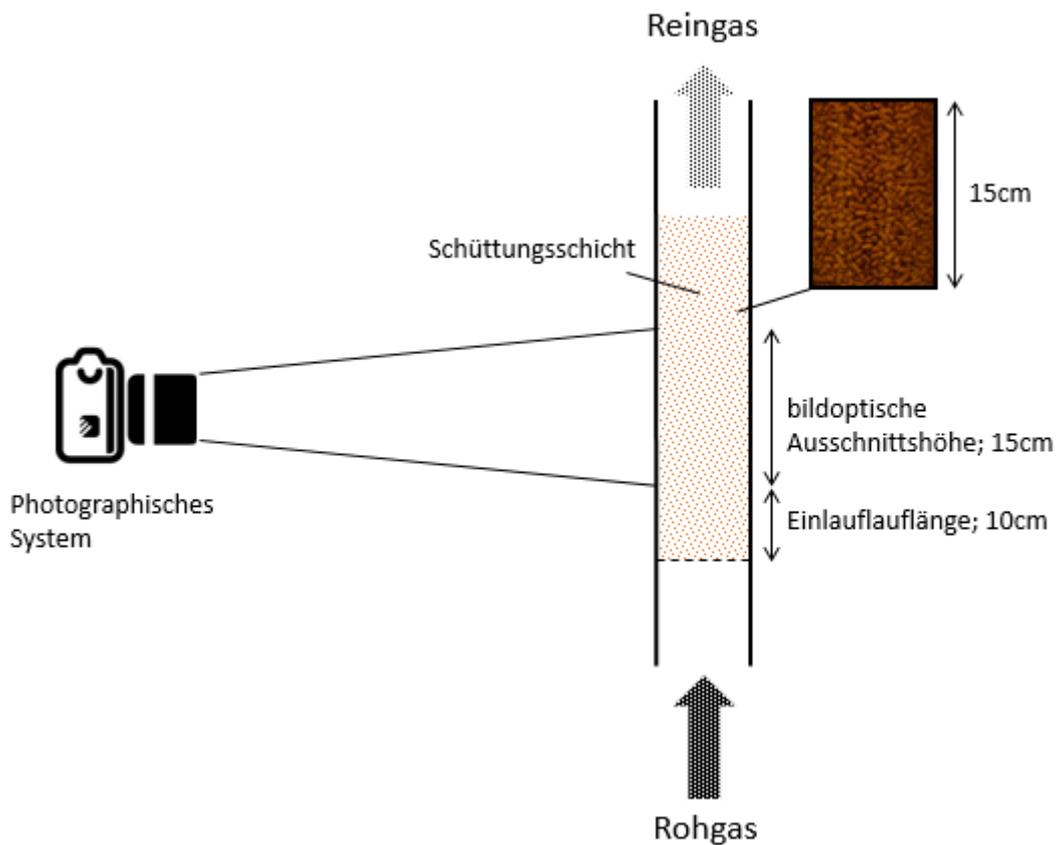


Abbildung 9.2: Aufbauskitze zur bildoptischen Aufklärung der Beladungsvorgänge im Schüttungsinneren

Bei der bildoptischen Analyse handelt es sich um eine Methode zur qualitativen Bewertung der im Filtermedium abgeschiedenen Staubmenge. Hierfür werden im Minutentakt Fotos aufgenommen, welche durch ein Bildbearbeitungsprogramm in Graustufenfotos konvertiert werden. Abbildung 9.2 zeigt die Anordnung am Filtermittelprüfstand.

Die Bestimmung des Grauwertes erfolgt mit Hilfe des Programms ImageJ. Es wird von jedem Bild ein gemittelter Grauwert gebildet. Durch die Veränderung des gemittelten Grauwertes kann dann auf die qualitative Beladung geschlossen werden.

Für die bildoptischen Vermessungen werden zwei unterschiedliche Schüttgutmaterialien verwendet: Zum einen die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung, die als Filtermedium mit den besten Eigenschaften im Kapitel 7.6 identifiziert worden ist. Die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung zeichnet sich unter anderem als Filtermedium mit einer großen Innerenoberfläche (Kollegatorenfläche) aus.

Zum anderen die stabförmigen Holzpellets, welche im Filter eine lockere Packung mit relativ großen Hohlräumen einnehmen und eine deutlich geringere Innereoberfläche besitzen als die Viskosefaserflocken-Holzspänemischung.

Um das Beladungsfortschreiten zu messen, wird ein möglichst hoher Kontrast benötigt. Die weißen Viskosefaserflocken werden daher mit dem Rußgenerator bestäubt. Dagegen werden die gelb-bräunlich stabförmigen Holzpellets, für einen besseren Kontrast, mit Pural NF (weiß) beaufschlagt.

In Abbildung 9.3 sind die Bildbearbeitungsschritte für die Auswertung am Beispiel von stabförmigen Holzpellets dargestellt. Durch die Konvertierung in schwarz-weiß Bilder und Einstellung des Schwellenwertes lassen sich die Bereiche gut erkennen, wo es zu einer Abscheidung des Staubes kommt.

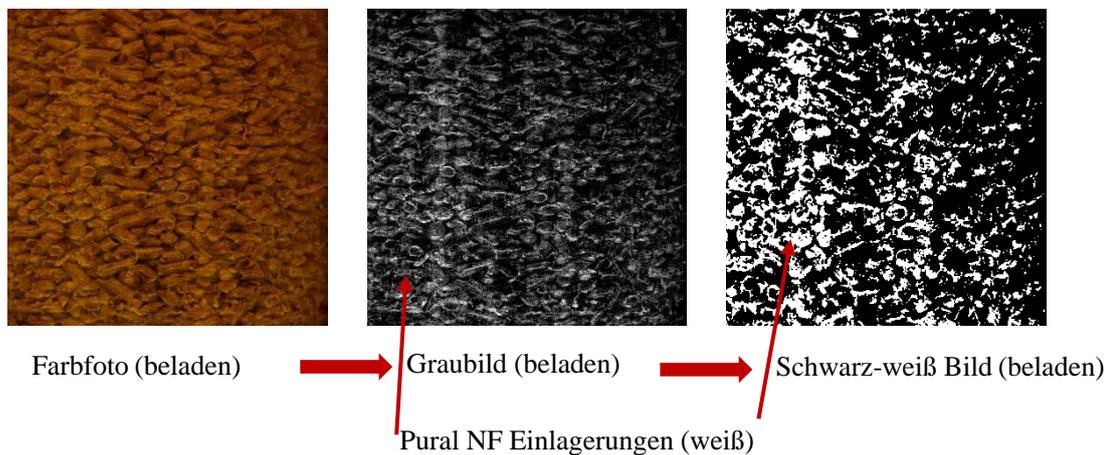


Abbildung 9.3: Bildbearbeitungsschritte für die optische Aufklärung der Beladungsvorgänge im Schüttungsinneren

### 9.3 Ergebnisse der bildoptischen Aufklärung

In Abbildung 9.4 und Abbildung 9.5 kann die fortschreitende Beladung bei den Viskoseflocken und den stabförmigen Holzpellets gesehen werden. Mit zunehmender Zeit und damit mit Zunahme der eingelagerten Staubpartikeln wird das Filtermedium eingefärbt.

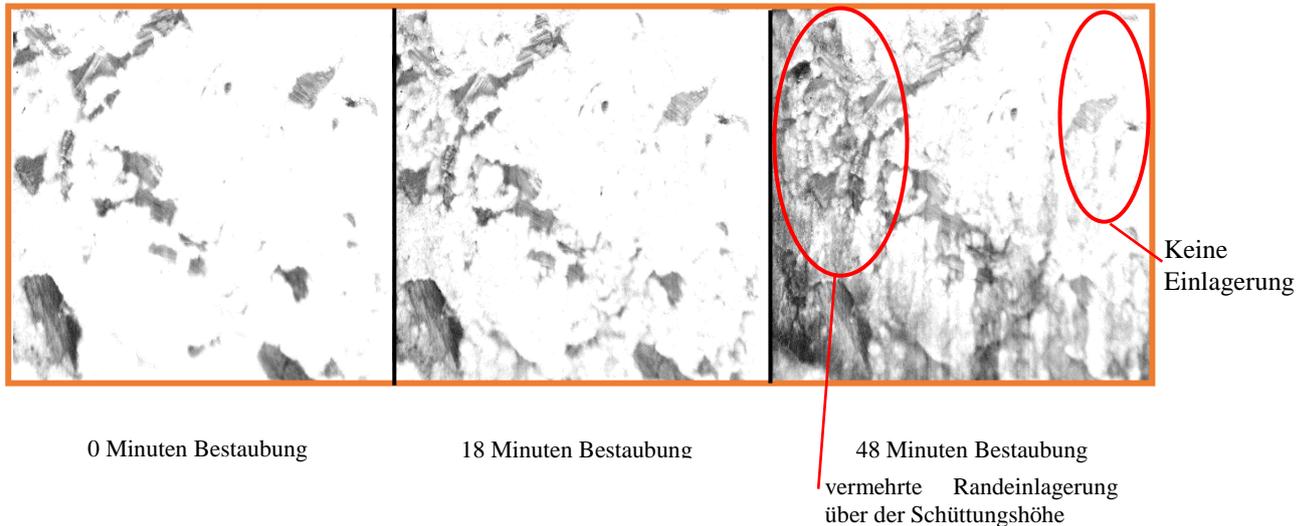


Abbildung 9.4: Schwarz-weiß Bild vom Filtermedium Viskoseflocken über der Zeit (Auszug aus der Bildserie)

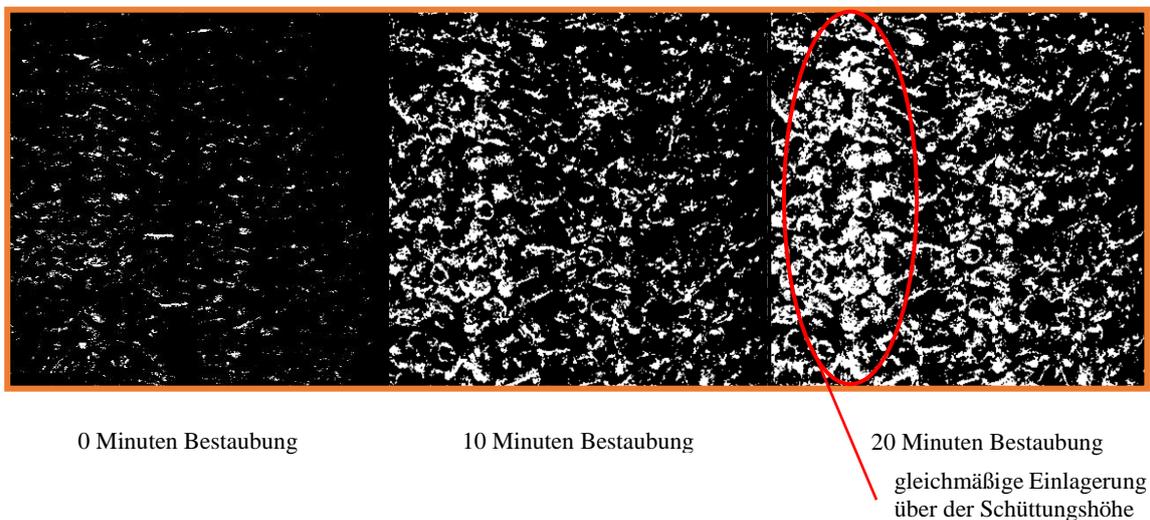


Abbildung 9.5: Schwarz-weiß Bild vom Filtermedium stabförmige Holzpellets über der Zeit (Auszug aus der Bildserie)

Beim Vergleich der beiden Schüttgüter fällt auf, dass sich die Art der Staubeinlagerungen unterscheiden. Bei dem Filtermedium Viskosefaserflocken-Holzspänemischung (Abbildung 9.4) wird mit zunehmender Zeit und damit mit Zunahme der eingelagerten Rußpartikeln das Filtermedium von unten her (in Richtung des Aerosolstroms) dunkler. Des Weiteren ist zu erkennen, dass die Einlagerung der Rußpartikeln nicht gleichmäßig stattfindet, sondern sich Zonen bilden

wo die Partikeln vermehrt abgeschieden werden. Der Grund für solche Kanalströme sind die nicht homogen aufgebauten Schichten der Filterschüttung, wodurch es zu unterschiedlichen Druckverlust - Verläufen in Filterschüttung kommt. Durch die vermehrte Einlagerung in diesen Kanälen werde diese aufgeweitet, was wiederum einen Staubdurchbruch begünstigt.

Bei der Betrachtung der Abbildung 9.5 kann dagegen gesehen werden, dass sich bei den stabförmigen Holzpellets über der Zeit eine annähernd gleichmäßige Staubeinlagerung über der Schüttungshöhe ergibt.

Die Grauwert - Auswertung der Fotos kann in Abbildung 9.6 und Abbildung 9.7 gesehen werden. Es ist zu erkennen, dass der gemittelte Grauwert annähernd linear mit der Zeit zunimmt.

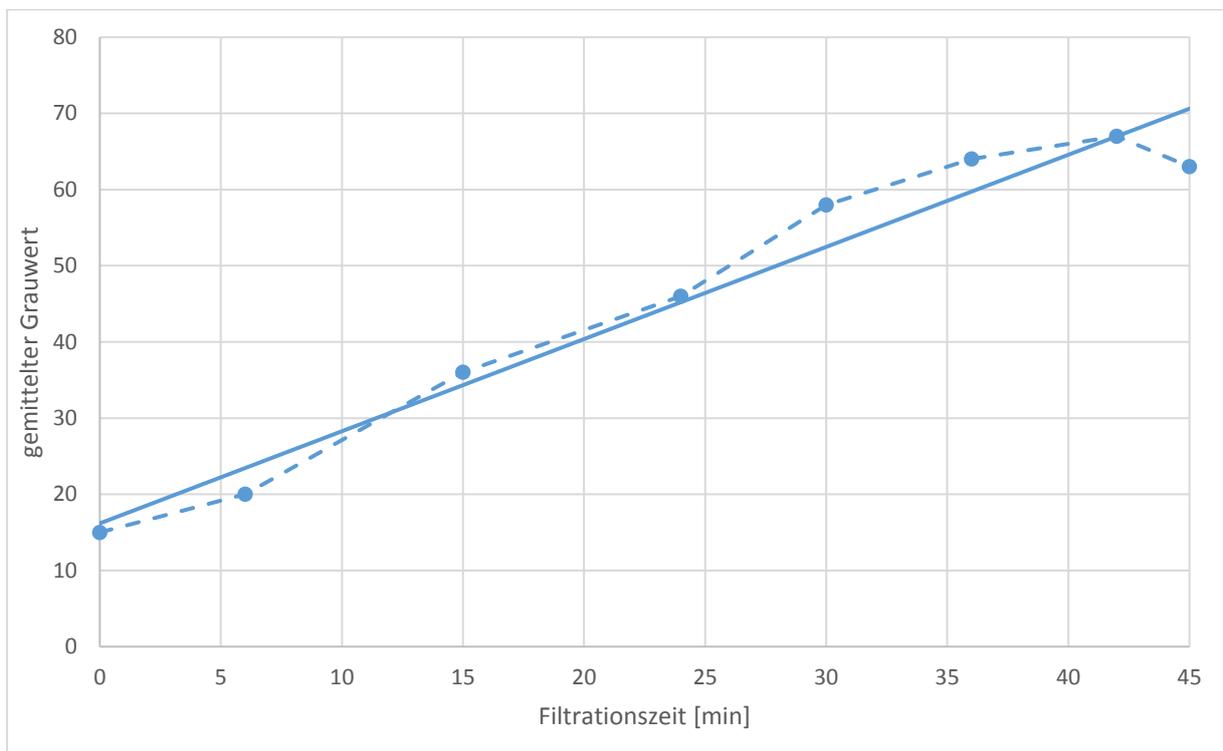


Abbildung 9.6: Gemittelter Grauwert über der Zeit beim Filtermedium Viskosefaserflocken-Holzspänemischung

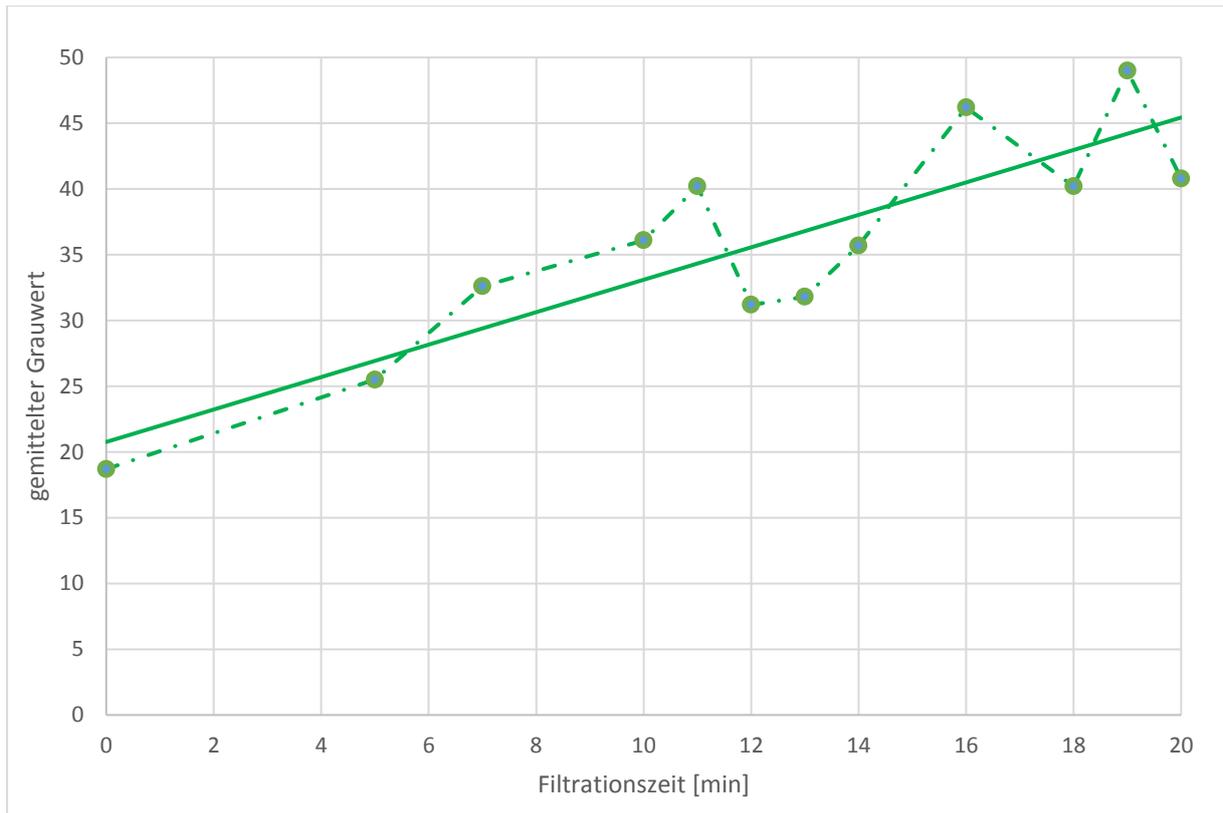


Abbildung 9.7: Gemittelter Grauwert über der Zeit beim Filtermedium stabförmige Holzpellets

## 10 Zusammenfassung und Ausblick

### 10.1 Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde ein Filtermittelprüfstand für ein neu konzipiertes Filtersystem geplant und gebaut. Bei dem konzipierten Filtersystem handelt es sich um einen Schütttschichtfilter, welcher als nachgeschalteter Entstauber bei Kleinf Feuerungsanlagen dienen soll. Die Verwendung von Entstaubungsanlagen bei neu installierten Kleinf Feuerungsanlagen ist notwendig geworden, da seit 2015 verschärfte Staubemissionsgrenzwerte für diese Anlagen in Österreich gelten.

Bei der Abscheidung der Staubpartikeln in einer Schütttschicht werden die Prinzipien der Tiefenfiltration genutzt. Der Vorteil dabei ist, dass die Abscheidung im Schüttungsinernen stattfindet, was in der Regel zu einem hohen Abscheidegrad von Staubpartikeln im Submikronen- bis in den Mikrometerbereich führt, bei gleichzeitig geringem Druckverlust über die Schüttungshöhe.

In einem ersten Schritt wurde in dieser Arbeit ein Filtermittelprüfstand in Anlehnung an geltenden Normen konzipiert und gebaut. Der Prüfstand besteht dabei aus unterschiedlichen Aerosolgeneratoren für die Staubbeaufschlagung des Schüttgutes, Messsystemen zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung im Roh- und Reingas, sowie einem Druckdifferenzsensor für die Bestimmung des Druckverlustes über der Schüttung. Der eigentliche Staubabscheideraum besteht dabei aus der Schüttung selbst. Die Schüttungshöhe kann durch eine Förderschnecke geregelt werden. Das Ziel war, mit diesem Prüfstand Versuche bezüglich der Findung eines geeigneten Schüttgutmaterials durchzuführen.

Mit dem gebauten Filtermittelprüfstand wurden in einem zweiten Schritt die folgenden fünf Materialien als mögliches Schüttgutmaterial untersucht: stabförmige Holzpellets, Olivenpellets, Tongranulat, halbkugelförmige Holzpellets und Viskosefaserflocken-Holzspänemischung. In den Versuchen wurden die schüttgutspezifischen Filtrationskenngrößen wie Fraktionsabscheidegrad und Druckverlust aufgenommen. Durch die Bestimmung dieser Kenngrößen war es möglich, die jeweiligen Quality Factors zu berechnen. Damit können die unterschiedlichen Schüttgutmaterialien miteinander verglichen werden.

Für den Quality Factor wird der Fraktionsabscheidegrad mit dem Druckverlust in Relation gebracht. Ein hoher Quality Factor ist anzustreben.

Um den Einfluss der Schüttungshöhe auf den Quality Factor zu bestimmen, wurde die Schüttungshöhe der einzelnen granularen Materialien im Prüfstand variiert. So wurden die Versuche, beginnend mit einer Schüttungshöhe von 10 cm bis zu einer maximalen Höhe von 80 cm durchgeführt, wobei die Schüttungshöhe stufenweise stets um 10cm erhöht wurde.

Bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Experimenten konnte gezeigt werden, dass das Schüttgutmaterial Viskosefaserflocken-Holzspänemischung über den gesamten Staubpartikelgrößenbereich von 50nm bis 5µm die besten Fraktionsabscheidegrade und die höchsten Quality Factors besitzt. Vor allem im submikronen Bereich besitzen die Viskosefaserflocken-Holzspänemischungen im Vergleich zu den anderen Schüttgutmaterialien bessere filtrations-spezifische Kennwerte. Durch die Beimischung von groben Holzspänen (Volumenmischungsverhältnis von 1 / 1) konnte eine gute Riesel- bzw. Fördereigenschaft erzielt werden.

Aus ökologisch nachhaltigem Blickwinkel gesehen, schneiden die halbkugelförmigen Holzpellets am besten ab. Sie besitzen zwar nicht so gute filtrations-spezifische Kennwerte, sind aber bei einer anschließenden energetischen Verwertung praktisch CO<sub>2</sub> neutral.

Im Zuge der durchgeführten Versuche konnten neben den filtrations-spezifischen Kennwerten auch erste Erfahrungen und Aussagen über die Schüttguteigenschaften getroffen werden.

In Folge dieser Arbeit wurden neben den Messungen der schüttgutspezifischen Kennwerte auch bildoptische Aufnahmen von den beiden Schüttungen Viskosefaserflocken-Holzspänemischung und stabförmige Holzpellets gemacht. Ziel war es, die Beladungszustände und -mechanismen während der Bestäubung festzustellen. Es zeigte sich, dass die Art der Staubeinlagerungen deutlich unterschiedlich verlaufen. So kam es bei den stabförmigen Holzpellets zu einer annähernd gleichmäßigen Einlagerung der Staubpartikeln über die Schütthöhe. Bei der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung bildeten sich dagegen Kanäle mit vermehrten Staubeinlagerung aus.

## 10.2 Ausblick

Für die Entwicklung eines Prototyps mit dem Schüttungsmaterial Viskosefaserflocken- Holzspänemischung für den Einsatz bei einer Kleinf Feuerungsanlage müsste noch eine geeignete Schütthöhe definiert werden (abhängig vom zulässigen Druckverlust).

Weiters wurde in der vorliegenden Arbeit das Filtermedium nur für einige Minuten mit Staub beaufschlagt, somit sind keine Aussagen über das Langzeitverhalten möglich. In Langzeitversuchen müsste das Filtermedium über mehrere Stunden mit Staub beaufschlagt werden, bis zum notwendigen Wechsel des Filtermediums. Dann könnten auch Aussagen über die Staubeinlagerungskapazität und das Regenerationsintervall zwischen dem Austausch der Schüttung getroffen werden.

## 11 Literaturverzeichnis

- [1] Österreichisches Umweltbundesamt: „Emissionstrends 1990 – 2012 Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen“; REP-0489; S. 16 - 25; Wien; 2014.
- [2] Lenz, V.: „Messmethodensammlung Feinstaub: Methodenvorschlag zur Feinstaubfassung an Feuerungsanlagen für feste biogene Brennstoffe“; Schriftenreihe DBFZ Deutsches Biomassenforschungszentrum; Band 8; Leipzig; 2014.
- [3] Obernberger, I.: „Moderne Biomasse-Kleinfeuerungen reduzieren Feinstaubemissionen“; Graz; Pressemitteilung 28.1.201; [www.propellets.at/wpcms/wp-content/uploads/2012/11/pressemitteilung-be2020-ippt-tug-feinstaub.pdf](http://www.propellets.at/wpcms/wp-content/uploads/2012/11/pressemitteilung-be2020-ippt-tug-feinstaub.pdf); letzter Zugriff: 18.8.2016
- [4] Landesgesetzblatt für Wien: „Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinfeuerungen und die Überprüfung von Feuerungsanlagen und Blockheizkraftwerken“; 31.12.2012
- [5] Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H.: „Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren“; Springer; Band2; S. 343 und S. 468 – 476; Berlin; 2009.
- [6] Brunner, T.; Obernberger, I.: „Feinstaub Stand der Technik“; Tagungsband zum 16. Österreichischer Biomasse-Tag, 16.–18. November 2011, Wieselburg; S. 75-78.
- [7] Obernberger, I.: „Feinstaub das Thema des Jahrzehnts?“; Vortragsunterlagen zum Energiefachtag, 25.1.2013, Graz; 19. S.
- [8] Osner, M.; et.al.: „Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen“; Schlussbericht Projekt 26688 im Auftrag des Bundesamts für Energie und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern; 2003.
- [9] Dorberer, A.; Goog, J.; Nussbaumer, T.: „Partikelemissionen von Holzfeuerungen bis 70 kW: Betriebseinfluss auf die Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen“; Zwischenbericht Projekt 101905 im Auftrag des Bundesamts für Energie und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landwirtschaft, Bern; 2009.
- [10] Munack, A.; Fal, Y.; Schwarz, S.: „Bestimmung der Emissionen und der Partikelgrößenverteilung (Feinstaub) im Abgas eines modernen Euro-4-Nutzfahrzeugmotors mit SCR-Abgasreinigung im Betrieb mit Biodiesel“; Abschlussbericht im Auftrag der Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen e.V. (UFOP) und des Verbands der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V. (VDB), Braunschweig; 2006.
- [11] Kelz, J.; Brunner, T.; Obernberger, I.: „Emissionsfaktoren und chemische Charakterisierung von Feinstaubemissionen moderner und alter Biomasse-Kleinfeuerungen über typische Tageslastverläufe“; Environmental Sciences Europe 2012, 24:11.
- [12] Ban, M.: „Basiswissen Umwelttechnik: Wasser, Luft, Abfall, Lärm und Umweltrecht“; Vogel Verlag, Würzburg; 2007.

- [13] Schubert, H.: „Handbuch der mechanischen Verfahrenstechnik: Partikeleigenschaften, Mikroprozesse, Makroprozesse, Zerteilen, Agglomerieren, Trennen, Mischen“; Wiley – VCH, Weinheim; 2002.
- [14] “Diffusionsaufladung”; [www.wikipedia.org/wiki/Diffusionsaufladung](http://www.wikipedia.org/wiki/Diffusionsaufladung); letzter Zugriff: 18.8.2016
- [15] “Neue Airjekt-Serie von Kutzner + Weber gegen Feinstaub aus Holzfeuerungsanlagen“; [www.baulinks.de/webplugin/2015/0459.php4](http://www.baulinks.de/webplugin/2015/0459.php4); letzter Zugriff: 18.8.2016
- [16] Löffler, F.: „Staubabscheiden“; Georg Thiem Verlag, Stuttgart New York; 1988.
- [17] “Partikelabscheider Airjekt“; <http://www.bartholet.ch/index.php/de/k-w-abgastech-nik/partikelabscheider-airjekt>; letzter Zugriff: 18.8.2016
- [18] Stieß, M.: „Mechanische Verfahrenstechnik - Partikeltechnologie 2“; Springer, Berlin Heidelberg; 2009.
- [19] Löffler, F.; „Staubabscheidung mit Schlauchfiltern und Taschenfiltern“; Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig; 1991.
- [20] Schmalz, E.: „Hochvoluminöse Vlieswirkstoffe zur Abscheidung grober und feiner Bestandteile aus gasförmigen Medien“; Dissertation, TU Chemnitz; 2002.
- [21] „Schematische Darstellung der Oberflächenfiltration; [www.grozbeckert.com/cms/de/](http://www.grozbeckert.com/cms/de/); letzter Zugriff: 6.1.2016
- [22] TEER Lehr- und Forschungsgebiet Technologie der Energierohstoffe, Aachen: „Feinstaubabscheidung an biomassebetriebenen Kleinfeuerungsanlagen mit Tiefenfiltern – Praxiserfahrungen“ Tagungsreader 7. Abscheider-Fachgespräch "Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen" 8.-9. 3.2016, Leipzig.
- [23] „ChimCat® OXI“; [http://dr-pley.com/fileadmin/user\\_upload/IMG\\_1126.jpg](http://dr-pley.com/fileadmin/user_upload/IMG_1126.jpg); letzter Zugriff: 1.12.2015
- [24] Pley, M.: „Katalytisch unterstützte Emissionsarme Kleinfeuerungsanlagen“; Abschlussbericht im Auftrag der deutschen Bundesstiftung; Umwelt; Bamberg; 2014.
- [25] Johansson, L.: „Charaterisation of Particle Emission from small-scale Biomass Combustion“; Dissertation, Technischische Universität Göteborg; 2002.
- [26] Palmethofer, J.: „Größenverteilungen des atmosphärischen Aerosols in Wien“: Diplomarbeit, Universität Wien; 2012.
- [27] Füchsel, S.: „Erzeugung stabiler Aerosole hoher Feststoffbeladung mittels trockener Dispergierung“; Schlussbericht, AiF-Vorhaben-Ne. 15385 BR; Technische Universität Bergakademie Freiburg; 2010.

- [28] Wlaschitz, P.: „Entwicklung eines Filtermittelprüfstandes für Kühlschmierstoff–Nebelabscheider und eines Messverfahrens für Kühlschmierstoff–Emissionen“; Dissertation, TU Wien, 2007.
- [29] „Welas Digital 2000“; [www.palas.de/de/product/welasdigital2000](http://www.palas.de/de/product/welasdigital2000); letzter Zugriff: 6.1.2016.
- [30] Mauschitz, G.: „Partikelmesstechnik“; Skript zur Vorlesung, TU Wien; 2016.
- [31] „Model 3080-Series Electrostatic Classifiers“; [www.tsi.com/uploadedFiles/\\_Site\\_Root/Products/Literature/Spec\\_Sheets/3080.pdf](http://www.tsi.com/uploadedFiles/_Site_Root/Products/Literature/Spec_Sheets/3080.pdf); letzter Zugriff: 6. 1. 2016
- [32] „Definitionen zu "Nanomaterial"“; <http://nanoinformation.at/grundlagen/definitionen.html>; letzter Zugriff: 18.8.2016
- [33] „Brennholz“; [www.wikipedia.org/wiki/Brennholz](http://www.wikipedia.org/wiki/Brennholz); letzter Zugriff: 1.3.2016
- [34] „Gasdichte berechnet “; [www.easy-unit.de/converter/gasdensity.php](http://www.easy-unit.de/converter/gasdensity.php); letzter Zugriff: 18.8.2016
- [35] Laminger, T.; Kolmanz, S.; Kromer, L.; Mauschitz, G.: „Regenerierbarer filternder Abscheider für Kleinf Feuerungsanlagen“; Tagungsunterlagen zum 7. Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen; 9.3.2016, Leipzig; 2016.
- [36] DIN SPEC 33999:2014-12: „Emissionsminderung – Kleine und mittlere Feuerungsanlagen (gemäß 1. BImSchV) – Prüfverfahren zur Ermittlung der Wirksamkeit von nachgeschalteten Staubminderungseinrichtungen“; Beuth Verlag, Berlin. 2014.
- [37] Laminger, T.; Kolmanz, S.; Mauschitz, G.: „Regenerierbarer filternder Abscheider für Kleinf Feuerungsanlagen“; Tagungsunterlagen, ProcessNet Jahrestreffen der Fachgruppen Adsorption und Gasreinigung 17. - 18.2.2016, Duisburg; 2016.
- [38] VDI 2066, Blatt 1: „Technische Regel, 2006-11 Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung“; Beuth Verlag, Berlin; 2006.
- [39] Hrsg: Grote, H; Feldhusen, J; Dubbel: Taschenbuch für den Maschinenbau; Springer Vieweg; S. L10; Band 24; Berlin; 2014.

## 12 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Mengenverteilung von TSP, PM10 und PM2,5 [1] .....	4
Abbildung 2.2: Anteil der Staubemission nach Verursachersektoren 2012 in Österreich (nach [1]).....	6
Abbildung 2.3: Vergleich von Kleinf Feuerungsanlagen im Hinblick auf die Emission vom PM10 - Staub [7].....	9
Abbildung 2.4: Partikelbildung bei der Verbrennung von Holz [ 8]. .....	10
Abbildung 2.5: Anzahlverteilung (Partikelgröße in Nanometer) während der drei Verbrennungsphasen bei einem Holzofen [25].....	12
Abbildung 2.6: Anzahlverteilung der Staubemission eines Holzofens bei unterschiedlichen Bedingungen. Die Messungen sind mit SMPS und OPC entstanden [8].....	12
Abbildung 3.1: Fraktionsabscheidegrad unterschiedlicher Staubabscheider [12] .....	13
Abbildung 3.2: Schematische Aufladung der Staubpartikeln zwischen Sprüh- und Niederschlagselektrode [18].....	16
Abbildung 3.3: links: Kompaktgeräte mit eingebauter Sprüh- und Niederschlagselektrode [15] .....	16
Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der vier Transportmechanismen zum Kollektor (Einzelfaser) [20].....	17
Abbildung 3.5: Abscheidemechanismen in Abhängigkeit der Partikelgröße [20].....	18
Abbildung 3.6: Schematische Darstellung der Oberflächenfiltration [21]. .....	19
Abbildung 3.7: links Kaminaufsatz, rechts Filtertaschen aus Glaswolle [22] .....	20
Abbildung 3.8: ChimCat von der Firma Dr. Pley Environmental [23].....	20
Abbildung 4.1: Prinzipskizze des neuen Filtersystems [37] .....	22
Abbildung 4.2: Möglichkeit zum Einsatz des neuen Filtersystems bei einer Kleinf Feuerungsanlage.....	23
Abbildung 6.1: Zusammenfassung von VDI – Richtlinien zu der Vornorm DIN SPEC 33999 .....	25
Abbildung 6.2: Beispiel für einen Prüfaufbau für Staubabscheider ohne eigenes Gebläse [36] .....	27
Abbildung 6.3: Fließschema des Filtermittelprüfstandes.....	30

Abbildung 6.4: Filtereinheit: Foto (a); Anordnung im Gegenstrom oder Gleichstrom (b).....	31
Abbildung 6.5: Messeinheit des Filtermittelprüfstandes.....	32
Abbildung 6.6: Gesamtaufbau des Filtermittelprüfstandes.....	33
Abbildung 6.7: Verwendetes SMPS TSI3080 [31].....	34
Abbildung 6.8: Prinzipieller Aufbau eines SMPS [27].....	37
Abbildung 6.9: a: Streulichtintensität über den Mie – Parameter, b. T – Blende, c: Prinzips Skizze eine OAS [30].....	39
Abbildung 6.10 Partikelgrößenverteilung (Anzahlverteilung), Summenkurve des eingesetzten Rußgenerators, gemessen mittels SMPS.....	40
Abbildung 6.11: Partikelgrößenverteilung (Anzahlverteilung)/ des Teststaubes Pural NF mittels Banddosiers dispergiert, vermessen mittels OAS Welas.....	41
Abbildung 6.12: stabförmige Holzpellets.....	42
Abbildung 6.13: Olivenpellets.....	43
Abbildung 6.14: Tongranulat.....	43
Abbildung 6.15: halbkugelförmige Holzhalbkugel.....	43
Abbildung 6.16: Viskosefaserflocken-Holzspänemischung.....	44
Abbildung 7.1: Druckverlust über die Schüttungshöhe von stabförmigen Holzpellets.....	49
Abbildung 7.2: Fraktionsabscheidegrad von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers.....	50
Abbildung 7.3: Quality Factor von stabförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers.....	51
Abbildung 7.4: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Olivenpellets.....	53
Abbildung 7.5: Fraktionsabscheidegrad von Olivenpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers.....	54
Abbildung 7.6: Quality Factor von Olivenpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers.....	55
Abbildung 7.7: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Tongranulat.....	56
Abbildung 7.8: Fraktionsabscheidegrad von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers.....	57
Abbildung 7.9: Quality Factor von Tongranulat bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u optisches. Aerosolspektrometers.....	58
Abbildung 7.10: Druckverlust über die Schüttungshöhe bei halbkugelförmigen Holzpellets.....	59

Abbildung 7.11: Fraktionsabscheidegrad von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers .....	60
Abbildung 7.12 Quality Factor von halbkugelförmigen Holzpellets bei unterschiedlichen Schüttungshöhen, Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers .....	61
Abbildung 7.13: Druckverlust über die Schüttungshöhe von Viskosefaserflocken - Holzspänemischung Abbildung 7.13Aus Abbildung 7.13 kann der Druckverlust über die Schüttungshöhe von der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung entnommen werden. Auch hier stellt sich ein nahezu linearer Anstieg ein.....	62
Abbildung 7.14: Fraktionsabscheidegrad von der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung bei unterschiedlichen Schüttungshöhen; Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers .....	63
Abbildung 7.15: Quality Factor von der Viskosefaserflocken-Holzspänemischung bei unterschiedlichen Schüttungshöhen; Messung mittels SMPS u. optischen Aerosolspektrometers .....	64
Abbildung 8.1: Fraktionsabscheidegrad bei 100Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche Schüttungsmaterialien .....	65
Abbildung 8.2: Quality Factor bei 100 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche .....	66
Abbildung 8.3: Fraktionsabscheidegrad bei 300 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche.....	67
Abbildung 8.4: Quality Factor bei 300 Pa Druckverlust über die Schüttung für unterschiedliche .....	68
Abbildung 9.1: Druckverlauf über einer filternden Schicht bei verschiedenen Filtrationsmechanismen .....	70
Abbildung 9.2: Aufbauskinne zur bildoptischen Aufklärung der Beladungsvorgänge im Schüttungsininneren .....	71
Abbildung 9.3: Bildbearbeitungsschritte für die optische Aufklärung der Beladungsvorgänge im Schüttungsininneren .....	72
Abbildung 9.4: Schwarz-weiß Bild vom Filtermedium Viskoseflocken über der Zeit (Auszug aus der Bildserie).....	73
Abbildung 9.5: Schwarz-weiß Bild vom Filtermedium stabförmige Holzpellets über der Zeit .....	73

Abbildung 9.6: Gemittelter Grauwert über der Zeit beim Filtermedium Viskosefaserflocken-Holzspänemischung ..... 74

Abbildung 9.7: Gemittelter Grauwert über der Zeit beim Filtermedium stabförmige Holzpellets ..... 75

## 13 Anhang

Heizwertberechnung nach Bioe [39]:

$$H_u = 34,8 \cdot c + 93,9 \cdot h + 6,3 \cdot n + 10,5 \cdot s - 10,8 \cdot o - 2,44 \cdot w$$

c: Kohlenstoff-; h: Wasserstoff-; n: Stickstoff-; s: Schwefel-; w: Wasseranteil

Berechnung der Abgasdichte bei 140°C (Dichte [34]):

Komponente	Masse:	Massenanteil:	Dichte bei 140°C:	Partialdichte:
CO <sub>2</sub>	1,486	0,236	1,28	0,302
H <sub>2</sub> O	0,432	0,068	0,5	0,034
H <sub>2</sub> O	0,2	0,031	0,5	0,015
N <sub>2</sub>	4,2	0,665	0,81	0,54
	6,3	1		
Gesamtdichte bei 140°C $\Sigma$				0,89