

Effizienz und Wartungsfreundlichkeit des SNCR-Verfahrens



Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz

Berlin, 27. - 28.01.2010

**Sonderdruck aus
“ Energie aus Abfall “ Band 7,
TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky**

Effizienz und Wartungsfreundlichkeit des SNCR-Verfahrens – Ein Erfahrungsbericht –

Bernd von der Heide und Peter Langer

1.	Verfahrenstechnische Unterschiede zwischen Harnstoff und Ammoniakwasser.....	730
2.	Typische Komponenten einer SNCR-Anlage.....	732
2.1.	Reduktionsmittellager	733
2.2.	Transferpumpen.....	736
2.3.	Misch- und Messmodul.....	737
2.4.	Eindüssystem	738
2.5.	Prozessregelung	739
3.	Maßgeschneiderte Konzepte für unterschiedliche Anforderungen.....	741
3.1.	Kleine Feuerungsanlagen.....	741
3.2.	Mittlere bis größere Verbrennungsanlagen	741
3.3.	Fortschrittliche Technik für zukünftige Anforderungen	742
3.4.	SNCR-Optimierung mit akustischer Temperaturmessung	744
4.	Betriebserfahrungen und Nebenemissionen	746
4.1.	Ammoniakschlupf	746
4.2.	Kohlenmonoxid (CO).....	747
4.3.	Lachgas (N ₂ O).....	747
5.	Verfügbarkeit	748
6.	Wirtschaftlichkeit von NO _x -Minderungsmaßnahmen	749
7.	Zusammenfassung und Ausblick.....	751
8.	Literatur	752

Für Verbrennungsanlagen für Abfall, Ersatzbrennstoffe und Biomasse haben sich seit dem In-Kraft-Treten des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2000 Abgasentstickungsanlagen nach dem SNCR-Verfahren durchgesetzt. Die konkurrierende SCR-Technik, die noch in den neunziger Jahren bevorzugt

eingesetzt wurde, spielt praktisch keine Rolle mehr und besetzt heute allenfalls eine Nischenposition. Dies liegt zum einen daran, dass Anfang des neuen Jahrtausends mit der abschwächenden Konjunktur ein Umdenken begann, weil der Kostendruck deutlich gestiegen ist. Es wird jetzt weniger nach technischen Maximallösungen gesucht, sondern Lösungen der Vorzug gegeben, die technisch alle Anforderungen der 17. BImSchV voll erfüllen und wirtschaftlich ausgewogen sind.

Zum anderen ist das SNCR-Verfahren basierend auf den Erfahrungen, die mit den verschiedensten Brennstoffen in vielen Millionen Betriebsstunden gesammelt wurden, kontinuierlich technisch weiter entwickelt worden, so dass für jeden Bedarfsfall, unter Berücksichtigung eines ausgewogenen Kosten/Nutzen-Verhältnisses, die optimale Konzeption hinsichtlich NO_x -Abscheidegrad, NH_3 -Schlupf und Reduktionsmittelverbrauch zur Verfügung gestellt werden kann.

1. Verfahrenstechnische Unterschiede zwischen Harnstoff und Ammoniakwasser

Unabhängig davon, ob Ammoniakwasser oder Harnstoff als Reduktionsmittel verwendet wird, ist es das Ziel aller Verfahren zur NO_x -Abscheidung, einen hohen NO_x -Abscheidegrad bei möglichst geringem Reduktionsmittelverbrauch und niedrigem NH_3 -Schlupf zu erreichen. Darüber hinaus sollen die Anlagen dem Stand der Technik entsprechen, was u.a. bedeutet, dass die Anlagen in einem Maßstab entwickelt sein müssen, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung in einem wirtschaftlich und technisch vertretbaren Rahmen ermöglicht.

Bei der selektiven nichtkatalytischen Reduktion (SNCR) von Stickoxiden werden Reduktionsmittel in wässriger Lösung (Ammoniakwasser, Harnstoff) oder gasförmig (Ammoniak) in die heißen Abgase eingedüst.

Grundsätzlich kann für die NO_x -Abscheidung für Abfallverbrennungsanlagen sowohl Harnstoff als auch Ammoniakwasser verwendet werden. Je nach Anwendungsfall haben beide Reduktionsmittel Vor- und Nachteile. Für eine optimale NO_x -Abscheidung bei minimalem NH_3 -Schlupf muss das Reduktionsmittel im Grunde nur im richtigen Temperaturbereich gleichmäßig in den Abgasen verteilt und gut durchgemischt werden. Der optimale Temperaturbereich liegt bei Abfallverbrennungsanlagen, abhängig von der Abgaszusammensetzung, bei etwa 950 bis 1.000 °C.

Das auf Harnstoff basierende SNCR-Verfahren besteht aus folgenden vier Verfahrensschritten:

1. Verteilung der harnstoffhaltigen Wassertropfen im Abgas,
2. Verdampfung der Wassertropfen, in denen der Harnstoff gelöst ist,
3. Zersetzung des Harnstoffs in reaktionsfähige Radikale,
4. Gasphasenreaktion zwischen NH_2 und NO_x .

Neben der Verteilung und der Vermischung im Abgas kommt auch der Größe der Tropfen eine wichtige Bedeutung zu. Zu kleine Tropfen würden zu schnell verdampfen und möglicherweise in einem zu hohen Temperaturbereich oder zu nahe an den kälteren Kesselwänden reagieren. Beides hat negative Auswirkungen auf die NO_x -Abscheidung und/oder führt zu einem erhöhten NH_3 -Schlupf.

Zu große Tropfen würden zu langsam verdampfen und zu Reaktionen im niedrigen Bereich oder sogar außerhalb des Temperaturfensters führen, wodurch der NH_3 -Schlupf steigen und die NO_x -Abscheidung sinken würde.

Der wesentliche Unterschied, der zwischen den beiden Reduktionsmitteln Ammoniakwasser und Harnstoff besteht, ist in Bild 1 stark vereinfacht dargestellt.

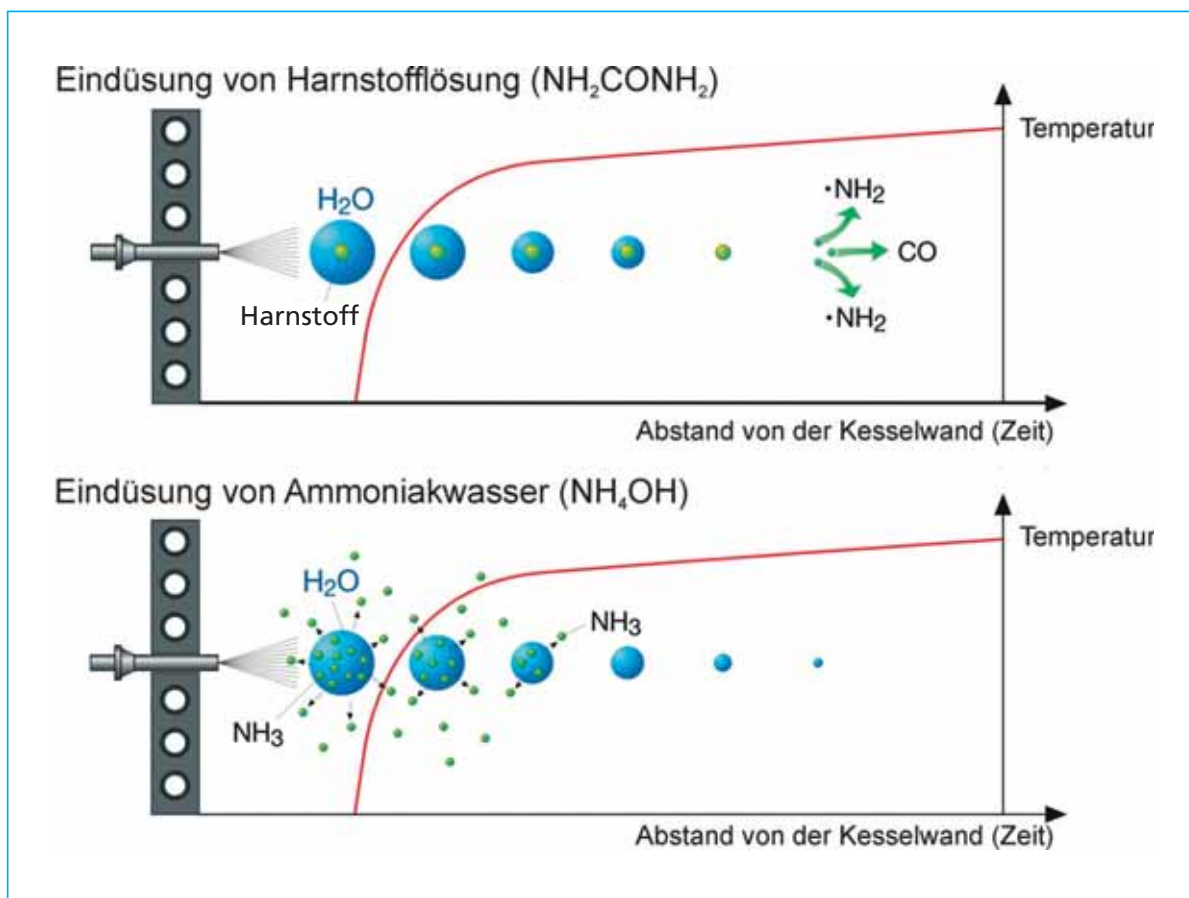


Bild 1: NO_x -Abscheidung mit Harnstoff im Vergleich zu Ammoniakwasser

Der in Wasser gelöste Harnstoff kann sich erst in reaktionsfähige Radikale spalten, wenn das Wasser, das die Harnstoffteilchen umgibt, komplett verdampft ist. Mit der Größe der Wassertropfen und der daraus resultierenden Eindringtiefe kann die Stelle im Abgas, wo die Reaktionen stattfinden sollen, im Voraus festgelegt werden. Wenn der Wassertropfen groß genug ist und weit genug getragen wird, erlaubt dies z.B. die Eindüsung in eine für die NO_x -Abscheidung zu heiße Stelle und ermöglicht die Reaktion an einer kälteren Stelle im Abgas. Die Masse des Verdünnungswassers, das zusätzlich als Trägermedium verwendet wird, stellt mit relativ geringem Energieaufwand eine hohe Eindringtiefe sicher und kann gegebenenfalls das Abgas auf die gewünschte Temperatur abkühlen.

In Anlagen dagegen, in denen Ammoniakwasser eingesetzt wird, dampft das Ammoniak unmittelbar nach Eintritt in den Kessel in die Abgase aus und kann, da es nicht erst zersetzt werden muss, unmittelbar mit dem NO_x reagieren. Damit die optimale Eindringtiefe erzielt werden kann, muss der notwendige Impuls, wegen der gegenüber einem Wassertropfen geringeren Masse, durch höheren Energieaufwand erzeugt werden. Dies wurde in den Anfängen der SNCR-Technik durch eine Erhöhung der als Treibmedium eingesetzten Dampf- bzw. Luftmenge realisiert. Trotzdem ist eine homogene Verteilung sehr schwierig, da Abgase sehr zäh sind und sich Gase ohnehin nur sehr schwer vermischen lassen. Dieser Nachteil, der bei Anlagen mit Ammoniakwasser oftmals zu einem erhöhten Ammoniakschlupf geführt hatte, wird in modernen Anlagen weitgehend ausgeglichen, indem auch für Ammoniak Verdünnungswasser als Trägermedium verwendet wird.

Mit der größeren Masse des Wassers wird im Düsenstrahl ein größerer Unterdruck erzeugt, als mit Druckluft oder Dampf allein erreicht werden kann. Durch den Unterdruck wird das Abgas zusammen mit dem nach der Eindüsung gasförmig vorliegendem Ammoniak angesaugt. Somit vermischt sich der aus der Düse austretende Strahl mit der Umgebung und reißt in Strahlrichtung erhebliche Abgasmengen mit (Bild 2). Mit diesem Konzept werden heute ebenso gute Ergebnisse hinsichtlich NO_x -Abscheidung und Ammoniakschlupf erreicht, wie es mit Harnstofflösung bereits seit den neunziger Jahren zum Standard gehört.

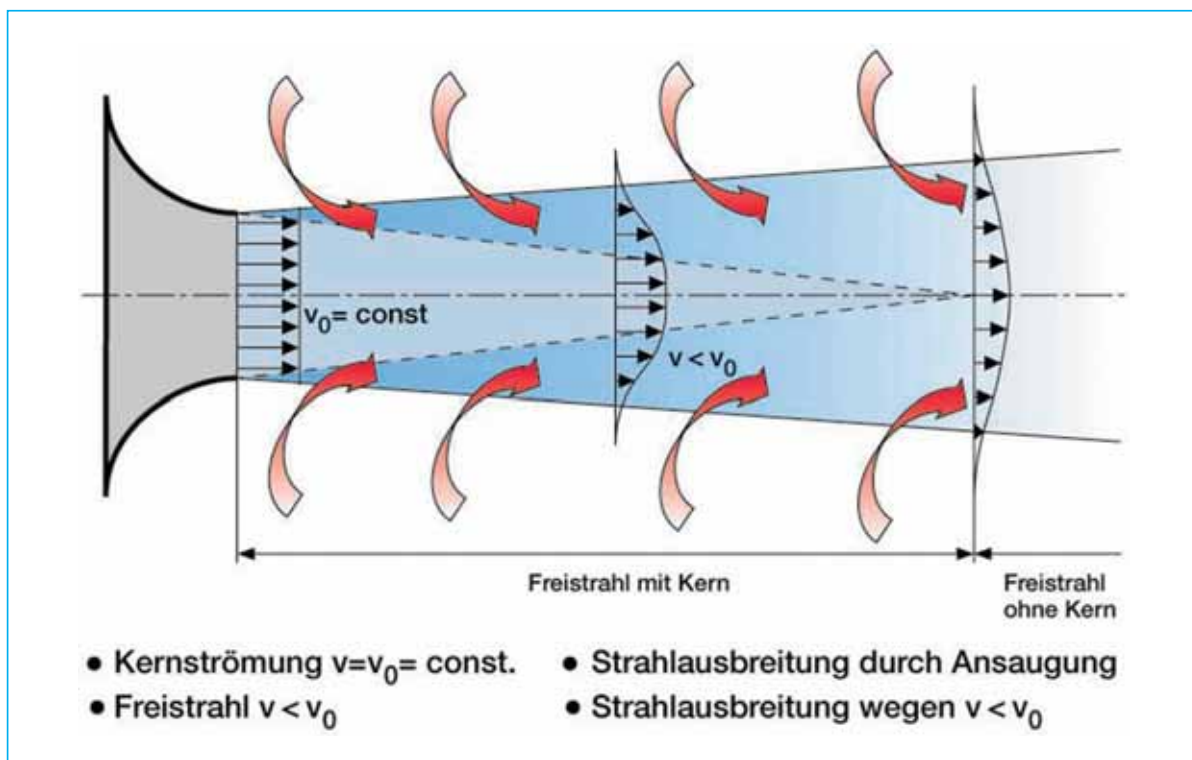


Bild 2: Vermischung des Abgases mit Freistrahls

2. Typische Komponenten einer SNCR-Anlage

Das vereinfachte Verfahrensfliessbild (Bild 3) zeigt die Funktion und den Lieferumfang einer typischen SNCR-Anlage für Harnstofflösung als Reduktionsmittel,

wie sie von der Mehldau & Steinfath Umwelttechnik GmbH (M & S) geplant und geliefert wird. Eine betriebsfertige Anlage besteht im Wesentlichen aus den nachstehend beschriebenen Hauptkomponenten, die wegen der strengeren Sicherheitsanforderungen für Ammoniakwasser aufwendiger geplant und gebaut werden müssen als für Harnstofflösung.

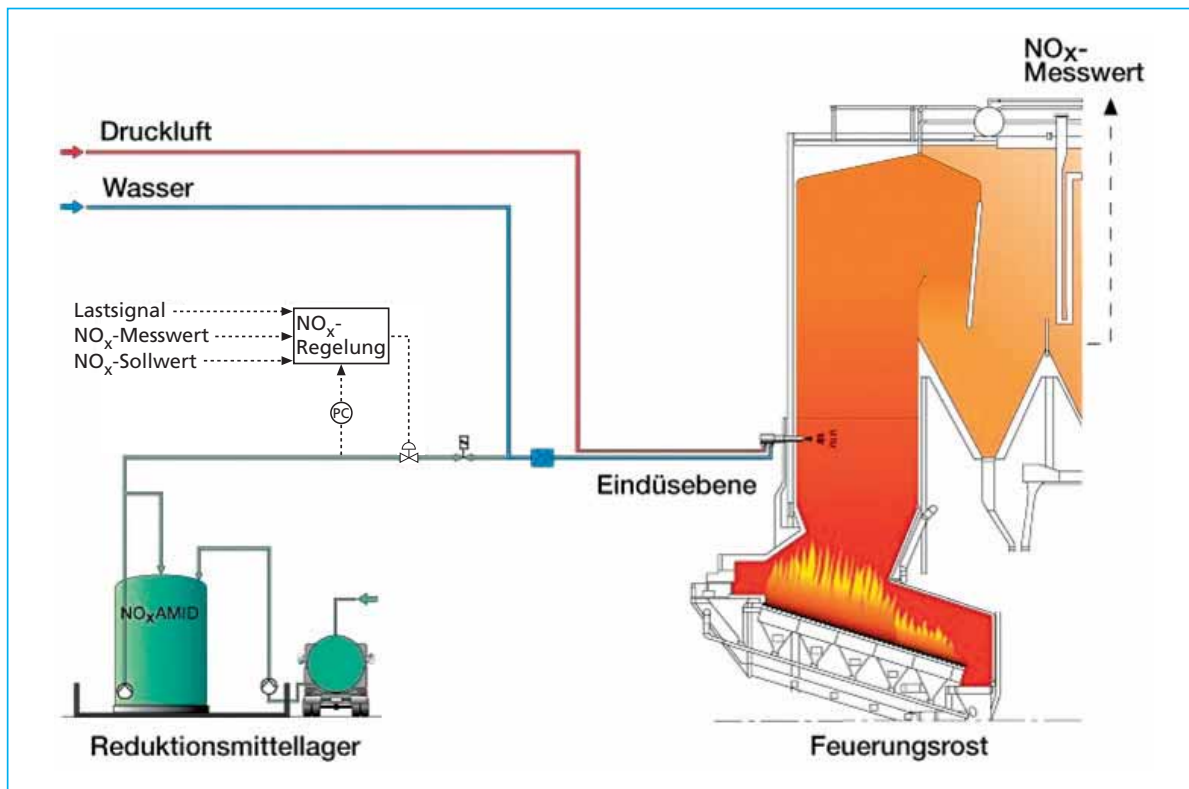


Bild 3: Verfahrensfließbild einer SNCR-Standardanlage mit Harnstofflösung

2.1. Reduktionsmittellager

Das Reduktionsmittel NO_xAMID besteht in der Regel aus einer 40- bis 45-prozentigen Harnstofflösung mit Additiven zur Verhinderung von Kalkablagerungen im Rohrleitungssystem und den Düsen. Beim Betreiber wird NO_xAMID in drucklose



Bild 4: Lagertank für Harnstofflösung

Behälter gefüllt, die im Allgemeinen so ausgelegt sind, dass z.B. die für zwei Wochen Grundlastbetrieb zu erwartende Menge gelagert werden kann. Der Lagertank wird zumeist in glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK) ausgeführt und mit allen notwendigen Armaturen und Alarmen ausgerüstet. Er wird in einer dichten Auffangwanne aufgestellt oder doppelwandig ausgeführt (Bild 4), so dass keine Reduktionsmittel in das Grundwasser gelangen können.

Besonders in Gegenden, wo Harnstofflösung nicht zur Verfügung steht und die Transportkosten relativ hoch sind, bietet es sich an, den Harnstoff in trockener Form als Prills oder Granulat zu beziehen und vor Ort anzumischen. Die Anlieferung ist in Silofahrzeugen, Säcken oder Big Bags möglich (Bild 5).



Bild 5: Anmischstation und Lagertank für Harnstofflösung

Wegen der strengeren Sicherheitsanforderungen wird der Lagerbehälter für Ammoniakwasser häufig aus Edelstahl ausgeführt. Das ausdampfende Ammoniak wird in älteren Anlagen zumeist in einem Absorptionsbehälter niedergeschlagen und in den Tank zurückgeführt. Da Behälter bis zu einem Innendruck von 500 mbar nicht mehr unter die Druckgeräterichtlinie fallen und da nur sehr selten, z.B. während der Erstbefüllung, Drücke von mehr als 100 mbar auftreten können, werden moderne Lagerbehälter für Ammoniakwasser zunehmend mit einer kontrollierten Be- und Entlüftung versehen. Zu der umfangreichen sicherheitstechnischen Ausrüstung gehören außerdem Ammoniaksensoren, Flammensperre, Gaspendelleitung, Ganzkörper- und Augendusche, Windrichtungsanzeiger usw. (Bild 6; Tabelle 1).

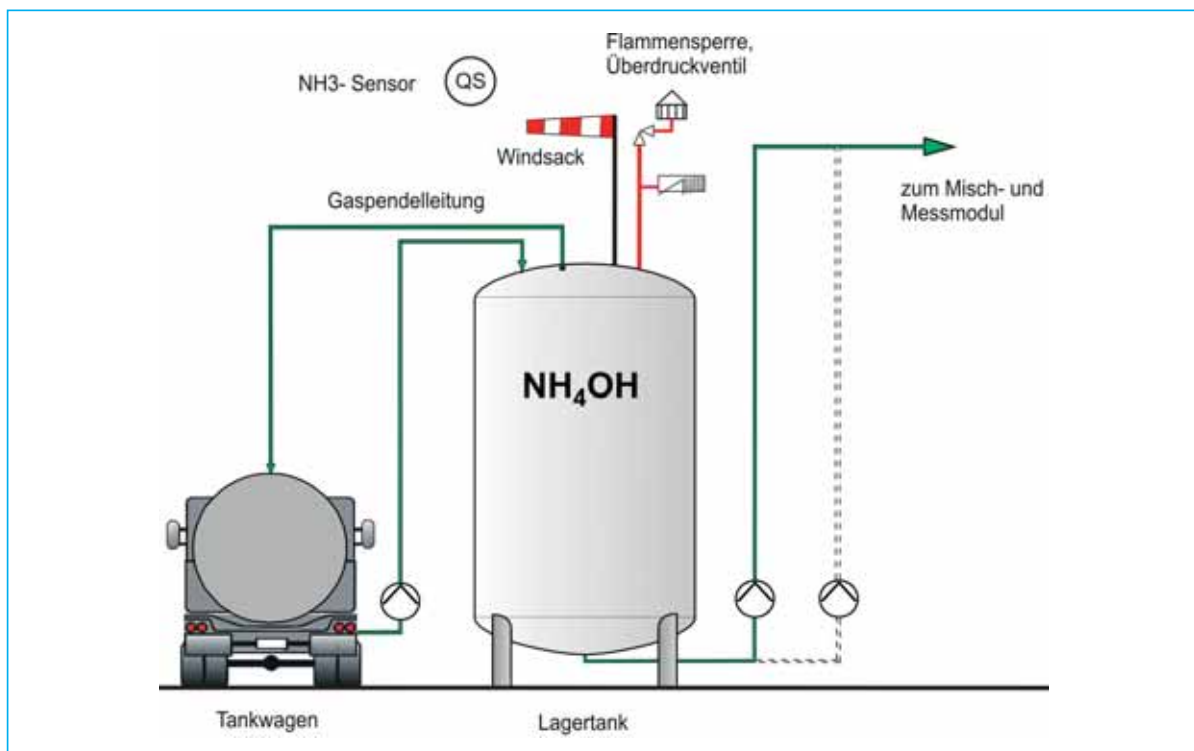


Bild 6: Vereinfachtes Fließbild für ein Ammoniakwasserlager

Tabelle 1: Vergleich der Lagerbedingungen von Ammoniakwasser und NO_xAMID (Harnstofflösung)

Ammoniakwasser (25 Gew.-%)	NO _x AMID (Harnstofflösung)
Gefahrgutklasse 8	kein Gefahrgut
Wassergefährdungsklasse II	Wassergefährdungsklasse I
nach Gefahrstoffverordnung: feuergefährlich und ätzend	nach Gefahrstoffverordnung: keine Gefährdung
3.1 Abnahmeprüfzeugnis nach EN 10204	–
Be- und Entlüftung (Über- und Unterdruckventil mit Flammensperre)	–
Gasdetektoren, Windrichtungsanzeige	–
Sicherheitsausrüstung (Körper- und Gesichtsschutz), Notdusche, Augendusche mit Trinkwasseranschluss	–
Wasseranschlüsse im Lagerbereich	–
Gaspendelsystem	–
Explosionsschutz im Tank	–
Druckstufe PN10	–



Bild 7: Lagerbehälter für Ammoniakwasser

Die Lagertanks für Harnstofflösung werden mittels Druckluft befüllt, die in der Regel vom bordeigenen Kompressor der Lieferfahrzeuge erzeugt wird. Für Ammoniakwasser ist diese Methode nicht zulässig, da das verdrängte Gasvolumen aus den Lagertanks nicht in die Atmosphäre gelangen darf, sondern über die Gaspendelleitung in den Tank des Lieferfahrzeugs geleitet werden muss. Wegen der Explosionsgefahr dürfen darüber hinaus die kostengünstigeren Tauchmotorpumpen

für die Förderung des Ammoniakwassers vom Tank zu den Eindüslanzen nicht eingesetzt werden.

Harnstofflösung ist gemäß dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) der Wassergefährdungsklasse 1 (schwach wassergefährdend) zuzuordnen. Das bedeutet, es muss nur sichergestellt sein, dass Harnstoff nicht in das Grundwasser gelangen kann.

Ammoniakwasser hingegen unterliegt der Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) und darüber hinaus, wegen des hohen Gefährdungspotentials für die Umwelt, der europäische Norm EN 12952-14:2004 (früher TRD 451 und 452).

Beim Umgang mit Ammoniakwasser ist zwischen dem Ammoniakwasser im Tank und den Rohrleitungen und dem gasförmigen Ammoniak nach dem Verdampfen über der Flüssigkeit im Tank und gegebenenfalls bei Leckagen zu unterscheiden. Deshalb ist das Gefährdungspotential sowohl des gelösten als auch des gasförmigen Ammoniaks zu betrachten.

2.2. Transferpumpen

Vom Lagertank werden die Reduktionsmittel durch eine Kreislaufleitung und ein Druckhalteventil direkt wieder zurück in den Tank gepumpt. Eine Stichleitung zweigt von dieser Ringleitung ab und führt zu den Misch- und Messmodulen von einer oder mehreren Verbrennungsanlagen. Über Regelventile wird die für die Entstickung erforderliche Reduktionsmittelmenge abgenommen, der Rest fließt durch das Druckhalteventil wieder zurück in den Tank. Dosierpumpen werden gelegentlich auch eingesetzt, haben sich aber nur mit Einschränkungen für Anlagen bewährt, in denen die zu regelnde Flüssigkeitsmenge nicht zu stark variiert. Bei frequenzgeregelten Pumpen kann z.B. der große Regelbereich, der sich abhängig vom Stickstoffgehalt im Brennstoff und dem Lastbereich der Kesselanlage häufig ergibt, nicht zufrieden stellend eingehalten werden. Mit Kolbenmembranpumpen lässt sich Pulsieren im praktischen Betrieb kaum vermeiden, was negativen Einfluss auf die NO_x -Abscheidung haben kann. Bei mehreren Verbrennungsanlagen an einem Standort müssten darüber hinaus, um die Ansprüche an die Verfügbarkeit der SNCR-Anlage zu erfüllen, entsprechend mehr Pumpen installiert werden. Da Dosierpumpen den jeweiligen Verbrennungslinien zugeordnet werden und nicht für mehrere Anlagen gleichzeitig genutzt werden können, sind für drei Anlagen z.B. sechs Pumpen erforderlich anstatt zwei, wenn die gleiche Redundanz gefordert ist. Dadurch würden erheblich höhere Kosten für die Investition und den Betrieb verursacht werden, ohne dass Vorteile für die Gesamtanlage ersichtlich sind (Bild 8).



Bild 8: Misch- und Messmodul mit Transferpumpen für Drehrohröfen

Für Anlagen, die mit Harnstoff betrieben werden, werden Tanks und Rohrleitungen gegebenenfalls isoliert und mit Begleitheizungen ausgerüstet, um Kristallisationen zu verhindern, die bei 45-prozentiger Harnstofflösung bei Temperaturen unter 10 °C auftreten. Damit sich die Harnstofflösung bei heißer Witterung im Sommer aber nicht durch den Energieeintrag der Tauchpumpen zu stark erwärmen kann, ist bei der Planung darauf zu achten, dass die Isolierung der Lagertanks ausreichend ausgelegt wird.

Der Vorteil von Ammoniakwasser ist, dass Isolierungen und Heizungen am Tank und an den Rohrleitungen entfallen können, da der Gefrierpunkt des Wassers mit dem Ammoniakgehalt sinkt und Kristallisation von Ammoniak nicht möglich ist. 25-prozentiges Ammoniakwasser hat z.B. einen Gefrierpunkt von -57,5 °C.

2.3. Misch- und Messmodul

Das Misch- und Messmodul erfüllt im Wesentlichen folgende Zwecke:

- Messen von allen Durchflussmengen – Reduktionsmittel, Wasser, Luft –,
- Mischen des Reduktionsmittels mit Prozesswasser,
- Verteilung der Flüssigkeiten und der Zerstäubungsluft zu den Eindüslanzen,
- Absperren der Reduktionsmittelversorgung im Falle von Betriebsstörungen.

Es enthält die notwendigen Armaturen und die Mess- und Regeleinrichtungen für die Durchflussmengen und die Drücke der Reduktionsmittel, der Druckluft und des Prozesswassers. Ein Mischer zur Vermischung der Reduktionsmittel mit dem Prozesswasser hat sich als nicht notwendig erwiesen (Bilder 9 und 10).



Bild 9: Misch- und Messmodul mit MSR-Schrank für Harnstofflösung



Bild 10: Misch- und Messmodul mit MSR-Schrank für Ammoniakwasser

Der Druck der Flüssigkeiten und der Druckluft hängt von den geforderten Wurfweiten und der Tropfengröße ab und liegt in den meisten Fällen zwischen 3,5 bar und 4 bar am Eintritt der Düsenlanzen, wodurch sich unter Berücksichtigung des Druckverlustes im Modul und den Rohrleitungen zu den Lanzen ein Druck von etwa 4 bis 4,5 bar nach dem Druckminderventil am Eintritt des Misch- und Messmoduls ergibt.

Alle Teile eines Moduls sind auf einen Grundrahmen montiert. Zum Schutz der Instrumente gegen Staub und Spritzwasser ist das Modul in einen Schrank eingebaut. Glastüren erleichtern bzw. ermöglichen das Ablesen der Instrumente buchstäblich im Vorübergehen. Insbesondere bei Anlagen, die mit Ammoniakwasser betrieben werden, helfen die Glastüren das Gefährdungspotential des Wartungspersonals zu minimieren, da eine eventuelle Leckage schon beurteilt werden kann, ohne dass die Türen geöffnet werden müssen, und sich das Personal nicht den giftigen Dämpfen aussetzen muss.

Für den Betrieb bei hohen Umgebungstemperaturen, die je nach Aufstellungsort der Module im Kesselhaus hin und wieder auftreten, bietet sich die Möglichkeit, Klimaanlage in die Seitenwände der Schränke einzubauen. Die Klimaanlage sind standardisiert und können falls erforderlich auch nachgerüstet werden.

Misch- und Messmodule, die mit Ammoniakwasser betrieben werden, unterliegen strengeren Richtlinien als für Harnstofflösung. Die Rohrleitungen und Armaturen müssen mindestens in der Druckstufe PN 10 ausgeführt werden. Eine höhere Druckstufe wie sie von manchen Betreibern gefordert wird, ist nicht zu empfehlen, da als Konsequenz auch die Messbereiche und Skalierung der Messgeräte – z.B. der Manometer – erweitert werden müssten, was die Ablesegenauigkeit beeinträchtigen würde. Für alle Armaturen und Werkstoffe sind 3.1 Zeugnisse notwendig. Damit keine Gefährdungen aufgrund von Leckagen auftreten können, sind Ammoniakdetektoren eingebaut, die bei 400 ppm Ammoniak-Alarm auslösen und bei 800 ppm die Pumpen abschalten.

2.4. Eindüssystem

Für die optimale NO_x -Abscheidung werden Düsen verwendet, die für die Größe und Geschwindigkeit der Tropfen, die Kesselgeometrie und die Abgasbedingungen ausgelegt sind. Auf jeder Eindüslanze befinden sich eine oder mehrere Düsen, wodurch eine gleichmäßige Verteilung der in Wasser gelösten Reduktionsmittel im Abgas sichergestellt wird. Wegen der einfacheren Handhabung wird vorzugsweise Druckluft an Stelle von Dampf als Treibmittel verwendet. Aus verfahrenstechnischer Sicht sind jedoch beide Treibmittel geeignet. Als Verdünnungswasser, das als Trägermedium dient, kann für die harnstoffhaltigen Reduktionsmittel NO_x AMID normales Prozesswasser verwendet werden. Da NO_x AMID Additive enthält, die Kalkausfällungen verhindern, ist eine Entsalzung des Wassers hierbei nicht notwendig. Für Ammoniakwasser ist Deionat oder vollentsalztes Wasser zwingend erforderlich, da sich sonst unter Umständen schon innerhalb eines Tages die Armaturen und Düsen durch Kalkablagerungen zusetzen können (Bild 11).



Bild 11:

Eindüslanzen in einer Eindüsebene

Vorzugsweise werden Wandlanzen eingesetzt, wodurch sich der Verschleiß durch Korrosion in Grenzen hält. Für besondere Anforderungen, insbesondere wenn die Platzverhältnisse sehr begrenzt sind, können auch wassergekühlte Lanzen geliefert werden, die in die Abgasströmung hineinragen.

2.5. Prozessregelung

Bei SNCR-Verfahren sind verfahrensbedingt keine zeitgleichen Messungen der Roh- und Reingaswerte möglich. Weil die Messungen erst im kälteren Abgas nach Kessel durchgeführt werden können, kann der NO_x -Gehalt nur alternativ mit oder ohne Reduktionsmitteleindüsung gemessen werden. Wegen der Zeitverzögerung, die sich zwischen der Eindüsung in die Feuerung über die NO_x -Messung nach Kessel, z.B. im Kamin, die Probennahme, die Analyse und den Weg der neu eingestellten Konzentration des Reduktionsmittels vom Regelventil zu den Lanzen ergibt, wird die Reduktionsmittelmenge in Abhängigkeit von der Kessellast vorausberechnet, um den wechselnden Betriebsbedingungen so schnell wie möglich folgen zu können.

Dies geschieht mit Hilfe eines Lastsignals, dem festgelegten NO_x -Reingaswert und der sich daraus ergebenden NO_x -Fracht. Abhängig vom tatsächlich gemessenen NO_x -Reingaswert wird die Menge dann ständig korrigiert. Damit die Reduktionsmittelmengen nicht zu extrem schwingen können, wird abhängig von der zu erwartenden Betriebsweise eine konstante Grundmenge vorgewählt, die nicht unterschritten wird. Das Einschalten der SNCR-Anlage und gegebenenfalls das Umschalten der Eindüseebenen findet abhängig von der Feuerraum-, bzw. der Kesseldeckentemperatur statt, die ersatzweise als Referenztemperatur zugrunde gelegt wird. Dieses Konzept hat sich im Dauerbetrieb bewährt, führt aber während der Anfahrphase von Feuerungsanlagen, die mit Zünd- und Stützbrennern ausgerüstet sind, zu einem erhöhten Ammoniakschlupf, wodurch die Filterasche und die Nebenprodukte aus der Abgaswäsche zusätzlich belastet werden. Dieses Phänomen fällt insbesondere in Anlagen auf, die mit einer kontinuierlichen Ammoniakschlupfmessung ausgerüstet sind und häufiger an- und abgefahren werden.

Der Grund dafür ist, dass die Kesselanlage zunächst mit den Zündbrennern, die mit Öl oder Gas gefeuert werden, hochgefahren wird. Die NO_x -Emission dieser Brenner liegt bei etwa 100 mg/Nm^3 . Wenn nun beim Erreichen der Einschalttemperatur die SNCR-Anlage zugeschaltet wird, wird wegen der vorgewählten Reduktionsmittelmenge zunächst überdosiert und zwar solange bis die NO_x -Rohgaswerte nach der Abfallzugabe so stark gestiegen sind, dass genügend NO_x -Moleküle als Partner für die Reaktionen mit dem Reduktionsmittel zur Verfügung stehen. Erst dann fällt der in dieser Phase hohe NH_3 -Schlupf auf das normale Betriebsniveau. Ähnlich verhält sich das System beim Abfahren, wenn nach dem Stoppen der Abfallzufuhr, die Anlage mit den Stützbrennern abgefahren wird (Bild 12).

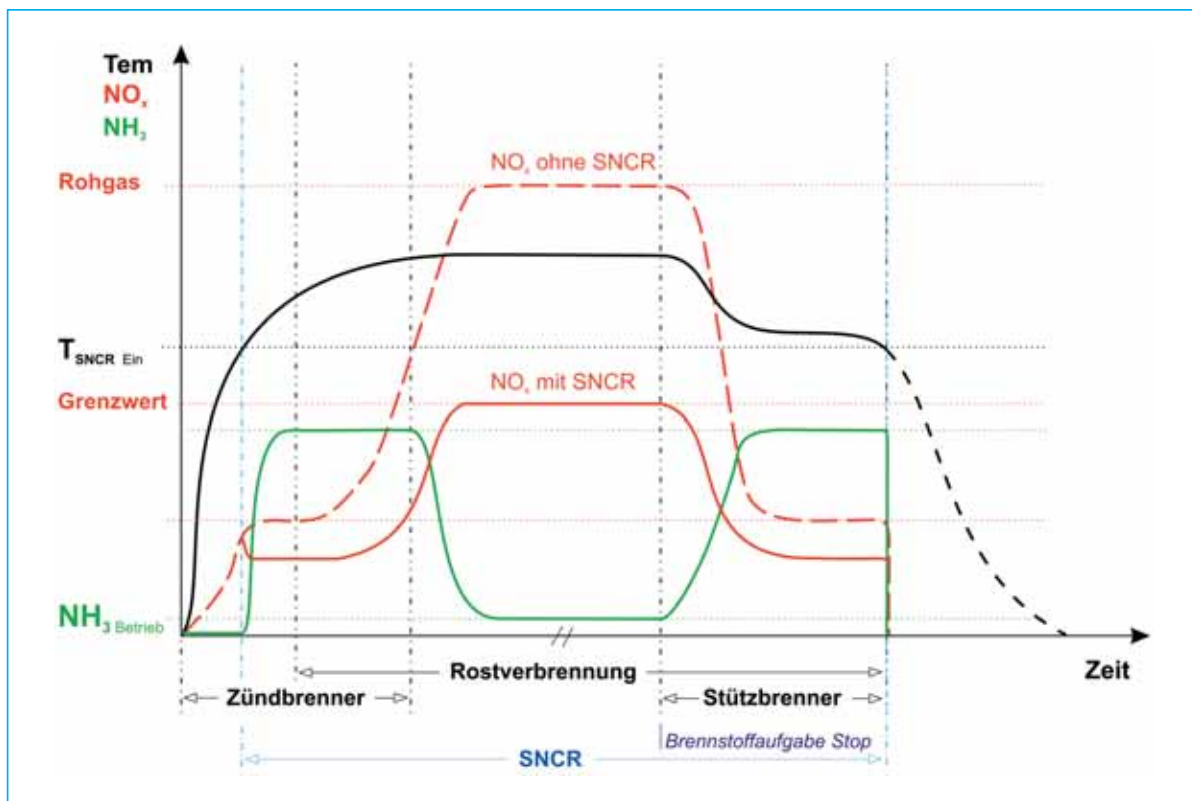


Bild 12: Schematische Darstellung vom An- und Abfahrbetrieb einer Rostverbrennung

Das Problem wurde so gelöst, dass die SNCR-Anlage erst eingeschaltet wird, wenn der NO_x -Grenzwert erreicht ist, was erst mit Verzögerung nach der Abfallaufgabe eintritt. Beim Abfahren der Verbrennungsanlage wird die SNCR-Anlage unabhängig von der Abgastemperatur bereits abgeschaltet, wenn die NO_x -Rohgaswerte $< 200 \text{ mg/Nm}^3$ sind. Das ist erfahrungsgemäß einige Minuten nach Abschaltung der Brennstoff- bzw. Abfallzufuhr und Zuschaltung der Stützbrenner der Fall. Wie lange die Zeitverzögerung ist, um Grenzwertüberschreitungen zu vermeiden, sollte für jede Anlage während der Inbetriebnahme ermittelt und festgelegt werden.

Die Prozessregelung kann über das Prozessleitsystem der Gesamtanlage oder eine autarke speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) vorgenommen werden. Eine Visualisierung wird üblicherweise über eine Busanbindung mit der Warte hergestellt, was bei größeren Verbrennungsanlagen üblich ist.

3. Maßgeschneiderte Konzepte für unterschiedliche Anforderungen

Die Investitionskosten werden im Wesentlichen durch die abzuscheidende NO_x -Menge, den NO_x -Reingasgehalt, die Lagerkapazität für Reduktionsmittel, die örtlichen und konstruktiven Gegebenheiten und, nicht zu vernachlässigen, die Anforderungen des Betreibers an die Regelungstechnik und die technische Ausführung bestimmt. Sie liegen in der Regel zwischen zehn und zwanzig Prozent der Investitionskosten für katalytische Verfahren, können aber auch deutlich darunter liegen.

Der anlagentechnische Aufwand, der für SCR-Anlagen betrieben werden muss, hängt vornehmlich von der Abgasmenge und den örtlichen Anforderungen wie Abgasweg und -wiederaufheizung ab. Vom NO_x -Abscheidegrad wird eigentlich nur das Katalysatorvolumen beeinflusst, wodurch die Gesamtinvestitionen kaum beeinflusst werden. SNCR-Anlagen dagegen können optimal den jeweiligen Anforderungen angepasst werden.

Tabelle 2: Anlagenkonzept für verschiedene Anwendungen

Anwendung	Lastbereich %	NO_x - Reingas mg/Nm ^{3*}	NH_3 -Schlupf mg/Nm ^{3*}	Eindüsen- ebenen	sonstiges
kleine Feuerungsanlagen	80 – 100	< 200	< 20	1	Vorratsbehälter im Modul
moderater NO_x -Abscheidegrad	90 – 100	< 200	< 15	1	
moderater NO_x -Abscheidegrad	60 – 100	< 150 – 200	< 15	2	
hoher NO_x -Abscheidegrad	50 – 100	< 100 – 150	< 15	3	
hoher NO_x -Abscheidegrad, geringer NH_3 -Schlupf	50 – 100	< 100	< 5 – 10	3	akustische Temperatur- messung (agam)

* Werte bezogen auf Betriebs- O_2

3.1. Kleine Feuerungsanlagen

Für kleine Feuerungsanlagen < 10 MW und Anlagen für geringe Abscheidegrade bieten sich Standardanlagen an, die weitgehend vormontiert sind und vor Ort nur noch aufgestellt werden müssen. Reduktionsmittelpumpe und Lagerbehälter sind bereits im Modul integriert. Der Behälter wird aus Gitterboxen mit Tauchpumpen befüllt. Solche Anlagen werden z.B. in Böblingen und Schweden ohne Probleme betrieben (Bild 13).

3.2. Mittlere bis größere Verbrennungsanlagen

Das vereinfachte Verfahrensbild (Bild 3) zeigt die Funktion und den Lieferumfang typischer SNCR-Anlagen für Harnstofflösung als Reduktionsmittel, wie sie für Verbrennungsanlagen gemäß der gültigen 17. BImSchV mit NO_x -Abscheidegraden bis zu 60 % betrieben werden.



Bild 13: Misch- und Messmodul mit 500 l-Lagerbehälter

Diese Anlagen werden je nach Anforderungen mit ein oder zwei Eindüsen-ebenen ausgerüstet, die gegebenenfalls abhängig von der Last und/oder der Abgastemperatur umgeschaltet werden können.

Mit dem Konzept können NO_x -Grenzwerte von 120 bis 150 mg/Nm^3 und ein NH_3 -Schlupf von 10 bis 15 mg/Nm^3 verlässlich eingehalten werden, wenn die Eindüsenlanzen so angeordnet sind, dass die Eindüsung innerhalb des relativ weit gefassten Temperaturfensters stattfindet. Temperaturschwankungen und -schieflagen, die an einer Stelle zu geringerer Abscheidung führen, werden hier durch höhere Abscheidegrade an einer anderen Stelle ausgeglichen. Um größeren Temperaturschwankungen und -schieflagen, die sich während des Betriebes ergeben, entgegenzuwirken, haben sich zwei oder drei Eindüsen-ebenen bewährt, die abhängig von der

gemittelten Kesseldeckentemperatur umgeschaltet werden. Unter günstigen Betriebsbedingungen, wie sie bei der Verbrennung homogener Brennstoffe und konstanter Kessellast vorzufinden sind, sind mit diesem Konzept auch NO_x -Reingaswerte $< 100 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ mit einem moderaten NH_3 -Schlupf möglich.

3.3. Fortschrittliche Technik für zukünftige Anforderungen

Die ständig wechselnde Zusammensetzung des Abfalls führt z.B. in Abfallverbrennungsanlagen zu schnellen und starken Änderungen von Heizwert und Zündverhalten des Brennstoffs, wodurch die Wärmefreisetzung und damit die Temperaturen in der Feuerung stark schwanken (Bild 14). Darüber hinaus wandert das Temperaturfenster aufgrund des zunehmenden Verschmutzungsgrades der Heizflächen mit dem Verlauf der Reisezeit im Feuerungsraum weiter nach oben. Je nach Brennstoff, Brennstoffverteilung und Luftzufuhr sind Temperaturschieflagen von bis zu 150 °C – und manchmal auch darüber – durchaus die Regel. Die üblichen mit Thermoelementen gemessenen und gemittelten Kesseldeckentemperaturen sind dabei als Referenztemperaturen nur mit Einschränkungen verwertbar, da diese Durchschnittstemperaturen nichts über das Temperaturprofil bzw. die Schieflagen in den Eindüsenebenen aussagen. Zudem werden die Strahlungen aus der Feuerung und den Wänden mit gemessen, wodurch Differenzen zu den tatsächlichen Abgastemperaturen von 60 bis 100 K resultieren. Die Ablagerungen auf den Thermoelementen wirken darüber hinaus mit fortschreitender Reisezeit zunehmend isolierend, weshalb die gemessenen Temperaturen erst mit einer Verzögerung im Prozessleitsystem vorliegen, die je nach Stärke der Ablagerungen zehn Minuten und länger betragen kann.

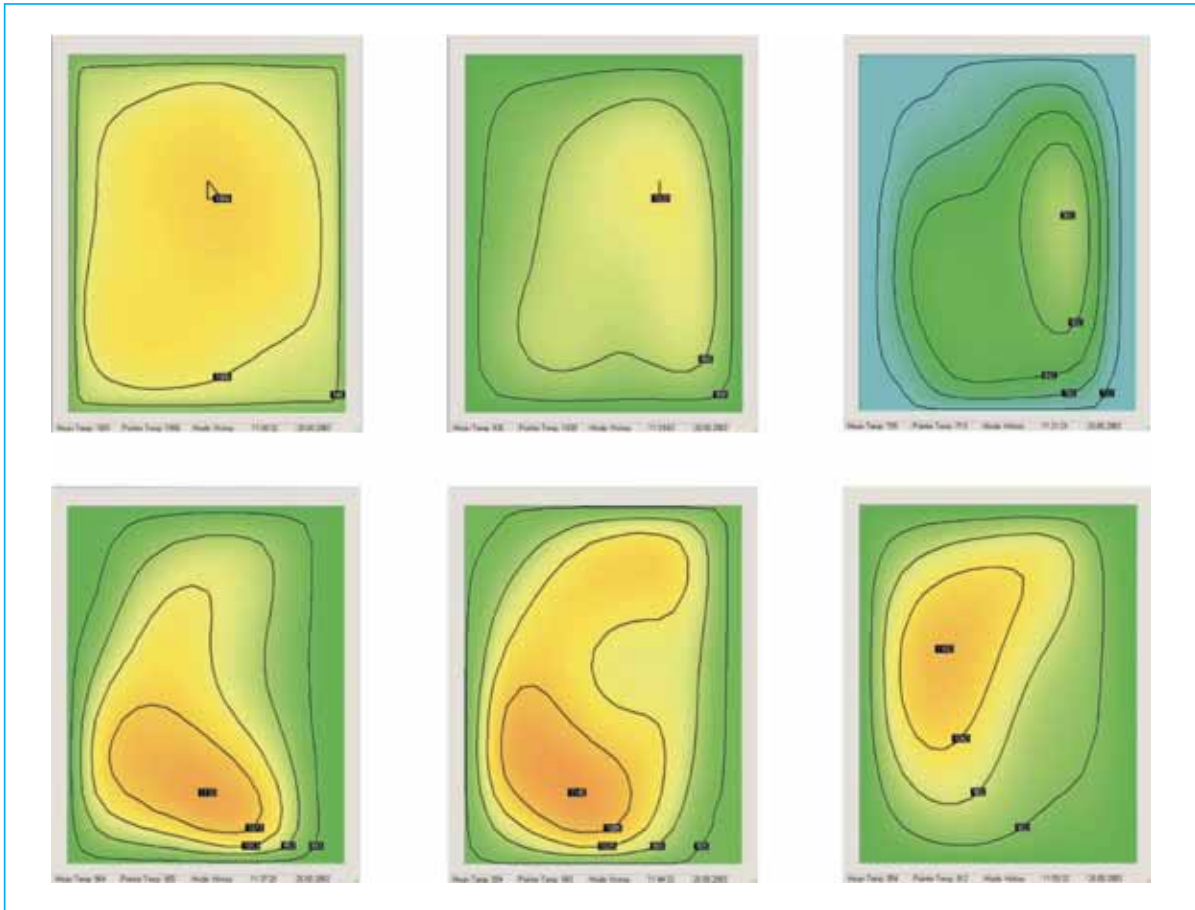


Bild 14: Temperaturen in der agam-Messebene einer Abfallverbrennungsanlage innerhalb einer Stunde

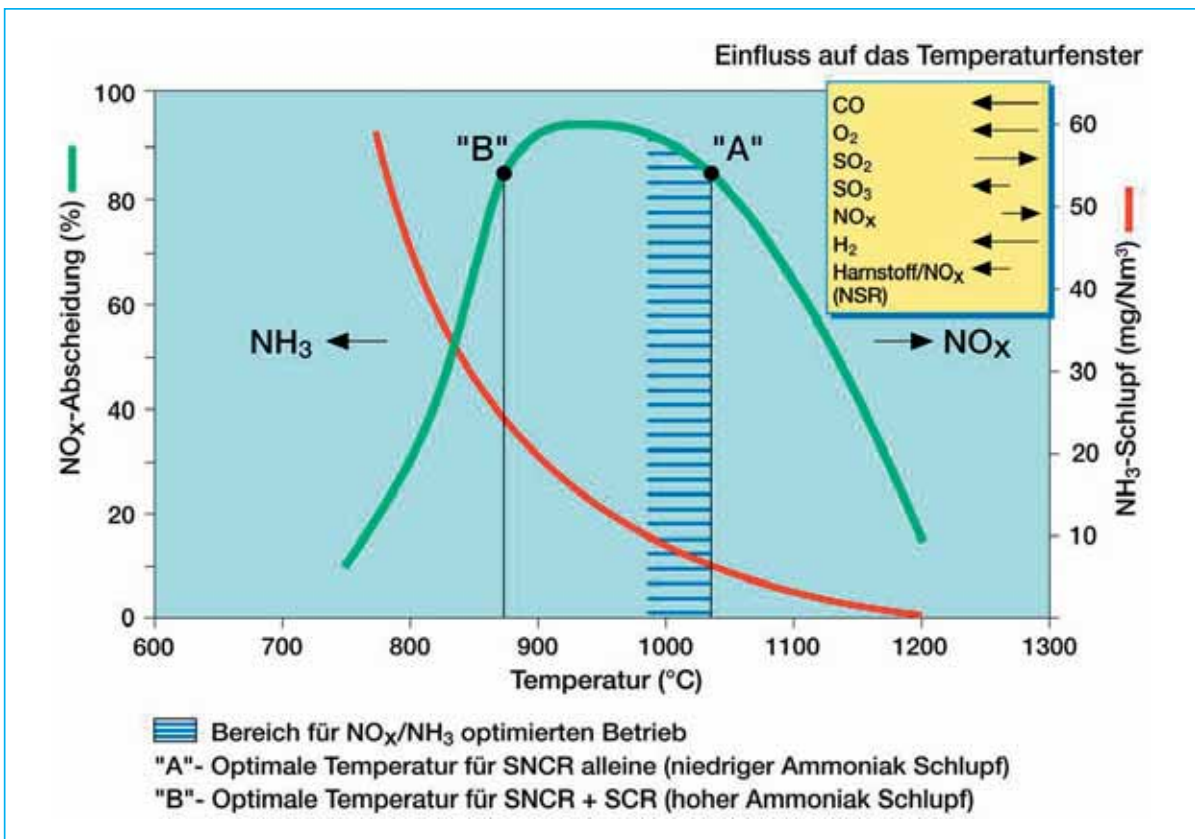


Bild 15: NO_x -Abscheidung in Abhängigkeit von der Temperatur

Für höhere und höchste Ansprüche, d.h. NO_x -Abscheidegrade $> 80\%$ oder NO_x -Reingaswerte $< 100 \text{ mg/Nm}^3$ bei einem NH_3 -Schlupf von $< 10 \text{ mg/Nm}^3$, reichen die beschriebenen Anlagenkonzepte allerdings nicht mehr aus. Dazu muss unter allen vorherrschenden Betriebsbedingungen über den gesamten Querschnitt von jeder Lanze aus in das ideale NO_x/NH_3 -optimierte Temperaturfenster eingedüst werden, das nur etwa 50 K umfasst und in Bild 15 besonders hervorgehoben ist. Diese Fahrweise ist im Normalbetrieb einer Verbrennungsanlage mit der herkömmlichen Konzeption aber nicht verlässlich zu realisieren.

3.4. SNCR-Optimierung mit akustischer Temperaturmessung

Um sicherzustellen, dass in allen möglichen Betriebsfällen das Reduktionsmittel immer in den oberen Bereich des Temperaturfensters eingedüst wird, wo der NO_x -Abscheidungsgrad am höchsten und der NH_3 -Schlupf am niedrigsten ist, werden in Anlagen für besondere Anforderungen akustische Gastemperaturmesssysteme (agam) verwendet, mit denen über dem Feuerungsraumquerschnitt nahe den Eindüsstellen die wahren Gastemperaturen ermittelt und Temperaturprofile berechnet werden.

Das System besteht aus mechanisch und elektrisch baugleichen Sender- und Empfängereinheiten, die an den Wänden vom Feuerraum angebracht sind, und einer externen Steuereinheit. Bei der Messung öffnet das Magnetventil in der Druckluftleitung auf der Senderseite, wodurch akustische Signale erzeugt werden. Die Signale werden an der Sender- und Empfängerseite zeitgleich aufgezeichnet. Aus den digitalisierten Signalen wird die Schalllaufzeit ermittelt. Da die Wegstrecke bekannt ist, erhält man die Schallgeschwindigkeit, die in eine Temperatur, die *Pfadtemperatur*, umgerechnet wird. Mit mehreren kombiniert wirkenden Sender-/Empfängereinheiten in einer Ebene erhält man Mehrpfadkonfigurationen, mit denen die zweidimensionale Temperaturverteilung in einer Ebene unmittelbar ohne Verzögerung ermittelt wird.

Das ermittelte Temperaturprofil wird in Sektionen aufgeteilt und kann einzelnen Lanzen oder Lanzengruppen zugeordnet werden, die dann abhängig von der gemessenen Abgastemperatur umgeschaltet werden können. Hierdurch wird sichergestellt, dass das Reduktionsmittel auch bei schnell wechselnden Abgastemperaturen an die für die Reaktion wirkungsvollsten Stellen gelangt und die SNCR-Anlage bezüglich NO_x -Abscheidegrad, NH_3 -Schlupf und Reduktionsmittelverbrauch immer im optimalen Bereich fährt (Bild 15).

Ergänzend zur akustischen Temperaturmessung (agam) ist es auch möglich, den NH_3 -Schlupf kontinuierlich zu messen und die gemessenen Werte in die Regelung mit aufzunehmen.

Die temperaturabhängige Umschaltung der Lanzen kann immer nur eine Reaktion auf die wechselnden und weniger optimalen Betriebszustände in der Feuerung sein. Besser wäre es, die Strömung und das Temperaturprofil im Abgas noch

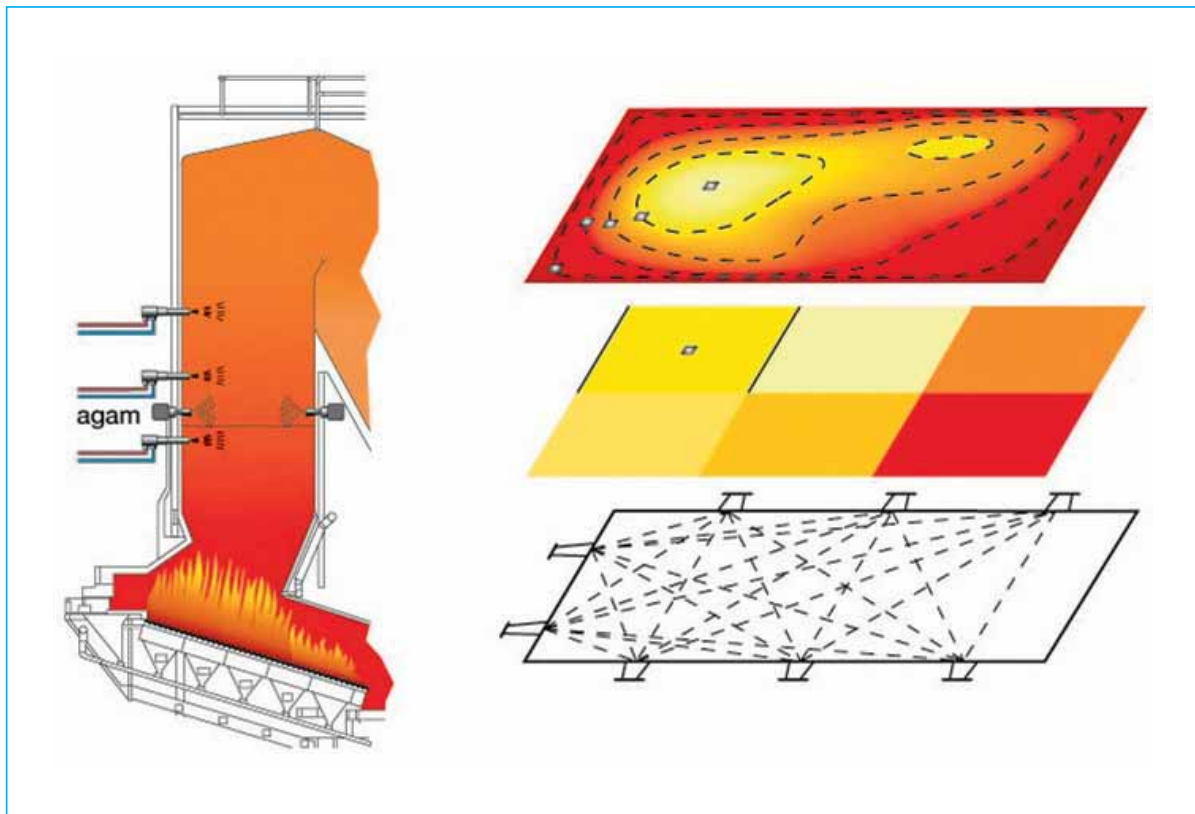


Bild 16: Temperaturmessstellen für SNCR-Technik am Kessel einer MVA

während des Verbrennungsprozesses zu vergleichmäßigen, bevor die Reduktionsmittel eingedüst werden. Dies würde die SNCR-Regelung entlasten und, da die Umschaltung weniger oft notwendig ist, zu gleichmäßigeren NO_x - und Reingaskonzentrationen führen. Aber auch für den Verbrennungsprozess selbst bietet es sich an, die ermittelten Temperaturen aus der Temperaturmessung (agam) neben der direkten Einbindung in die Regelung der SNCR-Anlage auch für die Feuerungsleistungs- und Feuerungslageregelung der Verbrennungsanlage zu nutzen. Der zusätzliche Aufwand ist relativ gering, da die wesentlichen Komponenten des Systems ohnehin für die SNCR-Anlage vorhanden wären.

In Deutschland, Schweden und den Niederlanden werden zum Teil schon seit mehreren Jahren SNCR-Anlagen betrieben, die für NO_x -Grenzwerte von $< 70 \text{ mg/Nm}^3$ oder $< 100 \text{ mg/Nm}^3$ ausgelegt wurden und die garantierten Werte im Dauerbetrieb verlässlich einhalten. Die neueren Anlagen davon, die mit einer akustischen Temperaturmessung und drei Eindüsebenen ausgerüstet sind, in denen jede einzelne Lanze umgeschaltet werden kann, zeichnen sich neben niedrigen NO_x -Reingaskonzentrationen besonders durch einen niedrigen NH_3 -Schlupf und geringere Reduktionsmittelverbräuche aus (Bilder 16 und 17).

Aus einer Abfallverbrennungsanlage in Deutschland, die mit agam ausgerüstet ist, liegen z.B. belastbare Messergebnisse vor, die belegen, dass NO_x -Reingaskonzentrationen von 70 mg/Nm^3 bei einem NH_3 -Schlupf von $< 8 \text{ mg/Nm}^3$ über einen längeren Zeitraum eingehalten wurden.

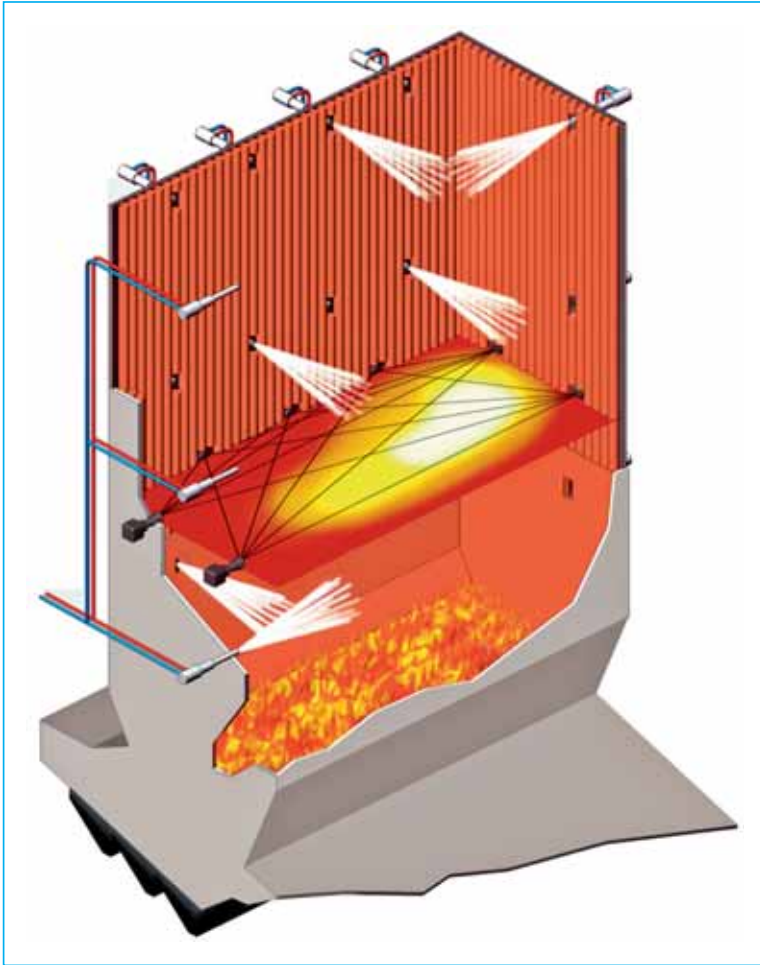


Bild 17:

Temperaturabhängige Umschaltung einzelner Lanzen

4. Betriebserfahrungen und Nebenemissionen

SNCR-Verfahren werden in der Literatur häufig wegen der negativen Auswirkungen von überhöhtem NH_3 -Schlupf auf nachgeschaltete Komponenten im Verlauf des Abgaswegs und zusätzlicher Schadstoffemissionen an CO und Lachgas (N_2O) kritisiert. Hierzu ist Folgendes anzumerken.

4.1. Ammoniakslupf

Es ist richtig, dass NH_3 mit den SO_3 - und HCl-Frachten im Abgas unter Umständen zur Bildung von Ammoniumsalzen führt, die einen erheblichen Einfluss auf die Funktion und Verfügbarkeit der nachgeschalteten Anlagenteile haben können. Dies kann bei Anlagen mit hohen SO_3 - und niedrigen Staubkonzentrationen, z.B. Schwerölfeuerungen, durchaus zutreffen. Nur wird bei diesen Betrachtungen oft außer Acht gelassen, dass SCR-Verfahren mit diesen Brennstoffen aufgrund des hohen Gehaltes an SO_3 und des Vanadiumpentoxids zum Teil erheblich größere Probleme haben. SO_3 reagiert mit dem zur NO_x -Abscheidung eingedüsten Ammoniak auch im Katalysator zu Ammoniumsalzen, die dann mit dem Feinstaub zu Ablagerungen führen. Darüber hinaus steigt durch das Vanadiumpentoxid die Reaktivität des Katalysators, wodurch die Konversionsrate von SO_2 zu SO_3 ansteigt und zur Bildung von Schwefelsäure und den damit verbundenen Korrosionsproblemen führt.

Entgegen der weit verbreiteten Meinung führt in Abfallverbrennungsanlagen die Bildung von Ammoniumsalzen aufgrund des NH_3 - Schlupfes aus SNCR-Anlagen schon wegen des geringen SO_3 -Gehalts zu keinen anlagentechnischen Problemen wie Ablagerungen von Ammoniumhydrogensulfat in den Wärmetauschern und daraus herrührenden Druckverlusten. Wenn das Anlagenkonzept stimmt, hält sich auch die Belastung der Flugasche und der Nebenprodukte aus der Abgasreinigung im akzeptablen Rahmen.

Sehr wichtig für die Betreiber von Verbrennungsanlagen ist die gesicherte Entsorgung der Flugasche und der Nebenprodukte aus der Abgasreinigung. In der Flugasche lagert sich wegen der hohen Abgastemperaturen nach Kessel mit etwa 10 mg NH_3 pro Kilogramm Flugasche relativ wenig Ammoniak an.

Im Nebenprodukt aus mehreren Abfallverbrennungsanlagen, die mit halbtrockenen Abgasreinigungsanlagen betrieben werden, wurden in den neunziger Jahren NH_3 -Konzentrationen von maximal 100 mg/kg bei Ammoniakkonzentrationen im Abgas von $< 10 \text{ mg/Nm}^3$ gemessen.

Bei nachgeschalteten Nasswäschern wird das NH_3 nahezu komplett abgeschieden und kann unter Umständen die Entsorgung des Nebenproduktes aus der Abgasreinigung erschweren. Die GMVA Oberhausen nennt z.B. zusätzliche Entsorgungskosten von 122.000 Euro pro Jahr für vier Anlagen, was sich in Relation zu den Einsparungen in engen Grenzen hält und beim Vergleich der Kosten bereits berücksichtigt wurde.

4.2. Kohlenmonoxid (CO)

Wegen des im Harnstoffmolekül (NH_2CONH_2) enthaltenen CO wird häufig argumentiert, dass SNCR-Anlagen, die mit Harnstoff als Reduktionsmittel betrieben werden, mehr CO emittieren als Anlagen, die Ammoniakwasser einsetzen. Oberflächlich betrachtet, liegt diese Schlussfolgerung zwar nahe und ist auch bedingt richtig. Es wird bei dieser Betrachtungsweise aber übersehen, dass die Konversion von CO zu CO_2 mit sinkender Verbrennungstemperatur nachlässt und unter 850 °C ganz einfriert. Tatsächlich ist in Anlagen, in denen Harnstofflösung in den für das Verfahren optimalen Temperaturbereich über 950 °C eingedüst wird, kein Anstieg der CO-Emissionen nachzuweisen. Der CO-Anstieg, der besonders im niedrigen Bereich des Temperaturfensters um 900 °C deutlich erkennbar ist, wird vermutlich aber auch durch die temporäre Abkühlung des Abgases durch das Verdünnungswasser und die damit verbundene Störung des normalen Verbrennungsprozesses hervorgerufen.

4.3. Lachgas (N_2O)

Stickstoffdioxid (Lachgas) ist ebenfalls den Stickstoffoxiden zuzuordnen und entsteht anders als NO oder NO_2 bei relativ niedrigen Verbrennungstemperaturen. So ist aus Wirbelschichtfeuerungen bekannt, dass bei Anlagen, die mit niedrigen Temperaturen im Wirbelbett betrieben werden, relativ geringe NO_x -Konzentrationen dafür aber höhere N_2O -Konzentrationen im Abgas emittiert werden. Mit steigenden Temperaturen entwickeln sich die Emissionen gegenläufig, d.h. NO_x nimmt zu und N_2O nimmt ab.

In den neunziger Jahren, in denen Lachgas mehr thematisiert wurde als heute, wurden nach einigen SNCR-Anlagen in Abfallverbrennungsanlagen, die mit Harnstoff betrieben wurden, N_2O -Konzentrationen von maximal 20 bis 30 mg/Nm³ gemessen. Es ist davon auszugehen, dass in modernen SNCR-Anlagen, mit denen das Reduktionsmittel in allen Betriebsfällen in den optimalen Temperaturbereich eingedüst wird, auch mit Harnstofflösung deutlich niedrigere N_2O Emissionen erzielt werden, die nicht wesentlich von den mit Ammoniakwasser betriebenen SNCR-Anlagen abweichen.

Der Grund, warum mit Ammoniakwasser niedrigere N_2O -Emissionen gemessen wurden, liegt vermutlich auch daran, dass in älteren Anlagen für Ammoniakwasser kein Verdünnungswasser als Trägermedium eingesetzt wurde. Dadurch wurde der Verbrennungsprozess bei der Eindüsung in den unteren Temperaturbereich weniger gestört als bei Harnstofflösung, wo praktisch immer Zusatzwasser verwendet wurde.

5. Verfügbarkeit

Die Verfügbarkeit der Gesamtanlage wird mit SNCR-Anlagen praktisch nicht beeinträchtigt, so dass in der Regel Werte von 98 oder 99 % gewährleistet werden. Alle für den Betrieb wesentlichen Komponenten wie Pumpen, die Auswirkungen auf die Verfügbarkeit haben könnten, sind redundant ausgeführt. Die Eindüslanzen, die Kontakt mit dem Abgas haben und als Verschleißteile regelmäßig kontrolliert und gewartet werden müssen, können während des Betriebes problemlos überprüft und gegebenenfalls rechtzeitig ausgetauscht werden. Damit die NO_x -Halbstundenmittelwerte, insbesondere bei Anlagen mit wenigen Eindüslanzen pro Ebene, nicht gefährdet werden, sollten die einzelnen Lanzen nacheinander ausgetauscht werden. Die benutzten Lanzen können durch Kürzen bzw. Austausch der Schutzrohre wieder hergerichtet werden. In größeren Zeitabständen als die Schutzrohre müssen auch die Düsen gewechselt werden.

Die eingebauten Armaturen sind nicht anfällig gegen Beschädigung und brauchen bei regelmäßiger Wartung während des Stillstands der Gesamtanlage nicht während des Betriebs ausgewechselt werden. Tritt trotzdem ein unerwarteter Schaden auf, können die meisten Probleme, zum Beispiel der Austausch von Durchflussmessern und Manometern, während des Betriebes behoben werden. Kritisch sind unter Umständen Regelventile. Diese sind aber jeweils mit einem Bypass versehen, so dass die Durchflussmengen der Reduktionsmittel gegebenenfalls von Hand eingestellt werden müssten bis das betreffende Regelventil ausgetauscht oder repariert ist.

Mit vorausschauender Ersatzteilverhaltung sowie regelmäßiger Wartung während der geplanten Anlagenstillstände können praktisch alle Probleme während des Betriebes weitgehend vermieden und/oder auf ein Minimum beschränkt werden.

Sollte trotzdem ein außerplanmäßiger Stillstand der SNCR-Anlage erforderlich sein, könnten die Probleme in kürzester Zeit behoben werden, so dass die Tagesmittelwerte auch dann nicht gefährdet wären (Bild 18).

Kalkablagerungen im Rohrleitungssystem, einschließlich der Armaturen und Eindüslanzen, können nur vermieden werden, wenn Harnstofflösungen mit geeignetem Additiv (z.B. NO_x AMID) eingesetzt werden. Wenn die SNCR-Anlage mit Ammoniakwasser als Reduktionsmittel betrieben wird, ist als Verdünnungswasser Deionat oder vollentsalztes Wasser zwingend erforderlich. Das Reinigen von Kalkablagerungen ist eine sehr zeitaufwändige Prozedur und kann die Verfügbarkeit der Gesamtanlage beeinflussen (Bild 19).



Bild 18: Serviceeinsatz am Misch- und Messmodul



Bild 19: Ablagerungen auf SNCR-Anlagenteilen durch Kalkausfällungen

Zukünftige Anlagen können bei Bedarf mit automatischer Datenerfassung ausgerüstet werden, so dass Fehlerdiagnosen und Einstellungen über Telefon oder Internet vorgenommen werden können. Die höheren Investitionskosten für ein solches System amortisieren sich schnell, da kostspielige Einsätze von Servicetechnikern eingespart werden können.

6. Wirtschaftlichkeit von NO_x -Minderungsmaßnahmen

Die Investitionskosten einer SCR-Anlage für eine Abfallverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 15 t/h sind mit etwa 2,5 Millionen Euro etwa 2 Millionen Euro höher als für eine SNCR-Anlage, die für eine NO_x -Reingaskonzentration $< 100 \text{ mg/Nm}^3$

ausgelegt und einschließlich akustischer Temperaturmessung mit 500.000 Euro veranschlagt wird. Für eine mit Harnstoff betriebene SNCR-Anlage, die für moderate NO_x -Reingaswerte von $< 200 \text{ mg/Nm}^3$ gemäß der 17. BImSchV kostengünstiger konzipiert ist, liegen die Investitionskosten bei etwa 200.000 Euro, wodurch sich für jede der beiden beispielhaften SNCR-Anlagen eine deutlich niedrigere Annuität errechnet als für SCR [10].

Aufgrund der verfahrensbedingt schlechteren Umsetzung sind die Betriebskosten für Reduktionsmittel bei beiden SNCR-Anlagen deutlich höher als für die SCR-Anlage. Demgegenüber fallen für die SCR-Anlage erhebliche Kosten für zusätzliche elektrische Energie für das Gebläse zur Überwindung des Druckverlustes sowie für externe Energie (Erdgas) für die Wiederaufheizung der Abgase an, so dass die gesamten Betriebskosten für jede der beiden SNCR-Anlagen deutlich günstiger sind. Ohne Berücksichtigung der Annuität und der zusätzlichen Kosten für die Regeneration und den Austausch der Katalysatoren ergibt sich eine jährliche Einsparung pro Anlage von etwa 240.000 bis 300.000 Euro, je nach dem gewählten Konzept für die SNCR-Anlage. In der gleichen Größenordnung liegen auch die Einsparungen der GMVA Oberhausen, wenn man berücksichtigt, dass diese Anlage etwa 25 t/h Abfall gegenüber 15 t/h der betrachteten SNCR-Anlagen durchsetzt [7].

Die Abgasentstickung der GMVA wurde 2004 von SCR auf SNCR umgerüstet, um die Verfügbarkeit, die durch Korrosionsschäden in den Plattenwärmetauschern erheblich beeinträchtigt wurde, zu erhöhen und den steigenden Energiekosten entgegenzuwirken. Aus Veröffentlichungen der GMVA ist zu entnehmen, dass für die vier Anlagen allein an Betriebskosten Einsparungen von etwa 2,1 Millionen EUR/a realisiert werden. Für eine Verbrennungsanlage ergeben sich somit 525.000 EUR/a.

Auch wurde über die GMVA berichtet, dass SO_3 -Konzentrationen von lediglich 5 mg/Nm^3 zur Bildung von Ammoniumhydrogensulfat geführt haben, was Verklebungen und Beschädigungen der Plattenwärmetauscher zur Folge hatte und die Verfügbarkeit der Gesamtanlage mit etwa 600 h/a belastet hat. Dies hängt vermutlich auch damit zusammen, dass sich im staubfreien Reingas nach der Abgasreinigung keine Ammoniumsalze an den Staubpartikeln anlagern können und Ablagerungen auf den Wärmetauschern nicht abgerieben werden.

Aus Umweltgesichtspunkten darf man die zusätzlichen Emissionen wie NO_x , CO_2 , CO, SO, Staub usw. nicht ignorieren, die durch den zusätzlichen Energiebedarf erzeugt werden. Unter der Annahme, dass mit der SCR-Technik Reingaskonzentrationen erzielt werden, die ohne extremen Mehraufwand, wie eine zusätzliche Katalysatorlage, nicht mehr als 30 mg/Nm^3 unter denen der SNCR-Technik liegen, ist die NO_x -Fracht bei der oben genannten Modellanlage nur etwa 2,4 kg/h geringer. Dagegen wird wegen der SCR-Anlage eine um etwa 300 kg/h (2.400 t/a) erhöhte CO_2 -Fracht in die Umwelt freigesetzt, die aus der Erdgasverbrennung in den Kanalbrennern und aus der Stromerzeugung zur Abdeckung der höheren Gebläseleistung herrührt. Dazu kommt noch, dass die Verringerung der NO_x -Emissionen durch die zusätzliche Erhöhung an anderer Stelle weitgehend wieder ausgeglichen wird.

Aus Tabelle 3 ist deutlich ersichtlich, dass die Gesamtkosten – Investitions-, Betriebskosten und Annuität – für die Abscheidung einer Tonne NO_x mit der SCR-Technik etwa drei Mal so hoch sind wie mit SNCR-Anlagen. Wenn man die SNCR-Anlage für eine NO_x -Abscheidung von 400 auf 200 mg/Nm^3 hinsichtlich der Investitionskosten mit der SCR-Anlage vergleicht, ergibt sich, dass mit den Investitionskosten in Höhe von 2,5 Millionen Euro mit einer SCR-Anlage etwa 210 t/a NO_x abgeschieden werden. Mit der relativ einfachen SNCR-Anlage ist die NO_x -Abscheidung pro Anlage zwar deutlich niedriger, da aber zwölf Anlagen für die Investitionskosten von 2,5 Millionen Euro gebaut werden können, sind diese Anlagen mit etwa 1.500 t/a NO_x im Kosten/Nutzen-Verhältnis deutlich wirtschaftlicher und im Nutzen für die Umwelt viel effektiver.

 Tabelle 3: Vergleich SCR mit SNCR hinsichtlich NO_x -Abscheidung und Kosten

	Einheit	SNCR Harnstoff (45 %)	SNCR NH_4OH (25 %)	SCR NH_4OH (25 %)
Abfalldurchsatz	t/h	15		
Abgasvolumenstrom	$\text{Nm}^3/\text{h, tr}$	80.000		
Betriebsstunden	h/a	7.800		
NO_x -Rohgaskonzentration	mg/Nm^3	400		
NO_x -Reingaskonzentration	mg/Nm^3	200	100	70
NO_x -Abscheidung	kg/h	16	24	26,4
NO_x -Abscheidung	t/a	124,8	187,2	205,9
Investitionskosten	EUR	200.000	500.000	2.500.000
Betriebszeit	Jahre	15	15	15
Zinssatz	%	6	6	6
Annuität	EUR/a	20.000	50.000	250.000
Betriebskosten pro Jahr	EUR/a	109.434	154.830	395.460
Betriebskosten + Annuität	EUR/a	129.434	204.830	645.460
Kosten pro Tonne NO_x	EUR/a	1.037	1.095	3.135
mögliche NO_x-Abscheidung für EUR 2.500.000 Investkosten	t/a	~ 1.560	~ 950	~ 210

Mit einer hinsichtlich des Abscheidegrads vergleichbaren SNCR-Anlage für eine NO_x -Konzentration im Reingas $< 100 \text{ mg/Nm}^3$ kann man für die genannten Investitionskosten immerhin noch fünf Anlagen bauen und etwa 950 t/a abscheiden, das sind mehr als vier Mal soviel wie mit einer SCR-Anlage.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Das SNCR-Verfahren hat sich im langjährigen Dauerbetrieb in unterschiedlichen Verbrennungsanlagen als verlässliches und wirtschaftliches Verfahren zur NO_x -Abscheidung erwiesen, in denen die einschlägigen Grenzwerte eingehalten werden müssen. Aus verfahrenstechnischer Sicht ist es praktisch unerheblich, ob Harnstofflösung oder Ammoniakwasser als Reduktionsmittel eingesetzt wird. Wenn die Anlagen demgemäß ausgelegt, gebaut und betrieben werden, sind mit beiden Medien keine Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Gesamtanlagen zu erwarten.

Aus einer zunehmenden Anzahl von Anlagen gibt es belastbare Betriebsergebnisse, die belegen, dass mit der Einhaltung von NO_x -Grenzwerten $< 100 \text{ mg/Nm}^3$ das Potential dieser Technik für Abfallverbrennungsanlagen noch nicht ausgeschöpft ist.

Mit der SCR-Technik sind zwar etwas höhere NO_x -Abscheidegrade erreichbar als mit der SNCR-Technik. Insbesondere für kleine bis mittlere Feuerungsanlagen, wie sie im Rahmen der 17. BImSchV betrieben werden, stehen die Kosten jedoch selten in einem vernünftigen Verhältnis zum Nutzen. Ob das im Sinne der besten verfügbaren Technik (BVT) gebotene Schutzniveau der Umwelt erreicht wird, ist mehr als fraglich, wenn man bedenkt, dass man z.B. für die Kosten einer SCR-Anlage fünf bis zehn SNCR-Anlagen bauen kann, die jede für sich die zukünftigen NO_x -Grenzwerte sicher einhalten kann, so dass die Anlagen zusammen die Umwelt um ein Vielfaches mehr entlasten als eine SCR-Anlage alleine.

Inzwischen sind die Eindüssysteme und -konfigurationen soweit entwickelt worden, dass die Reduktionsmittel immer nahezu homogen über den gesamten Querschnitt im Feuerungsraum verteilt werden können. Basierend auf den über Jahre gesammelten Betriebserfahrungen mit einer Vielzahl von unterschiedlichen Verbrennungsanlagen sind auch die verfahrenstechnischen Zusammenhänge und Abhängigkeiten viel besser bekannt, so dass für jeden Anwendungsfall eine ausgereifte Konzeption eingesetzt werden kann.

Bei M & S liegen sowohl mit Harnstoff als auch mit Ammoniakwasser einschlägige Erfahrungen vor, so dass *maßgeschneiderte* Konzepte zur kostengünstigen Lösung der NO_x -Probleme realisiert werden können, womit die vom Gesetzgeber gestellten Anforderungen auch für Großfeuerungsanlagen erfüllt und in vielen Fällen sogar übertroffen werden.

Versuchsergebnisse aus Feuerungsanlagen bis zu 225 MW elektrische Leistung sind vielversprechend. Die erste Anlage wird Anfang 2010 im Kraftwerk Fenne in Betrieb genommen. In den Beitrittsländern wie Polen und Tschechien ist mit den ersten Entscheidungen zugunsten der SNCR-Technik für Großkraftwerke im Laufe des Jahres 2010 zu rechnen.

8. Literatur

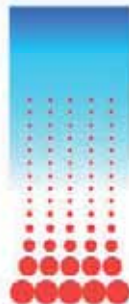
- [1] Von der Heide, B. et al.: NO_x -Minderung an einem steinkohlebefeuerten Kessel in der ehemaligen CSFR nach dem NO_x OUT-Verfahren. VGB-Konferenz *Kraftwerk und Umwelt 1993*, Essen, 28. April 1993
- [2] Chvalina, J.; Seitz, A.; von der Heide, B.: Langjährige Erfahrungen mit nichtkatalytischer Entstickung in kohlegefeuerten Kesseln in der Tschechischen Republik. VGB-Tagung, Düsseldorf, 17. April 1997
- [3] Grimard, F.X.; von der Heide, B.: Long-Term Experiences with Non-Catalytic NO_x Reduction in Municipal Waste Incinerators. POWER GEN, Madrid, 17.-19. Juni 1997
- [4] Kutlovsky, J.; von der Heide, B.: Experience in Controlling NO_x from Utility Boilers with SNCR using Urea and Ammonia as Reagent. POWER GEN, Frankfurt, 1999
- [5] von der Heide, B.; Bärnthaler K.; Barok I.: Nichtkatalytische Entstickung von Abgasen aus zwei Kesseln mit Schmelzkammerfeuerung im Kraftwerk Vojany, Slowakische Republik. VGB-Konferenz *Kraftwerk und Umwelt 2000*, 4.-5.4.2000 in Leipzig

- [6] Thomé, E.: Stickoxidminderungsmaßnahmen bei Abfallverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K.J.; Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2005, S. 373-401
- [7] Schellenberger, I.; Pachaly, R.: Stickoxidreduktion jetzt ohne Katalysator. In: Umweltmagazin 10/11 (2005) und BWK 11 (2005)
- [8] Deuster, M.: Akustische Gastemperaturmesstechnik. VDI Wissensforum, Technische Temperaturmessung, Seminar 361101
- [9] Kaufmann, K. et al: The Combustion of Different Fuels in a 180 MW th Circulating Fluidized Bed Steam Generator in Swiecie (Poland), Power-Gen Europe, 28.-30. Juni 2005 in Milano
- [10] von der Heide, B.: Ist das SNCR-Verfahren noch Stand der Technik. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall – Band 4. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2008, S. 275-293
- [11] Bonnenberg + Drescher GmbH, Aldenhoven: diverse Unterlagen



MEHLDAU & STEINFATH
UMWELTECHNIK

Mehldau & Steinfath
Umwelttechnik GmbH
Alfredstraße 279
45133 Essen
Germany



Tel.: +49 (2 01) 4 37 83-0
Fax: +49 (2 01) 4 37 83-33
zentrale@ms-umwelt.de
www.ms-umwelt.de