



Bundesamt für Energie
Office fédéral de l'énergie
Ufficio federale dell'energia
Uffizi federal d'energia

Programm Biomasse

Optimierte Holzfeuerung mit geringsten Schadstoffen

ausgearbeitet durch

Hans Peter Schaffner

Schmid AG

Holzfeuerungen

8360 Eschlikon

unter Mitarbeit von

Dr. Jürgen Good

Verenum

Langmauerstr. 109

8006 Zürich

Dr. Philipp Hasler

Verenum

Langmauerstr. 109

8006 Zürich

Dr. Michael Oser

Verenum

Langmauerstr. 109

8006 Zürich

Beat Wälti

ENWA GmbH

Stampfenbachstr. 57

8006 Zürich

im Auftrag des
Bundesamtes für Energie

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung	3
2 Einleitung.....	5
2.1 Zielsetzung.....	5
2.1.1 Staub Emissionen	5
2.1.2 Stickoxid Emissionen	6
2.1.3 Thermischer Wirkungsgrad	6
2.2 Eingesetzte Technologien.....	7
2.2.1 Rotierender Partikelabscheider RPS	7
2.2.2 Selektive nicht-katalytische Reduktion SNCR.....	8
2.2.3 Selektive katalytische Reduktion SCR	9
2.2.4 Automatische Kesselrohrreinigung.....	10
2.2.5 Nachwärmetauscher (Economiser)	11
3 Anlagebeschrieb	12
4 Resultate.....	14
4.1 Staub Emissionen	14
4.1.1 Erste Messreihe	14
4.1.2 Zweite Messreihe	17
4.1.3 Langzeitverhalten	18
4.2 Stickoxyd Emissionen	20
4.2.1 Mit SNCR-Technik	20
4.2.2 Mit SNCR-Technik (Katalysator)	22
4.2.3 Langzeitverhalten des Katalysators	24
4.3 Wirkungsgradverbesserung	26
4.3.1 Automatische Kesselrohrreinigung.....	26
4.3.2 Nachwärmetauscher Economiser	26
5 Schlussfolgerung.....	27
6 Literatur	29

1 Zusammenfassung

Als werkseigene Heizung wurde eine Holzfeuerungsanlage gebaut, in welcher alle zur Zeit bekannten Technologien zur Emissionsminderung und zur Verbesserung des feuerungstechnischen Wirkungsgrades integriert wurden. Die Auslegung der Anlage und das Verfahrenskonzept wurde mit dem EU-Projekt „Low-NO_x Wood Chip Combustion“ und dem BEW-Projekt „Partikelabscheidung bei Holzfeuerung mit Rotation Partical Seperator RPS“ abgestimmt.

Die Messungen haben gezeigt, dass mit dem vollständig gereinigten RPS je nach Holzart, Rohgaspartikelgehalt und Abgasvolumenstrom Abscheidegrade zwischen 30% und 90% erreicht werden können. In diesem Zustand lagen die Partikelkonzentrationen im Reingas bei Waldhackschnitzel und Palettholz typischerweise um 50 mg/Nm³, bei Altholz bei etwa 200 mg/Nm³.

Im weiteren haben die Messungen gezeigt, dass die Druckluftabreinigung des RPS-Filterelement nur teilweise reinigen kann und das Filterelement über die Betriebsdauer immer mehr verschmutzt. Dadurch steigt auch der Druckverlust am RPS deutlich an. Nach einer Betriebszeit von etwa 3 Monaten nach der letzten vollständigen Reinigung lagen die Abscheidegrade lediglich noch zwischen 3% und 49%.

Insgesamt zeigen die Resultate somit auf, dass der RPS in neuwertigem Zustand gute Abscheidegrade erreichen kann, dass jedoch in der untersuchten Ausführung wegen der Verschmutzung beim Einsatz von Paletten- und Altholz kein sinnvoller Dauerbetrieb gewährleistet ist.

Der Einsatz zur Abscheidung von Waldhackschnitzel-Flugstaub ist erfolgsversprechender, da der Staub nicht so klebrig ist.

Die Resultate bei den Entstickungsverfahren zeigen, dass SNCR und SCR zur Stickoxidminderung grundsätzlich geeignet sind, dass jedoch bei beiden Verfahren eine relevante Stickoxidminderung ohne erhebliche Emissionen an Nebenprodukten nur bei Einhaltung enger Bereiche der Betriebsparameter erzielt wird. Sowohl beim SNCR- als auch beim SCR-Verfahren ist für den praktischen Einsatz eine Regelung erforderlich die gewährleistet, dass nur bei günstigen Betriebsparametern eingedüst wird und die Reduktionsmittelmenge den zulässigen Wert nicht übersteigt.

Beim SNCR-Verfahren ist auf die Einhaltung des Temperaturfenster (850° bis 930°C), eine rasche Harnstoffzersetzung und gute Vermischung, eine ausreichende Verweilzeit (> 1s) sowie die Einhaltung des Molverhältnisses (<1,5 bis 2) zu achten. Um die Randbedingungen sicher einzuhalten sind ein partieller Wärmeentzug vor der Harnstoffeindüsung und eine ausreichend grosse Reduktionskammer erforderlich. Das SNCR-Verfahren bietet bei optimaler Auslegung und optimalen Betriebsbedingungen ein Reduktionspotential von 50% (bei n≈1) bis 80% (bei n≈2) unter Einhaltung geringer Emissionen an Nebenprodukten (Summe NH₃, HNCO und N₂O < 20mg/Nm³ bei 11% Vol.-O₂ für n≈2).

Beim SCR-Verfahren sind die Betriebsbedingungen abhängig von der Wahl und Dimensionierung des Katalysators. Im untersuchten Fall erfolgte die Auslegung auf ein Molverhältnis von 0.75, eine Raumgeschwindigkeit von $8'000\text{ h}^{-1}$ und eine Temperatur von 330° bis 370°C . Bei einer Raumgeschwindigkeit von $20'000\text{ h}^{-1}$ wurde eine Stickoxidreduktion von rund 75% bei geringen Emissionen von Nebenprodukten (NH_3 , HNCO und $\text{N}_2\text{O} < 10\text{mg/Nm}^3$ bei 11% Vol.- O_2) erzielt. Bei $5'000\text{ h}^{-1}$ bis $10'000\text{ h}^{-1}$ sind bis über 90% Reduktion möglich. In der vorliegenden Untersuchung trat bereits nach rund 110 Betriebstagen eine 80%-ige Aktivitätsminderung infolge Bleivergiftung auf. Obwohl praktisch nur der Brennstoff als Bleiquelle in Frage kommt, wurde in der untersuchten Brennstoffprobe kein erhöhter Bleigehalt gefunden, so dass die Bleikontamination nicht abschliessend erklärt werden kann.

Auf die Wirkungsgradverbesserung hat sich sowohl die automatische Kesselrohrreinigung als auch die Abkühlung der Abgase auf 110° bis 120°C sehr positiv ausgewirkt. Durch die Verhinderung der Kesselrohrverschmutzung kann im Nennlastbetrieb der Wirkungsgrad um rund 4% verbessert werden. In dem Kessel nachgeschalteten Nachwärmetauscher, werden die Abgase je nach Kessellast um 40° - 80°C weiter abgekühlt. Dadurch verbessert sich der Wirkungsgrad um weitere 3,2 bis 6,4%.

2 Einleitung

2.1 Zielsetzung

Bau einer Holzfeuerungsanlage, in der alle neuesten Technologien vereint integriert sind. Mit der Anlage sollen die Emissionswerte wie Staub, Stickoxide sowie auch die Kohlenmonoxide, im Bereich Emissionen, bei bekanntermassen schwieriger Brennstoffen, stark reduziert werden.

Durch die Massnahmen zur Stickoxidreduzierung dürfen keine unerwünschten Abgasprodukte entstehen wie z.B. Amoniak, Lachgas, etc.

Der thermische Wirkungsgrad soll durch den Einsatz einer vergrösserten Wärmetauscherfläche sowie einen automatischen Reinigung der Wärmetauscher, respektive Kesselrohren maximal verbessert werden.

Alle die eingesetzten neuen Technologien sollen einem Langzeittest unterzogen werden.

Alle eingesetzten Geräte sollen auf ihre Auslegung und Dimensionierung überprüft und optimiert werden.

2.1.1 Staub Emission

Die Abgasreinigung erfolgt bei automatischen Holzfeuerungen bis 5 MW in der Regel mit Multizyklonen. Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz kann der Staubgrenzwert nach Luftreinhalte-Verordnung von 150 mg/Nm^3 (bei 13 Vol.-% O_2 für Anlagen bis 1 MW bzw. bei 11 Vol.-% O_2 ab 1 MW) meistens eingehalten werden. In zahlreichen Ländern oder Regionen werden jedoch vermehrt Grenzwerte von 50 mg/Nm^3 oder 100 mg/Nm^3 gefordert. Solche Staubgehalte können mit Multizyklonen in den meisten Fällen nicht erreicht werden. Aus diesem Grund interessieren leistungsfähigere Verfahren zur Staubabscheidung. In Frage kommen die als Stand der Technik verfügbaren Elektro- und Gewebefilter. Allerdings sind die Investitionskosten dieser Filter für automatische Holzfeuerungen bis 5 MW sehr hoch, so dass entsprechende Anlagen wirtschaftlich uninteressant werden.

Von Interesse sind deshalb Abscheider, welche gegenüber Multizyklonen höhere Abscheidegrade erwarten lassen und gleichzeitig gegenüber Elektro- und Gewebefilter geringere Investitionskosten verursachen. Ein solcher Abscheider ist der in diesem Projekt untersuchte rotierende Partikelseparator (RPS). Das für andere Anwendungen bereits erfolgreich eingesetzte RPS wurde in dieser Arbeit in Bezug auf die Eignung bei automatischen Holzfeuerungen untersucht.

2.1.2 Stickoxid Emission

Zur Reduktion von Stickoxiden aus Holzfeuerungen kommt sowohl der Einsatz von Primärmassnahmen als auch von Sekundärmassnahmen in Frage. Unter den Primärmassnahmen wurde die Luftstufung entwickelt und in die Praxis eingeführt. Das Potential der Luftstufung ist jedoch begrenzt und es kann in der Praxis wegen betrieblichen Limitierungen, insbesondere wegen der hohen erforderlichen Temperatur, nicht immer ausgeschöpft werden. Die Brennstoffstufung verspricht eine vergleichbare Stickoxidminderung bei tieferen Temperaturen, sie erfordert allerdings zwei Brennstoffzuführungen und sie ist bis heute nicht im Praxiseinsatz bei Holzfeuerungen.

Sekundärmassnahmen mit Zugabe eines Reduktionsmittels kommen als Alternative und auch als mögliche Ergänzung zu Primärmassnahmen zum Einsatz. Die selektive katalytische und nicht-katalytische Reduktion (SCR und SNCR) wurden in früheren Arbeiten eingeführt und sie stehen bei einigen Praxisanlagen im Betrieb. Bei beiden Verfahren sind die Bildung und Emission von Nebenprodukten wie NH_3 , N_2O , HCN und HNCO und die Bedingungen für die optimalen Betriebsparametern (Reaktionstemperatur, Reduktionsmittelmenge) noch ungenügend bekannt.

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist, das Emissionsverhalten der Nebenprodukte in Abhängigkeit der Betriebsparameter für das SNCR und das SCR-Verfahren aufzuzeigen und Anforderungen für die Optimierung der Betriebsparameter abzuleiten.

2.1.3 Thermischer Wirkungsgrad

Eine konventionelle Holzfeuerung hat bei Nennlast und gereinigtem Wärmetauscher (Kessel) durchschnittlich folgende Betriebsdaten:

T_A = Abgastemperatur = 200°C

CO = Kohlenmonoxidkonzentration = $200 \text{ mg}/\text{Nm}^3 = 0,02 \text{ Vol.}\%$

CO_2 = Kohlendioxidkonzentration = $11 \text{ Vol.}\% = \lambda = 1,85$

Richtwerte

bei Betrieb mit Brennstoff mittlere Feuchte von $u = 66 \%$ atro

$\lambda = \phi = 1,85$

$T_A = \phi = 200^\circ\text{C}$

pro $10^\circ\text{C } \Delta T_A = 0,8 \% V_{\text{therm}}$

pro $1 \text{ Vol.}\% \text{ CO}_2 = 0,15 \lambda = 1,0 \% V_{\text{therm}}$

Da durch die Verschmutzung der Rohre die Abgastemperatur in kurzer Zeit zunimmt, steigt auch die Abgastemperatur um $50^\circ - 60^\circ\text{C}$, was einem thermischen Verlust V_{therm} von $4 - 5\%$ oder einer Wirkungsgradverbesserung von diesen $4 - 5\%$ entspricht.

Durch die Vergrößerung der Wärmetauscherfläche mit dem Einsatz eines Nachwärmetauschers kann je nach Auslegung eine minimale Abgastemperatur von 100°C erreicht werden. Dadurch verbessert sich der thermische Wirkungsgrad um ca. $7 - 8\%$.

2.2 Eingesetzte Technologien

2.2.1 Rotierender Partikelseparator RPS

Grundprinzip des RPS: Der Abgasstrom wird durch kleine Kanäle eines rotierenden Körpers hindurchgeführt. Dabei werden die Partikel im Abgas durch die Zentrifugalkräfte an die Oberfläche der Kanäle bewegt und dort abgeschieden. Durch die Druckluftabreinigung werden die abgeschiedenen und agglomerierten Partikel aus diesen Kanälen ausgeblasen und gelangen in den Staubsammelbehälter (Abbildung 2.1).

Ein wesentlicher Vorteil des RPS im Vergleich zu anderen Trägheitsabscheidern liegt in den geringen Transportwegen, welche aufgrund der Trägheitskräfte zurückgelegt werden müssen.

Je nach Anwendung und Randbedingungen sind verschiedene Ausführungen des RPS möglich. Für die vorliegende Arbeit wurde die Variante ohne Zyklonvorabscheider und mit radialem Partikelaustrag gewählt (Abbildung 2.1). Im weiteren wurde die Abdichtung zwischen Rohgasseite und Reingasseite als Lamellendichtung ausgeführt.

Bei der Auslegung des verwendeten RPS wurde berücksichtigt, dass der Hauptteil der Partikel im Abgasstrom aus einer automatischen Holzfeuerung Durchmesser unter $1\text{ }\mu\text{m}$ aufweisen. Um solche Partikel im RPS effizient abscheiden zu können müssen hohe Zentrifugalkräfte wirken, weshalb der Durchmesser des rotierenden Filterelementes gross (50 cm) und die Drehzahl hoch (50 Hz) gewählt wurde.

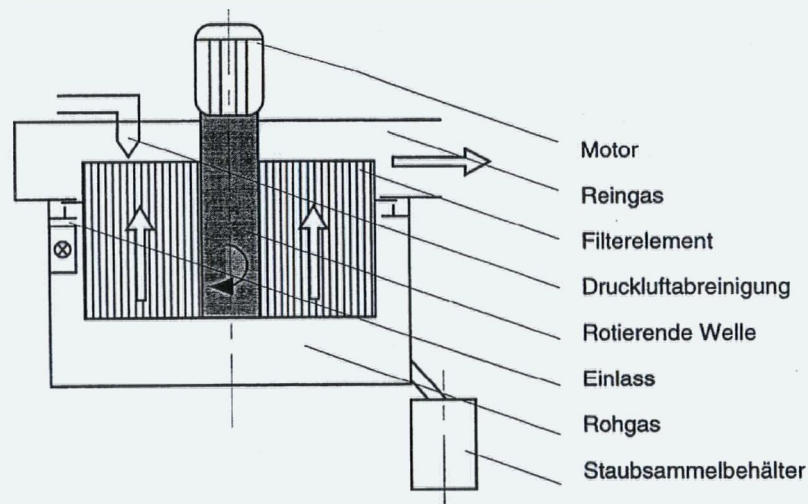


Abbildung 2.1: Aufbau des rotierenden **Partikelseparators RPS**. Das partikelbeladene Abgas strömt über den Einlass tangential ins RPS ein und gelangt in das aus axial verlaufenden Kanälen bestehende, rotierende Filterelement, in welchem die Partikel aufgrund von Zentrifugalkräften auf die Kanaloberfläche treffen und dort haften. Das gereinigte Abgas (Reingas) strömt aus dem RPS aus. In festgelegten Abständen werden die agglomerierten Partikel durch Druckluft aus den Kanälen des Filterelements ausgeblasen und gelangen in den Staubsammelbehälter.

2.2.2 Selektive nicht-katalytische Reduktion SNCR

Das SNCR-Verfahren basiert auf der Umsetzung von NO mit einem zugeführten Reduktionsmittel und daraus gebildeten NH_2 -Radikalen. Als Reduktionsmittel wurde Harnstoff ($\text{NH}_2\text{-CO-NH}_2$), eingesetzt. Zur Erzielung hoher NO-Reduktionsraten und zur Vermeidung von unerwünschten Nebenprodukten sind folgende Parameter von Bedeutung:

- Reaktionstemperatur
- Verweilzeit im Temperaturfenster
- Molverhältnis
- Vermischungsqualität von Reduktionsmittel und Abgas
- Art und Zugabe des Reduktionsmittels.

Allen Reduktionsmitteln ist gemeinsam, dass sie nur in einem verhältnismässig engen Temperaturbereich, typischerweise von ca. 850 – 950 °C, eine signifikante Stickoxidminderung ohne Nebenprodukte erzielen. In diesem Fall spricht man von selektiver nicht-katalytischer Reduktion SNCR. Bei der selektiven katalytischen Reduktion SCR werden die in der Folge beschriebenen Reaktionen katalytisch unterstützt, weshalb sie bereits bei tieferem Temperaturniveau stattfinden. Als unerwünschte Nebenprodukte können Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O) und je nach Reduktionsmittel Isocyansäure (HNCO) auftreten. HCN als weiteres mögliches Nebenprodukt konnte in der vorliegenden Untersuchung im Abgas dagegen nicht nachgewiesen werden.

Reduktionsmittel. In der vorliegenden Untersuchung wird als Reduktionsmittel wässrige Harnstofflösung mit einer Konzentration zwischen ca. 20 – 30 % verwendet, das in einer Zweistoffdüse mit Druckluft direkt in den heissen Gasstrom gesprüht wird. Im Gegensatz zu Ammoniak oder gelöstem Ammoniak ist der Umgang mit festem Harnstoff oder Harnstofflösung unproblematisch.

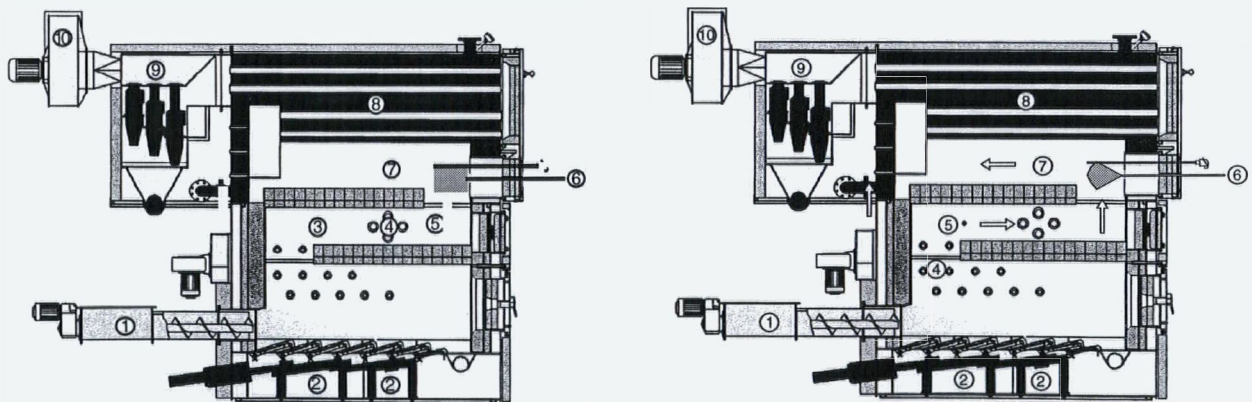


Abbildung 2.2 Rostfeuerung mit verkürzter Reaktionskammer, NO_x -Minderung mittels vereinfachter SNCR-Technik mit Luftstufung (oben) und ohne Luftstufung (unten), Schmid AG. 1: Brennstoff, 2: Primärluft (Zone 1 und 2), 3: Luftstufungszone (Low- NO_x -Zone), 4: Sekundärluft, 5: Oxidationszone, 6: Harnstoffeindüsung, 7: Reduktionszone (SNCR-Zone), 8: Wärmetauscher, 9: Staubabscheider, 10: Abgasventilator

2.2.3 Selektive katalytische Entstickung SCR

In das heiße Abgasgemisch wird als Reduktionsmittel eine wässrige Lösung mit 25 Gew.-% Harnstoff eingedüst. Aufgrund der Abgastemperaturen von 250°C bis 380°C erfolgt eine Zersetzung von Harnstoff zu Ammoniak (NH_3). Als wichtigstes Nebenprodukt der unvollständigen Hydrolyse, welche vor allem bei tieferen Temperaturen von Bedeutung ist, entsteht zusätzlich Isocyanensäure (HNCO). Die Harnstofflösung enthält keine Zusätze zur Katalyse der Harnstoffhydrolyse. Die Verdüsung erfolgt mittels einer Zweistoffdüse und Druckluft als Trägermedium. Nach der Eindüsung strömt das Abgas durch ein statisches Mischelement in den oberen Teil des Reaktors zur ersten Katalysatorlage. Zur Vermeidung von übermäßiger Feststoffablagerung in der Einlaufstrecke und im Katalysator ist die Strömung im Reaktorteil laminar.

Die beiden Katalysatorlagen sind je hälftig mit einem Katalysator vom Typ A und vom Typ B bestückt. Die Katalysatortypen A und B unterscheiden sich in der chemischen Zusammensetzung und weisen unterschiedliche Temperaturbereiche auf, in welchen die SCR-Aktivität maximal sind (siehe Abbildung 2.3). Der Katalysator vom Typ A weist ein Aktivitätsmaxima bei ca. 320°C auf, während der Typ B bei rund 400°C seine maximale Aktivität entfaltet. Die beiden Katalysatortypen sind durch ein Trennblech voneinander getrennt, so dass keine Vermischung der beiden Abgasströme erfolgt. Das Verhalten der beiden Katalysatortypen kann somit unter identischen Versuchsbedingungen untersucht werden.

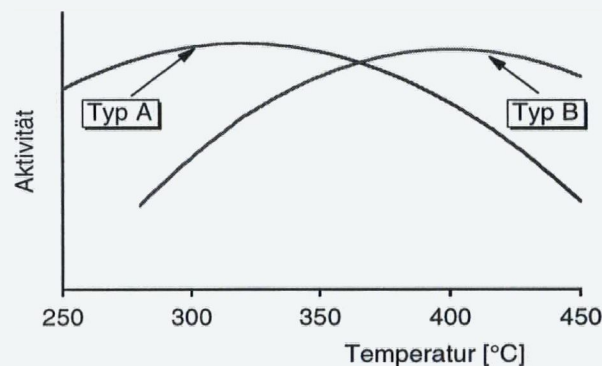


Abbildung 2.3: Temperaturverhalten der Aktivität für zwei Katalysatortypen A und B (Prinzip)

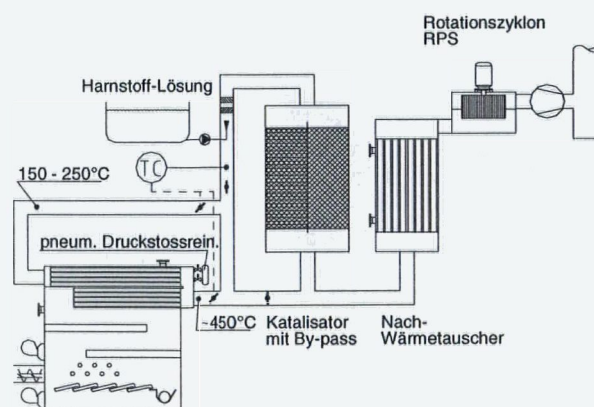


Abbildung 2.4 Anlagenschema Kessel 1

2.2.4 Automatische Kesselrohrreinigung

Verschmutzungen der Kesselrohre, wie sie bei Feststofffeuerungen unweigerlich auftreten, verschlechtern bekanntermassen die Wärmeübertragung. Mit einer automatischen Kesselrohrreinigung wird eine Verschmutzung erst verhindert, so dass immer optimale Wärmeübertragungsverhältnisse vorherrschen.

Die Reinigung, respektive die Verhinderung der Verschmutzung erfolgt nach **folgendem Prinzip**:

Mittels eines "Luftpfropfens", der mit hoher Geschwindigkeit durch die Kesselrohrinnenseite gestossen wird, werden die lose anhaftenden Flugaschenpartikel ausgetragen. Den Reinigungseffekt ist von der Intensität des Druckstosses von entscheidender Bedeutung. Es muss während einer möglichst **kurzen Zeit**, damit der Luftverbrauch gering ist und die Verbrennung nicht gestört wird, eine **grosse Luftmenge** in die zu reinigende Rohre geblasen werden.

Dieser so entstehende "Luftpfropfen" reinigt durch die hohe Geschwindigkeit von ca. 50 m/s die Rohrwand "wie eine Bürste" von den lose anhaftenden Aschepartikeln. Zur Erzeugung dieser "Luftpfropfen" sind spezielle Ventile mit sehr hohem Luftdurchgang bei kurzen Öffnungs- und Schliesszeiten erforderlich.

Die Ansteuerung der Ventile erfolgt von einer zentralen Taktsteuerung aus. Es wird immer nur ein Ventil pro Reinigungstakt angesteuert, damit einerseits die Verbrennung durch den Druckstoss nicht zu stark gestört wird und andererseits der Druckluftpuffertank direkt vor dem Ventil auf die minimale Grösse ausgelegt werden kann. Pro Ventil werden 6 - 10 Rohre, je nach Lage und Anzahl Rohre im Kessel, gereinigt. Nach jedem Abreinigungsimpuls bleibt genügend Zeit, um den Drucklufttank wieder zu füllen, denn bei max. 20 Ventilen pro Tank und einem Reinigungszyklus von 2h (120min.) erfolgt jede 6. Minute eine Reinigung.

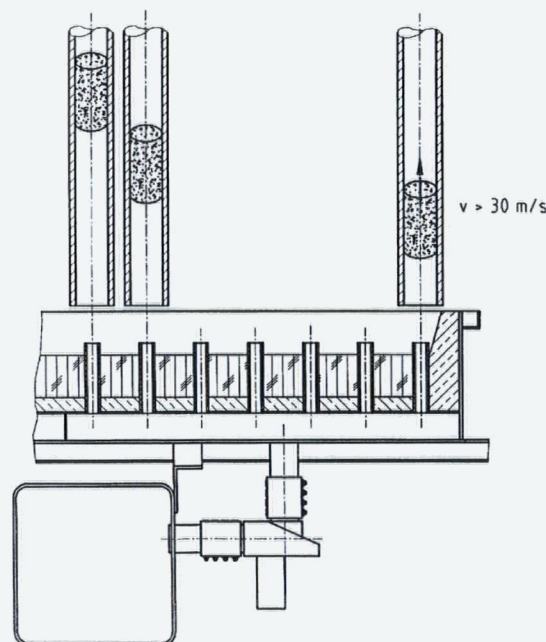


Abbildung 2.5: Prinzip Abreinigungssystem

2.2.5 Nachwärmetauscher (Economiser)

Die Abgase werden aber nur soweit abgekühlt, dass sie nicht kondensieren. Dies ist der wesentliche Unterschied zur Abgaskondensation.

Der Nachwärmetauscher ist so ausgelegt, dass bei Nennleistung des Kessels mit einer Abgastemperatur von 190 - 200°C bei sauberem Kesselrohren ein zusätzlicher Wärmeentzug durch Abkühlung je nach Rücklauftemperatur auf 100 - 120°C erfolgt.

Der Nachwärmetauscher kann je nach Platzverhältnissen direkt über oder seitlich neben dem Kessel angebaut werden. Er wird zur normalen kompakten Feuerung / Kessel / Abgaszyklons-Einheit mit eingebaut, so dass eine in sich geschlossene allseitig isolierte und formschön verschaltete Anlage entsteht.

Die Abgase werden nach dem Kessel zuerst im Multizyklon gereinigt und erst nachher dem Nachwärmetauscher zugeführt. Dadurch ist die Rohrverschmutzung minimal. Um bei minimaler Feuerungsleistung die Abgaskondensationstemperatur nicht zu unterschreiten, wird mit einer Bypass-Klappe und der elektronischen Steuerung die Abgastemperatur geregelt.

Der hydraulischen Einbindung muss insofern Beachtung geschenkt werden, indem der Anlagenrücklauf aus Wärmeübertragungsgründen in den Nachwärmetauscher geführt wird und je nach Einbaulage ev. zusätzliche Entlüftungen berücksichtigt werden müssen.

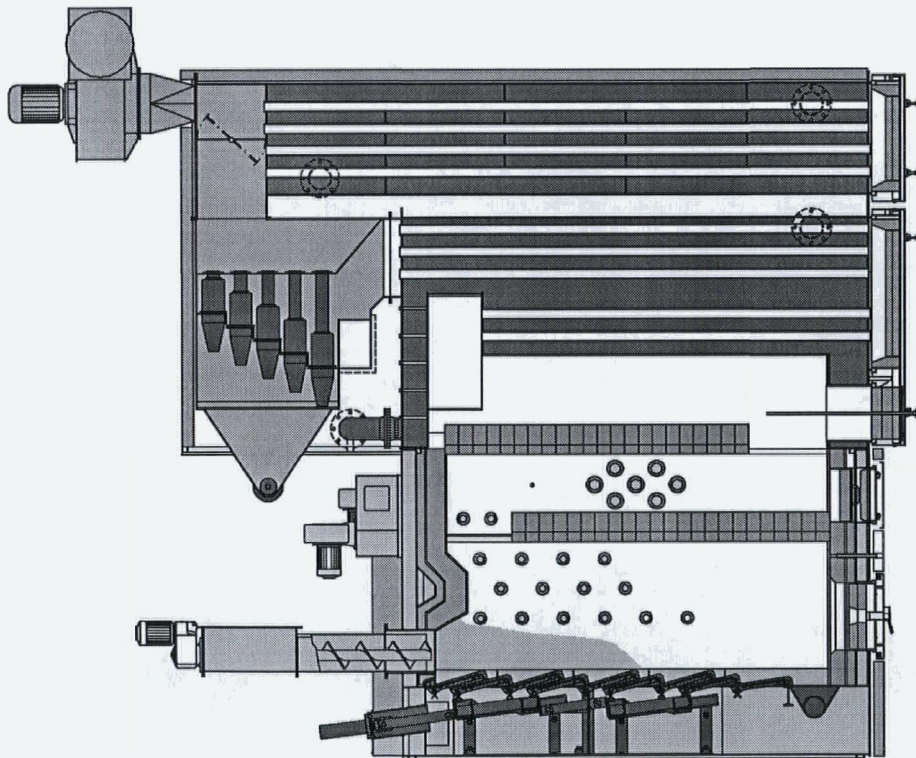


Abbildung 2.6: Schnitt Feuerung / Kessel / Multizyklon / Nachwärmetauscher (oben aufgebaut)

3 Anlagebeschieb

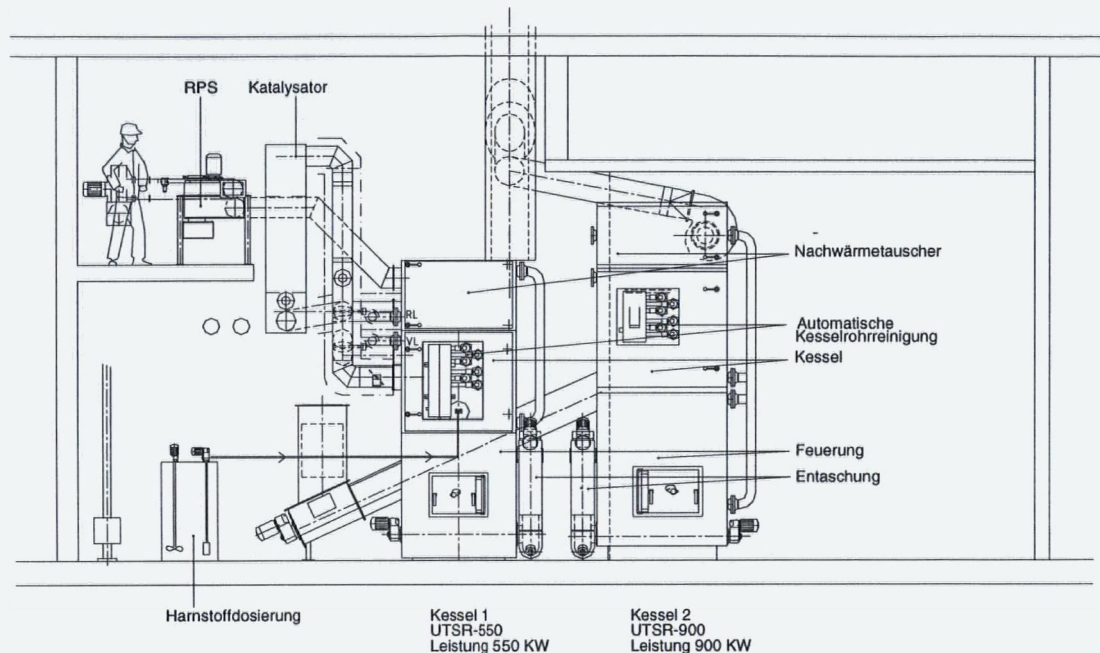


Abbildung 3.1

Kessel 1

Vorschubrostfeuerung UTSR-550.32 mit aufgebautem Kessel von einer Nennleistung 550 kW

- mit pneum. Druckstossabreinigung der Kesselzüge
- mit Abgastemperaturregelung von 250 – 450 °C und Abgang zum Katalysator
- mit Plattenkatalysator Siemens inkl. Harnstoffdosierung (SNCR-Verfahren)
- mit Kombination Low-Nox / Denox Entstickung (SNCR-Verfahren)
- Nachwärmetauscher NWT-550
- Rotationszyklon RPS (Rotations-Partikel-Separator)
- Automatische Entaschung in Container

Kessel 2

Vorschubrostfeuerung UTSR-900.32 / Nennleistung 900 kW

- mit pneum. Druckstossabreinigung der Kesselzüge
- Kombination Low-Nox / Denox Entstickung
- Nachwärmetauscher NWT-900
- Automatische Entaschung in Container

Die **Kesselanlage 1** mit der gesamten Brennstofflagerung Austragung und Transport wurde auf die Heizsaison 1997/98 installiert und in Betrieb genommen. Die Anlage wurde in dieser ersten Phase noch ohne Katalysator gefahren, da die Steuerung und die Regelung dazu noch nicht geliefert war. Die Inbetriebnahme des Katalysators erfolgte im November 1998.

Der **Kessel 2** wurde im Sommer 98 installiert und auf die Heizsaison 1998/99 in Betrieb genommen.

Abgasmessungen

Das von Partikeln befreite Probegas gelangte über eine Heissgaspumpe in kontinuierlich arbeitende Abgasanalysatoren. Im Gas wurden folgende Komponenten analysiert:

- Sauerstoff (O_2) und Kohlendioxid (CO_2)
- Kohlenmonoxid (CO)
- Stickstoffmonoxid (NO) und auf NO_2 umgerechnet
- Distickstoffoxid (N_2O ; Lachgas)
- Ammoniak (NH_3), Isocyansäure (HNCO) und Cyanwasserstoff (HCN).

Eine detaillierte Beschreibung der Gasaufbereitung und der eingesetzten Emissionsmessgeräte befindet sich im Anhang des Berichtes Verenum.

Die Probenahme über die Messstellen M1 bis M3 kann entweder über den Katalysator Typ A oder Typ B erfolgen. Die Messstelle M1 kann in der Länge über ca. 2/3 der ersten Katalysatorlage stufenlos variiert werden und erlaubt somit in diesem Bereich eine Abgasmessung bei variabler Raumgeschwindigkeit.

Sämtliche feuerungs- und prozesstechnisch relevanten Daten sowie die Temperatur- und Emissionsmessdaten wurden von einem zentralen Rechner (PC) erfasst und bei Bedarf als Steuer- oder Regelgrößen an die Feuerung oder den Katalysator verwendet.

Die Wärme, die von den beiden Vorschubrostfeuerungen mit 3-Zugkessel erzeugt wurde versorgte das Fabrikationsgebäude mit Raumwärme. Die beiden Feuerungsteile verfügen über eine eigene SPS-Steuerung.

4 Resultate

4.1 Staub Emission

4.1.1 Erste Messreihe mit diskontinuierlicher Messung

Gemessen mit aussenliegendem Quarzwatte-Filter nach BUWAL

Tabelle 4.1: Staubgehalte in Roh- und Reingas bezogen auf 13 Vol.-% O₂ sowie der daraus resultierende Abscheidegrad des rotierenden Partikelseparators RPS bei unterschiedlichen Holzarten und Abgasvolumenströmen.

Holzart [–]	Abgas- volumenstrom [Bm ³ /h]	Staubgehalt im Rohgas (13%O ₂) [mg/Nm ³]	Staubgehalt im Reingas (13%O ₂) [mg/Nm ³]	Abscheidegrad RPS [%]
Waldhackschnitzel	1770	387	37	90
Waldhackschnitzel	1600	569	110	81
Waldhackschnitzel	690	97	51	47
Waldhackschnitzel	680	77	42	45
Palettholz	1830	147	44	70
Palettholz	1790	242	64	73
Palettholz	1150	59	40	32
Palettholz	950	63	27	58
Altholz	1460	398	190	52
Altholz	1290	305	211	31
Altholz	1020	331	196	41
Altholz	910	281	186	34

Die Verbrennung von Waldhackschnitzeln und Palettholz zeigte Staubgehalte im Reingas, welche in der Nähe des angestrebten Wertes von 50 mg/Nm³ lagen. Lediglich eine Messung bei sehr hohem Rohgas-Staubgehalt lag mit 110 mg/Nm³ (bei 13 Vol.-% O₂) deutlich darüber. Beim Altholz hingegen lagen die Reingasgehalte wesentlich höher, nämlich bei etwa 200 mg/Nm³. (Tabelle 4.1) Mit dem RPS konnten also unter Verwendung geeigneter Holzarten und Feuerungseinstellungen Reingasgehalte von etwa 50 mg/Nm³ und somit das erhoffte Potential erreicht werden. Die Abscheidegrade lagen bei den 12 durchgeführten Messungen zwischen 30% und 90%.

Die Abscheidegrade wurden in Abbildung 4.1 mit berechneten Werten nach Brouwers für verschiedene mittlere Partikelgrößen (0.5 µm, 0.2 µm und 0.1 µm) unter der Annahme einer monomodalen Partikelgrößenverteilung (im Rohgas) verglichen, wobei von einer Normalverteilung mit einer Streuung von 2.5 ausgegangen wurde.

Nach früheren Messungen von Dr. Hasler liegen die mittleren Partikeldurchmesser im Abgas einer automatischen Holzfeuerung für verschiedene Holzarten (mit Ausnahme von Holzrinde) zwischen $0.1\ \mu\text{m}$ und $0.35\ \mu\text{m}$. Die

Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3 zeigen die entsprechenden Partikelgrößenverteilungen für Waldhackschnitzel (naturbelassenes Holz) und Altholz. Bei den Waldhackschnitzeln liegt der mittlere Partikeldurchmesser knapp unter $0.2\ \mu\text{m}$, bei Altholz knapp darüber. Zur Beurteilung der Messwerte in Abbildung 4.1 anhand der Berechnungen nach Brouwers kann somit näherungsweise von einem mittleren Partikeldurchmesser von $0.2\ \mu\text{m}$ ausgegangen werden.

Bei Volumenströmen bis etwa $1500\ \text{Bm}^3/\text{h}$ zeigt der Vergleich zwischen den Messungen und den Berechnungen nach Brouwers und unter der Annahme eines mittleren Partikeldurchmessers von $0.2\ \mu\text{m}$ eine gute Übereinstimmung (Abbildung 4.1).

Bei Volumenströmen über $1500\ \text{Bm}^3/\text{h}$ wurden deutlich höhere Abscheidegrade erreicht als aufgrund der Berechnung erwartet wurde. Da zudem die Rohgasgehalte in diesem Volumenstrombereich wesentlich höher liegen als bei den in

Abbildung 4.2 und Abbildung 4.3 dargestellten Messungen, wird vermutet, dass zusätzlich eine relevante Menge an grösseren Partikeln mit dem Abgasstrom mitgeführt wurde und möglicherweise eine bimodale Partikelgrößenverteilung vorlag.

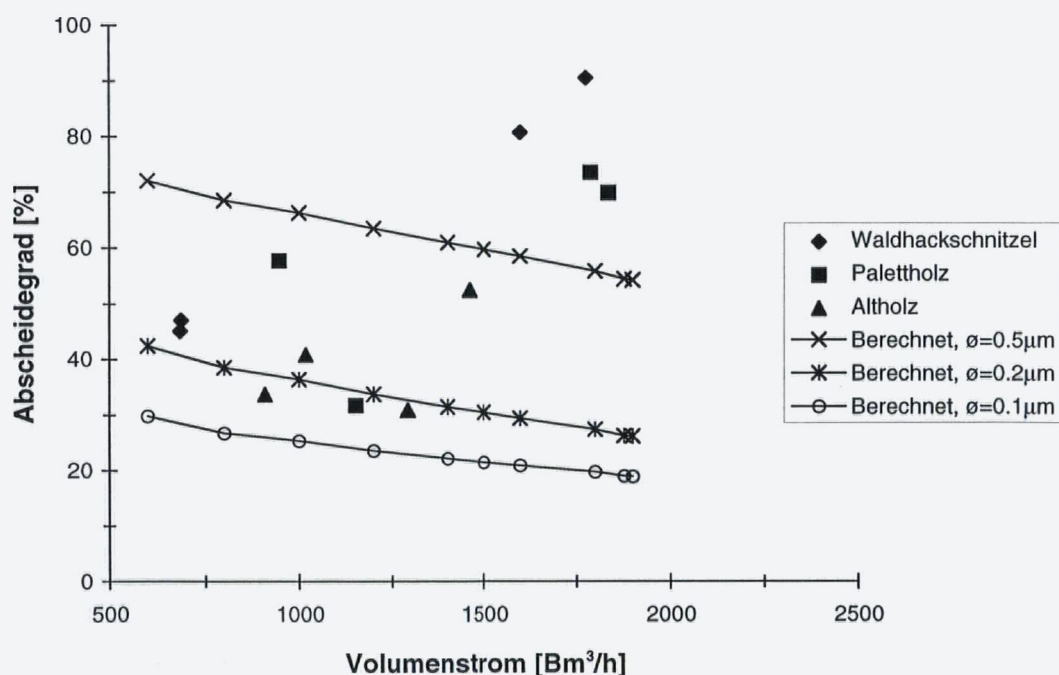


Abbildung 4.1: Vergleich der mit verschiedenen Holzarten gemessenen RPS-Abscheidegrade in Abhängigkeit vom Volumenstrom mit den berechneten Werten nach Brouwers für unterschiedliche mittlere Partikeldurchmesser unter der Annahme monomodaler Partikelgrößenverteilung im Rohgas (normalverteilt mit einer Streuung von 2.5). Für Volumenströme bis etwa $1500\ \text{Bm}^3/\text{h}$ kann von einem mittleren Partikeldurchmesser von $0.2\ \mu\text{m}$ ausgegangen werden.

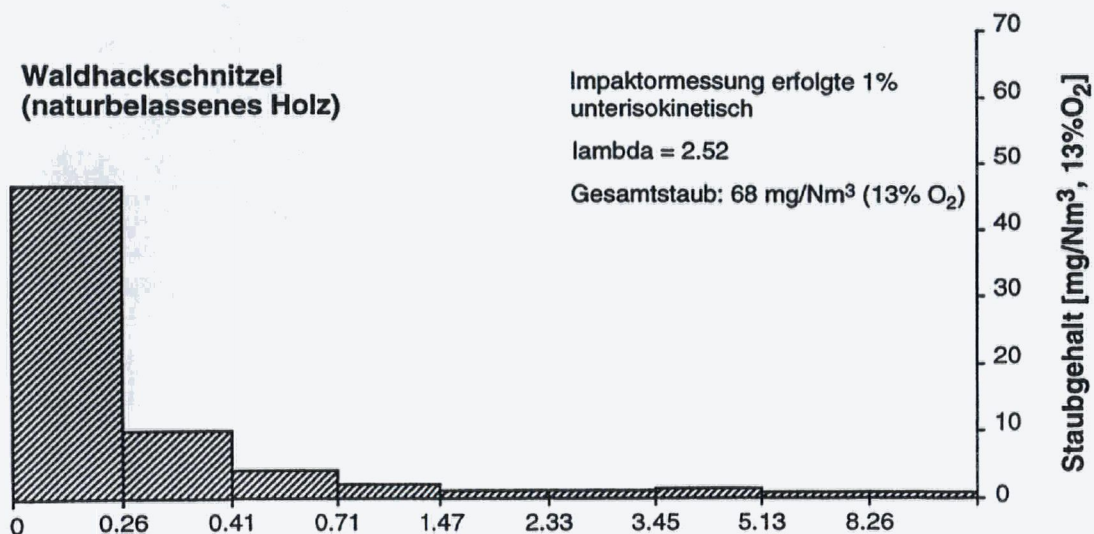


Abbildung 4.2: Partikelgrößenverteilung im Abgas einer Holzfeuerung unter Verwendung von **Waldhackschnitzeln** als Brennstoff. Die mit einem Andersen Kaskaden-Impaktor gemessenen Werte wurden (wie die Daten im vorliegenden Bericht) auf 13 Vol.-% O₂ bezogen.

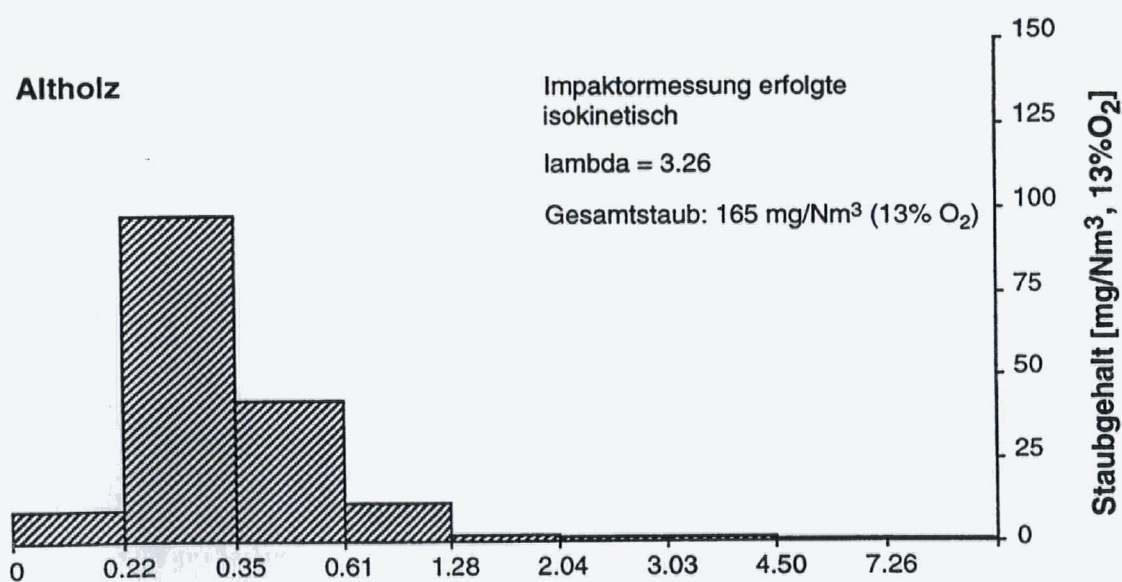


Abbildung 4.3: Partikelgrößenverteilung im Abgas einer Holzfeuerung unter Verwendung von **Altholz** als Brennstoff. Die mit einem Andersen Kaskaden-Impaktor gemessenen Werte wurden wie die übrigen Daten im vorliegenden Bericht auf 13 Vol.-% O₂ bezogen.

4.1.2 Zweite Messreihe mit kontinuierlicher Messung

Gemessen mit dem quasi kontinuierlichem Messgerät FH62E nach ca. 1'000 Betriebsstunden des RPS-Abscheiders

Tabelle 4.2: Gemessene Partikelgehalte in Roh- und Reingas sowie mittlerer Abscheidegrad des RPS bei verschiedenen Holzarten (Brennstoff), RPS-Drehzahlen, RPS-Widerstandsbeiwerten (Mass für die RPS-Verschmutzung) und Rohgasvolumenströmen. Die Partikelgehalte sind entsprechend den zugehörigen Grenzwertbestimmungen auf 13% O₂ bezogen.

Holzart	RPS-Drehzahl [Hz]	Widerstandsbeiwert RPS [-]	Volumenstrom Rohgas [Bm ³ /h]	Partikelgehalt Rohgas [mg/Nm ³]	Partikelgehalt Reingas [mg/Nm ³]	Mittlerer Abscheidegrad [%]
Palettholz	50	14.1 ± 0.8	1869 ± 34	366 ± 49	247 ± 44	32.6
Palettholz	35	17.9 ± 1.8	2057 ± 32	388 ± 81	363 ± 33	6.6
Palettholz	60	21.3 ± 2.0	2030 ± 33	462 ± 72	413 ± 32	10.6
Palettholz	50	25.7 ± 2.8	2026 ± 25	465 ± 73	408 ± 35	12.1
Palettholz	50	19.2 ± 0.3	2406 ± 30	833 ± 68	624 ± 124	25.1
Fichte	50	19.6 ± 1.8	1299 ± 32	122 ± 13	119 ± 14	2.6
Fichte	50	17.1 ± 1.1	2423 ± 41	704 ± 176	407 ± 94	42.2
Fichte	50	16.7 ± 0.3	1992 ± 36	415 ± 50	349 ± 74	15.7
Fichte	50	15.1 ± 0.3	2037 ± 26	506 ± 305	338 ± 33	33.3
Fichte	50	16.6 ± 1.0	2056 ± 24	396 ± 88	325 ± 40	18.0
Pappel	50	15.3 ± 0.4	2471 ± 63	1014 ± 469	632 ± 224	37.7
Pappel	50	19.1 ± 1.2	1643 ± 82	530 ± 167	273 ± 67	48.5

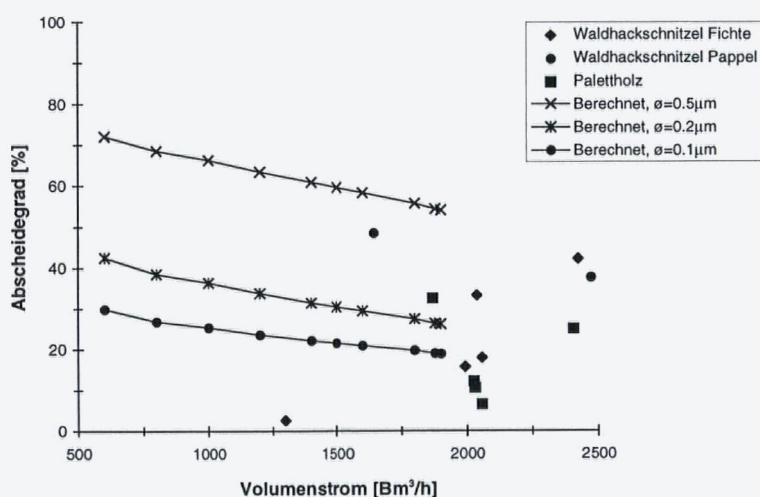


Abbildung 4.4: Vergleich der gemessenen RPS-Abscheidegrade mit den berechneten Werten nach Brouwers für monomodale Rohgas-Partikelgrößenverteilungen (normalverteilt mit einer Streuung von 2.5) bei unterschiedlichen mittleren Partikeldurchmessern.

4.1.3 Langzeitverhalten, Vergleich 1. zu 2. Messung

Die in der ersten Versuchsreihe erreichten Reingasgehalte konnten in dieser zweiten Versuchsreihe nicht annähernd erreicht werden, was in der folgenden Abbildung 4.5 verdeutlicht wird. Lagen z.B. die Abscheidegrade bei Rohgas-Volumenströmen zwischen 1500 und 2000 Bm^3/h bei der ersten Versuchsreihe zwischen 70% und 90%, so waren es bei der zweiten Versuchsreihe lediglich noch zwischen 16% und 49%.

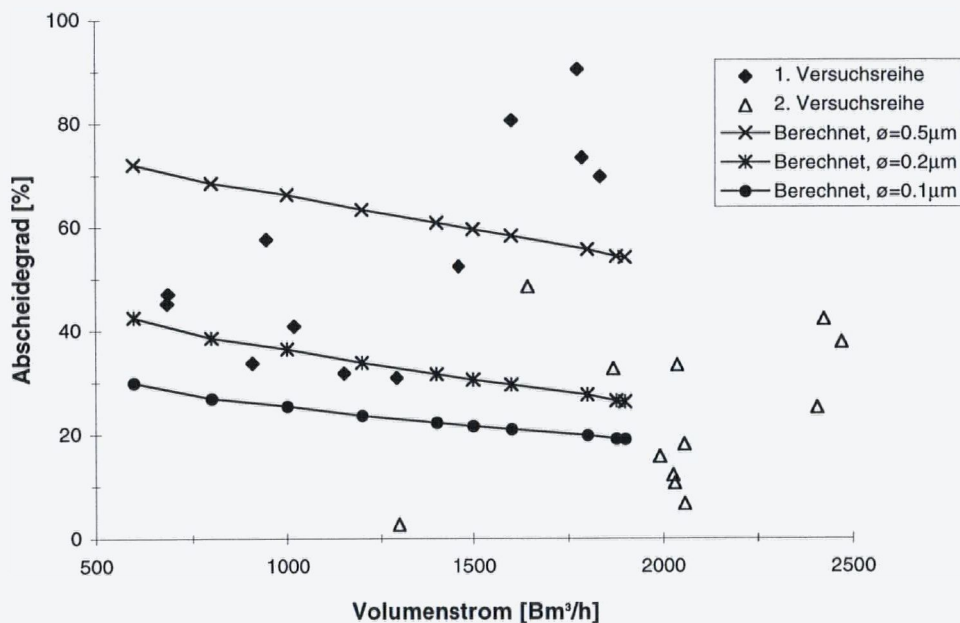


Abbildung 4.5: Vergleich der Abscheidegrade der ersten Versuchsreihe (Abschnitt 4.1.1) und der zweiten Versuchsreihe (Abschnitt 4.1.2) in Abhängigkeit des Volumenstroms. Die erste Versuchsreihe zeigt bei ähnlichen Volumenströmen höhere Abscheidegrade als die zweite.

Die Widerstandsbeiwerte sind im Vergleich zum maximalen Widerstandsbeiwert nach Brouwers von etwa 3 sehr hoch, nämlich zwischen 4 bis 9 Mal höher. Dies deutet darauf hin, dass das RPS während dieser Versuchsreihe relativ stark verschmutzt war, wobei die Verschmutzung grösstenteils aus Komponenten bestand, welche mit der RPS-Abreinigung nicht entfernt werden konnte, denn auch nach mehrmaligem abreinigen konnten keine tieferen Widerstandsbeiwerte erreicht werden. Nach der letzten Messung mit Pappelholz war der RPS so stark verschmutzt, dass der benötigte Abgasvolumenstrom nicht mehr gefördert werden konnte. Etwa 90% der Filterkanäle waren von blossen Auge betrachtet durch Partikelablagerungen verschlossen. Bei näherer Betrachtung zeigte sich, dass diese Partikelablagerungen eine poröse Struktur aufwiesen und die Kanäle für Gase somit doch z.T. durchströmbar waren.

Aufgrund der oben erwähnten Verschmutzungsanzeichen ist davon auszugehen, dass die Reingasgehalte im Vergleich zu der ersten Versuchsreihe deshalb wesentlich höher waren, weil der RPS stark und im Betrieb irreversibel verschmutzt war. Bei hohem Verschmutzungsgrad sinkt der Abscheidegrad deutlich. Dies ist plausibel, da die Geschwindigkeiten in den nicht verstopften Filterkanälen höher und die Verweilzeiten somit kürzer sind.

Die im Vergleich zu den Untersuchungen von Hasler über die Partikelgrössenverteilung bei Holzfeuerungen deutlich höheren Rohgasgehalte deuten wie bereits erwähnt darauf hin, dass hier auch grössere Partikel mit dem Abgasstrom mitgeführt wurden. Unter diesem Aspekt wären nach den Berechnungen gemäss Brouwers auch wesentlich höhere Abscheidegrade zu erwarten als in der vorliegenden Messreihe erreicht wurden (Abbildung 4). Tatsächlich wurden in der ersten Messreihe bei geringerem Verschmutzungsgrad Abscheidegrade bis zu 90% gemessen.

Die Messungen wurden durch Hr. Dr. Michael Oser, Verenum, Zürich durchgeführt. Die genauen Ausführungen sind im **Schlussbericht „Partikelabscheidung bei Holzfeuerungen mit Rotating Particle Separator RPS“** zusammengefasst.

4.2 Stickoxid Emissionen

4.2.1 Mit SNCR-Technik

Tabelle 4.3 NO_x-Emissionen und NO_x-Minderung (mittels Luftstufung und vereinfachter SNCR-Technik) auf einer Rostfeuerung mit klassischer Reaktionskammer bei verschiedenen Brennstoffen. Anlage: 450 kW_{th} Rostfeuerung mit klassischer Reaktionskammer; Brennstoffe: Waldholz und Altholz; Wassergehalt $w = 20\%$; Konzentration der Harnstofflösung $c = 20\%$; mittlere Verweilzeit in der SNCR-Zone $t = 0.25$ s; Eindüsung von vorne im Flammrohr des Wärmetauschers, geringe Schwankungen im Verbrennungsprozess (Temperatur, Luftüberschuss).

Betriebsart	NO _x -Emissionen [mg/Nm ³ bei 11 Vol.-% O ₂]		NO _x -Minderung [%]	
	Waldholz	Altholz	Waldholz	Altholz
normal	221	446		
Luftstufung	163	284	26	36
Luftstufung + SNCR	111	200	50 (SNCR: 32)	55 (SNCR: 30)

Verkürzte Reaktionskammer. Bei einer Baureihe mit verkürzter Reaktionskammer wurde eine 550 kW_{th} Rostfeuerung für vereinfachte SNCR-Technik mit oder ohne Luftstufung umgebaut (Abbildung 2.2). Die Reaktionskammer besteht im Vergleich zur klassischen Kammer nur aus einem Zug. Bei Betrieb mit Luftstufung ist die Oxidationszone verkürzt, bei Betrieb ohne Luftstufung steht die gesamte Kammer als Oxidationszone zur Verfügung. Die Eindüsung des Reduktionsmittels erfolgt wieder im Eintrittsbereich der Gase in den Flammrohrteil des Wärmetauschers, der bei dieser Anlage isoliert wurde.

Nachfolgende Abbildung 4.6 zeigt den Einfluss des Molverhältnisses bei vereinfachter SNCR-Technik (ohne Luftstufung) für verschiedene Brennstoffe, wobei durch Verminderung der Leistung die mittlere Verweilzeit verlängert wird. Der Entstickungsgrad ist für Verweilzeiten > 0.1 s vergleichbar mit demjenigen der klassischen SNCR-Technik. Die Nebenprodukte NH₃ und N₂O sind jedoch deutlich höher. Bei der vereinfachten SNCR-Technik genügt die kurze Verweilzeit einerseits für eine ausreichende NO_x-Minderung, andererseits ist sie zu kurz für den Abbau bereits gebildeter Nebenprodukte.

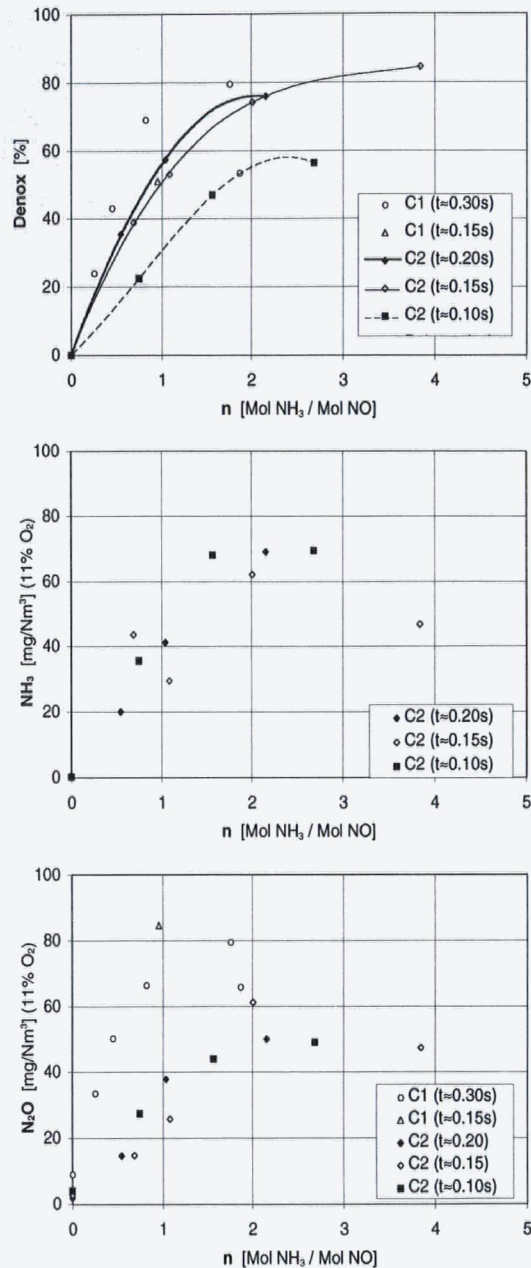


Abbildung 4.6 Entstickungsgrad (Denox), NH_3 ($\text{NH}_3 + \text{HNCO}$ berechnet als NH_3) und N_2O Emissionen in Funktion des Molverhältnisses bei vereinfachter SNCR Technik (ohne Luftstufung). Anlage C1: 550 kW_{th} Rostfeuerung mit vereinfachter SNCR Technik; Brennstoff: Altholz; Rohgasgehalt: $\text{NO}_{\text{xo}} \cdot 500 \text{ mg/Nm}^3$ (11 Vol.-% O_2); Wassergehalt $w \cdot 20 \%$; Konzentration der Harnstofflösung $c = 20 \%$; mittlere Verweilzeit in der Reaktionszone $t \cdot 0.3/0.15 \text{ s}$; Eindüsung von vorne im Flammrohr des Wärmetauschers, grosse Schwankungen im Verbrennungsprozess (Temperatur, Luftüberschuss). Anlage C2: 550 kW_{th} Rostfeuerung mit vereinfachter SNCR Technik; Brennstoff: Palettholz; Rohgasgehalt: $\text{NO}_{\text{xo}} \cdot 300 \text{ mg/Nm}^3$ (11 Vol.-% O_2); Wassergehalt $w \cdot 20 \%$; Konzentration der Harnstofflösung $c = 20 \%$; mittlere Verweilzeit in der Reaktionszone $t \cdot 0.35/0.25/0.20 \text{ s}$; Eindüsung von vorne im Flammrohr des Wärmetauschers, grosse Schwankungen von Temperatur und Luftüberschuss.

4.2.2 Mit SCR-Technik (Katalysator)

Resultate

Ursprünglich war vorgesehen, die beiden Katalysatortypen A und B in etwa gleichem Ausmass zu untersuchen. Die ersten Versuche nach Inbetriebnahme der Feuerungsanlage zeigten allerdings, dass die maximale Abgastemperatur nach dem 1. Wärmetauscherzug bei Volllastbetrieb nicht über 420°C hinausging und die Eintrittstemperatur in den Reaktor maximal 380°C betrug. Der Temperaturunterschied zwischen Kesselaustritt und Reaktoreintritt ist durch eine geringe Vermischung mit weniger heissen Abgas (Lufteintritt bei Klappe; Abb. 2.4) sowie durch Abstrahlungsverluste verursacht. Wegen dieser Einschränkung konnte der Katalysator Typ B sein Entstickungsvermögen nur in einem Bereich mit geringer Aktivität entfalten (siehe Abbildung 2.3). Die Untersuchungen erfolgten daher hauptsächlich mit dem Katalysator Typ A.

Im weiteren wurde während der Versuche beobachtet, dass die Katalysatoraktivität nach kurzer Zeit deutlich nachliess (siehe Kapitel 4.2.3.). Ein Vergleich von Emissionsmessungen über einen längeren Versuchszeitraum ist daher schwierig. Die Messwerte, die in den Kapiteln 4.2.2 – 4.2.3 ausgeführt sind, stammen daher aus einer eng begrenzten Versuchsphase nach ca. 100 Stunden Versuchsbetrieb mit katalytischer Abgasentstickung.

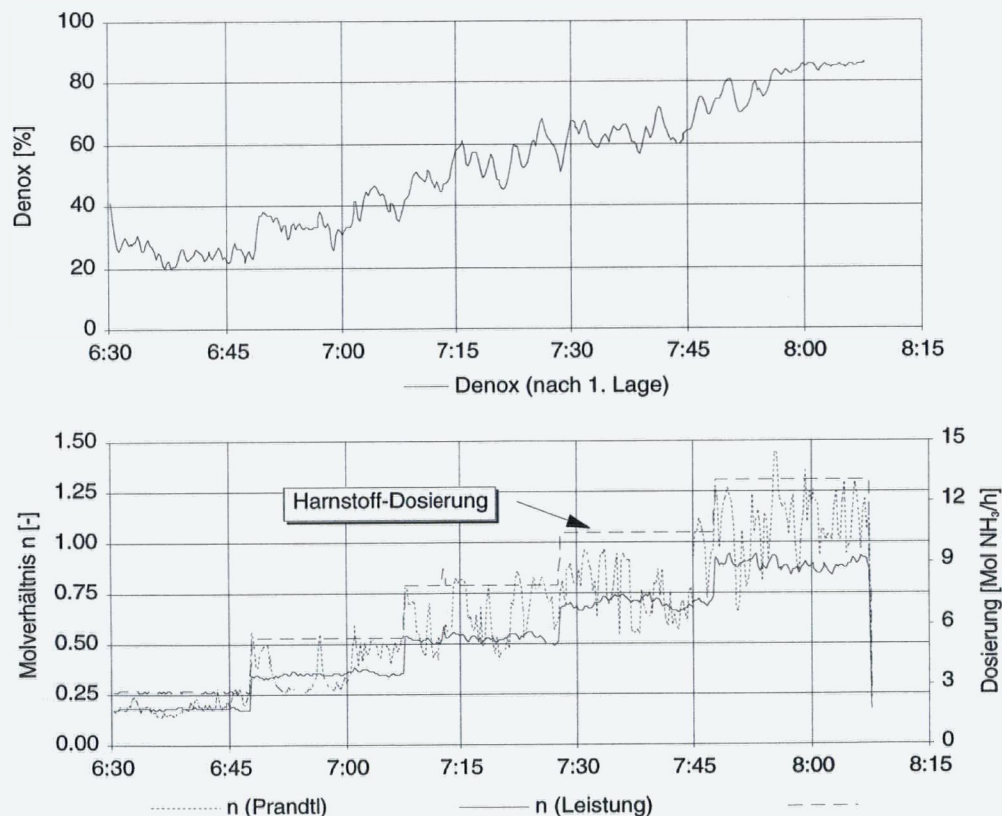


Abbildung 4.7: Zeitlicher Verlauf von Entstickungsgrad und Molverhältnis n bei einer Temperatur von rund 330°C

Bei einer Reaktortemperatur von rund 370°C verhält sich der Katalysator annähernd optimal. Das Reduktionsmittel wird vollständig für den NO-Abbau umgesetzt und die Emissionen von Nebenprodukten sind entsprechend gering. Die Gehalte der Nebenprodukte NH_3 , HNCO und N_2O sind $< 5 \text{ mg/Nm}^3$ und liegen im Bereich der Messgenauigkeit. Obwohl die Raumgeschwindigkeit mehr als das doppelte des Auslegungswertes beträgt, erfüllt der Katalysator die Anforderungen bezüglich Entstickung und Nebenproduktemissionen problemlos.

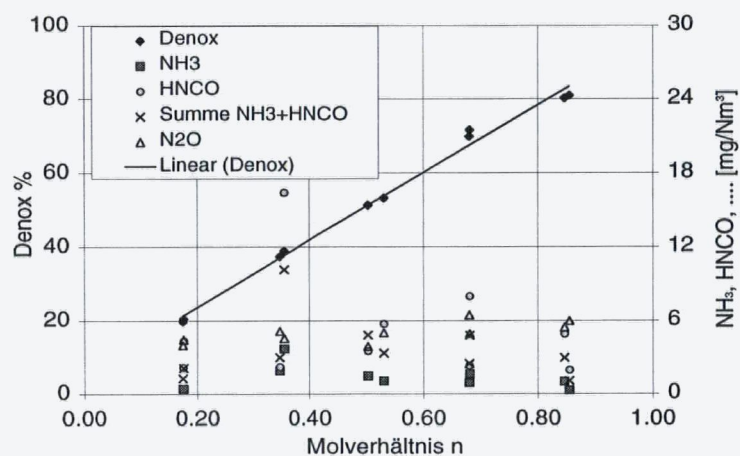


Abbildung 4.8: Entstickung und Nebenproduktbildung bei 370°C. Versuch vom 5. Jan 1999; Reingasmessung nach der ersten Katalysatorlage; mittlere Raumgeschwindigkeit $\text{SV} = 21100 \text{ h}^{-1}$; 640 mg/Nm^3 (bei 11% O_2) NO_x im Rohgas; Summe $\text{NH}_3 + \text{HNCO}$ berechnet als NH_3

4.2.3 Langzeitverhalten des Katalysators

Ein wichtiger Aspekt in dieser Untersuchung bildete die Beurteilung der Katalysatoraktivität in Abhängigkeit der Betriebsdauer. Eine abschliessende Beurteilung des zeitlichen Katalysatorverhaltens war allerdings aufgrund der beschränkten Betriebserfahrungen von weniger als 1000 Vollbetriebsstunden nicht zu erwarten, da SCR-Katalysatoren üblicherweise erst nach mehreren 1000 Stunden eine signifikante Aktivitätsverminderung aufweisen. Die Versuche an der untersuchten Holzfeuerung zeigten allerdings unerwarteterweise eine vorzeitige Aktivitätsminderung.

Die Darstellung des zeitlichen Verhaltens der Katalysatoraktivität AE erfordert eine Normierung, da die Aktivität vom Molverhältnis n und in geringem Ausmass von der Temperatur abhängig ist. Als Bezugsgrösse für das Molverhältnis wird ein Wert von $n_{\text{Bezug}} = 0.7$ veranschlagt, da der Katalysatorauslegung ebenfalls ein Wert von 0.7 zu Grunde liegt. Der Temperatureinfluss wird wegen der geringen Bedeutung in den folgenden Abbildungen vernachlässigt.

Das zeitliche Verhalten der auf ein Molverhältnis von $n = 0.7$ bezogene Katalysatoraktivität AE_n zeigt Abbildung 4.9. Die Aktivität sinkt dabei nach nur etwas mehr als 100 Tagen seit Inbetriebnahme auf weniger als 20% des ursprünglich gemessenen Wertes.

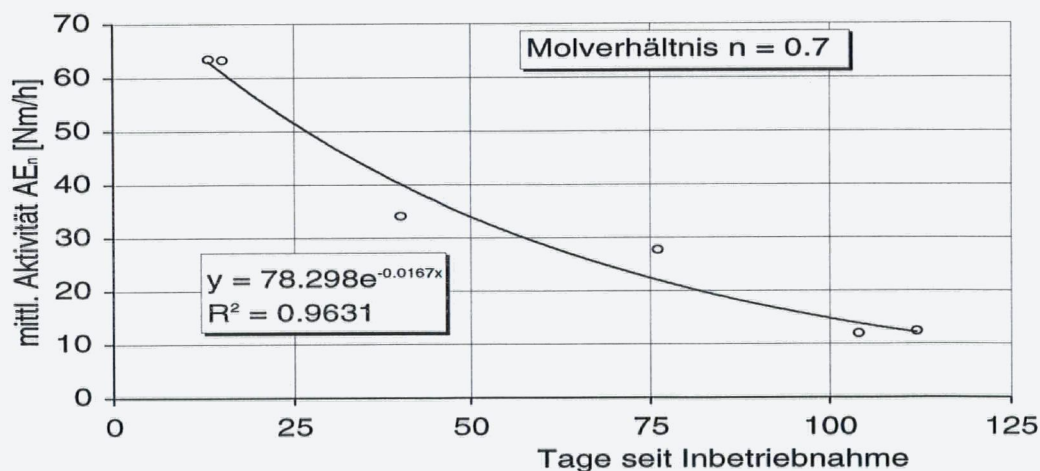


Abbildung 4.9: Zeitliches Verhalten der Katalysatoraktivität AE_n bei einem Bezugs-Molverhältnis $n_{\text{Bezug}} = 0.7$. Der Katalysator weist 100 Tage nach Inbetriebnahme eine kumulierte Betriebsdauer von ca. 800 Stunden auf.

Mögliche Ursachen für diese aussergewöhnlich hohe Aktivitätsminderung sind:

- Ablagerungen von Staub
- Ablagerung von Salzen
- Thermische Überhitzung
- Deposition von Katalysatorgiften (z.B. Schwermetalle).

Der Katalysator wurde aufgrund der hohen Aktivitätsminderung ausgebaut und im Hinblick auf die möglichen Ursachen hin untersucht.

Bis jetzt konnte keine eindeutige Erklärung auch seitens des Katalysatorenherstellers, der Firma Siemens gefunden werden. Die Vermutung einer sogenannten „Bleivergiftung“ ist wahrscheinlich, da an der obersten Schicht der Katalysatorenplatten, Bleigehalte von über 50 Gew.% analysiert wurde. Eine mögliche „Bleiquelle“ könnte das Alt- und Palettenholz sein, wobei die untersuchten Proben keine signifikanten höheren Werte als z.B. naturbelassenes Holz ergaben.

Die Messungen und Auswertungen wurden für die

- SNCR-Technik durch Dr. Jürgen Good, Verenum, Zürich
- SCR - Technik durch Dr. Philipp Hasler, Verenum, Zürich

durchgeführt. Die genauen Ausführungen sind im Schlussbericht

„NO_x-Minderung durch selektive katalytische und nicht-katalytische Reduktion (SCR und SNCR) bei Holzfeuerungen“

zusammengefasst.

4.3 Wirkungsgradverbesserung

4.3.1 Automatische Kesselrohrreinigung

Während der gesamten Versuchsperiode konnten die Kesselzüge auch bei dem doch problematischen Brennstoff Altholz mit sehr hohem Flugstaubanteil in den Abgasensauber gehalten werden. Die Abgastemperatur hat sich bei konstanten Betriebsbedingungen nicht erhöht. Im Vergleich zu konventionellen Anlagen kann die Abgastemperatur um 40 – 60 °C (je nach Reinigungshäufigkeit der konventionellen Anlage) tiefer gehalten werden. Der **Wirkungsgrad verbessert** sich dadurch um $5 \times 0,8\% = 4\%$ ($\Delta T\ 10^\circ\text{C} = 0,8\%$).

Der zusätzliche elektrische Energieaufwand für die Bereitstellung der Pressluft zur Reinigung ist unbedeutend. Er beträgt bei einem 2 Stunden Reinigungsintervall für die

550 kW Anlage 2,6 l/min Pressluft entspricht 0,03 kWh

900 kW Anlage 8 l/min Pressluft entspricht 0,1 kWh

4.3.2 Nachwärmetauscher

Der Nachwärmetauscher ist nur bei der Kesselanlage 2 so eingesetzt, dass er mit bereits tieferen Abgastemperaturen direkt vom 3. Zug des normalen Kessels durchströmt wird - also der klassische Einsatz.

Beim Kessel 1 wirkt er als Ecom, da der vorgeschaltete Katalysator mit Temperaturen von 300 – 500°C betrieben werden musste.

Bei der gewählten Auslegung des NWT lagen die Abgastemperaturen bei max. 120°C, also einem ΔT von 80°C zur normalen Kesselausführung im Vollast Betrieb. Dies entspricht einer Wirkungsgradverbesserung von $8 \times 0,8\% = 6,4\%$ ($\Delta T\ 10^\circ\text{C} = 0,8\%$).

Im Teillastbereich kann nur noch eine reduzierte Verbesserung erreicht werden.

% Last %	TAG vor °C	TAG nach °C	ΔT °C	η Verb. %
100	200	120	80	6.4
60	175	115	60	4.2
30	150	110	40	3.2

Da der Nachwärmetauscher nach der Abgasreinigung geschaltet ist, werden die Rohre sehr wenig verschmutzt, und er behält somit die positive Wirkung über längere Zeit bei.

5 Schlussfolgerung

Partikelabscheidung

Der eingesetzte Rotationspartikelabscheider RPS verschmutzt beim Einsatz mit Paletten- und Altholz so stark, dass der erzielbare Abscheidegrad nicht besser ist als mit dem herkömmlichen Multizyklon Abscheidesystem. Mit der installierten Pressluftabreinigung ist das Problem nicht lösbar. Es müsste eine Nassreinigung vorgesehen werden, welche jedoch auf dieser Anlage nicht möglich ist. Beim Einsatz mit Waldhackschnitzel als Brennstoff sind diese Verschmutzungsprobleme weniger zu erwarten. Es werden weitere Einsätze mit unproblematischeren Brennstoffen durchgeführt.

Klassische SNCR-Anlagen

Zur Erzielung eines hohen Entstickungsgrades bei gleichzeitig niedrigem Niveau von unerwünschten Nebenprodukten müssen folgende Randbedingungen eingehalten werden:

- die Temperatur in der SNCR-Zone muss innerhalb eines verhältnismässig engen Temperaturbereichs von ca. $80^{\circ} - 100^{\circ}\text{C}$ liegen, d.h. ca. $850^{\circ}\text{C} \cdot T \cdot 930^{\circ}\text{C}$ (gemessen mit Thermoelement)
- ausserhalb dieses Temperaturbereichs darf kein Reduktionsmittel eingedüst werden
- das Molverhältnis soll im Bereich $1.5 \cdot n \cdot 2.0$ liegen
- die mittlere Verweilzeit innerhalb des Temperaturfensters soll $t \geq 1\text{s}$ betragen
- die Vermischung von eingedüstem Reduktionsmittel und Abgas soll so gut wie möglich sein.

Unter diesen Voraussetzungen kann eine NO_x -Minderung zwischen 50% ($n \approx 1$) und 80% ($n \approx 2$) erreicht werden. Bei einem Molverhältnis $n \approx 2$ ist das Emissionsniveau der Nebenprodukte NH_3 , HNCO , HCN und $\text{N}_2\text{O} < 20 \text{ mg/Nm}^3$ (bei 11 Vol.-% O_2)

Vereinfachte SNCR-Technik

Mit der vereinfachten SNCR-Technik (Eindüsung im Flammrohrbereich des Wärmetauschers) kann zwar ein hoher Entstickungsgrad erreicht werden, doch das Emissionsniveau der Nebenprodukte NH_3 , HNCO , und N_2O liegt bereits bei Molverhältnis $n \approx 1$ über 40 mg/Nm^3 (bei 11 Vol.-% O_2), weshalb der Einsatz des vereinfachten SNCR-Verfahrens in der untersuchten Form nicht empfohlen wird. Mögliche Ursachen für den hohen Gehalt an Nebenprodukten sind: Verweilzeit zu kurz für den Abbau der Nebenprodukte, rascher Temperaturabfall im Flammrohr und ungenügende Vermischung von Reduktionsmittel und Abgas.

Katalysator SCR-Technik

- Zu Beginn der Messungen zeigte der Katalysator eine hohe Aktivität. Die Zielanforderungen ($\text{NO}_x < 50 \text{ mg/Nm}^3$ für Altholz bzw. 90% Entstickung; $\text{NH}_3 < 10 \text{ mg/Nm}^3$; je bei 11% O_2) konnten bei Temperaturen über 330°C eingehalten werden, selbst bei mehr als doppelt so hoher Raumgeschwindigkeit wie der Auslegung zu Grunde gelegt ist.
- Es wurden keine Hinweise auf eine N_2O -Bildung über dem Katalysator gefunden.
- Das NH_3 -Speichervermögen des Katalysators ist gering, so dass nicht über einen längeren Zeitpunkt NH_3 gespeichert oder gespeichertes NH_3 zur NO-Reduktion verfügbar ist. Dies erfordert eine entsprechende Steuerung oder Regelung der SCR-Anlage, um den Katalysator optimal auszunutzen und die Emissionen von Nebenproduktion gering zu halten.
- Innerhalb von weniger als 800 Betriebsstunden wurde eine annähernd vollständige Desaktivierung des Katalysators durch Ablagerungen von Blei festgestellt. Die Ursache hierfür konnte allerdings nicht ermittelt werden, obwohl Kenntnisse aus dem Anlagenbetrieb einer Holzfeuerung zur Verfügung standen, welche bei ansonsten vergleichbaren Bedingungen (Brennstoff mit vergleichbarer Zusammensetzung; Katalysator und Kat-Steuerung von demselben Anbieter; Anlagenbetrieb zur Raumwärmeerzeugung) nach deutlich längerer Betriebszeit keine derartigen Aktivitätseinbussen aufweist.

Wirkungsgradverbesserung

Sowohl die automatische Kesselrohrreinigung mit Pressluft als auch die Abgastemperatursenkung mit Nachwärmetauscher hat sich den Erwartungen entsprechend positiv auf die Wirkungsverbesserung ausgewirkt. Die entsprechen Einrichtungen und Geräte haben sich inzwischen bereits auch mehrfach in den konventionellen Anlagen bestens bewährt. Die Wirkungsgrade können je nach Kesselbelastung um rund 4% mit der automatischen Reinigung und 3,2 – 6,4% mit dem eingesetzten Nachwärmetauscher verbessert werden.

6 Literatur

Oser, M.: Nussbaumer, T.: Partikelabscheidung bei Holzfeuerungen mit Rotating Separator RPS, Schlussbericht Mai 1999, Bundesamt für Energie

Good, J.: Hasler, P.; Nussbaumer, T.: NO_x-Minderung durch selektive katalytische und nicht-katalytische Reduktion (SCR und SNCR) bei Holzfeuerungen, Schlussbericht Mai 1999, Bundesamt für Energie

Nussbaumer, T.: Innovationen bei Holzfeuerungen und Wärmekraftkoppelung, Tagungsband 5. Holzenergie-Symposium 16. Oktober 1998