



Thomas Kogler, BSc

# **Abfallverbrennung in mittelgroßen Biomassefeuerungen – Erkenntnisse und Bewertung einer Literaturrecherche**

## **MASTERARBEIT**

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Masterstudium

Verfahrenstechnik

eingereicht an der

**Technischen Universität Graz**

## **Betreuer**

Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Thomas Gamse

Institut für Chemische Verfahrenstechnik und Umwelttechnik

Graz, Juni 2024

## EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Graz, am .....

.....  
(Unterschrift)

## STATUTORY DECLARATION

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used other than the declared sources / resources, and that I have explicitly marked all material which has been quoted either literally or by content from the used sources

.....  
date

.....  
(signature)

## Vorwort und Danksagung

Die Motivation zu dieser Masterarbeit entstand einerseits aus persönlichem Interesse, andererseits bot es mir die Möglichkeit zur fachlichen Weiterentwicklung in dieser Thematik. Ich möchte daher zuerst Herrn Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Thomas Gamse meinen persönlichen Dank für die Ermöglichung dieser Masterarbeit und für seine Unterstützung aussprechen. Großer Dank gilt natürlich auch meiner Familie und meinen Freunden für ihre fortlaufende Unterstützung und die immer wieder motivierenden Worte.

---

## Kurzfassung

Diese Masterarbeit befasst sich mit den Unterschieden von Abfall- und Biomasseverbrennung bzw. mit der grundlegenden Frage, ob Abfälle oder einzelne Abfallarten auch in mittelgroßen Biomassefeuerungen entsprechend verwertet werden können. So weit als möglich, sollen die aufkommenden rechtlichen und technischen Fragenstellungen hierzu geklärt werden.

Beginnend auf europäischer Ebene wird die rechtliche Basis der nationalen Verbrennungsverordnungen mit der IED, der MCPD und den BVT-Schlussfolgerungen für Abfall und Biomasse aufgezeigt. Zusätzlich bildet die Abfallrahmenrichtlinie die Basis der europäischen Kreislaufwirtschaft und regelt weitere grundsätzliche Rahmenbedingungen der Abfallverbrennung.

Auf Basis dieser Richtlinien und Verordnungen werden die wichtigsten Eigenschaften und Normen zur Charakterisierung und Spezifizierung der Brennstoffe Abfall und Biomasse aufgezeigt. Mit besonderem Blick auf die Abfallverbrennung wurde in einer umfangreichen Literaturrecherche der Ist-Stand ermittelt und parallel dazu mit den wesentlichen Unterschieden zu mittelgroßen Biomassefeuerungen abgeglichen. Der Fokus liegt dabei auf der verwendeten Feuerungs- und Kesseltechnologie, den Betriebsproblemen und dem Abgasreinigungssystem. Mittels SNCR, Trockensorption und Gewebefilter zeigt sich, speziell für Anlagen im kleineren Leistungsbereichen eine ökonomisch vorteilhafte Anlagenkonfiguration. Mit dem Verbrennungskriterium  $850^{\circ}\text{C} / 2 \text{ s}$  (d.h. 2 Sekunden Verweilzeit bei mindestens  $850^{\circ}\text{C}$  Verbrennungstemperatur) wird in der Abfallverbrennung in erster Linie die sichere Zerstörung von halogenierten Kohlenwasserstoffen sichergestellt. Die chemischen und physikalischen Hintergründe dieses Kriteriums werden beleuchtet und diskutiert.

Die Masterarbeit liefert das grundsätzliche Ergebnis, dass Abfallverbrennungsanlagen und mittelgroße Biomassefeuerungen im Kern mit der Rostfeuerung sehr ähnlich aufgebaut sind. Durch die Problematik mit dem Brennstoff „Abfall“ müssen jedoch in der Betriebsführung, Abgasreinigung und Überwachung wesentlich höhere Anforderungen erfüllt werden. Die Verbrennung von zumindest einzelnen Abfallarten in Biomassefeuerungen scheint möglich, jedoch nicht ohne weitere Adaptierungen am Anlagensystem vorzunehmen.

## Abstract

This master's thesis deals with the differences between waste and biomass combustion as well as with the fundamental question, if there is an appropriate utilization of waste or special kinds of waste in medium-sized biomass combustion plants. As far as possible, the legal and technical questions that arise will be clarified.

Starting at the European level, the legal basis of the national incineration regulations was shown with the IED, the MCPD and the BAT conclusions for waste and biomass. Also, the Waste Framework Directive, to serve as the basis of the European circular economy, regulates other additional fundamental conditions for waste incineration. Namely, the Waste Framework Directive serves as the basis for the European circular economy, and regulates other fundamental conditions for waste incineration.

By means of these guidelines and regulations, the most important properties and standards for the characterization and specification of waste and biomass fuels are shown.

With a particular focus on waste incineration, status-quo is carried out with an extensive literature research as well as a comparison with main differences to medium-sized biomass combustion plants. The focus was on the combustion -and boiler technology used, operating problems and exhaust gas cleaning system. Using SNCR, dry sorption and fabric filters, an economically advantageous system configuration is shown, especially for systems in the low performance ranges. The combustion criterion of  $850^{\circ}\text{C} / 2 \text{ s}$  (i.e., 2 seconds residence time at a combustion temperature of at least  $850^{\circ}\text{C}$ ) primarily ensures the safe destruction of halogenated hydrocarbons in waste incineration. The chemical and physical background of this criterion is examined and discussed.

The thesis provides the result that waste incineration plants and medium-sized biomass combustion plants are essentially constructed very similarly to grate furnaces. However, due to the problem with fuel waste, much higher requirements must be met in terms of operational management, exhaust gas cleaning and monitoring. The combustion of individual types of waste in biomass furnaces seems possible, but not without further adaptations on the plant system.

# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	2
2.1	Der EU-Rechtsrahmen.....	2
2.2	Wichtige Begriffsbestimmungen.....	3
2.3	Verbrennung von Abfall und Biomasse .....	5
2.4	Rechtliche Umsetzung auf die nationale Ebene .....	8
2.4.1	Rechtliche Rahmenbedingungen in Österreich .....	8
2.4.2	Zusatzanforderungen für die Abfallverbrennung in Österreich .....	10
2.4.3	Abfallverbrennung in den D-A-CH-Staaten.....	11
2.5	Schlussfolgerungen zum aktuellen Rechtsrahmen .....	11
3	Abfall und Biomasse als Brennstoff.....	13
3.1	Gemischte Siedlungsabfälle und Ersatzbrennstoffe .....	13
3.2	Biobrennstoffe – Herkunft, Einteilung und Normung.....	17
3.3	Altholz .....	19
3.4	Siebüberlauf .....	21
3.5	Brennstoffcharakterisierung .....	22
4	Anlagen zur Abfall- und Biomasseverbrennung.....	29
4.1	Aufbau von Abfall- und Biomassefeuerungsanlagen.....	30
4.2	Brennstoffaufbereitung, -lagerung und -beschickung.....	32
4.3	Rostfeuerung – Eigenschaften und Charakteristik.....	34
4.3.1	Kenngößen und Auslegungskriterien für den Rost .....	37
4.3.2	Thermische Umsetzung in der Rostfeuerung .....	40
4.3.3	Reststoffanfall und Entaschung .....	45
4.4	Wärmeerzeuger - Kessel .....	48
4.4.1	Einteilung, Aufbau und Funktion .....	48
4.4.2	Korrosion und Kesselauslegung.....	51
5	Luftschadstoffe aus der Abfall- und Biomasseverbrennung .....	57
5.1	Schadstoffe und Emissionspotentiale.....	57
5.2	Emissionsgrenzwerte und Überwachung .....	59
6	Abgasreinigungsverfahren – Einteilung, Aufbau und Funktion.....	62
6.1	Einteilung der Verfahren.....	62
6.2	Staubabscheidung.....	62
6.3	Stickoxidminderung .....	66
6.3.1	Primärmaßnahmen zur NO <sub>x</sub> -Minderung .....	68
6.3.2	Sekundärmaßnahmen zur NO <sub>x</sub> -Minderung .....	69

---

6.4	Abscheidung von Schwermetallen, saurer und organischer Schadstoffe .....	75
6.4.1	Abreinigung durch Trockensorption.....	77
6.4.2	Trockensorption zur Schwermetall- und Dioxinabscheidung.....	83
7	Die Verbrennungsbedingungen – 850°C / 2 s .....	84
7.1	Dioxine, Furane und dl-PCB – Einleitung .....	84
7.2	Dioxine im Verbrennungsprozess .....	86
7.2.1	Dioxinabbau durch Verbrennung .....	86
7.2.2	Dioxinneubildung nach der Verbrennung .....	89
7.3	850°C / 2 s – Umsetzung in der Praxis .....	90
7.4	Fazit zu 850°C / 2 s .....	91
8	Zusammenfassung und Erkenntnisse .....	92
9	Literatur .....	95

# 1 Einleitung

Die Verbrennung von Haus- und Gewerbemüll im Vergleich zu holz- oder halmgutartiger Biomasse scheint im ersten Moment weit voneinander entfernt. Sieht man jedoch etwas genauer hin, zeigen sich durchaus Parallelen. Beide Brennstoffarten, feste Biomasse und Abfälle, zählen aufgrund ihrer verbrennungsspezifischen Eigenschaften zu den „schwierig“ zu verwertenden Brennstoffen. Ebenso wird in der Biomasse- und Abfallverbrennung auf die gleiche Feuerungstechnologie zurückgegriffen und zwar in erster Linie auf die Rostfeuerung. Dennoch gelten für beide Branchen andere Rahmenbedingungen und Standards, vor allem begründet auf umwelttechnischen und gesellschaftspolitischen Aspekten. Daraus resultiert für Abfallverbrennungsanlagen ein wesentlich höherer Betriebs- und Anlagenaufwand.

Die heutigen Biomassefeuerungen, speziell im mittelgroßen Leistungsbereich, sind bereits ausgereifte Produkte und befinden sich in einer stetigen Weiterentwicklung an den aktuellen Stand der Technik. Sie bilden aus technischer Sicht mehr oder weniger eine gesonderte Gruppe zwischen den gewerblichen Feuerungen und den Großfeuerungsanlagen. Für diese Feuerungen bieten sich ebenso Brennstoffe an mit oftmals biogenen Ursprungs, durch erhöhte Schadstoffgehalte infolge von chemischen Vorbehandlungen und/oder anderer Fremdstoffe, aber bereits mit einem fließenden Übergang zu (Brenn-)Stoffen mit einem abfallähnlichen Charakter.

Doch was würde die gezielte Verbrennung von Abfall oder bestimmter Abfallarten in solchen mittelgroßen Biomassefeuerungen bedeuten, nicht nur technisch, sondern auch rechtlich? Mit Hinblick auf den stärker werdenden kommunalen Gedanken und der damit verbundenen Sekundärbrennstoff-Verwertung ein durchaus vorstellbares Szenario.

Um dieser Frage nachgehen zu können, bedarf es einer umfangreichen Ist-Stand-Analyse der Abfallverbrennung. Die Überlegung der thermischen Abfallverwertung in Biomassefeuerungen wirft zumindest folgende grundlegende Fragen auf:

- Wie unterscheidet sich der Rechtsrahmen zwischen Biomasse- und der Abfallverbrennung auf europäischer sowie auf nationaler Ebene?
- Welche Mehranforderungen leiten sich aus den gesetzlichen Rahmenbedingungen ab?
- In welcher Art und Weise unterscheiden sich die hauptsächlich eingesetzten Brennstoffgruppen aus Abfall und Biomasse voneinander?
- Was ist Stand der Technik, mit besonderem Blick auf die Abfallverbrennung?
- Welche wesentlichen prozesstechnischen Kriterien können aus diesem Vergleich abgeleitet bzw. gewonnen werden?

In dieser Arbeit wird ausgehend von den rechtlichen Rahmenbedingungen der Ist-Stand für die Verbrennung von Abfall und Biomasse erhoben. Auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche, speziell aus dem Bereich der Abfallverbrennung, sollte am Ende dieser Arbeit neben der Beantwortung der zuvor aufgeworfenen Fragen, eine grundsätzliche Einschätzung der technischen Machbarkeit aufgezeigt werden.



## 2 Rechtliche Rahmenbedingungen

### 2.1 Der EU-Rechtsrahmen

Die politische Ausrichtung rund um die Themen Umweltschutz, Nachhaltigkeit und einer möglichst effizienten Nutzung der Ressourcen, erhalten innerhalb der EU immer mehr an Gewicht. Historisch gesehen wurde zu diesem Thema bereits auf der Pariser Konferenz im Oktober 1972 von den damaligen Staats- und Regierungschefs im Sinne der Europäischen Gemeinschaft beschlossen, eine EG-Umweltpolitik einzuführen [1]. Es ist davon auszugehen, dass vorangegangene Ereignisse wie die Smog-Krisen in London 1952 oder im Ruhrgebiet 1962, dabei eine Rolle spielten. Freilich ist man heutzutage mit den europäischen Standards bereits weit von solchen Emissionsauswirkungen entfernt, dennoch ist es im Sinne des technischen und ökologischen Fortschritts, eine weitere kontinuierliche Emissionsreduktion voranzutreiben.

Die zwei zentralen Regelwerke auf europäischer Ebene für den Schutz bzw. die Begrenzung von Emissionen aus Anlagen zur Abfall- und Biomasseverbrennung sind die **Richtlinie 2010/75/EU** über Industrieemissionen (engl. Industrial Emission Directive – IED) [2], sowie die **Richtlinie (EU) 2015/2193** (engl. Medium Combustion Plant Directive – MCPD) [3]. Die Industrieemissionsrichtlinie regelt u.a. die Verbrennung von Biomasse und anderer nicht abfallartiger Brennstoffe zur Verfeuerung in Großfeuerungsanlagen sowie die generelle Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen. Die MCPD regelt die Emissionsbegrenzung von Biomasse und anderer nicht abfallartiger Brennstoffe in den sogenannten mittelgroßen Feuerungsanlagen.

Weiteres bilden die BVT-Merkblätter (engl. Best Available Techniques Reference Documents – BREFs) bzw. die daraus abgeleiteten BVT-Schlussfolgerungen (engl. BAT conclusions) ein zusätzliches zentrales Dokument in Verbindung mit der IED. Im Rahmen des sogenannten „Sevilla Prozess“ werden dabei auf europäischer Ebene die „besten verfügbaren Techniken“, im deutschen Sprachgebrauch als „Stand der Technik“ bezeichnet, zur Vermeidung und Verminderung der Emissionen aus Industrieanlagen ausgearbeitet. Dadurch soll sich in der EU ein einheitlicher Standard etablieren bzw. ein Ungleichgewicht beim zulässigen Emissionsausstoß vermieden werden. Ergebnis sind u.a. die mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte, zusammengefasst in den BVT-Schlussfolgerungen. Die „BVT-assoziierten Emissionswerte“ sind gemäß Industrieemissions-Richtlinie, Artikel 15 (3), rechtlich bindend. Wichtige BVT-Merkblätter bzw. BVT-Schlussfolgerungen im Zusammenhang mit Biomasse- und Abfallverbrennung bilden die **BVT-Schlussfolgerungen in Bezug auf die Abfallverbrennung** [4], und die **BVT-Schlussfolgerungen für Großfeuerungsanlagen** [5]. Dadurch ergibt sich mit den BVT-Merkblättern bzw. den BVT-Schlussfolgerungen neben der Industrieemissions-Richtlinie eine weitere rechtliche Grundlage auf europäischer Ebene zur Regulierung von Industrieemissionen.

Abgesehen von der rechtlichen Regulierung der Emissionen nehmen Biomasse und Abfall eine zentrale Rolle in der Kreislaufwirtschaft ein. Die Basis für die rechtliche Gesetzgebung der Abfall- und Kreislaufwirtschaft bildet auf europäischer Ebene die **Richtlinie 2008/98/EG** [6], in der Praxis besser bekannt als „Abfallrahmenrichtlinie“ (AbfRRL). Dort wird für Abfall aus Gründen von Umweltschutz und Ressourcenschonung nach Artikel 4 eine Abfallhierarchie zugrunde gelegt, mit folgender Priorität:

- a) Vermeidung,
- b) Vorbereitung zur Wiederverwertung,
- c) Recycling,
- d) sonstige Verwertung, z.B. energetische Verwertung,
- e) Beseitigung.

Mit dem „EU-Kreislaufwirtschaftspaket 2015“ wurden neue EU-Vorschriften zur globalen Vorreiterrolle bei Abfallwirtschaft und Recycling vorgestellt [7]. Es stehen u.a. Zielvorgaben für das Recycling von Siedlungsabfällen (65 % bis 2035) und eine Begrenzung der Deponierung auf maximal 10 % der insgesamt anfallenden Siedlungsabfälle, ebenfalls bis 2035, auf der Agenda. Eine entsprechende Änderung der Abfallrahmenrichtlinie dazu kam im Jahr 2018 mit der **Richtlinie (EU) 2018/851** [8].

Zur genauen Einordnung und Bezeichnung der unterschiedlichen Abfallarten führt Artikel 7 gemäß Abfallrahmenrichtlinie ein Abfallverzeichnis. In diesem Abfallverzeichnis werden die unterschiedlichen Abfallarten über Abfallcodes europaweit einheitlich klassifiziert. Das aktuelle Abfallverzeichnis unter Einarbeitung bestimmter Vorgaben gemäß der Abfallrahmenrichtlinie gilt mit dem **Beschluss 2014/955/EU** [9] zur Änderung der *Entscheidung 2000/532/EG* über ein Abfallverzeichnis.

Die Kenntnis der Eigenschaften und Zuordnung der Abfälle bzw. in weiterer Folge auch die Charakterisierung der späteren Abfallbrennstoffe, basiert somit auf der Abfallrahmenrichtlinie.

## 2.2 Wichtige Begriffsbestimmungen

Es folgen ausgewählte Begriffsbestimmungen gemäß:

### **Industrieemissionsrichtlinie:**

„Brennstoff“

alle festen, flüssigen oder gasförmigen brennbaren Stoffe;

„Biomasse“

a) Produkte land- oder forstwirtschaftlichen Ursprungs aus pflanzlichem Material, die als Brennstoff zur energetischen Rückgewinnung verwendet werden können;

b) nachstehende Abfälle:

i) pflanzliche Abfälle aus der Land- und Forstwirtschaft;

ii) pflanzliche Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie, falls die erzeugte Wärme genutzt wird;

iii) faserige pflanzliche Abfälle aus der Herstellung von natürlichem Zellstoff und aus der Herstellung von Papier aus Zellstoff, sofern sie am Herstellungsort mitverbrannt werden und die erzeugte Wärme genutzt wird;

iv) Korkabfälle;

v) Holzabfälle mit Ausnahme von Holzabfällen, die infolge einer Behandlung mit Holzschutzmitteln oder infolge einer Beschichtung halogenorganische Verbindungen oder Schwermetalle enthalten können, und zu denen insbesondere solche Holzabfälle aus Bau- und Abbruchabfällen gehören;

„gemischte Siedlungsabfälle“

Abfälle aus Haushaltungen sowie gewerbliche, industrielle Abfälle und Abfälle aus Einrichtungen, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung den Abfällen aus Haushaltungen ähnlich sind,

jedoch ausgenommen die unter Position 20 01 des Anhangs der Entscheidung 2000/532/EG genannten Fraktionen, die getrennt am Entstehungsort eingesammelt werden, und anderen, unter Position 20 02 dieses Anhangs genannten Abfalls;

„Feuerungsanlage“

jede technische Einrichtung, in der Brennstoffe im Hinblick auf die Nutzung der dabei erzeugten Wärme oxidiert werden;

„Abfallverbrennungsanlage“

jede ortsfeste oder nicht ortsfeste technische Einheit oder Anlage, die zur thermischen Behandlung von Abfällen mit oder ohne Nutzung der Verbrennungswärme mittels Verbrennung durch Oxidation von Abfällen und anderen thermischen Behandlungsverfahren wie Pyrolyse, Vergasung und Plasmaverfahren eingesetzt wird, wenn die bei der Behandlung entstehenden Stoffe anschließend verbrannt werden;

„Abfallmitverbrennungsanlage“

jede ortsfeste oder nicht ortsfeste technische Einheit, deren Hauptzweck in der Energieerzeugung oder der Produktion stofflicher Erzeugnisse besteht und in der Abfall als Regel- oder Zusatzbrennstoff verwendet oder im Hinblick auf die Beseitigung thermisch behandelt wird, und zwar mittels Verbrennung durch Oxidation von Abfällen und andere thermische Behandlungsverfahren wie Pyrolyse, Vergasung und Plasmaverfahren, wenn die bei der Behandlung entstehenden Stoffe anschließend verbrannt werden.

#### **Medium Combustion Plant Directive:**

„Emission“

die Ableitung von Stoffen aus einer Feuerungsanlage in die Luft;

„Emissionsgrenzwert“

die zulässige Menge eines in den Abgasen einer Feuerungsanlage enthaltenen Stoffes, die in einem gegebenen Zeitraum in die Luft abgeleitet werden darf.

#### **Abfallrahmenrichtlinie:**

„Abfall“

jeden Stoff oder Gegenstand, dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss;

„gefährlicher Abfall“

Abfall, der eine oder mehrere der in Anhang III aufgeführten gefährlichen Eigenschaften aufweist;

„nicht gefährlicher Abfall“

Abfall, der nicht unter gefährlichen Abfall fällt;

„Siedlungsabfall“

a) gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus Haushalten, einschließlich Papier und Karton, Glas, Metall, Kunststoff, Bioabfälle, Holz, Textilien, Verpackungen, Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Altbatterien und Altakkumulatoren sowie Sperrmüll, einschließlich Matratzen und Möbel;

b) gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen, sofern diese Abfälle in ihrer Beschaffenheit und Zusammensetzung Abfällen aus Haushalten ähnlich sind;

Siedlungsabfall umfasst keine Abfälle aus Produktion, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Klärgruben, Kanalisation und Kläranlagen, einschließlich Klärschlämme, Altfahrzeuge und aus Bau- und Abbruch.

#### „Bioabfall“

biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle, Nahrungsmittel- und Küchenabfälle aus Haushalten, Büros, Gaststätten, Großhandel, Kantinen, Cateringgewerbe und aus dem Einzelhandel sowie vergleichbare Abfälle aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben;

#### „Behandlung“

Verwertungs- oder Beseitigungsverfahren, einschließlich Vorbereitung vor der Verwertung oder Beseitigung;

## 2.3 Verbrennung von Abfall und Biomasse

Vergleicht man die Verbrennung von Abfall und Biomasse wird grundsätzlich in deren Verwendung unterschieden. Der Einsatz von Biomasse als Brennstoff hat immer die technische Nutzung der entstehenden Verbrennungswärme zum Ziel. Bei der Abfallverbrennung, mit Fokus auf Siedlungsabfälle, steht nicht die Verwendung als Brennstoff im Vordergrund sondern die Entsorgungssicherheit und damit übergeordnet die „Behandlung“ dieser Abfälle. Laut Bestimmung gemäß IED und MCPD stehen zur Verbrennung folgende Anlagen zur Verfügung.

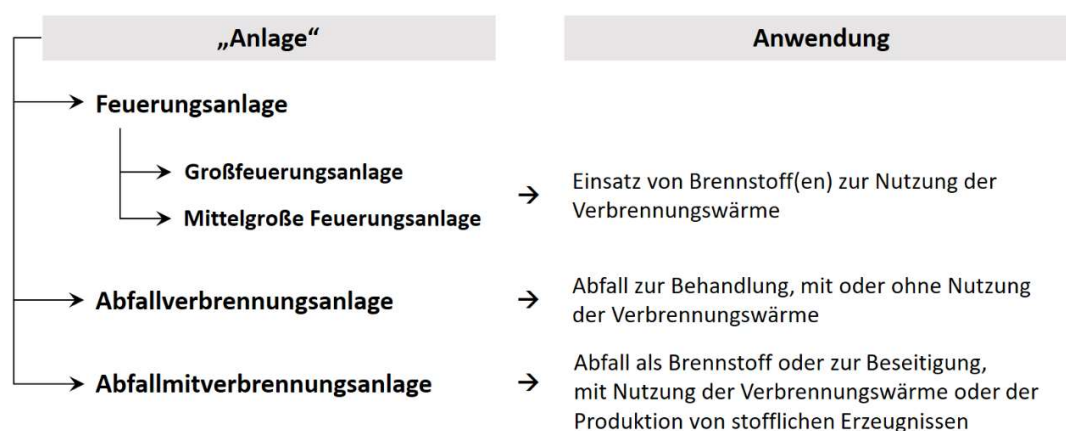


Abbildung 1: Einteilung und Einsatz von Verbrennungsanlagen laut europäischer Begriffsbestimmung.

Die Verbrennungswärme wird dabei in sogenannten Kesselfeuerungen, im Regelfall mit Kraft-Wärme-Kopplung, Prozessdampf oder Fernwärme umgesetzt. Bei der Produktion von stofflichen Erzeugnissen kann z.B. die Mitverbrennung von Abfall in Zementwerken genannt werden. Das bei der Verbrennung entstehende Abgas wird danach über eine Abgasreinigung und schließlich über einen Schornstein in die Atmosphäre abgeleitet. Die Dimension der Feuerung und die festgelegten Emissionswerte werden über die Feuerungswärmeleistung bestimmt. Die Feuerungswärmeleistung (entsp. der Brennstoffwärmeleistung) ergibt sich aus der eingesetzten Brennstoffmenge multipliziert mit seinem unteren Heizwert. Feuerungsanlagen ab einer Leistung von 50 MW und größer gelten dabei als sogenannte Großfeuerungsanlagen. Der Bereich zwischen 1 bis kleiner 50 MW wird mit den mittelgroßen Feuerungsanlagen abgedeckt.

Bei der Abfallverbrennung wird gemäß IED nicht die Feuerungswärmeleistung sondern die Nennkapazität der Abfallmenge in Tonnen/Stunde herangezogen.

Laut der Begriffsbestimmung von „Biomasse“ gemäß IED kann diese nun auf zwei Wege zum biogenen Festbrennstoff werden.

- 1) Als Produkte aus land- und forstwirtschaftlichen Ursprungs zur energetischen Nutzung, wie z.B. Vollbäume, die etwa zu Scheitholz oder Hackgut weiterverarbeitet werden.
- 2) Als Abfall, wobei hier insbesondere die Holzabfälle von Relevanz sind.

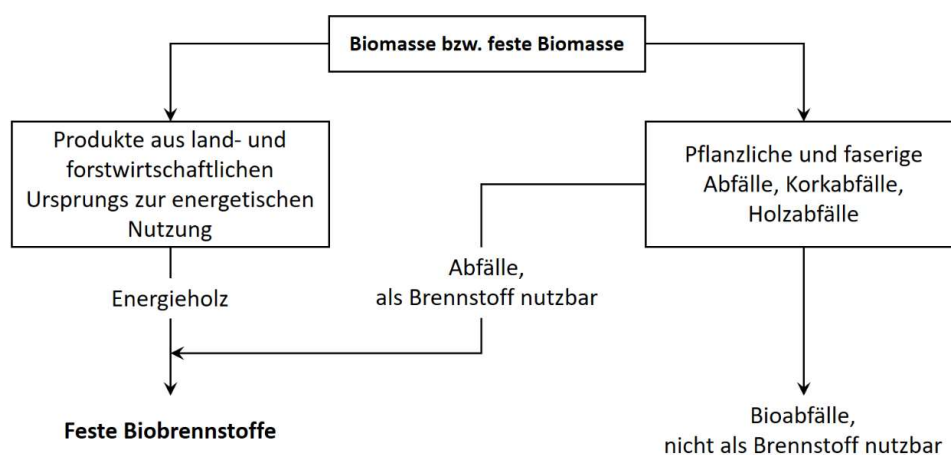


Abbildung 2: Herkunft von festen Biobrennstoffen gemäß seiner Begriffsbestimmung, in eigener Darstellung.

Den biogenen Abfällen, die als Brennstoff nutzbar sind, kann eine entsprechende Abfallschlüsselnummer (ASN) laut europäischen Abfallverzeichnis (Beschluss 2014/955/EU) zugeordnet werden. Generell ist das europäische Abfallverzeichnis in 20 Hauptkapitel unterteilt. Unter jedem Hauptkapitel mit zweistelliger Nummer folgen weitere Unterkapitel mit vierstelliger Nummer. Mit der Vergabe von zwei weiteren Nummern im Unterkapitel erfolgt am Ende die jeweilige Zuordnung von Art und Herkunft der Abfälle. Die Abfälle sind so mit einem insgesamt sechststelligen Abfallcode bzw. der ASN definiert. Alle eingesetzten Abfälle in den Verbrennungsanlagen besitzen somit eine zugeordnete ASN.

Die verbrannten Abfallfraktionen in thermischen Abfallbehandlungsanlagen (TAB) in Deutschland, entstammen mit einem Anteil von über 80 % aus drei gesonderten Abfallgruppen. Unter den TABs werden sowohl Müllverbrennungsanlagen (MVA) als auch Ersatzbrennstoffkraftwerke zusammengefasst [10].

Tabelle 1: Auszug aus dem europäischen Abfallverzeichnis (Beschluss 2014/955/EU). Die Fraktionen 20 03 01, 19 12 10 und 19 12 12 bilden mit rund 83 % die Hauptanteile der im Jahr 2017 eingesetzten Abfälle in deutschen TABs [10].

ASN	Kapitel / Abfallfraktion
19	ABFÄLLE AUS ABFALLBEHANDLUNGSANLAGEN, ÖFFENTLICHEN ABWASSERBEHANDLUNGSANLAGEN SOWIE DER AUFBEREITUNG VON WASSER FÜR DEN MENSCHLICHEN GEBRAUCH UND WASSER FÜR INDUSTRIELLE ZWECKE
19 12	<b>Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen (z. B. Sortieren, Zerkleinern, Verdichten, Pelletieren) a. n. g.</b>

19 12 10	brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen)
19 12 12	sonstige Abfälle (einschließlich Materialmischungen) aus der mechanischen Behandlung von Abfällen mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 12 11 fallen
20	SIEDLUNGSABFÄLLE (HAUSHALTSABFÄLLE UND ÄHNLICHE GEWERBLICHE UND INDUSTRIELLE ABFÄLLE SOWIE ABFÄLLE AUS EINRICHTUNGEN), EINSCHLIESSLICH GETRENNT GESAMMELTER FRAKTIONEN
20 03	<b>Andere Siedlungsabfälle</b>
20 03 01	gemischte Siedlungsabfälle

Die Gruppe 20 03 01 macht mit 50 % den größten Anteil der Müllverbrennung aus und kann dem „klassischen“ Hausmüll zugeordnet werden. Weitere 33 % stellen zusammen die ASN 19 12 10 und 19 12 12 [10] dar. Sie zählen zu den Fraktionen der sogenannten Ersatz- bzw. Sekundärbrennstoffe. Die ebenfalls genannte ASN 19 12 11 enthält dabei sonstige Abfälle, die gefährliche Stoffe enthalten. Die gefährlichen Abfälle machen dabei in deutschen TABs nur einen Anteil von etwa einem Prozent aus [10]. Definiert sind gefährliche Abfälle, indem sie eine oder mehrere Eigenschaften nach Anhang III der Abfallrahmenrichtlinie aufweisen. Im Anhang III sind dort die H 1 bis H 15 benannten Gefahrenklassen definiert, z.B. steht H 1 für „explosiv“, H 2 für „brandfördernd“, usw.

Nach Richtlinie (EU) 2018/851 Absatz 10 gelten Siedlungsabfälle, die behandelt werden und dem Kapitel 19 im europäischen Abfallverzeichnis zugeordnet sind, als Siedlungsabfälle. Das ist insofern relevant, da in der Abfallrahmenrichtlinie Anhang II, für die Verbrennung von Siedlungsabfällen das sogenannte **R1-Kriterium** definiert wird. Die Abfallrahmenrichtlinie unterscheidet bei dem Begriff der „Behandlung“ nämlich zwischen Verwertung und Beseitigung (Anm. Abfallhierarchie). Ob es sich um (thermische) Verwertung oder Beseitigung handelt, wird dabei über die Energieeffizienz der Verbrennung der Siedlungsabfälle, mittels R1-Faktor bestimmt. Ist  $R1 \geq 0,65$  (für Neuanlagen ab 2009), gilt es als Verwertungsverfahren. Praktisch gesehen heißt das, dass ein Betreiber von Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle bei Einhaltung des R1-Werts am Abfallmarkt auch Abfälle zur Verwertung erwerben darf und nicht nur zur Beseitigung [10].

Die Berechnung von R1 zur Feststellung ob Siedlungsabfälle zur Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung Verwertung finden, ist gemäß AbfRRL Anhang II:

$$R1 = \frac{(2,6 * E_{p,e} + 1,1 * E_{p,th}) - (E_f + E_i)}{0,97 * (E_w + E_f)} * CCF \quad (1)$$

*E<sub>p,e</sub>... jährlich erzeugter Strom [GJ/a]*

*E<sub>p,th</sub> ... jährlich erzeugte Wärme [GJ/a]*

*E<sub>f</sub>... jährlicher Energieinput zur Erzeugung von Dampf [GJ/a]*

*E<sub>i</sub>... jährlich importierte Energiemenge [GJ/a]*

*E<sub>w</sub>... jährliche Energiemenge des Abfalls bezogen auf den unteren Heizwert [GJ/a]*

*0,97... Faktor zur Berechnung der Energieverluste von Rost- und Kesselasche sowie durch Strahlung*

*CCF... Klima-Korrektur-Faktor*

## 2.4 Rechtliche Umsetzung auf die nationale Ebene

Auf nationaler Ebene gilt es nun die jeweiligen EU-Rechtsvorschriften entsprechend umzusetzen. Dabei gehören die zuvor genannten Richtlinien und Beschlüsse zum sogenannten „Sekundärrecht“ der Europäischen Union. Dieses Sekundärrecht umfasst dabei Verordnungen, Richtlinien, Beschlüsse, Empfehlungen und Stellungnahmen. Diese EU(EG)-Vorschriften können dabei wie folgt gedeutet werden:

**Verordnungen:** Sind verbindliche Rechtsakte, gelten in den Mitgliedsstaaten einheitlich und müssen nicht mehr in nationales Recht umgesetzt werden.

**Richtlinie:** Ist eine Zielvorgabe für die Mitgliedsstaaten. Dabei sind die EU-Länder jedoch frei in der nationalen Umsetzung der vorgegebenen Ziele. Die nationale Umsetzung hat dabei unter Gewährleistung einer bestimmten Frist zu erfolgen.

**Beschluss:** Früher Entscheidung genannt, ist ein verbindlicher Rechtsakt für den jeweiligen Adressaten.

**Empfehlung:** Sind Vorschläge zu Ansichten und Maßnahmen an einen Adressaten und besitzen keine Rechtsverbindlichkeit.

**Stellungnahme:** Ist die Tätigkeit einer Aussage zu einer bestimmten Sache und besitzt keine Rechtsverbindlichkeit.

Der zuvor besprochene Rechtsrahmen auf EU-Verwaltungsebene dient als Grundlage für die weitere nationale Rechtsumsetzung innerhalb der einzelnen EU-Mitgliedstaaten. Bei der Umsetzung sind die EU-Staaten dabei soweit frei, dass die Mindestzielvorgaben der jeweiligen EU-Richtlinie jedenfalls erfüllt sein muss.

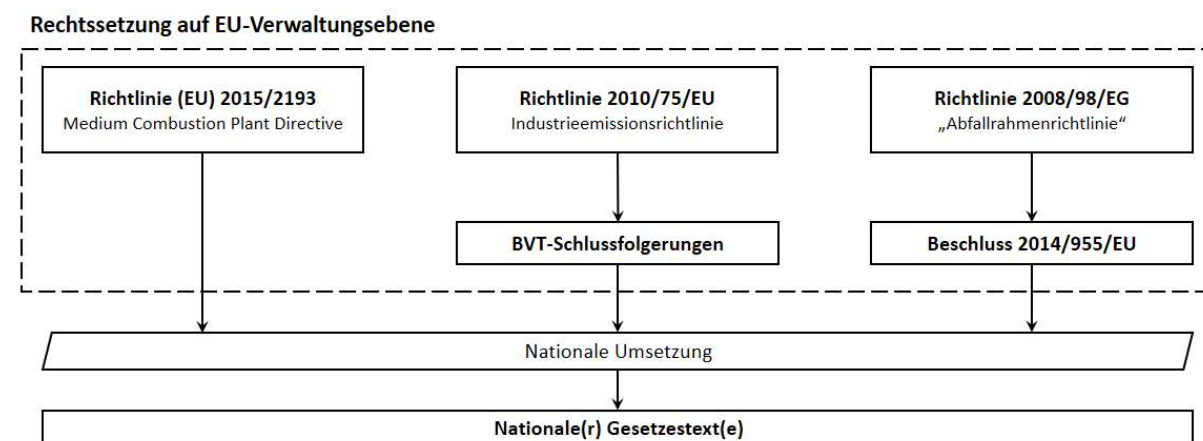


Abbildung 3: Umsetzung der Rechtssetzung von der EU-Verwaltungsebene auf die nationale Ebene, in eigener Darstellung.

### 2.4.1 Rechtliche Rahmenbedingungen in Österreich

Die Umsetzung der IED, den BVT-Schlussfolgerungen und der MCPD erfolgen im Weiteren in den entsprechenden nationalen Emissions- bzw. Immissionsschutzgesetzen für Feuerungsanlagen. Die Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie stellt die Basis für die nationale Gesetzgebung der Abfall- und Kreislaufwirtschaft.

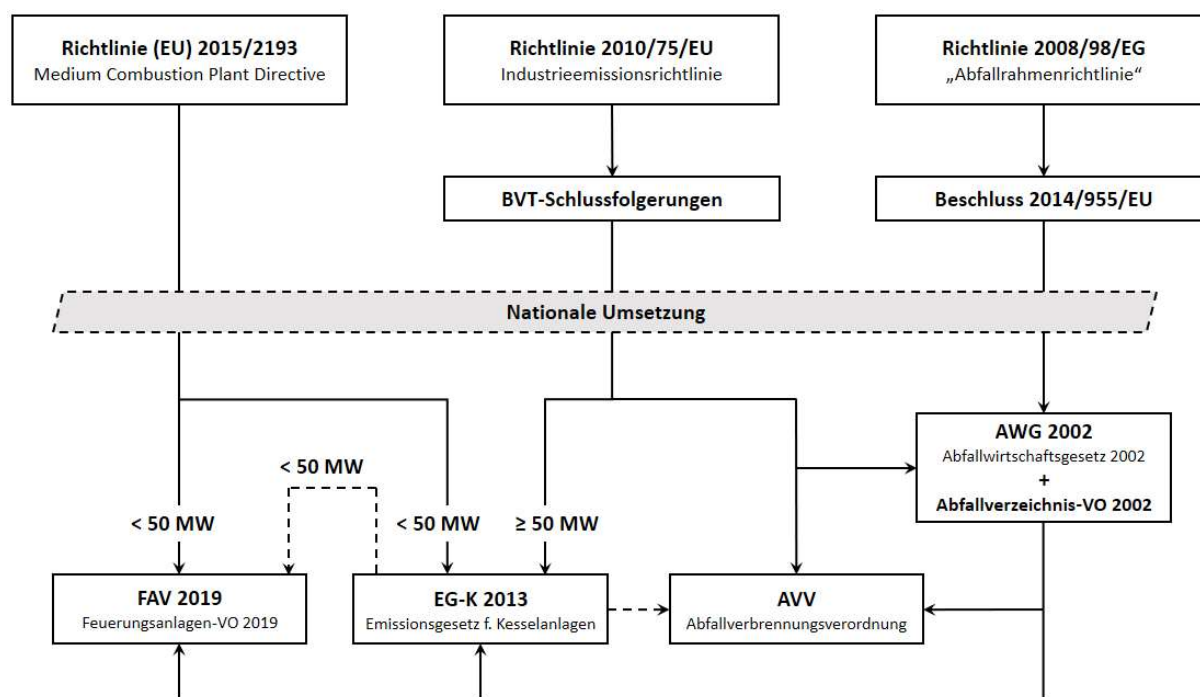


Abbildung 4: Nationale Umsetzung des EU-Rechtsrahmens in Österreich, nach eigener Darstellung.

#### Abfallverbrennungsverordnung (AVV) [11]:

Die AVV regelt die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfall. Mit dieser Verordnung wird gesondert das Kapitel IV („Sondervorschriften für Abfallverbrennungsanlagen und Abfallmitverbrennungsanlagen“) und der Anhang VI („Technische Bestimmungen für Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen“) der Industrieemissionsrichtlinie umgesetzt. Die Größenordnung der Anlage wird dabei nicht über die Brennstoffwärmeleistung, sondern über die eingesetzte Abfallmenge pro Stunde definiert. Die AVV unterscheidet dabei in den Stufen – bis 2 Tonnen – mehr als 2 und weniger als 6 Tonnen – mehr als 6 Tonnen/Stunde. Eine Novellierung der AVV zur Umsetzung der aktuellen BVT-Schlussfolgerungen für Abfallverbrennung (die vierjährige Umsetzungsfrist endete am 2.12.2023) ist ausstehend.

#### Feuerungsanlagen-Verordnung 2019 (FAV 2019) [12]:

Mit der FAV 2019 wird die MCPD umgesetzt und regelt die Verbrennung von Biomasse und anderen Brennstoffen, die nicht unter die AVV fallen, im Größenbereich von mindestens 0,1 MW bis < 50 MW Brennstoffwärmeleistung.

#### Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen (EG-K 2013) [13]:

Mit dem EG-K 2013 werden die IED, inklusive den BVT-Schlussfolgerungen, und die MCPD umgesetzt. Das Gesetz regelt die Verbrennung von Biomasse und anderen nicht unter die AVV fallenden Brennstoffe in Dampfkesseln im Größenbereich von ≥ 50 MW sowie Feuerungen mit Dampfkessel < 50 MW Brennstoffwärmeleistung. Eine Novelle des EG-K 2013 trat mit 31.12.2023 in Kraft, u.a. mit der Neuerung das für Dampfkessel < 50 MW Brennstoffwärmeleistung die Emissionsgrenzwerte laut FAV 2019 gelten. Eine Rechtsunsicherheit ergibt mit der Tatsache, dass gemäß FAV 2019 § 3 Abs. 13 der Geltungsbereich für „Feuerungsanlagen in Dampfkesselanlagen einschließlich Abhitzekessel“ wiederum ausgeschlossen wird.



**Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002) [14]:**

Die nationale Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie findet im AWG 2002 Anwendung und stellt damit das wichtigste Regelwerk für die nationale Abfall- und Kreislaufwirtschaft dar. Ein Abfallverzeichnis für gefährliche und nicht gefährliche Abfälle wird gemäß AWG 2002 mit der **Abfallverzeichnisverordnung 2020** [15] geführt. Bei der Verwendung von Abfall als Brennstoff kann mit Hilfe der Abfallverzeichnisverordnung und der zugehörigen Abfall-Schlüsselnummer jeder Feuerungsanlage der oder die genutzte(n) Abfallbrennstoff(e) zugeordnet werden.

Bei der Nutzung von Siedlungsabfall als Brennstoff entscheidet, wie bereits erwähnt, die Energieeffizienz der Verbrennung über den Status der Verwertung oder Beseitigung der Abfälle. Mit  $R1 \geq 0,65$  (für Neuanlagen ab 2009) handelt es sich um ein Verwertungsverfahren. Die entsprechende Formel zur Berechnung wurde aus der Abfallrahmenrichtlinie ins AWG 2002 Anhang 2 übernommen.

#### 2.4.2 Zusatzanforderungen für die Abfallverbrennung in Österreich

Aus der IED ergeben sich mit dem Kapitel IV und dem Anhang VI, durch die unmittelbare Gefahr bei unsachgemäßer Anwendung und aus öffentlichem Interesse, gesonderte Vorschriften für die Abfallverbrennung gegenüber der Verbrennung von Biomasse und anderer Brennstoffe. Neben den strengerem Emissionsgrenzwerten einschließlich strengerer Überwachung geht es dabei auch um betriebstechnische Bedingungen, die eine möglichst vollständige Oxidation der organischen Stoffe gewährleisten sollen. Exemplarisch ist dabei das Kriterium mit  $850^{\circ}\text{C} / 2 \text{ s}$ . Das heißt die Verbrennungsgase müssen im Feuerraum bei einer Mindesttemperatur von  $850^{\circ}\text{C}$  zumindest 2 Sekunden lang verweilen, um eine ausreichende Zerstörung der organischen Schadstoffe sicherzustellen.

Tabelle 2: Vergleich der geforderten Verbrennungs- bzw. Ausbrandbedingungen laut Verbrennungs-VO in Österreich.

Anforderung / Bedingung		AVV	FAV 2019	EG-K 2013
Ausbrand von Schlacke und Rostasche	[Gew.-% TS]	< 3 % TOC	-	-
		< 5 % GV		
Mindest-Verbrennungstemperatur	[°C]	850 (1100)	-	-
Verweilzeit d. Verbrennungsgase	[s]	$\geq 2$	-	-
Zusätzliche(r) Stützbrenner Feuerraum	[#]	gefordert	-	-

In ( ): Mindest-Verbrennungstemperatur für gefährliche Abfälle mit > 1 [Gew.-%] halogen-organischer Stoffe.

Neben  $850^{\circ}\text{C} / 2 \text{ s}$  darf bei der Abfallverbrennung ein bestimmter Gehalt an organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC) bzw. ein Glühverlust (GV) der festen Verbrennungsrückstände aus Schlacke und Asche nicht überschritten werden. Für die Sicherstellung der Mindest-Verbrennungstemperatur zu jedem Zeitpunkt in dem sich unverbrannter Abfall in der Feuerung befindet oder während der An- und Abfahrprozesse ist zumindest ein zusätzlicher Stützbrenner erforderlich. Gesonderte Vorschriften für „Ausbrandbedingungen“ gelten dabei in Österreich nur für die Verbrennung von Abfällen.

### 2.4.3 Abfallverbrennung in den D-A-CH-Staaten

Ergänzend zu den in Österreich geltenden Verbrennungsordnungen gilt in Deutschland ebenso eine Umsetzungspflicht der verordneten EU-Richtlinien. In Deutschland werden die IED zusammen mit den BVT-Schlussfolgerungen für Abfallverbrennung mit der 17. BImSchV (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen) [16] umgesetzt. Einen Vergleich für die gesonderten Verbrennungsbedingungen von Abfällen innerhalb der D-A-CH-Staaten zeigt Tab. 3.

*Tabelle 3: Gegenüberstellung der betrieblichen Verbrennungsbedingungen für Abfälle innerhalb der D-A-CH-Staaten.*

Anforderung / Bedingung		AVV	17. BImSchV	VVEA
Ausbrand von Schlacke und Rostasche	[Gew.-% TS]	< 3 % TOC	< 3 % TOC	
		< 5 % GV	< 5 % GV	≤ 2% TOC
Mindest-Verbrennungstemperatur	[°C]	850	850	-
		(1100)	(1100)	(1100)
Verweilzeit d. Verbrennungsgase	[s]	≥ 2	≥ 2	-
				(2)
Zusätzliche(r) Stützbrenner Feuerraum	[#]	gefordert	gefordert	-

In ( ): Mindest-Verbrennungstemperatur für gefährliche Abfälle mit > 1 [Gew.-%] halogen organischer Stoffe.

Eine Sonderstellung bildet das Nicht-EU-Land Schweiz. Dort werden die emissionstechnischen Anforderungen mit der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) [17] sowie die betrieblichen Anforderungen mit der Abfallverordnung (VVEA) [18] geregelt. Die Schweiz stellt nur bei der Verbrennung von gefährlichen Abfällen mit einem halogen organischen Anteil von größer 1 % eine gesetzliche Forderung von 1100 °C bei zumindest 2 Sekunden Verweilzeit. Ein zusätzliches Verbrennungskriterium für nicht gefährliche Abfälle gibt es de facto nicht, lediglich finden sich mehr oder weniger indirekte Forderungen, wie z.B. eine „Behandlung mit möglichst vollständiger Zersetzung und minimaler Neubildung der halogen organischen Verbindungen“ oder „einer fertigen thermischen Behandlung der im Raum befindlichen Abfälle bei Betriebsstörungen“.

## 2.5 Schlussfolgerungen zum aktuellen Rechtsrahmen

Zusammengefasst regeln diese Verbrennungsverordnungen die technischen und administrativen Rahmenbedingungen bei der Verwendung des jeweiligen Brennstoffs. Das umfasst Punkte wie die Anlagengenehmigung, die betrieblichen und emissionstechnischen Anforderungen, wiederkehrende Prüfungen und Messungen, etc. Den prinzipiellen Strukturablauf mit den relevanten und daraus abgeleiteten Punkten zeigt Abb. 5.

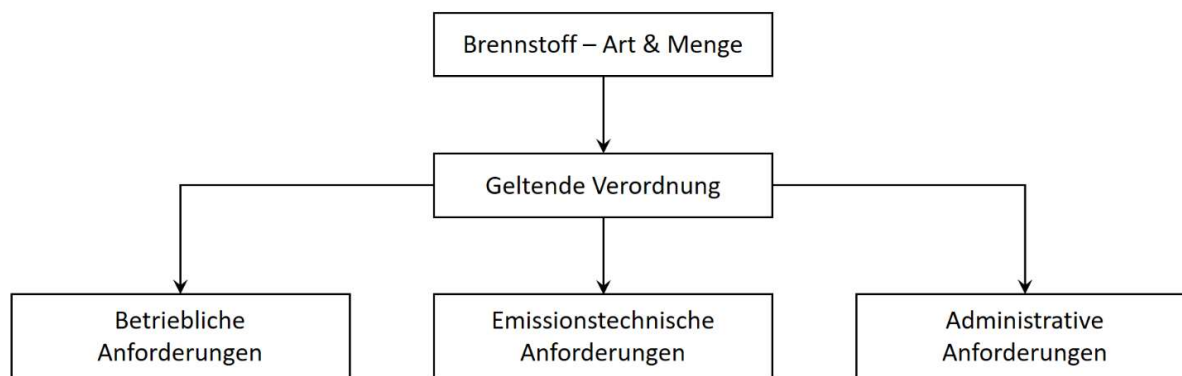


Abbildung 5: Prinzipieller Strukturplan der Verbrennungsverordnungen, in eigener Darstellung.

Die technisch relevanten Punkte wie Brennstoffe, betriebliche Anforderungen (Betriebsbedingungen) und den emissionstechnischen Anforderungen werden im Weiteren noch genauer behandelt. Die administrativen Anforderungen wie beispielsweise die Eingangskontrolle, Probennahme oder Dokumentation sind in erster Linie Aufgabe des Betreibers und werden in dieser Arbeit nicht mehr weiter thematisiert.

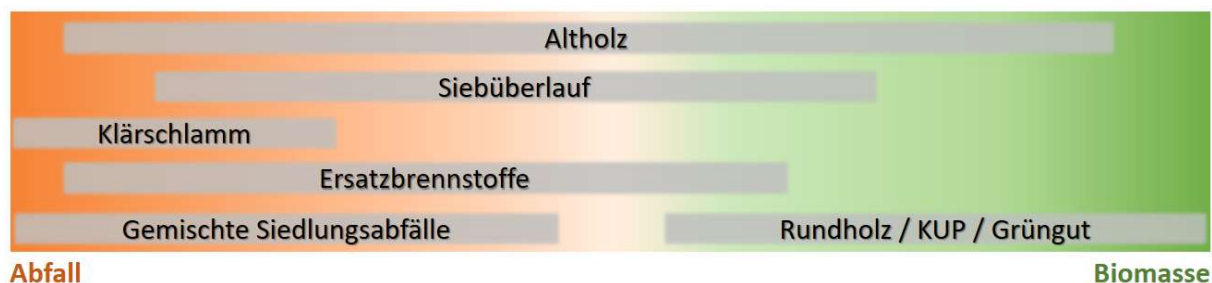
### 3 Abfall und Biomasse als Brennstoff

Die europäischen Richtlinien IED und MCPD regeln die Verbrennung von festen, flüssigen und gasförmigen Brennstoffen, eingeteilt gemäß Tab. 4.

*Tabelle 4: Gesondert genannte Brennstoffe und Brennstoffgruppen laut europäischer IED und MCPD.*

Aggregatzustand	Brennstoff
Fest	Feste Biomasse, Steinkohle u. Braunkohle Torf Abfälle
Flüssig	Gasöl Andere Brennstoffe ausgenommen Gasöl
Gasförmig	Erdgas Flüssiggas Koksofengase, Hochofengase Andere Brennstoffe ausgenommen Erdgas

Die Gruppen Abfall und feste Biomasse bilden ein breites Spektrum an unterschiedlichen Brennstoffen und gehen zum Teil fließen ineinander über. Brennstoffe wie Altholz, Siebüberlauf (aus der Kompostierung) oder Ersatzbrennstoffe sind durch ihre Herkunft, Vorbehandlung und/oder Aufbereitung exemplarisch für einen fließenden Übergang von Biomasse- zu Abfallbrennstoffen.



*Abbildung 6: Bandbreite der Brennstoffcharakteristik zwischen Abfall und Biomasse, in eigener Darstellung.*

#### 3.1 Gensichte Siedlungsabfälle und Ersatzbrennstoffe

Bei der „klassischen“ Abfallverbrennung steht die Verwendung von Siedlungsabfällen im Vordergrund. Beispielsweise verteilten sich laut [10] die in Deutschland eingesetzten Abfälle von thermischen Abfallbehandlungsanlagen gemäß Abb. 7.

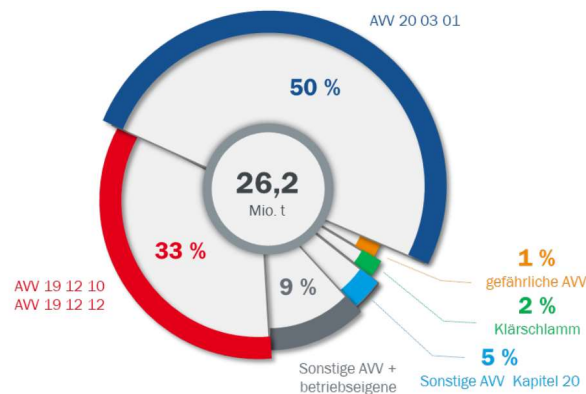


Abbildung 7: In Deutschland eingesetzte Abfälle (inkl. betriebseigener) in thermischen Abfallbehandlungsanlagen von 2017, aus [10].

Den Hauptanteil der Abfälle bzw. eingesetzten Brennstoffe mit über 80 % der Zusammensetzung stellen dabei

- gemischte Siedlungsabfälle (AVV 20 03 01), und
- Ersatzbrennstoffe (AVV 19 12 10 / 19 12 12).

Die Gruppe 20 03 01 kann dabei dem „klassischen“ Hausmüll zugeordnet werden [10]. Bei den Schlüsselnummern 19 12 10 und 19 12 12 handelt es sich um Ersatz- bzw. Sekundärbrennstoffe aus nicht gefährlichen Abfällen. Andere Abfälle wie Klärschlamm oder Sonderabfälle sind bei der klassischen Müllverbrennung nur in unwesentlichen Mengen beigemischt und werden grundsätzlich in separaten Anwendungen wie in Monoklärschlamm- oder Sondermüllverbrennungsanlagen behandelt.

Die gemischten Siedlungsabfälle bzw. der Hausmüll sind ein inhomogener Abfallmix, der sich aus unterschiedlichen Abfallarten zusammensetzt. Innerhalb der verschiedenen Abfallarten kann es ebenso zu größeren Schwankungen kommen. Die Gründe dafür ergeben sich u.a. aus den jeweiligen gesetzlichen, sozialen und ökonomischen Strukturen. Zusätzlich variieren die Zusammensetzungen auch regional wie jahreszeitlich. Eine exemplarische Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfall einer österreichischen Erhebung [19] zeigt Abb. 8.

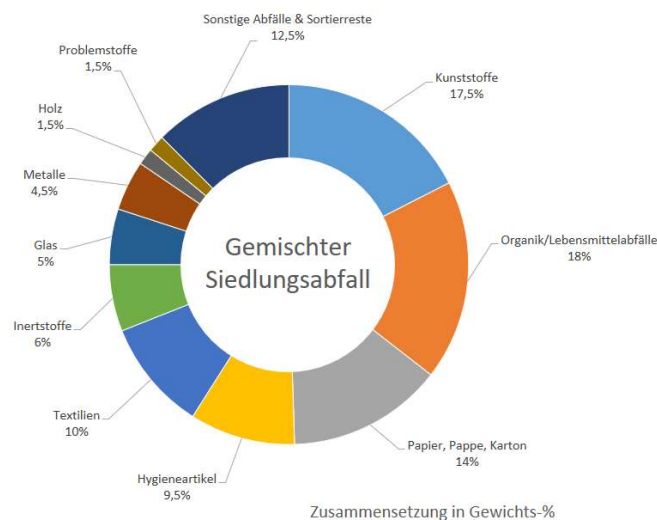


Abbildung 8: Ergebnis einer steirischen Sortieranalyse von Restmüll aus dem Jahr 2014 [19], in eigener Darstellung.

Eine homogenere Abfallzusammensetzung bilden in der Regel die Ersatz- bzw. Sekundärbrennstoffe. Bei Ersatzbrennstoffen (EBS) bzw. festen Sekundärbrennstoffen (SRF – solid recovered fuels) handelt es sich um aufbereitete Brennstoffe aus nicht gefährlichen Abfällen, vorwiegend aus Siedlungs- und Produktionsabfällen. Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen ist vielfältig, wobei die Idee in den Begriffen „Ersatz“ bzw. „Sekundär“ auf einen Ersatz bzw. eine Alternative zu den fossilen Brennstoffen hindeuten sollte. Eine Unterteilung der beiden Begriffe Ersatzbrennstoffe und feste Sekundärbrennstoffe liegt im Wesentlichen in der Tiefe ihrer Aufbereitung. Das Einsatzgebiet variiert dabei zwischen Monoverbrennung in EBS-Kraftwerken, der Mitverbrennung in fossilen Kraftwerken, in der Zementindustrie oder in sonstigen Mitverbrennungsanlagen. Ebenso wie das Einsatzgebiet variiert auch die Qualität dieser Brennstoffe. Abb. 9 gibt einen Überblick über den prinzipiellen Zusammenhang zwischen Einsatzbereich und der Qualitätsänderung des Brennstoffs.

	•Feuerungsart		•Qualitätsparameter			
			•Heizwert [MJ/kg]	•Korngröße [mm]	•Chlor, ges. [% TS]	•Asche [% TS]
•Monoverbrennung	•Rost		•11 - 18	•< 150	•< 1,5-1,8	•< 35
	•Wirbelschicht		•11 - 18	•< 100	•< 1,0-1,8	•< 50
•Mitverbrennung	•Wirbelschicht	•Braunkohle	•11 - 18	•< 50	•< 0,7	•< 25
		•Steinkohle	•17 - 22	•< 30 - 50	•< 1,0	•< 40
	•Drehrohr	•ohne Chlorbypass	•18 - 24	•< 30	•< 1,0	•< 15
		•mit Chlorbypass	•18 - 24	•< 30	•< 2,0	•< 15
	•Zement	•Braunkohle	•11 - 18	•< 20 *	•< 0,7	•< 25
		•Steinkohle	•17 - 22	•< 20 *	•< 1,2	•< 20

\*: keine dickwandigen Partikel, sonst Nachzerkleinerung




Abbildung 9: Prinzipielle Abhängigkeit von Brennstoffqualität und Spezifizierung, je nach Einsatzgebiet, aus [20].

Bei den Ersatz- und Sekundärbrennstoffen besteht die Aufbereitung je nach geforderter Qualität und Spezifikation grundsätzlich aus mehreren Stufen. Wesentlich notwendig sind dafür die folgenden Stufen [21]:

- Vorzerkleinerung,
- Störstoffabscheidung z.B. mittels Windsichten oder ballistischer Separator,
- Nachzerkleinerung,
- Konfektionierung z.B. durch ein Sternsieb.

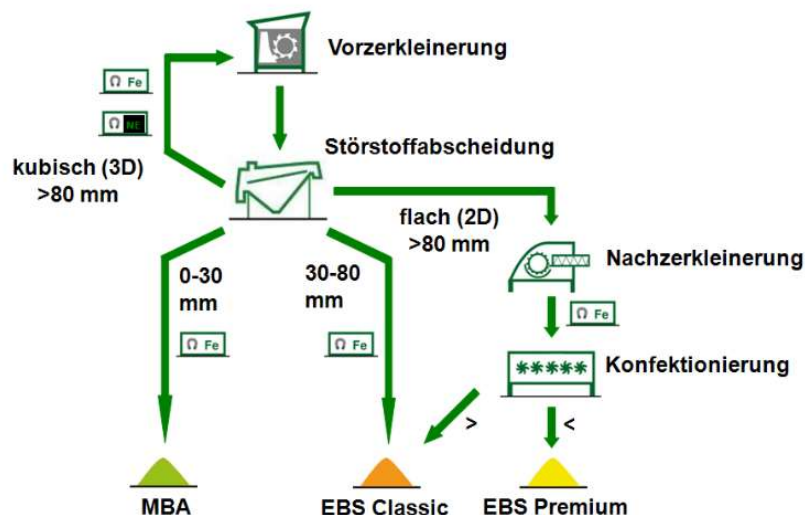


Abbildung 10: Schema einer Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlage aus kunststoffhaltigen Abfällen aus Rest- und Gewerbemüll nach Kunter u. Wellacher [22], Grafik aus [21].

Über definierte Parameter werden die einzelnen Qualitäten der Ersatz- und Sekundärbrennstoffe spezifiziert. Eine Möglichkeit bietet dabei die EN ISO 21640 [23]. Diese Norm für „Feste Sekundärbrennstoffe – Spezifikationen und Klassen“ klassifiziert den Brennstoff, bestehend aus nicht gefährlichen Abfällen, über drei Hauptkenngrößen.

- 1) Einer ökonomischen Kenngröße, über den Heizwert [MJ/kg] im Anlieferungszustand.
- 2) Einer technischen Kenngröße, über den Chlorgehalt [gew.-%] der Trockensubstanz.
- 3) Einer ökologischen Kenngröße, über den Quecksilbergehalt [mg/MJ] im Anlieferungszustand.

Die Einteilung dieser Größen erfolgt jeweils in fünf Klassen, zusammengefasst zum Klassenschlüssel des SRF. Die Qualität des SRF nimmt dabei mit aufsteigender Klasse ab. Für die weitere Spezifizierung sind weitere verbindliche Angaben zum SRF zu machen. Dazu zählen die Herkunft, Handelsform, Partikelgröße, Asche- und Wassergehalt, Heizwert sowie weitere chemische Eigenschaften in Form einer Reihe an Schwermetallgehalten.

Die Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e.V. (kurz BGS e. V.) bietet eine weitere Möglichkeit von qualitätsgesicherten Sekundärbrennstoffen. Dabei wird zwischen einer heizwertreichen Fraktion und einer qualitätsgesicherten Fraktion unterschieden, versehen mit dem Gütezeichen „RAL-GZ 724“ und als Sekundärbrennstoff bezeichnet. Die heizwertreiche Fraktion hat eine deutlich geringere Aufbereitungstiefe als der Sekundärbrennstoff, weist aber zumindest höhere Heizwerte als das ursprüngliche Abfallgemisch auf [24]. Eine Übersicht zeigt Abb. 11.



Abbildung 11: Definition und Einsatz der beiden Brennstoffe nach dem BGS e.V., in eigener Darstellung. Bildquelle: [24].

Die Gütekriterien setzen sich dabei aus einer Liste von Grenzwerten für ausgewählte Metalle bzw. Schwermetalle zusammen, sowie einer Vereinbarung von Lieferant und Kunden zu Wassergehalt, Aschegehalt, Chlorgehalt und Heizwert. Je nach Brennstoffqualität reichen die Anwendungen von der Monoverbrennung in EBS-Kraftwerken, bis zur Mitverbrennung in der Zement- und Kraftwerksindustrie.

### 3.2 Biobrennstoffe – Herkunft, Einteilung und Normung

Technisch besonders relevante Quellen für Biobrennstoffe sind:

- Rundholz inkl. Rinde,
- Restholz aus der Durchforstung und Landschaftspflege,
- Kurzumtriebsplantagenholz (KUP) wie Weide und Pappel,
- Rest- und Gebrauchtholz (Altholz).

Andere thermisch verwertbare Biomasse wie Stroh oder diverse Abfälle und Nebenprodukte aus der Landwirtschaft und Lebensmittelproduktion finden ebenso Anwendung, sind im Vergleich zu den zuvor genannten Brennstoffen aber meist Nischenanwendungen.

Die Normung von Biobrennstoffen erfolgt mit der EN ISO 17225-1 [25]. Diese Norm für „Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und -klassen“ teilt die unterschiedlichen Arten der Biobrennstoffe wie folgt ein (Abb. 12).



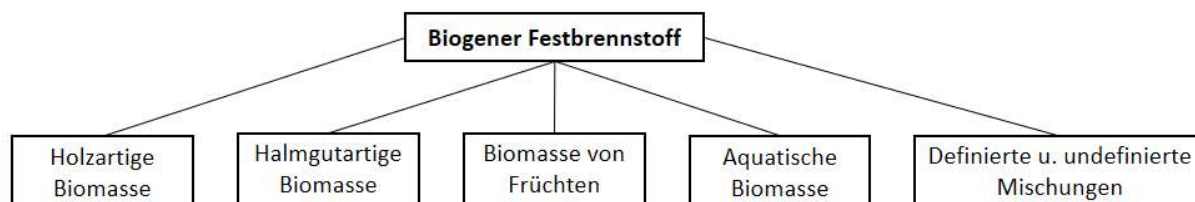


Abbildung 12: Einteilung der unterschiedlichen Brennstoffgruppen nach EN ISO 17225-1 [25].

In weiterer Folge wird jede Brennstoff-Hauptgruppe nach EN ISO 17225-1 mit Nummern, nach Herkunft und Quelle klassifiziert. Holzartige Biomasse aus der Hauptgruppe 1 ist wiederum in vier Untergruppen klassifiziert:

- (1.1) Wald- und Plantagenholz sowie anderes naturbelassenes Holz
- (1.2) Industrie-Restholz
  - o (1.2.1) Chemisch unbehandelt
  - o (1.2.2) Chemisch behandelt
  - o (1.2.3) Definierte und undefinierte Mischungen
- (1.3) Gebrauchtholz
  - o (1.3.1) Chemisch unbehandelt
  - o (1.3.2) Chemisch behandelt
  - o (1.3.3) Definierte und undefinierte Mischungen
- (1.4) Definiert und undefinierte Mischungen

Die Gruppe 1.1 setzt sich zusammen aus Vollbäumen, Stammholz, Rinde, etc. sprich alle verwertbaren Hölzer aus forstwirtschaftlicher Tätigkeit, im Normalfall weiter aufbereitet zu gängigen Brennstoffformen wie Stückholz, Hackgut, Schredderholz, usw.

Die Gruppe 1.2 klassifiziert das Industrie-Restholz und die Gruppe 1.3 das Gebrauchtholz. Unter Industrierestholz werden Rückstände aus der Holzbe- und -verarbeitenden Industrie zusammengefasst. Unter Gebrauchtholz fallen (gesellschaftlich) gebrauchte Erzeugnisse aus Holz die zu Abfällen werden. Beide Gruppen können dabei entweder chemisch behandelt (z.B. verleimt, beschichtet, lackiert) oder chemisch unbehandelt (ausschließlich mechanisch) sein. Die Behandlung muss dabei frei von Schwermetallen oder halogenorganischen Verbindungen sein.

Die Gruppe 1.4 beinhaltet definierte und undefinierte Mischungen aus den Gruppen 1.1, 1.2 und 1.3.

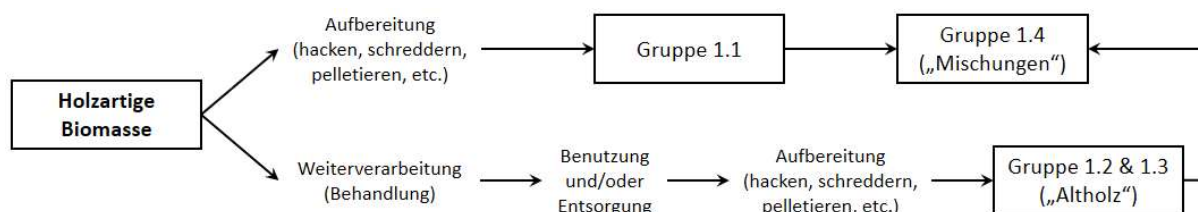


Abbildung 13: Zusammenhang der Brennstoffgruppen für holzartige Biomasse nach EN ISO 17225-1, in eigener Darstellung.

Die Verwendung holzartiger Biomasse erfolgt in mittelgroßen Feuerungsanlagen in den meisten Fällen in Form von Hackgut und Schredderholz. Für die Klassifizierung von Hackgut und Schredderholz gibt es in der EN ISO 17225 zwei gesonderte Teile:

- Teil 4 (EN ISO 17225-4) [26], für die Klassifizierung von Holzhackschnitzel zum Einsatz in kleinen bis mittelgroßen gewerblichen Anlagen,

und

- Teil 9 (EN ISO 17225-9) [27], für die Klassifizierung von grobem Schredderholz und Holzhackschnitzel für die industrielle Verwendung, empfohlen für Anlagen mit einer Leistung über 5 MW.

Mit dem neuen bzw. zusätzlichen Teil 9 der EN ISO 17225 wird nun auch die Fraktion von chemisch behandeltem Gebrauchtholz (1.3.2) berücksichtigt, welche in Teil 4 zur Verwendung ausgeschlossen wurde. Damit werden nun sämtliche Herkunftsquellen für Industrierestholz und Gebrauchtholz abgedeckt.

### 3.3 Altholz

In der Praxis werden die Brennstoffgruppen aus Industrierestholz (1.2) und Gebrauchtholz (1.3) grundsätzlich unter dem Begriff „Altholz“ zusammengefasst. Die weitere Klasseneinteilung von Altholz erfolgt im deutschsprachigen Raum, und auch darüber hinaus, üblicherweise nach der Terminologie der deutschen Altholzverordnung [28]. Die deutsche AltholzV [29] unterteilt Altholz in vier Klassen, mit der Benennung AI bis AIV. Die jeweilige Zuordnung zur entsprechenden Klasse ergibt sich aus der (Vor-) Behandlung des Holzes, siehe Abb. 14.

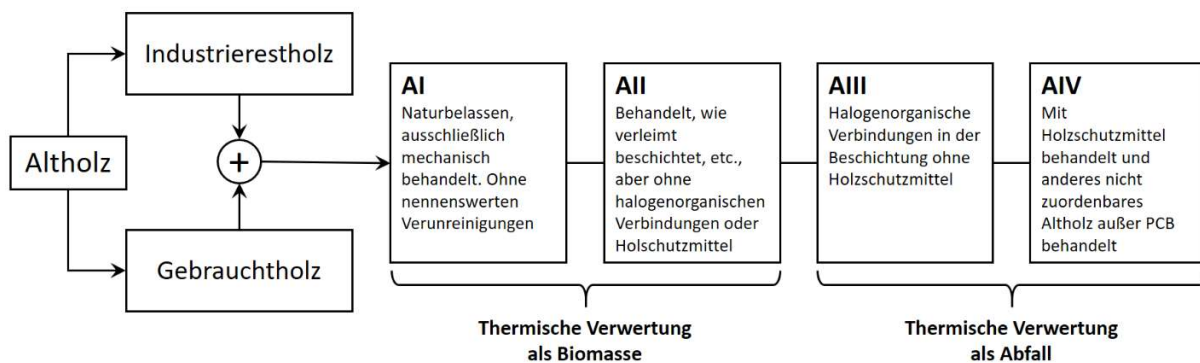


Abbildung 14: Übersicht und Einteilung der Altholzklassen nach der deutschen AltholzV [29], in eigener Darstellung.

Ausgewählte Beispiele der einzelnen Klassen nach Anhang III AltholzV, sind:

- **AI:** Paletten aus Vollholz (z.B. Europaletten), Möbel aus naturbelassenem Vollholz, Obst-Gemüseboxen aus Vollholz.
- **AII:** Paletten und Transportboxen aus Holzwerkstoffen, Bauspanplatten, Möbel ohne halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung.
- **AIII:** Altholz aus dem Sperrmüll (Mischsortiment), Paletten mit Verbundmaterialien, Möbel mit halogenorganischen Verbindungen in der Beschichtung.

- **AIV:** Fenster, Fensterstöcke, Außentüren, Leistungsmasten, Bahnschwellen, Altholz aus Schadenfällen (z.B. Brandholz)

Altholz der Klassen AI und AII fällt in die Gruppe der Biobrennstoffe. Dabei kann AI noch als naturbelassene holzartige Biomasse betrachtet werden, da es ausschließlich mechanisch bearbeitet wurde. Für den Einsatz der Brennstoffe aus der Klasse AII vollzieht sich schlussendlich die Trennung zwischen gewerblichen und industriellen Feuerungen. Mit dem europäischen Biomassebegriff und der AltholzV kommt es jedoch auch zu Widersprüchen. So wird in der europäischen Begriffsbestimmung von Biomasse ein Generalverdacht für „insbesondere solche Holzabfälle aus Bau- und Abbruchabfällen gehören“ gemacht, wobei viele Sortimenten laut deutscher AltholzV aus dem Bau- und Abbruchbereich der Altholzklasse AII zugeordnet werden. Ebenso fehlt in der Definition der Klassen AI bis AIV eine explizite Nennung mittels „Behandlung mit Schwermetallen“. Vor allem im Zuge der Genehmigung neuer Altholzverbrennungsanlagen kann es hier zu Ungereimtheiten kommen. Eine ausführlichere Stellungnahme diesbezüglich findet man u.a. in [31].

Eine weitere Problematik ergibt sich durch eine unsachgemäße Unterscheidung zwischen den Klassen AII und AIII. Laut VDI Richtlinie 3460 sind optisch keine Unterschiede dieser beiden Klassen erkennbar, insbesondere im bereits geschredderten Zustand [32]. Praktisch heißt das, dass vor allem bei der thermischen Nutzung von Altholz der Klasse AII ein undefinierter Schadstoffeintrag durch AIII-Fractionen zur Verbrennung mitgelangen kann. Altholz der Klasse AIII fällt gemeinsam mit Altholz der Klasse AIV unter die Rahmenbedingungen der Abfallverbrennung.



Abbildung 15, oben: Naturbelassenes Hackgut vorwiegend aus Stammholz (1) und Rinde (2), aus eigener Aufnahme.  
Unten: Geschreddertes Altholz der Klasse AII (3), der Klasse AIII (4) und Klasse AIV (6), Bilder aus [30].



### 3.4 Siebüberlauf

Unter Siebüberlauf versteht man die holzigen Rückstände der Grobfraction aus der Kompostierung von Grüngut. Mit „Grüngut“ wird dabei der Bioabfallanteil verstanden, der sich vor allem aus den Pflanzenabfällen aus Garten-, Park- und Landschaftspflege zusammensetzt. Abb. 16 zeigt den schematischen Stoffstrompfad für die Grüngutaufbereitung.

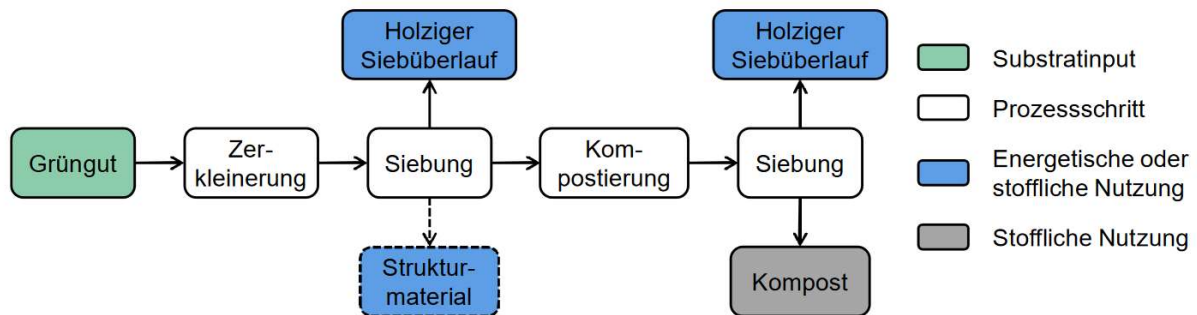


Abbildung 16: Schematischer Stoffstrompfad für die Grüngutaufbereitung aus [42].

Mit dem Siebüberlauf wird auch der Hauptanteil der Fremdstoffe abgezogen. Aus einer Untersuchung in [43] umfassen die Fremdstoffe hauptsächlich die Fraktionen Papier-Pappe-Karton und Folienkunststoffe. Hartkunststoffe, Verbundstoffe, Glas, Metalle, Steine, und Sonstige sind ebenfalls zu finden, wobei sich je nach Siebüberlauf unterschiedliche Gewichtsverteilungen der genannten Fraktionen ergeben. Im Mittel betrug der Fremdstoffanteil im Siebüberlauf ca. 10 Ma.-%. Durch den hohen Fremdstoffanteil bekommt der Siebüberlauf mitunter einen abfallähnlichen Charakter (siehe Abb. 17). Für die untersuchten Siebüberläufe in [43] war der häufigste Entsorgungsweg das Müllheizkraftwerk, wobei je nach Qualität bzw. Aufbereitungstiefe auch eine Nutzung im Biomasseheizkraftwerk erfolgen kann.



Abbildung 17: Beispiele für Siebüberläufe, mit zum Teil gut erkennbarem müllähnlichem Charakter.  
(Bildquelle: Klaus Lüdicke – der Umweltmakler. [www.umweltmakler.de](http://www.umweltmakler.de))

### 3.5 Brennstoffcharakterisierung

Die genaue Kenntnis über die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Brennstoffen liefern eine ganze Reihe an Informationen zu seinem späteren Verbrennungsverhalten und dienen ebenso als Grundlage für die Auslegung und Konfiguration der späteren Verbrennungsanlage. Die thermochemische Umwandlung von Festbrennstoffen zeigt dabei ein wesentlich komplexeres Verhalten als flüssige oder gasförmige Brennstoffe. Eine vollständige Brennstoffcharakterisierung setzt sich dabei aus den chemischen, mechanischen, kalorischen und reaktionstechnischen Eigenschaften zusammen [33].



Abbildung 18: Einteilung der Brennstoffeigenschaften aus [33].

#### Chemische Eigenschaften

Die wichtigsten chemischen Eigenschaften bzw. Analysen zur Brennstoffcharakterisierung sind

- die Immediatanalyse,
- die Elementaranalyse.

Bei der Immediatanalyse, auch Kurzanalyse genannt, wird der Brennstoff in vier Hauptbestandteile unterteilt:

- 1) Wassergehalt (= Oberflächenwasser + hygroskopisches Wasser),
- 2) Aschegehalt,
- 3) Flüchtige,
- 4) fixer Kohlenstoff ( $C_{\text{Fix}}$ ).

$$\text{Wasser} + \text{Asche} + \text{Flüchtige} + C_{\text{Fix}} = 100 \text{ [Ma. -\% d. FS]} \quad (2)$$

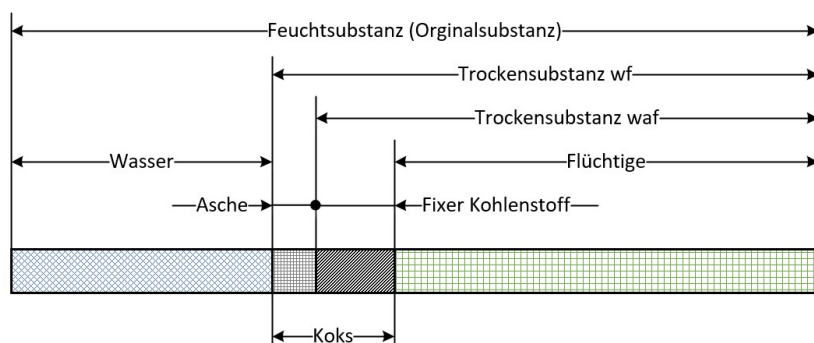


Abbildung 19: Immediatanalyse (Kurzanalyse) eines Festbrennstoffes, in eigener Darstellung.

Der Energieinhalt des Brennstoffes verteilt sich auf den Anteil der Fluchtigen und den fixen Kohlenstoff. Der Anteil aus Asche und  $C_{\text{Fix}}$  wird als Koks bezeichnet. Die Feuchtsubstanz (FS oder „roh“), die Trockensubstanz (TS oder wf) sowie der wasser- und aschefreie Zustand (waf) gelten als die Standard-Bezugsgrößen in der Brennstoffanalytik.

Das in der Literatur bekannte „Mülldreieck nach Tanner“ zeigt in einer leicht abgeänderten Form eine Immediatanalyse im Dreiecksdiagramm. Hintergrund des ursprünglichen Mülldreiecks ist die Darstellung von Brennstoffen die sich ohne zusätzliches Stützfeuer (z.B. Gas- oder Ölbrenner) thermisch verwerten lassen. Laut Tanner gelten dabei für eine eigenständige Verbrennung ein Wassergehalt mit  $\leq 50\%$ , ein Aschegehalt  $\leq 60\%$  und der Gehalt an Brennbarem von  $\geq 40\%$ , mit einem Mindestheizwert von ca. 3,4 MJ/kg [34]. Dieser Mindest-Heizwert würde heute jedoch nicht mehr ausreichen, um die geforderte Mindest-Verbrennungstemperatur von  $850^\circ\text{C}$  zu gewährleisten. Abb. 20 zeigt ein Mülldreieck nach Tanner verglichen mit den Immediatanalysen von verschiedenen Abfallbrennstoffen.

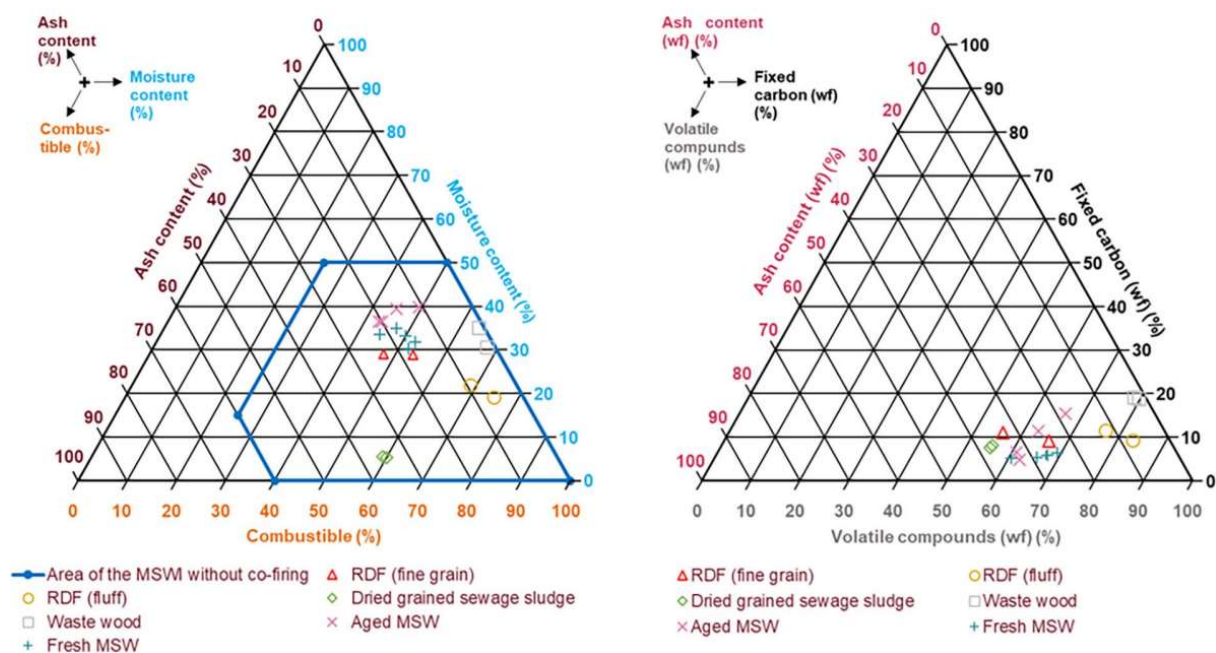


Abbildung 20: Mülldreieck nach Tanner (links) mit unterschiedlichen Abfallbrennstoffen mit dem blau markierten Bereich für die Verbrennung ohne Zusatzfeuer und rechts ein Dreiecksdiagramm der Immediatanalysen der Trockensubstanz, aus [35].

Tabelle 5: Immediatanalysen von verschiedenen Abfall- und Biobrennstoffen.

Brennstoff	Aschegehalt [Ma.-% TS]	Flüchtige [Ma.-% TS]	Fixer Kohlenstoff [Ma.-% TS]	Quelle
Gemischter Siedlungsabfall	35,6	60,6	3,8	[44]
Altholz AIII & AIV	10,7	70,3	19	[45]
Altholz AII	1,4	78,6	20	
Getrockneter Klärschlamm	42,3	54,2	3,4	
Fichte (Energierundholz)	0,9	82,9	16,2	[36]
Rinde (Nadelholz)	3,8	77,2	19	
Pappelholz (KUP)	1,8	81,2	17	
Weidenholz (KUP)	2,0	80,3	17,7	

Die Elementaranalyse zeigt die Summe aller im Brennstoff enthaltenen Elemente, anteilmäßig aufgeteilt in Haupt-, Neben- und Spurenelemente. Tab. 6 zeigt in Anlehnung an die Elementaranalyse eines Biobrennstoffes [36] ergänzt um die zusätzlich relevanten Elemente für Abfallbrennstoffe gemäß den geltenden Verbrennungs-Verordnungen der D-A-CH-Staaten.

Tabelle 6: Elementaranalyse eines festen Biobrennstoffs in Anlehnung an [34] modifiziert an Abfallbrennstoffe mit allen relevanten Elementen laut den Emissionsverordnungen der D-A-CH Staaten.

Gruppe	Element
Hauptelemente	Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff (C, H, O)
Nebenelemente	Schwefel, Stickstoff, Chlor, Calcium, Silizium, Kalium, Magnesium, Natrium, Aluminium, Eisen, Phosphor (S, N, Cl, Ca, Si, K, Mg, Na, Al, Fe, P)
Spurenelemente	Fluor, Quecksilber, Cadmium, Thallium, Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Cobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn, Zink (F, Hg, Cd, Tl, Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn, Zn)

Die Hauptelemente bilden in Summe den größten Gewichtsanteil des Brennstoffs und bestimmen maßgeblich die kalorischen Eigenschaften wie Brenn- und Heizwert, minimalen Luftbedarf oder die Gasbildungsrate bei vollständiger Oxidation. Die Neben- und Spurenelemente werden zum größten Teil in die Asche eingebunden und zweckmäßig auch als „Aschebildner“ bezeichnet. Für die weitere Bestimmung der kalorischen Eigenschaften genügen die Gewichtsanteile der Hauptelemente, die wichtigsten Nebenelemente mit N, S und Cl, Asche als Summenparameter sowie der Brennstoffwassergehalt.

$$w_C + w_H + w_O + w_N + w_S + w_{Cl} + w_{H_2O} + w_{Asche} = 1 \quad (3)$$

### Kalorische Eigenschaften

Als wichtigste kalorische Eigenschaft gilt der Brenn- bzw. Heizwert. Der Brennwert entspricht der gesamten thermischen Energie die bei vollständiger Oxidation des Brennstoffs entsteht, wobei das im Brennstoff enthaltene Wasser und der bei Oxidation entstandene Wasserdampf immer flüssig bei

25°C vorliegt. Im Gegensatz zum Brennwert liegt beim Heizwert sämtliches Wasser in gasförmiger Form vor und die dafür benötigte Verdampfungsenthalpie geht als Wärmeverlust verloren.

Abb. 21 zeigt den Heizwert von holz- und halmgutartigen Brennstoffen in Abhängigkeit von Wasser- und Aschegehalt. Der Wassergehalt besitzt den größten Einfluss auf den Heizwert und bewegt sich bei unbehandelten Biobrennstoffen normalerweise im Bereich von 10 – 60 Ma.-% FS. Heizertschwankungen aufgrund des Aschegehalts sind bei biogenen Brennstoffen in der Regel sekundär, da sich der Aschegehalt der meisten Brennstoffe im Bereich  $\leq 5$  Ma.-% TS befindet.

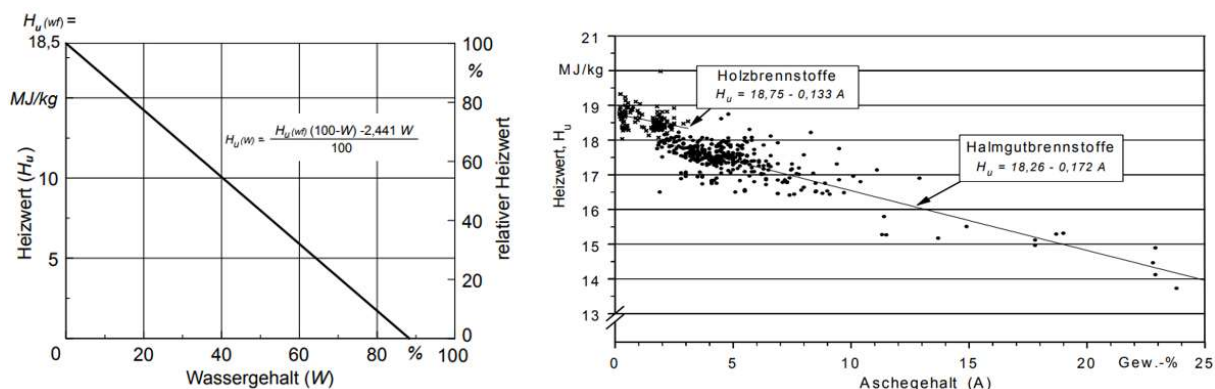


Abbildung 21: Abhängigkeit des Heizwerts vom Wassergehalt bei Holzbrennstoffen (links) und des Aschegehalts (rechts) auf holz- und halmgutartige Brennstoffe, aus [37].

Der Zusammenhang zwischen den Heizwerten bei Frischsubstanz, im wasserfreien Zustand und im wasser- und aschefreien Zustand kann wie folgt dargestellt werden:

$$H_u(\text{roh}) = \frac{H_u(\text{wf}) * (100 - W) - 2,441 * W}{100} = \frac{H_u(\text{waf}) * (100 - A - W) - 2,441 * W}{100} \quad (4)$$

Die analytische Bestimmung des Brennwertes erfolgt standardgemäß mit einem Bombenkalorimeter. Mittels Elementaranalyse kann der Brennwert bzw. Heizwert auch über sogenannte Näherungsformeln berechnet werden. Die vielleicht bekannteste Formel in diesem Zusammenhang ist die Näherungsformel nach Boie. Nach einer Studie aus [37] wurde mit der Formel nach Boie für die betrachteten biogenen Festbrennstoffe die genauesten Ergebnisse erzielt werden (ca. 4% Fehler im Vergleich zum kalorimetrisch bestimmten Heizwert). Heizwert nach Boie:

$$H_u(\text{wf}) = 34,8 C + 93,9 H + 10,5 S + 6,3 N - 10,8 O \text{ [MJ/kg]} \quad (5)$$

Eine modifizierte Form nach Boie (6) angewandt auf Abfallbrennstoffe und erweitert um Chlor, Fluor und den Wassergehalt, zeigt [35]. Die einzelnen Komponenten werden in Gewichtsanteilen der Feuchtschubstanz eingesetzt.

$$H_u(\text{wf}) = 35 C + 94,3 H + 10,4 S + 6,3 N - (10,8 O + 3,4 Cl + 6,4 F + 2,44 H_2O) \text{ [MJ/kg]} \quad (6)$$



Zwar ist die Basis solcher „älteren“ Nahrungsformeln meist Steinkohle, die Heizwerte für Abfall- und biogene Brennstoffe können dennoch mit einem tolerierbaren Fehler u.a. mit Boie berechnet werden.

Tab. 7 zeigt einen Vergleich von Elementaranalysen und Energieinhalten ausgewählter Abfall- und Biobrennstoffe.

*Tabelle 7: Elementarzusammensetzung und Energieinhalt von verschiedenen Brennstoffen. Für Hausmüll sind die Angaben inkl. möglicher Schwankungsbreiten und für die Brennstoffe nach [25] für typische Werte und Wertbereiche.*

Komponente	Einheit	Hausmüll (*)	Altholz AIII - AIV	Altholz AII	Klär- schlamm	Holz NH	Rinde NH	KUP Weide
Kohlenstoff	Ma.-% TS	28 – 40	45,8	50,5	30,2	51	52	48
Wasserstoff		4 – 5	5,4	6,3	4,3	6,3	5,9	6,1
Sauerstoff		16 – 22	36,2(**)	41,2(**)	21,2(**)	42	38	43
Stickstoff		0,2 – 1,3	1,6	0,51	4,8	0,1	0,5	0,5
Schwefel		0,3 – 0,5	0,173	0,0638	1,2	< 0,02	0,03	0,05
Chlor		0,4 – 1	0,129	0,0563	0,15	0,01	0,02	0,03
Fluor			0,0036	0,0013	0,03	< 0,0005	0,001	0,003
Kalium	mg/kg TS	-	2744	693	-	400	2000	2500
Natrium		-	3458	405	-	20	300	10 – 450
Calcium		-	10415	2035	-	900	5000	5000
Magnesium		-	818	220	-	150	1000	500
Silizium		-	20746	1019	-	150	2000	500
Eisen		3 – 5	2825	180	-	25	500	100
Phosphor		-	461	82	-	60	400	800
Aluminium		-	1963	204	-	100	800	50
Zink	mg/kg TS	470 – 6500	96	799	-	10	100	70
Blei		390 – 1800	8	100	59	2,0	4	0,1
Arsen		-	0,2	2,3	6,3	< 0,1	1	< 0,1
Cadmium		-	< 0,4	0,9	1,1	0,1	0,5	2,0
Chrom		-	22	30	260	1,0	5,0	1,0
Quecksilber		-	< 0,05	0,2	0,49	0,02	0,05	< 0,03
Asche	Ma.-% TS	25 – 35	10,7	1,4	38,1	0,3	3,0	2,0
Wasser	Ma.-% FS	15 – 35	26,8	35	10	-	-	-
Brennwert Ho	MJ/kg TS	-	17,54	20,05	12 <sup>(*)</sup>	20,5	20,4	19,9
Heizwert Hu	MJ/kg TS	7 – 15	16,43	18,76	11 <sup>(*)</sup>	19,1	19,2	18,4
Quelle		[42]	[45]		[41]	[25]		

(\*) Werte jeweils bezogen auf die Feuchtschubstanz [Ma.-% FS], [mg/kg FS], [MJ/kg FS]

(\*\*) Aus der Differenz

NH... Nadelholz; WRH... Waldrestholz

## Reaktionstechnische Eigenschaften

Die Kenntnis über reaktionstechnische Eigenschaften helfen in erster Linie um den Verbrennungsprozess möglichst gut an den jeweiligen Brennstoff anzupassen. Dazu zählen Eigenschaften wie das Zünd- und Abbrandverhalten, Ascheschmelzverhalten (Verschlackungsneigung) oder das Freisetzungsverhalten einzelner Stoffe während der thermischen Zersetzung.

Das Ascheschmelzverhalten zählt dabei zu den wichtigsten brennstoffspezifischen Eigenschaften, welches nach genormten Standardmethoden bestimmt wird. Charakterisiert wird das Ascheschmelzverhalten für biogene Festbrennstoffe sowie für feste Sekundärbrennstoffe über vier definierte Temperaturen [38, 39]:

- Schrumpfungstemperatur SST (shrinkage starting temperature)
- Erweichungstemperatur DT (deformation temperature)
- Halbkugeltemperatur HT (hemisphere temperature)
- Fließtemperatur FT (flow temperature)

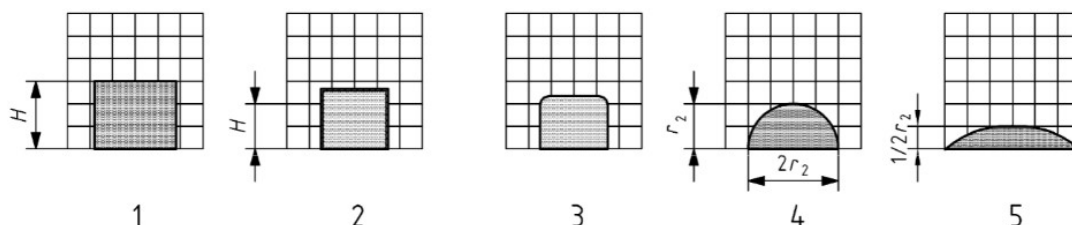


Abbildung 22: Die verschiedenen Phasen während des Schmelzvorgangs: (1) Ausgangsprobe, (2) Schrumpfungstemperatur, (3) Erweichungstemperatur, (4) Halbkugeltemperatur, (5) Fließtemperatur, aus [39].

Ein unvorteilhaftes Ascheschmelzverhalten kann zu Betriebsproblemen bis hin zum Ausfall der Feuerungsanlage führen. Vor allem der Bereich zwischen Erweichungstemperatur und Halbkugelpunkt hat dabei besondere Relevanz, da dort eine „sticky temperature“ der Aschepartikel liegt. Ab einem Flüssiganteil von zumindest 15 % werden Aschepartikel klebrig und beginnen an den Wänden der Feuerung und Wärmetauscher zu haften [40]. Dieser Zustand wird in der Praxis auch als „Slagging“ bezeichnet.

Tabelle 8: Beispiele der charakteristischen Ascheschmelztemperaturen unterschiedlicher Brennstoffe.

Brennstoff	Erweichungstemp. DT [°C]	Halbkugeltemp. HT [°C]	Fließtemp. FT [°C]	Anmerkung	Quelle
Hausmüll	-	-	≥ 1000	Schmelztemp.	[42]
Fichte (ERD)	1320	1340	1350		
Fichte (WRH)	1215	1260	1295		
Buche (ERD)	1350	1410	1430		
Buche (WRH)	1355	1365	1370		[36]
Rinde (NH)	1440	1460	1490		
Pappelholz	1335	k. A.	1475		
Weidenholz	1283	k. A.	1490		
Strohpellets	820	1100	1230		
SBG	1160	1200	1200		[43]

RD... Rundholz, WRH... Waldrestholz, NH... Nadelholz, SBG... Straßenbegleitgrün

## Mechanische Eigenschaften

Zu den mechanischen Eigenschaften gehören u.a. die Korngrößenverteilung, Schüttdichte, Abriebfestigkeit und Feinanteil. Viele dieser Eigenschaften sind genormt und können zwischen Kunden und Lieferanten auf Basis der jeweiligen Normenbestimmungen vereinbart werden. Bei biogenen Festbrennstoffen z.B. nach EN ISO 17225 oder für feste Sekundärbrennstoffe nach EN ISO 21640. Bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen in der klassischen MVA liegt der Schwerpunkt in der Verwendung von unaufbereiteten Siedlungsabfällen [48]. Grundsätzlich erfolgt eine Aufbereitung bzw. Vorbehandlung in erster Linie nur bei Abfällen wie Sperrmüll, der aufgrund seiner Sperrigkeit vor der Verbrennung zumindest grob zerkleinert werden muss.

Gründe für die Aufbereitung bzw. gezielte Beeinflussung der mechanischen Eigenschaften sind,

- die Verbesserung der Verbrennungseigenschaften bzw. der thermischen Verwertbarkeit,
- die Möglichkeit oder Verbesserung der Lagerfähigkeit,
- eine Verbesserung der Transporteigenschaften bzw. Erhöhung der Dichte (v.a. Energiedichte).

Tabelle 9: Richtwerte von Schüttdichten ausgewählter Brennstoffe.

Brennstoff	Schüttdichte [kg/m <sup>3</sup> ]	Anmerkung	Quelle
Hausmüll	150 (WG 10) 350 (WG 50)		[42]
Hackgut Weichholz	200 (WG 15)		[36]
Hackgut Hartholz	280 (WG 15)		
Altholz AIII – AIV	210 (WG 27)		[45]
Altholz (geschreddert)	150 - 350	Richtwert (WG 10 – 30)	

WG... Wassergehalt

Eine Brennstoffcharakterisierung liefert die grundlegenden Daten, die zur Auslegung der Anlage benötigt werden. Weiteres kann über die Bildung von Kennzahlen (Indizes) aus bestimmten Brennstoffparametern, eine Abschätzung bzw. Vorhersage zu diversen Verbrennungs- und Betriebseigenschaften der eingesetzten Brennstoffe gemacht werden. Auf die Bildung und Interpretation solcher Kennzahlen wird in dieser Arbeit nicht mehr weiter eingegangen und stattdessen auf weiterführende Literatur wie beispielsweise [46] oder [47] verwiesen.

Tab. 10 zeigt eine Übersicht über den Einfluss der Brennstoffeigenschaften auf die weitere Auslegung und den Betrieb der Anlage.

Tabelle 10: Einfluss diverser Brennstoffeigenschaften auf unterschiedliche Auswirkungen der Verbrennungsanlage.

Brennstoffkomponente	Beeinflussung (u.a.) auf	Auswirkung der Anlage auf		
		Auslegung Feuerung &	Verfügbarkeit & Wartung	Abgasreinigung
Wassergehalt	Heizwert, Ausbranddauer, Abgasfeuchte	g	k	m
Aschegehalt	Ascheanfall, Rohgasstaubgehalt, Heizwert	m	m	m
Heizwert	Temperatur, Flächen - und Volumsbelastung im Feuerraum	g	m	k
Flüchtige + C <sub>fix</sub>	Ausbranddauer, Wärmeverteilung, Verweilzeit	g	k	k
Stickstoff N	NO <sub>x</sub> -Emission	m	k	g
Schwefel S	SO <sub>2</sub> -Emission, Korrosion	m	m	g
Chlor Cl	HCl-Emission, PCDD/PCDF, Korrosion, Verschmutzung	g	g	g
Si + Ca + Mg + P + Al + Fe	Aschegehalt, Ascheschmelztemperaturen, Verschmutzung	m	g	k
K + Na + Zn + Pb + Cd	Korrosion, Verschmutzung, Aerosolbildung, Ascheschmelztemp.	g	g	m
Quecksilber Hg	Hg-Emission	k	k	g
Schüttdichte, KGV	Brennstofflagerung, Brennstofftransport, Energiedichte	g	g	k

Legende: wenig bis keine (k), mittel (m), groß (g)

## 4 Anlagen zur Abfall- und Biomasseverbrennung

Zu den geläufigen Feuerungssystemen für Festbrennstoffe zählen:

- Rostfeuerung,
- Drehrohrofen,
- Wirbelschicht, in stationärer (SWS) oder zirkulierender Form (ZWS),
- Staubfeuerung.

Die eingesetzten Feuerungssysteme variieren dabei stark aufgrund der Art und Form des eingesetzten Brennstoffs. Nach einer Ist-Stand-Erhebung aus dem Jahr 2018 [48] waren in Deutschland alle Müllverbrennungsanlagen mit einem Rostsystem ausgestattet. Die EBS-Kraftwerke sind in der Regel ebenfalls mit Rostsystemen ausgeführt und bei weniger als einem Drittel kamen Wirbelschichtfeuerungen zum Einsatz. Für die Monoklärschlammverbrennung kommt mit wenigen Ausnahmen die stationäre Wirbelschicht zum Einsatz. Gefährliche Abfälle („Sonderabfälle“) werden überwiegend im Drehrohrofen behandelt [48].

Nach [49] sind Rostfeuerungen ebenso die dominierende Anwendung für Biomasse ab einem Leistungsbereich von  $\geq 1$  MW. Neben naturbelassener Biomasse zählt sowohl auch der Einsatz von Altholz der Klassen AI – AIV in Rostfeuerungen zur Standardanwendung. Für Altholzanlagen, welche die gesetzlichen Kriterien der Abfallverbrennung erfüllen müssen (d.h. Altholz AIII u. AIV), ist eine bestimmte Mindestanlagengröße erforderlich, um überhaupt wirtschaftlich betrieben werden zu können („Economy of Scale“) [48]. Durch den apparativen Aufwand werden Wirbelschichtfeuerungen etwa erst ab 10 MW Leistung wirtschaftlich. Abb. 23 zeigt die bevorzugten Technologien zur thermischen Nutzung von Biomasse in Abhängigkeit der Leistung und der Brennstoffform. Staubfeuerungen können je nach Brennstoffsortiment auch in Kombination mit einem Nachverbrennungsrost sinnvoll sein. Sie gelten aber jedenfalls für Kohle als die dominierende Feuerungstechnologie [49].

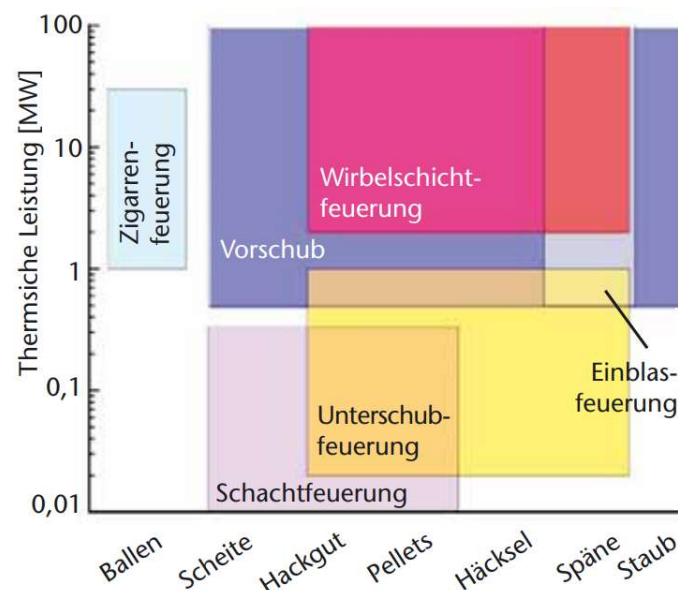


Abbildung 23: Thermische Nutzung von Biomasse mit der jeweiligen Feuerungstechnologie in Abhängigkeit der Leistung und Brennstoffform, aus [49].

Tab. 11 zeigt eine Zusammenstellung für den Einsatzbereich und Eignung von verschiedenen Feuerungstechnologien zur Verbrennung ausgewählter Brennstoffe.

*Tabelle 11: Spezifizierung von Feuerungssystemen nach Brennstoffanforderung. Zusammenstellung aus [50, 51] modifiziert.*

<b>Brennstoff / Eigenschaft</b>	<b>Rost</b>	<b>Wirbelschicht</b>	<b>Drehrohr</b>
Gemischte Siedlungsabfälle (unaufbereitet)	gut geeignet	nicht geeignet	geeignet
Aufbereitete Abfälle (Ersatzbrennstoffe)	gut geeignet	geeignet	geeignet
Klär- und Papierschlämme	bedingt geeignet	gut geeignet	geeignet
Sonderabfälle (fest, flüssig, pastös)	bedingt geeignet	geeignet	gut geeignet
Biomasse inkl. Altholz (zerkleinert)	gut geeignet	geeignet	geeignet
Anforderung an die Brennstoffaufbereitung	gering	groß	mittel
Heizwertband [MJ/kg]	5 - 20	4 - 40	8 - 40
Max. thermische Leistung pro Anlage [MW]	ca. 100	> 100	ca. 40

Die Rostfeuerung ist somit das am besten geeignete Feuerungssystem für Abfall- und Biobrennstoffe, zumindest im Leistungsbereich von 1 – 50 MW Feuerungswärmeleistung. Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit nur mehr die Rostfeuerung genauer behandelt.

#### 4.1 Aufbau von Abfall- und Biomassefeuerungsanlagen

Der Aufbau von Abfall- und Biomassefeuerungsanlagen kann prinzipiell in drei unterschiedliche Hauptabschnitte unterteilt werden:

- 1) Brennstofflagerung und Brennstoffbeschickung (Förderung),
- 2) Feuerung und Kessel (Wärmeerzeuger),
- 3) Abgasreinigung und Abgasabführung bis zum Kaminaustritt.

Abb. 24 u. 25 zeigen den schematischen Aufbau einer Abfall- und einer mittelgroßen Biomasseverbrennungsanlage, unterteilt in die drei zuvor beschriebenen Hauptabschnitte.

## Abfallverbrennungsanlage

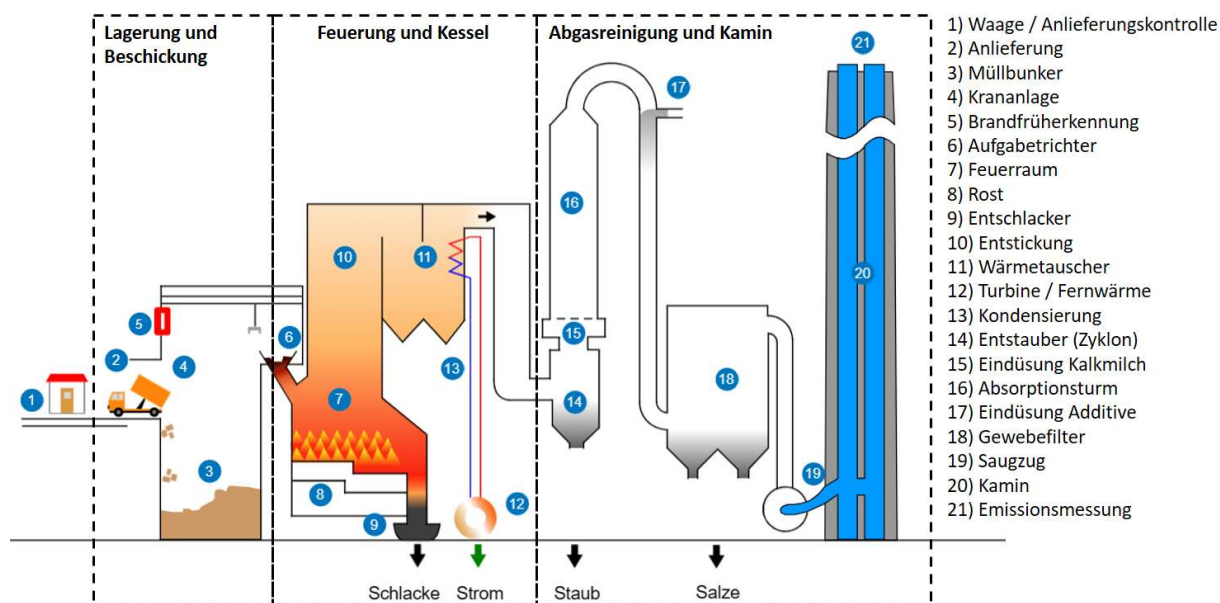


Abbildung 24: Anlagenschema am Beispiel der MVA Hamm (DE) mit den drei eingegrenzten Hauptabschnitten: Lagerung & Beschickung – Feuerung & Kessel – Abgasreinigung & Abgasabführung, aus [52] modifiziert.

## Biomasseverbrennungsanlage

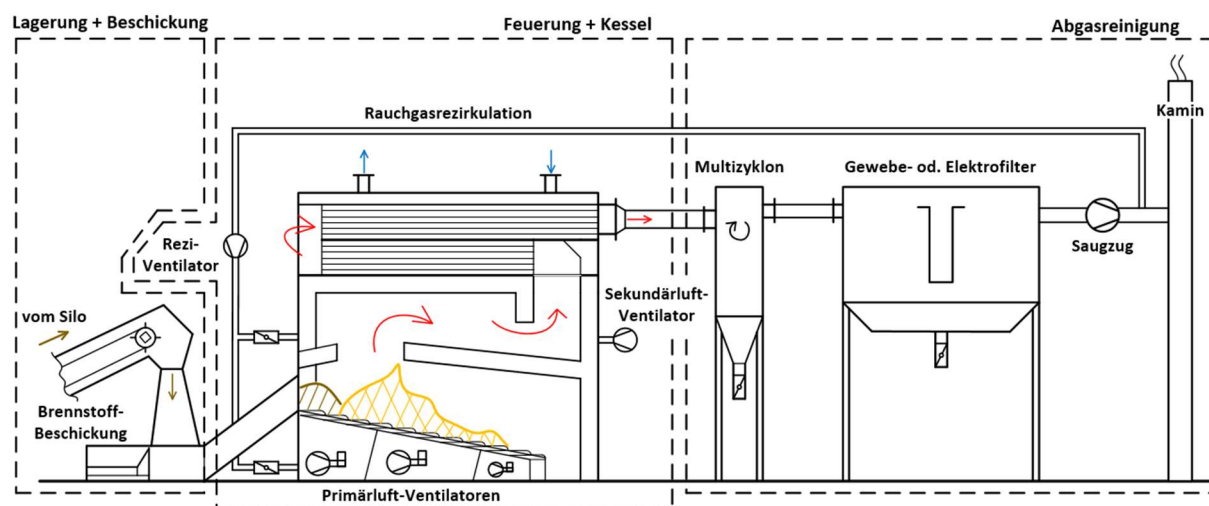


Abbildung 25: Typischer Aufbau einer Biomasseverbrennungsanlage für Fern- oder Prozesswärme im Leistungsbereich von ca. 1 – 20 MW thermischer Leistung.

Der prinzipielle Aufbau, Ablauf und Stofffluss in Müllverbrennungsanlagen weicht trotz einer Vielzahl von Herstellern nur geringfügig voneinander ab [53]. Das gleiche gilt auch bei Herstellern von Biomassefeuerungsanlagen. Der Gesamtaufwand steigert sich jedoch mit der Anlagengröße, Betriebsart und dem eingesetzten Brennstoff.

## 4.2 Brennstoffaufbereitung, -lagerung und -beschickung

### Brennstoffaufbereitung

Bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen in der klassischen MVA liegt der Schwerpunkt in der Verwendung von unaufbereiteten Siedlungsabfällen [48]. Grundsätzlich erfolgt eine Aufbereitung bzw. Vorbehandlung in erster Linie nur bei Abfällen wie Sperrmüll, der aufgrund seiner Sperrigkeit vor der Verbrennung zumindest grob zerkleinert werden muss. Das heißt, in der Regel beschränkt sich bei der konventionellen MVA eine Vorbehandlung auf die mechanische Grobzerkleinerung u. a. mittels Rotorreisser, Holzbrecher oder Rotorscheren und das nur für Abfälle von sperrigen Gütern aus Gewerbe- und Sperrmüll [54]. Beispielsweise stehen in der Anlage EVN Dürnrohr zur Zerkleinerung von Sperrmüll zwei Rotorreißer im Bereich des Vor- und Müllbunkers zur Verfügung oder in der KRV Arnoldstein, wo der Sperrmüll vor Abwurf in den Bunker mit einer Rotorschere zerkleinert wird [55].

Holzartige naturbelassene Biomasse wird üblicherweise gehackt oder geschreddert. Eine weitere Vorbehandlung ist in der Regel nicht notwendig.

Altholz wird in der Regel meist geschreddert in die Feuerung eingebracht. Beim Brennstoff Altholz besteht die Gefahr, mitunter erhebliche Mengen an Fremd- oder Störstoffen in die Verbrennung miteinzubringen. Bei den Verunreinigungen handelt es sich in erster Linie um Hilfsstoffe der Verarbeitung oder Veredelung wie z.B. Nägel, Schrauben, Bänder und Drähte, Scharniere, usw. Aufgrund der hauptsächlich hohen Anteile an Eisenmetallen im Altholz, verfügen die Shredder oft bereits über einfache Magnetabscheider [30]. Als Hauptkomponenten für eine bedarfsgerechte Brennstoffaufbereitung ergeben sich nach [30] die Stufen einer/eines

- Eisenmetallabscheidung durch Überbandmagnetabscheider oder Trommelmagnetabscheider,
- Überlängenabscheider, vor allem über Scheiben- und Sternsiebe,
- Nichteisenmetallabscheider mittels Wirbelstromabscheidung, vor allem für Aluminium.

In [57] wird als optimale Strategie für die Brennstoffaufbereitung von Altholz neben einer Eisen- und Nichteisenmetallabscheidung auch eine Ausschleusung des Unterkorn von < 7 mm vorgeschlagen. Der Grund dafür ist, dass es in dieser Partikelfraktion insbesondere zu einer Anreicherung von Elementen (Si, Fe, Al, K, Na, S, Zn, Pb) kommt, welche im Betrieb zu prozess- oder emissionstechnischen Problemen führen können. Als Vorteil dieser Aufbereitung ist u.a. die Reduzierung der Aschebildner zu sehen und deren Auswirkung auf den Betrieb. Nachteil ist die anfallende Menge an Brennstofffeinfraktion von ca. 15 Ma.-% und die Schließung des weiteren Verwertungsweges.

### Brennstofflagerung

Die Lagerung von Brennstoff erfolgt in Silos oder Bunker. Für Abfälle und Ersatzbrennstoffe in sogenannten Tiefbunkern [32]. Diese Brennstofflager dienen sogleich als Puffer, um einen unterbrechungsfreien Betrieb der Anlage über einen bestimmten Zeitraum zu gewährleisten. Dabei unterscheiden sich Abfall und Biomasseverbrennung bereits aufgrund rechtlicher Vorgaben. Laut den BVT-Schlussfolgerungen für Abfallverbrennung sind aufgrund möglicher Geruchsbildung und/oder der Freisetzung flüchtiger Stoffe die Einrichtung zur Abfalllagerung unter kontrollierten Unterdruck zu setzen und die Abluft als Verbrennungsluft zu nutzen. Falls nicht, muss die Abluft entsprechend behandelt werden. Eine Abluftreinigung erfolgt dann über Biofilter [53].

Bei holzartiger Biomasse ist grundsätzlich nicht mit Geruchsemissionen zu rechnen. Das gleiche gilt für Altholz. Altholz ist laut VDI 3460 [32] die einzige Abfallart, die zur Lagerung lose im Freilager geeignet ist. Ersatzbrennstoffe sind diesbezüglich nur bedingt geeignet.

## Brennstoffförderung

Die Weiterförderung des Brennstoffes geschieht in der MVA üblicherweise über manuell bediente Greifer. Hier wird darauf geachtet, dass die aufgegebene Abfallmischung homogen verteilt und ein möglichst konstanter Heizwert eingehalten wird. Die Schnittstelle zur Feuerung stellt dabei der Aufgabetrichter mit weiterführenden Aufgabeschacht dar. Die Größe des Aufgabeschachts bestimmt sogleich die Menge der Brennstoffvorlage zur kontinuierlichen Beschickung der Feuerung.



Abbildung 26: Krananlage mit Greifer zur Weiterförderung des Abfalls aus dem Müllbunker zum Aufgabetrichter in der MVA Hamm. Bildquelle [52]

In Biomasseheizanlagen werden die Silos oftmals mit hydraulischen Schubbodenaustragungen ausgeführt. Die Weiterförderung erfolgt über diverse Förderer (elektrisch oder hydraulisch). Die Brennstoffvorlage kann z.B. mittels Trog im Beschickungssystem realisiert werden. In [30, 56] sind detailliert die Lagerung und der Transport von Biobrennstoffen inkl. Altholz beschrieben.

Eine Gegenüberstellung über die Vorbehandlung, Brennstofflagerung, Förderung und Einbringung in die Feuerung ist in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12: Vergleich einer typischen MVA zur Biomassefeuerung über die Abschnitte Brennstofflagerung, Austragung und Beschickung.

	Abfallverbrennung	Biomasseverbrennung
Brennstoffvorbehandlung	I.d.R. ohne Vorbehandlung, Grobzerkleinerung für sperrige Güter; EBS in vordefinierten Qualitäten	Meist gehackt oder geschreddert; Metallabscheider bei Altholz falls erforderlich
Lagerung	Müllbunker (als Tiefbunker)	Silo, Bunker, Freilager
Brennstoffaustrag / Förderung	Mittels Greiferkran (üblw. redundante Ausführung)	Schubbodensystem, Trogkettenförderer, Gurtförderer, Schneckenförderer, Greiferkran
Beschickung / Vorlage	Aufgabetrichter → Aufgabeschacht → Aufgabeschieber (hydraulisch)	Trog, Hydraulischer Stößel, Förderschnecke (Stoker)



### 4.3 Rostfeuerung – Eigenschaften und Charakteristik

Wie zuvor genannt gilt die Rostfeuerung für Abfall-, Ersatz- Biomassefeuerungen als Standardanwendung bzw. für diese Art von Brennstoffen als das etablierte Feuerungssystem. Die Vorteile für die Wahl von Rostfeuerungssystemen sind begründet auf:

- Hohe Flexibilität gegenüber Festbrennstoffen in deren Zusammensetzung und Stückigkeit,
- in der Regel keine bis geringe Aufbereitung der Brennstoffe,
- Möglichkeit der Prozessführung bzw. Steuerung entlang des Rostes,
- robust und ökonomisch im Betrieb,
- breites Lastverhalten bzw. gute Teillastfähigkeit.

Der Rost selbst kann nach unterschiedlichen Bewegungs- und Konstruktionsprinzipien eingeteilt werden. In Abb. 27 sind die häufigsten Rosttypen aus Müllverbrennungsanlagen dargestellt. Die gleichen Bauausführungen gelten i. d. R. auch für Biomasse und Altholzfeuerungen.

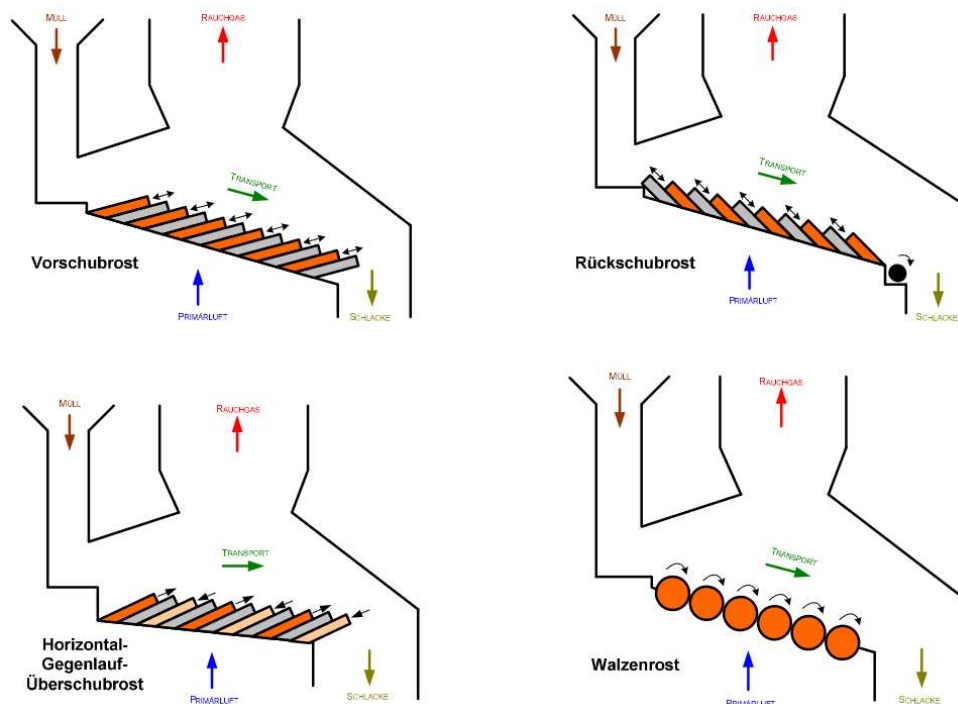


Abbildung 27: Gängige Rostsysteme in Müllverbrennungsanlagen aus [58].

#### Vorschubrost

Der Vorschubrost besteht in Längsrichtung abwechselnd aus einer festen und einer beweglichen Rostreihe. Die bewegten Rostreihen werden in erster Linie hydraulisch angetrieben und fahren innerhalb ihres Hubs zwischen einer vorderen und einer hinteren Endlage hin und her. Der Rost kann dabei baulich getrennt in unterschiedliche, von einander unabhängige Rostzonen eingeteilt werden. Vorschubroste werden in einem Winkel zur Horizontalen von  $-5^\circ$  bis ca.  $26^\circ$  geneigt ausgeführt [44]. Als Sonderform vom Vorschubrost gilt der Horizontal-Gegenlauf-Überschubrost. Dort ist ebenso jede zweite Reihe beweglich ausgeführt, nur dass sich die nacheinander folgenden Rostreihe immer in die gegenläufige Richtung der vorherigen Rostreihe bewegt [58].

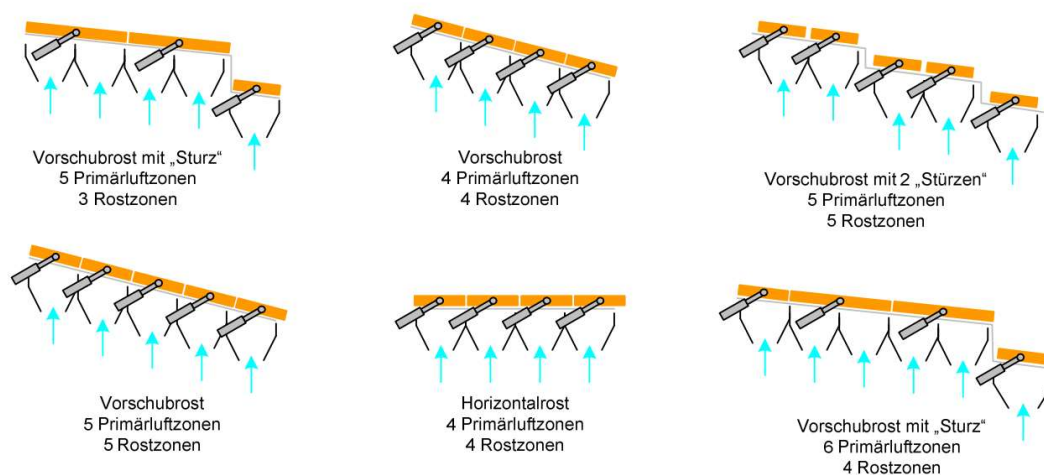


Abbildung 28: Auszug aus den gebräuchlichen Bauformen von Vorschubrostfeuerungen, aus [58].



Abbildung 29: Dreistufiger Vorschubrost der MVA Hamm, Bildquelle [52].

## Rückschubrost

Der Rückschubrost funktioniert grundsätzlich wie ein Vorschubrost, nur dass sich die Roststäbe in die entgegengesetzte Richtung zum Brennstoff bewegen. Eine Neigung des Rostes ist hier bis zu 45° möglich. Durch den steilen Rostantrieb kommt es zu einer starken Schürung und infolge zu einer intensiven Vermischung im Brennstoffbett. Zur Regulierung von Ausbrand und Brennstoffbetthöhe dient die Drehgeschwindigkeit einer Austragswalze, positioniert am Ende des Rostes [44].

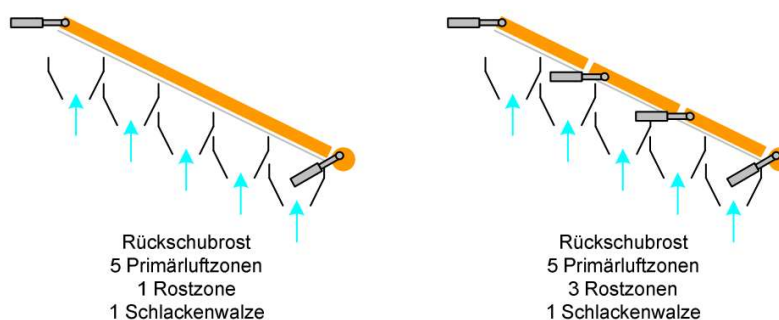


Abbildung 30: Gebräuchliche Bauformen für den Rückschubrost, aus [58].



Abbildung 31: Rückschubrost der Firma Martin GmbH, aus [44].

### Walzenrost

Der Walzenrost besteht in der Regel aus vier bis sechs Walzen im Durchmesser von bis zu zwei Meter. Die Walzen sind in einem Winkel zwischen  $20^\circ$  bis  $30^\circ$  zu ihrer Horizontalen geneigt. Durch die Rotation der Walzen wird der Brennstoff nach vorne weiter transportiert. Vorteilhaft sind die langen Standzeiten der Roste, da sie durch die Drehbewegung immer nur zeitlich begrenzt mit dem heißen Feuerraum bzw. dem Brennstoffbett in Verbindung stehen. Nachteilig zu nennen ist der Durchfall von Brennstoff durch die kleinen Zwischenräume [44].



Abbildung 32: Ausführung und Betrieb eines Walzenrosts. Zusammenstellung aus Bild links [44] und Bild rechts [58].

Durch eine Auswertung mit den aus [48] erhobenen Daten von deutschen Müllverbrennungsanlagen, ergeben sich die dort eingesetzten Rosttypen mit folgender Häufigkeit:

- Etwas mehr als die Hälfte der Anlagen verfügt über einen Vorschubrost,
- Etwa ein Drittel der Anlagen sind mit einem Walzenrost ausgeführt,
- Der Rest fällt auf den Rückschubrost oder den Gegenlaufüberschubrost, wobei der Rückschubrost von beiden System zahlenmäßig überwiegt.

Der Vorschubrost ist auch bei mittelgroßen Biomassefeuerungen das am häufigsten verwendete Rostsystem.

## Feuerraumgeometrie

Eine zentrale Rolle spielt die Rauchgasabführung über dem Rost. Mit Hilfe der Decken- bzw. Gewölbeausführung wird die entsprechende Feuerraumgeometrie festgelegt. Hintergrund ist vor allem, den Energieaustausch mit dem Brennstoffbett gezielt zu beeinflussen. Die drei wichtigsten Geometrien sind die Gegenstrom-, die Gleichstrom- und die Mittelstromfeuerung.

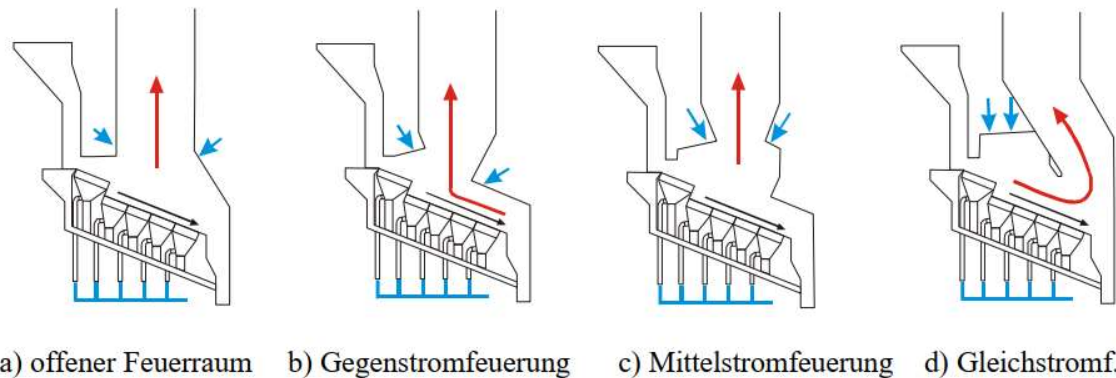


Abbildung 33: Unterschiedliche grundlegende Feuerraum-Geometrien aus [59].

Die Gegenstromfeuerung wird bei feuchtem und heizwertarmen Müll bzw. Brennstoff eingesetzt. Der Rauchgasabzug liegt am Beginn des Rostes und wird mit Hilfe der Ausbranddecke (auch Rückführgewölbe genannt) gegen die Abbrandrichtung über das Brennstoffbett geführt. Durch den guten Wärmeaustausch mittels Strahlung und Konvektion findet eine zusätzliche Trocknung des feuchten Brennstoffs statt. Die Gleichstromfeuerung wird für heizwertreichen Brennstoff eingesetzt. Durch den Rauchgasabzug in Abbrandrichtung werden zu hohe Feuerraumtemperaturen vermieden und die Trocknungszone verlängert. Ebenso eignen sich Gleichstromfeuerungen für Brennstoffe mit niedrigem Ascheschmelzpunkt. Die Mittelstromfeuerung ist eine Kombination aus Gleich- und Gegenstromfeuerung und eignet sich für die üblicherweise stark schwankenden Abfall- bzw. Brennstoffqualitäten. Dabei wird mittels Zünddecke (oder Zündgewölbe) und der Ausbranddecke ein etwa mittiger Abzug der Rauchgase erwirkt [36, 44, 60].

Die Kombination aus Vorschubrost und Mittelstromfeuerung bildet eine geläufige Anwendung für Abfall- und Biomasseverbrennung im großindustriellen Maßstab. Bei Biomasseheizanlagen für mittelgroße bis kleinere Feuerungen, finden vor allem Vorschubroste mit Gegen- oder Gleichstromfeuerungen vielfach Anwendung.

### 4.3.1 Kenngrößen und Auslegungskriterien für den Rost

Die geometrische Basis für jede Rostfeuerung bildet die Dimensionierung des Rostes. Für die Auslegung gibt es bestimmte Kennzahlen. Allgemein sind das [60, 62]:

- Rostlänge und Rostbreite bzw. das Verhältnis von Länge zu Breite [m/m],
- Rostflächenbelastung [ $\text{MW}/\text{m}^2$ ], mit der Brennstoffwärmeleistung pro  $\text{m}^2$  Rostfläche,
- Breitenleistung [ $\text{kg}/\text{m}\cdot\text{h}$ ], mit dem Brennstoffdurchsatz pro Rostbreite.



Diese spezifischen Kennzahlen zur Dimensionierung können verknüpft in einem Rostnomogramm dargestellt werden. Ein Beispiel dafür zeigt Abb. 34.

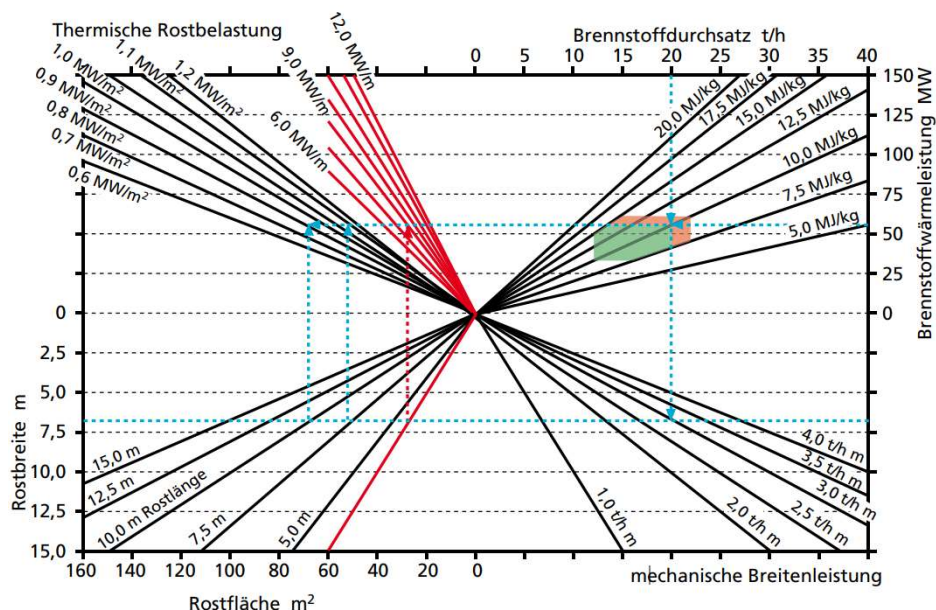


Abbildung 34: Rostnomogramm mit den spezifischen Kennzahlen zur Dimensionierung des Rostes, aus [63].

Die Breitenleistung gibt die maximale Durchsatzleistung pro Meter Rost, allerdings steht sie in einem gewissen Abhängigkeitsverhältnis zur Rostlänge. Für müllgefeuerte Roste gilt nach bisherigen Erfahrungen eine Mindest-Rostlänge von 4 m, da ansonsten die Steuerung der Schubleistung und die damit verbundene Ausbrandqualität nicht mehr richtig beherrschbar sind. Roste die kontinuierlich entascht werden, sollten zumindest eine Länge von 6 m aufweisen. Empfohlene Rostflächenbelastungen für Müll liegen zwischen 0,5 – 0,7 MW/m², sollten aber nicht größer als etwa 3 GJ/m²h (entspricht. ca. 0,83 MW/m²) gewählt werden [60, 62].

Grundsätzlich sind die Rostdimensionen stark von Größe der Feuerung bzw. von deren Brennstoffwärmeleistung abhängig. Kleinere Feuerungen besitzen geringere Rostflächenbelastungen und ein größeres Längen/Breiten-Verhältnis. Umso größer die Feuerung, umso höher kann die Rostflächenbelastung gewählt werden, aber umso geringer wird deren Längen/Breiten-Verhältnis. Ab einem gewissen Punkt ist es feuerungstechnisch nicht mehr sinnvoll den Rost noch weiter zu verlängern. Die zusätzliche Leistungsanforderung wird dann über die Rostbreite kompensiert (Anm. modularer Rostaufbau, Abb. 35).

Richtwerte für Abfall- und Biomassefeuerungen im Bereich ab etwa 1 und kleiner 100 MW Brennstoffwärmeleistung zeigt Tab. 13.

Tabelle 13: Richtwerte von steigenden und fallenden Rost-Kenngrößen in Abhängigkeit der Brennstoffwärmeleistung.

		Kleinanlage	<< – >>	Großanlage
Brennstoffwärmeleistung	[MW]	≥ 1,0	bis	< 100
Rostflächenbelastung	[MW/m²]	ca. 0,5	bis	1,0
Breitenleistung (bei $H_u = 10 \text{ MJ/kg}$ )	[t/h.m]	ca. 0,5	bis	4

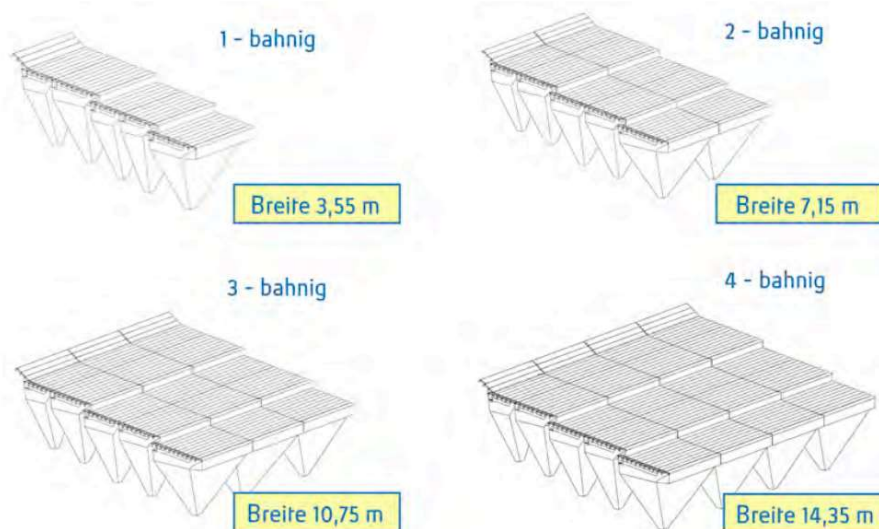


Abbildung 35: Modularer Rostaufbau mit beispielhaften Rostbreiten je Rostbahn, aus [75].

Der tatsächliche Betriebsbereich der Feuerung mit seinen oberen und unteren Belastungsgrenzen, wird mit einem Feuerungsleistungsdiagramm (Abb. 36) abgebildet. Die Obergrenze bildet eine für die Feuerung individuelle maximale Wärmebelastung. Charakteristisch ist damit das Einhergehen typischer Betriebsprobleme wie eine zu hohe Feuerraumtemperatur, die Verschlechterung der Ausbrandqualität oder eine zunehmende Verschmutzung / Verschlackung der Feuerung. Die Untergrenze der Feuerung bildet eine zu „kalte“ Verbrennung und hat u. a. ein Unterschreiten der gesetzlich geforderten Mindestverbrennungstemperatur zur Folge.

Abb. 36 zeigt beispielhaft das Feuerungsleistungsdiagramm der AVN Dürnrohr, mit einem Heizwertband des Abfalls zwischen 8 – 15 [MJ/kg] sowie dem minimalen und maximalen Betriebsbereich der Rostfeuerung.

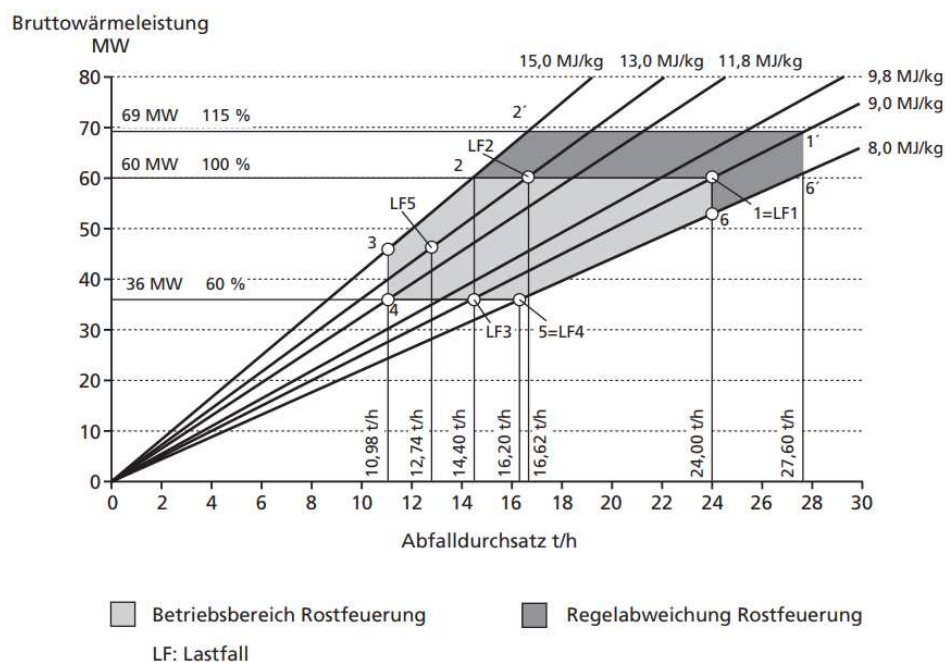


Abbildung 36: Feuerungsleistungsdiagramm für die thermische Abfallverwertungsanlage AVN Dürnrohr, aus [64].

Die Rostelemente der Feuerung müssen im Betrieb permanent gekühlt sein, um den Rost vor übermäßigem Verschleiß oder Zerstörung zu schützen. Die Kühlung kann dabei luftgekühlt, wassergekühlt oder teilweise wassergekühlt erfolgen. Beim vollständig wassergekühlten Rost wird jeder einzelne Roststab mit Wasser durchströmt, beim teilweise wassergekühlten Rost kann sich die Kühlung, z.B. nur auf den Rostrahmen und nicht explizit auf jeden einzelnen Roststab beziehen. Die erforderliche Rostkühlung ist dabei stark vom Heizwert des Brennstoffs abhängig. Bei der wassergekühlten Variante ergibt sich der zusätzliche Vorteil, dass die Kühlung nicht mehr rein von der Verbrennungsluft abhängig ist. In [61] wird eine Ausführung der Rostkühlung nach dem Heizwert wie folgt eingeteilt:

- 6.000 – 10.000 kJ/kg → luftgekühlt
- 8.000 – 15.000 kJ/kg → teils wassergekühlt
- 12.000 – 30.000 kJ/kg → wassergekühlt



Abbildung 37: Luftgekühlter Vorschubrost (links) und wassergekühlter Roststab (rechts), aus [59].

#### 4.3.2 Thermische Umsetzung in der Rostfeuerung

Die thermische Umsetzung eines Festbrennstoffes bzw. eines einzelnen Brennstoffpartikels lässt sich allgemein in vier Teilschritte gliedern.

- 1) Trocknung,
- 2) Pyrolyse (Entgasung),
- 3) Vergasung,
- 4) Verbrennung (vollständige Oxidation).

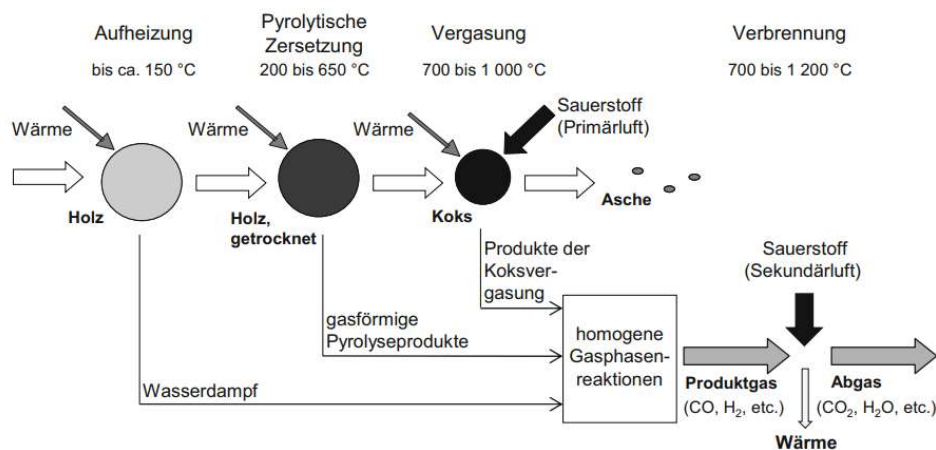


Abbildung 38: Teilschritte während der Verbrennung eines Holzpartikels mit überschlagsmäßigen Temperaturangaben [36].

## Trocknung

In der ersten Phase einer Aufheizung kommt es zur Trocknung des Brennstoffs. Dabei entweicht das an der Oberfläche anhaftende sowie das gebundene Wasser aus dem Partikel. Der Temperaturbereich dieser Phase geht bis ca. kleiner 200°C.

## Pyrolyse

Im nächsten Schritt kommt es zur Pyrolyse bzw. zur pyrolytischen Zersetzung. Dabei werden die Makromoleküle des getrocknete Brennstoff in kleinere Moleküle aufgebrochen und es kommt zur Entgasung bzw. zur Freisetzung der Flüchtigen. Der Anteil an Flüchtigen, welche bei tieferen Temperaturen in kondensierter Form anfallen werden auch als Teere bezeichnet. In dieser Phase ist die Luftzahl  $\lambda = 0$ . Das heißt es wird kein zusätzlicher Sauerstoff als Oxidationsmittel von außen zugeführt. Die Pyrolyse ist durchgehend ein endothermer Prozess und liegt im Temperaturbereich von ca. 200 – 700°C. Als festes Produkt der Phase bleibt der sogenannte Pyrolysekoks zurück. Er besteht hauptsächlich aus Kohlenstoff und Asche.

Mit der Zündung, oft als zusätzlicher Teilschritt im Gesamtprozess erwähnt, wird jener Moment beschrieben bei dem die exothermen Reaktionen genug Energie freisetzen um die endothermen Vorgänge am Leben zu halten [19].

## Vergasung

In der nächsten Phase folgt die Vergasung. Dabei wird der verbleibende Koks aus der Pyrolyse bei understöchiometrischen Bedingungen (Luftzahl  $\lambda < 1$ ) weiterreagiert. Es stellen sich Oxidations- und Reduktions-Reaktionen ein, wobei die Reduktion überwiegt und der Gesamtvorgang der Vergasung noch ein endothermer Prozess ist. Der Temperaturbereich für diesen Prozessschritt liegt etwa zwischen 600 – 1000°C.

## Verbrennung

Der letzten Schritt der thermo-chemischen Umwandlung ist die vollständige Oxidation. Hier werden die Produkte der Vergasung in überstöchiometrischen Bedingungen aufoxidiert ( $\lambda \geq 1$ ). Die Reaktionen der Verbrennung können sowohl homogene Gasphasenreaktionen als auf heterogene Gas-Feststoffreaktionen sein. Der Vorgang ist stark exotherm und liefert im Gesamtprozess auch die erforderliche Energie für die vorangegangenen Schritte. Der Temperaturbereich liegt ca. bei 700 – 1200°C.

Im direkten Zusammenhang mit den einzelnen Prozessschritten steht die Luftüberschusszahl  $\lambda$  oder auch Luftzahl genannt. Sie bildet das Verhältnis der effektiven Luftzuführung  $L_{\text{eff}}$  zum minimal benötigten Luftbedarf  $L_{\text{min}}$  für eine stöchiometrische Verbrennung. Anstatt  $\lambda$  wird in der Praxis oftmals nur der Restsauerstoffgehalt im Abgas angegeben. Der trockene Restsauerstoff  $O_{2,\text{tr}}$  kann direkt über die Luftüberschusszahl ausgedrückt werden.

$$\lambda = \frac{L_{\text{eff}}}{L_{\text{min}}} = \frac{21}{21 - O_{2,\text{tr}}} \quad (7)$$

Der minimal benötigte Luftbedarf  $L_{\text{min}}$  ergibt sich aus der Verbrennungrechnung mit den



Hauptkomponenten der Elementaranalyse, eingesetzt in Massenanteilen [36].

$$O_{2,\min} = 1,87 * c + 5,6 * h + 0,8 * n + 0,7 * s - 0,7 * o \quad \left[ \frac{\text{Nm}^3}{\text{kg Brst}} \right] \quad (8)$$

$$L_{\min} = \frac{O_{2,\min}}{0,21} \quad \left[ \frac{\text{Nm}^3}{\text{kg Brst}} \right] \quad (9)$$

Der letzte Prozessschritt auf dem Verbrennungsrost ist der Koks-Ausbrand. Dabei soll der noch vorhandene Kohlenstoffgehalt der Asche soweit als möglich fertig oxidiert werden. Die einzelnen Zonen der Feststoffumsetzung gehen nicht abgeschlossen ineinander über, sondern überlagern sich entlang des Rostes. Für den anschließenden überstöchiometrischen Gasausbrand wird in der Nachverbrennungszone (Sekundärverbrennungszone) die Sekundärluft zugeführt.

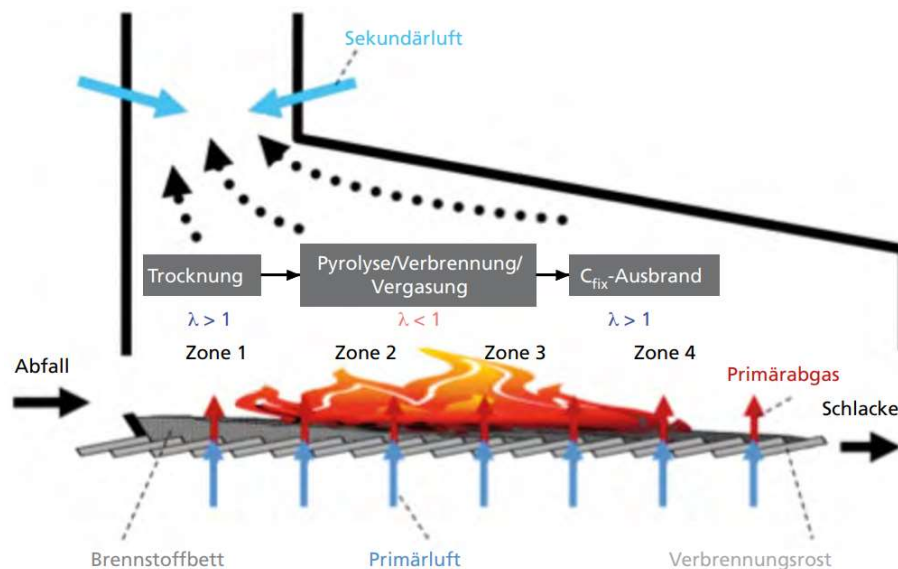


Abbildung 39: Prozessablauf der Feststoffverbrennung am Rost am Beispiel von Abfall, aus [65].

Als Kriterium für eine gute Nachverbrennung gilt die 3-T-Regel („Time-Temperature-Turbulence“):

- Time, für eine ausreichend hohe Verweilzeit in der Nachverbrennungszone.
- Turbulence, zur Durchmischung der Verbrennungsgase mit Verbrennungsluft.
- Temperature, für eine Temperatur mit ausreichend hoher Reaktionsgeschwindigkeit.

Der Übergang der Primärverbrennungszone in die Nachverbrennungszone erfolgt in Form einer baulichen Trennung. Die Sekundärverbrennungszone kann dabei horizontal („liegend“) oder vertikal („stehend“) an die Primärverbrennungszone anschließen. In mittelgroßen Feuerungen mit Gegen- oder Gleichstromausführung folgt meist eine liegende Nachverbrennungszone mit Hilfe eines Zwischengewölbes (Abb. 40). Bei Feuerungen mit stehender Nachverbrennungszone, verläuft der Übergang über eine Reduzierung der Feuerraum-Querschnittfläche („Einschnürung“) (Abb. 41 u. 42). Im jeweiligen Übergang von Primär- und Sekundärzone erfolgt die Zugabe der Sekundärluft und optional dem Rezi-Gas. Die Übergangszone wirkt in ihrer Reaktorcharakteristik wie ein Rührkessel, die Nachverbrennung kann als Rohrreaktor bzw. Kolbenströmer betrachtet werden.

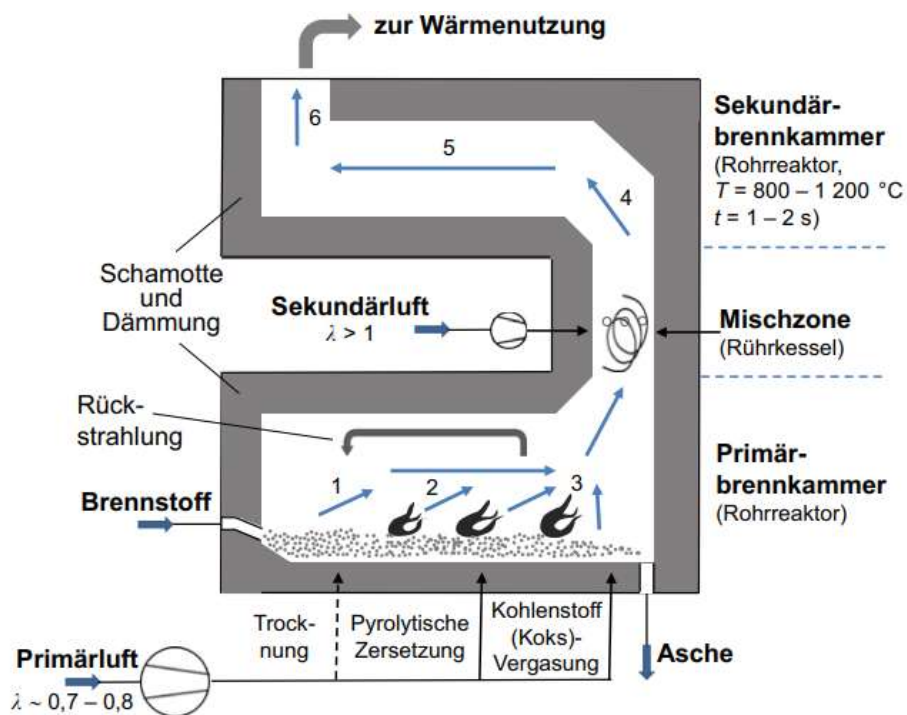


Abbildung 40: Beispiel für den Verbrennungsprozess in einer Feuerung in Gleichstromführung und liegender Sekundärverbrennungszone für biogenen Festbrennstoffe. Trocknung (1), Pyrolytische Zersetzung (2), Vergasung (3), Gemisch aus Wasser, Flüchtige, CO und Sekundärluft (4), Oxidation (5), vollständig verbrannt (6), aus [36].

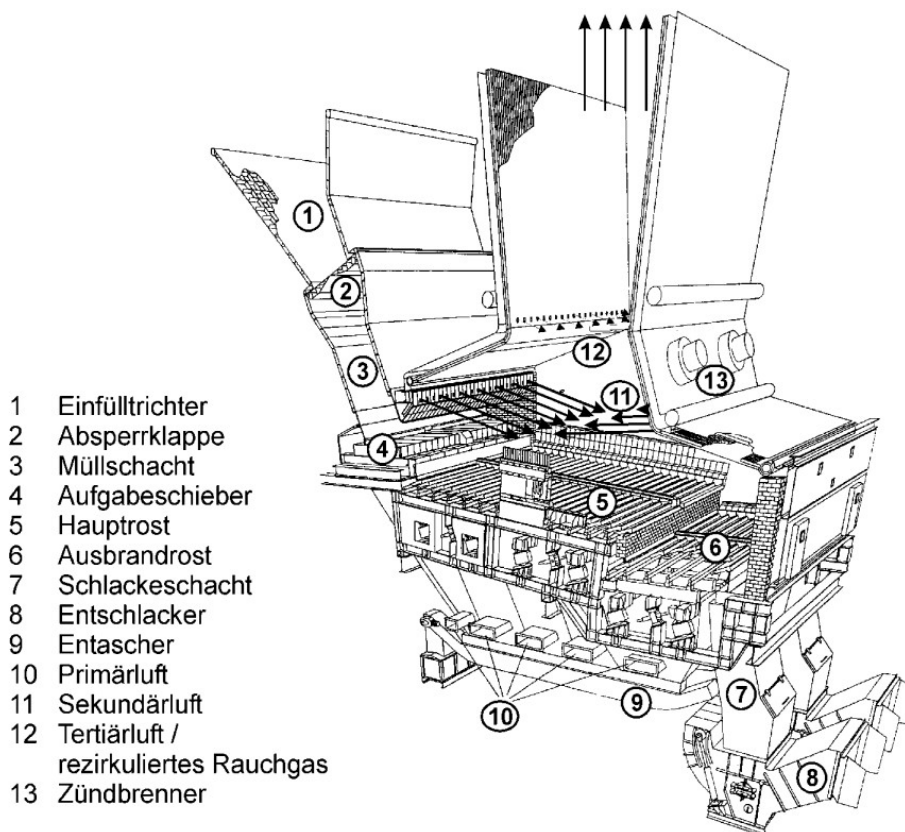


Abbildung 41: Schematische Darstellung einer Vorschubrostfeuerung mit stehender Nachverbrennungszone, aus [67].

Je nach Feuerungskonzept und Hersteller werden zur Sekundärluft-Eindüsung unterschiedliche Konzepte verwendet. Abb. 42 zeigt Beispiele für unterschiedliche Sekundärluftkonzepte von abfallgefeuerten Rostverbrennungssystemen zur Erzeugung möglichst hoher Turbulenz.

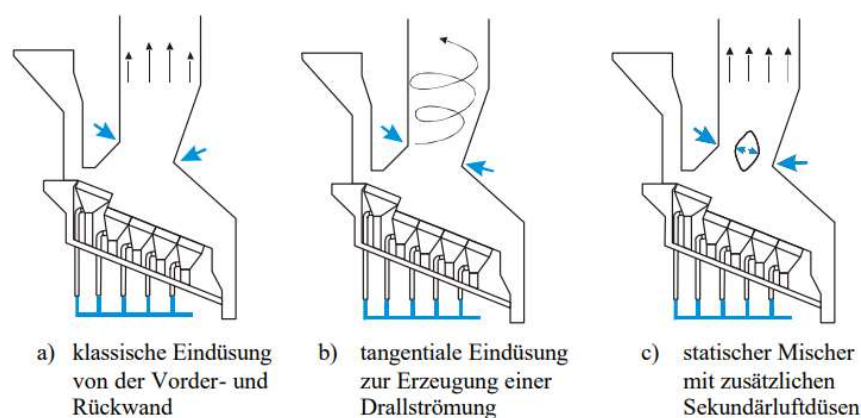


Abbildung 42: Beispiele für unterschiedliche Konzepte zur Sekundärluft-Eindüsung, aus [59].

Für einen maximalen Gasausbrand muss neben der Erfüllung der 3-T-Regel auch genügend Sauerstoff zugeführt werden. Daraus ergibt sich ein für Rostfeuerungen typischer überstöchiometrischer Betrieb von  $\lambda = 1,4 - 1,8$ . Als Leitgröße für einen guten Gasausbrand dient der CO-Gehalt im Abgas. Tab. 14 zeigt einen Vergleich der grundlegenden Parameter bei der thermischen Nutzung von Abfall und Biomasse in Rostfeuerungen.

Tabelle 14: Vergleich der grundlegenden Verbrennungsparameter bei der Nutzung von Abfall und Biomasse in Rostfeuerungen [36, 53, 66, 110].

Parameter	Abfall	Biomasse
Verbrennungstemperatur	Gesetzliche Vorgabe, $\geq 850^\circ\text{C}$	$> 800 - 1000^\circ\text{C}$
Verweilzeit in der Nachverbrennungszone	Gesetzliche Vorgabe, min. 2 s	0,5 – 1 s
Verbrennungsluftzahl, Restsauerstoffgehalt	1,4 – 1,6, ca. 6 – 10 Vol.-%	1,4 – 1,8, ca. 6 – 10 Vol.-%
Luftverteilung primär / sekundär	Primär ca. 50 – 70 % / sekundär ca. 30 – 50 % bei $\lambda_{\text{primär}} = \text{ca. } 0,7 - 1$	
Verbrennungsluftvorwärmung	Für Abfall primärseitig bis zu $200^\circ\text{C}$ Für Biomasse primär u./od. sekundär (abhängig von Brennstoff-WG)	
Abgasrezirkulation	Ja, primär u./od. sekundärseitig	

Der Restsauerstoffgehalt im Abgas hat starken Einfluss auf den auf den Wirkungsgrad der Anlage. Mit steigendem Sauerstoffgehalt erhöht sich der Massenstrom im Kamin und somit auch der Abgasverlust der Anlage. Aus Effizienzgründen ist man darum bemüht den Restsauerstoff im Abgas so niedrig wie möglich zu halten, gleichzeitig aber immer genug Sauerstoff für einen guten Gasausbrand zur Verfügung zu stellen. Das gilt für Abfall- und Biomassefeuerungen gleichermaßen. In [84] wird beispielsweise die zuverlässige Betriebsweise einer Abfallverbrennungsanlage mit einem Restsauerstoffgehalt im Bereich unter 4,5 Vol.-% beschrieben. Eine weitere Möglichkeit besteht in der

CO- $\lambda$ -Regelung. Bei diesem Ansatz wird die zugeführte Verbrennungsluft über den CO-Gehalt im Abgas geregelt und so ein bestmöglicher Gasausbrand bei minimalen Luftüberschuss angestrebt [36].

Daneben gibt es beim Betrieb von Rostfeuerungen noch eine ganze Reihe von weiteren Einflussfaktoren, um auf die Durchmischung, Temperatur und Verweilzeit einzuwirken. Beispiele dafür zeigt Tab. 15.

Tabelle 15: Mögliche Einflussgrößen auf die Durchmischung, Temperatur und Verweilzeit in Rostfeuerungen, aus [68].

	<b>Durchmischung</b>	<b>Verweilzeit</b>	<b>Temperatur</b>
Feststoff-verbrennung	z.B. - Rosttyp - Rosttransportgeschwindigkeit - Druckverlust	z.B. - Rostlänge - Rosttransportgeschwindigkeit - Brennstoffmassenstrom - Brennstoffbetthöhe	z.B. - Brennstoffmassenstrom - Primärluft - Wärmeauskopplung - Feuerraumgeometrie/ Strömungsführung - Strömungsgeschwindigkeit im Feuerraum
Nach-verbrennung	z.B. - Feuerraumgeometrie/ Strömungsführung, Einbauten - Strömungsgeschwindigkeit im Feuerraum - Sekundärlufteindüsung	z.B. - Feuerraumgeometrie/ Strömungsführung, Einbauten - Strömungsgeschwindigkeit im Feuerraum	z.B. - Feuerraumgeometrie - Wärmeauskopplung - Sekundärlufttemperatur

#### 4.3.3 Reststoffanfall und Entaschung

Feststofffeuerungen müssen im Betrieb regelmäßig entascht werden. Die Mengenaufteilung der anfallenden Ascheströme ist brennstoff- und technologieabhängig. Bei Rostfeuerungen verlässt die Asche auf zwei Wegen die Feuerung. Zum einen als Rostasche, die einfach am Ende des Rostes über einen Abwurf nach unten befördert wird (siehe Abb. 45). Nur ein geringer Anteil der Rostasche fällt normalerweise während der Verbrennung durch den Rost. Der andere Teil der Asche wird als Flugstaub aus der Feuerung ausgetragen und setzt sich aus zwei unterschiedlichen Fraktionen zusammen. Einem Anteil von mitgeführter Rostasche und der Aerosolfraction, die sich durch Keimbildung (Nukleation) aus der abkühlenden Gasphase entlang dem Rauchgasweg ausbildet.

Die anfallenden Aschemengen bei Biomasse- und Abfallverbrennung unterscheidet sich hier wesentlich. Bei konventionellen Biomassebrennstoffen sind Aschegehalte deutlich unter 10 Ma.-% TS zu erwarten. Bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen fallen pro Tonne Abfall zwischen 200 – 350 kg Rohschlacke an, im Mittel etwa 250 kg/t [32]. Bei der Verbrennung von Ersatzbrennstoffen aus ausschließlich aufbereiteten Siedlungsabfällen ist mit Aschemengen von maximal 200 kg/t Abfall zu rechnen, ebenso sind hier auch kaum Metallteile enthalten [32]. Abb. 43 & 44 zeigen beispielhaft Reststoffbilanzen von abfall- und biomassegefeuerten Rostfeuerungen.

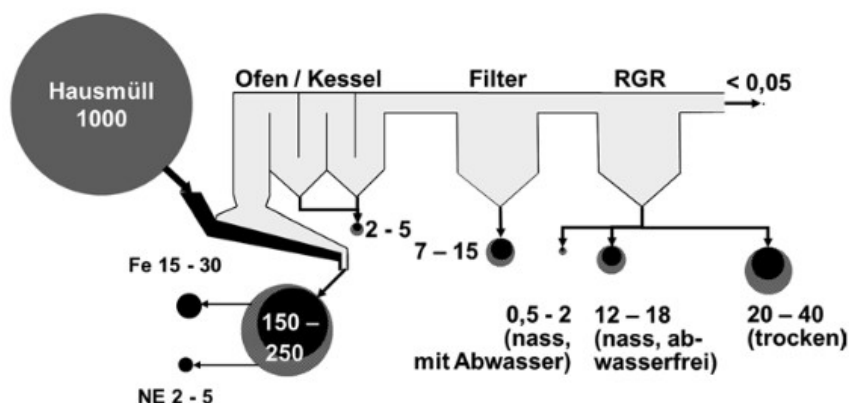


Abbildung 43: Verteilung der Aschefractionen aus Rost- und Flugasche von Rostfeuerungen gefeuert mit Hausmüll [1].

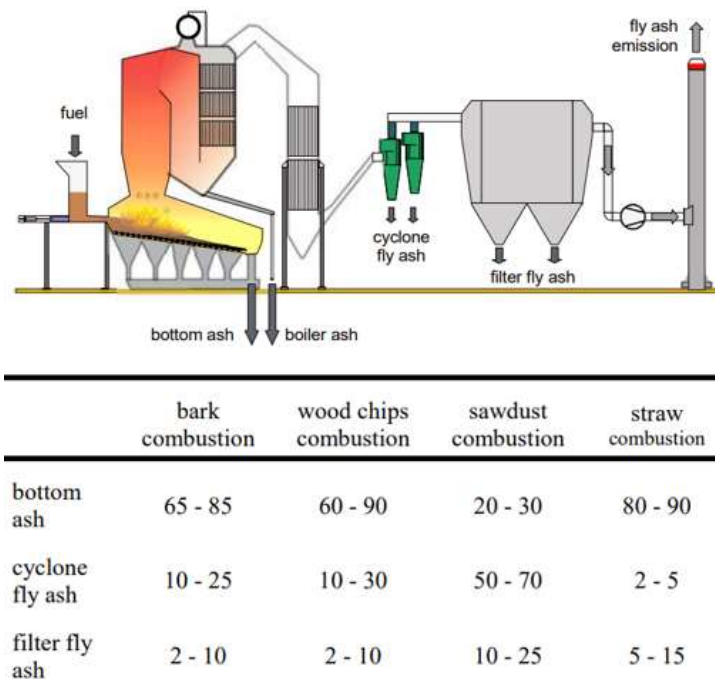


Abbildung 44: Ascheströme in Rostfeuerungen mit typischen Werten der Aufteilung (Massenverteilung) in Abhängigkeit der Brennstoffe Rinde, Holz-Hackgut, Sägespäne und Stroh. Zusammenstellung aus [69].

Die Fraktion der Rostasche bildet bei Rostfeuerungen immer die größte Fraktion. Die Rostaschen von Abfallverbrennungsanlagen werden zum Großteil aufbereitet. Vor allem werden Eisen- und NE-Metalle rückgewonnen. Nach der Rückgewinnung bleiben rund 90 % an Mineralik zurück. In der Vergangenheit wurden diese in Deutschland noch zu ca. 45 % im Deponiebau und zu 31 % im Straßenbau verwertet [70]. Die Rostaschen von Biomassefeuerungen können grundsätzlich mit dem groben Flugstaub (Zyklonasche) gemischt werden und bei Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte, als Dünger oder in der Kompostierung verwertet werden. Die Feinasche muss aufgrund der Schwermetall- und weiterer Schadstoffanreicherung gesondert entsorgt werden.

Durch den deutlich höher zu erwartenden Ascheanfall bei Müllverbrennungsanlagen muss das Entschlackungssystem entsprechend anders ausgelegt werden als bei Biomassefeuerungen.

Beim Entaschungssystem wird grundsätzlich unterschieden zwischen:

- Nassentschlackung bzw. Nassentaschung, und
- Trockenentaschung.

Alle in Deutschland betriebenen MVAs sind mit Nassentaschungen bzw. Nassentschlackungen ausgeführt [71]. Es dominiert dabei die konstruktive Ausführung mit Stößel gemäß Abb. 45.

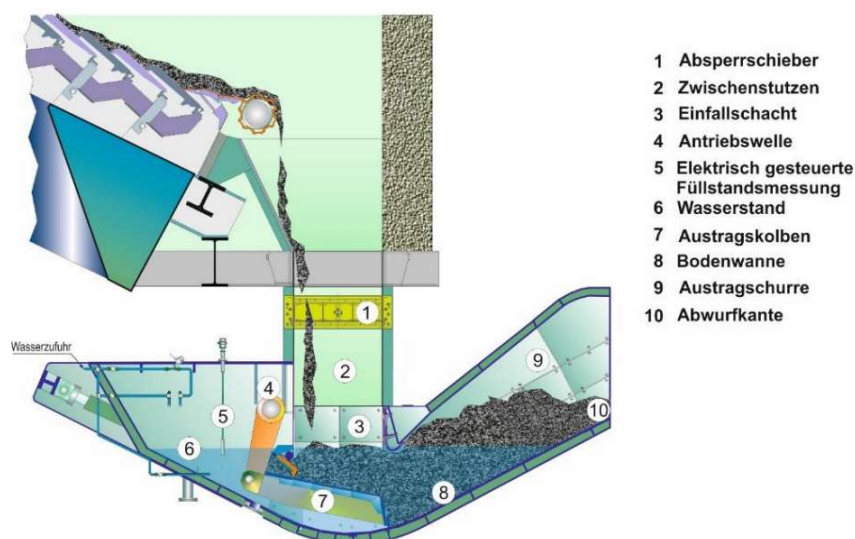


Abbildung 45: Nassentschlacker der Firma Martin GmbH, aus [71].

Die Vorteile der Trockenentaschung liegen vor allem in der nachträglichen Aufbereitung bzw. bei der höheren Rückgewinnungsrate von Eisen- und NE-Metallen [70]. Beispielsweise liegt Fokus in der Schweiz vollständig auf der Metallrückgewinnung. Die Mineralik darf dort nämlich aufgrund gesetzlicher Vorschriften nicht verwendet, sondern muss deponiert werden. Nachteil bei Systemen mit Trockenauswurf in der Abfallverbrennung ist der höhere verfahrenstechnische Aufwand aufgrund der Staubentwicklung [71]. Nachteile der Trockenentaschung bestehen auch in der aufgekommenen Chrom-VI Thematik in Biomasseaschen. Diese spielen bei Nassentaschung nur eine untergeordnete Rolle da hier das Chrom überwiegend in Chrom-III vorliegt [56].

Tabelle 16: Vergleich von Entaschungssystemen mit Vor- und Nachteilen bei Abfall- und Biomassefeuerungen.

Parameter	MVA	BHKW inkl. Altholz
Entaschungssystem	Nass- und Trockenentaschung (Trend in Richtung Trockenentaschung)	Nass- und Trockenentaschung
Aschemenge pro Tonne Brennstoffeinsatz	Hoch ≥ 200 kg/t	Moderat < 100 kg/t
Vor- und Nachteile Trockenentaschung	VT: bessere Aufbereitung und Wertstoffrückgewinnung, weniger kosten- und wartungsintensiv, kein Sickerwasseranfall, Förderfähigkeit. NT: Brandgefahr durch heiße Schlacke, Staubentwicklung, Chrom-VI bei Biomasse	
Vor- und Nachteile Nassentaschung	VT: Eindämmung der Brandgefahr und Staubentwicklung, Chrom-VI bei Biomasse NT: Kosten- und wartungsintensiver, Einbußen in der Wertstoffrückgewinnung, Anfall von Sickerwasser.	



## 4.4 Wärmeerzeuger - Kessel

### 4.4.1 Einteilung, Aufbau und Funktion

Mit Hilfe eines Dampf- oder Abhitzekeessels wird den heißen Abgasen ein Großteil seiner Wärme entzogen und daraus Sattedampf, Heißwasser oder Warmwasser gewonnen. Je nach Wasselumlauf unterscheidet man bei der Bauart des Kessels zwischen Großwasserraumkessel (GWRK) und Wasserrohrkessel (WRK). Beide Kesselbauarten können innerhalb ihrer Baugruppe weiter klassifiziert werden.

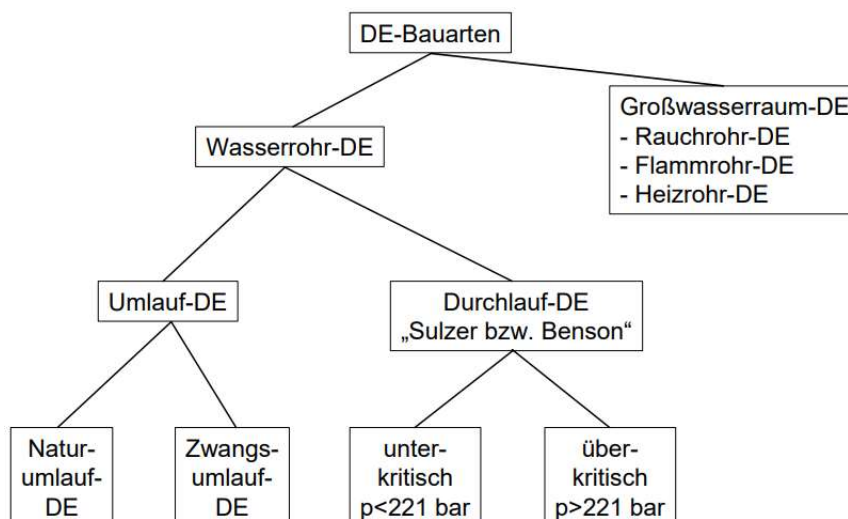


Abbildung 46: Klassifizierung von Kessel- bzw. Dampferzeugerbauarten, aus [72].

Der GWRK eignet sich gut als kompakter Wärmetauscher für die Dampf-, Heißwasser- und Warmwassererzeugung. Die Erhitzung des Wassers bzw. die Verdampfung findet dabei im Wasserraum innerhalb der sogenannten Trommel statt. Das Wasser umströmt dabei die mit heißen Abgasen durchströmten Flamm- und/oder Rauchrohre. Diese Kesselausführung gilt bei Biomasseheizwerken im kleineren bis mittelgroßen Leistungsbereich als Standardanwendung. Die Leistungsgrenze des GWRK ist baulich durch den Trommeldurchmesser nach oben hin begrenzt. GWRK werden bis zu einer Dampfmenge von 30 t/h und 32 bar gebaut [73]. Das entspricht im Fall von Sattedampf einer thermischen Leistung von etwa 20 MW. Bei Biomassefeuerungen kommen sowohl Kessel in Rauchrohr- als auch in Flammrohr-Bauweise zur Anwendung. Für Siedlungsabfälle und EBS wurde im Zuge der Literaturrecherche keine Anwendungen mit einem GWRK gefunden. Nach [83] kann aufgrund der Verschmutzungsproblematik kein Rauchrohrkessel für die Abfallverbrennung verwendet werden. Abb. 47 zeigt schematisch die Darstellung eines Flammrohr- und eines Rauchrohrkessels.

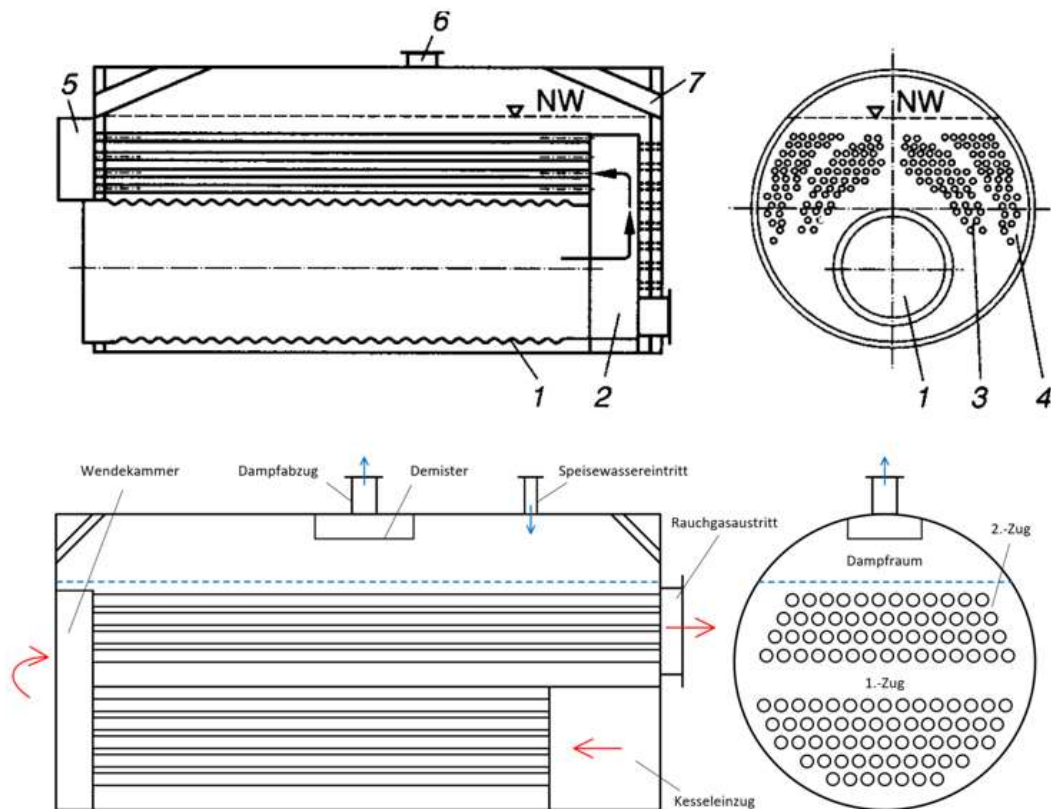


Abbildung 47: Oben: Flammrohrkessel mit Flammrohr (1), Umlenkammer (2, 5), Rauchrohre (3, 4), Dampfabführung (6) und Versteifungsstreben (7), aus [72]. Unten: Rauchrohr-Dampfkessel, in eigener Darstellung.

Für größere Leistungen und Drücke muss auf den WRK gewechselt werden. Durch die Aufteilung der Wasser- und Dampfzuführung auf eine Vielzahl an Rohren mit kleinerem Durchmesser, kann der Druck des Mediums gegenüber dem GWRK deutlich nach oben gesteigert werden. In der Ausführung als Heißdampf-Kessel bietet dieses Kesselsystem weitaus bessere Wirkungsgrade zur Verstromung als der GWRK. Die gängige Bauart des WRK für abfall- und biomassegefeuerten Dampferzeuger ist der Naturumlaufkessel. In österreichischen Abfallverbrennungsanlagen wird z.B. ausnahmslos der Naturumlaufkessel eingesetzt [74]. Beim Naturumlauf nutzt man den Dichteunterschied des Mediums zwischen den unbeheizten Fallrohren und den beheizten Steigrohren. Das System aus Steig- und Fallrohren bildet den Verdampferteil des Kessels. Abb. 48 zeigt schematisch das Prinzip eines Naturumlaufkessels.

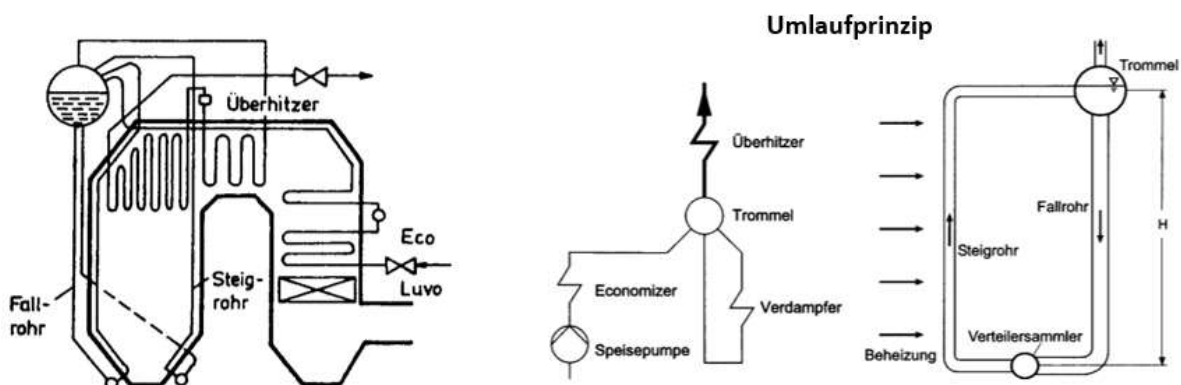


Abbildung 48: Schematische Funktion eines Naturumlaufkessels. Zusammenstellung aus [72].



Die Differenz aus der Gemischdichte zwischen Fall- und Steigrohrleitung, bezogen auf die Fallhöhe vom Trommelwasserstand bis zum unteren Verteilersammler, ergeben das treibende Druckgefälle im Umlaufsystem.

$$\Delta p_{\text{Umlauf}} = (\rho_{\text{Fallrohr}} - \rho_{\text{Steigrohr}}) * g * H \text{ [Pa]} \quad (10)$$

In der praktischen Ausführung sind der WRK und die Feuerung ineinander integriert, indem der Verdampferteil des Kessels gemeinsam mit der Feuerung den „ersten Kesselzug“ bildet. Die Außenwände der Feuerung bzw. des Kessels bestehen aus einer Flossenrohrkonstruktion, die gleichzeitig die beheizten Steigrohre bilden. Durch die Steigrohre strömt das Wasser beginnend vom Verteilersammler unter Teilverdampfung hinauf zur Trommel, wo das Wasser-Dampf-Gemisch separiert wird. Der Satteldampf strömt weiter zum Überhitzer, der abgetrennte Wasseranteil mischt sich mit zugeführtem Speisewasser und fließt über die Fallrohre wieder zurück in den Verteilersammler.

Nach dem ersten Zug strömt das Rauchgas meist durch ein oder zwei Leerzüge in Richtung der Konvektionsheizflächen, bestehend aus Überhitzer und Economiser (Speisewasservorwärmer). Der Systemdruck im Kesselkreis wird über die Speisewasserpumpe sichergestellt, die direkt vor den Economiser geschaltet wird. Die Durchströmung von Überhitzer und Economiser erfolgt entweder vertikal (= Vertikalzugkessel) oder horizontal (= Horizontalzugkessel oder „Tail-End-Kessel“).

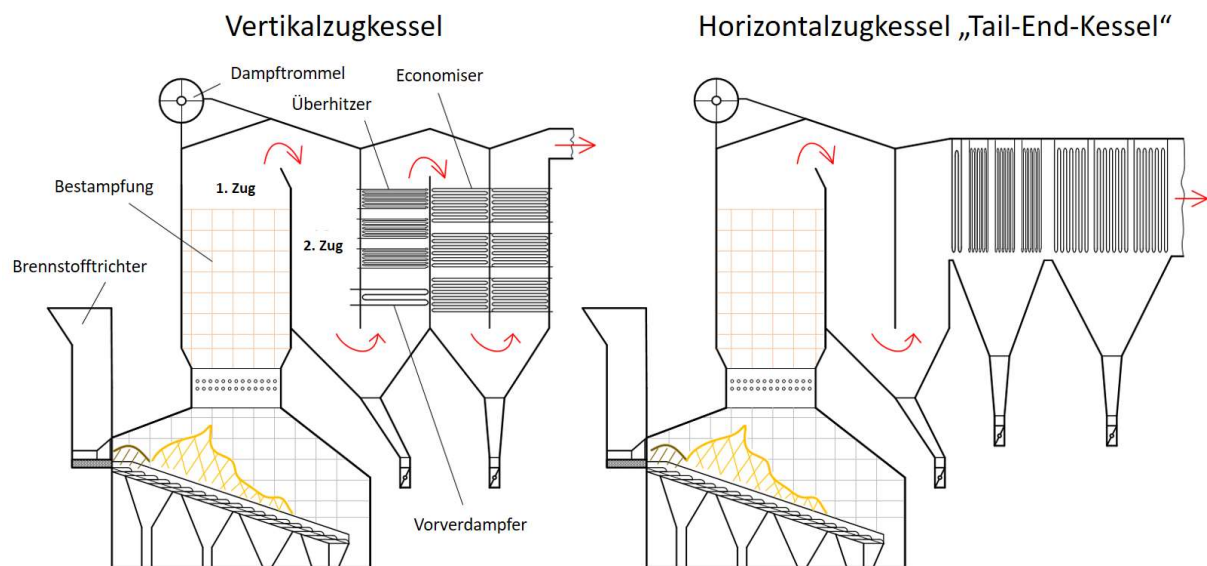


Abbildung 49: Schematisch Darstellung einer Feuerung mit Vertikalzugkessel (links) und Horizontalzugkessel (rechts).

Tabelle 17: Übersicht und Zusammenfassung von GWRK und WRK im Einsatzbereich der Abfall- und Biomasseverbrennung.

	Großwasserraumkessel (GWRK)	Wasserrohrkessel (WRK)
Typischer Leistungsbereich	< 20 MW	ca. > 10 – 100 MW (mit Rostfeuerung)
Typischer Einsatzbereich	für kleine und mittelgroße dezentrale Biomasseverbrennungsanlagen	(Groß-)Kraftwerkskessel ≥ 20 MW für Abfall, EBS und Biomasse Meist überhitzter Dampf zur Verstromung + Wärme (KWK)

Funktionsprinzip	Wasser u. Dampf im Raum, Rauchgas im Rohr	Wasser u. Dampf im Rohr, Rauchgas am Rohr
Medium (bevorzugte Parameter)	Warmwasser: < 110°C Heißwasser: 110 – 200°C Dampf: ≤ 30 bar	Bei ÜH-Dampf: Abfall „Basiskessel“: → 40 bar / 400°C Biomasse: → ca. 45 – 80 bar / ca. 420 – 480°C
Wassereintritts- temperaturen	Warmwasserkessel: ≥ 70°C Heißwasserkessel: ≥ 90°C Dampfkessel: > 100°C	Dampfkessel (typisch): 105 – 140°C
Abgastemperatur nach Kessel	ca. 160 – 200°C	ca. 160 – 200°C nach ECO
Abreinigung (rauchgasseitig)	Druckluft / Pulse Jet, manuelle Reinigung	Rußbläser, Wasserlanzenbläser, Shower Cleaning, Klopferwerke, Sprengreinigung
Vorteile	Gute Teillastfähigkeit, kompakte Bauform, robuster gegen Lastschwankungen, geringere Anforderungen an die Kesselwasserqualität, Wartungsfreundlich	Lange Betriebserfahrung für schwierigste Brennstoffe, hohe Energieeffizienz bei Kraft-Wärme- Kopplung Die Ausführung als Tail-End-Kessel wird gegenüber dem Vertikalkessel als servicefreundlicher beschrieben
Nachteile	Limitierte Leistung durch Trommelgröße u. Transport, Schmutzanfall im Rohr mit eingeschränkten Abreinigungsmöglichkeiten, ÜH-Dampf nur mit Sonderlösung	Hohe Anforderung an das Kesselwasser, Wartungsintensiver als GWRK, großer Platzbedarf, hohe Anschaffungskosten, begrenzte Teillastfähigkeit und empfindlicher bei Lastschwankungen
Normenwerk	ÖNORM EN 12953	ÖNORM EN 12952

#### 4.4.2 Korrosion und Kesselauslegung

Zwei wesentliche Faktoren, die bei der Auslegung von abfall- und biomassegefeuerten Kesselanlagen berücksichtigt werden müssen, sind die Kesselkorrosion und die Kesselverschmutzung bzw. die Verschmutzung der Wärmetauscherflächen. Der Korrosions- und Verschmutzungsproblematik kann mit Hilfe bestimmter Auslegungskriterien aber entgegengewirkt werden. Richtwerte und Vorgaben für die Auslegung abfallgefeuerter Dampferzeuger sind laut [61] u.a.:

- Heißdampf Temperatur nach dem letzten Überhitzer 400 – 420°C,
- Heißdampfdruck 40 – 65 bar,
- Rauchgastemperatur vor dem Endüberhitzer am Ende der Reisezeit < 650°C,
- Einbau von verdampferseitigen Kühlfällen vor den einzelnen Überhitzern,
- Servicefreundliche Gestaltung = Horizontalzugkessel.

Dabei stehen die Verschmutzung und die Korrosion im direkten Zusammenhang. Im Mittelpunkt stehen vor allem Alkalien, Chlor, Schwefel und Schwermetalle wie Zink und Blei, die während der Verbrennung aus dem Brennstoffbett sublimieren und wieder als Alkalichloride und andere Mischsalze an den nachfolgenden Wärmetauscherflächen kondensieren. Das führt zu einem klebrigen Belagwachstum, das auch als „Fouling“ bezeichnet wird. Unter diesen Belägen, angereichert an Chloriden, bildet sich zwischen Rohrwerkstoff und Belag eine Korrosionsfront aus. Der dominierende Korrosionsmechanismus, der eben genau dort wirkt, wird als Hochtemperatur-Chlor-Korrosion bezeichnet. Da die Hochtemperatur-Chlor-Korrosion eine deutliche Temperaturabhängigkeit besitzt, sind besonders Stellen mit hoher Rohrwandtemperatur betroffen, wie z. B. am Überhitzer. In [78]

werden Abzehraten an ungeschützten Rohren mit Wandtemperaturen von ca. 400°C im Bereich von 0,1 – 0,2 mm pro 1000 Betriebsstunden beschrieben, wobei mit zunehmender Temperatur die Lebensdauer des Bauteils weiter sinkt. Weiteres wird berichtet, dass in vielen Fällen erst ab einer Rohrwandtemperatur von ca. größer 350°C die Überhitzerbauteile von relevanten korrosiven Schädigungen betroffen sind. Aus Erfahrung weist Biomasse, aus thermochemischer Sicht, ein ähnliches Korrosionsverhalten wie Abfall auf, das bei der Auslegung der Anlage und bei der Werkstoffwahl berücksichtigt werden sollte [81]. Die Ursachen für Korrosion sind dort genauso vorrangig Chloride und Mischsalze [82].

Die innerhalb des Kessels besonders von Korrosion betroffenen Stellen, sind quasi immer die gleichen. Unterschiedliche Quellen [44, 77, 78] berichten hier von drei speziellen Bereichen:

- 1) Im ersten Zug, am Ende der Ausmauerung.  
Direkt die ersten ein bis zwei Meter nach der Ausmauerung, mit Beginn der „blanken“ Flossenrohrwände. Dieser Bereich wird auch gern als „Angst Meter“ bezeichnet [79].
- 2) In der Umlenkzone vom ersten in den zweiten Zug.  
Durch ein erhöhtes Verschmutzungspotential der einerseits noch relativ heißen Rauchgase und der direkt umliegenden „kalten“ Wärmetauscher-Fläche. Die Verschmutzung sowie das Strömungsverhalten durch die Abgas-Umlenkung in den zweiten Zug sind hier korrosionsrelevante Faktoren. Das Strömungsprofil der Umlenkung führt zu Bereichen mit lokal bedingten erhöhten Wärmestromdichten. Betroffen können hier vor allem die Feuerraumdecke und die Rückwand im zweiten Kesselzug sein [77].
- 3) Im Überhitzer, speziell an den ersten Berührungsheizflächen.  
Dort befindet sich der Bereich mit den höchsten Rohrwandtemperaturen. Als Kühlfalle und Fouling-Fänger kann und wird dem ersten Überhitzer-Bündel in der Regel ein Vorverdampfer bzw. Schutzverdampfer vorgeschaltet. Dieser Vorverdampfer ist im Vergleich zu den Überhitzern nur im begrenzten Maße von Korrosionsprozessen betroffen [77].



Abbildung 50: Rot markiert die Stellen mit hohem Korrosionspotential innerhalb eines Vertikalkessels, aus [44].

Die Flossenrohrwände im ersten Zug stehen unter besonders hoher thermischer Belastung und werden i. d. R. mit einem definierten Wandaufbau versehen (siehe Abb. 51 u. 52). Dafür kommen Kombinationen aus Bestampfung, Plattensystemen und Cladding (= Schweißauftrag mit einer Nickelbasislegierung wie Alloy 625) in Frage. Neben dem Schutz der Kesselwände vor Korrosion und

einer zu starken Abzehrung, verbleiben nach [75] für die Auswahl des Wandaufbaus in einem abfallgefeuerten Kessel mit üblichen Dampfparametern, zwei wesentliche Kriterien:

- 1) Das Temperaturniveau der Rauchgase im 1. Zug (z.B. zur Erfüllung der 17. BImSchV),
- 2) Kesselgröße, aufgrund der ändernden spezifischen Kesseloberfläche.

Durch den Wandaufbau wird also gezielt die Wärmeübertragung im ersten Kesselzug beeinflusst. Es ergibt sich ein Wechselspiel aus Temperaturabbau und Bauteilschutz. Als Zielwert für die Auslegung gilt allgemein eine Abgastemperatur vor dem Endüberhitzer von  $< 650^{\circ}\text{C}$  am Ende der Reisezeit.

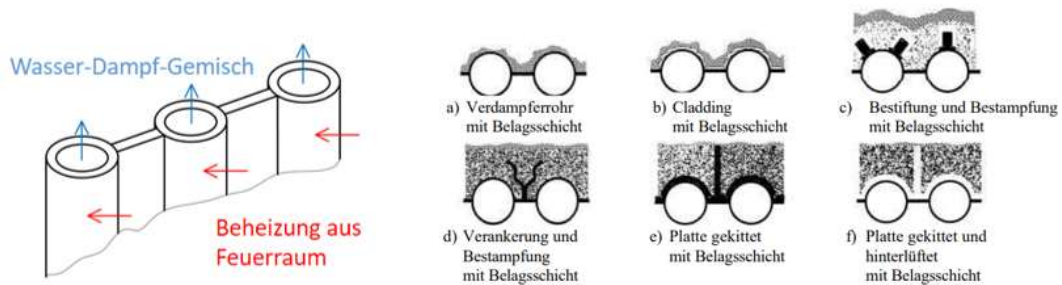


Abbildung 51: Schematischer Aufbau einer Flossenwand in eigener Darstellung (links) und (rechts) verschiedene Möglichkeiten des Wandaufbaus von Flossenwänden in abfallbefeueten Kesseln, aus [59].

Abb. 52 zeigt beispielhaft den Kesselwandaufbau des MHKW Kassel vom Feuerraum bis zum Kesselaustritt.

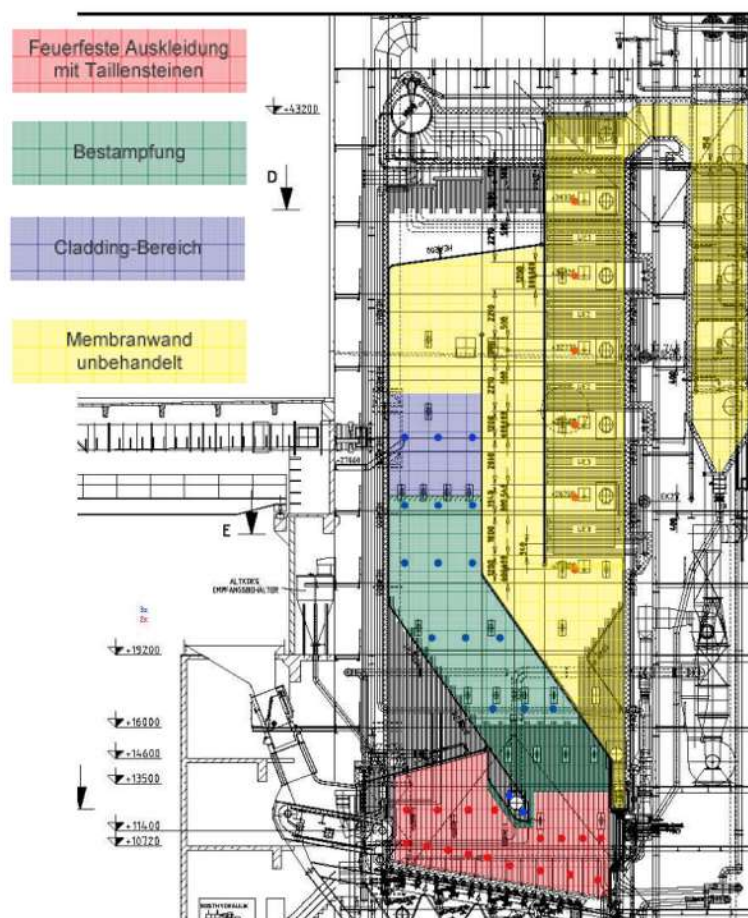


Abbildung 52: Übersicht über den Kesselwandaufbau des MHKW Kassel, aus [76]

Zur Minimierung der Korrosionsrate am Überhitzer bzw. zur Senkung der dortigen Rohrwandtemperatur, limitiert man die Dampfparameter des Kessels. Es gilt dabei ein Optimum aus Energieeffizienz und Verfügbarkeit (Standzeit) der Anlage zu finden. Die Dampfparameter für den „Basiskessel“ liegen in der Abfallverbrennung bei 400 °C und 40 bar [53]. Abb. 53 zeigt die Frischdampfparameter der deutschen Müllverbrennungsanlagen von Anfang 2010. Eine klare Häufung der Dampfparameter findet sich um den Bereich des Basiskessels von 400°C und 40 bar.

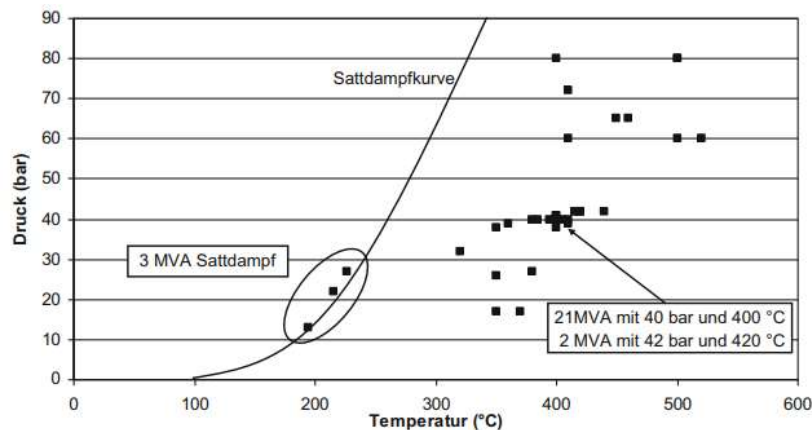


Abbildung 53: Frischdampfparameter der deutschen MVA von Anfang 2010, aus [53].

Auch bei der Nutzung von biogenen Brennstoffen müssen die Dampfparameter aufgrund der erhöhten Korrosionsgefahr begrenzt werden. Nach [30] lag der überwiegende Anteil der Dampfparameter in Biomasse- und Altholzverbrennungsanlagen im Bereich von ca. 420 – 480°C und einem Betriebsdruck von ca. 45 – 70 bar. Untersucht wurden in dieser Studie insgesamt 24 Anlagen mit Rostfeuerung und einem Brennstoffband von naturbelassener Biomasse bis zu Altholz der Klasse AIV. Aus einer weiteren Betreiberumfrage mit acht Anlagen zur Biomasseverbrennung, lagen die Dampfparameter im Bereich von 430 – 510°C und 45 – 90 bar [82].

Im Flingern'schen-Korrosionsdiagramm bzw. im erweiterten Flingern'schen-Korrosionsdiagramm von Warnecke (erweitert um den Faktor Brennstoff-Chlor und Rauchgasgeschwindigkeit) wird grafisch der Zusammenhang von Korrosionsrisiko in Abhängigkeit der Rohrwand- und Rauchgastemperatur dargestellt.

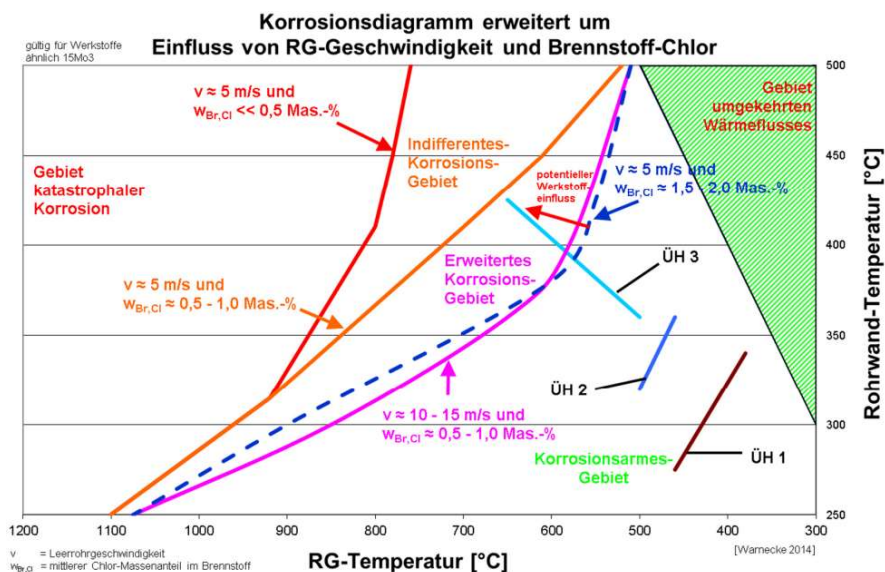


Abbildung 54: Erweitertes Flingern'sches Korrosionsdiagramm um die Rauchgasgeschwindigkeit und Brennstoff-Chlorgehalt von Warnecke, aus [44].



Eine quantitative Aussage über die unterschiedlichen Korrosionsgeschwindigkeiten, beispielsweise im Gebiet katastrophaler Korrosion oder im korrosionsarmen Gebiet, werden hier nicht gemacht. Dennoch kann laut [80] schlussgefolgert werden, dass das Korrosionsdiagramm u.a.:

- Wärmeübertragung und Korrosion gut zusammen bringt,
- Das Korrosionsdiagramm eine spezifischere Aussage liefert als z.B. die Bedingung Rauchgastemperatur vor Überhitzer  $< 650^{\circ}\text{C}$ ,
- Eine Wirkungsgraderhöhung der Anlage über Druck und Temperatur mit erhöhter Korrosionsgefahr einhergeht.

In [78] wird angemerkt, dass die Aussage im Flingern'schen Korrosionsdiagramm nur als grobe Näherung gewertet werden sollte, da mittlerweile etliche Beispiele bekannt sind, in denen auch bei „nicht korrosiven“ Bereichen erhebliche Korrosionsbelastungen beobachtet wurden. Ob es sich dabei um das einfache oder um das erweiterte Korrosionsdiagramm handelt, ist nicht zu verifizieren.

Im Vergleich zu abfallgefeuerten Anlagen liegen bei Biomasse und Altholz die Dampfparameter tendenziell etwas höher als in der Abfallverbrennung. Die Hochtemperatur-Chlor-Korrosion ist bei der Biomasse- und Altholzverbrennung jedoch ein ebenso relevantes und brisantes Thema.

Ein weiteres bekanntes Problem in Kesselanlage ist neben der Hochtemperatur-Korrosion die Niedertemperatur-Korrosion. Dieser Korrosionsprozess findet an den „kalten“ Stellen der Anlage statt. Betroffen sind vor allem Economiser, rauchgasgeführte Luftvorwärmer, Teile der Abgasreinigung, Rauchgasleitungen und Rauchrohrkesselrohre, speziell im Fall von zu tiefen Kesselrücklauf-temperaturen.

Die Niedertemperaturkorrosion in Kesselanlagen kann wesentlich in zwei Mechanismen unterteilt werden, der Deliqueszenz-Korrosion und der Säuretaupunkt-Korrosion.



Abbildung 55: Einteilung der Niedertemperatur-Korrosion in Abfall- und Biomasseverbrennungsanlagen.

### Deliqueszenz-Korrosion

Bei der Deliqueszenz-Korrosion gehen hygroskopische Salze aufgrund der umliegenden Rauchgasfeuchte an der Metalloberfläche in Lösung. Typischerweise verursachen sie dort ein Schadensbild mit mulden- und lochförmigen Gefüge [85]. Relevante Salze sind dabei  $\text{ZnCl}_2$ ,  $\text{K}_2\text{ZnCl}_4$ ,  $\text{KCaCl}_3$  und  $\text{CaCl}_2$  [86]. Besondere Relevanz bekommen dabei Calcium- und Zinkchlorid, da sie in Abhängigkeit der umgebenen Rauchgasfeuchte Taupunkte über  $100^{\circ}\text{C}$  besitzen, siehe Abb. 56.

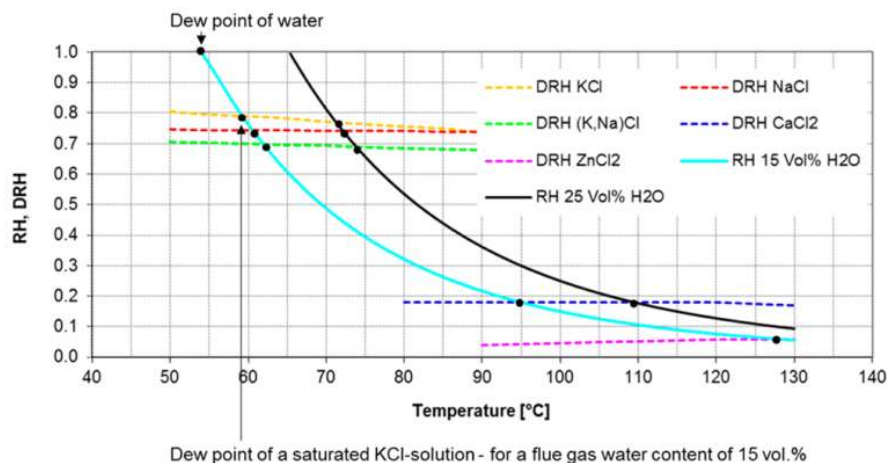


Abbildung 56: Trends von Deliqueszenzfeuchten (DRH, deliquescent relative humidity) verschiedener Salze und den Sättigungskurven bei einer Abgasfeuchte von 15 und 25 vol.-% (RH, relative humidity), aus [87].

### Säuretaupunkt-Korrosion

Bei der Säuretaupunkt-Korrosion ist in erster Linie der Taupunkt der Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) relevant. Der Taupunkt der Schwefelsäure hebt sich hier von den anderen Säuren ab und befindet sich je nach Konzentration im typischen Niedertemperaturniveau der Abgase von Abfall- und Biomassefeuerungen. Korrosion mit Schwefelsäure hinterlässt im Gegenteil zur Salzsäurekorrosion ein flächig abgezerrtes Gefüge [85]. Abb. 57 zeigt berechnete Säuretaupunkte im Rauchgas einer Biomassefeuerung.

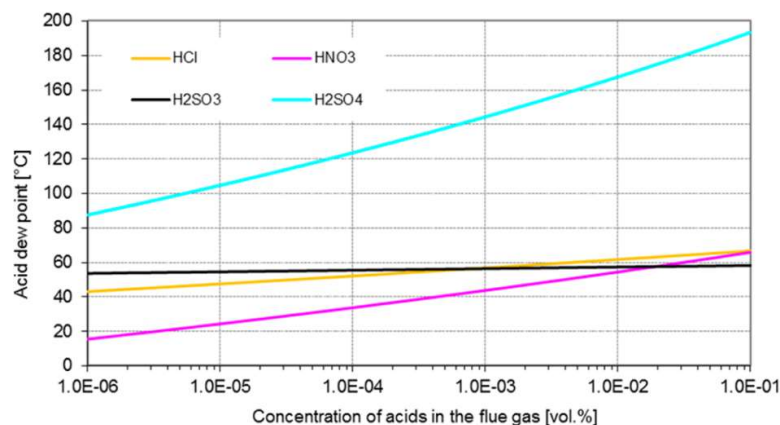


Abbildung 57: Berechnete Säuretaupunkte im Rauchgas aus Biomassefeuerungen in Abhängigkeit der Säurekonzentration. (RB: Rauchgasfeuchte 20 vol.-% und Umgebungsdruck 1,01325 bar) aus [87].

In [87] wird dazu noch angemerkt, dass eine zuverlässige Bestimmung des Schwefelsäuretaupunktes aufgrund der geringen Konzentrationen im Rauchgas noch nicht möglich ist.

Die Gewichtung der Säuretaupunkt-Korrosion, zumindest in der Biomasseverbrennung, bleibt unklar. Vor allem der geringere Schwefelgehalt und eine veränderte Aschechemie im Vergleich zur Kohleverbrennung lassen keinen eindeutigen Schluss zu. Aus einem Forschungsprojekt [88] zur optimierten Werkstoffwahl bei Biomassefeuerungen im Niedertemperaturbereich wurde nicht die Säuretaupunktunterschreitung sondern die Deliqueszenz-Korrosion als maßgeblicher Faktor identifiziert.

## 5 Luftschadstoffe aus der Abfall- und Biomasseverbrennung

### 5.1 Schadstoffe und Emissionspotentiale

Die bei der Verbrennung von Abfall und Biomasse gebildeten Schadstoffe lassen sich grundsätzlich in zwei Gruppen unterteilen [42]:

- 1) Schadstoffe die sich in ihrem Bildungspotential durch eine gezielte Prozessführung beeinflussen lassen. Man spricht hier von sogenannte Primärmaßnahmen.
- 2) Schadstoffe die sich nicht durch die gezielte Änderung der Prozessführung beeinflussen lassen. Die Reduktion dieser Schadstoffe erfolgt ausschließlich über nachfolgende Sekundärmaßnahmen.

Das Schadstoffpotential ist wiederum stark vom Brennstoff bzw. der Brennstoffzusammensetzung abhängig. Tab. 18 zeigt den Einfluss auf das Emissionsbildungspotential in Abhängigkeit der Prozessführung und der Brennstoffzusammensetzung.

Tabelle 18: Prozess- und brennstoffabhängiger Einfluss der Emissionsparameter und deren Schadstoffpotentiale.

Stoff/Parameter	Prozessabhängigkeit	Brennstoffabhängigkeit
Staub	0	+
CO	+	-
NO <sub>x</sub>	+	+
SO <sub>2</sub>	-	+
HCl	-	+
HF	-	+
TVOC / C <sub>org</sub>	+	-
NH <sub>3</sub>	- / + (bei SNCR)	-
Hg	-	+
N <sub>2</sub> O	+	+
ΣAs+Cd+Co+Cr+Cu+Mn +Ni+Pb+Sb+Tl+V	-	+
PCDD/F	+	0
Dioxinähnliche PCB	+	0
Benzo(a)pyren	+	-

(-) Wenig      (o) Mittel      (+) Stark

Beispielsweise ist die HCl-Bildung kaum von der Prozessführung zu beeinflussen, ein höherer Anteil an Chlor im Brennstoff führt aber tendenziell zu höheren HCl-Werten im Abgas. Wie viel Chlor nun in HCl umgesetzt wird, hängt dabei von der Bindungsform ab, das dort im Brennstoff organisch und anorganisch gebunden ist. Ebenso wird die Bildung durch die Anwesenheit anderer Elemente mitbeeinflusst. Solche Einflüsse werden u.a. bei der Verbrennung von Biomasse in [46] genauer untersucht. Auf eine detaillierte Erklärung der Schadstoffbildung und deren Abhängigkeit von chemischen und physikalischen Eigenschaften des Brennstoffs wird nicht weiter eingegangen. Aus praktischer Sicht werden typische Rohgaskonzentrationen der Abfall- und Biomasseverbrennung aufgezeigt.



Tab. 19: Typische Abgaszusammensetzung für Rohgaskonzentrationen für Abfall- und Biomasseverbrennung. Die Emissionswerte beziehen sich auf das trockene Abgas bei Normzustand und 11 vol.-% O<sub>2</sub>.

Parameter	Einheit	Gemischte Siedlungsabfälle	Abfälle (MVA typisch)	Holz mit Rinde naturbelassen
H <sub>2</sub> O	Vol.-% f.	10-20	13,88	10-25
CO <sub>2</sub>	Vol.-% f.	5-10	8,60	8-13
Staub	mg/Nm <sup>3</sup>	1000-5000	2500	500-1500
CO	mg/Nm <sup>3</sup>	5-50	30	10-200
NO <sub>x</sub> als NO <sub>2</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	150-500	400	150-350
SO <sub>2</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	200-1000	650	< 50
HCl	mg/Nm <sup>3</sup>	500-2000	1500	< 20
HF	mg/Nm <sup>3</sup>	5-20	14	< 1
Hg	mg/Nm <sup>3</sup>	0,05-0,5	0,5	-
Cd + Tl	mg/Nm <sup>3</sup>	< 3	2,5	-
ΣAs+Co+Cr+Cu+Mn +Ni+Pb+Sb+V+Sn	mg/Nm <sup>3</sup> -	< 50	-	-
N <sub>2</sub> O	mg/Nm <sup>3</sup>	< 40	-	-
TOC	mg/Nm <sup>3</sup>	1-10	-	1-10
PCDD/F	ng TEQ/Nm <sup>3</sup>	0,5-10	-	< 0,1
Quelle		[101]	[102]	

Tab. 19 zeigt das wesentlich höhere Schadstoffpotential bei der Abfallverbrennung verglichen mit der Verbrennung von holzartiger Biomasse. Das gilt sowohl für die sauren Schadgase wie HCl, SO<sub>2</sub> und HF als auch für die partikelgebundenen Schadstoffe der Dioxine/Furane und Schwermetalle. Zusätzlich kommt es durch die Inhomogenität dieser Brennstoffe im Betrieb immer wieder zu Phasen von Emissionsspitzen. Besonders bei Abfall können zeitweise Spitzenwerte auftreten, die um das Zweifache und höher liegen als die in Tab. 19 angeführten Werte.

Die Stickoxide (NO<sub>x</sub>) nehmen in diesem Vergleich eine gesonderte Stellung ein, da sie durch ihr stark brennstoffabhängiges Schadstoffbildungspotential, wie z.B. bei Einsatz von Altholz in Form von Spanplatten, die NO<sub>x</sub>-Emissionen aus der Abfallverbrennung mitunter auch deutlich übersteigen können.

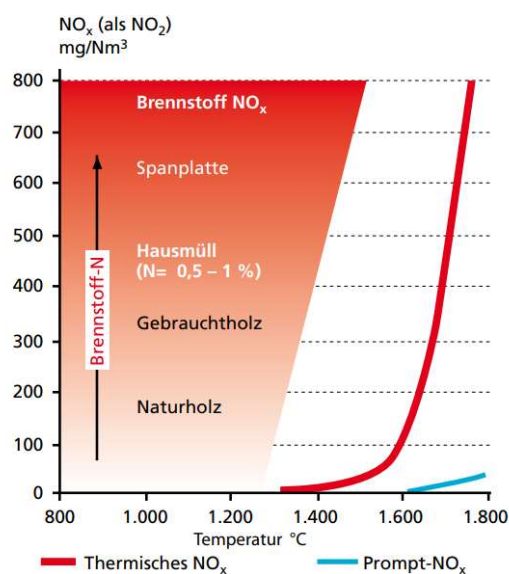


Abbildung 58: NO<sub>x</sub>-Bildungspotentiale in Abhängigkeit der Temperatur und dem Gehalt an Stickstoff im Brennstoff, aus [65].

In [103] wird auf die Problematik einer Anreicherung von einzelnen Schadstoffen in Ersatzbrennstoffen (insbesondere Chlor) hingewiesen, die durch Separierung von heizwertreichen Fraktionen im Abfall (v.a. Kunststoffe) entsteht. Dadurch bilden sich zum Teil Chlorgehalte im Brennstoff von 1 – 3 Ma.-% FS, in Ausnahmefällen auch bis zu 5 Ma.-% FS der Rohsubstanz aus. Das führt in weitere Folge zu einem starken Anstieg der HCl-Werte im Abgas.

## 5.2 Emissionsgrenzwerte und Überwachung

Mit 2023 endete eine vierjährige Übergangsfrist zur Umsetzung der im Dezember 2019 bekannt gemachten BVT-Schlussfolgerungen zur Abfallverbrennung. In diesen BVT-Schlussfolgerungen werden u.a. die jeweils mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte in die Luft aufgelegt. Diese BVT-assozierten Emissionswerte sind gemäß IED rechtlich bindend und somit in nationales Recht überzuführen. Die Vorgabe dieser Emissionsgrenzwerte erfolgt über eine Emissionsbandbreite, wobei die obere Schranke in der Umsetzung nicht überschritten werden darf. Die schlussendlich umgesetzten Werte in der jeweiligen nationalen Abfallverbrennungsverordnung kann also von Land zu Land differieren. Seitens der Abgasreinigung führt das bei Neuanlagen zu Mehranforderungen bzw. für Bestandsanlagen unter Umständen zu Nachrüstbedarf.

Einen Vergleich der derzeitigen Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte in die Luft zwischen Biomasse- und Abfallverbrennung zeigt Tab. 20.

Tabelle 20: Ein Vergleich der Emissionsgrenzwerte von Biomasseverbrennung in Österreich und der Abfallverbrennung in Österreich, Deutschland sowie den aufgelegten Emissionsbandbreiten für Neuanlagen aus den BVT-Schlussfolgerungen für Abfallverbrennung. Stand 10.02.2024.

Emissionsverordnung / Richtlinie		Biomasseverbrennung			Abfallverbrennung			
		Grenzwerte als HMW			Grenzwerte als TMW ( ) - Grenzwerte als JMW			
		Österreich			Österreich	Deutschland	EU	
		FAV			AVV	17. BImSchV	BVT (2019)	
Brennstoffwärmeleistung	MW	> 5	> 10	> 20		< 50    ≥ 50	4)	
Bezugssauerstoff O <sub>2</sub>	vol.-%	6			11	11	11	
Staubförmige Emissionen (Staub)	mg/Nm <sup>3</sup>	30	30	20	10	10    5	2 - 5	
Kohlenmonoxid (CO)	mg/Nm <sup>3</sup>	(375)	150		50	50	10 - 50	
Stickoxide - NO und NO <sub>2</sub> als NO <sub>2</sub> (NOx)	mg/Nm <sup>3</sup>	300	225 (300)	225 (300)	200 <sup>1)</sup> 150 <sup>2)</sup> 70 <sup>3)</sup>	200 (100)    150 (100)	50 - 120	
Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> )	mg/Nm <sup>3</sup>	200			50	50	5 - 30	
Chlorwasserstoff (HCl)	mg/Nm <sup>3</sup>	-			10	10	2 - 6	
Fluorwasserstoff (HF)	mg/Nm <sup>3</sup>	-			0,5	1	< 1	
Unverbrannte Kohlenwasserstoffe als C <sub>org</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	30			10	10	< 3 - 10	
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	mg/Nm <sup>3</sup>	7 <sup>6)</sup> (bei SCR/SNCR)			5	10 (bei SCR/SNCR)	2 - 10	
Quecksilber + deren Verbindungen als (Hg)	mg/Nm <sup>3</sup>	-			0,03	0,03 (0,01)	< 0,005 - 0,020	
Dioxine und Furane <sup>5)</sup>	ng/Nm <sup>3</sup>	-	0,2	0,2	0,1	0,1	< 0,01 - 0,04	
Cadmium und Thallium + deren Verbindungen als (Cd und Tl) <sup>5)</sup>	mg/Nm <sup>3</sup>	-			0,05	0,05	0,005 - 0,02	
Summe aus Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn + deren Verbindungen als (Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn) <sup>5)</sup>	mg/Nm <sup>3</sup>	-			0,5	0,5	0,01 - 0,3 (ohne Sn)	

( ) - Abweichungen für Stroh od. ä. halmgutartige pflanzliche Stoffe

1) Nennkapazität bis 2 t Abfall/h

2) Nennkapazität > 2 - 6 t Abfall/h

3) Nennkapazität > 6 t Abfall/h

4) Für nicht gefährliche Abfälle mit einer Nennkapazität > 3 t/h

5) Mittelwert über den (geforderten) Zeitraum der Probenahme

6) Gilt nicht bei Nachschaltung eines NH<sub>3</sub> geeigneten Verfahrens

Es muss beachtet werden, dass für die Abfallverbrennung ein Bezugssauerstoff von 11 % und bei der Biomasseverbrennung ein Bezugssauerstoff von 6 Vol.-% gilt. Eine Umrechnung von Emissionswerten mit unterschiedlichem Bezugssauerstoffgehalt erfolgt über:

$$E_{B1} = \frac{21 - O_{2,B1}}{21 - O_{2,B2}} * E_{B2} \quad (11)$$

$E_{B1}$ ... Emissionswert bezogen auf Bezugssauerstoff B1;     $O_{2,B1}$ ... Bezugssauerstoff B1 in Volumenprozent trocken;

$E_{B2}$  ... Emissionswert bezogen auf Bezugssauerstoff B2;     $O_{2,B2}$ ... Bezugssauerstoff B2 in Volumenprozent trocken.

Unter Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen gelten wesentlich strengere Emissionsanforderungen an die Abfallverbrennung, verglichen mit der Verbrennung von Biomasse. Es ergibt sich lediglich eine Vergleichbarkeit bei den Stickoxiden bzw. beim Einsatz einer SNCR oder SCR zur Entstickung, für den Ammoniak-Grenzwert eine mögliche Überschneidung.

Große Differenzen herrschen nicht minder in der geforderten Emissionsüberwachung. Dabei setzt sich die Überwachungsfrequenz aus kontinuierlicher und periodischer Messung zusammen. Die periodische Messung kann sich aus einzelnen aufeinanderfolgenden Mittelwertmessungen oder aus

einer Langzeitprobe über einen Zeitraum von 2 bis 4 Wochen ergeben [4]. Tabelle 21 zeigt die Mindesthäufigkeit an Überwachung laut BVT-Schlussfolgerung für den jeweiligen Emissionsparameter.

Tabelle 21: Geforderte Mindesthäufigkeit an Überwachung der Emissionen in die Luft lt. BVT-Schlussfolgerungen [4], BVT 4.

Stoff/Parameter	Überwachungsfrequenz	Anmerkung
Staub	Kontinuierlich	
CO	Kontinuierlich	
NO <sub>x</sub>	Kontinuierlich	
SO <sub>2</sub>	Kontinuierlich	
HCl	Kontinuierlich	
HF	Kontinuierlich	Kann durch periodische Messung ersetzt werden bei ausreichend stabilen HCl-Werte
TVOC / C <sub>org</sub>	Kontinuierlich	
NH <sub>3</sub>	Kontinuierlich	Bei Verwendung von SCR und/oder SNCR
Hg	Kontinuierlich	Kann bei niedrigem und stabilen Hg-Gehalt durch eine Langzeitprobe oder periodische Messung (alle 6 Monate) ersetzt werden
N <sub>2</sub> O	Jährlich	
ΣAs+Cd+Co+Cr+Cu+Mn +Ni+Pb+Sb+Tl+V	Alle 6 Monate	
PCDD/F	Alle 6 Monate	
Dioxinähnliche PCB	Alle 6 Monate	
Benzo(a)pyren	Jährlich	

Zusätzlich unterliegen Abfall- und Abfallmitverbrennungsanlagen mit einer Nennkapazität von größer zwei Tonnen pro Stunde oder mehr gemäß IED Artikel 55 einer Berichts- und Informationspflicht an die Öffentlichkeit der Emissionen in die Luft und ins Wasser. In Österreich erfolgt die Berichterstattung über das BMK mit dem jährlichen „Bericht über Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen gemäß § 18 AVV“. In Deutschland regelt die 17. BImSchV unter § 23 „Veröffentlichungspflichten“ die Bekanntgabe der jährlichen Emissionswerte.

Bei der Biomasseverbrennung ist der Aufwand für die Emissionsüberwachung wesentlich geringer und steht in Abhängigkeit gewisser Leistungsgrößen. Die periodischen Messungen variieren je nach Brennstoff und Leistungsgröße laut FAV 2019 im Abstand von fünf, drei oder einem Jahr.

Tabelle 22: Anforderung an die Überwachung der Emissionsgrenzwerte für Biomasseverbrennung < 50 MW Brennstoffwärmeleistung in Österreich. Stand 10.02.2024.

Emissions-Parameter	Überwachungsfrequenz FAV 2019
Staub	Kontinuierlich > 10 MW
CO	Kontinuierlich > 10 MW
SO <sub>2</sub>	Kontinuierlich > 30 MW
NO <sub>x</sub>	Kontinuierlich > 30 MW
HCl	Periodisch
C <sub>org</sub>	Periodisch
NH <sub>3</sub>	Periodisch bei Einsatz von SNCR/SCR
Hg	-
PCDD/F	periodisch

## 6 Abgasreinigungsverfahren – Einteilung, Aufbau und Funktion

### 6.1 Einteilung der Verfahren

Die Abreinigung der für Abfall- und Biomasseverbrennung relevanten Schadstoffkomponenten kann in vier Gruppen unterteilt werden:

- 1) Staub und partikelgebundene Schwermetalle,
- 2) Stickoxide NO<sub>x</sub>,
- 3) Saure Schadgase mit HCl, HF, SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub>,
- 4) Organische Schadstoffe und Schwermetalle.

Für die jeweilige Abreinigung der Schadstoffe haben sich unterschiedliche Abscheideverfahren etabliert die in der Verfahrensmatrix nach Tab. 23 angeführt sind.

*Tabelle 23: Verfahrensmatrix zur Abscheidung verschiedener Luftschadstoffe, aus [103] modifiziert.*

Komponente	Zyklon <sup>1)</sup>	E-Filter <sup>1)</sup>	Gewebe- filter <sup>1)</sup>	Sorptions- filter	Fest-/Wander- bett-Adsorber	Wäscher	SNCR	SCR	Fackel / Verbr.
Staub	X	X	X	X		(X)			
HCl				X	(X)	X			
HF				X	(X)	X			
SO <sub>2</sub>				X	X	X			
NO <sub>x</sub>					X	(X)	X	X	
Hg			X	X	X	X			
Cd, TI	{X}	{X}	{X}	X	X	{X}			
Sb – Sn	{X}	{X}	{X}	X	X	{X}			
As – Cr	{X}	{X}	{X}	X	X	{X}			
PCDD/PCDF	{X}	{X}	{X}	X	X	X		X	X
NH <sub>3</sub>					X	X		X	
VOC				(X)	X			X	X
X geeignet      (X) bedingt geeignet      {X} staubgebundene <sup>1)</sup> reine Staubabscheider									

In Ergänzung zu Tab. 23 müssen noch Verfahren der biologischen Abgasreinigung mit dem Biofilter und dem Biowäscher genannt werden. Eingesetzt wird der Biofilter z.B. für gering belastete Abgasströme zur Abreinigung von geruchsintensiven Verbindungen [103]. Biofilter werden beispielweise zur Abreinigung von geruchsbelasteter Abluft aus Müllbunkern eingesetzt, falls diese nicht als Verbrennungsluft verwendet wird [53]. Abgesehen davon sind biologische Verfahren oder Verfahren mittels Nachverbrennung in der klassischen Abgasreinigung hinter Abfall- und Biomassefeuerungen von geringer Relevanz.

### 6.2 Staubabscheidung

Zur Abscheidung der Staubpartikel nach Abfall- und Biomassefeuerungen werden gewöhnlich folgende Systeme verwendet [104]:

- Fliehkraftabscheider
- Elektrostatische Abscheider

- Filternde Abscheider
- Nassabscheider (Wäscher)

Die Einteilung der einzelnen Abscheidesysteme lässt sich gemäß Abb. 59 weiter unterteilen.

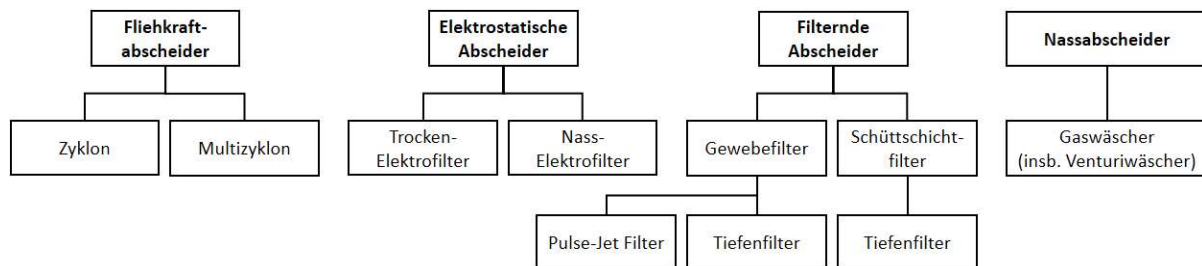


Abbildung 59: Einteilung von Abscheidesystemen für Staubpartikel, nach [104].

Abhängig vom eingesetzten Abscheider lassen sich damit unterschiedliche Abscheideleistungen realisieren. Die technisch und ökonomisch effektivste Lösung kann sich hier auch aus einer Kombination einzelner Systeme ergeben.

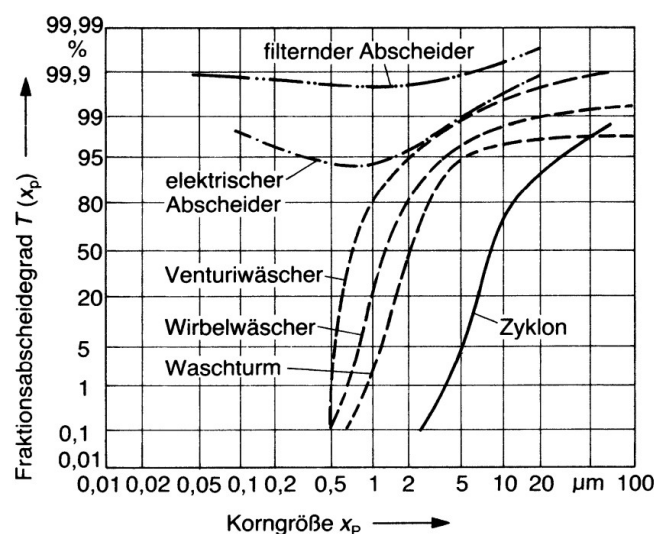


Abbildung 60: Fraktionsabscheidekurven von verschiedenen Staubabscheidern, aus [103].

### Zyklon und Multizyklon

Ein Zyklon wirkt als Fliehkraftabscheider und hat im Vergleich zu den anderen Systemen die geringste Abscheideleistung. Durch die Verschaltung mehrere Einzelzyklone zu einem sogenannten Multizyklon, lassen sich die Abscheideleistungen gegenüber Einzelzyklonen erhöhen. Zykclone und Multizyklone bieten sich durch ihre kompakte Bauform und den verhältnismäßigen geringen Energieverbrauch als ideale Staubvorabscheider bzw. als Funkenabscheider an. Als vorgeschalteter Grobabscheider bewirken sie oftmals eine Verkleinerung vom nachgeschalteten Feinabscheider (v. a. bei Elektrofiltern) oder dienen als Funkenabscheider in Kombination mit einem Gewebefilter, als erheblicher Faktor der Betriebssicherheit. Die Anströmung bei Einzelzyklonen erfolgt meist mit Tangentialeinlauf und beim Multizyklon über einen axialen Leitapparat.

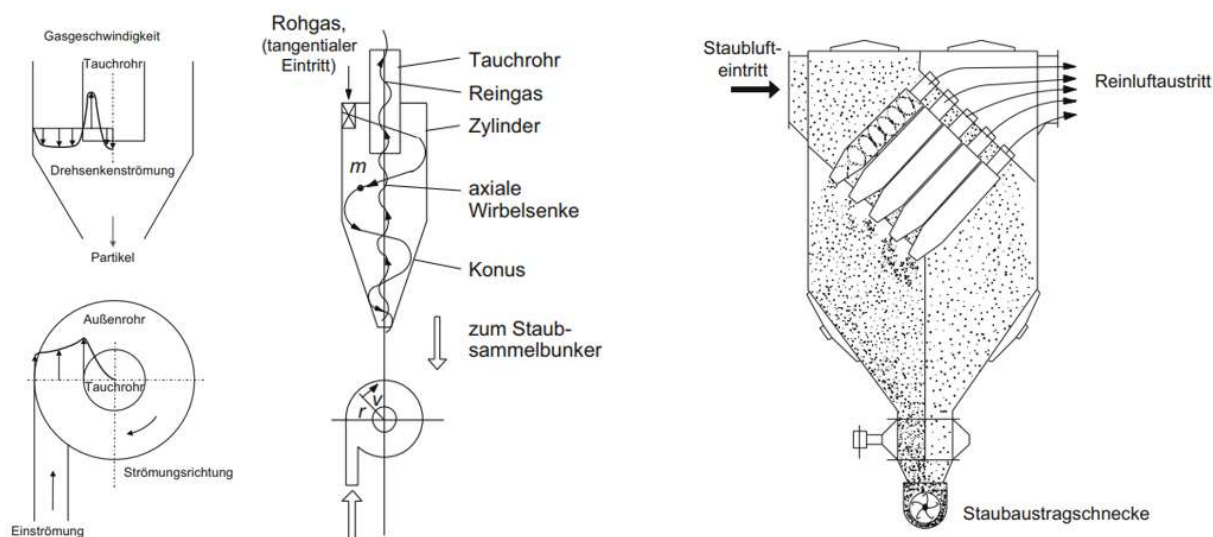


Abbildung 61: Schema und Funktionsprinzip eines Zyklons inkl. Geschwindigkeitsprofil (links) und Schema eines Multizyklons (rechts). Zusammenstellung aus [36].

## Elektrofilter

Elektrofilter arbeiten mit Hilfe von Hochspannungsaggregaten auf dem Prinzip der elektrostatischen Aufladung. Dabei haften zuerst durch eine Sprühelektrode ionisierte Gasmoleküle an den Staubpartikeln und Aerosolen, die in weiterer Folge an einer positiv geladenen Niederschlags-elektrode anhaften. Die anhaftenden Teilchen werden an der Niederschlags-elektrode über Reinigungssysteme wie z.B. Klopferwerke, etc. in den Ascheabwurf abgeschieden. Üblich werden Elektrofilter konstruktiv als Röhren- oder Plattenelektrofilter ausgeführt. Sie können nass oder trocken betrieben werden, wobei in der Regel zumeist Trockenelektrofilter eingesetzt werden. Nasselektrofilter finden vor allem in der Nachschaltung von Wäschern oder Kondensationen Anwendung.

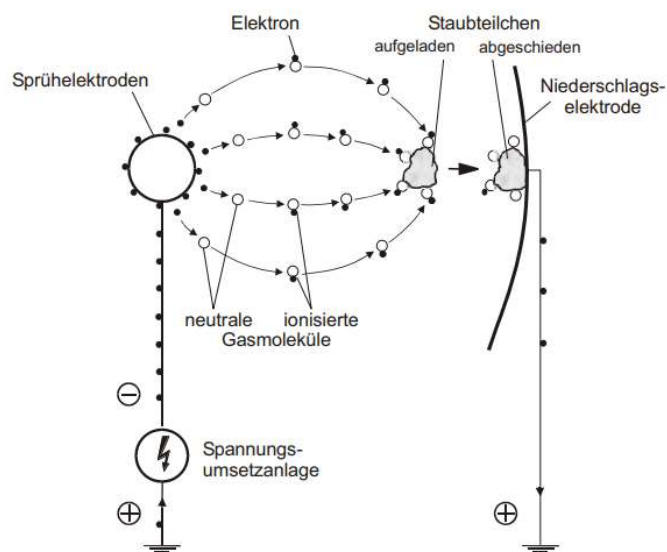


Abbildung 62: Funktionsprinzip eines Elektrofilters zur Abscheidung von Staubpartikeln und Aerosolen, aus [36].

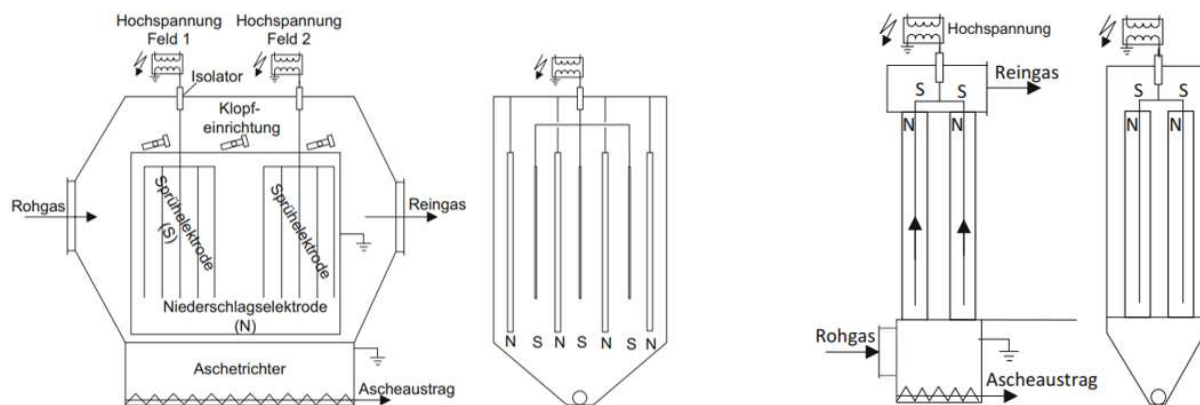


Abbildung 63: Prinzip eines Plattenelektrofilters (links) und eines Röhrenelektrofilters (rechts), Zusammenstellung aus [36].

## Gewebefilter

Gewebefilter stellen die Gruppe der Staubabscheider mit der höchsten Abscheideleistung dar. Standardmäßig werden Gewebefilter hinter Abfall- und Biomassefeuerungen als Schlauchfilter (zusammengesetzt aus vielen Einzelschläuchen) mit Pulse-Jet Abreinigung ausgeführt. Dabei durchströmt das Abgas die einzelnen Schläuche von außen nach innen. Die Abreinigung der Schläuche erfolgt durch wiederkehrende und druckverlustabhängigen Druckluftstößen (Pulse-Jet). Das Filtermaterial der Schläuche besteht in Abhängigkeit von der Temperatur und Abgaszusammensetzung aus Filz, Kunststoffen (z.B. Teflon, PTFE) oder aus einem Metallgewebe. Wichtig ist bei Gewebefiltern die Vorschaltung einer Funkenabscheidung (Brandgefahr des Filtermaterials!) und das Verstopfen der Filterschläuche durch Abgaskondensation zu verhindern. Dazu werden Gewebefilter in der Regel mit einem zusätzlichen Abgas-Bypass, der Installation einer Begleitheizung und/oder durch Pre-Coating der Filterschläuche (= Aufbringen eines Stoffes zur Bindung der Feuchtigkeit vor dem Auftreffen auf das Filtergewebe) geschützt. Im Zusammenhang mit Sorptionsprozessen zur Abscheidung von sauren Schadgasen, Schwermetallen und Dioxinen erfüllt der Gewebefilter, neben der Staubabscheidung, eine zusätzliche zentrale Funktion.

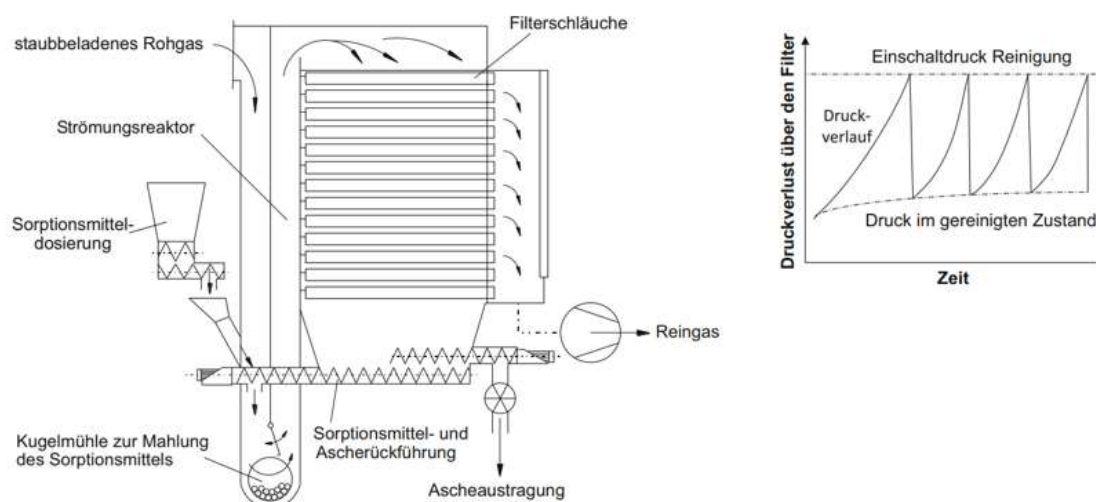


Abbildung 64: Gewebefilter mit kompakter Flugstromsorption (links) und der zeitliche Verlauf des Druckverlustes in Abhängigkeit der Pulse-Jet-Reinigungsintervalle (rechts). Zusammenstellung aus [36].



## Wäscher

Wäscher bzw. der oben genannte Venturiwäscher, erzeugen im Betrieb viele kleine Wassertropfen und benetzen damit die Staubpartikel. Die Wasserbenetzung führt zu einer Agglomeration bzw. Vergrößerung der Partikel, die dann in weiterer Folge mittels Schwerkraft- und Fliehkraftabscheidung aus dem Gasstrom entfernt werden. Mit dem Venturiwäscher werden mitunter hohe Abscheideleistungen erzielt, nachteilig ist aber der relativ hohe Druckverlust von 20 – 80 mbar [36] und der feuchte bzw. nasse Zustand des austretenden Abgases.

## Abgaskondensation

Eine Kombination von Zyklon oder Multizyklon mit einer nachfolgenden Kondensation kann zur Wärmerückgewinnung mit gleichzeitiger Staubabscheidung genutzt werden. Je nach Betriebsumständen können damit Reingaskonzentration bis etwa 50 mg/Nm<sup>3</sup> erreicht werden. Dadurch ist der Einsatz solcher Systemvarianten auf biomassegefeuerte Kleinanlagen beschränkt.

Tabelle 24: Vergleich von Betriebsparametern unterschiedlicher Staubabscheider.

Abscheidesystem	Abscheidegrad	Typische Werte Reingas
Zyklon	30 – 65 %	Zyklon: 200 – 300 mg/m <sup>3</sup> Multizyklon: 100 – 150 mg/m <sup>3</sup>
Trockenelektrofilter	95 – 99 %	< 5 – 25 mg/m <sup>3</sup>
Nasselektrofilter	95 – 98 %	< 5 – 25 mg/m <sup>3</sup>
Gewebefilter	99 – 99,9 %	< 5 mg/m <sup>3</sup>
Abgaskondensator	30 – 50 %	-
Quelle	[36]	[101]

Der Staubgehalt im Reingas von Zyklonen, Multizyklonen, Elektrofilter und der Abgaskondensation ist maßgeblich vom Rohgasstaubgehalt am Eintritt abhängig. In [56] werden für Elektrofilter ebenso Reingaswerte von bis zu 5 mg/m<sup>3</sup> bezogen auf 11 % O<sub>2</sub> angeführt. Staubwerte gesichert unter 5 mg/m<sup>3</sup>, können nach Erfahrung des Autors nur mit einem Gewebefilter eingehalten werden. Ein weiterer Vorteil des Gewebefilters ist, dass der Rohgasstaubgehalt am Filtereintritt für den Reingasstaubgehalt am Filteraustritt im Vergleich zu den anderen Abscheidesystemen nur von untergeordneter Rolle ist.

## 6.3 Stickoxidminderung

NO<sub>x</sub> ist ein Sammelbegriff für Stickoxide, gebildet aus der Summe von Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) ausgedrückt als NO<sub>2</sub>. Das bei der Verbrennung gebildete NO<sub>x</sub> wird dabei drei unterschiedlichen Bildungsmechanismen zugeordnet:

- 1) Thermisches NO<sub>x</sub>
- 2) Prompt-NO<sub>x</sub>
- 3) Brennstoff-NO<sub>x</sub>

Die Stickoxide aus dem Verbrennungsprozess liegen dabei überwiegend in Form von NO vor, der Anteil an NO<sub>2</sub> beträgt in der Regel weniger als 5 %. Aus diesem Grund beschränkt man sich in der Literatur

oft nur auf den Ausdruck des NO-Bildungsmechanismus [112]. Alle drei Bildungsprozesse, inklusive der Bildung und dem Zerfall von Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), zeigen zudem eine starke Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur.

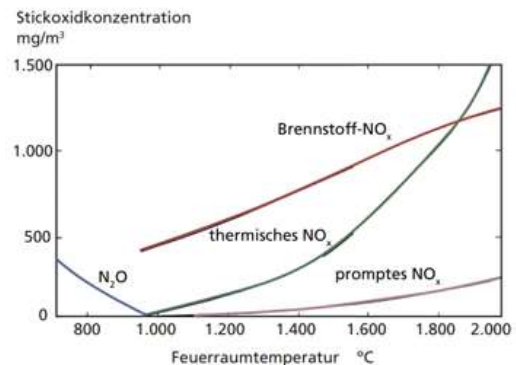
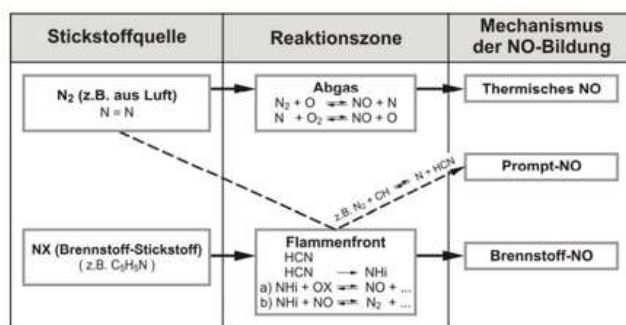


Abbildung 65: Schematische Darstellung des NO-Bildung (links) aus [112], und die qualitative Abhängigkeit der NO-Mechanismen von der Verbrennungstemperatur (rechts) aus [113].

### Thermisches $\text{NO}_x$

Die Bildung erfolgt mit zunehmend höheren Temperaturen im Bereich ab etwa größer 1200 °C durch die Reaktion von Luftstickstoff mit Sauerstoff. Das thermische  $\text{NO}_x$  spielt aufgrund der typischen Feuerraumtemperaturen in der Abfall- und Biomasseverbrennung meist nur eine untergeordnete Rolle, solange am Verbrennungsrost keine örtlichen „Hot Spots“ auftreten. Diese Stellen, ähnlich einem Schmiedefeuer, können so zu einem beträchtlichen Anteil der  $\text{NO}_x$ -Emissionen beitragen. Neben der steigenden Verbrennungstemperatur, sind noch ein erhöhter Sauerstoffgehalt und eine zunehmende Verweilzeit für die thermische NO-Bildung maßgebend [113].

### Promptes- $\text{NO}_x$

Kohlenwasserstoff-Radikale reagierten an der Flammenfront mit Luftstickstoff, wobei sich atomarer Stickstoff bildet der im nächsten Schritt weiter zu NO reagiert. Der Anteil an NO aus der prompten Bildung ist nur von untergeordneter Rolle.

### Brennstoff- $\text{NO}_x$

Resultiert aus dem molekular ( $\text{N}_2$ ) sowie chemisch (organisch u. anorganisch) gebundenen Stickstoff im Brennstoff. Der Anteil an Brennstoff- $\text{NO}_x$  bildet bei der Abfall- und Biomasseverbrennung in der Regel den Hauptanteil der gebildeten Stickoxide. Die Umsetzung vom Brennstoff-N zum NO erfolgt über eine homogene und eine heterogene Gasphasenreaktion. Die homogene NO-Bildung erfolgt über die Oxidation von Ammoniak-Radikalen ( $\text{NH}_i$ ) die sich zuvor aus den flüchtigen Bestandteilen oder über eine Abbaureaktion von HCN ausbilden [112]. Im zweiten Bildungsweg über die heterogene Gasphasenreaktion wird der im Restkoks verbliebene Stickstoff weiter zu NO oxidiert. Neben den Hauptvorläufersubstanzen  $\text{NH}_3$  und HCN kommt es im  $\text{NO}_x$ -Bildungsprozess in geringerem Maße auch noch zu einer direkten Freisetzung von NO und  $\text{NO}_2$  [114].

Mit dem  $\text{N}_2\text{O}$  (Lachgas) entsteht in der  $\text{NO}_x$ -Bildung noch eine weitere emissionsrelevante Komponente, wobei ein wesentlicher Anteil des  $\text{N}_2\text{O}$  aus dem Brennstoff-Stickstoff resultiert [112].

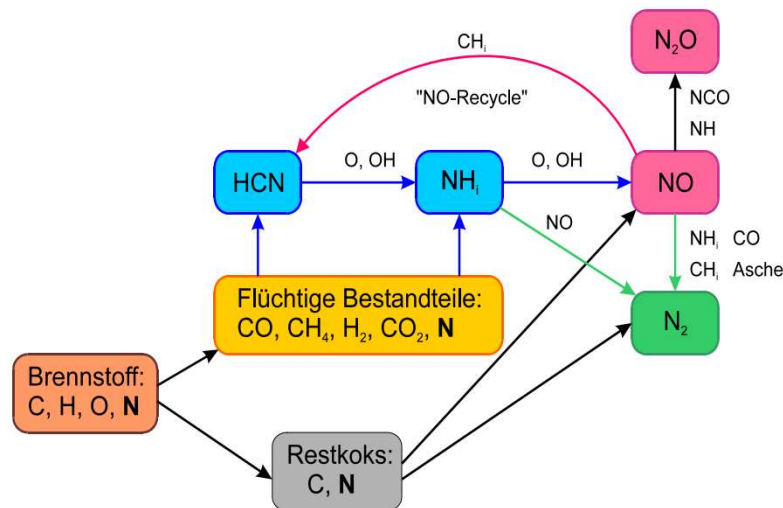


Abbildung 66: Bildungswege von NO und N<sub>2</sub>O aus dem im Brennstoff gebundenen Stickstoff, aus [112].

Für die Reduktion der NO<sub>x</sub>-Emissionen wird auf Primär- und Sekundärmaßnahmen zurückgegriffen.

### 6.3.1 Primärmaßnahmen zur NO<sub>x</sub>-Minderung

Unter Primärmaßnahmen versteht man den gezielten Einsatz von bestimmten feuerungstechnischen Maßnahmen zur NO<sub>x</sub>-Reduktion. Diese Maßnahmen können einzeln oder auch in Kombination genutzt werden. Dazu zählen [36, 42, 112]:

- **Luftstufung**  
Bei der Luftstufung wird die Verbrennungsluft in zumindest zwei getrennten Zonen zugeführt. In der Primärverbrennungszone wird durch ein unterstöchiometrisches Verbrennungsluftverhältnis ( $\lambda < 1$ ) eine reduzierende Atmosphäre geschaffen, da die Umwandlung von Brennstoff-Stickstoff zu molekularen Stickstoff vorwiegend unter Sauerstoffmangel stattfindet. Die restliche Menge an notwendiger Verbrennungsluft ( $\lambda > 1$ ) wird in der Sekundärverbrennungszone zugeführt. Die Zugabe an Sekundärluft kann dort ebenfalls gestuft erfolgen.
- **Brennstoffstufung**  
Bei der Brennstoffstufung wird in der ersten Zone unter nah- bis überstöchiometrischen Verhältnissen der Primärbrennstoff umgesetzt. In der nächsten Stufe wird durch Zugabe eines Sekundärbrennstoffs eine Reduktionszone geschaffen und so die Vorteile der reduzierenden Bedingungen auf die NO<sub>x</sub>-Bildung ausgenutzt. Durch die Zugabe von Sekundärluft in einer dritten Stufe wird das Verbrennungsgas schließlich vollständig oxidiert.
- **Abgasrezirkulation**  
Mit Hilfe der rückgeführten Abgase kommt es einerseits zu einer Regulierung der Verbrennungstemperatur und andererseits durch die zusätzliche Einmischung von quasi inerten Gas zu einer verbesserten Durchmischung der Verbrennungsgase. So kann der Sauerstoffgehalt im Abgas bzw. der Sauerstoffpartialdruck in der Verbrennungszone gesenkt werden, was die Bildung von Brennstoff-NO behindert. Im Weiteren kann sich die Rückführung von NO<sub>x</sub> im Rezi-Gas förderlich auf Reduktionsvorgänge in der Verbrennungszone auswirken.

- Vermischung/Homogenisierung

Eine gute Vermischung bzw. Homogenisierung der Verbrennungsgase schafft gleichmäßige Reaktionsbedingungen im Feuerraum. Außerdem werden in Anlagen mit einem homogenen Brennstoffbett tendenziell niedriger  $\text{NO}_x$ -Wert gemessen [36].

Der wichtigste Parameter zur  $\text{NO}_x$ -Reduzierung mit Primärmaßnahmen ist die Luftstufung. Bei Testreihen mit biogenen Brennstoffen wurden mit Primärluftzahlen um 0,9 – 1 die besten Ergebnisse erzielt [114]. Auch im praktischen Betrieb einer Abfallverbrennungsanlage zeigte sich die Luftstufung, hier mit Fokus auf die Sekundärluft bzw. der „Luftstufung mittels Entzerrung der Sekundärluftebene“, als effektivste Maßnahme, mit  $\text{NO}_x$ -Reduktionen von 33 – 38 %, wobei der alleinige Einsatz von Abgasrezirkulation nur etwa 5 % zur  $\text{NO}_x$ -Minderung beitrug [115]. Zusammenfassend kann das Potential von Primärmaßnahmen zur  $\text{NO}_x$ -Reduktion mit 25 – 50 % angegeben werden [114, 115].

### 6.3.2 Sekundärmaßnahmen zur $\text{NO}_x$ -Minderung

Für die Abscheidung von  $\text{NO}_x$  mit Hilfe von Sekundärmaßnahmen haben sich zwei Verfahren etabliert, und zwar:

- 1) SNCR-Verfahren (Selektive nichtkatalytische Reduktion),
- 2) SCR-Verfahren (Selektive katalytische Reduktion).

In Österreich sind beispielsweise alle mit Restmüll gefeuerten Rostverbrennungslinien mit einem SCR-Verfahren ausgerüstet [55]. Als Grund kann die höhere Effizienz in der  $\text{NO}_x$ -Reduzierung bei gleichzeitig geringerem  $\text{NH}_3$ -Schlupf gesehen werden. Beckmann führt in [112] an, dass ein wesentlicher Punkt für den höheren Marktanteil an SCR-Systemen auch auf die zunächst mangelnde Erfahrung mit SNCR-Systemen in Abfallverbrennungsanlagen zurückzuführen ist. Ein Umstand der zu Verzögerungen und Unsicherheiten in den Genehmigungsverfahren führte und obwohl weniger wirtschaftlich, dadurch auf ein SCR-Verfahren zurückgegriffen wurde.

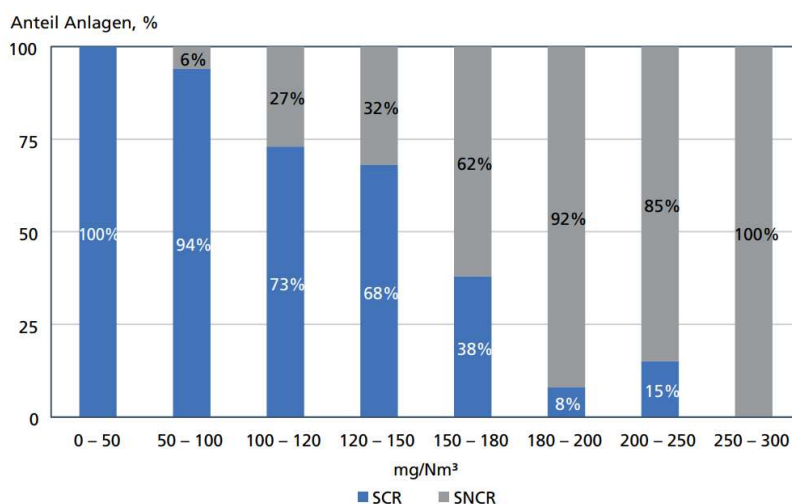


Abbildung 67: Durch die EU im Zuge der BREF Überarbeitung untersuchten Anlagen mit den jeweiligen  $\text{NO}_x$ -Emissionswerten anteilmäßig zum eingesetzten Verfahren, aus [116].

Abb. 67 zeigt, dass Systeme, die gesichert die aktuellen Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennung einhalten müssen, fast ausschließlich mit SCR-Verfahren ausgerüstet sind. Es ist anzunehmen, dass sich mit dem heutigen Erkenntnisstand und Weiterentwicklung von SNCR-Systemen dieser Trend bei

Neuanlagen nicht weiter fortsetzen wird. Im Zusammenhang mit SNCR fällt heute oftmals der Entwicklungsstand „100/10“, also Reduktionsraten von  $\text{NO}_x \leq 100 \text{ mg/Nm}^3$  bei einem  $\text{NH}_3$ -Schlupf von  $\leq 10 \text{ mg/Nm}^3$ . Besonders aus wirtschaftlichen Aspekten bietet sich der Einsatz von SNCR bei Anlagen im kleineren Leistungsbereich an, da die Investitionskosten je nach Abscheidegrad im Bereich von etwa 10 – 20 % zu den Investitionskosten von SCR-Verfahren liegen [112, 113].

## SCR-Verfahren

Beim SCR-Verfahren werden die Stickoxide durch ein Reduktionsmittel und der Zuhilfenahme eines Katalysators zu molekularen Stickstoff und Wasser umgesetzt. Die Umsetzung erfolgt im Abgasweg nach dem Kessel bei Temperaturen von ca. 280 – 400°C unter Verwendung eines Hochtemperaturkatalysators bzw. bei Temperaturen von ca. 160 – 240°C mittels Niedertemperaturkatalysator. Im Allgemeinen wird als Reduktionsmittel Ammoniakwasser ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ) verwendet, es kann aber auch wasserfreies Ammoniak oder Harnstoff eingesetzt werden [4]. Die Katalysatoren bestehen meist aus Titandioxid ( $\text{TiO}_2$ ) als Trägermaterial mit einer Beimischung aus Vanadiumpentoxid ( $\text{V}_2\text{O}_5$ ) und Wolframoxid ( $\text{WO}_3$ ) als aktive Komponente [101, 104]. Ein wesentliches Merkmal beim Einsatz von SCR ist die Verschaltung im Anlagensystem. Man unterscheidet hier zwischen:

- High-Dust,
- Low-Dust (High  $\text{SO}_x$  / Low  $\text{SO}_x$ ),
- Tail End.

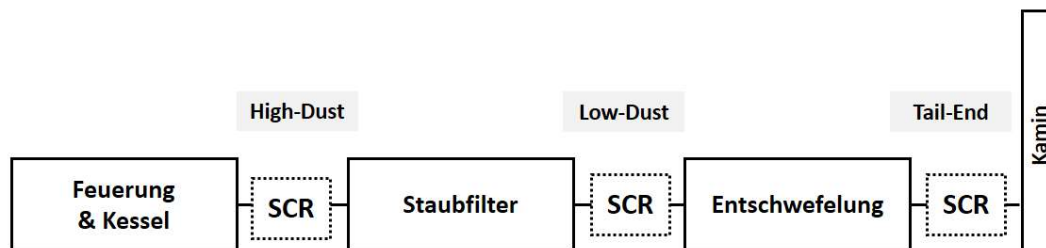


Abbildung 68: Verschaltungsvarianten der SCR innerhalb der Anlage.

Neben dem Staubgehalt hat der Anteil an  $\text{SO}_2$  bzw. die katalytische Oxidation zu  $\text{SO}_3$ , das mit überschüssigem  $\text{NH}_3$  zu Ammoniumhydrogensulfat und Ammoniumsulfat reagiert, einen wesentlichen Einfluss auf den Anlagenbetrieb. Die Bildung dieser Ammoniumsalze ist von der Rauchgastemperatur abhängig und führt zu Ablagerungen am Katalysator und zu korrosiven Prozessen in den nachfolgenden Anlagenteilen. In der Abfallverbrennung ist es deswegen nicht möglich High- oder Low-Dust (bei High- $\text{SO}_x$ ) Verschaltungen unter 280°C zu betreiben ohne die Verfügbarkeit des Katalysators zu sehr einzuschränken [112]. Verfahrenstechnisch nachteilig wäre im Falle von Low-Dust, dass die Entstaubung bei Temperaturen um  $\geq 300^\circ\text{C}$  gesetzt werden müsste. Ebenso schränken höhere Betriebstemperaturen eher die Standzeit des Katalysators weiter ein. Ein wichtiger Vorteil in Verbindung mit Hochtemperaturkatalysatoren ist die gleichzeitige Abscheidung von Dioxinen und Furanen [112].

Die in Abfallverbrennungsanlagen meist eingesetzte Variante ist die Tail-End-SCR [104]. In Österreich sind alle Abfallverbrennungsanlagen in [55], welche SCR-Verfahren verwenden, mit Tail-End-Verschaltung ausgeführt. Der Vorteil dieser Variante ist, dass das bereits entstaubte und von den sauren Schadkomponenten gereinigte Abgas die Standzeit des Katalysators nur unwesentlich beeinflusst. Besonders bei Temperaturen um 180°C besteht dennoch die Gefahr einer stetigen

Versalzung durch Ammoniumverbindungen, was eine beschleunigte Deaktivierung des Katalysators zur Folge hat. In diesem Fall muss der Katalysator regelmäßig einer Regenerierung mittels Erdgasbrenner (etwa alle 1000 Betriebsstunden für 6 Stunden auf 320°C aufheizen) unterzogen werden [102]. Die typische Lebensdauer der Katalysatoren wird mit 3 – 5 Jahren, in manchen Fällen auch mit 10 Jahren, angegeben [101].

Tabelle 25: Typische Werte und Ausführungen für SCR-Verfahren in der Abfallverbrennung.

Parameter	Typische Werte/Ausführung
Reduktionsmittel	Ammoniakwasser; auch Harnstofflösungen möglich
Verschaltungsvariante	Tail-End-SCR
Temperaturbereich (Tail-End)	ca. 180 – 240°C
Stöchiometriefaktor (NH <sub>4</sub> OH)	≤ 1
Reduktionsraten	ca. 80 – 90 %
Ammoniakschlupf	≤ 5 mg/Nm <sup>3</sup>

### SNCR-Verfahren

Beim SNCR-Verfahren wird das Reduktionsmittel direkt in die Nachverbrennungszone der Feuerung eingedüst. Durch die wesentlich höheren Betriebstemperaturen gegenüber der SCR, benötigt der Reduktionsprozess keinen zusätzlichen Katalysator. In [113] wird der aktuelle Stand der Technik wie folgt eingeteilt:

- Die klassische SNCR mit einem Reduktionspotential bis 60 %,
- Die optimierte SNCR mit Reduktionspotentialen zwischen 75 – 80 %, im Einzelfall bis 85 %.

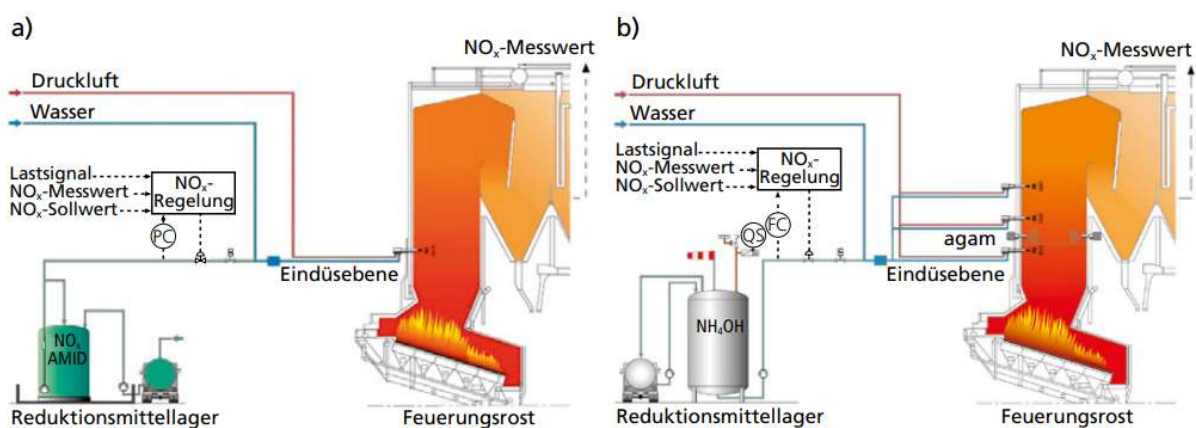


Abbildung 69: (a) Verfahrensfliessbild einer klassischen SNCR mit einer Harnstofflösung als Reduktionsmittel und (b) eine optimierte SNCR-Anlage mit mehreren Eindüsen, akustischer Temperaturmessung (agam) und Ammoniakwasser als Reduktionsmittel. Aus [113].

Dabei unterscheidet sich das klassische vom optimierten SNCR-System vor allem in der Effektivität der Reduktionsmittelverteilung. Das Reduktionsmittel wird dabei über Düsenlanzen und mit Hilfe eines oder mehrerer Trägermedien wie Wasser, Druckluft oder Dampf fein im Feuerraum verteilt. Die

Voraussetzung für eine möglichst effektive Reduktionsmittelverteilung bildet ein flexibles System aus mehreren Düsenlanzen, verteilt über mehrere Eindüsebenen, und einer möglichst genauen Kenntnis der aktuellen Temperaturverteilung im Feuerraum. So kann das Reduktionsmittel über eine temperaturgeführte Lanzensteuerung immer im optimalen Betriebsbereich eingedüst werden. Dafür wird bei optimierten Systemen auf die akustische Temperaturmessung (agam) oder auch auf optische Spektralpyrometer zurückgegriffen. Die Verwendung von einfachen Thermoelementen ist für höhere Anforderungen nicht mehr ausreichend [117].

Tabelle 26: Unterschiede zwischen klassischen und optimierten SNCR-Systemen nach [113].

Parameter	Klassische SNCR	Optimierte SNCR
Abscheidegrad	bis ca. 60 %	75 – 85 %
Anzahl d. Düsenebenen	1 – 2 Ebenen	mehrere Ebenen
Lanzen-Steuerung	nicht gesondert	Temperaturgeführte Gruppen- und Einzelschaltung mit variabler Eindüsmenge, schnelle Umschaltung unter den Ebenen
Temperaturmessung	Thermoelemente	Akustisches Messsystem agam, Infrarot(IR)-Strahlungspyrometer
Zusätzliche Anforderung	-	optimierte Feuerungsführung

Für das SNCR-Verfahren haben sich letztlich zwei Reduktionsmittel durchgesetzt. Ammoniakwasser in einer 25 gewichtsprozentigen Lösung und eine Harnstofflösung mit etwa 40 gewichtsprozentigen Anteil [118]. Die Grundreaktionen lauten:

Für Ammoniakwasser:



Für die Harnstofflösung:



Voraussetzung für einen möglichst großen Umsatz der oben beschriebenen Reaktionen ist die Einhaltung eines bestimmten Temperaturfensters im Bereich zwischen 850 – 1050°C. Dabei wird für Harnstoff typischerweise ein eingegrenztes Temperaturfenster von 850 – 950°C und für Ammoniak 950 – 1050°C angegeben [103]. Unterhalb dieses Temperaturfensters verringert sich die Reaktionsgeschwindigkeit und bewirkt einen Anstieg des  $\text{NH}_3$ -Schlupfes, oberhalb kommt es vermehrt zu einer Eigenoxidation des Reduktionmittels und führt zu zusätzlichen  $\text{NO}_x$ -Emissionen. Abb. 70 zeigt das optimale Temperaturfenster mit einer zusätzlichen Abhängigkeit der Abgaszusammensetzung. In der Praxis haben neben der Temperatur auch Wasserdampf, Sauerstoff und Kohlenmonoxid starken Einfluss die Umsetzungsreaktion [119].



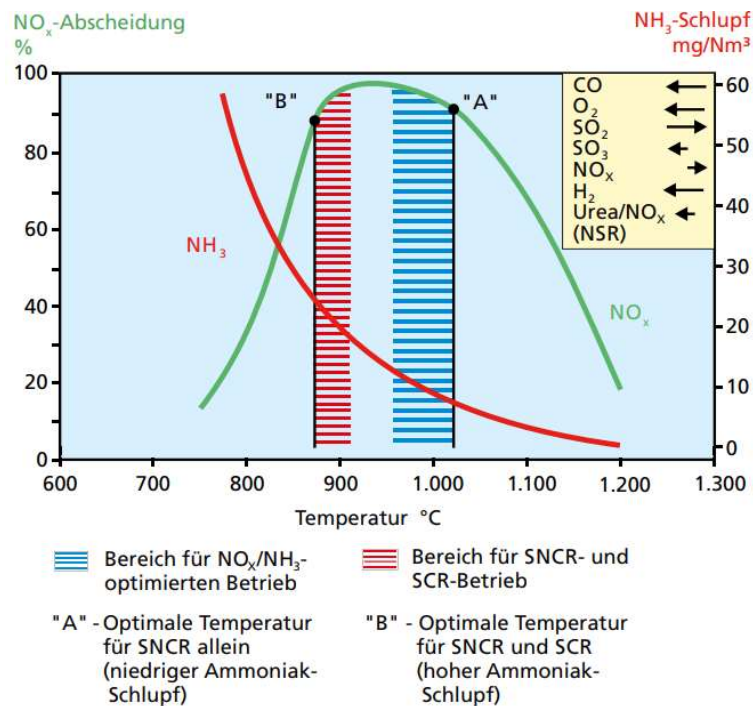


Abbildung 70: Optimales Temperaturfenster für die SNCR mit zusätzlichen Einfluss der Abgaszusammensetzung, aus [117].

Die Reduktion mittels Harnstofflösung erfolgt gegenüber Ammoniak verzögert, da erst das Wasser verdampfen muss und anschließend durch Thermolyse die an der Reaktion bevorzugt beteiligten  $\text{NH}_2$ -Radikale ausbildet. Daraus ergibt sich ein Vorteil in der Eindringtiefe von Harnstoff gegenüber Ammoniakwasser. Um die Vorteile beider Reduktionsmittel zu verbinden wurde das TWIN- $\text{NO}_x$ -Verfahren entwickelt [117].

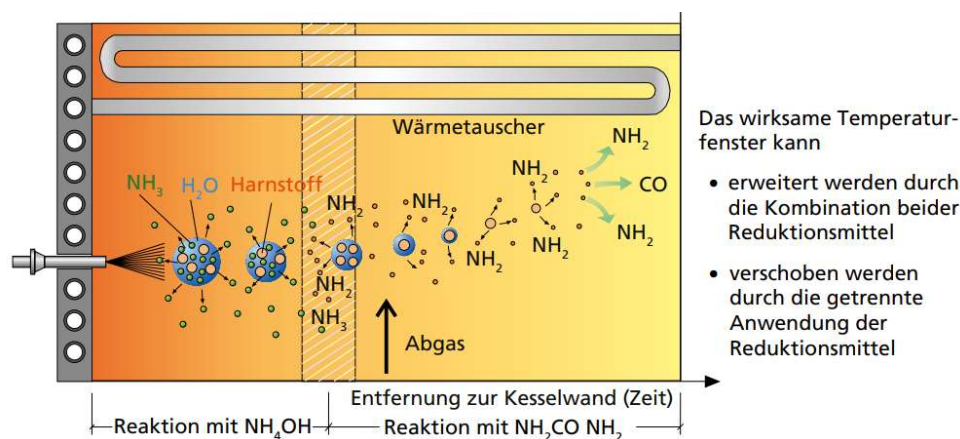


Abbildung 71: Eigenschaft und Wirkungsweise der beiden Reduktionsmittel Ammoniakwasser und Harnstofflösung kombiniert im TWIN- $\text{NO}_x$ -Verfahren, aus [117].

Problematisch mit dem Einsatz von SNCR und einem zu geringen Temperaturfenster können neben  $\text{NH}_3$ -Emissionen eine Erhöhung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen sein. Mit den BVT 2019 für Abfallverbrennung wird für den Betrieb von SNCR-Anlagen eine zumindest einmal jährliche Überprüfung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen vorgeschrieben. Neben einer starken Temperaturabhängigkeit fallen bei Harnstoff etwa die 2 – 2,5-fach höheren  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen an als bei der Verwendung von Ammoniak [101]. Typische Werte für

zusätzliche  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen durch den Einsatz von SNCR sind bei der Verwendung von Ammoniak 0 – 20 ppm und bei Harnstoff etwa 5 – 50 ppm. Das größte Minderungspotential von  $\text{N}_2\text{O}$  liegt in der Sicherstellung einer entsprechenden Feuerraumtemperatur. Bei Temperaturen  $> 900^\circ\text{C}$  ist aufgrund der thermodynamischen Instabilität praktisch kein  $\text{N}_2\text{O}$  mehr vorhanden [113].

Zusammengefasst müssen für einen optimalen SNCR-Betrieb mit Reduktionsraten um 80 – 85 % neben dem idealen Temperaturfenster und einer optimierten Reduktionsmittelverteilung auch ein möglichst gleichmäßiges Betriebs- und Lastverhalten der Anlage sichergestellt werden. In [119] werden die relevanten Betriebsbedingungen aus Versuchsergebnissen präzisiert:

- Mittelwertschwankungen der Abgastemperatur über den gesamten Feuerraumquerschnitt von maximal 50 K.
- Standardabweichung der Kesselleistung (produzierte Dampfmenge) von maximal 5 % um den Sollwert.
- Laständerungsgeschwindigkeit der Anlage von maximal 1 % pro Minute.

Umso größer die Feuerung umso höher ist die Wahrscheinlichkeit von Temperatur- und Strömungsschiefen über den Feuerraumquerschnitt. Vor allem mit sinkender Anlagengröße erhöhen sich dadurch die Vorteile für eine Wahl zum SNCR-Verfahren aufgrund der besseren Einmischung und einer gleichmäßigeren Abgasströmung durch die geringeren Feuerraumquerschnitte [115]. Ein Vorteil von großen Feuerräumen ist die Verfügbarkeit hoher Verweilzeiten und langsamer Strömungsgeschwindigkeiten. Das notwendige Kriterium von  $850^\circ\text{C}$  und 2 Sekunden Verweilzeit für die Verbrennung von Abfall kann hier als Vorteil bewertet werden. Unabhängig davon sollten für SNCR-Verfahren nach der Eindüsung des Reduktionsmittels zumindest 0,3 – 0,5 [114] für optimale Reduktionsraten Verweilzeiten von  $> 1$  Sekunde [120] sichergestellt werden.

Tabelle 27: Typische Werte für den SNCR-Betrieb mit Ammoniakwasser und Harnstofflösung als Reduktionsmittel.

Parameter	Ammoniakwasser ( $\text{NH}_4\text{OH}$ )	Harnstofflösung ( $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ )
Spezifikation Reduktionsmittel	25 Gew.-%	40 – 45 Gew.-% (Alternativ AdBlue® 32,5 %)
Reduktionsmittel-Lagerung	hohe sicherheitstechnische Anforderungen erforderlich	geringe sicherheitstechnische Anforderungen
Trägermedium	Wasser, Druckluft, Dampf (VE-Wasser bei $\text{NH}_4\text{OH}$ und $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ erforderlich um Kalkausfall zu vermeiden)	
Temperaturbereich	ca. $850 - 1050^\circ\text{C}$	
Reaktivität	Sofort durch $\text{NH}_3$	Verzögert, durch Thermolyse Umsetzung zu $\text{NH}_2$ -Radikalen
Stöchiometrie	1:1 ( $\text{NH}_3/\text{NO}$ )	1:2 ( $(\text{NH}_2)_2\text{CO}/2\text{NO}$ )
Stöchiometriefaktor (für Reduktion $\geq 60\%$ )	ca. 1,5 – 2 (in Abhängigkeit von Temperatur und $\text{NH}_3$ -Schlupf)	
Eindringtiefe/Verteilung	Vorteil Harnstofflösung	
Mögliche Nebenreaktionen	Bildung von korrosiven Salzen, wie Ammoniumsulfat, Ammoniumhydrogensulfat, Ammoniumchlorid	
Abscheidegrad	60 – 70 % (optimiert bis 85 %)	
$\text{NH}_3$ -Schlupf	$\leq 10 \text{ mg/Nm}^3$ (bei optimalen Bedingungen bzw. $> 930^\circ\text{C}$ )	
$\text{N}_2\text{O}$ -Bildung	Vorteil Ammoniakwasser	

Eine weitere Möglichkeit der  $\text{NO}_x$ -Reduzierung wäre z.B. der Betrieb mit einem erhöhten  $\text{NH}_3$ -Schlupf und einer anschließenden Abscheidung mittels Wäscher oder Abgasgaskondensation. Problematisch ist hier, dass die erhöhten  $\text{NH}_3$ -Werte zu einer verstärkten Ammoniumsalzbildung beitragen und diese im weiteren Abgasweg korrosiv wirken.

Neben den genannten Primär- und Sekundärmaßnahmen besteht bereits im Vorfeld der Auslegung die Möglichkeiten gezielt auf einen  $\text{NO}_x$  optimierten Betrieb einzuwirken. Diese auslegungstechnischen Maßnahmen überschneiden sich mit den Primär- und Sekundärmaßnahmen zur  $\text{NO}_x$ -Reduktion. Zu diesen Maßnahmen zählen,

- eine reduzierte Feuerraumbelastung,
- ausreichend Verweilzeit in der Reduktionszone,
- entsprechendes Temperaturprofil im Feuerraum,
- Homogenisierung der Verbrennungsgase,
- Schaffung einer Beruhigungsstrecke.

Karpf sieht in [113] beim Einsatz von SNCR-Systemen noch weiteres Entwicklungspotential in der Kombination mit Primärmaßnahmen wie Luftstufung und Abgasrezirkulation, einer optimierten SNCR und der entsprechenden prozesstechnischen Messdatenerfassung und Messdatenverarbeitung.

#### 6.4 Abscheidung von Schwermetallen, saurer und organischer Schadstoffe

Die Abscheidung dieser Schadstoffe erfolgt in erster Linie mittels Adsorption oder Absorption und werden unter dem Begriff Sorption zusammengefasst. Dabei wird mit Hilfe eines Adsorbens oder Absorbens die Schadstoffkomponente chemisch (Chemisorption) oder physikalisch (Physisorption) gebunden und nachfolgend über Filtration oder Wäsche aus dem Abgas abgeschieden.

Speziell die Abgasreinigungsverfahren für die sauer reagierenden Komponenten wie  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$ ,  $\text{SO}_2$  und  $\text{SO}_3$  lassen sich nach VDI 3460 (Emissionsminderung – Thermische Abfallbehandlung) nach ihrem Abscheideprinzip gemäß Abb. 72 einteilen [105].

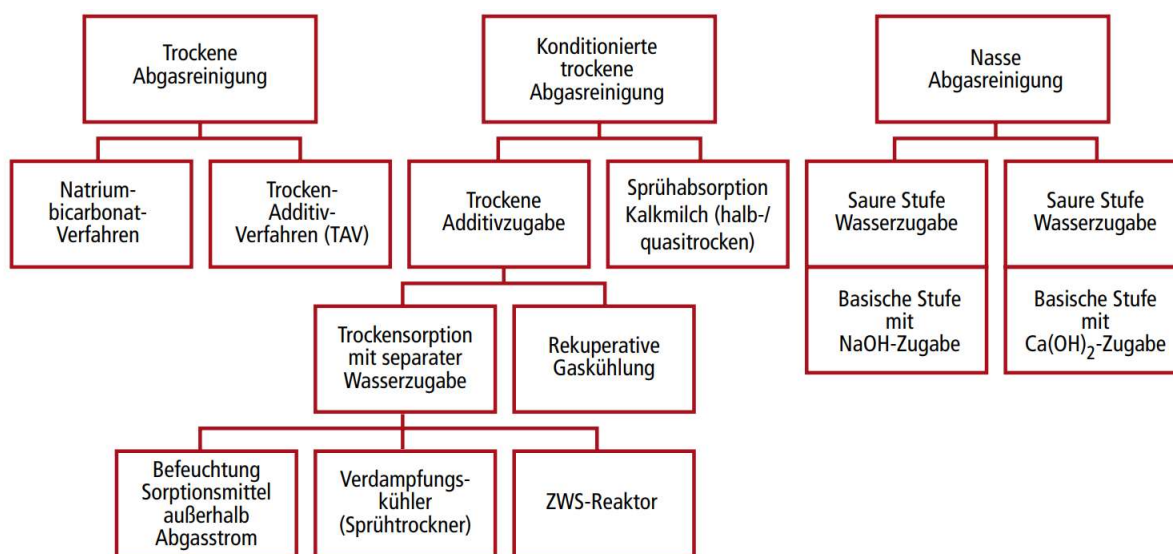


Abbildung 72: Einteilung der Abgasreinigungsverfahren nach VDI 3460 für die Abscheidung der sauer reagierenden Komponenten wie  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$ ,  $\text{SO}_x$ , aus [105].

## **Trockene Abgasreinigung**

Es besteht einerseits die Möglichkeit Kalk als Adsorbens direkt in den Kessel bzw. in die Feuerung bei Temperaturen um 1000°C einzubringen (TAV) oder das Adsorbens Natriumbicarbonat nach dem Kessel in den Abgasstrom einzudüsen. Eine rein trockene Abgasbehandlung ist außerhalb des Kessel nur mit Natriumbicarbonat möglich [105].

## **Konditioniert trockene Abgasreinigung**

Bei der Konditionierung kommt es zu einer gezielten Änderung der relativen Feuchte und der Temperatur im Abgas, um die Effizienz der kalkbasierten Adsorbentien zu steigern. Zur Abgas-Konditionierung steht die Abgaskühlung über Wärmetauscher, eine Eindüsung von Wasser direkt in den Abgasstrom oder die direkte Befeuchtung des Sorptionsmittels zur Verfügung. Bei Sprühabsorptions-Verfahren wird Kalkmilch (= eine Suspension aus Calciumhydroxid in Wasser) in den Abgasstrom eingedüst, wobei das Wasser verdampft und das trockene Additiv zurückbleibt. Daher auch der Name halb- oder quasitrockenes Verfahren. Das  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  in der Kalkmilch wird üblicherweise durch einen Löschprozess aus CaO mit Wasser direkt vor Ort hergestellt [107].

## **Nasse Abgasreinigung**

Der Aufbau der nassen Abgasreinigung besteht in der Regel aus einem zweistufigen Wäscher. Die erste Stufe wird sauer geführt (pH-Wert ca. 1) und dient zur Abscheidung von HCl, HF,  $\text{SO}_3$ , Hg und weiterer flüchtiger Schwermetalle. Die zweite neutrale Waschstufe, unter Zugabe von NaOH, dient zur Abscheidung von  $\text{SO}_2$ . Mit den nassen Verfahren können große Abscheideleistungen für HCl und  $\text{SO}_2$  erreicht werden [103].

Bei den Abgasreinigungssystemen in Abfallverbrennungsanlagen wurden in den letzten Jahren große Anstrengungen unternommen, um die Energieeffizienz zu steigern und gleichzeitig den Betriebsmitteleinsatz sowie den Wartungs- und Instandhaltungsaufwand zu reduzieren. In [83] wird berichtet, dass zumindest seit dem Jahr 2010 die Abgasreinigung überwiegend trocken ausgeführt wird, was sich deutlich in den Investitionskosten niederschlägt. Abgasreinigungssysteme, insbesondere mit aufwendigen mehrstufigen oder nassen Verfahren, sind grundsätzlich ein gewichtiger Kostenfaktor und wurden in der Vergangenheit häufig als Grund genannt, warum Kleinanlagen zur Abfallverbrennung nicht wirtschaftlich betrieben werden können [83].

Zusammengefasst können für die wesentlich einfacheren trockenen Verfahren bzw. konditioniert trockenen Verfahren (KTS), mit Berücksichtigung einer Gegenüberstellung aus [103], folgende Vorteile genannt werden:

- Weniger Platzbedarf bei einstufigen Systemen,
- einfache und robuste Komponenten mit geringen Wartungsaufwand,
- geringerer Druckverlust,
- keine Staubvorabscheidung notwendig,
- gute Abscheideleistungen bei entsprechender Prozessoptimierung,
- kein Abwasseranfall mit zusätzlicher aufwendiger Abwasseraufbereitung,
- zusätzlich simultane Abscheidung von Schwermetallen und PCDD/F möglich,
- geringere Investitionskosten,
- Betriebskostenvorteil auf Seiten der KTS gegenüber der Sprühabsorption [104].

Aus diesem Grund werden nur noch auf die trockenen Verfahren, mit und ohne Konditionierung, detaillierter behandelt.

#### 6.4.1 Abreinigung durch Trockensorption

Für die Abreinigung durch Trockensorption stehen unterschiedliche Absorbentien und Adsorbentien zur Verfügung. Gleichzeitig zur Absorption der sauren Schadgase erfolgt eine simultane Abscheidung der Schwermetalle und PCDD/F in der Regel durch die Zugabe von Aktivkohle (AC) oder Aktivkoks (AK) bzw. Herdofenkoks (HOK).

Für die sauren Schadgaskomponenten stehen zwei Additive in Konkurrenz. Calciumhydroxid bzw. Kalkhydrat ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) mittels konditionierter Trockensorption und Natriumhydrogencarbonat ( $\text{NaHCO}_3$ ), vereinfacht als Bicarbonat bezeichnet, im rein trockenen Sorptionsverfahren. Die Leistungsgrenze der einstufigen Verfahren ergibt sich aus den maximalen Rohgaswerten von  $\text{SO}_2$  und HCl. Da bei Abfällen und EBS meist der Chlorgehalt im Brennstoff dominiert, dient grundsätzlich die HCl-Belastung als Führungsgröße [102].

Tabelle 28: Absorbentien und Adsorbentien für den Einsatz in der Trockensorption, nach [108].

Typ	Produkt	Abzuscheidender Schadstoff
Absorbentien	Kalkhydrat, Natriumhydrogencarbonat	HCl, HF, $\text{SO}_2$
Adsorbentien	Aktivkohle, Aktivkoks, Zeolithe	Organika, Schwermetalle
Mischadsorbens	Kalkhydrat/AC oder AK oder Zeolithe	HCl, HF, $\text{SO}_2$ Organika, Schwermetalle

#### Konditionierte Trockensorption mit Calciumhydroxid

Der Einsatz von Calciumhydroxid als Trockenadditiv zur sauren Schadgasabscheidung erfordert eine zusätzliche Konditionierung. Bei der Konditionierung kommt es zu einer gezielten Änderung der relativen Feuchte und Temperatur im Abgas, um die Effizienz der kalkbasierten Absorbentien zu steigern. Die optimalen Prozessbedingungen für die konditionierte Trockensorption liegen bei 135 – 150°C (140°C) Abgastemperatur und einer relativen Abgasfeuchte von 5 – 6 % [102]. Zur Konditionierung stehen unterschiedliche Prozessvarianten zu Verfügung. Mittels

- Abgaskühlung durch den Einsatz von Wärmetauscher,
- separate Wasserzugabe direkt in den Abgasstrom (Verdampfungskühler),
- direkte Befeuchtung des Sorptionsmittels bzw. die Befeuchtung des rückgeführten Reststoffstroms (Rezirkulatbefeuchtung).

Abb. 73 zeigt den konditionierten Trockensorptionsprozess mit Hilfe eines Verdampfungskühlers, simultaner Aktivkoks Zugabe und einer Reststoffrezirkulation mit Befeuchtung.

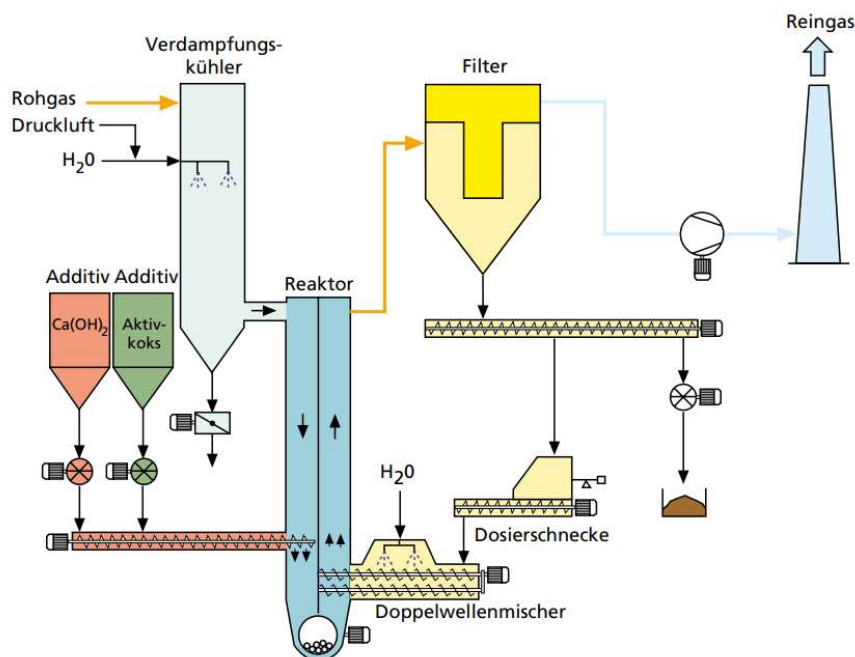


Abbildung 73: Basisverfahren einer konditionierten Trockensorption mittels Kalkhydrat und Aktivkoks, aus [107].

Abb. 74 zeigt im ersten Schritt einen Sorptionsprozess mit einem vorgeschalteten Wärmetauscher zur Abkühlung der Abgase von 200°C auf 160°C. Im zweiten Schritt erfolgt Verdampfungskühlung von 160°C auf 130°C unter der Zugabe von befeuchteten  $\text{Ca(OH)}_2$  vermisch mit Rezirkulat aus dem Gewebefilter. Bei der Rezirkulatbefeuchtung ist eine Feuchte des Reststoffes von maximal 5 Ma.-% zulässig [102].

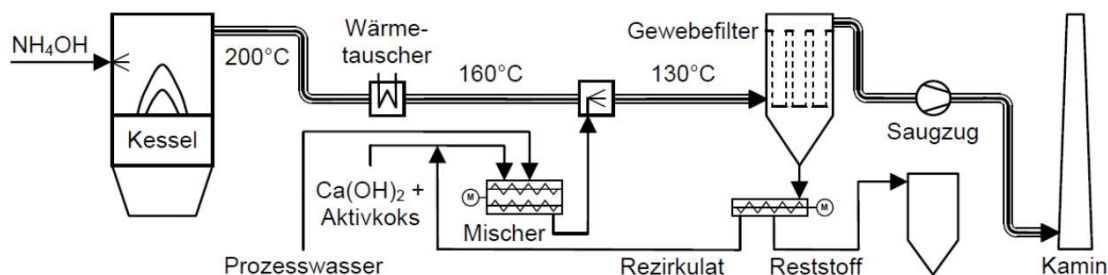


Abbildung 74: Konditionierte Trockensorption mittels Wärmetauscher und Additiv bzw. Reststoffbefeuchtung, aus [102].

Die Reaktivität von Kalkhydrat gegenüber den einzelnen Schadgasen lässt sich wie folgt reihen:



und geht mit den gasförmigen Schadstoffen folgende Bindungen ein [111]:



Besonders die Abscheidung von  $\text{SO}_2$  wird von der Abgasfeuchte und der Temperatur beeinflusst. Ein weiterer wichtiger Parameter für die effektive  $\text{SO}_2$ -Abscheidung ist die Anwesenheit von HCl. Sowohl die Abgasfeuchte als auch das vorhandene HCl bzw. das gebildete Calciumchlorid unterstützen die Ausbildung einer Hydrathülle um das Kalkpartikel, was die Reaktivität des Kalkhydrats wesentlich erhöht. Aus praktischer Erfahrung ist bekannt, dass für die effektive  $\text{SO}_2$ -Abscheidung zumindest gleich viel HCl wie  $\text{SO}_2$  im Abgas vorhanden sein muss ( $\text{HCl}/\text{SO}_2 > 1$ ) [111].

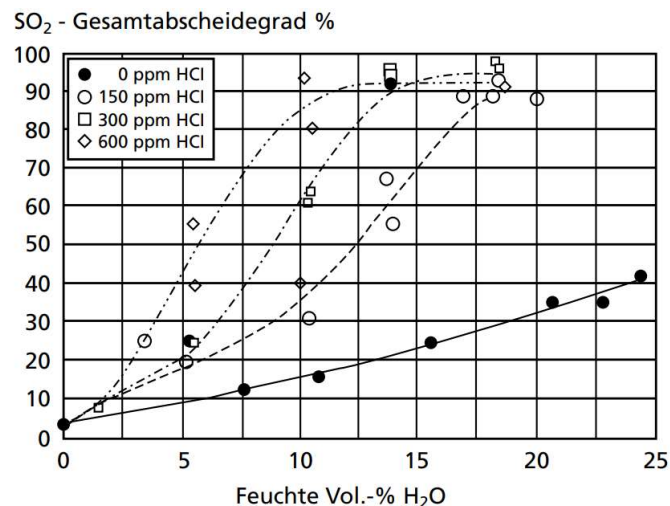
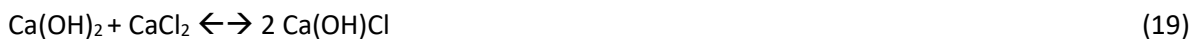


Abbildung 75: Einfluss der absoluten Abgasfeuchte und der HCl-Konzentration auf den Abscheidegrad von  $\text{SO}_2$ , aus [111].

Ein weiterer Stoff der sich bildet ist Calciumhydroxidchlorid ( $\text{Ca}(\text{OH})\text{Cl}$ ). Das  $\text{Ca}(\text{OH})\text{Cl}$  ist reaktiver als das Calciumhydroxid und verbessert so die Abscheideleistung der sauren Schadgase, insbesondere das des reaktionsträgeren  $\text{SO}_2$ . Die Bildung von  $\text{Ca}(\text{OH})\text{Cl}$  erfolgt u.a. im Filter-Reststoff durch Reaktion von Kalkhydrat und Calciumchlorid [111].



Es ist anzunehmen, dass die weitere Bindung von  $\text{SO}_2$  über die Reaktion (20) abläuft [111].



Durch die Reststoffrezirkulation wird neben dem unverbrauchten Kalkhydrat, auch Calciumchlorid und Calciumhydroxidchlorid wieder in den Abscheideprozess rückgeführt und so die Effizienz im Sorptionsprozess gesteigert. Damit ist ein Gewebefilter mit Reststoffrezirkulation für die optimale Schadgasabscheidung mittels Kalkhydrat unerlässlich [103].

### Trockensorption mit Natriumhydrogencarbonat

Natriumhydrogencarbonat ist ein von der Abgasfeuchte unabhängiges Verfahren. Unmittelbar vor der Aufgabe in den Abgasstrom wird das Additiv aufgemahlen, wobei die Mahlfineinheit hier für die weitere Reaktivität von entscheidender Bedeutung ist [108]. Das Bicarbonat ist aber auch als Fertigprodukt erhältlich und ein Aufmahlen vor Ort nicht mehr notwendig. Neben der Mahlfineinheit und einer gleichmäßigen Verteilung des Additivs im Abgasstrom ist eine Verweilzeit von  $\geq 2$  Sekunden bis zum Filtermaterial Voraussetzung für eine effektive Schadgasabscheidung [102].



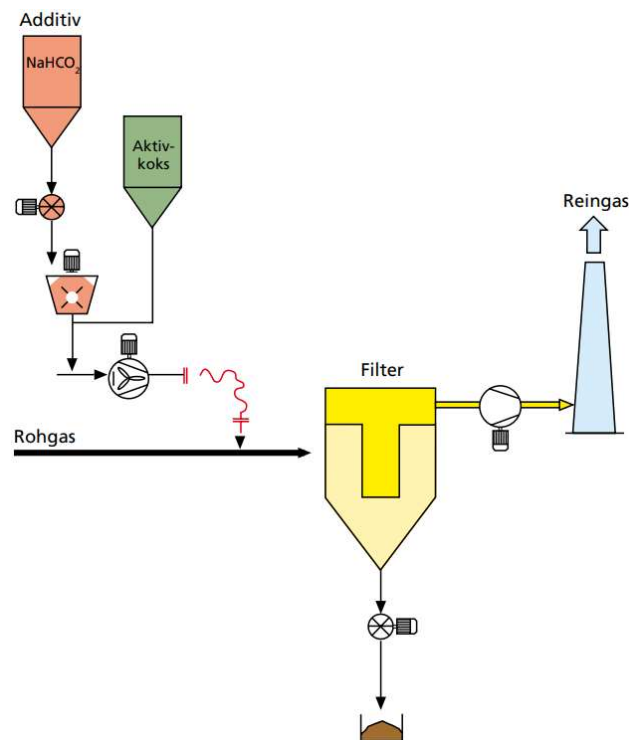


Abbildung 76: Basisvariante einer Trockensorption mittels Natriumbicarbonat, aus [107].

Bei der Verwendung von Natriumbicarbonat ist parallel genauso eine Zugabe von Aktivkohle oder Aktivkoks möglich. Die Abgastemperatur muss aber aufgrund einer ausreichenden Abscheideleistung von Quecksilber und der Anlagensicherheit (Brandgefahr mit kohlenstoffhaltigen Adsorbentien) mit 180°C begrenzt werden.

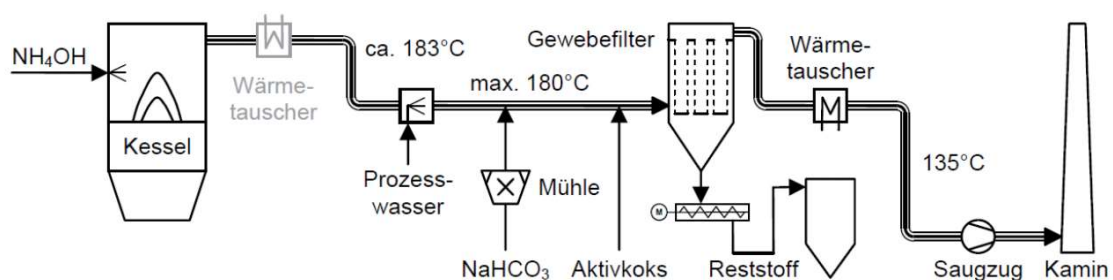
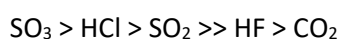


Abbildung 77: Trockensorptionsprozess mit Natriumbicarbonat, aus [102].

Die Reaktivität von Natriumbicarbonat gegenüber den einzelnen Schadgasen lässt sich wie folgt reihen [104]:



Im ersten Schritt erfolgt die Aktivierung, d.h. der Zerfall von Natriumhydrogencarbonat ( $\text{NaHCO}_3$ ) zu hochreaktiven Natriumcarbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ). Dieser Zerfallsprozess startet zwar schon bei Temperaturen über 65°C, benötigt aber für den Einsatz in der Praxis Temperaturen > 140 - 150°C für eine ausreichend schnelle Aktivierung.

Beim Einsatz von Natriumbicarbonat kommt es mit den sauren Schadgasen zu folgenden Reaktionen [104].



Anders als bei der Abscheidung mit Kalkhydrat ist ein Gewebefilter nicht unbedingt notwendig und es kann auch ein E-Filter zur Reststoffabscheidung genutzt werden. Wichtiger ist hier die Mahlfineinheit und eine gleichmäßige Verteilung des Additivs im Rauchgasstrom, da überwiegend auf eine Reststoffrezirkulation verzichtet wird [108]. Margraf wiederum berichtet in [107] über umfangreiche Untersuchungen zum Abscheidegrad mit Bicarbonat, mit dem Ergebnis, dass die ändernde Betriebstemperatur (150 – 180°C) kaum Einfluss hatte, sondern viel mehr der Betrieb mit oder ohne Reststoffrückführung.

### Kalkhydrat vs. Bicarbonat

Die Kriterien für die Wahl zwischen Bicarbonat oder Kalkhydrat, aus technischer und wirtschaftlicher Sicht, war in der Vergangenheit bereits Schwerpunkt etlicher Arbeiten. Eine gute Übersicht zu einer ganzen Reihe solcher Studien und Untersuchungen findet man in [105].

Für die Auswahl eines Verfahrens mittels Bicarbonat oder kalkbasiert mit  $\text{Ca(OH)}_2/\text{CaO}$  nennt Margraf in [107] grundsätzlich zwei wesentliche Einflussfaktoren:

1) Anlagengröße.

Es ergeben sich mit zunehmender Anlagengröße Vorteile mit kalkbasierten Additiven.

2) Spezifische Reststoffkosten.

Mit steigenden spezifischen Kosten für die Reststoffentsorgung ergeben sich Vorteile für Natriumbicarbonat.

Im Zusammenhang dieser beiden Einflussfaktoren ergeben sich v. a. die folgenden zentralen Punkte.

Verbrauchsmenge: Vorteil von Kalkhydrat aufgrund der chemischen Wertigkeit.

→ 1 Mol  $\text{Ca(OH)}_2$  bindet 1 Mol  $\text{SO}_2/\text{SO}_3$  und 2 Mol  $\text{HCl}/\text{HF}$ .

→ Für die Aktivierung von  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  werden 2 Mol  $\text{NaHCO}_3$  benötigt.

Stöchiometrie: Vorteil von Bicarbonat aufgrund der höheren Reaktivität und keine Nebenreaktion mit Kohlendioxid.

→ Die übliche Stöchiometrie bei Bicarbonat ist zwischen 1,1 – 1,3, in Ausnahmefällen bei 1,4 [105].

→ Bei Kalkhydrat liegt die erforderliche Stöchiometrie im Bereich von 1,6 – 2,0.

Reststoffanfall: Vorteil von Bicarbonat gegenüber Kalkhydrat.

→ Spezifischer Reststoffanfall in Abhängigkeit der Betriebsbedingungen bei Kalkhydrat ca. 20 – 40 % höher als bei Bicarbonat.

Additivkosten: Vorteil bei Kalkhydrat.

→ Bicarbonat ca. 2 – 2,5-mal teurer als Kalkhydrat.

## Möglichkeiten und Leistungsgrenzen der Trockensorption

Als Leistungsgrenze der einstufigen Verfahren bzw. zur Einhaltung der geltenden Emissionsgrenzwerte von AVV und 17. BImSchV werden maximale Rohgasbelastungen in der Größe von HCl ca.  $\leq 2500 \text{ mg/Nm}^3$  und  $\text{SO}_2$  ca.  $< 1000 \text{ mg/Nm}^3$  genannt. Die tatsächliche Leistungsgrenze des jeweiligen Verfahrens muss aufgrund der prozess- und herstellerspezifischen Faktoren individuell geklärt werden.

Sollten besonders hohe Anforderungen an die Abgasreinigung gelten, können die Trockenverfahren mit Natriumbicarbonat und Kalkhydrat in einem zweistufigen Prozess kombiniert werden. Als Beispiel gilt die Anlage in Delfzijl (NL).

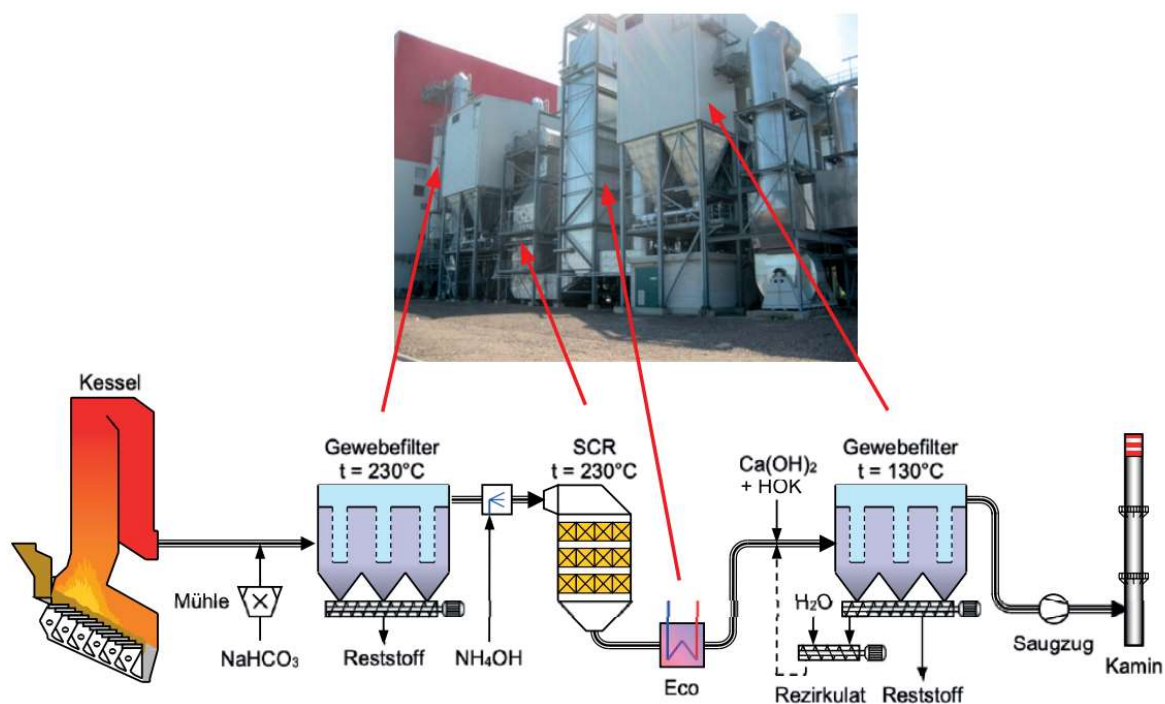


Abbildung 78: Abgasreinigung der Abfallverbrennungsanlage Delfzijl, aus [70].

Einen Vergleich zwischen den im Betrieb effektiv erreichten Emissionswerten und den laut Genehmigung vorgeschriebenen Werten zeigt Tab. 29.

Tabelle 29: Emissionswerte der Anlage Delfzijl aus dem Jahr 2012, aus [70].

Komponente		Messwerte nach Bicarbonat-Stufe	Messwerte nach Katalysator	Messwerte Kamin	Genehmigungswert
Staub	$\text{mg/m}^3$	$< 1$	$< 1$	$< 1$	10
$\text{C}_{\text{ges}}$	$\text{mg/m}^3$			$< 0,5$	10
HCl	$\text{mg/m}^3$	$< 115$	$< 115$	$< 1$	5
$\text{SO}_2$	$\text{mg/m}^3$	$< 30$	$< 30$	$< 5$	25
$\text{NO}_x$	$\text{mg/m}^3$	350	$< 70$	$< 70$	70
Hg	$\text{mg/m}^3$			$< 0,005$	0,02
CO	$\text{mg/m}^3$			$< 10$	50
$\text{NH}_3$	$\text{mg/m}^3$			$< 2$	5
Rauchgastemp.	$^\circ\text{C}$	230	230	135	

#### 6.4.2 Trockensorption zur Schwermetall- und Dioxinabscheidung

Wie bereits erwähnt werden die Schwermetalle und Dioxine/Furane simultan mit den sauren Schadgasen mittels Flugstromverfahren abgeschieden. Neben dem Flugstromverfahren zählt auch der Festbett- oder Wanderbettadsorber zu den gängigen Verfahren [104]. Das bevorzugte Flugstromverfahren bietet hier Vorteile bezüglich der Investitionskosten, da der apparative und anlagentechnische Aufwand mit Apparaten wie dem Wanderbettadsorber relativ hoch sind [102].

Als Adsorbens wird i. d. R. Aktivkohle oder Aktivkoks bzw. Herdofenkoks (HOK) verwendet. In Verbindung mit der Trockensorption kann die Aktivkohle oder das HOK separat oder in bereits vorgefertigten Mischadsorbentien in den Abgasstrom aufgegeben werden. Solche Mischadsorbentien können z. B. in Form von 90 %  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  und 10 % HOK zusammengesetzt sein.

Die Verwendung von kohlenstoffhaltigen Adsorbentien begrenzt sich auf Abgastemperaturen im Bereich  $\leq 180^\circ\text{C}$ , einerseits aus sicherheitstechnischen Gründen durch die zunehmende Brandgefahr oder der Bildung von Glimmnestern und zum anderen vermindert sich mit steigender Temperatur zunehmend die Abscheideleistung von Quecksilber. Alternativ kann bzw. muss hier auf nicht brennbare Adsorbentien wie Zeolithe oder Bentonite zurückgegriffen werden, wobei Bentonite oder Zeolithe zwar über eine hinreichende Abscheidekapazität für Dioxine und Furane verfügen, jedoch für die Abscheidung von Quecksilber nicht geeignet sind [108].

Zur Steigerung der Abscheideleistung von Quecksilber wird mit Hilfe von imprägnierten Aktivkohlen und Aktivkoksen gearbeitet. Bewährt hat sich dabei eine Benetzung der Aktivkohle mit 5 – 25 % Schwefelsäure oder der Zugabe von bis zu 10 % Bromsalzen. Die zusätzliche Dotierung führt zu einer Chemisorption mit den Produkten Quecksilbersulfat oder Quecksilberbromid. Die an der Aktivkohle haftenden Salze werden in weiterer Folge im Gewebe- oder Elektrofilter abgeschieden [106]. Mit schwefel- bzw.  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -imprägnierte Aktivkoks und Aktivkohlen besteht die Möglichkeit die Betriebstemperatur auf bis zu  $200^\circ\text{C}$  anzuheben. Solche Produkte bieten hier die Vorteile eines eingeschränkten Selbstzündungsverhalten und erhöhen so die Anlagensicherheit. Ein in der Flugstromsorption bewährten, mit 4,6 %  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -imprägnierten Aktivkoks, zeigt neben der höheren Temperaturbeständigkeit und einer verbesserten Quecksilber-Abscheideleistung, auch das Potential einer Betriebsmitteleinsparung gegenüber der Verwendung von nicht imprägnierten Braunkohlekoks [109].

Für die Wahl des richtigen Additivs ist eine technische und gleichermaßen wirtschaftliche Analyse notwendig. Wesentlich beeinflusst wird die Entscheidung u.a. durch:

- Größe und Aufstellung der Anlage
- Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur,
- Additivmenge und Kosten,
- Verfügbarkeit der Additive,
- Kosten für die Reststoffentsorgung,
- Zusätzliche Betriebsmittelverbräuche wie elektrische Energie und Wasser.

Zusammengefasst werden auch in Zukunft bei modernen Abfallverbrennungsanlagen zur Abscheidung saurer Schadgase im Wesentlichen die trockenen Verfahren zum Einsatz kommen. Die Trockensorption wird dabei in Kombination mit der simultanen Abscheidung von Schwermetallen und PCDD/F unter Zugabe von Aktivkohle bzw. Aktivkoks eingesetzt werden [110].

## 7 Die Verbrennungsbedingungen – 850°C / 2 s

Die europäische IED fordert unter Artikel 50 für die Abfallverbrennungs- und Abfallmitverbrennungsanlagen selbst bei ungünstigsten Bedingungen, in der Nachverbrennungszone nach der letzten Luftzugabe eine Mindestverbrennungstemperatur von 850°C bei mindestens zwei Sekunden Verweilzeit. Für gefährliche Abfälle von mehr als einem Gewichtsprozent an halogenierten organischen Stoffen, berechnet als Chloride, muss die Mindesttemperatur sogar auf 1100°C bei zumindest zwei Sekunden Verweilzeit angehoben werden.

Hintergrund dieser gesetzlich vorgegebenen Minimalanforderung an Verbrennungstemperatur und Verweilzeit, ist die Sicherstellung eines ausreichenden thermischen Abbaus der Kohlenwasserstoffe und der halogenierten Kohlenwasserstoffe. Zuvor wurde bereits der Kohlenmonoxid-Gehalt als Leitkomponente für einen guten Ausbrand der Abgase genannt, jedoch weisen Verbindungen wie etwa Hexachlorbenzol (HCB) oder polychlorierte Dibenzodioxine und –furane eine wesentlich höhere thermische Stabilität als Kohlenmonoxid auf und gelten daher als schwer zersetzbar [42]. Temperatur und Verweilzeit im Verbrennungsprozess müssen also genügen um ebenso besonders stabile Verbindungen wie halogenierte Kohlenwasserstoffe thermisch ausreichend zu zersetzen.

### 7.1 Dioxine, Furane und dl-PCB – Einleitung

Vor allem mit dem Sevesounglück 1976 rückten die Dioxine in den Fokus der breiten Öffentlichkeit. Dioxine gehören zu den persistenten (schwer abbaubar) organischen Schadstoffen, die eine besondere Gefahr für Menschen und das Ökosystem darstellen [90]. Die wichtigste Quelle der Dioxine sind Verbrennungsprozesse, darunter die Verbrennung von Abfall und die metallverarbeitende Industrie [98]. Besondere Aufmerksamkeit erlangte die Abfallverbrennung, etwa ein Jahr nach dem Sevesounglück, mit der Dedektion von Dioxinen in Flugaschen aus niederländischen Abfallverbrennungsanlagen [93]. Das führte insbesondere ab Mitte der achtziger Jahre zu einem starken Anstieg an wissenschaftlich-technischen Untersuchungen, speziell im Bereich der Abfallverbrennungsanlagen, denen bereits der Ruf als „Dioxinschleudern“ vorauselte [89]. Im Gegensatz dazu werden bei der Verbrennung von naturbelassenen Holzbrennstoffen in der Regel nur geringe Mengen an Dioxinen gebildet. Bei der Verwendung von Altholz, insbesondere in nicht dafür ausgelegten Feuerungsanlagen, kann es aber durchaus zu erhöhten Dioxin-Werten kommen [36]. Durch die stetige Minderung der Dioxine aus Abfallverbrennungsanlagen und industriellen Prozessen gelten heute vor allem die im Winter betriebenen Kleinf Feuerungsanlagen als Hauptquelle für Dioxinemissionen (siehe Abb. 79).

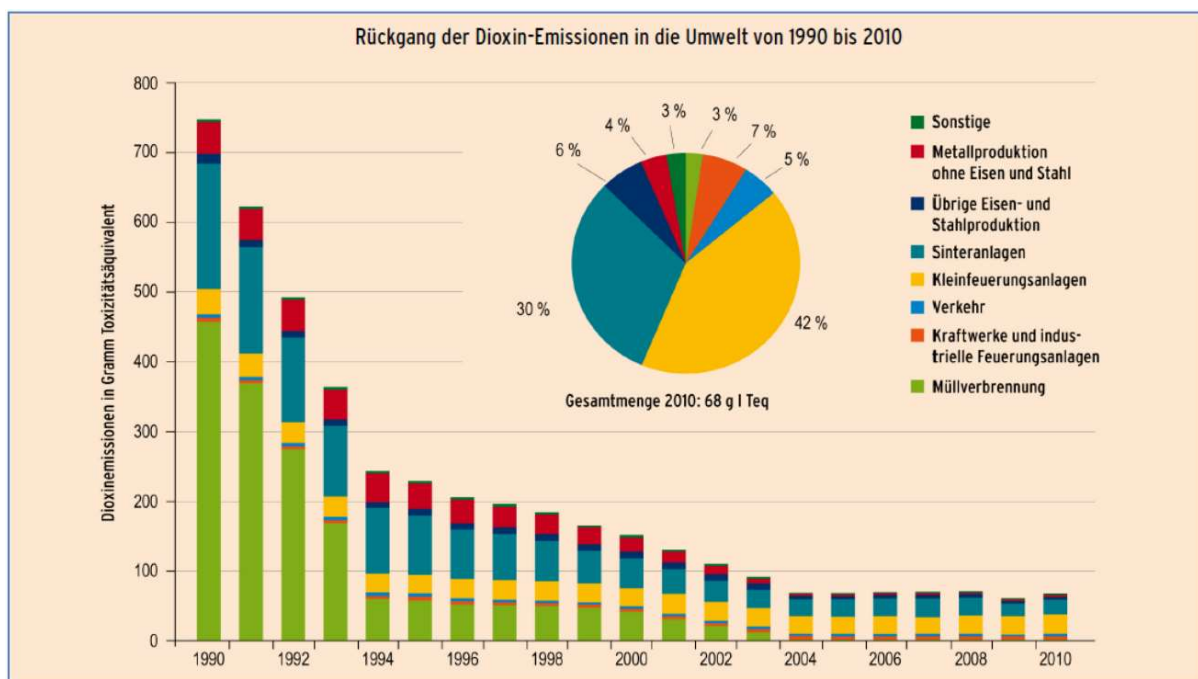


Abbildung 79: Entwicklung des Emissionsinventar für Dioxinmissionen in Deutschland von 1990 – 2010, aus [90].

Üblicherweise werden unter dem Begriff Dioxine alle polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) zusammengefasst. Neben den Dioxinen zählen polychlorierte Biphenyle zu einer chemisch ähnlich aufgebauten Stoffgruppe, wobei innerhalb der Stoffgruppe zwischen dl-PCB (dioxin-like-PCB) mit dioxinähnlichen und ndl-PCB (non dioxin-like-PBC) mit nicht dioxinähnlichen Eigenschaften unterschieden wird [99].

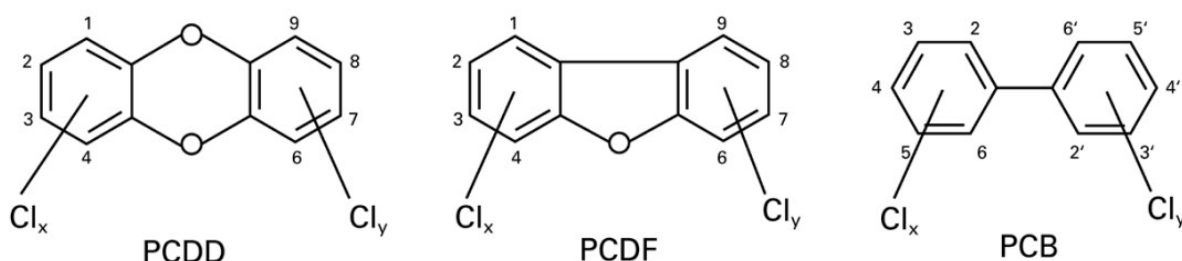


Abbildung 80: Struktur der PCDD, PCDF und der PCB. Die Zahlenangaben beschreiben dabei die jeweiligen Stellen der Chlorierung, aus [90].

Die Gruppe der Dioxine umfasst insgesamt 75 PCDD und 135 PCDF Kongenere, mit der Leitkomponente 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin (TCDD), auch bekannt als das „Seveso-Gift“. Bei den polychlorierten Biphenylen ergeben sich in Summe 209 mögliche Verbindungen. Analysiert werden dabei nur die toxisch relevanten Komponenten. Somit verbleiben bei den Dioxinen 17 Komponenten und bei den dioxinähnlichen PCB weitere 12 Komponenten [99]. Die Toxizität jeder einzelnen Komponente wird dabei mit einem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) gegenüber der Leitkomponente 2,3,7,8-TCDD mit dem Faktor 1, ausgedrückt. Dioxine liegen immer als Gemische von Einzelverbindungen mit unterschiedlicher Zusammensetzung vor [99]. Um deren Summentoxizität zu

bewerten, werden die TEFs der einzelnen Gemischkomponenten zu einem Toxizitätsäquivalent (TEQ) zusammengefasst. Der TEQ-Wert steht somit für die Toxizität des jeweiligen Dioxingemisches.

## 7.2 Dioxine im Verbrennungsprozess

Für das Auftreten von Dioxinen in Feuerungsanlagen, können ganz allgemein folgende Ursachen in Betracht gezogen werden [42, 98]:

- 1) Ein Eintrag von PCDD/F durch den Brennstoff. In weiterer Folge werden durch unzureichende Verbrennungsbedingungen die PCDD/F nicht oder nur teilweise abgebaut.
- 2) Durch unzureichende Verbrennungsbedingungen werden aus PCDD/F-Vorläufersubstanzen (Precursor) wie PCB, chlorierte Benzole oder Pentachlorphenol (PCP), neue Dioxine gebildet und im Verbrennungsprozess nur ungenügend wieder zerstört.
- 3) Im Bereich nach der Feuerung kommt es zu einer Neubildung von PCDD/F im Temperaturbereich zwischen 200 – 500°C aufgrund einer de-novo-Synthese.

Der Weg der Neubildung von PCDD/F kann dabei entweder über den homogenen Reaktionsweg in der Gasphase in einem Temperaturbereich von 500 – 800°C oder über den heterogenen Reaktionsweg an der festen Oberfläche von Flugasche- oder Rußpartikeln bei Temperaturen zwischen 200 – 400°C erfolgen [36]. Im heterogenen Bildungsweg kann Dioxin entweder über Precursor die an der Partikeloberfläche adsorbiert wurden und dann zu Dioxin weiterreagieren oder über die de-novo-Synthese gebildet werden [100]. In beiden Fällen fungieren Metalle als Katalysator.

### 7.2.1 Dioxinabbau durch Verbrennung

Neben dem Eintrag durch den Brennstoff kommt es vor allem im Abbrandbereich über dem Brennstoffbett zu einer erheblichen Neubildung von PCDD und insbesondere von PCDF. Die Bildungsrate steht dabei in Abhängigkeit von der Brennstoffzusammensetzung (Halogene, Metalle) und den etwaigen Abbrandbedingungen am Rost. Im stationären Betrieb und unter den entsprechend effizienten Verbrennungsbedingungen werden diese PCDD/F in der anschließenden Sekundärzone aber wieder beinahe vollständig zerstört [96].

Die Basis für eine effiziente Verbrennung bildet die 3-T-Regel („Time – Temperature – Turbulence“). Neben der Temperatur, Verweilzeit und Durchmischung bildet auch die Sauerstoffkonzentration einen wichtigen Parameter im gesamten Verbrennungsprozess. Ausgedrückt wird dieser Parameter entweder über den Restsauerstoffgehalt im Abgas oder über die Luftüberschusszahl  $\lambda$ . Die Größenordnung in denen diese vier (Haupt-)Verbrennungsparameter nun gewählt werden müssen um auch besonders stabile Verbindungen wie Dioxine und dioxinähnliche Stoffe thermisch zu zerstören soll theoretisch aufgezeigt werden.

#### Temperatur und Verweilzeit

Für die Verbrennungstemperatur und Verweilzeit zeigt Abb. 81 die theoretischen Randbedingungen für einen ausreichenden Abbau der Dioxin-Komponente TCDD.



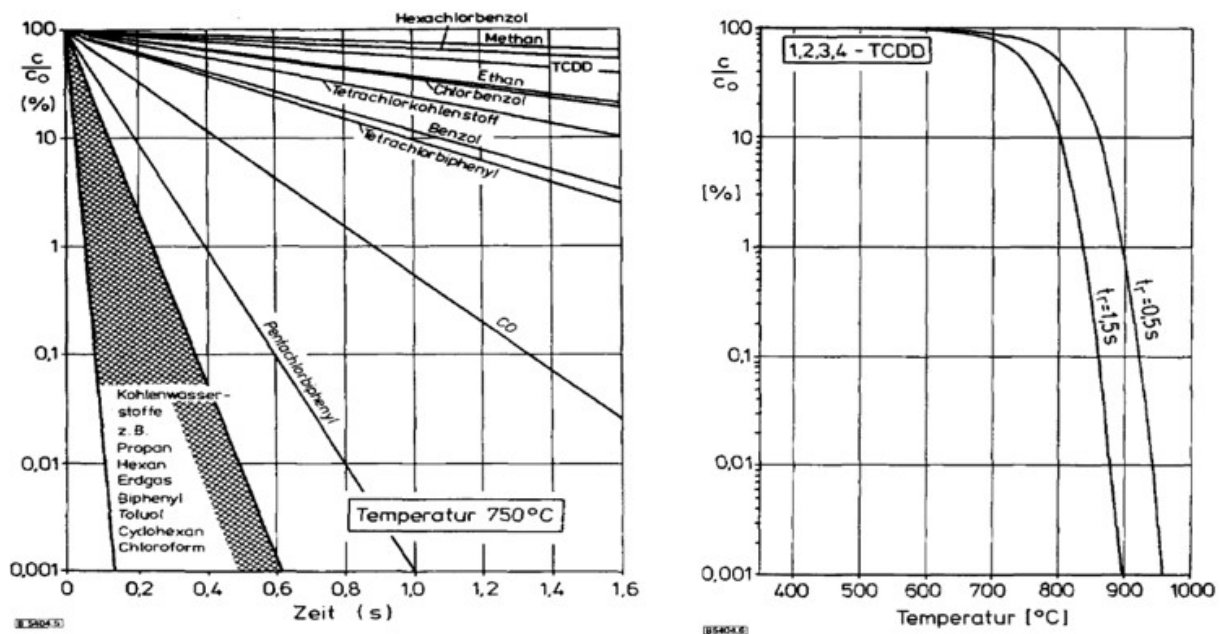


Abbildung 81: Links, der zeitliche Abbaugrad von CO im Vergleich zu anderen Komponenten wie TCDD oder HCB bei 750°C. Rechts, der Abbaugrad von TCDD als Funktion der Temperatur und Verweilzeit in Luft. Aus [94].

Abb. 81 (links) zeigt die wesentlich höhere Stabilität bzw. den Abbaugrad von Stoffen wie TCDD oder HCB im Vergleich zu CO bei einer Temperatur von 750°C. Der zeitliche Abbaugrad wäre für TCDD und HCB in diesem Temperaturbereich zu gering, um bei den typischen Verweilzeiten der Nachverbrennungszone genügend abgebaut zu werden. Abb. 81 (rechts) zeigt den Abbaugrad von 1,2,3,4-TCDD in Luft in Abhängigkeit von Temperatur und Verweilzeit. Danach wäre bei ca. 850°C und 1,5 s Verweilzeit bereits ein Abbaugrad der TCDD-Ausgangskonzentration von 99,9 % erreicht. Eine Temperatursteigerung auf etwa 950°C bewirkt bereits einen Abbaugrad von 99,99 % und einer Reduktion der Verweilzeit auf 0,5 s.

### Sauerstoffgehalt und Durchmischung

Abb. 82 zeigt den Abbaugrad der Anfangskonzentration von TCDD und PCB auf 0,01 % im Zeitraum von 2 Sekunden in Abhängigkeit der Temperatur und der Sauerstoffkonzentration. Für den in Abfall- und Biomassefeuerungen üblichen Sauerstoffbereich von etwa 5 – 10 Vol.-%, zeigt sich nur eine geringe Auswirkung auf den Abbaugrad, wobei mit steigender Sauerstoffkonzentration die notwendige Temperatur abnimmt. D. h. auch, bei gleicher Temperatur und Verweilzeit zeigt die Änderung der Sauerstoffkonzentration nur geringe Auswirkungen auf den Abbaugrad von TCDD oder PCB [42, 95].

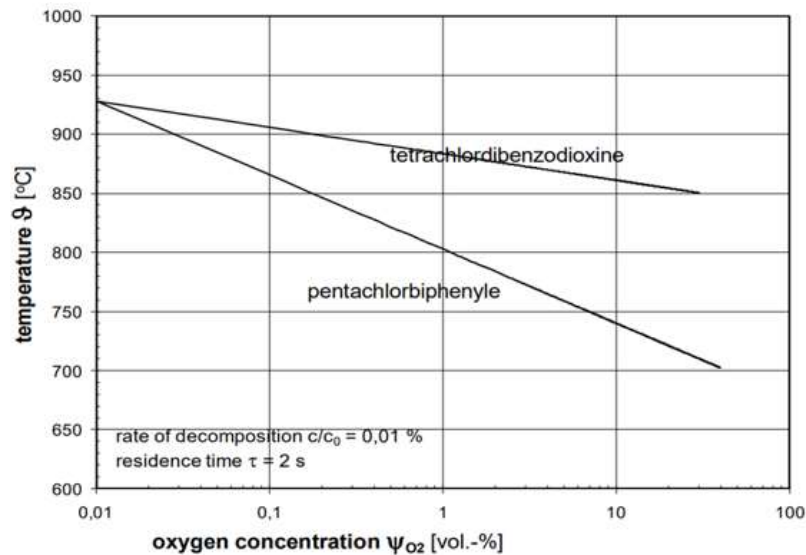


Abbildung 82: Der Abbaugrad von TCDD und Pentachlorbiphenyl bis 0,01 % der Ausgangskonzentration bei 2 s Verweilzeit und in Abhängigkeit der Temperatur und Sauerstoffkonzentration, aus [67].

Die Reaktorcharakteristik hat ebenso Einfluss auf die Effektivität der thermischen Zersetzung von Komponenten wie TCDD. Reaktionstechnisch wird im Rohrreaktor (PFR) ein effektiverer Abbau von TCDD erreicht als vergleichsweise im Rührkessel (CSR). Abb. 83 zeigt den zeitlichen Verlauf der thermischen Zersetzung von TCDD im Vergleich zwischen PFR und CSR.

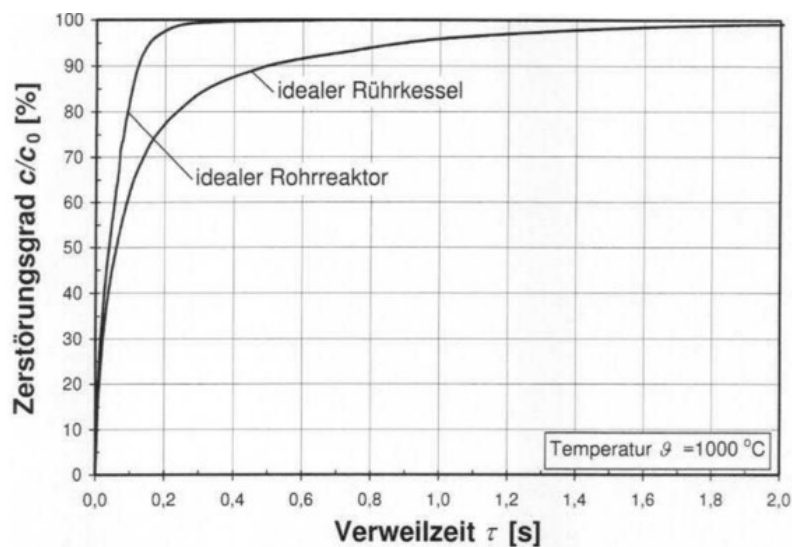


Abbildung 83: Ein Vergleich der thermischen Zersetzung von TCDD im idealen Rohrreaktor und im idealen Rührkessel bei einer Gastemperatur von 1000 °C, aus [95].

Die Verschaltung dieser zwei Reaktortypen gilt jedoch als ideale Kombination, wobei dem Rohrreaktor ein Rührkessel vorgeschaltet wird. Eine intensive Durchmischung im Übergang von der Primär- in die Sekundärverbrennungszone (= CSR) durch das Eindüsen von Sekundärluft und rezirkuliertem Abgas, soll das Temperatur- und Konzentrationsprofil für die nachfolgende Beruhigungsstrecke in der Nachverbrennungszone (= PFR) möglichst vergleichmäßigen [95].

### 7.2.2 Dioxinneubildung nach der Verbrennung

Aus einer PCDD/PCDF-Bilanz (Abb. 84) einer heutigen Abfallverbrennungsanlage wird ersichtlich, dass die Menge an PCDD/F am Austritt des Kessels um den Faktor 5 – 20-mal größer ist als am Eintritt. Je nach Kesselbauform durchläuft das Rauchgas dort eine bestimmte Zeit im sogenannten „Dioxin-Fenster“ bei etwa 200 – 500°C. Hier kommt es vor allem aufgrund der de-novo-Synthese zu einer erheblichen Neubildung der Dioxine. Der Grenzwert für PCDD/PCDF wird in weiterer Folge über das nachgeschaltete Abgasreinigungssystem sichergestellt.

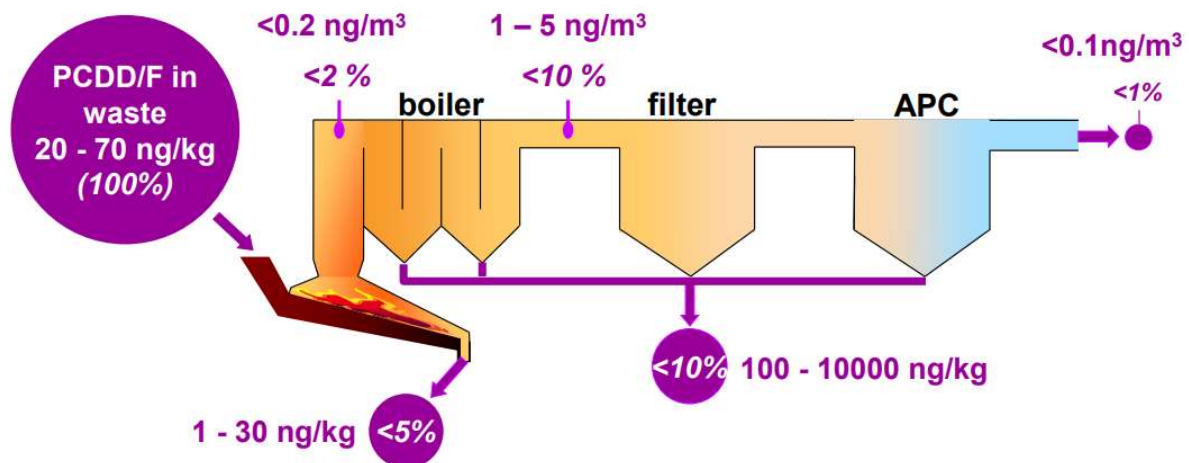


Abbildung 84: Dioxinbilanz in einer heutigen Abfallverbrennungsanlage, aus [93]. Über die nachgeschaltete Abgasreinigung (APC, air pollution control) werden Dioxin-Werte von  $<0,1 \text{ ng/m}^3$  sichergestellt.

Bei thermischen Prozessen gilt die de-novo-Synthese als Hauptquelle der PCDD/F-Emissionen. Die Dioxinbildung läuft dabei an der Oberfläche von Flugstaub- oder Russpartikeln ab. Vorrausgesetzt wird hierfür die gleichzeitige Anwesenheit von Chlor, Kohlenstoff, Sauerstoff und Kupfer oder Eisen [98]. Dabei können unter diesen Bedingungen Metallchloride, hier insbesondere das Kupferchlorid, in Gegenwart von Sauerstoff reaktives Chlor bilden, das in der de-novo-Reaktion organische Kohlenstoffverbindungen in Dioxine überführen vermag. Das Temperaturoptimum dieser Reaktion liegt hier im Bereich von 300°C [89]. Zeitlich konnte für Flugasche, die sich im optimalen Temperaturbereich von 300°C befand, eine Dioxinbildung innerhalb von 15 Sekunden nachgewiesen werden. Die maximale Bildungsrate wird jedoch erst nach Stunden erreicht. Dewegen sind besonders Ablagerungen von Flugstaub als kritische Dioxinquelle zu betrachten. Solche Ablagerungen können dann u.a. als „Memory-Effekt“ wirken und bei Betriebszuständen in denen keine nennenswerten Dioxin-Emissionen erwartet werden zu erhöhten Werten führen. Dioxinmessungen sollten daher also immer nur im zuvor gereinigten Zustand der Anlage durchgeführt werden [98].

Um den Effekt der De-novo-Synthese möglichst einzuschränken können gezielt feuerungs- und anlagentechnische Maßnahmen gesetzt werden. Dazu zählen [36, 96, 97]:

- Möglichst vollständiger Ausbrand der Verbrennungsprodukte, insbesondere organischer Kohlenstoff bzw. Ruß,
- Stationäre Verbrennungsbedingungen und geringer Luftüberschuss,
- Schnelles Durchfahren des kritischen Temperaturbereichs und Abkühlen der Rauchgasbestandteile auf  $< 200^\circ\text{C}$ ,
- Minimierung von Asche bzw. Flugstaub im Rauchgas und Vermeidung von Ablagerungen im Kesselteil (effektive Kesselabreinigung),

- Staubabscheider und Filter jedenfalls unter 200°C zu betreiben (mit Zielwert < 180°C),
- Zugabe von schwefel- oder stickstoffhaltigen Stoffen, z.B. Harnstoff mittels SNCR-Verfahren.

### 7.3 850°C / 2 s – Umsetzung in der Praxis

Die Forderung der Mindestverbrennungstemperatur von 850°C bei zumindest 2 Sekunden Verweilzeit nach der letzten Luftzugabe gemäß IED, wurde in den nationalen Abfallverbrennungsverordnungen (z.B. AVV oder 17. BImSchV) entsprechend umgesetzt. Die Vorgehensweise und der Nachweis über die Einhaltung der Verbrennungsbedingungen wird in Deutschland z.B. nach Anhang E5 der „Bundeseinheitlichen Praxis bei der Überwachung der Emissionen“ [92] geführt.

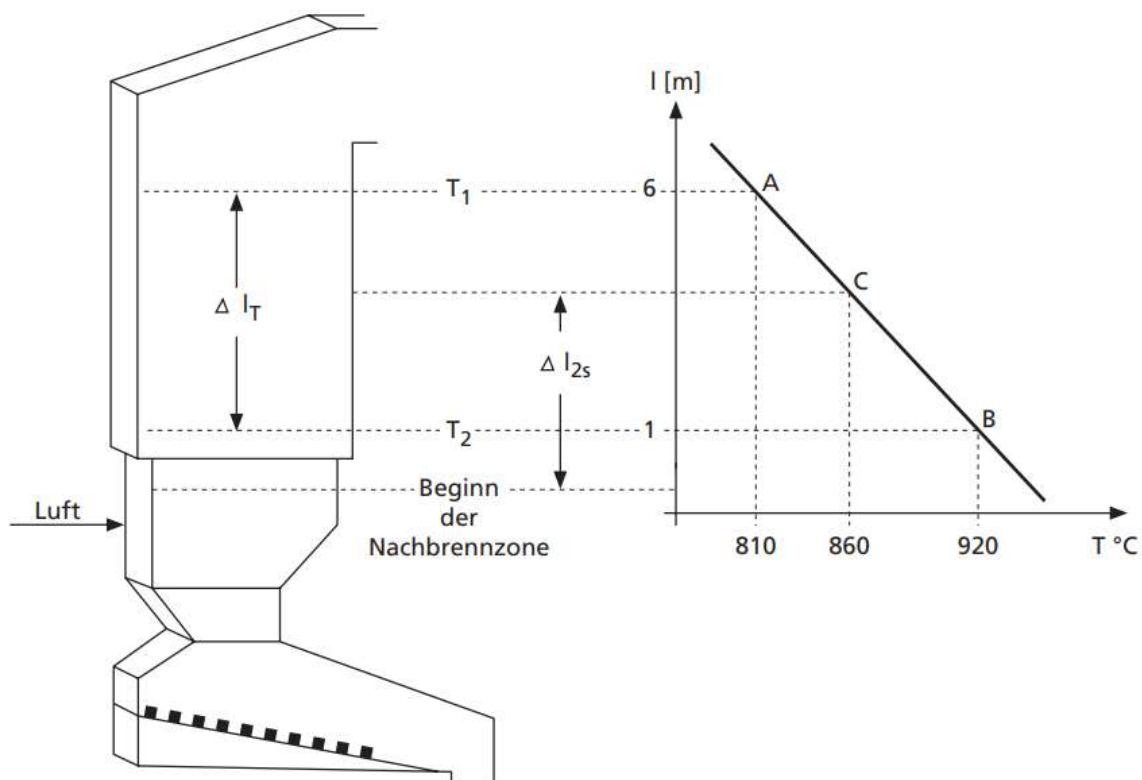


Abbildung 85: Nachweis der Verbrennungsbedingungen mit beispielhaften Temperaturverlauf einer Rostfeuerung, aus [91].

Den Beginn der Nachbrennzone definiert jene Stelle nach der letzten Luftzugabe, in der von einer gleichmäßigen Durchmischung der Verbrennungsgase mit Verbrennungsluft ausgegangen werden kann. An den darüber liegenden Messebenen T<sub>1</sub> und T<sub>2</sub> werden über den Kesselquerschnitt verteilt, Temperatur-Netzmessungen durchgeführt. Zur Überprüfung der gleichmäßigen Durchmischung wird zeitgleich mit den Temperaturmessungen auch der Sauerstoffgehalt ermittelt und auf dessen Gleichverteilung geachtet. Der Nachweis der Verbrennungsbedingungen erfolgt in der Regel bei Nennlast, Teillast und im Anfahrbetrieb. Dabei gelten als die ungünstigsten Bedingungen meist der Teillast- oder der Anfahrbetrieb. Die Bezugstemperatur für das Rauchgasvolumen im Feuerraum wird aus dem Mittelwert der Temperatur am Beginn der Nachbrennzone und der Mindesttemperatur gebildet. Die Verweilzeit gilt ab Beginn der Nachbrennzone.

Zur Sicherstellung der Mindesttemperatur in jedem Betriebsfall ist gesetzlich jede Anlage mit einem zusätzlichen Stütz-Brenner auszurüsten. Der Brenner muss während der An- und Abfahrvorgänge sowie im Betrieb bei Erreichen der Mindesttemperatur gefeuert werden. Die Brenner werden in der Regel mit Erdgas, Flüssiggas oder Heizöl EL gefeuert. Die Leistung der Brenner schwankt zwischen 40 und 60 % der Gesamtbruttoleistung [60].

#### 7.4 Fazit zu 850°C / 2 s

Prinzipiell lässt bereits die Industrieemissionsrichtlinie eine Abweichung vom Kriterium 850°C / 2 s (auch für 1100°C / 2 s bei Abfällen mit einem Gewichtsanteil > 1% Chloride) zu, ein Umstand der unter Artikel 51 „Genehmigung zur Änderung der Betriebsbedingungen“ verankert ist. Dabei dürfen die Änderungen „keine höheren Rückstandsmengen oder Rückstände mit einem höheren Gehalt an organischen Schadstoffen zur Folge haben“ wie sie unter den Bedingungen unter Artikel 50 IED zu erwarten wären [2]. Diese gesetzliche Auslegung wurde ebenso in der österr. AVV [11] sowie in der 17. BImSchV [16] in Deutschland gesetzlich übernommen.

In Versuchsprogrammen konnte gezeigt werden, dass auch bei einer Verkürzung der Verweilzeit in der Sekundärverbrennungszone oberhalb von 850°C die Ausbrandqualität im Abgas nicht verschlechtert wurde [32]. Ein weiteres Beispiel aus der Praxis mit abweichenden Verbrennungsbedingungen zeigt [91], wo an einer Wirbelschichtfeuerung für die Verbrennung von Altholz der Klassen AIII & AIV ohne nachteilige Effekte die Verbrennungstemperatur auf 800°C gesenkt und die Verweilzeit auf 2,5 s erhöht wurde. Zusammengefasst sind die wichtigsten Erkenntnisse bezüglich der Dioxinproblematik in Abfallverbrennungsanlagen [32, 94]:

- Die im Brennstoff enthaltenen und während der Verbrennung gebildeten PCDD/F, PCB oder chlorierte Benzole und Phenole werden bei Temperaturen > 850°C und Verweilzeiten von mehr als 2 Sekunden praktisch vollkommen zerstört [32].
- Auch bei ausreichender Zerstörung der Dioxine im Feuerraum, kommt es nach der Feuerung im Temperaturbereich von 200 – 500°C zu einer Neubildung der Dioxine aufgrund der De-novo-Synthese.
- Der Effekt der de-novo-Synthese im Anlagenabschnitt nach der Feuerung, hat einen wesentlich größeren Einfluss auf die Dioxinmenge als eine verminderte Dioxin-Zerstörung im Feuerraum wie z.B. durch eine Reduktion von Temperatur oder Verweilzeit.
- Eine gezielte Abschwächung der de-novo-Synthese bildet ein effektiveres Werkzeug als die Verbrennungsbedingungen mit 850°C und 2 s Verweilzeit.
- Mit Hilfe entsprechender Abgasreinigungssysteme können die heute geforderten Dioxin-Grenzwerte im Abgas sicher eingehalten werden bzw. in vielen Fällen auch deutlich unterschritten.

## 8 Zusammenfassung und Erkenntnisse

Die Ausarbeitung der vorangegangenen Kapitel verdeutlicht die Gemeinsamkeiten und zugleich die Unterschiede zwischen Abfall- und Biomasseverbrennung. Dazu sollen schlussendlich die gestellten Fragen aus der Einleitung dieser Arbeit beantwortet werden.

*Wie unterscheidet sich der Rechtsrahmen zwischen Biomasse- und der Abfallverbrennung auf europäischer sowie auf nationaler Ebene?*

Die Abfallverbrennung und die Verbrennung sonstiger Brennstoffe in Großfeuerungsanlagen wird auf europäischer Ebene mit der Industrieemissions-Richtlinie (IED) in Verbindung mit den BVT-Schlussfolgerungen geregelt. Die grundlegende Rechtsbasis bildet dabei die IED ergänzt um die BVT-Schlussfolgerungen zur Festlegung vom Stand der Technik. Die Verbrennung von Biomasse und anderen nicht zu Abfall zählenden Brennstoffen in mittelgroßen Feuerungsanlagen, das heißt für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mindestens 1 und weniger als 50 MW, regelt die Medium Combustion Plant Directive (MCPD). Diese beiden EU-Richtlinien bilden gemeinsam mit den BVT-Schlussfolgerungen die rechtlich verpflichtende Mindestzielvorgabe zur nationalen Umsetzung in den jeweiligen Mitgliedsstaaten.

Die nationale Umsetzung der IED erfolgt in Österreich in der Abfallverbrennungsverordnung (AVV) und im Emissionskesselgesetz (EG-K 2013). Am 3. Dezember 2019 wurden im Amtsblatt der EU die neuen BVT-Schlussfolgerungen für Abfallverbrennung veröffentlicht, welche unter Gewährung einer vierjährigen Frist, ebenso verbindlich in nationales Recht umzusetzen sind. Eine entsprechende Novelle der AVV (Stand Februar 2024) ist diesbezüglich noch säumig. Die MCPD wird national in der Feuerungsanlagenverordnung 2019 (FAV 2019) und im EG-K 2013 umgesetzt. Das EG-K regelt dabei die Verbrennung in Feuerungen mit Dampfkessel, Feuerungen mit Warmwasserkessel fallen unter die FAV 2019. Für die Emissionsgrenzwerte und Überwachung von Dampf- und Heißwasserkessel, gelten mit der letzten Novelle des EG-K 2013 (Inkrafttreten mit 31.12.2023), für Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von weniger als 50 MW die Anforderungen laut FAV 2019.

*Welche Mehranforderungen leiten sich aus den gesetzlichen Rahmenbedingungen ab?*

Die gesetzlichen Anforderungen bei der Abfallverbrennung sind aufgrund des Schadstoffpotentials und dem öffentlichen Interesse deutlich strenger als bei der Verbrennung von Biomasse. Das gilt gleichermaßen für Groß- und mittelgroße Anlagen. Exemplarisch dafür sind u. a. die Unterschiede in den Mehranforderungen an die Emissionsgrenzwerte, die Emissionsüberwachung und definierte Mindest-Verbrennungsbedingungen in Form des Kriteriums 850°C / 2 s zur sicheren Zerstörung der halogenierten Kohlenwasserstoffe und einem maximal zulässigen TOC-Gehalt von 3 % bzw. einem Glühverlust von 5 % von der Schlacke und Asche. Für gefährliche Abfälle mit einem Gewichtsanteil von mehr als 1 % (berechnet als Chlorid), muss die Verbrennungstemperatur bei gleicher Verweilzeit, auf mindestens 1100°C erhöht werden. Für An- und Abfahrvorgänge bzw. bei Unterschreiten der Mindestverbrennungstemperatur ist jedenfalls ein zusätzlicher Brenner (Erdgas od. HEL gefeuert) erforderlich.

*In welcher Art und Weise unterscheiden sich die hauptsächlich eingesetzten Brennstoffgruppen aus Abfall und Biomasse voneinander?*

Als häufigste (Brennstoff-)Fraktion in Abfallverbrennungsanlagen (inkl. Ersatzbrennstoffwerken) kommen gemischte Siedlungsabfälle sowie als zweithäufigste Fraktion Ersatzbrennstoffe zum Einsatz (in Deutschland mit über 80 %). Beide Abfallarten sind im europäischen Abfallverzeichnis über ihre Abfallschlüsselnummer eindeutig klassifiziert. Weitere Brennstoffe wie Klärschlamm oder sonstige Abfälle sind nur von geringer Bedeutung. Gemischte Siedlungsabfälle bilden eine breite Gruppe aus unterschiedlichen Abfallarten und sind deshalb in ihrer Zusammensetzung äußerst inhomogen. Der mittlere Heizwert von gemischten Siedlungsabfällen in Europa liegt etwa im Bereich von 8 – 12 MJ/kg. In derselben Heizwertspanne befindet sich auch erntefrisches bis lufttrockenes holzartiges Hackgut. Die chemische Zusammensetzung von gemischten Siedlungsabfällen lässt sich zwar in einer gewissen Bandbreite einordnen ist aber immer wieder stärkeren Schwankungen unterworfen, was sich im Verbrennungsbetrieb z. B. durch erhebliche Schadstoffspitzen um mehr als das Zweifache um den Mittelwert widerspiegelt. Bei Ersatzbrennstoffen können diese Brennstoffschwankungen aufgrund von Aufbereitung und weiterer Normung vordefiniert werden. In der EN ISO 21640 werden feste Sekundärbrennstoffe in ihrer Spezifikation und Klassenzuteilung genormt. Die Einteilung erfolgt nach einer ökonomischen (Heizwert), einer technischen (Chlorgehalt) und einer ökologischen (Quecksilbergehalt) Kenngröße.

Für Biomasse bzw. für Biobrennstoffe existiert mit der EN ISO 17225 ein umfangreiches Normenwerk, für den Einsatz als Brennstoff in gewerblichen Feuerungen bis hin zu industriellen Anwendungen. Mit Altholz wird ein Brennstoff diskutiert, der sich im fließenden Übergang zwischen Biobrennstoff und Abfall bewegt. Ein weiteres Beispiel dafür ist Siebüberlauf aus Kompostierung von Grüngut.

Mit Hilfe der Brennstoffcharakterisierung können bestimmte verbrennungsspezifische Eigenschaften von Brennstoffen im Vorhinein abgeschätzt werden bzw. die Brennstoffe untereinander verglichen werden. Aufgrund der Brennstoffcharakterisierung von gemischten Siedlungsabfällen ist die Verbrennung wesentlich problematischer einzustufen als von holzartigen Biobrennstoffen.

*Was ist Stand der Technik, mit besonderem Blick auf die Abfallverbrennung?*

Stand der Technik ist die Rostfeuerung mit Wasserrohrkessel (WRK) zur Dampferzeugung. Die Abfallverbrennung mittels Rostfeuerung hat sich seit Jahrzehnten bewährt und wird auch in Zukunft das dominierende Feuerungssystem bleiben. Die zurzeit meist eingesetzte Variante ist der Vorschubrost. Der Vorschubrost ist ebenso bei mittelgroßen Biomassefeuerungen die häufigste Feuerungsbauart.

Durch die hohe Verschmutzungs- und Korrosionsproblematik müssen bei Dampfkraftanlagen die Dampfparameter limitiert werden. Die Parameter von 400°C und 40 bar gelten als „Basiskessel“ in der Abfallverbrennung. Die Verwendung eines Flamm- oder Rauchrohrkessels (GWRK) ist für die Verbrennung von Abfall aufgrund der Verschmutzungsproblematik laut Literatur nicht möglich. Alle im Zuge dieser Recherche untersuchten Abfallverbrennungsanlagen waren mit einem WRK in Vertikal- oder Horizontalbauweise (Tail-End-Kessel) ausgeführt. Der Tail-End-Kessel wird als service- und wartungsfreundlicher beschrieben als der Vertikalzugkessel, zusätzlich können die Konvektionsheizflächen dort besser über Klopferwerke gereinigt werden.

Die Ausführung der Abgasreinigung hat sich in den letzten Jahren weg von den nassen Verfahren und hin zu den kompakteren Trockensorptionsverfahren entwickelt. Die trockenen Verfahren können darüber hinaus auch wirtschaftlicher betrieben werden. Ein Hauptgrund für die nicht wirtschaftlich betreibbaren Kleinanlagen wird mit den unverhältnismäßigen Kosten von nassen Rauchgasreinigungsverfahren genannt. Als Additive (Absorbens) für die Trockensorption der sauren



Schadgase haben sich Kalkhydrat und Natriumbicarbonat etabliert. Ein weiterer Vorteil in der Trockensorption besteht in der simultanen Abscheidung der Schwermetalle und Dioxine/Furane mit der Zugabe von Aktivkohle oder Aktivkoks (dotiert oder undotiert). In der Entstickung geht der Trend in Richtung SNCR, da sich das Verfahren in den letzten Jahren wesentlich weiterentwickelt hat. Obwohl die katalytischen Verfahren in ihrer Reduktionsleistung weiter im Vorteil sind, können mit der SNCR die aktuellen und zukünftigen Emissionsanforderungen bereits sicher eingehalten werden. Der größte Vorteil von SNCR-Systemen gegenüber der SCR liegt in den deutlich geringeren Investitionskosten. Als wirtschaftlich vorteilhaftes System einer Abgasreinigung gilt die Kombination einer SNCR mit Trockensorption bzw. konditionierter Trockensorption und Gewebefilter.

*Welche wesentlichen prozesstechnischen Kriterien können aus diesem Vergleich abgeleitet bzw. gewonnen werden?*

Einige wichtige Erkenntnisse aus diesem Vergleich sind:

- Für die Dimensionierung des Verbrennungsrosters gelten bei Abfall und Biomasse ähnliche bis idente Größenordnungen. Die wichtigsten verbrennungsspezifischen Parameter wie Luftzahl, Luftverteilung, der Einsatz von Abgasrezirkulation und die Verbrennungsluftvorwärmung, weichen ebenso in keinem nennenswerten Rahmen voneinander ab.
- Die Verwendung eines GRWK in Standardausführung ist in der Abfallverbrennung aufgrund der Verschmutzungsproblematik nicht möglich. Ob speziell modifizierte Bauweisen erfolgreich eingesetzt werden könnten, kann nur empirisch getestet werden.
- Zur Begrenzung der Hochtemperatur-Chlor-Korrosion sollten die Rohrwandtemperaturen im Wärmetauscher jedenfalls kleiner 350°C gehalten werden.
- Der Einsatz einer SNCR muss bereits in die Auslegung der Feuerung miteinfließen. Insbesondere durch die gesetzliche Vorgabe von 850°C / 2 s ergeben sich hier bestimmte Vorteile für das SNCR-Verfahren.
- Das Mindest-Verbrennungskriterium 850°C / 2 s kann kontrovers diskutiert werden, da es im Abgasweg nach der Feuerung aufgrund der de-novo-Synthese wieder zu einer Neubildung der Dioxine und Furane kommt.
- Zwei wesentliche Parameter für eine möglichst effiziente Rauchgasreinigung mittels Trockensorptionsverfahren, sind die Rauchgastemperatur und die Rauchgasfeuchte.
- Der Grundstein für ein effizientes und durchdachtes Abgasreinigungssystem wird bereits mit der Auslegung der Feuerung und des Kessels maßgeblich mitbestimmt.

## 9 Literatur

- [1] Kranert M.: Einführung in die Kreislaufwirtschaft, 5. Auflage. Springer Vieweg. Stuttgart, 2017. ISBN 978-3-8348-2257-4 (eBook).
- [2] [Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen \(integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung\) \(europa.eu\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [3] [RICHTLINIE \(EU\) 2015/ 2193 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES - vom 25. November 2015 - zur Begrenzung der Emissionen bestimmter Schadstoffe aus mittelgroßen Feuerungsanlagen in die Luft \(europa.eu\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [4] [Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken \(BVT\) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Abfallverbrennung](#) Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [5] [Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken \(BVT\) gemäß der Richtlinie 2010/75/ EU des Europäischen Parlaments und des Rates für Großfeuerungsanlagen](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [6] [Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [7] Pressemitteilung der Europäischen Union. Kreislaufwirtschaft: Neue Vorschriften – EU übernimmt globale Vorreiterrolle in Abfallbewirtschaftung und Recycling. Brüssel, 22.05.2018
- [8] [Richtlinie \(EU\) 2018/ des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle \(europa.eu\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [9] [BESCHLUSS DER KOMMISSION - vom 18. Dezember 2014 - zur Änderung der Entscheidung 2000/ 532/ EG über ein Abfallverzeichnis gemäß der Richtlinie 2008/ 98/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates - \(2014/ 955/ EU\) \(europa.eu\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [10] Faulstich M., et al: Perspektiven der thermischen Abfallbehandlung – Roadmap 2040. Studie im Auftrag der ITAD. Prognos AG, 2020.
- [11] [RIS - Abfallverbrennungsverordnung - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 10.02.2024 \(bka.gv.at\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [12] [RIS - Feuerungsanlagen-Verordnung 2019 - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 10.02.2024 \(bka.gv.at\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [13] [RIS - Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 10.02.2024 \(bka.gv.at\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [14] [RIS - Abfallwirtschaftsgesetz 2002 - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 10.02.2024 \(bka.gv.at\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [15] [RIS - Abfallverzeichnisverordnung 2020 - Bundesrecht konsolidiert, Fassung vom 10.02.2024 \(bka.gv.at\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
- [16] [17. BImSchV - Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes \(gesetze-im-internet.de\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.

- 
- [17] [SR 814.318.142.1 - Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985 \(LRV\) \(admin.ch\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
  - [18] [SR 814.600 - Verordnung vom 4. Dezember 2015 über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen \(Abfallverordnung, VVEA\) \(admin.ch\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
  - [19] Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2018. Wien, April 2018.
  - [20] Glorius T.: Erfahrungen mit der Produktion und Einsatz gütegesicherter Sekundärbrennstoffe – RECOFUEL. 11. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Band 11. Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik Universität Kassel, 2006. Seite 289 – 308.
  - [21] Lorber K., Sarc R., Pomberger R.: Herstellung und Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Österreich. Waste-to-Resources – 4. International Tagung MBA und Sortieranlagen, 2011. Seite 552 – 567.
  - [22] Kunter A., Wellacher M.: Neue Entwicklungen bei der Ersatzbrennstoffaufbereitung. In: K. E. Lorber et al. (Hrsg.): DepoTech 2010 Tagungsband, Seite 653 – 656. ISBN: 978-3-200-02018-4
  - [23] ÖNORM EN ISO 21640: Feste Sekundärbrennstoffe – Spezifikation und Klassen. Ausgabe: 2021-11-01.
  - [24] Sudhaus M.: Stand und Perspektiven für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe (SBS®). Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und Recyclingholz e. V. Vortrag im Rahmen des 30. Kasseler Abfall- und Ressourcenforum, Kassel 2018.
  - [25] ÖNORM EN ISO 17225-1: Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und –klassen. Teil 1: Allgemeine Anforderungen. Ausgabe: 2021-11-01.
  - [26] ÖNORM EN ISO 17225-4: Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und –klassen. Teil 4: Klassifizierung von Holzhackschnitzel. Ausgabe: 2021-09-01.
  - [27] ÖNORM EN ISO 17225-9: Biogene Festbrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und –klassen. Teil 9: Klassifizierung von grobem Schredderholz und Holzhackschnitzeln für die industrielle Verwendung. Ausgabe: 2021-11-01.
  - [28] Taverna R.: Annahme von Altholz bei Holzfeuerungsanlagen. Handbuch. Herausgeber: Schweizerischer Verband für Umwelttechnik (SVUT), 2020.
  - [29] Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung - AltholzV). [AltholzV.pdf \(gesetze-im-internet.de\)](#). Letzter Aufruf am 10.02.2024.
  - [30] Simon R., Christ A., Deutsch M., Weiher R.: Untersuchung von Biomasse- und Altholz(heiz)-kraftwerken im Leistungsbereich 5 bis 20 MW<sub>el</sub> zur Erhöhung der Wirtschaftlichkeit – Abschlussbericht Phase 1. VGB-Nr. 302. Bingen, Juni 2008.
  - [31] Schrägle R., Adam R., Schmidmeier T., Hofherr St., Trumpa M.: Energiegewinnung aus Altholz massiv gefährdet. Holz-Zentralblatt, Nummer 46. November 2022. Seite 804-805.
  - [32] Richtlinie VDI 3460 Blatt 1 – Emissionsminderung; Thermische Abfallbehandlung; Grundlagen. Verein Deutscher Ingenieure – Fachbereich Umweltschutztechnik. Düsseldorf, Februar 2014.
  - [33] Gehrman H.J., Seifert H., Beckmann M., und Glorius T.: Ersatzbrennstoffe in der Kraftwerkstechnik. In: Chemie Ingenieur Technik, Volume 84, Issue 7, Juli 2012. Seite 1085 – 1098.

- 
- [34] Tanner R.: Die Entwicklung der Von Roll-Müllverbrennungsanlagen. Schweizerische Bauzeitung, Band (Jahr): 83 (1965), Heft 16.
  - [35] Oischinger J., Kohl M., Meiller M. et al: Characterization of different solid fuels from waste for an advanced online fuel control system designed for large-scale incineration plants. Waste Management & Research. SAGE Publications, June 2023.
  - [36] Kaltschmitt M., Hartmann H., Hofbauer H.: Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren, 3. aktualisierte und erweiterte Auflage. Springer Vieweg, 2016. ISBN 978-3-662-47438-9 (eBook).
  - [37] Hartmann H., Böhm T., Maier L.: Naturbelassene biogene Festbrennstoffe – umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten. Reihe „Materialien“ Band 154. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München 2000.
  - [38] ÖNORM EN ISO 21404, Ausgabe: 2020-05-15, Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Asche-Schmelzverhaltens (ISO 21404:2020).
  - [39] ONR CEN/TR 15404, Ausgabe: 2010-11-15, Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Schmelzverhaltens der Asche bei Anwendung charakteristischer Temperaturen (CEN/TR 15404:2010).
  - [40] Tran H.N., Mao X., Kuhn D.C.S., Backman R., Hupa M.: The sticky temperature of recovery boiler fireside deposits. Pulp & Paper Canada (2002), 103 (9), Page 29-33.
  - [41] Morgano M. T., Leibold H., Stapf D., Seifert H.: Klärschlammverwertung mit einem innovativen Pyrolysereaktor – eine techno-ökonomische Betrachtung. Energie aus Abfall – Band 14. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2017. S. 499 – 517. ISBN 978-3-944310-32-9.
  - [42] Scholz R., Beckmann M., Schulenburg F.: Abfallbehandlung in thermischen Verfahren – Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse, Verfahrens- und Anlagenkonzepte. Teubner-Reihe UMWELT. 2001. ISBN 3-519-00402-X
  - [43] Plankenbühler T., Müller D., Karl J.: FuelBand – Erweiterung des Brennstoffbandes moderner Biomassefeuerungen. Lehrstuhl für Energieverfahrenstechnik, FAU Erlangen-Nürnberg, 2016.
  - [44] Warnecke R.: VOKos – Effizienzsteigerung durch verfahrenstechnisch optimierende Korrosionsschutzkonzepte in Verbrennungsanlagen mit heterogenen Festbrennstoffen – Schlussbericht. GKS-Gemeinschaftskraftwerk Schweinfurt GmbH, 2017.
  - [45] H.-J. Gehrman et al.: Waste wood characterization and combustion behaviour in pilot lab scale. Journal of the Energy Institute. Volume 93, Issue 4. August 2020. Pages 1634 – 1641.
  - [46] Sommersacher P., Brunner T., Obernberger I.: Fuel Indexes: A Novel Method for the Evaluation of Relevant Combustion Properties of New Biomass Fuels. Energy & Fuels 2012, 26, 380 -390.
  - [47] Pohl, M.; Bernhardt, D.; Beckmann, M.; Spiegel, W.: Brennstoffcharakterisierung zur vorausschauenden Bewertung des Korrosionsrisikos. In: Born, M. (Hrsg.): Dampferzeugerkorrosion 2011, Freiberg: SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, 2011, S. 67-83.
  - [48] Flamme S., Hanewinkel J., Quicker P., Weber K.: Energieerzeugung aus Abfällen, Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030. TEXTE 51/2018. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2018. ISSN 1862-4359.

- 
- [49] Spliethoff H., Braun-Unkhoff M., Krautkremer B.: Biomasse – Ausgangsstoffe und Konversionsverfahren. In: Wärme und Kälte – Energie aus Sonne und Erde. FVS-LZE Themen 2005, Köln 2005. Seite 56 – 60.
  - [50] Brunner M.: Trennen durch Verbrennen: Behandlungstechnologien. In: KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern 2010. Seite 65 – 74
  - [51] Grech H. et al: Thermische Abfallbehandlung in Österreich. Weißbuch – Zahlen, Daten, Fakten. 2. aktualisierte und erweiterte Auflage. Wien, Oktober 2009.
  - [52] Homepage der MVA Hamm. Allgemeine Beschreibung der Anlagentechnik. Letzter Aufruf am 27.12.2023. [www.mva-hamm.de](http://www.mva-hamm.de)
  - [53] Bilitewski B., Härdtle G.: Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre. 4. Auflage. Springer Vieweg. Berlin, Heidelberg 2013. ISBN 978-3-540-79531-5 (eBook).
  - [54] Bösch D.: Zerkleinerung – ein unverzichtbarer Bestandteil der Abfallbehandlung. Waste Management, Volume 2. TK Verlag Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2011. ISBN 978-3-935317-69-6
  - [55] Kellner M., Schindler I., Jany A.: Statusbericht Abfallverbrennung, Berichtjahr 2020. Umweltbundesamt, Report REP-0830, Wien 2022.
  - [56] Good J. et al: Planungshandbuch QM Holzheizwerke – Band 4. 3. komplett überarbeitete Auflage. C.A.R.M.E.N. e.V. Straubing 2022. ISBN 978-3-937441-96-2
  - [57] Brunner T., Obernberger I., Wellacher M.: Altholzaufbereitung zur Verbesserung der Brennstoffqualität – Möglichkeiten und Auswirkungen. Tagungsband zur internat. Konferenz „Strom und Wärme aus biogenen Festbrennstoffen“. Salzburg, Juni 2005. Verein Deutscher Ingenieure: VDI-Bericht Nr. 1891, Seite 49 – 64. ISBN 3-18-091891-8
  - [58] Zwiellehner M. H.: VOKos - Effizienzsteigerung durch verfahrenstechnisch optimierende Korrosionsschutzkonzepte in Verbrennungsanlagen mit heterogenen Festbrennstoffen. Abschlussbericht. SAR Elektronik GmbH, Prozess- und Umwelttechnik. Oktober 2017.
  - [59] Görner K.: Optmierung von Rostverbrennungssystemen für Restabfälle unter sich verändernden Anforderungsprofilen. VDI Wissensforum (Seminar 430720): Energetische Nutzung von Abfällen – Ersatzbrennstoffen. Oberhausen 2001.
  - [60] Thomé-Kozmiensky K. J.: Thermische Abfallbehandlung. 2., völlig neu bearb. Auflage. 1994. ISBN: 3924511772
  - [61] Eckardt J.: Anlagentechnik zur thermischen Verwertung von Abfällen - Einflussgrößen für die optimale Auslegung und den bedarfsgerechten Anlagenbetrieb. Energie aus Abfall – Band 8. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2011. S. 237 – 245. ISBN 978-3-935317-60-3
  - [62] Hämmerli H.: Grundlagen zur Berechnung von Müllfeuerungen. Schweizer Ingenieur und Architekt. Band 101, Heft 19. 1983.
  - [63] Aleßio H.-P.: Verhalten von Ersatzbrennstoffen in dafür konzipierten Industriekraftwerken – Verbrennungsverhalten, Emissionen, anlagentechnische Lösungsansätze. Energie aus Abfall – Band 10. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2013. S. 885 – 898. ISBN 978-3-935317-92-4

- 
- [64] Graf M., Alfons G., Thomé E., Thomé-Kozmiensky K.: Energiewirtschaft der Müllverbrennungsanlage der AVN Dürnrohr in Kombination mit einem Kraftwerk. Optimierung der Abfallverbrennung 1. TK Verlag - Fachverlag für Kreislaufwirtschaft, 2004. S. 301 - 365
  - [65] Hunsinger H., Seifert H.: Primärmaßnahmen zur NO<sub>x</sub>-Minderung in Abfallverbrennungsanlagen. Energie aus Abfall – Band 9. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2012. S. 573 – 590. ISBN 978-3-935317-78-8
  - [66] Obernberger I.: Stand und Entwicklung der Verbrennungstechnik. VDI Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung. VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, 1997. S. 47 – 80. ISBN 3-18-0913 19-3
  - [67] Beckmann M.: Ringvorlesung Betrieb und Instandhaltung – Betrieb von Rostfeuerungsanlagen. Institut für Energietechnik, Technische Universität Dresden, 2009.
  - [68] Scholz R., Beckmann M., Schuldenburg F.: Möglichkeiten der Verbrennungsführung bei Restmüll in Rostfeuerungsanlagen. Technische Überwachung 32 (1991), Nr. 10.
  - [69] Obernberger I.: The present state and future development of industrial biomass combustion for heat and power generation. ASME-ATI-UIT 2010 Conference on Thermal and Environmental Issues in Energy Systems, 16 – 19 May, 2010, Sorrento, Italy.
  - [70] Beckmann M. et al: Abfallverbrennung in der Zukunft. Positionspapier der ProcessNet-Fachgruppe „Abfallbehandlung und Wertstoffrückgewinnung“. DECHEMA e.V., Februar 2022.
  - [71] Quicker P. et al: Möglichkeiten einer ressourcenschonenden Kreislaufwirtschaft durch weitergehende Gewinnung von Rohstoffen aus festen Verbrennungsrückständen aus der Behandlung von Siedlungsabfällen – Abschlussbericht. TEXTE 99/2018, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 2018. ISSN 1862-4359
  - [72] Hochenauer Ch.: Wärmetechnik 2, Skriptum zur gleichnamigen Vorlesung. Institut für Wärmetechnik, Technische Universität Graz. Graz, 2015.
  - [73] Spirax Sarco: Grundlagen der Dampf- und Kondensattechnologie. Neuauflage 2003/2006. Spirax Sarco GmbH, Konstanz 2003/2006.
  - [74] Böhmer S., Kügler I., Stoiber H., Walter B.: Abfallverbrennung in Österreich. Statusbericht 2006. Umweltbundesamt, Wien, 2007. ISBN 3-85457-911-X.
  - [75] Riemenschneider G., Schäfers W.: Verbrennungstechnologie für kommunale und industrielle Abfälle anhand ausgeführter Anlagen. Waste Management, Volume 2. Karl J. Thomé-Kozmiensky, Luciano Pelloni. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2011. ISBN 978-3-935317-69-6.
  - [76] Beckmann M., Schreyer K.-H., Tanner N.: Optimierung von Verbrennungsanlagen am Beispiel des Müllheizkraftwerk Kassel. Tagungsband 2. Fachtagung Schloss Hohenkammer 19.03-20.03.2009, München.
  - [77] Deuerling Ch. F.: Untersuchungen zum Einfluss von Rauchgas-Aerosolen in Müll- und Biomasse-Verbrennungsanlagen auf die Hochtemperatur-Korrosion der Überhitzer. Dissertation, Universität Rostock. Rostock, 2009.
  - [78] Spiegel W., Herzog T., Magel G., Müller W., Schmidl W., Albert F.: Korrosion in Abfallverbrennungsanlagen. In: Born M. (Hrsg.) – Dampferzeugerkorrosion 2013. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Freiberg, 2013. Seite 9 – 95.

- 
- [79] Herzog T.: Status und Zukunft des Cladding. Energie aus Abfall, Band 16. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2019. Seite 521 – 537. ISBN 978-3-944310-45-9.
- [80] Warnecke R.: Wärmeübertragung und Korrosion – konkurrierenden Ziele? In: VDI-Wissensforum (Hrsg.). Feuerung und Kessel, München 2015.
- [81] Spiegel W., Kaiser M., Magel G., Schmidl W.: Relevant Thermochemical Processes in Biomass Fired Power Plants. Waste Management, Volume 8. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2018. ISBN 978-3-944310-42-8.
- [82] Born M., Beckmann M.: Korrosionsschutz in Biomasse-Verbrennungsanlagen. Holz-Zentralblatt, Nummer 38, am 21. September 2011.
- [83] Hamatschek E.: Entwicklung einer kostenoptimierten dezentralen Abfallverbrennungsanlage für den Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern. Dissertation, Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie, Technische Universität München, 2013.
- [84] Walder M., Malisova B.: Betriebserfahrungen mit O<sub>2</sub> -Gehalt im Abgas unter 4,5 Prozent – Auswirkungen auf die Stabilität der Verbrennung, CO-Spitzen und Korrosion. Energie aus Abfall, Band 15. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2018. ISBN 978-3-944310-39-8.
- [85] Herzog T. et al: Korrosion durch Taupunkte und deliqueszente Salze im Dampferzeuger und in der Rauchgasreinigung. Erweiterte und ergänzte Fassung. VGL: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann M. (Hrsg): Energie aus Abfall, Band 9. Neuruppin: TK Verlag, 2012. S. 429-460.
- [86] Reschitzegger S.: Hoch- und Niedertemperatur-Korrosion in Biomassefeuerungen. Fachgespräch Bioenergieforschung 2016. Wien, 18.03.2016.
- [87] Reschitzegger S., Brunner T., Obernberger I.: Low-Temperature Corrosion in Biomass Boilers Fired with Chemically Untreated Wood Chips and Bark. Energy Fuels 2015, 29, 3913-3921.
- [88] Pretzl R.: SIMPLE HEAT - optimierte Werkstoffwahl für effiziente Wärmerückgewinnung aus Abgasströmen bei Biomassefeuerungen. Präsentation am Heizwerke-Betreibertag, Windischgarsten, 15.11.2017.
- [89] Köser H.: Dioxine – Eine Aufgabe für die Umwelttechnik. Chemie Ingenieur Technik (70), 12/98, S. 1517-1525. Wiley-VCH Verlag GmbH. Weinheim, 1998.
- [90] Köhler J., Gonser S., Peichl L.: Dioxine, Furane und PCB: Dauerhaft stabil – nicht immer von Vorteil. 20 Jahre Biomonitoring in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg). 08/2018.
- [91] Schmiedner R.: Die Verbrennungsbedingungen der 17. BImSchV – Probleme bei Wirbelschichtfeuerungen und Lösungsansätze. Energie aus Abfall – Band 7. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2010. S. 53 – 62. ISBN 978-3-935317-46-7.
- [92] Bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Emissionen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Rundschreiben vom 23.01.2017 – IG I 2–45053/5.
- [93] Vehlow J.: Reduction of Dioxin Emissions from Thermal Treatment Plants. Institute for Technical Chemistry, Karlsruhe Institute of Technology, 2011.
- [94] Karpf R., Pohl M., Quicker P.: 850 °C, 2s – noch zeitgemäß? Untersuchungen zur möglichen Temperaturabsenkung. Berliner Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz am 26. und 27. Januar 2015, Berlin.



- 
- [95] Beckmann M., Scholz R., Griebel H.: Einfluß von Temperatur, Durchmischung und Verweilzeit auf den Abbau organischer Spurenstoffe bei der thermischen Behandlung von Abfallholz. DGMK-Tagungsbericht 9802 (1998), S. 327-334. ISBN 3-931850-40-4
  - [96] Hunsinger H., Jay K., Vehlow J.: Formation and destruction of PCDD/F inside a grate furnace. *Chemosphere* 46 (2002), 1263-1272.
  - [97] Hübner C. et al: In Österreich eingesetzte Verfahren zur Dioxinminderung. Monographien, Band 116. Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2000. ISBN 3-85457-528-8
  - [98] Nussbaumer T.: Dioxin- und PAK-Emissionen der privaten Abfallverbrennung. Umwelt-Materialien Nr. 172, Luft. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, 2003.
  - [99] Behnke A. et al: Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. Hintergrund, Januar 21. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Stand 01.12.2013.
  - [100] Stanmore B.R.: The formation of dioxins in combustion systems – Review. *Combustion and Flame* 136 (2004) 398-427.
  - [101] Neuwahl F., Cusano G., Benavides J. G., Holbrook S., Roudier S.; Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration; EUR 29971 EN; doi:10.2760/761437.
  - [102] Beckmann M., Karpf R., Dütge V., Wen T.: Vergleichende ökonomische Betrachtung verschiedener Einsatzstoffe bei Trockensorptionsverfahren zur Abgasreinigung. *Energie aus Abfall*, Band 8. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2011. ISBN 978-3-935317-60-3.
  - [103] Karpf R.: Entwicklung und zukünftige Anforderungen der Abgasreinigung. 11. Fachtagung Fortschritte und Erfahrungen zur Abgasreinigung von Feuerungsanlagen und thermische Prozesse. Haus der Technik, Essen, 22. – 23. Juni 2017.
  - [104] Löschau M., Karpf R.: Flue Gas Treatment – State of the Art. IRRC – Waste to Energy. 12-13th October 2015, Vienna.
  - [105] Quicker P., Rotheut M., Athmann U., Schulten M.: Abgasreinigung mit Natriumhydrogencarbonat – Analyse und Bewertung. *Energie aus Abfall – Band 10*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2013. ISBN 978-3-935317-92-4.
  - [106] Ahrens R. H.: Chemisorption fängt das Quecksilber ab. *VDI nachrichten – Umwelttechnik*. 20. Juni 2014.
  - [107] Margraf R.: Bewertung trockener und quasitrockener Sorptionsverfahren anhand von Praxisbeispielen aus dem Anwendungsbereich Verbrennungsanlagen. *Energie aus Abfall – Band 10*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2013. ISBN 978-3-935317-92-4.
  - [108] Nethe L.-P.: Kalkhydrat vs. Natriumbicarbonat. Vortrag auf der 4. Fachtagung Trockene Abgasreinigung, Haus der Technik, Essen 13.-14. November 2008.
  - [109] Esser-Schmittmann W.: Quecksilberabscheidung aus Feuerungsprozessen mit Chemisorption an Aktivkohle und anderen Sorbentien. *Immissionsschutz – Band 3*, aktuelle Entwicklungen im anlagenbezogenen Planungsprozess und Immissionsschutz. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2012. ISBN 978-3-935317-90-0.
  - [110] Riemann K.-A.: Konzept der Abfallverbrennungsanlage 2030. *Energie aus Abfall*, Band 17. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2020. ISBN 978-3-944310-50-3.

- 
- [111] Karpf R., Conrad Y.: Kennwerte zur Bewertung von Trockensorptionsverfahren auf Kalkbasis. Energie aus Abfall, Band 11. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2014. ISBN 978-3-944310-06-0.
- [112] Beckmann M.: Beschreibung unterschiedlicher Techniken und deren Entwicklungspotentiale zur Minderung von Stickstoffoxiden im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoff-Kraftwerken hinsichtlich Leistungsfähigkeit, Kosten und Energieverbrauch. Umweltbundesamt, Texte 71/2011. Dessau-Roßlau, November 2011.
- [113] Karpf R.: Führt das neue BREF zu einer Anpassung der SNCR? Energie aus Abfall, Band 16. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2019. S. 597-612. ISBN 978-3-944310-45-9.
- [114] Obernberger I.: NO<sub>x</sub> emissions from biomass combustion plants. BIOS Bioenergiesysteme GmbH. Vortrag, Scheuch GmbH, Auroldmünster, 2017.
- [115] Martin U., Schmidt W.: Abfall ist nicht gleich Abfall – Je vielfältiger der Brennstoff ist, umso komplexer die Chemie – Ein Erfahrungsbericht zu Primärmaßnahmen zur NO<sub>x</sub> –Minderung. Energie aus Abfall, Band 13. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2016. S. 101-119. ISBN 978-3-944310-24-4.
- [116] Jell S. et al: SNCR und Niedertemperatur-Oxidation – eine innovative Kombination zur Reduktion von Stickoxiden. Energie aus Abfall, Band 19. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2022. S. 711-726. ISBN 978-3-944310-59-6.
- [117] Von der Heide B.: Anpassung von Bestands-SNCR an die neuen BREF-Standards. Energie aus Abfall, Band 16. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. Neuruppin, 2019. S. 597-612. ISBN 978-3-944310-45-9.
- [118] Dittrich R.: Technische Umsetzung von SNCR-Verfahren mit dem Ziel der maximalen NO<sub>x</sub> – Reduzierung – Möglichkeiten und Grenzen. Energie aus Abfall – Band 9. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2012. S. 629-640. ISBN 978-3-935317-78-8
- [119] Pachaly R., Reynolds T.: Aufrüstung einer 200/- zu einer 100/10 SNCR-Anlage am Beispiel einer Abfallverbrennungsanlage. Energie aus Abfall – Band 10. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky. Neuruppin, 2013. S. 669 – 680. ISBN 978-3-935317-92-4
- [120] Svoboda K., Baxter D., Martinec J.: Nitrous Oxide Emissions from Waste Incineration. Chemical Papers 60 (1) 78 – 90 (2006). DOI: 10.2478/s11696-006-0016-x