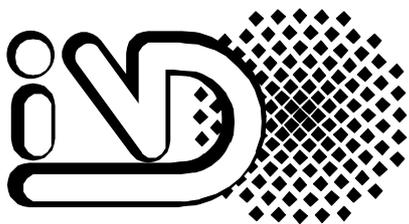
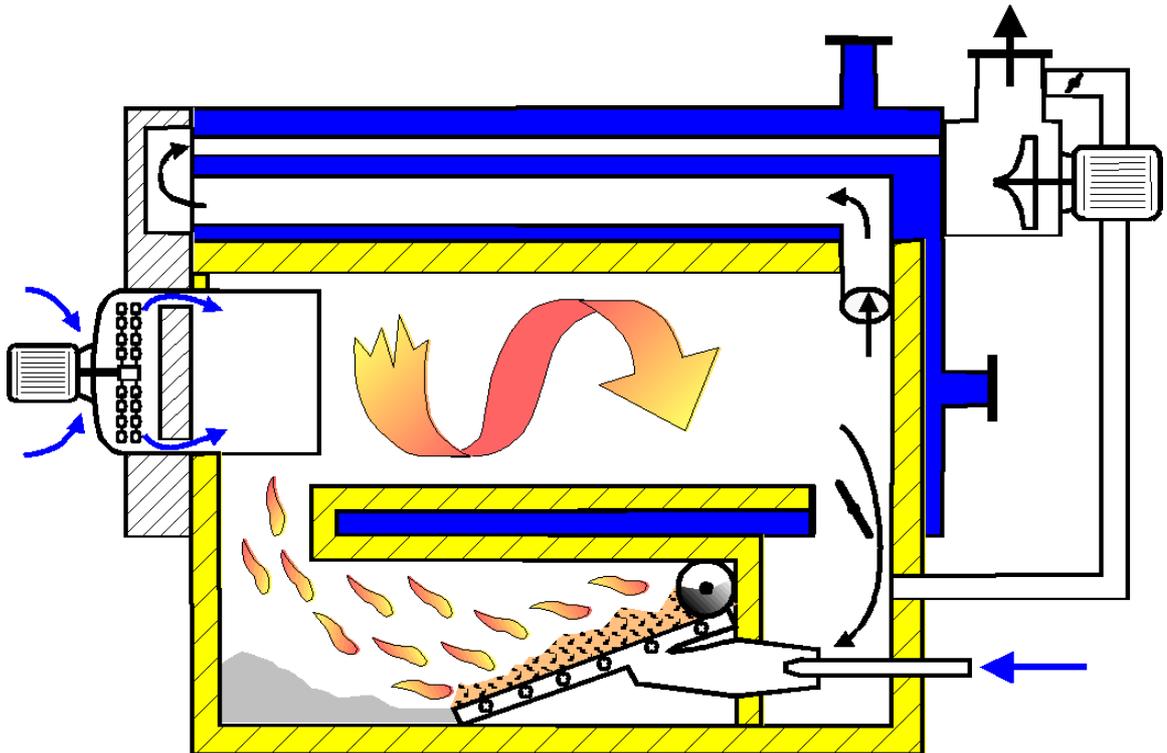


Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung bei der Holzverbrennung in gewerblichen Feuerungsanlagen



Universität Stuttgart
Institut für Verfahrenstechnik
und Dampfkesselwesen
- Abteilung Reinhaltung der Luft -

Bericht Nr.50 - 2002

ISBN 3-928123-49-1

Im Selbstverlag des Institutes für
Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen
der Universität Stuttgart
(Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart)
erschienen.

Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung bei der Holzverbrennung in gewerblichen Feuerungsanlagen

Von der Fakultät Energietechnik der Universität Stuttgart zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Dipl.-Ing. Ulrich Zuberbühler

aus Weissach

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. Günter Baumbach

Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. Helmut Seifert

Tag der mündlichen Prüfung: 24.07.2002

Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen IVD

Abteilung Reinhaltung der Luft

Universität Stuttgart

2002

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Ausgangssituation.....	1
1.2	Aufgabenstellung.....	2
2	Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen	4
2.1	Manuell beschickte Stückholzfeuerungen	4
2.2	Mechanisch beschickte Feuerungen	5
2.2.1	Unterschubfeuerung.....	5
2.2.2	Rostfeuerungen	6
2.2.3	Einblasfeuerungen	7
2.3	Vorgänge bei der Holzverbrennung	8
2.4	Emissionen bei der Holzverbrennung.....	9
2.5	Tabellarische Darstellung der Abgasemissionen.....	11
2.5.1	Einfluss der Betriebsweise von Feuerungsanlagen auf die Emissionen.....	12
2.6	Notwendigkeiten zur Emissionsminderung.....	16
3	Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung	18
3.1	Partikel.....	18
3.1.1	Entstehung und Zusammensetzung	18
3.1.2	Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen.....	20
3.2	Stickstoffoxid-Emissionen.....	22
3.2.1	Bildung von NO _x beim Verbrennungsprozess.....	23
3.2.2	Maßnahmen zur NO _x -Minderung	25
3.3	Polychlorierte Dibenzodioxin und -furanemissionen	27
3.4	Auswirkungen unterstöchiometrischer Bedingungen im Bereich der Brennstoffschüttung auf den Verbrennungsprozess	32
3.5	Folgerungen und Untersuchungsschwerpunkte.....	34
4	Versuchskonzept.....	36
4.1	Untersuchte Feuerungskonzepte	37
4.1.1	Unterschubfeuerung Typ A	37
4.1.2	Feuerungskonzept (Typ B) mit Partikelabscheidung im Feuerraum.....	38
4.1.3	Feuerungskonzept (Typ C & D) mit feuerungsseitiger NO _x -Reduktionszone	39
4.1.4	Feuerungskonzept Typ E Primärluftzuführung mittels Injektor und Abgasrückführung	40
4.2	Aufbau des Versuchsstandes	41
4.3	Messtechnik.....	42

4.3.1	Kontinuierlich gemessene Größen.....	43
4.3.2	Diskontinuierlich gemessene Größen.....	45
4.3.3	Qualität der Messergebnisse.....	48
5	Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen.....	54
5.1	CO-Konzentrationen zur Beurteilung der Ausbrandqualität.....	55
5.2	Vergleich der Partikelmasse und –Größenverteilung im Abgas mit Abscheidern und bei feuerungsseitigen Minderungsmaßnahmen.....	57
5.2.1	Gesamtpartikel-Emissionen.....	57
5.2.2	Partikel-Größenverteilung.....	62
5.3	Vergleich der NO _x -Minderung bei den verschiedenen Feuerungskonzepten.....	67
5.4	Polychlorierte Dibenzodioxine und –furane (PCDD/F).....	70
6	Simulation der Vorgänge im Feuerraum.....	74
6.1	Das Simulationsprogramm AIOLOS.....	76
6.1.1	Strömungssimulation.....	76
6.1.2	Behandlung der Feststoffverbrennung.....	76
6.2	Beschreibung der Feuerraumgeometrie.....	77
6.3	Berechnete Verteilungen im Feuerraum.....	79
6.3.1	Ergebnisse der Simulation der Primärbrennkammer.....	80
6.3.2	Notwendige Bedingungen zur feuerungsseitigen NO _x -Minderung.....	85
6.3.3	Ergebnisse der Simulation der Sekundärbrennkammer.....	87
7	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	92
8	Literatur.....	97
9	Anhang.....	104
	Anhang A: Brennstoffdaten.....	104
	Anhang B: Heizwert von holzartigen Brennstoffen.....	105
	Anhang C: Ascheverhalten.....	106
	Anhang D: Bilanzierung der Stoffströme mittels Näherungsgleichungen.....	107
	Anhang E: Verfahrenskenngrößen zur Qualität von Messergebnissen.....	111

Abkürzungen und Indices

Abkürzungen	Bedeutung
CFD	Computational Fluid Dynamics (Model)
Cl	Chlor
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
CK	Chrom-Kupfer
CKA	Chrom-Kupfer-Arsen
CKB	Chrom-Kupfer-Bor
CKF	Chrom –Kupfer-Fluor
Cu	Kupfer
F	Mischungsverhältnis der Gase im Feuerraum
FWL	Feuerungswärmeleistung
HCl	Salzsäure
HSM	Holzschutzmittel
Hu	Unterer Heizwert
λ	Luftüberschusszahl
\dot{m}_{Gas}	Gasmassenstrom
MVA	Müllverbrennungsanlage
η	Wirkungsgrad
N	Stickstoff
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickstoffoxide (als NO ₂ Äquivalent)
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCP	Pentachlorphenol
PM	Particulate Matter
PVC	Polyvinylchlorid
\dot{q}	Spezifischer Wärmestrom
\dot{Q}	Wärmestrom
SP	Spanplatten
TOC	Total Organic Compounds
TS	Trockensubstanz
u	Brennstofffeuchte (bezogen auf die Masse des trockenen Holzes)
V	Volumen
\dot{V}	Volumenstrom
w	Wassergehalt im Brennstoff (bezogen auf die Gesamtmasse)
Indices	Bedeutung
atro	Absolut trocken (entspricht wasserfrei)
f	feucht
tr	trocken
waf	wasser-aschefrei
wf	wasserfrei

Kurzfassung

Gegenwärtig werden in gewerblichen Holzfeuerungsanlagen beim Verbrennen von naturbelassenem Holz NO_x -Werte $< 200 \text{ mg/m}^3$ und Partikelkonzentrationen $< 50 \text{ mg/m}^3$ erreicht. Mit Brennstoffen aus der Holzwerkstoffbearbeitung, wie sie insbesondere in holzbe- und -verarbeitenden Betrieben anfallen, können die NO_x -Konzentrationen bis zu 1000 mg/m^3 und die Partikelkonzentrationen bis zu 500 mg/m^3 erreichen. In dieser Arbeit wurde ein neues Feuerungskonzept zur Verbesserung des Partikelausbrandes und der gleichzeitigen feuerungsseitigen NO_x -Minderung entwickelt und getestet. Ausgehend vom Stand der Technik, einer modernen λ - und temperaturgeregelten Unterschubfeuerung, wurde zunächst durch einen räumlich geteilten Feuerraum eine gestufte Verbrennung realisiert. Die Ausbrandzone dieser zweistufigen Feuerung wurde dabei so gestaltet, dass sie aufgrund der dortigen Strömungsführung gleichzeitig als Partikelabscheider wirkt. D.h. grobe Partikel werden im heißen Teil des Feuerraumes abgeschieden und können dort ausgebrannt werden. In einem weiteren Schritt wurde der Primärteil des Feuerraumes durch Vergrößerung und Gasrückführung dahingehend umgestaltet, dass die notwendigen Bedingungen zur feuerungsseitigen NO_x -Minderung erfüllt wurden. Beim Test des entwickelten Feuerungskonzeptes wurde im kontinuierlichen Lastbetrieb mit beschichteten Spanplatten (N-Gehalt 4,3 %) eine mittlere NO_x -Konzentration von ca. 450 mg/m^3 gemessen, was gegenüber einer konventionellen Unterschubfeuerung eine NO_x -Minderung um ca. 40 % darstellt. Die mittlere CO-Konzentration betrug 30 mg/m^3 und die Partikelkonzentrationen lagen ohne nachgeschalteten Staubabscheider deutlich unter 50 mg/m^3 . Grundsätzlich können durch feuerungsseitige Maßnahmen die Emissionen bei der Verbrennung, besonders bei schwierigen Brennstoffen, gegenüber konventioneller Technik deutlich vermindert werden. Die Wirksamkeit feuerungsseitiger Maßnahmen hängt entscheidend von den dafür notwendigen Bedingungen im Feuerraum ab, woraus sich erhöhte Anforderungen an Mess- und Regeltechnik der Feuerung, aber auch an die Homogenität des Brennstoffes ergeben. Die mathematische Simulation der Verbrennungsvorgänge im Primär- und Sekundärteil des Feuerraumes lieferte ein komplexes Bild über die charakteristischen Größen, wie z.B. Temperatur, Luftzahl, Verweilzeit und Konzentrationen an jedem Ort des Feuerraumes. Dadurch wird es zukünftig möglich, Feuerraumgeometrien und Einstellungen, wie z.B. Brennstoff- und Luftmengen sowie die Luftverteilung, so zu optimieren, dass eine maximale feuerungsseitige Emissionsminderung erzielt werden kann.

Abstract

The combustion of natural wood chips in current automatic firing systems leads to emissions of $\text{NO}_x < 200 \text{ mg/m}^3$ and Particulate Matter (PM) $< 50 \text{ mg/m}^3$. During the combustion of chipboard residues NO_x emissions can reach 1000 mg/m^3 and PM 500 mg/m^3 , as they accrue particularly at furniture industry and carpenters. To achieve better particle burnout and lower NO_x concentrations a new firing concept has been developed and tested. State of the art in the area of commercial wood firings was the λ - and temperature controlled underfeed firing. Based on this firing type, a stage combustion was realized by a separation of the furnace in primary and secondary combustion chamber. Within the first step of development the burnout zone was optimised to improve particle burnout with simultaneous particle separation. Secondary air supply was made with a special fan to produce a swirl flow inside the cylindrical combustion chamber. Similar as in a cyclone particles were carried in a reverse flow to the furnace wall where is sufficient time for burnout. The good mixing performance of air and combustion gases is another benefit of the produced swirl flow. The aim of further development was to achieve the necessary conditions for primary NO_x reduction with a new design of the primary zone of the furnace. Therefore hot gas from the end of combustion chamber or exhaust gas was recirculated to reduce the amount of primary air. The new primary zone of the combustion chamber was combined with the well working burnout zone with integrated particle separation. The combustion behaviour of this combined furnace was investigated and optimised on a test stand. During continuous combustion of coated chipboards (fuel N-content 4,3 %) NO_x concentrations of 450 mg/m^3 were measured, which correspond to a 40 % reduction in comparison with a common underfed firing. CO concentrations of 30 mg/m^3 were on a very low level and particle concentrations were lower than 50 mg/m^3 without additional precipitation. The test results showed that primary emission reduction depends strictly on the combustion conditions in the furnace. That requires high standards on measuring and control technology as well as on homogeneity of the fuel. Numerical simulations of the combustion process in the primary and secondary part of the furnace were used to provide a complex view of important parameters as temperature, residence time, velocity and oxygen concentration at any position in the furnace. The results showed that numerical simulation is a powerful instrument for furnace design and construction. Further numerical simulation enable the optimisation of combustion parameter setting to achieve maximal primary emission reduction.

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Der Ersatz der fossilen Brennstoffe Erdgas, Erdöl und Kohle durch regenerative, CO₂-neutrale Holzbrennstoffe leistet einen wesentlichen Beitrag zur CO₂-Minderung mit noch erheblichen Potenzialen in Deutschland und Europa. Sollen die vorhandenen Substitutionspotenziale voll ausgeschöpft werden, müssen neben den naturbelassenen Hölzern aus der Forstwirtschaft und der Landschaftspflege auch die Resthölzer aus der Holzbe- und -verarbeitung sowie Altholz verstärkt zur Energieerzeugung genutzt werden. Um dabei die Emissionsbelastung möglichst gering zu halten, müssen bei der Verbrennung die sehr unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften der Brennstoffe aus den verschiedenen Branchen berücksichtigt werden (MARUTZKY & STRECKER 1998). Während es sich bei "naturbelassenen Hackschnitzeln" aus der Forstwirtschaft und Landschaftspflege meist um sehr feuchte Brennstoffe handelt, sind die Brennstoffe aus der Holzbe- und -verarbeitung in der Regel trocken. Je nach den verarbeiteten Holzwerkstoffen, z.B. Span- und Faserplatten, und den eingesetzten Bearbeitungsverfahren enthält der Brennstoff einen hohen Feinanteil (z.B. Schleifstaub) sowie einen hohen Stickstoffgehalt (MARUTZKY & SEEGER 1999), woraus sich spezielle Anforderungen an die Verbrennungstechnik ergeben. Beim Verbrennen von naturbelassenem Holz werden in derzeit üblichen Feuerungsanlagen NO_x-Werte < 200 mg/m³ und Partikelkonzentrationen < 50 mg/m³ erreicht. Beim Verbrennen von Spanplattenresten können die NO_x-Konzentrationen bis zu 1000 mg/m³ und die Partikelkonzentrationen bis zu 500 mg/m³ betragen. Nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen (kleiner 1 MW) müssen entsprechend ihrer Feuerungswärmeleistung und dem eingesetzten Brennstoff Abgasgrenzwerte für Kohlenmonoxid und Staub einhalten. Bislang mussten diese Feuerungsanlagen im Gegensatz genehmigungsbedürftigen Anlagen (größer 1 MW) noch keinen NO_x-Grenzwert einhalten. Durch die Realisierung feuerungsseitiger Emissionsminderungsmaßnahmen können die Emissionen wesentlich vermindert werden, so dass in den meisten Fällen die Emissionsgrenzwerte ohne zusätzliche Sekundärmaßnahmen einzuhalten sind.

Die in Deutschland geltenden Emissionsgrenzwerte für Staub beziehen sich auf Gesamtstaubwerte, bezüglich der Emission einzelner Partikelgrößenfraktionen gibt es bislang keine Beschränkungen. In der EU-Richtlinie 1999/30/EG für Außenluft sind erstmalig Grenzwerte für Schwebstaub < PM₁₀ (PM = Particulate Matter) angegeben. Da Holzfeuerungen wie alle Feststofffeuerungen als relevante Feinstaubquelle für die Außenluft in Betracht kommen, müssen bei einer zukünftig verstärkten thermischen Nutzung der vorhandenen Holzpotenziale Maßnahmen zur Emissionsminderung realisiert werden.

1 Einleitung

Grundsätzlich können zur Emissionsminderung bei der Holzverbrennung mehrere Strategien verfolgt werden. Da sich die physikalischen Brennstoffeigenschaften von Holz je nach Art, Aufbereitung und Alter sehr stark unterscheiden, können nicht alle Brennstoffe in jeder Feuerungsanlage verbrannt werden. Entweder werden die verfügbaren Hölzer zu Brennstoffen mit definierten Eigenschaften aufbereitet, die dann in Feuerungsanlagen mit relativ einfacher Technik verbrannt werden können, oder die Feuerungsanlagen müssen so konzipiert sein, dass sie auf wechselnde Brennstoffeigenschaften reagieren können und durch evtl. nachgeschaltete Abgasreinigungsmaßnahmen den Einsatz eines breiteren Brennstoffbandes erlauben. Im Bereich der holzbe- und -verarbeitenden Industrie treten in der Regel keine sonderlich großen Schwankungen im eingesetzten Brennstoffsoriment auf, solange kein Brennstoff zugekauft wird oder keine größeren Produktionsumstellungen erfolgen. Dort besteht jedoch das Problem, das mit zunehmender Verarbeitung von Holzwerkstoffen, die Brennstoffe immer feinkörniger werden und einen hohen Stickstoffgehalt aufweisen.

Im Bereich der Anlagentechnik wird zwischen feuerungsseitigen (primären) und abgasseitigen (sekundären) Emissionsminderungsmaßnahmen unterschieden. Schwerpunkt dieser Arbeit sind die feuerungsseitigen Maßnahmen, da im Bereich der gewerblichen Feuerungen sekundäre Abgasreinigungsmaßnahmen, die über die üblichen Trägheitsabscheider hinaus gehen, zu einer erheblichen Erhöhung der Anlagen- und Betriebskosten führen würden. Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten stellen sich feuerungsseitige Maßnahmen in der Regel ökonomischer dar.

Die schwierige Entsorgungssituation von Rest- und Abfallhölzern aus der holzbe- und holzverarbeitenden Industrie sowie aus dem Recyclingbereich, die bestehende Unsicherheit bei der Einteilung und Kontrolle der eingesetzten Brennstoffe und nicht zuletzt die zahlreichen Beschwerden über Emissionsbelästigungen an bestehenden Anlagen waren die Beweggründe für die bislang am Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) im Bereich der gewerblichen und industriellen Holzfeuerungen durchgeführten Forschungsarbeiten (BAUMBACH et al. 1997, ZUBERBÜHLER & BAUMBACH 1997) die im Rahmen dieser Arbeit ihre Fortsetzung fanden.

1.2 Aufgabenstellung

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines praxistauglichen Feuerungskonzeptes für zunehmend feinere Brennstoffe mit einem hohen Stickstoffgehalt aus der Holzbe- und -verarbeitung. Die bislang verwendete Feuerungstechnik soll den Anforderungen des veränderten Brennstoffs angepasst werden. Basierend auf den Grundlagen der Holzverbrennung und dem Stand der Technik gebräuchlicher Feuerungen sollen Konzepte zur feuerungsseitigen Emissionsminderung entwickelt und erprobt werden. Dabei sollen außer den Produkten unvollständiger Verbrennung, wie

z.B. Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffe, besonders die Emissionen von Stickstoffoxiden und Partikeln minimiert werden.

Bevor auf die Entwicklung der Feuerungskonzepte eingegangen wird, erfolgt ein Überblick über die Grundlagen bei der Holzverbrennung, die Bauarten von Holzfeuerungen im gewerblichen Bereich und deren Betriebsweise.

Im Rahmen der Konzeptentwicklung sollen feuerungsseitige Maßnahmen, die z.B. bei Öl- und Gasfeuerungen bereits angewendet werden und zum Teil bei Holzfeuerungen schon untersucht wurden, beschrieben und soweit Analogien bestehen, auf die Holzverbrennung übertragen werden. Ergänzend dazu sollen die Vorgänge im Feuerraum mathematisch simuliert und visualisiert werden, was ebenfalls in die Entwicklung mit einbezogen werden soll. Das Emissionsverhalten der verschiedenen bisherigen und der weiterentwickelten Feuerungskonzepte soll in Abhängigkeit von verschiedenen Betriebsparametern untersucht und mit den Emissionen bestehender Feuerungen verglichen werden. Die gemessenen charakteristischen Betriebsgrößen sollen als Randbedingungen bei der Simulation dienen.

In **Abbildung 1.1** sind Schwerpunkte, Vorgehensweise und Ziele der Arbeit in komprimierter Form zusammengestellt. Die Vorgehensweise und die Vernetzung der geplanten Arbeitsschritte sind im dargestellten Schema anhand von Pfeilen angedeutet.

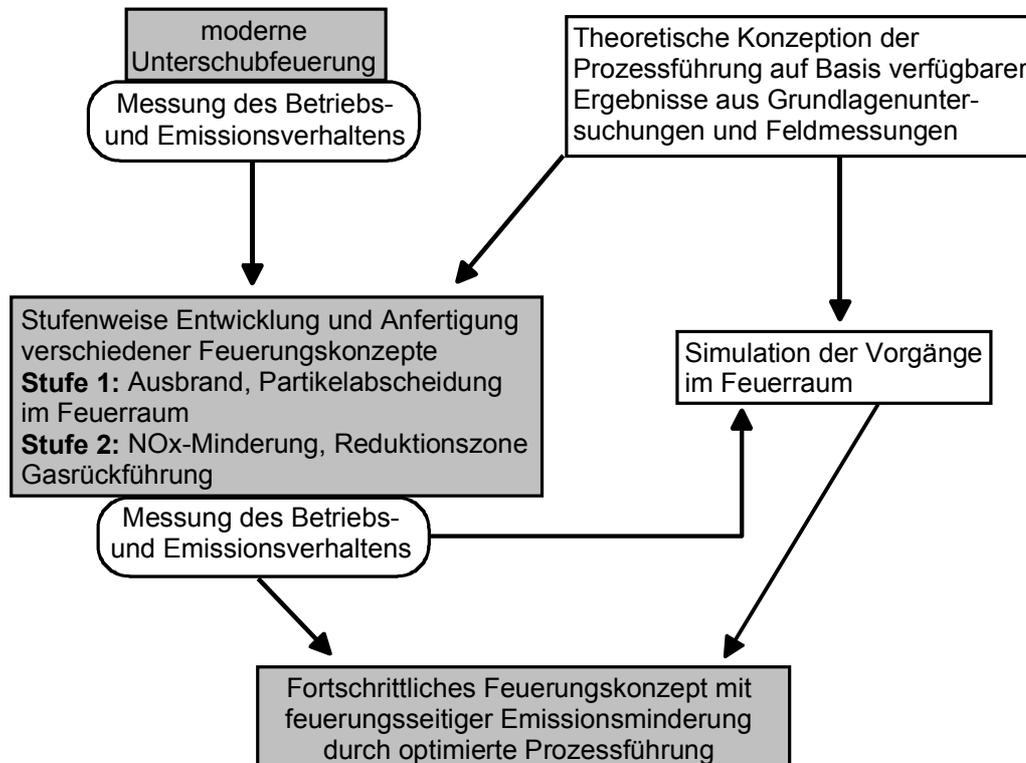


Abbildung 1.1: Schematische Darstellung der Arbeitsschritte, Schwerpunkte und Ziele der Arbeit mit angedeuteter Vorgehensweise (*grau* Anlagen, *weiß* Konzeption)

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

2.1 Manuell beschickte Stückholzfeuerungen

Im Anlagenbestand des Holzverarbeitenden Gewerbes sind in Baden-Württemberg noch zahlreiche manuell beschickte Stückholzfeuerungen installiert (BAUMBACH et al. 1997). Gewerbliche Stückholzfeuerungen werden im Leistungsbereich von 20 –150 kW eingesetzt und sind meist als Warmluftöfen oder Zentralheizungskessel ausgeführt, wie sie in **Abbildung 2.1** skizziert sind. In diesem Leistungsbereich sind auch Kombikessel vertreten, die sowohl manuell mit Stückholz als auch mechanisch mit zerkleinertem Brennstoff aus einem Silo beschickt werden können.

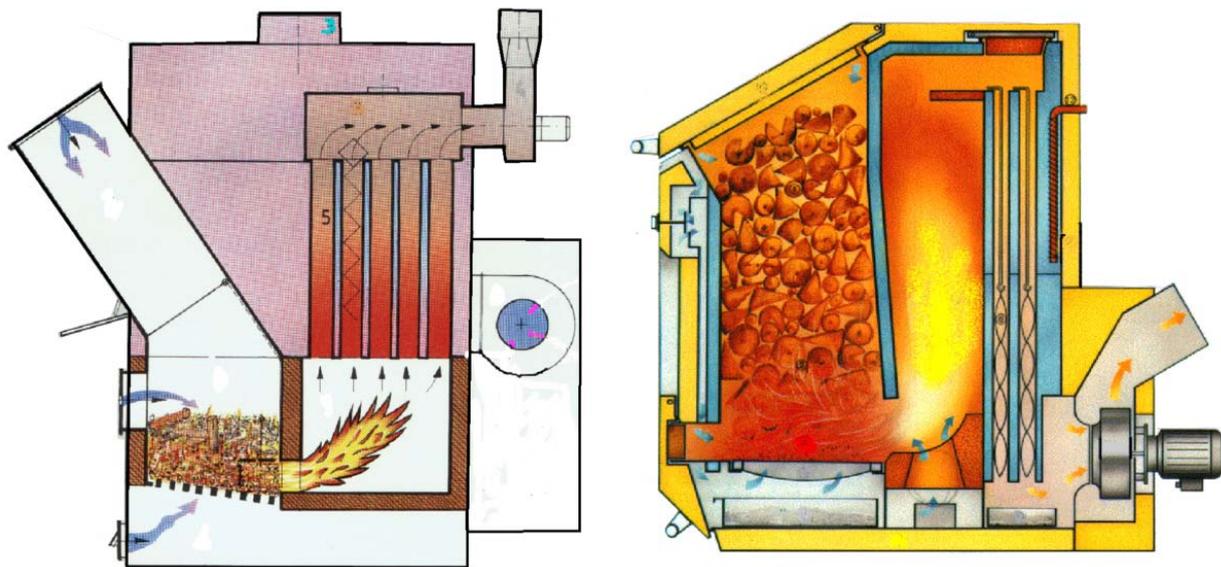


Abbildung 2.1: Gewerbliche Stückholzfeuerungen, *links* Warmluftofen (EWI-THERM 1993) *rechts* Zentralheizungskessel (KÖB & SCHÄFER KG 1994)

Warmluftöfen werden zur direkten Beheizung kleinerer Betriebsstätten eingesetzt. Das Wärmeträgermedium ist Luft, die entweder von Außen oder in der Halle angesaugt wird. Die angesaugte Luft wird an Wärmetauscherflächen erwärmt und direkt in die zu beheizenden Gebäude geblasen. Eine weitere Bauform der Stückholzfeuerungen sind die Zentralheizungskessel, wobei Wasser als Wärmeträgermedium dient. Die Wärmeverteilung erfolgt über Verteilsysteme, wie z.B. Heizkörper oder im gewerblichen Bereich häufiger eingesetzte Deckenheizlüfter. Da Stückholzfeuerungen einen nicht unerheblichen Bedienungs- und Wartungsaufwand aufweisen, werden sie nach und nach durch komfortablere, weitgehend automatisierte, mechanisch beschickte Feuerungen ersetzt.

2.2 Mechanisch beschickte Feuerungen

Bei den mechanisch beschickten Feuerungen im Leistungsbereich kleiner als 1 MW können anhand der Beschickung im Wesentlichen die drei Bauarten Unterschub-, Rost- und Einblasfeuerungen unterschieden werden. Bei den Unterschub- und Rostfeuerungen wird der Brennstoff in der Regel über Schneckenförderer oder über hydraulisch bewegte Stangenantriebe zugeführt. Bei den Einblasfeuerungen wird der Brennstoff zusammen mit der Primärluft in den Feuerraum einblasen. Sonderbauformen der Brennstoffzuführung, wie z.B. eine Beschickung mittels Schleuderrad, sind ebenfalls möglich, werden aber hier nicht gesondert behandelt (WILDE 1997).

2.2.1 Unterschubfeuerung

Eine der gebräuchlichsten Bauformen im Bereich der gewerblichen Feuerungen ist die Unterschubfeuerung, wie sie exemplarisch in der **Abbildung 2.2** dargestellt ist. Im Anlagenbestand sowie im Handel sind zahlreiche Ausführungen dieser Bauart vorhanden bzw. erhältlich.

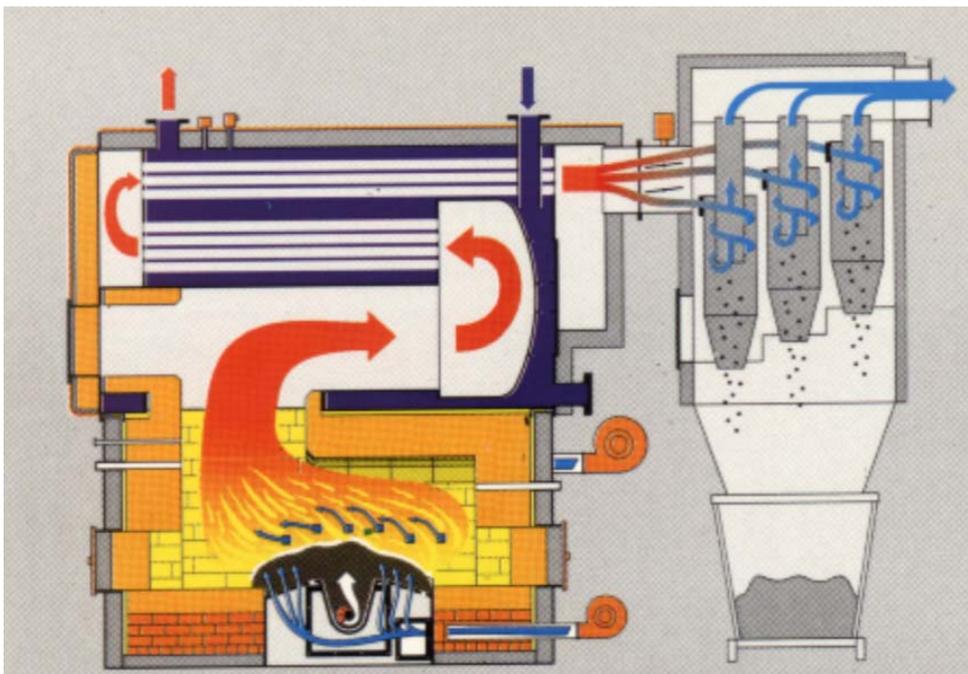


Abbildung 2.2: Unterschubfeuerung üblicher Bauart mit Multizyklonabscheider (MAWERA 1994)

Bei dieser Bauart wird der zerkleinerte Brennstoff zusammen mit der Primärluft in einer Feuermulde zugeführt. Über der nach oben offenen Feuermulde an den Feuerraumwänden erfolgt die Sekundärluftzugabe. Die dargestellte Ausführung der Unterschubfeuerung verfügt über getrennte Primär- und Sekundärluftzuführungen. Im weitesten Sinne handelt es sich dabei um eine „gestufte Verbrennung“, wobei die Luftzuführungen bei der dargestellten Ausführung doch recht nahe

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

beieinander liegen, so dass örtliche Unterschiede der Verbrennungsbedingungen, z.B. in aufeinanderfolgenden Feuerraumabschnitten, schlecht zu differenzieren sind.

Die Unterschubfeuerung eignet sich besonders für trockene, aschearme Brennstoffe mit einer möglichst homogenen Stückgröße kleiner als 50 mm Kantenlänge. Neuerdings werden Unterschubfeuerungen mit kleinen Vorschubrosten kombiniert oder mit mechanischen Schiebern ausgerüstet, um einen automatisierten Ascheaustrag, z.B. über Förderschnecken, zu ermöglichen. Mit einer Temperatur- und λ -Regelung ausgestattet, können diese Feuerungen bis herab zu ca. 50 % ihrer Nennleistung kontinuierlich betrieben werden. Richtig ausgelegt und betrieben können diese Feuerungen gute Emissionswerte erreichen, arbeiten vollautomatisch und sind wartungsarm.

2.2.2 Rostfeuerungen

Die beiden häufigsten Bauformen der Rostfeuerungen sind Schubrost- und Wanderrost-Feuerungen. Im gewerblichen Bereich kleiner als 1 MW wird hauptsächlich die Schubrostfeuerung in verschiedenen Ausführungen eingesetzt. Im größeren Leistungsbereich bis 25 MW kommen auch andere Bauformen der Rostfeuerung, wie z.B. Wanderrost, wassergekühlter Rost oder Wirbeldüsenboden (Rost) zur Anwendung, wie sie in MARUTZKY & SEEGER (1999) ausführlich beschrieben sind. In **Abbildung 2.3** ist eine Ausführung einer modernen Vorschubrostfeuerung mit automatischer Entaschung skizziert.

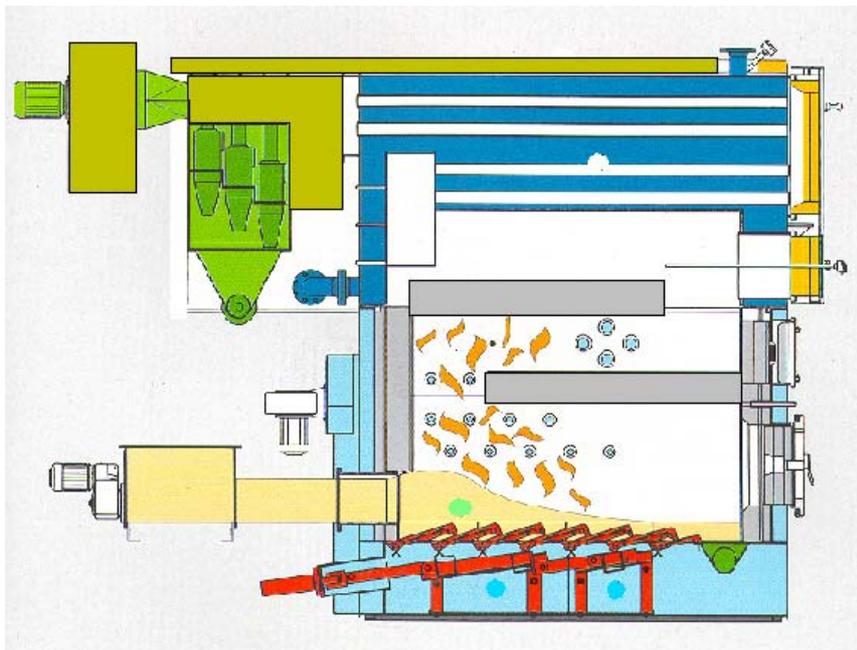


Abbildung 2.3: Vorschubrostfeuerung 240 kW, getrennte Primär- und Sekundärluftzuführung über Klappensteuerung, Temperatur-, Unterdruck- und λ -Regelung, Baujahr 1997 (SCHMID 1996)

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

Bei den Vorschubrostfeuerungen im kleineren Leistungsbereich wird der Brennstoff analog den Unterschubfeuerungen mit einem Schneckenförderer zugeführt. Der Vorschubrost setzt sich aus feststehenden und beweglichen Rostelementen zusammen, die abwechselnd angeordnet sind. Durch eine periodische Vorschubbewegung die oftmals im Hub und in der Geschwindigkeit variiert werden kann, wird ein kontinuierlicher Materialvorschub im Feuerraum von der Brennstoffaufgabe zum Ascheaustrag erzwungen. Vorschubrostfeuerungen werden vorwiegend für feuchte, aschereiche und eher grobe Brennstoffe eingesetzt. Im Verhältnis zum Feuerraumvolumen verfügen die Vorschubrostfeuerungen über eine relativ große Rostfläche, die es ermöglicht, den Brennstoff vor der eigentlichen Verbrennung im Feuerraum zu trocknen. Für sehr feine, trockene Brennstoffe sind Rostfeuerungen weniger geeignet, da es zum Rostdurchfall des Feinanteils im Brennstoff und zu Schäden am Rost durch Überhitzungen kommen kann.

2.2.3 Einblasfeuerungen

Einblasfeuerungen werden vorwiegend für trockene feinkörnige Brennstoffe in Form von Spänen, Staub, Sägemehl und dergleichen eingesetzt. Bei diesem Feuerungstyp wird der einblasfähige Brennstoff einem Luftstrom zugegeben und das Gemisch in den Feuerraum eingeblasen. Dort wird das Brennstoff-Luft-Gemisch entweder mit einem Stützbrenner gezündet oder das Gemisch zündet selbständig im heißen Feuerraum, in dem z.B. noch eine Grundglut vorhanden ist. Der Brennstoffumsatz erfolgt hauptsächlich in der Flugphase. Größere Brennstoffteile fallen auf einen Rost oder auf den Boden der Brennkammer, wo sie ausbrennen können. Bei größeren Feuerungsanlagen (> 1 MW) wurden Einblasfeuerungen in Form von Staubbrennern mit Feuerungssystemen für gröbere Brennstoffe, wie z.B. Vorschubrostfeuerungen, kombiniert. Reine Einblasfeuerungen im Leistungsbereich > 1 MW wurden in der Regel als „Muffeleinblasfeuerungen“ ausgeführt, wobei das Brennstoff-Luft-Gemisch tangential in eine zylindrische Muffel eingeblasen wird. Im Bereich der gewerblichen Feuerungen kleiner als 1 MW wurden die Einblasfeuerungen weitgehend durch die universell einsetzbaren Unterschubfeuerungen verdrängt.

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

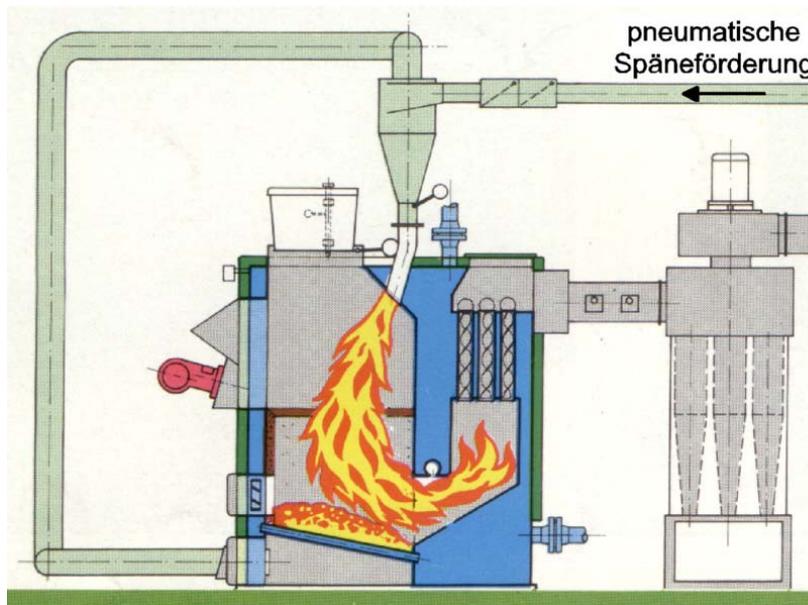


Abbildung 2.4: Prinzip einer Späneinblasfeuerung mittlerer Leistung für den gewerblichen Bereich (ZIMA 1990)

2.3 Vorgänge bei der Holzverbrennung

Grundsätzlich treten bei der Holzverbrennung drei unterschiedliche Vorgänge auf, wie sie von STRUSCHKA (1993) ausführlich beschrieben sind:

Trocknung

Durch Strahlung, Konvektion und Wärmeleitung wird das Holz von außen nach innen erwärmt und dabei Wasser sowohl aus der porösen Struktur als auch aus dem Inneren der Zellen (bei höheren Temperaturen) ausgetrieben

Entgasung und thermische Zersetzung

Bei Temperaturen ab 200°C werden die Hauptbestandteile des Holzes in brennbare flüchtige Verbindungen wie Teere, organische Säuren, Kohlenmonoxid, Methan und Wasserstoff gespalten, an die Holzoberfläche transportiert und dort freigesetzt. Übrig bleibt vor allem Holzkohle in fester Form.

Verbrennung

Die flüchtigen Verbindungen, die etwa 85 % bezogen auf die trockene Holzmasse ausmachen, vermischen sich mit zugeführter Verbrennungsluft und verbrennen in der Gasphase unter Energiefreisetzung mehr oder weniger vollständig zu Kohlendioxid und Wasserdampf. Dem folgt dann der deutlich langsamere Abbrand der verbleibenden Holzkohle.

Diese drei Vorgänge finden bei unterschiedlichen Temperaturen statt und können unter den Bedingungen in einer Feuerung nicht isoliert betrachtet werden. Geht man davon aus, dass ein Holzstück mit Umgebungstemperatur in einen heißen Feuerraum gelangt, so erwärmt sich der Brennstoff von seiner Oberfläche her und in seinem Inneren entsteht eine dynamische Temperaturverteilung. Die oben geschilderten Verbrennungsvorgänge laufen in Abhängigkeit von der örtlichen Temperatur in verschiedenen Bereichen des Holzstückes gleichzeitig ab. Wie schnell die Vorgänge ablaufen, hängt vor allem von der Größe des Holzstückes und von der Temperatur in der Feuerung ab. Bei mechanisch beschickten, kontinuierlich betriebenen Feuerungen finden zu jedem Zeitpunkt die beschriebenen Vorgänge parallel statt, da sowohl kontinuierlich neuer Brennstoff im Feuerraum zugeführt wird, als auch bereits entgaster Brennstoff in Form von Holzkohle vorhanden ist.

2.4 Emissionen bei der Holzverbrennung

Die Emissionen bei der Holzverbrennung unterliegen vielfältigen Einflussfaktoren, wie z.B. den Brennstoffeigenschaften und -inhaltsstoffen, der Feuerungstechnik, der Betriebsweise und den daraus resultierenden Verbrennungsbedingungen. Eine Übersicht möglicher Einflussgrößen bei der Verbrennung und die Einteilung der Verbrennungsprodukte anhand deren Entstehung und chemischen Zusammensetzung ist in **Abbildung 2.5** gegeben.

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

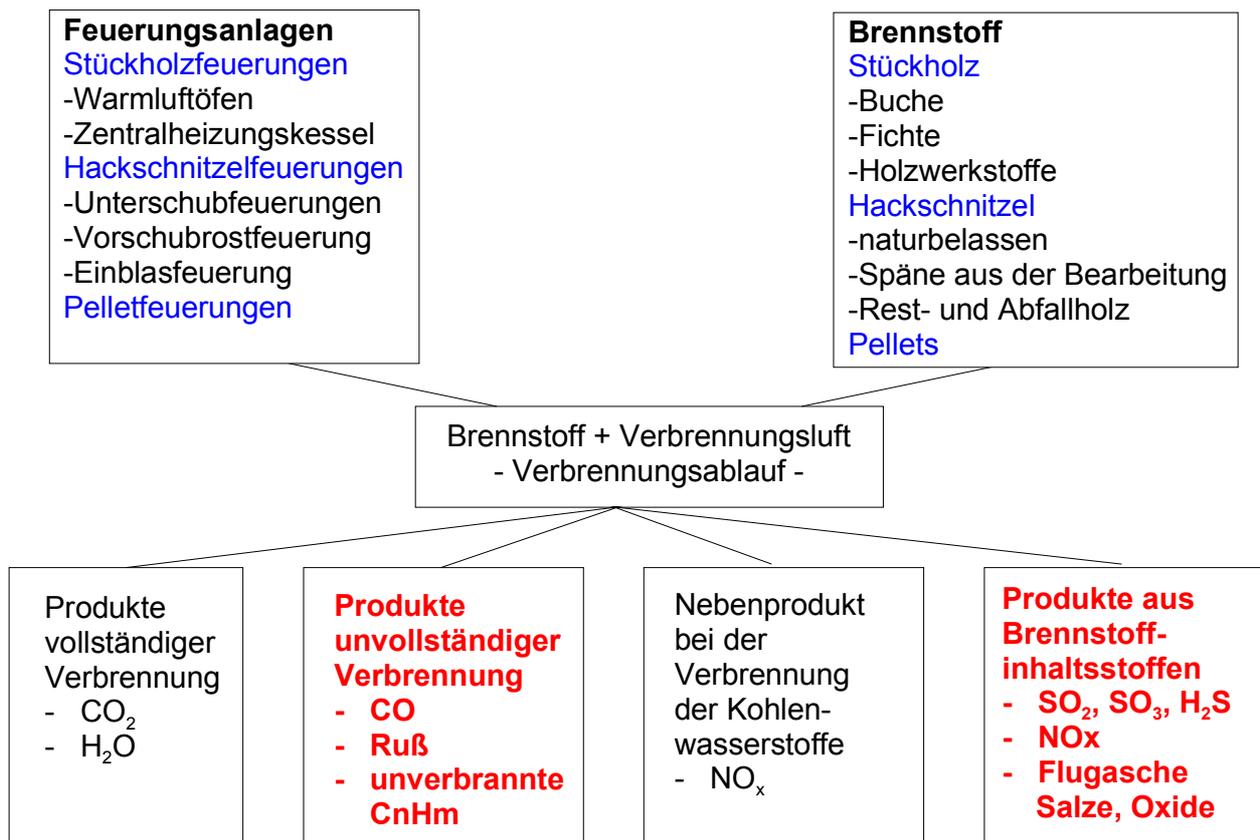


Abbildung 2.5: Brennstoff, Feuerungstechnik und Verbrennungsprozess

Die Produkte vollständiger Verbrennung entstehen durch die Oxidation der Brennstoffhauptbestandteile Kohlenstoff und Wasserstoff zu CO₂ und H₂O. Die Abbaureaktionen der Kohlenwasserstoffe bzw. die Oxidation von Kohlenstoff zu CO₂ verläuft in mehreren Stufen über Zwischenprodukte. Dabei ist die Oxidation von CO zu CO₂ im Vergleich zu den übrigen Reaktionsschritten in der Kette ein langsam ablaufender Vorgang, dessen Reaktionsgeschwindigkeit von der Temperatur (für die Reaktion ist eine sog. Anspringtemperatur von 990 K erforderlich) der Verweilzeit und dem Sauerstoffangebot bestimmt wird (STRUSCHKA 1993). Damit diese Reaktionen ablaufen können, müssen zu jedem Zeitpunkt bestimmte Einflussgrößen im Feuerraum erfüllt sein.

- Temperatur
- Verweilzeit
- Durchmischung

Ist eine Einflussgröße nicht oder nur unzureichend erfüllt, führt das zur unvollständigen Verbrennung und somit zu Produkten aus unvollständiger Verbrennung im Abgas.

Stickstoffoxide NO_x in Form von Stickstoffmonoxid NO und Stickstoffdioxid NO₂ sind Nebenprodukte bei der Verbrennung. Im Unterschied zu Öl- und Gasfeuerungen, wo Stickstoffoxide

aufgrund der relativ hohen Flammtemperaturen aus der Oxidation des Luftstickstoffes herrühren, stammen diese bei der Holzverbrennung hauptsächlich aus der Oxidation des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffes (NUSSBAUMER 1997). Wegen des niedrigen Heizwertes und dem hohen Luftüberschuss werden bei der Holzverbrennung nicht die hohen Flammtemperaturen, wie bei Öl- und Gasfeuerungen erreicht, so dass die thermische NO_x -Bildung eine untergeordnete Rolle spielt.

2.5 Tabellarische Darstellung der Abgasemissionen

Primäres Ziel bei allen Feuerungen ist es, eine möglichst vollständige Verbrennung zu realisieren. Dies wird um so schwieriger, je inhomogener der Brennstoff ist und je instationärer die Feuerung betrieben wird. Für eine vollständige Verbrennung müssen Luft- und Brennstoffmengen der momentanen Wärmeabnahme angepasst werden. Diesbezüglich konnte in den letzten Jahren durch den Einsatz von Regelungen eine deutliche Emissionsminderung erzielt werden. Allerdings sind der Regelbarkeit auch Grenzen gesetzt. Brennstoff- und Luftmenge können nicht beliebig reduziert werden, was z.B. im "Stand by Betrieb" zu einer Auskühlung des Feuerraumes und damit zu erhöhten Emissionen führt. Falls eine automatische Zündung vorhanden ist, kann die Feuerung in diesem Fall ganz abgestellt werden und im Bedarfsfall neu zünden. Bei sehr großen Feuerungen oder dem Betrieb mit sehr feuchtem Brennstoff ist dies nicht ohne weiteres möglich. Durch den Einsatz eines großen Pufferspeichers können hier möglichst lange stationäre Betriebszeiten erzielt werden.

In **Tabelle 2.1** sind mittlere Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen für die Bereiche Hausheizungen, gewerbliche Feuerungen und TA-Luft-Feuerungen angegeben. Weil es sich im Bereich der Hausheizungen um diskontinuierlich betriebene, chargenweise beschickte Feuerungen handelt, sind hier die Emissionsfaktoren für Produkte aus unvollständiger Verbrennung (CO und TOC) am größten. Aus der Tabelle wird deutlich: Je größer die Anlage, desto besser die Verbrennung (kleinere Emissionsfaktoren für CO und Gesamtkohlenwasserstoffe). Dies bedeutet aber nicht, dass mit Feuerungen kleiner Leistung grundsätzlich kein guter Ausbrand erzielt werden kann. Die angegebenen Emissionsfaktoren repräsentieren den installierten Anlagenbestand, wobei es sich bei den 64 000 Feuerungen in Baden-Württemberg vorwiegend um ältere Feuerungen handelt. Bei den TA-Luft-Feuerungen sind die Emissionsfaktoren für CO am kleinsten, da diese Feuerungen meist kontinuierlich betrieben werden und über eine Feuerungsregelung verfügen. Bei den gewerblichen Feuerungen sind die Emissionsfaktoren als Gesamtwerte und für die Bereiche hand- und mechanisch beschickte Feuerungen einzeln angegeben. Auch in diesem Bereich werden mit den kontinuierlich betriebenen Feuerungen kleinere Emissionsfaktoren erzielt.

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

Tabelle 2.1: Mittlere Emissionsfaktoren und die in Baden-Württemberg installierte Leistung von Holzfeuerungen in verschiedenen Leistungs- bzw. Anwendungsbereichen

Bereich	installierte Leistung in MW	Anzahl	Mittlere Emissionsfaktoren in mg/MJ			
			CO	TOC	NO _x	Partikel
Hausheizungen	640 ¹⁾	64000 ¹⁾	3823 ²⁾	393 ²⁾	50 ²⁾	42 ²⁾
gewerbliche Feuerungen	600 ¹⁾	4350 ¹⁾	2500 ¹⁾	210 ¹⁾	100 ¹⁾	115 ¹⁾
handbeschickt			3500 ¹⁾	380 ¹⁾	90 ¹⁾	100 ¹⁾
automatisch beschickt			1500 ¹⁾	60 ¹⁾	110 ¹⁾	130 ¹⁾
TA-Luft-Feuerungen	700 ¹⁾	200 ¹⁾	86 ²⁾		146 ²⁾	65 ²⁾

¹⁾(BAUMBACH et al. 1997) ²⁾(PFEIFFER et al. 2000)

1 MJ = 0,638 m³ Abgas bei $\lambda = 2,6$ (13 % O₂), 0°C, 1013 mbar

Bei der Holzverbrennung hängen die NO_x-Konzentrationen im Abgas vom Stickstoffgehalt des eingesetzten Brennstoffs ab (NUSSBAUMER 1997). Spanplatten weisen je nach Bindemittel und Beschichtung (z.B. Melamin) einen weit höheren Stickstoffgehalt auf als naturbelassenes Holz. Da im Bereich der Hausheizungen hauptsächlich naturbelassenes Holz verbrannt wird, ist dort der NO_x Emissionsfaktor gegenüber den TA-Luft-Feuerungen entsprechend kleiner. Der NO_x-Emissionsfaktor für die gewerblichen Anlagen liegt in seinem Betrag zwischen denen der Hausheizungen und dem der TA-Luft-Feuerungen, was dem dort eingesetzten Brennstoffmix aus naturbelassenem Holz und Spanplatten entspricht. Grundsätzlich entstehen bei jeder Feststoffverbrennung Partikel, die mit dem Abgas emittiert werden. Die Höhe der emittierten Partikelkonzentration unterliegt bei der Holzverbrennung vielfältigen Einflussfaktoren, wie z.B. der Beschaffenheit des Brennstoffs und der Feuerraumbelastung. Durch feuerungstechnische Maßnahmen können die Partikelemissionen zwar minimiert, aber nicht ganz vermieden werden. Da bei TA-Luft-Feuerungen die Partikelemissionen mittels Grenzwert limitiert sind, müssen diese Anlagen mit Partikelabscheidern betrieben werden, was an den im Vergleich zu Hausheizungen kleineren Emissionsfaktoren deutlich wird.

2.5.1 Einfluss der Betriebsweise von Feuerungsanlagen auf die Emissionen

In der Regel werden Feuerungen in holzbe- und holzverarbeitenden Betrieben zur Erzeugung von Heiz- und Prozesswärme eingesetzt. In beiden Anwendungsfällen ist der Wärmeverbrauch nicht konstant. Grundsätzlich muss die Feuerungswärmeleistung (FWL) dem momentanem Wärmebedarf angepasst werden. Für hand- und mechanisch beschickte Feuerungen geschieht dies auf unterschiedliche Weise. Handbeschickte Feuerungen können mit einem Pufferspeicher betrieben werden, wodurch eine Entkoppelung von erzeugter und verbrauchter Wärmemenge erfolgt. Durch diese Maßnahme kann der Abbrand einer Holzcharge weitgehend unbeeinflusst vom momentanen Wärmebedarf erfolgen. Mechanisch beschickte Feuerungen müssen für einen emissionsarmen Betrieb auch unter Teillastbedingungen möglichst kontinuierlich betrieben wer-

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

den. Bei modernen Feuerungsanlagen wird dies durch eine λ - und Temperaturregelung erzielt, wie sie beispielhaft in **Abbildung 2.6** dargestellt ist. Brennstoff- und Luftmenge werden über einen breiten Leistungsbereich dem jeweiligen Wärmebedarf angepasst. Die eigentliche Leistungsregelung erfolgt anhand der Kesseltemperatur über die zugeführte Verbrennungsluftmenge. Die Brennstoffzufuhr wird in Abhängigkeit des gemessenen Restsauerstoffgehaltes des Abgases (λ -Regelung) dem jeweiligen Lastzustand angepasst. Diese Regelstrategie wurde in den Grundzügen bei allen untersuchten Feuerungskonzepten beibehalten. Generell gilt, je trockener der eingesetzte Brennstoff, desto breiter ist der Leistungsbereich, in dem ein kontinuierlicher Betrieb möglich ist.

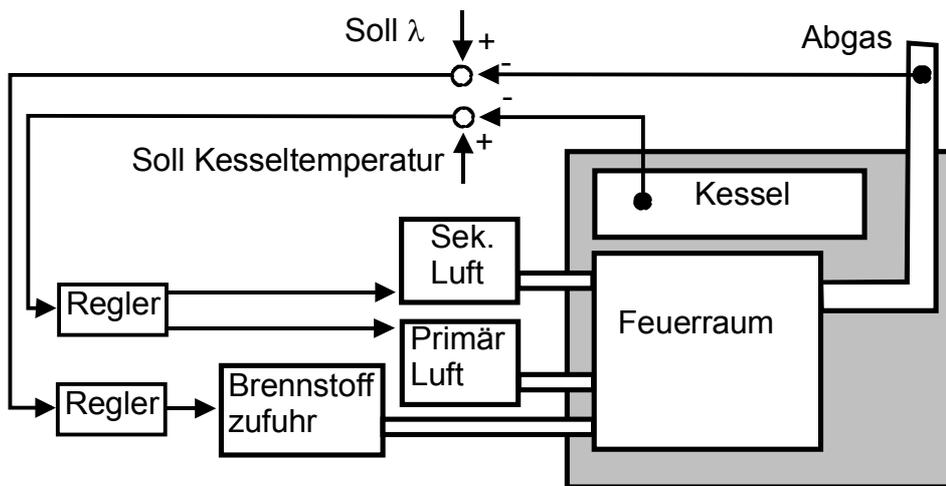


Abbildung 2.6: Grundprinzip der λ - und Temperaturregelung bei den untersuchten Feuerungskonzepten

2.5.1.1 Abbrandverlauf in einer Stückholzfeuerung

Bei den Stückholzfeuerungen ändern sich Abgasmenge und -konzentrationen im Zuge eines Abbrands einer Holzcharge sehr stark. In **Abbildung 2.7** ist ein typischer Verlauf eines Chargenabbrands in einer Schachtfeuerung (Baujahr 1987, Nennwärmeleistung 90 kW) mit seitlichem, unterem Abbrand dargestellt. Die verschiedenen Abbrandphasen (Anbrand, stationäre Verbrennung, Ausbrand) lassen sich anhand der CO- und CO₂-Konzentrationsverläufe charakterisieren. Die scharfe Trennung der einzelnen Phasen, wie sie in **Abbildung 2.7** exemplarisch dargestellt sind, ist nicht bei allen Stückholzfeuerungen zu finden, vielmehr sind die Übergänge fließend. Vor allem die Dauer der Anbrandphasen mit ihren relativ hohen CO-Konzentrationen kann mit 5 bis 30 min sehr unterschiedlich ausfallen.

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

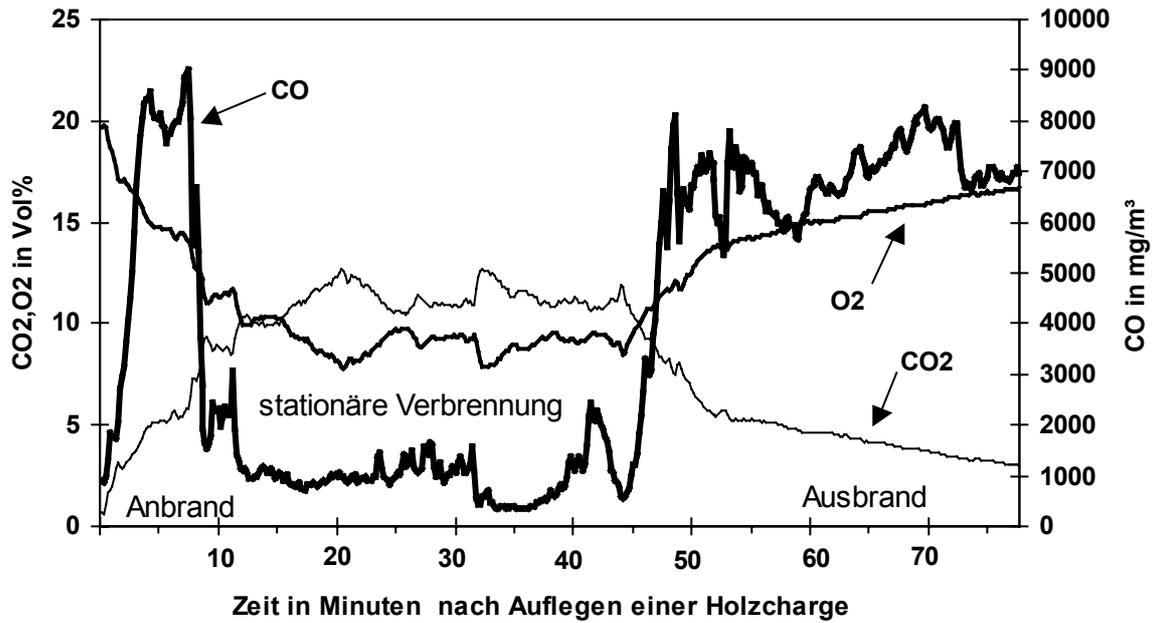


Abbildung 2.7: Konzentrationsverläufe und Abbrandphasen beim Abbrand einer Holzcharge in einer Stückholzfeuerung (Baujahr 1987, Feuerungswärmeleistung 90 kW)

2.5.1.2 Teillastbetrieb einer älteren Unterschubfeuerung

Zahlreiche Feuerungen im derzeitigen Anlagenbestand verfügen nicht über eine kontinuierliche Leistungsregelung. Dort wird der Teillastbetrieb durch einen periodischen Wechsel der Betriebszustände „Brennen“ und „Gluthalten“ (Stand-by) realisiert, wie es in **Abbildung 2.8** am Beispiel einer älteren Unterschubfeuerung mit (430 kW Feuerungswärmeleistung) dargestellt ist.

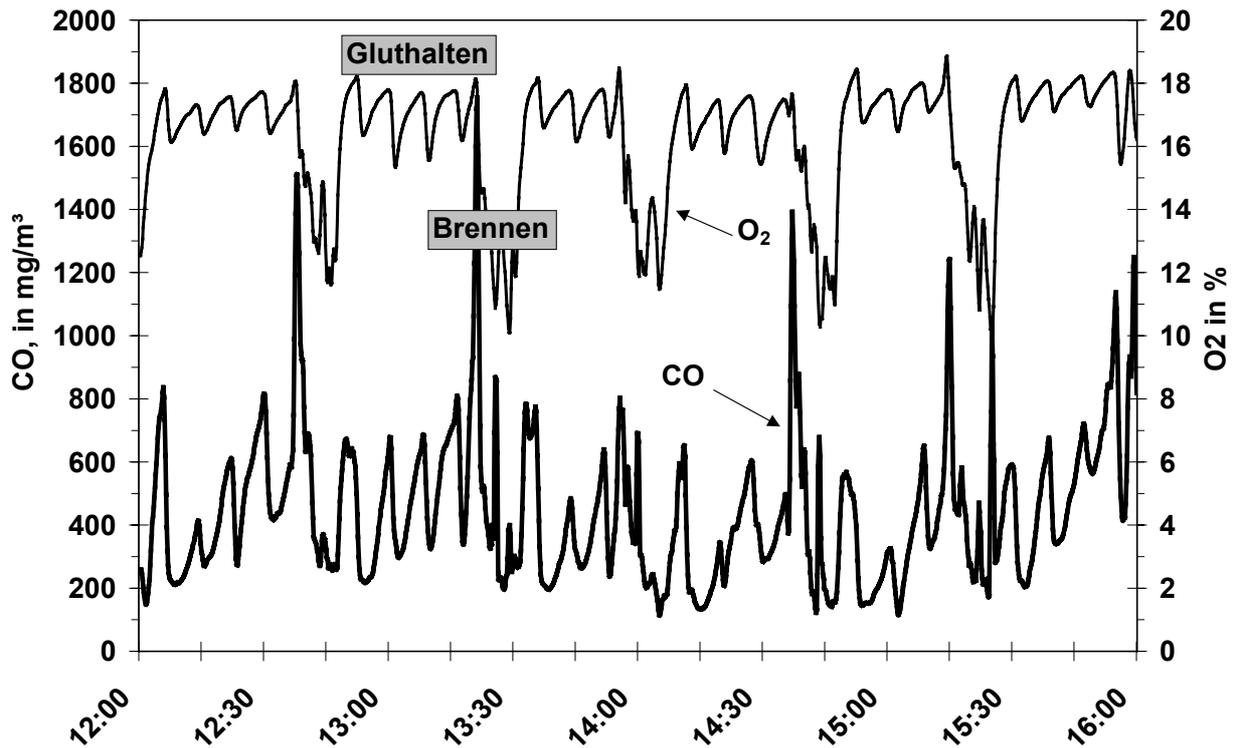


Abbildung 2.8: Typisches Betriebsverhalten einer Unterschubfeuerung ohne kontinuierliche Leistungsregelung (430 kW, Baujahr 1989) im Teillastbetrieb

Der in **Abbildung 2.8** dargestellte Teillastbetrieb ohne kontinuierliche Leistungsregelung wurde dadurch realisiert, dass beim Überschreiten der Solltemperatur des Kesselwassers die Verbrennungsluft- und Abgasgebläse abgeschaltet wurden. Diese Betriebszustände sind im Diagramm an dem hohen Restsauerstoffgehalt im Abgas zu erkennen. Dort wurde durch fest eingestellte Taktzeiten der Brennstoffschnecke gerade so viel Brennstoff zugeführt, dass im Feuerraum eine zündfähige Glut erhalten blieb. Durch den hohen Luftüberschuss kühlte der Feuerraum schnell aus. In diesem Betriebszustand war die Feuerraumtemperatur für eine vollständige CO-Oxidation nicht ausreichend, deshalb treten relativ hohe CO-Konzentrationen auf. Beim Absinken der Kesseltemperatur unter den Sollwert wurden die Gebläse wieder eingeschaltet und die Brennstoffzufuhr erhöht, wodurch die Verbrennung wieder angefacht wurde. Die zugeführte Luftmenge war mittels Klappen fest eingestellt und die Brennstoffzufuhr wurde durch eine feste Takt- und Pausenzeit der Einschubschnecke vorgegeben. Der kontinuierliche Lastbetrieb war bei dieser Feuerungsanlage nur von kurzer Dauer, weil Feuerungswärmeleistung und die abgenommene Wärmemenge nicht gut aufeinander abgestimmt waren.

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

2.5.1.3 Betriebsverhalten einer modernen Unterschubfeuerung

In **Abbildung 2.9** ist das Betriebsverhalten einer Unterschubfeuerung (Typ A) mit kontinuierlicher Leistungsregelung, wie sie in Kapitel 4.1.1 beschrieben wird, in verschiedenen Lastzuständen dargestellt. Anhand des CO-Konzentrationsverlaufes sind hier deutlich die Auswirkungen der kontinuierlichen Leistungsregelung auf das Emissionsverhalten zu sehen. Das Emissionsverhalten im Nenn- und Teillastbetrieb ist nahezu identisch. Die CO-Konzentrationen sind hier auf sehr niedrigem Niveau. Bei Wärmeabnahmen deutlich unter 50 % der Nennleistung ist kein kontinuierlicher Betrieb mehr möglich. Dort kommt es zu einem periodischen Wechsel der Zustände „Brennen“ und „Gluthalten“, wie es bereits bei der Feuerung ohne Leistungsregelung beschrieben wurde. Aus einem Vergleich der CO-Konzentrationsverläufe (**Abbildung 2.8** und **Abbildung 2.9**) wird deutlich, dass mit einer kontinuierlichen Leistungsregelung das Emissionsverhalten wesentlich verbessert werden kann.

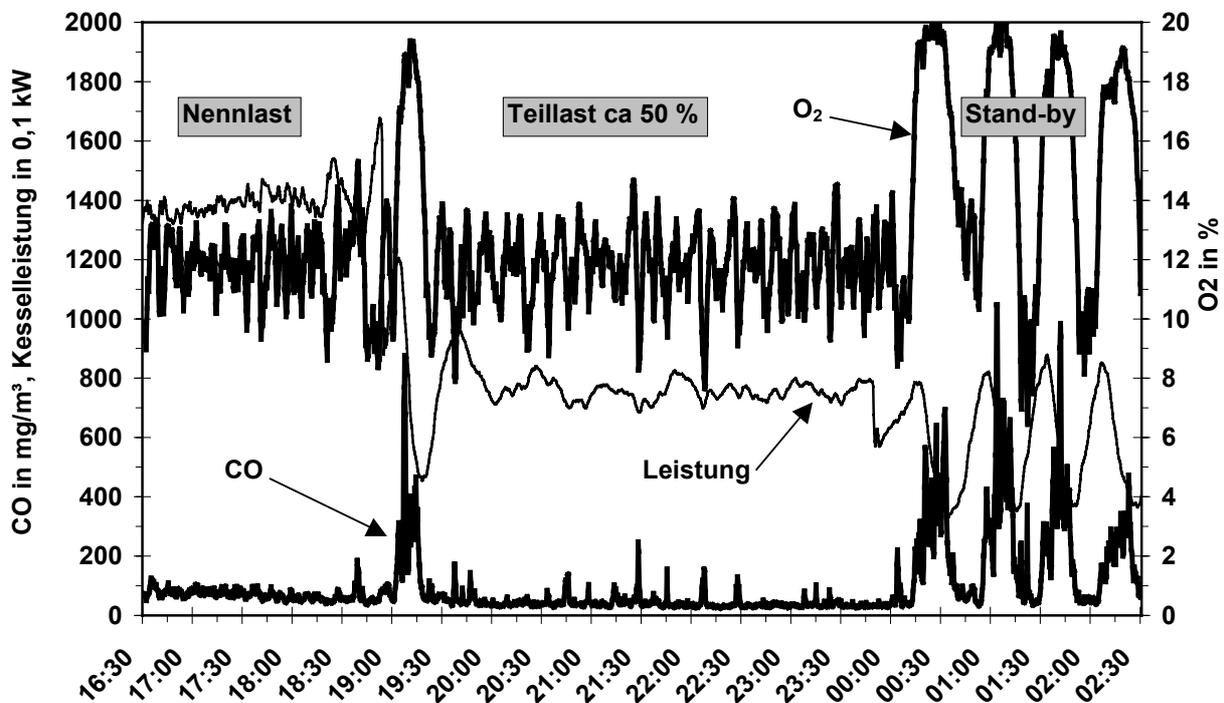


Abbildung 2.9: Charakteristisches Betriebsverhalten einer Unterschubfeuerung, Baujahr 1995, λ - und Temperaturregelung bei Nenn- und Teillast sowie im Stand-by Betrieb

2.6 Notwendigkeiten zur Emissionsminderung

Ein erhebliches Potenzial zur Emissionsminderung im Bereich der gewerblichen Feuerungsanlagen ist in der Realisierung der Grundvoraussetzungen für eine vollständige Verbrennung zu sehen (s.a. Kapitel 2.4). Emissionsuntersuchungen an gewerblichen Feuerungsanlagen in der Heiz-

2 Stand der Technik bei gewerblichen Feuerungsanlagen

periode 93/94 (BAUMBACH et al. 1997) zeigten, dass in der Praxis diese Voraussetzungen oftmals nicht gegeben waren.

Auch wenn mit einer Feuerungsanlage bei einem Standardbrennstoff, wie z.B. lufttrockene naturbelassene Hackschnitzel minimale Emissionen erreichbar sind, kann der Einsatz bestimmter Brennstoffe, wie z.B. beschichteter Spanplatten oder lackierter Hölzer, weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung erfordern. Der in holzbe- und -verarbeitenden Betrieben verfügbare Brennstoff hat sich in den letzten Jahren aufgrund modernisierter Bearbeitungsverfahren und dem verstärkten Einsatz von Holzwerkstoffen und Spanplatten dahingehend geändert, dass sich der Feinanteil und der Stickstoffgehalt im Brennstoff merklich erhöht haben. Die Feuerungstechnik wurde dagegen nicht im gleichen Maße den veränderten Bedingungen angepasst.

Weil aus den besonderen Brennstoffen häufig erhöhte Emissionen resultieren, müssen bei den eingesetzten Feuerungen die Möglichkeiten zur Emissionsminderung voll ausgeschöpft werden. Die Untersuchungen hierzu beschränken sich innerhalb dieser Arbeit auf feuerungsseitige Maßnahmen, da hier einerseits noch Emissionsminderungs-Potenzial vorhanden ist und andererseits Sekundärmaßnahmen einen zusätzlichen Platzbedarf erfordern und bezüglich kleiner Anlagenleistungen zu hohen spezifischen Kosten für die Abgasreinigung führen.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Die Grundvoraussetzung zur feuerungsseitigen Emissionsminderung ist die Bereitstellung der für einen vollständigen Ausbrand notwendigen Bedingungen im Feuerraum. Zur Beurteilung der Ausbrandqualität kann die CO-Konzentration im Abgas herangezogen werden (STRUSCHKA 1993). Bei den schwierigen Brennstoffen, wie sie in holzbe- und verarbeitenden Betrieben anfallen, reicht diese notwendige Bedingung für eine emissionsarme Verbrennung nicht aus. Oftmals sind erhöhte Partikelkonzentrationen im Abgas ein Indiz für schlechte Ausbrandbedingungen. Wie bereits dargestellt, ist in holzverarbeitenden Betrieben aufgrund der Brennstoffzusammensetzung und der Brennstoffeigenschaften, auch bei guten Ausbrandbedingungen, mit erheblichen Partikel- und NO_x-Emissionen zu rechnen. Um auch in diesem Bereich eine emissionsarme Verbrennung zu realisieren, müssen durch entsprechende Prozessführung, außer CO, auch die Konzentrationen weiterer unerwünschter Abgasbestandteile minimiert werden. Dabei liegen die Schwerpunkte dieser Arbeit auf der feuerungsseitigen Minimierung der Partikel- und NO_x-Konzentrationen.

3.1 Partikel

3.1.1 Entstehung und Zusammensetzung

Die Partikel im Abgas von Holzfeuerungen liegen in der Regel nicht in Form homogener Teilchen einer einzelnen Substanz vor. Vielmehr handelt es sich um ein Gemisch unterschiedlichster Stoffe, die bereits im Brennstoff enthalten waren oder während des Verbrennungsprozesses entstanden sind. Die Partikel können den folgenden zwei Hauptgruppen zugeordnet werden (BAUMBACH et al. 1999):

Partikel aus unvollständiger Verbrennung:

- Kohlenstoffhaltige kondensierte Zersetzungsprodukte aus dem Brennstoff (Teer)
- kohlenstoffhaltige Syntheseprodukte (Ruß)
- unvollständig verbrannte Brennstoffteilchen (grob)

Partikel aus Brennstoffinhaltsstoffen:

- mit der Strömung ausgetragene Ascheteilchen (grob - fein)

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

- kondensierte Salzverbindungen (sehr fein)
- Metallverbindungen (Salze, Oxide)

Die Ursachen für die Partikelemissionen im Abgas sind ebenso vielfältig wie ihre Zusammensetzung. Produkte aus unvollständiger Verbrennung, wie z.B. Ruß und Teer, werden hauptsächlich durch die Verbrennungsbedingungen beeinflusst. Bei Feuerungen, die gute Ausbrandbedingungen aufweisen ($\text{CO} < 100 \text{ mg/m}^3$), sind Ruß und Teer von untergeordneter Bedeutung. Partikel aus Brennstoffinhaltsstoffen werden dagegen vorwiegend von den chemisch/physikalischen Brennstoffeigenschaften und der Prozessführung beeinflusst, da hier vor allem Verdampfungs- und Kondensationsvorgänge zum Tragen kommen. Eine weitere Ursache für Partikel im Abgas ist der Direktaustrag von Asche- und Brennstoffpartikeln durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich der Brennstoffschüttung und im Feuerraum insgesamt.

Aus dem Bereich der Kohleverbrennung liegen zahlreiche Untersuchungen über das Verhalten mineralischer Verunreinigungen beim Verbrennungsprozess vor (CENNI et al. 1997, JAKOB et al. 1996). Von RAASK (1985) wurde das Verhalten von mineralischen Verunreinigungen verschiedener Kohlen während des Verbrennungsprozesses eingehend untersucht. Gegenstand der Betrachtungen bei RAASK (1985) sind Großfeuerungsanlagen aus dem Kraftwerksbereich. Dort werden die Probleme durch die mineralischen Verunreinigungen, wie z.B. Verschlackung, Aufwuchs, Hoch- und Tieftemperaturkorrosion, sowie Maßnahmen zur Abhilfe, ausführlich behandelt. Die Vorgänge bei der Kohleverbrennung in Kraftwerken lassen sich, bis auf wenige Ausnahmen, nicht direkt auf die Holzverbrennung übertragen, da bei der Kohleverbrennung wesentlich höhere Verbrennungstemperaturen vorliegen. RAASK (1985) berichtet z.B. von einem Wachstum durch Aufschmelzen gläserner Partikel in einem Temperaturbereich von 1000 – 1500 °C. Die Holzverbrennung findet auf wesentlich niedrigerem Niveau im Bereich 700 – 1200 °C statt. Außerdem wird bei der Kohleverbrennung der Brennstoff üblicherweise staubförmig in der Flugphase verbrannt, wogegen in Holzfeuerungen der Brennstoff in einer Schüttung auf dem Rost umgesetzt wird. Aber auch bei der Holzverbrennung sind Versinterung und Aufschmelzung von mineralischen Aschebestandteilen in Rost- und Wandbereichen sowie auf den Wärmetauscherflächen äußerst unerwünscht (BECHER & MANDERBACH 2001). Ein Aufschmelzen mineralischer Partikel in der Flugphase ist dagegen unkritisch, solange die Partikel in der Flugphase verbleiben, bis sie wieder ausgehärtet sind. In diesem Fall kann Aufschmelzen bzw. das Erweichen der Oberfläche für eine spätere Abscheidung der Partikel nützlich sein, weil diese Vorgänge zur Vergrößerung der Partikeldurchmesser bzw. zur Agglomeratbildung führen (RAASK 1985). Die während des Verbrennungsprozesses geschmolzenen und wieder erstarrten Partikel sind kugelförmig und weisen eine nahezu glatte Oberfläche auf, wie sie auch in **Abbildung 3.1** an einer Partikelprobe aus dem Abgas einer 800 kW Unterschubfeuerung zu erkennen sind. Die aufgeschmolzene Kügelchen hatten einen Durchmesser von ca. 50 µm.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

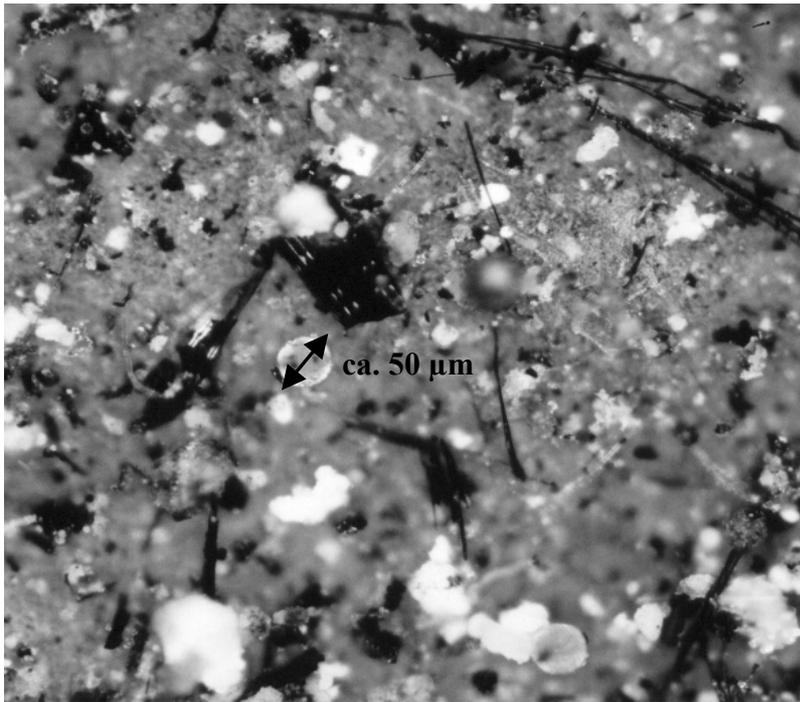


Abbildung 3.1: Lichtmikroskopische Aufnahme eines Planfilters, beladen im Abgas einer Unterschubfeuerung (800 kW) beim Verbrennen von Gebrauchtholz (Kugeldurchmesser ca. 50 µm)

Auf dieser lichtmikroskopischen Aufnahme des Planfilters, auf dem die Probe gesammelt wurde, sind z.B. unvollständig verbrannte Brennstoffteilchen an ihrer noch erkennbaren Holzstruktur zu erkennen. Außerdem sind noch größere Agglomerate aus teils unförmigen, teils runden Partikeln vorhanden. Die abgebildeten groben Partikel werden üblicherweise nach der Feuerung im Abgas mit Trägheitsabscheidern, z.B. i.a. Zyklonen, zurückgehalten. Die feinen Partikel, die den gesamten Planfilter als graue Grundsicht bedecken, werden als "Feinstaub" emittiert.

3.1.2 Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen

Die wichtigsten Bildungswege von Partikeln im Abgas wurden bereits unter Kapitel 3.1.1 skizziert. Dementsprechend besteht die Gesamtpartikelmasse aus den drei folgenden Hauptkomponenten:

- Produkte unvollständiger Verbrennung (Ruß, Teer, unvollständig verbrannte Brennstoffteilchen)
- Asche und Brennstoffpartikel, die mit der Gasströmung aus dem Brennstoffbett ausgetragen wurden
- Produkte aus Verdampfung und Kondensation von Brennstoffinhaltsstoffen und ihren Verbindungen (Salze, Metalloxide).

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Die Entstehung und Emission nicht aller Komponenten lässt sich durch Primärmaßnahmen gleichermaßen beeinflussen. Der Anteil von Produkten aus unvollständiger Verbrennung kann durch eine optimierte Verbrennung fast vollständig vermieden werden. Mit einer entsprechenden Feuerraumgestaltung und einer Verbrennungsregelung muss dafür gesorgt werden, dass zu jedem Zeitpunkt ausreichende Durchmischung, Temperatur und Verweilzeit im Feuerraum vorhanden sind. Wie auch aus den Darstellungen des Betriebsverhaltens (Kapitel 2) deutlich wird, ist immer eine kontinuierliche Betriebsweise anzustreben. Im Stand-by-Betrieb sind die Voraussetzungen für eine vollständige Verbrennung meist nicht mehr gegeben. Beim Einsatz von trockenen Brennstoffen kann in diesem Fall die Feuerung ganz abgeschaltet werden, da hier das erneute Zünden automatisiert werden kann und nur wenig Zeit in Anspruch nimmt.

Auch der Anteil der Gesamtpartikelmasse, der aus dem Austrag von Asche- und Brennstoffteilchen aus der Brennstoffschüttung resultiert, lässt sich durch Primärmaßnahmen erheblich verringern. Dazu muss im Bereich der Brennstoffschüttung die Strömungsgeschwindigkeit verringert werden. Durch die Maßnahme der gestuften Verbrennung (NUSSBAUMER 1988) wird z.B. im Bereich der Brennstoffschüttung nur ein Teil der Verbrennungsluft zugeführt, was dort eine erhebliche Verminderung der Strömungsgeschwindigkeiten mit sich bringt. Außerdem muss die Verbrennungsluft in diesem Bereich gleichmäßig, flächig verteilt zugeführt werden.

Der Anteil der Partikelmasse aus Verdampfung und Kondensation von Brennstoffinhaltsstoffen lässt sich durch Primärmaßnahmen nur indirekt über die Verbrennungstemperatur beeinflussen. Dieser Anteil wird hauptsächlich von der Brennstoffzusammensetzung und den Brennstoffinhaltsstoffen bestimmt. Besonders bei chlor- und kaliumreichen Brennstoffen kommt es zu solchen Verdampfungs- und Kondensationserscheinungen, wie es von (REICHELDT 2000) bei der druckaufgeladenen Kohleverbrennung untersucht wurde. Dem kann mit möglichst niedrigen Temperaturen im Bereich der Brennstoffschüttung und evtl. durch die Zugabe von Brennstoffadditiven entgegengewirkt werden (MÜLLER 1999). Letzteres erfordert allerdings eine genaue und homogen verteilte Dosierung der Additive, was für Feuerungsanlagen kleiner als 1 MW einen erheblichen Zusatzaufwand bezüglich Anschaffungs- und Betriebskosten darstellt.

HASLER & NUSSBAUMER (1997) beschreiben einen näherungsweise linearen Zusammenhang zwischen den Aschegehalten verschiedener Brennstoffe und den Staubgehalten im Abgas einer Vorschubrostfeuerung. Die den Ergebnissen zugrunde liegenden Verbrennungsversuche wurden unter vergleichbar guten Bedingungen, mit CO-Konzentrationen $< 5 \text{ mg/m}^3$, durchgeführt, so dass die Anteile an Produkten aus unvollständiger Verbrennung an der Partikelmasse als relativ gering angenommen werden können. Dieser Zusammenhang ist in **Abbildung 3.2** dargestellt. Auffallend daran ist der von HASLER & NUSSBAUMER (1997) mit 1 % sehr niedrig angegebene Aschegehalt des Brennstoffgemisches aus Rinde und Holz, da der Aschegehalt von Rinde üblicherweise 5 – 10 % beträgt.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

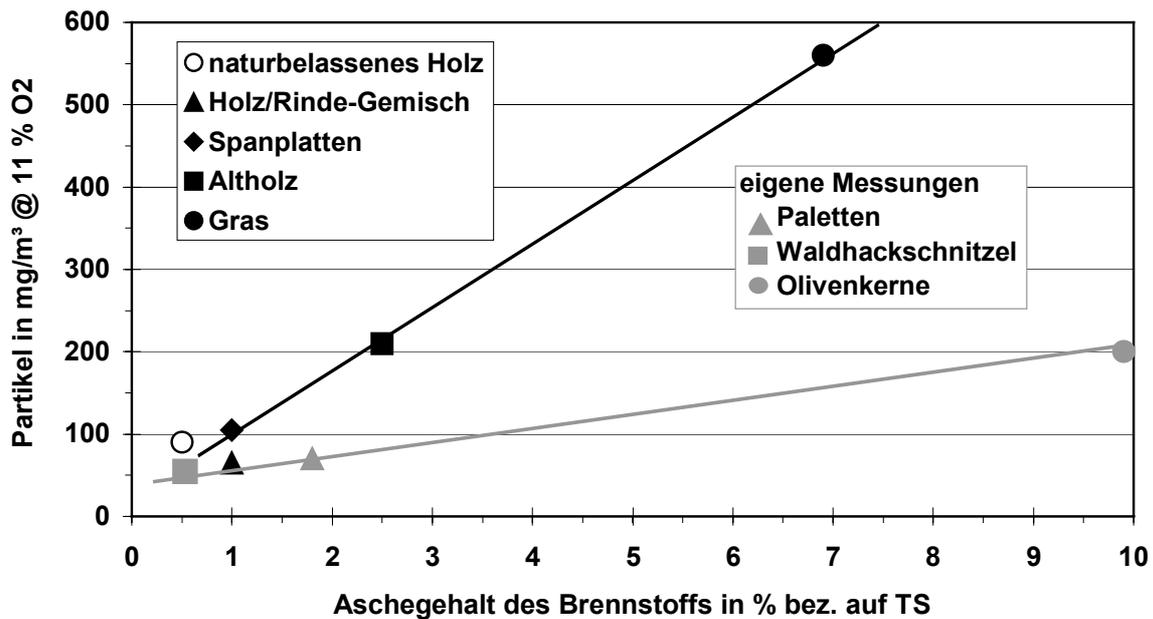


Abbildung 3.2: Zusammenhang zwischen Gesamtpartikel-Konzentration im Abgas von Vorschubrostfeuerungen und den Aschegehalten der eingesetzten Brennstoffe. Vergleich der Darstellung von HASLER & NUSSBAUMER (1997) mit eigenen Messungen

Zum Vergleich wurden in **Abbildung 3.2** die Ergebnisse aus eigenen Messungen an einer Vorschubrostfeuerung (240 kW) mit verschiedenen Brennstoffen im Diagramm eingetragen. Die Aschegehalte der Brennstoffe wurden nicht geschätzt, sondern mittels Brennstoffanalyse bestimmt. Auch dort tendieren die Gesamt-Partikelkonzentrationen mit zunehmendem Aschegehalt zu höheren Werten, jedoch nicht so ausgeprägt wie bei den Untersuchungen von HASLER & NUSSBAUMER (1997). Daraus lässt sich schließen, dass zwar grundsätzlich ein Zusammenhang zwischen Aschegehalt und Gesamtpartikel-Konzentration besteht, dieser aber sehr stark von den jeweiligen Randbedingungen der Feuerungsanlage abhängt. Da sich die Gesamtpartikelmasse im Wesentlichen aus den drei Quellen unterschiedlichen Ursprungs zusammensetzt, wird der Einfluss des Aschegehalts evtl. überdeckt. Eine isolierte Betrachtung des Partikelanteils, der aus Verdampfungs- und Kondensationsvorgängen aus Brennstoffinhaltsstoffen resultiert, würde hier einen bessern Zusammenhang liefern. Mit derzeit verfügbarer Partikelmesstechnik ist es nicht möglich, diesen Anteil isoliert zu betrachten.

3.2 Stickstoffoxid-Emissionen

Die Stickstoffoxide (NO und NO₂) im Abgas von Holzfeuerungen stammen hauptsächlich aus dem Brennstoffstickstoff. Thermisches NO, das bei Temperaturen oberhalb 1300 °C gebildet wird, spielt bei der Holzverbrennung praktisch keine Rolle, da die Flammtemperaturen wegen

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

des niedrigen Heizwertes und dem hohen Luftüberschuss in der Regel unter 1200 °C liegen. Ein Teil des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs wird während der Verbrennung in NO umgewandelt. Der Rest verbleibt in der Asche, z.B. als Nitrat oder wird als gasförmiger, elementarer Stickstoff (N₂) emittiert. Theoretisch wäre auch die Emission als N₂O denkbar, was aber im Vergleich zur NO_x-Emission nicht ins Gewicht fällt (PFEIFFER et al. 2000). Durch die Realisierung einer gestuften Verbrennung durch räumliche Trennung des Feuerraums, die Vermeidung von Temperaturspitzen in der Ausbrandzone und die Verringerung des Luftüberschusses können die NO_x-Emissionen mit stickstoffreichen Brennstoffen erheblich reduziert werden (NUSSBAUMER 1997). Eine weitere Verminderung kann durch den Einbau einer heißen Reduktionszone zwischen Primär- und Sekundärteil erzielt werden, wie es bei der Brennstoffstufung bei Kohlefeuerungen untersucht wurde (KICHERER 1996).

3.2.1 Bildung von NO_x beim Verbrennungsprozess

Generell stammen die Stickstoffoxide (NO und NO₂ angegeben als NO₂) bei Verbrennungsprozessen entweder aus der Oxidation des Luftstickstoffs oder aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff. Bei der Entstehung der Stickstoffoxide wird unterschieden in (VGB/FDBR 1992):

- Thermisches NO, Bildung durch Oxidation des Luftstickstoffes erst ab Temperaturen um 1300 °C
- Promptes NO, Bildung nur in sehr heißen, sauerstoffarmen Bereichen der Flamme in Anwesenheit von Kohlenwasserstoffradikalen (bei der Holzverbrennung keine nennenswerte Bedeutung)
- Brennstoff NO, Bildung hauptsächlich aus Stickstoffverbindungen des Brennstoffs.

In **Abbildung 3.3** ist der Zusammenhang zwischen den zu erwartenden Stickstoffkonzentrationen im Abgas, der Feuerraumtemperatur und verschiedenen Holzbrennstoffen mit unterschiedlichen Stickstoffgehalten dargestellt (NUSSBAUMER 1997). Das "Prompte NO" spielt wegen der relativ geringen Flammtemperaturen bei Holzfeuerungen praktisch keine Rolle. Auch das "Thermische NO" trägt nur zu einem kleinen Teil zu den NO_x-Konzentrationen im Abgas bei.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

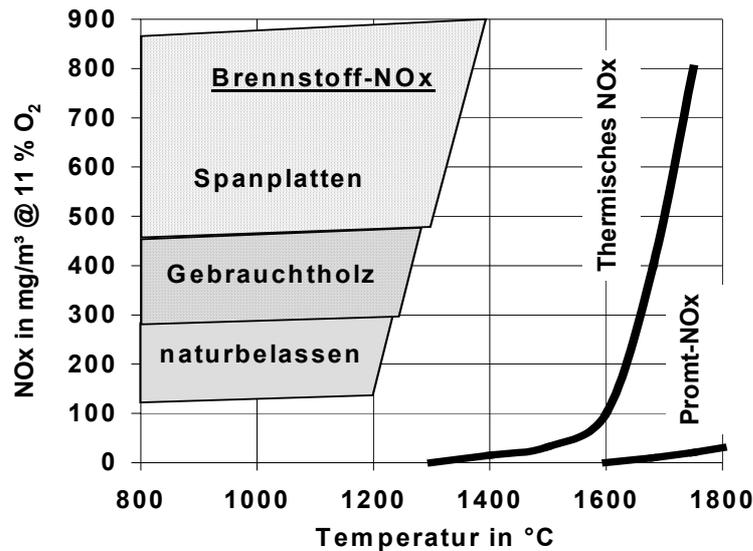


Abbildung 3.3: Bildungsmöglichkeiten von Stickstoffoxiden und zu erwartende Konzentrationen in Abhängigkeit von Verbrennungstemperatur und der Art des Brennstoffs (NUSSBAUMER 1997)

Bei Öl- und Gasfeuerungen liegen gegenüber Holzfeuerungen wesentlich höhere Flammentemperaturen vor, weshalb dort bevorzugt thermisches NO gebildet wird. Zur NO_x-Minderung wird deshalb bei Öl- und Gasfeuerungen abgekühltes Abgas in den Brennraum zurückgeführt oder durch Drallerzeugung eine interne Rezirkulation in der Flamme erzwungen, beides mit dem Ziel, die Flammentemperatur und den Luftüberschuss zu senken und so die thermische NO_x-Bildung zu vermindern (VGB/FDBR 1992).

Da bei Holzfeuerungen jedoch die Stickstoffoxide im Abgas hauptsächlich aus dem Brennstoffstickstoff stammen, müssen hier andere Maßnahmen angewendet werden. In **Abbildung 3.4** sind die Hauptreaktionswege der NO-Bildung aus brennstoffgebundenem Stickstoff vereinfacht dargestellt. Die Bildung von N₂O tritt bei der Holzverbrennung nicht in relevanten Mengen auf (PFEIFFER 2000) und ist deshalb nicht dargestellt. Aus den NH_i-Zwischenprodukten, die bei der Vergasung des Brennstoffs entstehen, bildet sich unter oxidierenden Bedingungen bevorzugt NO und unter reduzierenden Bedingungen N₂. Zur NO_x-Minderung muss der Verbrennungsprozess deshalb so geführt werden, dass aus den NH_i-Verbindungen bevorzugt N₂ entsteht.

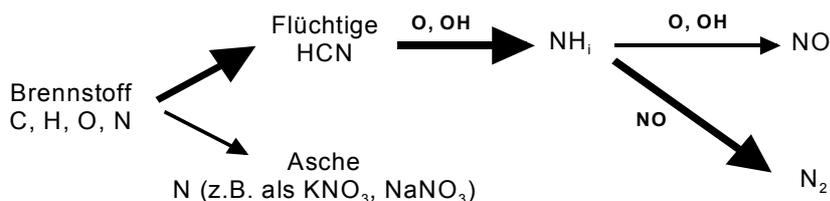


Abbildung 3.4: Vereinfachtes Reaktionsschema der NO-Bildung bei der Biomasseverbrennung aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff

3.2.2 Maßnahmen zur NO_x-Minderung

Die NO_x-Entstehung und die Möglichkeiten zur Minderung bei der Biomasseverbrennung waren bereits Gegenstand mehrerer wissenschaftlicher Untersuchungen (KELLER 1994, NUSSBAUMER 1997). Am Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) wurden die Vorgänge bei der Vergasung von verschiedenen Biomassen an einer Pyrolyseanlage (RÜDIGER 1996) und bei der Mitverbrennung von Biomasse in einem Kohle-Flugstromreaktor (KICHERER 1996) untersucht. Dabei wird grundsätzlich zwischen den folgenden Verfahren zur NO_x-Minderung unterschieden:

- Luftstufung
- Luftstufung mit Reduktionszone
- Brennstoffstufung

Unter Luftstufung versteht man die Aufteilung der Verbrennungsluftzuführung in unterschiedliche Zonen des Feuerraums. Wichtig ist hier besonders die Trennung der Zonen, da in diesen unterschiedliche Bedingungen eingestellt werden müssen.

Bei der Luftstufung mit Reduktionszone befindet sich zwischen der unterstöchiometrischen Zone, wo der Brennstoff entgast und abgebaut wird, und der überstöchiometrischen Ausbrandzone eine Reduktionszone. Diese dient der räumlichen Trennung von unter- und überstöchiometrischem Bereich und als Reaktionszone zur Reduktion von NO an NH-Radikalen, wie z.B. beim SNCR-Verfahren (Sectiv-Non-Catalytic-Reduction) durch Ammoniak- oder Harnstoffeindüsung. Dabei dienen die bei der sauerstoffarmen Verbrennung entstehenden NH-Zwischenprodukte als Reduktionsmittel. Außerdem muss in der Reduktionszone bei sauerstoffarmer Atmosphäre und Temperaturen > 900 °C eine Verweilzeit von 0,1 – 0,5 s erreicht werden.

Bei der Brennstoffstufung wird ein Reduktionsbrennstoff zwischen Primär- und Sekundärzone zugegeben. Als Reduktionsbrennstoffe eignen sich Gas oder feinkörnige Biomassen. Kriterium ist hier, dass die Brennstoffe leicht entgasen und einen hohen Flüchtiganteil aufweisen. Als Reduktionsmittel dienen je nach Reduktionsbrennstoff CH_i bzw. NH_i-Verbindungen. Diese Art der NO_x-Minderung bietet sich vor allem in größeren holzverarbeitenden Industriebetrieben an, wo stückige Holzreste und Schleifstaub getrennt anfallen, wobei der Schleifstaub als Reduktionsbrennstoff verwendet werden kann (KELLER 1994).

Bei Holzfeuerungen im Leistungsbereich < 1 MW muss zur NO_x-Minderung aus technischen und wirtschaftlichen Gründen die Methode der Luftstufung mit Reduktionszone herangezogen werden, denn die Brennstoffstufung erfordert zwei getrennte Brennstofflager und -aufgabesysteme. Außerdem ist damit auch ein erhöhter Überwachungs- und Regelaufwand verbunden. In **Abbildung 3.5** sind die theoretischen Bedingungen der Prozessführung zur optimalen feuerungsseitigen NO_x-Minderung ohne Brennstoffstufung dargestellt (KELLER 1994). Von zentraler Bedeutung sind dabei unterstöchiometrische Bedingungen in der Primär-Brennkammer.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

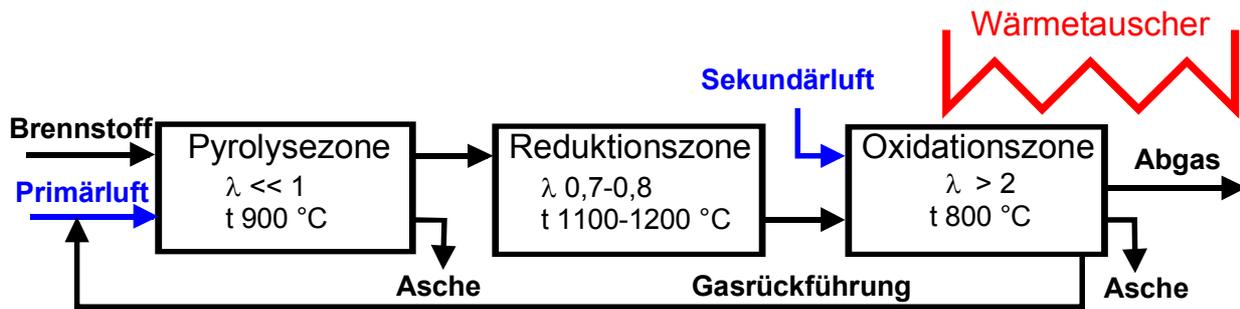


Abbildung 3.5: Bedingungen im Feuerraum zur optimalen NO_x -Reduktion (ohne Brennstoffstufung) bei der Biomasseverbrennung

In der Dissertation von KELLER (1994) wurden die Maßnahmen und Mechanismen bei der Konversion des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs zu NO_x bei der Verbrennung von Holz und Spanplatten anhand Parameterstudien an einer elektrisch beheizten Versuchsanlage untersucht. Bei diesen Untersuchungen erwies sich das Modell der gestuften Verbrennung mit Reduktionszone am ehesten für Praxisanlagen realisierbar. In diesen Parameterstudien konnte nachgewiesen werden, dass bezüglich der Konversion von Brennstoffstickstoff zu NO_x hauptsächlich die Primärluftzahl maßgeblich ist. Abgesehen von gewissen Mindestanforderungen an die Temperaturen und Verweilzeiten im Feuerraum und in der Reduktionszone werden die Umwandlungsraten von diesen Größen kaum beeinflusst. Bei einer Primärluftzahl von $\lambda_{\text{primär}} = 0,7$ wurden die kleinsten Umwandlungsraten von Brennstoff-N zu NO_x (niedrigste NO_x -Konzentrationen im Abgas) ermittelt. Für die Stickstoffchemie bei der Verbrennung existieren komplizierte Modelle, die bis zu 253 Reaktionen mit 49 Spezies berücksichtigen (KILPINEN 1992). Laut den Untersuchungen von KELLER (1994), der die Konzentrationen gasförmiger Stickstoffkomponenten im Feuerraum gemessen hat, sind dabei NO , NH_3 und HCN die mengenmäßig relevanten Komponenten. Die Konzentrationen dieser Komponenten im Feuerraum vor der Reduktionszone sind in **Abbildung 3.6** für verschiedene Primärluftzahlen aufgetragen. Bei kleiner Primärluftzahl ($\lambda = 0,4$) dominieren die Konzentrationen von NH_3 und HCN . Mit steigender Primärluftzahl nehmen diese Konzentrationen ab. Die NO -Konzentration verhält sich dazu gegenläufig. Bei einer Primärluftzahl von $\lambda = 0,7$ sind die Konzentrationsverhältnisse gerade so, dass in der Reduktionszone NO optimal abgebaut wird.

Die theoretischen und empirischen Maßnahmen zur NO_x -minderung sind hinreichend bekannt, scheitern aber in oft bei der Umsetzung an Praxisanlagen. Maßgebend für die erreichbare NO_x -Minderung ist dort die Realisierbarkeit der notwendigen Bedingungen im Feuerraum. Bei der Methode der gestuften Verbrennung hängt die erzielbare NO_x -Minderung vor allem von den Bedingungen im Primärbereich des Feuerraumes ab, wo der Brennstoff unterstöchiometrisch unter Luftmangel umgesetzt werden muss. Zudem sollte eine zonenübergreifende Mischung der Gase verhindert werden, damit z.B. keine NH_3 -Verbindungen direkt in die Oxidationszone gelangen, wo diese bevorzugt zu NO oxidiert werden.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

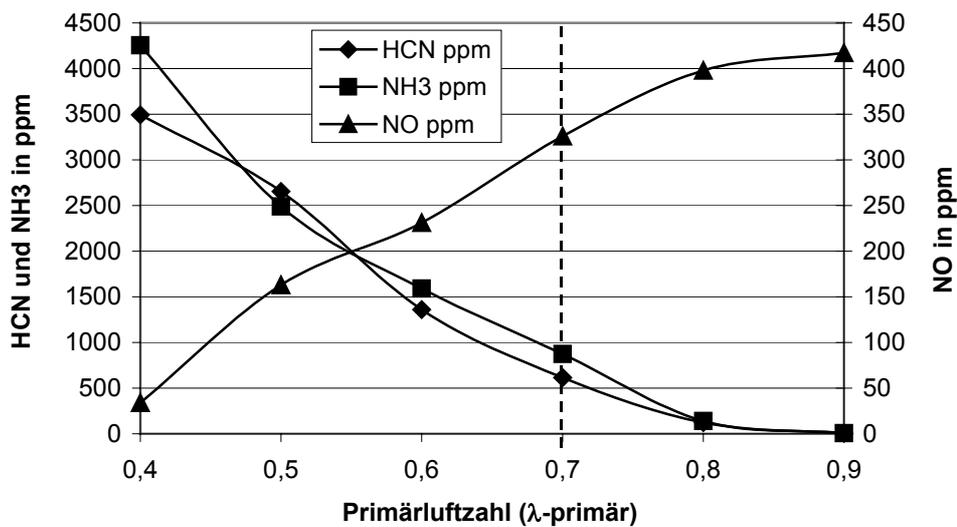


Abbildung 3.6: Konzentrationen gasförmiger Stickstoffverbindungen vor der Reduktionszone beim Verbrennen von Spanplatten (N-Gehalt 1,96 %) bei unterschiedlicher Primärluftzahl (Werte von KELLER 1994)

3.3 Polychlorierte Dibenzodioxin und -furanemissionen

PCDD/F-Verbindungen treten bei der Anwesenheit von Chlor im Brennstoff oft zusammen mit thermischen Prozessen auf (LAI 1994) und wurden somit auch bei Holzfeuerungen im Abgas und in den Ascheablagerungen nachgewiesen. Im Abgas können PCDD/F sowohl gasförmig als auch partikelgebunden vorliegen. Die Grundlagen zu PCDD/F-Verbindungen bei der Holzverbrennung sind in BAUMBACH et al. (1997) ausführlich beschrieben und im folgenden zusammengefasst.

PCDD/F-Verbindungen von Holzfeuerungen im Abgas und in den Verbrennungsrückständen können im Wesentlichen auf drei Ursachen zurückgeführt werden:

- Emission unzerstörter im Brennstoff enthaltener PCDD/F. Diese können z.B. aus Holzschutzmittelresten stammen. Ältere Holzschutzmittel bestanden u.a. aus polychlorierten Phenolen (PCP) und deren Folgeprodukten. Bei der Herstellung dieser Holzschutzmittel entstanden die PCDD/F als Nebenprodukte und waren somit auch im Holzschutzmittel enthalten (HAGENMAIER 1989).
- Bildung der PCDD/F aus chlororganischen Vorgängerverbindungen (sog. Vorläufern) wie Chlorphenole, Chlorbenzole, PVC, PCB u.ä. (BRUNNER 1990).

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

- Neubildung (De-Novo-Synthese) der PCDD/F in den Wärmetauschern und Rauchgaswegen der Feuerungen aus im Flugstaub vorhandenem Kohlenstoff und Metallchloriden beim Vorhandensein eines Katalysators (z.B. Cu, Fe). Eine Startreaktion ist dabei der Deacon- Prozess (HAGENMAIER 1998).

Die genannten PCDD/F-Bildungswege können nicht strikt voneinander getrennt werden. Die Voraussetzungen zur Bildung von PCDD/F (C, Cl, Cu, Fe im Temperaturbereich von 300-500 °C) sind bei der Biomasseverbrennung immer an irgend einer Stelle der Feuerung gegeben. Eine Minimierung der PCDD/F-Emissionen kann einerseits durch eine Minimierung der Vorläufer- bzw. Ausgangssubstanzen erfolgen und andererseits durch eine Verkürzung der Aufenthaltszeiten unter günstigen Bildungsbedingungen erreicht werden (VGB/FDBR 1992). In **Tabelle 3.1** sind die wesentlichen Einflussfaktoren auf die PCDD/F-Bildungswege zusammengestellt.

Tabelle 3.1: Einflussfaktoren auf die PCDD/F-Entstehung bei Verbrennungsprozessen (BRUNNER 1990, HAGENMAIER 1989, HASLER 1993, LAI 1994, NUSSBAUMER 1994)

Einflussfaktoren	Bildungswege	
	Aus Vorläufern	De-Novo-Synthese
Reaktanden	(Chlor-)Aromaten	makromolekulare Kohlenstoffstrukturen
Reaktion	Gasphasenreaktion	Gasphase/Feststoff-Reaktion an abgelagertem Flugstaub
Reaktionszeit	ca. 0-20 min	ca. 2-4 h (Langzeitprozess)
Ort	Nachverbrennungszone, Wärmetauscher	Wärmetauscher, Abgasreinigung, Rauchgaswege
Temperatur	300-700 °C	200-400 °C
Katalysator		CuCl, CuCl ₂ , CuSO ₄ , FeCl ₃
Chlorquelle	HCl, Cl ₂ , KCl, NaCl	HCl, Cl ₂ , KCl, NaCl, CuCl, CuCl ₂ , FeCl ₃
Atmosphäre	sauerstoffarm, wenn O im Brennstoff enthalten	sauerstoffhaltig ($\lambda > 1$), H ₂ O fördert PCDD/PCDF- Bildung

3.3.1.1 Emission unzerstörter PCDD/F

Eine relevante Quelle für direkten Dioxininput in Holzverbrennungsanlagen sind Holzschutzmittel auf Basis von Pentachlorphenolen (PCP). Werden mit PCP-haltigen Holzschutzmitteln behandelte Hölzer verbrannt, so werden PCDD/F in die Feuerung eingetragen. Würden die eingetragenen PCDD/F-Verbindungen unbeeinflusst von der Verbrennung wieder emittiert, müsste sich das Kongenerenprofil von PCP auch im Abgas wiederfinden. Dies ist jedoch nicht der Fall (HAGENMAIER 1989). Die Tatsache, dass nur noch geringe Mengen von mit PCP behandelten Hölzern im Umlauf sind, und dass auch bei der Verbrennung von naturbelassenen Hölzern in

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

z.T. nicht unerheblichen Mengen PCDD/F emittiert werden zeigt, dass dieser Weg keinen quantitativen Einfluss auf die PCDD/F-Gesamtemissionen aus Holzfeuerungen hat.

Um in Müllverbrennungsanlagen eine vollständige Zerstörung evtl. mit dem Brennstoff eingetragener PCDD/F Verbindungen zu garantieren, ist dort eine Mindestverweilzeit von 2 Sekunden im Temperaturbereich größer als 850 °C hinter der letzten Sekundärluftzugabe vorgeschrieben. Mit neueren Untersuchungen an der Versuch-Abfallverbrennungsanlage TAMARA des Forschungszentrums Karlsruhe konnte jedoch gezeigt werden, dass bereits bei erheblich kürzeren Verweilzeiten als den vorgeschriebenen 2 Sekunden ein vollständiger Ausbrand erzielt werden kann (SEIFERT & MERZ 2000).

3.3.1.2 Bildung aus Vorläufern

Besonders wenn viele Vorläufer in die Feuerung eingetragen werden, ist schwer zu unterscheiden, ob emittierte PCDD/F durch den Umbau von Vorläufern gebildet werden oder ob chlororganische Verbindungen lediglich als Chlorquelle für die De-Novo-Synthese dienen. In **Tabelle 3.1** wurden die beiden Bildungswege verglichen. Zur Beurteilung der Relevanz eines Bildungsweges ist die Reaktionszeit ausschlaggebend. Die Bildung aus Vorläufern kann als Gasphasenreaktion vergleichsweise schnell in den strömenden Abgasen erfolgen. Für die De-Novo-Synthese, die an der Grenzfläche zwischen Flugstaub und Gasphase stattfindet und auf dem oxidativen Abbau von abgelagertem und katalytisch chloriertem Kohlenstoff basiert, ist ein wesentlich längerer Zeitraum notwendig.

Als Vorläufer sind hier wieder PCP und PCB zu nennen, die beim Abbau, genauso wie bei der Produktion, in PCDD/F umgewandelt werden können. Aber auch andere chlororganische Beimengungen in Holzschutzmitteln (z.B. Endosulfan, Chlorthalonil, Dichlofluanid) können als Vorläufer dienen. In Technikumsversuchen wurde von (STRECKER & MARUTZKY 1994) die Verbrennung derartig vorbehandelter Hölzer untersucht. Bei guten Ausbrandbedingungen ergaben sich PCDD/F-Emissionen, die um den Faktor 5-20 über denen von unbehandelten Hölzern lagen. War zusätzlich der Ausbrand schlecht, so ergab sich eine weitere Erhöhung der PCDD/F-Emissionen um den Faktor 5-20

PVC wird zwar ebenfalls oft als Precursor genannt, ist aber wegen des Fehlens von aromatischen Strukturen nur indirekt hier einzuordnen. Plausibler ist die Funktion als Chlorlieferant für andere aromatische Substanzen, die z.B. aus dem Lignin des Holzes stammen, oder für die De-Novo-Synthese.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

In **Abbildung 3.7** ist die Grundstruktur von Lignin, das zu 25 % im Holz enthalten ist, skizziert. Da die Chlorsubstituenten fehlen, also zuerst eine Chlorierung notwendig ist, fällt dieses Molekül in einen Grenzbereich zwischen Vorläufer und Ausgangssubstanz für die De-Novo-Synthese.

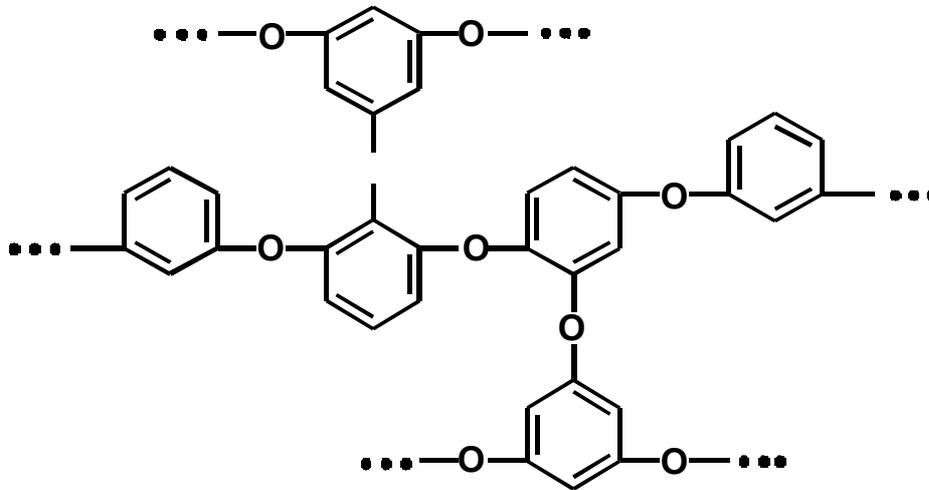


Abbildung 3.7: Grundstruktur des Lignins (STRUSCHKA 1993)

3.3.1.3 De-Novo-Synthese

Mit dem Brennstoff und seinen Inhaltsstoffen werden der Feuerung

- die Grundbausteine der PCDD/F (C-Aromaten, Cl und O₂),
- die zur Chlorierung bei niedrigen Temperaturen notwendigen Katalysatoren (besonders Cu und Fe),
- und den der Chlorbildung durch den Deacon-Prozess entgegenwirkenden Inhibitor (SO₂)

zugeführt. Als zusätzliche Chlorlieferanten kommen PCP, PCB und PVC in Frage. Auch das früher zur Spanplattenhärtung verwendete Ammoniumchlorid und das als Streckmittel für Leimharze verwendete Natriumchlorid können dabei eine Rolle spielen (MARUTZKY 1991).

Hinsichtlich der Neubildung von PCDD/F über die De-Novo-Synthese können chlorhaltige Härter und PVC-Beschichtungen einen größeren Einfluss auf das Dioxinbildungspotenzial haben als die Behandlung mit Holzschutzmitteln. Während Ammoniumchlorid und Natriumchlorid heute bei der Spanplattenherstellung kaum noch verwendet werden (in alten Spanplatten aber enthalten sein können), stellt das PVC, durch seine Verwendung als Umleimer und Beschichtungswerkstoff, eine quantitativ relevante Chlorquelle dar.

Als Lieferanten für die notwendigen Katalysatoren kommen Holzschutzmittel in Frage. CK-, CKA-, CKB- und CKF-Salze (Chrom-Kupfersalze), die als wasserlösliche Salzkonzentrate vor allem bei der Druckimprägnierung eingesetzt werden, enthalten Kupfersalze und Kupferoxid.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Auch im metallorganischen Holzschutzmittel Cu-HDO (Komplexsalz) ist Kupfer enthalten (STRECKER & MARUTZKY 1994), (DIBT 1995). Vermutlich sind auch beim Verbrennen von naturbelassenem Holz die vorhandenen Mengen an Eisen- und Kupferverbindungen bereits ausreichend, um elementares Chlor für die De-Novo-Synthese zu produzieren.

Der als Inhibitor wirkende Schwefel kann vor allem über das als Spanplattenhärter verwendete Ammoniumsulfat in die Feuerung eingetragen werden. Sogar bei schlechten Ausbrandbedingungen wurden beim Einsatz dieses Brennstoffs relativ niedrige PCDD/F-Emissionen gemessen (STRECKER & MARUTZKY 1994). Die inhibierende Wirkung von SO₂ bei der PCDD/F-Bildung konnte experimentell (RAGHUANTHAN & GULLET 1996) nachgewiesen werden. In den dort durchgeführten Versuchen lagen die Konzentrationen an Reaktanden aber um ein Vielfaches höher als sie in Holzfeuerungsabgasen anzutreffen sind. In neueren Untersuchungen der inhibierenden Wirkung von S- und N-Verbindungen von SAMARAS et al. (2000) konnte gezeigt werden, dass beim Verbrennen von RDF (Refuse Derived Fuel) schon durch geringe Zugabe von H₃NO₃S (sulfamic acid) eine signifikante Verminderung von PCDD/F im Abgas eines Versuchsofens erzielt werden konnte. Dabei wurden vor allen PCDD-Verbindungen vermindert, was damit erklärt wurde, dass der Schwefel als „Katalysatorgift“ wirkt, und somit die katalytische Neubildung (De-Novo-Synthese) von PCDD blockiert.

Hohe Sauerstoffgehalte in der Abkühlzone fördern über eine Verschiebung des Gleichgewichts beim Deacon-Prozess die Bildung von elementarem Chlor und damit die De-Novo-Synthese von PCDD/F (HAGENMAIER 1989). Der in Holzfeuerungen übliche hohe Luftüberschuss (der Bezugssauerstoffgehalt von Feuerungen nach 1. BImSchV beträgt 13 %) fördert also die Bildung von PCDD/F über den Bildungsweg der De-Novo-Synthese.

3.3.1.4 Einfluss der Ausbrandqualität

Die Qualität des Ausbrands bezieht sich auf die gasförmigen Abgasbestandteile und die Partikel. Während der Ausbrand der Verbrennungsgase entscheidend ist, um die Emissionen unverbrannter PCDD/F und die Bildung aus Vorläufern zu minimieren, vermindert ein guter Ausbrand der Partikel vor allem im Bereich der Wärmetauscher und im weiteren Abgasweg das Bildungspotenzial über die De-Novo-Synthese.

Bei ausreichend hohen Temperaturen im Feuerraum (> 800 °C), ausreichender Verweilzeit, genügend hohem Luftüberschuss und bei guter Durchmischung kann davon ausgegangen werden, dass sämtliche Vorläufer zerstört werden. Diese Bedingungen liegen bei Holzfeuerungsanlagen aber nicht immer vor. Besonders im Stand-by-Betrieb, aber auch in Luftmangelsituationen bei Nennlast, kann es zu Bedingungen kommen, die die direkte Emission und die Bildung von PCDD/F über Vorläufer erlauben.

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Diese Betriebsbedingungen verschlechtern natürlich auch den Ausbrand der Partikel. Der Partikelausbrand und die Ablagerungen in den für die De-Novo-Synthese in Frage kommenden Anlagenbereichen (Wärmetauscher und Abgaswege) wird aber zusätzlich über Faktoren wie Strömungsführung, Strömungsgeschwindigkeiten und Brennstoffstruktur (Stückgröße, Dichte u.ä.) bestimmt. Eine starke Beeinflussung der PCDD/F-Emissionen durch die Ausbrandbedingungen sowohl bei behandelten als auch bei unbehandelten Hölzern wurde auch STRECKER & MARUTZKY (1994) angegeben. Bei schlechteren Ausbrandbedingungen wurden dort höhere PCDD/F-Konzentrationen im Abgas gemessen, als unter guten Ausbrandbedingungen.

In der Regel fallen die gewerblichen Feuerungsanlagen in den Geltungsbereich der 1. BImSchV. Eine PCDD/F-Messung im Abgas ist dort nicht vorgeschrieben. Mit Holzschutzmitteln behandelte Hölzer, die ein hohes Dioxin-Bildungspotential bei der Verbrennung aufweisen, dürfen dort nicht verbrannt werden. Messungen an Praxisanlagen zeigten jedoch, dass die PCDD/F-Konzentrationen im Abgas von Holzfeuerungen nicht unerheblich sind, weshalb bei der Entwicklung emissionsarmer Feuerungskonzepte auch eine Verminderung dieser Verbindungen berücksichtigt werden muss.

3.4 Auswirkungen unterstöchiometrischer Bedingungen im Bereich der Brennstoffschüttung auf den Verbrennungsprozess

Die aschefreie Trockenmasse des Holzes besteht zu ca. 85 % aus flüchtigen Bestandteilen, die bei der Verbrennung freigesetzt werden und in homogen Gasphasereaktionen verbrennen. Der Rest ist größtenteils fester Kohlenstoff in Form von Holzkohle, die in der Brennstoffschüttung in heterogenen Fest-Gasphase-Reaktionen umgesetzt wird. An diesem Feststoffabbrand sind unterschiedliche Reaktionsarten beteiligt, die von STRUSCHKA (1993) beschrieben wurden. Der Temperaturbereich < 1373 K ist dort als Bereich der „chemischen Reaktionen“ angegeben, wo die Reaktionsgeschwindigkeit nach der Arrhenius-Gleichung exponentiell mit der Temperatur ansteigt. Der Temperaturbereich darüber wird als „Porendiffusion“ bezeichnet. Geschwindigkeitsbestimmend ist dort z.B. die Diffusionsgeschwindigkeit von Sauerstoff in die Poren des Feststoffgerüsts. Dieser Sachverhalt könnte bei einer Verminderung der Sauerstoffkonzentration zu einem langsameren Feststoffabbrand führen, was z.B. durch eine größere Rostfläche bei gleicher Feuerungsleistung kompensiert werden könnte. Da der Ascheerweichungspunkt von Holzaschen jedoch im Bereich von $900-1100$ °C liegt und die Temperatur der Brennstoffschüttung diesen Bereich nicht überschreiten sollte, ist die „Porendiffusion“ hier nicht der begrenzende Faktor.

In **Abbildung 3.8** sind die Zusammenhänge zwischen der berechneten adiabaten Verbrennungstemperatur und dem Luftüberschuss bei verschiedenen Brennstofffeuchten dargestellt. In realen

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Feuerräumen werden die dargestellten adiabaten Verbrennungstemperaturen nicht erreicht, da im Feuerraum bereits Wärme abgeführt wird. Unter stöchiometrischen Bedingungen ($\lambda = 1$) und absolut trockenem Brennstoff wird theoretisch die höchste Verbrennungstemperatur erzielt. Wird mit Luftüberschuss verbrannt, kühlt die überschüssige Luft die Verbrennungstemperatur ab. Im Luftüberschussbereich ($\lambda > 1$) sind die Temperaturverläufe relativ flach, was allenfalls eine moderate Änderung der Verbrennungstemperatur bei verändertem Luftüberschuss nach sich zieht. Im Luftmangelbereich ($\lambda < 1$) verlaufen die Temperaturlinien wesentlich steiler. Dort kann besonders bei feuchten Brennstoffen eine Änderung der zugeführten Luftmenge zu einer starken Temperaturänderung führen, die eine starke Verminderung des Brennstoffumsatzes nach sich zieht. Bei vermindertem Brennstoffumsatz kann die Höhe des Brennstoffbetts anwachsen, was zum Erstickten der Verbrennung bis zu mechanischen Schäden am Feuerraum führen kann. Um auch im Luftmangelbetrieb die Temperaturen im Feuerraum für einen vollständigen Brennstoffumsatz sicherzustellen, wurde beim nachfolgend beschriebenen Feuerungskonzept Typ E (Kapitel 4.1.4) die Möglichkeit vorgesehen, heißes Gas vom Ende der Brennkammer durch die Brennstoffschüttung zu leiten.

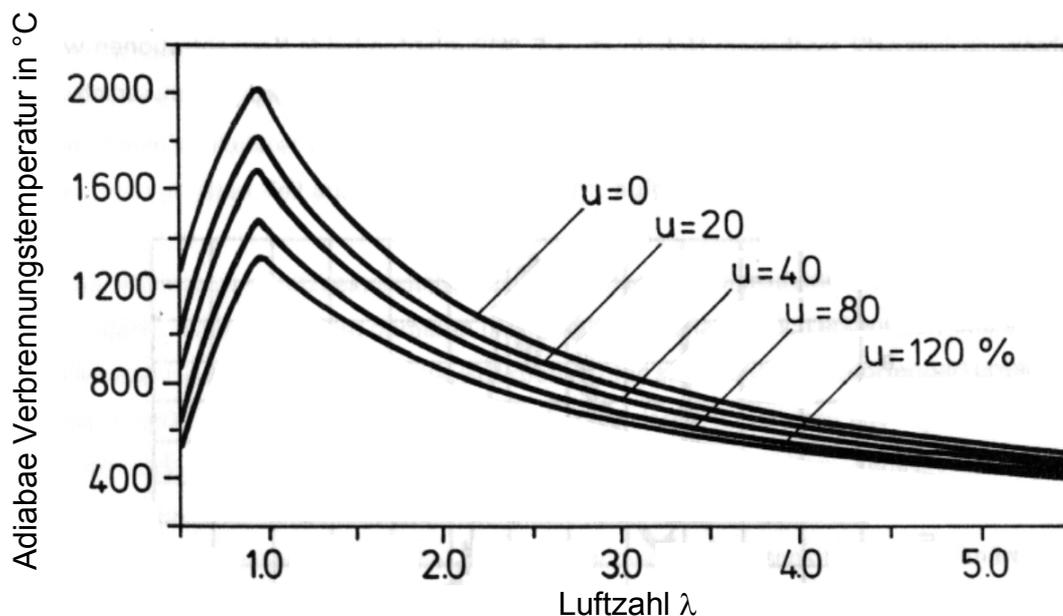


Abbildung 3.8: Zusammenhang zwischen der adiabaten Verbrennungstemperatur und dem Luftüberschuss bei verschiedenen Brennstofffeuchten (NUSSBAUMER 1988).
u...Brennstofffeuchte

Bei der Realisierung der gestuften Verbrennung stellt die Rußbildung evtl. ein Problem dar. Ruß besteht aus Polyaromaten mit Seitenketten mit einem C/H-Verhältnis von ungefähr 1. Die Entstehung des Rußes erfolgt ausgehend von C_1 und C_2 Kohlenwasserstoffen. Der erste Schritt ist hierbei die Bildung eines aromatischen Ringes aus Rußvorläufern (C_2H_2 , C_3H_3), die als Zwischenprodukte bei der Holzverbrennung auftreten (MAAS et al. 1999). Zusätzlich sind bei der

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Holzverbrennung bereits aromatische Kohlenwasserstoffe als Pyrolyseprodukte des Lignins vorhanden. Es ist jedoch nicht geklärt, ob diese Entgasungsprodukte bei der Verbrennung in oxidierender Atmosphäre zunächst zu kleinen Bruchstücken abgebaut werden oder ob sie direkt als Rußvorläufer fungieren.

Aus den primär gebildeten aromatischen Ringen entstehen dann durch Ringwachstum polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Ethin (Azetylen) spielt beim Ringwachstum eine besondere Rolle, weil es durch Reaktionsfolgen zu immer größeren PAK führt. In **Abbildung 3.9** ist das Ringwachstum durch radikalische Anlagerung von Ethin beispielhaft dargestellt. Die Vergrößerung der PAK durch Oberflächenwachstum (Anlagerung von Ethin) als auch durch Koagulation (Zusammenlagerung mehrerer Partikel) führt letztendlich zum Ruß in seiner bekannten Erscheinungsform (WARNATZ & MAAS 1993).

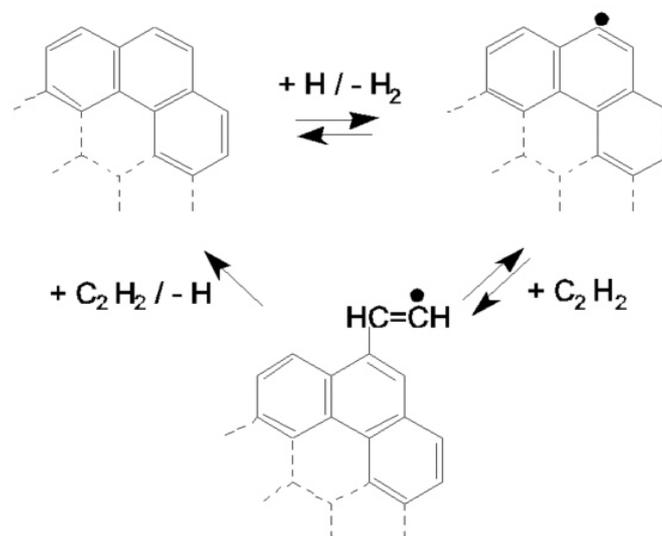


Abbildung 3.9: Ringwachstum durch radikalische Anlagerung von Ethin (FRENKLACH & WANG 1991)

Die Rußbildung findet im Temperaturfenster zwischen 1000 und 2000 K statt. Darunter stehen nicht genügend radikalische Rußvorläufer (z.B. C₃H₃) zur Verfügung und darüber werden die Vorläufersubstanzen oxidiert oder gespalten. Wenn bei einer gestuften Verbrennung zur primären NO_x-Minderung zwischen Primär- und Sekundärbrennkammer eine heiße NO_x-Reduktionszone vorgesehen wird, so liegen dort auch gute Bedingungen zur Rußbildung vor.

3.5 Folgerungen und Untersuchungsschwerpunkte

Für einen emissionsarmen Betrieb einer Feuerungsanlage müssen nach den geschilderten Erkenntnissen mehrere Bedingungen gleichzeitig erfüllt sein. Einerseits müssen die technischen

3 Grundlagen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung

Voraussetzungen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung vorhanden sein und andererseits müssen die Feuerungen aber auch in einer Weise betrieben werden, die es ermöglicht, dass feuerungsseitige Maßnahmen überhaupt erst zum Tragen kommen. Wenn eine Feuerung hauptsächlich im Stand-by Betrieb läuft, sind feuerungsseitige Emissionsminderungs-Maßnahmen nicht unbedingt sinnvoll, da ein vollständiger Ausbrand im diesem Betriebszustand ohnehin nicht erreicht wird.

Als weitere Bedingung müssen der vorhandene Brennstoff und die eingesetzte Feuerungstechnik aufeinander abgestimmt sein. Zudem sollte der Brennstoff möglichst homogen sein und in seinen physikalischen Brennstoffeigenschaften nicht zu sehr variieren. Hier gilt grundsätzlich: Je kleiner die Feuerungsanlage desto höher sind die Anforderungen an den Brennstoff.

Bei der Entwicklung von neuen Konzepten für emissionsarme Feuerungsanlagen in holzbe- und -verarbeitenden Betrieben genügt es nicht, den Verbrennungsprozess isoliert zu betrachten und zu optimieren. Um in diesem Bereich langfristig eine Emissionsminderung zu erzielen, müssen auch die in der Praxis gegebenen Randbedingungen in eine Konzeptentwicklung mit einbezogen werden.

Die Schwerpunkte dieser Arbeit liegen in der Untersuchung und der praktischen Umsetzung der feuerungsseitigen NO_x -Minderung bei gleichzeitiger Verbesserung des Partikelausbrandes. Ausgehend von der Feuerungstechnik einer modernen Unterschubfeuerungen erfolgt diese Entwicklung stufenweise. Eine erste Maßnahme zur primären Emissionsminderung stellt die gestufte Verbrennung dar. Bei den meisten gebräuchlichen Feuerungen ist dieses Prinzip nur ansatzweise verwirklicht. Dort wird die Verbrennungsluft zwar „gestuft“ an verschiedenen Stellen im Feuerraum zugegeben, aber es bilden sich keine räumlich getrennten Zonen mit unterschiedlichen Bedingungen aus. Um dies zu realisieren, soll in der ersten Entwicklungsstufe der Feuerraum in eine Primär- und Sekundärbrennkammer (Ausbrandzone) aufgeteilt werden. Die Ausbrandzone soll so gestaltet werden, dass unvollständig verbrannte Partikel dort verbleiben, so dass auf einen Trägheitsabscheider am Ende der Feuerung verzichtet werden kann.

In der zweiten Entwicklungsstufe soll der Primärteil der Brennkammer so gestaltet werden, dass dort die zur primären NO_x -Minderung notwendigen Randbedingungen vorliegen (reduzierende Atmosphäre, hohe Temperatur). Aus der Kombination von Primär- und Sekundärkammer soll eine praxistaugliche Feuerung entstehen, bei der die Möglichkeiten zur feuerungsseitigen Emissionsminderung voll ausgenutzt werden und die es ermöglicht, auch schwierige Brennstoffe aus der holzbe- und holzverarbeitenden Industrie emissionsarm zu verbrennen.

4 Versuchskonzept

Ausgehend vom Emissionsverhalten einer modernen Unterschubfeuerung mit Temperatur- und λ -Regelung wurden neue Feuerungskonzepte entwickelt und untersucht, bei denen Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung realisiert werden sollen. Die einzelnen Feuerungskonzepte werden nachfolgend mit Buchstaben (Typ A-E) bezeichnet und anhand ihrer charakteristischen Merkmale beschrieben. Zur Untersuchung des Betriebs- und Emissionsverhaltens der Feuerungskonzepte wurde ein Versuchsstand eingerichtet, der es ermöglicht, mechanisch beschickte Holzfeuerungen bis zu einer Leistung von 500 kW unter definierten Bedingungen zu betreiben. In **Abbildung 4.1** ist die Vorgehensweise mit den wesentlichen Arbeitsschritten bei der Feuerungsentwicklung und die gegenseitige Vernetzung graphisch dargestellt. Die Anfertigung der Prototypen erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem österreichischen Feuerungshersteller K**ö**b & Sch**ä**fer KG.

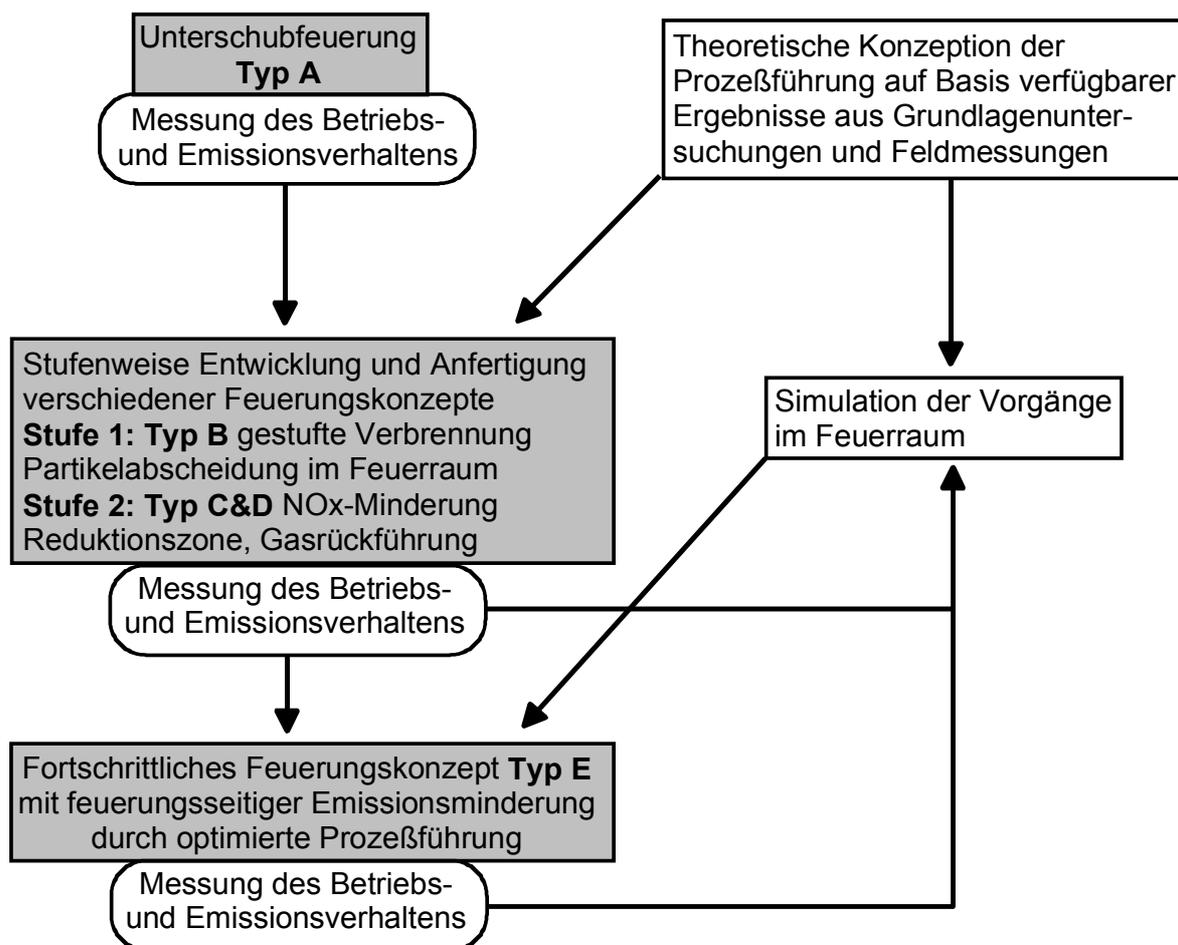


Abbildung 4.1: Arbeitspakete und Vorgehensweise bei der Entwicklung eines emissionsarmen Feuerungskonzeptes für Brennstoffe aus der Holzbe- und -verarbeitung (*grau* Anlagen, *weiß* Konzeption)

4.1 Untersuchte Feuerungskonzepte

Im folgenden sind die verschiedenen Feuerungskonzepte beschrieben, wie sie für die Untersuchungen des Emissionsverhaltens herangezogen wurden. Die verschiedenen Feuerungskonzepte werden fortan mit Buchstaben (Typ A-E) bezeichnet. In **Tabelle 4.1** sind die untersuchten Feuerungskonzepte mit ihren charakteristischen Merkmalen zusammengefasst.

Tabelle 4.1: Untersuchte Feuerungskonzepte und deren charakteristische Merkmale

Feuerungskonzept	Charakteristisches Merkmal
Typ A	Temperatur- und λ -geregelte Unterschubfeuerung mit Zyklon (175 kW)
Typ B	Gestufte Verbrennung und Partikelabscheidung im Feuerraum (150 kW)
Typ C & D	Gestufte Verbrennung, oberer Abbrand, NO _x -Reduktionszone
Typ E	Gestufte Verbrennung, NO _x -Reduktionszone, Abgasrückführung (150 kW)

4.1.1 Unterschubfeuerung Typ A

In **Abbildung 4.2** ist die eingesetzte regelbare 175 kW Unterschubfeuerung der üblichen Bauart, wie sie häufig im gewerblichen Bereich eingesetzt wird, dargestellt. Die Feuerung verfügt über eine λ - und Temperaturregelung, wobei Primär- und Sekundärluft über getrennte Gebläse zugeführt wird. Brennstoff und Primärluft werden zusammen in der Feuermulde zugeführt. Die Sekundärluft wird mit einem separaten Gebläse oberhalb der Feuermulde und entlang des Feuerraumes zugeführt, wodurch ansatzweise eine gestufte Verbrennung realisiert ist. Grobe, unverbrannte Partikel werden nach dem Kessel in einem Zyklon abgeschieden. Zur vollständigen Verbrennung war bei diesem Feuerungstyp ein hoher Luftüberschuss erforderlich (Restsauerstoffgehalt im Abgas von 8 - 13 %). Bei stickstoffreichen Brennstoffen traten hohe NO_x-Werte im Abgas auf. Die Feuerung konnte bis ca. 50 % der Nennleistung kontinuierlich betrieben werden. In dieser Betriebsweise wurde ein guter Ausbrand der Gase erzielt (CO < 50 mg/m³). Grobe Brennstoffverunreinigungen waren beim Betrieb unkritisch. Die Feuerung stellt den Referenzfall der bisherigen Feuerungstechnik dar.

4 Versuchskonzept

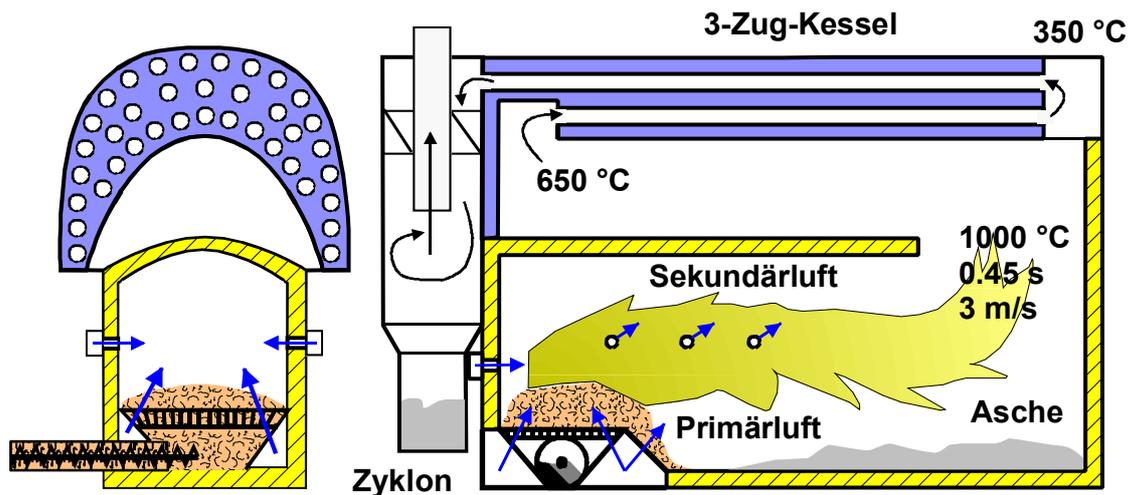


Abbildung 4.2: Unterschubfeuerung üblicher Bauart (Typ A) mit Zyklonabscheider, 175 kW, Baujahr 1995, Temperatur- und λ -Regelung

4.1.2 Feuerungskonzept (Typ B) mit Partikelabscheidung im Feuerraum

Das Feuerungskonzept (Typ B) ist in **Abbildung 4.3** skizziert. Bei dieser Feuerung wurde eine räumliche Trennung des Feuerraumes in einen Primär- und Sekundärteil realisiert. Der Brennstoff wird auf einem schräg angeordneten, zyklisch gerüttelten Rost gefördert, der von der Primärluft von unten durchströmt wird. Der Sekundärteil des Feuerraums, die Ausbrandzone, ist in zylindrischer Form im liegenden Kessel integriert. Durch den Einbau dieser ausschamottierten Ausbrandzone in den Kessel werden Schäden durch Überhitzung der Schamottierung vermieden. Die Sekundärluftzugabe erfolgt mit einem speziellen Drallgebläse, wodurch eine turbulente Drallströmung erzeugt wird. Unvollständig verbrannte, grobe Partikel werden an der Wand der zylindrischen Ausbrandzone abgeschieden und verbleiben dort bis sie ausgebrannt sind. Die Grobentstaubung erfolgt hier vor dem Kessel, so dass der Zyklonabscheider nach dem Kessel wie bei Typ A nicht mehr erforderlich ist. Durch die guten Mischungsverhältnisse bedingt durch den Einsatz des Drallgebläses konnte der zur vollständigen Verbrennung benötigte Luftüberschuss verringert werden. Die gute Durchmischung blieb auch bei verminderter Luftzufuhr (Teillast bis 30 %) erhalten. Durch die Reduzierung des Luftüberschusses und die Vermeidung von Temperaturspitzen in der Ausbrandzone war bei stickstoffreichen Brennstoffen eine NO_x -Minderung erkennbar. Da die Primärluft die Brennstoffschüttung auf dem Rost durchströmen muss, ist die zugeführte Luftmenge von der Stückgröße des Brennstoffs abhängig, was sich bei der Dosierung als nachteilig erwies. Grobe Brennstoffverunreinigungen führten im Rostbereich zu Betriebsstörungen.

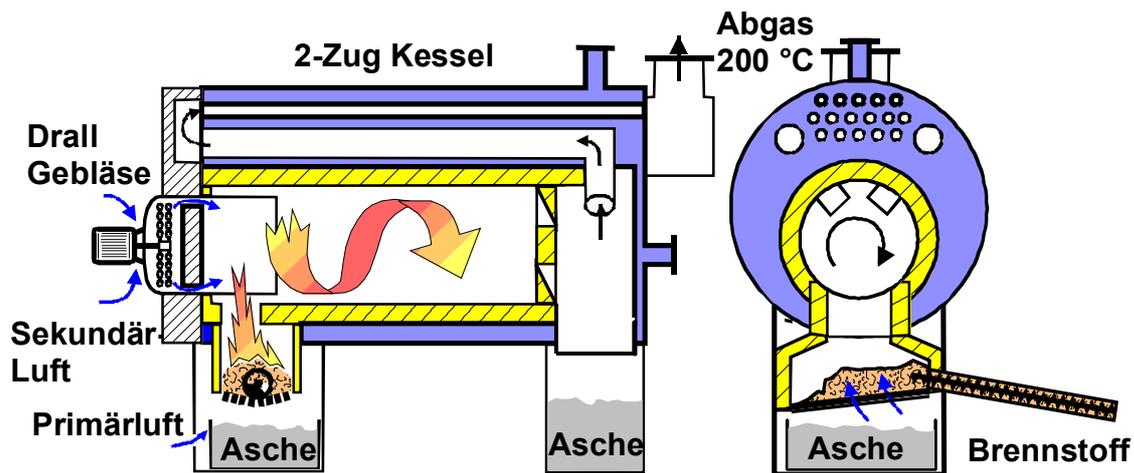


Abbildung 4.3: Feuerungskonzept Typ B mit gestufter Verbrennung und Partikelabscheidung im Feuerraum, 150 kW, Baujahr 1998, λ - und Temperaturregelung

4.1.3 Feuerungskonzept (Typ C & D) mit feuerungsseitiger NO_x -Reduktionszone

Zur feuerungsseitigen NO_x -Minderung muss der Verbrennungsprozess in definierter Weise, wie es in Kapitel 3.2.2 beschrieben ist, geführt werden. Der Erfolg der NO_x -Minderung hängt dabei im Wesentlichen davon ab, wie gut die geforderten Bedingungen in der Praxis umgesetzt werden können.

Bei den Feuerungskonzepten vom Typ C + D in **Abbildung 4.4** wurde der Primärteil des Feuerraumes neu gestaltet. Da bezüglich der Ausbrandbedingungen, insbesondere der Partikel, mit dem Typ B gute Ergebnisse vorlagen, wurde die Ausbrandzone vom Typ B übernommen. Zwischen dem Bereich der Brennstoffaufgabe und der Ausbrandzone war eine Reduktionszone zur NO_x -Minderung vorgesehen. Der Brennstoff wurde beim Typ C ohne Rost direkt im rechteckigen ausschamottierten Primärteil des Feuerraumes zugeführt. Die Primärluft wurde im Bereich der Brennstoffschüttung über einen 3 cm hohen Spalt zugeführt, der sich über die ganze Brennraumbreite erstreckte. Ziel dabei war, die Brennstoffzuführung möglichst einfach, ohne Rost und beweglichen Teilen zu gestalten. Außerdem sollte die zugeführte Primärluft nicht die Brennstoffschüttung durchströmen, so dass die Luftmenge nicht von der Beschaffenheit der Brennstoffschüttung abhing.

Mit dem Konzept C konnte kein stabiler Verbrennungsprozess realisiert werden. Im Spaltbereich der Luftzuführung kam es zu intensiver Verbrennung, wogegen in anderen Bereichen der Primärbrennkammer der Brennstoff unverbrannt liegen blieb. Angestrebt wurden aber homogene unterstöchiometrische Bedingungen im Bereich der Brennstoffzuführung, weshalb dieses Konzept nicht weiterverfolgt wurde. Die Probleme wie sie beim Typ C im Primärbereich auftraten, sollten mit dem Typ D gelöst werden.

4 Versuchskonzept

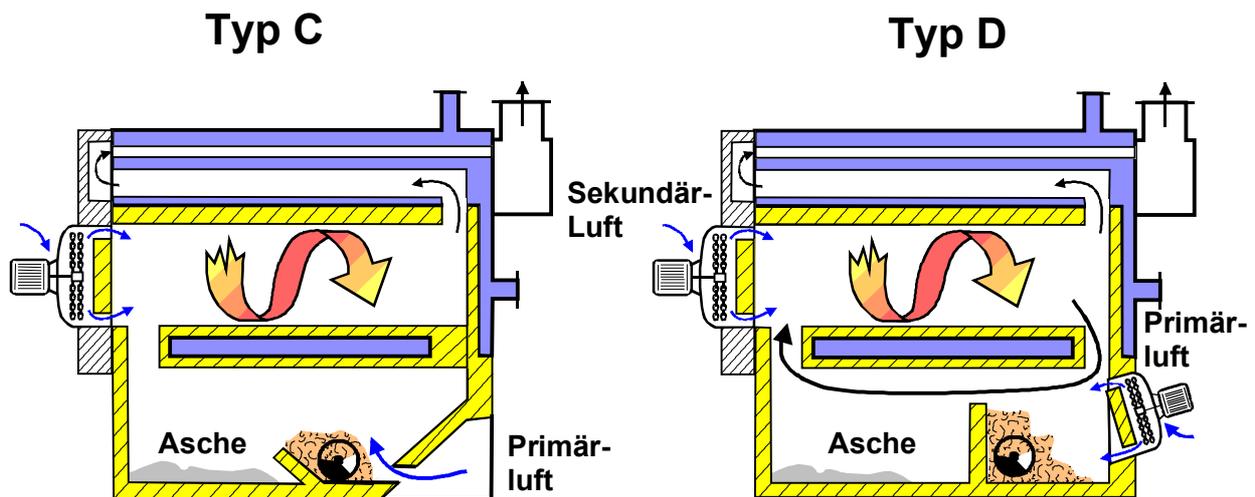


Abbildung 4.4: Feuerungskonzepte (Typ C & D) mit gestufter Verbrennung mit oberem Abbrand und Reduktionszone, Brennstoffzufuhr ohne Rost direkt in den schamottierten Feuerraum

Im Unterschied zum Typ C wurde beim Typ D die Primärluft mit einem Drallgebläse zugeführt, wodurch die Brennstoffschüttung von oben abbrennen sollte. Dadurch wurde im Gegensatz zum Typ C erreicht, dass die Primärluft besser dosiert werden konnte, was zur primären NO_x-Minderung eine entscheidende Voraussetzung darstellt. Bei den Varianten B und C war die Primärluftmenge vom anliegenden Unterdruck im Feuerraum und von der Beschaffenheit der Brennstoffschüttung abhängig, was sich beim Einstellen definierter Luftmengen als nachteilig erwies. Weiter bestand beim Typ D die Möglichkeit, heißes Gas aus der Ausbrandzone in den Primärbereich zurückzuführen und so die Primärluftmenge weiter zu vermindern. Außerdem konnte so bei Teillast dem Auskühlen des relativ großen Feuerraums entgegengewirkt werden. Auch mit diesem Konzept konnte in der Praxis kein stabiler Betrieb über einen längeren Zeitraum erreicht werden, da sich auf der Oberfläche der Brennstoffschüttung eine Schicht aus Glut und Holzkohle bildete, die einen Umsatz des darunter liegenden Brennstoffs verhinderte.

4.1.4 Feuerungskonzept Typ E Primärluftzuführung mittels Injektor und Abgasrückführung

In **Abbildung 4.5** ist das Feuerungskonzept (Typ E) dargestellt. Der realisierte Verbrennungsprozess kann als Vergasung mit anschließender Verbrennung mit Drallflamme beschrieben werden. Basierend auf den Erfahrungen bei den Verbrennungsversuchen mit den anderen Feuerungskonzepten, erfolgte bei diesem Konzept die Primärluftzugabe über Bohrungen in den Rostelementen. Damit sollte eine möglichst homogene Verteilung der zugeführten Luft über den gesamten Rostbereich erzielt werden. Zur Überwindung des Druckverlustes der Rostelemente und der Brennstoffschüttung wurde ein Seitenkanalgebläse verwendet. Die Luftzuführung wurde als Injektor ausgeführt, was es ermöglichte, der Primärluft heißes Gas vom Ende der Brennkammer

oder bereits abgekühltes Abgas zuzumischen. Bei diesem Konzept wurde versucht, die Brennstoffschüttung auf dem Rost so klein wie möglich zu halten, so dass der Druckverlust der Brennstoffschüttung gegenüber der Luftzuführung durch die Rostelemente gering ist und somit die zugeführte Luftmenge nicht durch die Eigenschaften der Brennstoffschüttung beeinflusst werden.

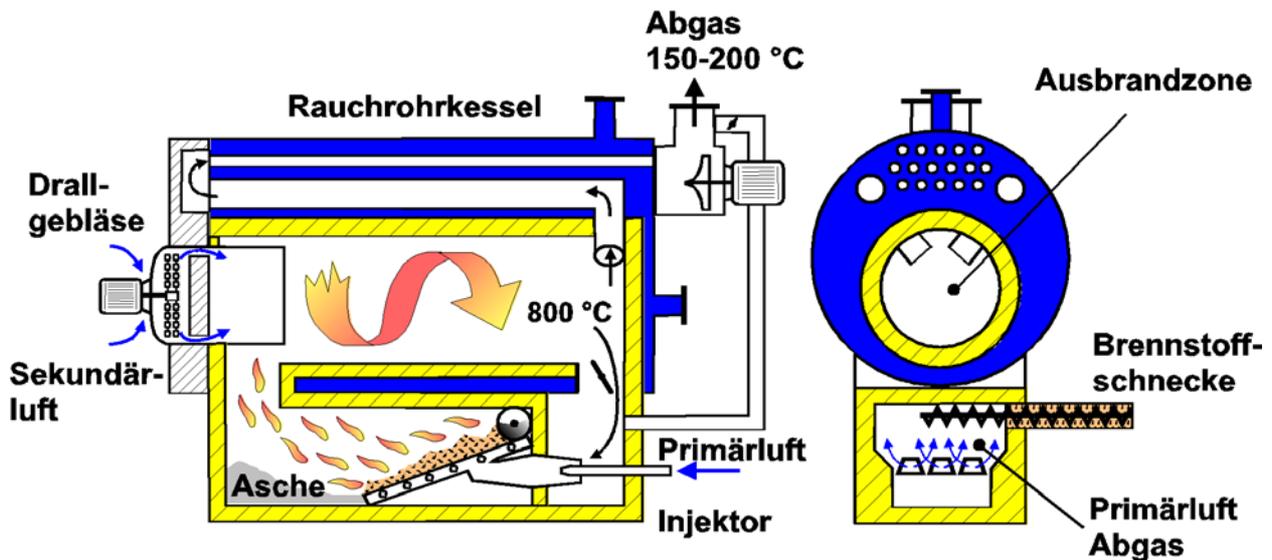


Abbildung 4.5: Feuerungskonzept Typ E (Vergasung und danach Verbrennung mit Drallflamme) gestufte Verbrennung, NO_x -Reduktionszone und Abgasrückführung

4.2 Aufbau des Versuchsstandes

Zur Untersuchung des Emissionsverhaltens der verschiedenen Feuerungskonzepte wurde im Technikum des Instituts für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart (Halle im Heizkraftwerk) ein Versuchsstand, mit den Einrichtungen wie sie in **Abbildung 4.6** skizziert sind, aufgebaut. Der Versuchsaufbau dient der Bereitstellung der zum Betrieb einer automatischen Holzfeuerung notwendigen Anschlussbedingungen. Zur Abführung der Verbrennungsgase steht eine regelbare Abgsanlage zur Verfügung, mit der ein natürlicher Kaminzug im Bereich von 10 - 90 Pa simuliert werden kann. Die Abgasrohrleitung verfügt über Messöffnungen zur Teilstromentnahme und Beprobung mittels Sonden.

4 Versuchskonzept

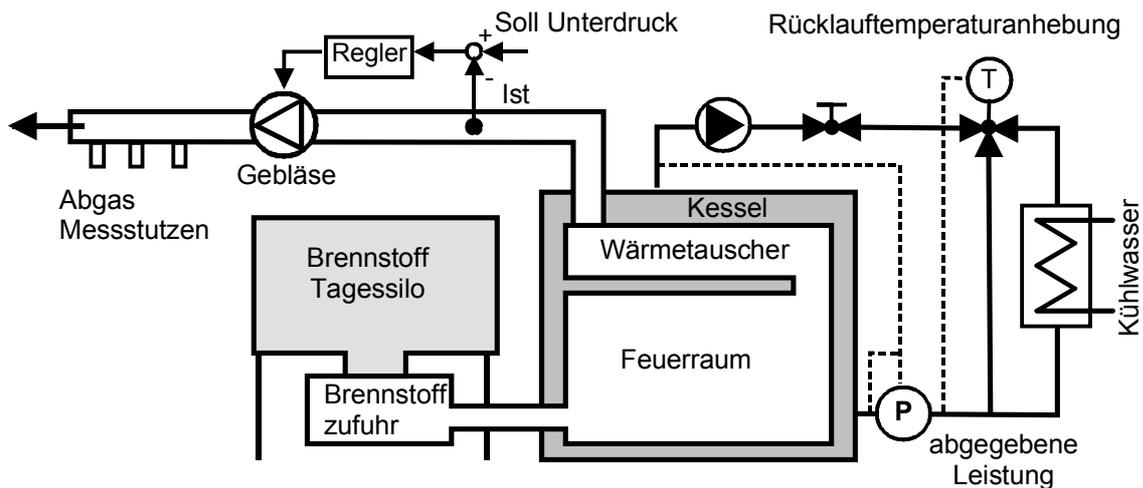


Abbildung 4.6: Versuchsstand zur Untersuchung des Emissionsverhaltens der verschiedenen Feuerungskonzepte

Zur Abfuhr der erzeugten Wärmeenergie ist der Versuchsstand über einen Wärmetauscher mit dem Kühlwassersystem des Heizkraftwerkes verbunden. Der Kesselwasserkreislauf ist mit einer „Rücklauf-temperatur-anhebung“ versehen, damit das in den Kessel zurückströmende Wasser immer eine konstante Temperatur von ca. 70 °C besitzt. Bei Praxisanlagen wird diese Maßnahme meist vom Feuerungshersteller vorgeschrieben, um Kondensation und in Folge davon Korrosion im Kesselbereich zu verhindern. Außerdem ist im Kesselwasserkreislauf ein Wärmezähler eingebaut, mit dem die wasserseitig abgegebene Energie kontinuierlich gemessen wird. Über eine Drosseleinrichtung im Kesselwasserkreislauf kann bei konstanter Temperaturdifferenz zwischen Vor- und Rücklauf die abgenommene Wärmemenge vorgegeben werden. Dies ermöglicht die Untersuchung des Emissionsverhaltens in verschiedenen Lastzuständen.

4.3 Messtechnik

Zur Beurteilung und Interpretation von Messergebnissen ist eine isoliert betrachtete Messgröße in der Regel nicht ausreichend. Die Aufgabe der Messtechnik bestand innerhalb der vorliegenden Arbeit einerseits darin, die Abgasemissionen bei der Holzverbrennung quantitativ zu beschreiben und andererseits die zur Charakterisierung der Randbedingungen notwendigen Betriebsgrößen zu erfassen. Grundsätzlich wird zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messverfahren unterschieden. Die kontinuierlichen Verfahren ermöglichen eine zeitliche Auflösung der Messgröße, was zur Beschreibung von instationären Vorgängen, wie z.B. zur Charakterisierung des Betriebsverhaltens einer Feuerungsanlage, benötigt wird. Da nicht für alle Messgrößen kontinuierliche Messverfahren oder die entsprechenden Messgeräte zur Verfügung standen, musste auch auf diskontinuierliche Verfahren zurückgegriffen werden. Diese liefern einen Durchschnittswert der Messgröße über den Probenahmezeitraum. Um bei Parametervariationen

eine klare Zuordnung der Messwerte zu den Randbedingungen zu ermöglichen, müssen diese im Probenahmezeitraum möglichst konstant gehalten werden.

4.3.1 Kontinuierlich gemessene Größen

Kontinuierlich gemessen wurden die Konzentrationen der gasförmigen Abgaskomponenten O_2 , CO_2 , CO , NO_x und C_nH_m . Zur Charakterisierung des Betriebsverhaltens wurden an verschiedenen Stellen der Feuerungsanlage Temperaturen mit Thermoelementen bestimmt und zusammen mit den gasförmigen Komponenten aufgezeichnet. Zur Ermittlung des Luftüberschusses ist es notwendig, die zugeführten Luft- und Brennstoffmengen zu kennen. Die zugeführte Primär- und Sekundärluftmenge wurde mit Messblenden ermittelt. Dabei wurde der Druckabfall an einer Messblende mit einem Drucksensor in ein elektrisches Signal umgewandelt. Die momentan eingesetzte Holzbrennstoffmenge konnte nicht direkt bestimmt werden, da die Brennstoffzufuhr volumetrisch über eine getaktete Schnecke erfolgt. Die Taktzeiten konnten nicht mit dem zugeführten Energiegehalt korreliert werden, da die eingesetzten zerkleinerten Brennstoffe sehr inhomogen waren. Um dennoch Informationen über den Brennstoffumsatz zu erhalten, wurde die Kesselleistung mit einem Wärmezähler gemessen und aufgezeichnet. In stationären Betriebszuständen kann über die wasserseitig abgegebene Wärmemenge der Brennstoffumsatz berechnet werden. Laständerungen wirken sich mit zeitlicher Verzögerung auf die abgegebene Wärmemenge aus, da die Materialien in der Feuerung, z.B. die Schamottierung, Wärme einspeichern oder abgeben können. In **Tabelle 4.2** sind die Messverfahren, die verwendeten Messgeräte und der jeweilige Messbereich angegeben.

Tabelle 4.2: Messverfahren und Messgeräte zur Bestimmung der kontinuierlich gemessenen Größen an der Versuchsanlage

Größe	Messgerät/Messbereich	Messprinzip (BAUMBACH 1993)
CO_2/CO	Binos, Leybold Heraeus Messbereich: CO_2 : 0 – 20 Vol. % CO : 0 - 1000 ppm	Nichtdispersive Infrarot-Absorption
O_2	Oxynos, Leybold Heraeus Messbereich: 0 - 25 Vol. %	Paramagnetismus des Sauerstoffes
C_nH_m	FID Testa Messbereich: 0 - 100 ppm	Flammenionisation
NO, NO_2	Thermo Elektron, Modell 10B Messbereich: 0 - 500 ppm	Chemilumineszens
Temperatur	Thermoelemente Widerstandsthermometer	Kontaktspannung Widerstandsänderung
Luftmenge	Blendenrohr \varnothing 100 mm 0 – 200 m ³ /h	Druckabfall an einer Messblende

4 Versuchskonzept

Der Messaufbau der kontinuierlich arbeitenden Messgeräte ist in **Abbildung 4.7** skizziert. Mit Ausnahme der Messung der Gesamtkohlenwasserstoffe wurde mit einer Sonde über den Querschnitt des Rauchgaskanals ein Teilstrom des Rauchgases entnommen und dieses über einen Partikelfilter und Messgaskühler den Messgeräten zugeführt. Zur Bestimmung der Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen (C_nH_m) wurde das Probengas direkt über eine beheizte Messgasleitung dem Messgerät zugeführt, um eine Auskondensation von Kohlenwasserstoffen zu vermeiden. Außerdem wurden noch Anlagenkenngrößen wie die abgegebene Kesselleistung und diverse Temperaturen aufgezeichnet. Die Anordnung zur Bestimmung der zugeführten Luftmengen ist in **Abbildung 4.8** dargestellt.

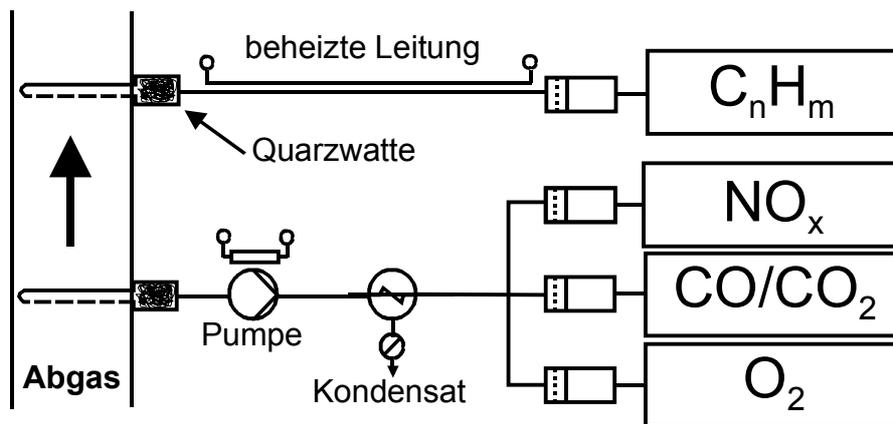


Abbildung 4.7: Probenahme und Messaufbau der kontinuierlich arbeitenden Messgeräte am Abgas der Versuchsanlage

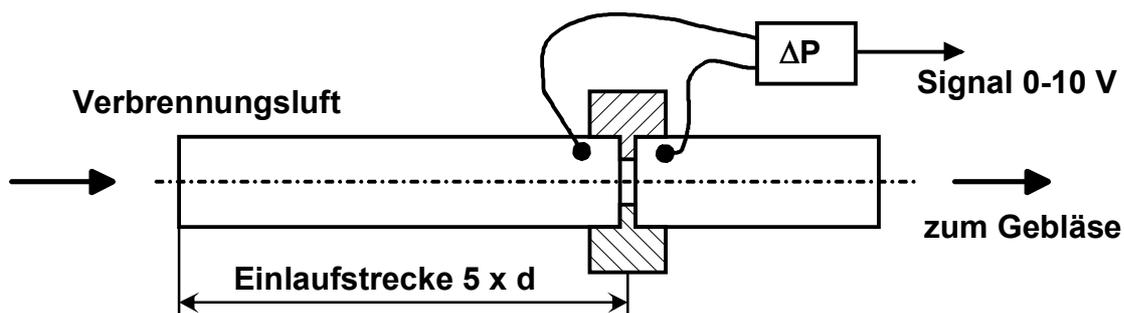


Abbildung 4.8: Blendenrohr zur Messung von Primär- und Sekundärluftmenge über den Druckverlust einer Messblende

Die verwendeten Blendenrohre hatten einen Innendurchmesser von 100 mm und konnten, je nach zu messendem Volumenstrom, mit unterschiedlichen Messblenden 50 oder 75 mm Innendurchmesser bestückt werden. Der Drucksensor hatte einen Messbereich von 0-250 Pa. Der Zusammenhang zwischen Druckabfall an der Blende und dem entsprechenden Volumenstrom wur-

de nach EN ISO 5167-1 (1995) berechnet. In **Abbildung 4.9** ist der Zusammenhang zwischen dem Ausgangssignal am Drucksensor und dem Volumenstrom über der Messblende bei Normbedingungen dargestellt.

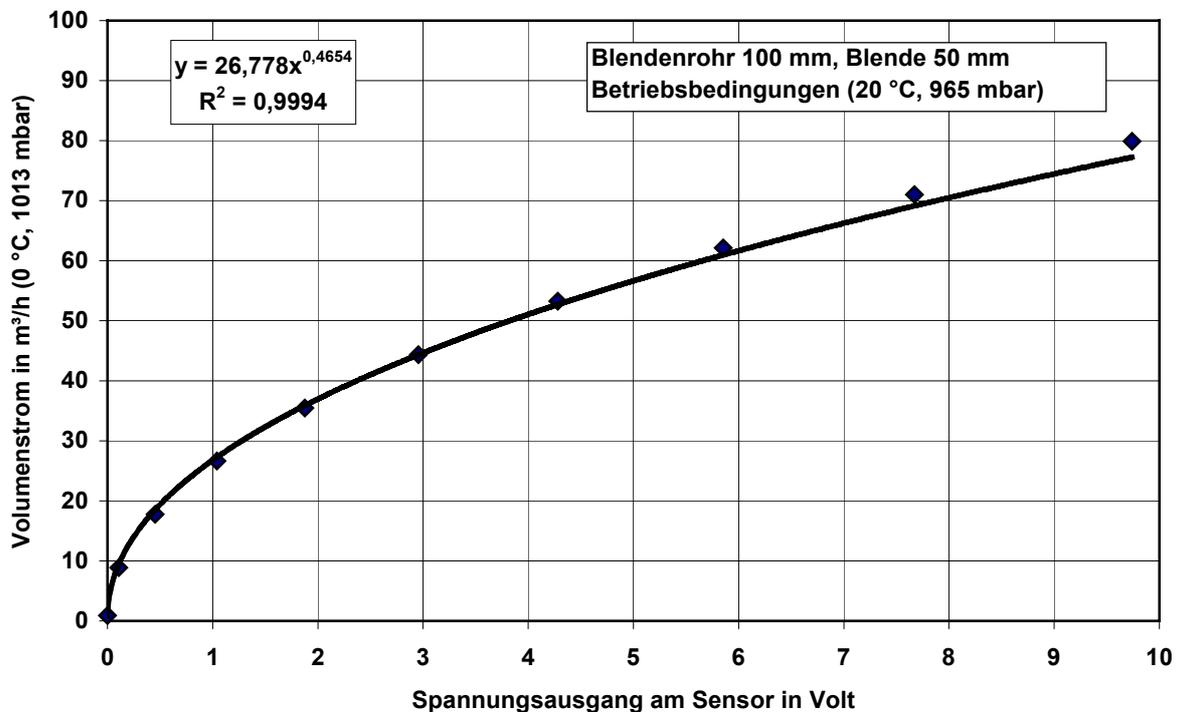


Abbildung 4.9: Zusammenhang zwischen dem Spannungssignal am Drucksensor und dem Volumenstrom unter Normalbedingungen (0 °C, 1013 mbar) über die Messblende (Berechnung nach EN ISO 5167-1)

4.3.2 Diskontinuierlich gemessene Größen

Bei den diskontinuierlich gemessenen Größen wurde analog den kontinuierlich gemessenen Größen mittels Sonde ein Teilstrom des Abgases entnommen und dieser über einen bestimmten Zeitraum durch die Probenahmeapparatur geleitet. In **Tabelle 4.3** sind die diskontinuierlich gemessenen Größen, die Probenahmeapparaturen und die verwendeten Messverfahren zusammengestellt.

4 Versuchskonzept

Tabelle 4.3: Messverfahren zur Bestimmung der diskontinuierlich gemessenen Größen an der Versuchsanlage

Größe	Messgerät/Apparatur	Messprinzip
Partikel	Gothe, Planfilterkopfgerät,	gravimetrische Bestimmung auf Quarzfaserfiltern nach VDI Richtlinie 2066 (1975)
Partikel-Größenverteilung	Kaskadenimpaktor, Andersen Mark III Messbereich: 0,41 - 18,7 µm	Größenklassifizierung durch Trägheitskräfte, Glasfasersammelplatten, gravimetrische Bestimmung nach VDI Richtlinie 2066 (1975)
PCDD/F Bestimmung	Eigenbau – Probenahmeapparatur, gekühlte Sonde und Absorptionseinheit	Aufbereitung mit GC/MS-Analyse (Prof. Hagenmaier), nach VDI Richtlinie 3499 (2001)
Brennstofffeuchte u	Trockenofen (103 °C)	gravimetrisch nach Trocknung

4.3.2.1 Messung der polychlorierten Dioxine und Furane

Die Apparatur zur Probenahme polychlorierter Dioxine und Furane (PCDD/F) ist in **Abbildung 4.10** skizziert und besteht entsprechend der VDI Richtlinie 3499 Blatt 3 (2001) aus einer wassergekühlten Sonde, Kondensationsgefäß und Impingerflaschen mit Absorptionslösung. Als Wasserkühlung dient ein Doppelrohr aus Edelstahl. Das eigentliche Sondenrohr (aus Quarzglas) ist in diesem Doppelrohr koaxial angeordnet und an beiden Enden durch O-Ringe geführt. Die Möglichkeit zur raschen Abkühlung des vorderen Sondenbereiches ist durch diese direkte Kühlung des Sondenrohres gegeben. Ein Kondensatabscheider und zwei in Reihe geschaltete Impingerflaschen, die 130 - 150 ml Ethylenglycolmonoethylether enthalten, sind der Sonde nachgeschaltet. Eine weitere Impingerflasche dient als Tropfenabscheider, anschließend folgt ein Trockenturm und der Gasvolumenzähler mit einer regelbaren Pumpe. Die bei den Messungen eingestellten Probenahmeparameter sind in **Tabelle 4.4** dargestellt. Die Probenahmeparameter und der Düsendurchmesser der Sonde wurden so gewählt, dass einerseits der für die Probenahmeapparatur optimale Durchfluss von 3,5 m³/h eingestellt werden konnte und andererseits die Teilstromentnahme isokinetisch erfolgte.

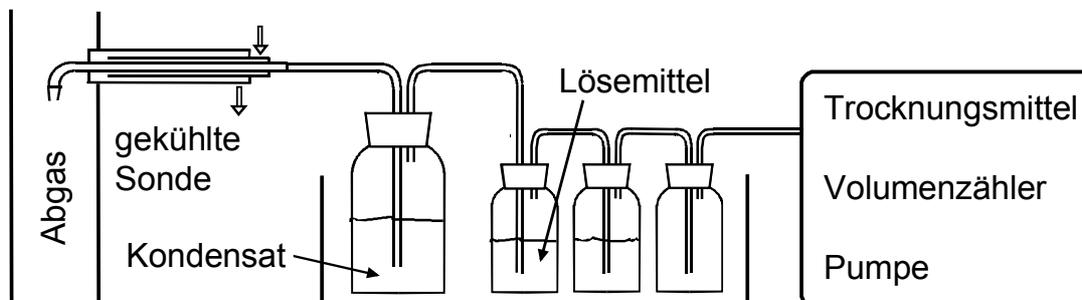


Abbildung 4.10: Probenahmeeinrichtung zur Bestimmung der PCDD/F-Konzentrationen im Abgas

Tabelle 4.4: Probenahmeparameter bei der PCDD/F-Probenahme

Absorptionsmittel	Ethylenglycolmonoethylether
Menge pro Flasche	4 x 130-150 ml
Gasvolumen	15 - 20 m ³ (0 °C, 1013 mbar)
Gasfluss	3,5 m ³ /h
Dauer	4 - 6 h

Um eine sichere Analyse der in sehr kleinen Konzentrationen vorliegenden PCDD/F im Abgas von Holzfeuerungen zu erzielen, müssen diese in der Absorptionslösung angereichert werden. Dazu wurden 15-20 m³ Abgas über die Probenahmeeinrichtung gesaugt, was eine lange Probenahmezeit von 4-6 h bedingte. Zur Qualitätskontrolle der Probenahme wurden in der Kondensatflasche jeweils 2,5 ng an halbseitig mit C¹³ markiertem Tetra- und Hexachlordibenzodioxin zugegeben, anhand deren Wiederfindungsrate die Probe beurteilt werden konnte. Der Aufschluss und die Analyse der Proben wurde von Prof. Hagenmaier an der Universität Tübingen vorgenommen.

4.3.2.2 Partikel-Konzentration und -Größenverteilung

Die Partikel-Konzentrationen im Abgas wurden gravimetrisch mittels Partikelsammlung auf Planfiltern nach der VDI Richtlinie 2066, Bl. 7 (1975) bestimmt. Dabei wurden Quarzfaserfilter (Munktell MK360, ϕ 50 mm) verwendet, die temperaturbeständig sind und keine Bindemittel enthalten. Die Partikelmessungen fanden direkt im Abgas im Temperaturbereich von 100 bis 150 °C statt. Sämtliche Filter wurden vor der Messung bei 120 °C zwei Stunden ausgeheizt und vor der Wägung 24 Stunden im Exikkator äquilibriert. Das zur Bestimmung der Partikel-Konzentrationen verwendete Planfilterkopfggerät sowie das angewandte Messverfahren sind in BÜHNE & JOCKEL (1989) ausführlich beschrieben. Das Messverfahren beruht auf einer Teilstromentnahme mit einer Volumenbestimmung, einer Abscheidung der enthaltenen Partikel auf einem Filtermedium und der anschließenden gravimetrischen Bestimmung der Partikelmasse.

In **Abbildung 4.11** ist der Messaufbau skizziert, wie er zur Bestimmung der Partikel-Konzentration mittels Planfilter und der Partikel-Größenverteilung mittels Kaskadenimpaktor benutzt wurde.

4 Versuchskonzept

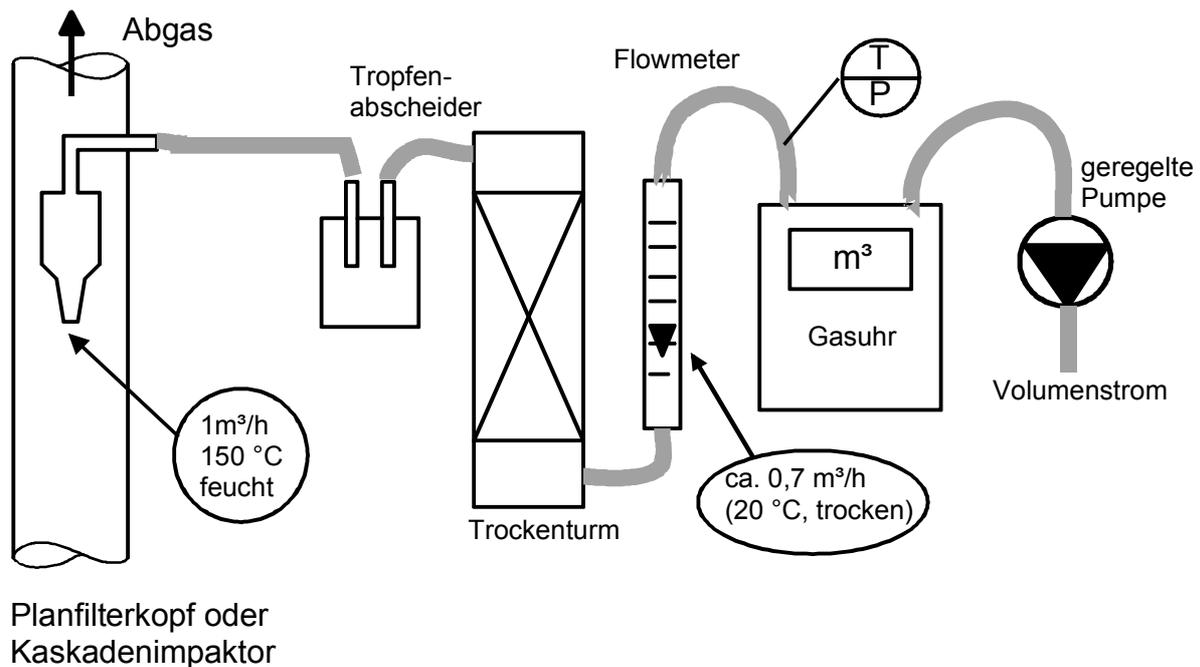


Abbildung 4.11: Probenahmeeinrichtung zur Bestimmung der Partikel-Konzentration mittels Planfilter und zur Ermittlung der Partikel-Größenverteilung mittels Kaskadenimpaktor

Die Partikel-Größenverteilung wurde nach VDI Richtlinie 2066, Bl. 5 (1975) mittels Kaskadenimpaktor bestimmt. Dabei wurde die Größenverteilung durch die Abscheidung und gravimetrische Bestimmung von Partikeln einer bestimmten Größe auf der entsprechenden Impaktorstufe ermittelt. Die Abscheidung der separierten Partikel im Impaktor erfolgte auf Glasfasergewebe, das, wie die Planfilter zur Bestimmung der Partikel-Konzentration, vor und nach der Probenahme mit 120 °C ausgeheizt und äquilibriert wurde.

Die Gesamtpartikel-Konzentration kann, außer nach dem Planfilterverfahren, auch aus einer Aufsummierung der im Impaktor abgeschiedenen Massen bestimmt werden. Die ermittelten Partikel-Konzentrationen können bei den beiden Verfahren bis zu 30 % unterschiedlich ausfallen, da z.B. beim Impaktorverfahren 7 Filterplatten und ein Endfilter gewogen werden müssen, auf denen sich u.U. sehr geringe Partikelmassen befinden. Zur Bestimmung der Gesamtpartikelmasse eignet sich das Planfilterverfahren besser, weil beim Impaktor der Fehlereinfluss durch das Handling einer größeren Anzahl von Sammelplatten größer ist.

4.3.3 Qualität der Messergebnisse

Grundsätzlich sind alle Messergebnisse mit Unsicherheiten behaftet. Zur Beurteilung und für die Interpretation der Messergebnisse sind daher Angaben erforderlich, wie genau das angegebene Messergebnis den wahren Wert der Messgröße repräsentiert. Dazu stehen verschiedene Metho-

den zur Verfügung, die sich nach Messverfahren, Vorgehensweise und durch die zu berücksichtigenden Einflüsse unterscheiden. Die Qualität der einzelnen Messverfahren soll anhand von Verfahrenskenngrößen beurteilt werden, zu deren Bestimmung diverse Normen und Richtlinien, wie sie in **Tabelle 4.5** aufgelistet sind, herangezogen werden.

Tabelle 4.5: Normen zur Definition und zur praktischen Bestimmung der Verfahrenskenngrößen bei der Qualitätsermittlung von Messergebnissen

	Definition	Bestimmung
Messungen und Analysen allgemein, Gaszusammensetzung Schadstoffe	DIN ISO 6879 VDI 2449-BI. 2 DIN 55350-13 DIN 1319-1 DIN ISO 5725-1	DIN ISO 9169 VDI 2449-BI. 1 DIN ISO 5725-2 DIN ISO 5725-4 DIN 32645 VDI 4219

Verfahrenskenngrößen, wie beispielsweise die Nachweisgrenze oder die Messunsicherheit, sind in den Normen und Richtlinien nicht immer einheitlich definiert. In der Arbeit von GLASER (2001) werden die Unterschiede der aufgeführten Normen und Richtlinien übersichtlich dargestellt und die Begriffsdefinitionen ausführlich erörtert.

4.3.3.1 Unsicherheiten der Messergebnisse

Die Messunsicherheit beschreibt das Intervall um den festgestellten Wert der Messgröße, in dem der wahre Wert der Messgröße mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit (z.B. $P = 95\%$) liegt. Zur Beurteilung der Messergebnisse, besonders bei vergleichenden Betrachtungen von Messergebnissen, wie sie in dieser Arbeit häufig angewandt werden, sind hauptsächlich folgende Verfahrenskenngrößen relevant:

- Nachweisgrenze: Der kleinste Wert, der mit einer (vereinbarten) Sicherheit von 95 % von einem Zustand Null unterschieden werden kann
- Messunsicherheit: Dem Messergebnis zugeordneter Parameter, der die Streuung der Werte kennzeichnet, die vernünftigerweise der Messgröße zugeordnet werden können
- Wiederholpräzision oder auch signifikante Differenz zweier Messwerte: Messunsicherheit ohne Berücksichtigung des Kalibrierstandards (GLASER 2001).

Zur Bestimmung dieser Größen standen je nach Messverfahren unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Bei den diskontinuierlichen Messverfahren, wie z.B. der Bestimmung der Gesamtpartikelmasse im Abgas, unterliegt die Messunsicherheit mehreren Einflussfaktoren, die nicht

4 Versuchskonzept

immer mathematisch beschreibbar sind. Hier können die Verfahrenskenngrößen mittels geordneter Schätzverfahren (z.B. VDI-Richtlinie 4219) bestimmt werden. Bei den kalibrierfähigen, kontinuierlichen Messverfahren wurde die Messunsicherheit aus Kalibrierdaten berechnet, was nach unterschiedlichen Methoden erfolgen kann, wie sie in der Dissertation von GLASER 2001 beschrieben sind.

Die Auswahl der geeigneten Methode zur Bestimmung der Messunsicherheit erfolgte anhand einer statistischen Analyse der zur Verfügung stehenden Kalibrierdaten, aus der das Geräteverhalten im Messzeitraum ersichtlich war. Beispielhaft sind nachfolgend die Verfahrenskenngrößen für das verwendete NO_x-Messgerät nach zwei unterschiedlichen Methoden berechnet. Die Datenbasis bilden 40 Kalibrierungen an 20 Messtagen, jeweils morgens und abends. Eine erste Analyse der Daten zeigte, dass das Messgerät eine tägliche Drift von Nullpunkt und Verstärkung aufwies, die auf Veränderungen der Umgebungsbedingungen während eines Versuchstages zurückzuführen sind (starke Zunahme der Umgebungstemperatur durch den Versuchsbetrieb). In **Tabelle 4.6** sind die nach unterschiedlichen Methoden ermittelten Verfahrenskenngrößen für die NO_x-Messung zusammengestellt. Für sich betrachtet wiesen die Kalibrierdaten morgens und abends ein recht einheitliches Verhalten auf, weshalb hier die Verfahrenskenngrößen nach der VDI Richtlinie 2449 (1995) bestimmt wurden (Kalibrierungen nach morgens und abends getrennt, ohne Berücksichtigung der täglichen Gerätedrift). Zum Vergleich wurden die Verfahrenskenngrößen nach GLASER 2001 für Messverfahren bei nicht vernachlässigbarer Drift berechnet. Die Vorgehensweise zur Berechnung der Verfahrenskenngrößen der beiden Methoden ist im Anhang E beschrieben.

Tabelle 4.6: Nach unterschiedlichen Methoden ermittelte Verfahrenskenngrößen am Beispiel regelmäßiger Kalibrierungen der kontinuierlichen NO_x -Messung

Verfahrenskenngröße	Ohne Berücksichtigung der Drift		Mit Drift
	morgens	abends	alle
Berechnungsmethode	VDI 2449		GLASER 2001
Anzahl der Kalibrierungen	20	20	40
Messbereich	0-1025 mg/m ³		
Kalibriergas NO in N ₂	510 mg/m ³ ± 10 mg/m ³		
Nachweisgrenze	4,8 mg/m ³	10,8 mg/m ³	3,2 mg/m ³
Messunsicherheit absolut	6 mg/m ³	12,8 mg/m ³	24,4 mg/m ³ *)
Messunsicherheit relativ	1,2 %	2,5 %	4,8 % *)

*) Messunsicherheit am Kalibrierpunkt unter Berücksichtigung der Prüfgasunsicherheit

Die in **Tabelle 4.6** angegebenen Verfahrenskenngrößen der morgen- und abendlichen Kalibrierungen unterscheiden sich ca. um den Faktor 2, was auf die größere Streuung der abendlichen Kalibrierungen zurückzuführen ist. Die anderen Verfahrenskenngrößen liegen im Rahmen der für kontinuierliche Messverfahren angeben Verfahrenskenngrößen, wie sie in **Tabelle 4.7** für die verwendeten Messverfahren zusammengestellt sind. Da das NO_x-Messgerät eine tägliche Drift

aufwies, erscheint die Berechnung der Verfahrenskenngrößen nach Glaser 2001 am zuverlässigsten, bei dem die Drift kompensiert wurde. Wie die tägliche Drift der Messgeräte bei der Versuchsauswertung berücksichtigt wurde, ist im folgenden Unterkapitel beschrieben.

Für das in dieser Arbeit verwendete Partikelmessverfahren mittels Planfilterkopfgerät nach VDI Richtlinie 2066Blatt 7 wird nach dem Verfahren der geordneten Schätzung in der VDI Richtlinie 4219 eine Unsicherheit von 18 % des Endergebnisses der Messung für den Standardfall angegeben. Im schlechtesten Fall beträgt die Unsicherheit 51 %, was beispielsweise dann zutrifft, wenn die Probenahme nicht unter optimalen Bedingungen (Isokinetik, Repräsentativität) durchgeführt werden konnte oder die Proben Vor- und Nachbereitung nicht in gleicher Weise erfolgte. Die Probenahme, die Vor- und Nachbearbeitung der Proben dieser Arbeit erfolgte sehr sorgfältig, immer in der gleichen Weise, weshalb hier vom Standardfall und somit von einer Unsicherheit von 18 % ausgegangen werden.

Das Verfahren zur Bestimmung der Partikel-Größenverteilung ist bezüglich Arbeitsschritten und Durchführung identisch zum Planfilterverfahren, weshalb hier ebenfalls von einer Unsicherheit von 18 % auszugehen ist.

Für die kontinuierliche Bestimmung der gasförmigen Abgaskomponenten wurden die üblichen Gasanalysatoren und Prüfgase eingesetzt. In RICK (1997) wurden beispielhaft die Unsicherheiten bei der kontinuierlichen O₂- und NO_x-Messung mit 5-6 % bestimmt; in BAUMBACH (1993) werden dafür 5-10 % abgeleitet. Dabei wurde außer den üblichen Fehlern des entsprechenden Messgerätes, wie Nullpunkt, Bereich und Linearität auch die Reproduzierbarkeit und der Fehler des Kalibriergases sowie der Messwerterfassung berücksichtigt. In **Tabelle 4.7** sind die Unsicherheiten der wichtigsten verwendeten Messgrößen zusammengefasst.

Tabelle 4.7: Unsicherheiten der eingesetzten Meßverfahren in % des Messwertes

Größe	Messverfahren	Unsicherheit
Gesamtpartikel-Konzentration	Planfilterkopfgerät VDI 2066 Bl. 7	18 %
Partikel-Größenverteilung	Kaskadenimpaktor VDI 2066 Bl. 5	18 %
CO ₂ , CO, O ₂ , NO _x , C _n H _m	Kontinuierlich, Kalibrierung mit Prüfgas	5-10 %
Temperatur	Messfühler, Messwertumformer	1-2 %

4 Versuchskonzept

4.3.3.2 Maßnahmen zur Qualitätssicherung

Zur Qualitätssicherung der Messergebnisse wurden folgende Maßnahmen unternommen:

- Kalibriertests vor der eigentlichen Messung zur Bestimmung der Verfahrenskenngrößen und der Überprüfung der Linearität, bei den kontinuierlich betriebenen Messgeräten,
- Regelmäßige Kalibrierung ohne Justierung des Messverstärkers,
- Statistische Analyse der Kalibrierdaten,
- Checkliste zur regelmäßigen Überprüfung (Linearität, Dichtigkeit, etc.) und Wartung,
- Zusätzlich bei den diskontinuierlichen Verfahren:
 - Standardisiertes Probenahmeprotokoll
 - Festes Programm bei der Probenbehandlung

Viele kontinuierlichen Messgeräte haben die Eigenschaft, dass ihr Nullpunkt und ihre Empfindlichkeit mehr oder weniger starken Driften unterworfen sind. Diese Driften von Nullpunkt und Empfindlichkeit sind für die Qualität der Messergebnisse von entscheidender Bedeutung. Die Kalibrierung der Messergebnisse kann hier je nach Geräteeigenschaft und Messaufgabe auf unterschiedliche Arten erfolgen (GLASER 2001):

- Bei kleiner (vernachlässigbarer) Drift von Nullpunkt und Empfindlichkeit kann aus möglichst vielen Einzelkalibrierungen eine stabile Kalibrierfunktion für das entsprechende Messgerät bestimmt werden.
- Bei nicht vernachlässigbarer Drift von Nullpunkt und Empfindlichkeit wird oftmals aus zeitlich nahe beieinanderliegenden Kalibrierungen eine mittlere Kalibrierfunktion bestimmt, die für einen bestimmten Zeitraum Δt gilt, bis die nächste Kalibrierfunktion aus neuen Kalibrierungen angewendet wird.
- Eine weitere Möglichkeit um bei nicht vernachlässigbarer Drift von Nullpunkt und Empfindlichkeit Messergebnisse hoher Qualität zu erzielen, besteht darin, im Zeitraum Δt zwischen zwei Kalibrierungen zwischen den Kalibrierfunktionen vor und nach dem Zeitraum Δt zu interpolieren.

Die Versuchsanlagen die im Rahmen dieser Arbeit zum Einsatz kamen, wurden in der Regel tageweise betrieben. Bedingt durch den Versuchsbetrieb kam es am Aufstellungsort der Messge-

räte zu einem ausgeprägten Tagesgang der Raumtemperatur, was bei einigen Messgeräten eine nicht vernachlässigbare Drift bedingte. Zur Kompensation dieser Drift und zur Qualitätssicherung der Messergebnisse wurde mit den kontinuierlich betriebenen Messgeräten zu Beginn und am Ende eines Versuchstages eine Zweipunktkalibrierung mit Prüf- und Nullgas (N₂) durchgeführt. Aus den Abweichungen von Soll- und Ist-Wert wurde für den Versuchsbeginn und das Ende jeweils eine Kalibrierfunktion zur Korrektur der Messwerte ermittelt. Im Zeitraum Δt zwischen zwei Kalibrierungen wurde zwischen den beiden Kalibrierfunktionen linear interpoliert. Durch diese Vorgehensweise lag die relative Unsicherheit der verwendeten Gasanalysatoren trotz Drift im Bereich von 5-10 % und es wurde eine gute Wiederholbarkeit erzielt, wie es aus den **Tabelle 4.6** **Tabelle 4.7** hervorgeht.

Bei speziellen diskontinuierlichen Messverfahren, wie z.B. zur PCDD/F-Bestimmung mit langer Probenahmedauer von mehreren Stunden und aufwendigen Aufbereitungs- und Analysenschritten, ist die Anzahl möglicher Proben, die zur Qualitätsbeurteilung herangezogen werden kann, begrenzt. Zur Überprüfung der Genauigkeit der verwendeten PCDD/F-Proben- und Analysetechnik wurde eine parallele Doppelbestimmung mit zwei getrennten Probenahmeeinrichtungen durchgeführt. Zur Überprüfung der Wiederholbarkeit wurde eine weitere Probe gezogen, wobei die Feuerung gereinigt, neu angeheizt und mit gleichem Brennstoff und vergleichbaren Bedingungen betrieben wurde. Die drei ermittelten PCDD/F-Konzentrationen lagen auf sehr einheitlichem Niveau mit einem Mittelwert von 0,238 ng I-TEQ/m³ (s.a. **Abbildung 5.11**) und einer relativen Standardabweichung von 4,1 % bezogen auf den Mittelwert, was für PCDD/F-Analysen ein sehr gutes Ergebnis darstellt. Allerdings muss eingeschränkt gesagt werden, dass diese Anzahl von Messvergleichen für eine statistische Beurteilung des Messverfahrens nicht ausreicht. Das ist aber ein generelles Problem bei den teureren PCDD/F-Messungen und –Analysen.

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Die Umsetzung feuerungsseitiger Emissions-Minderungsmaßnahmen setzt eine möglichst kontinuierliche Betriebsweise der Feuerung voraus. Bei einer Überdimensionierung arbeiten die Feuerungen oft intermittierend im emissionsreichen Stand-by-Betrieb, wo feuerungsseitige Maßnahmen nicht mehr zum Tragen kommen. Die wichtigste feuerungsseitige Emissionsminderungsmaßnahme ist die Bereitstellung der für einen vollständigen Ausbrand notwendigen Bedingungen im Feuerraum.

Bei Feuerungen älteren Baujahres, die noch nicht über eine Leistungsregelung verfügten, wurde der Teillastbetrieb durch einen periodischen Wechsel der Betriebszustände „Brennen“ und „Stand-by“ realisiert. Sowohl im Stand-by-Betrieb, wie auch während der Lastwechsel konnten im Feuerraum Bedingungen vorliegen, die für einen vollständigen Ausbrand nicht ausreichen, was zu erhöhten Emissionen führte. Aber auch bei Feuerungen mit Leistungsregelung ist ein kontinuierlicher Betrieb nur bis zu einem Teil der Nennleistung möglich. Das Betriebsverhalten der konventionellen Unterschubfeuerung (Typ A) in Abhängigkeit der Wärmeabnahme wurde bereits in **Abbildung 2.9** dargestellt. Bei Schwachlast geht die Feuerung in den Stand-by-Betrieb, in dem gerade noch so viel Brennstoff zugeführt wird, dass eine zündfähige Grundglut erhalten bleibt. Bei Feuerungen > 500 kW, die evtl. mit relativ feuchtem Brennstoff betrieben werden, ist der Zündvorgang oft sehr langwierig, weshalb dort der Stand-by-Betrieb noch häufig angewendet wird. Feuerungen, die vorwiegend mit trockenem Brennstoff betrieben werden, können z.B. mit Heißluftgebläsen automatisch gezündet werden. In diesem Fall kann es günstiger sein, die Feuerung bei Schwachlastbedarf lieber ausbrennen zu lassen und bei erneutem Wärmebedarf neu zu zünden, wie es z.B. beim Typ B realisiert wurde. Diese Steuerung der Feuerung (Typ B) wurde auch für die anderen Konzepte beibehalten. Das Betriebsverhalten der Feuerungskonzepte (Typ B bis E) in verschiedenen Lastzuständen ist beispielhaft anhand eines Versuches mit Typ B beschrieben. In **Abbildung 5.1** sind die CO- und O₂-Konzentrationsverläufe sowie die Wärmeleistung in verschiedenen Lastzuständen dargestellt.

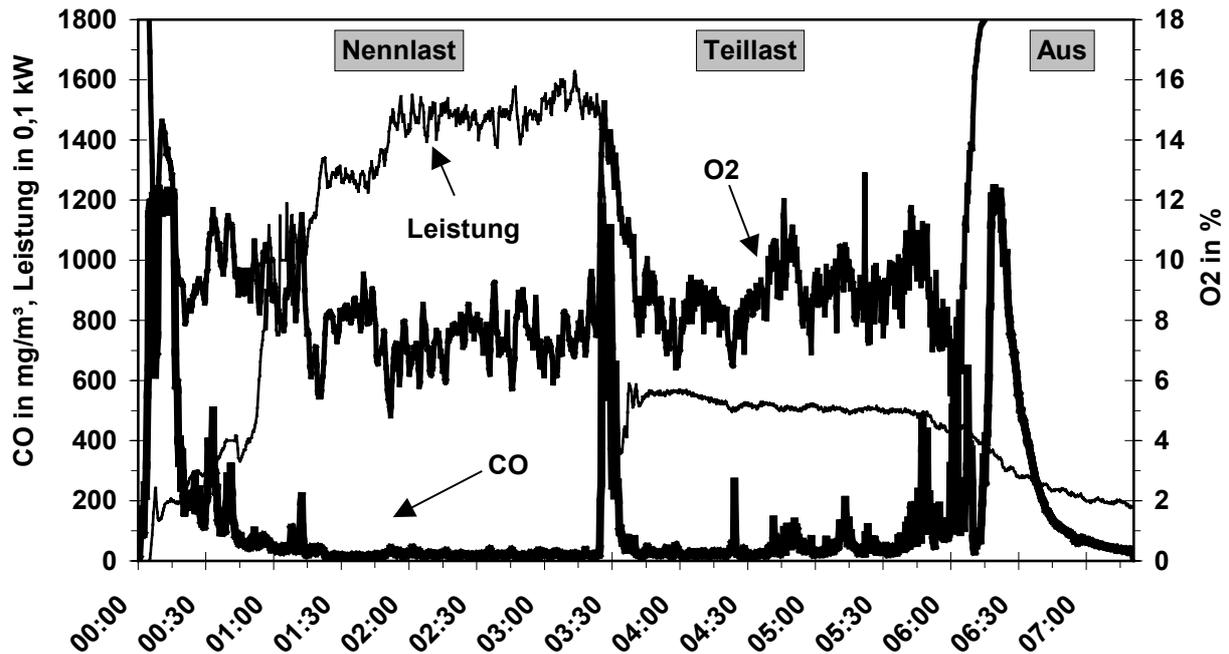


Abbildung 5.1: Charakteristisches Betriebsverhalten der Feuerung Typ B (gestufte Verbrennung und Partikelabscheidung im Feuerraum) bei Nenn- und Teillast mit naturbelassenen Hackschnitzeln

Beim abgebildeten Versuch wurde die Feuerung aus dem kalten Zustand heraus mit einem Heißluftgebläse automatisch gezündet. Zu Beginn reicht die Temperatur im kalten Feuerraum nicht aus, um CO vollständig zu oxidieren. Nach ca. 20 min brennt die Feuerung mit CO-Konzentrationen auf sehr niedrigem Niveau, bis nach 3,5 h durch eine Reduzierung der abgenommenen Leistung ein abrupter Lastwechsel erzwungen wird. Dies bedingt einen kurzzeitigen CO-Peak. Danach brennt die Feuerung mit ca. 33 % der Nennleistung weiter, bis sie nach 6 Stunden ausgeschaltet wird. Nach dem Ausschalten der Feuerung kommt es zu einem erneuten Ansteigen der CO-Konzentration, was durch das Auskühlen der Feuerraums beim Holzkohlenabbrand auch bei Stückholzfeuerungen zu beobachten ist (BAUMBACH et al. 1997). Bei Schwachlast wird dieser Feuerungstyp ganz abgeschaltet und bei erneutem Wärmebedarf neu gezündet, wodurch der meist emissionsreiche Stand-by-Betrieb vermieden wird (zum Vergleich **Abbildung 2.9** rechts).

5.1 CO-Konzentrationen zur Beurteilung der Ausbrandqualität

Die CO-Konzentrationen können als Kriterium für die Ausbrandqualität der gasförmigen Verbindungen herangezogen werden. In **Abbildung 5.2** sind die CO-Konzentrationen der Feuerungskonzepte A-C und E beim Verbrennen von verschiedenen Brennstoffen dargestellt. Dabei handelt es sich um Mittelwerte über mehrere Stunden bei kontinuierlicher Betriebsweise. Mit

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

den Feuerungskonzepten A und B wurden unabhängig vom eingesetzten Brennstoff für Holzfeuerungen sehr gute Ausbrandbedingungen erzielt. Beim Typ B konnte durch die bessere Durchmischung durch das Drallgebläse der Restsauerstoffgehalt im Abgas gegenüber dem Typ A verringert werden, ohne dass sich die Ausbrandbedingungen verschlechterten. Auch bei 30 % Teillast wurde mit dem Typ B ein guter Ausbrand erzielt.

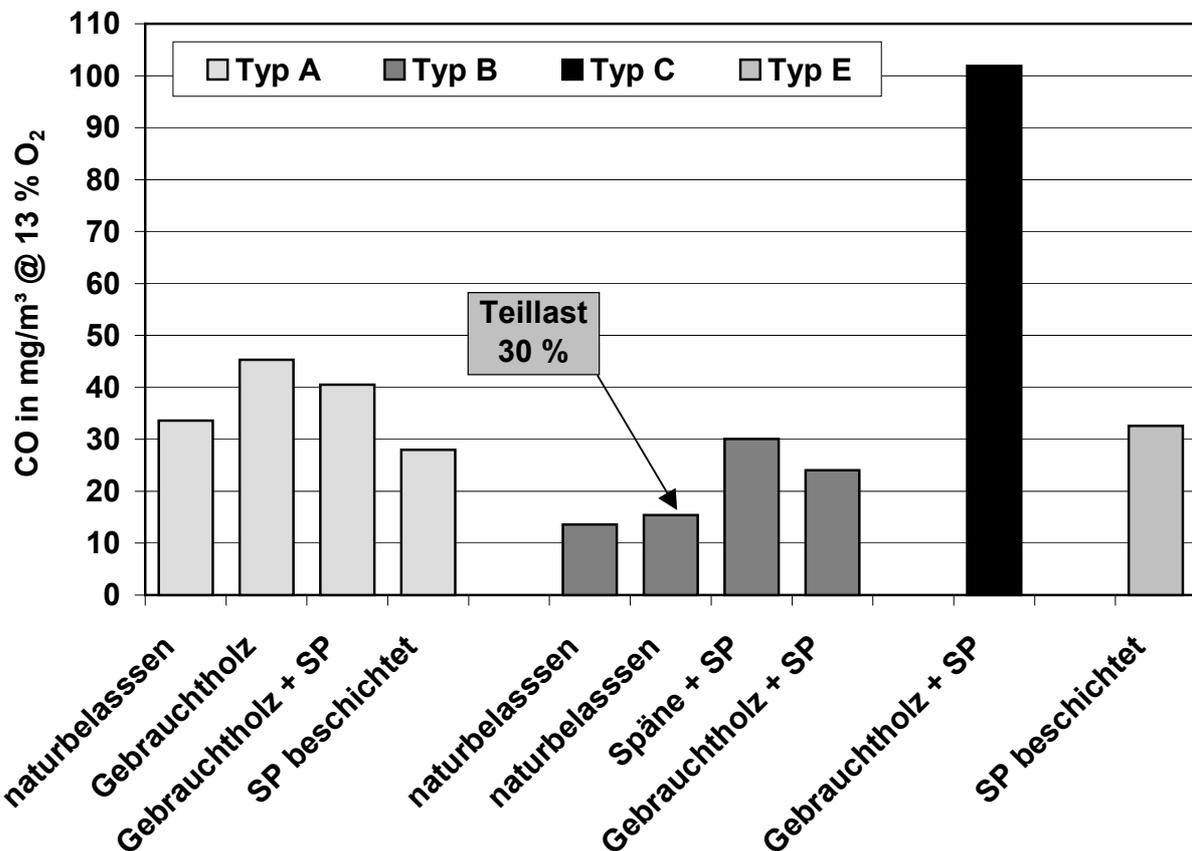


Abbildung 5.2: Mittlere CO-Konzentrationen im kontinuierlichen Lastbetrieb der verschiedenen Feuerungskonzepte (SP = Spanplatten)

Mit den Feuerungskonzepten Typ C + D konnte kein stabiler kontinuierlicher Lastbetrieb realisiert werden. Bei beiden Varianten war der Brennstoffumsatz unzureichend. Der zugeführte Brennstoff brannte nicht gleichmäßig ab und die Durchmischung von brennbaren Gasen und Verbrennungsluft war unzureichend. Während des Betriebs kam es zu trotz eines hohen mittleren Luftüberschusses zu kurzzeitigen Luftmangelsituationen mit CO-Emissionen, was sich in dem vergleichsweise hohen CO-Mittelwert in **Abbildung 5.2** widerspiegelt.

Beim Feuerungskonzept (Typ E) konnten diese Probleme durch eine Neugestaltung der Brennstoff- und Luftzufuhr beseitigt werden. Bezüglich des Betriebsverhaltens und der Verbrennung der gasförmigen Bestandteile konnten mit dem Typ E vergleichbar gute Eigenschaften wie mit Typ B erzielt werden.

5.2 Vergleich der Partikelmasse und –Größenverteilung im Abgas mit Abscheidern und bei feuerungsseitigen Minderungsmaßnahmen

Die Partikelemissionen im Abgas bei der Holzverbrennung unterliegen vielfältigen Einflussfaktoren, wie es bereits in **Kapitel 3.1** diskutiert wurde. Bei den vergleichenden Untersuchungen an den unterschiedlichen Feuerungskonzepten bestand deshalb das generelle Problem, z.B. unterschiedliche Gesamtpartikel-Konzentrationen einer einzelnen Einflussgröße zuzuordnen. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen bestand im Vergleich der Partikelemissionen der Feuerungskonzepte untereinander mit vergleichbaren Randbedingungen, wie z.B. im kontinuierlichen Nennlastbetrieb. Der andere Schwerpunkt bestand darin, trotz möglicher Überlagerungen die Haupteinflussgrößen, wie z.B. den Luftüberschuss zu variieren, um durch geeignete Verbrennungsprozessführung die Partikelemissionen zu minimieren.

Eine Minimierung der Partikelemission kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Eine Möglichkeit zur Minimierung besteht darin, die Entstehung zu verhindern. Für bereits vorhandene Partikel, sei es in Form von Flugasche oder als Kondensationsprodukte aus der Abkühlung der Rauchgase, ist – neben der physikalisch/chemischen Eigenschaften - der aerodynamischer Partikeldurchmesser die entscheidende Größe für eine mögliche Abscheidung, weshalb die Partikel-Größenverteilungen im Abgas untersucht wurden.

Maßgebend für das Verhalten von Partikeln in einer Gasströmung, wie es im Abgas der Fall ist, ist der aerodynamische Partikeldurchmesser. Dabei handelt es sich um eine Vergleichsgröße, die Partikel unterschiedlicher Form und Dichte umfasst, die alle das gleiche aerodynamische Verhalten aufweisen, wie eine Kugel der Dichte 1 g/cm^3 mit entsprechendem Durchmesser.

5.2.1 Gesamtpartikel-Emissionen

In **Abbildung 5.3** sind die Gesamtpartikel-Konzentrationen der untersuchten Feuerungskonzepte mit verschiedenen Brennstoffen dargestellt. Die Gesamtpartikel-Konzentrationen wurden nach VDI Richtlinie 2066 Blatt 7 mittels Planfilter gravimetrisch bestimmt. Dargestellt sind Mittelwerte, die jeweils 2 - 4 Planfilter repräsentieren, welche 15 min mit einem Teilstrom des Abgases beladen wurden. Die Messungen fanden unter vergleichbaren Randbedingungen statt. Die CO-Konzentrationen lagen dabei im Bereich $< 100 \text{ mg/m}^3$. Parallelmessungen von CO und Gesamtkohlenwasserstoffen zeigten, dass bei CO-Konzentrationen $< 100 \text{ mg/m}^3$ praktisch keine Kohlenwasserstoffe im Abgas vorhanden sind, die z.B. als Teer auf den Planfiltern auskondensieren könnten und so einen wesentlichen Beitrag zur Partikelmasse leisteten.

Aus **Abbildung 5.3** werden hauptsächlich zwei Sachverhalte deutlich: Unabhängig vom eingesetzten Feuerungskonzept wird die Höhe der Partikelkonzentrationen vom eingesetzten Brenn-

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

stoff beeinflusst. Das neuentwickelte Konzept zur Partikelabscheidung im Feuerraum, wie es bei der Feuerung Typ B realisiert wurde, zeigt mit naturbelassenem Holz vergleichbare Werte, wie sie bei der Feuerung Typ A mit einem bislang üblichen Zyklonabscheider erzielt wurden. Bei beiden Feuerungstypen A und B, die sich durch die Art der Partikelabscheidung deutlich unterscheiden, lagen die Partikel-Konzentrationen mit naturbelassenem Holz mit ca. 20 mg/m³ auf sehr niedrigem Niveau, wogegen beim Verbrennen von Spanplattenresten, mit den Feuerungen Typ A und B, deutlich höhere Partikel-Konzentrationen gemessen wurden. Die Bestimmung der Partikel-Größenverteilung ergab, dass es sich dabei um Submikron Partikel handelte, die von beiden Trägheitsabscheidesystemen (Typ A und B) nicht wirksam abgeschieden werden konnten. Die für die Verbrennungsversuche mit den Feuerungen Typ A und B verwendeten Brennstoffe stammten nicht aus einer Charge. Während die Chargen der naturbelassenen Hackschnitzel sehr einheitlich waren, wiesen die Spanplattenreste aus dem Recyclingbereich Unterschiede auf, die sich auch auf die Gesamtpartikel-Konzentrationen auswirken können.

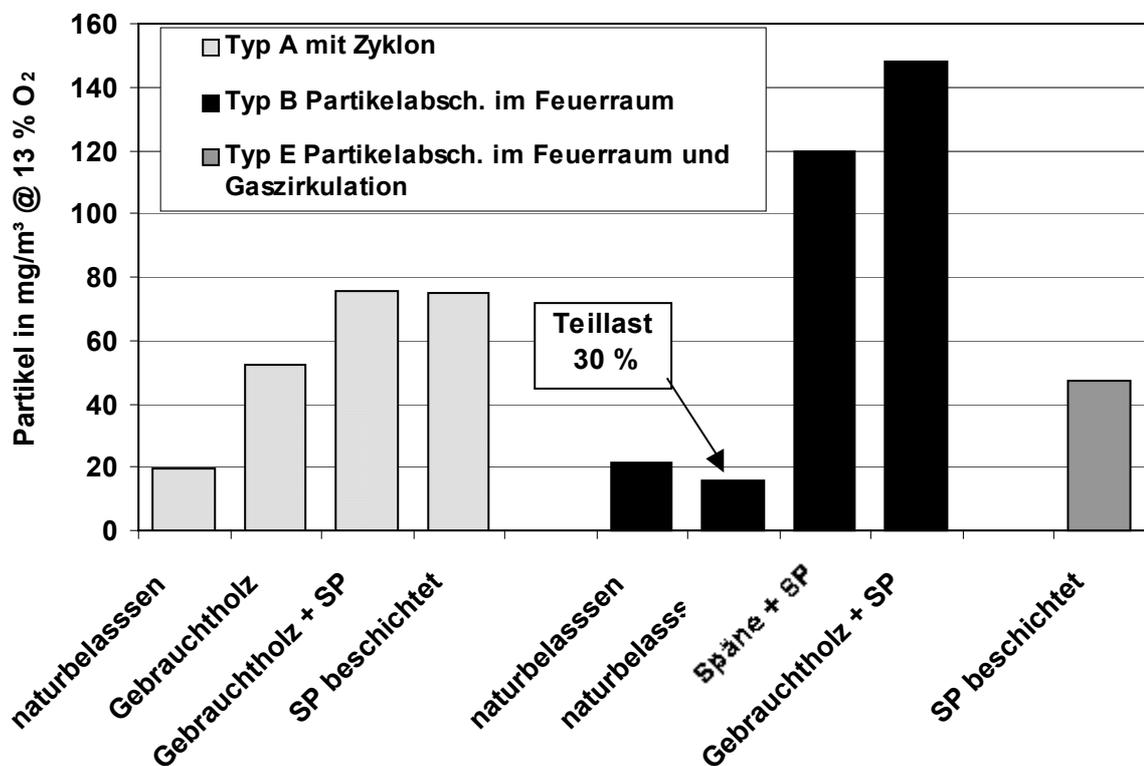


Abbildung 5.3: Mittlere Gesamtpartikel-Konzentrationen der untersuchten Feuerungskonzepte mit verschiedenen Brennstoffen (SP = Spanplatten)

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

5.2.1.1 Einfluss des Luftüberschusses auf die Gesamtpartikel-Emission

Bei der kontinuierlichen Verbrennung in mechanisch beschickten Anlagen kann bei Verwendung eines trockenen Brennstoffes der Luftüberschuss in einem relativ weiten Bereich variiert werden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit sollten bei allen Partikelmessungen gute Ausbrandbedingungen vorliegen, so dass keine Produkte aus unvollständiger Verbrennung wesentlich zur Partikelmasse beitragen. Durch diese Forderung wurde die Variationsbreite des Luftüberschusses begrenzt. Bei zu geringem Luftüberschuss kommt es aufgrund von lokalem Luftmangel und schlechten Mischungsverhältnissen zur unvollständigen Verbrennung. Bei hohem Luftüberschuss wird der Feuerraum so stark ausgekühlt, dass die Temperatur für eine vollständige Verbrennung nicht mehr ausreicht.

Der Einflusses des Luftüberschusses auf die Partikelemissionen wurde am Feuerungskonzept Typ E (Primärluftzuführung mittels Injektor) untersucht. Dabei wurden jeweils zwei Planfilter bei hohem, mittleren und niedrigen Luftüberschuss je eine Stunde im Abgas beladen. Parallel erfolgte die Bestimmung der Partikel-Größenverteilung mittels Kaskadenimpaktor. Die Möglichkeit zur Abgasrückführung wurde für diese Versuche nicht verwendet.

In **Tabelle 5.1** sind die Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen und Temperaturen während der sechs Partikel-Probenahmen dargestellt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden die Messwerte auf 13 % Restsauerstoffgehalt im trockenen Abgas umgerechnet.

Tabelle 5.1: Partikel-Konzentrationen im Abgas bei verschiedenem Luftüberschuss (Feuerung Typ E, Betrieb ohne Abgasrückführung, Brennstoff: Beschichtete Spanplatten H18)

Luftüberschuss	Abgas-T	Leistung	O ₂	CO	NO _x	Impaktor	Planfilter
	°C	kW	%	mg/m ³ @ 13 % O ₂			
1 hoch	180	116	12.13	100	362	52	43
2 hoch	171	104	13.32	128	420	54	48
3 mittel	177	113	12.13	111	456	51	43
4 mittel	196	139	9.60	67	560	42	35
5 niedrig	179	126	9.73	83	561	32	29
6 niedrig	188	129	8.47	141	638	55	55
Mittel	182	121	10,90	105	500	48	42

Die Schwierigkeit bei dieser Versuchsreihe bestand darin, einen vorgegebenen Luftüberschuss unter Einhaltung vergleichbarer, guter Verbrennungsbedingungen einzustellen und diesen über den Probenahmezeitraum konstant zu halten. Es wurden jeweils zwei Versuche mit hohem, mittleren und niedrigem Luftüberschuss durchgeführt. Die Versuche sind nach diesem qualitativen Kriterium in der ersten Spalte in **Tabelle 5.1** bezeichnet. Der tatsächlich erzielte Luftüberschuss ist aus der gemessenen Sauerstoffkonzentration im Abgas ersichtlich. Im letzten Probenahme-

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

zeitraum kam es bereits kurzzeitig zu Luftmangelsituationen, was in **Tabelle 5.1** am erhöhten CO Mittelwert zu erkennen ist. Abgesehen vom letzten Probenahmezeitraum ist aber aus den auf 13 % Restsauerstoffgehalt im trockenen Abgas bezogenen Mittelwerten der Partikelkonzentrationen eine deutliche Abhängigkeit von Luftüberschuss erkennbar. Dieser Zusammenhang ist aus **Abbildung 5.4** ersichtlich.

Aus **Abbildung 5.4** wird deutlich, dass es bezüglich des Luftüberschusses es einen optimalen Betriebspunkt mit minimalen Partikelkonzentrationen gibt, wie dies z.B. auch beim Kohlenmonoxid als sogenannte CO- λ -Charakteristik bekannt ist (NUSSBAUMER & GOOD 1995).

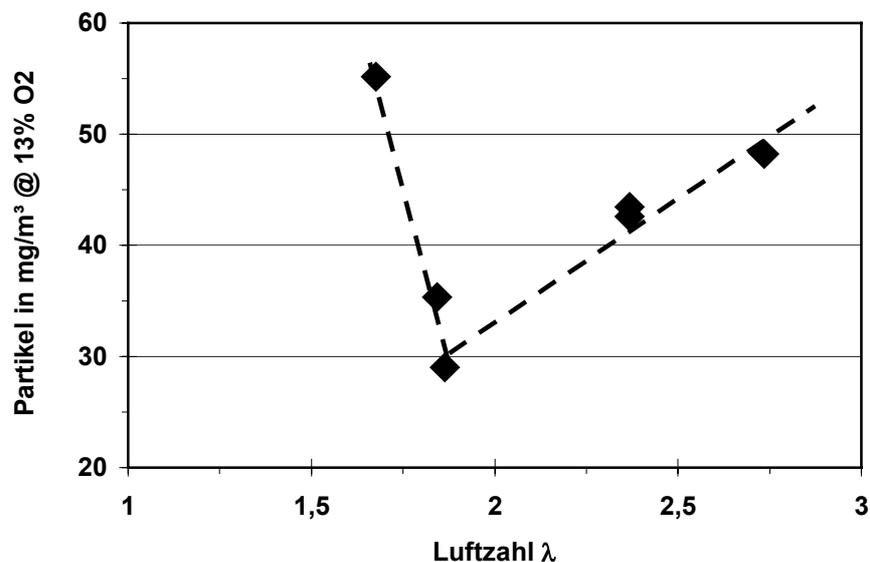


Abbildung 5.4: Einfluss des Luftüberschusses auf die Partikelkonzentrationen im Abgas (Feuerungskonzept E ohne Abgasrückführung, Brennstoff: Beschichtete Spanplatten)

5.2.1.2 Einfluss des Lastzustandes und der Abgasrückführung auf die Gesamtpartikelmissionen

Bei diesem Versuch wurden Partikelmessungen bei unterschiedlichen Lastzuständen durchgeführt. Dabei wurde die Feuerung Typ E mit dem selben Brennstoff wie unter (5.2.1.1 mit zerkleinerten beschichteten Spanplatten) betrieben, wobei diesmal ein Teil der Primärluft durch rückgeführtes Abgas ersetzt wurde, so dass gleichzeitig auch die Auswirkungen dieser Maßnahme auf die Partikelemissionen untersucht werden konnten. Die Feuerung Typ E erreichte im Nennlastbetrieb 120 bis 130 kW. Die Teillastversuche wurden bei ca. 70 kW durchgeführt, etwa 55 % der Nennleistung entsprach. In **Tabelle 5.2** sind die Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen und Temperaturen während der vier Partikelprobenahmen bei unterschiedlicher Feuerung

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

nungswärmeleistung dargestellt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden die Messwerte wieder auf 13 % Restsauerstoffgehalt im trockenen Abgas bezogen.

Tabelle 5.2: Partikel-, CO- und NO_x-Konzentrationen bei Variation der Feuerungsleistung (Feuerung Typ E, Betrieb mit Abgasrückführung, Brennstoff: beschichtete Spanplatten H18)

Feuerungswärmeleistung	Abgas-T	Leistung	O ₂	CO	NO _x	Impaktor	Planfilter
	°C	kW	%	mg/m ³ @ 13 % O ₂			
1 Nennlast	173	108	9,08	86	616	32	27
2 Nennlast	178	122	7,49	59	739	22	19
Mittel Nennl.	176	115	8,3	73	678	27	23
3 Teillast	134	72	9,30	71	589	8	10
4 Teillast	134	67	11,42	85	625	18	19
Mittel Teillast	134	70	10,4	78	607	13	15

Aus den mittleren Partikel-Konzentrationen aus **Tabelle 5.2** wird deutlich, dass diese im Teillastbetrieb abnehmen. Solche Zusammenhänge wurden bereits bei früheren Untersuchungen (BAUMBACH et al. 1999) ermittelt und auch von anderen Autoren beobachtet (HASLER & NUSSBAUMER 1997). Mögliche Ursachen hierfür sind längere Verweilzeiten im Feuerraum, geringere Strömungsgeschwindigkeiten und Temperaturen im Bereich der Brennstoffschüttung, also insgesamt eine geringere Feuerraumbelastung. Die Aussage ist nur dann zutreffend, wenn die Feuerung auch bei Teillast kontinuierlich betrieben werden kann und gute Ausbrandbedingungen vorliegen. Kommt es im Teillastbetrieb zu unvollständiger Verbrennung, z.B. durch Auskühlung des Feuerraumes, führt dies wieder zu höheren Partikelkonzentrationen im Abgas.

Aus einem Vergleich der Partikel-Konzentrationen in **Tabelle 5.2** beim Betrieb der Feuerung mit Abgasrückführung mit den Werten aus **Tabelle 5.1** ohne Abgasrückführung geht deutlich hervor, dass durch diese Maßnahme die Partikel-Konzentrationen erheblich gesenkt werden können. Eine Erklärung dieses Verhaltens könnte darin bestehen, dass durch die Abgasrückführung die Temperatur in der Brennstoffschüttung abnimmt (SALZMANN et al. 1998) und dadurch auch die Verdampfung mineralischer Brennstoffbestandteile vermindert wird. Diese Vorgänge sind bislang nur unzureichend erforscht und hinsichtlich möglicher Minderungspotenziale entsprechend vorsichtig zu bewerten. Bei der Anwendung der Abgasrückführung muss darauf geachtet werden, dass es dadurch nicht zu einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Brennstoffschüttung kommt, was dort zu einem erhöhten Partikelaustrag führen könnte. Um eine Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit im Brennstoffbett zu vermeiden, kann die Zuführung des rückgeführten Gases auch unmittelbar oberhalb des Brennstoffbetts erfolgen, wie es z.B. an einer Rostfeuerung (3,8 MW) realisiert wurde (PETERS 2000).

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

5.2.1.3 Einfluss des Gewebefilters auf die Gesamtpartikel-Emissionen

Ergänzend sind in **Tabelle 5.3** die Ergebnisse von Partikelmessungen im Roh- und Reingas vor und nach einem Gewebefilter zusammengefasst. Da die Messungen zeitgleich erfolgten und die Randbedingungen und Abgaszusammensetzung durch den Gewebefilter nicht beeinflusst wurden, sind die Angaben zu den Randbedingungen der beiden Messungen identisch. Erwartungsgemäß konnten die Partikel-Konzentrationen im Abgas mit dem Gewebefilter signifikant vermindert werden, was bereits schon mehrfach gezeigt werden konnte (ZUBERBÜHLER & BAUMBACH 1997). Das Hauptinteresse dieser Untersuchung galt hier nicht den Gesamtpartikel-Konzentrationen, sondern vielmehr den Unterschieden in der Partikel-Größenverteilung, wie diese im folgenden beschrieben werden.

Tabelle 5.3: Partikel-, CO- und NO_x-Konzentrationen im Roh- und Reingas vor und nach dem Gewebefilter (Feuerung Typ E, Brennstoff: beschichtete Spanplatten H18)

Messort	Abgas-T	Leistung	O ₂	CO	NO _x	Impaktor	Planfilter	Abscheidegrad
	°C	kW	%	mg/m ³ @ 13 % O ₂			%	
5 Imp Rohgas	167	104	11,13	171	660	31		77
6 Imp Reingas						7		
7 PF Rohgas	151	83	12,58	588	564		47	94
8 PF Reingas							3	

Die Messungen im Roh- und Reingas erfolgten parallel; Impaktor- und Planfilter-Messungen wurden nacheinander durchgeführt

5.2.2 Partikel-Größenverteilung

5.2.2.1 Vergleich Zyklonabscheidung – Abscheidung durch Drallströmung im Feuerraum

Die Partikel-Größenverteilungen aerodynamischer Durchmesser im Abgas wurden mit einem Andersen Mark III Kaskaden-impaktor bestimmt. Das Messverfahren ist in Kapitel 4.3.2.2 beschrieben. Zur Bestimmung der Gesamtpartikelmasse wurde in der Regel parallel zur Impaktor-eine Planfiltermessung durchgeführt. Wo dies nicht möglich war, wurde zeitversetzt bei gleichen Randbedingungen gemessen oder es wurde die mit dem Impaktor bestimmte Gesamtpartikel-Konzentration verwendet.

Ein Vergleich der Partikel-Größenverteilungen in den Abgasen der beiden Feuerungen Typ A und B mit vergleichbarem Brennstoff im Nennlastbetrieb ist in **Abbildung 5.5** gezeigt. Die Partikelabscheidung beim Feuerungskonzept A beruht auf einer Trägheitsabscheidung im Zyklon, wogegen die Partikel beim Konzept B bereits im Feuerraum durch die Strömungsführung (Drall-

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

strömung) zurückgehalten werden. Die Partikel-Größenverteilungen unterscheiden sich nur geringfügig bei den Korngrößen im Bereich aerodynamischer Durchmesser um 5 µm. Dort ist das Abscheideverhalten des Zyklons besser als die Abscheidung im Feuerraum, was aber nicht sonderlich ins Gewicht fällt, da der Hauptteil der emittierten Partikelmasse in den Bereich PM₁ fällt, womit alle Partikel mit einem aerodynamischen Partikeldurchmesser < 1 µm gemeint sind. In **Abbildung 5.5** wären das die Fraktionen $d < 0,5$, $0,5 \geq d < 0,6$ und $0,6 \geq d < 1,1$, wobei die Trenngrenzen der Impaktormessung nicht immer genau mit den üblichen Trenngrenzen von PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ übereinstimmen. Diese Feinstpartikel (kleiner als 1 µm) können beide Abscheidesysteme relativ ungehindert passieren, was an dem hohen Massenanteil in den beiden Partikel-Größenverteilungen deutlich wird.

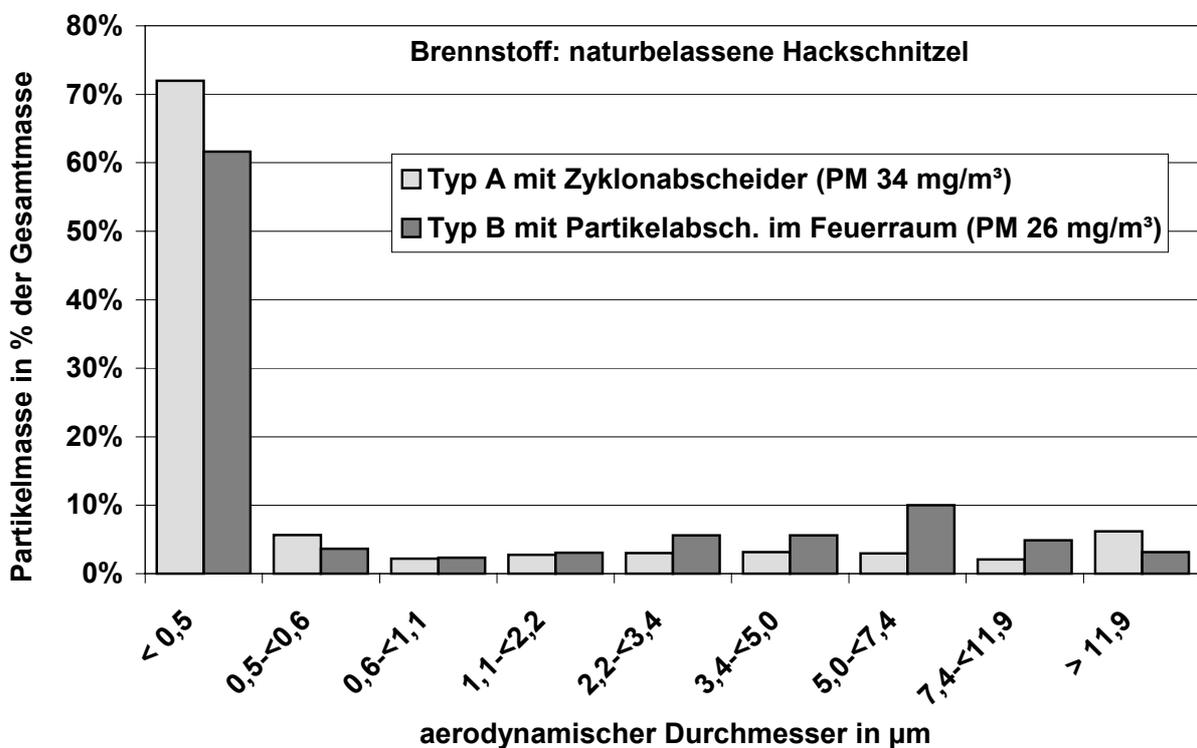


Abbildung 5.5: Vergleich der Partikel-Größenverteilung der Feuerungskonzepte Typ A mit Zyklonabscheider und Typ B mit Partikelabscheidung im Feuerraum. Die Gesamt-Partikelkonzentration auf den Impaktoren ist als PM bezogen auf 13 % O₂ angegeben

Sowohl aus der Vergleichbarkeit der Partikel-Größenverteilung als auch an den Gesamtpartikelkonzentrationen wird deutlich, dass das Entwicklungsziel, die groben unverbrannten Partikel bereits im Feuerraum abzuscheiden, mit dem Feuerungskonzept Typ B erreicht wurde. Auf einen nachgeschalteten Zyklonabscheider kann hier verzichtet werden, was eine erhebliche Platz- und Kostenersparnis bewirkt.

Mit anderen Brennstoffen veränderten sich die Partikel-Größenverteilungen im Vergleich zu naturbelassenem Holz mit den beiden Feuerungstypen A und B nur geringfügig, jedoch wurden

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

höhere Gesamtpartikel-Konzentrationen im Abgas gemessen, wie bereits im vorherigen Kapitel 5.2.1 gezeigt werden konnte. In **Abbildung 5.6** sind die Partikel-Größenverteilungen der Feuerungskonzepte (Typ A und E) beim Verbrennen von beschichteten Spanplatten gegenübergestellt. Unterschiede zwischen den beiden Verteilungen sind nur im Bereich aerodynamischer Partikeldurchmesser $< 1\mu\text{m}$ zu erkennen. Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $< 1\mu\text{m}$ (PM_{10}) können von beiden Konzepten nicht abgeschieden werden, weshalb die Unterschiede entweder in den Brennstoffeigenschaften (die Brennstoffe waren vergleichbar, aber aus unterschiedlichen Chargen) oder den Verbrennungsbedingungen zu suchen sind. Die Feuerung Typ E wurde bei diesem Versuch mit Gaszirkulation betrieben, d.h. Gas vom Ende der Sekundärbrennkammer wurde der Primärluft zugemischt (s. **Abbildung 4.5**). Bemerkenswert ist hier die geringe Gesamt-Partikelkonzentration von 30 mg/m^3 mit dem Feuerungskonzept E, wie sie eigentlich nur beim Verbrennen von naturbelassenem Brennstoff mit homogener Stückgröße zu erwarten wäre.

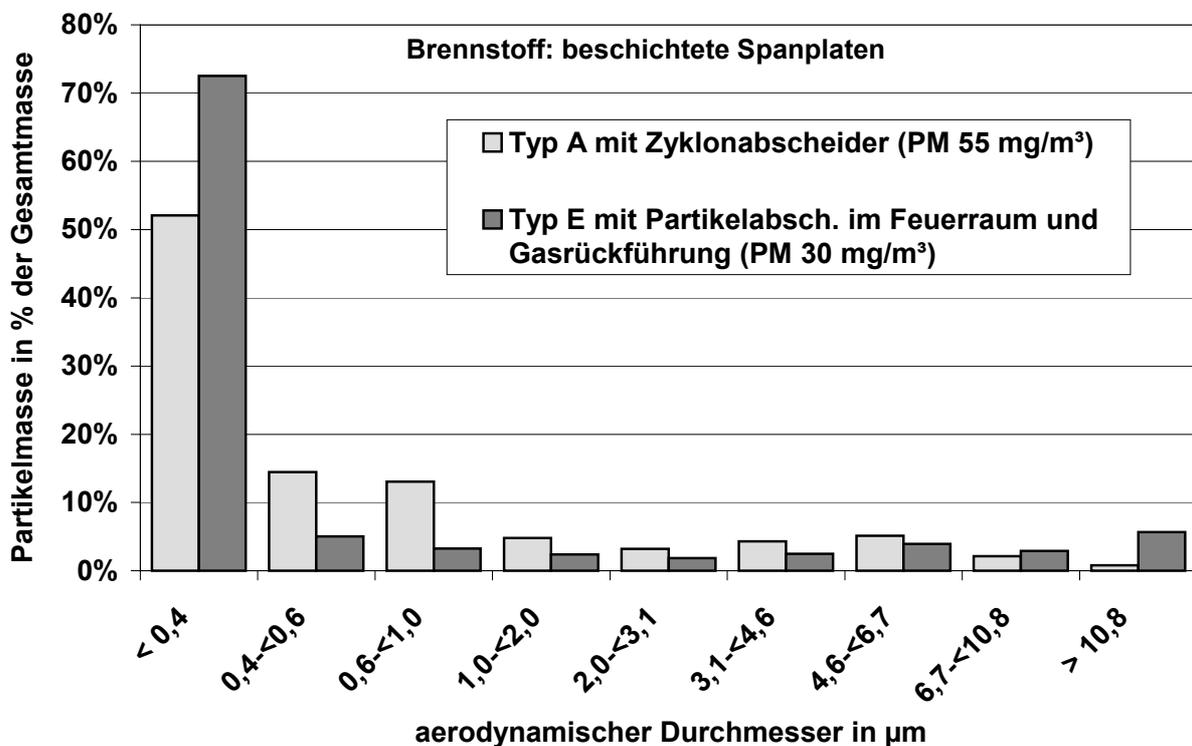


Abbildung 5.6: Vergleich der Partikel-Größenverteilung der Feuerungskonzepte Typ A mit Zyklonabscheider und Typ E mit Partikelabscheidung im zylindrischen Feuerraum und Abgasrückführung. Die Gesamt-Partikelkonzentration auf den Impaktoren ist als PM bezogen auf 13 % O_2 angegeben

Die in den Abbildungen 5.5 und 5.6 angegebenen Gesamt-Partikelkonzentrationen basieren auf der abgeschiedenen Partikelmasse auf den jeweiligen Impaktoren, da hier keine zeitgleichen Planfiltermessungen vorlagen.

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

5.2.2.2 Auswirkung der Abgasrückführung auf die Partikel-Größenverteilung

Für diese Betrachtung wurden Impaktormessungen an der Feuerung Typ E mit beschichteten Spanplatten (H18) herangezogen, die mit und ohne Abgasrückführung erfolgten. Beim Betrieb der Feuerung mit Abgasrückführung wurde das Abgas mittels Injektor der Primärluft zugemischt und über die Rostelemente der Brennstoffschüttung zugeführt (s. **Abbildung 4.5**). Die rückgeführte Abgasmenge konnte während des Betriebs der Feuerung wegen Unzugänglichkeiten nicht exakt bestimmt werden. Im ausgebauten Zustand unter atmosphärischen Bedingungen betrug die rückgeführte Gasmenge jedoch ca. 30 % der insgesamt geförderten Gasmenge.

Zur Bestimmung der Partikel-Größenverteilung ohne Abgasrückführung wurden sechs Impaktormessungen die alle bei Nennlast, aber mit unterschiedlichem Luftüberschuss durchgeführt wurden, herangezogen. Da die Auswertung ergab, dass die Partikel-Größenverteilung nicht signifikant vom Luftüberschuss beeinflusst wird, wurde die mittlere Partikel-Größenverteilung bestimmt und die Standardabweichungen in **Abbildung 5.7** mit angegeben. Die Impaktormessungen erfolgten parallel zu den Planfilter-Messungen, deren Randbedingungen in **Tabelle 5.1** aufgeführt sind. Analog dazu wurde beim Betrieb mit Abgasrückführung aus drei Impaktormessungen unter vergleichbaren Randbedingungen (Nennlast s.a. **Tabelle 5.2**, Nr. 1+2 und **Tabelle 5.3**, Nr.5) die mittlere Partikel-Größenverteilung bestimmt. Die beiden Verteilungen mit und ohne Abgasrückführung sind in **Abbildung 5.7** gegenübergestellt.

Wie aus **Abbildung 5.7** hervorgeht, nimmt durch die Abgasrückführung der Massenanteil an Feinstpartikeln $< 0,4 \mu\text{m}$ ab, wohingegen die Massenanteile der Partikel $> 5 \mu\text{m}$ zunehmen. Da es sich bei der Partikelbildung um mehrere überlagerte Effekte handelt (s.a. Kapitel 3.1), konnte nicht geklärt werden, welche physikalisch-chemischen Vorgänge im einzelnen dafür verantwortlich sind. Dieses Verhalten ist möglicherweise die Ursache für eine Abnahme der Gesamtpartikel-Konzentrationen, wie es aus den Ergebnissen der Planfiltermessungen, die als Mittelwerte im Diagramm eingetragen sind, hervorgeht.

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

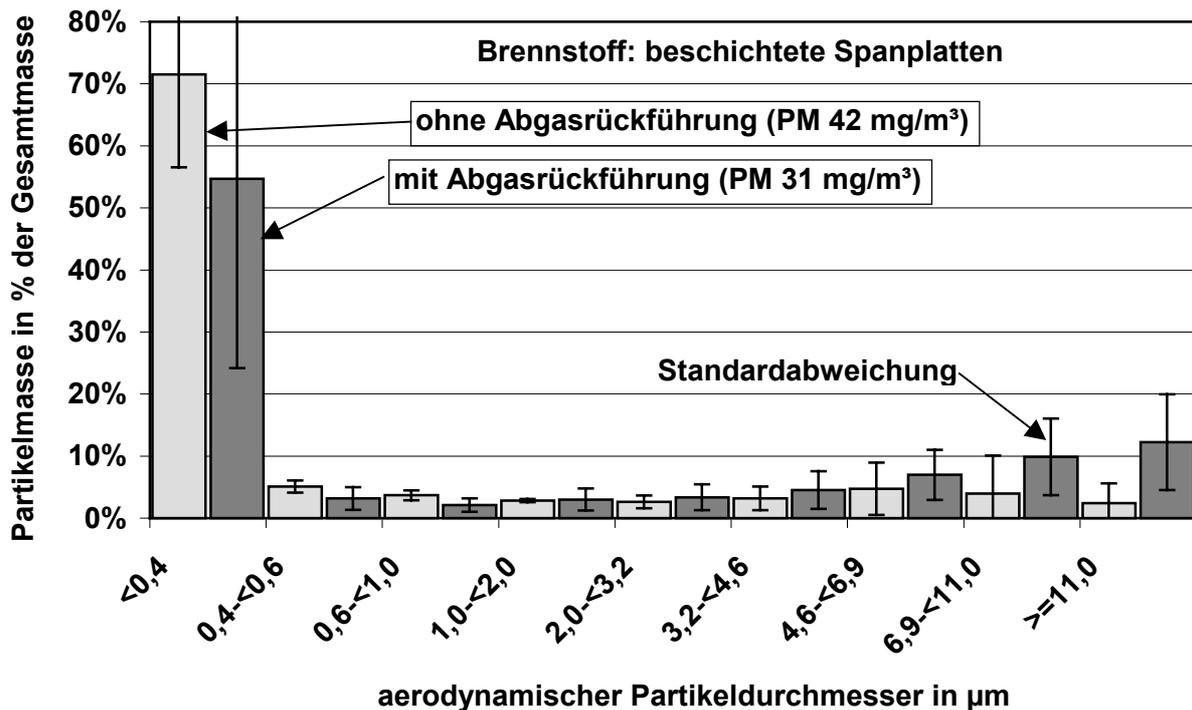


Abbildung 5.7: Veränderung der mittleren Partikel-Größenverteilung bei Abgasrückführung im Primärbereich der Feuerung (Feuerung Typ E, Nennlast, Brennstoff: Beschichtete Spanplatten H18, Anzahl der Impaktormessungen: ohne Abgasrückführung n = 6, mit Abgasrückführung n = 3)

5.2.2.3 Partikel-Größenverteilung im Roh- und Reingas am Gewebefilter

In **Abbildung 5.8** sind die Partikel-Größenverteilungen anhand der auf den einzelnen Impaktorstufen abgeschiedenen Partikelmassen im Roh- und Reingas am Gewebefilter vergleichend dargestellt. Die Messung erfolgte zeitgleich vor und nach dem Filter im Abgas an der Versuchsf Feuerung Typ E, die mit beschichteten Spanplatten (H18) und Abgasrückführung betrieben wurde. In Abweichung zu den vorangegangenen Darstellungen der Partikel-Größenverteilungen wurde in **Abbildung 5.8** die auf den einzelnen Impaktorstufen abgeschiedene Partikelmasse nicht auf die Gesamtmasse bezogen, sondern absolut angegeben, um den Einfluss der Filtration quantitativ darzustellen. Für eine Bestimmung von Fraktionsabscheidegraden für die einzelnen Partikelgrößenbereiche war die auf der Reingasseite auf den einzelnen Impaktorstufen abgeschiedene Partikelmasse zu gering.

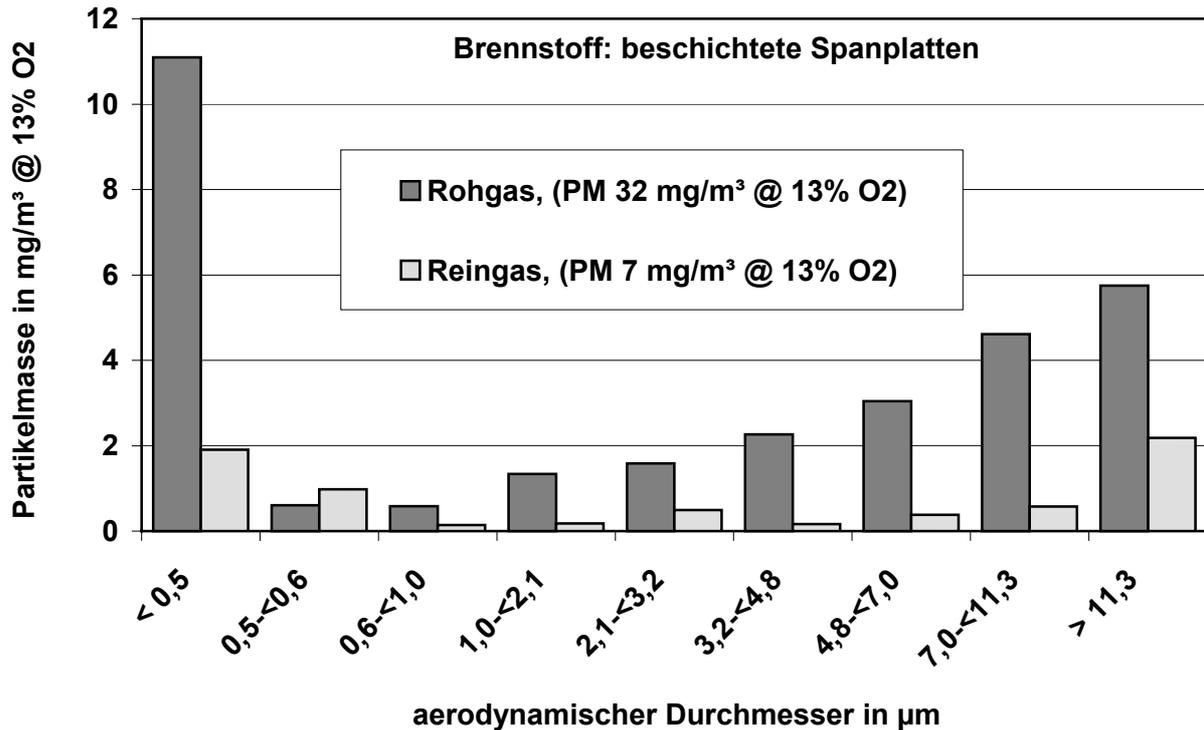


Abbildung 5.8: Partikelgrößenverteilung im Roh- und Reingas am Gewebefilter beim Verbrennen von beschichteten Spanplatten (H18) in der Feuerung Typ E

Die Partikel im Rohgas weisen die typische Verteilung auf, wie sie mit dieser Feuerung beim Betrieb mit Abgasrückführung erzielt wurde. Ein Großteil der Partikelmasse mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $0,5 \mu\text{m}$ befindet sich auf dem Endfilter. Bedingt durch die Abgasrückführung finden sich auch relativ hohe Anteile der Partikelmasse bei den größeren Partikeldurchmessern. Nach dem Gewebefilter ist keine Anhäufung der jetzt noch im Reingas enthaltenen Partikelmasse bei bestimmten aerodynamischen Durchmessern zu erkennen. Bei einer sehr niedrigen Gesamtpartikel-Konzentration von 7 mg/m^3 kann die Größenverteilung mit dem verwendeten Verfahren nur noch bedingt aufgelöst werden, da die auf den einzelnen Sammelstufen abgeschiedene Partikelmasse sehr klein und somit die möglichen Fehler, z.B. durch Masseverluste beim Handling der Sammelplatten, groß sind. Eine Betrachtung der Feinstpartikel (PM_{10} Masse aller Partikel kleiner als $1 \mu\text{m}$) in **Abbildung 5.8** zeigt deutlich das Vermögen des Gewebefilters, auch diese Fraktion wirkungsvoll aus dem Abgas abzuscheiden.

5.3 Vergleich der NO_x -Minderung bei den verschiedenen Feuerungskonzepten

Der Zusammenhang zwischen N-Gehalt im Brennstoff und den gemessenen NO_x -Konzentrationen im Abgas ist für die verschiedenen Feuerungskonzepte in **Abbildung 5.9** dargestellt. Dabei sind für mehrere Verbrennungsversuche an den Feuerungen A, B und E mit

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Nennlast unter vergleichbaren Randbedingungen die mittleren NO_x -Konzentrationen über dem N-Gehalt des jeweiligen Brennstoffs aufgetragen und jeweils mit Ausgleichskurven verbunden. Das Verhalten der Feuerungskonzepte A, B, und E ist durch die entsprechenden Mittelwerte und deren Ausgleichskurven wiedergegeben. Bei den gegenübergestellten Feuerungskonzepten wurden folgende NO_x -Minderungsmaßnahmen realisiert.

- Typ A: Ohne Luftstufung (Referenz für Minderungspotenzial)
- Typ B: Mit Luftstufung
- Typ E: Mit Luftstufung und Reduktionszone

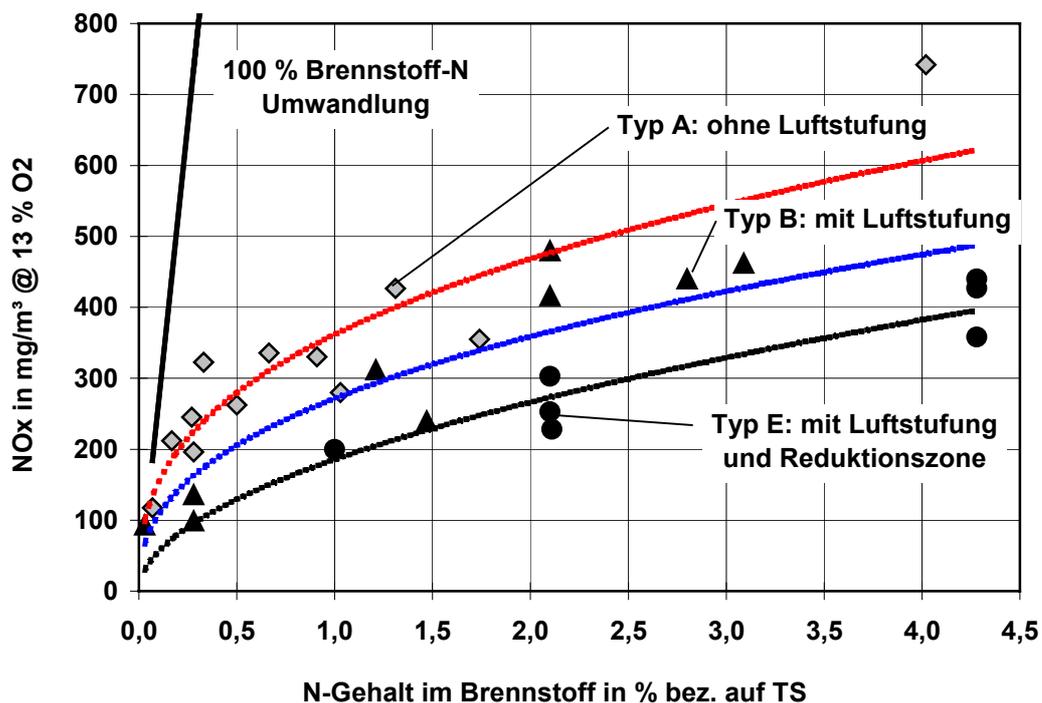


Abbildung 5.9: Mittlere NO_x -Konzentrationen der unterschiedlichen Feuerungskonzepte in Abhängigkeit von N-Gehalt im Brennstoff unter vergleichbaren Randbedingungen (Nennlast)

Eine vollständige Umwandlung des Brennstoffstickstoffs in NO_x ergäbe schon bei naturbelassenen Hölzern mit einem Brennstoff-N-Gehalt $< 0,5\%$ sehr hohe NO_x -Werte im Abgas, wie es auf der linken Seite im Diagramm angedeutet ist. Unter realen Bedingungen wird nur ein Teil des Brennstoffstickstoffs bei der Verbrennung in NO_x umgewandelt. Alle drei Feuerungskonzepte zeigten bezüglich der Umwandlung von Brennstoffstickstoff in NO_x ein logarithmisches Verhalten, wobei mit zunehmendem Brennstoffstickstoff die Umwandlungsrate kleiner wurde (KELLER 1994). Welcher Anteil des Brennstoffstickstoff letztlich als NO_x emittiert wird, hängt von den Bedingungen während des Verbrennungsprozesses ab und war bei den drei Feuerungskonzepten unterschiedlich. Die theoretischen Grundlagen der Stickstoffumwandlung wurden bereits in Kapitel 3.2 beschrieben.

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Zur Abschätzung der erzielten NO_x -Minderung einer Maßnahme wurde hier das Verhalten der Feuerung Typ A als Referenz gewählt. Die eingezeichneten Ausgleichskurven erlauben ein realistisches NO_x -Minderungspotenzial der Feuerungskonzepte B und E gegenüber dem Typ A abzuschätzen.

Bei den Verbrennungsversuchen mit dem Typ B lagen die NO_x -Werte um ca. 20 % niedriger als beim Typ A, was auch der Theorie entspricht, die besagt, dass durch die Maßnahme der Luftstufung ein NO_x -Minderung von 20-30 % erzielt werden kann (KELLER 1994). Auffällig bei den Werten für Typ B ist die relativ große Streuung der Mittelwerte um die eingezeichnete Ausgleichskurve. Dies liegt daran, dass es mit dem Typ B nicht bei allen Brennstoffen gelang, den Brennstoff unterstöchiometrisch zu verbrennen, was natürlich die Fähigkeit zur NO_x -Minderung entscheidend beeinflusst. Aus diesen Ergebnissen ergab sich klar das Ziel der weiteren Entwicklung, nämlich die Primärluftzuführung vom Brennstoffbett zu entkoppeln, was mit den Feuerungskonzepten Typ C + D erreicht werden sollte. Dort erfolgte die Primärluftzuführung nicht mehr durch die Brennstoffschüttung, sondern oberhalb dieser. Diese beiden Konzepte wurden aber nach einigen Versuchen verworfen, da sich mangels Brennstoffumsatz keine definierten Betriebszustände realisieren ließen.

Bei der Feuerung Typ E konnte die Brennstoff- und Primärluftzuführung so umgestaltet werden, dass die Primärluftzugabe weitgehend unabhängig von der Beschaffenheit der Brennstoffschüttung erfolgte. Durch die Möglichkeit der Abgasrückführung konnte der zugeführte Primärluftanteil sehr stark reduziert werden, ohne den Brennstoffumsatz zu verringern. Bei den Konzepten A und B bewirkte ein Senken des Primärluftanteils meist auch eine Verminderung des Brennstoffumsatzes und in Folge eine unzulässige Anhäufung von unverbranntem Brennstoff im Feuerraum. Das Volumen zwischen Primär- und Sekundärteil der Brennkammer war bei der Feuerung Typ E als Reduktionszone vorgesehen. Wie aus der Ausgleichskurve des Typ E deutlich wird, konnten durch die Maßnahme der gestuften Verbrennung mit Reduktionszone die NO_x -Konzentrationen gegenüber dem Typ A (ohne Luftstufung) um ca. 40 % gemindert werden. Theoretisch sind mit dieser Maßnahme höhere Minderungspotentiale bis zu 75 % denkbar, was auch schon an Versuchsaufbauten mit elektrisch beheizter Reaktionszone gemessen wurde, NUSSBAUMER & SALZMANN (1996). Die Versuche mit der Feuerung Typ E zeigten jedoch, dass im Praxisbetrieb die optimalen Bedingungen zur NO_x -Minderung, nicht optimal realisiert werden können, wodurch die erzielbare Minderung entsprechend geringer ausfällt.

Die numerische Simulation der Verbrennungsbedingungen ermöglichte eine genauere Betrachtung der Gründe für die moderate NO_x -Minderung. Dabei konnten die für die NO_x -Minderung relevanten Größen wie Temperatur, Luftzahl und Verweilzeit, für den Primärteil der Feuerung Typ E simuliert werden (s.a. Kapitel 6.3.1). Die Auswertung ergab, dass bei den Versuchen mit der Feuerung Typ E in der vorgesehenen Reduktionszone die erforderliche Verweilzeit bei entsprechendem Temperaturniveau nicht ausreichte.

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Nach dem neuen Entwurf der TA-Luft (WEESE 2001) müssen genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen über 1 MW einen NO_x-Grenzwert von 400 mg/m³ einhalten, sofern nicht naturbelassene Holzbrennstoffe eingesetzt werden. Da in der Praxis die Stickstoffgehalte von Brennstoffen holzbe- und -verarbeitender Betriebe unter 4 % liegen, kann durch feuerungsseitige Minderungsmaßnahmen der geforderte NO_x-Grenzwert eingehalten werden.

5.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F)

Grundvoraussetzung zur Minimierung von PCDD/F in Abgas sind gute Ausbrandbedingungen im Feuerraum. Weiter sollte bei der Entwicklung der neuen Feuerungskonzepte die Neubildung von PCDD/F über die De-Novo-Synthese (s.a. Kapitel 3.3.1.3), wie sie z.B. im Wärmetauscher stattfinden kann, vermieden werden. Dies kann durch die Minimierung der Ausgangsprodukte für die De-Novo-Synthese sowie durch das Vermeiden von günstigen Bedingungen für die Neusynthese von PCDD/F erfolgen. Ziel war es deshalb, kohlenstoffhaltige Partikel bereits im Feuerraum abzuscheiden, damit diese nicht für eine PCDD/F-Neubildung im Wärmetauscher zur Verfügung stehen.

Im Verlauf mehrerer Forschungsprojekte am IVD wurden bereits umfangreiche PCDD/F-Messungen im Abgas und in den Aschen gewerblicher und industrieller Holzfeuerungen durchgeführt (BAUMBACH et al. 1997), die hier als Referenzwerte bzw. Wertebereiche bei der Holzverbrennung in Praxisanlagen ohne Minderungsmaßnahmen herangezogen werden. Zur Einschätzung und Beurteilung der PCDD/F-Abgaskonzentrationen wurden diese mit Literaturwerten verglichen. Die recherchierten Werte wurden weitgehendst drei Brennstoffgruppen zugeordnet, die in **Tabelle 5.4** aufgeführt sind.

Tabelle 5.4: Vergleich der PCDD/F-Abgaskonzentrationen verschiedener Holzfeuerungen IVD-Feldmessungen mit Werten aus der Literatur

Brennstoff	Autoren	PCDD/PCDF ng I-TEQ/m ³ (bez. 13 % O ₂)
Naturbelassenes Holz	Feldmessung IVD	0,02 - 2,73
	WILKEN (1993)	0,01 - 0,70
	STRECKER & MARUTZKY (1994)	0,01 - 0,15
	HASLER et al.(1993)	0,02 - 0,21
Naturbelassenes Holz und Spanplatten	Feldmessung IVD	0,09 - 0,81
	WILKEN (1993)	0,02 - 3,30
	STRECKER & MARUTZKY (1994)	0,05 - 0,19
	HASLER et al.(1993)	0,02 - 0,08

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Betriebsüblicher Brenn- stoff *	Feldmessung IVD	0,37 - 16,0
	WILKEN (1993)	0,01 - 1,39
	STRECKER & MARUTZKY (1994)	0,03 - 4,11
	NUSSBAUMER (1994)	2,70 - 14,4

*Gemisch aus naturbelassenem, behandeltem und beschichtetem Holz sowie diversen Spanplatten

Zur besseren Übersicht sind die in **Tabelle 5.4** angegebenen Konzentrationsbereiche in **Abbildung 5.10** graphisch dargestellt. Die PCDD/F-Konzentrationen bei den Feldmessungen bewegten sich in üblichen Konzentrationsbereichen der Literaturwerte, wobei sich die Konzentrationsbereiche der Literaturwerte etwas weiter zu niedrigeren Werten hin ausdehnen, da dort auch Messergebnisse aus Versuchsanlagen enthalten sind, die meist unter optimierten Bedingungen betrieben wurden.

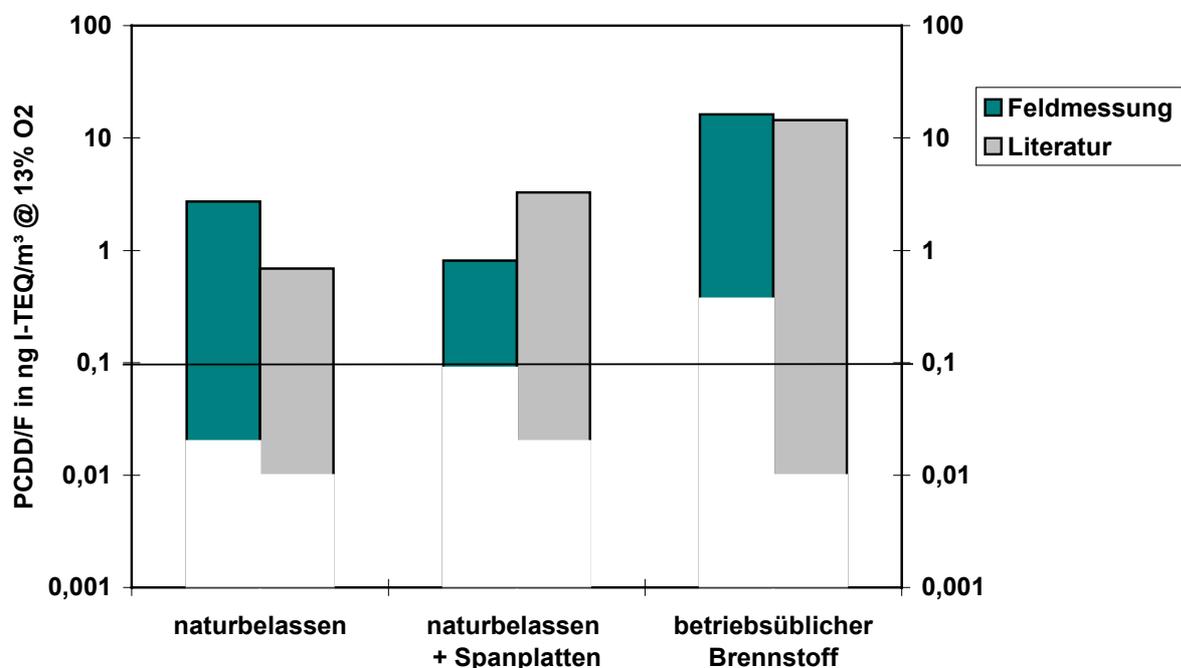


Abbildung 5.10: PCDD/F-Konzentrationsbereiche im Abgas gewerblicher Holzfeuerungen im Vergleich mit Literaturwerten

Aus den Ergebnissen der Feldmessungen konnten keine systematischen Rückschlüsse über die wesentlichen Einflussfaktoren auf die PCDD/F-Abgaskonzentrationen abgeleitet werden, da an jeder untersuchten Anlage andere Randbedingungen (z.B. Feuerungstyp, Brennstoff, Betriebsweise etc.) vorlagen. In einem weiteren Projekt wurden daher die PCDD/F-Konzentrationen beim Verbrennen unterschiedlicher Brennstoffsortimente, darunter auch mit Holzschutzmitteln behandelte Hölzer, unter weitgehend konstanten Randbedingungen an einer Versuchsanlage untersucht (ZUBERBÜHLER & BAUMBACH 1997). Diese Untersuchungen wurden an der Un-

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

terschubfeuerung (Typ A) durchgeführt. Mit Ausnahme der mit Holzschutzmitteln behandelten Hölzer sind die Ergebnisse in **Abbildung 5.11** mit dargestellt. Bei der Versuchsreihe an Typ A wurden mit Gebrauchtholz und mit naturbelassenem Holz relativ hohe PCDD/F-Konzentrationen gemessen. Dies ist nicht konform zu anderen Untersuchungen, wie z.B. bei NUSSBAUMER (1994), wo gerade umgekehrte Verhältnisse gefunden wurden. Dort wurden mit naturbelassenen Brennstoffen die kleinsten und mit Altholz die höchsten PCDD/F-Konzentrationen gemessen. Allerdings stammten die dort dargestellten Ergebnisse aus unterschiedlichen Feuerungsanlagen. Bei der Versuchsreihe mit dem Typ A hingegen lagen sehr unterschiedliche Brennstofffeuchten vor. Dabei wiesen die beiden Sortimente Gebrauchtholz und naturbelassenes Holz mit der höchsten Brennstofffeuchte auch die höchsten PCDD/F-Konzentrationen auf. Bei dieser Versuchsreihe schien die Brennstofffeuchte größeren Einfluss auf die PCDD/F-Konzentrationen im Abgas zu nehmen, als Brennstoffverunreinigungen, wie z.B. Schwermetalle und Chlorverbindungen, denen eine katalytische Wirkung bei der Neubildung von PCDD/F über die De-Novo-Synthese zugeschrieben wird. Eindeutige Zusammenhänge zwischen den PCDD/F-Abgaskonzentrationen und der Art des eingesetzten Brennstoff konnten wegen der unterschiedlichen Brennstofffeuchten nicht abgeleitet werden.

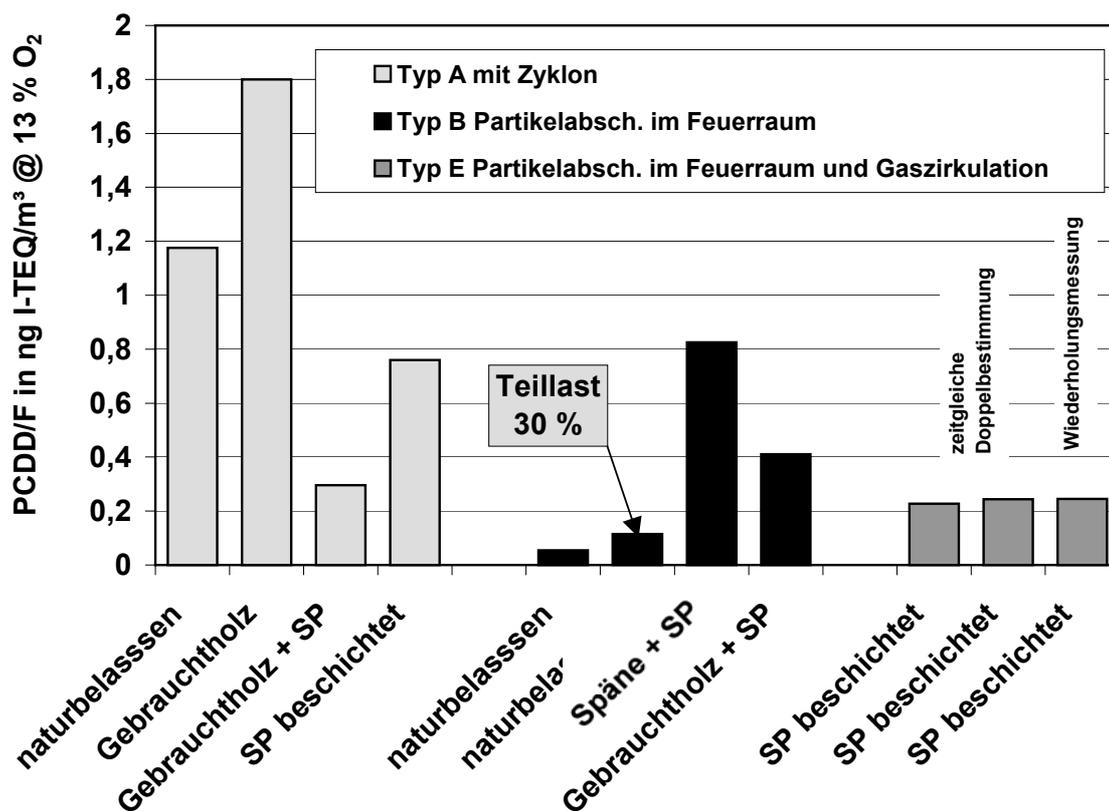


Abbildung 5.11: PCDD/F-Abgaskonzentrationen verschiedener Feuerungskonzepte mit unterschiedlichen Brennstoffen, (SP = Spanplatten, Mittelwerte 3 –5h)

5 Ergebnisse der feuerungsseitigen Emissions-Minderungsmaßnahmen

Dass sich hohe Brennstofffeuchten und Sauerstoffgehalte in Verbrennungsanlagen nachteilig auf die PCDD/F-Konzentrationen im Abgas auswirken können, wurde auch bei Untersuchungen an Müllverbrennungsanlagen beobachtet (VOGG et al. 1990).

Wie aus dem Vergleich der PCDD/F-Konzentrationen im Abgas der untersuchten Feuerungskonzepte Typ A, B und E in **Abbildung 5.11** deutlich wird, wurden mit den Feuerungskonzept B beim Verbrennen von naturbelassenem Holz deutlich geringere PCDD/F-Konzentrationen gemessen als mit der Unterschubfeuerung Typ A. Für den Brennstoff beschichtete Spanplatten ergibt ein Vergleich zwischen den Feuerungen Typ A und E eine Verminderung der PCDD/F-Konzentration auf 1/3.

Zur Aussagekraft der dargestellten Ergebnisse muss einschränkend angemerkt werden, dass die Ergebnisse aus PCDD/F-Messungen durchaus in gewissen Bereichen variieren können, wie auch aus **Abbildung 5.10** deutlich wird. Ein generelles Problem bei PCDD/F-Messungen besteht in der langen Probenahmezeit, der aufwendigen Probenaufbereitung und Analyse, wodurch PCDD/F-Messungen sehr teuer werden und damit auch meist die Anzahl der Proben beschränkt ist. Zur Qualitätsbeurteilung (s.a. Kapitel 4.3.3) wurde mit der Feuerung Typ E eine Doppelbestimmung und Wiederholungsmessung der PCDD/F-Konzentration durchgeführt. Die rechts in **Abbildung 5.11** dargestellten Ergebnisse zeigten überraschend gute Übereinstimmung.

Das Entwicklungsziel, durch einen verbesserten Ausbrand, eine Senkung des Restsauerstoffgehalts bei der Verbrennung und eine weitgehende Abscheidung kohlenstoffhaltiger Partikel bereits im Feuerraum die PCDD/F-Konzentrationen zu mindern, wurde erreicht.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

Zur wirksamen Umsetzung feuerungsseitiger Emissions-Minderungsmaßnahmen müssen entlang des Feuerraums unterschiedliche definierte Bedingungen vorliegen. Die Messung physikalisch/chemischer Größen, wie beispielsweise Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit und Gaszusammensetzung innerhalb des Feuerraumes ist mittels gekühlter Sonden möglich. Diese Messungen sind aber sehr aufwendig und liefern die Daten von den angefahrenen Messpunkten, z.B. entlang einer Sondenachse. Vorausgesetzt die Feuerung befindet sich im stationären Zustand, erhält man als Ergebnis Profile aus einzelnen Messpunkten. Im Gegensatz dazu liefert eine mathematische Simulation der Vorgänge im Feuerraum ein wesentlich komplexeres Bild. Dabei wird der Feuerraum in einzelne Zellen unterteilt für die die physikalisch/chemischen Größen berechnet werden. Das Ergebnis kann in Form ebener Schnitte oder räumlicher Verteilungen, wie z.B. einer Temperaturverteilung im Feuerraum, dargestellt werden.

Die Ergebnisse einer Simulation können natürlich nur so gut sein, wie das zugrundeliegende Modell. Auch die mathematische Beschreibung der Feuerraumgeometrie und die Festlegung der Randbedingungen nehmen entscheidenden Einfluss auf die Qualität des Ergebnisses, d.h. letztlich die Genauigkeit, mit der die Simulationsergebnisse mit den tatsächlichen Verhältnissen übereinstimmen. Die Durchführung sinnvoller Simulationsrechnungen setzt eine Menge Expertenwissen und Erfahrung im Umgang mit dem Simulationsprogramm voraus, weshalb die Simulationsrechnungen von einem erfahrenen IVD-Mitarbeiter¹ durchgeführt wurden. Die Festlegung der Eingangs- und Randbedingungen, die Auswertung, graphische Darstellung und Interpretation der Simulationsergebnisse war Gegenstand dieser Arbeit.

Wenn es gelingt den Feuerraum und die darin stattfindenden Vorgänge in einem Modell mathematisch abzubilden, stellt dies für die Konstruktion optimierter Feuerräume ein effektives Werkzeug dar. Selbst unter der Voraussetzung, dass die realen Verhältnisse im Feuerraum von der Simulation nur näherungsweise wiedergegeben werden können, kann diese die praktischen Entwicklungszeiten entscheidend verkürzen. Am Beispiel eines einfachen zylindrischen Feuerraums ist in **Abbildung 6.1** anhand einer Trajektorie eines Tracer-Teilchens skizziert, wie eine zylindrische Brennkammer auf unterschiedliche Weise durchströmt werden kann.

¹ Dieter Förtsch; IVD-Abteilung Feuerungstechnik: Durchführung von Simulationsrechnungen mit dem Simulationsprogramm AIOLOS anhand vorgegebener Geometrie und Randbedingungen.

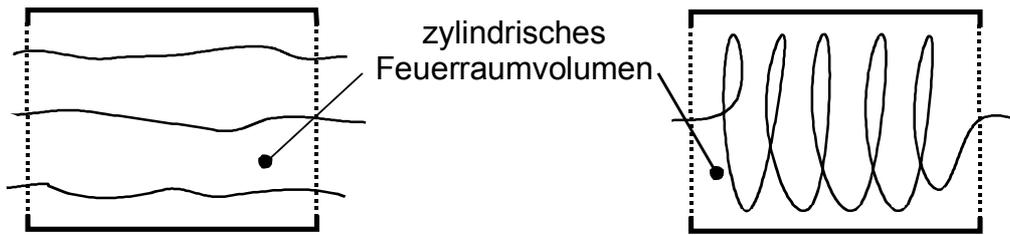


Abbildung 6.1: Unterschiedliche Wege eines Tracer-Teilchens durch ein zylindrisches Volumen bei gleicher mittlerer Verweilzeit, jedoch mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten

Die mittlere Verweilzeit ist folgendermaßen definiert:

$$T = \frac{V_{\text{Feuerraum}}}{\dot{V}_{\text{Gas}}}$$

Bei gleicher mittlerer Verweilzeit aus dem Quotienten von Feuerraumvolumen und Gasvolumenstrom kann z.B. ein Tracer-Teilchen je nach Strömungsführung völlig unterschiedliche Wege und Geschwindigkeiten in der Brennkammer aufweisen. Wie bereits in Kapitel 2.4 beschrieben, ist zur vollständigen Verbrennung außer der nötigen Temperatur und Verweilzeit auch die gute Durchmischung, also der Kontakt mit möglichen Reaktionspartnern entscheidend. Im ersten dargestellten Fall durchströmt das Gas den Zylinder idealisiert als Pfropfen (plug flow). Es findet kaum Vermischung und folglich auch kaum Reaktion statt. Lokale Strähnen z.B. hoher CO-Konzentration, wie sie vereinzelt bei der Feststoffverbrennung auftreten, bleiben unter diesen Bedingungen erhalten. Wie es in **Abbildung 6.1** angedeutet ist, wird im zweiten Fall im zylindrischen Volumen eine Rotationsströmung aufgeprägt, was die Vergrößerung der zurückgelegten Wegstrecke und der Geschwindigkeit zur Folge hat, wodurch sich die Wahrscheinlichkeit des Kontaktes mit Reaktionspartnern erhöht.

Da zur feuerungsseitigen Emissionsminderung definierte Bedingungen in den aufeinanderfolgenden Zonen des Feuerraums notwendig sind, sollte mit den durchgeführten Simulationsrechnungen beispielhaft für das Feuerungskonzept Typ E (s. **Tabelle 4.1**) die Auswirkung unterschiedlicher Randbedingungen untersucht werden. Von großer Bedeutung war hier z.B. die Fragestellung, wie sich die Verdrallung der Sekundärluft auf die Strömungsführung und die Vermischung in der Sekundärbrennkammer auswirkt, was allein mit Messungen an der Versuchsanlage kaum zu klären gewesen wäre.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

6.1 Das Simulationsprogramm AIOLOS

6.1.1 Strömungssimulation

Zur Simulation der Vorgänge im Feuerraum der Versuchsfeuerung Typ E wurde das am IVD entwickelte Programm AIOLOS (SCHNELL 1998) verwendet. Grundlage des Programms ist ein CFD (Computational Fluid Dynamics)-Modell, das die numerische Berechnung einer stationären, dreidimensionalen, turbulenten Strömung ermöglicht. In Unterprogrammen werden dabei Strömung, Turbulenz, Verbrennung und Wärmeübertragung berechnet. In diesen Untermodellen werden Gleichungen für Massen-, Impuls- und Energieerhaltung gelöst. Turbulenz wird mit einem k - ε - und RSM-Modell (Reynolds-Stress-Modell) berücksichtigt. Es werden zwei homogene Gasphasenreaktionen, die Oxidation von Kohlenwasserstoffen und CO berücksichtigt, wobei die Reaktionsraten durch die Mischung und die chemische Reaktionskinetik limitiert sind. Das Programm AIOLOS basiert auf einer streng strukturierten Finite-Volumen Methode, welche ein festes körperangepasstes Gitter benötigt. Eine ausführliche Beschreibung des Programms AIOLOS, die Randbedingungen und Voraussetzungen zur Anwendung sind in SCHNELL (1998) ausführlich beschrieben. In GÖRNER (1991) sind die Grundlagen zur Simulation technischer Verbrennungssysteme behandelt.

Im Bereich der Kraftwerkstechnik konnten mit diesem Simulationsprogramm die realen Bedingungen im Feuerraum sehr gut wiedergegeben werden (RISIO et al. 1998 und RISIO et al. 1999). Dort wurden die Simulationsergebnisse mit zahlreichen Messdaten validiert. Im Bereich der Kleinf Feuerungen wurde das Programm zur numerischen Simulation der Sekundärbrennkammer eines modernen Kachelofen-Heizeinsatzes eingesetzt (KNAUS 1999). Dabei wurden die Konzentrations-, Temperatur- und Strömungsverteilung teils durch Beprobung und mit optischen Verfahren wie z.B. LDA (Laser-Doppler Anemometer) gemessen und mit den Simulationsergebnissen verglichen (UNTERBERGER et al. 1998). Bei diesen Untersuchungen wurden durch die Validierung der Simulationsparameter eine gute Übereinstimmung der berechneten und gemessenen Verteilungen erzielt.

6.1.2 Behandlung der Feststoffverbrennung

Bei der Simulation der Biomasseverbrennung mit dem Programm AIOLOS wurden bislang nur homogene Gasphasenreaktionen berücksichtigt. Da Holzbrennstoffe einen hohen Flüchtiganteil von ca. 80-85 % bezüglich der Brennstofftrockenmasse aufweisen (ZUBERBÜHLER & BAUMBACH 1997), wurde die Anbindung der Feststoffverbrennung in erster Näherung unter der Annahme realisiert, dass der Brennstoff gasförmig, als Mischung aus CO, Kohlenwasserstoff-

fen und Primärluft, über eine Fläche entsprechend der Brennstoffschüttung dem Feuerraum zugeführt wird. Unterprogramme, die heterogene Gas-Feststoff-Reaktionen berücksichtigen, wie sie beim Feststoffabbrand vorliegen, sind in Bearbeitung. Die Brennstoffschüttung ist als Fläche in **Abbildung 6.3** angedeutet. Auch bei Feuerraumsimulationen mechanisch beschickter Holzfeuerungen an der ETH Zürich mittels dem CFD code TASCflow wurde die Diskreditierung der Brennstoffschüttung in analoger Weise vorgenommen (BRUCH & NUSSBAUMER 1998).

Zwei weitere Stoffaustauschflächen, wo real die Brennstoffzufuhr mittels Schneckenförderer sowie der Gasaustritt erfolgen, sind ebenfalls in **Abbildung 6.3** skizziert. Da der Feuerraum mit Unterdruck betrieben wird, kommt es über die Brennstoffschnecke zum Nebenlufteintrag, der bei der Simulation berücksichtigt wurde. Dieser seitliche Nebenlufteintrag führt zu asymmetrischen Profilen in der Primärbrennkammer.

6.2 Beschreibung der Feuerraumgeometrie

In **Abbildung 6.2** ist das Feuerraumvolumen der Feuerung Typ E dargestellt und bemaßt. Zur Simulation der Vorgänge im dargestellten Feuerraumvolumen mittels der mathematischen Beschreibung ist die Unterteilung des Volumens in einzelne Zellen durch ein körperangepasstes Gitter erforderlich. Die relativ komplizierte Geometrie des vorliegenden Feuerraumes erforderte die Unterteilung in einen Primär- und Sekundärteil, die im weiteren als Primär- und Sekundärbrennkammer bezeichnet werden. Bei der Simulation werden für jede einzelne Gitterzelle die relevanten Gleichungen gelöst und die vorliegenden Randbedingungen berücksichtigt. Dieser Vorgang wird iterativ solange wiederholt, bis für jede Zelle ein konvergentes Ergebnis vorliegt. Um kurze Rechenzeiten zu erreichen, sollte daher die Anzahl der Gitterzellen so klein wie möglich gehalten werden. Andererseits werden aber in Bereichen der Brennstoff- und Luftzufuhr üblicherweise kleinere Zellen gewählt, um dort eine höhere Auflösung zu erzielen. In **Abbildung 6.3** ist das mathematische Gitter zur Beschreibung der Primärbrennkammer der Feuerung Typ E dargestellt. Im Rahmen dieser Beschreibung werden auch die Zellen festgelegt, über die ein Stoffaustausch mit der Umgebung, z.B. Luft- und Brennstoffzuführungen, stattfindet. Die äußeren Zellen des Feuerraums werden von den Feuerraumwänden begrenzt und stehen mit diesen in direktem Kontakt. Dort findet zwar kein Stofftransport statt, aber es besteht die Möglichkeit des Wärmeübergangs, was in den Randbedingungen für diese Zellen festgelegt werden muss.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

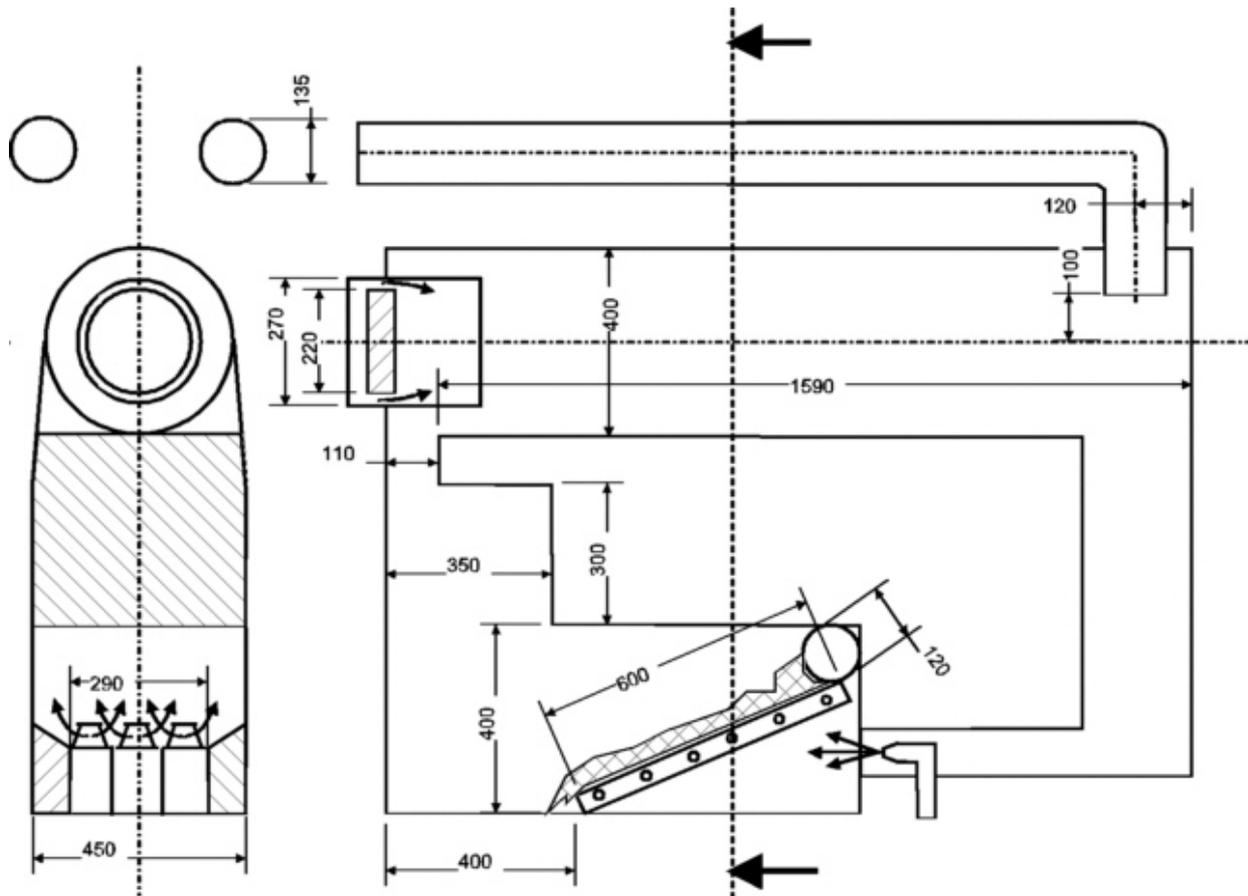


Abbildung 6.2: Abmessungen der Primär- und Sekundärbrennkammer der Feuerung Typ E

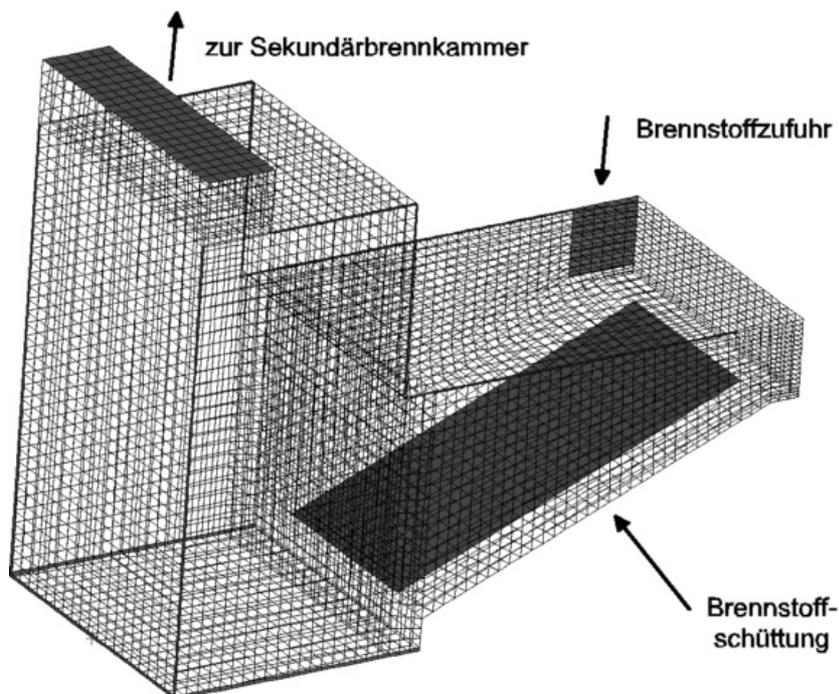


Abbildung 6.3: Gitter zur mathematischen Beschreibung des Primär-Feuerraums der Feuerung Typ E, mit markierten Stoffaustauschflächen

6.3 Berechnete Verteilungen im Feuerraum

Für die Simulation der Verbrennung in der Versuchsfeuerung Typ E (s.a. **Abbildung 4.5**) wurden die beiden Teile des Feuerraumes durch zwei unabhängige mathematische Gitter beschrieben. Die Diskretisierung der Primärbrennkammer erfolgte durch ein körperangepasstes Gitter (s.a. **Abbildung 6.3**) und zur Beschreibung der zylindrischen Sekundärbrennkammer wurden Zylinderkoordinaten herangezogen. Strömungs-, Konzentrations- und Temperaturprofile wurden für beide Feuerraumteile nacheinander getrennt berechnet. Die Bedingungen am Gasaustritt der Primärbrennkammer dienten als Eingangsbedingung bei der Berechnung der Sekundärbrennkammer.

Die Versuchsfeuerung Typ E konnte mit verschiedenen Einstellungen, z.B. der zugeführten Luftmengen, betrieben werden. Für drei an der Versuchsanlage durchgeführten Verbrennungsexperimente mit unterschiedlichen Einstellungen der zugeführten Luftmengen wurden entsprechende Simulationsrechnungen durchgeführt. Die drei Versuche sind nachfolgend anhand ihrer Lufteinstellungen kurz charakterisiert und werden wie folgt bezeichnet:

- *Nebenluft*: Der Feuerraum der Versuchsfeuerung Typ E wurde durch ein Saugzuggebläse mit Unterdruck betrieben. Die zugeführte Sekundärluftmenge wurde über eine Luftklappe geregelt. Bei stark gedrosselter Sekundärluftmenge kam es zu einem unerwünschten Nebenlufteintrag, z.B. über die Brennstoffzuführung und Feuerraumtüren, in der Primärbrennkammer, was diesen Versuch charakterisierte
- *Basis*: Dieser Versuch repräsentiert die Grundeinstellung der Luftmengen mit der die Versuchsanlage üblicherweise betrieben wurde
- *Abgasrückführung*: Bei diesem Versuch wurde der Primärluft rückgeführtes Abgas zugemischt.

Die gemessenen und für die Simulationsrechnung verwendeten Randbedingungen für die drei Versuche sind in **Tabelle 6.1** aufgeführt. Bei den Versuchen B und C (*Basis* und *Abgasrückführung*) wurde die Sekundärluftklappe nahezu vollständig geöffnet, wodurch der Unterdruck im Primärteil des Feuerraumes und damit auch der unkontrollierte Nebenlufteintrag begrenzt werden konnte.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

Tabelle 6.1: Randbedingungen beim stationären Betrieb der Feuerung Typ E mit unterschiedlichen Betriebseinstellungen (gemessene Werte)

		Versuchsbezeichnung/Betriebsart		
		<i>Nebenluft</i>	Basis	<i>Abgasrückführung</i> ($\approx 10\%$ des Abgasstroms)
Primärluft	m ³ /h (Norm)	42,0	69,5	49,4
Sekundärluft	m ³ /h (Norm)	72,5	152,2	124,3
Nebenluft *	m ³ /h (Norm)	132,0	61,1	42,4
Abgas	m ³ /h (Norm)	272,8	309,6	250,6
Abgastemperatur	°C	183,0	195,8	172,8
Brennstoffmassenstrom	kg/h	36,7	37,7	40,1
Brennstofffeuchte u	%	14,9	14,9	53,5
Heizwert H _u	MJ/kg	15,8	15,8	11,2
Feuerungswärmeleistung	kW	160,7	165,3	127,6
Restsauerstoffgehalt	Vol. %	8,2	9,6	9,1

* Durch den Unterdruck im Feuerraum unkontrolliert angesaugte Luft über die Brennstoffschnecke und sonstige Undichtheiten

6.3.1 Ergebnisse der Simulation der Primärbrennkammer

In den **Abbildung 6.4** bis **6.6** sind für den Primärteil des Feuerraumes die berechneten Temperaturverteilungen anhand mittiger, vertikaler und horizontaler Längsschnitte für die drei Versuche mit unterschiedlicher Lufteinstellung dargestellt. Zusätzlich sind Geschwindigkeitsvektoren eingezeichnet, die ein qualitatives Bild der Strömungsverteilung in dieser Schnittebene erlauben. An den Temperaturverteilungen sind deutlich die Bereiche mit der höchsten Temperatur, wo es zur intensiven Verbrennung kommt, zu erkennen.

Im jeweiligen horizontalen Schnitt (**Abbildung 6.4 – 6.6** unten) ist deutlich der Einfluss des Nebenlufteintrages über die Brennstoffschnecke (obere rechte Ecke im horizontalen Schnitt) als kalter Bereich zu erkennen. Beim Vergleich der drei dargestellten Simulationsergebnisse mit unterschiedlich ausgeprägtem Nebenlufteintrag werden die negativen Auswirkungen dieser unkontrollierten Luftzuführung auf die Temperatur- und die Geschwindigkeitsverteilung im Feuerraum besonders deutlich. In **Abbildung 6.4** sind die Verteilungen beim Versuch *Nebenluft* abgebildet. Hier ist der Primärluftanteil, der über die Brennstoffschüttung zugeführt wird, im Verhältnis zur eingetragenen Nebenluft gering. Dieser Nebenlufteintrag ist für die intensive Verbrennung in den Randbereichen oberhalb der Brennstoffschüttung verantwortlich, die dort eher unerwünscht ist. Die Hauptverbrennung sollte eigentlich kontrolliert in der Sekundärbrennkammer erfolgen, die sich innerhalb des Kesselbereich befindet, wo die entstehende Reaktionswärme auch entsprechend abgeführt werden kann.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

Zur Vermeidung des ungünstigen Nebenlufteintrages kommen folgende Maßnahmen in Betracht:

- Abdichten sämtlicher Kanten und Türen
- Betrieb des Feuerraumes mit möglichst geringem Unterdruck
- Abdichten der Brennstoffzufuhr, evtl. mit Zellenradschleuse und Änderung der Zufuhr-
richtung dahingehend, dass die Brennstoffzufuhr in Längsrichtung der Feuerraumachse
(Strömungsrichtung) erfolgt.

Bis auf die Änderung der Zufuhr-
richtung wurden diese Maßnahmen an der Versuchsanlage für den weiteren Versuchsbetrieb durchgeführt. Bei den in **Abbildung 6.5** und **Abbildung 6.6** gezeigten Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilungen der Versuche *Basis* und *Abgasrückführung* wurde der Nebenlufteintrag durch ein Abdichten der Brennstoffzuführung und sonstiger unerwünschter Lufteintragsmöglichkeiten erheblich vermindert.

In **Abbildung 6.5** sind die Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilungen beim Versuch *Basis* mit den Randbedingungen aus **Tabelle 6.1** dargestellt. Bei diesem Versuch wurde der Nebenlufteintrag minimiert, was eine bedeutende Homogenisierung der Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilung gegenüber dem Versuch *Nebenluft* bewirkte.

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

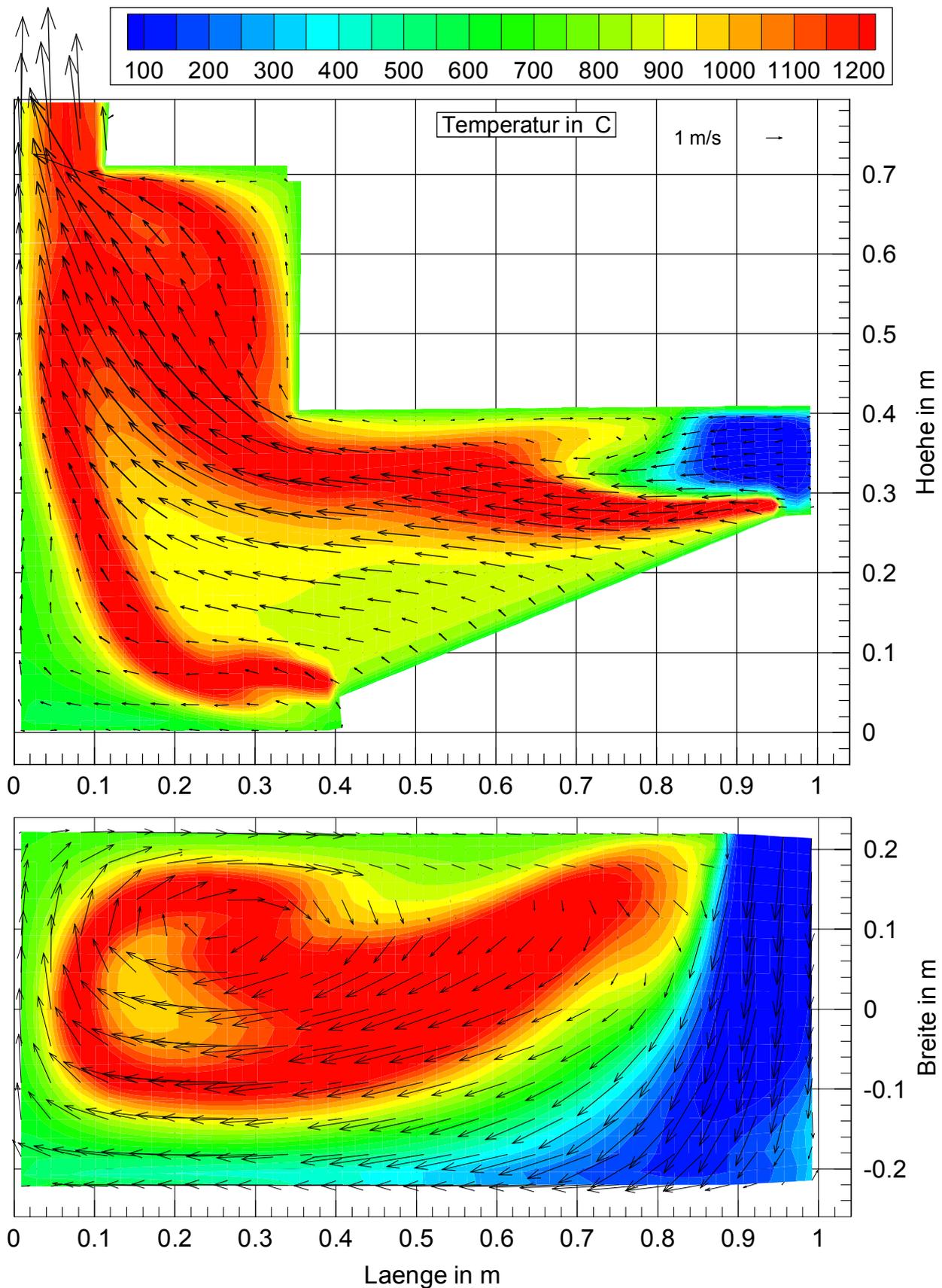


Abbildung 6.4: Berechnete Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilungen bei hohem Nebelufteintrag über die Brennstoffschncke im Primärteil der Feuerung Typ E (Schnitte mittig, Randbedingungen siehe Tabelle 6.1 *Nebelufte*)

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

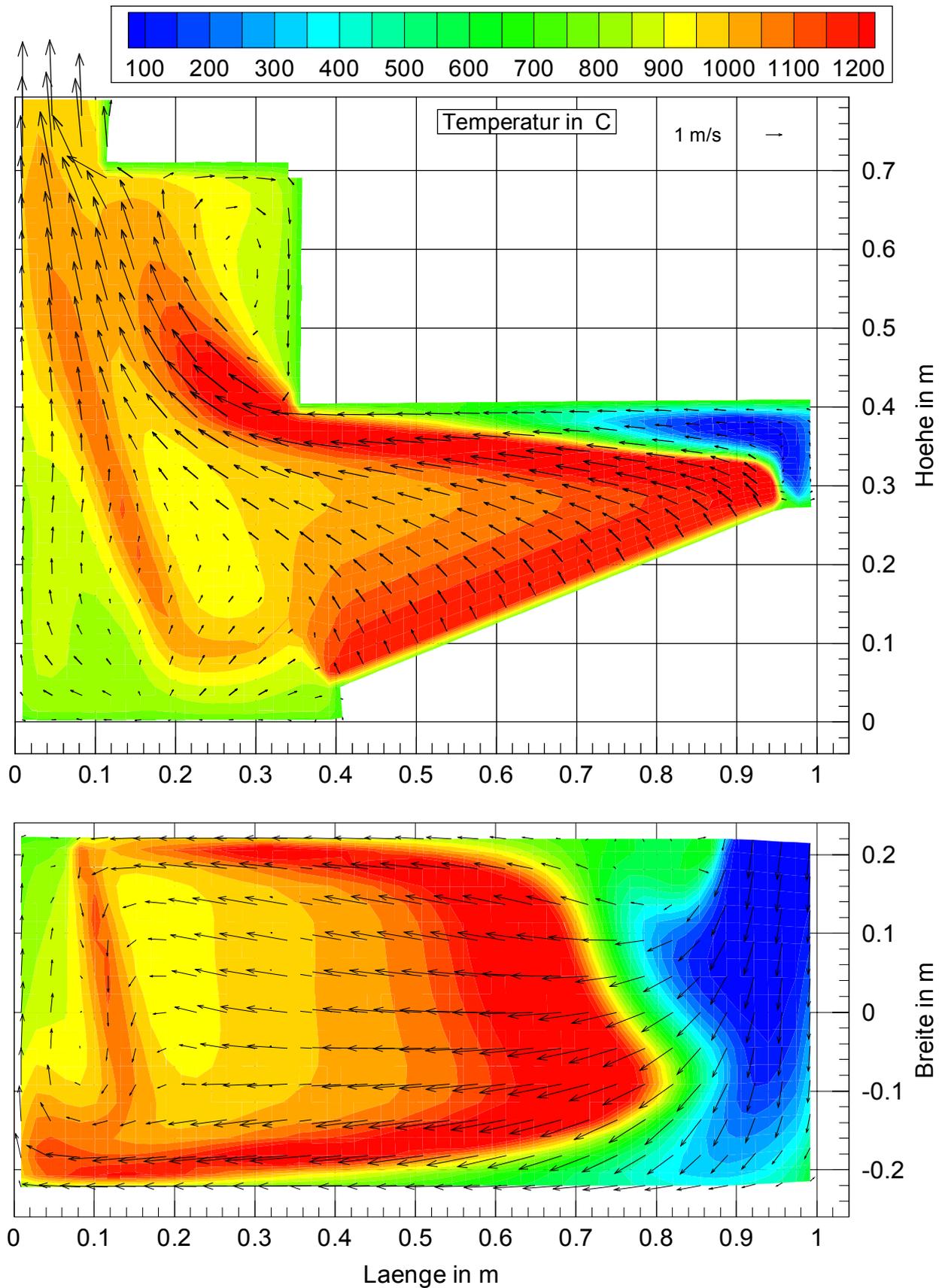


Abbildung 6.5: Berechnete Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilungen bei minimiertem Nebenlufteintrag über die Brennstoffschnecke im Primärteil der Feuerung Typ E (Schnitte mittig, Randbedingungen siehe Tabelle 6.1 *Basis*)

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

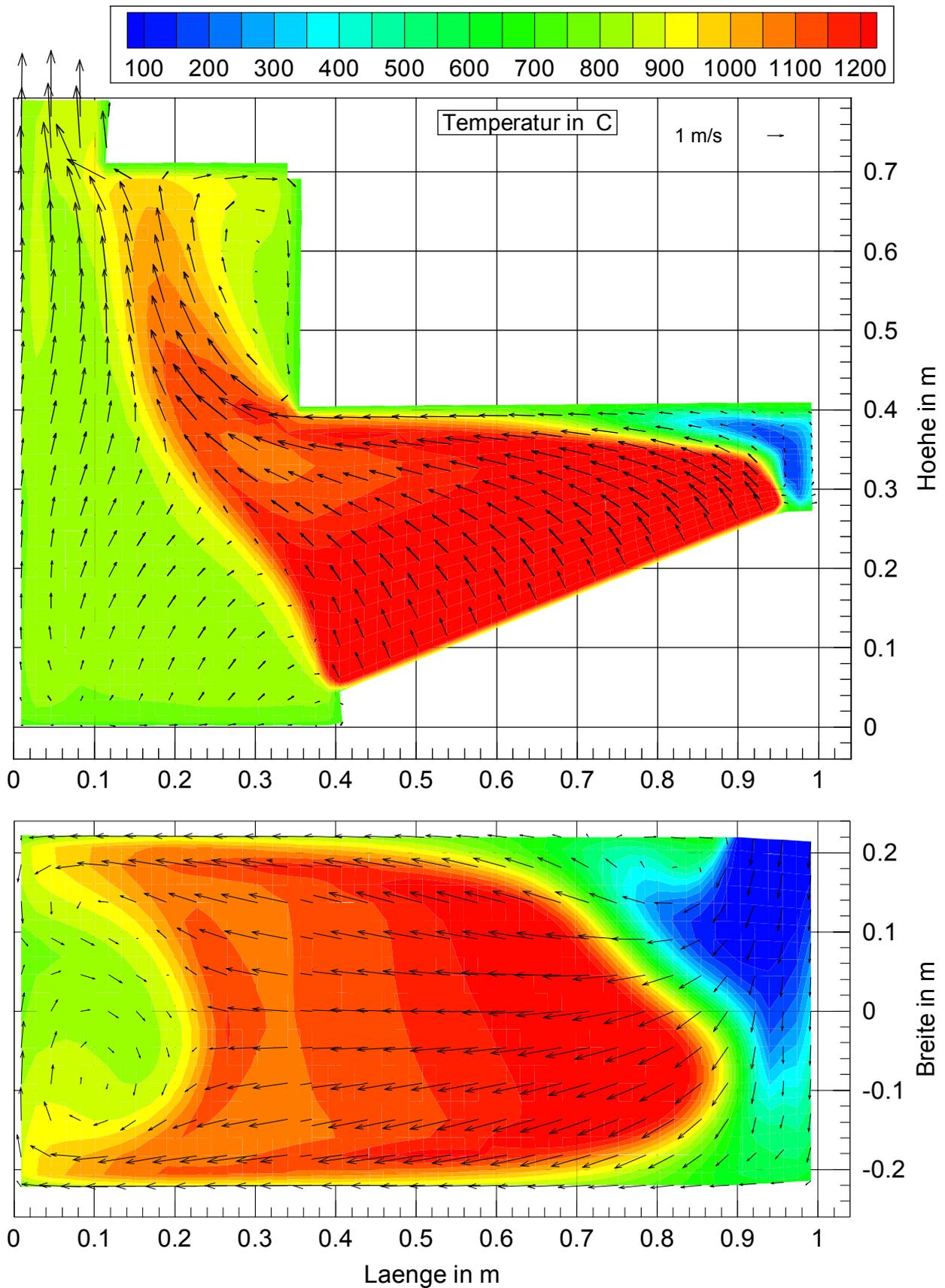


Abbildung 6.6: Berechnete Temperatur- und Geschwindigkeitsverteilungen im Primärteil der Feuerung Typ E mit Abgasrückführung (Schnitte mittig, Randbedingungen siehe Tabelle 6.1 *Abgasrückführung*)

Wie aus **Abbildung 6.6** hervorgeht, ergibt die Betriebsweise mit Abgasrückführung ($\approx 10\%$ des Abgasstroms) eine sehr homogene Temperatur- und moderate Geschwindigkeitsverteilung im Primärteil des Feuerraumes. Bei den Messungen im Versuchsbetrieb machte sich dies an den relativ niedrigen Partikelkonzentrationen im Abgas im Vergleich zu anderen Betriebsweisen bemerkbar (s.a. **Abbildung 5.7**).

Der Bereich am linken unteren Ende der Primärbrennkammer ist gekennzeichnet durch relativ homogene Geschwindigkeits- und Temperaturverteilung, beides auf niedrigem Niveau, was in diesem Fall durchaus beabsichtigt war. Hier soll sich die Asche ablagern, wo sie entweder durch eine Austragsschnecke kontinuierlich abgezogen oder in periodischen Abständen manuell entfernt werden muss. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten wären in diesem Bereich von Nachteil, da dies zum Ascheaustrag und somit zu erhöhten Staubkonzentrationen im Abgas führen könnte. Die Temperatur in diesem Bereich sollte immer unterhalb des Ascheerweichungspunktes von Holzaschen ($900 - 1100\text{ °C}$) liegen, was im vorliegenden Beispiel erfüllt ist.

Die Temperaturverteilungen bei den Versuchen *Basis* und *Abgasrückführung* (**Abbildung 6.5** und **6.6**) weisen über der Brennstoffschüttung ausgeprägte Bereiche hoher Temperatur auf. Wegen des relativ niedrigen Ascheschmelzpunktes von Biomassen kann es dort zur Verschlackung kommen, was auch im Versuchsbetrieb beobachtet werden konnte. Besonders beim Abstellen der Feuerung lagen mangels Materialbewegung und hohen Temperaturen günstige Bedingungen für eine flächige Verschlackung über dem Rost vor.

6.3.2 Notwendige Bedingungen zur feuerungsseitigen NO_x -Minderung

Wie bereits in Kapitel 3 beschrieben wurde, müssen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung bestimmte Bedingungen entlang der Wegstrecke eines Teilchens durch den Feuerraum erfüllt sein. Dazu kann mittels der Simulationsergebnisse der Weg eines gedachten Teilchens im Feuerraum verfolgt werden, wie es am Beispiel der Simulation der Primärbrennkammer in **Abbildung 6.7** für den Versuch *Basis* dargestellt ist. Der Weg eines Teilchens, ausgehend von der Mitte des Brennstoffbetts, ist als Linie mit zeitlichen Abstandsmarken von 0,1 Sekunden eingezeichnet. Die Verteilung des Luftüberschusses λ in der Brennkammer ist in **Abbildung 6.7** durch Zahlenwerte über den Brennkammerquerschnitt angegeben.

Maßgeblich für die feuerungsseitige NO_x -Minderung sind besonders der Luftüberschuss, die Temperatur und die Verweilzeit im Feuerraum. Abgesehen von der direkten Umgebung der Brennstoffzuführung und den Feuerraumwänden sind die beiden Größen Luftüberschusszahl λ und Temperatur miteinander verknüpft. Im unterstöchiometrischen Bereich ($\lambda < 1$) steigt die Temperatur mit dem Luftüberschuss (s.a. **Abbildung 3.8**). Die in **Abbildung 6.7** gewählte Darstellung erlaubt es grundsätzlich, die Bereiche im Feuerraum zu lokalisieren, in denen optimale

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

Bedingungen zur feuerungsseitigen NO_x -Minderung vorliegen ($\lambda = 0,7$; $T = 1100 \text{ }^\circ\text{C}$, $t = 0,5 \text{ s}$). Im dargestellten Beispiel ist lediglich am Ende der Brennkammer ein relativ kleiner Bereich vorhanden ($\lambda = 0,7$; $T = 1000 \text{ }^\circ\text{C}$, $t < 0,1 \text{ s}$), der den optimalen Bedingungen relativ nahe kommt. Dort ist jedoch die Aufenthaltszeit gering. Entsprechend ist das feuerungsseitige NO_x -Minderungspotenzial hier nur unzureichend ausgenutzt.

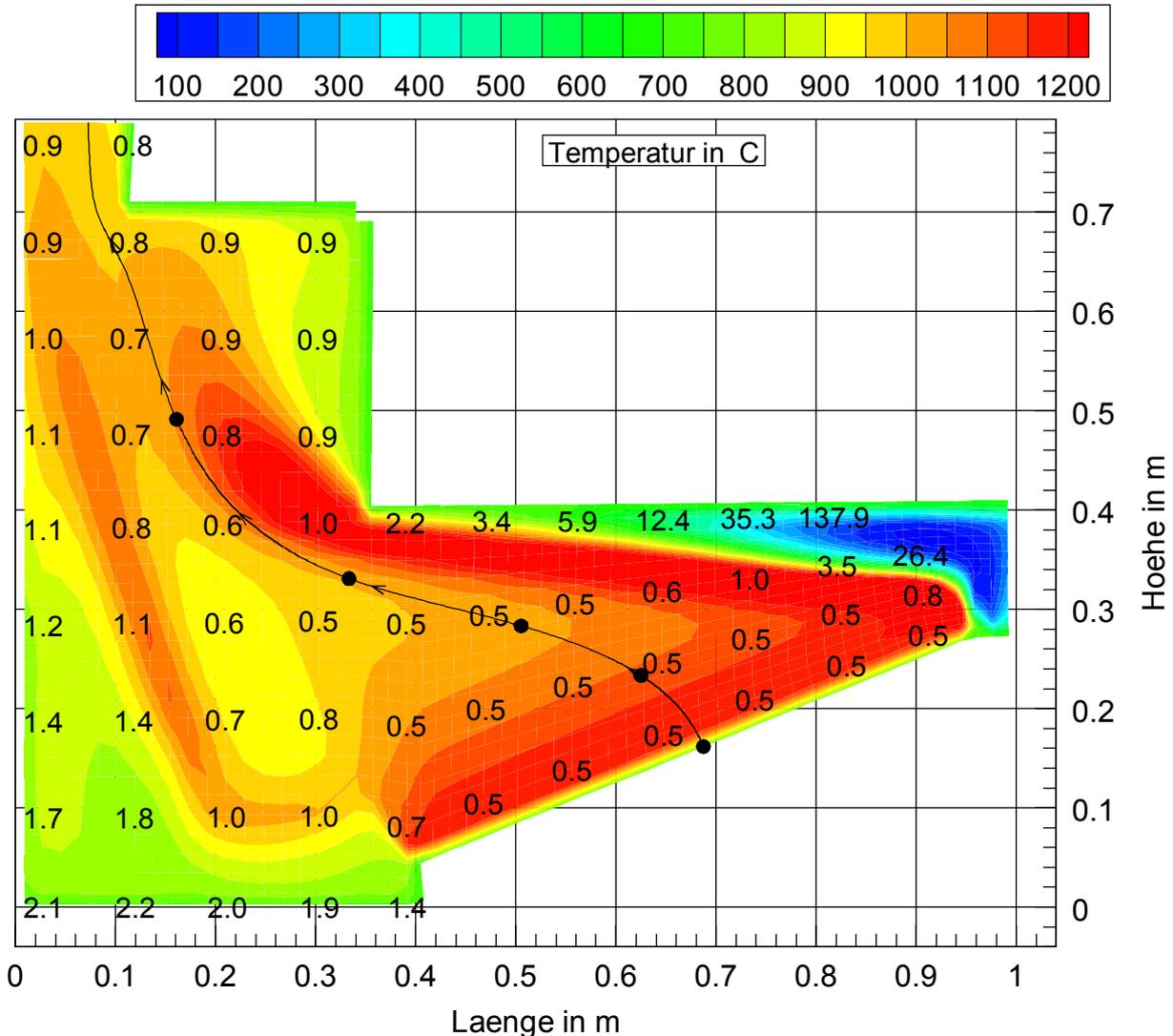


Abbildung 6.7: Bedingungen entlang der Wegstrecke eines Teilchens aus der Mitte des Brennstoffbetts beim Versuch *Basis* (Die eingetragenen Zahlen entsprechen der örtlichen Luftzahl; die Punkte entlang der Teilchenbahn markieren die Verweilzeit in 0.1 s Schritten)

Eine weitere Möglichkeit, die Bedingungen entlang der Wegstrecke eines Teilchens zu analysieren, ist in **Abbildung 6.8** dargestellt. Dort sind am Beispiel der in **Abbildung 6.7** dargestellten Teilchenbahn, wieder für den Versuch *Basis*, die Größen Temperatur und Luftüberschusszahl über der Verweilzeit aufgetragen.

Unter den beim Versuch gegebenen Randbedingungen erreicht ein Teilchen ca. 0,5 s Aufenthaltszeit von der Mitte des Brennstoffbetts bis zum Ede der Primärbrennkammer. Unmittelbar nach der Zuführung kommt es zum kurzzeitigen Temperaturanstieg aufgrund schneller Gasphasenreaktionen. Nach ca. 0,3 s steigen Luftzahl und Temperatur an, was auf den Einfluss der Nebenluft, die über die Brennstoffschnecke eintritt und an dieser Stelle in die Teilchenbahn gelangt, zurückzuführen ist. Auch aus dieser Darstellung wird deutlich, dass in diesem Fall gute NO_x -Reduktionsbedingungen nur am Ende der Primärbrennkammer vorlagen.

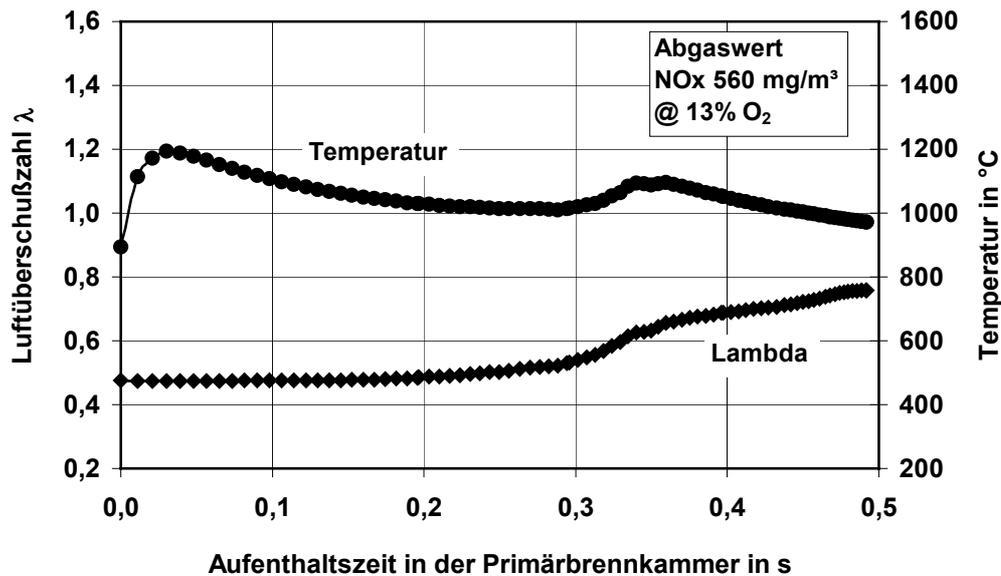


Abbildung 6.8: Simulierte Temperatur- und Luftüberschuss (Lambda)-Verläufe über der Aufenthaltszeit, entsprechend der Wegstrecke eines gedachten Teilchens aus der Mitte der Brennstoffschüttung durch die Primärbrennkammer, beim Versuch *Basis*

Die in den **Abbildung 6.7** und **6.10** visualisierten Bedingungen in der beim Typ E verwendeten Primärbrennkammer zeigen deutlich, dass es nur in einem sehr kleinen Bereich am Brennkammerende gelang, die zur NO_x -Minderung notwendigen Bedingungen einzustellen. Bei zukünftigen Konstruktionen müssen zunächst die unkalkulierbaren Einflüsse, wie z.B. der Nebenlufteintrag minimiert werden. Zwischen Primär- und Sekundärbrennkammer sollte ein isolierter, dichter Kanal mit einer gleichmäßigen Strömung (ohne Rückvermischung) geschaffen werden, um unter den gegebenen Reduktionsbedingungen, wie sie am Brennkammeraustritt vorliegen, eine genügend lange Verweilzeit ($\approx 0,5$ s) zu gewinnen.

6.3.3 Ergebnisse der Simulation der Sekundärbrennkammer

Um in der Sekundärbrennkammer eine besonders gute Durchmischung der brennbaren Gase aus der Primärbrennkammer und der Sekundärluft zu erzielen, wurde dort ein Drallgebläse zur Se-

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

kundärluftzuführung eingesetzt. Die Güte der Mischung kann in der Simulationsrechnung anhand des Massenverhältnisses F des brennbaren Gasstroms aus der Primärbrennkammer bezogen auf den Gesamtgasstrom (Brenngas und Sekundärluft) als Größe visualisiert werden. Das Massenverhältnis F ist ein Maß für die Durchmischung in jeder einzelnen Zelle des Feuerraumes:

$$F = \frac{\dot{m}_{Gas, Primär}}{\dot{m}_{Sek. Luft} + \dot{m}_{Gas, Primär}}$$

Je nach Massenverhältnis von Sekundärluft und Brenngas kann F für jede Zelle einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Läge in allen Zellen ideale Durchmischung vor, so wäre F für alle Zellen ein konstanter Wert. Mit den in **Tabelle 6.1** angegebenen Randbedingungen, einer Normdichte von Luft und näherungsweise auch von Abgas von $1,288 \text{ kg/m}^3$, steht der Wert $F_{Basis} = 0,513$ beim Versuch *Basis* für eine vollständige Mischung. Abhängig von den Randbedingungen ergeben sich für die Versuche *Nebenluft* und *Abgasrückführung* entsprechend andere Werte. Liegt nur brennbares Gas aus der Primärbrennkammer in einer Zelle vor, ist $F = 1$; bei reiner Sekundärluft nimmt F den Wert 0 an.

In **Abbildung 6.9** oben ist beispielhaft für den Versuch *Basis* die Verteilung des Mischungsverhältnisses F_{Basis} zusammen mit den Geschwindigkeitsvektoren an einem mittigen vertikalen Längsschnitt durch die Sekundärbrennkammer dargestellt. Auf der linken Seite ist die Sekundärluftzuführung durch einen Ringspalt innerhalb eines zylindrischen Rohres zu erkennen. Das zylindrische Rohrstück überdeckt den Einlasskanal der Gasströmung aus dem unteren Teil des Feuerraumes und verhindert, dass der Zustrom von Brenngasen (rot) durch die Sekundärluft (blau) gestört wird. Da die Sekundärluft mit einem starken Drall zugeführt wird, kommt es im Zentrum der Sekundärbrennkammer zu einer ausgeprägten Rückströmung und somit zu einer intensiven Vermischung von Sekundärluft und Brenngasen. Bereits nach der Hälfte der Brennkammer liegt nahezu vollständige Durchmischung vor. Die Rückströmung trägt wesentlich zur Homogenisierung der Temperatur in der Brennkammer bei und erhöht gleichzeitig die Flammstabilität. Insgesamt zeigt sich in der Sekundärbrennkammer nach einer relativ kurzen Mischzone eine sehr homogene Gas- und Geschwindigkeitsverteilung. Im unteren Teil von **Abbildung 6.9** sind die Querschnitte im Einlassbereich und bei ca. 0,6 m der Längsachse abgebildet. Die Sekundärluft wird mit hoher Umfangsgeschwindigkeit (Drall) von ca. 30 m/s zugeführt. Am Querschnitt nach 0,6 m der Brennkammerlängsachse rotiert das Gas immer noch mit relativ hoher Umfangsgeschwindigkeit und ist vollständig durchmischt. Die Umfangsgeschwindigkeit bewirkt, dass grobe, unverbrannte Partikel nach außen getragen werden und nicht ins Zentrum der Strömung gelangen, wo am Ende der Brennkammer (nicht dargestellt) die Gase in zwei großen Rohren die Brennkammer verlassen und durch den Wärmetauscher geführt werden (s. **Abbildung 6.2**). Gut zu erkennen ist auch die relativ geringe Strömungsgeschwindigkeit im Wandbereich, was dort erwünscht ist, da sich hier Partikel absetzen sollen.

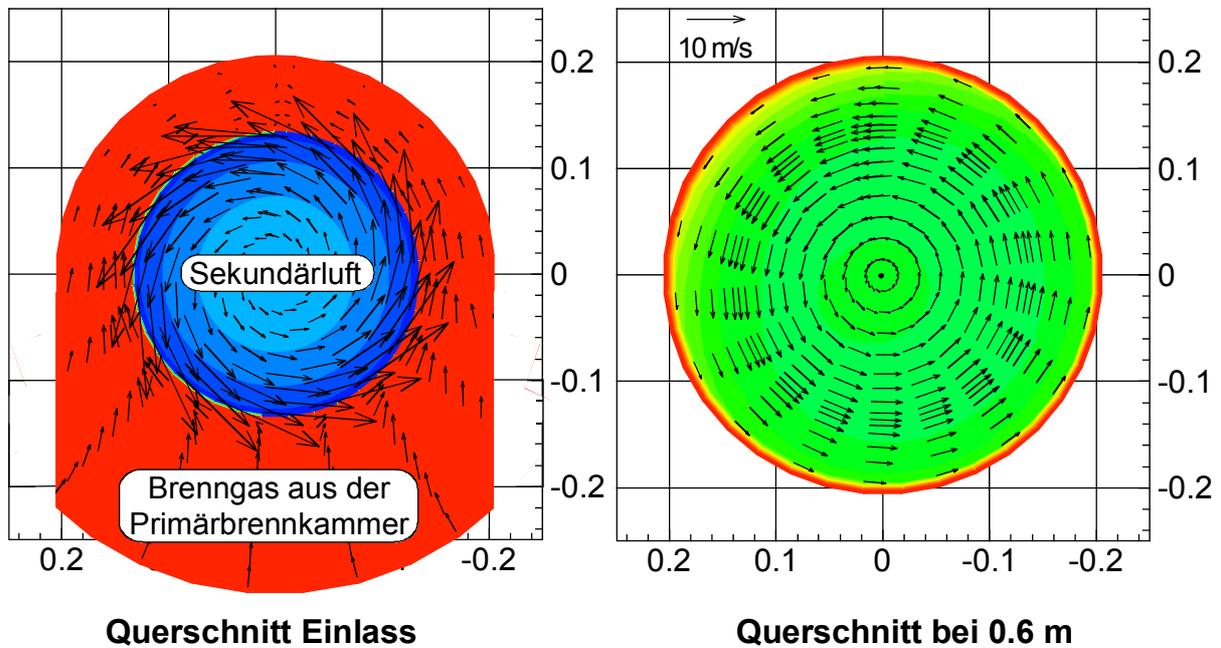
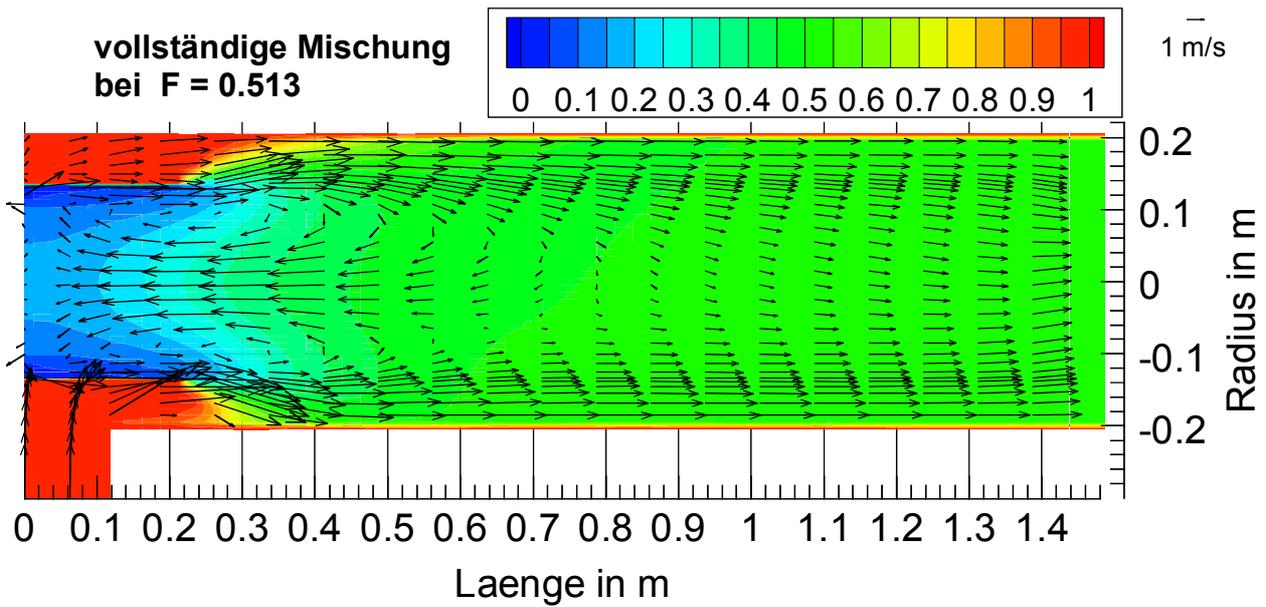


Abbildung 6.9: Mischungsverhältnis F und Geschwindigkeitsvektoren in der zylindrischen Sekundärbrennkammer beim Versuch *Basis*. Oben: Mittiger Schnitt durch die Sekundärbrennkammer. Unten: Querschnitte am Einlass und bei 0,6 m der Längsachse (Sekundärluft = blau, Brenngase = rot, vollständige Mischung bei $F = 0,513$)

Zum Vergleich sind in **Abbildung 6.10** die Verhältnisse, ebenfalls für den Versuch *Basis*, dargestellt, wenn die gleiche Menge Sekundärluft ohne Drall zugeführt wird. Wie bereits erwähnt, liegt bei einem Wert $F_{Basis} = 0,513$ vollständige Durchmischung vor. Ohne Verdrallung der Sekundärluft wird keine vollständige Mischung in der Brennkammer erreicht. Im oberen Bereich der Brennkammer bildet sich eine Brenngassträhne (rot), die die Brennkammer nahezu unver-

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

mischt verlässt, was in der Praxis die Emission an Produkten unvollständiger Verbrennung zur Folge hätte.

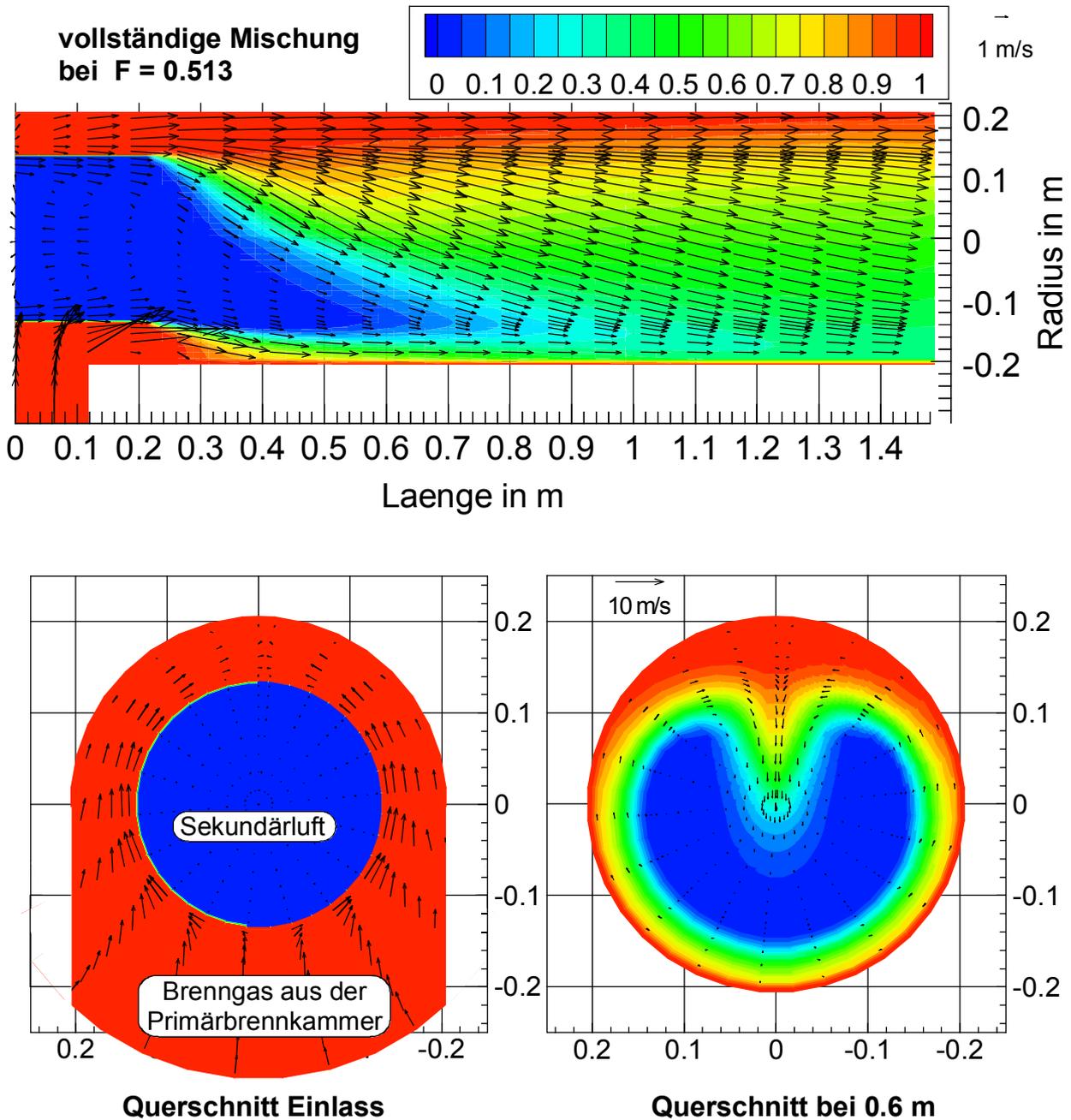


Abbildung 6.10: Mischungsverhältnis F und Geschwindigkeitsvektoren ohne Verdrehung der Sekundärluft in der zylindrischen Sekundärbrennkammer beim Versuch *Basis*. Oben: Mittlerer Schnitt durch die Sekundärbrennkammer. Unten: Querschnitte am Einlass und bei 0,6 m der Längsachse (Sekundärluft = blau, Brenngase = rot, vollständige Mischung bei $F = 0,513$)

6 Simulation der Vorgänge im Feuerraum

Unter der Voraussetzung, dass es sich bei den Reaktionen in der Sekundärbrennkammer um sehr schnelle homogene Gasphasenreaktionen handelt, ist dort die Mischung der Reaktionspartner limitierend. Wie sich die Verdrallung der Sekundärluft auf die Mischungsverhältnisse in der Sekundärbrennkammer auswirkt, konnte mit den Ergebnissen der Simulationsrechnungen anhand des dargestellten Mischungsverhältnisses in den **Abbildung 6.9 und 6.8** eindrucksvoll gezeigt werden. Bei verdrallter Sekundärluftzuführung waren die Gase bereits nach der Brennkammermitte vollständig durchmischt. Im experimentellen Betrieb der Versuchsanlage konnte der geschilderte Sachverhalt bezüglich der Mischungsverhältnisse qualitativ nachgewiesen werden. Eine Verringerung der Sekundärluftverdrallung hatte sofort ein Ansteigen der CO-Konzentrationen in Abgas zur Folge.

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Vordergrund dieser Arbeit stand die Entwicklung und Erprobung eines Feuerungskonzeptes zur emissionsarmen Verbrennung der in holzbe- und -verarbeitenden Betrieben anfallenden Brennstoffe. Das sind in der Regel trockene Brennstoffe, die aufgrund zunehmender Holzwerkstoffverarbeitung einen hohen Stickstoffgehalt und Feinanteil aufweisen und deshalb bei der Verbrennung oft hohe Emissionen verursachen. Ausgehend vom Stand der Technik gebräuchlicher Feuerungen wurden bei der Entwicklung neuer Feuerungskonzepte stufenweise Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung realisiert und erprobt. Die verschiedenen Feuerungskonzepte wurden mit Typ A bis E bezeichnet und sind durch ihre charakteristischen Merkmale gekennzeichnet.

Typ A: Temperatur- und λ -geregelte Unterschubfeuerung

Die Unterschubfeuerung ist in der holzbe- und -verarbeitenden Industrie die mit Abstand am häufigsten eingesetzte Bauart, da sie den Einsatz eines breiten Brennstoffsortiments bezüglich Feuchte und Stückgröße zulässt. Unterschubfeuerungen werden von zahlreichen Herstellern angeboten; sie unterscheiden sich im Wesentlichen nur in der technischen Ausführung, funktionieren aber alle nach dem gleichen Prinzip. Der zerkleinerte Brennstoff wird in einer Feuermulde zusammen mit der Primärluft zugeführt, so dass sich dort ein stabiles Glutbett bildet. Meist direkt oberhalb der Feuermulde erfolgt die Sekundärluftzugabe, was oftmals schon als „gestufte Verbrennung“ bezeichnet wird. Die gestufte Verbrennung erfordert jedoch eine klare Trennung der Verbrennungsstufen, was bei dieser Bauart in der Regel nicht der Fall ist.

Unterschubfeuerungen können bei entsprechender Regelung bis herunter auf ca. 50 % der Nennleistung kontinuierlich betrieben werden, wobei noch ein guter Ausbrand bezüglich der gasförmigen Abgasbestandteile ($\text{CO} < 100 \text{ mg/m}^3$) erzielt wird.

Probleme:

Die Verbrennung schwieriger Brennstoffe, wie z.B. aus der Spanplattenbearbeitung mit hohem Feinanteil und Stickstoffgehalt, führt bei diesen Anlagen zu hohen Partikel- und NO_x -Konzentrationen im Abgas. Grobe Partikel im Abgas werden bei dieser Bauart erst nach der Feuerung und nach dem Wärmetauscher mit Trägheitsabscheidern, meist Zyklonen, entfernt. Diese Partikel können noch bis zu 30 % unverbrannten Kohlenstoff enthalten und tragen evtl. zur Neubildung von PCDD/F im Bereich des Wärmetauschers bei. Die bei der Verbrennung entstehenden Feinstaubpartikel (z.B. PM_{10}) können mit dem Zyklon nicht abgeschieden werden und werden emittiert.

Typ B: Rostfeuerung mit gestufter Verbrennung und integrierter Partikelabscheidung im Feuerraum

Bei diesem Feuerungskonzept wurde durch die räumliche Trennung des Feuerraums eine gestufte Verbrennung realisiert. Im Primärbereich des Feuerraums wird der zerkleinerte Brennstoff auf einem Rost zugegeben. Die Primärluftzugabe erfolgt unterhalb des Rostes durch Unterdruck, der durch ein Abgasgebläse erzeugt wird. Der Hauptteil der Verbrennungsluft wird im zylindrischen sekundären Teil der Brennkammer mit einem speziellen Drallgebläse als Sekundärluft zugeführt. Mit dieser Anordnung wurde folgendes erreicht:

- In der Primärbrennkammer wird nur noch ein Teil der Verbrennungsluft zugegeben, dadurch wird der Austrag von Asche- und Brennstoffpartikeln aus der Brennstoffschüttung vermindert.
- Durch die erzeugte Drallströmung im zylindrischen Teil der Sekundärbrennkammer werden grobe, teils unvollständig verbrannte Partikel ähnlich wie im Zyklon abgeschieden und verbleiben dort. Bei Temperaturen von 800 °C und einem Sauerstoffgehalt von 6-8 % haben unvollständig verbrannte Partikel gute Bedingungen und genügend Zeit für einen vollständigen Ausbrand. Durch diese Maßnahme kann auf einen Trägheitsabscheider nach dem Wärmetauscher verzichtet werden. Messungen der Partikel-Konzentration und der Partikel-Größenverteilung ergaben, dass diese Anordnung mit dem Abscheideverhalten eines Zyklons vergleichbar ist.
- Das Drallgebläse bewirkt in der Sekundärbrennkammer eine intensive Mischung von Verbrennungsgasen aus der Primärbrennkammer und der Sekundärluft. Dadurch kann die Feuerung mit 6-8 Vol. % anstelle mit den sonst üblichen 10-14 Vol. % Restsauerstoffgehalt im Abgas betrieben werden. Dies bewirkt eine Verringerung des Abgasvolumenstroms, der Abgaswärmeverlust sinkt und der Wirkungsgrad steigt. Durch die Mischungsverbesserung konnte der beim Typ A bereits sehr ordentliche Ausbrand der gasförmigen Bestandteile noch gesteigert werden, so dass im Versuchsbetrieb die mittleren CO-Konzentrationen unter 50 mg/m³ (13 % O₂) lagen.
- Durch die gestufte Verbrennung, die Vermeidung von Temperaturspitzen in der Ausbrandzone und durch die intensive Mischung der Gase mit dem Drallgebläse konnten die NO_x-Emissionen gegenüber dem Typ A um ca. 20 % reduziert werden.
- Insgesamt wurde mit dem Feuerungskonzept Typ B gegenüber dem Typ A eine deutliche Emissionsminderung erzielt, weshalb dieses Feuerungskonzept vom beteiligten Feuerungshersteller zur Marktreife gebracht und erfolgreich am Markt etabliert wurde.

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Typ C & D: Typ B mit veränderter Primärbrennkammer

Bei den Feuerungskonzepten C & D wurde die Sekundärbrennkammer vom Typ B beibehalten und die Primärbrennkammer neugestaltet mit dem Ziel, eine Reduktionszone zur NO_x-Minderung zwischen Brennstoffaufgabe und Ausbrandzone zu schaffen. Beide Konzepte scheiterten daran, dass kein kontrollierter Brennstoffumsatz unter definierten unterstöchiometrischen Bedingungen möglich war. Diese Konzepte wurden nicht weiterverfolgt.

Typ E: Sekundärteil wie Typ B (integrierte Partikelabscheidung im Feuerraum); Primärteil als Rostfeuerung mit Abgasrückführung und Reduktionszone

Bezüglich Ausbrand und Partikelabscheidung wurden mit der Sekundärbrennkammer der Feuerung Typ B sehr gute Ergebnisse erzielt, weshalb diese beim Typ E beibehalten wurde. Die NO_x-Emissionen bei der Holzverbrennung stammen hauptsächlich aus der Oxidation des im Brennstoff gebundenen Stickstoffs. Bei stickstoffreichen Brennstoffen, wie sie häufig in der Holzbe- und Holzverarbeitenden Industrie anzutreffen sind, muss das bei der Verbrennung entstehende Stickstoffoxid zu molekularem Stickstoff reduziert werden. Dazu müssen im Feuerraum Zonen mit reduzierenden Bedingungen geschaffen werden. Dies kann durch Luftstufung und die Einrichtung einer Reduktionszone erreicht werden. Oftmals scheitert die Umsetzung dieser Anforderungen in der Praxis daran, dass es nicht gelingt, den Brennstoff unter Luftmangel umzusetzen bzw. zu vergasen. Beim Typ E wurde die Reduktionszone dadurch realisiert, dass ein Teil der Primärluft durch heißes Gas vom Brennkammerende oder durch Abgas ersetzt wurde. Die NO_x-Emissionen konnten durch diese Maßnahme um ca. 40 % gegenüber dem Typ A gesenkt werden und um ca. 20 % gegenüber Typ B. Auch auf die Minderung der Partikelkonzentrationen wirken sich diese Maßnahmen positiv aus. Mit beschichteten Spanplatten, einem Brennstoff, der außer hohem N-Gehalt in der Regel auch einen hohen Anteil kleiner Brennstoffpartikel aufweist und somit zur Emission hoher Partikelkonzentrationen neigt, wurden mit dem Typ E Partikelkonzentrationen < 50 mg/m³ (13 % O₂) gemessen.

Die numerische Simulation der Feuerraumteile beim Typ E

Die Simulationsrechnungen haben gezeigt, dass die numerische Berechnung der Verbrennungsvorgänge im Feuerraum zukünftig für die Entwicklung und Konstruktion von Feuerungen eine entscheidende Rolle spielen wird. Besonders im Hinblick auf die feuerungsseitige Emissionsminderung, die in engen Grenzen definierte Bedingungen entlang des Feuerraumes voraussetzt, bietet die Simulationsrechnung die Möglichkeit, die physikalischen und chemischen Bedingungen, denen ein Teilchen auf seinem Weg durch dem Feuerraum ausgesetzt ist, darzustellen. Ist

erst einmal ein realistisches Modell vorhanden, können Parameter variiert werden, um optimale Einstellungen, z.B. der Luftverteilung zu finden, ohne aufwendige Versuche durchzuführen.

Für die praktische Ausführung konnten durch die Simulation der beiden Feuerraumteile beim Typ E folgende Erkenntnisse gewonnen werden:

- Durch die verdrahlte Sekundärluftzuführung in der Sekundärbrennkammer sind die Gase bereits nach der Brennkammermitte vollständig durchmischt. Die Brennkammer könnte um die Hälfte verkleinert werden, wodurch eine erhebliche Material- und Raumeinsparung erzielt würde. Aus den experimentellen Ergebnissen wurde deutlich, dass die Feuerung ohne Verdrehung der Sekundärluft nicht zu betreiben ist, da in diesem Fall mit der Emission an Produkten aus unvollständiger Verbrennung zu rechnen ist. Die Auswirkungen einer verkürzten Brennkammer auf die Partikelabscheidung und den Partikelausbrand konnten mit dem verwendeten Simulationsprogramm AIOLOS noch nicht dargestellt werden. Entsprechende Modelle, zur Beschreibung des Partikelverhaltens während des Verbrennungsprozesses sind momentan in Bearbeitung.
- Zu Beginn der Versuche mit der Sekundärbrennkammer erfolgte die Einstellung der Sekundärluftmenge über eine Drehzahlregelung des Drallgebläses mittels Frequenzumrichter. Das hatte den Nachteil, dass eine Verringerung der Sekundärluftmenge eine Verringerung der Drehzahl und somit der Umfangsgeschwindigkeit nach sich zog. Aus den dargestellten Simulationsergebnissen wurde jedoch deutlich, dass die Mischungseigenschaften von der Verdrehung der Sekundärluft und somit von der Umfangsgeschwindigkeit abhängen. Um die Mischungseigenschaften auch bei verminderter Sekundärluftzufuhr beizubehalten, wurde auf eine Drehzahlregelung verzichtet und die Sekundärluftmenge mit einer elektronisch betätigten Klappe gesteuert.
- Messungen im heißen Feuerraum sind zwar grundsätzlich möglich, aber sehr aufwendig und liefern punktuelle und zeitlich versetzte Ergebnisse. Die Simulation der Primärbrennkammer lieferte dagegen ein komplexes Bild zur Beurteilung der dort vorliegenden Bedingungen (Luftzahl λ , Temperatur und Verweilzeit) hinsichtlich ihrer Eignung zur feuerungsseitigen NO_x -Reduktion. Zur Validierung der Simulationsergebnisse müssen auch zukünftig stichprobenartige Messungen, u.a. auch in heißen Zonen, durchgeführt werden.
- Aus den Simulationsergebnissen wurde deutlich, dass am Ausgang der Primärbrennkammer bezüglich der Luftzahl und der Temperatur zwar gute Voraussetzungen zur NO_x -Reduktion vorlagen, dort aber nicht genügend Verweilzeit zur Verfügung stand. Bei künftigen Konstruktionen sollte zwischen Primär- und Sekundärbrennkammer ein isolierter, dichter Kanal mit einer gleichmäßigen Strömung (ohne Rückvermischung) geschaffen werden, um unter

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

den gegebenen Reduktionsbedingen, wie sie am Brennkammeraustritt vorliegen, eine genügend lange Verweilzeit ($\approx 0,5$ s) zu gewinnen.

Ausblick:

Für die zukünftige Konstruktion von Feuerungsanlagen sollte es möglich sein, das Verhalten von Partikeln beim Verbrennungsprozess und auf ihrem Weg durch die Feuerung zu simulieren. Da Partikel bei der Verbrennung sowohl entstehen, als auch abgebrannt werden können, in jedem Fall aber durch den Verbrennungsprozess ihre Eigenschaften ändern, stellt dies für die numerische Simulation eine große Herausforderung dar. Detaillierte Informationen über Partikel, wie Anzahl, Zusammensetzung und Verhalten, bilden die Grundlage für zahlreiche weitreichendere Betrachtungen, wie z.B. die Verschmutzung und Verschlackung von Feuerraumwänden und Wärmetauschern. Neben dem Einsatz weiterentwickelter Simulationsmodelle für die Bestimmung der optimalen Feuerraumgeometrie sind auch Messungen an Versuchsanlagen erforderlich, um für die Simulation die nötigen Eingangsparameter bzw. Vergleichswerte zur Validierung der Simulationsergebnisse zu liefern.

8 Literatur

BAUMBACH G. (1993): Luftreinhalung. Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen – Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York

BAUMBACH G., ZUBERBÜHLER U., SIEGLE V., HEIN K.R.G. (1997): Luftverunreinigungen aus gewerblichen und industriellen Biomasse- und Holzfeuerungen. Ecomed-Verlag, Landsberg

BAUMBACH G., ZUBERBÜHLER U., STRUSCHKA M., STRAUB D., HEIN K.R.G. (1999): Feinstaubuntersuchungen an Holzfeuerungen. IVD-Bericht Nr. 44, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart, Selbstverlag

BECHER U., MANDERBACH M. (2001): Verschlackung und Verschmutzung durch Brennstoffinhaltsstoffe – Theorie und Praxiserfahrungen. 3. Stuttgarter Holzfeuerungskolloquium am 20. Sept. 2001, IVD-Bericht Nr. 47, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart

BRUCH C., NUSSBAUMER Th. (1998): CFD Modelling of Wood Furnaces. Biomass for Energy and Industry. Proceedings of the International Conference, 8-11 June 1998, Würzburg, Germany, pp. 1366-1369

BRUNNER H. (1990): Untersuchungen zu Herkunft und Vorkommen polychlorierter Dibenzodioxine und Dibenzofurane in der Umwelt. Dissertation, Universität Tübingen

BÜHNE K.-W., JOCKEL W. (1989): Das Planfilterkopfgerät. Ein neuartiges Verfahren zur Messung geringer Staubgehalte. Staub-Reinhalung der Luft 49, S. 93-98, Springer-VDI Verlag

CENNI R., GERHARDT T., SPLIETHOFF K., HEIN K.R.G. (1997): Ash Quality and Heavy Metals Behaviour in Combined Combustion of Bituminous Coal and Sewage Sludge. International Conference on Incineration and Thermal Treatment Technology, May 12.-16. 1997, Oakland California USA

DIBT (1995): Schriften des Deutschen Instituts für Bautechnik DIBT: Holzschutzmittelverzeichnis. Erich Schmidt Verlag, Berlin

DIN 51731 (1996): Preßlinge aus naturbelassenem Holz. Anforderungen und Prüfung.

EN ISO 5167-1 (1995): Durchflussmessung von Fluiden mit Drosselgeräten, Teil 1: Blenden, Düsen und Venturirohre in voll durchströmten Leitungen mit Kreisquerschnitt

8 Literatur

EWI-THERM (1993): Firmenprospekt

FRENKLACH M., WANG H. (1991): Detailed modelling of soot particle nucleation and growth. 23rd Symp. (Intl.) Comb., The Combustion Institute, Pittsburgh, pp.1559

GLASER K. (2001): Methoden der Qualitätssicherung bei der Messung von Luftverunreinigungen bei Feldexperimenten. Dissertation, Universität Stuttgart

GÖRNER (1991): Technische Verbrennungssysteme – Grundlagen, Modellbildung, Simulation. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York

GOOD J., NUSSBAUMER Th. (1993): Wirkungsgradbestimmung bei Holzfeuerungen. Bundesamt für Energiewirtschaft, ENET, Bern

HAGENMAIER H. (1989): Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane - Bestandsaufnahme und Handlungsbedarf -, VDI-Berichte Nr. 745, VDI-Verlag, Düsseldorf

HARTMANN H., BÖHM T., MAIER L. (2000): Naturbelassene biogene Festbrennstoffe – umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) (Hersg.), Materialien Bd. 154, München

HASLER P., NUSSBAUMER T., BÜHLER R. (1993): Dioxinmissionen von Holzfeuerungen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, ENET Bern

HASLER P., NUSSBAUMER T. (1997): Partikelgrößenverteilung bei der Verbrennung und Vergasung von Biomasse. Bundesamt für Energiewirtschaft, ENET Bern

JAKOB A., STUCKI S., STRUIS R.P.W.J. (1996): Complete Heavy Metal Removal from Fly Ash by Heat Treatment: Influence of Chlorides on Evaporation Rates. Environ Science and Technology 30, pp.3275-3283

KELLER R. (1994): Primärmaßnahmen zur Stickoxidminderung bei der Verbrennung von Holz und Spanplatten. VDI Fortschritt-Berichte, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 129, VDI-Verlag, Düsseldorf

KICHERER A. (1996): Biomasseverbrennung in Staubfeuerungen - Technische Möglichkeiten und Schadstoffemissionen. VDI Fortschritt-Berichte, Reihe 6: Energietechnik Nr.344, VDI-Verlag, Düsseldorf

KÖB & SCHÄFER KG (1994): Firmenprospekt

KILPINEN P. (1992): Kinetic Modelling of Gas-Phase Nitrogen Reactions in Advanced Combustion Process, Report 92-7, Academic Dissertation, Abo Akademi University, Combustion Chemistry Research Group, Sweden

KNAUS H., SCHNELL U., UNTERBERGER S., MAIER H., HEIN K.R.G., HUTTUNEN M., KJAELDMAN L., NORSTRÖM T., MÜLLER C., BOSTRÖM S., KILPINEN P., HUPA M. (1999): Performance Comparison of the Simulation Programs AIOLOS and FLUENT for the Prediction of Fluid Flow, Combustion and Radiation in a Small Scale Wood Heater. 5th International Conference on Technologies and Combustion for a Clean Environment, 12 - 15 July 1999, Lisbon (Portugal), pp. 593-600

LAI (1994): Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI): Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und Furanen, LAI-Schriftenreihe Bd. 9, Erich Schmidt Verlag, Berlin

LAUNHARDT T., HARTMANN H., LINK H., SCHMID V. (2000): Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinfeuerungsanlage – Emissionen und Aschequalität. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) (Hersg.), Materialien Bd. 156, München

LÜTZKE K., MUHR W. (1981): Erprobung von Emissionsmeßverfahren zur Feststellung von Korngrößenfraktionen – Band 1 -, UBA Forschungsbericht 81-104-02 121, RW TÜV, Essen

MAAS U., KLINGEL T., DREIZLER A., BAUMBACH G., HELLER H. (1999): Physikalische und chemische Grundlagen der Holzverbrennung und der Rauchentstehung. 2. Stuttgarter Holzfeuerungs-Kolloquium am 21. September 1999, IVD-Bericht Nr. 43, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart, S. 4-18

MARPLE V.A., LUI B.Y.H. (1974): Characteristics of laminar jet impactors. Environmental Science and Technology 8, pp. 648

MARUTZKY R. (1991): Erkenntnisse zur Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz und Spanplatten. WKI-Bericht Nr.26, Wilhelm-Klauditz-Institut, Braunschweig

MARUTZKY R., STRECKER M. (1998): Anforderungen an Holzbrennstoffe und Aschen. In: Emissionsarme Holzverbrennung in häuslichen und gewerblichen Feuerungsanlagen. Kolloquium am 29. September in Stuttgart, IVD-Bericht Nr. 41, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart, S. 39-52

MARUTZKY R., SEEGER K. (1999): Energie aus Holz und anderer Biomasse. Grundlagen-Technik-Emissionen-Wirtschaftlichkeit-Entsorgung-Recht. DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen

8 Literatur

MAWERA (1994): Firmenprospekt

MÜLLER M. (1999): Optimaler Betrieb von Rostfeuerungen. Verbrennungsverbesserung und Belagsminderung durch den Einsatz von Additiven. BWK Bd. 51 Nr. 9, S. 46-48, VDI Springer-Verlag, Düsseldorf

NUSSBAUMER T. (1994): Dioxinmissionen von Holzfeuerungen; Entwarnung für naturbelassenes Holz und Forderung zur Durchsetzung des Abfallverbrennungsverbots in Kleinfeuerungsanlagen. Heizung Klima Nr. 3, S. 83-87

NUSSBAUMER T., GOOD J. (1995): CO/Lambda-Regelung mit Sollwertoptimierung zur Wirkungsgradverbesserung und Schadstoffminderung bei Holzfeuerungen, Holz Zentralblatt Nr.117, Leinfelden-Echterdingen

NUSSBAUMER T., SALZMANN R. (1996): Primary Measures for NO_x Reduction in Wood Combustion by Air Staging and Fuel Staging. First European Conference on Small Burner Technology and Heating Equipment, Zürich, September 1996

NUSSBAUMER T. (1997): Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Stickoxidminderung bei Holzfeuerungen. In: MARUTZKY R. (1997): Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz und Holzabfällen. Sonderpublikation Umwelt, Springer-Verlag

NUSSBAUMER T. (1988): Emissionen von Holzfeuerungen. Institut für Energietechnik, ETH Zürich

PETERS F. (2000): Ein Schritt voran: ohne Einblasung und Zündbrenner. Emissionsarme Verfeuerung von Holzbrennstoffen mit hohem Feinanteil auf dem Vorschubrost. Holz-Zentralblatt Nr. 144, S.1982, Leinfelden-Echterdingen

PFEIFFER F., STRUSCHKA M., BAUMBACH G. (2000): Ermittlung der mittleren Emissionsfaktoren zur Darstellung der Emissionsentwicklung aus Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher. Umweltbundesamt Texte 14/00, Berlin

RAGHUANTHAN K., GULLET B. K. (1996): Role of Sulfur in Reducing PCDD and PCDF Formation. Environmental Science & Technology, Vol. 30, pp. 1827-1834

RAASK E. (1985): Mineral Impurities in Coal Combustion. Behaviour, Problems, and Remedial Measures. Hemisphere Publishing Corporation, Washington, New York, London

REICHEL T. (2000): Freisetzung gasförmiger Alkaliverbindungen bei atmosphärischer und druckaufgeladener Verbrennung. Dissertation Institut für Verfahrenstechnik der Universität Stuttgart, Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 3 Nr. 687, VDI Verlag

- RICK F. (1997): Meßpraxis bei der Typprüfung von Gasgeräten. GASWÄRME International. Bd. 46 Heft 9, Vulkan Verlag, Essen, S. 410-418
- RISIO B., BUNDSCHUH A., FÖRTSCH D., SCHNELL U., HEIN K.R.G., KLINGE TH., DEIRICHS W. (1998): Industrial-Scale Validation of the 3D-Furnace Simulation Code AIOLOS. Int. Symposium on Computational Technologies for Fluid/Thermal/Chemical Systems with Industrial Applications, 26-30 July 1998, San Diego (USA)
- RISIO B., SCHNELL U., HEIN K.R.G. (1999): Towards a Reliable and Efficient Furnace Simulation Tool for Coal Fired Utility Boilers. High-Performance-Computing in Science and Engineering '98 (Transactions of the High Performance Computing Center Stuttgart), E. Krause, W. Jaeger (eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 353-374
- RÜDIGER H. (1996): Pyrolyse von festen biogenen und fossilen Brennstoffen zur Erzeugung eines Zusatzbrennstoffes für Feuerungsanlagen. D93 Dissertation, Universität Stuttgart
- SALZMANN R., GOOD J., NUSSBAUMER Th., LEISER O. (1998): Temperature reduction by flue gas recirculation in biomass combustion with air staging, modelling and experimental results. Biomass for Energy and Industry. Proceedings of the International Conference, 8-11 June 1998, Würzburg, Germany, pp.1356-1359
- SAMARAS P., BLUMENSTOCK M., LENOIR D., SCHRAMM K.-W., KETTRUP A. (2000): PCDD/F Prevention by Novel Inhibitors: Addition of Inorganic S- and N-Compounds in the Fuel before Combustion. Environmental Science & Technology, Vol. 34, No. 24, pp. 5092-5096
- SCHÄFER (1979): Kaskaden-Impaktor Andersen Mark III. Gebrauchsanleitung
- SCHMID (1996): Firmenprospekt
- SCHNELL U. (1998): Wirkungsgradoptimierte Kraftwerkstechnologien zur Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen - Anforderungen, Verfahrenskonzepte, Modellbildung und Simulation. VDI-Fortschritt-Berichte Reihe 6, Nr. 389, VDI-Verlag, Düsseldorf
- SEIFERT H., MERZ A. (2000): Optimierung des Abfallverbrennungsprozesses an der Rostfeuerung TAMARA. VGB Kraftwerkstechnik Bd. 8/2000, S. 56-60
- SIEGLE V. (2000): Biogene Brennstoffe in Aufbereitung und Verbrennung. Dissertation D93 Universität Stuttgart, Berichte aus der Energietechnik, Shaker Verlag, Aachen
- STRUSCHKA M. (1993): Holzverbrennung in Feuerungsanlagen Grundlagen – Emissionen – Entwicklung schadstoffarmer Kachelöfen. VDI Fortschritt-Berichte, Reihe 15 Nr. 108, VDI-Verlag, Düsseldorf

8 Literatur

STRECKER M., MARUTZKY R. (1994): Untersuchungen von Holz und Holzwerkstoffen auf Holzschutzmittel und deren Emissionen bei der Verbrennung. Forschungsbericht 76-104 03518, Umweltbundesamt, Berlin

UNTERBERGER S., KNAUS H., SUTINEN J., HELLER H.G., MAIER H., SCHNELL U., HEIN K.R.G. (1998): Optimisation of the Combustion and Emission Behaviour of Wood Burning Systems – An Experimental and Numerical Approach. Biomass for Energy and Industry. Proceedings of the International Conference, 8-11 June 1998, Würzburg, Germany, pp. 1456-1459

VDI Richtlinie 2066 (1975): Messen von Partikeln. Blatt 1-7, VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft Band 4, Beuth-Verlag, Berlin

VDI Richtlinie 2449 (1995): Prüfkriterien von Messverfahren – Ermittlung von Verfahrenskenngrößen für die Messung gasförmiger Schadstoffe, Beuth-Verlag, Berlin

VDI Richtlinie 3499 (2001): Messen von Emissionen – Messen von polychlorierten Dibenzop-dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF), Blatt 3 Entwurf: Gekühltes-Absaugrohr-Methode, Beuth-Verlag, Berlin

VDI Richtlinie 4219 (2000): Qualitätssicherung. Ermittlung der Unsicherheiten von Emissionsmessungen. Geordnetes Schätzverfahren: Schrittweise Abschätzung der Beiträge zur Unsicherheit eines Messergebnisses. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5, Entwurf: August 2000, Beuth-Verlag, Berlin

VGB/FDBR (1992): Technische Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber e.V. und Fachverband Dampfkessel-, Behälter- und Rohrleitungsbau e.V.: Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, 7. Ausgabe, Vulkan-Verlag, Essen

VOGG H., HUNSINGER H., STIEGLITZ L. (1990): Contribution to solving the problem of dioxins generated during waste incineration. Chemical Engineering and Technology 13, pp. 221

WARNATZ J., MAAS U. (1993): Technische Verbrennung. Physikalisch-Chemische Grundlagen, Modellbildung, Schadstoffentstehung. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York

WEESE U. (2001): Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an Holzfeuerungen. 3. Stuttgarter Holzfeuerungs-Kolloquium am 20. September, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart, S. 3.-10.

WILDE A. (1997): Moderne Holzfeuerungsanlagen mit Schleuderradbeschickung für feinstückige Holzreste. In MARUTZKY R.: Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz und Holzabfällen. Springer VDI-Verlag, Düsseldorf, S.173-183

WILKEN M. (1993): Ermittlung und Verminderung der Emissionen von halogenierten Dioxinen und Furanen aus thermischen Prozessen - Holzfeuerungen. Umweltbundesamt, Forschungsbericht Nr. 10403365/06, Berlin

ZIMA (1990): Firmenprospekt

ZUBERBÜHLER U., BAUMBACH G. (1997): Emissionsarme Verbrennung von problematischen gewerblichen und industriellen Rest- und Abfallhölzern in Pilotanlagen unter 1 MW Feuerungsleistung. IVD-Bericht Nr. 38, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen Universität Stuttgart

9 Anhang

Anhang A: Brennstoffdaten

In **Tabelle 9.1** sind verschiedene Biomassebrennstoffe anhand der bei Festbrennstoffen üblicherweise zur Beschreibung herangezogener, physikalisch/chemischen Größen beschrieben. Die Möglichkeiten und Methoden zur Charakterisierung biogener Festbrennstoffe sind in SIEGLE (2000) und HARTMANN (2000) (s. Kap. 9) ausführlich beschrieben. Die Brennstoffe wurden nach Art bzw. Ihrer Herkunft in Gruppen zusammengefasst. Diejenigen Größen, wodurch sich Brennstoffe innerhalb einer Gruppe am deutlichsten unterscheiden bzw. variieren, sind in der Tabelle hinterlegt.

Tabelle 9.1: Analysenwerte biogener Festbrennstoffe unterschiedlicher Art bzw. Herkunft

Kürzel	Art	Grobe	Werte bezogen auf Trockensubstanz								
		Feuchte u	Flüchtige	Fixed C	Asche	N	C	S	H	Cl	Hu tr.
naturbelassene Brennstoffe											
	Paletten	30,95	82,96	16,52	0,52	0,09	51,37	0,15	5,89	0,06	18,30
H19		27,9	82,94	16,53	0,53	0,35	48,62	0,08	6,63	0,06	18,39
H8	naturbelassene	37	84,32	15,56	0,13	0,07	49,12	0,01	5,24	<0,1	18,40
H14	Hackschnitzel	20	85,34	14,61	0,05	0,03	50,46	0,05	5,49	0,02	18,79
H16		46,24	85,17	14,48	0,36	0,28	51,11	0,12	6,34	0,01	
NAG		82,73	79,94	18,28	1,78	0,40	50,88	0,14	6,85	0,03	18,95
NAG2		50,16	79,00	16,00	0,55	0,48	49,87	0,20	6,85	0,03	18,14
		114,09	82,71	14,50	2,80	0,36	50,70	0,15	5,89	0,08	18,32
		98,29	78,70	19,00	2,30	0,22	51,16	0,11	5,92	0,03	18,90
GG	Grüngut	72,89	73,29	18,16	8,56	0,77	48,08	0,14	5,86	0,02	16,92
GG10		75,33	79,07	18,28	2,63	0,48	50,18	0,16	5,58	<0,02	18,14
GGHN		79,06	78,13	16,93	4,95	0,67	48,35	0,13	5,57	0,02	17,52
GGCW		67,41	81,21	16,34	2,45	0,38	49,92	0,11	5,50	<0,02	18,18
	Rinde	157,35	73,15	22,24	4,62	0,57	50,63	0,14	5,45	0,03	18,15
Pir 1	Olivenkerne	23	73,87	16,24	9,92	1,21	48,58	0,14	2,15	0,11	18,86
Holzwerkstoffe und behandelte Hölzer											
H1	Altholz	38,4	80,79	16,56	2,64	0,50	49,11	0,12	6,43	<0,1	18,07
H2	unbehandelt	42	81,50	17,31	1,20	0,33	49,60	0,07	6,58	<0,1	18,33
H3	unbeschichtet	35	83,32	15,68	1,01	0,28	49,82	0,06	6,70	<0,1	18,65
H11		59,9	82,87	16,11	1,03	0,25	49,88	n.n	5,15	<0,03	19,11
	Gemisch	16,4	78,21	18,90	2,91	1,74	49,81	0,03	4,94	0,07	18,56
H4	Altholz und	15,7	80,80	18,42	0,78	0,91	50,06	0,06	6,70	<0,1	18,64
H5	Spanplatten	19,5	81,44	18,11	0,41	0,66	50,38	0,06	6,74	<0,1	18,85
H12		25,8	77,55	18,49	3,97	2,80	48,95	0,02	3,64	0,08	18,81
H13		13,4	79,29	19,29	1,43	2,10	49,62	0,04	4,33	0,14	19,17
		13,40	81,89	16,79	1,33	2,06	50,52	0,17	4,57	0,08	19,10
H9	Spanplatten	22	79,31	19,08	1,61	4,02	48,04	0,06	5,47	<0,1	18,45
H18	beschichtet	23,12	79,04	19,55	1,42	4,28	48,75	0,08	7,00	0,02	17,94
H6	organische HSM	19,3	80,58	12,34	7,09	0,27	52,77	0,11	5,42	<0,1	19,81
H7	anorganische HSM	23,2	84,94	13,78	1,27	0,17	50,01	0,08	5,66	<0,1	19,28

Die mit „naturbelassenen Hackschnitzel“ bezeichneten Brennstoffe sind bezüglich der chemischen Zusammensetzung recht einheitlich unterscheiden sich jedoch erheblich in der Brennstofffeuchte. Die untersuchten Grüngut Brennstoffe vielen durch relativ hohe Aschegehalte auf, die

auf einen hohen Rinden- und Fremdstoffanteil zurückzuführen sind. Im Brennstoff enthaltene Spanplatten machen sich durch erhöhte Brennstoff-Stickstoffgehalte bemerkbar.

Anhang B: Heizwert von holzartigen Brennstoffen

Umrechnung Wassergehalt w und Brennstofffeuchte u :

$$w = \frac{m_{\text{Wasser}}}{m_{\text{Holz}} + m_{\text{Wasser}}} \quad u = \frac{m_{\text{Wasser}}}{m_{\text{Holz}}} \quad w = \frac{u}{u + 1} \quad u = \frac{w}{1 - w}$$

Durchschnittliche Elementarzusammensetzung von Holz (wasser und aschefrei) in Massen-%:

C = 50 %, O = 44 %, H = 6 %.

Diese Zusammensetzung kann bei holzartigen Brennstoffen für Berechnungen zur Bilanzierung näherungsweise als konstant angenommen werden, da sie sich für Buche, Fichte, Span- und Faserplatte kaum ändert. Die Holzbrennstoffe unterscheiden sich vielmehr durch den Wasser- und Aschegehalt. Die Verbrennungseigenschaften werden außer vom Wasser- und Aschegehalt wesentlich von der Stückgröße und vom sogenannten Flüchtigenanteil im Brennstoff bestimmt.

Der Heizwert von Holzbrennstoffen hängt hauptsächlich vom Wasser- und Aschegehalt ab. Bei Brennstoffen mit kleinem Aschegehalt, wie z.B. naturbelassenes Holz oder Pellets (0,5 – 1,5 %) kann dieser bei der Berechnung des Heizwertes vernachlässigt werden.

$$H_u = \frac{18,5 - 2,5 \cdot u}{1 + u} \text{ in MJ/kg}$$

Der genaue Heizwert eines Brennstoffes kann z.B. kalorimetrisch bestimmt oder anhand der Elementarzusammensetzung berechnet werden. Eine Übersicht über verschiedene Berechnungsmethoden von Heizwerten sowie ein Vergleich berechneter und kalorimetrisch bestimmter Werte ist in (PFEIFFER et al. 2000, s. Kap. 9) für Festbrennstoffe gegeben.

Für Pellets, die gerade die Mindestanforderungen der DIN 51731 (1996) (s. Kap. 9) bezüglich der Feuchte ($u = 0,136$) erfüllen, ergibt sich mit obiger Näherungsgleichung ein Heizwert von 16 MJ/kg (bezogen auf den feuchten Brennstoff).

Anhang C: Ascheverhalten

Ein Entwicklungstrend bei automatischen Holzfeuerungen besteht darin, durch weitgehende Automatisierung möglichst lange wartungsfreie Betriebszeiten zu ermöglichen. Um dies zu erreichen müssen auch Reinigungs- und Entaschungsfunktionen z.B. durch den Ascheaustrag mittels Förderschnecken automatisiert werden. Voraussetzung hierfür ist, dass die anfallende Asche nicht versintert oder verschlackt und evtl. mit Feuerraumwänden oder Rostelementen eine dauerhafte Verbindung eingeht.

Zur Beschreibung des Ascheschmelzverhaltens gibt es verschiedene Prüfvorschriften, wie z.B. nach DIN, ASTM oder ISO. Die normierten Verfahren zur Bestimmung des Ascheschmelzverhaltens werden in der Literatur oft als unzureichend und ungenau kritisiert. Bezüglich der Durchführung sind die Verfahren weitgehendst identisch. Aus den feingemahlten Aschen werden Proben geformt. Die in CO₂-Atmosphäre aufgeheizt und beobachtet werden. Die wesentlichen Unterschiede der Verfahren bestehen in der Auswertung. In der Regel werden drei charakteristische Temperaturen angegeben, die aber bei den Verfahren nicht einheitlich definiert sind. In **Abbildung 9.1** ist das Ascheschmelzverhalten für drei verschiedene Brennstoffe beispielhaft dargestellt.

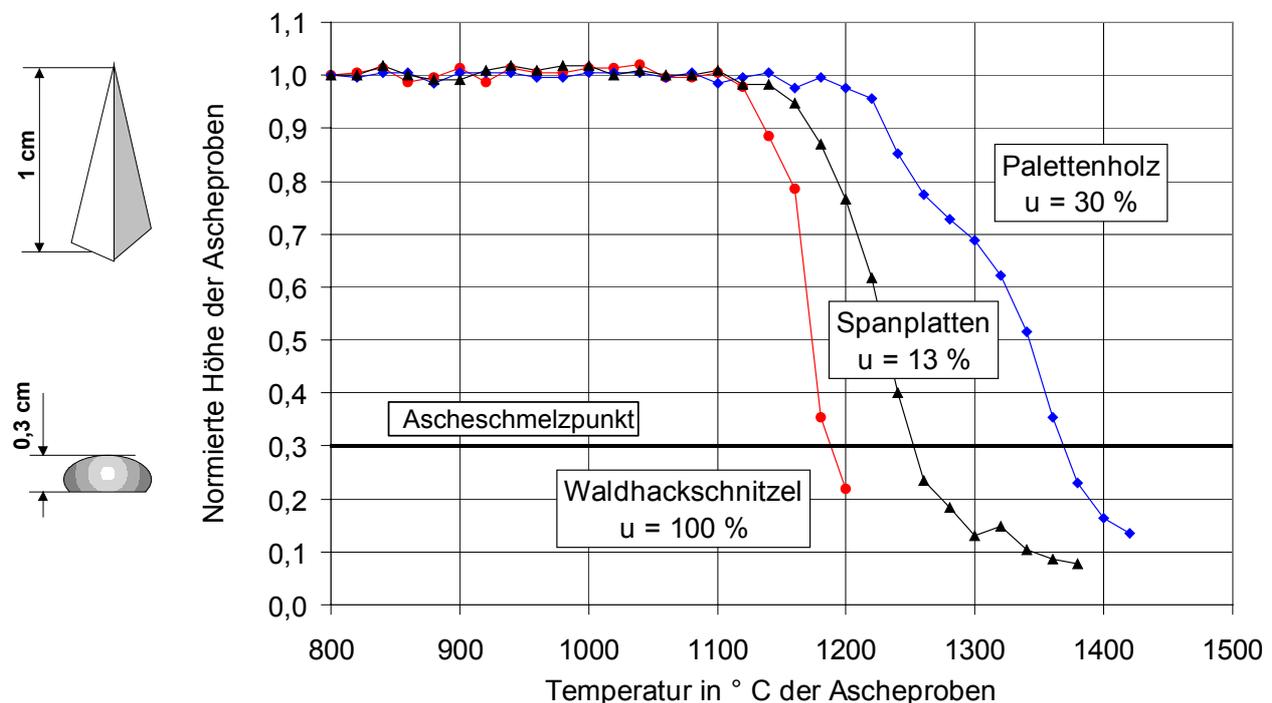


Abbildung 9.1: Ascheverhalten verschiedener Brennstoffe in Abhängigkeit der Temperatur

Wichtig für den Betrieb einer Holzfeuerung ist nicht die Ascheschmelztemperatur, sondern die Temperatur, bei der die Asche zu versintern beginnt. Wie aus **Abbildung 9.1** deutlich wird, kann sich die Sintertemperatur, bei der eine erste Höhenänderung der Ascheprobe sichtbar wird, erheblich von der Schmelztemperatur unterscheiden. Obwohl die Aschen der drei Brennstoffe sehr unterschiedliche Schmelztemperaturen aufweisen, liegen die Sintertemperaturen (oder Erweichungstemperaturen) eng beieinander.

Da die Bestimmungen des Ascheschmelzverhaltens sehr aufwendig sind, kann es von Vorteil sein, das Ascheschmelzverhalten z.B. anhand einer Brennstoffanalyse zu ermitteln. Eine Sammlung umfangreicher Brennstoffdaten und den zugehörigen Ascheanalysen von HARTMANN et al. (2000) (s. Kap. 9) liefert dazu folgend Zusammenhänge (K, Ca, Mg in Prozent der Trockenmasse Brennstoff):

$$\text{Sinterbeginn} \quad T_{\text{SB}} (\text{°C}) = 1159 - 58,7 K + 237,9 \text{ Ca} - 743,8 \text{ Mg}$$

$$\text{Erweichungspunkt} \quad T_{\text{EP}} (\text{°C}) = 1172 - 53,9 K + 252,7 \text{ Ca} - 788,4 \text{ Mg}$$

$$\text{Fließpunkt} \quad T_{\text{FP}} (\text{°C}) = 1369 - 43,4 K + 192,7 \text{ Ca} - 698 \text{ Mg}$$

Die charakteristischen Temperaturen des Ascheschmelzverhaltens hängen dabei im Wesentlichen von den Elementen K, Ca, und Mg des Brennstoffes ab. Tendenziell setzen die Elemente K und Mg die Temperaturen herab, wobei der Mg-Gehalt offenbar den größten Einfluss besitzt. Prognosen, wie nach obigen Gleichungen, sind mit großer Unsicherheit verbunden, da für das Ascheschmelzverhalten in einer Feuerung auch noch andere Einflussgrößen maßgeblich sein können.

Anhang D: Bilanzierung der Stoffströme mittels Näherungsgleichungen

Die Bilanzierung einer Feuerungsanlage kann vereinfacht folgendermaßen dargestellt werden:



Unter Annahme bestimmter Randbedingungen können die Gleichungen für Massen- und Energiebilanz zu Näherungsgleichungen zusammengefasst werden. Unter den üblichen Betriebsbedingungen von Holzfeuerungen werden mit den nachfolgend erläuterten Näherungsgleichungen gute Übereinstimmungen mit exakt berechneten Werten erzielt, wie am Beispiel von Wirkungsgradbestimmungen von GOOD & NUSSBAUMER (1993) (s. Kap. 9) gezeigt werden konnte.

9 Anhang

Randbedingungen:

- Stationäre, kontinuierliche Verbrennung (keine Wärmespeicherung im Feuerungssystem)
- Die Verluste setzen sich aus dem Abgasverlust und konstanten 2 % Strahlungsverlust (chemische Verluste wie z.B. durch CO und Asche werden nicht berücksichtigt) zusammen
- Die zugeführte Verbrennungsluft hat bei 0 °C, 1013 mbar, eine Dicht von 1,288 kg/m³
- Die spezifische Wärmekapazität des Abgases wird durch einen mittleren konstanten Wert ersetzt und nicht aus den temperaturabhängigen Wärmekapazitäten der Einzelkomponenten berechnet.

Näherungsgleichungen:

Für eine vereinfachte Berechnung des Verbrennungsprozesses sind im Folgenden Näherungsgleichungen angegeben, die unter Voraussetzung obiger Randbedingungen brauchbare Resultate ergeben, die nur geringfügig von einer in der Regel sehr aufwendigen genauen Berechnung abweichen.

- Prozentualer Verlust aus Abgasverlust (nur thermisch) nach (GOOD & NUSSBAUMER 1993, s. Kap. 9) unter Berücksichtigung eines durchschnittlichen Strahlungsverlustes der Feuerung von 2 %.

$$\frac{\dot{q}_{\text{Verlust}}}{\dot{q}_{\text{Brennstoff}}} = 0,02 + (t_{\text{Ab}} - t_{\text{Um}}) \frac{1,39 + \frac{122}{CO_2} + 2 \cdot u}{18500 - 2500 \cdot u}$$

- Aus obenstehender Energiebilanz folgt:

$$\eta = \frac{\dot{q}_{\text{Nutz}}}{\dot{q}_{\text{Brennstoff}}} = 1 - 0,02 + (t_{\text{Ab}} - t_{\text{Um}}) \frac{1,39 + \frac{122}{CO_2} + 2 \cdot u}{18500 - 2500 \cdot u}$$

Aus obiger Gleichung kann näherungsweise der Wirkungsgrad einer Feuerung im kontinuierlichen Betrieb mittels einfach zu messender Größen bestimmt werden. In dieser vereinfachten Form ist der Wirkungsgrad eine Funktion der Brennstofffeuchte, der Temperaturdifferenz von Abgas und Umgebung und dem Luftüberschuss bei der Verbrennung (hier als CO_2 -Konzentration im Abgas angegeben). Ist z.B. bei einem Kessel die wasserseitig abgegebene Leistung \dot{q}_{Nutz} bekannt, kann die mit dem Brennstoff zugeführte Feuerungswärmeleistung $\dot{q}_{\text{Brennstoff}}$ berechnet werden.

- Luftüberschuss: Für die Berechnung der Luftzahl λ gilt für Brennstoffe mit großem C:H-Verhältnis in erster Näherung ein vereinfachter Zusammenhang.

$$\lambda = \frac{L}{L_{\min}} = \frac{20,44}{\text{CO}_2} = \frac{21}{21 - \text{O}_2}$$

λ	Luftzahl
L	Verbrennungsluftmenge (trocken oder feucht)
L_{\min}	Mindestluftmenge für stöchiometrische Verbrennung (trocken oder feucht)
CO_2	CO_2 -Konzentration im trocken Abgas in %
O_2	O_2 -Konzentration im trocken Abgas in %

- Brennstoffmassenstrom:

$$\dot{m}_{\text{Brennstoff}} = \frac{\dot{q}_{\text{Brennstoff}}}{H_u}$$

- Bestimmung von Luft und Abasmenge:

Über eine Sauerstoffbilanz kann über die Verbrennungsrechnung die notwendige Mindestluftmenge L_{\min} und die Mindestabgasmenge V_{\min} bestimmt werden (Mengen bei stöchiometrischer Verbrennung mit $\lambda = 1$). Die Berechnung kann alternativ mit Massenströmen oder mit Volumen-

9 Anhang

strömen durchgeführt werden. Bei der Umrechnung der Größen Masse und Volumen ist die Abhängigkeit der Gasdichte von der Zusammensetzung, der Temperatur und dem Druck zu berücksichtigen. Die Feuchtigkeit der zugeführten Verbrennungsluft kann vernachlässigt werden, wegen der Wasseranteil im Abgas berücksichtigt werden muss. Der Wasseranteil im Abgas setzt sich folglich zusammen aus dem bei der Reaktion entstandenem und dem mit dem Brennstoff zugeführten Wasser. In **Abbildung 9.2** sind für einen Holzbrennstoff durchschnittlicher Zusammensetzung (C:O:H, 50:44:6 und 1 % Aschegehalt) die spezifischen Volumina in Abhängigkeit der Brennstofffeuchte u aufgetragen. Hieraus wird deutlich, dass sich $L_{\min, tr} > L_{\min, feucht}$ und $V_{\min, tr}$ nur geringförmig unterscheiden.

Die spezifischen Volumina bei der Holzverbrennung können in guter Näherung folgenden empirischen Gleichungen in Abhängigkeit der Brennstofffeuchte ermittelt werden.

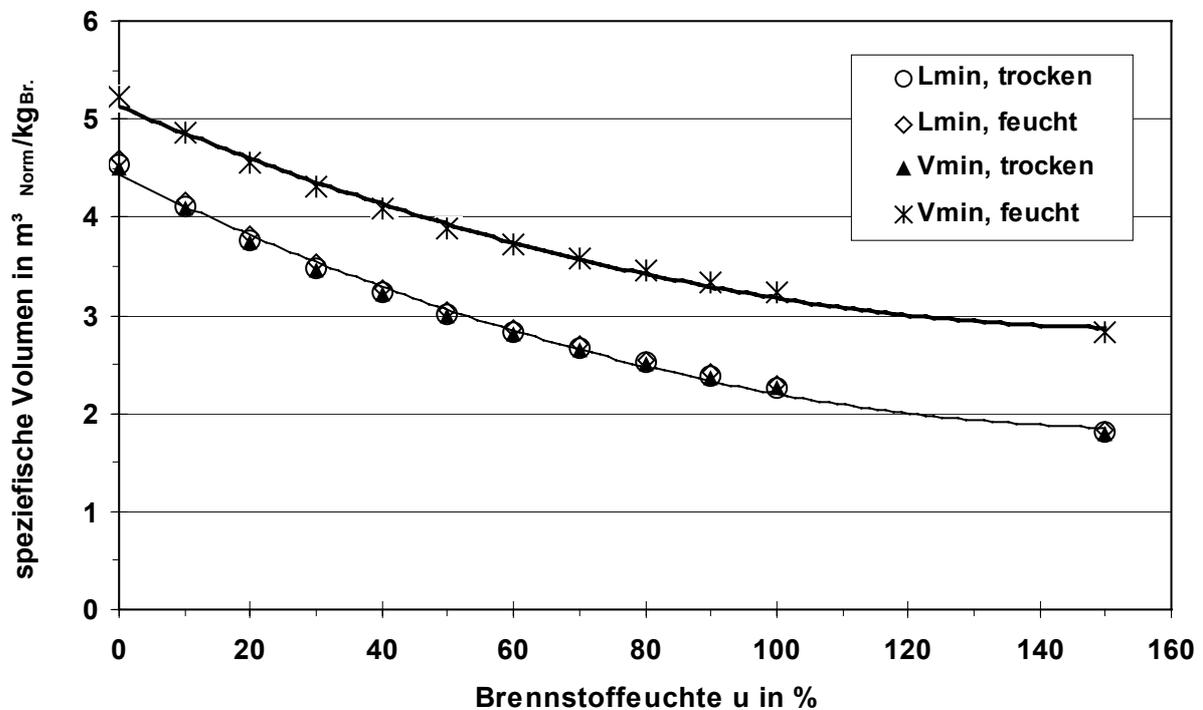


Abbildung 9.2: Spezifische Volumina bei der Holzverbrennung in Abhängigkeit von der Brennstofffeuchte u (Elementarzusammensetzung C:O:H, 50:44:6 und 1 % Aschegehalt)

$$L_{\min, tr} \approx L_{\min, f} \approx V_{\min, tr} = 1,02856 \cdot u^2 - 3,25704 \cdot u + 4,4272$$

$$V_{\min, f} = 0,903453 \cdot u^2 - 2,86087 \cdot u + 5,13264 \quad (\text{in } m^3_{Norm}/kg_{Br, feucht})$$

Die spezifische Abgasmenge setzt sich zusammen aus dem feuchten Abgasvolumen bei stöchiometrischer Verbrennung $V_{\min, feucht}$ und dem Luftüberschuss.

$$V_{\text{Abgas},f} = V_{\text{min},f} + (\lambda - 1) \cdot L_{\text{min},f} \quad (\text{in m}^3_{\text{Norm}}/\text{kg}_{\text{Br,feucht}})$$

Die Volumenströme erhält man durch Multiplikation mit dem Brennstoffmassenstrom $\dot{q}_{\text{Brennstoff}}$.

Der Abgasvolumenstrom kann natürlich auch über eine Massenbilanz ermittelt werden, wobei zur Umrechnung von Massen- auf Volumenstrom die Abgasdichte benötigt wird, die ggf. über die entsprechende Abgaszusammensetzung berechnet werden muss. Für die Auslegung von Schornsteinen wird oftmals der Abgasvolumenstrom unter realen Bedingungen benötigt. Da sich das Abgas unter atmosphärischen Bedingungen nahezu wie ein Ideales Gas verhält, kann mit dem idealen Gasgesetz eine Druck- und Temperaturkorrektur von Norm- auf Betriebsbedingungen erfolgen.

Anhang E: Verfahrenskenngrößen zur Qualität von Messergebnissen

Die Bestimmung der Verfahrenskenngrößen für die diskontinuierlichen Messverfahren kann nach dem geordneten Schätzverfahren, wie es in der VDI Richtlinie 4219 anhand anschaulicher Beispiele beschrieben ist erfolgen.

Zur Bestimmung der Verfahrenskenngrößen bei kontinuierlichen Messverfahren wurden zwei Methoden – mit und ohne Berücksichtigung der Gerätedrift - verwendet.

Ohne Berücksichtigung der Gerätedrift nach VDI 2449

Unter der Voraussetzung, dass zwischen Messsignal und Messgröße Linearität gegeben ist, kann die Analysenfunktion, die den Zusammenhang zwischen Messsignal und Zustandsgröße herstellt, als Gerade beschrieben werden.

$$x = b_0 + b_1 \cdot y$$

x	Zustandsgröße
y	Messsignal
b	Koeffizienten

Aus einer genügend großen Anzahl Zweipunktkalibrierungen (mit gleichem Prüf- und Nullgas) werden zunächst Mittelwerte und Standardabweichung an den Kalibrierpunkten bestimmt.

$$\bar{x} = \frac{\sum x_i}{n}$$

9 Anhang

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

n	Anzahl der Messwerte
x_i	Messwert
\bar{x}	Mittelwert
s	Standardabweichung

Zur Berechnung der Nachweisgrenze NWG wird zuerst der Koeffizient b_1 der Geradengleichung bestimmt.

$$b_1 = \frac{\bar{x}_{PG} - \bar{x}_0}{c_{PG}}$$

\bar{x}_{PG}	Mittelwert bei Prüfgasaufgabe
\bar{x}_0	Mittelwert bei Nullgasaufgabe
c_{PG}	Konzentration des Prüfgases

$$NWG = t \cdot s_0 \cdot \frac{1}{b_1}$$

t	Faktor der Studentverteilung (z.B. $t = 2,093$ für $P = 95\%$ und $n = 20$)
s_0	Standardabweichung mit Nullgasaufgabe
b_1	Koeffizient der Geradengleichung

Messunsicherheit u im Konzentrationsbereich des Prüfgases:

$$u = t \cdot s_{PG} \cdot \frac{1}{\sqrt{n}}$$

t	Faktor der Studentverteilung (z.B. $t = 2,093$ für $P = 95\%$ und $n = 20$)
s_{PG}	Standardabweichung bei Prüfgasaufgabe
u	Unsicherheit

Die Wiederholbarkeit von Einzelwerten r :

$$r = t \cdot s_{PG} \cdot \sqrt{2}$$

t	Faktor der Studentverteilung (z.B. $t = 2,093$ für $P = 95\%$ und $n = 20$)
s_{PG}	Standardabweichung bei Prüfgasaufgabe
r	Wiederholbarkeit

Mit Berücksichtigung der Gerätedrift nach GLASER 2001

Das Verfahren basiert auf der Auswertung von Zweipunktkalibrierungen, wie sie während der Messkampagnen durchgeführt wurden. Unter der Voraussetzung, dass zwischen Messsignal und Messgröße Linearität gegeben ist, kann die Analysenfunktion als Gerade beschrieben werden. Für die Berechnung der Verfahrenskenngrößen werden folgende Symbole eingeführt:

s_{y_0}	Streuung des Nullpunktes
s_e	Empfindlichkeit
c	Messgröße; hier Schadstoffkonzentration
y	Messsignal
e	Empfindlichkeit
n	Anzahl durchgeführter Kalibrierungen pro Messtag
m	Anzahl der Messtage

Der Index 0 kennzeichnet die Werte, die bei Nullgasaufgabe erhalten werden, der Index 1 die werte, die bei der Aufgabe von Prüfgas der Konzentration c_1 erhalten werden.

Um die Messunsicherheit zu ermitteln, werden zunächst die Streuungen des Nullpunktes s_{y_0} und der Empfindlichkeit s_e nach der Formel

$$e = \frac{y_1 - y_0}{c_1} \quad s_{y_0} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} (y_{0,ji} - \overline{y_{0,j}})^2}{\sum_{j=1}^m n_j - m}} \quad \text{bzw.} \quad s_e = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} (e_{ji} - \overline{e_j})^2}{\sum_{j=1}^m n_j - m}}$$

berechnet. Die kombinierte Standardunsicherheit für die Konzentration c wird dann nach folgender Formel berechnet:

$$u(c) = \frac{1}{e} \sqrt{(s_{y_0}^2 + c^2 \cdot s_e^2) \cdot \left(1 + \frac{1}{n}\right)}$$

mit Berücksichtigung der Unsicherheit des Prüfgases ergibt sich die Standardunsicherheit zu:

$$u(c) = \frac{1}{e} \sqrt{(s_{y_0}^2 + c^2 \cdot s_e^2) \cdot \left(1 + \frac{1}{n}\right) + c^2 \cdot \frac{u_{c_1}^2}{c_1^2}}$$

Bei der Standardunsicherheit handelt es sich um eine absolute Größe, die die gleiche Einheit besitzt, wie die Konzentration c . Sie stellt eine Funktion der Messunsicherheit in Abhängigkeit von der gemessenen Konzentration dar. Um die relative Standardunsicherheit zu berechnen, wird $u(c)$ durch die Konzentration c geteilt.

9 Anhang

Für kleine Konzentrationen geht die Standardunsicherheit gegen einen konstanten Wert, das heißt, dass die relative Konzentration für kleine Konzentrationen stark ansteigt. Aus diesem Zusammenhang erklärt sich, dass es eine Grenze geben muss, unterhalb derer eine gesicherte Angabe der Konzentration nicht mehr genau genug möglich ist. Genauer gesagt, es gibt eine Konzentration, unterhalb derer der Messwert nicht mehr mit ausreichender Sicherheit von Null unterschieden werden kann. Diesen Wert nennt man Nachweisgrenze (NWG). Die Nachweisgrenze ist definiert als „der kleinste Wert, der mit einer (vereinbarten) Sicherheit von 95 % von einem Zustand Null unterschieden werden kann“. Die Nachweisgrenze berechnet sich wie folgt:

$$NWG = \frac{u(y_0)}{\sqrt{\frac{1}{k^2} - u(e)^2}} \quad \text{mit} \quad u(y_0) = \frac{s_{y_0}}{\sqrt{n}} \quad \text{bzw.} \quad u(e) = \frac{s_e}{\sqrt{n}}$$

und dem Erweiterungsfaktor $k = 2$

$$NWG = \frac{s_{y_0}}{\sqrt{0,25 \cdot n - s_e^2}}$$

Die Wiederholpräzision entspricht bei GLASER (2001) der Messunsicherheit ohne Berücksichtigung der Unsicherheit des Kalibrierstandards.