

Technische Universität München  
Professur für Regenerative Energiesysteme

**Technische Anforderungen an die Überwachung  
von elektrostatischen Abscheidern in  
Biomasseheizwerken**

**Bastian Alt, M.Sc.**

Vollständiger Abdruck der von der Munich School of Engineering der  
Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades  
eines

**Doktor-Ingenieurs**  
genehmigten Dissertation

Vorsitzender: Prof. Dr. Thomas Hamacher

Prüfer der Dissertation: 1. Prof. Dr.-Ing. Matthias Gaderer  
2. Prof. Dr.-Ing. Hartmut Spliethoff

Die Dissertation wurde am 07.10.2020 bei der Technischen Universität  
München eingereicht und durch die Munich School of Engineering am 14.05.2021  
angenommen.

# Danksagung

Diese Dissertation entstand im Rahmen meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Regenerative Energiesysteme (RES) der Technischen Universität München. Die Basis dieser Arbeit bildete die Projektförderung der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., gefördert vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. In diesem Abschnitt möchte ich mich bei allen bedanken, die mich dabei unterstützt haben diese Arbeit zu erstellen.

Zunächst möchte ich mich bei meinem Doktorvater Prof. Dr.-Ing. Matthias Gaderer bedanken. Einerseits für die Ermöglichung der Durchführung dieser Promotion und andererseits für die fachliche Unterstützung. Ich danke außerdem Herrn Prof. habil. Hartmut Spliethoff für seine Tätigkeit als Zweitprüfer. An dieser Stelle möchte ich meinen Kollegen und Freunden danken, ohne die ich nicht so weit gekommen wäre. Mein erster Dank geht an Daniel Klüh und Bernhard Huber. Durch sie wurden so manche Messkampagnen deutlich erträglicher und ich konnte immer auf ihre kompetente Beratung zählen. Danke für die schöne und lustige Zeit im 0.A10.

Außerdem möchte ich auch Wolfgang Waldmüller und Jeremias Weinrich danken, die mir besonders in den ersten beiden Jahren meiner Arbeit und bei der Akquise des Projektes geholfen haben. Des Weiteren danke ich Marlit Köstler für die Durchführung der Laboranalysen und Gert Tilk für die gemeinsame Überwindung aller Hürden der IT. Zusätzlich danke ich Simon Härtl, Dr. Sumanth Ranganathan und Dr. Paul Stockmann, sowie allen ehemaligen RETlern, für die schöne Zeit in und nach der Arbeit.

Aber all diese Unterstützung hätte nicht gereicht, wenn eine Person nicht gewesen wäre: meine Freundin Katharina Koch. Sie hat mich motiviert, wenn es nötig war und unterstützt, wenn ich es gebraucht habe. Sie macht jeden Tag aufs Neue zum Glücklichsten meines Lebens.



# Kurzfassung

Die energetische Nutzung von Biomasse kann einen erheblichen Beitrag zur regenerativen Energieversorgung leisten. Besonders im Wärmesektor ist die direkte thermische Nutzung von Holz bereits heute ein essenzieller Bestandteil. Bei der Nutzung ist jedoch stets zu beachten, dass schadhafte Emissionen wie Feinstaub, Kohlenmonoxid und Stickoxide, reduziert werden müssen. Die gesetzlichen Anforderungen und Grenzwerte schützen die Umwelt vor Immissionen, reduzieren jedoch auch das wirtschaftliche Potenzial von Biomasseheizwerken. Der Einsatz von elektrostatischen Abscheidern gilt bei mittelgroßen Feuerungsanlagen als Stand der Technik zur Reduktion von Staubemissionen. Um den Anforderungen gerecht zu werden und gleichzeitig die Wirtschaftlichkeit der Anlagen nicht zu gefährden, sind neue Entwicklungen in diesem Bereich notwendig.

Ein Ziel dieser Arbeit ist es eine kostengünstige Überwachungsmethodik für Elektrofilteranlagen zu entwickeln. Hierfür werden bereits vorhandene Parameter des Abscheiders, wie Strom und Spannung, verwendet. In Kombination mit einer einfachen Bestimmung des Feuerungsbetriebs über die Abgastemperatur, wird der Versuch unternommen, die Auflagen der 44. Bundesimmissionsschutzverordnung in Deutschland zu erfüllen. Zudem wird im Rahmen dieser Arbeit untersucht, wie sich das Betriebsverhalten der vier untersuchten Anlagen auf die verwendete Methodik auswirken. Dabei wird unter anderem der Einfluss der Reinigungsintervalle im Kessel und der Lastwechsel während der Feuerung analysiert.

Die vier untersuchten Anlagen arbeiten in einem Leistungsbereich zwischen 800 und 1950 kW. Zwei der Anlagen verfügen über einen Röhrenelektrofilter und die anderen Beiden über einen Plattenelektrofilter. Für die Messungen wurden zwei kontinuierlich arbeitende Streulicht-Staubsensoren, Instrumente für gravimetrische Staubmessverfahren und Gasanalysegeräte verwendet. Dadurch ist es möglich den Abscheidegrad der Filteranlage und relevante Abgasparameter zu bestimmen.

Die mathematische Berechnung des Abscheidegrads durch die beschriebenen Einflüsse ist mit einer zu hohen Unsicherheit belastet. Es ist jedoch möglich

über die Definition von Strom- und Spannungsschwellenwerten, den effektiven Betrieb des Elektrofilters kontinuierlich nachzuweisen. Dabei ist zu beachten, dass es auch bei dieser Methode zu Fehlinterpretationen der Effektivität des Abscheiders kommen kann. Bei der Wahl von geeigneten Schwellenwerten, können diese Fehler jedoch minimiert werden. Die Überwachung des Feuerungsbetriebs über die Abgastemperatur, welche die geforderte Laufzeit des Abscheiders definiert, erwies sich als zweckmäßige Methode. Hier muss jedoch die Temperaturschwelle Anlagen-spezifisch festgelegt werden.

Die vorliegende Dissertation zeigt, dass eine kontinuierliche Überwachung der Funktion des elektrostatischen Abscheiders über die Verwendung der Strom- und Spannungswerte möglich ist. Die Ergebnisse können in weiterführenden Forschungstätigkeiten an zusätzlichen Anlagen verifiziert werden. Ein weiterer interessanter Untersuchungsschwerpunkt ist die Übertragbarkeit der beschriebenen Herangehensweise auf Elektrofilter für Kleinfeuerungsanlagen. Es bleibt zu betonen, dass eine fortschreitende Digitalisierung der Heizwerke wünschenswert ist. Diese erleichtert die Analyse von Biomasseheizwerken und fördert somit die weitere Verbreitung der energetischen Nutzung von Biomasse.

# Abstract

The energetic use of biomass can make a considerable contribution to a renewable energy supply. Especially in the heating sector, the direct thermal use of wood is already an essential element. However, it must always be borne in mind that harmful emissions such as fine dust, carbon monoxide and nitrogen oxides must be reduced. The requirements and limit values protect the environment from immissions, but also reduce the economic potential of biomass heating plants. The use of electrostatic precipitators is considered state of the art for reducing dust emissions in medium-sized combustion plants. New developments are necessary to meet the requirements and at the same time not to endanger the economic efficiency of the plants.

The aim of this work is to develop a cost-efficient monitoring methodology for electrostatic precipitator systems. For this purpose already existing parameters of the separator, such as current and voltage, are used. In combination with a simple determination of the firing operation via the flue gas temperature, an attempt is made to meet the requirements of the 44th Federal Immission Control Ordinance in Germany. Furthermore, it will be investigated how the operating behaviour of the four investigated plants affects the methodology. In particular, the influence of cleaning intervals in the boiler and of load changes of the firing system will be analysed.

The four examined plants operate in a power range between 800 and 1950 kW. Two of the plants have a tubular electrostatic precipitator and the other two have a plate electrostatic precipitator. Two continuously operating scattered-light dust sensors, gravimetric dust measurement methods and gas analysis equipment were used for the measurements. This makes it possible to determine the collection efficiency of the filter system and all relevant exhaust gas parameters.

It has been shown that a mathematical calculation of the collection efficiency is burdened with too high an uncertainty due to the described influences. However, by defining current and voltage threshold values, it is possible to continuously prove the effective operation of the electrostatic precipitator. It should only be noted that this method can also lead to misinterpretations of

the separator's effectiveness. However, these errors can be minimized by selecting suitable threshold values. The monitoring of combustion operation via the flue gas temperature, which defines the required operating time of the separator, also proves to be practicable. Here, however, the temperature threshold must be determined on a plant-specific basis.

The dissertation at hand shows that a continuous monitoring of the function of the electrostatic precipitator is possible by using the current and voltage values. The results can be verified in further research activities on more plants. In addition, it can be investigated whether the approach of this thesis is transferable to electrostatic precipitators for small combustion plants. The work also confirms that a progressive digitalisation of heating plants is necessary. With these measures the further spread of the energetic use of biomass can be promoted.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b> . . . . .	<b>XI</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> . . . . .	<b>XVII</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> . . . . .	<b>XIX</b>
<b>1 Einleitung</b> . . . . .	<b>1</b>
1.1 Motivation . . . . .	1
1.2 Gliederung der Arbeit . . . . .	3
<b>2 Thermische Nutzung von Biomasse</b> . . . . .	<b>5</b>
2.1 Biomasse als Brennstoff . . . . .	7
2.1.1 Klassifizierung . . . . .	8
2.1.2 Eigenschaften . . . . .	9
2.1.3 Verbrennungscharakteristik . . . . .	13
2.2 Feuerungstechnik . . . . .	15
2.2.1 Feuerungsarten . . . . .	16
2.2.2 Verbrennungsregelung . . . . .	18
2.3 Abgasaufbereitung . . . . .	19
2.3.1 Gasförmige Emissionen . . . . .	19
2.3.2 Partikelemissionen . . . . .	24
<b>3 Abscheidung partikelförmiger Emissionen mittels Elektrofilter</b> .	<b>27</b>
3.1 Aufbau und Funktionsweise von Elektrofiltern . . . . .	27
3.1.1 Physik des Abscheidevorgangs . . . . .	28
3.1.2 Röhren- und Plattengeometrie . . . . .	31
3.2 Einsatz von Elektrofiltern an Biomassefeuerungen . . . . .	33
3.2.1 Störeffekte beim Betrieb von Elektrofiltern . . . . .	33
3.2.2 Auslegung von Elektrofiltern . . . . .	33
<b>4 Rechtliche Rahmenbedingungen</b> . . . . .	<b>35</b>
4.1 Vorgabe auf europäischer Ebene . . . . .	35
4.2 Umsetzung in Deutschland . . . . .	36



<b>5</b>	<b>Zielsetzung, Aufgabenstellung und Vorgehensweise</b>	<b>41</b>
5.1	Zielsetzung	41
5.2	Aufgabenstellung	41
5.3	Vorgehensweise	41
<b>6</b>	<b>Zusammenstellung des Messequipments</b>	<b>43</b>
6.1	Staubmesstechnik	43
6.1.1	Gravimetrische Staubmessverfahren	44
6.1.2	Online Staubmessverfahren	45
6.2	Abgasanalyse	45
6.3	Datenaufzeichnung	46
6.4	Schema des Messaufbaus	48
<b>7</b>	<b>Planung und Ablauf der Feldmessungen</b>	<b>49</b>
7.1	Anlagenauswahl	49
7.2	Vorstellung der Heizwerke	52
7.3	Versuchsplanung	53
7.4	Ablauf der Messungen	54
7.5	Aufgetretene Probleme	54
<b>8</b>	<b>Datenauswerteroutine</b>	<b>57</b>
<b>9</b>	<b>Theorie der Methodik</b>	<b>59</b>
<b>10</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>67</b>
10.1	Überprüfung der Methodik	67
10.1.1	Verlauf des Abscheidegrads	68
10.1.2	Verhalten des Elektrofilters im Teillastfall	78
10.1.3	Ermittlung der Filterkonstanten	81
10.1.4	Vergleich der gemessene und berechneten Abscheidegrade	83
10.1.5	Zwischenfazit	92
10.2	Berechnungsverfahren für die Verfügbarkeit	92
10.2.1	„Filter Ein“	93
10.2.2	Vereinfachte Methodik über Schwellenwerte	97
10.2.3	„Feuer Ein“	101
10.2.4	Berechnete Verfügbarkeiten	109
10.2.5	Zwischenfazit	112
10.3	Mögliche technische Umsetzung	113
10.4	Einflüsse	115
10.4.1	Fahrweise der Feuerung	115

10.4.2 Brennstoff . . . . .	119
10.5 Verhalten der gasförmigen Emissionen . . . . .	121
10.5.1 Einfluss der Last auf gasförmige Emissionen . . . . .	128
10.6 Zusammensetzung der Aschen . . . . .	131
<b>11 Zusammenfassung und Ausblick . . . . .</b>	<b>137</b>
11.1 Zusammenfassung . . . . .	137
11.2 Ausblick . . . . .	141
<b>Literaturverzeichnis . . . . .</b>	<b>143</b>
<b>Anhang . . . . .</b>	<b>157</b>
<b>A Anhang: Messprotokolle . . . . .</b>	<b>157</b>
A.1 Anlage 1 . . . . .	157
A.2 Anlage 2 . . . . .	158
A.3 Anlage 3 . . . . .	159
A.4 Anlage 4 . . . . .	160
<b>B Anhang: Nennwerte für Strom und Spannung . . . . .</b>	<b>161</b>
<b>C Anhang: Python Skripte . . . . .</b>	<b>163</b>



# Abbildungsverzeichnis

2.1	Primärenergieverbrauch in Deutschland 2017; Angaben in PJ [16] . . . . .	6
2.2	Endenergieverbrauch in Deutschland im Jahr 2017 nach Strom, Wärme und Verkehr [17] . . . . .	6
2.3	Entwicklung des Anteils der Erneuerbaren Energien im Wärmesektor in Deutschland [16] . . . . .	7
2.4	Schematische Darstellung eines Feuerungsprozesses mit Primär- und Sekundärbrennkammer . . . . .	16
2.5	Momentaufnahme einer Feuerung mit Vorschubrost . . . . .	18
2.6	Temperaturabhängigkeit der NO <sub>x</sub> -Bildungsmechanismen [13] .	21
2.7	Schematischer Verlauf der Konzentrationen von CO, NO <sub>x</sub> und unverbrannten Kohlenwasserstoffen (HC) in Abhängigkeit der stöchiometrischen Bedingungen . . . . .	23
3.1	Ablauf des Abscheidevorgangs in einem Elektrofilter [81] . . .	28
3.2	Schematische Darstellung eines Plattenelektrofilter aus zwei Perspektiven [81] . . . . .	31
3.3	Schematische Darstellung eines Röhrenelektrofilter aus zwei Perspektiven [13] . . . . .	32
4.1	Eingliederung der Anlagen in die jeweiligen Verordnungen . . .	36
6.1	Schematischer Aufbau der Streulichtmessung [107] . . . . .	46
6.2	Gesamte Darstellung des Messaufbaus mit Datenflussmodell .	48
7.1	Schematische Platzierung des Sensors im Rauchrohr [107] . .	50
7.2	Beispielhafter Messaufbau . . . . .	51
9.1	Beispielhafte theoretische Filtergrenzlinien für unterschiedliche Abscheidegrade bei konstanten Betriebs- und Rauchgasbedingungen . . . . .	62

9.2	Vergleich zwischen dem nach Gleichung 9.9 berechneten Wirkungsgrad und dem nach Gleichung 9.12 berechneten Gesamtwirkungsgrad . . . . .	65
10.1	Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 1 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.2); Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; RK: Reinigungsintervall des Kessels . . . . .	69
10.2	Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubmassenströme bei Anlage 1 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.2)	71
10.3	Vergleich der gemessene Abscheidegrade bei Vollast und 70% Teillast . . . . .	72
10.4	Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 2 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.4). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode . . . . .	73
10.5	Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 3 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.6); Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode . . . . .	75
10.6	Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 4 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.8). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätestörung . . . . .	76
10.7	Verlauf der Sauerstoff-, CO- und NO <sub>x</sub> -Konzentration in der Nacht bei Anlage 4 . . . . .	77
10.8	Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 1 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt . . . . .	78
10.9	Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 2 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt . . . . .	79
10.10	Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 3 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt . . . . .	80
10.11	Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 4 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt . . . . .	80
10.12	Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 1 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen k ermittelt wurde . . . .	81
10.13	Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 2 mit Angabe des Nennlastbereichs, aus dem k ermittelt wurde . . . . .	82

10.14	Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 3 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen $k$ ermittelt wurde . . . . .	82
10.15	Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 4 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen $k$ ermittelt wurde . . . . .	83
10.16	Oben:Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 1 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.2). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode . . . . .	85
10.17	Oben:Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 2 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.4). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätestörung . . . . .	87
10.18	Oben:Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 3 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.6). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätestörung . . . . .	89
10.19	Oben:Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 4 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.8). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode . . . . .	91
10.20	Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert $\eta = 90 \%$ ) bei Anlage 1; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM) . . . . .	94
10.21	Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert $\eta = 70 \%$ ) bei Anlage 2; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM) . . . . .	95
10.22	Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert $\eta = 90 \%$ ) bei Anlage 3; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM) . . . . .	96
10.23	Bewertung der Betriebszuständen anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert $\eta = 90 \%$ ) bei Anlage 4; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM) . . . . .	96
10.24	Beispielhafte Bewertung der Betriebszustände anhand von Schwellenwerten bei Anlage 1 . . . . .	98
10.25	Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 1 . . . . .	100
10.26	Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 2 . . . . .	101

10.27	Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 3 . . . . .	101
10.28	Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 4 . . . . .	102
10.29	Beispielhafter Verlauf der Abgastemperatur, der Sauerstoffkonzentration, sowie der Konzentrationen von NO <sub>x</sub> und CO, jeweils bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt bei Anlage 1. . . . .	104
10.30	Beispielhafter Verlauf der Abgastemperatur, der Sauerstoffkonzentration, sowie der Konzentrationen von NO <sub>x</sub> und CO jeweils bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt bei Anlage 3 . . . . .	105
10.31	Einfluss der Wahl des Temperaturschwellenwertes auf das „Feuer Ein“ Signals an einem beispielhaften Betrieb von Anlage 1; Blau: „Feuer Ein“ bei 150 °C, Orange: „Feuer Ein“ bei 100 °C .	107
10.32	Verlauf der normierten, geforderten Laufzeit des Filters und den normierten Staubemissionen ohne laufendem Filter in Abhängigkeit vom gewählten Abgastemperatur-Schwellenwert für Anlage 1 . . . . .	108
10.33	Verlauf der normierten geforderten Laufzeit des Filters und den normierten Staubemissionen ohne laufender Filtereinheit in Abhängigkeit vom gewählten Abgastemperatur-Schwellenwert für Anlage 3 . . . . .	109
10.34	Darstellung der Betriebszeiten von Anlage 1 und 3; Links: Absolutzeiten; Rechts: Relativer Anteil . . . . .	116
10.35	Darstellung der Verfügbarkeit des Elektrofilters und der prozentualen Laufzeit der Feuerung in Abhängigkeit der Betriebszyklen pro Tag bei Anlage 1 . . . . .	117
10.36	Darstellung der Verfügbarkeit des Elektrofilters und der prozentualen Laufzeit der Feuerung in Abhängigkeit der Betriebszyklen pro Tag bei Anlage 3 . . . . .	117
10.37	Zusammenhang von kurzen Lastwechseln und erhöhten Staubemissionen bei Anlage 2 . . . . .	119
10.38	Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 1 (Einheit: mg/Nm <sup>3</sup> bei 6 % bez. O <sub>2</sub> ) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie) . . . . .	123
10.39	Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 2 (Einheit: mg/Nm <sup>3</sup> bei 6 % bez. O <sub>2</sub> ) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie) . . . . .	124

---

10.40	Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 3 (Einheit: mg/Nm <sup>3</sup> bei 6 % bez. O <sub>2</sub> ) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie) . . . . .	125
10.41	Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 4 (Einheit: mg/Nm <sup>3</sup> bei 6 % bez. O <sub>2</sub> ) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie) . . . . .	127
10.42	Verlauf der NO <sub>x</sub> -Emissionen mit Halbstundenmittelwerten bei gestufter Lastveränderung . . . . .	128
10.43	Verlauf der CO-Emissionen mit Halbstundenmittelwerten bei gestufter Lastveränderung . . . . .	129
10.44	Verlauf der NO <sub>x</sub> -Emissionen mit stündlichen Mittelwerten bei gestufter Lastveränderung . . . . .	130
10.45	Verlauf der CO Emissionen mit stündlichen Mittelwerten bei gestufter Lastveränderung . . . . .	130
10.46	Menge der untersuchten Schadstoffe im Bezug auf den gültigen Grenzwert; Die Zahlen stehen für die jeweiligen Anlagen. . . .	132
10.47	Menge der untersuchten Nährstoffe . . . . .	134
A.1	Kalibrierkurve bei Anlage 1 . . . . .	157
A.2	Kalibrierkurve bei Anlage 2 . . . . .	158
A.3	Kalibrierkurve bei Anlage 3 . . . . .	159
A.4	Kalibrierkurve bei Anlage 4 . . . . .	160





# Tabellenverzeichnis

2.1	Einordnung der Biomassearten nach Herkunft [25] . . . . .	9
4.1	Zusammenfassung der Grenzwerte für naturbelassenes Holz der 44. BImSchV und der MCP-Richtlinie (in Klammern); *: nur genehmigungsbedürftige Anlagen . . . . .	38
6.1	Zusammenfassung der messbaren Abgasparameter durch das MGA Prime[110] . . . . .	47
6.2	Zusammenfassung der messbaren Abgasparameter durch das VARIOluxx[109] . . . . .	47
7.1	Zusammenfassung der wichtigsten Parameter und Informationen zu den ausgewählten Anlagen . . . . .	52
10.1	Anlagenspezifische Filterkonstanten für den Nennbetrieb, Mittelwerte der berechneten Filterkonstante und die mittlere Abweichung vom Mittelwert . . . . .	83
10.2	Ermittlung des Signals „Feuer Ein“ nach der FAQ 38 der QM Holzheizwerke [121] . . . . .	103
10.3	Berechnete Verfügbarkeiten bei Anlage 1, wenn die jeweiligen Optionen zur Erzeugung der Signale verwendet werden . . . . .	111
10.4	Berechnete Verfügbarkeiten bei Anlage 3, wenn die jeweiligen Optionen zur Erzeugung der Signale Verwendet werden . . . . .	111
10.5	Auflistung der gemessen Gehalte an Kalium (K) und Natrium (Na) und die dazugehörigen Nenn-Staubemissionen (bezogen auf 6 % O <sub>2</sub> ) der Anlagen . . . . .	120
10.6	Darstellung der Stickstoffgehalte der verwendeten Brennstoffe .	128
10.7	Darstellung der Schadstoffe und Grenzwerte nach der Düngemittelverordnung [126] . . . . .	131
10.8	Darstellung der Mindestgehalte an Nährstoffen, bezogen auf die Trockenmasse, für die jeweiligen Düngerarten [126] . . . . .	134
A.1	Messzeiträume für Anlage 1 . . . . .	157

A.2	Gravimetrische Messwerte bei Anlage 1 . . . . .	158
A.3	Messzeiträume für Anlage 2 . . . . .	158
A.4	Gravimetrische Messwerte bei Anlage 2 . . . . .	158
A.5	Messzeiträume für Anlage 3 . . . . .	159
A.6	Gravimetrische Messwerte bei Anlage 3 . . . . .	159
A.7	Messzeiträume für Anlage 4 . . . . .	160
A.8	Gravimetrische Messwerte bei Anlage 4 . . . . .	160
B.1	Nennspannungen und -ströme der Anlagen während der Messzeiträume . . . . .	161

# Abkürzungsverzeichnis

$\dot{V}$ .....	Volumenstrom
$\eta$ .....	Abscheidegrad
$\lambda$ .....	Mittlere freie Weglänge
$\mu$ .....	Dynamische Viskosität
A .....	Querschnittsfläche
AAS .....	Atomadsorptionsspektrometrie
ATA .....	Abgastemperaturanhebung
BImSchG ....	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV ....	Bundes-Immissionsschutzverordnung
$C_3H_8$ .....	Propan
$c_a$ .....	Staubkonzentration bei Filteraustritt
$c_e$ .....	Staubkonzentration bei Filtereintritt
$CH_4$ .....	Methan
CO .....	Kohlenstoffmonoxid
$CO_2$ .....	Kohlenstoffdioxid
Cu .....	Cunningham-Korrekturfaktor
D .....	Innendurchmesser
d .....	Partikeldurchmesser
DBMS .....	Datenbankmanagementsystem
DH .....	Dusthunter
DIN .....	Deutsches Institut für Normung
dt .....	Zeitintervall
E .....	Elektrische Feldstärke
$E_B$ .....	Emissionen, bezogen auf den Bezugssauerstoffgehalt
$E_M$ .....	Gemessene Emissionen
EU .....	Europäische Union
FWL .....	Feuerungswärmeleistung
hPa .....	Hektopascal
I .....	Elektrische Stromstärke
KrW-/AbfG .	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
L .....	Länge
m/s .....	Meter pro Sekunde
$m_B$ .....	Masse an trockenem Brennstoff
$m_W$ .....	Masse an Wasser
MCP .....	„medium combustion plant“, Mittelgroße Feuerungsanlagen
MS .....	Messgerätestörung
N .....	Niederschlagselektrode

$n_0$ .....	Anzahl der zu Beginn vorhandenen Partikel
$N_2O$ .....	Distickstoffmonoxid
$n_L$ .....	Anzahl der nicht abgeschiedenen Partikel nach der Länge L
NDIR .....	Nicht-dispersiver Infrarotsensor
NO .....	Stickstoffmonoxid
$NO_2$ .....	Stickstoffdioxid
$NO_x$ .....	Stickoxide
$O_{2,B}$ .....	Bezugssauerstoffgehalt in Volumenprozent
$O_{2,M}$ .....	Gemessener Sauerstoffgehalt in Volumenprozent
p .....	Druck
PAK .....	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
ppm .....	Teilchen pro Million (parts per million)
q .....	Elektrische Ladung
RES .....	Professur für Regenerative Energiesysteme
RK .....	Reinigungsintervalle des Kessel
S .....	Sprühelektrode
SCR .....	Selektive katalytische Reduktion
SNCR .....	Selektive nicht-katalytische Reduktion
$SO_2$ .....	Schwefeldioxid
SPS .....	Speicherprogrammierbare Steuerung
$T_{Abgas}$ .....	Abgastemperatur
U .....	Elektrische Spannung
u .....	Mittlere Wanderungsgeschwindigkeit der Partikel
v .....	Strömungsgeschwindigkeit
VOC .....	Leichtflüchtige organische Verbindungen
VSM .....	Viertelstundenmittelwerte
w .....	Wassergehalt

# 1 Einleitung

Diese Arbeit beschäftigt sich mit den Anforderungen an Biomasseheizwerken zur Reduktion umweltschädlicher Emissionen mit besonderem Fokus auf der effizienten Überwachung von elektrostatischen Abscheidern. In diesem Kapitel wird die übergeordnete Motivation für diese Arbeit erläutert und der Aufbau der Kapitel vorgestellt.

## 1.1 Motivation

Der Klimawandel ist eine der größten Gefahren für diesen Planeten [1]. Bereits eine globale Erwärmung von  $1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  hat katastrophale Auswirkungen auf Natur, Gesellschaft und Weltwirtschaft [2, 3]. Deshalb einigten sich die Vereinten Nationen in der 21. UN-Klimakonferenz in Paris 2015 auf Maßnahmen, welche die mittlere globale Erderwärmung auf  $2\text{ }^{\circ}\text{C}$  begrenzen sollen. Dieser Wert ist dabei auf den Stand vor der Industrialisierung im 18. Jahrhundert bezogen [4]. Den größten Beitrag zur Klimaerwärmung liefert die Freisetzung von  $\text{CO}_2$  durch die Nutzung fossiler Energieträger in der Wärme- und Stromproduktion, sowie im Verkehrssektor [5]. Zusätzlich sind Ausgangsstoffe wie Erdöl oder -gas in vielen Bereichen der chemischen Industrie, besonders in der Herstellung von Kunststoffen, noch immer essentiell. Insbesondere im Bereich der Energieumwandlung wird bereits daran gearbeitet die  $\text{CO}_2$ -Emissionen zu verringern, wie der beschlossene Ausstieg aus der Kohleenergie in Deutschland zeigt [6].

Das Ziel ist es fossile Energieträger mit regenerativen Energieträgern zu ersetzen [7]. In der Stromproduktion kann ein großer Teil mit Wind und Photovoltaik gedeckt werden. Der Einsatz von Biomasse in der Wärmeerzeugung ist vorteilhaft [8], da pflanzliche Brennstoffe durch die Aufnahme von  $\text{CO}_2$  aus der Atmosphäre entstehen. Deshalb erfolgt bei der Verbrennung eine Einbindung des freigesetzten  $\text{CO}_2$ . Dadurch bildet sich ein Kohlenstoffkreislauf, der die Konzentration von  $\text{CO}_2$  nicht erhöht. Dabei sind die entstehenden Emissionen aufgrund der Aufbereitung und des Transports des Brennstoffs nicht eingerechnet. Bei der Verbrennung von Biomasse ist jedoch zu beachten, das

weitere schädliche Emissionen auftreten können. Im Zentrum der Überlegungen stehen dabei immer die Immissionen, also die Wirkung der jeweiligen Stoffe auf Mensch, Umwelt oder Gebäude. Seit 1974 gibt es in Deutschland deswegen das „Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge“, oder auch Bundes-Immissionsschutzgesetz.

In diesem Gesetz wird definiert, welche Verordnungen einzuhalten sind, um schädliche Umweltauswirkungen zu limitieren [9]. Die Regularien zur Vermeidung von Luftverunreinigungen sind für den Betrieb von Biomassefeuerungen besonders relevant. Neben der Reduktion von Stickoxiden und Kohlenmonoxid, auf die in Kapitel 2 näher eingegangen wird, ist die Reduktion von Staub, der bei der Verbrennung von Biomasse auftritt, von zentraler Bedeutung [7]. Wie sich das Einatmen von Staubpartikeln auf die Gesundheit auswirkt, ist neben der Konzentration und der chemischen Zusammensetzung, besonders von der Partikelgröße abhängig. Partikel die größer als  $10\ \mu\text{m}$  sind, können zu Reizungen im Nasen-Rachenraum führen. Im Größenbereich zwischen  $10\ \mu\text{m}$  und  $4\ \mu\text{m}$  ist eine schädliche Wirkung im Bronchialbereich am Wahrscheinlichsten. Dies kann zu Hustenreiz, aber auch zu dauerhaften Schädigungen führen. Kleinere Partikel können bis in den Alveolarbereich vordringen, wo sie Autoimmunreaktionen auslösen und gegebenenfalls zu chronischen Lungen- und Herzkreislauferkrankungen führen können [10]. Aus diesem Grund sind in diversen Bundesimmissionsschutzverordnungen Grenzwerte für verschiedene Feuerungsanlagen definiert.

Elektrostatische Abscheider werden eingesetzt, um diese Grenzwerte einzuhalten. Durch die elektrostatische Aufladung der Staubpartikel und das Anlegen eines elektrischen Feldes kann ein Großteil der Feinstaubpartikel aus dem Abgasstrom entfernt werden. In der 44. Bundesimmissionsschutzverordnung gibt es eine neue Regelung für Feuerungsanlagen mit einer Leistung zwischen einem und fünf Megawatt. Für diese Anlagen kann eine kontinuierliche Staubmessung durch eine stetige Überwachung des effektiven Betriebs des Elektroabscheiders ersetzt werden [11]. Dies über geeignete Messgeräte kontinuierlich zu überprüfen, würde eine erhebliche finanzielle Mehrbelastung für die Anlagenbetreiber bedeuten. Diese schlechtere Wirtschaftlichkeit könnte zu Einschränkungen des weiteren Ausbaus der Biomassefeuerungen führen [12]. Für Heizwerke, die mit Biomasse befeuert werden, werden überwiegend elektrostatische Filteranlagen eingesetzt [13]. Um kostenintensive Messmethoden für Anlage bis etwa 5 MW zu vermeiden, wird im Rahmen dieser Arbeit eine Methodik entwickelt, die aus den bereits verfügbaren Abscheiderparametern die Effizienz des Elektroab-

scheiders berechnet. Ein ähnlicher Ansatz wird bereits in der Schweiz verfolgt. Bisher werden dort gravimetrische Punktmessungen verwendet [14]. Durch den Einsatz von Messtechnik, welche die Staubkonzentration kontinuierlich bestimmen kann, können zeitabhängige Effekte besser untersucht werden. Zusätzlich werden die Einflüsse verschiedener Betriebsparameter auf die Erzeugung von Emissionen untersucht.

## 1.2 Gliederung der Arbeit

Mit diese Arbeit wird versucht, das Themengebiet der Nutzung von elektrostatischen Abscheidern an Biomassefeuerungen in breiterem Umfang zu beleuchten. Hierzu werden im Kapitel 2 zunächst Grundlagen zur thermischen Nutzung von Biomasse erläutert. Dabei liegt der Fokus auf den Brennstoffeigenschaften von Biomasse, den Verbrennungsvorgängen, der Abgaskonditionierung und den Feuerungstechniken. Diese Grundlagen dienen dazu, die verschiedenen Einflüsse des Feuerungsprozesses auf das Verhalten des Elektrofilters zu verstehen. In Kapitel 3 werden die technischen Aspekte des Elektrofilters erläutert. Besonders der Aufbau und die Funktionsweise sind essentiell zum Verständnis der erzielten Ergebnisse. Ein weiterer Fokus dieser Arbeit liegt in der Ermittlung der rechtlichen Rahmenbedingungen, welche in Kapitel 4 beschrieben werden. Nach diesem Kapitel sind alle nötigen Grundlagen beschrieben. Darauf aufbauend wird in Kapitel 5 die Zielsetzung, Aufgabenstellung und Vorgehensweise für die durchgeführte Untersuchung definiert. In den nächsten Kapiteln wird die verwendete Messtechnik (Kapitel 6), Planung und Ablauf der Feldmessungen (Kapitel 7), sowie die verwendete Datenauswerteroutine (Kapitel 8) beschrieben. Im Anschluss werden in Kapitel 10 die erzielten Ergebnisse diskutiert und in Kapitel 11 zusammengefasst.





## 2 Thermische Nutzung von Biomasse

Die Nutzung von Biomasse als Energieträger entspricht im größeren Kontext der Nutzung von Sonnenenergie. Die eingestrahlte Energie wird von Pflanzen und Organismen in eine speicherbare Form gewandelt. Der Begriff Biomasse bezeichnet dabei sämtliche Stoffe organischer Herkunft [13]. Diese Definition beinhaltet kohlenstoffhaltige Materie, pflanzliche und tierische Lebewesen, sowie deren Exkremente und Rückstände, oder Stoffe, die bei der Umwandlung und Nutzung von Biomasse entstehen, wie beispielsweise Papier. Durch diese Begriffsbestimmung wird bereits ein entscheidender Vorteil der Biomasse im Vergleich zur direkten Nutzung von Sonnenenergie sichtbar: Bioenergie ist speicherbar und somit auch tageszeitunabhängig einsetzbar. Somit kann die Nutzung von Biomasse in einem erneuerbaren Energiesystem die Grundlastdeckung übernehmen und die fluktuierenden Energiequellen Photovoltaik und Wind ausgleichen. Daher kann es bedeutsam sein den Anteil der Bioenergie weiter zu erhöhen [15]. Abbildung 2.1 zeigt, dass im Jahr 2017 der erneuerbare Anteil am Primärenergieverbrauch in Deutschland bei 13,2 % lag und zu 53,9 % aus Biomasse bereitgestellt wurde [16].

Dem gegenüber stehen 80,3 %, die aus fossilen Energiequellen stammen. Der Anteil von fester Biomasse am Primärenergieverbrauch entsteht vor allem aufgrund der Stromerzeugung aus Biogasanlagen.

Dabei sind gerade im Wärmesektor Einsparungen an fossilen Energien von entscheidender Bedeutung. Abbildung 2.2 zeigt, die Anteile der einzelnen Bereiche Wärme/Kälte, Strom und Verkehr am Gesamtenergieverbrauch. Es ist zu erkennen, dass knapp die Hälfte der verbrauchten Energie in die Bereitstellung von Wärme und Kälte fließt [18]. 2018 lag der Anteil der erneuerbaren Energien an der Wärme- und Kälteversorgung nur bei 13,9 % [18]. Dies ist in Abbildung 2.3 abgebildet.

Im Wärmesektor ist die Entwicklung der Erneuerbaren Energien gehemmt. Seit 2012 stagniert der Anteil der regenerativen Energien im Wärmesektor bei

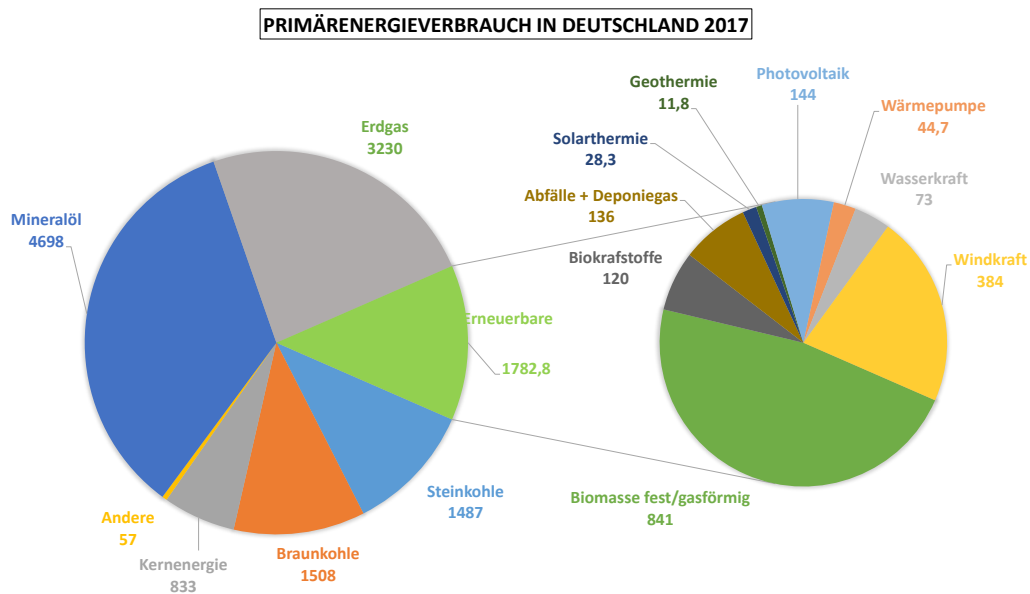


Abbildung 2.1: Primärenergieverbrauch in Deutschland 2017; Angaben in PJ [16]

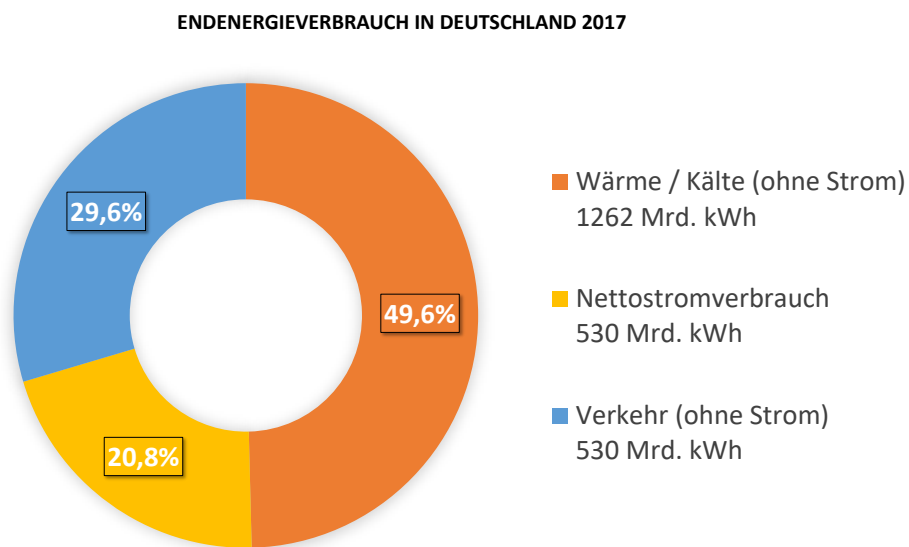


Abbildung 2.2: Endenergieverbrauch in Deutschland im Jahr 2017 nach Strom, Wärme und Verkehr [17]

etwa 14 % [16]. Dieser Trend lässt sich auf mehrere Faktoren zurückführen. Eine Studie des Forschungsverbunds Erneuerbare Energien (FVEE) beschreibt den Wärmemarkt als sehr komplex und heterogen im Vergleich zum Strommarkt. Eine Vielzahl von Anbietern und Nutzern - vor allem im häuslichen Bereich - erschweren eine gezielte Förderung. Dies betrifft insbesondere Be-

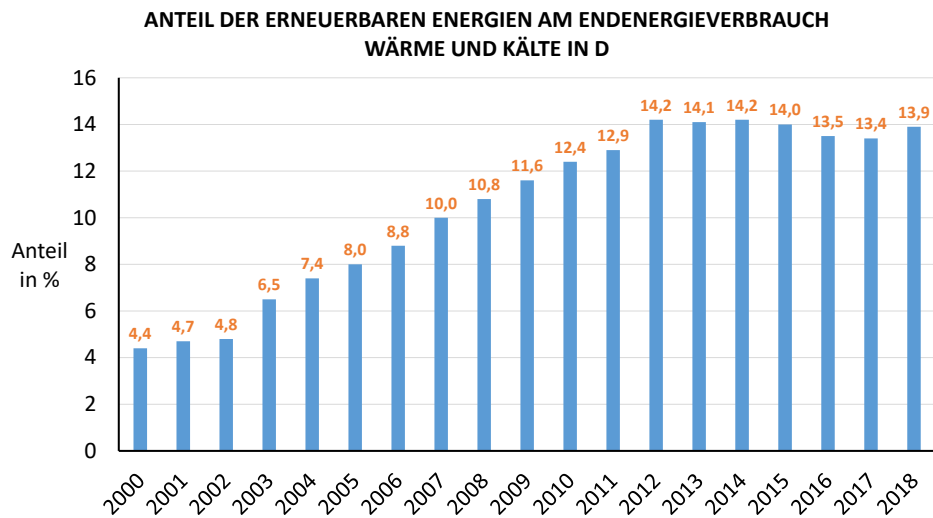


Abbildung 2.3: Entwicklung des Anteils der Erneuerbaren Energien im Wärmesektor in Deutschland [16]

standsanlagen. Zudem ist die Entwicklung im Wärmebereich noch stärker an die Preise fossiler Brennstoffe gekoppelt, die seit 2012 ebenfalls stagnieren [19]. Der Bau von Biomasseheizwerken - insbesondere in Kombination mit Nahwärmenetzen - kann zu einer erheblichen Verbesserung dieser Bilanz führen. Hierfür ist es wichtig, mit Förderungen entsprechende Anreize zu schaffen und zusätzlich Hemmnisse zu eliminieren [20].

Die Entwicklungen im Bereich der Wärmeerzeugung, getragen von der energetischen Nutzung von Biomasse, sind wichtig für die Erreichung eines hochgradig regenerativen Energiemarkts. In dem folgendem Kapitel werden nun die Grundlagen der Biomassenutzung zur Wärmeerzeugung erläutert, Vorteile und Entwicklungspotentiale aufgezeigt und der Stand der Prozessanlagen-technik dargestellt. Hierfür werden zunächst die Eigenschaften des Brennstoffs Biomasse und dessen Verbrennungscharakteristika beschrieben. Im Anschluss wird die Thematik der Abgasbehandlung inklusive aller auftretenden Schadstoffe behandelt. Darauf aufbauend wird die Feuerungstechnik und Regelungstechnik diskutiert.

## 2.1 Biomasse als Brennstoff

Die Erzeugung von Wärme aus Biomasse wird bereits seit Jahrtausenden angewandt. Daher wird dieser Bereich nicht durch Innovationen, sondern durch Weiterentwicklungen geprägt. Durch diese Entwicklungen ist es möglich die Effizienz der Nutzung zu erhöhen und dabei weitere Potentiale zu erschließen.

Eine Studie der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. aus dem Jahr 2015 untersuchte, in welchen Bereichen Potentiale zu finden sind [21]. So sind in der Kategorie der industriellen Reststoffe und Siedlungsabfälle die Potentiale fast ausgeschöpft, aber holz- und forstwirtschaftlichen Reststoffe - zu denen auch Waldrestholz gehört - werden nur etwa zur Hälfte des Potentials genutzt [21]. Aufgrund der Vielfalt biogener Rohstoffe soll in Abschnitt 2.1.1 eine Unterteilung und Klassifizierung der Biomasse erfolgen. Dabei wird ebenfalls diskutiert, welche Biomasse zur direkten Verbrennung verwendet werden kann, welche sich besser zur stofflichen Nutzung eignet und welche zunächst durch Umwandlungsprozesse zu höherwertigen Stoffen weiterverarbeitet werden sollten. Die zur Verfügung stehenden Prozesse lassen sich in drei Kategorien unterteilen [22]:

- **Thermochemische Umwandlung:** Bioenergieträger werden unter dem Einfluss von Temperatur durch chemische Reaktionen in veredelte feste, flüssige und/oder gasförmige Sekundärenergieträger umgesetzt. Verfahren dazu sind beispielsweise Vergasung, Pyrolyse und hydrothermale Karbonisierung.
- **Biochemische Umwandlung:** Bei diesem Prozess werden Mikroorganismen verwendet um Sekundärenergieträger zu erzeugen. Die wichtigsten Beispiele ist die alkoholische Gärung zur Produktion von Ethanol und die anaerobe Gärung in Biogasanlagen.
- **Physikalisch-chemische Umsetzung:** Hierzu zählt die mechanische Aufbereitung (Pressen) von beispielsweise Samen zur Pflanzenölproduktion

Durch die Diversität der Biomasse und den vielfältigen Umwandlungsmöglichkeiten eröffnen sich zahlreiche Verwendungsarten und -zwecke. Im Folgenden wird nur der Bereich der thermochemischen Umwandlung von fester Biomasse diskutiert.

### 2.1.1 Klassifizierung

Eine sinnvolle Klassifizierung von Biomasse lässt sich auf zwei Arten vollziehen. Einerseits kann der Brennstoff nach qualitätsrelevanten Eigenschaften und gemäß dessen Herkunft unterschieden werden [13]. Bei der ersten Charakterisierung wird der Brennstoff auf chemischer Ebene analysiert und eingeteilt. Wichtig sind hierbei die Hauptelemente Kohlenstoff (C) Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O). Diese bilden die drei Biopolymere Zellulose, Hemizellulose und Lignin aus denen der Großteil der Biomasse besteht [23]. Den Rest bilden die

Nebenelemente Stickstoff (N), Magnesium (Mg), Kalium (K), Calcium (Ca), Schwefel (S), Natrium (Na), Silizium (Si), Phosphor (P) und Chlor [24]. Des Weiteren sind auch sogenannte Spurenelemente in der Biomasse zu finden. Die zweite Variante ist die Unterteilung der Bioenergieträger nach ihrer Herkunft [25]. Viele relevante Brennstoffeigenschaften ähneln sich bei Brennstoffen der gleichen Herkunft, wodurch eine Klassifizierung und aufwendige Analyse jedes Brennstoffes hinfällig wird.

Gruppe	Beschreibung	Beispiele
1	holzartige Biomasse	Waldholz, Industrierestholz
2	halmgutartige Biomasse	Getreide, Stroh
3	Biomasse von Früchten	Obst, Gartenfrüchte, Nüsse
4	aquatische Biomasse	Algen, Seegras, Schilf
5	definierte und undefinierte Mischungen	Mist aus der Viehhaltung

Tabelle 2.1: Einordnung der Biomassearten nach Herkunft [25]

Diese Gruppen werden in weitere Untergruppen unterteilt, um alle auftretenden Möglichkeiten abdecken zu können. Auf dieser Basis ist auch eine rechtliche Reglementierung möglich. Entscheidend für das Verhalten des Brennstoffs bleiben jedoch bestimmte Eigenschaften, auf die im folgenden Abschnitt näher eingegangen wird.

### 2.1.2 Eigenschaften

Bei der Verbrennung von Biomasse sind unterschiedliche Eigenschaften zu berücksichtigen. Einerseits liegt der Fokus auf der energetischen Effizienz der Anlage. Aus der eingebrachten Brennstoffenergie soll ein Maximum an Nutzenergie gewonnen werden. Dabei ist zusätzlich die Wirtschaftlichkeit zu berücksichtigen. Auch die effizienteste Anlage muss gewinnbringend für den Betreiber sein, selbst wenn dazu oft staatliche Förderung notwendig ist [20]. Dem gegenüber stehen rechtliche Anforderungen zur Erfüllung der Umweltauflagen. Dadurch stellt der Gesetzgeber sicher, dass möglichst geringe negative Folgen für die Umwelt durch den Betrieb der Anlage entstehen. Somit wird beispielsweise die Installation von Abgasreinigungseinrichtungen notwendig, obwohl sie die Wirtschaftlichkeit der Biomassefeuerungen einschränken. Im Folgenden werden daher Brennstoffeigenschaften und dessen Einfluss auf die Effizienz und Emissionen erläutert.

### Wassergehalt

Der Wassergehalt des Brennstoffs ist eine der wichtigsten Kenngrößen, da davon viele seiner Eigenschaften betroffen sind [26]. Der Wassergehalt bezieht die Masse an enthaltenem Wasser, das sich unter definierten Bedingungen aus dem Brennstoff entfernen lässt, auf die feuchte Gesamtmasse des Brennstoffs [25]. Dies ist in Formel 2.1 dargestellt.

$$w = \frac{m_W}{m_B + m_W} \quad (2.1)$$

Aus thermodynamischer Sicht ist das enthaltene Wasser eine negative Belastung. Es muss verdampft werden, wodurch der Feuerung Energie entzogen wird und somit das Zünd- und Brennverhalten beeinflusst. Die Verdampfungsenthalpie wird der exotherm freiwerdenden Energie entzogen und im Rauchgas als Wasserdampf abtransportiert. Diese Energie kann nur durch eine nachgeschaltete Abgaskondensation energetisch genutzt werden. Somit reduziert ein hoher Wassergehalt den Heizwert des Brennstoffs. Zusätzlich ist der Wassergehalt für den Transport und die Lagerung der Biomasse entscheidend. Beim Transport ist dabei meist nur die zusätzliche Masse von Bedeutung. Bei der Lagerung kann es durch das vorhandene Wasser zu biologischen Zersetzungsprozessen im Brennstoff kommen, bei denen einerseits der Heizwert abnimmt und andererseits die dabei entstehende Wärme zur Selbstentzündung führen kann [27]. Als besonders hochwertig gelten Brennstoffe mit einem Wassergehalt unter 20 Massen-%, da hier keine nennenswerte Zersetzung durch Pilze und Bakterien mehr stattfindet. Frische Waldhackschnitzel weisen jedoch Werte von über 50 Massen-% auf. Dadurch ist ein spezieller Umgang oder eine Trocknung - technisch oder natürlich - notwendig. Typischerweise haben vortrocknete Hackschnitzel einen Wassergehalt zwischen 10 und 35 Massen-% [28]. Bei klassifizierten Brennstoffen wird der Wassergehalt meist mit einem „M“ gekennzeichnet. So bedeutet „M25“ beispielsweise 25 Massen-% Wasser. Der Begriff ist nicht zu verwechseln mit dem Begriff der Feuchte, der seinen Ursprung in der Forstwirtschaft hat. Bei der Holzfeuchte wird die Masse des Wasser auf die Trockenmasse Holz bezogen, wodurch auch Werte über 100 % möglich sind.

### Heizwert

Der Heizwert definiert den Energieinhalt des Brennstoffs. Zusätzlich zum Wassergehalt ist dabei die Zusammensetzung der Biomasse entscheidend. Die Energie, die aus der chemischen Zusammensetzung des Holzes freigesetzt wird,

schwankt vergleichsweise wenig zwischen den verschiedenen Holzarten. Deutlich wichtiger ist beispielsweise ein höherer Gehalt an Harz, welcher den Heizwert ebenfalls erhöht und vermehrt bei Nadelhölzern auftritt [29]. Ein weiterer Einflussfaktor ist der Aschegehalt, auf den im Folgenden näher eingegangen wird.

### **Aschegehalt**

Asche ist per Definition die Gesamtheit der anorganischen Rückstände, die bei der Verbrennung von Biomasse auftreten [30]. Dabei kann zwischen dem im Brennstoff enthaltenen anorganischen Anteil und dem von außen eingebrachten Material - wie zum Beispiel Erde, Sand oder kleinen Steinen - unterschieden werden. Den höchsten Aschegehalt weisen im Allgemeinen halmgutartige Brennstoffe auf. Bei holzartigen Brennstoffen ist vor allem der Anteil von Rinde, Feinäste, Blätter und Nadeln entscheidend. Diese machen den Großteil des Aschegehalts aus. Entrindetes Holz kann einen Aschegehalt unter 0,5 % aufweisen. Wenn jedoch Waldrestholz im Gesamten verwendet wird, steigt der Aschegehalt auf ca. 2,5 % [31].

Wie bereits beschrieben, reduziert ein hoher Aschegehalt den Heizwert des Brennstoffes. Dies ist jedoch nur ein geringfügiger Effekt. Ein deutlich größerer Nachteil ist die Entstehung von Schadstoffen. So korreliert der Aschegehalt direkt mit der Freisetzung partikelförmiger Emissionen [32]. Bestandteile wie beispielsweise Kalium führen zu erhöhten Staubbeladungen im Abgas und somit werden aufwendige Reinigungsprozesse notwendig, um die Umweltauswirkungen zu minimieren [33]. Auf diese Reinigungsprozesse wird in Kapitel 3 detailliert eingegangen. Der größte Anteil der Asche verbleibt jedoch auf dem Rost. Hier kann es zum Phänomen der Ascheschmelze kommen. Das bedeutet, dass bei hohen Verbrennungstemperaturen die Partikel versintern können und sich Schlackebrocken bilden. Diese können den Ascheabtransport blockieren oder am Rost anhaften, wodurch die Rostbewegung blockiert wird. Das Ascheerweichungsverhalten wird durch die vorhandenen Elemente definiert. So erhöhen Kalzium und Magnesium die Ascheschmelztemperatur während Silizium und Kalium die kritische Temperatur senken [13].

Die anfallende Asche gilt als Abfall im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG), da der Hauptzweck der Feuerungsanlage in der Energieerzeugung liegt [34]. Laut diesem Gesetz hat dadurch die Weiterverwertung Vorrang vor der Entsorgung. So gibt es die Möglichkeit die Asche als Düngemittel zu verwerten. Dabei sind jedoch einige Auflagen zu beachten. Dabei ist wichtig, ob es sich um Rost-, Zyklon- oder Filterasche handelt. Außerdem sind verschiedene Grenzwerte einzuhalten, die sich besonders auf die enthaltenen Metalle



- wie Chrom - fokussieren. Weitere Möglichkeiten sind die Einbringung in der Landwirtschaft und im Wald, sowie die Nutzung als Füllstoff im Baugewerbe.

### **Größe und Geometrie**

Je nachdem welcher Brennstofftyp verwendet wird, sind andere Anforderungen an die Größe und Geometrie von Bedeutung. Bei Scheitholzfeuerungen ist im Grunde die Scheitholzlänge entscheidend, da hier die Geometrie der Brennkammer limitierend wirkt. Bei halmgutartigen Brennstoffen - wie beispielsweise Stroh - wird meist eine starke Zerkleinerung vorausgesetzt oder das Material wird in gepresster Form verbrannt [35]. Die tatsächliche Partikelgrößenverteilung des Brennstoffs ist hauptsächlich bei Hackschnitzeln von Bedeutung. Dabei wird zwischen einem Grob-, Haupt- und Feinanteil unterschieden. Die Hauptdimension der Partikelmehrzahl ist ausschlaggebend für die Dimensionierung der Transportmechanismen - wie beispielsweise Schnecken oder Schubböden. Das Verhältnis von Partikeloberfläche zu Partikelmasse beeinflusst die Brenneigenschaften und insbesondere die Abbrennzeit. Zu große Partikel können die Transportschnecken verstopfen und brennen schlechter aus [36]. Deshalb kann eine richtige Siebung des Brennstoffs eine Voraussetzung für einen störungsfreien Betrieb sein.

Der Feinanteil im Brennstoff spielt noch eine weit wichtigere Rolle, da dieser Anteil Rinde, Nadeln oder Erde enthält und sich somit an der Asche- und Staubbildung beteiligt. Jedoch lässt sich keine Korrelation zwischen dem Feinanteil und den Staubemissionen feststellen [37]. Ein weiterer Einflussfaktor auf die Menge an feinen Partikeln ist die Abriebfestigkeit des Brennstoffs. Durch die Wertschöpfungskette und den Transport, entsteht immer wieder Reibung zwischen den Partikeln, die zur Verkleinerung der Partikel führt. Somit ist eine hohe Abriebfestigkeit wünschenswert, um einen geringen Feinanteil zu erzielen.

Eine andere Eigenschaft, die von der Form und der Größe des Brennstoffs beeinflusst wird, ist die Schüttdichte. Diese beschreibt, welches Volumen eine lose aufgeschüttete Brennstoffmasse einnimmt [38]. Das ist vor allem für die Lagerung und den Transport entscheidend. Einflussfaktoren sind die Form der Stücke -ob sich beispielsweise Verästelungen verhaken können - und die Gleitfähigkeit der Partikel zu einander. Haften die Brennstoffstücke stark aneinander, bilden sich in der Regel Hohlräume. Dieses Fließverhalten ist besonders bei Hackschnitzeln wichtig. Wird eine Schnecke oder ein Schubboden für den anlageninternen Transport genutzt, benötigen gut fließfähige Partikel weniger Energieeinsatz und die Störungsanfälligkeit sinkt. Bei Einlasstrichtern kann das Problem der Brückenbildung auftreten. Sich verhakende Stücke bilden eine

stabile Brücke über dem Einlass und verhindern ein weiterfließen. Zusammengefasst ist bei der Auswahl der Komponenten und der Dimensionierung der Anlage eine genaue Definition des zu verwendenden Brennstoff durchzuführen.

### 2.1.3 Verbrennungscharakteristik

Im Gegensatz zu der Verbrennung von Erdgas, ist die Verbrennung von Biomasse ein komplexerer mehrstufiger Prozess. Durch die feste Form und die unterschiedlichen Molekülstrukturen die im Holz vorkommen, sind verschiedene Zersetzungsprozesse beteiligt. Im Folgenden soll ein Überblick über die wichtigsten Schritte gegeben werden, um spätere Auswirkungen auf die Emissionen und die Anlagensteuerung zu verstehen. Im Grunde besteht die Verbrennung aus vier Phasen: Trocknung, Pyrolyse, Vergasung und Oxidation [8]. Diese werden nun im Detail beleuchtet.

#### Trocknung

Wie bereits angesprochen ist der Wassergehalt ein entscheidender Faktor für die Verbrennung. Wird die Temperatur des Brennstoffs erhöht, siedet das Wasser und das Holz trocknet. Dadurch wird der Feuerung Wärmeenergie durch die aufzuwendende Verdampfungsenthalpie entzogen. Beträgt der Wassergehalt mehr als 60 % ist es möglich, dass der Entzug der Energie durchs Trocknen den Feuerungsprozess zum Erliegen bringt [39].

#### Pyrolyse

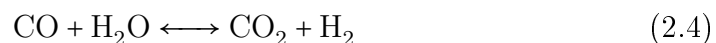
Nachdem der Großteil des Wassers verdampft ist, beginnt der Prozess der Pyrolyse. Dies ist ein chemischer Zersetzungsprozess, bei dem die ersten Strukturen von Makromolekülen aufgebrochen werden. Als Makromoleküle zählen in diesem Kontext Lignin, Zellulose und Hemizellulose. Der entscheidende Unterschied zur später folgenden Oxidation ist, dass die Pyrolyse ohne externen Sauerstoff abläuft und wie die Trocknung endotherm verläuft. Es wird demnach ebenfalls Energie benötigt. Leicht flüchtige Gase entweichen und es entstehen Teer- und Kohlearten (Restkoks). Dabei bilden sich bereits größere Mengen an CO und CO<sub>2</sub>, sowie H<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>. In welchem Verhältnis gasförmige Stoffe, flüssige Stoffe (z.B. Teeröle) und feste Stoffe (z.B. Koks) entstehen, hängt von den Parametern Temperatur, Aufheizrate und Verweilzeit ab [40]. Bei hohen Temperaturen wird die Bildung gasförmiger anstatt flüssiger Produkte bevorzugt. Die Verschiebung des Gleichgewichts hin zu festen Produkten lässt sich durch eine höhere Verweilzeit und eine sinkende Aufheizrate realisieren. Wird

jedoch eine niedrige Temperatur und nur kurze Verweilzeiten vorgegeben, kann eine erhöhte Ausbeute an flüssigen Stoffen beobachtet werden [41].

### Vergasung

Die Phase der Vergasung ist der erste Schritt, bei dem der restliche Brennstoff mit dem umgebenen Gas chemische Reaktionen durchläuft. Dies ist ein Zwischenschritt auf dem Weg zur vollständigen Oxidation. Die Grundlage ist der vollständige Abbau des restlichen festen Kohlenstoffs, der während der Pyrolyse in Restkoks gebunden wurde. Voraussetzung dafür ist die Anwesenheit eines sauerstoffhaltigen Vergasungsmittels wie Luft, Sauerstoff, Wasserdampf oder Kohlendioxid. Dieser Prozess kann auch zur Erzeugung von Produktgasen - wie beispielsweise Synthesegas - eingesetzt werden. Dafür muss der Prozess nur unter einem Mangel an Oxidationsmittel ( $\lambda < 1$ ), stattfinden. Bei der Vergasung entstehen diverse gasförmige Komponenten, wie  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  und  $\text{CH}_4$  in größeren Mengen als bei der Pyrolyse.

Aus energetischer Sicht ergibt sich ein Zusammenspiel an exothermen Reaktionen durch die Oxidation von Kohlenstoff und endothermen Reduktionsreaktionen. Drei dieser Gleichungen sind von besonderer Bedeutung für die Zusammensetzung des produzierten Gases. Die Boudouard-Reaktion (Gleichung 2.2), die heterogene Wasser-Gas-Reaktion (Gleichung 2.3) und die Wasser-Gas-Shift-Reaktion (Gleichung 2.4). C stellt dabei den Restkoks oder Rußpartikel dar.



Da der Fokus dieser Arbeit auf der vollständigen Oxidation liegt, ist eine detailliertere Betrachtung des Vergasungsprozesses nicht zielführend. Vergasungsprodukte treten jedoch auch im Abgas von Verbrennungsanlagen auf, wenn es lokal zu einer unvollständigen Reaktion kommt. Dies kann der Fall sein, wenn Bereiche des Glutbetts nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden und es zu unterstöchiometrischen Bedingungen kommt ( $\lambda < 1$ ). Dann lassen sich auch größere Mengen  $\text{CO}$  und sogar geringe Mengen  $\text{H}_2$  im Abgas finden.

## Oxidation

Während der Oxidation werden theoretisch alle verbleibenden brennbaren Gase vollständig oxidiert. Dieser Prozess ist rein exotherm und produziert die Wärme, die für die anderen Prozesse (Trocknung, Pyrolyse und Vergasung) benötigt wird. Hierfür ist eine ausreichende Zufuhr an Sauerstoff essentiell. Dies bedeutet, dass  $\lambda$  immer mindestens eins sein muss. Wie gut die Verbrennung abläuft wird maßgeblich von drei Faktoren festgelegt, welche in der sogenannten 3T-Regel zusammengefasst werden. Zunächst muss eine ausreichend hohe Temperatur vorhanden sein, um die jeweilige Aktivierungsenergie der Reaktionen zu gewährleisten. Außerdem ist eine ausreichend gute Durchmischung der Reaktionsteilnehmer (aus dem Englischen: „turbulence“) und eine ausreichend hohe Verweilzeit im Reaktionsraum (aus dem Englischen: „time“) zu gewährleisten [42]. Im den folgenden Abschnitten wird auf die technische Umsetzung dieser Phasen genauer eingegangen. Im Normalfall laufen die Phasen parallel ab, was eine Herausforderung für die Einstellung des richtigen Sauerstoffgehalts und der Optimierung des Feuerungsprozesses darstellt. Deshalb wird zusätzlich auf das Themengebiet der Feuerungsregelung eingegangen.

## 2.2 Feuerungstechnik

Aus den Erkenntnissen des vorangegangenen Abschnitts lässt sich ableiten, dass es vorteilhaft ist die einzelnen Verbrennungsphasen räumlich voneinander zu trennen. So können für jede Phase optimale Bedingungen geschaffen werden. In der Feuerungstechnik ist es üblich die Verbrennung in mindestens zwei Bereiche - die Primär- und Sekundärbrennkammer - zu trennen (Abbildung 2.4)[42].

Die Aufgabe der Primärbrennkammer ist dabei die Biomasse stufenweise zu trocknen und die Pyrolyse, sowie die Vergasung zu ermöglichen. Eine ausreichend hohe Temperatur und lange Verweilzeiten sind dafür die Voraussetzung. Im Anschluss können die Produktgase auf dem Weg zur Sekundärbrennkammer erneut mit dem Oxidationsmittel - in der Regel Luft - vermischt werden. Dieser Schritt ermöglicht eine gute Durchmischung, wie es in der 3T-Regel gefordert wird. Danach findet die vollständige Oxidation in der Sekundärbrennkammer statt. Auch hier ist auf die Temperatur und die Verweilzeit zu achten. Mit diesem Ansatz ist eine vollständige Oxidation mit Minimierung der ungewollten Emissionen möglich [43]. Dieses Konzept wird als Luftstufung bezeichnet.

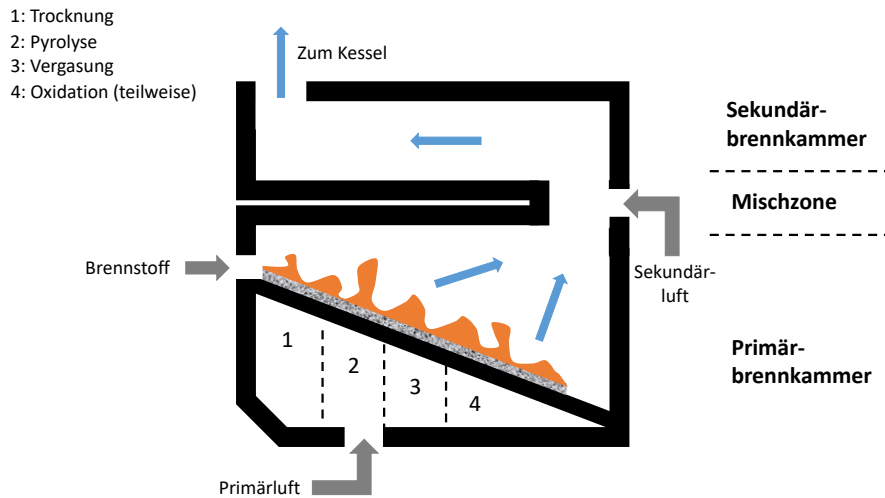


Abbildung 2.4: Schematische Darstellung eines Feuerungsprozesses mit Primär- und Sekundärbrennkammer

Eine der wichtigsten Unterscheidungen in der Feuerungstechnik ist die zwischen handbeschickten und automatisch beschickten Anlagen. Handbeschickt bedeutet, dass der Brennstoff chargenweise verbrannt wird, da er per Hand nachgelegt wird. Dies führt zu einem deutlich unterschiedlichen Verbrennungsablauf, bei dem die Phasen eher zeitlich versetzt auftreten, wenn sich der frische Brennstoff erhitzt [44].

Bei automatisch beschickten Anlagen wird der Brennstoff möglichst kontinuierlich in die Brennkammer eingebracht. Dadurch sind die Phasen der Verbrennung eher räumlich versetzt und laufen dort gleichzeitig ab. Bei Anlage mit mehr als 150 kW Feuerungswärmeleistung ist eine automatische Beschickung das Standardverfahren, wohingegen handbeschickte Konzepte meist im häuslichen Bereich bis 50 kW zu finden sind. Da der Fokus dieser Arbeit bei industriellen Anlagen liegt, werden im Folgenden nur automatisch beschickte Anlagen näher diskutiert. Im Ausblick wird jedoch die Anwendbarkeit der Ergebnisse auf häusliche Feuerungen ebenfalls erläutert.

### 2.2.1 Feuerungsarten

Automatisch beschickte Feuerungen haben den Vorteil, dass ohne erhöhten Arbeitsaufwand deutlich höhere Leistungen möglich sind. Sie lassen sich grundsätzlich in drei Kategorien unterteilen:

- **Festbettfeuerungen:** Die Reibungskraft der umströmenden Luft reicht nicht aus, um das Partikel zu bewegen. Diese Feuerungsart lässt sich noch

in mehrere Bauformen unterteilen, auf die im Folgenden näher eingegangen wird. Die Vorteile bei dieser Art sind, dass ein breites Spektrum an verschiedenen Brennstoffgrößen- und -arten verwendet werden kann und eine einfache Anlagensteuerung möglich ist.

- **Wirbelschichtfeuerungen:** Bei einer Wirbelschicht wird die Strömungsgeschwindigkeit so eingestellt, dass die Partikel in Bewegung geraten und sich durchmischen. Dadurch entsteht eine höhere Kontaktfläche zwischen Brennstoff und Luft, wodurch eine vollständige Oxidation in kürzerer Zeit ermöglicht wird. Der Nachteil ist jedoch die Einschränkung der Partikelgröße [45].
- **Staubfeuerungen:** Bei dieser Art wird Brennstoff zusammen mit der Luft in den Brennraum eingebracht. Dies eignet sich jedoch nur für kleine Brennstoffpartikel. Durch die kleinen Partikel (hohe Oberfläche) wird eine hohe Verbrennungsgeschwindigkeit erreicht.

Die untersuchten Anlagen in dieser Arbeit sind alle mit einer Festbettfeuerung ausgestattet, da diese im Leistungssegment von 1 bis 5 MW sehr häufig verwendet wird [46]. Die Festbettfeuerungen unterscheiden sich im Wesentlichen in der Art, wie der Brennstoff in die Brennkammer eingebracht wird. Bei sogenannten Unterschubfeuerungen wird der Brennstoff von unten in die Brennkammer geschoben. Dadurch werden keine Zonen mit unterschiedlichen Lambdawerten benötigt, wodurch die Regelung vereinfacht wird. Diese Art ist jedoch auch in der möglichen Leistung limitiert. Feuerungen mit seitlichem Einschub auf einen Rost können mit starrem oder beweglichen Rost ausgeführt werden. In Abbildung 2.5 ist ein aktiver Verbrennungsprozess auf einem beweglichen Rost, einem sogenannten Vorschubrost, zu sehen.

Das Material wird dabei von hinten mit einer Förderschnecke auf einen Rost eingepresst und bewegt sich dann nach vorne über den Rost. Die Rostgitterstäbe bewegen sich dabei wellenartig jeweils nach vorne und hinten. Die dritte Art der Beschickung ist per Wurf. Dabei wird das Material von oben oder seitlich auf den Rost geworfen. Dadurch muss der Brennstoff nicht zwangsläufig fließfähig genug für eine Förderschnecke sein und es kann einfacher dosiert werden [47].

Je nach Wahl der Feuerungsart müssen verschiedene Parameter berücksichtigt werden, um eine energetisch effiziente und schadstoffarme Verbrennung zu gewährleisten. Diese Parameter müssen dann von der Anlagensteuerung und -regelung richtig eingestellt werden. Konzepte hierfür werden im folgenden Abschnitt präsentiert.



Abbildung 2.5: Momentaufnahme einer Feuerung mit Vorschubrost

### 2.2.2 Verbrennungsregelung

Da die Regelung insbesondere von der Feuerungsart abhängt, wird für diesen Abschnitt ein Vorschubrost als Fallbeispiel verwendet. Hier ist die Einstellung des Lambdabereichs und der Glutbettbewegung besonders wichtig. Grundsätzlich gibt es zwei verschiedene Parameter, mit denen die Feuerung geregelt werden kann: 1. mit der Einbringung und Bewegung des Brennstoffs (Förderschnecke und Rost) und 2. die Regelung der Luftzufuhr an verschiedenen Stellen (Primär-, Sekundär-, Rezirkulationsgebläse) [48]. Bei industriellen Feuerungen steht in der Regel die Erzeugung einer bestimmten Wärmeleistung im Vordergrund. Bei häuslichen Anlagen kann beispielsweise ein guter Ausbrand als Regelgröße definiert werden. Nach der Festlegung der zur Verfügung stehenden Parameter und der Regelgröße, müssen die Regelungsziele festgelegt werden:

- maximaler Wirkungsgrad
- minimaler Schadstoffausstoß
- Temperaturbegrenzung in kritischen Bereichen der Anlage

Nach derzeitigem Stand der Technik wird mit klassischen PID-Reglern (aus dem Englischen: „proportional, integral, derivative“) gearbeitet. Diese Regler arbeiten mit einem Ist-Wert, der aktuell gemessen wird und einem Soll-Wert, der erreicht werden soll. Die Differenz dieser Werte wird über eine mathematische Funktion in eine Änderung von einer oder mehrerer Stellgrößen, wie beispielsweise der Brennstoffzufuhr, umgerechnet. Diese Art der Regelung ist

sehr stabil und einfach umzusetzen, aber sie ist rein reaktiv und wird deshalb die meiste Zeit von einer Abweichung zwischen Ist und Soll begleitet [49]. Ein anderer Ansatz ist die modellbasierte Regelung der Feuerung, die vor allem in der aktuellen Forschung diskutiert wird [50]. Hier wird ein mathematisches Modell erstellt, das das physikalische und dynamische Verhalten nachbilden soll. Dadurch können Parameteränderungen im Vorfeld simuliert werden, um eine möglichst effiziente Einstellung vornehmen zu können ohne sie vorher zu testen. Häufig wird hierfür das sogenannte „Model Predictive Control“-Konzept verwendet [51].

Aktuelle Entwicklungen im Bereich von Neuronalen Netzen zeigen, dass diese auch Potential für die Prozessoptimierung von Feuerungsanlagen besitzen. Der Kernaspekt ist dabei, dass das Feuerungsmodell aus dem laufenden Betrieb der Anlage lernt und sich selbst optimiert. Das System lernt welche Einstellungen zu welchen Ergebnissen führen und optimiert die regelungstechnischen Vorgänge. Dadurch können auch hochkomplexe Systeme geregelt werden, bei denen die Erstellung eines genauen Modells zu aufwendig ist [52].

## 2.3 Abgasaufbereitung

Eine der Hauptaufgaben in der Verbrennungstechnik ist die Minimierung von Schadstoffemissionen [53]. Da Holz einen komplexen Mechanismus bis zur vollständigen Oxidation durchläuft, ist die Abgasaufbereitung und Schadstoffabscheidung von großer Bedeutung. Die unterschiedlichen Emissionen können verschiedene negative Auswirkungen auf die Umwelt haben. Stickoxide und Feinstaub wirken sich negativ auf die menschliche Gesundheit aus und sind deshalb gesetzlich reglementiert [54]. Die jeweiligen Vorschriften und Grenzwerte werden im Kapitel 4 dargestellt. In den nächsten Abschnitten werden die Ursprünge der jeweiligen Emissionen erläutert und aufgeschlüsselt, welche Möglichkeiten zu deren Reduktion bestehen.

### 2.3.1 Gasförmige Emissionen

Die entstehenden gasförmigen Emissionen lassen sich in zwei Kategorien unterteilen: Produkte einer unvollständigen und einer vollständigen Verbrennung. Je nach Fall unterscheiden sich dann auch die Maßnahmen, die getroffen werden können. Emissionen, die ihren Ursprung in einer unvollständigen Oxidation haben, können oft mit Primärmaßnahmen reduziert werden. Unter den Begriff der



Primärmaßnahmen, fallen Optimierungen der Verbrennung in der Brennkammer. Produkte, die bei einer vollständigen Verbrennung entstehen - aber auch reduziert werden müssen - können nur mit Sekundärmaßnahmen minimiert werden. Als Sekundärmaßnahmen werden zusätzliche Abscheideeinrichtungen bezeichnet, die der Feuerung nachgeschaltet sind [55].

### Produkte einer vollständigen Verbrennung

Bei der vollständigen Oxidation der Hauptelemente des Brennstoff (C, H und O) entsteht nur Kohlendioxid und Wasserdampf. Da das  $\text{CO}_2$  vorher vom Holz gebunden wurde und sich ein Kreislauf ergibt, können beide Stoffe als unkritische Emissionen eingestuft werden. Der Wassergehalt im Abgas kann zur unerwünschten Kondensation im Abgaskanal führen. Zusätzlich treten Emissionen aufgrund von den im Brennstoff enthaltenen Spurenelementen und Verunreinigungen auf. Hierzu zählen Schwefel-, Chlor- und Stickstoffverbindungen. Schwefel- und Chlorverbindungen wie beispielsweise  $\text{SO}_2$  und  $\text{HCl}$  sind zwar reglementiert, aber bei normalen holzartigen Brennstoffen ist Schwefel als unkritisch zu erachten [56]. Ein erhöhter Anteil an Chlor dagegen, kann bei Kondensation im Abgaskanal zur Chlorkorrosion führen. Besonders im Bereich der Stroheuerung können diese Emissionen problematisch werden [57]. In diesem Fall kann auf Gaswäscher oder adsorptive Abscheider zurückgegriffen werden. In diesen Anlagen wird das Abgas mit einem Lösungsmittel oder Adsorbens in Kontakt gebracht, um den Schadstoff abzuscheiden. Diese werden häufig in mehreren Stufen ausgeführt, um die einzelnen Emissionen gezielt reduzieren zu können [58].

Bei der Verbrennung von biogenen Brennstoffen ist auf deren Stickstoffgehalt zu achten. Während holzartige Brennstoffe relativ unproblematisch sind, können die halmgutartigen Brennstoffe hohe Konzentrationen an Stickoxiden verursachen. Die wesentlichen Verbindungen sind  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$ , die unter dem Begriff Stickoxide  $\text{NO}_x$  zusammengefasst werden [59]. Andere Verbindungen wie  $\text{HCN}$ , Ammoniak und  $\text{N}_2\text{O}$  treten nur in Sonderfällen auf und werden deshalb nicht weiter berücksichtigt. Die Herkunft des Stickstoffs liegt entweder im Brennstoff selbst oder es kommt aus Reaktionen mit dem in der Luft enthaltenen Stickstoff [60]. Die Freisetzung lässt sich in drei Grundtypen unterteilen:

- thermisches  $\text{NO}_x$
- promptes  $\text{NO}_x$
- $\text{NO}_x$  aus dem Stickstoff des Brennstoffes

Thermisches  $\text{NO}_x$  entsteht, wie der Name schon sagt, bei sehr hohen Temperaturen. Erst ab etwa  $1400^\circ\text{C}$  kommt es zur Entstehung von Sauerstoff-

Radikalen, die mit dem Luftstickstoff reagieren. Die ablaufende Reaktionskette wird als Zeldovich-Mechanismus bezeichnet [61].

Für die Bildung von prompten  $\text{NO}_x$  werden ebenfalls hohe Temperaturen und die Anwesenheit von Kohlenwasserstoff-Radikalen benötigt. Bei diesen Bedingungen entsteht über einen sehr schnellen Mechanismus  $\text{NO}$  [62]. Bei üblichen Biomassefeuerungen werden solche Temperaturbereiche nicht erreicht. Deshalb sind beide  $\text{NO}_x$  Bildungsarten kaum relevant.

Hauptmechanismus ist die Bildung von Stickoxiden aus dem Stickstoff, der im Brennstoff enthalten ist. Dieser wird dann zwar hauptsächlich in  $\text{N}_2$  umgewandelt, kann aber auch über flüchtige  $\text{HCN}$ -Verbindungen zu  $\text{NO}_x$  oxidiert werden. Eine dritte Option ist die Bindung des Stickstoff in der Asche, was jedoch nur einen geringen Teil ausmacht. Bei welchen Temperaturbereichen die drei Mechanismen auftreten, ist in Abbildung 2.6 dargestellt.

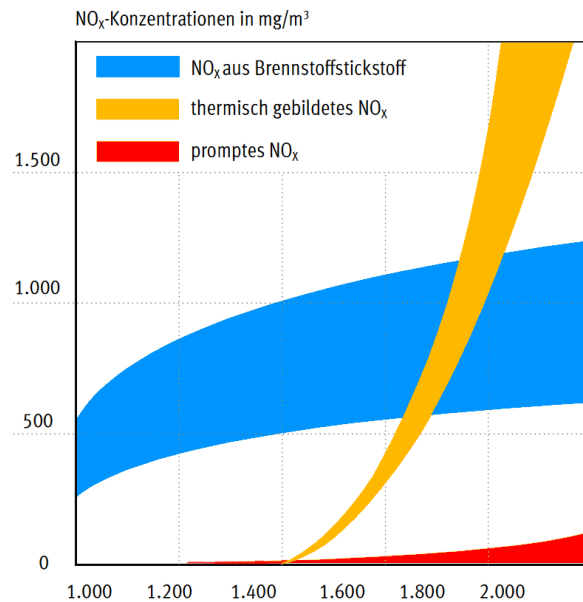


Abbildung 2.6: Temperaturabhängigkeit der  $\text{NO}_x$ -Bildungsmechanismen [13]

In dieser Abbildung ist bereits ein Einflussfaktor für die Bildung von  $\text{NO}_x$  erkennbar: eine ausreichend hohe Verbrennungstemperatur. Der zweite Faktor ist die Sauerstoffkonzentration. Überstöchiometrische Verbrennungsbedingungen, also ein Überangebot von Sauerstoff, fördern die Stickoxidbildung zusätzlich [63]. Dies gilt für alle Bereiche des Glutbetts. Besonders der Ausbrandbereich ist von Bedeutung, da hier meist mit hohen  $\lambda$ -Werten gearbeitet wird. Daraus ergibt sich die Möglichkeit mit primären Maßnahmen die Emissionen zu reduzieren.

Eine wesentliche Maßnahme ist die Luftstufung, welche bereits in Abschnitt

2.2 erläutert wurde. Dabei kann der Sauerstoffgehalt lokal gezielt eingestellt werden. Dies kann auch in Verbindung mit einer Brennstoffstufung erfolgen. Bei der Brennstoffstufung wird der Hauptbrennstoff unter Sauerstoffüberschuss verbrannt und die Abgase durch die Verbrennungszone eines zweiten Brennstoffs geleitet. Dadurch ergibt sich eine Reduktionszone, die zum Abbau der Emissionen führt [64]. Eine weitere Maßnahme ist der Einsatz einer Abgasrezirkulation. Hierbei wird ein Teil des Abgases, das durch den Kessel bereits abgekühlt ist, wieder zurück in die Brennkammer geleitet. Dies hat drei Effekte [65]:

- Reduktion der Verbrennungstemperatur aufgrund des erhöhten Gasmassestrom
- Optimierung des Sauerstoffgehalts, da hohe Lambdawerte nicht zur Kontrolle der Verbrennungstemperatur erforderlich sind
- Rückführung von bereits gebildetem  $\text{NO}_x$  mit der Möglichkeit zur chemische Reduktion in der Verbrennungszone

Alle Maßnahmen können zu einer effizienten Stickoxidreduktion kombiniert werden. Wenn die Maßnahmen jedoch nicht ausreichen, um die vorgeschriebenen Grenzwerte einzuhalten, muss auf sekundäre Emissionsminderungseinrichtungen zurückgegriffen werden. Im Fall von  $\text{NO}_x$  gibt es zwei gängige Verfahren: die selektive nicht-katalytische Reduktion SNCR (aus dem Englischen „selective non-catalytic reduction“) und die selektive katalytische Reduktion SCR (aus dem Englischen „selective catalytic reduction“) [66].

In beiden Fällen ist das chemische Grundprinzip gleich.  $\text{NO}_x$  wird mit  $\text{NH}$ -Radikalen in Kontakt gebracht. Dadurch kann das  $\text{NO}_x$  zu  $\text{N}_2$  und Wasser weiter reagieren. Als Radikalquelle kann beispielsweise Ammoniak oder Harnstoff verwendet werden. Bei der SNCR wird Ammoniak oder Harnstoff in der Sekundär- oder Nachbrennkammer bei Temperaturen von  $800\text{ }^\circ\text{C}$  bis  $950\text{ }^\circ\text{C}$  beigemischt. Der Vorteil dieses Verfahrens ist eine einfache Umsetzung mit den Nachteilen einer beschränkten Reduktionseffizienz etwa 80 % [13] und eines gewissen Ammoniakschlupfes. Das bedeutet, dass überschüssiges Ammoniak emittiert wird. Bei der SCR wird die Reaktion mit Ammoniak oder Harnstoff von einem Katalysator unterstützt. Dadurch kann bei einem Temperaturbereich um die  $400\text{ }^\circ\text{C}$  eine fast vollständige Reduktion erreicht werden.

Problematisch dabei ist jedoch, dass der Katalysator durch Verunreinigungen geschädigt wird. Der im Abgas befindliche Staub setzt sich am Katalysator ab und kann diesen deaktivieren [67]. Bei der Verbrennung von naturbelassenen, holzartigen Brennstoffen, wie zum Beispiel Hackschnitzel, steht die Minimierung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen durch Primärmaßnahmen im Vordergrund.

### Produkte einer unvollständigen Verbrennung

Ist in Bereichen der Feuerung die Sauerstoffkonzentration zu niedrig, kann der Oxidationsmechanismus nicht vollständig ablaufen und Zwischenprodukte werden mit dem Abgas emittiert. Dabei ist besonders Kohlenmonoxid hervorzuheben. CO ist ein geruchsloses, giftiges Gas, das vermehrt unter unterstöchiometrischen Bedingungen auftritt, also während der Vergasung [68]. Deshalb gilt es für ausreichend gute Oxidationsbedingungen zu sorgen. Das schließt ebenfalls eine ausreichend hohe Reaktionstemperatur mit ein. Deshalb wirkt sich ein zu hoher Luftüberschuss negativ aus [69]. Die zusätzliche Luft senkt die Verbrennungstemperatur, führt daher zu unvollständigen Oxidationsmechanismen und fördert die Bildung von unverbrannten Kohlenwasserstoffen und flüchtigen organischen Verbindungen, sogenannten VOC (aus dem Englischen „volatile organic compounds“) [70]. Daraus folgt, dass sich leicht überstöchiometrische Bedingungen positiv auf die CO Emissionen auswirkt. Bei der Optimierung von Feuerungen ergibt sich daraus jedoch ein Konflikt zu dem beschriebenen Verhalten der  $\text{NO}_x$ -Emissionen [71]. Diese sind unter leicht mageren Verbrennungsbedingungen besonders erhöht. Die Verläufe der Konzentrationen sind in Abbildung 2.7 dargestellt.

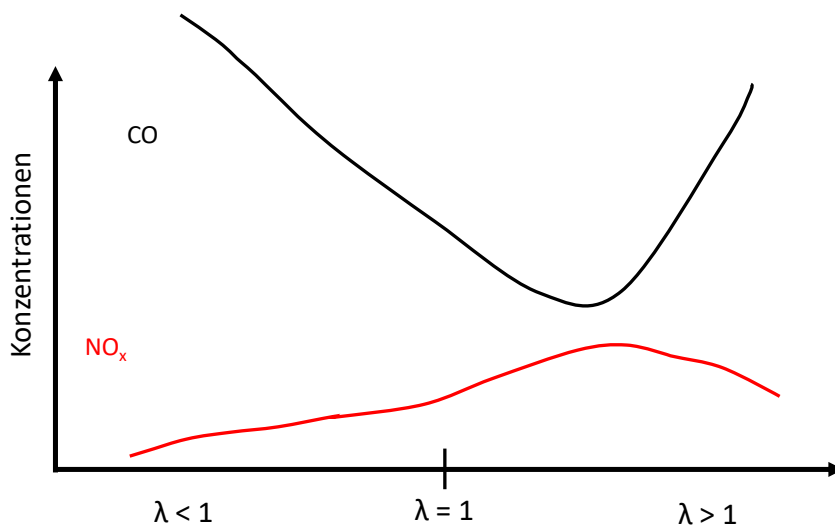


Abbildung 2.7: Schematischer Verlauf der Konzentrationen von CO,  $\text{NO}_x$  und unverbrannten Kohlenwasserstoffen (HC) in Abhängigkeit der stöchiometrischen Bedingungen

In Abbildung 2.7 ist zu erkennen, dass eine Erhöhung des Sauerstoffangebots (bis etwa  $\lambda = 1,5$ ) die CO Emissionen reduziert aber zu einer Erhöhung

der  $\text{NO}_x$ -Emissionen führt. Diese Problematik kann zwar mit einer Luftstufung reduziert werden, aber eine vollständige Optimierung von CO und  $\text{NO}_x$  gleichzeitig ist nicht möglich.

Eine unvollständige Verbrennung führt ebenfalls zur Bildung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Viele dieser Verbindungen aus mindestens zwei aromatischen Ringmolekülen gelten als krebserregend. Außerdem können sich diese Verbindungen auf dem Weg durch den Abgaskanal polymerisieren und agglomerieren um Ruß zu bilden [72]. Zusammen mit anderen Schadstoffen, wie Dioxine und Furane, lassen sie sich adsorbiert in der anfallenden Asche oder im Staub nachweisen [73].

Zusammenfassend ist das Ziel jeder Verbrennung eine vollständige Oxidation der brennbaren Substanzen. Werden die erforderlichen Maßnahmen getroffen, können die genannten Produkte auf ein unkritisches Maß reduziert werden.

### 2.3.2 Partikelemissionen

Auch die Partikelemissionen können daran unterschieden werden, ob sie durch eine vollständige oder unvollständige Verbrennung entstanden sind. Die Produkte der unvollständigen Verbrennung beschränken sich jedoch auf Variationen von unverbranntem Kohlenstoff, wie beispielsweise Holzkohle oder Ruß [74]. Deshalb konzentriert sich dieser Abschnitt auf die unvermeidbaren Produkte bei einer vollständigen Verbrennung. Festkörperemissionen entstehen hauptsächlich durch mineralische Bestandteile des Holzes, anhaftende Fremtteile (Erde, Sand) und metallische Verbindungen [75]. Bei der Verbrennung werden diese zu einem großen Teil in sogenannte Grobasche umgesetzt. Diese wird vom Rost abgetragen und gesammelt.

Aschepartikel, die von der Gasströmung mitgerissen werden oder Partikel - die erst im Abgasverlauf gebildet werden - können danach kategorisiert werden, wo sie in der Anlage anfallen. Nach der bereits genannten Grobasche, fällt die Zyklonasche z.B. im Multizyklon an, der bei heutigen Anlagen zum Standard gehört [76]. Ein Zyklon arbeitet besonders effizient bei höheren Partikeldurchmessern, da er die Fliehkraft der Partikel nutzt. Kleinere Partikel (kleiner als  $10\ \mu\text{m}$ ) werden auch als Feinstaub oder Feinstflugasche bezeichnet. In dieser Größenordnung arbeitet der Zyklon nicht effizient, weshalb ein zusätzlicher Feinstaubabscheider notwendig ist.

Es gibt eine Vielzahl von verschiedenen Bildungspfaden von Staubpartikeln bei Holzfeuerungen - hervorhebenswert ist, dass die feinen Partikel hauptsächlich von Salzen verursacht werden [13]. Anorganische Bestandteile finden sich überwiegend in den groben Partikeln. Besonders hervorzuheben sind Kalium

und Natrium, die als Staubbildner fungieren [77].

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Zusammensetzung der emittierten Partikel stark variieren kann. Der Anteil der anorganischen Bestandteile im Brennstoff, die Qualität der Verbrennung und der Grad der Abkühlung des Abgases sind Einflussfaktoren, die in kurzer Zeit zu einer deutliche Veränderung der Partikeleigenschaften führen können. Deshalb ist der Betrieb der Feuerung und die Auswahl des Brennstoffs entscheidend für den effektiven Betrieb des Staubabscheiders.



# 3 Abscheidung partikelförmiger Emissionen mittels Elektrofilter

Im vorherigen Kapitel wurden die Ursprünge und Bildungspfade von Staub bereits erläutert. In diesem Kapitel werden nun die Möglichkeiten diskutiert, mit denen Feinstaub aus dem Abgas von Biomassefeuerungen abgeschieden werden können. Hierfür gibt es zwei gängige Methoden. Zum einen die Verwendung von Gewebefiltern, bei der das Gas durch ein Stoffgeflecht geleitet wird. Der anhaftende Staub bildet dann einen Filterkuchen, der zur weiteren Abscheidung von Staub führt. Bei einer gewissen Beladung muss dann der Filterkuchen vom Gewebe entfernt werden. Dies geschieht meist mit einem Luftstoß gegen die Abgasrichtung [78]. Im Folgenden wird nur die zweite Art beschrieben: der elektrostatische Abscheider oder auch Elektrofilter genannt. Hierfür wird im Folgenden der Aufbau und die grundlegenden Geometrien aufgeführt. Anschließend wird die Funktionsweise anhand der ablaufenden physikalischen Prozesse erläutert. Danach wird beschrieben, wie der Elektrofilter in ein System mit einem Biomasseheizwerk eingebunden wird, welche Anforderungen dabei entscheidend sind und welche typischen Kennwerte nach aktuellem Stand der Technik erreicht werden.

## 3.1 Aufbau und Funktionsweise von Elektrofiltern

Aufgrund der gestiegenen Aufmerksamkeit im Bereich der Luftverschmutzung zu Beginn des 20. Jahrhunderts, wurde die Entwicklung in der Abgasreinigung vorangetrieben. Der erste erfolgreiche elektrostatische Abscheider wurde in Folge dessen von Frederick Gardner Cottrell entwickelt [79]. Das Basisprinzip ist bis heute weitestgehend erhalten geblieben. Ein Korona-Entladung erzeugt freie Ladungsträger, die sich an den Partikeln anlagern. Dadurch bildet



sich ein elektrostatisches Feld aus, wodurch Kräfte auf die Partikel wirken, so dass die Partikel sich quer zur Strömungsrichtung bewegen. An der sogenannten Niederschlagselektrode haften die Partikel dann an und werden entladen. Im Anschluss müssen die Partikel dann nur noch von der Fläche abgereinigt werden [80]. Dieses Prinzip und dessen technische Umsetzung wird in den folgenden Abschnitten anhand der üblichen Bauweisen erläutert.

#### 3.1.1 Physik des Abscheidevorgangs

Ein Elektrofilter besteht aus zwei Elektroden. Die Kathode, das heißt die negativ geladene Seite, wird die Sprühelektrode (S) genannt und die Anode wird als Niederschlagselektrode (N) bezeichnet. Der Abscheidevorgang wird in Abbildung 3.1 dargestellt und lässt sich in drei Phasen unterteilen.

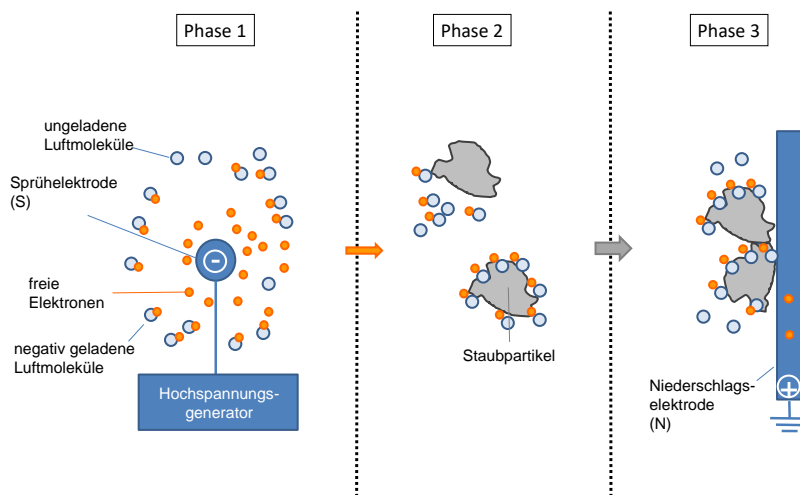


Abbildung 3.1: Ablauf des Abscheidevorgangs in einem Elektrofilter [81]

##### Phase 1: Korona-Entladung

Die Sprühelektrode wird in der Regel so designt, dass sie kleine Winkel aufweist. Das kann beispielsweise mit einem Draht oder Gitterrahmen mit mehreren Spitzen erreicht werden. Dadurch führt die angelegte Hochspannung und das daraus resultierende elektrische Feld zwischen S und N zu einer Korona-Entladung. Das bedeutet, dass Ladungsträger aufgrund der wirkenden Feldkräfte aus der Oberfläche austreten [82]. Bei der üblichen negativen Korona werden Elektronen von S weg beschleunigt und treffen auf ungeladene Luftmoleküle. Im Nahbereich der Korona kommt es dann zu Stoßionisationen. Beim Auftreffen der Elektronen wird ein Ladungsträger aus dem Molekül heraus

gestoßen und es bilden sich ein weiterer freier Ladungsträger und ein positiv geladenes Teilchen.

Das löst eine Kettenreaktion aus, die die Korona stabil hält. Die Elektronen werden weiter beschleunigt und stoßen auf weitere Gasmoleküle. Die positiv geladenen Ionen werden zur Sprühelektrode hin beschleunigt und können ebenfalls per Stoßionisationen weitere freie Ladungsträger erzeugen. Verlassen die freien Elektronen den Nahbereich der Korona-Entladung, auch „Koronahaut“ genannt, können sie sich an Gasionen anlagern und es entsteht ein negativ geladenes Luftmolekül. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass dieses Luftmolekül eine hohe Elektronegativität besitzt, wie es beispielsweise bei Sauerstoff der Fall ist. Die negativ geladenen Moleküle bewegen sich dann aufgrund des elektrischen Feldes Richtung Niederschlagslektrode [83].

#### **Phase 2: Partikelbeladung und -bewegung**

Um die Beladung der Partikel zu erläutern, ist es zunächst wichtig den Einfluss des elektrischen Feldes auf ein ungeladenes Partikel zu betrachten. Solange keine Ladung vorliegt, wirkt auch keine Kraft auf das Partikel, aber das elektrische Feld wird im Nahbereich des Teilchens verzerrt. Die Feldlinien richten sich nach dem Partikel aus und Ionen oder Elektronen in der Nähe bewegen sich entlang dieser Linien zum Partikel [84]. Dieser Wirkungsbereich, der aus der Verzerrung der Feldlinien entsteht, ist abhängig vom sogenannten Permittivitätsfaktor des Teilchens und kann bis zu dreimal größer als das Partikel selbst sein. Durch diese Verzerrung kann jedes Partikel unabhängig von den Materialeigenschaften und der Größe beladen werden [85].

Lagern sich nun die negativ geladenen Gasionen an das Teilchen an, sorgt die Ladung für eine Abschwächung der Anziehungskraft für weitere Teilchen. Wenn sich so viele Ladungsträger angelagert haben, dass die Kraft auf weitere Ionen gleich null ist, ist der Zustand der Sättigungsbeladung erreicht. Wie hoch die Ladung in diesem Zustand ist, ist abhängig vom Partikeldurchmesser, der Stärke des elektrischen Feldes und der mittleren freien Weglänge der Ladungsträger [86]. Auch die Form der Partikel beeinflusst die Aufnahmefähigkeit. Um die Sättigungsbeladung zu erreichen, müssen ausreichend viele Ionen vorhanden sein und eine ausreichend lange Beladungszeit gegeben sein. Bei Partikeln mit einem Durchmesser von weniger als einem Mikrometer verzögert sich die Beladung, da der Mechanismus dann eher diffusionsbasiert abläuft, wodurch der Abscheidegrad etwas abnimmt [13]. Auf die geladenen Staubteilchen wirkt anschließend die sogenannte Coulomb-Kraft nach Gleichung 3.1 [87]:

$$F = q \cdot E \quad (3.1)$$

Diese Kraft sorgt für eine Beschleunigung der Partikel in Richtung der positiv geladenen Niederschlags Elektrode. Um die Bewegung zu beschreiben sind weitere Kräfte, die auf das Partikel wirken, zu berücksichtigen. Die Reibungskraft, die bei der Bewegung durch das Gas auftritt, wirkt der Coulomb-Kraft entgegen und die Gravitation zieht das Teilchen nach unten. Bei den sehr geringen Massen der Teilchen ist die Gravitation jedoch fast vernachlässigbar. Um die Niederschlags Elektrode zu erreichen, muss die Zeit, die das Partikel bei gegebener Wanderungsgeschwindigkeit für die definierte Weglänge zur Elektrode braucht, kleiner sein, als die Verweilzeit des Partikels im Abscheider. Die Verweilzeit wird ihrerseits durch die Strömungsgeschwindigkeit und die Länge des Abscheiders festgelegt.

#### **Phase 3: Entladung**

Beim Auftreffen der Partikel auf der Niederschlags Elektrode, entladen sie sich. Durch die Abgabe von Elektronen können die Gasionen neutralisiert werden und das Partikel haftet an der Wand an. Da sich das Partikel in der Grenzflächenströmung befindet, verringert sich der Einfluss der Hauptströmung erheblich. Wie gut der Elektrofilter arbeitet, wird über den sogenannten Abscheidegrad definiert. Dieser ist das Verhältnis der Menge an abgeschiedenen Teilchen zur Gesamtmenge an Teilchen am Eintritt [88].

In vielen Bauarten ist die Niederschlags Elektrode mit Einkerbungen oder Dellen versehen, um einen Strömungsschatten zu erzeugen. Dadurch soll verhindert werden, dass die entladenen Partikel sich von der Oberfläche lösen und wieder von der Strömung mitgerissen werden. Dieser Effekt wird „re-entrainment“, zu Deutsch Wieder-Eintragen, genannt und verringert den effektiven Abscheidegrad [89]. Mit der Zeit bildet sich eine Schicht aus Partikeln auf der Elektrode, wodurch die elektrische Feldstärke beeinflusst wird. Die erhöhte Permittivität des Staubes reduziert die elektrische Feldstärke in der Staubschicht. Dadurch muss die Feldstärke in der Gasstrecke ansteigen. Das bedeutet, dass selbst bei gleichbleibender angelegten Spannung das Risiko für Überschlüge zunimmt. Deshalb ist ein regelmäßiges Abreinigen, besonders der Niederschlags Elektrode, wichtig für den effektiven und störungsfreien Betrieb. Auch an der Sprühelektrode kommt es zu Staubablagerungen, so dass auch diese regelmäßig gereinigt werden muss [90].

### 3.1.2 Röhren- und Plattengeometrie

Nach heutigem Stand der Technik gibt es zwei grundlegende Bauarten von Elektrofiltern, den Platten- und den Röhrenelektrofilter. Beim Plattenelektrofilter wird die Sprühelektrode zwischen den Niederschlagselektroden wie in Abbildung 3.2 platziert.

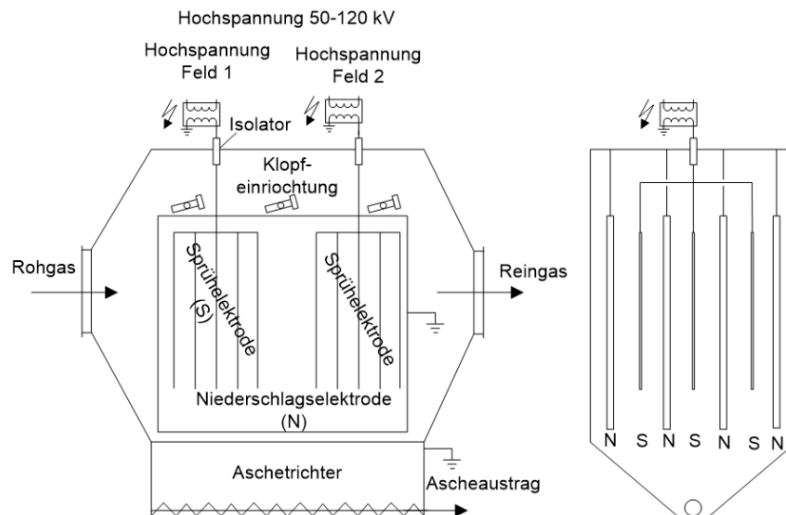


Abbildung 3.2: Schematische Darstellung eines Plattenelektrofilter aus zwei Perspektiven [81]

Wie dargestellt wird der Elektrofilter auch häufig mehrstufig aufgebaut. Das bedeutet, dass es mehr als ein Spannungsfeld gibt. Dadurch kann die Regelung des elektrischen Feldes im zweiten Abschnitt an den dort bereits reduzierten Staubgehalt angepasst werden. Ein großer Vorteil dieser Bauweise ist, dass die Platten während des laufenden Betriebes gereinigt werden können. Durch einen Klopfmechanismus löst sich der Staubkuchen ab und fällt nach unten in den Aschetrichter. Eine alternative Bauform ist die des Röhren-Elektrofilters. In Abbildung 3.3 ist ein Röhrenfilter mit zwei Röhren schematisch dargestellt.

Bei dieser Bauart werden zur Reinigung bevorzugt Bürstensysteme verwendet. Die entsprechende Röhre wird für die Reinigung in Bypass-Schaltung gesetzt und dann fahren durch die Rohre. Der Bypass ist deshalb vorhanden, da ansonsten der Staubaustrag während der Reinigung ansteigt. Da der gesetzliche Druck nach geringeren Staubemissionen immer größer wird, wird auch der Einsatz von Elektrofiltern in häuslichen Anwendungen, also im niedrigen Kilowatt-Bereich, vorangetrieben. In diesem Fall wird teilweise der Kamin als Niederschlagselektrode genutzt und nur die Sprühelektrode in der Mitte des

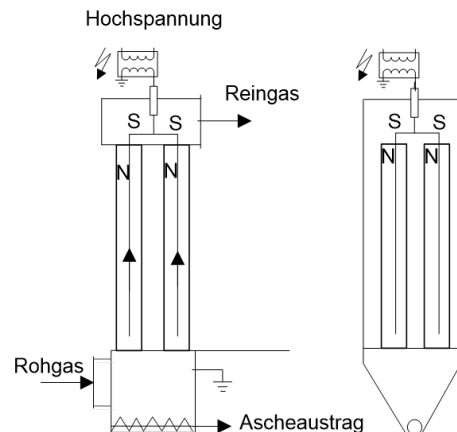


Abbildung 3.3: Schematische Darstellung eines Röhrenelektrofilter aus zwei Perspektiven [13]

Rohres platziert [81].

Das Hochspannungsgerät arbeitet in der Regel mit gleichgerichteter Wechselspannung. Dies bedeutet, dass die Spannung leicht pulsiert. Damit ist auch die Kraftwirkung auf die Partikel pulsierend. Dies wirkt sich jedoch nicht negativ auf die Bewegung aus. Ein weiterer wichtiger Faktor für den effizienten Betrieb des Elektroabscheiders ist die Strömungsführung. Im Abgasrohr können typische Geschwindigkeitswerte um  $15 \text{ m s}^{-1}$  erreicht werden. Die Strömungsgeschwindigkeit im E-Filter muss jedoch auf  $1 \text{ m s}^{-1}$  bis  $2 \text{ m s}^{-1}$  reduziert werden, damit ein ausreichend hoher Abscheidegrad erreicht werden kann. Außerdem ist die Strömung so zu gestalten, dass eine möglichst homogene Geschwindigkeitsverteilung im Elektrofilter entsteht. Auftretende Turbulenzen können nämlich zu Ablösung von Staub an der Niederschlagselektrode führen und Strömungstotzonen reduzieren die effektive Abscheidefläche [91]. Der elektrostatische Abscheider kann alternativ nass betrieben werden. Das bedeutet, dass die Elektroden mit Wasser oder einer anderen Flüssigkeit benetzt sind. Dieser Ansatz findet im Bereich von Biomassefeuerungen jedoch kaum Verwendung, da die erhöhten Kosten aufgrund der aufwendigeren Prozesstechnik die Wirtschaftlichkeit reduziert [92]. Anwendung findet sich jedoch bei Vergaseranlagen [81].

## 3.2 Einsatz von Elektrofiltern an Biomassefeuerungen

Beim Einsatz von elektrostatischen Abscheidern an Biomasseheizwerken sind einige Effekte zu berücksichtigen, die den Betrieb maßgeblich beeinflussen.

### 3.2.1 Störeffekte beim Betrieb von Elektrofiltern

Elektrofilter weisen unterschiedliche Fraktionsabscheidegrade auf. Das bedeutet, dass verschiedene Partikelgrößen unterschiedlich gut abgeschieden werden. Im Partikelgrößenbereich zwischen  $0,2\ \mu\text{m}$  und  $2\ \mu\text{m}$  scheidet der Abscheider geringfügig schlechter ab, da hier der Übergangsbereich zwischen den beiden Beladungseffekten liegt. Größere Partikel werden durch den beschriebenen Mechanismus der Feldaufladung beladen und kleinere Partikel werden durch die Diffusionsbeladung beladen [83]. Aktuelle Forschungsarbeiten arbeiten daran dieses Phänomen näher zu untersuchen [93].

Ein weiterer Effekt ist das sogenannte Korona-Quenching. Eine sehr hohe Dichte an geladenen Partikeln zwischen der Sprüh- und der Niederschlags Elektrode blockiert die Freisetzung von weiteren Ladungsträgern, da diese isolierend wirken. Die Raumladung, die von den Partikeln erzeugt wird, reduziert den Einsatzstrom. Bei der Auslegung des Abscheiders ist deshalb die zu erwartende maximale Partikelkonzentration zu berücksichtigen [94]. Wenn es beim Einsatz bestimmter Brennstoffe vorkommt, dass die Stäube einen hohen elektrischen Widerstand aufweisen, ist ebenfalls der Effekt des Rücksprühens zu beachten. Dieses Phänomen tritt auf wenn es, durch eine wachsende Staubschicht auf der Niederschlags Elektrode, zu kleinen Entladevorgängen der Teilchen kommt. Dadurch entstehen kurze Stromspitzen und neue, geladene Teilchen, die den Betrieb des Abscheiders behindern und den Abscheidegrad erheblich reduzieren [95]. Diese Effekte sollten bei der effektiven Auslegung des Elektroabscheiders berücksichtigt werden.

### 3.2.2 Auslegung von Elektrofiltern

Für die korrekte Auslegung von Elektrofilteranlagen müssen verschiedene Parameter berücksichtigt werden. Zunächst müssen mit verschiedenen Messungen die Eingangsparameter bestimmt werden [96].

Über den Rohgasstaubgehalt am Eintritt des Filters und den gesetzlichen Anforderungen lässt sich die benötigte Abscheideleistung berechnen, um den erforderlichen Grenzwert einzuhalten. Zusätzlich kann über eine Staubanalyse

die Partikelgrößenverteilung, der elektrische Widerstand des Staubes oder die Agglomerationsneigung abgeschätzt werden. Dies ist in der Regel jedoch nur für Sonderfälle notwendig und kommt in der Praxis selten zum Einsatz [92]. Wird beispielsweise ein Rohgasstaubgehalt von  $500 \text{ mg m}^{-3}$  gemessen und der Grenzwert liegt bei  $20 \text{ mg m}^{-3}$ , muss der Abscheidegrad mindestens 96 % betragen. Bei den Angaben der Staubkonzentration ist der Bezugssauerstoff zu beachten und eine Umrechnung auf Normzustand des trockenen Gases muss erfolgen. Dementsprechend können die Anzahl der Abscheideröhren oder -gassen, beziehungsweise die Länge der Abscheiderflächen angepasst werden. Die physikalischen Eigenschaften des Abgases müssen im Vorfeld gemessen oder berechnet werden, da sie die Basis für die weitere Auslegung bilden. Dazu gehören vor allem die Berechnung des Abgasvolumenstroms sowie die Definition der vorliegenden Temperatur und des Druckes. Die Basis dafür ist die Brennstoffanalyse und die Verbrennungsrechnung mit einem definierten Lambda und Abgasrezirkulationsverhältnis. Ebenso ist der Wassergehalt im Abgas relevant, der sich aus dem Wassergehalt des Brennstoffs ergibt. Dessen Partialdruck lässt auf den Wasserdampf-Taupunkt und Kondensationsrisiken schließen. Ein ähnliches Vorgehen kann bei Bedarf für die  $\text{H}_2\text{SO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ -, sowie HCl-Säuretaupunkte gewählt werden. Das effektive Gasvolumen und die Partikelkonzentration sind die Basisgrößen für die Dimensionierung der Filteranlage.

Beim An- und Abfahren der Feuerung sinkt jeweils die Temperatur im Abgas und die Gefahr von Wasser- und Säurekondensation nimmt zu. Insbesondere wenn die Filteranlage aus dem kalten Zustand heraus angefahren wird, besteht ein Kondensationsrisiko. Kondensation führt in der Folge zu feuchter oder durchnässter Asche und Korrosion, sowie Störungen z.B. in der Austragschnecke.

Außerdem kann sehr feuchtes Abgas die Leitfähigkeit des Abgases erhöhen. Dies tritt auch bei hohen CO- oder Rußgehalten auf, wodurch die einsetzbare Spannung sinkt und der Abscheidegrad reduziert wird.

# 4 Rechtliche Rahmenbedingungen

In der Europäischen Union (EU) gibt es übergeordnete Vorgaben, die von den Nationen umgesetzt werden müssen. Im Fall von Feuerungen im Leistungsbereich von einem bis 50 Megawatt, wurden die Emissionen durch die EU Richtlinie 2015/2193 [97] vorgegeben und 2019 durch die 44. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) [11] in deutsches Recht integriert. Im Nachfolgenden wird die Richtlinie der EU erläutert und anschließend auf die Umsetzung in Deutschland eingegangen.

## 4.1 Vorgabe auf europäischer Ebene

Die EU Richtlinie 2015/2193, auch MCP-Richtlinie („medium combustion plants“) genannt, definiert Vorgaben für verschiedene Aspekte der Emissionsminderung und -überwachung. So sollen laut Artikel 1, die Emissionen von Schwefeldioxid  $\text{SO}_2$ , Stickstoffoxiden ( $\text{NO}_x$ ) und Staub begrenzt werden und die Überwachung der Emissionen von Kohlenmonoxid ( $\text{CO}$ ) geregelt werden.

Drei Punkte sind dabei entscheidend. 1. Die Festlegung der Grenzwerte 2. die Vorgaben zur Überwachung und 3. die Aggregationsregel. Die Grenzwerte sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst und werden am Ende des Kapitels diskutiert. Bedeutend für diese Arbeit sind die Bestimmungen aus Artikel 7 Absatz 4. Hier sind die Pflichten der Betreiber von sekundären Emissionsminderungseinrichtungen, zu denen auch Elektrofilter zählen, beschrieben. Es wird festgehalten, dass der Betreiber „Aufzeichnungen hinsichtlich des effektiven kontinuierlichen Betriebs dieser Minderungseinrichtung“ [97] führt oder „Informationen zum diesbezüglichen Nachweis“ [97] vorhält. Diese Aussage ist sehr vage gehalten aber deutet an, dass eine kontinuierliche Überwachung der Anlage notwendig werden wird.



## 4.2 Umsetzung in Deutschland

In Deutschland wurden 2019 die Vorgaben der MCP-Richtlinie in der 44. BImSchV umgesetzt [11]. Das Schema in Abbildung 4.1 zeigt die Struktur des Immissionsschutzes in Deutschland. Übergeordnet fungiert dabei das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) [9]. In diesem ist beschrieben, wie die Emissionen von Feuerungsanlagen zu reglementieren sind. Im Rahmen dieser Arbeit wird nur naturbelassenes Holz diskutiert. Die 4. BImSchV regelt, ob eine Anlage genehmigungsbedürftig ist oder nicht [98]. Ist sie nicht genehmigungsbedürftig und hat diese eine FWL von unter einem Megawatt wird sie durch die 1. BImSchV reglementiert [99]. Bei genehmigungsbedürftigen Anlagen die mehr als 50 MW Leistung haben, wird von einer Großfeuerungsanlage gesprochen. Dies fällt in den Geltungsbereich der 13. BImSchV [100]. Bevor die 44. BImSchV die Lücke dazwischen gefüllt hat, fielen die Anlagen in dieser Leistungsklasse unter die technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (kurz: TA Luft) [101].

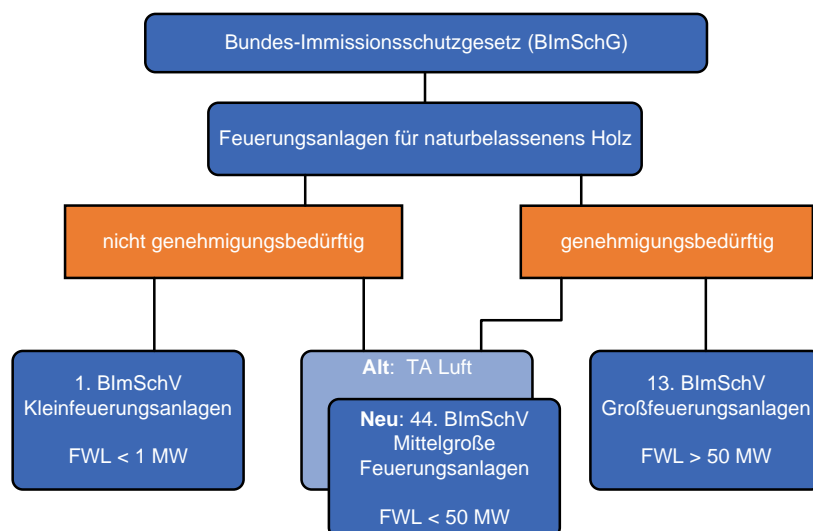


Abbildung 4.1: Eingliederung der Anlagen in die jeweiligen Verordnungen

Die 44. BImSchV gilt nur für genehmigungsbedürftige Anlagen mit einer FWL unter 50 MW und auch für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen mit einer FWL von über einem Megawatt. Die Aggregationsregel ist zu einem großen Teil von der MCP-Richtlinie übernommen, jedoch ist diese anders formuliert. In § 4 Absatz 1 gilt die Regel für Anlagen, die einen gemeinsamen

Schornstein benutzen. In Absatz 2 wird beschrieben, dass dies auch Kombinationen betrifft, deren Abgase „unter technischen und wirtschaftlichen Faktoren gemeinsam über einen Schornstein abgeleitet werden können“[11]. Die zuständige Behörde entscheidet darüber, wenn der Betreiber Gründe gegen die Anwendung der Aggregationsregel vorlegt. Anders als in der MCP-Richtlinie wird hier jedoch in Absatz 3 eine wichtige Ausnahme festgelegt. Es werden für diese Regeln nur Anlagen mit einer FWL von einem Megawatt oder mehr berücksichtigt. Das bedeutet, dass die Möglichkeit mit einem Spitzenlastkessel über die 1 MW-Grenze zu kommen hier ausgeschlossen wird.

Die Pflicht einer kontinuierlichen Überwachung wird nun auch in der 44. BImSchV für mittelgroße Anlagen festgehalten. Darin heißt es in § 20 Absatz 2, dass Betreiber von Abgasreinigungseinrichtungen den „Nachweis über den kontinuierlichen effektiven Betrieb“[11] führen müssen. Dies beinhaltet auch, dass die Anlage bei einer Störung oder einem Ausfall nach 24 Stunden eingeschränkt oder abgeschaltet werden muss. Dies erhöht den Druck, Alarmer und Störungen der Anlage jederzeit beheben zu müssen. Dies funktioniert in der Praxis fast ausschließlich internetbasiert. Außerdem ist, gemäß Absatz 3, die zuständige Behörde unverzüglich und spätestens innerhalb 48 Stunden über den Ausfall der Abscheideeinrichtung zu informieren.

In Abschnitt 3 ist geregelt, wie und in welchem Turnus Messungen durchzuführen sind. Dabei wird gemäß der Anlagengröße unterschieden. Anlagen mit einer FWL von weniger als 5 MW müssen ihre Staubemissionen qualitativ kontinuierlich messen oder den Nachweis über den kontinuierlich effektiven Betrieb des Staubabscheiders erbringen - Heizwerke zwischen 5 und 25 MW nur qualitativ kontinuierlich und Anlagen über 25 MW müssen den Staubgehalt kontinuierlich messen. Anlagen mit mehr als 2,5 MW müssen den Kohlenmonoxid-Gehalt des Abgases kontinuierlich messen und Anlagen kleiner als 2,5 MW den CO Wert alle drei Jahre bestimmen. Ein weiterer Unterschied existiert in der Messung des NO<sub>x</sub>-Gehalts. Dieser muss bei Anlagen unter 20 MW alle drei Jahre und bei den Anlagen ab 20 MW jedes Jahr bestimmt werden.

Weitere Auflagen für den Betreiber befinden sich in § 29. Hier werden weitere Parameter definiert, die kontinuierlich ermittelt, aufgezeichnet und ausgewertet werden müssen: Sauerstoffgehalt des Abgases, Leistung, Abgastemperatur, Abgasvolumenstrom, Feuchtegehalt und Druck. Auf die Messungen kann die Behörde, gemäß Absatz 7, jedoch auch verzichten, wenn „durch andere Prüfungen - insbesondere durch fortlaufende Feststellung der Wirksamkeit von Einrichtungen zur Emissionsminderung - der Zusammensetzung von Brenn- und Einsatzstoffen oder der Prozessbedingungen, sichergestellt ist, dass die

Emissionsgrenzwerte eingehalten werden“. Dies ermöglicht Lösungen, um den kontinuierlichen Messungen aus dem Weg zu gehen.

§ 30 regelt anschließend wie die Messwerte auszuwerten sind. Es sollen in jeder aufeinanderfolgenden halben Stunde Mittelwerte gebildet werden und zu Tagesmittelwerten - bezogen auf die Betriebszeit - verrechnet werden. Auch hierzu gibt es einige Zusatzbemerkungen. Sind an einem Tag mehr als sechs Halbstundenmittelwerte wegen einer Störung oder Wartung des Messsystems ungültig, wird kein Tagesmittelwert gebildet. Außerdem sollen Anlagen, bei denen die Grenzwerte beim An- und Abfahren um mehr als das Doppelte überschritten werden, Sonderregelungen bekommen. Wenn so verfahren wird, gelten die Grenzwerte nur dann als eingehalten, wenn kein Tagesmittelwert höher ist und wenn kein Halbstundenmittelwert das Doppelte des Grenzwertes übersteigt.

### Grenzwerte

Die Grenzwerte, die in der 44. BImSchV festgelegt wurden, sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst. In Klammern sind zusätzlich die vorgeschlagenen Werte der MCP-Richtlinie, soweit sie definiert sind, angegeben.

Parameter	Grenzwerte in mg/Nm <sup>3</sup> bei 6 % O <sub>2</sub>							
	< 1 MW *		1 MW bis 5 MW		5 MW bis 20 MW		20 MW bis 50 MW	
	Bestand	Neu	Bestand	Neu	Bestand	Neu	Bestand	Neu
Staub	50	35	50 (50)	35 (20)	30 (30)	30 (20)	30 (30)	30 (20)
CO	370	370	220	220	220	220	220	220
NO <sub>x</sub>	750	750	370 (650)	370 (300)	370 (650)	300 (300)	370 (650)	200 (300)
SO <sub>2</sub> /SO <sub>3</sub>	300	-	-(200)	-(200)	-(200)	-(200)	-(200)	-(200)
C <sub>organisch</sub>	50	50	15	10	15	10	15	10

Tabelle 4.1: Zusammenfassung der Grenzwerte für naturbelassenes Holz der 44. BImSchV und der MCP-Richtlinie (in Klammern); \*: nur genehmigungsbedürftige Anlagen

Es ist auffällig, dass in vielen Punkten die deutsche Auslegung für Bestandsanlagen strenger sind, als die EU-Werte. Dies bedeutet, dass die zuvor angewendete TA Luft bereits einen hohen Standard von den Betreibern verlangte. Für neu gebaute Anlagen dreht sich das Bild jedoch. Bei Staub und

NO<sub>x</sub>-Emissionen sind die Grenzen höher als die der MCP-Richtlinie und bei SO<sub>2</sub> ist in Deutschland gar kein Grenzwert angegeben.



# 5 Zielsetzung, Aufgabenstellung und Vorgehensweise

In diesem Kapitel soll aufbauend auf den beschriebenen Stand der Technik, die Zielsetzung der Arbeit erläutert werden. Daraus wird die Aufgabenstellung abgeleitet und die Vorgehensweise entwickelt.

## 5.1 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung und Überprüfung einer Methode zur kontinuierlichen Überwachung des effektiven Betriebs von Elektrofiltern, die in Verbindung mit Biomassefeuerungen betrieben werden. Grundlage dafür ist die 44. BImSchV [11]. Die angestrebte Methodik soll als Ersatz für eine kontinuierliche Staubmessung an Anlagen von einem bis fünf MW FWL dienen. Zusätzlich sollen mögliche Einflussfaktoren auf den Betrieb des Elektrofilters geklärt werden.

## 5.2 Aufgabenstellung

Zur Erreichung der beschriebenen Ziele muss zunächst der aktuelle Stand der Technik überprüft werden. Das bedeutet, dass eine Auswahl an Anlagen getroffen werden muss, die ein möglichst breites Abbild der Anlagentechnik in diesem Leistungssegment erzeugt. Anschließend muss der aktuelle Betrieb der Elektrofilteranlagen vollständig erfasst werden. Dies beinhaltet die Analyse der Auswirkungen von Strom- und Spannungsänderungen auf den Abscheidegrad. Auf Basis dieser Erkenntnisse können die Einflussfaktoren auf den Betrieb erfasst werden und diese in die Entwicklung der Methodik mit einfließen.

## 5.3 Vorgehensweise

Durch diese Zielsetzung werden die verschiedenen Arbeitsschritte definiert:

- Erfassung aller nötigen Betriebsparameter und Anwendung der Überwachungsmethodik für den Abscheider
- Validierung der Erkenntnisse durch Wiederholung an verschiedenen Anlagen
- Auswertung der gewonnenen Daten und Ermittlung von Optimierungspotenzial
- Erstellung eines Gesamtkonzepts zur Erfüllung der rechtlichen Rahmenbedingungen

In Kapitel 6 wird die Auswahl und der Einsatz des verwendeten Messequipments beschrieben. Die Planung und der Ablauf der Feldmessungen werden in Kapitel 7 dargestellt. Durch diese Tätigkeiten ist es möglich alle Informationen, die zur Erreichung der definierten Ziele erforderlich sind, zu gewinnen. Diese Informationen wurden dann in ein einheitliches Datenformat gebracht und in einer Datenbank zusammengefasst. Dieses Vorgehen wird in Kapitel 8 erläutert. Dies ermöglicht eine umfassende Datenauswertung und -analyse. Die Ergebnisse werden sukzessive in Kapitel 10 aufgearbeitet. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein technisches Konzept erstellt, welches Anlagenbetreiber bei der Erfüllung der gesetzlichen Auflagen unterstützen soll.

# 6 Zusammenstellung des Messequipments

In dem folgenden Kapitel wird die Auswahl des Messequipment erläutert, begründet und mögliche Fehlerquellen diskutiert. Bei der Auswahl des Messequipments mussten folgende Aspekte berücksichtigt werden. Die maximal zu erwartende Abgastemperatur wurde auf 250 °C festgelegt. Hierfür wurden vor allem die Aussagen der beteiligten Filterhersteller und Anlagenbetreiber berücksichtigt. Diese Temperatur sollte als Maximalwert am Kesselaustritt auftreten. Für die Staubmesstechnik war zusätzlich die erwartete Staubkonzentration ausschlaggebend für die Untersuchungen. Einige Systeme, die beispielsweise auf Zählverfahren basieren, sind nicht für den Einsatz an Biomassefeuerungen konzipiert, da diese die relativ hohen Konzentrationen nicht direkt verarbeiten können. Diese Zählverfahren benötigen eine Abgasverdünnung, wodurch Ungenauigkeiten entstehen können.

## 6.1 Staubmesstechnik

Für die Staubmessungen ist es notwendig ein Messsystem zu verwenden, welches online misst und bestenfalls einer offiziellen Eignungsprüfung unterzogen wurde [102, 103]. Die Messungen sollten jedoch vergleichbar zu Vorarbeiten und Literaturwerten sein. Da die meisten Vorarbeiten auf gravimetrischen Messungen basieren [14][44], wurden zusätzlich gravimetrische Staubmessungen nach VDI 2066 Blatt 1 [104] durchgeführt. Eine große Herausforderung war dabei die Auswahl der Messstelle. Die in der Richtlinie geforderten Ein- und Auslaufstrecken sind an realen Anlagen kaum bis nicht einzuhalten. Aufgrund der meist platzsparenden Bauweise, mussten viele Heizwerke schon im Vorfeld der Messungen ausgeschlossen werden. Bei der Beschreibung der Anlagenauswahl in Kapitel 7.1 wird genauer auf die Platzierung der Messstellen und die aufgetretenen Probleme eingegangen.



### 6.1.1 Gravimetrische Staubmessverfahren

Die gravimetrische Staubmessung erfüllt zwei grundlegende Aufgaben. Zunächst ist es hiermit möglich, vergleichbare Ergebnisse zu erzeugen, in denen die Staubemissionen quantitativ evaluiert werden können. Außerdem ist es erforderlich die Online-Staubmesstechnik an jeder Anlage zu kalibrieren. Hierfür wurden mehrere Messungen gleichzeitig zur laufenden Onlinemessung durchgeführt und mit der entsprechenden Signalstärke verglichen. Es werden Einflüsse, wie die Partikelgrößenverteilung und strömungsmechanische Beeinflussung der Partikel, berücksichtigt. Die Messsonde der gravimetrischen Messung wurde dabei stets so platziert, dass eine vergleichbare Strömungssituation zu erwarten ist, also an einem möglichst langem, geraden Rohrabschnitt. Es wurde zudem darauf geachtet, dass ein ausreichend großer Abstand zwischen den Sonden vorliegt, um eine mögliche gegenseitige Beeinflussung zu minimieren. Die Abgasströmung ist im Rohr als turbulent (Reynoldszahl  $> 2300$ ) zu betrachten, wodurch die Querbeeinflussung zusätzlich vermindert wird [85].

Es wurden zwei gravimetrische Messsysteme verwendet. Zur Vergleichbarkeit wurde ein Planfiltersystem der Firma Paul Gothe GmbH eingesetzt. Dieses ist für Messungen nach der VDI Richtlinie 2066 zugelassen und gilt als Standard-Referenzsystem [105]. Hierbei wird Abgas über eine Düse extrahiert. Die Absauggeschwindigkeit in Kombination mit dem Düsendurchmesser wird so gewählt, dass diese genauso groß ist wie die umgebende Strömungsgeschwindigkeit. Dies wird als isokinetische Probenahme bezeichnet. Das abgesaugte Gasvolumen wird dann durch den beheizten Probenkopf geleitet, in dem sich der Planfilter aus Quarzfasern befindet. Dieser scheidet die Partikel ab und das Gas wird im Folgenden in einem Gaskühler abgekühlt, wodurch der Wasserdampf kondensiert. Dadurch ist es möglich mit einem Gaszähler, das abgesaugte Volumen zu bestimmen, um somit im Anschluss die Staubkonzentration berechnen zu können.

Die einzelnen Proben wurden in Anlehnung an die Vorgaben der VDI Richtlinie 2066 vorbereitet [24]. Zunächst wurden die Proben bei  $180\text{ °C}$  über drei Stunden erhitzt und anschließend mindestens zwölf Stunden im Exsikkator gelagert. Die Gewichtsbestimmung erfolgte anschließend auf einer Feinwaage im Labor. Dieses Verfahren wird auch zur Auswaage der benutzten Filter verwendet. Problematisch bei der Verwendung des Paul Gothe Systems ist dessen Fehleranfälligkeit bei Feldversuchen und die lange Messdauer von bis zu 40 Minuten. Um die zeitliche Effizienz der Messungen zu erhöhen wurde deshalb auf ein weiteres gravimetrisches Messequipment zurückgegriffen. Das FSM System der Firma MRU GmbH hat ein vergleichbares Messprinzip, ist aber in

der Anwendung deutlich vereinfacht und ermöglicht etwa drei Messungen pro Stunde [106].

Dieses System bietet eine automatisierte Datenaufnahme und -verwaltung, eine Messdauer von zehn Minuten und kann zeitgleich den Sauerstoffgehalt bestimmen. Der Nachteil ist, dass eine isokinetische Absaugung nicht möglich ist und die Düsengeometrie nicht variiert werden kann. Vorversuche zeigen jedoch, dass bei den vorhandenen Messbedingungen beide Systeme vergleichbare Ergebnisse liefern. Die Abweichungen liegen daher innerhalb der zu erwartenden Messtoleranzen. Mit diesen beiden Systemen wurden im Verlauf der jeweiligen Messkampagnen mindestens vier Kalibriermessungen pro Messstelle durchgeführt. Die Ergebnisse der Kalibrierungen sind im Anhang A zusammengefasst.

### 6.1.2 Online Staubmessverfahren

Um die Zielsetzung mit der beschriebenen Methodik zu erreichen, ist ein kontinuierlich arbeitendes Messsystem essenziell. Bei der Auswahl des richtigen Systems waren vor allem zwei Kriterien wichtig:

- **Abgastemperatur**
- **Staubkonzentration**

Aufgrund dieser Anforderungen fiel die Wahl auf die Dusthunter-Systeme der Firma SICK Engineering GmbH. Diese Sensoren sind speziell für den Einsatz in industriellen Abgasen konzipiert [107] und eignungsgeprüft nach DIN EN 15267 [108]. Der Sensor besteht aus einer Lanze, die in das Abgas eingebracht wird und mit Frischluft gekühlt wird. An der Spitze befindet sich das Messvolumen. Abbildung 6.1 zeigt den schematischen Aufbau der Messung. Ein Laserstrahl wird durch die vorbeifliegenden Partikel gestreut und das erzeugte Lichtsignal von einem Detektor erfasst. Eine erhöhte Staubkonzentration wird somit mit einer erhöhten Streulichtintensität detektiert.

Die gemessene Streulichtintensität wird über einen analogen Signalausgang (4-20 mA) ausgegeben. Diese Daten können in der Auswertung, mit Hilfe der aufgenommenen Kalibrierkurve, in Staubkonzentrationen umgerechnet werden.

## 6.2 Abgasanalyse

Zur korrekten Bestimmung der Staubkonzentration ist die Erfassung der Sauerstoffkonzentration essentiell. Nur so können die Emissionen am Ein- und

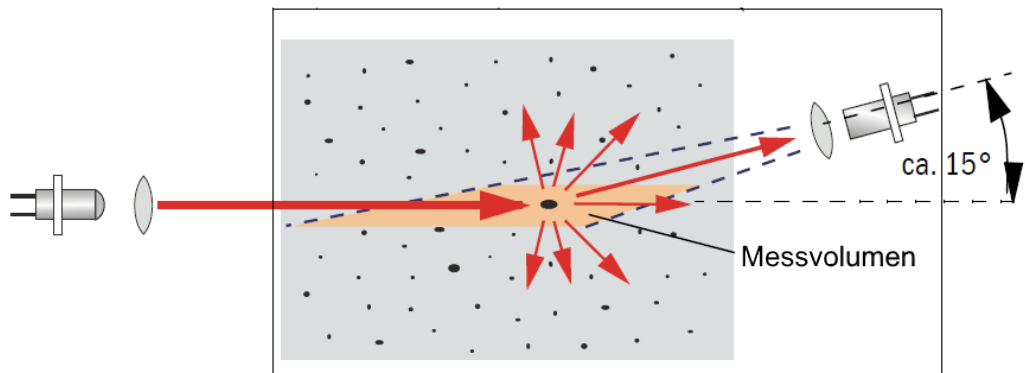


Abbildung 6.1: Schematischer Aufbau der Streulichtmessung [107]

Austritt des Filters vergleichbar gemacht werden und eine Verdünnung des Abgases mit Frischluft ausgeschlossen werden. Zusätzlich werden Kohlenstoffmonoxid und Stickoxide gemessen. Weitere entscheidende Parameter sind die Abgastemperatur ( $T_{\text{Abgas}}$ ), der Druck ( $p_{\text{Abgas}}$ ) und die Strömungsgeschwindigkeit ( $v_{\text{Abgas}}$ ) im Kanal. Mit diesen Parametern ist eine Umrechnung auf Normkubikmeter möglich. Bei der Auswahl des passenden Messgerätes gelten auch hier die Anforderungen an die Belastbarkeit, aber auch zusätzliche Kriterien, wie Langzeitstabilität und Datenhandling. Es wurden ein MGA Prime und ein VARIOluxx Abgasmessgerät der Firma MRU GmbH verwendet. Beide sind für den mobilen industriellen Einsatz konzipiert und decken alle nötigen Anforderungen ab [109, 110]. Zur Messung werden nicht-dispersive Infrarotsensoren (NDIR), elektrochemische Sensoren, Thermoelemente und Prandtl-Staurohre eingesetzt. Die messbaren Parameter und Größenordnungen sind in den Tabellen 6.1 und 6.2 zusammengefasst.

Für die Messstelle nach dem Elektrofilter wird das VARIOluxx Modell gewählt, da hier eine etwas niedrigere Temperatur und vor allem deutlich reduzierte Staubkonzentrationen auftreten.

### 6.3 Datenaufzeichnung

Die Daten der kontinuierlichen Staubmessung wurden vor Ort von einem Datenlogger aufgezeichnet, da eine interne Speicherung im Sensor nicht vorgesehen ist. Zu diesem Zweck wurde der Datenlogger Expert Logger 200 der Firma Delphin Technology AG verwendet [111]. Die analogen Stromsignale wurden über einen Messwiderstand in Spannungssignale transformiert und über die gesamte Dauer der Messkampagne aufgezeichnet. Die Abtastrate beträgt ein

Parameter	Sensortyp	Messbereich
O <sub>2</sub>	elektrochemisch	0 - 25 %
CO <sub>2</sub>	NDIR	0 - 40 %
CO	NDIR	0 - 10.000 ppm
CH <sub>4</sub>	NDIR	0 - 10.000 ppm
C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	NDIR	0 - 10.000 ppm
NO	NDIR	0 - 4.000 ppm
NO <sub>2</sub>	NDIR	0 - 1.000 ppm
SO <sub>2</sub>	NDIR	0 - 4.000 ppm
N <sub>2</sub> O	NDIR	0 - 1.000 ppm
T <sub>Abgas</sub>	Thermoelement	0 - 1.200°C
v <sub>Abgas</sub>	Prandtl-Rohr	3 - 100 m/s
p <sub>Abgas</sub>	Differenzdruck	-120 - +120 hPa

Tabelle 6.1: Zusammenfassung der messbaren Abgasparameter durch das MGA Prime[110]

Parameter	Sensortyp	Messbereich
O <sub>2</sub>	elektrochemisch	0 - 25 %
CO <sub>2</sub>	NDIR	0 - 40 %
CO	NDIR	0 - 30.000 ppm
CH <sub>4</sub>	NDIR	3.000 - 10.000 ppm
NO	elektrochemisch	0 - 5.000 ppm
NO <sub>2</sub>	elektrochemisch	0 - 1.000 ppm
SO <sub>2</sub>	elektrochemisch	0 - 2.000 ppm
T <sub>Abgas</sub>	Thermoelement	0 - 1.200°C
v <sub>Abgas</sub>	Prandtl-Rohr	3 - 100 m/s
p <sub>Abgas</sub>	Differenzdruck	-120 - +120 hPa

Tabelle 6.2: Zusammenfassung der messbaren Abgasparameter durch das VA-RIOluxx[109]

Herz, jedoch wurden gleitende Mittelwerte über 30 Sekunden aufgezeichnet, um die Datenmenge zu reduzieren. Schwankungen in den Staubkonzentrationen konnten aufgrund der Systemträgheit ausreichend genau aufgelöst werden. Die gesammelten Daten aller Messgeräte werden in einer SQL-Datenbank ge-

speichert. Das Vorgehen ist detailliert in Kapitel 8 beschrieben.

## 6.4 Schema des Messaufbaus

Abbildung 6.2 zeigt den gesamten Aufbau des Messequipments sowie den Verlauf der Datenströme. Jeweils vor und nach der Filtereinheit werden zwei DIN 80 Flansche platziert. Im ersten Flansch werden Anschlüsse für die Gasanalyse und die gravimetrische Staubbmessung zur Kalibrierung installiert. Im zweiten Flansch wird der Dusthunter (DH) verbaut. Wie bereits beschrieben werden die Lichtintensitätssignale der DH im Datenlogger gespeichert und können anschließend über die Kalibrierfunktionen in Staubkonzentrationen umgerechnet werden.

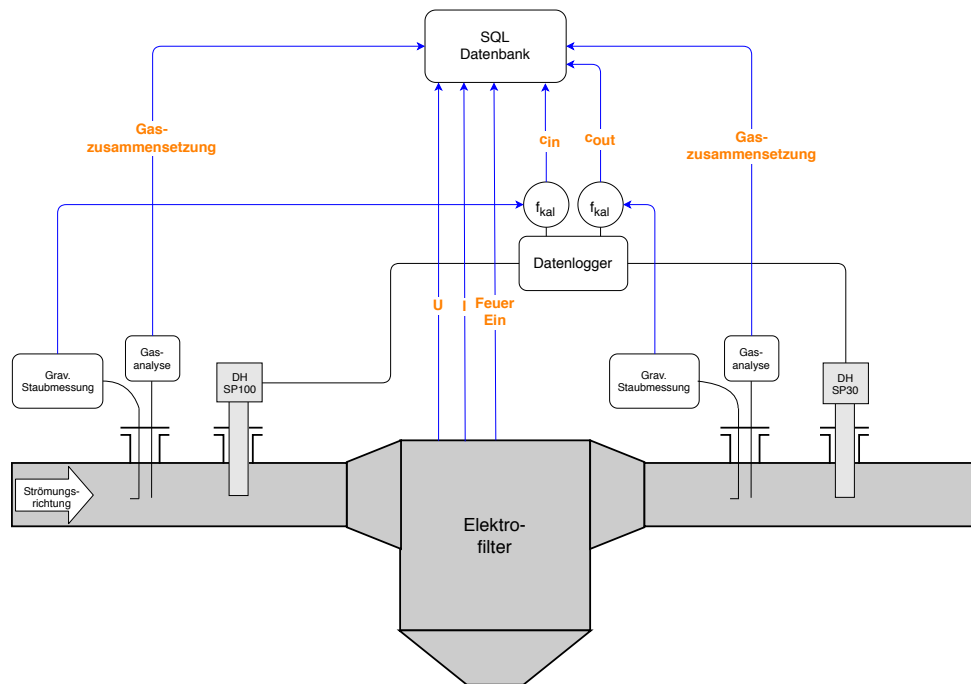


Abbildung 6.2: Gesamte Darstellung des Messaufbaus mit Datenflussmodell

# 7 Planung und Ablauf der Feldmessungen

Die Erkenntnisse aus Labor- oder Technikumsanlagen können aufgrund auftretender Betriebsschwankungen und -störungen oft nur unzureichend auf kommerziell betriebene Anlagen übertragen werden. Dadurch ist es nur zielführend die Messungen und Versuche an existierenden Anlagen durchzuführen. Zudem sind es insbesondere die in der Realität vorhandenen Fahr- und Betriebsweisen, die eine Herausforderung an die Anlagenanalyse darstellen. Im folgenden Kapitel wird beschrieben, unter welchen Kriterien die Anlagen ausgewählt wurden und welche Spezifika die jeweiligen Heizwerke aufweisen. Anschließend wird auf die Versuchsplanung eingegangen und wie die Anlagen vorbereitet werden mussten, um die Messungen durchführen zu können. Zusätzlich wird im Weiteren auf den Messablauf und die aufgetretenen Probleme eingegangen. Der Messablauf musste während der Arbeit mehrfach angepasst werden, damit zielorientiert auf die Gegebenheiten vor Ort reagiert werden konnte.

## 7.1 Anlagenauswahl

Im Rahmen des Projektes wurden Messkampagnen an vier Anlagen angestrebt. Damit sollten Aussagen gemacht werden können, die auf ein breites Feld an verschiedenen Heizwerktypen anwendbar sind. Es wurden verschiedene Kriterien festgelegt, welche die Auswahl der Anlagen und die Umsetzung der Messkampagnen vereinfachen.

### **Thermische Leistung**

Das erste Auswahlkriterium ist die thermische Leistung. Die Anlagen sollten in den Geltungsbereich der 44. Bundes-Immissionsschutzverordnung fallen [11]. Die größte Anlage in der Auswahl hat eine Feuerungswärmeleistung von fast 2 MW und die kleinste Anlage eine Leistung von 0,8 MW. Diese Anlage fällt zwar nicht unter die Bestimmungen der 44. BImSchV, aber die Anlagentechnik ist sehr gut vergleichbar. Zudem sind die Änderungen in der Anlagentechnik in

diesen Größenordnungen fast ausschließlich in den Geometriedimensionen zu finden. Da auch die Messgeräte meist nur für gewisse Abgasrohrdurchmesser geeignet sind, sind hier die Möglichkeiten limitiert.

### Messtellen

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Verfügbarkeit geeigneter Messstellen an den Anlagen. Wie bereits beschrieben, wurde bei der Auswahl versucht Messstellen zu finden, die den Empfehlungen der VDI Richtlinie 2066 Blatt 1 entsprechen. Darin wird eine ungestörte Einlaufstrecke von fünf hydraulischen Durchmessern und eine Auslaufstrecke von zwei hydraulischen Durchmessern gefordert [112]. Diese Vorgaben sind an kommerziellen Heizwerken insbesondere zwischen dem Kessel und der Filtereinheit nicht einzuhalten. Dies wird im Normalfall bei der Planung der Anlagen nicht berücksichtigt, da meist auf kurze und materialsparende Rohrführungen geachtet wird.

Nichtsdestotrotz mussten Messstellen gefunden werden, die diesen Vorgaben möglichst nah kommen und für die Messungen zugänglich sind. Es wurde also auf eine möglichst lange Ein- und Auslaufstrecke geachtet, die mit dem Messequipment zugänglich ist. Die beiden Streulichtsensoren benötigen eine Messöffnung mit einem Innendurchmesser von mindestens 70 Millimeter. Dies wurde bei einigen Anlagen mit einem angebrachten DIN DN 80 Flansch umgesetzt. Damit konnten die Sensoren fest verschraubt und im mittleren Drittel des Rohrdurchmessers platziert werden. In Abbildung 7.1 ist der Einbau der Sensoren schematisch dargestellt.

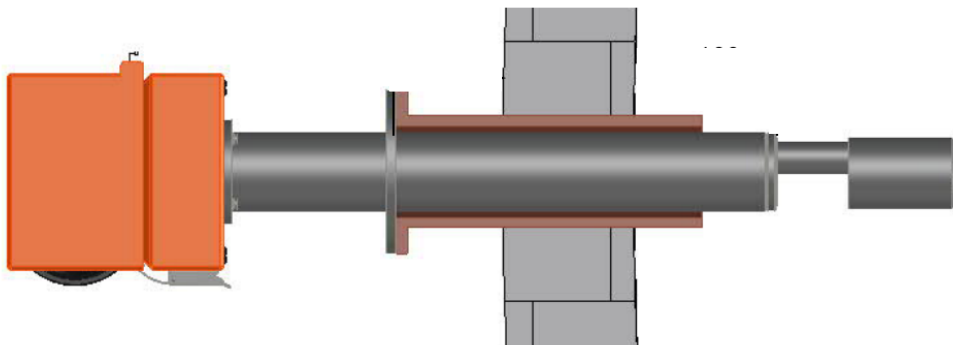


Abbildung 7.1: Schematischer Platzierung des Sensors im Rauchrohr [107]

Bei Annahme einer turbulenten Strömung kann somit ein repräsentatives Messergebnis erzielt werden. Um eine einheitliche Vorgehensweise zu ermöglichen, wurde auch ein zweiter Flansch angebracht. Dieser wurde dann mit einem Flanschdeckel mit zwei 1/2 Zoll Einschraubungen versehen. Dadurch

war auch der Anschluss der gravimetrischen Staubmessgeräte und der Gasanalyse möglich. Ein beispielhafter Aufbau mit angeschlossenem Staubsensor und Gasanalyse ist in Abbildung 7.2 zu sehen.

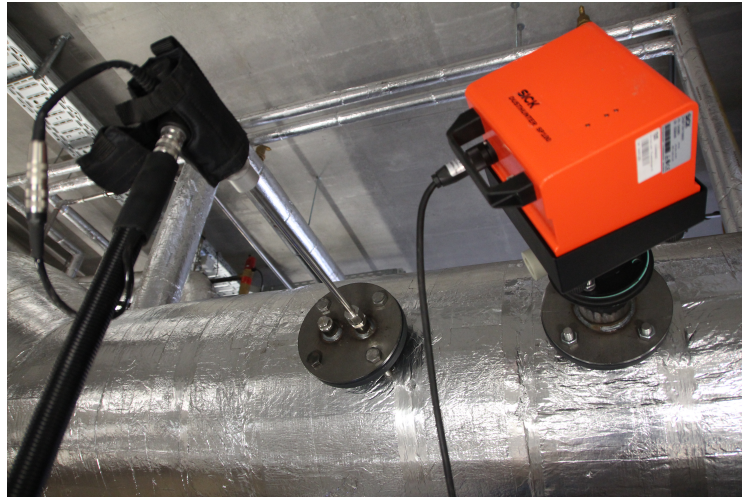


Abbildung 7.2: Beispielhafter Messaufbau

### Datenverfügbarkeit

Zusätzlich zu den Daten, die von den installierten Messgeräten generiert wurden, sind Strom und Spannung, sowie der Lastgrad der Feuerung wichtig für die angewendete Methodik. Eine hohe Feuerungswärmeleistung bedeutet auch einen hohen Abgasvolumenstrom. Der Volumenstrom ist jedoch eine Variable, die in Kapitel 10 in der Filterkonstanten integriert wird. Dies bedeutet, dass die vorgestellte Methode zur Überwachung des Elektrofilters rechnerisch nur bei konstantem Volumenstrom und somit auch konstanter Leistung Anwendung finden kann. Auf diesen Einfluss wird in der Ergebnisdiskussion noch genauer eingegangen.

Informationen über den aktuellen Lastgrad der Feuerung sind unerlässlich für die Messanalysen. Die Verfügbarkeit dieser Daten musste bei jeder Anlage individuell geprüft werden. Meistens ist jedoch ein sogenannter Leistungsfaktor vorhanden, der die aktuelle Leistung relativ zur maximalen Last in einem Bereich von 0 bis 100 % angibt. Da dieser Faktor meist ein Vorgabewert war, wurde er im laufenden Betrieb auch nicht von der Steuerung geändert und konnte als konstant angenommen werden. Die natürlichen Schwankungen aufgrund von Veränderungen in der Brennstoffqualität oder durch den intervallabhängigen Einschub des Brennstoffs, konnten jedoch nicht genauer erfasst werden. Auch die Angabe der Feuerraumtemperatur ist aufgrund der Systemträgheit nicht ausreichend exakt.



Ein weiterer Punkt ist die Definition des „Feuer Ein“ Signals. Hierfür war es wichtig alle infrage kommenden Parameter der Feuerung aufzuzeichnen. Dazu gehören die Lastgrade der Primär-, Sekundär-, Abgas- und Rezirkulationsventilatoren, sowie die Ventilstellung der Abgastemperaturanhebung, falls vorhanden. Da hier in vielen Fällen keine automatische Datenaufzeichnung verfügbar war, wurde auf Handprotokolle zurückgegriffen.

Die Filterparameter, Strom und Spannung, konnten aus der Steuerung des Elektrofilters ausgelesen werden.

## 7.2 Vorstellung der Heizwerke

Im Folgenden werden die ausgewählten Anlagen kurz porträtiert. Relevante Faktoren sind dabei die Anlagengröße, der verwendete Filtertyp, der eingesetzte Brennstoff, sowie Besonderheiten, welche die Messungen beeinflussen. Alle Anlagen verfügen über einen Vorschubrost. Angaben zu Herstellern und Standorten werden nicht gemacht, da es nicht Ziel dieser Arbeit ist, die Qualität der Anlagen und Hersteller zu vergleichen. Die wichtigsten Informationen sind in Tabelle 7.1 zusammengefasst.

Nr.	Feuerungswärmeleistung	Filtertyp	Informationen
1	800 kW	Röhrenfilter	- Hackschnitzel B1 - Anschluss an Nahwärmenetz - Pufferladebetrieb - Zyklon im Gehäuse des Filters integriert - Innenaufstellung
2	1.400 kW	Plattenfilter	- Waldhackschnitzel mit hohem Nadelanteil - Modulierende Leistung für Dampferzeugung - Gewerbe: Brauerei - Außenaufstellung
3	1.950 kW	Röhrenfilter	- Waldhackschnitzel - Anschluss an Nahwärmenetz - Pufferladebetrieb - Zyklon im Gehäuse des Filters integriert - Innenaufstellung
4	1.600 kW	Plattenfilter	- Holzspäne, -staub und Hackschnitzel - Prozesswärmebereitstellung (konstant) - Gewerbe: Holzverarbeitende Produktion - Außenaufstellung

Tabelle 7.1: Zusammenfassung der wichtigsten Parameter und Informationen zu den ausgewählten Anlagen

In den folgenden Kapiteln werden die Anlagen mit der vergebenen Nummerierung benannt. Die Filteranlagen werden in regelmäßigen Zeitabständen automatisiert gereinigt. Bei den Anlagen 1 und 3 wird für eine Zeitspanne von 30 Sekunden der Elektrofilter in Bypass geschaltet und die Elektroden gereinigt. Bei den Anlagen 2 und 4 werden die Elektroden per Klopfen gereinigt. Hierfür wird jeweils eine Gasse der Plattenfilter während dem Betrieb gereinigt. In allen späteren Ergebnissen erzeugen die Reinigungsvorgänge keinen Anstieg der Staubkonzentrationen am Filteraustritt, welcher von der normalen Schwankung der Konzentration zu unterscheiden wäre. Deshalb wird der Einfluss der Filterreinigung auf die Staubkonzentration am Austritt in den Ergebnissen nicht weiter diskutiert.

## 7.3 **Versuchsplanung**

Bei der Versuchsplanung ist zunächst zu unterscheiden, ob der Elektrofilter im Über- oder Unterdruck betrieben wird. Dies dient zur Beurteilung, ob die Anlage für den Einbau der Messgeräte abgeschaltet werden muss, welche Dichtungen verwendet werden müssen und welche zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen getroffen werden müssen. Bei Überdruckanlagen, also wenn der Abgasventilator vor dem Abscheider verbaut ist, ist ein Einbau im laufenden Betrieb aufgrund der Gefährdung der beteiligten Personen nicht möglich. Des Weiteren muss der Aufstellungsort des Filters berücksichtigt werden. Dabei muss auf die zugelassenen Betriebsbedingungen der Messgeräte geachtet werden. Die vorgestellte Messausstattung ist für den Einsatz in Gebäuden konzipiert und kann nur unter bestimmten Voraussetzungen im Freien eingesetzt werden. Besonders wichtig ist dabei der Schutz vor Niederschlag jeglicher Art.

Zudem wurde darauf geachtet, dass weder bei zu niedrigen noch bei zu hohen Außentemperaturen gemessen wird. Zusätzlich musste im Vorfeld ermittelt werden, wie die Anlage betrieben wird. Die Feuerungswärmeleistung richtet sich im Normalfall nach der Wärmeabnahme des angeschlossenen Netzes. Jedoch wird diese Verknüpfung teilweise durch einen Pufferspeicher entkoppelt. Die Biomasseanlage speist die produzierte Wärme ins Netz und die Energie, die nicht abgenommen wird, lädt den Speicher. Das hat den Vorteil, dass die Anlage einen stationären Betriebszyklus fahren kann. Ist der Puffer voll, muss die Anlage abschalten. Die Folge ist ein Betrieb, der sich am Füllstand des Speichers orientiert und somit blockweise an- und abschaltet. Für die Versuchsvorbereitung ist es essentiell, dass in der geplanten Messkampagne ausreichend Betriebszyklen liegen, um alle nötigen Messungen mehrfach bestimm-

men zu können. Wie in Kapitel 7.1 beschrieben, ist außerdem der Punkt der Datenverfügbarkeit zu klären. Es ist entscheidend, ob und wie die benötigten Anlagendaten ermittelt und gespeichert werden. Je nachdem muss die entsprechende Arbeitszeit in die Datenbeschaffung eingeplant werden. Diese Faktoren wurden in Vorabgesprächen und Besichtigungen vor Ort geklärt und dokumentiert.

### 7.4 Ablauf der Messungen

Wie bereits erläutert, richtete sich der Ablauf der Messungen nach den Betriebszyklen der Anlagen. Um alle benötigten Daten mit einer hohen statistischen Relevanz zu generieren, müssen demnach ausreichend Fahrzeiten der Anlage für Messungen vorhanden sein. Zu Beginn wurden deshalb zunächst die Online-Staubsensoren eingebaut. Anschließend wurde damit begonnen, Kalibriermessungen mit den gravimetrischen Staubmessgeräten durchzuführen. Da stets zwei Personen an der Anlage waren, konnte dies parallel vor und nach dem Filter durchgeführt werden. Es wurden mindestens vier gravimetrische Messungen pro Seite erfasst.

Die Gasanalyse konnte aufgrund der begrenzten Anzahl an Zugängen nicht gleichzeitig zur Kalibrierung laufen und wurde deshalb entweder im Anschluss oder über Nacht eingebaut. Hierfür wurden zusätzlich Brennstoffproben genommen, die so zeitlich abgestimmt wurden, dass die Probe den Brennstoff widerspiegelt, der während der Messkampagne verbrannt wurde. Die Zwischenzeiten wurden dazu genutzt wichtige Anlagenparameter auszulesen und zu protokollieren. Bei einzelnen Heizwerken war es zusätzlich möglich die Betriebsweise zu variieren. Folglich konnte gezielt das Teillastverhalten und die dazugehörigen Emissionen untersucht werden konnten. Am Ende der Kampagne wurden Ascheproben genommen. Bei den Anlagen mit getrennt gesammelten Filter- und Kesselasche, konnten demnach zwei Proben gezogen werden.

### 7.5 Aufgetretene Probleme

Einige Schwierigkeiten waren zu Beginn der Messkampagnen nicht abzusehen. Beispielsweise wird der Betrieb des Elektrofilters oft nur unzureichend überwacht und Ausfälle werden zu spät oder nicht registriert. Es ist der Fall aufgetreten, dass das Hochspannungsgerät des Filters defekt war, dies aber nicht als Störung angezeigt wurde. Dadurch lief die Anlage über mehrere Tage

ohne funktionierende Staubabscheidung. Dieses Fehlverhalten zeigte sich nur dadurch, dass die aktuellen Werte von Strom und Spannung, die auf dem Display des Filters abrufbar waren, mit null angezeigt wurden.

Ein ähnliches Problem zeigte sich auch im Betrieb der Feuerungen. Auch hier kam es zu Ausfällen aufgrund von Störungen. Dies war jedoch seltener der Fall und konnte mit Hilfe eines Störungsberichts meist schneller behoben werden.



## 8 Datenauswerteroutine

Die anfallenden Daten wurden mittels eines einheitlichen Systems analysiert. Die Umsetzung basiert dabei auf der Programmiersprache Python. Python wurde 1989 von Guido van Rossum entwickelt und wurde seitdem zu einer der meist-verwendeten Hochsprachen im wissenschaftlichen Umfeld. Die Sprache ist objektorientiert und arbeitet mit einer simplen Syntax. Ein weiterer entscheidender Vorteil ist, dass Python eine „Open Source Software“ ist und somit kostenfrei bezogen und genutzt werden kann. Zusätzlich ist die Programmiersprache mit allen gängigen Betriebssystemen kompatibel. Dadurch entstand bis heute eine umfangreiche Bibliothek an Modulen und das bietet die Möglichkeit von Projekten anderen Wissenschaftler zu profitieren. Die wesentlichen Nachteile dagegen sind die tendenziell geringere Ausführungsgeschwindigkeit im Vergleich zu beispielsweise C oder Fortran, sowie die Kompatibilität zwischen den Python Versionen [113]. Für die entstandenen Daten bietet sich ein relationales Datenbanksystem an, da somit stets der Bezug zu Datum und Uhrzeit hergestellt werden kann. Im System existiert eine zentrale Datenbank, die von einem Datenbankmanagementsystem (DBMS) kontrolliert wird. Möchte eine Anwendung auf Daten zugreifen, wird die entsprechende Anfrage an das DBMS gesendet, dieses sucht die entsprechenden Daten heraus und übermittelt diese der Anwendung. Dieses System hat den Vorteil, dass eine Veränderung der Datenbank nur vom DBMS durchgeführt werden kann. Dadurch werden unerwünschte Fremdeinwirkungen verhindert und das Ordnungssystem bleibt erhalten. Eine der Sprachen mit denen ein DBMS betrieben wird, heißt SQL. SQL wurde in der Mitte der 80er Jahre standardisiert und ist heute ein weit verbreitetes System zur Ordnung und Verarbeitung von Daten [114]. Python bietet mit SQLite die Möglichkeit dieses Datenbanksystem mit Pythonanwendungen zu verbinden und zu kontrollieren. Zunächst wird mit dem Befehl „connect“ eine Verbindung zur Datenbank hergestellt. Anschließend kann mit einem sogenannten „Cursor“-Objekt die Datenbank bearbeitet werden. Über dieses Objekt können Tabellen erstellt und mit Daten gefüllt werden. Bei der Strukturierung der Daten ist bereits auf die jeweiligen Abhängigkeiten und Verbindungen zu achten, um eine spätere Auswertung zu

vereinfachen. Die Rohdaten liegen einerseits im „xlsx“- oder „csv“-Format vor und müssen vor der Einarbeitung in ein einheitliches Format gebracht werden. Bekannte Probleme sind beispielsweise das Format von Datum und Uhrzeit, die Verwendung von Gleitkommazahlen und die Definition von fehlenden Werten. Nach der Vereinheitlichung können die Daten automatisiert in die Tabellen eingefügt werden. Für die Bearbeitung und das Auslesen der Datenbank wurde ein eigenes Programm mit Python entwickelt. Das Programm basiert auf drei eigenständigen Ebenen, die nur über den Austausch von Daten verbunden sind. Das hat den Vorteil, dass eine klare Programmstruktur mit definierten Aufgabenbereichen entsteht. Die drei Ebenen sind:

- Datenbankebene
- Verarbeitungsebene
- Benutzeroberfläche

Die Datenbankebene ist ausschließlich für die Interaktion mit der Datenbank zuständig. Diese kommuniziert mit dem DBMS und gibt die Informationen an die Verarbeitungsebene weiter. Die Verarbeitungsebene dient als Bindeglied zwischen den beiden anderen Ebenen. Hier können zusätzlich auch Berechnungen implementiert werden. Die Benutzeroberfläche basiert auf dem Python Modul „Dash“. Dieses ist eine Entwicklungsumgebung für Benutzeroberflächen, die auf einfache Browser-basierte Visualisierung von Daten abzielt. Der Vorteil ist, dass „Dash“ ein eigenständiges Programm auf einem Webserver erstellen kann, welches dann über das Internet von überall aufrufbar ist. Wenn eine der beschriebenen Überwachungsmethoden in der Zukunft behördlich eingesetzt werden sollten, könnte „Dash“ eine Möglichkeit sein, die Daten für Betreiber und Behörden gleichermaßen zugänglich zu machen. Die Ebenenstruktur vereinfacht eine Weiterentwicklung des Programms und die Implementierung neuer Bausteine, wie beispielsweise ein Daten-Streaming auf einen Cloud-Speicher. Somit kann hiermit die Basis für weitere Entwicklungen in der Überwachung von Anlagen gelegt werden.

## 9 Theorie der Methodik

Die entwickelte Methodik basiert auf der physikalischen Betrachtung des Abscheiders, welche in Abschnitt 3.1.1 dargestellt wurde. Der erste Ansatz zur Berechnung des Abscheidvorgangs befindet sich in einer Veröffentlichung von Walther Deutsch aus dem Jahr 1922 [115]. In diesem Bericht beschreibt er, wie sich die Anzahl der verbleibenden (gleichförmigen) Partikel in einem rohrförmigen elektrostatischen Abscheider auf physikalischer und statistischer Ebene berechnen lässt.

$$n_L = n_0 \cdot e^{-\frac{4u}{Dv}L} \quad (9.1)$$

Hier steht  $n_L$  für die Menge an Partikeln, die nach der Länge  $L$  noch vorhanden sind und  $n_0$  steht für die von Beginn an vorhandenen Partikel. In der Exponentialfunktion befinden sich nun die verschiedenen Einflussfaktoren.  $u$  steht für die mittlere Wanderungsgeschwindigkeit der Partikel quer zur Strömungsrichtung,  $D$  ist der Innendurchmesser des betrachteten Rohres und  $v$  die Strömungsgeschwindigkeit in Rohrrichtung. Diese Gleichung lässt sich umstellen, um eine Formulierung für den Abscheidegrad  $\eta$ , also das Verhältnis aus den abgeschiedenen zu den ursprünglich vorhandenen Partikeln, zu bekommen.

$$\eta = \frac{n_0 - n_L}{n_0} = 1 - \frac{n_L}{n_0} = 1 - e^{-\frac{4u}{Dv}L} \quad (9.2)$$

Diese Gleichung wurde 1963 von Harry J. White aufgegriffen [79]. Zusätzlich diskutiert er den Prozess auf stochastischer Ebene. Er kommt auf eine sehr ähnliche Gleichung, wodurch die ursprüngliche Idee von Deutsch bestätigt wird.

$$\eta = 1 - e^{-\frac{Au}{V}} \quad (9.3)$$

In seiner Version ersetzt er lediglich den Durchmesser, die Länge und die Strömungsgeschwindigkeit durch die durchströmte Fläche und Volumenstrom  $\dot{V}$ . Einige Voraussetzungen für die Gültigkeit beider Gleichungen sind jedoch zu beachten [79]:



- Die Feldstärke und die Wanderungsgeschwindigkeit müssen auch in Wandnähe konstant bleiben (unabhängig vom Partikeldurchmesser).
- Alle Partikel, die in die Grenzflächenströmung der Niederschlagsfläche geraten, werden abgeschieden.
- Es handelt sich um eine komplette Durchmischung der Partikel im Querschnitt durch Turbulenzen des Gases.
- Es liegt eine konstante Gasgeschwindigkeit, außer an der Grenzfläche, vor.
- Störende Einflüsse, wie Wiedereintragung der Partikel, Gegenkorona, agglomerierende Partikel und ungleichförmige Koronaentladungen werden vernachlässigt.

Die Erfahrung aus den Messungen zeigen, dass diese Voraussetzungen in realen Anlagen fast nie erreicht werden. Der Realfall ist jedoch ein statistisches Phänomen. Dies bedeutet, dass die Kenntnis der Einflussfaktoren genügt, um eine Abbildung der Realität zu erzeugen. Dann hängt es lediglich davon ab, wie stark sich die Einflüsse auswirken und ob ein mathematischer Zusammenhang gefunden werden kann. Die meisten auftretenden Einflussfaktoren, wie Innendurchmesser und Strömungsgeschwindigkeit, sind eindeutig definiert. Nur die Wanderungsgeschwindigkeiten bieten die Möglichkeit, einen besseren Einblick der Zusammenhänge zu erhalten. Aus diesen Überlegungen versuchte beispielsweise Gene Cooperman eine einheitliche Theorie des Abscheidvorgangs zu formulieren [116]. Die Wanderungsgeschwindigkeit lässt sich bei Teilchen dieser Größenordnung in einem elektrischen Feld mit dem Gesetz von Stokes berechnen:

$$w = \frac{qE}{6\pi\mu d} \quad (9.4)$$

In dieser Gleichung steht  $q$  für die elektrische Ladung der Partikel,  $\mu$  für die dynamische Viskosität des Gases,  $d$  für den Partikeldurchmesser und  $E$  für die elektrische Feldstärke. Für sehr kleine Partikel mit einem Durchmesser kleiner als  $1\ \mu\text{m}$  wird die Gleichung 9.4 um die sogenannte Cunningham-Korrektur erweitert, die aus der Molekülstruktur des Gases resultiert[116]:

$$w = \frac{qE}{6\pi\mu d} \left(1 + Cu \frac{\lambda}{d}\right) \quad (9.5)$$

Diese Korrektur wird für die folgenden Überlegungen nicht berücksichtigt, da von einer breiten Partikelgrößenverteilung ausgegangen wird. Im Stokes

---

Gesetz lassen sich zwei Faktoren definieren, die vom elektrostatischen Filter beeinflussbar sind. Die elektrische Feldstärke ist direkt proportional zur angelegten Spannung zwischen den Elektroden. Gleichung 9.6 gilt dabei nur für einen idealen Plattenfilter:

$$E = \frac{U}{D} \quad (9.6)$$

Der zweite Faktor ist die elektrische Ladung der Teilchen. Der Strom zwischen den Elektroden eines Elektrofilters resultiert hauptsächlich aus Ladungsträgern, die von Partikeln vom Feld um die Sprühelektrode zur Niederschlags-elektrode transportiert werden. Von dieser Betrachtungsweise ausgehend, kann der fließende Strom als proportional zur Anzahl der transportierten Ladungen über eine gewisse Zeit betrachtet werden. Wird nun davon ausgegangen, dass die Anzahl der Ladungsträger pro Partikel relativ konstant ist, ist der Strom proportional zur Anzahl der abgeschiedenen Staubteilchen. Dieser Zusammenhang kann wie in Gleichung 9.7 eingearbeitet werden:

$$I = \frac{q}{dt} \quad (9.7)$$

Der Ausdruck  $dt$  steht dabei für das betrachtete Zeitintervall, das jedoch nicht näher definiert ist. Setzt man die Gleichungen 9.6, 9.7 und 9.4 zusammen, kann dieser Ausdruck für die Wanderungsgeschwindigkeit in Gleichung 9.2 eingesetzt werden.

$$\eta = 1 - e^{-\frac{2Ldt}{3D^2v\pi\mu d}UI} \quad (9.8)$$

Abgesehen von Spannung und Strom, befinden sich noch andere Faktoren in der Exponentialfunktion. Die Länge der Abscheidestrecke  $L$  und der Abstand der Elektroden  $D$  sind geometrische Eigenschaften des Filters, die zwar spezifisch für den jeweiligen Abscheider, jedoch auch konstant sind. Die Viskosität des Gases  $\mu$  und die Partikelgröße  $d$  sind nicht konstant. Wird jedoch ein stationärer Betriebspunkt der Feuerung angenommen, können diese Werte mit einem konstanten gemittelten Wert ersetzt werden. Das festgelegte Zeitintervall  $dt$  ist ebenfalls konstant. Daraus resultiert, dass der Bruch in Gleichung 9.8 für einen stationären Betrieb durch eine Konstante  $k$  ersetzt werden kann.

$$\boxed{\eta = 1 - e^{-kUI}} \quad (9.9)$$

Diese Gleichung ist die mathematische Grundlage der analysierten Überwachungsmethodik. Wenn es möglich ist, die spezifische Filterkonstante  $k$  zu bestimmen, ist nur eine Aufzeichnung der Parameter Spannung  $U$  und Strom  $I$  notwendig, um den Abscheidegrad zu berechnen.  $U$  und  $I$  werden im Normalfall bereits von der Steuerung der Filter aufgezeichnet, wodurch aufwendige Umbaumaßnahmen und zusätzliche Investitionen vermieden werden können. Nach Gleichung 9.9 ist eine Überprüfung ausreichend, ob das derzeitige Produkt aus  $U$  und  $I$  höher ist als das Produkt, das zur Einhaltung der gesetzlichen Grenzen notwendig wäre.

Die errechnete Filterkonstante  $k$  gilt dabei nur für die Nennlast, bei der die Konstante bestimmt wurde. Wird  $k$  bei Volllast der Feuerung bestimmt, wird der kritischste Fall für den Filter abgedeckt. Fährt die Anlage in Teillast, muss deshalb davon ausgegangen werden, dass der Abscheidegrad zunimmt. Dieses Verhalten wurde von den Filterherstellern und von den später gezeigten Messungen bestätigt.

Um die Methodik anzuwenden muss in einer Prüfung des Filters der Abscheidegrad ermittelt werden, welcher zur Einhaltung des Reingasstaubgrenzwertes führt. Daher definiert der gesetzliche Grenzwert in einem Diagramm von  $U$  über  $I$  eine Filtergrenzlinie, die in Abbildung 9.1 für unterschiedliche Abscheidegrade dargestellt ist.

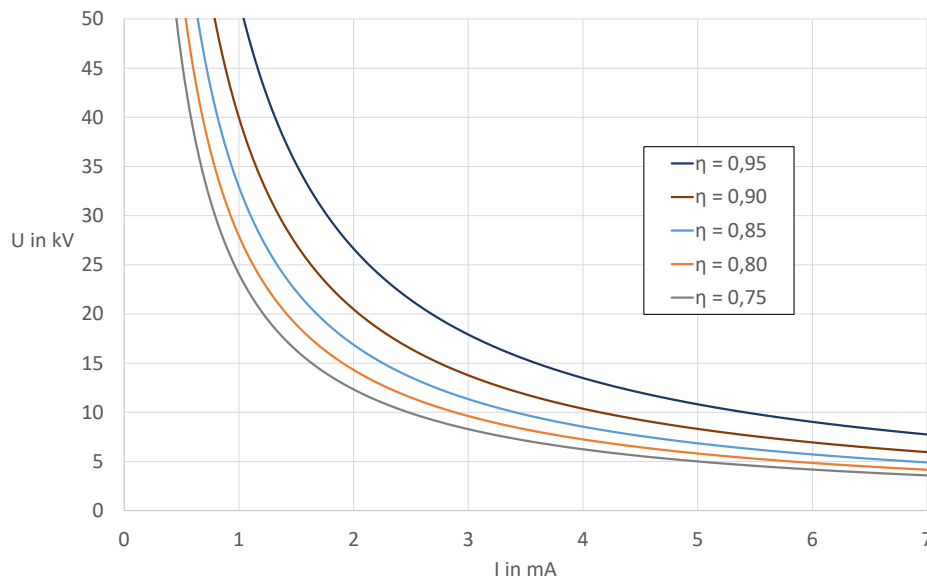


Abbildung 9.1: Beispielhafte theoretische Filtergrenzlinien für unterschiedliche Abscheidegrade bei konstanten Betriebs- und Rauchgasbedingungen

---

Jeder Betriebszustand erzeugt einen Punkt in der Darstellung. Wenn dieser rechts über der jeweiligen Grenzlinie liegt, arbeitet der Abscheider effizient. Alle anderen Punkte können als ineffiziente Betriebspunkte angesehen werden. Dies ist jedoch nur ein theoretischer Ansatz. Die folgenden Untersuchungen sollen zeigen, ob es möglich ist, die Konstante zu bestimmen und unter welchen Rahmenbedingungen diese auch wirklich als konstant zu betrachten ist. Im Rahmen einer Gesetzgebung oder der Erstellung von Richtlinien ist es wichtig klare und universelle Vorschriften zu formulieren. Deshalb wird zusätzlich die Überwachung anhand von Spannungs- und Stromschwellenwerten diskutiert. Dieser Ansatz wurde von Thomas Nussbaumer und Adrian Lauber untersucht und er wird bereits in der Schweiz eingesetzt [14].

An dieser Stelle soll noch eine weitere Variation der Deutsch-Gleichung diskutiert werden. In der Literatur wird der Ansatz von Deutsch aufgrund der verschiedenen Annahmen kritisiert [63][91]. Außerdem zeigen praktische Ergebnisse, dass bei Staubgehalten unter  $100 \text{ mg m}^{-3}$  die sogenannte Matts/Öhnfeldt-Gleichung die Realität besser abbildet. Bei dieser Gleichung wurde eine zeitliche Abhängigkeit der Wanderungsgeschwindigkeit berücksichtigt. Die Gleichung ähnelt der von White (9.3), jedoch mit einem zusätzlichen Exponenten [117]:

$$\eta = 1 - e^{(-\frac{Au}{V})^{0,5}} \quad (9.10)$$

Wird diese Ausgangsgleichung für die vorherigen Überlegungen verwendet, lässt sich der Exponent 0,5 durch die Potenzregeln in die Filterkonstante integrieren. Da die tatsächliche Höhe des Wertes nicht relevant ist und sich der mathematische Zusammenhang der Parameter von Strom, Spannung und Abscheidegrad dadurch nicht ändert, werden die Überlegungen mit der Gleichung 9.9 unverändert weitergeführt. Bei biomassebefeuerten Heizwerken ist es Stand der Technik, die groben und glühenden Partikel in einem ersten Schritt mit einem Zyklon, der in den meisten Fällen als Multizyklon ausgeführt ist, abzuscheiden [13]. Der Zyklon trennt Partikel mit einem Durchmesser von mehr als  $3 \mu\text{m}$  ab. Der Abscheider ist stromabwärts des Zyklons angeordnet, um Partikel mit einem Durchmesser von weniger als  $10 \mu\text{m}$  abzutrennen.

Raumoptimierte Konzepte, bei denen der Multizyklon in das Gehäuse des Elektroabscheiders integriert ist, sind ebenfalls üblich. Daher gibt es bei zwei der untersuchten Anlagen keinen geeigneten Messpunkt zwischen Zyklon und Elektrofilter, um die Staubkonzentration messen zu können. Folglich wird die Staubkonzentration vor dem Zyklon gemessen. Dies bedeutet, dass der gemessene Gesamtabscheidegrad nicht der Abscheidegrad des Elektrofilters allein ist

und die auf Gleichung 9.9 basierende Methode für diesen Fall erneut überprüft werden muss. Angesichts dessen kann der Gesamtwirkungsgrad von Zyklon und E-Filter neu berechnet werden [118].

$$\eta_{Gesamt} = \eta_{Zyklon} + \eta_{E-Filter} - \eta_{Zyklon}\eta_{E-Filter} \quad (9.11)$$

Wird nun der Abscheidegrad des E-Filters durch die Gleichung 9.9 ersetzt, ergibt sich eine ähnlich strukturierte Gleichung, die den Abscheidegrad des Zyklons mitberücksichtigt.

$$\eta_{Gesamt} = 1 - e^{-kUI + \ln(1 - \eta_{Zyklon})} \quad (9.12)$$

Der Zyklon taucht dabei nur im Exponenten auf, sodass es möglich sein kann, diesen Wert in die ursprüngliche Filterkonstante  $k$  zu integrieren. In diesem Fall wird der Zyklon mit einer konstanten Abscheideleistung von 60 % bei Nennbedingungen bewertet. Dies entspricht dem vom Hersteller vorgeschlagenen mittleren Wirkungsgrad. Die Abscheiderkonstante kann so variiert werden, das die neue Kurve der ursprünglichen Kurve auf der Grundlage von Gleichung 9.9 entspricht. Unter der Annahme eines üblichen  $k$ -Wertes von  $0,05 \text{ W}^{-1}$ , bei dem der Zyklon vernachlässigt wird, ergibt der über das Produkt von  $U$  und  $I$  aufgetragene Wirkungsgrad die obere, blaue Kurve in Abbildung 9.2. Die untere, orangefarbene Kurve stellt jedoch die gleiche Beziehung unter Verwendung der neuen Gleichung 9.11 dar. Die Abscheiderkonstante kann nun variiert werden, um die blaue, durchgezogene Kurve an die orangene, gestrichelte Kurve anzupassen. Die neue Filterkonstante  $k$  beträgt dann  $0,063 \text{ W}^{-1}$ . Ein visueller Vergleich zwischen den beiden Gleichungen ist in Abbildung 9.2 dargestellt.

Der übliche gemessene Gesamtwirkungsgrad liegt im Bereich von 85 % bis 99 %. In diesem Bereich beträgt der absolute Unterschied zwischen den beiden Berechnungsmethoden weniger als 2 %. Das Verhalten des Zyklons kann demnach in die Filterkonstante integriert werden, um die weiteren Untersuchungen an jeder Anlage zu vereinheitlichen. Jedes besprochene Ergebnis basiert auf der Annahme, dass die Filterkonstante den Zyklon mit einschließt, wenn dieser im Elektrofilter ist.

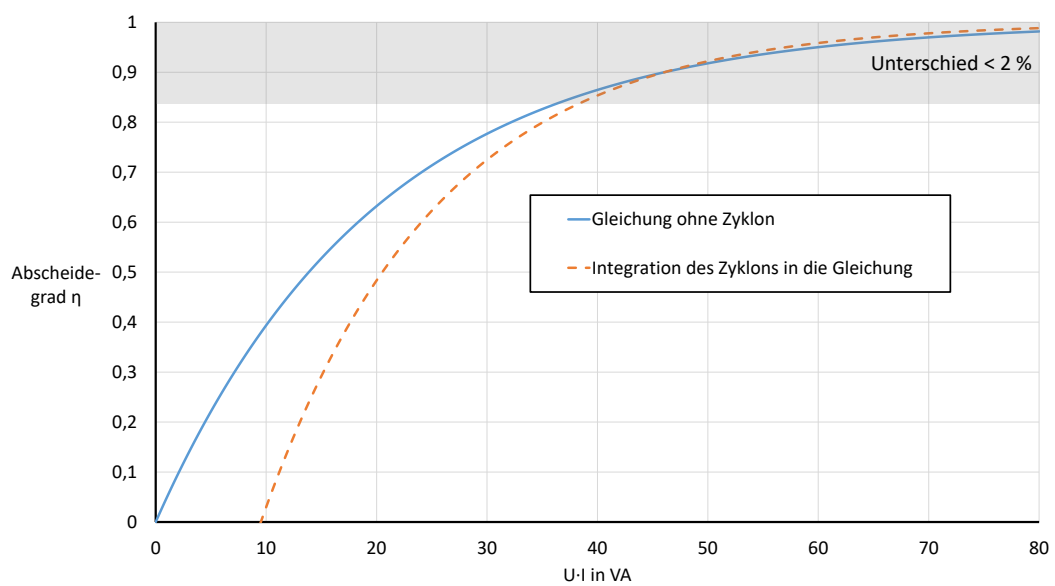


Abbildung 9.2: Vergleich zwischen dem nach Gleichung 9.9 berechneten Wirkungsgrad und dem nach Gleichung 9.12 berechneten Gesamtwirkungsgrad



# 10 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen vorgestellt. Zunächst wird dargestellt, wie sich der gemessene Abscheidegrad verhält und welche Störfaktoren im Betrieb des Elektrofilters auftreten können. Die Anwendung der präsentierten Methodik wird dann diskutiert und die Ergebnisse anhand der Abweichung der berechneten zu den gemessenen Werten aufgearbeitet. In Abschnitt 10.2 wird darauf aufbauend die Verfügbarkeit berechnet. Dabei liegt der Fokus auf der Definition der Signale „Feuer Ein“ und „Filter Ein“, sowie der Diskussion der rechtlichen Implementierung. Zusätzlich werden die Einflüsse aufgrund der Fahrweise der Verbrennungsanlage und des Brennstoffs dargestellt.

Weitere Ergebnisse der Untersuchung sind das Verhalten der gasförmigen Emissionen und die Zusammensetzung der anfallenden Aschen. Daraus können Handlungsempfehlungen für Anlagenbetreiber abgeleitet werden, um einen wirtschaftlicheren und ökologischeren Betrieb zu fördern. Den Abschluss dieses Kapitels bildet die Darstellung der technischen und rechtlichen Umsetzung der Methodik. Dabei wird analysiert, welche Parameter mit welchen Sensoren gemessen werden können und wie die Auswertung ablaufen kann.

Ziel des Kapitels ist es eine detaillierte Analyse der gemessenen Daten zu liefern, die Ergebnisse kritisch zu diskutieren und Aussagen für die zukünftige Entwicklung abzuleiten.

## 10.1 Überprüfung der Methodik

Im folgenden Abschnitt wird die Anwendung der Methodik präsentiert. Dabei wird zunächst auf die gemessenen Verläufe der Abscheidegrade eingegangen. Anhand dessen können die verschiedenen Störfaktoren im Betrieb einer Anlage aufgezeigt werden. Ereignisse wie Reinigungsintervalle im Kessel, Lastwechsel und An- bzw. Abfahrvorgänge verändern die Eigenschaften des Abgases und haben somit direkte Auswirkungen auf die Filterkonstante. Das Kapitel gibt Aufschluss darüber, welche Chancen aber auch welche Limitierungen die Me-



thode bietet. Die Messzeiträume der jeweiligen Darstellungen sind im Anhang A.1 aufgelistet und werden bei jeder Abbildung angegeben.

### 10.1.1 Verlauf des Abscheidegrads

Der Abscheidegrad wurde mit den Messgeräten, die in Kapitel 6 dargestellt wurden, bestimmt. Die Abschnitte sind dabei nach den einzelnen Anlagen unterteilt. In den Diagrammen steht  $c_e$  für die Staubkonzentration bei Filtereintritt,  $c_a$  für die Konzentration bei Filteraustritt und  $\eta$  für den daraus berechneten Abscheidegrad.

#### Anlage 1

Anlage 1 wird im Pufferbetrieb gefahren. Das bedeutet, dass die Anlage in der vorgegebenen Nennlast läuft bis die unterste Schicht im Pufferspeicher  $90^\circ\text{C}$  erreicht. Anschließend wird die Feuerung auf den Gluterhaltbetrieb heruntergefahren bis die Temperatur in der obersten Schicht des Puffers auf  $75^\circ\text{C}$  sinkt. Aufgrund des Pufferspeichers resultiert der getaktete Betrieb. Abbildung 10.1 zeigt den Verlauf der gemessenen Konzentrationen, des berechneten Abscheidegrads und in welchem Intervall die Feuerung den Zustand „Feuer ein“ an den Abscheider übermittelt hat. In den Verläufen der Abscheidegrade wurden zusätzlich die Nennlastbereiche markiert, welche für die Bestimmung der Filterkonstanten verwendet werden.

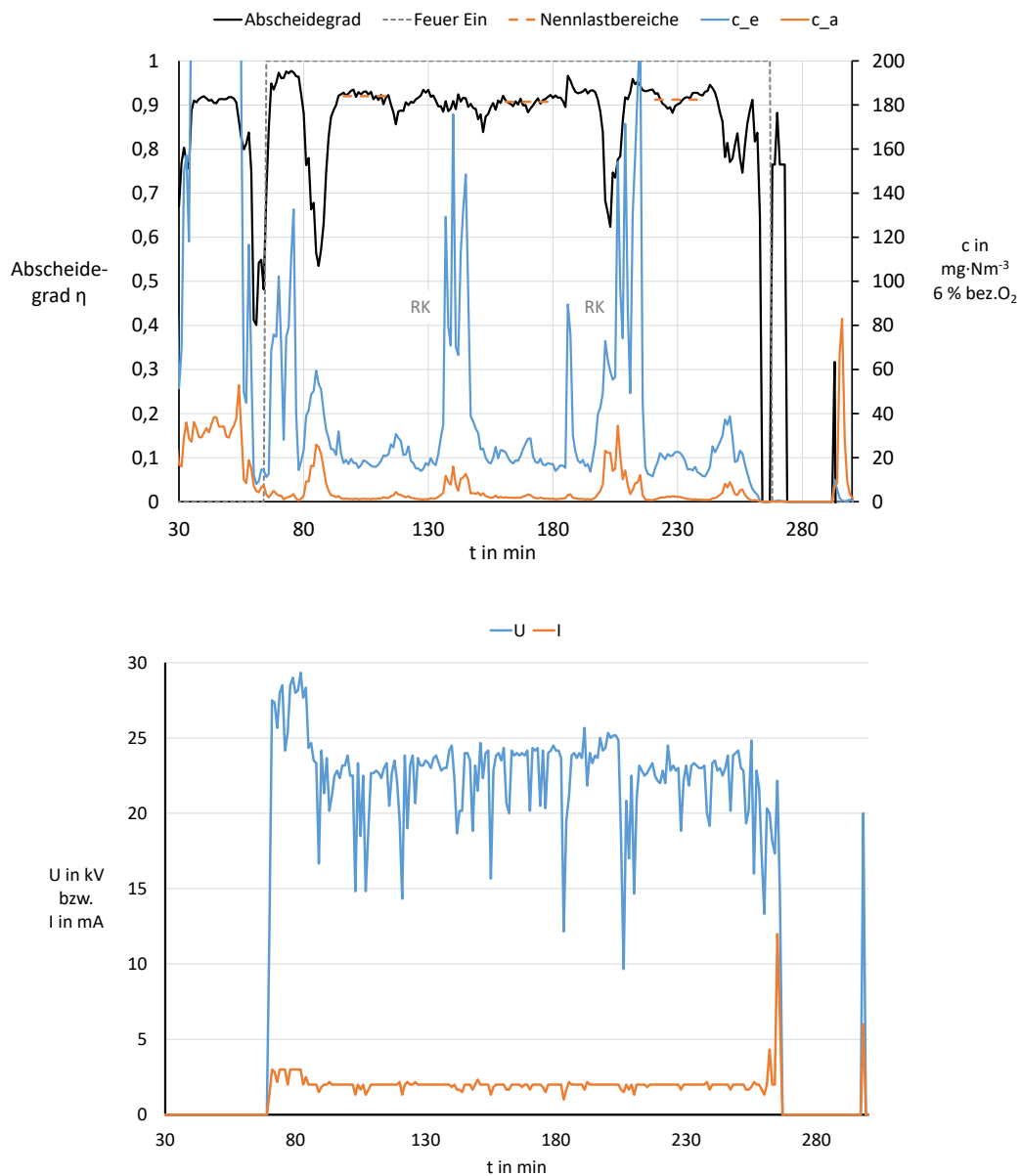


Abbildung 10.1: Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 1 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.2); Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; RK: Reinigungsintervall des Kessels

Es ist ein stationärer Betrieb erkennbar, der in regelmäßigen Abständen durch Spitzenereignisse in der Staubkonzentration gestört wird. Diese Signalspitzen resultieren aus den Reinigungsintervallen des Kessels (RK). In regelmäßigen Zeitabständen - hier etwa 60 Minuten - werden die Rauchrohre des Wärmeübertragers mit Druckluft gereinigt. Es werden jedoch nicht alle Rohre

auf einmal gereinigt. Der angeschlossene Druckluftbehälter ist so ausgelegt, dass er pro Druckstoß nur etwa ein Drittel der Rohre reinigen kann. Anschließend wird der Druck wieder vom Kompressor aufgebaut, um danach wieder reinigen zu können. Diese Vorgänge ziehen sich über ein paar Minuten. Aufgewirbelt durch die Druckluft bewegt sich der vorher angelagerte Staub durch den Rauchkanal. Die Signalspitzen in der Eingangskonzentration  $c_a$ , die zwischen Kesselauslass und Filtereinlass gemessen werden, zeigen die Reinigungsintervalle deutlich. Diese Staubwolke bewegt sich dann in den Elektrofilter und führt zu einem Einbruch des berechneten Abscheidegrads. Dieser Einbruch könnte drei mögliche Ursachen haben:

1. **Überlast:** Der Elektrofilter ist nicht für so hohe Staubbelastung ausgelegt und kann die Menge nicht mehr ausreichend abscheiden. Die Ursache dafür kann Korona-Quenching, wie in Abschnitt 3.2.1 beschrieben, sein.
2. **Zeitlicher Versatz:** Durch die langsame Bewegung der Staubwolke durch den Filter und da die Ursache relativ kurzzeitig ist, kann es zu einem zeitlichen Versatz der Messsignalspitzen kommen. Die Ausgangsseite detektiert eine hohe Staubbeladung, während auf der Eingangsseite die Konzentration schon gesunken ist. Da der Abscheidegrad jedoch immer aus den aktuellen Werten berechnet wird, kann es nach Formel 9.2 zu einem niedrigen berechneten Abscheidegrad kommen.
3. **Agglomeration:** Der in den Rauchgasrohren abgelagerte Staub aggregiert zu größeren Partikeln, sodass sich die Partikelgrößenverteilung des ausgeblasenen Staubes nennenswert hin zu größeren Partikeln ändert. Große Partikel werden von Elektrofiltern schlechter abgeschieden. Trotz Multizyklon zeigt sich hier ein Anstieg der Staubkonzentration am Filteraustritt. Zusätzlich ist es denkbar, dass durch den Druckluftstoß Partikel aus dem Multizyklon mit ausgetragen werden.

Es ist klar zu erkennen, dass dieses Reinigungsverhalten den größten Anteil der Staubemissionen erzeugt. In Abbildung 10.1 sind ebenfalls Signalspitzen vor und nach dem Betrieb zu erkennen. Diese sind jedoch zu vernachlässigen, da in dieser Zeit der Volumenstrom an Rauchgas erheblich reduziert ist. Die detektierten Konzentrationen sind deshalb gering. Um dies zu verdeutlichen ist in Abbildung 10.2 der Verlauf der Massenströme an Staub anstatt an der Konzentration dargestellt. Der Massenstrom wird mit Hilfe der Strömungsgeschwindigkeit, die mittels Prandtl-Staurohr gemessen wurde, berechnet.

Es ist gut zu erkennen, dass vor dem Betrieb der Feuerung keine Emissionen entstehen. Jedoch wird hier ein anderes Phänomen sichtbar. Schon bevor die Feuerung das Signal „Feuer Ein“ liefert, sind Emissionen zu erkennen. Das

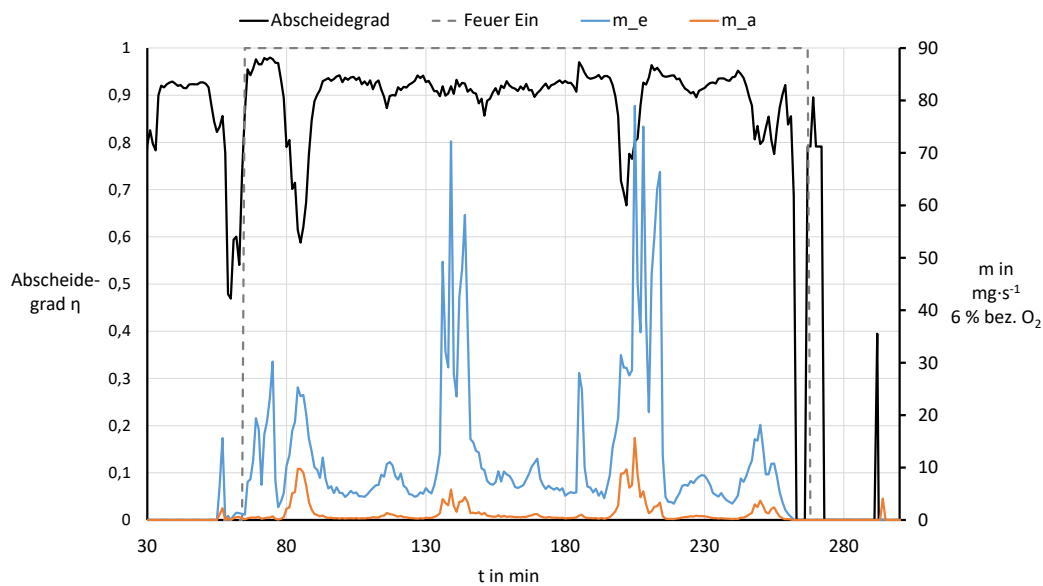


Abbildung 10.2: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubmassenströme bei Anlage 1 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.2)

deutet auf ein verzögertes Signal hin, wodurch der Filter verspätet eingeschaltet. Die auftretenden Emissionen in diesem Zeitfenster sind zwar nicht hoch, aber bei vielen Ein- und Ausschaltvorgänge häufen sich diese Emissionen. Es wird deutlich, dass eine Optimierung der Signalquelle „Feuer Ein“ notwendig erscheint. Dieser Aspekt wird im Abschnitt 10.2 genauer diskutiert.

Im Vergleich zu Abbildung 10.1 ist gut zu erkennen, dass die Signale der Streulichtstaubmessgeräte vor und nach dem „Feuer Ein“ kritisch zu betrachten sind. Dies gilt auch für alle weiteren Abbildungen des Abscheidegrads. Anhand dieser Anlage wurde ebenfalls der Einfluss von Teillast untersucht. Wird der Verlauf des Abscheidegrads bei Volllast dem bei 70 % Teillast gegenübergestellt, ist ein Anstieg des Abscheidegrads zu erkennen. Die in Abbildung 10.3 dargestellten Verläufe deuten darauf hin, dass sich der Teillastfall oder eine Lastabnahme in der Regel positiv auf den Abscheidegrad auswirkt.

Dieses Verhalten ist auch aus der Praxis bekannt. Folglich kann bei einer geänderten Last nicht mehr von einem stationären Zustand ausgegangen werden und die Methodik ist somit nicht mehr anwendbar. Da der Filter jedoch bei Teillast meist besser funktioniert und der Abscheidegrad steigt, ist dieser Fall unkritisch. Der Vollastfall wird daher zum wichtigsten Zustand.

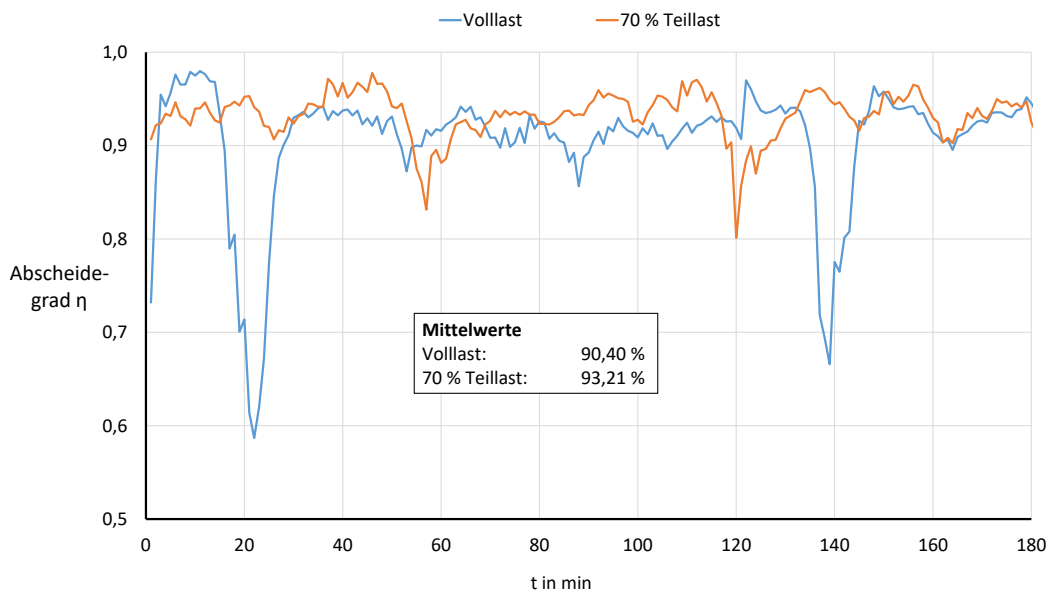


Abbildung 10.3: Vergleich der gemessene Abscheidegrade bei Volllast und 70% Teillast

## Anlage 2

Anlage 2 hat eine erheblich andere Fahrweise wie Anlage 1. Hier wird die Wärme zur Dampferzeugung in einem industriellen Betrieb eingesetzt, woraus zwei wesentliche Änderungen resultieren. Die Anlage befindet sich fast durchgehend in „Feuer Ein“ Betrieb. Deshalb ist die Ermittlung der „Feuer Ein“ Zeiträume und der An- und Abfahrvorgänge nicht relevant. Zusätzlich ist die Leistung der Feuerung durch den benötigten Dampfvolumenstrom extern geregelt, woraus häufige Lastwechsel während des Betriebs folgen. In Abbildung 10.4 ist der Verlauf des Abscheidegrads über einen Zeitraum von etwa sechs Stunden dargestellt.

Analog zu Anlage 1, ist auch hier der Einfluss von Signalspitzen bei der Eingangskonzentration erkennbar. In diesem Fall zeigt sich jedoch ein anderes gravierendes Problem. Sind die gemessenen Staubkonzentrationen auf beiden Seiten des Filters sehr niedrig, kann es bei der Berechnung des Abscheidegrads nach Formel 9.2 (1.Teil) zu mathematischen Fehlern oder Extremwerten kommen. Ist beispielsweise die Ein- und Ausgangskonzentration zu einem Zeitpunkt gleich, errechnet die Formel einen Abscheidegrad von null. Wenn die Ausgangskonzentration gleich null ist, ist der berechnete Abscheidegrad gleich Eins. Diese Fehler können verschiedene Ursachen haben: Die Konzentrationen sind unterhalb der Detektionsgrenze des Messgerätes, das Messsignal ist bei kleinen Konzentrationen zu unempfindlich oder die Kalibrierkurve ist nicht

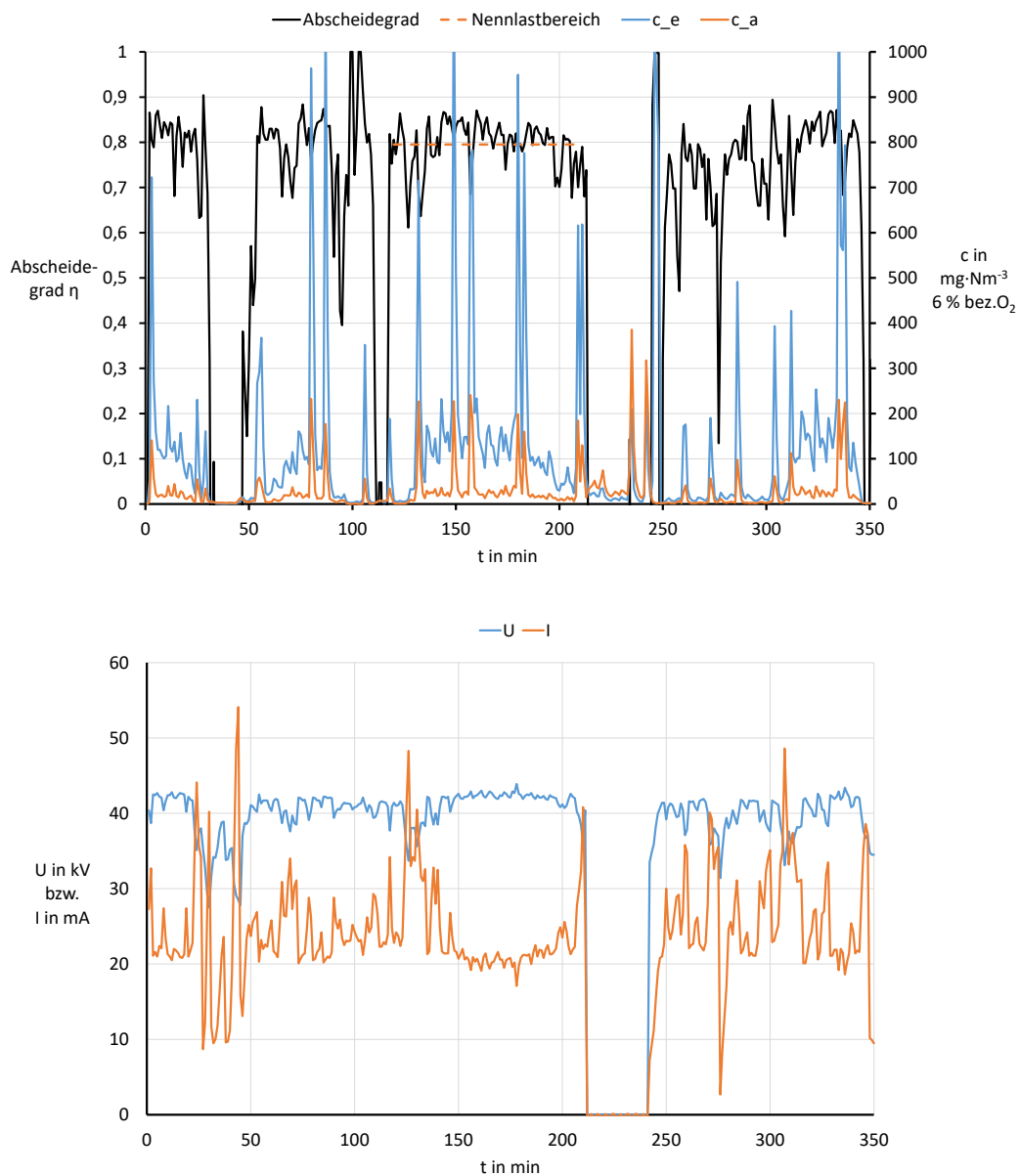


Abbildung 10.4: Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 2 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.4). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode

ausreichend genau ermittelt worden. Ein solches Verhalten ist etwa bei Minute 120 in Abbildung 10.4 zu erkennen. Bei einer kontinuierlichen Staubmessung im Feldbetrieb sind diese Fehler voraussichtlich kaum zu vermeiden. Weitere Forschungsvorhaben sollten sich deshalb auch auf die Verbesserung der kontinuierlichen Messtechnik konzentrieren.

Der Verlauf der Konzentrationen zeigt, dass es Phasen gibt, in denen besonders viel Staub entsteht. Dies ist auf einen Volllastbetrieb oder einen Lastwechsel zurückzuführen. Der Lastzustand der Feuerung lässt sich jedoch nicht genauer beschreiben, da bei Anlage 2 die aktuellen Leistungsdaten nicht zugänglich sind. Zwischen Minute 200 und 250 zeigt sich ein undefinierter Betriebszustand, da  $c_a$  größer als  $c_e$  ist. In der Folge scheint der Filter abzuschalten oder geht in Störung. Der Betriebszustand der Feuerung ist zu diesem Zeitpunkt nicht genauer bekannt. Ein ähnliches Verhalten ist bei Minute 40 bis 50 zu sehen. Es zeigt sich ebenfalls, dass der Filter auch bei hohen Staubbeladungen in der Lage ist diese abzuscheiden und den Grenzwert einzuhalten.

### Anlage 3

Die dritte Anlage wird in gleicher Weise wie Anlage 1 betrieben. Das heißt, sie ist in Betrieb bis der angeschlossenen Pufferspeicher voll beladen ist und geht anschließend in den Gluterhaltbetrieb. Im Gegensatz zur ersten Anlage fällt der Gluterhaltbetrieb intensiver aus. In Abbildung 10.5 ist zu sehen, dass nach dem eigentlichen Betrieb ein erneutes „Feuer Ein“ erzeugt wird, da die Feuerungsventilatoren anlaufen. Dieses Verhalten wird in der späteren Diskussionen aufgegriffen.

Positiv zeigt sich, dass auch bei steigender Staubkonzentration am Eintritt, der Elektrofilter stets in der Lage ist einen konstant hohen Abscheidegrad zu erzielen. Der Betrieb dieser Anlage war relativ kurz. Dies hat zwei Ursachen: die Messwerte wurden im Spätwinter aufgenommen und der Wärmebedarf war durch die relativ hohen Außentemperaturen zu dieser Zeit bereits reduziert.

### Anlage 4

Anlage 4 versorgt, so wie Anlage 2, einen industriellen Prozess mit Wärme, jedoch ist das Betriebsverhalten unterschiedlich. Das Heizwerk wird stationär betrieben, da es zur Grundlastdeckung eingesetzt wird. In der Nacht bei geringer Wärmenachfrage, wird die Leistung reduziert. Bei der Messung, die in Abbildung 10.6 abgebildet ist, handelt es sich um einen Tag von Mittag bis Mittag des Folgetages. Die markierten kurzzeitigen Einbrüche des gemessenen Abscheidegrads entstanden durch Störungen der kontinuierlichen Staubmessgeräte. Es ist deutlich zu erkennen, dass eine Reduzierung der Last in der Nacht zu niedrigeren Eintrittskonzentrationen an Staub führt (blaue Kurve). Im Gegensatz zu den bisherigen Ergebnissen, zeigt sich jedoch, dass die Austrittskonzentrationen steigen (orange Kurve). Dadurch sinkt der Abscheidegrad. Dies widerspricht der vorherigen Erkenntnis, dass der Abscheider im Teillastfall - aufgrund der sinkenden Strömungsgeschwindigkeit - effizienter arbeitet.

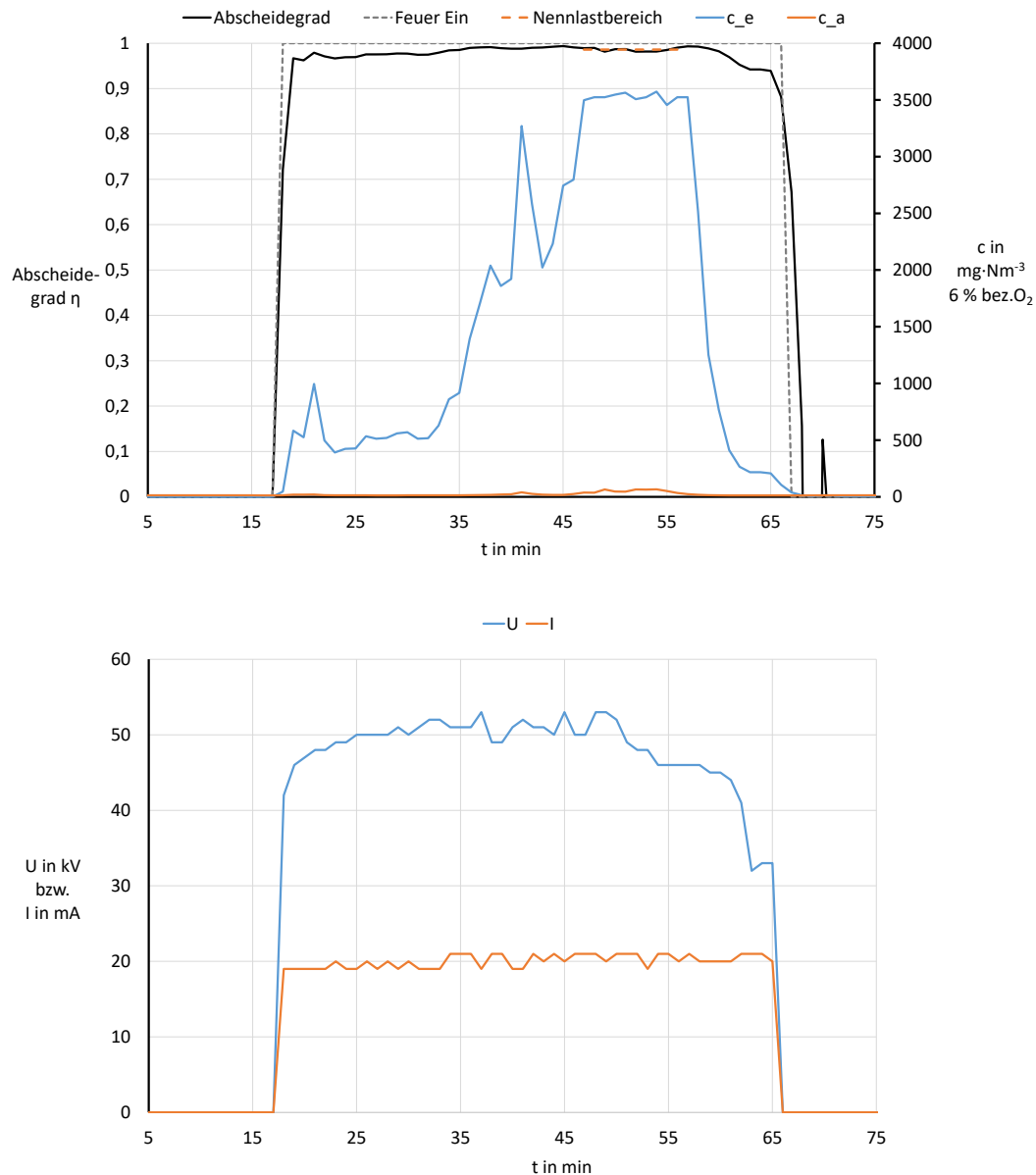


Abbildung 10.5: Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 3 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.6); Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode

Eine mögliche Erklärung ist, dass die Leistung in der Nacht bis in den Schwachlastbereich (etwa 30 % der Nennlast) reduziert wird. Dadurch ändern sich die Abgaseigenschaften erheblich. Dies ist in der unteren Teilabbildung von Abbildung 10.6 an der leicht sinkenden Spannung zu erkennen. Wie der Hersteller des Filters versicherte, ist dies keine gesteuerte Absenkung um Strom zu



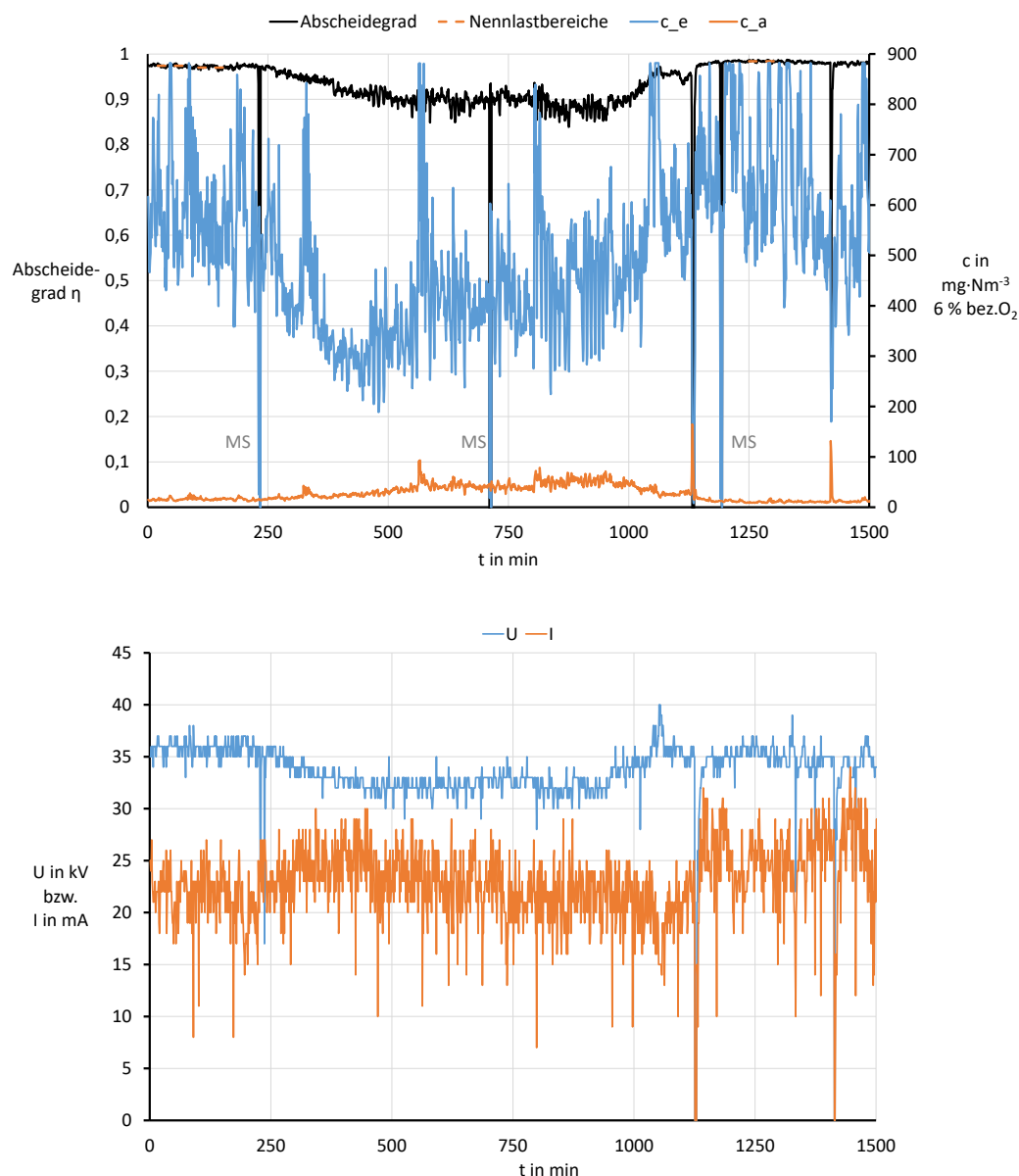


Abbildung 10.6: Oben: Exemplarischer Verlauf des Abscheidegrads und der Staubkonzentrationen bei Anlage 4 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.8). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätstörung

sparen, sondern eher ein Regeleffekt des Hochspannungserzeugers. Die Spannung sinkt, weil die geänderten Abgaseigenschaften sich auf die Feldladung im Abscheider auswirken. Durch die Gasanalyse lässt sich diese Veränderung nachweisen. Die Ergebnisse der Gasanalyse sind in Abbildung 10.7 dargestellt.

Der Sauerstoffgehalt im Abgas liegt in dieser Phase um die 12 %, deutlich

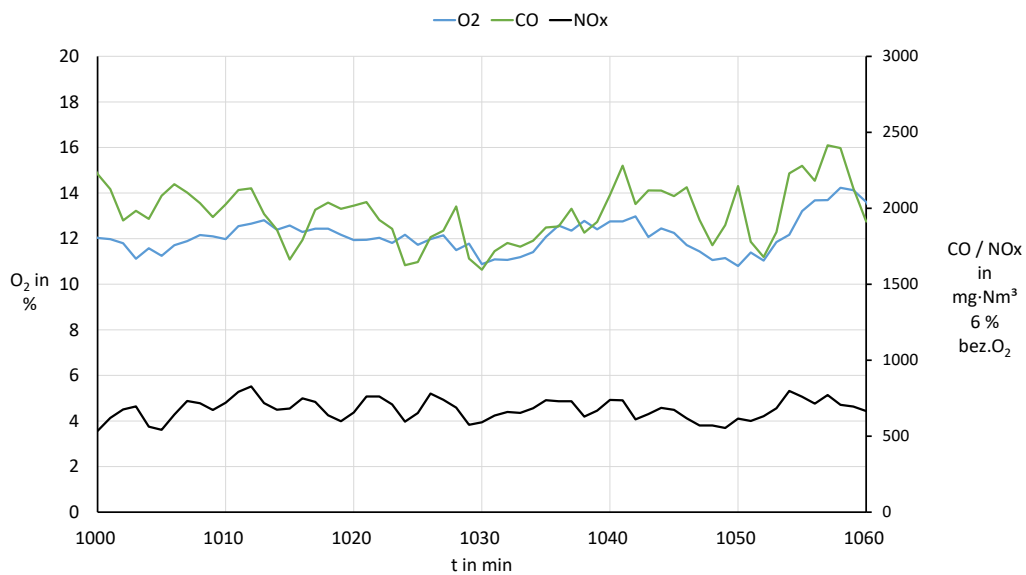


Abbildung 10.7: Verlauf der Sauerstoff-, CO- und NO<sub>x</sub>-Konzentration in der Nacht bei Anlage 4

höher als am Tag (etwa 10 %). Trotz des Luftüberschusses liegen die CO-Werte um  $2000 \text{ mg m}^{-3}$  (Normzustand bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt), also fast zehnmal höher als der Grenzwert und mehr als doppelt so hoch wie am Tag. Auch die NO<sub>x</sub>-Werte sind mit etwa  $700 \text{ mg m}^{-3}$  etwa doppelt so hoch wie am Tag. Das sind deutliche Anzeichen, dass der Verbrennungsvorgang im Schwachlastbereich gestört ist. Mit erhöhten CO-Konzentrationen sind in der Regel höhere Rußgehalte im Abgas verbunden. Der Ruß steigert die Leitfähigkeit des Abgases, wodurch es zu Überschlügen und zu einer Einschränkung der Funktion des Elektrofilters kommen kann. Einzelne Einbrüche der Eintrittskonzentration und folglich des Abscheidegrads lassen sich ebenfalls auf Messgerätestörungen (MS) zurückführen.

### 10.1.2 Verhalten des Elektrofilters im Teillastfall

Bei Anlage 1 wurde bereits in Abbildung 10.3 gezeigt, dass der Teillastfall zu einer Erhöhung des Abscheidegrads führt. Diese Aussage ist eine Grundvoraussetzung für die Umsetzung der Überwachungsmethodik. In diesem Abschnitt wird das Verhalten der Elektrofilter anhand der Signale von Strom und Spannung im Teillastfall der Feuerung untersucht. Steigt das Produkt aus Strom und Spannung in Teillast an, steigt gemäß Gleichung 9.9 ebenfalls der berechnete Abscheidegrad. Das würde das tatsächliche Verhalten des Elektrofilters gut nachbilden. Bleibt das Produkt konstant und somit auch der Abscheidegrad, würde die Methodik die Funktion des Abscheiders schlechter bewerten als sie ist. Funktioniert der Abscheider im Zweifel in der Regel besser als berechnet, entsteht dadurch kein Nachteil für die Überwachungsmethodik. Da bei den untersuchten Anlagen kein Lastsignal vorhanden ist, wird die Abgastemperatur als Ersatzsignal verwendet. Bei sinkender Abgastemperatur kann davon ausgegangen werden, dass die Leistung der Feuerungsanlage sinkt. In den Abbildungen 10.8 bis 10.11 sind die Verläufe von Strom und Spannung der jeweiligen Anlage in Abhängigkeit der Abgastemperatur dargestellt.

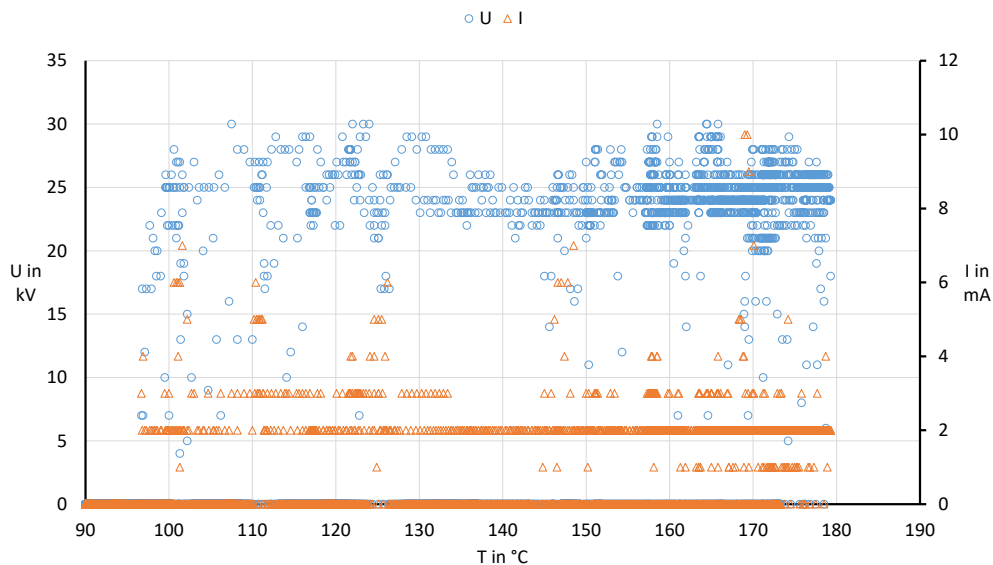


Abbildung 10.8: Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 1 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt

Anlage 1 (Abbildung 10.8) ist wie Anlage 3 auf eine Spannung von 60 kV ausgelegt. Jedoch ist bei dieser Anlage eine Spannungsbegrenzung von 30 kV vorhanden. Trotzdem ist ein leichter Anstieg der Stromstärke bei sinkender Abgastemperatur zu erkennen.

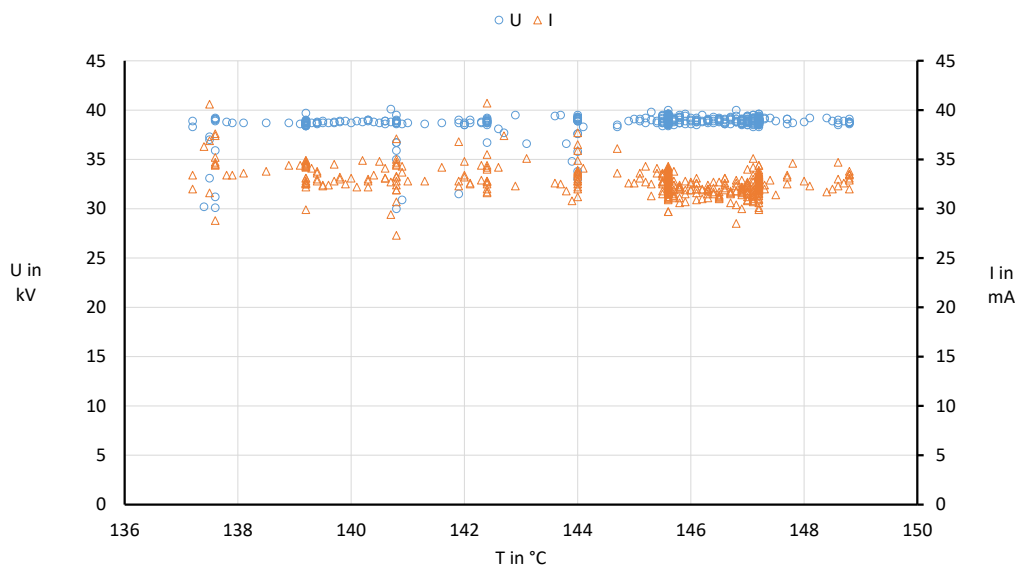


Abbildung 10.9: Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 2 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt

Bei den Anlagen 2 und 4 beträgt die Nennspannung 40 kV. Der Verlauf von  $U$  und  $I$  ist bei Anlage 2 (Abbildung 10.9) für alle vorkommenden Abgastemperaturen als konstant anzusehen. Ein möglicher Grund hierfür ist der beschränkte Temperaturbereich bei dieser Anlage. Wie bereits beschrieben, ist auch ein konstanter Verlauf positiv für die Überwachungsmethodik.

Anlage 3 (Abbildung 10.10) zeigt deutlich, dass bei sinkender Abgastemperatur Strom und Spannung zunehmen. Somit steigt auch im Teillastfall der berechnete Abscheidegrad, was dem Verlauf des realen Abscheidegrads entspricht.

Der Verlauf von  $U$  und  $I$  bei Anlage 4 (Abbildung 10.11) zeigt - wie bei Anlage 2 - keine Abhängigkeit von der Abgastemperatur.

Ersichtlich ist, dass bei Anlage 3 (10.10) Strom und Spannung mit fallender Abgastemperatur ansteigen. Bei der Anlage 1 (10.8) - mit gleicher Bauart - ist das nicht der Fall. Eine Ursache dafür könnte die begrenzte Spannung von 30 kV sein. Der Anstieg des Stroms bei sinkender Abgastemperatur wurde bereits bei anderen Anlagen dieser Bauart festgestellt [119].

Da bei steigender Spannung die Wanderungsgeschwindigkeit der Partikel nach der Stokes-Gleichung (Gleichung 9.4) ansteigt [120], nimmt bei Teillast auch der Partikelabscheidegrad in der Regel zu. Der Anstieg des Abscheidegrads bei Teillast wird zusätzlich durch die abnehmende Abgasströmungsgeschwindigkeit im Elektrofilter und dadurch ansteigende Verweilzeit der Gasmoleküle

und Partikel im Filter unterstützt. Abgasveränderungen im Teillastbetrieb, wie ein hoher Kohlenmonoxidgehalt oder ein hoher Gehalt im Abgas, erhöhen jedoch die Leitfähigkeit des Gases bzw. der Partikel und könnten die erreichbare Spannung des Hochspannungsgerätes bis zu einem Überschlag beschränken.

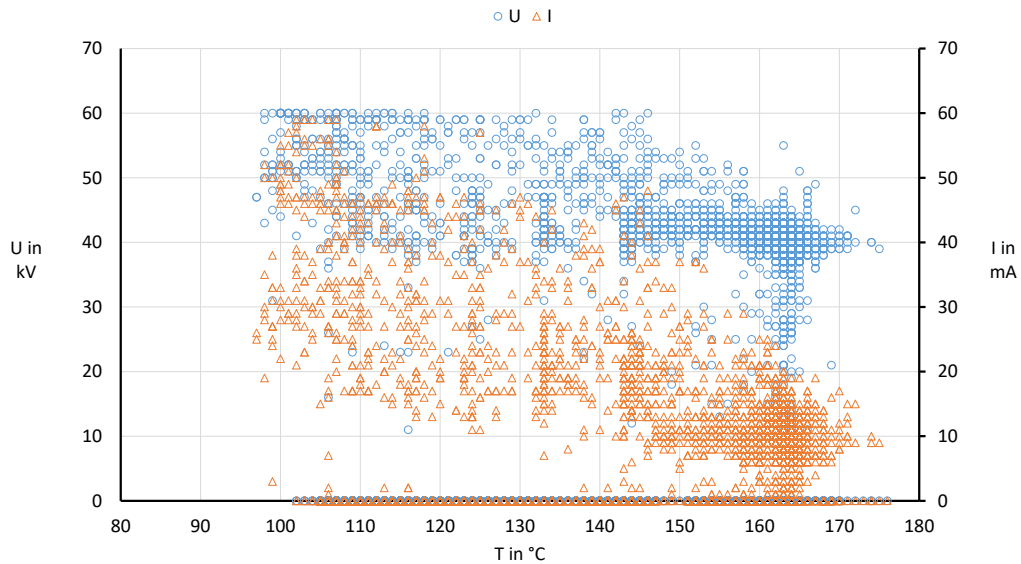


Abbildung 10.10: Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 3 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt

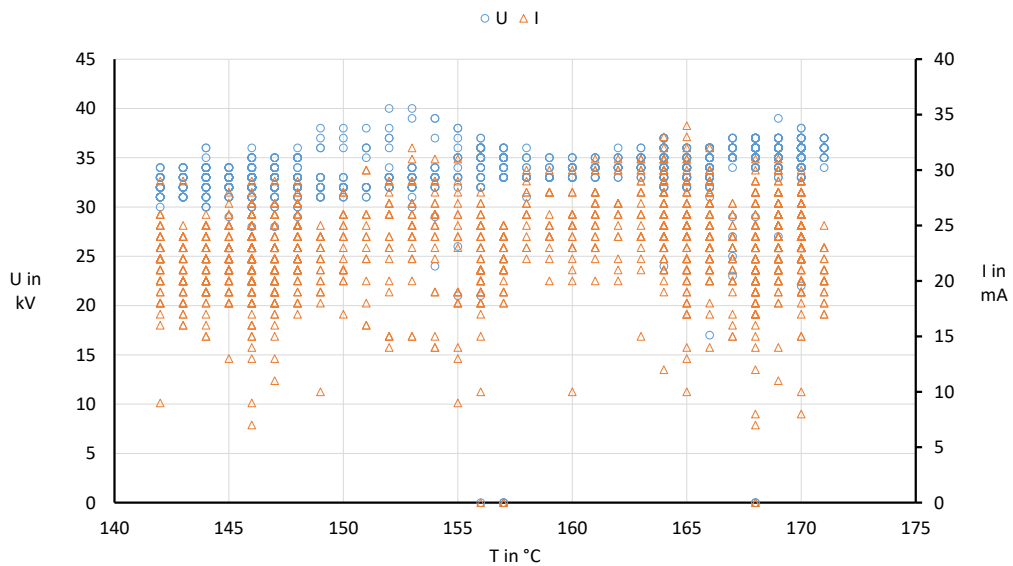


Abbildung 10.11: Darstellung von Strom und Spannung bei Anlage 4 in Abhängigkeit der Abgastemperatur am Filtereintritt

### 10.1.3 Ermittlung der Filterkonstanten

Die ermittelten Verläufe des Abscheidegrads sind die Basis für die weitere Diskussion. Um die in Gleichung 9.9 beschriebene Filterkonstante  $k$  zu ermitteln, wird ein stationäres Verhalten des Abgases im Filter vorausgesetzt. Es zeigt sich jedoch, dass in der Realität zeitabhängige Effekte, wie Reinigungsvorgänge und Lastwechsel, auftreten. Diese Einflüsse lassen sich daher in der Ermittlung der Filterkonstante  $k$  beobachten. Zur Ermittlung von  $k$  wird der gemessene Abscheidegrad in Gleichung 9.9 eingesetzt und nach  $k$  aufgelöst.

$$k = -\frac{\ln(1 - \eta)}{UI} \quad (10.1)$$

Da der Wert im natürlichen Logarithmus immer kleiner eins ist, bleibt der Zähler negativ und die Filterkonstante immer positiv. Mit dieser Gleichung lässt sich der Verlauf der Konstanten über die Messperiode berechnen.

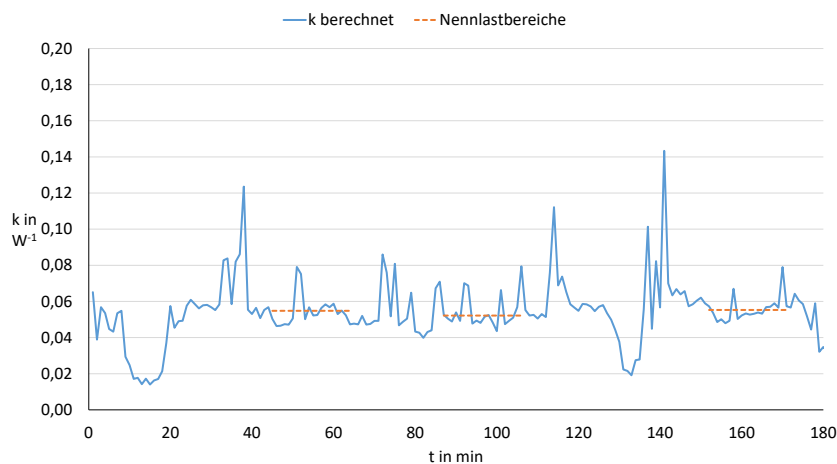


Abbildung 10.12: Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 1 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen  $k$  ermittelt wurde

In den Abbildungen 10.12 bis 10.15 sind die jeweiligen Verläufe der berechneten Filterkonstante dargestellt. Es ist zu erkennen, dass in keinem Fall die Filterkonstante als wirklich konstant angesehen werden kann. Dies ist aufgrund der theoretischen Annahmen gemäß der Erläuterungen in Kapitel 9 auch zu erwarten gewesen. Die Frage ist an dieser Stelle, wie gut der berechnete Nennwert für die Abbildung des Abscheiderverhaltens geeignet ist. Um die Filterkonstante für den Nennlastzustand (Volllast) ermitteln zu können, wurden in den Abbildungen 10.12 bis 10.15 die Zeiträume markiert, in denen sich die Anlage in Nennlast befand. Die Filterkonstante  $k$  ist der Mittelwert aus den

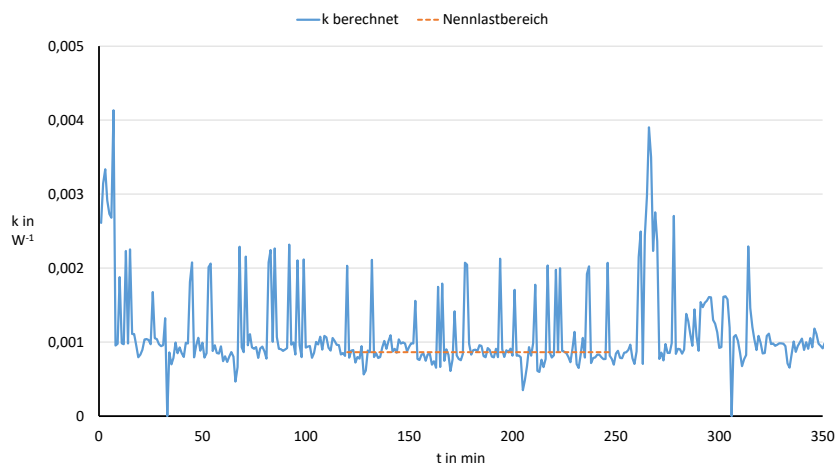


Abbildung 10.13: Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 2 mit Angabe des Nennlastbereichs, aus dem  $k$  ermittelt wurde

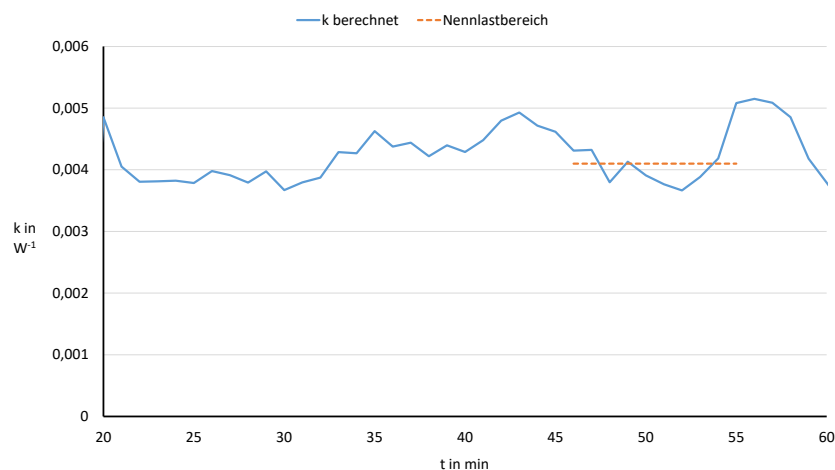


Abbildung 10.14: Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 3 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen  $k$  ermittelt wurde

Werten innerhalb der markierten Zeiträume. Bei Anlage 2 wurde der  $k$ -Wert, der den Nennzustand repräsentieren soll, auf eine andere Weise bestimmt. Hierfür wurden die auffälligen Spitzenwerte gefiltert und der Mittelwert über die Basislinie im markierten Bereich gebildet. In Tabelle 10.1 sind die ermittelten Filterkonstanten  $k$ , die Mittelwerte über den gesamten Auswertezeitraum und die mittleren Abweichungen vom Mittelwert aufgeführt

Der tatsächliche Wert der Filterkonstanten ist nicht von großer Bedeutung. Dieser Wert kann sich von Anlage zu Anlage auch um einen Faktor zehn erhöhen oder verringern. Bedeutsamer ist die mittlere Abweichung vom Mittelwert. Dieser Wert repräsentiert, wie stark der Wert der Filterkonstanten schwankt. Die teils erheblichen Schwankungen der Filterkonstanten resultieren aus den

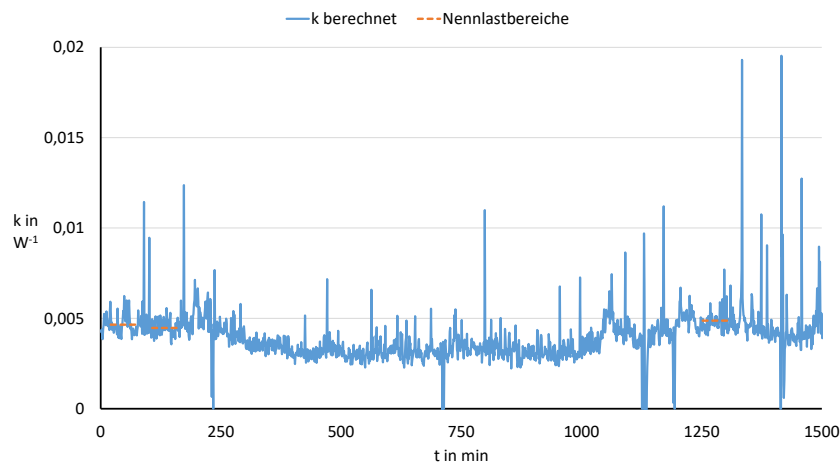


Abbildung 10.15: Verlauf der berechneten Filterkonstanten bei Anlage 4 mit Angabe der Nennlastbereiche, aus denen  $k$  ermittelt wurde

Nr.	$k$ für den Nennbetrieb in $W^{-1}$	mittlere Abweichung vom Mittelwert in den Nennlastbereichen
1	0,054	10,7 %
2	0,00086	10,7 %
3	0,0041	7,3 %
4	0,0047	8,9 %

Tabelle 10.1: Anlagenspezifische Filterkonstanten für den Nennbetrieb, Mittelwerte der berechneten Filterkonstante und die mittlere Abweichung vom Mittelwert

Fahrweisen der Feuerungsanlagen. Bei Anlage 2 beispielsweise, die mit modulierender Leistung betrieben wird, stellt sich im Filter kein stationärer Betrieb ein und die theoretisch zusammengefassten Parameter sind nicht konstant. Für die Anlagen 1 und 3 sind die Abweichungen deutlich geringer und eine Effektivität der Methodik ist nicht auszuschließen. Anlage 4 weist eigentlich ein stationäres Betriebsverhalten auf, aber die Absenkung der Leistung in der Nacht führt ebenfalls zu einer hohen Unsicherheit. Im folgenden Abschnitt wird näher beleuchtet, inwieweit die Methodik die Realität nachbilden kann.

#### 10.1.4 Vergleich der gemessene und berechneten Abscheidegrade

Im Folgenden wird die Anwendbarkeit der Methode untersucht. Aus der ermittelten Filterkonstante wird der Abscheidegrad berechnet und dem gemessenen Verlauf gegenübergestellt. Die Ergebnisse werden für die jeweiligen Anlagen



präsentiert.

17.08.20

### **Anlage 1**

Wie sich bereits bei der Ermittlung der Filterkonstante zeigte, ist die Methode für Anlage 1 gut anwendbar. Die mittlere Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Abscheidegrad, wie in Abbildung 10.16 dargestellt, beträgt 6,8 %. Dies ist die relative Abweichung bezogen auf den gemessenen Wert. Im Verlauf ist deutlich zu erkennen, dass Sonderereignisse wie Reinigungsintervalle zu einem Einbruch des Abscheidegrads führen können. Kommt es zu erhöhten Staubkonzentrationen reagiert der Filter oftmals mit einer Erhöhung des Stromes, da mehr Ladungsträger transportiert werden können. Aufgrund dieser temporären Erhöhung der Stromstärke steigt der errechnete Abscheidegrad. Im gleichen Moment sinkt der gemessene Abscheidegrad und die mittlere Abweichung nimmt zu. Treten Defekte - wie beispielsweise Überschlüge - im Filter auf, würde der berechnete Abscheidegrad auf null absinken.

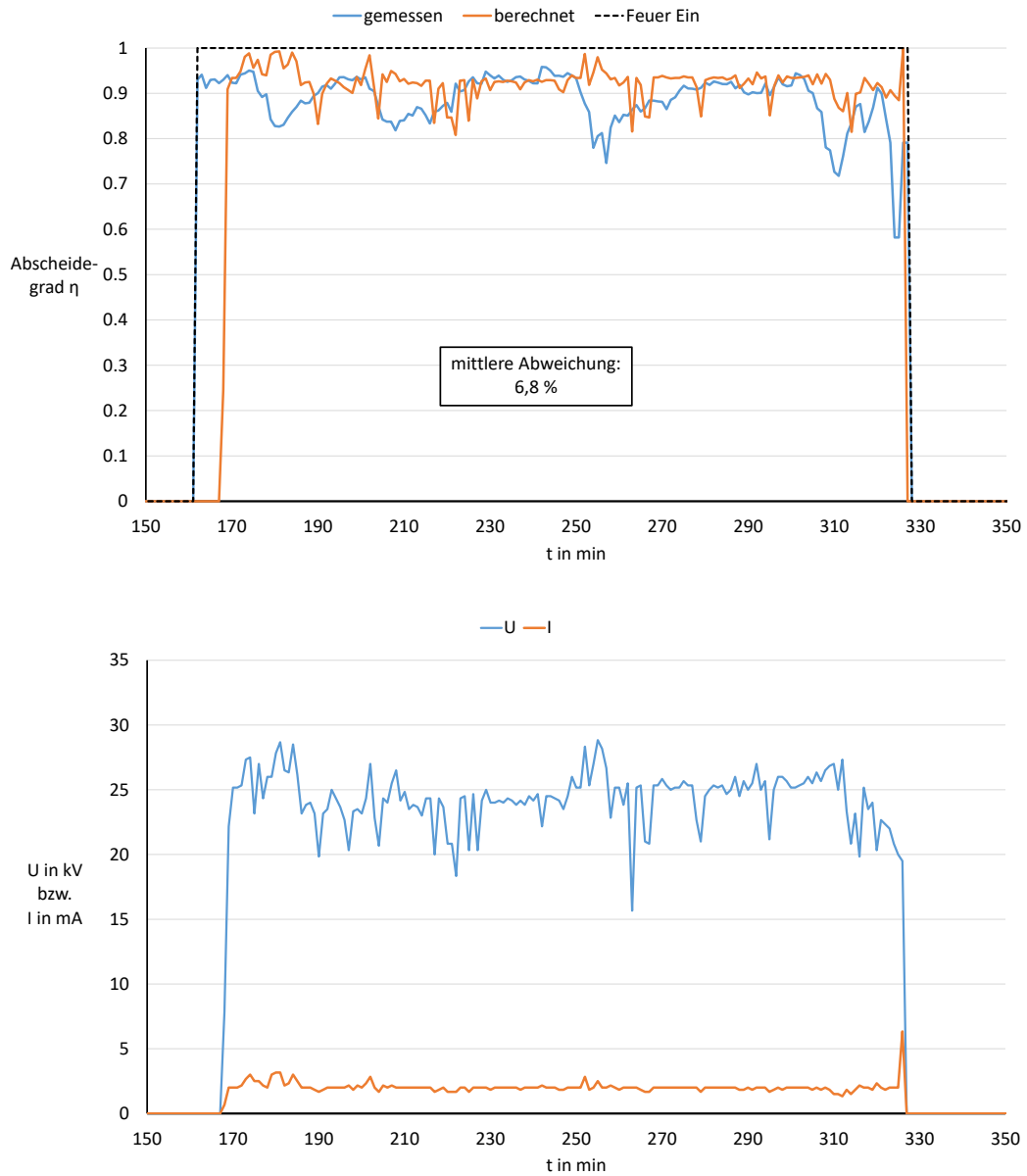


Abbildung 10.16: Oben: Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 1 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.2). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode

## Anlage 2

Im Fall der Anlage 2 erzeugt die modulierende Leistung der Feuerung ebenfalls Störeinflüsse. Aufgrund der ermittelten Filterkonstante zeigt der Verlauf des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads Ähnlichkeiten. Bei auffälligen Lastwechseln kann die Methode den gemessenen Abscheidegrad jedoch nicht nachbilden. Beispielsweise ab Minute 350 in Abbildung 10.17 fährt die Anlage in den Teillastbetrieb. Wie in Kapitel 9 erwähnt, steigt dadurch der tatsächliche Abscheidegrad an, aber der errechnete Abscheidegrad bleibt auf einem niedrigem Niveau.

Die mittlere Abweichung liegt bei 11,6 %. Der Teillastfall wird dadurch zwar auch nicht berechenbar, aber da hier der gemessene Abscheidegrad steigt, kann der Teillastfall auch hier hinsichtlich der Emissionen als unkritisch erachtet werden.

Anzumerken ist dabei, dass in diesem Fall kein integrierter Zyklon mit vermessen wurde. Es ist in diesem Fall festzuhalten, dass bei Anlagen mit modulierender Leistung nur der Nennlastfall abgebildet werden kann und beim Teillastfall von einem unkritischem Zustand ausgegangen wird.

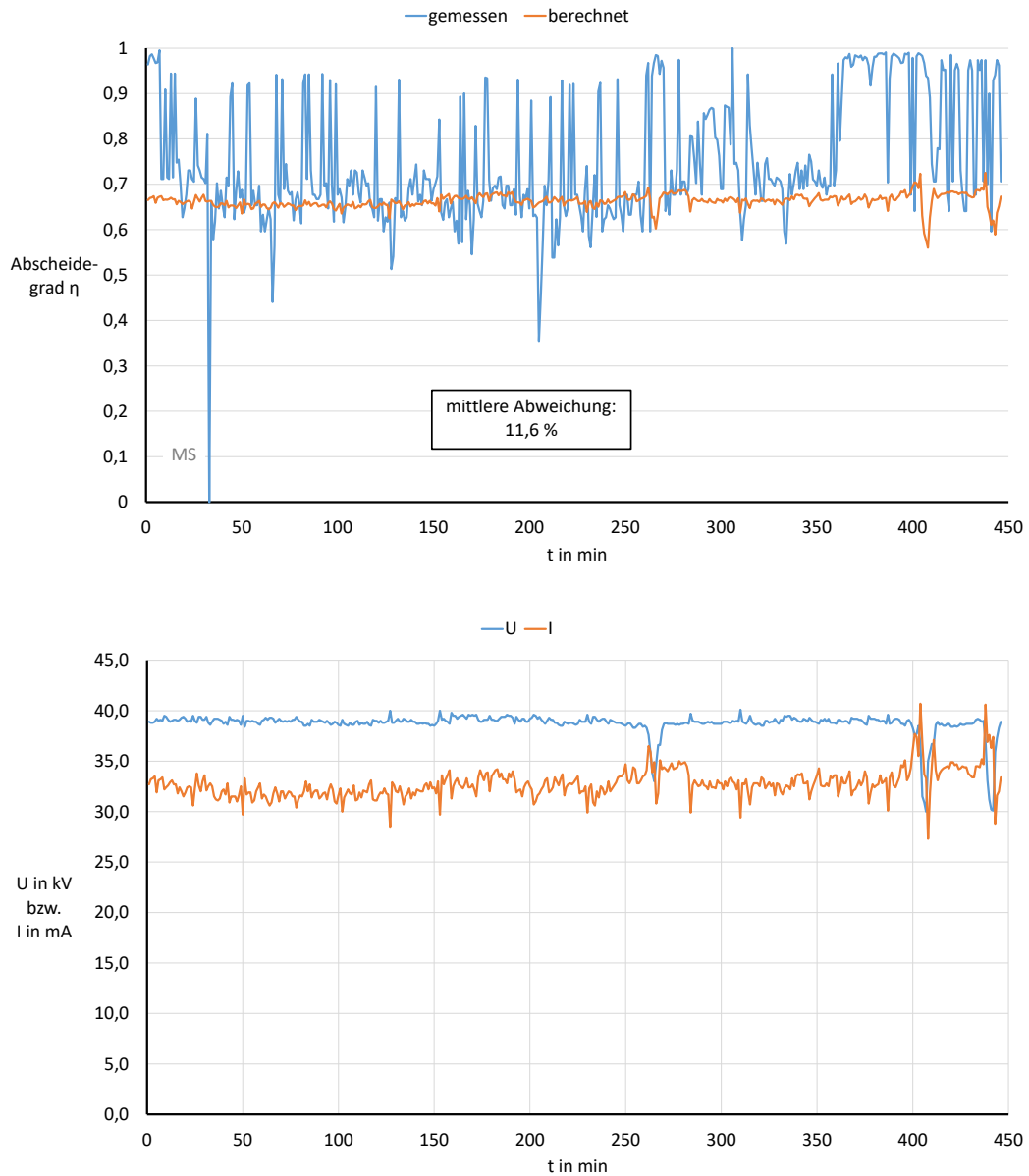


Abbildung 10.17: Oben: Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 2 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.4). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätestörung

### Anlage 3

Anlage 3 zeigt eine Auffälligkeit: Der Filter erreicht eine hohe Abscheideleistung und der gemessene Abscheidegrad ist fast eins. Das liegt daran, dass die Streulichtmessgeräte bei sehr niedrigen Staubkonzentrationen nah an der Detektionsgrenze arbeiten. Daraus resultiert, dass die Methodik mit 4,35 % zwar eine niedrige mittlere Abweichung erzeugt, aber der Verlauf der Linien in Abbildung 10.18 einen deutlichen Versatz aufweist. Dies könnte zwar - wie bei Anlage 2 - mit einer Änderung des k-Faktors behoben werden, jedoch zeigt in diesem Fall der Verlauf des k-Wertes aus Abbildung ?? c) keinen Hinweis für eine bessere Wahl der Nennlastbereiche. Der Abfall der Abscheideleistung um Minute 40 ist durch eine kurzzeitige Störung des kontinuierlichen Staubmessgerätes erklärbar.

Wie auch bei Anlage 1 ist die Größenordnung des Abscheidegrads einigermaßen gut erfassbar, jedoch entsteht ein Versatz hin zu niedrigeren Werten durch die scheinbar nicht übertragbare Filterkonstante.

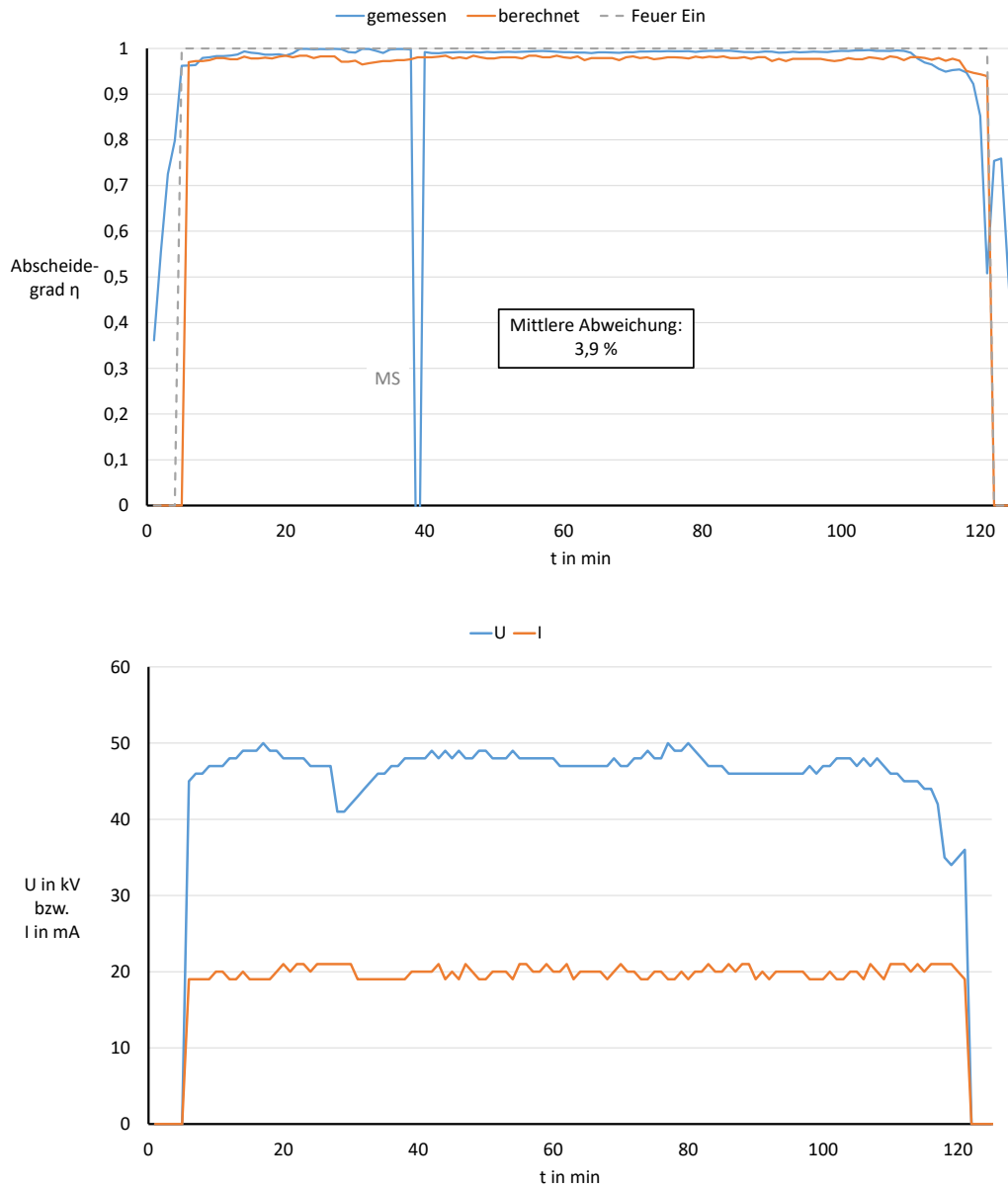


Abbildung 10.18: Oben: Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 3 über den Messzeitraum 2 (Tabelle A.6). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode; MS: Messgerätestörung

#### **Anlage 4**

Bei Anlage 4 zeigt sich, dass mit einer mittleren Abweichung von 5,0 % zwar ein geringer Wert erreicht werden kann, aber auch hier der Lastwechsel in der Nacht nicht von der Methodik nachgebildet werden kann. In Abbildung 10.19 ist deutlich zu erkennen, dass der Filter - bis auf die leichte Absenkung der Spannung in der Nacht - konstant betrieben wird und deshalb die Methodik einen relativ konstanten Abscheidegrad berechnet.

Am Tag deckt sich der berechnete Verlauf mit dem stationären Verhalten der Feuerung. Die gelegentlichen Einbrüche des gemessenen Abscheidegrads lassen sich mit Störungen der Messgeräte und zeitlich versetzten erhöhten Staubaufkommen erklären. Die Absenkungen des berechneten Abscheidegrads liegen an dem stark schwankenden Stromverlauf und einer gelegentlich einbrechenden Spannung.

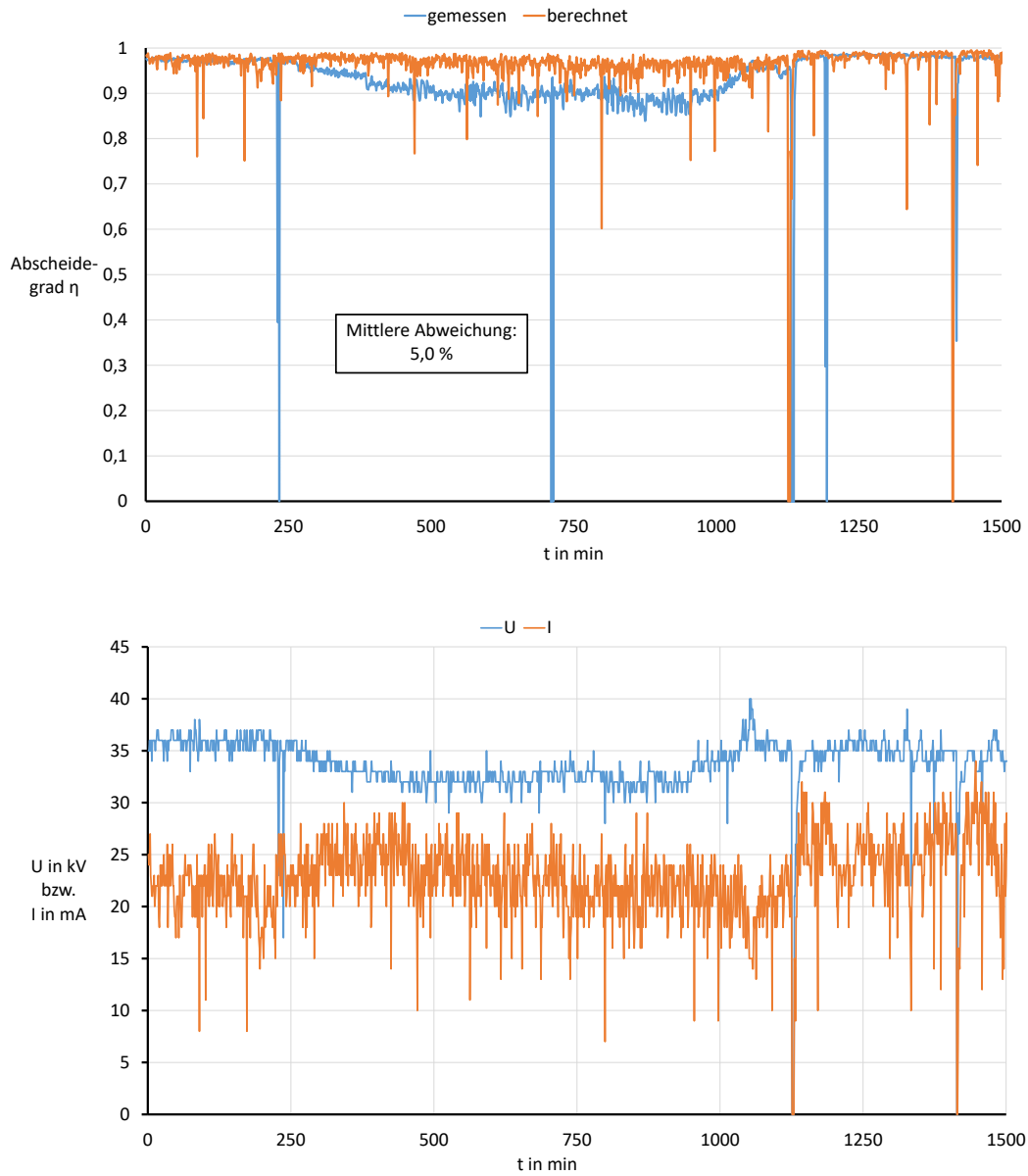


Abbildung 10.19: Oben: Vergleich des gemessenen und des berechneten Abscheidegrads bei Anlage 4 über den Messzeitraum 1 (Tabelle A.8). Unten: Verlauf von Strom und Spannung über die gleiche Zeitperiode



### 10.1.5 Zwischenfazit

Im Abschnitt 10.1 wurde deutlich, dass der dynamisch betrachtete Abscheidegrad von verschiedenen Faktoren abhängt. Besonders sind dabei Reinigungsvorgänge am Kessel zu beachten. Durch die dabei aufgewirbelten Staubpartikel - gemäß der Theorie in Kapitel 9 - kann es zu einem Einbruch des Abscheidegrads kommen, da einerseits der Filter überlastet sein kann und andererseits die Staubwolke von den beiden Sensoren zeitversetzt detektiert wird. Dies führt zu rechnerisch ineffektiven Zuständen des Filters. Auch bei sehr niedrigen Eingangskonzentrationen kann eine schlechte Abscheideleistung des Elektrofilters berechnet werden, obwohl dieser eigentlich aktiv ist. Für die weiteren Kapitel ist es deshalb eine Kernaufgabe, Merkmale zu finden, um einem wirklich ineffektiven Betrieb des Filters von einem fälschlicherweise ineffektiv bewerteten Betriebszustand aufgrund äußerer Einflüsse unterscheiden zu können.

Zusätzlich wurde im Abschnitt 10.1 überprüft, inwieweit eine Überwachung auf Basis der Deutsch-Gleichung anwendbar ist. Es zeigt sich, dass die angenommene Filterkonstante bei Anlagen mit konstanter Leistung den Nennbetrieb gut abbilden kann. Bei Anlagen mit modulierender Leistung kann - wie bereits beschrieben - über die Gleichung 9.9 der Nennlastbetrieb überwacht werden. Im Teillastfall kann davon ausgegangen werden, dass der Elektrofilter besser funktioniert und der Abscheidegrad steigt.

## 10.2 Berechnungsverfahren für die Verfügbarkeit

In der vorangegangenen Diskussion lag der Fokus auf der Messung und der Berechnung des Abscheidegrads des Elektrofilters. Dies sollte jedoch nicht das entscheidende Bewertungskriterium sein. Die meisten Emissionen treten dann auf, wenn der Filter sich in Störung befindet oder aufgrund von verzögertem Startverhalten noch nicht im Betrieb ist und die Feuerung bereits aktiv Emissionen produziert. Deshalb sollte ein allgemeines Bewertungskriterium auch diese Zeiten mit berücksichtigen. Eine Möglichkeit der Bewertung ist über den Begriff der Verfügbarkeit  $V$ :

$$V = \frac{t_{FilterEin}}{t_{FeuerEin}} \quad (10.2)$$

Hier wird die Zeit, in der der Filter effektiv funktioniert („Filter Ein“) auf

die Zeit bezogen, in der die Feuerung an ist („Feuer Ein“). Dadurch ergeben sich zwei Hauptaufgaben:

- kontinuierliche Bestimmung des effektiven Betriebs des Elektrofilter
- Definition des Signals „Feuer Ein“ anhand verfügbarer Messwerte

Wie diese beiden Aufgaben zu lösen sind, wird in den folgenden Abschnitten erläutert. Der Begriff der Verfügbarkeit hat den Vorteil, dass eine vollständige Bewertung des effektiven Filterbetriebs möglich ist. Dadurch können jede Störung, An- und Abfahrvorgänge und ineffektive Betriebsphasen abgedeckt werden. In der neuen 44. BImSchV wird die Verfügbarkeit jedoch nicht als relevanter Faktor genannt. Hier werden die Ausfallzeiten der sekundären Emissionsminderungseinrichtung auf 400 Stunden pro Jahr begrenzt [11]. Das ist zwar eine einheitliche Definition, aber sie lässt den Kritikpunkt zu, dass Anlagen mit weniger Betriebsstunden einen Vorteil erfahren.

Da auch für die Definition der Ausfallzeiten die Betriebszeiten der Feuerung aufgezeichnet werden müssen, werden im Folgenden zuerst die Definition des Signals „Filter Ein“ und anschließend die Definition des Signals „Feuer Ein“ erläutert.

### 10.2.1 „Filter Ein“

Zur Definition des Elektrofilterbetriebs bietet es sich an Signale zu verwenden, die bereits vorhanden sind. In diesem Fall ist es die angelegte Spannung  $U$  zwischen den Elektroden und der Strom  $I$ . Diese beiden Parameter werden bereits standardmäßig kontinuierlich gemessen und angezeigt. In vielen Fällen erfolgt bereits eine Aufzeichnung, um die zeitliche Dauer von Störungen zu ermitteln. Wie bereits in Kapitel 9 beschrieben, ist es eine Möglichkeit den effektiven Betrieb zu ermitteln, indem der Abscheidegrad nach Gleichung 9.9 berechnet wird und mit einem Zielwert verglichen wird. Der Zielwert muss für jede Anlage individuell definiert werden und wird mittels der Methodik, sowie der Berechnung des  $k$ -Wertes aus Gleichung 9.9 abgeleitet. Werden alle Betriebszustände aussortiert zu denen die Feuerung nicht aktiv war, ergibt sich die Verfügbarkeit aus dem Verhältnis der Punkte oberhalb der Filtergrenzlinie - welche in Kapitel 9 beschrieben wurde - zur Gesamtzahl der Punkte. Dabei gilt es einerseits, die Unsicherheit der Filterkonstanten zu berücksichtigen und andererseits zu überprüfen, ob die jeweiligen Betriebszustände auch messbare effiziente Betriebszustände sind. In Abbildung 10.20 sind deshalb alle Punkte, an denen der gemessene Abscheidegrad über dem Zielwert lag, orange markiert. Dabei sind die aufgenommenen Momentanwerte als Kreise und die dar-

aus ermittelten Viertelstundenmittelwerte (VSM) als Dreiecke eingezeichnet. Bei Anlage 1 wurde ein Zielwert von 90 % angenommen.

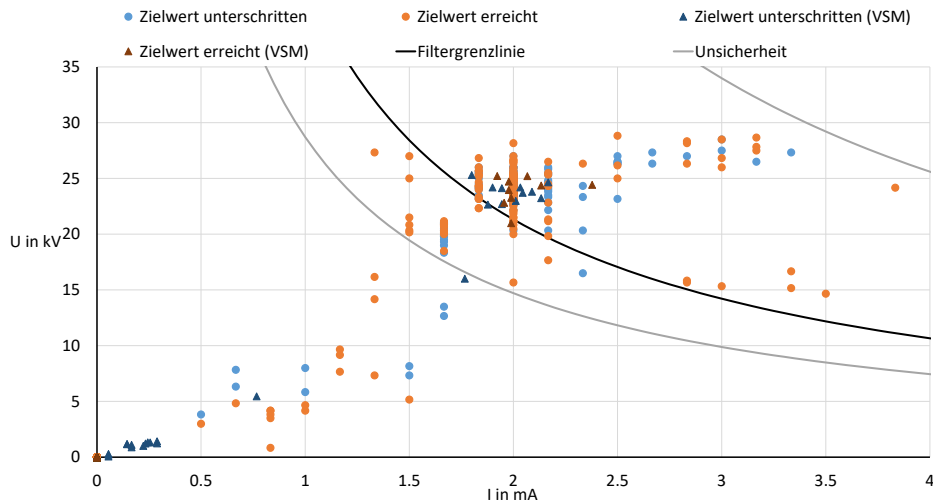


Abbildung 10.20: Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert  $\eta = 90\%$ ) bei Anlage 1; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM)

Die Filtergrenzlinie von Anlage 1 repräsentiert den gemäß Gleichung 9.9 berechneten theoretischen Abscheidegrad von 90 %. Ebenfalls eingezeichnet ist die Unsicherheit der Methodik bei dieser Anlage. Diese Unsicherheit stammt aus der Berechnung der Filterkonstante. Es wird angenommen, dass die berechnete mittlere Abweichung vom Mittelwert bei Nennlast aus Tabelle 10.1 die Schwankungen der ermittelten Filterkonstante repräsentiert und somit auch die Unsicherheit der Methode beschreibt. Bei Anlage 1 wird deshalb eine Unsicherheit von  $\pm 10,7\%$  vom Zielwert angenommen.

Es ist deutlich zu erkennen, dass die Unsicherheit der Methodik einen enormen Einfluss hat. Es befinden sich sehr viele Punkte innerhalb der Unsicherheit, wodurch der Nachweis der Effizienz nicht erbracht werden kann. Unabhängig davon ist jedoch ein weiteres Problem erkennbar. Es gibt keine klare Trennung zwischen den gemessenen effektiven und ineffektiven Betriebspunkten. Demnach gibt es Betriebszustände, an denen der Abscheidegrad ausreichend hoch ist, dies sich aber nicht in hohen Strom- und Spannungswerten widerspiegelt. Mögliche Ursachen könnten Zeiten mit sehr niedrigen Staubkonzentrationen im Abgas sein. In diesen Fällen würde auch der integrierte Zyklon und niedrige Abscheideleistungen des Elektrofilters ausreichen, um den Abscheidegrad einzuhalten. Bei sehr niedrigem Staubaufkommen ist auch der Transport von Ladungsträgern von der Sprüh- zur Niederschlagselektrode limitiert und der

messbare Strom wäre niedrig.

Das zweite Problem sind Zustände mit hohen Spannungs- und Stromwerten, an denen jedoch der Abscheidegrad niedriger als die Zielvorgabe ist. Dies kann passieren, wenn beispielsweise bei Reinigungsereignissen im Kessel hohe Staubkonzentrationen auftreten. Dadurch kann, wie in Kapitel 9 ausgeführt, einerseits der Filter überlastet sein und andererseits kann der zeitliche Versatz der detektierten Staubwolke zu einer fehlerhaft berechneten Abscheideleistung führen. Bei den anderen Anlagen ist ein ähnliches Verhalten erkennbar.

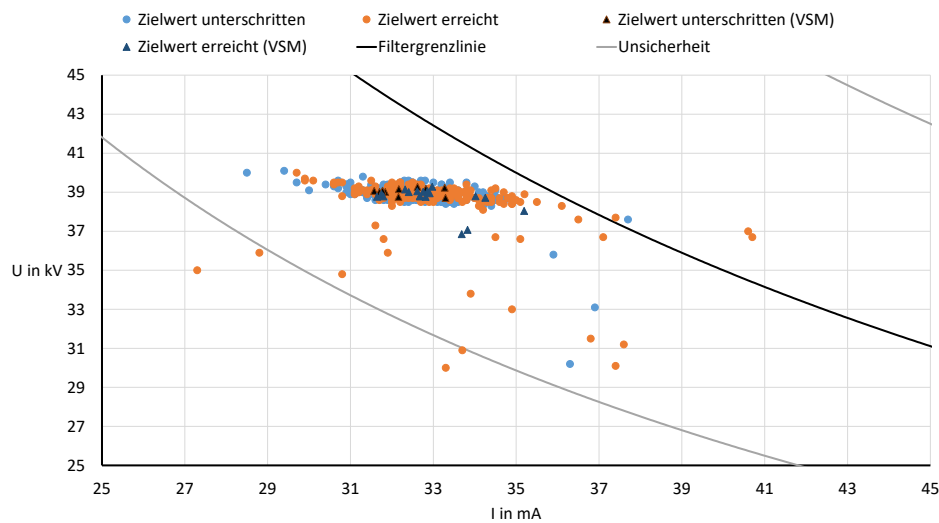


Abbildung 10.21: Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert  $\eta = 70\%$ ) bei Anlage 2; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM)

Für Anlage 2 (Abbildung 10.21) wurde ein Zielwert von 70 % Abscheidegrad angenommen, da in diesem Fall der Zyklon nicht mitgemessen wurde. Es handelt sich deshalb um die Abscheideleistung des Elektrofilters. Auch hier ist zu erkennen, dass keine klare Trennung zwischen effektiven und ineffektiven Betriebszuständen festzustellen ist. Viel auffälliger ist jedoch, dass bei dieser Anlage die Methodik so ungenau ist, dass fast alle Betriebspunkte innerhalb der Unsicherheit liegen.

Auch Anlage 3 (Abbildung 10.22) zeigt dieses Verhalten. Es ist keine klare Trennung erkennbar, wobei hier Betriebszustände im niedrigen Spannungs- und Strombereich fehlen.

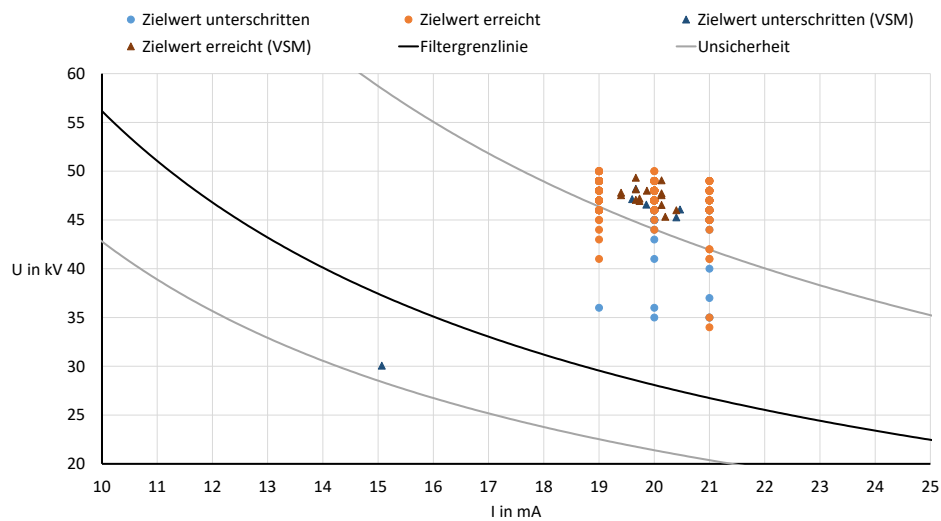


Abbildung 10.22: Bewertung der Betriebszustände anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert  $\eta = 90 \%$ ) bei Anlage 3; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM)

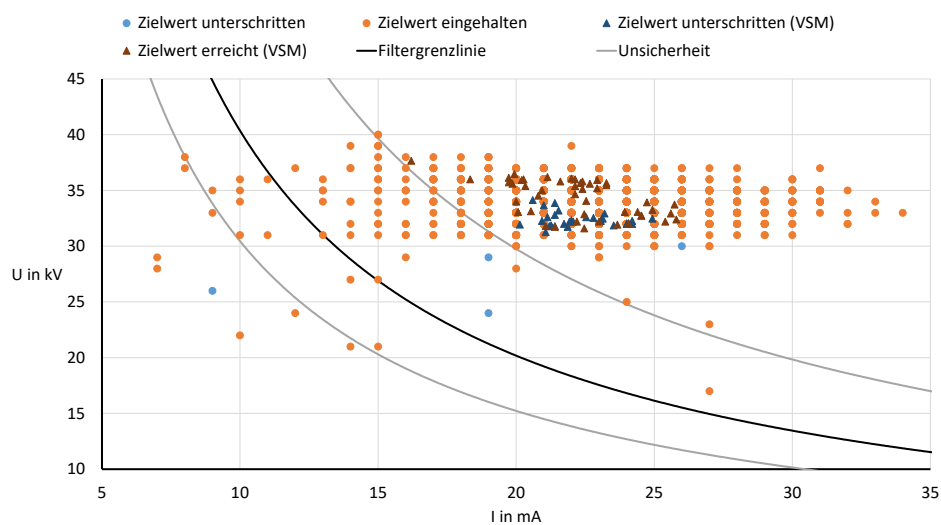


Abbildung 10.23: Bewertung der Betriebszuständen anhand der Filtergrenzlinie (Zielwert  $\eta = 90 \%$ ) bei Anlage 4; Kreise: Momentanwerte; Dreiecke: Viertelstundenmittelwerte (VSM)

Bei Anlage 4 ist erkennbar, dass tendenziell eine Trennung der effizienten und ineffizienten Punkte vorliegt. Liegen die Punkte unterhalb der Filtergrenzlinie häufen sich die ineffizienten Punkte etwas. Außerdem wird ersichtlich, dass niedrige Spannungen selbst bei hohem Stromfluss die Wahrscheinlichkeit eines ineffizienten Betriebszustandes zu erhöhen scheinen. Ein klare Trennung lässt sich jedoch hier nicht nachweisen.

Aus diesen Abbildungen lassen sich einige Schlussfolgerungen ziehen. Die Annahme einer Filterkonstanten für stationäre Zustände ist unter gewissen Rahmenbedingungen zulässig. Sobald sich jedoch Betriebsparameter ändern oder Reinigungsintervalle auftreten, ist eine Berechnung der Abscheideleistung nicht mehr ausreichend genau möglich. Bei Anlagen, die aufgrund einer variablen Wärmenachfrage ihre Leistung variieren, kann die Gleichung 9.9 nicht eingesetzt werden. Signale von Strom und Spannung korrelieren nicht eindeutig mit einem effizienten Abscheidvorgang. Einzelereignisse mit sehr hohen oder niedrigen Staubkonzentrationen sorgen für Betriebszustände, die falsch interpretiert werden. Sowohl in die Richtung, dass eigentlich effiziente Punkte als ineffizient gewertet werden, als auch andersherum. Dadurch wird es notwendig eine statistische Auswertung zu vollziehen, die das Ziel hat eine Bewertung des effektiven Betriebs des Elektrofilters zu ermöglichen.

### 10.2.2 Vereinfachte Methodik über Schwellenwerte

Aufgrund der beschriebenen Probleme wird in den folgenden Abschnitten eine andere Herangehensweise diskutiert. Die Überwachungsmethodik wird dahingehend vereinfacht, dass nicht mehr eine berechnete Grenzlinie definiert wird, sondern Schwellenwerte für Strom und Spannung vorgeschlagen werden. Mit der Einführung von Schwellenwerten wird die Fehlerquelle der Filterkonstanten eliminiert und die Überwachung vereinfacht sich deutlich, wodurch eine statistische Auswertung der auftretenden Fehlinterpretationen der Betriebszustände möglich ist.

Der Ansatz lehnt sich stark an die Vorgaben der Richtlinie „QM Holzheizwerke“ des Bundesamts für Energie in der Schweiz an. In der dort aufgeführten FAQ 38 ist eine solche Überwachung des Filters anhand von Schwellenwerte bereits beschrieben [121]. Da für diese Untersuchungen jedoch nur gravimetrische Punktmessungen verwendet wurden, können zeitabhängige Effekte wie Reinigungen nicht ausreichend genau aufgelöst werden. Um eine kontinuierliche Überwachung zu ermöglichen, muss auch eine regelmäßige Überprüfung der Überwachungsmethodik angestrebt werden. Abbildung 10.24 zeigt beispielhaft, wie eine solche Anwendung von Schwellenwerten einen neuen Gültigkeitsbereich des Filters definiert. Da die Schwellenwerte immer prozentual zum Nennwert definiert werden, sind für die folgenden Diagramme die Betriebszustände normiert dargestellt. Zur Normierung wurden die Nennspannungen und -ströme verwendet, die in der Tabelle B.1 im Anhang zu finden sind.

Der grau hinterlegte Bereich definiert die Punkte, die als ineffizient gewertet werden, wenn die gemäß FAQ 38 vorgeschlagenen Schwellenwerte von 50 %

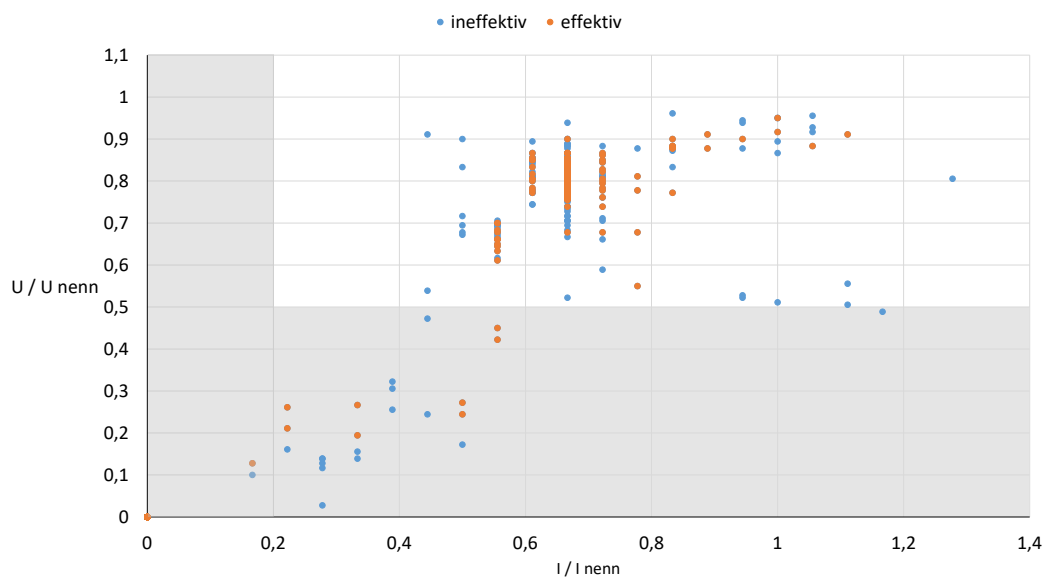


Abbildung 10.24: Beispielhafte Bewertung der Betriebszustände anhand von Schwellenwerten bei Anlage 1

der Nennspannung und 20 % des Nennstroms angewendet werden [121]. Um die Schwellen für die gesetzliche Umsetzung der Überwachungsmethodik zu definieren, gilt es zunächst zwei Fragen zu klären.

### 1. Was ist die Aufgabe des Filters?

Im rechtlichen Sinne ist die Aufgabe des Filters, die Staubemissionen zu reduzieren. Es ist jedoch nicht klar definiert, an welchem Zielwert dies festzumachen ist. Da jedoch ein Emissionsgrenzwert definiert ist, kann die Einhaltung dieses Wertes als Ziel definiert werden. Das hat den Vorteil, dass das Ziel auch in die gültigen Regularien fällt. Nachteilig ist, dass nicht lediglich die Funktion des Filters für die Einhaltung des Grenzwertes entscheidend ist. Bei einem fehlerhaften Betrieb der Feuerung - beispielsweise durch einen minderwertigen Brennstoff - kann so viel Staub entstehen, dass selbst eine gut funktionierende Filter nicht zur Einhaltung des Grenzwertes ausreicht. Dadurch würde der Elektrofilter negativ bewertet, obwohl andere Faktoren am Fehlverhalten Schuld sind.

Die andere Option ist, einen ausreichend hohen Abscheidegrad als Zielwert zu definieren. Damit steht nur die Funktion des Elektrofilters im Fokus, aber die Einhaltung des Grenzwertes muss nicht zwangsläufig erfolgen. Insgesamt zeigen die Untersuchungen, dass es nur vereinzelte Betriebszustände gibt, bei denen die Änderung des Zielwertes die Bewertung des Filters beeinflussen. Im Normalfall korreliert der Abscheidegrad mit der Einhaltung des Grenzwertes.

Dennoch muss für die Umsetzung einer gesetzlich vorgeschriebenen Überwachung ein Zielwert definiert werden.

## 2. Ist eine Fehlinterpretation gravierender als die andere?

Werden die definierten Schwellenwerte erhöht, steigt die Häufigkeit der Betriebszustände, die eigentlich effektiv sind, aber ineffektiv gewertet werden. Die Häufigkeit der gegenteiligen Fehlinterpretation nimmt dagegen ab. Dadurch bietet es sich an, ein Minimum an Gesamtfehlern in der Mitte zu suchen. Hierfür gilt es jedoch zu überdenken, ob ein Fehler weniger tolerierbar ist als der Andere. Wenn ein Betriebszustand als effektiv gewertet wird, obwohl er es nicht ist, äußert sich dieser Fehler nachteilig für die Gesetzgebung. Es werden Störungen des Filters eher akzeptiert. Wird dagegen ein Betriebszustand fälschlicherweise als ineffektiv gewertet, obwohl er effektiv ist, dann ist der Filter benachteiligt. Da ein kompletter Ausschluss der jeweiligen Fehler nur bei den Extremwerten null und eins möglich ist, muss entschieden werden, ob eine Gewichtung der Fehler vorliegt, ein gesamtes Minimum der Fehler angestrebt wird oder ob beide Seiten gleichmäßig benachteiligt werden sollen.

Bei der Anwendung der Schwellenwerte ist ersichtlich, dass falsch interpretierte Punkte auftreten. Was bei der Abbildung 10.24 jedoch nicht erkennbar ist, ist die Anzahl der Fehler. Da sich hier Punkte überlappen können, muss die tatsächliche Anzahl der Punkte evaluiert werden, die sich überlappen. Hierfür wird der Schwellenwert von Strom und Spannung variiert und gezählt, wie viele Ereignisse als effektive Betriebszustände gezählt werden, obwohl der gemessene Abscheidegrad zu niedrig ist und wie viele entsprechend ineffektiv gewertet werden, obwohl sie effektive Betriebszustände sind.

In Abbildung 10.25 ist die Häufigkeit der falsch interpretierten Betriebszustände, bezogen auf die gesamten Betriebszustände, für die verschiedenen Schwellenwerte aufgezeigt. Teilabbildung (a) zeigt die Abhängigkeit von der Spannung und Teilabbildung (b) vom Strom.

Wie zu erwarten, nimmt die Häufigkeit der fälschlich als effizient gewerteten Ereignisse mit erhöhtem Schwellenwert ab und die Häufigkeit von fälschlich ineffizient gewerteten Punkten zu. Anhand dieser Anlage kann die Auswahl möglicher Schwellenwerte gut diskutiert werden. Wenn es die Zielsetzung ist, möglichst wenige Fehlinterpretationen zu erzeugen wäre der Spannungsschwellenwert bei 20 % der Nennspannung und der Stromschwellenwert bei 50 % des Nennstromes. Wenn eine möglichst gleiche Benachteiligung angestrebt wird, sind die Schwellen 70 % bei der Spannung und 60 % beim Strom. In beiden Fällen läge die relative Häufigkeit der Fehlinterpretationen bei etwa 10 %.



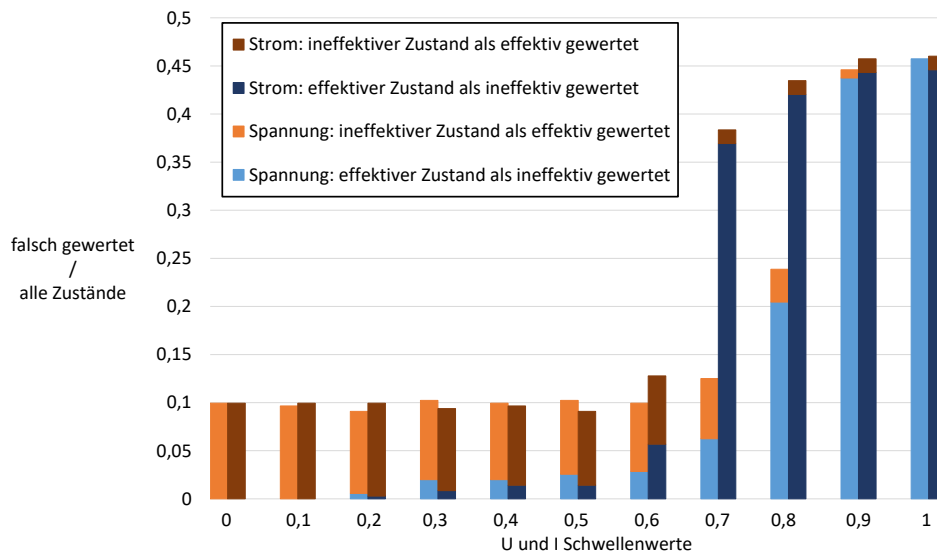


Abbildung 10.25: Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 1

Im Fall der Anlagen 2 (Abbildung 10.26) und 3 (Abbildung 10.27) zeigt sich, dass die Häufigkeit der Fehler bei einer Erhöhung der Schwellenwerte erst sehr spät ansteigt. Das liegt an der relativ gleichförmigen Betriebsweise der Filter. Dadurch können zwar keine neuen Informationen über eine gute Platzierung der Schwellenwerte gewonnen werden, aber es ist möglich, beide Anlagen mit den Schwellenwerten aus Anlage 1 ebenfalls zu überwachen. Dies spricht dafür, dass eine einheitliche Definition möglich sein kann. Bei Anlage 4 (10.28) ist zu erkennen, dass die Festlegung eines Schwellenwertes für den Strom einen Einfluss auf die Häufigkeit der Fehlinterpretationen hat. Das liegt daran, dass der Filter zwar mit relativ konstanter Spannung, aber mit variablen Stromwerten betrieben wird. Dadurch würden bei einem zu hohen Schwellenwert zu viele Betriebszustände als ineffizient gewertet.

Im Vergleich zur Methode nach Gleichung 9.9 gemäß Kapitel 9 zeigt die Bewertung anhand von Schwellenwerten für U und I bessere und anwendbarere Ergebnisse. Hier ist es möglich eine einheitliche Überwachungsmethodik zu formulieren. Dabei gilt jedoch stets zu berücksichtigen, dass falsche Beurteilungen des Filterbetriebs auftreten.

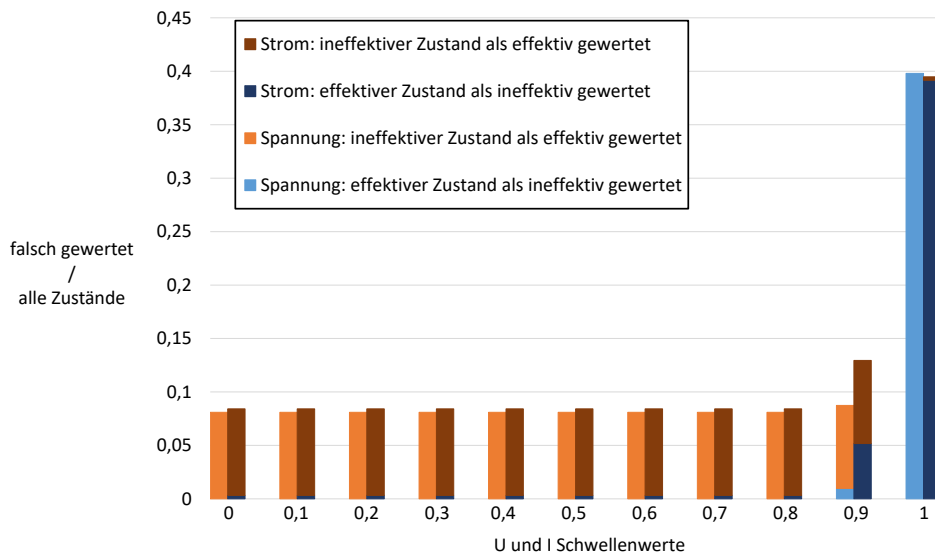


Abbildung 10.26: Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 2

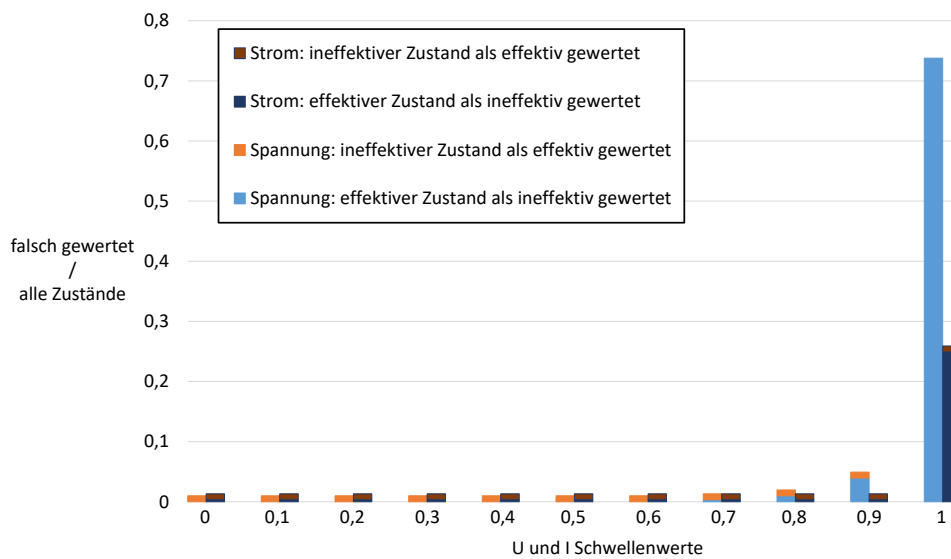


Abbildung 10.27: Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 3

### 10.2.3 „Feuer Ein“

Um den effektiven Betrieb des Elektrofilters zu bewerten, ist die Erkennung der tatsächlichen Betriebszeiten der Feuerung wichtig. Ein entsprechendes Signal kann von der Feuerungssteuerung an die Steuerung der Filtereinheit übertragen werden. Im Normalfall ist an der Anlage nicht ersichtlich, wie dieses Signal

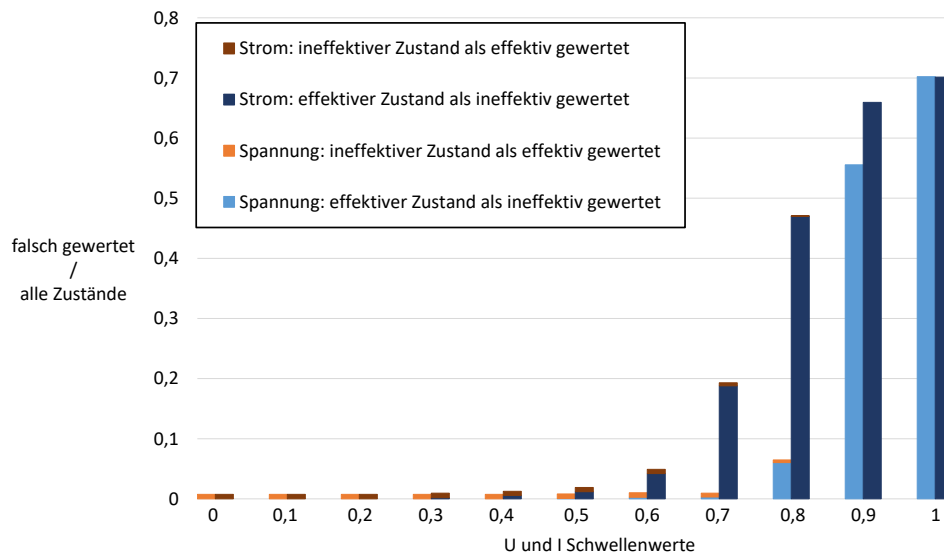


Abbildung 10.28: Häufigkeit der falsch gewerteten Ereignisse in Abhängigkeit der Schwellenwerte für Strom und Spannung bei Anlage 4

generiert wird. Häufig wird hierfür gemäß FAQ 38 der Betrieb der Primär- und Sekundärluftventilatoren als Signal genutzt [121].

In der Praxis ist es manchmal schwierig das Signal „Feuer Ein“ aus der Steuerung des Kesselherstellers zu beziehen, da zum einen keine nachvollziehbare Ermittlung des Signals vorliegt und zum anderen aufgrund des erheblichen Kostenaufwands der Implementierung und Nachrüstung an bestehenden Anlagen. Es müssen entsprechende Datenkabel verlegt werden, der Signalaustausch kann bei unterschiedlicher Software zu Problemen führen und die Implementierung in die Anlagensteuerung benötigt Arbeitszeit. Außerdem kann bei Ausfall oder Störung des Signals der Filterhersteller diese Fehler nicht selbst beheben. Aus diesen Gründen ist es vorteilhafter das Signal aus den Eigenschaften des Abgases zu generieren. Das Signal „Feuer Ein“ könnte unabhängig vom Kesselhersteller erzeugt werden. Idealerweise sollte dies durch die Filtersteuerung erfolgen. So können Datenaustausch- und Schnittstellenprobleme vermieden werden.

Zu diesem Thema sind die FAQ 38 die einzigen Bestimmungen, die sich mit dieser Fragestellung beschäftigen. In der aktuellen FAQ 38 wird die Erzeugung des Signals „Feuer Ein“ aus zwei Werten bestimmt, die je nach Verfügbarkeit verwendet werden können. Tabelle 10.2 zeigt die Bestimmungen der FAQ 38.

Es ist zu erkennen, dass drei Faktoren entscheidend sind: Der Zustand des Primärventilators, sowie des Abgasventilators und die Sauerstoffkonzen-

Zustands- signal	Feuer Ein	Feuer Aus
	F1 = 1 oder F2 = 1	F1 = 0 oder F2 = 0
F1	Primärluftventilator Ein	Primärluftventilator Aus
F2	Abgasventilator Ein und $O_2 \leq 18 \text{ Vol.-%}$	Abgasventilator Aus oder $O_2 \geq 19 \text{ Vol.-%}$

Tabelle 10.2: Ermittlung des Signals „Feuer Ein“ nach der FAQ 38 der QM Holzheizwerke [121]

tration. Die Abgastemperatur wird bei dieser Fassung nicht verwendet. Das Problem bleibt die Abhängigkeit von der Kesselregelung, da die Informationen über die Ventilatoren in der Regel nur in der Steuerung des Kessels eingebunden sind. Die Sauerstoffkonzentration kann relativ kostengünstig über eine Breitbandlambdasonde bestimmt werden [122]. Allgemein wird diese Bewertungsmethode als Ausgangspunkt für die folgenden Diskussionen verwendet. Zunächst ist eine Evaluation sinnvoll, welche Signale überhaupt aus dem Abgas gewonnen werden können. Auf physikalischer Ebene bieten sich die Abgastemperatur, die Strömungsgeschwindigkeit und der Druckverlust über den Filter an. Die Strömungsgeschwindigkeit wäre sehr passend zur Bestimmung des „Feuer Ein“ Signals. Das Problem ist jedoch, dass kein kontinuierliches und stabil arbeitendes Messsystem für die vorkommenden Strömungsgeschwindigkeiten bekannt ist. Flügelräder oder andere bewegliche Mechanismen verschmutzen und müssen regelmäßig gereinigt werden. Sensoren auf Basis einer Differenzdruckmessung, wie das Prandtl-Staurohr, sind ungenau bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten ( $< 2 \text{ ms}^{-1}$ ) und andere Messprinzipien sind für diesen Einsatz zu kostenintensiv. Deshalb wird die Strömungsgeschwindigkeit nicht weiter in Betracht gezogen.

Der Druckverlust über den Filter wäre zwar einfach zu bestimmen, er ist aber ebenfalls bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten nicht genau genug. Dies liegt daran, dass moderne Elektrofilter selbst bei Vollast nur sehr geringe Druckverluste erzeugen.

Die Abgastemperatur kann sehr simpel und kostengünstig mit einem Thermoelement bestimmt werden und wird deshalb weiter betrachtet.

Auf chemischer Ebene ist besonders die Sauerstoffkonzentration im Abgas relevant. Andere Gaskomponenten wie  $NO_x$  und CO kommen ebenfalls in Frage, da sie nur einem Verbrennungsprozess entspringen können. Die Betrachtung von  $CO_2$  verspricht keine neuen Aussagen, da die Konzentration genau gegenläufig zur Sauerstoffkonzentration verläuft und  $O_2$  einfacher zu messen ist.

In den Abbildungen 10.29 und 10.30 wird der Verlauf der relevanten Signale

bei einem Betriebszyklus der Anlagen 1 und 3 dargestellt, wobei als Referenz das „Feuer Ein“ Signal der Feuerung zusätzlich dargestellt ist. Da Anlage 2 und 4 sich immer im Dauerbetrieb befanden, können sie nicht berücksichtigt werden.

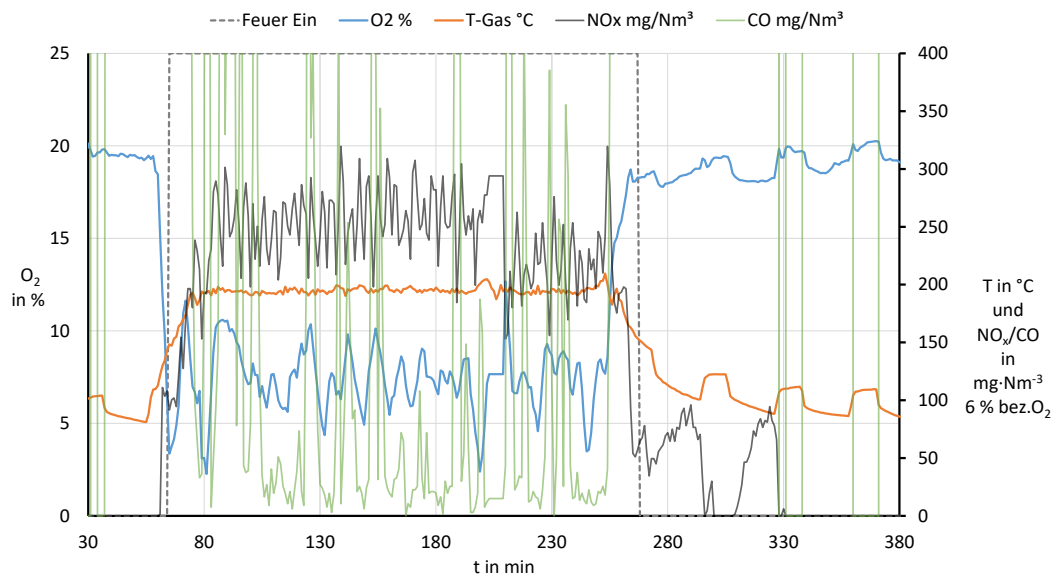


Abbildung 10.29: Beispielhafter Verlauf der Abgastemperatur, der Sauerstoffkonzentration, sowie der Konzentrationen von  $\text{NO}_x$  und  $\text{CO}$ , jeweils bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt bei Anlage 1.

Die Konzentration von  $\text{CO}$  ist im Normalbetrieb zu inkonstant, was besonders bei Anlage 1 deutlich wird. Bei Anlage 3 ist das  $\text{CO}$ -Signal im Normalbetrieb sogar zu gering. Das  $\text{NO}_x$ -Signal bildet das „Feuer Ein“ bei Anlage 1 zwar gut nach aber bei Anlage 3 ist dieser Trend nicht erkennbar. Zudem zeigen beide Faktoren starke Ausschläge und Schwankungen vor und nach dem Betrieb. Das liegt an zwei Phänomenen. Einerseits ist zu diesen Phasen die Strömungsgeschwindigkeit sehr gering, wodurch eine schlechte Durchmischung folgt und damit Emissionsspitzen detektiert werden. Andererseits fährt die Anlage in den bereits beschriebenen Gluterhalt-Betrieb. Aufgrund der reduzierten Luftzufuhr, kommt es zu einer unvollständigen Verbrennung und die  $\text{NO}_x$ - und  $\text{CO}$ -Werte steigen stark an. Dadurch ist es unmöglich, den Normalbetrieb vom Gluterhalt-Betrieb eindeutig zu unterscheiden.

Die beiden Abbildungen verdeutlichen, dass die Verwendung der Sauerstoffkonzentration und der Abgastemperatur am sinnvollsten erscheinen. Werden bei Anlage 1 eine  $\text{O}_2$ -Konzentration von 15 % und eine Abgastemperatur von  $150\text{ °C}$  als Schwellenwerte verwendet, kann das „Feuer Ein“ Signal gut nachge-

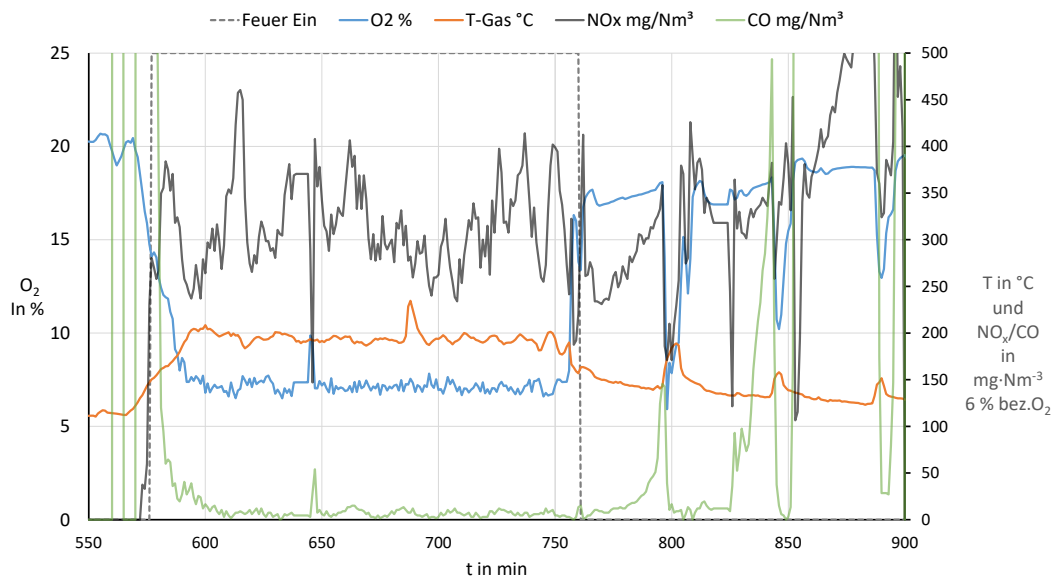


Abbildung 10.30: Beispielhafter Verlauf der Abgastemperatur, der Sauerstoffkonzentration, sowie der Konzentrationen von NO<sub>x</sub> und CO jeweils bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt bei Anlage 3

bildet werden.

Bei Anlage 3 zeigt sich jedoch ein weiteres Problem, welches durch den Glutertahl hervorgerufen wird. Durch das periodische Einschieben von Brennstoff und die damit verbundene Luftzufuhr entstehen Phasen, in denen die Sauerstoffkonzentration stark sinkt und die Abgastemperatur steigt. Dies würde - unabhängig davon welcher Schwellenwert definiert wird - zu einem falschen „Feuer Ein“ Signal führen.

Es zeigt sich jedoch, dass die Signale Abgastemperatur und Sauerstoffgehalt in den gezeigten Szenarien keine Synergien erzeugen. Es ist demnach kein Betriebszustand zu erkennen an dem das Temperatur-Signal ein „Feuer Ein“ erzeugt, welches das Sauerstoff-Signal nicht detektiert hätte. Die beiden Signale sind miteinander verknüpft. Daraus lässt sich folgern, dass nur ein Signal ausreichend ist. Da eine Temperaturmessung einfach, kostengünstig und robust umsetzbar ist, wird dieser Ansatz näher verfolgt. Eine ergänzende Sauerstoffmessung wird nicht ausgeschlossen, aber nicht näher betrachtet. Die Abgastemperatur am Filter ist von folgenden Faktoren abhängig.

1. Die Wärmeabnahme im Kessel ist der wesentliche Faktor für die Abgastemperatur.
2. Ein weiterer Faktor ist der Wärmeverlust durch die Abgasführung - beeinflusst durch die Leitungslänge, die Isolation und dem Verlauf.

3. Von entscheidender Bedeutung ist außerdem, ob eine sogenannte Abgastemperaturanhebung (ATA) verwendet wird. Die ATA ist ein zusätzliches „Ventil“, welches es ermöglicht das Abgas beim Anfahren der Feuerung im Bypass um den Kessel herum zu leiten. Dieser Bypass hat den Vorteil, dass beim Anfahren der Anlage der kalte Kessel umgangen wird und das heiße Abgas zuerst die Abgasstrecke erwärmt. Mit dieser Art des Anfahrens kann die Kondensation von Wasserdampf im Zyklon, Elektrofilter und der restlichen Abgasführung vermieden und die Erwärmung z.B. des Filters beschleunigt werden. Durch den Einsatz der ATA wird die Zuschaltung von Filteranlagen beschleunigt. Die beim Anfahren auftretenden Effizienzverluste durch nicht genutztes Abgas sind irrelevant.

Eine ATA wird derzeit bei den Anlagen 1 und 3 verwendet. Bei diesen Anlagen zeigt sich, dass die Abgastemperatur schnell ansteigt und relativ konstant über den gesamten Betriebszyklus verläuft. Dadurch ist die Bewertung, ob die Feuerung läuft oder nicht anhand der Temperatur bei diesen Anlagen sehr gut möglich.

Ebenfalls wichtig ist die Wahl der Temperaturmessstelle. Wie bereits beschrieben, wird die Temperatur am Filter bei manchen Anlagen am Eintritt und bei anderen am Austritt gemessen. Da es in diesem Fall jedoch um die Bewertung der Feuerung geht, ist eine Messung am Filtereintritt zwingend erforderlich. Der durch den Filter erzeugte Temperaturabfall, der zwischen 10 und 40 °C beträgt, würde die Bestimmung des Signals verfälschen.

Darüber hinaus gibt es zwei Möglichkeiten über die Abgastemperatur ein „Feuer Ein“ zu erzeugen:

- **Abgastemperatur-Schwellenwerte:** Es werden Ein- und Ausschalt-schwellen für die Temperatur anlagenspezifisch festgelegt. Dabei muss eine Schwelle gefunden werden, die den Normalbetrieb (auch bei Schwachlast) vom Standby unterscheidbar macht.
- **Temperaturgradient:** Die Änderung des Betriebszustandes kann auch anhand der Temperaturänderung bestimmt werden. Problematisch dabei können ein Anfahren mit ATA und lange Auslaufzeiten nach dem Betrieb sein.

Die Definition von Schwellenwerten ist aussichtsreicher, da weniger Einflussfaktoren denkbar sind. Auch hier sollte zunächst das Ziel festgelegt werden, da die Wahl des Abgastemperatur-Schwellenwertes sich auf die Dauer und den Zeitpunkt des „Feuer Ein“ Signals auswirkt. Dies ist in Abbildung 10.31 exemplarisch dargestellt.

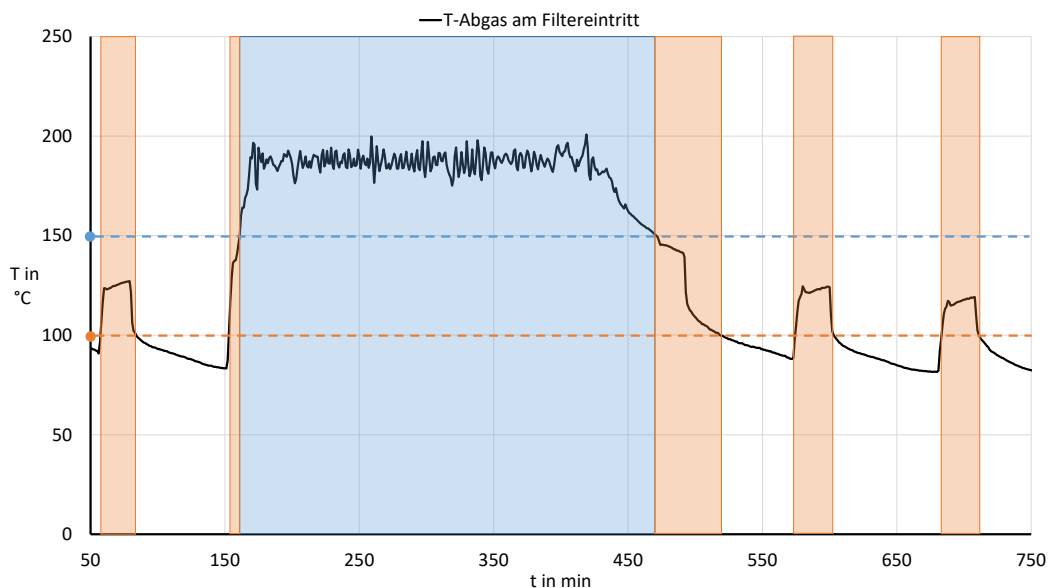


Abbildung 10.31: Einfluss der Wahl des Temperaturschwellenwertes auf das „Feuer Ein“ Signals an einem beispielhaften Betrieb von Anlage 1; Blau: „Feuer Ein“ bei 150  $^{\circ}\text{C}$ , Orange: „Feuer Ein“ bei 100  $^{\circ}\text{C}$

Die blaue Fläche repräsentiert die Dauer des „Feuer Ein“ Signals, wenn 150  $^{\circ}\text{C}$  als Schwellenwert benutzt wird und orange entsprechend für 100  $^{\circ}\text{C}$ . Es ist erkennbar, dass die Dauer des Signals bei niedrigem Schwellenwert zunimmt und auch kurze Phasen - bedingt durch den Gluterhalt - mit berücksichtigt werden. Eine ausreichend hohe Laufzeit des Signals „Feuer Ein“ ist positiv, da dadurch weniger Staub emittiert wird. Das „Feuer Ein“ Signal sollte so lange Staubemissionen auftreten aktiv sein, da in dieser Zeit auch der Betrieb des Filters gemessen werden sollte. Um die Relevanz der Staubemissionen zu bewerten, werden die auftretenden Staubemissionen ermittelt, welche beim Ausschalten des Filters aufgrund des fehlenden Signals entstehen.

Die gemessenen Staubkonzentrationen werden mit Hilfe der gemessenen Strömungsgeschwindigkeit zum Massenstrom an Staub verrechnet und aufsummiert. Da der Differenzdrucksensor bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten nicht einsetzbar ist, wird für die Betriebsphasen ohne laufende Ventilatoren eine Strömungsgeschwindigkeit von 1 m/s angenommen. Dieser Wert ist ein Schätzwert, da keine Literaturwerte vorliegen.

Eine zu lange Laufzeit des Filters sollte vermieden werden, da dadurch ein hoher Stromverbrauch und eine Ozonbildung auftreten können [123]. Aus diesen Gründen sollte der Elektrofilter nicht länger als nötig betrieben werden. Die Faktoren der Staubemissionen und der Laufzeit können genutzt werden, um



eine optimale Temperaturschwelle festzulegen.

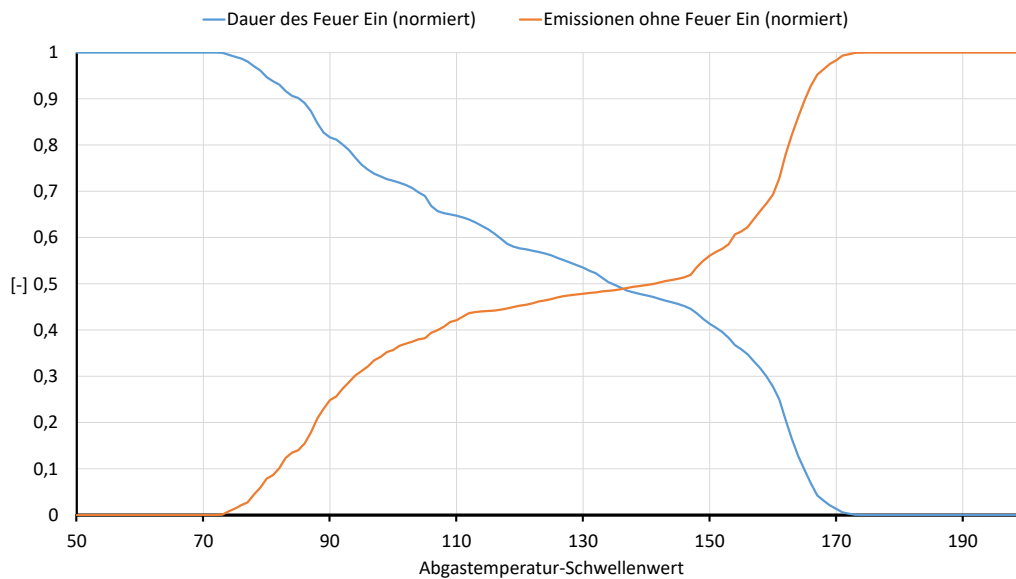


Abbildung 10.32: Verlauf der normierten, geforderten Laufzeit des Filters und den normierten Staubemissionen ohne laufendem Filter in Abhängigkeit vom gewählten Abgastemperatur-Schwellenwert für Anlage 1

Abbildung 10.32 zeigt die Verläufe der beiden gegenläufigen Effekte. Bei steigender Einschaltsschwelle reduziert sich die geforderte Laufzeit des Filters, aber es steigt auch die Summe an Emissionen zu Zeiten, an denen der Filter aufgrund des fehlenden „Feuer Ein“ Signals ausgeschaltet ist. Am Schnittpunkt der beiden Kurven befindet sich der optimale Abgastemperatur-Schwellenwert, bei gleicher Gewichtung der Effekte. Bei dieser Anlage wäre das eine Temperatur von 136 °C. Bei steigendem Schwellenwert ist ein starker Anstieg der ungefilterten Staubemissionen zu erkennen. In die andere Richtung können die Staubemissionen erst ab etwa 110 °C effektiv reduziert werden, was jedoch stark auf Kosten der Laufzeit geht. Der optimale Schwellenwert für Anlage 1 von 136 °C gilt jedoch nur, wenn beide Effekte den gleichen Stellenwert bekommen. Entscheidet die Gesetzgebung, dass ungefilterte Emissionen absolut zu vermeiden sind, muss der Abgastemperatur-Schwellenwert reduziert werden und lange Laufzeiten des Filters ermöglicht werden.

In Abbildung 10.33 ist die gleiche Diskussion für Anlage 3 dargestellt. Hier zeigt sich, dass die Staubemissionen erst bei hohen Abgastemperatur-Schwellenwerten ansteigen. Das Optimum - wenn beide Faktoren gleich gewertet werden - liegt bei 165 °C. Bei dieser Wahl würden nur geringe Mengen an

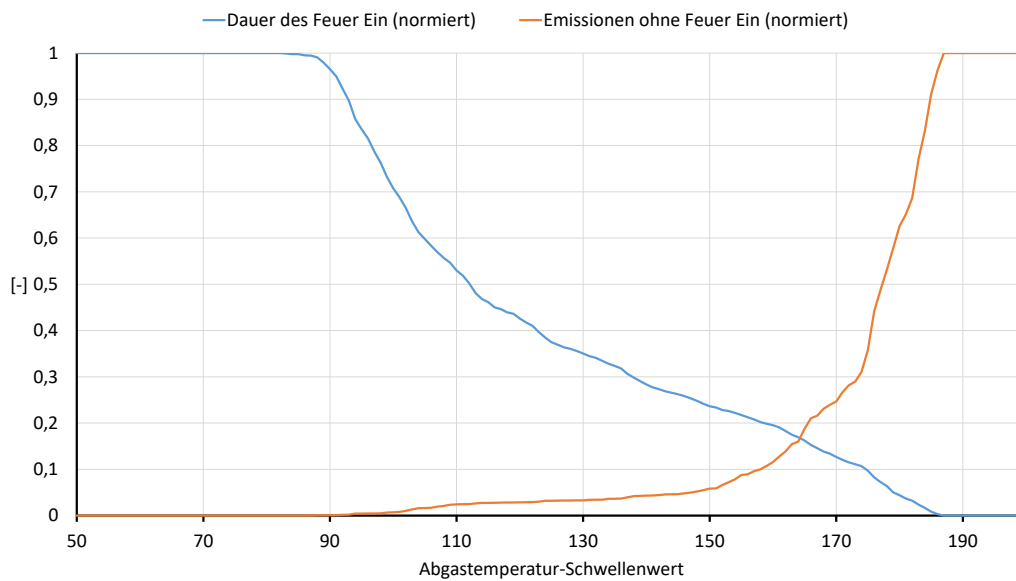


Abbildung 10.33: Verlauf der normierten geforderten Laufzeit des Filters und den normierten Staubemissionen ohne laufender Filterreinheit in Abhängigkeit vom gewählten Abgastemperatur-Schwellenwert für Anlage 3

Emissionen durch den ausgeschalteten Filter frei werden. In diesem Fall ist auch die Wahl von 150 °C als Schwellentemperatur denkbar, da dadurch sehr wenige Emissionen ungefiltert bleiben und die Laufzeit nur gering zunimmt.

### 10.2.4 Berechnete Verfügbarkeiten

In den Abschnitten 10.2.1 bis 10.2.3 wurde ausführlich diskutiert, wie der Betrieb der Feuerung und des Elektrofilters zeitlich definiert werden kann. Wie zu Beginn des Abschnitts 10.2 beschrieben, ist es sinnvoll einen einheitlichen Maßstab zur Bewertung des effektiven Betriebs des Filters zu finden. Hierzu gibt es den Ansatz der Verfügbarkeit über Gleichung 10.2. Die Zeit, in der der Abscheider effektiv betrieben wird, ist auf die Zeit zu beziehen, in der die Feuerung im Betriebszustand „Feuer Ein“ läuft. Dieser Ansatz ist bekannt [14], aber in der 44. BImSchV taucht der Begriff der Verfügbarkeit nicht auf [11]. In der 44. BImSchV werden nur die Ausfallzeiten festgelegt. In § 20 Absatz 4 heißt es dazu: „Bei Ausfall einer Abgasreinigungseinrichtung darf eine Anlage während eines Zeitraums von zwölf aufeinanderfolgenden Monaten höchstens 400 Stunden ohne diese Abgasreinigungseinrichtung betrieben werden.“ [11]. Im Grunde ähnelt das einer Definition der Verfügbarkeit, jedoch werden hier nur die nicht effizienten Betriebsphasen bewertet und limitiert. Die Anlage er-

hält keinerlei Vorteil davon, eine besonders hohe Verfügbarkeit zu erreichen. Durch die Festlegung eines Absolutwertes für alle Anlagen ist auch die absolute Betriebszeit relevant. Eine Anlage mit einer hohen Betriebsstundenzahl von beispielsweise 6000 Stunden pro Jahr muss bei der Limitierung auf 400 Ausfallstunden eine Verfügbarkeit von mindestens 93,3 % erreichen. Eine schlecht ausgelegte Anlage, die viele Taktungen aufweist oder eine Anlage, die nur im Winter betrieben wird, kommt beispielsweise nur auf 2000 Betriebsstunden. Somit ist für eine solche Anlage eine Verfügbarkeit von 80 % noch akzeptabel. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Betriebsstunden in § 2 Absatz 5 wie folgt definiert sind: „„Betriebsstunden“ im Sinne dieser Verordnung ist der in Stunden ausgedrückte Zeitraum, in dem sich eine Feuerungsanlage in Betrieb befindet und Emissionen an die Luft abgibt, ohne An- und Abfahrzeiten.“ [11]. Der Ausschluss der An- und Abfahrzeiten ist besonders für stark taktende Anlagen relevant. Mit der Definition wird eine Überdimensionierung der Feuerungsanlage eher gefördert als eingeschränkt. Außerdem wird die Zeit, in der Emissionen an die Luft abgegeben werden, als „in Betrieb“ definiert. Diese Definition ist jedoch so vage gehalten, dass die Diskussion über ein gültiges „Feuer Ein“ Signal aus Unterabschnitt 10.2.3 ihre Wichtigkeit behält.

In den folgenden Abschnitten wird diskutiert, wie sich die Ermittlung des „Filter Ein“ und des „Feuer Ein“ Signals auf die berechnete Verfügbarkeit, beziehungsweise Ausfallzeit, auswirken. Darauf basierend kann die Diskussion über eine allgemeine anwendbare Methodik geführt werden.

Die Verfügbarkeit der Anlage kann auf verschiedene Weise ermittelt werden. Wie zuvor diskutiert, kann die Ermittlung des Signals „Filter Ein“ über die vorgestellte Methodik auf Basis der Gleichung 9.9 erfolgen. Bei dieser Methode wird der effektive Betrieb des Elektrofilters dadurch definiert, dass der berechnete Abscheidegrad dem anlagenspezifischen Zielwert entspricht. Andererseits kann das Signal auch über die diskutierten Schwellenwerte für U und I gemäß Abschnitt 10.2.2 geschehen. Für die beispielhafte Auswertung der Verfügbarkeiten werden die Schwellenwerte der FAQ 38 genommen: 50 % der Nennspannung und 20 % des Nennstroms [121].

Für die Ermittlung des Signals „Feuer Ein“ werden ebenfalls zwei Ansätze verglichen. Zum einen werden die Werte über das Signal erzeugt, dass von der Feuerung vorgegeben wurde. Hier ist zwar nicht eindeutig belegbar worauf dieses basiert, aber da der Filter in den gemessenen Daten aufgrund dieses Signals ein- und ausschaltet, dient es als Referenzsystem. Die zweite Version nutzt die Abgastemperatur als Signaltrigger. Wenn die Temperatur über 110 °C bei Anlage 1 und über 150 °C bei Anlage 3 liegt, wird die Betriebszeit gezählt. In

Tabelle 10.3 sind die berechneten Werte für die verschiedenen Kombinationen für Anlage 1 zusammengefasst.

Verfügbarkeit	Bedingung „Filter Ein“	
		Methodik $\eta \geq 90\%$ Schwellenwerte
Bedingung Feuer Ein	Vorgabe Anlage	83,7 %            89,2 %
	Abgastemp.-Schwellenwert	56,7 %            67,9 %

Tabelle 10.3: Berechnete Verfügbarkeiten bei Anlage 1, wenn die jeweiligen Optionen zur Erzeugung der Signale verwendet werden

Bei den Vorgabewerten der Feuerungsanlage zeigt sich gemäß Tabelle 10.3 nur eine geringe Abweichung. Dies liegt an den von den Schwellenwerten festgelegten Gültigkeitsbereich (vgl. Abbildung 10.24), der etwas größer ist als der, der über die Methodik vorgegeben wird (vgl. Abbildung 10.20). Wird die Abgastemperatur verwendet, vergrößert sich der Unterschied deutlich. Das liegt daran, dass durch die Festlegung der Abgastemperatur-Schwellenwerte die Nachlaufzeit des „Feuer Ein“ Signals deutlich zunimmt.

Das bedeutet, dass der Betrieb des Filters ebenfalls länger dauern sollte. Da der Filterbetrieb während der Messung aber noch vom Vorgabesignal der Feuerung diktiert wurde, schaltete der Filter auch früher ab. Die Höhe des Wertes der Verfügbarkeit ist dadurch auch nicht entscheidend. Positiv zu bewerten ist, dass bei der Verwendung der Schwellenwerte die Verfügbarkeit im Vergleich zu Methodik auch zunimmt. Es zeigen sich also keine störenden Effekte bei der Verwendung der Abgastemperatur als Signaltrigger, da die oben beschriebene Erklärung für die Schwellenwerte sich hier wiederfinden lässt. Das bedeutet, dass bei einer Umstellung des Systems auf eine Ermittlung des „Feuer Ein“ Signals über die Abgastemperatur keine negativen Auswirkungen erkennbar sind. Es würde sich effektiv nur die Betriebszeit des Filters verlängern.

Verfügbarkeit	Bedingung „Filter Ein“	
		Methodik $\eta \geq 90\%$ Schwellenwerte
Bedingung Feuer Ein	Vorgabe Anlage	82,1 %            80,3 %
	Abgastemp.-Schwellenwert	72,1 %            72,1 %

Tabelle 10.4: Berechnete Verfügbarkeiten bei Anlage 3, wenn die jeweiligen Optionen zur Erzeugung der Signale Verwendet werden

Die gleiche Diskussion kann anhand der Tabelle 10.4 für Anlage 3 geführt werden. Auch hier liegen die Werte beim vorgegebenen Signal der Feuerung nah beieinander und der Unterschied lässt sich durch die Größe des Gültigkeitsbereichs erklären. Bei der Verwendung der Abgastemperatur zeigt sich eine Besonderheit. Die Werte sind mit 72,1 % exakt gleich. Das wirft die Frage auf, warum sich der Unterschied, der sich bei der Verwendung des vorgegebenen „Feuer Ein“ Signals zeigt, sich nicht auch hier widerspiegelt. Das liegt daran, dass bei Anlage 3 das periodische Anschalten des Primärluftventilators für den Gluterhaltbetrieb von der Anlage auch mit einem „Feuer Ein“ Signal begleitet wurde. Diese Signalzeiten zwingen den Elektrofilter zu mehreren An- und Abfahrvorgängen, die Werte erzeugen, die von der Methodik und der Schwellenwertbetrachtung unterschiedlich interpretiert werden können. Da diese zusätzlichen Signalzeiten bei der Verwendung der Abgastemperatur nicht als „Feuer Ein“ gewertet werden, bleibt lediglich der Normalbetrieb übrig, welcher keinen Unterschied zwischen den Interpretationen zeigt. In der gesetzlichen Umsetzung gemäß 44. BImSchV ist ausschließlich die Ausfallzeit relevant. Beide Anlagen wurden zum Zeitpunkt der Untersuchungen über die Wintermonate im Pufferlademodus betrieben und können deshalb mit knapp 2000 Stunden Laufzeit pro Jahr eingeordnet werden. Bei erlaubten 400 Stunden Ausfall heißt das, dass eine Verfügbarkeit von 80 % erreicht werden muss. Der Betrieb des Filters richtete sich nach dem Signal des Kessels. Dies bedeutet, dass nur die Werte der ersten Zeile der Tabelle 10.3 und 10.4 gewertet werden können. Hier liegen alle Werte über 80 %, was auf einen gültigen Betrieb der Anlage hindeutet. Da die Messungen nur zu störungsfreien Zeiten durchgeführt werden, werden die realen Werte jedoch darunter liegen. Dies liegt an der langen Reaktionszeit und der Späterkennung von Störungen. Angetrieben von den Vorgaben der 44. BImSchV sollte sich dieses Problem jedoch stetig verbessern.

### 10.2.5 Zwischenfazit

Im Abschnitt 10.2 wurde näher auf die Notwendigkeit einer Definition der Verfügbarkeit oder der Ausfallzeiten des Elektrofilters eingegangen. Dabei wurde zunächst auf die Funktion des Filters selbst eingegangen. Es zeigte sich, dass bei Anlagen, die mit konstanter Last betrieben werden, die Methodik auf Basis der Gleichung 9.9 Anwendung finden kann. Auch hier ist aber eine gewisse Ungenauigkeit mit zu berücksichtigen. Bei Anlagen mit modulierender Leistung ist die Anwendung der Methodik ebenfalls möglich, da der Nennzustand überwacht werden kann und der Teillastfall als unkritisch angesehen werden kann.

Effizienter zeigt sich die Verwendung von Schwellenwerten, da die Unsicherheiten durch die Bestimmung der Filterkonstante eliminiert werden. Dabei kann die Festlegung der Schwellen daran bemessen werden, wie viele Werte fälschlich als gültige oder ungültige Betriebspunkte gewertet werden.

Bei der Definition des Feuerungsbetriebs zeigen sich ebenfalls vielversprechende Ansätze. Wird die Abgastemperatur vor dem Filter als Referenzsignal verwendet, kann das „Feuer Ein“ Signal effizient und kostengünstig ermittelt werden. Hier muss jedoch der tatsächliche Schwellenwerte für jede Anlage individuell ermittelt werden. Über diese unterschiedlichen Ansätze die Signale zu erzeugen, konnten diverse Zahlenwerte für die Verfügbarkeit berechnet werden. Anhand derer kann die tatsächliche Umsetzung der Überwachungsmethodik diskutiert werden. Das Ergebnis zeigt, dass der Einsatz von Schwellenwerten für Spannung und Strom zur Bewertung des Filterbetriebs, sowie die Verwendung der Abgastemperatur zur Definition des Feuerungsbetriebs eine zukünftige kontinuierliche Überwachung des effektiven Betriebs des Elektrofilters möglich macht.

## 10.3 Mögliche technische Umsetzung

Die technische Umsetzung einer kontinuierlichen Überwachung des effektiven Betriebs muss im Grunde aus drei Komponenten bestehen:

- Ermittlung des Signals „Filter Ein“
- Ermittlung des Signals „Feuer Ein“
- Aufzeichnung, Aufarbeitung und Speicherung der Signale

Wann der Elektrofilter effektiv bzw. ineffektiv arbeitet, kann über die jeweiligen Schwellenwerte definiert werden. Die Feuerungsanlage sollte in den Nennzustand gebracht werden. Im Vollastfall herrschen die kritischsten Bedingungen für den Abscheider und nur hier kann die Filterkonstante ermittelt werden. Zusätzlich sollte im Zeitraum der Prüfung darauf geachtet werden, das Reinigungsintervalle des Kessels ausgeschaltet sind und sonstige störenden Einflüsse vermieden werden. Über diesen Zeitraum werden dann Strom und Spannungswerte erfasst, sowie mit gravimetrischen Messungen nach der Filterreinheit das Einhalten des Grenzwertes überprüft. Bei störungsfreien Betrieb werden dann die Strom- und Spannungswerte gemittelt, um die Nennwerte für U und I zu bestimmen.

Die definierten Schwellenwerte, beispielsweise 50 % der Nennspannung und 20

% des Nennstromes definieren dann den gültigen Betriebsbereich des Elektroabscheiders. Somit kann der effektive Betrieb der Emissionsminderungseinrichtung kontinuierlich nachgewiesen werden, wie es in der 44. BImSchV gefordert ist [11]. Der Nachweis ist jedoch an die Bedingung geknüpft, dass die Feuerung ebenfalls ordnungsgemäß betrieben wird. Dies lässt sich über die Einhaltung der Grenzwerte für gasförmige Emissionen überprüfen. Dauerhafte Überschreitungen, beispielsweise im Schwachlastbetrieb oder bei der Änderung des Brennstoffs, müssen vermieden werden. Hierfür werden lediglich zwei Signaleingänge für den aktuellen Strom- und Spannungswert benötigt. In der Steuereinheit können dann die Werte mit dem Schwellenwerten verglichen werden und der Betriebszustand bewertet werden. Unklar ist bisher noch, in welcher Taktrate Werte ermittelt, beziehungsweise bewertet werden. Nach aktuellem Stand der Technik ist eine Wertaufnahme mit 1 Hz, also ein Wert pro Sekunde, durchführbar und ausreichend. Die Signale könnten beispielsweise in Form eines I<sup>2</sup>C-Bus ausgeführt werden. Dies ist ein Standardbussystem, das universell einsetzbar ist.

Die Ermittlung des Signals „Feuer Ein“ kann über einen Pt100 Temperatursensor im Rauchgas durchgeführt werden. Der Sensor zusammen mit Einhausung und Einbindung in die Steuerung sind kostengünstige Standardbauteile. Der Abgastemperatur-Schwellenwert sollte bei der Inbetriebnahme der Anlage oder bei Überprüfungsmaßnahmen über einen Zeitraum von mehreren Tagen ermittelt werden.

Bei der Umsetzung der Steuerungseinheit bieten sich verschiedene Möglichkeiten. Es werden einige vereinfachte Systeme für speicherprogrammierbare Steuerungen (SPS) von verschiedenen Herstellern angeboten.

Bei PC-basierten Systemen kann über simple Python-Skripte ein Einlesen und Verarbeiten der Daten ermöglicht werden. Diese Daten können dann auf einer SQL-Datenbank lokal oder auch auf einem zentralen Cloud-Speicher abgelegt werden. Bisher nicht weiter definiert ist die Frage, über welche zeitlichen Intervalle die Werte überprüft werden. So kann jeder Sekundenwert aber auch Halbstundenmittelwerte ausgewertet werden. In der 44. BImSchV sind dazu keine Angaben zu finden. Hier wird nur festgelegt, dass die kontinuierlich gemessenen Emissionswerte zu Halbstundenmittelwerten zusammengefasst werden. Bei der Umsetzung dieser Überwachungsmethodik sollte jedoch berücksichtigt werden, dass Änderungen im Spannungs- und Stromsignal sehr schnell auftreten können. Deshalb sollte ein kürzerer Mittelungszeitraum festgelegt werden.

## 10.4 Einflüsse

In diesem Abschnitt werden verschiedene Einflussfaktoren auf den Betrieb des Elektrofilters und der Anwendung der Überwachungsmethodik diskutiert. Ziel der Diskussion ist es, ein Optimum für den Betrieb zu finden und mögliche Schwachstellen der Anlage oder der Überwachungsmethodik auszumachen. Dafür werden im ersten Unterabschnitt die Auswirkungen der Fahrweise, insbesondere einer hohen Taktung aus An- und Abfahrvorgängen, erläutert. Im zweiten Teil wird der Einsatz des Brennstoffes betrachtet und welche Bestandteile oder Eigenschaften Auswirkungen auf den Betrieb des Abscheiders haben.

### 10.4.1 Fahrweise der Feuerung

Wie bereits beschrieben, arbeiten manche der Anlagen mit Pufferspeicher. Dadurch ergeben sich viele An- und Abfahrvorgänge, die zu instationären und dadurch oft unvollständigen Verbrennungsvorgängen führen. Dieser Betrieb kann sich negativ auf die partikel- und gasförmigen Emissionen auswirken [70]. Zusätzlich ist jedes An- und Ausschalten mit einer verzögerten Reaktion der Abscheideeinrichtung verbunden, wodurch Staub ungefiltert entweichen kann. Für Definition der Fahrweise der beiden taktenden Anlagen, wurde der Betrieb über eine Heizperiode erfasst. Bei Anlage 1 dauerte die Heizperiode von Dezember 2019 bis März 2020 und bei Anlage 3 dauerte sie von November 2019 bis März 2020. Auf Basis des gegebenen „Feuer Ein“ Signals wurden dann die Nennbetriebsstunden, die An- und Abfahrzeiten und die Gluterhaltstunden ermittelt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 10.34 zusammengefasst.

Wie stark der Einfluss der Taktung ist, soll im Folgenden ermittelt werden. An der Filteranlage werden mindestens die Daten Zeit, U, I, „Feuer Ein“ und die Abgastemperatur erfasst. Aus diesen Daten kann eine Taktung ausgelesen werden. Mit einem Python-Tool (Anhang C) werden die entsprechenden Dateien geöffnet und das angegebene „Feuer Ein“ Signal eingelesen. Das Programm sucht dabei nach Änderungen des Wertes entweder von null auf eins (Anschalten) oder von eins auf null (Ausschalten). In den Daten gibt es auch fälschlich erzeugte Ein-Phasen durch den Gluterhaltbetrieb, der bereits beschrieben wurde. Zur Eliminierung dieser und anderer Fehler aus der Wertung, gilt eine Zustandsänderung nur dann, wenn sie die nächsten 30 Zeitschritte anhält. Wenn die Daten alle zehn Sekunden einen Wert angeben, entspricht das einem Zeitraum von fünf Minuten.

Die Ergebnisse zeigen, dass die An- und Abfahrvorgänge nur einen kleinen Teil



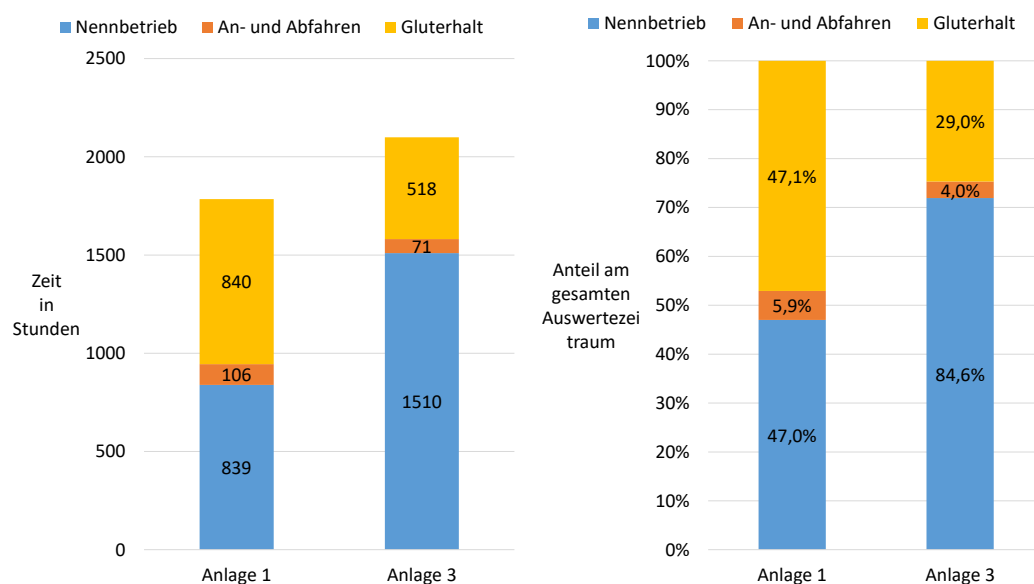


Abbildung 10.34: Darstellung der Betriebszeiten von Anlage 1 und 3; Links: Absolutzeiten; Rechts: Relativer Anteil

von 4 bis 5,9 % der gesamten Betriebszeit ausmacht. Für die folgende Auswertung wird der gesamte Auswertzeitraum, also die jeweilige Heizperiode als Betriebszeit bezeichnet. Das Verhältnis aus Nennbetriebs- und Gluterhaltzeiten wird maßgeblich von der abgenommenen Wärmeleistung im Verhältnis zur Feuerungsleistung bestimmt.

Mit diesem Verfahren können die Anzahl der Betriebszyklen - also Einschalten, Betrieb und Ausschalten - gezählt werden. Die Anzahl der Zyklen wird dann durch die Gesamtdauer geteilt und es können für jeden Datensatz die Betriebszyklen pro Tag berechnet werden. Über diesen Faktor ist in Abbildung 10.35 die Verfügbarkeit des Filters aufgetragen. Diese Verfügbarkeit wurde mit den angegebenen „Feuer Ein“ Signal und der Bewertung der Filtereffizienz mittels Schwellenwerten ermittelt. Als Schwellenwerte wurden 50 % der Nennspannung und 20 % des Nennstroms verwendet. Zusätzlich ist auch die prozentuale Laufzeit der Feuerung dargestellt.

Es ist kein Zusammenhang zwischen Verfügbarkeit und Taktung, sowie zwischen Laufzeit und Taktung zu erkennen. Das deutet darauf hin, dass eine hohe Taktung der Anlage sich nicht negativ auf die Verfügbarkeit des Elektrofilters auswirkt. Der entscheidende Faktor ist ausschließlich die Anzahl und Dauer der Störungen am Elektrofilter. Damit ist die Beschränkung auf die Überwachung der Ausfallzeiten, wie in der 44. BImSchV vorgegeben, grundsätzlich als sinnvoll zu sehen. In dieser Darstellung sind andere negative Effekte der

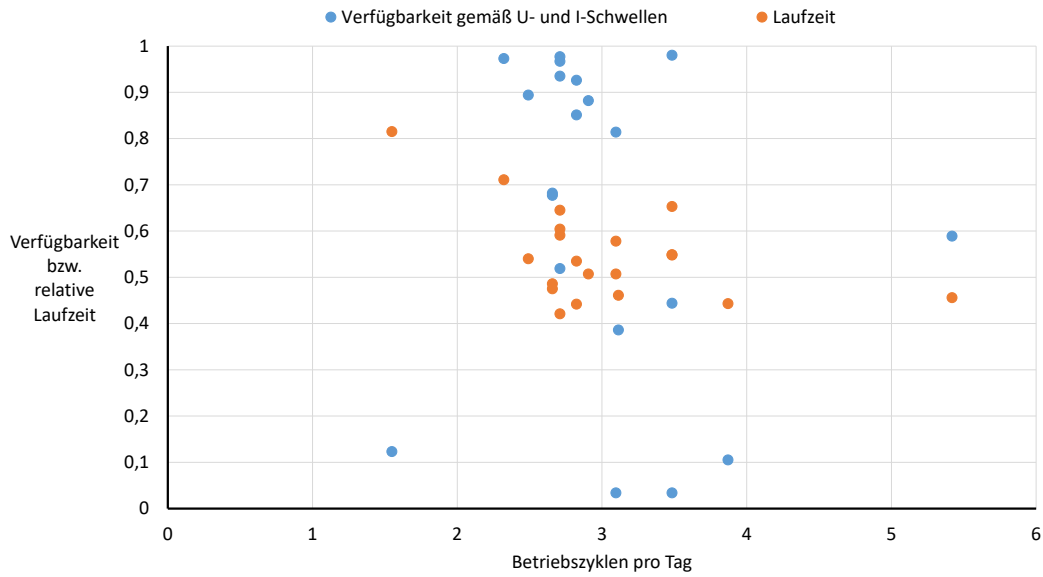


Abbildung 10.35: Darstellung der Verfügbarkeit des Elektrofilters und der prozentualen Laufzeit der Feuerung in Abhängigkeit der Betriebszyklen pro Tag bei Anlage 1

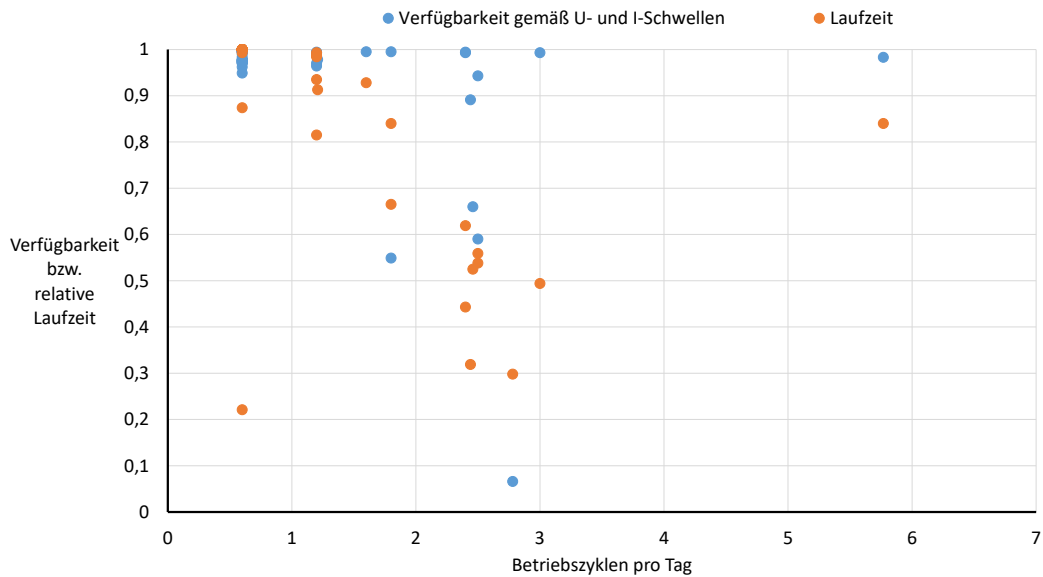
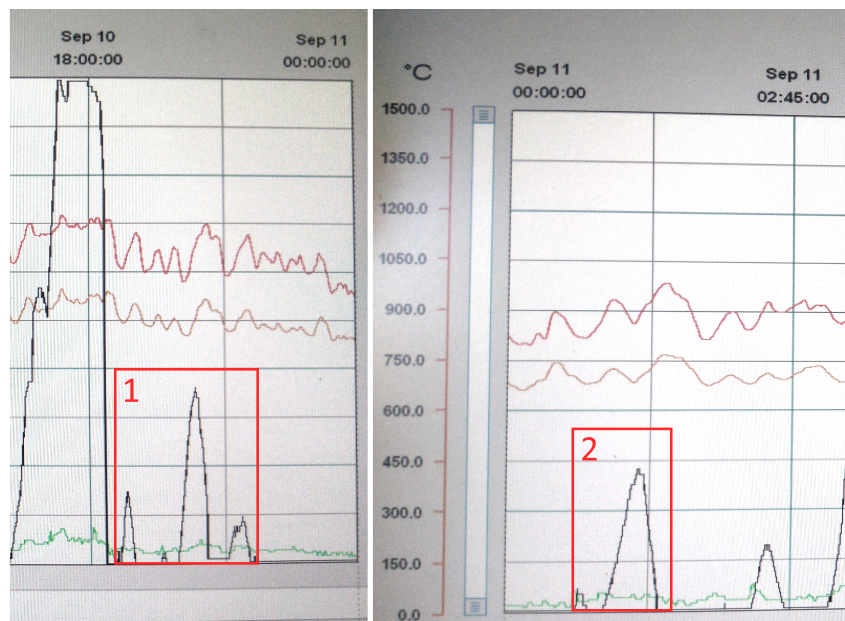


Abbildung 10.36: Darstellung der Verfügbarkeit des Elektrofilters und der prozentualen Laufzeit der Feuerung in Abhängigkeit der Betriebszyklen pro Tag bei Anlage 3

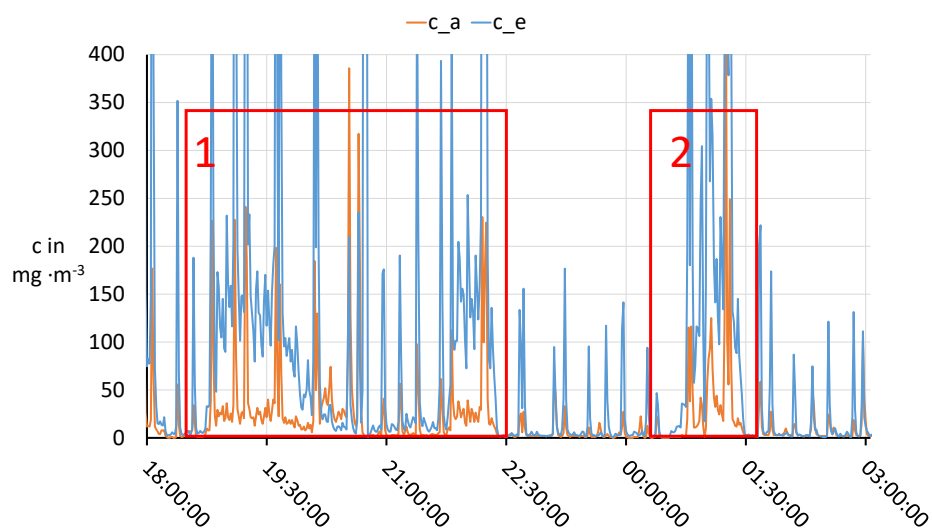
Taktung - wie beispielsweise das Korrosionsrisiko durch Kondensation - nicht darstellbar. Die gleichen Aussagen lassen sich auch für Anlage 3 treffen. Deren Ergebnisse sind in Abbildung 10.36 dargestellt.

Für Anlagen mit modulierender Leistung ist das An- und Abfahren kaum relevant, aber auch die Leistungsänderungen können zu erhöhten Staubemissionen führen. Bei Anlage 2 zeigt sich, dass die Abscheideleistung des Filters von der aktuellen Kesselleistung beeinflusst wird (siehe Abbildung 10.4). Erhöhte Staubbildung in der Feuerung durch veränderte Verbrennungsbedingungen müssen vom Filter aufgenommen werden, was nicht immer vollständig gelingt. Damit erhöhen sich ebenfalls die emittierten Staubkonzentrationen. Aus den aufgenommenen Daten kann kein klarer Zusammenhang zwischen Leistungsänderung und erhöhtem Staubaufkommen nachgewiesen werden. Es zeigen sich jedoch Ereignisse, in denen besonders kurzzeitige Leistungserhöhungen zu zusätzlichem Staubaufkommen führen. Dies ist in Abbildung 10.37 dargestellt.

In Teilabbildung a zeigt die schwarze Kurve den Sollwert des Leistungsreglers. Dieser regelt die Leistung von 0 % (Gluterhalt) bis 100 % (Nennlast). Die Abbildung ist nur eine Fotografie, da die Daten aus der SPS der Anlage nicht zugänglich waren. Mit 1 und 2 sind Zeiträume markiert, in denen kurze Leistungserhöhungen abgefragt wurden. Im Verlauf der Konzentrationen (Teilabbildung b) sind die daraus resultierenden erhöhten Staubkonzentrationen vor und nach dem Filter erkennbar. Der Zusammenhang ist gerade bei 1 nicht eindeutig und es finden sich auch Leistungsänderungen, die keine Zusatzbelastung für den Filter erzeugen. Deshalb kann keine universelle Aussage getroffen werden.



(a) Leistungsregler



(b) Anlage 2

Abbildung 10.37: Zusammenhang von kurzen Lastwechseln und erhöhten Staubemissionen bei Anlage 2

### 10.4.2 Brennstoff

Wie bereits im Kapitel 2 beschrieben, hat der verwendete Brennstoff entscheidende Auswirkungen auf den Verbrennungsprozess. Der Einfluss des Brennstoffes auf die Verfügbarkeit des Elektrofilters lässt sich an dieser Stelle nur oberflächlich diskutieren, weil die untersuchten Anlagen ihren Brennstoff im Verlauf der Messungen nicht geändert haben.

Aus den untersuchten Anlagen wurden Brennstoffproben entnommen, um mögliche Indikatoren für eine erhöhte Schadstoffbildung ausfindig zu machen. Zum einen wurden hierfür die Kalium- und Natriumgehalte mittels Atomadsorptionsspektrometrie (AAS) bestimmt, da diese als wichtige Feinstaubbestandteile gelten und deshalb auch als Staubbildner bezeichnet werden können. In Tabelle 10.5 sind die Ergebnisse zusammengefasst. Zusätzlich wurden Nenn-Staubemissionen, also charakteristische Rohgasstaubgehalte der jeweiligen Anlage aufgelistet. Die Werte der Nenn-Staubemissionen sind gerundete Mittelwerte der jeweiligen Rohgasstaubgehalte der Anlagen, die mit der kontinuierlichen Staubmesstechnik gemessen wurde. Die Werte sollen nur die Höhe der Staubemissionen grob repräsentieren.

Anlage	K-Gehalt in mg/kg TS	Na-Gehalt in mg/kg TS	Summe in mg/kg TS	Nenn-Rohgasstaubgehalt in mg/Nm <sup>3</sup>
1	0,42	0,31	0,73	30
2	1,59	0,44	2,03	50
3	1,89	0,37	2,26	350
4	0,62	0,82	1,44	500

Tabelle 10.5: Auflistung der gemessenen Gehalte an Kalium (K) und Natrium (Na) und die dazugehörigen Nenn-Staubemissionen (bezogen auf 6 % O<sub>2</sub>) der Anlagen

Es zeigt sich für Anlage 1 bis 3 der Trend, dass erhöhte Anteile an Kalium und Natrium die Rohgasstaubgehalte erhöhen. Dies ist jedoch nur als Indikator zu sehen, da viele weitere Parameter die Staubemissionen beeinflussen. Dies bestätigt Anlage 4. Das Verhalten der Staubemissionen bei dieser Anlage widerspricht dem Trend. Die feine Konsistenz des Brennstoffs führt vermutlich zum Austrag von unverbrannten Partikeln aus dem Brennraum durch den Luftstrom. Das Streulichtmessgerät kann die Partikelarten nicht unterscheiden und misst eine erhöhte Streulichtintensität.

Allgemein führt eine erhöhte Staubproduktion zu einer höheren Belastung für den Filter und dadurch kann das Risiko für Störungen ebenfalls steigen. Das bedeutet, dass der Einsatz von geringwertigen Brennstoffen mit einem größeren Aufwand an Reinigung und Wartung verbunden sein kann. Dies zeigt sich aus den gemachten Erfahrungen mit Anlage 1 und 3. Anlage 1 wird mit hochwertigen Hackschnitzeln der Klasse B1 betrieben [25]. Anlage 3 verbrennt Waldhackschnitzel, die einen hohen Nadel- und Feinanteil aufweisen. Gerade hier ist auf den Einfluss der Staubbildner, den Wassergehalt und die Größenverteilung bei der Auslegung der gesamten Anlage zu achten. Die Abhängigkeit der Emissionen von der Brennstoffqualität sind vor allem bei häuslichen Feuerungen weitgehend untersucht worden und deren Ergebnisse lassen sich auf

mittelgroße Anlagen übertragen [124]. Der Grund dafür ist, dass bei steigender Anlagengröße das Verhältnis von Rostfläche zu Feuerungsvolumen sinkt bzw. die freigesetzte Brennstoffleistung bezogen auf das Feuerungsvolumen ansteigt. In der Folge sind die Staubemissionen bei größeren Feuerungen im Vergleich zu kleinen Feuerungen höher [46].

## 10.5 Verhalten der gasförmigen Emissionen

Das Verhalten der gasförmigen Emissionen wurde näher untersucht, um Einflüsse auf die Abgasreinigung feststellen zu können und Verbesserungspotentiale beim Betrieb der Feuerung ausfindig zu machen. Dabei sollte herausgefunden werden, welche Faktoren berücksichtigt werden sollten, um die erforderlichen Grenzwerte einzuhalten. Bei bestehenden Anlagen konnten so Optimierungsmöglichkeiten ausfindig gemacht werden. Um die gemessenen Werte mit den gültigen Grenzwerten zu vergleichen, ist es zunächst wichtig die vermessenen Anlagen einzuordnen. Anlage 1 fällt mit 800 kW eigentlich in die Bestimmungen der 1. BImSchV [99]. Hier wird die Anlage laut § 5 Absatz 1 in die Stufe 2 - Anlagen, die nach dem 22.12.2014 errichtet wurden - Nummer 6 bis 7 eingeordnet. Dadurch ergeben sich die Grenzwerte  $20 \text{ mg m}^{-3}$  für Staub - ohne Berücksichtigung der Messunsicherheit des Brennstofffaktors - und  $300 \text{ mg m}^{-3}$  für CO, wobei diese auf einen Sauerstoffgehalt von 13 % zu bezogen sind. Da die Anlage den anderen technisch sehr ähnelt, werden die Werte mit den geltenden Grenzwerten der 44. BImSchV verglichen. Für alle Anlagen werden die Anforderungen der 44. BImSchV angewendet, um diese vergleichbar zu machen [11].

Die Anlagen 2 bis 4 fallen unter die Bestimmungen der 44. BImSchV und es gelten die Grenzwerte, die bereits im Kapitel 4 diskutiert wurden. Diese sind für Staub  $50 \text{ mg m}^{-3}$ , für CO  $220 \text{ mg m}^{-3}$  und für  $\text{NO}_x$   $370 \text{ mg m}^{-3}$ . Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Werte auf einen Sauerstoffgehalt von 6 % bezogen werden. Die Umrechnung des Bezugssauerstoff erfolgt durch Formel 10.3 [11]:

$$E_B = \frac{21 - O_{2,B}}{21 - O_{2,M}} \cdot E_M \quad (10.3)$$

Zur Überwachung der Grenzwerte werden Halbstundenmittelwerte gebildet. Damit wird der Einfluss von kurzzeitigen Schwankungen in der Schadstoffkonzentration reduziert. Der folgende Abschnitt soll darlegen, ob die Anlagen die jeweiligen Grenzwerte einhalten und welche Einflussfaktoren für die

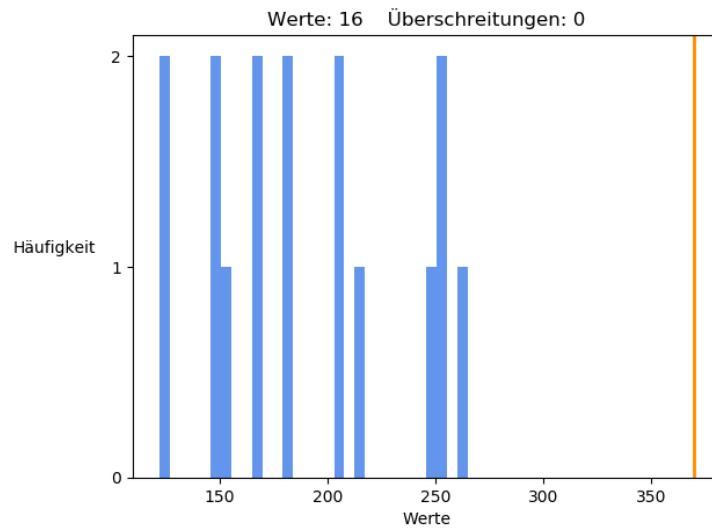
jeweiligen gasförmigen Emissionen bestehen.

Auch für die gasförmigen Emissionen gilt, dass die Brennstoffzusammensetzung die Konzentrationen beeinflusst. Wie im Abschnitt 2.3.1 bereits beschrieben, bestimmt der Gehalt an Stickstoff im Brennstoff maßgeblich die Höhe der  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Dieser Einfluss wird im Folgenden für alle Anlage beschrieben.

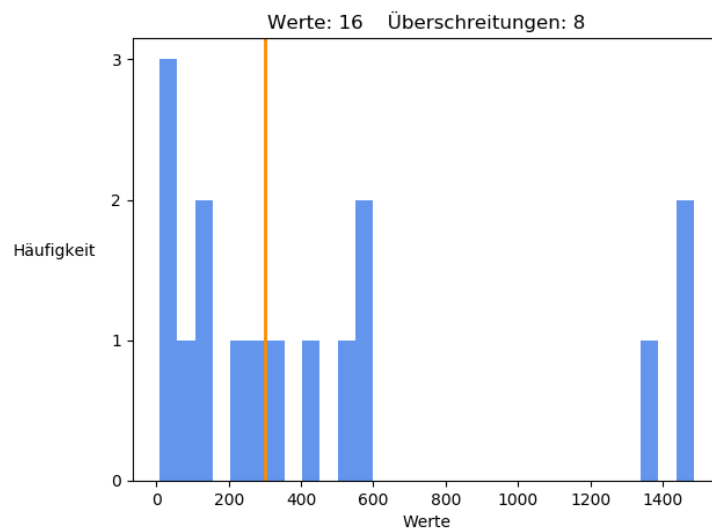
### Anlage 1

Anhand der Anlage 1 wird diskutiert, wie die  $\text{NO}_x$ - und die CO- Emissionen verlaufen. Die Angaben zu den  $\text{NO}_x$ -Emissionen beziehen sich auf die Summe der Konzentrationen von NO und  $\text{NO}_2$ , die von den NDIR-Sensoren der Gasanalysegeräte gemessen wurden. Wie bereits in den Grundlagen (Kapitel 2) diskutiert, hängt das Ausmaß der Emissionen stark von der gewählten Lambdazahl in der Brennkammer ab. Die geringsten  $\text{NO}_x$ -Emissionen entstehen bei niedrigem Sauerstoffgehalt, also im leicht unterstöchiometrischen Bereich. Dort ist das Angebot von Sauerstoff so gering, dass sich nur geringe Mengen an  $\text{NO}_2$  bilden können. Das Optimum für CO dagegen liegt im überstöchiometrischen Bereich bei einem Lambda von etwa 1,5. Das liegt daran, dass ein erhöhtes Angebot an Sauerstoff, die vollständige Oxidation des Kohlenstoffs zu  $\text{CO}_2$  fördert und somit CO-Emissionen reduziert. Das bedeutet, dass eine Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen durch eine Reduktion des Lambdawertes zwangsläufig mit einer Erhöhung der CO-Emissionen verbunden ist. Dieses Verhalten wird in Abbildung 10.38 für Anlage 1 angedeutet.

In den Teilabbildungen sind die Häufigkeiten der jeweiligen aufgetretenen Halbstundenmittelwerte dargestellt. Hierfür wurden die gemessenen Werte, die in gemittelten Minutenwerten vorlagen, über eine halbe Stunde gemittelt und auf 6 % Bezugssauerstoffgehalt umgerechnet. Die orangene Linie stellt den jeweils gültigen Grenzwert dar. Anlage 1 zeigt, dass die  $\text{NO}_x$ -Emissionen deutlich unter dem Grenzwert liegen, den sie bei der Eingruppierung unter der 44. BImSchV einhalten müsste (Teilabbildung a). Die Anlage wurde vermutlich dahingehend optimiert. In Teilabbildung b sind die CO-Emissionen dargestellt. Hier zeigt sich, dass trotz des höheren Grenzwertes von  $300 \text{ mg m}^{-3}$  bei 13 % Bezugssauerstoff der 1. BImSchV, es bei 16 bestimmten Werten zu acht Überschreitungen kommt. Die Vermutung, dass das an einer mageren Verbrennung liegen könnte, wird dadurch erhärtet, dass die Sollwerteinstellung des Abgassauerstoffgehalts bei dieser Anlage 5 % betragen hat. Dies soll die energetische Effizienz der Anlage zwar verbessern, führt aber auch zu Sauerstoffmangel und somit zu einer unvollständigen Verbrennung. Die niedrigen  $\text{NO}_x$ -Emissionen können auch in der Brennstoffzusammensetzung begründet



(a) NO<sub>x</sub>



(b) CO

Abbildung 10.38: Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 1 (Einheit: mg/Nm<sup>3</sup> bei 6 % bez. O<sub>2</sub>) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie)

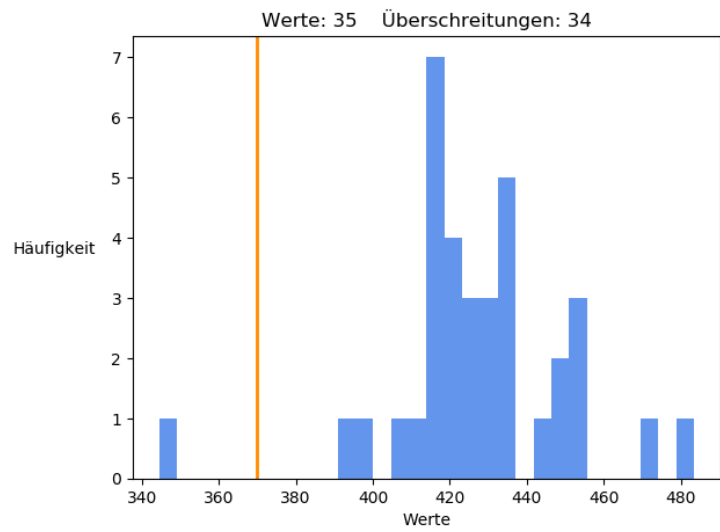
liegen. Hier lag der Stickstoffgehalt unter der Nachweisgrenze. Dadurch verringert sich das Bildungspotential der Stickoxide erheblich.

### Anlage 2

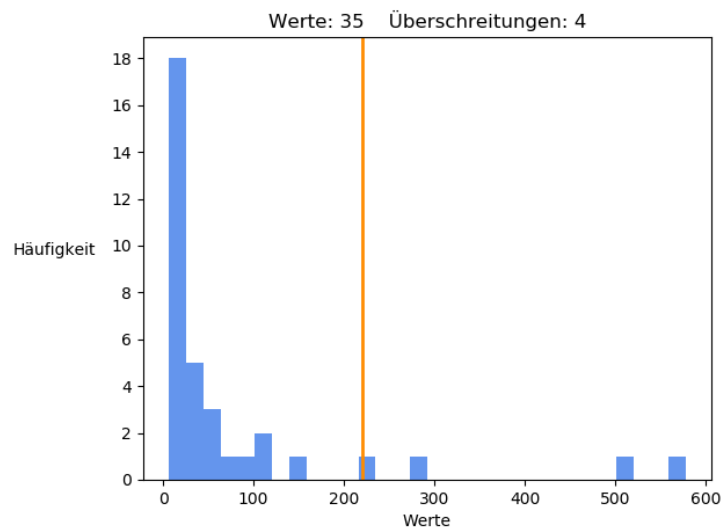
Anlage 2 verhält sich gegensätzlich zu Anlage 1. Hier beträgt der Anteil der Grenzwertüberschreitungen von CO nur vier von 35. Dahingegen sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen deutlich erhöht. Nur einer der 35 bestimmten Halbstundenmittel-



werte liegt unter dem Grenzwert (siehe Abbildung 10.39 a).



(a) NO<sub>x</sub>



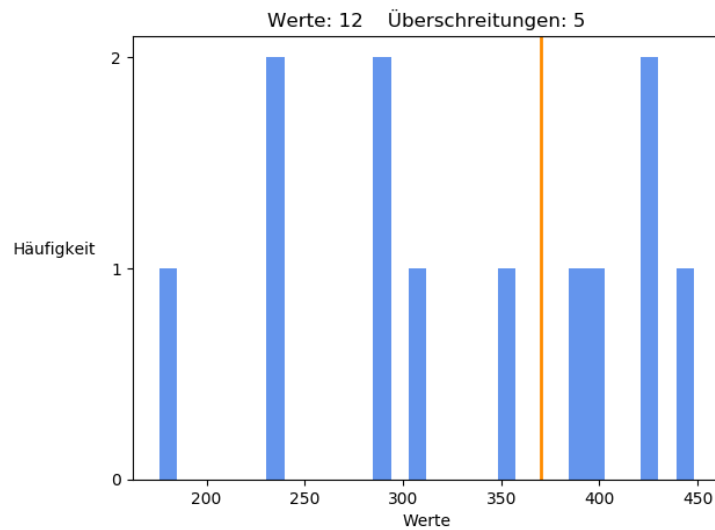
(b) CO

Abbildung 10.39: Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 2 (Einheit: mg/Nm<sup>3</sup> bei 6 % bez. O<sub>2</sub>) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie)

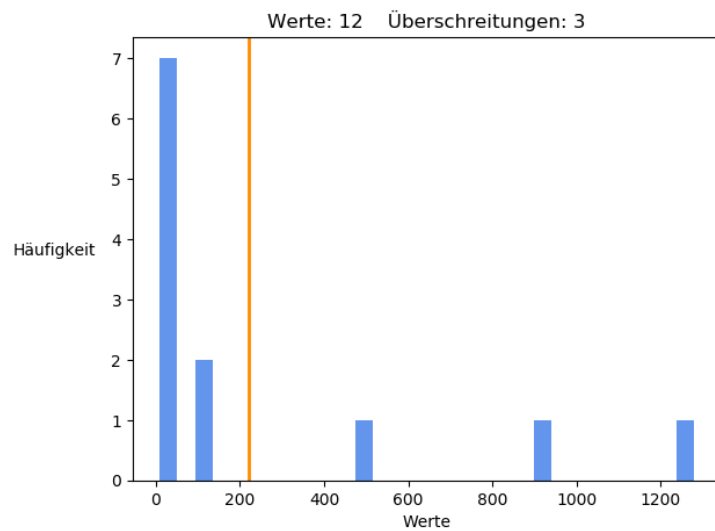
Hier muss eine deutliche Verbesserung des Verbrennungsprozesses stattfinden. Das Problem dabei ist zusätzlich der verwendete Brennstoff. Die Waldhackschnitzel mit hohem Nadelanteil weisen einen erhöhten Stickstoffgehalt von 0,64 % auf, der sich auch in den Emissionen widerspiegelt.

### Anlage 3

Die Anlage 3 ging im 2018 in den kommerziellen Betrieb und ist deshalb technisch auf dem neusten Stand. Durch eine moderne Verbrennungsregelung können die CO-Grenzwerte bei neun von zwölf bestimmten Werten eingehalten werden, wie in Abbildung 10.40 b dargestellt ist.



(a) NO<sub>x</sub>



(b) CO

Abbildung 10.40: Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 3 (Einheit: mg/Nm<sup>3</sup> bei 6 % bez. O<sub>2</sub>) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie)

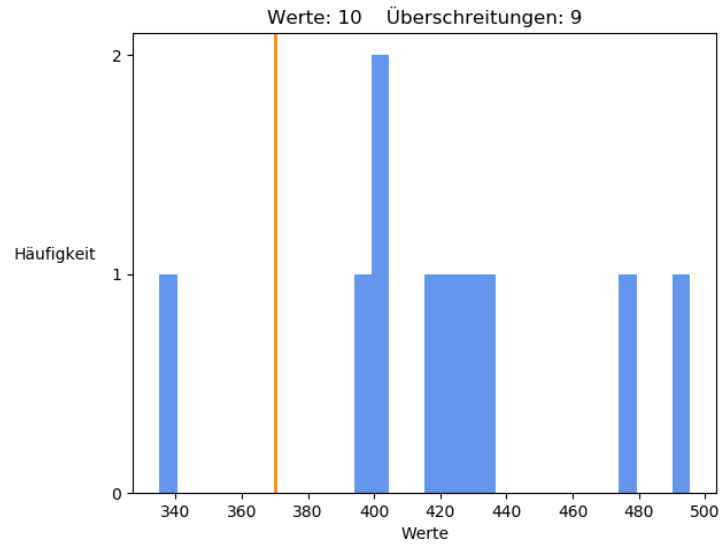
Die NO<sub>x</sub>-Emissionen sind trotz der verwendeten Waldhackschnitzel im Be-

reich des Grenzwertes, aber es kam trotzdem zu fünf Grenzwertüberschreitungen. Das liegt vermutlich auch an dem deutlich geringeren Stickstoffgehalt des Brennstoffes von 0,17 %, was weniger als einem Drittel des Gehalts von Anlage 2 entspricht. Es zeigt sich, dass die Verwendung eines eher minderwertigen Brennstoffs einen betrieblichen Nachteil mit sich führt. Dies erschwert die Nutzung von anfallenden Holzreststoffen erheblich.

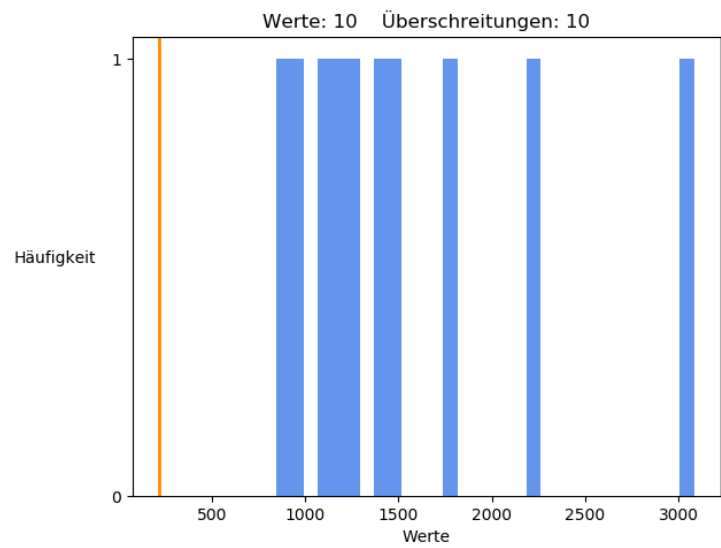
### **Anlage 4**

Bei der Auswertung von Anlage 4 sind fast ausschließlich Überschreitungen der Grenzwerte zu erkennen (Abbildung 10.41 a und b)

Hier müssen deutliche Verbesserungen des Verbrennungsprozesses vorgenommen werden, um die Grenzwerte einhalten zu können. Diese Anlage wird hauptsächlich mit Spänen und Holzstaub aus einem holzverarbeitenden Betrieb befeuert, wodurch besondere technische Anforderungen entstehen. Es ist besonders auf eine ausreichend turbulente Luftzufuhr zu achten ohne den Brennstoff auszutragen. Der gesamte Verbrennungsablauf müsste grundlegend verändert werden, beispielsweise mit einer Umstellung auf eine Staubfeuerung. Im Brennstoff wurde ein Stickstoffgehalt von 3,56 % nachgewiesen. Dieser Wert ist mehr als fünf mal so groß, wie der Wert bei Anlage 2. Bei einem solchen Stickstoffgehalt wird vermutlich in Zukunft eine sekundäre Emissionsminderungseinrichtung für  $\text{NO}_x$  nötig werden.



(a) NO<sub>x</sub>



(b) CO

Abbildung 10.41: Darstellung der ermittelten Halbstundenmittelwerte von Anlage 4 (Einheit: mg/Nm<sup>3</sup> bei 6 % bez. O<sub>2</sub>) im Verhältnis zum Grenzwert (orange Linie)

Die Stickstoffgehalte der Brennstoffe sind in Tabelle 10.6 zusammengefasst.

Anlage	N-Gehalt in %
1	0,00
2	0,64
3	0,17
4	3,56

Tabelle 10.6: Darstellung der Stickstoffgehalte der verwendeten Brennstoffe

Insgesamt ist festzuhalten, dass es bei allen Anlagen zu Grenzwertüberschreitungen - sowohl bei  $\text{NO}_x$  als auch  $\text{CO}$  - kam. Für die jeweiligen Anlagen ist weder in der 1. noch in der 44. BImSchV eine kontinuierliche Überwachung der Parameter  $\text{NO}_x$  und  $\text{CO}$  vorgeschrieben. Perspektivisch sollte dies jedoch angestrebt werden.

### 10.5.1 Einfluss der Last auf gasförmige Emissionen

In diesem Abschnitt wird untersucht, in wie weit sich die Feuerungswärmeleistung auf die gasförmigen Emissionen auswirkt. Mit Anlage 1 wurde eine Versuchsreihe durchgeführt. Die Leistung wurde dabei in gewissen Zeitintervallen stufenweise verringert und dabei die Emissionen gemessen. Im ersten Versuch wurden Zeitschritte von 30 Minuten pro Leistungsstufe gewählt. Abbildung 10.42 zeigt die stufenweise veränderte Last, den Verlauf der  $\text{NO}_x$  Emissionen und die daraus gebildeten Halbstundenmittelwerte.

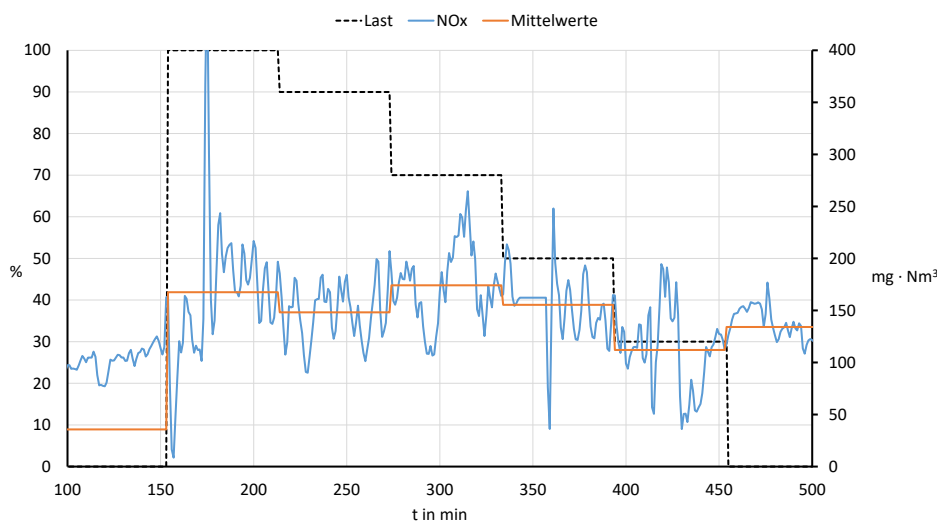


Abbildung 10.42: Verlauf der  $\text{NO}_x$ -Emissionen mit Halbstundenmittelwerten bei gestufter Lastveränderung

Es zeigt sich keine klare Abhängigkeit der Höhe der Emissionen von der Last. Zwar ist bei niedrigen Leistungsstufen eine Reduktion der Schadstoffkonzentration zu erkennen, aber diese ist nicht eindeutig auf die Laständerung zurückzuführen. Ein ähnliches Bild zeichnet sich bei der Betrachtung der CO-Emission in Abbildung 10.43.

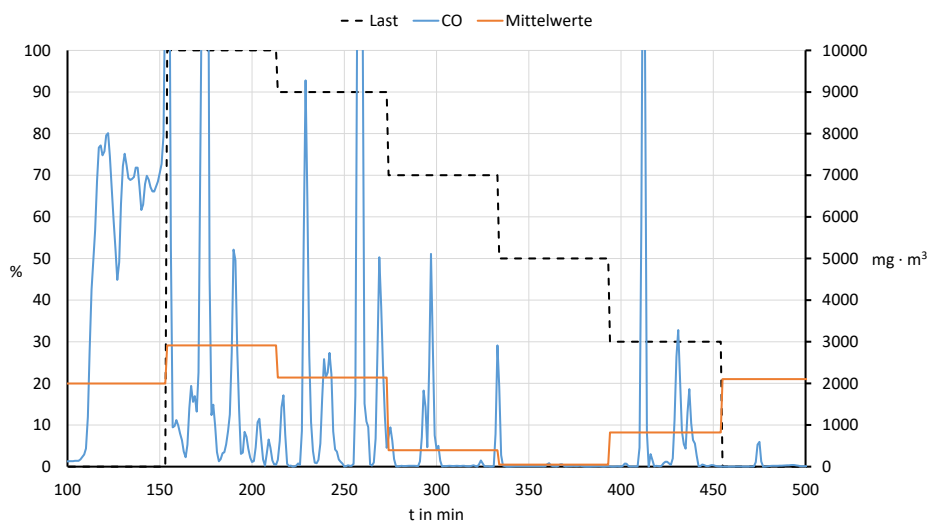


Abbildung 10.43: Verlauf der CO-Emissionen mit Halbstundenmittelwerten bei gestufter Lastveränderung

In diesem Fall deutet sich eine Abhängigkeit bei den höheren Leistungsstufen ab. Insgesamt ist bei diesen Versuchen jedoch keine Verbindung zwischen den gasförmigen Emissionen und der Last erkennbar. Um dies näher zu untersuchen wurde die Dauer der jeweiligen Stufen auf 60 min erhöht. Dadurch kann möglicherweise der Einfluss der Lastwechsel reduziert werden und die jeweiligen Lastzustände können eher als stationär betrachtet werden. In Abbildung 10.44 ist zu erkennen, dass die Betriebsdauer von einer Stunde pro Stufe die Abhängigkeit etwas verdeutlicht. Bei einer Reduktion der Last kommt es ebenfalls zu einer Reduktion der  $\text{NO}_x$ -Emissionen, auch wenn der Unterschied - insbesondere zwischen 100 und 90 % - relativ gering ausfällt. Insgesamt lässt sich jedoch ein eindeutiger Trend feststellen

Diese Aussagen lassen sich für die CO-Emissionen jedoch so nicht treffen. Abbildung 10.45 deutet im hohen Leistungsbereich eine Zunahme der Emissionen an. In Abbildung 10.43 kristallisierte sich jedoch der gegenteilige Verlauf heraus. Deshalb kann insgesamt kein Zusammenhang klar nachgewiesen werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine Abhängigkeit der  $\text{NO}_x$  Emissionen von der Last erkennbar ist. Ein Zusammenhang kann im Fall von CO

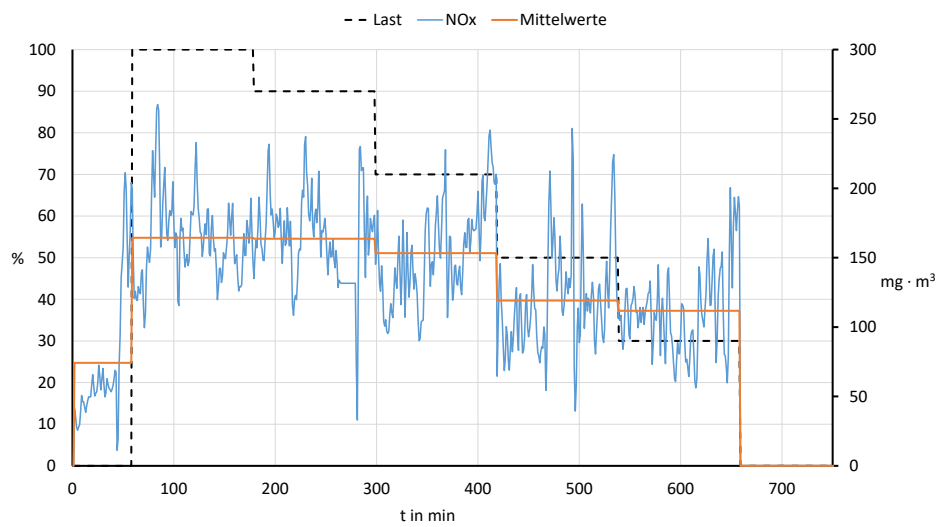


Abbildung 10.44: Verlauf der NO<sub>x</sub>-Emissionen mit stündlichen Mittelwerten bei gestufter Lastveränderung

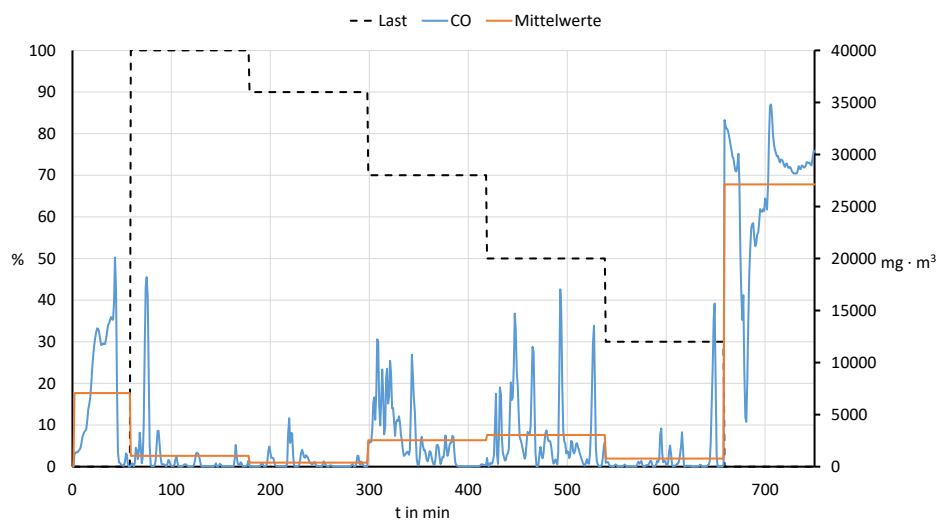


Abbildung 10.45: Verlauf der CO Emissionen mit stündlichen Mittelwerten bei gestufter Lastveränderung

jedoch ausgeschlossen werden.

## 10.6 Zusammensetzung der Aschen

Wie bereits in Abschnitt 2.1.2 erläutert, gelten die anfallenden Aschen als Abfall im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes [125]. In diesem Gesetz ist geregelt, wie mit der Asche zu verfahren ist. In erster Linie ist zu prüfen, ob eine stoffliche Nutzung in Frage kommt. Sollte die Asche jedoch für alle möglichen Verwertungspfade ungeeignet sein, muss sie deponiert werden. Grundsätzlich gibt es Verwertungsmöglichkeiten als Düngemittel in der Land- und Forstwirtschaft, sowie den Einsatz als Bauzusatzstoff. Ob die Asche als Dünger geeignet ist, wird in der Düngemittelverordnung geregelt [126].

In der Regel wird hierbei zwischen Feuerraumasche (Rost- und Zyklonasche) und Filterasche (Elektrofilterasche) unterschieden. Die kritischen Schadstoffe adsorbieren und kondensieren bevorzugt an der kälteren und oberflächenreicheren Filterasche. Um die Asche einzuordnen, wird zunächst die Konzentration an enthaltenen Schadstoffen überprüft. Die ausgewählten Schadstoffe und die jeweiligen Grenzwerte sind in Tabelle 10.7 zusammengefasst.

Schadstoff	Grenzwert in mg/kg Trockensubstanz Asche
<b>Arsen</b>	40
<b>Blei</b>	150
<b>Cadmium</b>	1,5
<b>Chrom IV</b>	2
<b>Nickel</b>	80
<b>Quecksilber</b>	1
<b>Thallium</b>	1
<b>Perflourierte Tenside (PFT)</b>	0,1
<b>Summe der Dioxine und dl-PCB</b>	3e-5

Tabelle 10.7: Darstellung der Schadstoffe und Grenzwerte nach der Düngemittelverordnung [126]

Anhand dieser Werte können die angefallenen Ascheproben analysiert werden. Die Proben wurden möglichst repräsentativ aus den jeweiligen Aschecontainern entnommen. Dies bedeutet, dass die Proben aus verschiedenen Teilproben an unterschiedlichen Stellen im Container zusammen gemischt wurde. Bei allen Anlagen wird die Feuerraumasche getrennt von der Filterasche in einem separaten Container aufgefangen. Dadurch wird eine weitere Nutzung der Feuerraumasche vereinfacht. Anlage 3 verfügte über eine Abgaskondensationsanlage nach dem Elektrofilter. Deshalb wurde hier die Filterasche mit dem



anfallenden Schmutzwasser aus der Kondensation vermischt und durch einen Gewebesack gefiltert. Der resultierende Ascheschlamm wurde nicht untersucht, da viele Bestandteile leicht wasserlöslich sind und somit ein Vergleich mit den anderen Filteraschen nicht möglich ist.

Die Proben wurden anschließend von einem akkreditierten Prüflabor untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 10.46 dargestellt. Um die Werte zu vereinheitlichen, wurden die gemessenen Mengen auf den jeweiligen Grenzwert bezogen und prozentual abgebildet. Perfluorierte Tenside waren in keiner der Proben in größeren Mengen nachweisbar. Auf eine Analyse der Dioxine und dI-PCB wurde verzichtet.

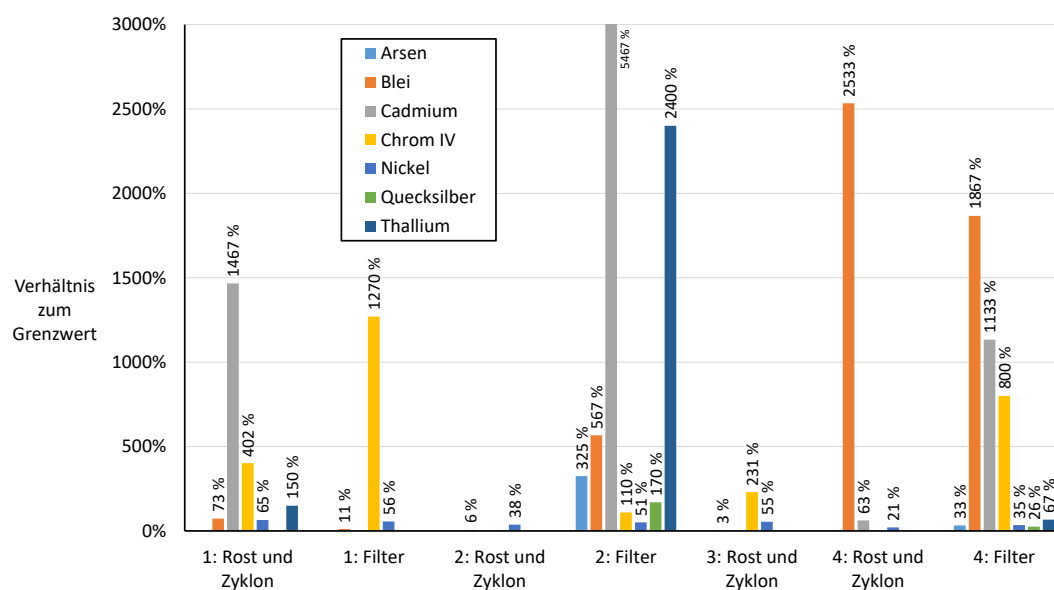


Abbildung 10.46: Menge der untersuchten Schadstoffe im Bezug auf den gültigen Grenzwert; Die Zahlen stehen für die jeweiligen Anlagen.

Die Feuerraumasche aus Anlage 1 ist aufgrund eines deutlich erhöhten Cadmium- und Thalliumgehalts nicht als Düngemittel einsetzbar. Der Chrom-IV-Wert ist sowohl bei der Feuerraumasche als auch bei der Filterasche zu hoch. Im Falle der Filterasche ist dies jedoch der einzige erhöhte Wert. Damit kann die Filterasche als forstwirtschaftlicher Dünger verwendet werden, da hierfür keine Chrom-IV-Grenzwerte gelten. Es ist auffällig, dass Cadmium als leichtflüchtig gilt und somit eine Anreicherung in der Filterasche zu erwarten ist. Das es doch in der Feuerraumasche vermehrt anzutreffen ist, spricht für eine hohe Abscheidungsrate im Zyklon der Anlage. Auch der Sauerstoffgehalt in der Verbrennungszone hat darauf Einfluss, ob sich stabile Oxide oder flüchtige Verbindungen bilden.

Es ist klar zu erkennen, dass nur die Rost- bzw. Zyklonasche aus Anlage 2 uneingeschränkt als landwirtschaftlicher Dünger nutzbar ist. Die Schadstoffe sammeln sich hier in der Filterasche an. Die Untersuchungen zeigen jedoch, dass auch schwerflüchtige Bestandteile wie Kupfer (hier nicht abgebildet), die primär in der Rostasche zu finden sein sollten, ebenso vermehrt in der Filterasche zu finden sind. Der Anteil an Kupfer in der Filterasche ist hier etwa um den Faktor vier höher. Das könnte darauf hindeuten, dass die Anlage einen starken Ascheaustrag aus dem Feuerraum hat. Die Feuerraumasche aus Anlage 3 kann ebenfalls nur als forstwirtschaftlicher Dünger eingesetzt werden, da auch hier der Chromgehalt erhöht ist.

Bei den Aschen aus Anlage 4 ist eine deutliche Erhöhung des Bleigehalts in beiden Aschefractionen festzustellen. Das könnte auf den Brennstoff zurückgeführt werden. Bei dieser Anlage wird Restholz aus einer Holzverarbeitenden Industrie verwendet und das Blei könnte aus Spuren bleihaltiger Farbe stammen. Der Cadmiumgehalt der Filterasche ist ebenfalls erhöht und es zeigt sich, dass das leichtflüchtige Cadmium auch tatsächlich in der letzten Reinigungseinheit abgeschieden wird.

Es ist festzuhalten, dass nur die Feuerraumasche aus Anlage 2 zur landwirtschaftlichen Nutzung geeignet ist. Die Filterasche aus Anlage 1 und die Feuerraumasche aus Anlage 3 könnten als forstwirtschaftlicher Dünger in Frage kommen und bei den Anderen kann eventuell noch ein Einsatz als Baustoff geprüft werden.

Nachdem die Schadstoffe die Nutzungspfade eingeschränkt haben, kann jedoch zusätzlich noch der Gehalt an Nährstoffen überprüft werden. Hier müssen gewisse Mindestanforderungen erfüllt sein, um als Düngemittel zugelassen zu werden. Die verschiedenen in Frage kommenden Düngerarten und die dafür vorgeschriebenen Mindestgehalte an Nährstoffen sind in Tabelle 10.8 aufgelistet.

Düngerart	Mindestgehalt
<b>Kaliumdünger</b>	10 % K <sub>2</sub> O
<b>PK - Dünger</b>	2 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> / 3 % K <sub>2</sub> O
<b>Org.-Min. P - Dünger</b>	3 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
<b>Org.-Min. K - Dünger</b>	3 % K <sub>2</sub> O
<b>Org.-Min. PK - Dünger</b>	0,5 % P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> / 1 % K <sub>2</sub> O
<b>Dünger mit Spurennährstoffen</b>	0,02 % B / 0,004 % Co
	0,02 % Cu / 0,04 % Fe
	0,02 % Mn / 0,002 % Mo
	0,02 % Zn
	Maximal 0,2 % CU
	Maximal 0,5 % Zn

Tabelle 10.8: Darstellung der Mindestgehalte an Nährstoffen, bezogen auf die Trockenmasse, für die jeweiligen Düngerarten [126]

Die Hauptnährstoffe sind Phosphor (als P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) und Kalium (als K<sub>2</sub>O). Zusätzlich wurde der Gehalt von Magnesium in Form von MgO und der Schwefelgehalt analysiert. Die angegebenen Mindestmengen, um als Dünger mit Spurennährstoffen einsetzbar zu sein, wurden bei keiner der Proben erreicht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 10.47 dargestellt.

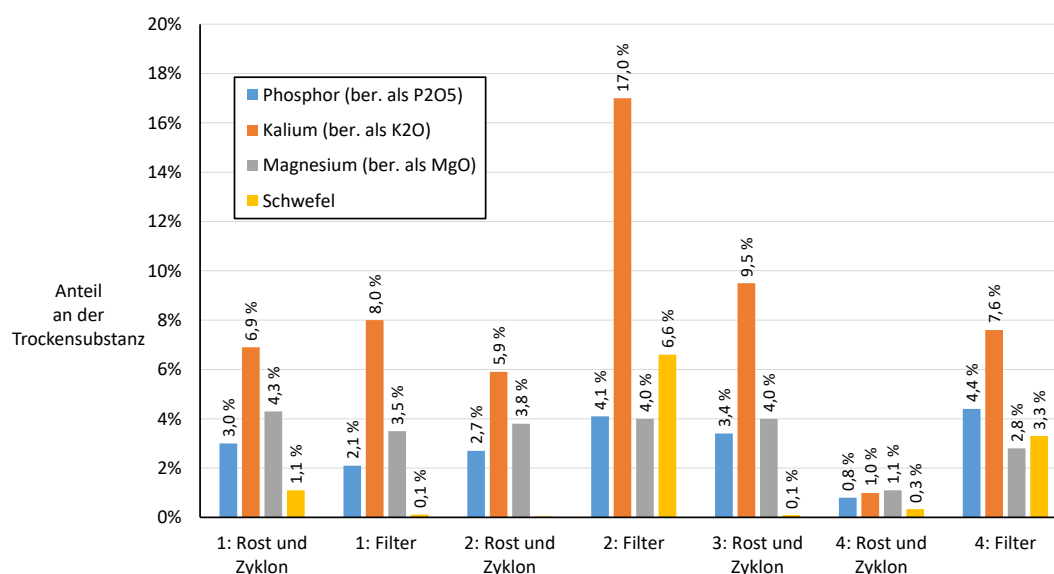


Abbildung 10.47: Menge der untersuchten Nährstoffe

Aufgrund der Schadstoffgehalte fallen die Feuerraumasche aus Anlage 1, die Filterasche aus Anlage 2 und beide Aschen aus Anlage 4 für eine weitere Betrachtung heraus. Bis auf die Feuerraumasche aus Anlage 4 sind bei diesen Proben jedoch teilweise sehr hohe Anteile an Nährstoffen nachweisbar.

Besonders die Filterasche aus Anlage 2 hat mit 17 % einen hohen Kaliumanteil, jedoch war auch diese Probe am höchsten mit Schadstoffen belastet. Die Filterasche der Anlage 1 könnte in der Forstwirtschaft als PK-Dünger, als organisch-mineralischer PK-Dünger und auch als organisch-mineralischer K-Dünger eingesetzt werden. Dafür sorgt der relativ hohe Kaliumgehalt und ein mittlerer Phosphorgehalt.

Die gleiche Kategorisierung trifft auch auf die Feuerraumasche aus Anlage 2 zu. Da hier jedoch der Chromgehalt unter dem Grenzwert lag, kann dieser Dünger auch in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Das Problem des Chromgehaltes gilt ebenfalls für die Feuerraumasche aus Anlage 3 und damit kommt hier nur eine forstwirtschaftliche Nutzung in Frage. Der Nährstoffgehalt schließt dabei den Einsatz als reiner Kaliumdünger und als Dünger mit Spurennährstoffen aus.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass aufgrund der Phosphor- und Kaliumgehalte eine Rückführung der Aschen in den Stoffkreislauf der Natur vorteilhaft wäre. In vielen Fällen ist jedoch die Schadstoffkonzentration zu hoch. Dadurch würde sich eine Anreicherung dieser Schadstoffe in der Natur oder in Nahrungsmitteln ergeben. Besonders die Elemente Cadmium, Blei und Chrom sind für die Ausschließung von der stofflichen Nutzung verantwortlich.



# 11 Zusammenfassung und Ausblick

In diesem Abschnitt werden die erreichten Ergebnisse in Bezugnahme auf die Zielsetzung zusammengefasst. Im Anschluss daran wird ausgeführt, wie sich das Themengebiet in Zukunft entwickeln könnte und welchen Beitrag die Ergebnisse dieser Arbeit dazu leisten können.

## 11.1 Zusammenfassung

Im Folgenden wird zunächst die Problemstellung und die Zielsetzung kompakt wiederholt, um im Anschluss das Vorgehen im Messprogramm zu erläutern. Danach werden die Ergebnisse zusammengefasst und ihre Auswirkungen in Bezug auf die Zielsetzung diskutiert.

### **Ausgangssituation und Zielsetzung**

Bei der Verbrennung von Biomasse kommt es zu erhöhten Staubkonzentrationen, Stickoxid- und Kohlenmonoxidgehalten. Zudem fällt Asche als Reststoff an. NO<sub>x</sub>- und CO-Emissionen können noch häufig über Primärmaßnahmen in der Feuerung reduziert werden. Jedoch müssen die Staubemissionen über sekundäre Minderungseinrichtungen kontrolliert werden. Elektrofilter gelten im Leistungsbereich über 500 kW als Stand der Technik, da sie mit verhältnismäßig geringem Kostenaufwand hohe Abscheideleistungen erzielen können. Wie jedes technische Gerät, kann es auch bei Elektrofilter zu Störungen oder mangelhaftem Betrieb kommen. Dies beeinflusst die Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte für Staubemissionen. Deshalb wurde auf europäischer Ebene die EU Richtlinie 2015/2193 entwickelt, deren Vorgaben in Deutschland in der 44. BImSchV umgesetzt werden. Hier kann in Zukunft bei Anlagen im Leistungsbereich zwischen einem und fünf Megawatt eine kontinuierliche Staubmessung durch eine kontinuierliche Überwachung des effektiven Betriebs der sekundären Minderungseinrichtung ersetzt werden. Im Rahmen dieser Arbeit wird das Ziel verfolgt, eine Überwachungsmethodik zu entwickeln, die dieser

Forderung nachkommt ohne die wirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit von Biomassefeuerungsanlagen zu schwächen. Der Ansatz basiert auf der Nutzung von bereits verfügbaren Signalen - wie Strom und Spannung des Filters -, um Aussagen über die Funktion des Filters treffen zu können.

### **Messprogramm**

Zur kontinuierlichen Analyse der Funktion des Filters im Rahmen dieses Projektes wird ein Messsystem benötigt, das kontinuierlich Staub im Abgas messen kann. Hierfür wurden zwei optische Staubsensoren der Firma Sick Ag eingesetzt. Diese Sensoren messen das Streulichtsignal der Partikel im Messvolumen. Deshalb wurden zusätzliche gravimetrische Staubmessgeräte der Firmen Paul Gothe GmbH und MRU GmbH eingesetzt, um die Streulichtsensoren auf die jeweilige Massenkonzentration an Staub zu kalibrieren. Damit die Messwerte auf Normbedingungen und einen gewissen Sauerstoffgehalt bezogen werden konnten, wurden zusätzlich Gasanalyse-Systeme der Firma MRU GmbH verwendet.

Im Rahmen dieser Arbeit konnten Messungen an vier Biomasseheizwerken durchgeführt werden. Zwei davon sind mit einem Röhrenelektrofilter ausgestattet und hatten eine taktende Betriebsweise. Die anderen beiden Anlagen verfügten über ein Plattenfiltersystem und liefen kontinuierlich. Eine Anlage in einem Tag- und Nachtzyklus und die andere mit modulierender Leistung, um eine variable Dampfversorgung zu gewährleisten. Mit dieser Auswahl konnten verschiedene Betriebsweisen untersucht werden. Die Messungen wurden in mehrtägigen Messkampagnen an den jeweiligen Heizwerken durchgeführt, in denen die Messgeräte installiert und kalibriert wurden. Zusätzlich wurden Brennstoff- und Ascheproben vor Ort entnommen.

### **Ergebnisse**

Die vorgeschlagene Methodik basiert auf einer Gleichung, bei der der Abscheidegrad über die Größen Strom, Spannung und einer spezifischen Filterkonstanten berechnet wird. Für die Verifizierung der Gültigkeit und die Anwendung der Gleichung muss zunächst der Abscheidegrad bei Nennlast über einen Zeitraum gemessen werden und gleichzeitig die Strom- und Spannungswerte bei Nennlast aufgezeichnet werden. Daraus kann dann die spezifische Filterkonstante berechnet werden, die für eine weitere Überwachung der Anlage verwendet werden kann. Der Abscheidegrad der Anlagen wird von verschiedenen Störfaktoren beeinflusst. Die Reinigungsvorgänge im Kessel, bei denen Druckluft genutzt wird, führen kurzzeitig zu deutlich erhöhten Staubkonzentrationen im Abgas. Dies kann den Elektrofilter in seiner Funktion beeinträchtigen. Last-

wechsel der Feuerungsanlage führen ebenso zu erhöhtem Staubaufkommen und veränderten Abgasbedingungen.

Es konnte herausgestellt werden, dass der Teillastbetrieb sich positiv auf die Abscheideleistung auswirkt und dadurch die Methodik einsetzbar bleibt. Bei einer Anlage wurde zudem festgestellt, dass der Schwachlastbetrieb sich negativ auf den Abscheidegrad auswirkt. Eine genaue Erklärung für dieses Phänomen sollte in weiterführenden Arbeiten ermittelt werden.

Eine wichtige Fragestellung war, ob es möglich ist eine repräsentative Filterkonstante zu ermitteln. Aufgrund der beschriebenen Störeinflüsse zeigte sich, dass die Konstante teils erheblichen Schwankungen ausgesetzt ist. So wurden bei den vier Anlagen Werte mit einer mittleren Abweichung vom Mittelwert bei Nennlastbetrieb zwischen 7,3 und 10,7 % ermittelt. Daraus ergibt sich eine gewisse Unsicherheit für die Methodik. Die Anwendbarkeit wurde überprüft, indem der Verlauf des Abscheidegrads für einen gewissen Zeitraum berechnet wurde und dieser dem Verlauf des gemessenen Abscheidegrads gegenübergestellt wurde. Die mittleren Abweichungen zwischen den Verläufen lagen, je nach Anlage, zwischen 3,9 und 11,6 %. Zwar liegen die Zahlenwerte in einem akzeptablen Bereich, jedoch zeigen die Verläufe, dass die auftretenden Effekte nicht exakt abgebildet werden können. Strom- und Spannung des Filters reagieren in den meisten Fällen nicht oder kaum nachweisbar auf kurzzeitige Veränderungen der Staubkonzentration.

Bei der Anwendung der Filtergrenzlinie zeigte sich, dass ein direkter Zusammenhang zwischen elektrischer Leistung des Filters und der Abscheideleistung nur in der Statistik besteht. Über die Strom- und Spannungssignale können jedoch Störzustände detektiert werden, weshalb der Ansatz über Schwellenwerte vielversprechender ist. Die Festlegung der Schwellen wurde daran evaluiert, wie viele Fehlinterpretationen bei den jeweiligen Spannungs- und Stromschwellen auftreten. Es konnte gezeigt werden, dass beispielsweise ein Stromschwellenwert von 60 % des Nennstromes und ein Spannungsschwellenwert von 70 % der Nennspannung zu einem einheitlichen Überwachungskonzept für alle Anlagen führen kann. Für eine rechtliche Festlegung der Werte werden jedoch noch weitere Messungen und die Klärung weiterer Fragestellungen benötigt.

Unabhängig von der Wahl der Überwachungsmethodik für den Abscheider, ist es essentiell die Betriebszeiten der Feuerung zu erfassen. Da es derzeit kein einheitliches Konzept hierfür gibt und eine Überwachung des Abscheiders unabhängig von der Feuerung ablaufen sollte, wurde untersucht, ob das „Feuer Ein“ Signal direkt aus den Abgasparametern gewonnen werden kann. Für diesen Zweck ist die Abgastemperatur am besten geeignet. Die Verwendung des



Kohlenmonoxid- und Stickoxidsignals ist nicht eindeutig genug für diese Zielsetzung. Die Sauerstoffkonzentration wäre ebenfalls gut geeignet, jedoch ist die Temperatur vergleichsweise einfach und kostengünstig zu ermitteln.

Zur Bestimmung des anlagenspezifischen Abgastemperatur-Schwellenwertes wurden zwei gegenläufige Einflüsse diskutiert, da die Wahl des Wertes direkt mit der geforderten Laufzeit des Filters korreliert. Längere Laufzeiten sind einerseits positiv, da die Menge der ungefilterten Emissionen abnimmt. Andererseits führen längere Laufzeiten auch zu einem erhöhten Stromverbrauch und steigern das Risiko der Ozonbildung. Für die beiden Anlagen mit getaktetem Betrieb konnten auf diese Weise mögliche Abgastemperatur-Schwellenwerte von 136 °C (Anlage 1) und 165 °C (Anlage 3) bestimmt werden. Aus den Untersuchungen der beiden Anlagen konnten zusätzlich die jeweiligen Verfügbarkeiten des Abscheiders berechnet werden. Der errechnete Wert ist davon abhängig, welche Parameter zur Bestimmung des Feuerungs- und des Filterbetriebs herangezogen wurden. Die Anlagen erreichen beispielsweise bei der Verwendung der Strom- und Spannungsschwellen, sowie der Auswertung der „Feuer Ein“ Signal der Feuerungen, Verfügbarkeiten von 83,7 (Anlage 1) und 82,1 % (Anlage 3). Weitere Analysen zeigten, dass die Taktung der Fahrzyklen - also die Häufigkeit der Betriebszyklen pro Tag - sich nicht negativ auf die Verfügbarkeit des Abscheiders auswirkt. Eine modulierende Fahrweise der Feuerung wirkt sich negativ auf die Staubemissionen. Aus Sicht der Emissionsminimierung ist eine möglichst stationäre Betriebsweise des Biomasseheizwerks anzustreben.

Durch die Analyse der Brennstoffe konnte festgestellt werden, dass ein erhöhter Anteil an Kalium und Natrium tendenziell zu gesteigerten Rohgasstaubkonzentrationen führt. Dies konnte jedoch nicht für Anlage 4 nachgewiesen werden, was vermutlich auf den staubförmigen Brennstoff zurückzuführen ist. Ähnliches zeigt sich auch bei der Analyse der Stickstoffgehalte. Bei den Anlagen 1 bis 3 scheint es einen Zusammenhang zwischen dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff und den NO<sub>x</sub>-Emissionen zu geben. Auch hier ist Anlage 4 eine Ausnahme. Dies weist drauf hin, dass der tatsächliche Verbrennungsvorgang die Stickoxidentstehung maßgeblich bestimmt.

Bei den Untersuchungen der gasförmigen Emissionen wurde überprüft, ob auch im Normalbetrieb die gültigen Grenzwerte eingehalten werden. Es zeigte sich, dass es zu einer Vielzahl an Überschreitungen kam. Hier zeigt sich Handlungsbedarf zur Optimierung der Feuerung. Je nach Einstellung wurde ersichtlich, dass entweder die CO- oder die NO<sub>x</sub>-Emissionen tendenziell zu hoch waren. Auch der Einfluss der Leistung auf die gasförmigen Emissionen wurde untersucht. Bei der stufenweisen Reduktion der Abnahmeleistung verminderten

sich die Stickoxidkonzentrationen, solange die Leistungsänderungen nicht zu schnell abliefen. Die CO-Emissionen korrelierten jedoch nicht eindeutig. Bei der Analyse der anfallenden Aschen zeigte sich, dass nur eine der sieben Proben für eine landwirtschaftliche Nutzung geeignet war. Ein erhöhter Anteil von Cadmium und Chrom führten in den meisten Fällen zum dem Nutzungsausschluss. Tendenziell ist es jedoch vorteilhaft die Rost- und Zyklonasche von der Filterasche zu trennen, wie es bereits praktiziert wird.

### **Fazit**

Die Untersuchungen zeigen, dass eine Überwachungsmethodik auf Basis der Strom- und Spannungsdaten generell möglich ist. Dabei ist es jedoch das Vorgehen, den Abscheidegrad mathematisch bestimmen zu wollen, zu ungenau. Sonderereignisse wie Kesselblasen und Lastwechsel verändern die Bedingungen im Filter zu deutlich, um eine Filterkonstante bestimmbar zu machen. Mit der Einführung von Schwellenwerten können jedoch effizient Störungen und Fehlverhalten des Filters detektiert werden. Bei der Wahl der Schwellenwerte ist zu beachten, dass ein Nennbetrieb des Elektrofilters nicht zwingend mit einem hohen Abscheidegrad korreliert. Die Fehlinterpretationen des Betriebs können auf statistischer Ebene gering gehalten werden. Das notwendige „Feuer Ein“ Signal kann über die Abgastemperatur bestimmt werden. Es muss dafür lediglich ein anlagenspezifischer Abgastemperatur-Schwellenwert ermittelt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass der Betrieb der Feuerung noch erhebliches Minderungspotenzial für gasförmige Emissionen birgt. Eine Optimierung der gasförmigen Emissionen, insbesondere der CO-Emissionen, kann demnach auch den Betrieb des Elektrofilters positiv beeinflussen.

## **11.2 Ausblick**

Die Ergebnisse dieser Arbeit können die Basis für weitere Untersuchungen bilden. Besonders wichtig ist es, die Erkenntnisse an mehreren Anlagen zu verifizieren. Weitere Messkampagnen sind nötig, um jede Betriebsart und Anlagenzusammenstellung repräsentativ abbilden zu können. Die Herausforderung bei diesen Analysen war die Zielwertuntersuchung des Abscheidegrads des Filters. Damit waren Messstellen vor und nach der Filtereinheit notwendig. Wird jedoch nur die Reingasstaubkonzentration als Bewertungskriterium für den effektiven Betrieb verwendet, kann die standardmäßig vorhandene Messstelle für Überprüfungsmessungen verwendet werden. In Kombination mit gravimetrischen Messungen nach dem Kessel, kann so der Aufwand für weitere Unter-

suchungen reduziert werden.

Weitere Forschungsarbeiten sollten die Funktion des Elektrofilters näher beleuchten. Insbesondere der Einfluss des Schwachlastbetriebs konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht näher geklärt werden. Einen weiteren Untersuchungsschwerpunkt bietet die Anwendung der Methodik auf Elektrofilter für Anlagen der 1. BImSchV. Die Funktion dieser Abscheider muss derzeit nicht kontinuierlich überwacht werden. Die Schwellenwertmethodik ist übertragbar auf kleinere Anlagen und könnte fast ohne technische Aufwand bereits umgesetzt werden. Grundlegend für die zukünftigen Entwicklungen ist ein Fortschreiten der Digitalisierung. Dabei ist es nicht nur wichtig, dass der Betreiber schnell über Störungen und Fehlverhalten der Anlage informiert wird, sondern auch der Einsatz funktionaler Steuerungen und Regelungen für Feuerungen und Filter. Die Praxis zeigt, dass eine Datenkommunikation zwischen den Steuerungen/Regelungen oftmals aufwendig ist und Fehler dabei auftreten können. Eine optimierte Steuerung/Regelung der Feuerung verbessert den Betrieb der Filteranlage erheblich. Zusätzlich entsteht eine erhöhte Verfügbarkeit mittels einer optimierten Steuerung/Regelung der Filteranlage.

# Literaturverzeichnis

- [1] Ottmar Edenhofer, Hrsg. *Renewable energy sources and climate change mitigation: Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. ISBN: 978-1-107-02340-6. DOI: 10.1017/CB09781139151153.
- [2] Hoegh-Guldberg, O., D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, I. Camilloni, A. Diedhiou, R. Djalante, K.L. Ebi, F. Engelbrecht, J. Guiot, Y. Hijioka, S. Mehrotra, A. Payne, S.I. Seneviratne, A. Thomas, R. Warren, and G. Zho. “Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems”. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Hrsg. von Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield. 2018.
- [3] Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield, Hrsg. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. 2018.
- [4] United Nations. *Paris Agreement to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Paris, France. 12.12.2015.

- [5] S. A. Montzka, E. J. Dlugokencky und J. H. Butler. “Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases and climate change”. In: *Nature* 476 (2011), 43 EP –. DOI: 10.1038/nature10322. URL: <https://doi.org/10.1038/nature10322>.
- [6] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Primärenergieverbrauch in Deutschland 2017 (13.525 PJ\*)*. URL: [www.bmwi.de/Redaktion/DE/Infografiken/Energie/Energiedaten/Energiegewinnung-und-Energieverbrauch/energiedaten-energiegewinnung-verbrauch-03.html](http://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Infografiken/Energie/Energiedaten/Energiegewinnung-und-Energieverbrauch/energiedaten-energiegewinnung-verbrauch-03.html).
- [7] Ayhan Demirbas. *Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues*. Hrsg. von Progress in Energy and Combustion Science. 2004. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360128505000055?via%3Dihub>.
- [8] Sjaak van Loo und Jaap Koppejan, Hrsg. *The handbook of biomass combustion and co-firing*. Reprint. London: Earthscan, 2009.
- [9] Bundesamz für Justiz. *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umweltauswirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge: BImSchG, Deutschland*. Available online: <https://www.gesetze-im-internet.de/bimschg/BJNR007210974.html> (Accessed on 17.08.20).
- [10] U. Lahl und W. Steven. “Feinstaub – eine gesundheitspolitische Herausforderung”. In: *Pneumologie (Stuttgart, Germany)* 59.10 (2005), S. 704–714. ISSN: 0934-8387. DOI: 10.1055/s-2005-915558.
- [11] Bundesamz für Justiz. *Vierundvierzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: 44. BImSchV*. 13.06.2019.
- [12] Christine Rösch und Martin Kaltschmitt. “Energy from biomass - do non-technical barriers prevent an increased use?” In: *Biomass and Bioenergy* 1999.16, 5 (1999), S. 347–356. ISSN: 09619534.
- [13] Martin Kaltschmitt, Hans Hartmann und Hermann Hofbauer, Hrsg. *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 3., aktualisierte und erweiterte Auflage. Berlin und Heidelberg: Springer Vieweg, 2016. ISBN: 9783662474389.

- 
- [14] Thomas Nussbaumer und Adrian Lauber. “Monitoring the availability of electrostatic precipitators (ESP) in automated biomass combustion plants”. In: *Biomass and Bioenergy* 89 (2016), S. 24–30. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.02.027.
- [15] Benjamin Matek und Karl Gawell. “The Benefits of Baseload Renewables: A Misunderstood Energy Technology”. In: *The Electricity Journal* 28.2 (2015), S. 101–112. ISSN: 10406190. DOI: 10.1016/j.tej.2015.02.001.
- [16] Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. *Kabinett beschließt Kohleausstiegsgesetz: Gemeinsame Pressemitteilung der Bundesregierung*.
- [17] Agentur für Erneuerbare Energien. *Der Wärmemix in Deutschland 2016*. URL: <https://www.unendlich-viel-energie.de/mediathek/grafiken/der-waermemix-in-deutschland-2016>.
- [18] Agentur für Erneuerbare Energien. *Endenergieverbrauch 2017 nach Strom Wärme und Verkehr*. URL: <https://unendlich-viel-energie.de/mediathek/grafiken/endenergieverbrauch-2017-nach-strom-waerme-und-verkehr>.
- [19] Forschungsverbund Erneuerbare Energien, Hrsg. *Erneuerbare Energien im Wärmesektor: Aufgaben, Empfehlungen und Perspektiven, Germany, Berlin, 2015*. URL: [https://www.fvee.de/fileadmin/publikationen/Politische\\_Papiere\\_FVEE/15.EEWaerme/15\\_FVEE-Positionspapier\\_EE-Waerme.pdf](https://www.fvee.de/fileadmin/publikationen/Politische_Papiere_FVEE/15.EEWaerme/15_FVEE-Positionspapier_EE-Waerme.pdf).
- [20] Ludger Eltrop. *Leitfaden feste Biobrennstoffe: Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen im mittleren und großen Leistungsbereich*. 4., vollst. überarb. Aufl. Gülzow-Prüzen: FNR Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., 2014. ISBN: 9783000153891.
- [21] André Brosowski u. a., Hrsg. *Biomassepotenziale von Rest- und Abfallstoffen: Status Quo in Deutschland*. Bd. 36. Schriftenreihe nachwachsende Rohstoffe. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), 2015.
- [22] M. M. Küçük und A. Demirbaş. “Biomass conversion processes”. In: *Energy Conversion and Management* 38.2 (1997), S. 151–165. ISSN: 01968904. DOI: 10.1016/0196-8904(96)00031-3.

- [23] Haiping Yang u. a. “In-Depth Investigation of Biomass Pyrolysis Based on Three Major Components: Hemicellulose, Cellulose and Lignin”. In: *Energy & Fuels* 20.1 (2006), S. 388–393. ISSN: 0887-0624. DOI: 10.1021/ef0580117.
- [24] Verein Deutscher Ingenieure. *DIN EN ISO 17225-1:2014-09, Biogene Festbrennstoffe - Brennstoffspezifikationen und -klassen: Teil 1: Allgemeine Anforderungen (ISO 17225-1:2014); Deutsche Fassung EN ISO 17225-1:2014*. Berlin. DOI: 10.31030/2073606.
- [25] Deutsches Institut für Normung. *Biogenen Festbrennstoffe: Terminologie, Definition und Beschreibung, DIN EN ISO 16559, Beuth Verlag GmbH, Berlin*. 2014.
- [26] Bernd Geisen, Fabian Givers und Daniel Kuptz. *Handbuch zum Qualitätsmanagement von Holzhackschnitzeln*. 1. Auflage, FNR, August 2017. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), August 2017.
- [27] Pieter Kofman u. a. “Preservation of forest wood chips”. In: *Danish Energy Research Programme Biomass* (1999).
- [28] Technologie und Förderzentrum. *Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel: Berichte aus dem TFZ*. 2015.
- [29] P. Verscheure. *Energiegehalt von Hackschnitzeln: Überblick und Anleitung zur Bestimmung*. Hrsg. von Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg i. Br., 1998.
- [30] Peter Stephan u. a., Hrsg. *Thermodynamik: Grundlagen und technische Anwendungen - Band 2: Mehrstoffsysteme und chemische Reaktionen*. 16. Auflage. Lehrbuch. Berlin, Heidelberg: Springer, 2017. ISBN: 978-3-662-54438-9. DOI: 10.1007/978-3-662-54439-6.
- [31] Ingwald Obernberger. *Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente*. 2., korr. Aufl. Bd. 1. Schriftenreihe thermische Biomassenutzung. Graz: dbv-Verl., 1997. ISBN: 370410244x.
- [32] L. S. Johansson u. a. “Particle emissions from biomass combustion in small combustors”. In: *Biomass and Bioenergy* 25.4 (2003), S. 435–446. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/S0961-9534(03)00036-9.

- 
- [33] Heije Miettinen Westberg, Madeleine Byström und Bo Leckner. “Distribution of Potassium, Chlorine, and Sulfur between Solid and Vapor Phases during Combustion of Wood Chips and Coal”. In: *Energy & Fuels* 17.1 (2003), S. 18–28. ISSN: 0887-0624. DOI: 10.1021/ef0200601.
- [34] Bayerisches Landesamt für Umwelt. *Verwertung und Beseitigung von Holzaschen*. Augsburg, Germany, 2009. URL: [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/merkblatt\\_aschen.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/merkblatt_aschen.pdf).
- [35] M. Montgomery u. a. “Experiences with high temperature corrosion at straw-firing power plants in Denmark”. In: *Materials and Corrosion* 62.7 (2011), S. 593–605. ISSN: 09475117. DOI: 10.1002/maco.201005856.
- [36] Rami Abdallah, Sébastien Auchet und Pierre Jean Méausoone. “Experimental study about the effects of disc chipper settings on the distribution of wood chip size”. In: *Biomass and Bioenergy* 35.2 (2011), S. 843–852. ISSN: 09619534. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.11.009.
- [37] Verenum. *Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen, Swiss, Bern*. 2003. URL: [https://verenum.ch/Publikationen/0ser\\_Aerosol\\_2003\\_V2.pdf](https://verenum.ch/Publikationen/0ser_Aerosol_2003_V2.pdf).
- [38] Thorsten Böhm und Hans Hartmann. “Bestimmung der Schüttdichte von Biomassebrennstoffen”. In: *LANDTECHNIK* 60.3 (2005), S. 158–159–158–159. ISSN: 0023-8082. DOI: 10.15150/lt.2005.1199. URL: <https://www.landtechnik-online.eu/landtechnik/article/view/2005-60-3-158-159>.
- [39] Dirk Klingler. *Energetische Nutzung von feuchter Biomasse in überkritischem Wasser: Dissertation*. 2006.
- [40] A. V. Bridgwater und D. G. B. Boocock, Hrsg. *Developments in Thermochemical Biomass Conversion: Volume 1 / Volume 2*. Dordrecht und s.l.: Springer Netherlands, 1997. ISBN: 978-94-010-7196-3. DOI: 10.1007/978-94-009-1559-6.
- [41] Annett Pollex, Andreas Ortwein und Martin Kaltschmitt. “Thermochemical conversion of solid biofuels”. In: *Biomass Conversion and Biorefinery* 2.1 (2012), S. 21–39. ISSN: 2190-6815. DOI: 10.1007/s13399-011-0025-z.
- [42] Irvin Glassman. *Combustion*. 3rd ed. San Diego, Calif: Academic Press, 1996. ISBN: 9780122858529. URL: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=219923>.



- [43] Franz Joos. *Technische Verbrennung: Verbrennungstechnik, Verbrennungsmodellierung, Emissionen : mit 65 Tabellen*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2006. DOI: 10.1007/3-540-34334-2.
- [44] Hans Hartmann und Claudia Schön. *Nutzer-und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Klein-feuerungsanlagen*. Hrsg. von Technologie und Förderzentrum. 2014.
- [45] Michael Ottmann. “Verbrennung biogener Brennstoffe in stationären Wirbelschichtfeuerungen”. München, Techn. Univ., Diss., 2007.
- [46] Matthias Gaderer. *Wärmeversorgung mit fester Biomasse bei kleiner Leistung, TUM Dissertation*. 2008. URL: <https://d-nb.info/988294478/34>.
- [47] Rainer Marutzky und Klaus Seeger. *Energie aus Holz und anderer Biomasse: Grundlagen, Technik, Emissionen, Wirtschaftlichkeit, Entsorgung, Recht*. 1., unveränd. Nachdr. Leinfelden-Echterdingen: DRW-Verl. Weinbrenner, 2002. ISBN: 3871813478.
- [48] Ragnar Warnecke, Hrsg. *10. VDI-Fachkonferenz Feuerung und Kessel - Beläge und Korrosion - in Großfeuerungsanlagen 2011: Termin und Ort: 07. und 08. Juni 2011, Kassel*. Düsseldorf: VDI-Wissenschaftsforum, 2011. ISBN: 9783981379310.
- [49] Serge Zacher und Manfred Reuter. *Regelungstechnik für Ingenieure: Analyse, Simulation und Entwurf von Regelkreisen*. 13., überarb. und erw. Aufl. Bd. 5. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH Wiesbaden, 2011. ISBN: 9783834809001. DOI: 10.1007/978-3-8348-9837-1.
- [50] Christoph Schörghuber u. a. “Control of biomass grate boilers using internal model control”. In: *Control Engineering Practice* 96 (2020), S. 104274. ISSN: 09670661. DOI: 10.1016/j.conengprac.2019.104274.
- [51] J. Kortela und S-L. Jämsä-Jounela. “Modeling and model predictive control of the BioPower combined heat and power (CHP) plant”. In: *International Journal of Electrical Power & Energy Systems* 65 (2015), S. 453–462. ISSN: 01420615. DOI: 10.1016/j.ijepes.2014.10.043.
- [52] R. Mühlhaus u. a. “Neuronale Netze für die Prozeßoptimierung, Essen, Germany, 1999”. In: *VDI-Berichte*. Bd. 1495, S. 493–501.

- 
- [53] Klaus Görner und Kurt Hübner. *Gasreinigung und Luftreinhaltung*. VDI-Buch. Berlin und Heidelberg: Springer, 2002. ISBN: 9783540420064. DOI: 10.1007/978-3-642-56309-6.
- [54] Günter Baumbach. *Luftreinhaltung: Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften*. Dritte Auflage. Berlin, Heidelberg und s.l.: Springer Berlin Heidelberg, 1994. ISBN: 9783540568230. DOI: 10.1007/978-3-662-08426-7.
- [55] Thomas Nussbaumer. “Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction †”. In: *Energy & Fuels* 17.6 (2003), S. 1510–1521. ISSN: 0887-0624. DOI: 10.1021/ef030031q.
- [56] E. Schriever. “Zur Bestimmung von Chlor und Schwefel in Holz und Holzwerkstoffen”. In: *Holz als Roh- und Werkstoff* 42.7 (1984), S. 261–264. ISSN: 0018-3768. DOI: 10.1007/BF02607193.
- [57] M. Montgomery, A. Karlsson und O. H. Larsen. “Field test corrosion experiments in Denmark with biomass fuels. Part 1: Straw-firing”. In: *Materials and Corrosion* 53.2 (2002), S. 121–131. ISSN: 09475117. DOI: 10.1002/1521-4176(200202)53:2<121::AID-MAC0121>3.0.CO;2-R.
- [58] Dieter Osteroth. *Von der Kohle zur Biomasse: Chemierohstoffe und Energieträger im Wandel der Zeit*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1989. ISBN: 9783540507123. DOI: 10.1007/978-3-642-88669-0.
- [59] Hirotatsu Watanabe, Jun-ichiro Yamamoto und Ken OKAZAKI. “NO<sub>x</sub> formation and reduction mechanisms in staged O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> combustion”. In: *Combustion and Flame* 158.7 (2011), S. 1255–1263. ISSN: 00102180. DOI: 10.1016/j.combustflame.2010.11.006.
- [60] J. C. Hewson und M. Bollig. “Reduced mechanisms for NO<sub>x</sub> emissions from hydrocarbon diffusion flames”. In: *Symposium (International) on Combustion* 26.2 (1996), S. 2171–2179. ISSN: 00820784. DOI: 10.1016/S0082-0784(96)80043-9.
- [61] Ken OKAZAKI, Kazuo SUGIYAMA und Isao YURI. “Formation Mechanism of Thermal NO<sub>x</sub> in Pulverized Coal Combustion”. In: *JSME international journal. Ser. 2, Fluids engineering, heat transfer, power,*

- combustion, thermophysical properties* 34.4 (1991), S. 533–539. ISSN: 0914-8817. DOI: 10.1299/jsmeb1988.34.4{\textunderscore}533.
- [62] Joanna Blauwens, Bruno Smets und Jozef Peeters. “Mechanism of “prompt” no formation in hydrocarbon flames”. In: *Symposium (International) on Combustion* 16.1 (1977), S. 1055–1064. ISSN: 00820784. DOI: 10.1016/S0082-0784(77)80395-0.
- [63] Xuan Gao u. a. “NO<sub>x</sub> formation in hydrogen–methane turbulent diffusion flame under the moderate or intense low-oxygen dilution conditions”. In: *Energy* 59 (2013), S. 559–569. ISSN: 03605442. DOI: 10.1016/j.energy.2013.07.022.
- [64] Ehsan Houshfar u. a. “NO<sub>x</sub> emission reduction by staged combustion in grate combustion of biomass fuels and fuel mixtures”. In: *Fuel* 98 (2012), S. 29–40. ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.03.044.
- [65] Yaojie Tu u. a. “NO<sub>x</sub> reduction in a 40 t/h biomass fired grate boiler using internal flue gas recirculation technology”. In: *Applied Energy* 220 (2018), S. 962–973. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2017.12.018.
- [66] Milica Mladenović, Milijana Paprika und Ana Marinković. “Denitrification techniques for biomass combustion”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 82 (2018), S. 3350–3364. ISSN: 13640321. DOI: 10.1016/j.rser.2017.10.054.
- [67] Thomas Nussbaumer. “Primary and Secondary Measures for the Reduction of Nitric Oxide Emissions from Biomass Combustion”. In: *Developments in Thermochemical Biomass Conversion*. Hrsg. von A. V. Bridgwater und D. G. B. Boocock. Bd. 12. Dordrecht und s.l.: Springer Netherlands, 1997, S. 1447–1461. ISBN: 978-94-010-7196-3. DOI: 10.1007/978-94-009-1559-6{\textunderscore}113.
- [68] R. Koppmann, K. von Czapiewski und J. S. Reid. “A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds”. In: *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 5.5 (2005), S. 10455–10516. DOI: 10.5194/acpd-5-10455-2005.
- [69] C. Venkataraman u. a. “Aerosol and Carbon Monoxide Emissions from Low-Temperature Combustion in a Sawdust Packed-Bed Stove”. In: *Aerosol Science and Technology* 38.1 (2004), S. 50–61. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/02786820490247614.

- [70] Peter Eckert und Sebastian Rakowski. “Schadstoffbildung”. In: *Grundlagen Verbrennungsmotoren*. Hrsg. von Günter P. Merker und Rüdiger Teichmann. Bd. 42. ATZ/MTZ-Fachbuch. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2018, S. 941–975. ISBN: 978-3-658-19211-2. DOI: 10.1007/978-3-658-19212-9{\textunderscore}35.
- [71] Hao Liu u. a. “Control of NOx emissions of a domestic/small-scale biomass pellet boiler by air staging”. In: *Fuel* 103 (2013), S. 792–798. ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.10.028.
- [72] A. B. Ross u. a. “Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace”. In: *Fuel* 81.5 (2002), S. 571–582. ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/S0016-2361(01)00157-0.
- [73] H.K Chagger u. a. “Formation of dioxins and other semi-volatile organic compounds in biomass combustion”. In: *Applied Energy* 60.2 (1998), S. 101–114. ISSN: 03062619. DOI: 10.1016/S0306-2619(98)00020-8.
- [74] R. P. Girón u. a. “Properties of fly ash from forest biomass combustion”. In: *Fuel* 114 (2013), S. 71–77. ISSN: 00162361. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.04.042.
- [75] Michael Oser. *Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen: Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmassnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung) : Projekt 26688, Vertrag 69121 : Schlussbericht*. [Bern]: [Bundesamt für Energie], 2003. ISBN: 3-908705-02-9.
- [76] Thomas Nussbaumer. *Stand der Technik und Kosten der Feinstaubabscheidung für automatische Holzfeuerungen von 100 kW bis 2 MW: Bericht zu Handen Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Amt für Umwelt Kanton Thurgau (AFU Thurgau)*. Zürich, 2006.
- [77] *Staubemissionen aus Holzfeuerungen: Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden, Straubing, Germany, 2006*. 2006. URL: [https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/festbrennstoffe/dateien/10\\_bericht.pdf](https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/festbrennstoffe/dateien/10_bericht.pdf).
- [78] Hartmut Spliethoff. *Power Generation from Solid Fuels*. 1. Aufl. Power Systems. s.l.: Springer-Verlag, 2010. ISBN: 3642028551. URL: <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=571802>.
- [79] Harry White. *Industrial Electrostatic Precipitation*. Addison-Wesley, 1963.

- [80] K. J. McLean. “Electrostatic precipitators”. In: *IEE Proceedings A Physical Science, Measurement and Instrumentation, Management and Education, Reviews* 135.6 (1988), S. 347. ISSN: 0143702X. DOI: 10.1049/ip-a-1.1988.0056.
- [81] Matthias Gaderer. *Feinstaubabscheidung mit Elektrofiltern im kleinen und mittleren Leistungsbereich*. Straubing, 25.02.2015. URL: [https://www.dbfz.de/fileadmin/user\\_upload/Referenzen/Schriftenreihen/Tagungsband/Abscheider\\_Fachgespraech\\_2015.pdf](https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Referenzen/Schriftenreihen/Tagungsband/Abscheider_Fachgespraech_2015.pdf).
- [82] Edmund C. Potter. “Electrostatic Precipitation Technology: A Different Viewpoint”. In: *Journal of the Air Pollution Control Association* 28.1 (1978), S. 40–46. ISSN: 0002-2470. DOI: 10.1080/00022470.1978.10470564.
- [83] Ulrich Riebel, Christian Lübbert und Sergiy Lebedynskyy. “Elektroabscheider - es gibt noch viel zu tun”. In: *Chemie Ingenieur Technik* 84.7 (2012), S. 1099–1113. DOI: 10.1002/cite.201100254.
- [84] Jen-shih Chang, Hrsg. *Handbook of electrostatic processes*. New York: Dekker, 1995. ISBN: 0824792548.
- [85] Josef von Stackelberg und Manfred Schmoch. *Handbuch Elektrofilter: Physik, Hochspannungsversorgung, Erdung und Auslegung*. Wiesbaden: Vieweg, 2018. ISBN: 9783658200169. URL: <https://ebookcentral.proquest.com/lib/gbv/detail.action?docID=5217727>.
- [86] Bao-Yu Guo, Ai-Bing Yu und Jun Guo. “Numerical modeling of electrostatic precipitation: Effect of Gas temperature”. In: *Journal of Aerosol Science* 77 (2014), S. 102–115. ISSN: 00218502. DOI: 10.1016/j.jaerosci.2014.07.009.
- [87] G. Skodras u. a. “Particulate removal via electrostatic precipitators — CFD simulation”. In: *Fuel Processing Technology* 87.7 (2006), S. 623–631. ISSN: 03783820. DOI: 10.1016/j.fuproc.2006.01.012.
- [88] Karl Strauß, Hrsg. *Kraftwerkstechnik: Zur Nutzung fossiler, nuklearer und regenerativer Energiequellen*. 6. aktualisierte Aufl. VDI-Buch. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. ISBN: 978-3-642-01430-7. DOI: 10.1007/978-3-642-01431-4.
- [89] A. Mizuno. “Electrostatic precipitation”. In: *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation* 7.5 (2000), S. 615–624. ISSN: 10709878. DOI: 10.1109/94.879357.

- [90] Chayasak Ruttanachot, Yutthana Tirawanichakul und Perapong Tekasakul. "Application of Electrostatic Precipitator in Collection of Smoke Aerosol Particles from Wood Combustion". In: *Aerosol and Air Quality Research* 11.1 (2011), S. 90–98. ISSN: 16808584. DOI: 10.4209/aaqr.2010.08.0068.
- [91] Zhang Guoquan Zhao Zhibin. *New model of electrostatic precipitation efficiency accounting for turbulent mixing*. Hrsg. von Journal of Aerosol Science. 1992. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/002185029290048Z>.
- [92] Heinz Brauer, Hrsg. *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik: Band 3: Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abluft und Abgasen*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1996. ISBN: 978-3-642-64820-5. DOI: 10.1007/978-3-642-61397-5.
- [93] Fraunhofer UMSICHT. *Verbundvorhaben: FRESBI: »Optimierung der FRaktionsabscheidegrade Elektrostatischer Staubabscheider beim Einsatz in BIomassefeuerungen«: Schlussbericht*. Hrsg. von Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. 2019.
- [94] Christian Lübbert. *Zur Charakterisierung des gequenchten Zustandes im Elektroabscheider, TU Cottbus Dissertation*. 2011.
- [95] Peter C. Winterhager. *Untersuchung des Rücksprühens an Modell-Elektrofiltern unter besonderer Berücksichtigung der mit dem Rücksprühen verbundenen, kurzzeitigen Stromimpulse*. Bd. 1684. Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, 1966. ISBN: 9783663064701. DOI: 10.1007/978-3-663-07383-3.
- [96] VDI. *VDI 3678 Blatt 1: Elektrofilter*. 2011.
- [97] Europäisches Parlament. *RICHTLINIE (EU) 2015/ 2193 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES - vom 25. November 2015 - zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft*, Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=CELEX:32015L2193> (Accessed on 17.08.20).
- [98] Bundesamz für Justiz. *Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: 4.BImSchV*, Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/TXT/?uri=CELEX:32015L2193> (Accessed on 17.08.20). 2017.

- [99] Bundesamt für Justiz. *Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: 1. BImSchV*, Available online: [https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv\\_12010/1\\_BImSchV.pdf](https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_12010/1_BImSchV.pdf) (Accessed on 17.08.20). 2010.
- [100] Bundesamt für Justiz. *Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: 13. BImSchV*. 2013. URL: [https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv\\_13\\_2013/BJNR102300013.html](https://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_13_2013/BJNR102300013.html).
- [101] Umweltbundesamt. *Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft): TA Luft*. 2002. URL: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/dokumente/taluft\\_stand\\_200207241.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/dokumente/taluft_stand_200207241.pdf).
- [102] Umweltbundesamt. *Anerkannte Messgeräte und Messverfahren*.
- [103] Umweltbundesamt. *Bekanntmachung über die bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen und der Immissionen*. 28.06.2019.
- [104] Verein Deutscher Ingenieure. *Messen von Partikeln - Staubbmessungen in strömenden Gasen: Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung, Düsseldorf, Germany, 2006*.
- [105] Paul Gothe GmbH. *Emission sampling, 2019*. 2019. URL: <https://www.paulgothe.com/WebRoot/Store22/Shops/62307369/MediaGallery/Info-Dt/oustack-combi-kl-heizung-ites-2014.pdf>.
- [106] MRU GmbH. *FSM Manual, 2019*. 2019. URL: [https://www.mru.eu/fileadmin/user\\_upload/files/bedienungsanleitungen-de/62817DE\\_BEDIENUNGSANLEITUNG\\_FSM\\_FEINSTAUBMESSUNG.pdf](https://www.mru.eu/fileadmin/user_upload/files/bedienungsanleitungen-de/62817DE_BEDIENUNGSANLEITUNG_FSM_FEINSTAUBMESSUNG.pdf).
- [107] SICK Engineering GmbH. *Dusthunter SP30: Manual, 2019*. 2019. URL: [https://cdn.sick.com/media/docs/2/82/382/Operating\\_instructions\\_DUSTHUNTER\\_SP30\\_de\\_IM0075382.PDF](https://cdn.sick.com/media/docs/2/82/382/Operating_instructions_DUSTHUNTER_SP30_de_IM0075382.PDF).
- [108] Deutsches Institut für Normung. *DIN EN 15267-3:2008-03: Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 3: Mindestanforderungen und Prüfprozeduren für automatische Messeinrichtungen zur Überwachung von Emissionen aus stationären Quellen: Luftbeschaffenheit - Zertifizierung von automatischen Messeinrichtungen - Teil 3: Mindestanforderungen und Prüfprozeduren für automatische Messeinrichtungen zur Überwachung von Emissionen aus stationären Quellen*. Berlin, 2008. DOI: 10.31030/9872620.

- [109] C. Schmitt. *Manual VARIOluxx, 2019, MRU GmbH*. 2019. URL: [https://www.mru.eu/fileadmin/user\\_upload/files/bedienungsanleitungen-de/9442DE\\_BEDIENUNGSANLEITUNG\\_VARIOluxx.pdf](https://www.mru.eu/fileadmin/user_upload/files/bedienungsanleitungen-de/9442DE_BEDIENUNGSANLEITUNG_VARIOluxx.pdf).
- [110] C. Schmitt. *Manual MGAprime, 2019, MRU GmbH*. 2019. URL: [https://www.mru.eu/fileadmin/user\\_upload/files/bedienungsanleitungen-de/9452DE-PR\\_BEDIENUNGSANLEITUNG\\_MGAprime.pdf](https://www.mru.eu/fileadmin/user_upload/files/bedienungsanleitungen-de/9452DE-PR_BEDIENUNGSANLEITUNG_MGAprime.pdf).
- [111] Delphin Technology AG. *Operation Parameters | Expert Logger*. URL: <https://www.delphin.de/produkte/mess-und-pruefgeraete/expert-logger/technische-daten.html>.
- [112] Verein Deutscher Ingenieure. *Gravimetric determination of dust load: Verein Deutscher Ingenieure*. Düsseldorf, 2008.
- [113] Christian Hill. *Learning scientific programming with Python*. Cambridge: Cambridge University Press, 2015. ISBN: 9781107428225. DOI: 10.1017/CB09781139871754.
- [114] Alan Beaulieu. *Learning SQL*. Safari Books Online. Sebastopol, Calif.: O'Reilly Media, 2005. ISBN: 0596007272. URL: <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10758914>.
- [115] Walther Deutsch. "Bewegung und Ladung der Elektrizitätsträger im Zylinderkondensator". In: *Annalen der Physik* 373 (1922), S. 335–344.
- [116] Gene Cooperman. "A unified efficiency theory for electrostatic precipitators". In: 2, p. 277 - 285 (1984). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/000469818490101X>.
- [117] S. Matts und P. O. Öhnfeldt. "Efficient Gas Cleaning with SF Electrostatic Precipitators". In: *Fläkten* 163 (), S. 93–110.
- [118] Michael Kraxner. *Empirische Ermittlung von Auslegungskriterien für Gleichstromzyklone in Multizyklonblöcken*. 2012.
- [119] Matthias Gaderer. *Strom-Spannungs-Kennlinie zum Nachweis der Verfügbarkeit von elektrostatischen Staubabscheidern*. Straubing, 14.03.2017. URL: [-https://www.dbfz.de/fileadmin/user\\_upload/Flyer\\_DBFZ/Events/20170308\\_Abscheider.pdf](https://www.dbfz.de/fileadmin/user_upload/Flyer_DBFZ/Events/20170308_Abscheider.pdf).
- [120] Carl-Uwe Böttner. *Über den Einfluss der elektrostatischen Feldkraft auf turbulente Zweiphasenströmungen: Dissertation*. 2002. URL: <https://sundoc.bibliothek.uni-halle.de/diss-online/02/03H036/t6.pdf>.
- [121] QM Holzheizwerke Holzenergie Schweiz. *FAQ38*. 2016.



- [122] Bosch. *Planare Breitband Lambdasonde: Technische Kundenunterlagen*. 2001.
- [123] Sergiy Lebedynskyy. *Energieeffiziente Abscheidung von hochkonzentrierten flüssigen Aerosolen mit einem Autogenen Raumladungsgetriebenen Abscheider: Dissertation*. Cottbus-Senftenberg, 2013.
- [124] Robin Nyström u. a. “Influence of Wood Species and Burning Conditions on Particle Emission Characteristics in a Residential Wood Stove”. In: *Energy & Fuels* 31.5 (2017), S. 5514–5524. ISSN: 0887-0624. DOI: 10.1021/acs.energyfuels.6b02751.
- [125] Bundesamz für Justiz. *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen*. 2012. URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/krwg/index.html>.
- [126] Bundesamz für Justiz. *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln: DüMV*. 2012. URL: [https://www.gesetze-im-internet.de/d\\_mv\\_2012/D%C3%BCMV.pdf](https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/D%C3%BCMV.pdf).

# A Anhang: Messprotokolle

## A.1 Anlage 1

Hier sind die verschiedenen Messzeiträume, die Kalibrierkurven und die Ergebnisse der gravimetrischen Messungen zusammengefasst.

Der Kalibriervorgang wurde so ausgeführt, dass gravimetrische Messungen durchgeführt wurden während die Signale der beiden Streulichtmessgeräte vor (SP100) und nach (SP30) aufgenommen wurden. Die Ausgaben waren 4 – 20 mA Signale. Die Signale wurden über den Zeitraum der gravimetrischen Messung gemittelt. Dann wurde der Offset abgezogen. Der Offset ergab sich aus dem aufgenommenen Minimalwert im Bereich um 4 mA. Den daraus resultierenden mA-Signalen wurden dann die Messwerte ohne Unsicherheit und bezogen auf 6 % Sauerstoffgehalt zugeordnet. Daraus wurde eine lineare Kalibrierkurve erstellt.

Messzeitraum	Datum	Start	Ende
1	08.01.2019	15:38 Uhr	20:08 Uhr
2	28.01.2019	16:36 Uhr	19:56 Uhr

Tabelle A.1: Messzeiträume für Anlage 1

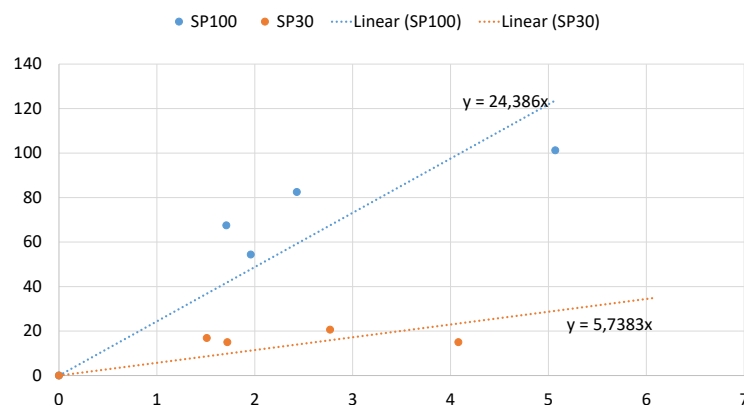


Abbildung A.1: Kalibrierkurve bei Anlage 1

SP100			SP30		
mA	mg	6 %	mA	mg	6 %
1,71	36	67,5	1,51	9	16,875
5,07	54	101,25	4,08	8	15
2,43	44	82,5	2,77	11	20,625
1,96	29	54,375	1,72	8	15

Tabelle A.2: Gravimetrische Messwerte bei Anlage 1

## A.2 Anlage 2

Messzeitraum	Datum	Start	Ende
1	18.06.2019	11:56 Uhr	17:45 Uhr
2	10.09.2019	11:31 Uhr	17:03 Uhr

Tabelle A.3: Messzeiträume für Anlage 2

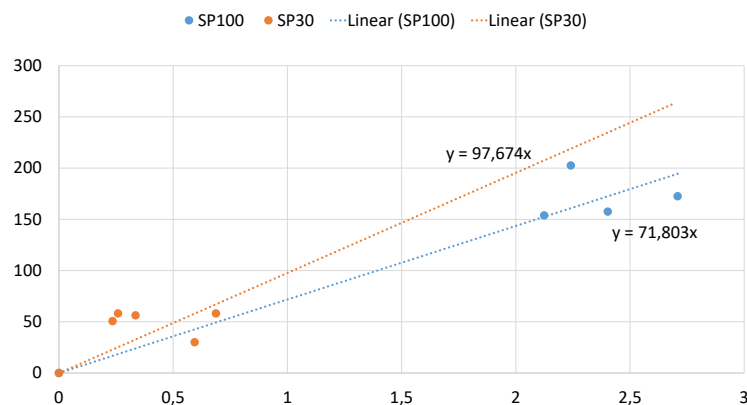


Abbildung A.2: Kalibrierkurve bei Anlage 2

SP100			SP30		
mA	mg	6 %	mA	mg	6 %
2,12	82	153,75	0,69	31	58,125
2,24	108	202,5	0,34	30	56,25
2,40	84	157,5	0,235	27	50,627
2,71	92	172,5	0,26	31	58,125
			0,59	16	30

Tabelle A.4: Gravimetrische Messwerte bei Anlage 2

## A.3 Anlage 3

Messzeitraum	Datum	Start	Ende
1	03.04.2019	09:08 Uhr	10:18 Uhr
2	01.04.2019	15:30 Uhr	17:30 Uhr

Tabelle A.5: Messzeiträume für Anlage 3

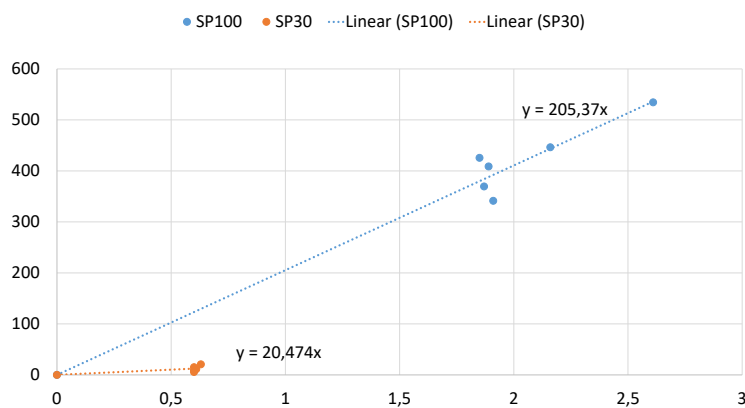


Abbildung A.3: Kalibrierkurve bei Anlage 3

SP100			SP30		
mA	mg	6 %	mA	mg	6 %
1,91	182	341,25	0,6	3	5,625
1,87	197	369,375	0,61	6	11,25
1,89	218	408,75	0,6	8	15
1,85	227	425,625	0,63	11	20,625
2,16	285	534,375	0,6	5	9,375
2,16	238	446,25			

Tabelle A.6: Gravimetrische Messwerte bei Anlage 3

## A.4 Anlage 4

Messzeitraum	Datum, Start	Datum, Ende
1	12.05.2020, 12:08 Uhr	13.05.2020, 12:50 Uhr

Tabelle A.7: Messzeiträume für Anlage 4

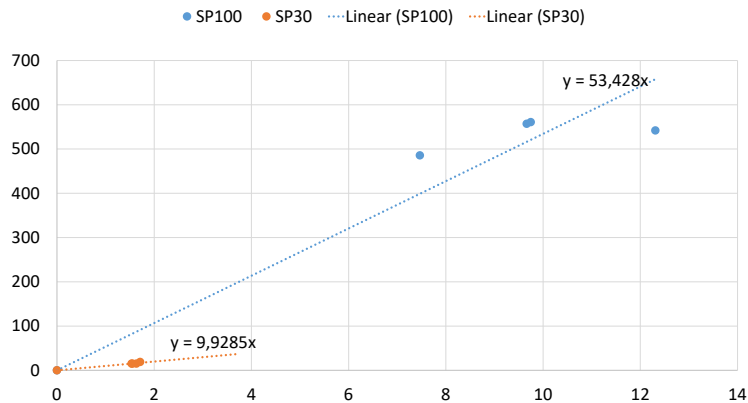


Abbildung A.4: Kalibrierkurve bei Anlage 4

SP100			SP30		
mA	mg	6 %	mA	mg	6 %
12,31	289	541,875	1,63	8	15
9,67	297	556,875	1,54	8	15
9,75	299	560,625	1,55	8	15
7,47	259	485,625	1,71	10	18,75

Tabelle A.8: Gravimetrische Messwerte bei Anlage 4

## B Anhang: Nennwerte für Strom und Spannung

Anlage	Nennspannung in kV	Nennstrom in mA
1	30	3
1	40	35
1	50	20
1	40	30

Tabelle B.1: Nennspannungen und -ströme der Anlagen während der Messzeiträume







# C Anhang: Python Skripte

```
# -*- coding: utf-8 -*-
"""
Created on Tue Aug 20 15:12:54 2019

@author: Bastian Alt
"""

from tkinter import filedialog as tk
import openpyxl as pyxl
import statistics as stat
import matplotlib.pyplot as plt
import numpy as np
from matplotlib.ticker import MaxNLocator

def HSM():
    #Ermittlung von Halbstundenmittelwerte
    #mit Bezug auf den Grenzwert

    fileDir = tk.askopenfilename()

    wb = pyxl.load_workbook(fileDir)
    print(wb.sheetnames)

    sheetNumber = int(input('Nummer des Arbeitsblatts:'))
    dataStartLetter = input('Datenbeginn in Spalte:')
    dataStartNumber = int(input('Datenbeginn in Zeile:'))
    dataO2 = int(input('Sauerstoffbezug der Daten:'))
    limitValue = int(input('Grenzwert:'))
    limitO2 = int(input('Sauerstoffbezug des Grenzwertes:'))

    data = wb[wb.sheetnames[sheetNumber]]
    dataList = []
    meanList = []
    count = 0
    meanCount = 0
    breaker = 0
    limitCount = 0

    while breaker == 0:
        for i in range(0,30):
            tempData = 0
            count = dataStartNumber + 30 * meanCount + i
            countStr = dataStartLetter + str(count)
            if data[str(dataStartLetter + str(count + 30))].value == None:
                breaker = 1
                break
```

---

```

        else:
            tempData = (21 - limitO2)/(21 - dataO2) * float(data[countStr].value)
            dataList.append(tempData)
        print(dataList)
        meanList.append(sum(dataList)/len(dataList))
        if stat.mean(dataList) >= limitValue:
            limitCount += 1
            meanCount += 1
            dataList = []

    print(meanList)

    fig, ax = plt.subplots()
    ax.yaxis.set_major_locator(MaxNLocator(integer=True))
    n, bins, patches = ax.hist(meanList, 30, color = 'cornflowerblue')

    ax.set_xlabel('Werte')
    ax.set_ylabel('Häufigkeit', rotation = 0, labelpad=35)
    ax.set_title(r'Werte: ' + str(meanCount) + ' ' + r'Überschreitungen: ' + str(limitCount))
    ax.axvline(x=limitValue, color='darkorange', linewidth=2)

    fig.tight_layout()
    plt.show()

def cycleCounter():
    # Zählen der Takte

    global count
    global cycleCount
    global hitCount
    global cycleData
    global hitList
    global totalTime
    global trueONlist

    count = 0
    hitCount = 0
    cycleCount = 0
    delta = 30
    cycleData = []
    trueONlist = []

    for i in data:
        cycleData.append(i[6])

```

```
lastValue = cycleData[0]
hitList = [[], []]      # Kodierung: keine Änderung 0; Anschalten 1, Ausschalten 2
tempCount = 0
totalTime = 0
ON = False
if 0 not in cycleData[0:30]:
    ON = True

for value in cycleData:
    if ON:
        tempCount += 1
        trueONlist.append(1)
    else:
        trueONlist.append(0)

    if value == None:
        break
    else:
        if value == 1 and lastValue == 0:
            hitCount += 1
            if lastValue in cycleData[count:count+delta] or None in
cycleData[count:count+delta] or ON == True:
                hitList[0].append(0)
            else:
                hitList[0].append(1)
                cycleCount += 1
                ON = True

        if value == 0 and lastValue == 1:
            hitCount += 1
            if lastValue in cycleData[count:count+delta] or None in
cycleData[count:count+delta] or ON == False:
                hitList[0].append(0)
            else:
                hitList[0].append(2)
                hitList[1].append(tempCount)
                totalTime += tempCount
                ON = False
                tempCount = 0

        if value == lastValue:
            hitList[0].append(0)

lastValue = value
```

---

```

        count += 1

    if ON:
        hitList[1].append(tempCount)
        totalTime += tempCount
        cycleCount += 1

    print('Zeilen:' + str(count))
    print('Änderungen:' + str(hitCount))
    print('Zyklen:' + str(cycleCount))
    print('Zyklendauer:')
    print(hitList[1])
    print('Laufzeit in %:' + str(totalTime/count))

def getESPavail():                                     #Ermittlung der Verfügbarkeit

    FUldata = []
    etaList = []

    global thresCount

    Uthres = 15
    lthres = 0.6
    limitEta = 0.8
    eta = 0
    limitEtaCount = 0
    thresCount = 0
    a = 0

    k = 0.05

    for i in data:
        FUldata.append((i[6], i[4], i[5]))

    for value in FUldata:
        if None in value:
            break
        elif type(value[1]) != str and trueONlist[a] == 1:
            eta = 1 - np.exp(- k * int(value[1]) * int(value[2]))
            etaList.append(eta)
            if eta >= limitEta:
                limitEtaCount += 1

        if value[1] >= Uthres and value[2] >= lthres:

```

```
        thresCount += 1
    a += 1

print('Verfügbarkeit nach eta > 80 %:' + str(limitEtaCount/totalTime))
print('Verfügbarkeit nach Schwellenwerten:' + str(thresCount/totalTime))

def minToHalfMin():                                     # Erweitern von Minuten- zu 30s-Daten

    fileDir = tk.askopenfilename()

    wb = pyxl.load_workbook(fileDir)
    print(wb.sheetnames)

    sheetNumber = int(input('Nummer des Arbeitsblatts:'))
    dataStartLetter = input('Datenbeginn in Spalte:')
    dataGoalLetter = input('Daten schreiben in Zeile:')

    data = wb[wb.sheetnames[sheetNumber]]
    dataList = []
    meanList = []
    meanCount = 0
    breaker = 0
    i = 0
    startNumber = 2

    while breaker == 0:

        dataStrOld = dataStartLetter + str(startNumber + i)
        print(dataStrOld)
        dataStrNew1 = dataGoalLetter + str(startNumber + 2 * i)
        dataStrNew2 = dataGoalLetter + str(startNumber + 2 * i + 1)
        print(data[dataStrOld].value)
        if data[dataStrOld].value == None:
            breaker = 1
            break
        else:
            data[dataStrNew1] = data[dataStrOld].value
            data[dataStrNew2] = data[dataStrOld].value
            print(data[dataStrNew2].value)

        i += 1

    wb.save(fileDir)
```

---

```

def VSM():
    #Ermittlung von Viertelstundenmittelwerten

    fileDir = tk.askopenfilename()

    wb = pyxl.load_workbook(fileDir)
    print(wb.sheetnames)

    sheetNumber = int(input('Nummer des Arbeitsblatts:'))
    dataStartLetter = input('Datenbeginn in Spalte:')
    dataStartNumber = int(input('Datenbeginn in Zeile:'))

    data = wb[wb.sheetnames[sheetNumber]]
    dataList = []
    mean = 0
    count = 0
    meanCount = 0
    breaker = 0
    limitCount = 0

    while breaker == 0:
        for i in range (0,15):
            tempData = 0
            count = dataStartNumber + 15 * meanCount + i
            countStr = dataStartLetter + str(count)
            if data[str(dataStartLetter + str(count + 15))].value == None:
                breaker = 1
                break
            else:
                tempData = float(data[countStr].value)
                dataList.append(tempData)

    print(sum(dataList)/len(dataList))
    meanCount += 1
    dataList = []

```