



Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen



Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen

Studie im Auftrag des
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Wien, September 2002

Autoren:

Josef Stubenvoll (TBU)
Siegmond Böhmer (UBA)
Ilona Szednyj (UBA)

Projektkoordination:

Gabriele Zehetner Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3)

Hinweis: Die Studie ist auch im Internet (www.lebensministerium.at) abrufbar.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VI/3
Stubenbastei 5, 1010 Wien

Druck: Druckerei Berger, 3850 Horn, Austria
Gedruckt auf Umweltzeichenpapier

Copyright: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-902 338-13-X

Titelfoto: Bernhard Gröger (UBA), AVN, WAV, AVE RV Lenzing

Unter Angabe der Quelle ist eine Verwendung zulässig.

Sollten sie für diesen Band keine Verwendung mehr haben, können Sie diesen an das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zurücksenden

INHALT

1	EINLEITUNG	10
1.1	Zielsetzung.....	10
1.2	Bezug zur IPPC Richtlinie.....	10
2	FEUERUNGSTECHNOLOGIEN	12
2.1	Abfallübernahme und Abfallaufbereitung.....	12
2.2	Feuerung und Abhitzeessel.....	12
2.2.1	Rostfeuerung.....	13
2.2.2	Drehrohr.....	15
2.2.3	Wirbelschichtfeuerung.....	16
2.2.4	Ent- und/oder Vergasung von Abfällen.....	20
3	TECHNOLOGIEN ZUR RAUCHGASREINIGUNG	21
3.1	Abscheidung von Staub und schwerflüchtigen Schwermetallen.....	21
3.1.1	Elektrostatische Abscheider.....	21
3.1.2	Gewebefilter.....	22
3.1.3	Nasse Feinststaubabscheidung.....	23
3.2	Abscheidung von HCl, HF, SO ₂ und Hg.....	23
3.2.1	Trocken- und Halbtrockenverfahren.....	23
3.2.2	Nasse Rauchgasreinigung.....	24
3.3	Rauchgasentstickung.....	29
3.3.1	Primärmaßnahmen zur NO _x -Minderung.....	29
3.3.2	Sekundärmaßnahmen.....	30
3.4	Reduktion von organischen Verbindungen und von PCDD/F.....	36
3.4.1	Primärmaßnahmen.....	37
3.4.2	Sekundärmaßnahmen.....	38
3.5	Simultane Abscheidung von sauren Gasen, NO _x und Dioxinen.....	39
3.5.1	Wanderbettadsorber mit Aktivkoks und/oder Aktivkohle.....	39
3.5.2	Wirbelschichtverfahren.....	40
3.6	Verfügbarkeit und Einsatz in Österreich.....	41
4	TECHNOLOGIEN ZUR ABWASSERREINIGUNG	42
4.1	Schwerkraftabscheidung.....	42
4.2	Neutralisation.....	43
4.2.1	Erhöhung des pH-Werts.....	43
4.2.2	Reduktion des pH-Werts.....	43
4.3	Fällung.....	43

4.4	Flockung	44
4.5	Flotation	44
4.6	Filtration	45
4.7	Ionentauscher	46
4.8	AktivkohlfILTER	47
5	ENTSORGUNG UND TECHNOLOGIEN ZUR BEHANDLUNG DER ABFÄLLE	48
5.1	Deponierung in „Big Bags“	48
5.2	Verfestigung	49
5.3	Abtrennung von Metallen	49
5.4	Waschverfahren	50
5.5	Thermische Behandlung	50
6	NUTZUNG DER ENERGIE	51
6.1	Korrosion	56
7	MEDIENÜBERGREIFENDE ASPEKTE	57
8	BESCHREIBUNG DER ANLAGEN	60
8.1	Hausmüllverbrennung	61
8.1.1	Müllverbrennungsanlage Flötzersteig	61
8.1.2	Müllverbrennungsanlage Spittelau.....	69
8.1.3	Müllverbrennungsanlage Wels	77
8.2	Verbrennung gefährlicher Abfälle	84
8.2.1	Drehrohröfen Werk Simmeringer Haide	84
8.2.2	Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein	92
8.3	Verbrennung von Krankenhausabfällen	98
8.3.1	Spitalsmüllverbrennungsanlage Baden.....	98
8.4	Verbrennung von Klärschlamm	101
8.4.1	Wirbelschichtreaktoren Werk Simmeringer Haide	101
8.5	Verbrennung von aufbereiteten Abfallfraktionen	106
8.6	Kombinierte Abfallverbrennung	106
8.6.1	AVE-Reststoffverwertung Lenzing	107
8.7	Pyrolyse von Abfällen	114
8.8	Vergasung	114
8.9	Geplante bzw. in Bau befindliche Anlagen	114
8.9.1	Müllverbrennungsanlage Zistersdorf.....	114
8.9.2	Werk Simmeringer Haide: Wirbelschichtofen 4	116

8.9.3	Müllverbrennungsanlage Dürnrohr	116
8.9.4	Müllverbrennungsanlage Arnoldstein.....	119
8.9.5	Thermische Reststoffverwertungsanlage Niklasdorf.....	121
9	ABSCHÄTZUNG DER KOSTEN.....	123
9.1	Entladung und Lagerung	124
9.2	Feuerung und Kessel	125
9.3	Wasser-Dampf-Kreislauf	126
9.4	Rauchgasreinigung	135
9.4.1	Trockene Rauchgasreinigung.....	135
9.4.2	Ab- und Adsorptionsanlagen zur Abscheidung von HCL, HF und SO ₂	138
9.4.3	NO _x -Minderung.....	143
9.4.4	Nachreinigungsanlagen.....	144
9.5	Kosten für Gesamtanlagen	146
9.6	Kosten für Wirbelschichtfeuerung	154
10	GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	157
11	LITERATUR	158
11.1	Internetadressen	159
12	ABBILDUNGEN	160
13	TABELLEN.....	161

Zusammenfassung

In dieser Studie wird der bei österreichischen Abfallverbrennungsanlagen verwirklichte Stand der Technik dargestellt. Die Darstellung umfasst die angewendeten Technologien der Lagerung von Abfällen und dessen Einbringung in den Feuerraum, die Feuerungstechnologien, die Systeme zur Nutzung der Energie sowie die angewendeten Technologien zur Reinigung der Rauchgase und des Abwassers sowie zur Behandlung der Abfälle aus der Verbrennung.

Für oben genannte Technologien und für Gesamtanlagen werden Kostenabschätzungen – gesplittet in Investitionskosten, Betriebskosten (unter Aufzählung der relevanten Posten) und Wartungskosten – durchgeführt.

Die Studie soll die Basis des österreichischen Beitrages zum Informationsaustausch zwischen den Mitgliedsstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken bei der Verbrennung von Abfällen bilden. Der Informationsaustausch wird nach Art. 16 (2) der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC-RL) durchgeführt.

In Österreich werden derzeit rund 190 Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen mit einer Gesamtkapazität von ungefähr 2,7 Mio. t a⁻¹ betrieben. In 135 dieser Anlagen werden nur Abfälle, welche innerhalb des eigenen Betriebes anfallen, verbrannt. Die Betreiber der restlichen Anlagen übernehmen Abfälle von Dritten, einige aber nur Abfälle von bestimmten Partnerunternehmen.

Gefährlicher Abfall wird derzeit in 14 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von etwa 233.000 t pro Jahr verbrannt, wobei der Hauptanteil dem Werk Simmeringer Haide der Fernwärme Wien GmbH zuzuordnen ist.

Neben den bestehenden Anlagen befinden sich derzeit eine Reihe von Anlagen im Planungs- oder Baustadium. Die Summe der geplanten Verbrennungskapazität wird derzeit auf rund 1,4 bis 1,7 Mio t a⁻¹ geschätzt.

In der Studie werden folgende Anlagen näher beschrieben:

- MVA Flötzersteig, MVA Spittelau
Hausmüllverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung
- MVA Wels
Rostfeuerung zur Verbrennung von Hausmüll und Gewerbeabfällen
- Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide
Verbrennung von gefährlichen Abfällen
- Wirbelschichtanlage in Arnoldstein
Verbrennung von gefährlichen Abfällen
- Pyrolyseanlage in Baden
Verbrennung von Krankenhausabfällen
- Wirbelschichtanlagen des Werkes Simmeringer Haide
Verbrennung von Klärschlamm
- Wirbelschichtanlage in Lenzing
Kombinierte Abfallverbrennung (u.a. aufbereiteter Hausmüll, Klärschlamm)
- Geplante und bereits genehmigte Abfallverbrennungsanlagen
Dürrrohr, Arnoldstein, Zistersdorf, Niklasdorf, vierter Wirbelschichtreaktor des Werkes Simmeringer Haide.

Abfallübernahme, Abfallaufbereitung und Einbringung in den Feuerraum

Bei Rostfeuerungsanlagen zur Verbrennung von Hausmüll werden die Abfälle in sogenannte Übernahmehunker entleert und nach der Durchmischung mittels Brückenkränen ohne weitere Aufbereitung in die Feuerung aufgegeben. Zur Verarbeitung von Sperrmüll sind bei den meisten Anlagen Sperrmüllscheren im Bereich des Bunkers vorgesehen. Die für die Verbrennung benötigte Frischluft wird aus dem Abfallbunker abgesaugt, wodurch ein Unterdruck erzeugt wird und der Geruchs- und Staubaustritt über die Kippstellen in die Umgebungsluft minimiert wird. Die maximale Lagerzeit für Hausmüll wird auf wenige Tage begrenzt.

Gefährliche Abfälle werden in Drehrohröfen (und zu einem geringeren Teil auch in Wirbelschichtfeuerungen) verbrannt. Nach der Anlieferung zum Drehrohr wird eine visuelle Eingangskontrolle durchgeführt, bei der die Übereinstimmung mit den Begleitscheinen überprüft wird. Danach werden chemische und physikalische Parameter gemäß ÖNORM S2110 (1991) bestimmt. Auf Grund der Analyseergebnisse werden die Abfälle bewertet, je nach Art und Zusammensetzung zwischengelagert, entsprechend vorliegenden „Rezepturen“ gemischt und der Verbrennung zugeführt. Die Verbrennungsluft wird auch hier aus dem Bunker abgesaugt.

In Wirbelschichtanlagen werden in der Regel mehrere Abfallfraktionen gemeinsam verbrannt. Diese werden vor der Übernahme einer optischen Kontrolle unterzogen, stichprobenartig kontrolliert und vor der Verbrennung zerkleinert und vermischt. Die Lagerung erfolgt je nach Aggregatzustand in Tanks oder Tagesbunkern. Die Abluft aus der Abfallaufbereitung und –lagerung wird entweder mittels Gewebefilter entstaubt oder als Verbrennungsluft in die Feuerung geschickt.

Die Wirbelschichtkesseln zur ausschließlichen Verbrennung von Klärschlamm stehen in direkter Nachbarschaft zur Hauptkläranlage. Zugeleitete Dünnschlämme werden in Zentrifugen entwässert, das Abwasser in die Kläranlage zurückgeführt und der Dickschlamm verbrannt.

Die Pyrolyse zur thermischen Behandlung von Krankenhausabfällen wird diskontinuierlich betrieben. Die Abfälle werden bis zum Erreichen der Verschwelungstemperatur mit Gasbrennern erhitzt.

Bei allen beschriebenen Anlagen können zum An- und Abfahren sowie zum Einhalten der für die Verbrennung von gefährlichen und nicht gefährlichen Abfälle benötigten Mindesttemperatur über Stützbrenner Heizöl, Erdgas oder Kohle aufgegeben werden.

Nutzung der Energie

Mit Ausnahme der kleinen Spitalsmüllverbrennungsanlage wird bei allen in der Studie beschriebenen Abfallverbrennungsanlagen die Energie der Rauchgase genutzt. Das derzeitige Spektrum der Energienutzung reicht dabei von der reinen Stromgewinnung (MVA Wels) bzw. der reinen Wärmeengewinnung (z.B.: MVA Flötzersteig) bis zur Kraft-Wärme-Kopplung (z.B.: Werk Simmeringer Haide) und zur Kraft-Wärme-Kopplung mit erhöhten Dampfparametern (500°C, 80 bar; z.B. Lenzing).

Bei wärmegeführter Kraft-Wärme-Kopplung d.h. bei voller Nutzung der Abwärme ist ein theoretischer Gesamtwirkungsgrad von bis zu 80 % erreichbar, bei reiner Stromgewinnung beträgt der Gesamtwirkungsgrad bei den üblichen Dampfparametern nur ca. 20 %. Bei erhöhten Dampfparametern kann bei reiner Verstromung ein Wirkungsgrad von bis zu 30 % erreicht werden.

Bei der derzeit in Bau befindlichen Müllverbrennungsanlage Dürnröhr soll der Dampf aus der Abfallverbrennung unmittelbar vor dem Zwischenüberhitzer in den Dampfkreis des benach-

barten Kohlekraftwerkes eingeleitet werden. Mit diesem Konzept soll der elektrische Nettowirkungsgrad auf 35 % erhöht werden.

Technologien zur Rauchgasreinigung

Zur Abscheidung der Luftschadstoffe Staub, schwer- und leichtflüchtige (z.B.: Hg) Schwermetalle, SO_x, NO_x, HCl, HF und organische Verbindungen (Dioxine und Furane) werden bei den österreichischen Abfallverbrennungsanlagen trockene und nasse Verfahren miteinander kombiniert (siehe Tabelle 1). Diese Verfahren sind unabhängig vom vorgeschalteten Feuerungssystem universell einsetzbar.

Tabelle 1: Kombinationen von Rauchgasreinigungsverfahren in bestehenden Abfallverbrennungsanlagen in Österreich

<ul style="list-style-type: none"> - Elektrofilter, - zweistufige Nasswäsche mit Umfällung, - nasse Feinstaubabscheidung und - katalytische Anlage in Reingasschaltung 	<ul style="list-style-type: none"> - Elektrofilter, - zweistufige Nasswäsche, - nasse Feinstaubabscheidung und - katalytische Anlage in Reingasschaltung
<ul style="list-style-type: none"> - Gewebefilter mit Kalk- und Aktivkoksdo- sierung, - zweistufige Nasswäsche mit Gips- suspensionswäscher und - nachgeschaltete katalytische Anlage in Reingasschaltung 	<ul style="list-style-type: none"> - Elektrofilter, - zweistufige Nasswäsche mit NaOH- Wäscher, - Gewebefilter mit Kalk- und Aktivkoksdo- sierung und - nachgeschaltete katalytische Rauchgasreinigung in Reingasschaltung
<ul style="list-style-type: none"> - Elektrofilter, - zweistufige Nasswäsche mit Umfällung, - Aktivkoksadsorber (Kreuzströmer) und - nachgeschaltete katalytische Rauchgasreinigung in Reingasschaltung 	<ul style="list-style-type: none"> - Elektrofilter, - zweistufige Nasswäsche mit Umfällung, - nasse Feinstaubabscheidung und - Aktivkoksadsorber (Gegenströmer)

Die mit diesen Verfahrenskombinationen erreichten Emissionswerte sind in der folgenden Tabelle dargestellt (als Halbstundenmittelwerte):

Tabelle 2: Emissionen in die Luft aus österreichischen Abfallverbrennungsanlagen (als Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³, Dioxinmissionen in ng Nm⁻³, bezogen auf 11 % O₂ und auf Normbedingungen, trocken)

Schadstoff	Art der Messung	Bereich der Emissionen [mg Nm ⁻³]
Staub	kontinuierlich	< 0,05 – 12,6
SO ₂	kontinuierlich	0,1 – 53,6
HCl	kontinuierlich	< 0,1 – 8,2
HF	kontinuierlich oder diskontinuierlich	< 0,02 – 0,14
CO	kontinuierlich	1,2 – 98,3
NO _x	kontinuierlich	0,0 - < 150

Schadstoff	Art der Messung	Bereich der Emissionen [mg Nm ⁻³]
Pb	diskontinuierlich	< 0,002 – 0,044
Cr	diskontinuierlich	0,0004 - < 0,002
Zn	diskontinuierlich	0,032 – 0,114
Σ Pb + Cr + Zn ¹	diskontinuierlich	< 0,045 - < 0,159
As	diskontinuierlich	< 0,0001 - < 0,001
Co	diskontinuierlich	< 0,002
Ni	diskontinuierlich	0,0003 - < 0,002
Σ As + Co + Ni ¹	diskontinuierlich	< 0,004
Cd	diskontinuierlich	0,0003 – 0,003
Hg	kontinuierlich oder diskontinuierlich	0,0014 – 0,036
Σ As, Pb, Sb, Cr, Cu, Co, Mn, Ni, V, Sn ¹	diskontinuierlich	0,005
Σ HC	kontinuierlich oder diskontinuierlich	0,0 – 19,2
NH ₃	kontinuierlich oder diskontinuierlich	0,55 – 3,55
PCDD/F (ng Nm ⁻³)	diskontinuierlich	0,00079 – 0,05

¹ Schwermetalle werden je nach Bescheid einzeln oder als Summenparameter gemessen

Abwasserreinigung

Die Abwässer aus der sauren Waschstufe, der SO₂ Stufe und der Asche- und Schlackebehandlung werden in der Abwasserbehandlung gereinigt. Gegebenenfalls kann diese Reinigung für alle Teilströme gemeinsam erfolgen. In Österreich hat sich eine mehrstufige Reinigung des Abwassers durchgesetzt.

Die erste Reinigungsstufe, die Schwermetallfällung, umfasst in der Regel die Prozesse Fällung, Flockung, Sedimentation, Neutralisation und Schlammentwässerung, die zweite Reinigungsstufe besteht zumeist aus einem Kiesfilter, einem Aktivkohlefilter und einem Ionentauscher.

Durch die mehrstufige Reinigung des Abwassers werden die Grenzwerte der Verordnung über die Begrenzung der Abwasseremissionen aus der Reinigung von Verbrennungsgas (BGBl. Nr. 886/1995) in der Regel weit unterschritten.

Die für die Abwasserbehandlung notwendigen Chemikalien werden in einer Chemikalienstation gelagert und aufbereitet.

Die bei den einzelnen Prozessen anfallenden Schlämme werden in der Regel in einem Schlammtank gesammelt und zumeist in Kammerfilterpressen auf ca. 50 % Feuchtegehalt entwässert. Der anfallende Filterkuchen muss als gefährlicher Abfall deponiert werden.

Behandlung der anfallenden Abfälle

Bei der Abfallverbrennung werden die Abfälle auf ein Drittel des ursprünglichen Gewichtes und auf ein Zehntel des ursprünglichen Volumens reduziert. Als Abfälle verbleiben im we-

sentlichen Flugasche, Schlacke, Eisenschrott, Filterkuchen aus der Abwasserreinigung, Gips und beladene Aktivkohle. Diese Abfälle sind zum überwiegenden Teil gefährliche Abfälle und werden in Österreich wie folgt behandelt oder entsorgt:

- Flugasche, und das Gemisch Schlacke/Gips aus der Müllverbrennungsanlage Spittelau und Flötzersteig werden verfestigt und anschließend deponiert. Die Schlacken und Flugaschen des Werkes Simmeringer Haide werden ebenfalls deponiert.
- Die Schlacke aus der Müllverbrennungsanlage Wels wird mit Wasser gewaschen und deponiert. Die Flugasche aus der Müllverbrennungsanlage Wels wird einer nasschemischen Behandlung unterzogen und ebenso wie der Gips deponiert.
- Bettasche und Grobasche der Wirbelschichtanlage in Lenzing sind ausgestuft und werden auf Reststoffdeponien entsorgt. Vorentstauberasche, Eco- und Gewebefilterasche und Neutralisationsschlamm werden als gefährliche Abfälle exportiert und untertage deponiert.
- Der stark Hg-belastete Filterkuchen aus der Abwasserreinigung aller Anlagen wird in sogenannte „Big Bags“ abgefüllt und untertage deponiert. Neben Hg überschreiten in der Regel auch die Konzentrationen von Zn und Cd sowie der Abdampfrückstand die in der österreichischen Deponieverordnung geforderten Grenzwerte für Reststoff- und Massenabfalldeponien.
- Der abgetrennte Eisenschrott wird entweder einem Schrotthändler übergeben oder in die Stahlindustrie rückgeführt.
- Beladene Aktivkohle wird in Wels, Arnoldstein und im Werk Simmeringer Haide zusammen mit dem Abfall verbrannt.

Neben den oben genannten gängigen Praktiken wurden zahlreiche Versuche (z.B. thermische Behandlung) durchgeführt um die Abfälle aus Abfallverbrennungsanlagen entweder einer Verwertung zuzuführen, oder zumindest deren Gefahrenpotential zu vermindern. Diese Versuche wurden großteils wieder abgebrochen, da einerseits die gesetzlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eine Behandlung nicht sinnvoll erscheinen ließen, andererseits erschwerten technische Probleme eine dauerhafte Realisierung.

Kosten

Die Kosten einer Abfallverbrennungsanlagen hängen vor allem von folgenden Punkten ab:

- Ausrüstung der Anlage
- Größe
- örtlichen Infrastruktur
- spezifischen Randbedingungen für die Abfallentsorgung
- Möglichkeit der Energieverwertung

Sie setzen sich im wesentlichen aus folgenden Positionen zusammen:

- Rückzahlung für die Investition
- Wartung und Re-Investitionskosten
- Personalkosten
- sonstigen Fixkosten wie Verwaltung und Versicherung
- zum Durchsatz proportionalen Betriebskosten wie Chemikalienbedarf und Rückstandsentsorgung
- zum Durchsatz proportionalen Erlösen aus Energie

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die wesentliche Einflussgröße auf Invest- und Betriebskosten nicht der Massendurchsatz sondern die Feuerungswärmeleistung ist. Sie bestimmt die Größe des Kessels und im wesentlichen auch die Rauchgasmenge und damit die Größe der Abgasreinigungsanlagen.

Auf Basis bestimmter Annahmen bzw. von Vergabepreisen der letzten 5 Jahre wurden für folgende Anlagenbereiche die spezifischen Kosten (in € pro t verbranntem Abfall) abgeschätzt:

- Entladung und Lagerung
- Feuerung und Kessel (verschiedene Systeme)
- Wasser-Dampf Kreislauf (verschiedene Varianten)
- Rauchgasreinigung (verschiedene Verfahren)

Zusätzlich wurden – ebenfalls auf Basis bestimmter Randbedingungen – spezifische Kosten für Gesamtanlagen in Abhängigkeit von Anlagengröße, Energienutzung und den installierten Rauchgasreinigungssystemen abgeschätzt.

Die abgeschätzten Kosten liegen je nach Anlage zwischen 92 und 148 € pro t verbranntem Abfall. Bei den Kostenberechnungen zeigte sich, dass die Größe maßgeblichen Einfluss auf die Gesamtkosten einer Anlage hat, der maximale Unterschied beträgt ungefähr 37 € pro t verbranntem Abfall.

Demgegenüber verschiebt die Art der Energieverwertung die Kosten um maximal 9 € pro t, während unterschiedliche Systeme der Rauchgasreinigung Kostendifferenzen von maximal 13 € pro t bewirken.

Werden Rostfeuerung und Wirbelschichtfeuerung – bei sonst gleicher Form der Energienutzung und gleichen Anforderungen an die Rauchgasreinigung - miteinander verglichen, so ergibt sich folgendes Bild:

In Österreich werden Wirbelschichtanlagen ausschließlich mit zerkleinerten Abfällen beschickt, während Rostfeuerungen mit unsortiertem Müll betrieben werden. Auf Basis bestimmter Randbedingungen errechnen sich bei einer Kapazität von 70.000 t a⁻¹ aufbereitetem Abfall bzw. 100.000 t a⁻¹ unbehandeltem Abfall etwa die gleichen spezifischen Behandlungskosten bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung. Bezogen auf die Masse liegen die Verbrennungskosten der Wirbelschichtfeuerung deutlich höher als jene der Rostfeuerung.

Für Großanlagen mit einem Durchsatz von 200.000 t a⁻¹ aufbereitetem Abfall bzw. von 300.000 t a⁻¹ unbehandeltem Abfall liegen die spezifischen Kosten bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung bei der Wirbelschichtfeuerung günstiger. Wenn der Abfall erst zu trennen und anschließend zu zerkleinern ist, ist bei annähernd gleicher Verbrennungskapazität je Linie eine Trennung und anschließende Verbrennung in einer Wirbelschicht im Vergleich zu einer Rostfeuerung unwirtschaftlich.

1 EINLEITUNG

1.1 Zielsetzung

In dieser Studie soll der Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen dargestellt werden. Dabei wird auf die europäische Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC-Richtlinie) Bezug genommen.

Die Basis der Studie bildet eine Beschreibung der bestehenden Abfallverbrennungsanlagen in Österreich. Diese beinhaltet die Darstellung des jeweiligen Anlagentyps, des Rohstoff- und Energiebedarfes, der eingesetzten Abfälle und der installierten Rauchgas- und Abwasserreinigungsanlagen sowie der Emissionen in Luft und Wasser. Die beim Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen anfallenden festen Abfälle aus der Verbrennung und der Rauchgasreinigung werden charakterisiert und deren Behandlung und Entsorgung wird beschrieben.

Auf mögliche Arten der Energierückgewinnung – in Form von Wärme und/oder elektrischem Strom – und deren Einfluss auf die Kosteneffizienz einer Anlage wird ausführlich eingegangen.

Für verschiedene Anlagenbereiche, vor allem aber für Technologien zur Reinigung der Rauchgase, welche in den österreichischen Anlagen eingesetzt werden, werden Kostenabschätzungen durchgeführt. Die Kosten werden gesplittet in Investitionskosten, Betriebskosten (unter Aufzählung der relevanten Posten) und Wartungskosten.

Ergänzend werden sogenannte „Medienübergreifende Aspekte“ behandelt, d.h. es wird die Umweltrelevanz der eingesetzten Betriebsmittel und die Verlagerung von Schadstoffen in einer Abfallverbrennungsanlage mit Rauchgasreinigung beschrieben.

Die Mitverbrennung von Abfällen wird in dieser Studie nicht behandelt.

1.2 Bezug zur IPPC Richtlinie

Die Europäische Kommission organisiert gemäß Art. 16 Abs. 2 der Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die „Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung“ („Integrated Pollution Prevention and Control“ - IPPC) den Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken, die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet. Die Erarbeitung der BAT-Dokumente für die im Anhang I der IPPC-Richtlinie angeführten Anlagenkategorien erfolgt in Technical Working Groups, die in Absprache mit dem Information Exchange Forum durch die EU-Kommission eingerichtet werden. Die Arbeit der Technical Working Groups wird durch ein eigens eingerichtetes European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau unterstützt. Dieses Büro wurde am IPTS (Institute for Prospective Technological Studies) in Sevilla eingerichtet.

Im Sinne Art. 2 Ziffer 11 der IPPC-Richtlinie bezeichnet der Ausdruck „Beste verfügbare Techniken“ den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand jener Tätigkeiten und Betriebsweisen, der spezielle Techniken geeignet erscheinen lässt, als Grundlage für die Festlegung von Emissionsgrenzwerten zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern.

Der Ausdruck „Techniken“ bezeichnet sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird. Als „verfügbar“ gelten jene Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichti-

gung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht.

Als „beste“ gelten jene Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

Folgende Punkte sind bei der Festlegung der besten verfügbaren Techniken nach der Richtlinie über die „Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung“, Anhang IV, besonders zu berücksichtigen:

- Einsatz abfallarmer Technologie
- Einsatz weniger gefährlicher Stoffe
- Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle
- Vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im industriellen Maßstab erprobt wurden
- Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen
- Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen
- Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen
- Die für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit
- Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz
- Die Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern
- Die Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für die Umwelt zu verringern
- Die von der Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 oder von internationalen Organisationen veröffentlichten Informationen.

2 FEUERUNGSTECHNOLOGIEN

In diesem Kapitel wird einleitend ein allgemeiner Überblick über Einrichtungen zur Abfallübernahme und Abfallaufbereitung gegeben. Daran anschließend finden sich Beschreibungen der nachstehenden Feuerungstechnologien:

- Rostfeuerung
- Drehrohrofen
- Wirbelschichtfeuerung
- Ent- und/oder Vergasung von Abfällen

Die einzelnen Beschreibungen der Feuerungstechnologien beinhalten systemspezifische Aspekte zur Anlieferung, Entladung, Lagerung und Aufbereitung der eingesetzten Abfälle.

2.1 Abfallübernahme und Abfallaufbereitung

Abfälle können entweder mit dem LKW oder mit der Bahn zur Verbrennungsanlage geliefert werden. Dort werden sie in sogenannte Übernahmehunker entleert, wo sie bis zur Verbrennung oder Vorbehandlung zwischengelagert werden.

Rost- und Drehrohranlagen benötigen üblicherweise keine Einrichtungen zur Aufbereitung oder Zerkleinerung der Abfälle. Bei diesen Anlagen kann Abfall direkt aus dem Übernahmehunker in die Feuerung aufgegeben werden.

In Wirbelschichtfeuerungen kann nur zerkleinert vorliegender Abfall eingebracht werden. Eine Direktaufgabe der Abfälle wie bei Rost- oder Drehrohrfeuerungen ist nur mittels Sondermaßnahmen (z.B. durch langsam drehende Doppelschnecken) möglich. Nach dem Übernahmehunker sind daher noch Aufbereitungseinrichtungen (z.B. Zerkleinerer, Siebanlagen, Magnetabscheider) und ein weiterer Bunker zur Zwischenlagerung der aufbereiteten Abfälle angeordnet. In Österreich betriebene Pyrolyseanlagen (Entgasungs-/Vergasungsanlagen) sind Kleinanlagen, welche diskontinuierlich beschickt werden. Die Abfälle werden lose, sack- oder behälterweise aufgegeben.

2.2 Feuerung und Abhitzeessel

Der Verbrennungsprozess von festen Brennstoffen – hier auch Abfällen - gliedert sich in folgende Phasen:

- Trocknung
- Entgasung
- Vergasung
- Ausbrand (feststoff- und gasseitig)

Trocknung, Entgasung, Vergasung und Ausbrand finden bei den klassischen Verfahren (Kessel) im Feuerraum und in der Nachbrennkammer statt. Auf dem Rost und im Drehrohr laufen obengenannte Prozesse langsam ab und sind durch die Zufuhr der Verbrennungsluft steuerbar. Beim Wirbelschichtverfahren hingegen kann die Verbrennungsgeschwindigkeit auf diese Weise nicht geregelt werden, da die einzelnen Prozesse spontan ablaufen.

Die Hauptbestandteile der Verbrennungsgase werden vor allem durch die Inhaltsstoffe der eingesetzten Abfälle bestimmt. Je nach Verfahren hängt die Zusammensetzung der Abgase von der Variation des Luftüberschusses und von feuerungstechnisch beeinflussbaren Parametern (z.B. Temperatur, Verweilzeit der Abgase in Abhängigkeit von der Temperatur) ab. Mit feuerungstechnischen Maßnahmen können die Emissionen folgender Schadstoffe reduziert werden: Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (C_xH_y) und Staub. Bei der Wirbelschichtfeuerung kann unter gewissen Voraussetzungen Schwefeldioxid (SO_2) in die Bettasche eingebunden werden.

Die mit den Abfällen eingebrachte Feuerungswärme wird bei allen in Österreich angewendeten Verfahren zur Gänze in Abhitzeesseln umgesetzt. Unterschiede bestehen zwischen den einzelnen Verfahren in der Höhe der Abstrahlverluste und in der Höhe der sonstigen zugeführten Leistungen (z.B. Luftvorwärmung, Zusatzfeuerung). Der Gesamtwirkungsgrad einer Abfallverbrennungsanlage (das ist das Verhältnis von nutzbarer abgeführter Energie zu zugeführter Energie) ist daher weniger von der Art der Feuerung als von den Auslegungsparmetern des Kessels abhängig.

Die Masse der festen Abfälle aus der Verbrennung von Abfällen hängt hauptsächlich von der Zusammensetzung der eingesetzten Abfälle und der Güte des Ausbrandes ab. Zudosierte Chemikalien wie Kalkstein (bei der Wirbelschichtfeuerung) oder Kalkhydrat (in den Abgasstrom vor der Staubabscheidung) haben nur geringfügige Auswirkungen auf die Gesamtmasse der festen Abfälle aus der Verbrennung.

2.2.1 Rostfeuerung

Derzeit sind in Österreich die Müllverbrennungsanlagen Flötzersteig, Spittelau und Wels mit einer Rostfeuerung ausgestattet. Bei den geplanten Anlagen Wels - Linie 2, KRV Arnoldstein und Dürnröhr ist ebenfalls der Bau einer Rostfeuerung vorgesehen.

Anlieferung, Entladung und Bunker

Im städtischen Bereich wird Müll direkt mit den Sammelfahrzeugen in die Abfallverbrennungsanlage angeliefert und von diesen direkt in den Müllbunker entladen.

Im ländlichen Bereich sind Müllverbrennungsanlagen vorerst nur im Planungs- oder Baustadium. Die Anlieferung von Müll sollte hier zum überwiegenden Teil per Bahn erfolgen. Geplante Transportsysteme für solche Anlagen beinhalten die direkte Containerbefüllung am Müllfahrzeug, das Verladen des Containers auf die Bahn und die automatische Entleerung des Containers in der Müllverbrennungsanlage sowie externe Umladestationen.

Der in den Bunker entladene Müll wird maximal fünf Tage gelagert. Um die Geruchsbelastung des gelagerten Mülls auf ein Minimum zu reduzieren, wird ein erheblicher Teil der Verbrennungsluft direkt aus dem Müllbunker abgesaugt. Im Müllbunker herrscht daher ständig leichter Unterdruck, wodurch Umgebungsluft in den Bunker eingesaugt wird.

Grundsätzlich wird der Müll vor der Verbrennung auf dem Rost nicht weiter vorbehandelt. Zur Verarbeitung von Sperrmüll sind bei den meisten Anlagen Sperrmüllscheren im Bereich des Bunkers vorgesehen.

Mit dem Bunkerkrane wird Müll im Bunker durch Umschichten vermischt.

Feuerung und Kessel

Die durchmischten Abfälle werden mit einer Krananlage aus dem Müllbunker in die - der Feuerung vorgeschalteten - Müllschurre aufgegeben.

Die Abfallsäule in der Müllschurre bildet die luftseitige Dichtung zwischen Feuerraum und Müllbunker. Ist zu wenig Abfall in der Schurre, wird die Müllschurre durch einen Schieber oder eine Klappe geschlossen. Der Verbrennungsrost ist zum Austrag hin mittels Siphon und Wasserbad sowie einem Entschlacker luftdicht abgeschlossen.

Die eigentliche Aufgabe des Mülls auf den Rost erfolgt durch Zuteiler, welche am unteren Ende der Schurre angeordnet sind. Diese können als Stössel oder als Wanderrost ausgebildet sein. Die Stössel- oder Wanderrostgeschwindigkeit wird in Abhängigkeit von der eingestellten Leistung geregelt. In den österreichischen Abfallverbrennungsanlagen werden ausnahmslos Stösselzuteiler eingesetzt.

Am Rost wird der Müll weitertransportiert, geschürt und mit der durch den Rost durchströmenden Primärluft in Kontakt gebracht. In verschiedenen Zonen können unterschiedliche Rostgeschwindigkeiten und Luftmengen eingestellt werden.

Folgende Rostsysteme sind in Österreich im Einsatz:

- **Stabroste:** Bei größeren Rosten sind über die Breite mehrere Bahnen angeordnet. Über die Länge wechseln sich feste und bewegliche Stabreihen ab. Die beweglichen Stabreihen sind an sogenannten Rostschlitten eingehängt.
 - *Vorschubrost:* Die bewegliche Stabreihe schiebt den Müll nach vorne. Durch unterschiedliche Geschwindigkeiten in den einzelnen Zonen kann die Höhe des Müllbettes gesteuert werden.
 - *Rückschubrost:* Die bewegliche Stabreihe schiebt den Müll zurück, der unmittelbar am Rost liegt. Durch die Rostneigung überschlägt sich der Müll im oberen Bereich des Müllbettes
 - *Gegenschubrost:* Jede zweite bewegliche Stabreihe läuft gegengleich zur dazwischenliegenden. Eine bewegliche Reihe schiebt den Müll nach vorne, die nächste zieht zurück und bietet Raum für den vorgeschobenen Müll.
- **Walzenroste:** Walzenroste sind in Österreich derzeit nicht in Betrieb oder geplant.

Durch die Schürung werden immer neue Abbrennflächen freigelegt. Die feststoffseitige Ausbrandgeschwindigkeit kann daher durch Schürung und Primärluftzufuhr geregelt werden. Die Einblasung von Sekundärluft erfolgt seitlich in den Feuerraum und bewirkt eine Durchmischung der mit der Primärluft entfachten Gase und dadurch den vollständigen Ausbrand der Abgase. Das Zusammenwirken von Zuteiler, Rostbewegung, Primär- und Sekundärluftzufuhr und gegebenenfalls noch der Rauchgasrezirkulation (zur Abgaskühlung, wird z.B. in Lenzing durchgeführt) wird in Abhängigkeit der Feuerungsparameter und der Kesselleistung bei modernen Anlagen durch eine Feuerungsleistungsregelung gesteuert.

Erdgas oder Öl wird beim An- und Abfahren der Anlage eingesetzt. Im kontinuierlichen Betrieb ist üblicherweise keine Zusatzfeuerung notwendig.

Die Schlacke wird zur Erwärmung der Verbrennungsluft herangezogen und dabei abgekühlt. Am Rostende fällt die Schlacke durch die Schlackenschurre in den Entschlacker. Der Großteil der Entschlacker sind als Nassentschlacker ausgeführt. Die Schurre taucht so tief in das Wasser des Entschlackers ein, dass ein Luftabschluss zwischen Feuerraum und Schlackenaustrag gegeben ist. Im Schlackenbad wird die Schlacke weiter abgekühlt. Stössel, Kratz-

förderer oder Plattenbänder tragen die Schlacke aus dem Entschlacker aus und dienen gleichzeitig als Entwässerungsorgan.

Einige Anlagen (MVA Flötzersteig, Wels) sind mit Schlackenwäsche ausgerüstet. In einer Anlage wird Wasser durch den Entschlacker im Gegenstrom zur Schlacke durchgeleitet, möglichst feststofffrei aus dem Entschlacker abgezogen und in den Abwasserkreis der Rauchgasreinigung eingespeist. Bei der anderen Anlage wird das Wasser nicht mehr aus dem Entschlacker abgezogen, da bei der Einspeisung in den Abwasserkreis der Rauchgasreinigung die Düsen des 2. Wäschers durch Feststoffpartikel verlegt wurden. Durch die Schlackenwäsche wird der Anteil an löslichen Bestandteilen der Schlacke deutlich verringert. Die ausgetragene Schlacke wird zumeist über ein Grobsieb und Magnetabscheider geführt.

Feuerung und Kessel bilden eine verfahrenstechnische Einheit. Der Verbrennungsrost mit nachgeschaltetem Nassentschlacker ist in einen durch Verdampferrohre gekühlten, keramisch ausgekleideten Feuerraum integriert. Die Verweilzeit der Abgase im Feuerraum nach der letzten Verbrennungsluftzufuhr beträgt im Temperaturbereich von über 850 °C mehr als 2 Sekunden. Nach dem Feuerraum sind Leerzüge bis zu einem Temperaturbereich von ca. 650 °C und anschließend mit Heizflächen bestückte Züge als Verdampfer, Überhitzer und Speisewasservorwärmer angeordnet.

Der erzeugte Dampf wird über Turbinen entspannt. Je nach Bedarf kann Niederdruckdampf für Fernwärmenetze oder Industriebetriebe entnommen werden. Besteht kein oder zu geringer Wärmebedarf, kann der aus der Turbine austretende Dampf kondensiert werden. Bei reinem Kondensationsbetrieb beträgt der Gesamtwirkungsgrad einer thermischen Abfallwertungsanlage ca. 20 %. Bei Kraft-Wärmekopplungen können Wirkungsgrade bis zu 80 % erreicht werden.

2.2.2 Drehrohr

Neben kleineren Industrieabfallverbrennungsanlagen ist in Österreich eine zentrale Abfallverbrennungsanlage mit zwei Drehrohrlinien in Betrieb, das Werk Simmeringer Haide der Fernwärme Wien GesmbH.

Anlieferung, Entladung und Bunker

Die Anlieferung, Entladung und Lagerung von festen Abfällen für Drehrohrfeuerungen ist grundsätzlich ähnlich der für Rostfeuerungen.

Zusätzlich zu festen Abfällen können in Drehrohröfen auch flüssige und hochviskose Abfälle eingesetzt werden. Zur Aufbereitung und Zwischenlagerung sind in diesem Fall Sedimentations-, Tank- und Pumpanlagen installiert.

Feuerung und Kessel

Die durchmischten festen Abfälle werden mit einer Krananlage aus dem Müllbunker in die der Feuerung vorgeschalteten Müllschurre aufgegeben.

In die Schurre ist meist eine Schleuse integriert, über welche die Abfälle direkt in das Drehrohr gelangen. Über die Stirnwand des Drehrohres können auch hochviskose und flüssige Abfälle aufgegeben werden.

Durch die Neigung und die Drehbewegung des Drehrohres werden die Abfälle weitertransportiert, umgewälzt und mit der Primärluft, welche das Drehrohr durchströmt, in Kontakt gebracht. Ein Drehrohr ist im Gegensatz zum Rost nach unten hin dicht. Es kann daher sowohl

flüssige und hochviskose Stoffe aufnehmen als auch schmelzflüssige Schlacke umwälzen und austragen.

Die Verbrennung kann nicht wie bei der Rostfeuerung zonenweise geregelt werden.

Die aus dem Drehrohr austretenden Abgase werden in einer Nachbrennkammer ausgebrannt. Zur Sicherung einer ausreichenden hohen Temperatur (je nach Abfallart 850 – 1.200 °C) sind Nachbrennkammern mit Brennern ausgerüstet, die bei Unterschreiten der vorgesehenen Temperatur automatisch starten.

Am Ende des Drehrohres fällt die Schlacke entweder leicht gesintert oder als Schmelze an. Durch Abtropfen der Schmelze in das Schlackenbad entsteht ein Schmelzgranulat. Anlagen in denen nur angesinterte Schlacke entsteht, sind ähnlich wie bei Rostfeuerungen ausgeführt.

Drehrohr und Nachbrennkammer sind zumeist als adiabatische, ausgemauerte Feuerräume ausgeführt. Nach der Nachbrennkammer sind Abhitzeessel mit Leerzügen bis zu einem Temperaturbereich von ca. 700 °C und anschließend mit Heizbündel bestückte Züge als Verdampfer, Überhitzer und Speisewasservorwärmer angeordnet.

Abhitzeessel und Energieverwertung sind ähnlich wie bei der Rostfeuerung ausgeführt.

2.2.3 Wirbelschichtfeuerung

In Österreich werden an drei Standorten Wirbelschichtfeuerungen zur ausschließlichen Verbrennung von Abfall betrieben. Stationäre Wirbelschichtanlagen sind im Werk Simmeringer Haide und in der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein im Einsatz. Bei der Anlage der AVE-Reststoffverwertung Lenzing handelt es sich um eine zirkulierende Wirbelschicht.

Wirbelschichtanlagen werden in Österreich für die Verbrennung von stofflich nicht verwertbaren Kunststoffabfällen, getrennt gesammelten Verpackungsabfällen, Fraktionen aus Abfallsplittingsanlagen, Rejekten aus der Altpapierverwertung, getrennt gesammelten Abfällen aus Gewerbe und Industrie und für Klärschlamm eingesetzt.

In einigen industriellen Wirbelschichtanlagen werden Abfälle mitverbrannt.

Im Unterschied zu Rost- und Drehrohranlagen ist die maximale Stückgröße von Abfällen bei Wirbelschichtfeuerungen begrenzt, sodass üblicherweise Aufbereitungsanlagen installiert werden müssen. Abfälle werden aus einem Übernahmehunker oder aus einer Lagerhalle meist auf ein Sieb oder direkt auf eine Zerkleinerungsanlage aufgegeben. Die Feinfraktion wird über Magnetabscheider geführt und anschließend in einem Bunker zwischengelagert.

Im Gegensatz zu Japan spielt die Wirbelschichttechnologie bei der Abfallverbrennung in Europa eine untergeordnete Rolle. Dafür sind vor allem zwei Gründe ausschlaggebend:

- Eine Wirbelschichtfeuerung benötigt eine gute Dosierung der Abfälle, was vor allem bei unzerkleinertem Hausmüll sehr schwer zu realisieren ist. Das japanische Abfallsammelsystem ist auf die Verbrennung in Wirbelschichtfeuerungen abgestimmt, indem die Stückgröße von vornherein limitiert wird.
- Ohne zusätzliche Maßnahmen fällt bei einer Wirbelschichtanlage der Großteil der unbrennbaren Anteile im Abfall als Flugasche an, welche unter hohen Kosten deponiert werden muss. Eine Voraussetzung für den kostengünstigen Einsatz einer Wirbelschichtanlage ist eine Vorabscheidung von Staub mit einem Abscheidegrad von ca. 80 bis 90 % bei Temperaturen über 400 °C, damit die Schadstoffbelastung von Grob- und Bettasche gesenkt wird.

In Österreich ist Flugasche und Bettasche aus Abfallverbrennungsanlagen laut Festsetzungsverordnung (BGBl Nr. II 227/1997) gefährlicher Abfall. Diese Abfälle können ausgestuft werden (d.h. sie werden aus dem Geltungsbereich für gefährliche Abfälle herausgenommen), wenn nachgewiesen werden kann, dass „die gefahrenrelevanten Eigenschaften nicht zutreffen“ (Festsetzungsverordnung). Ein Gemisch von Gewebefilterasche und Kesselasche kann die Bedingungen für die Ausstufung jedenfalls nicht erfüllen. Die Deponierung gefährlicher Abfälle ist deutlich teurer als nicht gefährlicher, da höhere Einlagerungskosten für Untertagedeponien anfallen. Im Inland sind keine Untertagedeponien verfügbar.

Eine Wirbelschichtfeuerung hat gegenüber einer konventionellen Rost- oder Drehrohrfeuerung den Vorteil der kleineren Baugröße bei gleicher Feuerungswärmeleistung, der größeren Leistung einzelner Linien und des größeren Heizwertbandes.

Anlieferung, Entladung, Aufbereitung und Bunker

Die Anlieferung und Entladung von Abfällen für Wirbelschichtfeuerungen erfolgt grundsätzlich ähnlich wie bei Rostfeuerungen.

Feuerung und Kessel

Bei Feuerungsleistungen bis zu ca. 100 MW können stationäre Wirbelschichtfeuerungen eingesetzt werden, wobei in der Regel ab einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW zirkulierende Wirbelschichtfeuerungen zur Anwendung kommen. Bei stationären Systemen wird ein Sandbett durch die über Düsen eingebrachte Primärluft in Schwebelage gehalten. Bei zirkulierenden Systemen wird Sand mit den Rauchgasen aus dem Feuerraum über einen Zyklon geführt. Im Tauchrohr des Zyklons strömen Rauchgase mit feiner Asche ab. Sand und grobe Asche werden im Zyklon abgeschieden und in den unteren Bereich des Feuerraumes zurückgeführt.

Die eingebrachten Abfälle werden in das heiße Sandbett eingemischt und verbrennen spontan. Eine Regelung der Verbrennungsgeschwindigkeit über die Luftzufuhr ist daher nicht möglich. An die Gleichmäßigkeit des Eintragsystems und die Güte der Einmischung in das Sandbett sind daher hohe Anforderungen gestellt, welche im allgemeinen nur mit zerkleinerten aufbereiteten Abfallfraktionen erfüllt werden können. Zerkleinerte Abfälle werden aus dem Zwischenbunker über Dosierstationen in die Feuerung aufgegeben.

Leichte Ascheteilchen gelangen als Flugasche in den Abgasstrom, schwere Teile sinken im Bett ab und werden gemeinsam mit dem Bettmaterial über den Bettmaterialabzug trocken ausgetragen. Metallteile fallen trocken, abgekühlt und wie sandgestrahlt gemeinsam mit körnigem Bettmaterial an und lassen sich daher leicht separieren.

Je nach Auslegung können die Feuerräume von Wirbelschichtanlagen gekühlt oder ausgemauert ausgeführt werden. Die große Menge an Sand im Feuerraum nivelliert die Feuerraumtemperatur und unterstützt eine gute Durchmischung von Abfällen, Zuschlagsstoffen und Rauchgasen. Durch Zugabe von Kalkstein kann daher SO_2 so effizient eingebunden werden, dass unter gewissen Umständen auf eine nachgeschaltete Entschwefelungsstufe verzichtet werden kann. Allerdings wird durch Zugabe von Kalk oder Kalkstein die Salzfracht in der Asche erhöht. Aus Rücksicht auf die Deponieeigenschaften der entstehenden Abfälle kann daher auch aus wirtschaftlichen Gründen eine Nasswäsche für die SO_2 -Abscheidung nach Wirbelschichtfeuerungen durchaus sinnvoll sein.

Die Abhitzeessel und Abgasreinigungsanlagen sind denen der Rostfeuerungen ähnlich.

2.2.3.1 Zirkulierende Wirbelschichtfeuerung mit vorgeschalteter Zerkleinerung

Die AVE-Reststoffverwertung Lenzing betreibt eine zirkulierende Wirbelschicht mit vorgeschalteter Zerkleinerung, welche hier kurz vorgestellt werden soll.

Die Feuerung mit zirkulierender Wirbelschicht besteht im wesentlichen aus:

- dem unten leicht konischen und oben zylindrischen ungekühlten Feuerraum,
- dem Zyklon,
- der Nachbrennkammer und
- der Bettmaterialrückführung mit Tauchtopf und Fließbettkühler.

Angelieferte Abfälle wie Packstoffe, Rejekte, Leichtfraktion und Altholz werden vom Anlieferer deklariert und vom Betreiber stichprobenartig kontrolliert, zerkleinert und in zwei Tagesbunkern (Vorlagebehälter) zwischengelagert, welche sich in unmittelbarer Nähe des Kessel befinden. Die Aufgabe der Abfälle in die Zerkleinerungsanlage, die Verteilung in den Tagesbunkern und der Austrag aus den Tagesbunkern werden mit dem Ziel einer guten Homogenisierung durchgeführt.

Klärschlamm wird direkt in zwei Vorlagen mit Austragsboden abgekippt und in einem Klärschlammssilo zwischengelagert. Der Klärschlamm ist in der Regel stabilisiert und wird wenige Stunden nach der Anlieferung verbrannt.

Der Transport aus der Aufbereitungshalle zum Kesselhaus erfolgt in allen Fällen periodisch mit einem Rohrgurtt Förderer.

Zerkleinerte Abfälle wie Kunststoffe, Rejekte, Siebüberlauf und Altholz können mit 3 pneumatischen Förderern aus den beiden Vorlagebehältern in die Feuerung eingebracht werden.

Für Klärschlamm steht eine eigene Förderlinie mit einer Stopfschnecke als Dosierorgan zur Verfügung.

Für Öl und Erdgas sind Brenner und Öllanzen vorgesehen.

Kohle kann über eine eigene Dosieranlage der Feuerung zugeführt werden.

Als Verbrennungsluft wird hauptsächlich Abluft der benachbarten Viskosefaserproduktion verwendet, die H_2S (Schwefelwasserstoff) und CS_2 (Schwefelkohlenstoff) enthält. Abluft aus der Abfallaufbereitung und Lagerung wird in Gewebefiltern entstaubt und abgeleitet.

Die Verbrennungsluft wird über den Düsenboden, über zwei Sekundärluftebenen und einige prozessbedingte Stellen wie pneumatische Förderer und Fluidisierungsböden im Aschekreislauf in den Feuerraum eingeblasen.

Die Dosierung der einzelnen Abfälle, der zugefeuerten Brennstoffe und der Verbrennungsluft wird über eine Feuerungsleistungsregelung gesteuert. Der Luft- und Brennstoffbedarf wird online errechnet. Die wichtigsten Größen wie Heizwert und Luftbedarf werden automatisch aus den Prozessdaten errechnet und den verfeuerten Abfällen angepasst.

Die Abfälle werden im unteren Teil der Brennkammer homogen ins Bettmaterial eingemischt und mit der Verbrennungsluft durch den Feuerraum transportiert. Zur Vorabscheidung von SO_2 besteht die Möglichkeit der Zudosierung von Kalkstein. In der Wirbelschichtfeuerung der AVE-Reststoffverwertung Lenzing kann bei Bedarf Kalkstein kontinuierlich zugegeben werden, da die Abluft aus der Viskosefaserproduktion, welche als Verbrennungsluft verwendet wird, hohe Konzentrationen von schwefelhaltigen Verbindungen aufweist.

Im Zyklon wird das Bettmaterial aus dem Rauchgas abgetrennt und dem Tauchtopf und Fließbettkühler zugeführt. Über den Fließbettkühler wird eine geregelte Menge an Bettmaterial geleitet, um Wärme aus dem Bettmaterial einerseits zur Dampferzeugung und Endüber-

hitzung des Dampfes und andererseits zur Einstellung der Feuerraumtemperatur abzugeben.

Die aus dem Zyklon austretenden Rauchgase werden in der Nachbrennkammer bei ausreichender Temperatur und Verweilzeit vollständig ausgebrannt.

Die aus der Nachbrennkammer austretenden Rauchgase durchströmen in Folge zwei vertikale Leerzüge mit Verdampferheizflächen, einen horizontalen Zug mit hängenden Verdampfer- und Überhitzerheizflächen, eine Zyklonbatterie und den Speisewasservorwärmer.

2.2.3.2 Stationäre Wirbelschichtfeuerung

Im Werk Simmeringer Haide werden stationäre Wirbelschichtfeuerungen zur Verbrennung von Klärschlamm und Abfällen betrieben. Am Standort Arnoldstein werden in einer Wirbelschichtanlage auch gefährliche Abfälle verbrannt.

Die Feuerung mit stationärer Wirbelschicht besteht aus einem ausgemauerten, adiabatischen Feuerraum mit Düsenboden, stationärem Wirbelbett und Nachverbrennungszone.

In Simmering werden zerkleinerte Abfälle angeliefert, in Vorlagebehältern zwischengelagert und über Dosierförderer in die Wirbelschicht eingetragen. In Arnoldstein können die Abfälle bei Bedarf auch am Werksgelände zerkleinert werden.

Klärschlämme werden mit Dickstoffpumpen über Rohrleitungssysteme in die Feuerung hineingedrückt.

Öl wird entweder direkt über Brenner verfeuert oder den Abfällen beigemischt.

Die Abfälle werden im unteren Teil der Brennkammer homogen ins Bettmaterial eingemischt und im Wirbelbett verteilt. Zur Vorabscheidung von SO_2 besteht die Möglichkeit der Zudosierung von Kalkstein.

Als Verbrennungsluft kann Abluft aus der Abfalllagerung verwendet werden. Leicht belastete Abluft aus der Abfallaufbereitung wird in Gewebefiltern entstaubt, hochbelastete Abluft, welche nicht durch die Feuerung geht, wird in Arnoldstein mit einem kontinuierlich arbeitenden Gegenstromadsorber gereinigt, welcher mit Rinde und Aktivkoks gefüllt ist. Das beladene Adsorbermaterial wird anschließend im Wirbelschichtkessel verbrannt.

Die Verbrennungsluft wird über den Düsenboden, über Sekundärluftebenen und pneumatische Förderer in den Feuerraum eingeblasen.

Die Dosierung der einzelnen Abfälle und der Verbrennungsluft wird über eine Feuerungsleistungsregelung gesteuert. Der Luft- und Abfallbedarf wird online errechnet. Die wichtigsten Größen wie Heizwert und Luftbedarf werden automatisch aus den Prozessdaten errechnet und den verfeuerten Abfällen angepasst.

Die aus dem Zyklon austretenden Rauchgase werden in der Nachbrennkammer bei ausreichender Temperatur und Verweilzeit vollständig ausgebrannt.

Die aus der Nachbrennzone austretenden Rauchgase durchströmen in Folge Leerzüge mit Verdampferheizflächen, einen horizontalen Zug mit Verdampfer- und Überhitzerbündel und den Speisewasservorwärmer.

2.2.4 Ent- und/oder Vergasung von Abfällen

Pyrolyseanlagen mit Nachbrennkammer werden vorwiegend bei kleinen Anlagen zur thermischen Behandlung gewerblicher und medizinischer Abfälle verwendet. Dabei handelt es sich um Kleinanlagen, die zumeist diskontinuierlich betrieben werden. Die Abfälle werden lose, sack- oder behälterweise aufgegeben.

Bei Anlagen mit Ent- und/oder Vergasung finden der Trocknungs-, Ent- und Vergasungsprozess in einem der Verbrennung vorgeschalteten Reaktor statt.

Abfälle werden diskontinuierlich in die Schwelkammer eingebracht, welche mittels Brennern auf eine ausreichend hohe Temperatur zur Verschwelung der Abfälle aufgeheizt wird. Die aus der Schwelkammer austretenden Gase werden in einer Nachbrennkammer mit einem kontinuierlichen Luftstrom vermischt und durch Zufeuerung von Erdgas auf einer Temperatur von zirka 900 °C gehalten. Bei höherem Anfall von Schwelgas wird die zugeführte Erdgasmenge automatisch verringert. Die aus der Nachbrennkammer austretenden Abgase werden in einem nachgeschalteten Heißwasserkessel abgekühlt und über die Abgasreinigungsanlage abgeleitet.

Der Schwelprozess wird periodisch gefahren. Um einen ausreichenden Ausbrand der Asche sicherzustellen, wird diese mit Gasbrennern beheizt, bevor sie aus der Schwelkammer abgetragen wird.

Bei kleinen Anlagen wird durch die Zusatzbrennstoffe soviel Wärme und Rauchgas erzeugt, dass Schwankungen durch Inhomogenitäten der Abfälle ausgeglichen werden.

Der Staubgehalt im Abgas von Pyrolyseanlagen ist im Vergleich zu konventionellen Feuerungen gering. Dafür besteht ein großer Bedarf an Zusatzbrennstoffen, wodurch sich in der Folge sehr hohe spezifische Rauchgasmengen ergeben.

3 TECHNOLOGIEN ZUR RAUCHGASREINIGUNG

Im folgenden Kapitel werden die in österreichischen Abfallverbrennungsanlagen eingesetzten Technologien zur Reinigung der Rauchgase beschrieben. Generell sind diese unabhängig vom vorgeschalteten Feuerungssystem universell einsetzbar und können in geeigneter Weise miteinander kombiniert werden.

Zur Abscheidung der Luftschadstoffe Staub, schwer- und leichtflüchtige (z.B. Hg) Schwermetalle, SO_x, NO_x, HCl, HF und organische Verbindungen (Dioxine und Furane) kann man drei Verfahren unterscheiden:

- *Trockenverfahren*

Trockenverfahren werden in Österreich hauptsächlich zur Entstaubung und Vorabscheidung von Schadstoffen wie HCl, HF, SO₃, Schwermetallen und PCDD/F eingesetzt.

Die Entstaubung mit Elektrofiltern findet ausschließlich im Zusammenwirken mit nachgeschalteten Nassentstaubungsanlagen, nachgeschalteten Festbettadsorbern oder nachgeschalteten Flugstromverfahren statt.

Flugstromadsorber mit nachgeschalteten Gewebefiltern sind sowohl direkt nach dem Abhitzeessel als auch nach den Wäschern angeordnet. Die Anlagen bestehen im wesentlichen aus einem Trockenreaktor, einem Gewebefilter und Nebenanlagen zum Handling der Adsorptionsmittel und des abgeschiedenen Staubes. Sie werden im allgemeinen zur Abscheidung von Schwermetallen und PCDD/F eingesetzt, in bestimmten Fällen wird auch eine Abscheidung von HCl, HF und SO₂ angestrebt.

Eine weitere Möglichkeit zur Abscheidung saurer Schadstoffe und zur (Vor)abscheidung von Hg und Dioxinen/Furanen bietet der Einsatz des Wirbelschichtverfahren mit Kalkhydrat und Herdofenkoks als Reagentien, welches in einer geplanten Anlage eingesetzt werden soll.

- *Halbtrockene Verfahren*

Halbnasse oder halbtrockene Verfahren sind derzeit in Österreich nicht in Betrieb.

- *Nasse Verfahren*

Nach Abfallverbrennungsanlagen werden üblicherweise zweistufige Nasswäscher eingesetzt. In Österreich sind ausschließlich einbautenfreie Sprühwäscher im Einsatz, mit welchen HCl, HF, SO_x und Schwermetalle (inklusive Hg) aus dem Rauchgas entfernt werden.

3.1 Abscheidung von Staub und schwerflüchtigen Schwermetallen

Zur Staubabscheidung werden Gewebefilter, Elektrostatische Abscheider (Elektrofilter) und nasse Feinststaubabscheider eingesetzt. Die Vorreinigung der Abgase kann durch Zyklone, die einen hohen Abscheidegrad für große Partikel aufweisen, erfolgen.

3.1.1 Elektrostatische Abscheider

In vereinfachter Darstellung besteht ein Elektrofilter aus einem gasdichten Gehäuse, in welchem sich Sprüh- und Niederschlagselektroden befinden. Der Rauchgasstrom wird mit Hilfe von Leit- und Lochblechen gleichmäßig auf die einzelnen Segmente aufgeteilt. Unterhalb des Gehäuses befinden sich Staubbunker, in welchen der anfallende Staub gesammelt wird.

Der Rauchgasstrom wird durch etwa 20 bis 40 cm breite Gassen aus elektrisch geladenen Metallplatten (Niederschlagselektroden) geleitet. In der Mitte der Gassen befinden sich Sprühelektroden, welche mittels Gleichspannung ein elektrostatisches Feld aufbauen. Die elektrisch aufgeladenen Staubpartikel geben ihre Ladungen an den Niederschlagselektroden ab und bleiben an den Metallplatten hängen. Die staubbeladenen Niederschlagselektroden werden regelmäßig abgeklopft und der abgeschiedene Feststoff über Staubsammeltrichter abgezogen. Um Staubanbackungen an den Sprühelektroden zu verhindern, werden diese kontinuierlich in Vibration versetzt.

Elektrofilter werden über eine Hochspannungsanlage mit Gleichstrom versorgt und möglichst nahe der Durchschlagsspannung betrieben.

Elektrofilter sind in den Abfallverbrennungsanlagen Spittelau, Flötzersteig, Wels, Arnoldstein und dem Werk Simmeringer Haide installiert.

3.1.2 Gewebefilter

Gewebefilter werden bis zu einem bestimmten Belegungsgrad des Materials betrieben bevor sie regeneriert bzw. ausgetauscht werden.

Filter können nach dem Filteraufbau und nach der Betriebsweise in folgender Weise eingeteilt werden:

Filteraufbau

- Faserfilter - Filtermedium besteht aus Faserschichten
- Schüttschichtfilter – Filter besteht aus körniger Schicht

Betriebsweise

- Off-Line Abreinigung – Unterbrechung des Rauchgasstroms zur Reinigung (Rückspülung, Rüttelung).
- On-Line Abreinigung – keine Unterbrechung des Rauchgasstroms zur Reinigung (Druckluftstoß).

Filternde Abscheider können auch als Jet-Puls Schlauchfilteranlagen ausgeführt werden. In diesem Fall werden Filterschläuche mit der Öffnung nach oben (in Richtung Reingaskanal) aufgehängt, wobei das Rohgas den Schlauch von außen nach innen durchströmt. Die Reinigung der Filterelemente erfolgt durch Druckluftstöße.

Als Filtermedien dienen Faserstoffe mit folgenden Eigenschaften:

- ausreichende mechanische Festigkeit
- ausreichende Temperaturbeständigkeit
- Beständigkeit gegenüber Säuren, Laugen und Feuchtigkeit
- große Luftdurchlässigkeit
- gute Staubabscheidung (Geometrie der Faserzwischenräume).

Die Filtermedien können als Gewebe (rechtwinkelig verkreuztes Fadensystem) oder als Vlies ausgeführt sein.

Die Standzeit für Filtergewebe wird durch Defekte im Gewebe oder durch erhöhten Druckabfall bei Verstopfung der Poren bestimmt. Die durchschnittliche Lebensdauer eines Gewebefilters liegt bei ungefähr 5 Jahren. Durch die Wahl des Filtermediums kann die Beständigkeit gegen saure oder basische Schadstoffe und die Temperaturbeständigkeit erhöht werden. Die empfohlene maximale Dauerbetriebstemperatur liegt zwischen 90 °C für Nylon und 260 °C für Teflon.

Um die Bildung von PCDD/F zu vermeiden sollten Staubabscheider nicht im Temperaturbereich der DeNovo Synthese (200-500°C) betrieben werden.

Gewebefilter sind derzeit in der AVE-Reststoffverwertung Lenzing im Einsatz. Für die zweite Linie der Abfallverbrennungsanlage Wels und für die Anlage Dürnrohr ist deren Einsatz geplant.

3.1.3 Nasse Feinststaubabscheidung

Die in Österreich eingesetzten Anlagen zur nassen Feinststaubabscheidung sind eine Kombination aus Venturiwäscher und Nasselektrofilter. Jede Abscheidestufe besteht aus mehreren Venturiwäschern, in deren Achse eine Hochspannungselektrode von der Anströmseite hineinragt. Auf der Abströmseite sind Hohlkegeldüsen montiert, die einen Wassermantel von der Achse zur Wand erzeugen. Das Umlaufwasser ist geerdet. Daher wirkt zusätzlich zur Massenträgheit noch die elektrostatische Anziehung auf die durch die Hochspannungselektrode geladenen Staubpartikel.

Venturiwäscher zur Feinststaubabscheidung kommen in den Müllverbrennungsanlagen Spittelau und Flötzersteig sowie in der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide zum Einsatz.

3.2 Abscheidung von HCl, HF, SO₂ und Hg

3.2.1 Trocken- und Halbtrockenverfahren

Je nach Anwendungsfall und Schadstoff werden verschiedene Adsorptionsmittel eingesetzt (z.B. Aktivkoks, Ca(OH)₂). Zur Abscheidung von SO₂ wird meist Ca(OH)₂ verwendet. Das Adsorptionsmittel reagiert mit den Schadstoffen im gesamten Rauchgasweg von der Stelle der Einbringung bis zur nachgeschalteten Staubabscheidung. Zur Verminderung des Kalkbedarfes wird häufig ein Teil des bereits abgeschiedenen Staubes rezirkuliert.

Als Abfall aus diesem Verfahren fällt ein Gemisch aus Kalziumsulfid, Kalziumsulfat, Kalk, Salze aus abgeschiedenen Säuren wie CaCl₂ und CaF₂ sowie abgeschiedene Stäube, welche Schwermetalle, organische Schadstoffe und unverbrauchtes Adsorptionsmittel enthalten können, an.

In vereinfachter Form können folgende Gleichungen aufgestellt werden:

- Entschwefelung: $\text{SO}_2 + \text{CaO} + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_3 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$
- HCl-Adsorption: $2 \text{HCl} + \text{CaO} + x \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaCl}_2 \cdot (x + 1) \text{H}_2\text{O}$
- Adsorption von gasförmigen Schwermetallen und deren Verbindungen und gasförmigen organischen Verbindungen an Aktivkoks.

Die für die Trockenadsorption notwendige Betriebstemperatur wird bei direkt den Abhitze-kesseln nachgeschalteten Anlagen durch Veränderung der Speisewassertemperatur am Eintritt des Speisewasservorwärmers eingestellt (z.B. AVE-Reststoffverwertung Lenzing).

Falls diese Anlagen den Wäschern nachgeschaltet sind, müssen die Abgase wieder aufgeheizt werden. In diesem Fall wird ein Gemisch aus Herdofenkoks, Kalk und Kalkhydrat in die Feuerung eingedüst, um den Kalküberschuss zur Vorabscheidung von SO_2 zu verwenden.

Die Rückstände aus trockenen Abgasreinigungsanlagen müssen als gefährliche Abfälle entsorgt werden

Das trockene Verfahren zur Rauchgasentschwefelung wird derzeit in Lenzing und Arnoldstein eingesetzt. Der Einsatz in der Abfallverbrennungsanlage Dürnröhr ist geplant (vor dem Wäscher).

3.2.2 Nasse Rauchgasreinigung

Nach Abfallverbrennungsanlagen werden üblicherweise zweistufige Nasswäscher eingesetzt. In Österreich sind ausschließlich einbautenfreie Sprühwäscher im Einsatz.

3.2.2.1 Erste Wäscherstufe

Die erste Wäscherstufe erfüllt im wesentlichen zwei Funktionen:

- Die Sättigung der Rauchgase, d.h. die Abkühlung der Rauchgase in Kontakt mit Wasser auf die Sättigungstemperatur.
- Die Absorption von Halogen-, von Quecksilberverbindungen und von SO_3 .

Die Abkühlung der Rauchgase erfolgt in der so genannten Quenchzone durch Kontakt mit Wäscherumlaufwasser. Die Quenchdüsen werden aus zwei unabhängigen Pumpen gespeist. Die Versorgung des ersten Wäschers mit Wasser erfolgt durch zwei unabhängige Wasserkreisläufe über den zwischengeschalteten Notbehälter. Bei Betriebsstörungen und bei Frischwasserbedarf wird zusätzliches Wasser über diesen Notbehälter der Quenchzone zugeführt. Bei Stromausfall ist eine gesicherte Wasseranspeisung zur Kühlung der nachgeschalteten temperaturempfindlichen Anlagenteile vorgesehen. Notwasser und Umlaufwasser sind zumeist in getrennten Leitungen geführt. Die Temperatur nach der Quenchzone wird durch mehrere voneinander unabhängige Messungen überwacht.

Die Absorption von Halogen- und Quecksilberverbindungen und von SO_3 erfolgt im eigentlichen Wäscherbereich. Aus dem Wäschersumpf wird Umlaufwasser über zwei unabhängige Umlaufkreise zu den Düsenebenen gefördert. Die Düsenebenen sind so angeordnet, dass eine gute Verteilung des Umlaufwassers in Form kleiner Tropfen im Rauchgas erfolgt. Der Großteil der Tropfen fällt direkt in den Wäschersumpf, der Rest wird durch den Tropfenabscheider aus dem Rauchgas entfernt und ebenfalls in den Wäschersumpf geleitet.

Die Konditionierung des Umlaufwassers erfolgt durch

- Zugabe von Betriebswasser,
- Ableitung eines Teilstromes in die Abwasserbehandlungsanlage,
- Rückführung gereinigten Wassers aus der Abwasserbehandlungsanlage und
- Zudosierung von Kalkmilch.

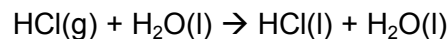
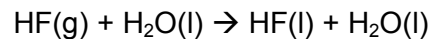
Wasser wird der Anlage über die

- Tropfenabscheiderbedüsung,
- als Verdünnungswasser mit Chemikalien,
- als Spülwasser und
- geregelt über die Quenchküsen zugeführt.

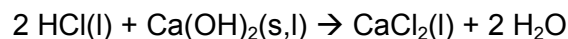
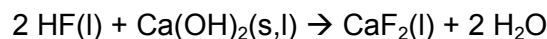
Ein Teil dieses Wassers wird in der Quenckzone verdampft, der Rest als Abwasser und als Wasseranteil des Neutralisationsschlammes ausgeschleust.

Chemische Reaktionen

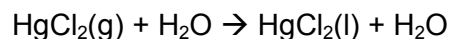
Die Schadstoffe HCl und HF werden bei Kontakt mit den zerstäubten Waschwassertropfen absorbiert.



Durch Zugabe von Kalkmilch reagiert ein Teil der absorbierten Säureionen im Waschwasser zu Salzen. Durch die pH-Wertregelung wird nur so viel Kalkmilch zudosiert, dass durch die verbleibenden Säuren ein pH-Wert von 0,8 bis 1,5 gehalten wird.



Quecksilber ist als HgCl_2 , Hg_2Cl_2 und HgO im Nasswäscher gut absorbierbar, während metallisches Quecksilber weder absorbierbar noch kondensierbar ist. In der Gegenwart von Cl^- und bei Feuerraumtemperaturen von mehr als 850°C liegt bei Abfallverbrennungsanlagen Quecksilber zu mehr als 95 % als HgCl_2 vor.



HgCl_2 kann im Wäscher mit SO_2 reduziert und anschließend disproportioniert werden. Das bei der Disproportionierung gebildete metallische Quecksilber würde bei der Zerstäubung im Rauchgasstrom verdampfen.

- Reduktion: $\text{SO}_2\text{(l)} + 2\text{HgCl}_2\text{(l)} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{SO}_3\text{(l)} + \text{Hg}_2\text{Cl}_2\text{(l)} + 2\text{HCl}$
- Disproportionierung: $\text{Hg}_2\text{Cl}_2\text{(l)} \rightarrow \text{Hg(g,l)} + \text{HgCl}_2\text{(l)}$

Als Maßnahmen zur Unterdrückung der Disproportionierung sind ein niedriger pH Wert im ersten Wäscher und eine ständige Ausschleusung des abgeschiedenen Quecksilbers in die Abwasserreinigung vorgesehen. Dadurch liegt einerseits das abgeschiedene SO_2 zum Großteil als Sulfat vor, andererseits wird die Konzentration von Hg_2Cl_2 sehr niedrig gehalten.

3.2.2.2 Zweite Wäscherstufe

Die zweite Wäscherstufe dient zur Abscheidung von SO₂.

SO₂-Wäscher mit Natronlauge

Der SO₂-Wäscher mit Natronlauge ist meist als Gegenstromwäscher mit mehreren Zerstäubungsebenen oder als Kreuzstromwäscher mit in der Wäscherachse angeordneten Doppelhohlkegeldüsen ausgeführt.

Aus dem Wäschersumpf wird Umlaufwasser zu den Düsen gefördert. Die Düsen sind so angeordnet, dass eine gute Verteilung des Umlaufwassers in Form kleiner Tropfen im Rauchgas erfolgt. Der Großteil der Tropfen des Umlaufkreises fällt direkt in den Wäschersumpf. Der mit den Rauchgasen mitgerissene Rest wird durch Tropfenabscheider abgeschieden und ebenfalls in den Wäschersumpf geleitet.

Der pH-Wert des Umlaufwassers wird durch Zugabe von Natronlauge leicht sauer bis neutral eingestellt.

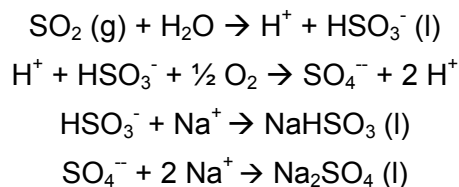
Durch eine kontinuierliche Ausschleusung von Abwasser wird im Umlaufwasser eine annähernd konstante Konzentration von Natriumsulfat gehalten.

Das Wasser für den SO₂-Wäscher stammt aus der Tropfenabscheiderbedüsung, aus dem Verdünnungswasser für die Chemikalien und aus dem Spül- und Waschwasser der Entwässerungsanlage.

Aus den Umlaufkreisen ausgeschleustes Wasser wird in der Regel in die erste Wäscherstufe abgeleitet.

Zwischen der SO₂-Stufe und der Sekundärseite des Gas-Gas-Wärmetauschers ist ein Hochleistungs-Tropfenabscheider angeordnet.

Im zweiten Wäscher finden folgende Reaktionen statt:



Bezogen auf die Wirksamkeit ist Natronlauge etwa sieben Mal teurer als Kalk (siehe 9.4.2). Ein weiterer Nachteil sind die fehlenden Verwertungsmöglichkeiten für den anfallenden Rückstand. Da NaOH mit SO₂ nur lösliche Verbindungen bildet, ist der Betrieb dieses Wäschers unproblematisch, die Investitionskosten sind dementsprechend gering.

NaOH Wäscher sind bei den kleinen Anlagen in Arnoldstein und in der Spitalmüllverbrennungsanlage Baden sowie bei der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig im Einsatz. Der Bau eines Natronlauge-Wäschers ist für die zweite Linie der Abfallverbrennungsanlage Wels geplant.

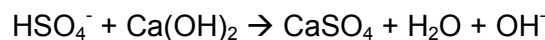
Umfällung mit Kalkmilch

Bei den meisten derzeit in Österreich in Betrieb befindlichen Abfallverbrennungsanlagen mit Natronlaugewäschern erfolgt eine externe Umfällung nach einem vereinfachten Doppelalkaliprozess:

Das Umlaufwasser des Wäschers wird mittels Dosierung von NaOH und Rückführung von basischem Prozesswasser auf ca. pH 7 gehalten. In einer externen Umfällungsanlage wird ein Teil der im Prozesswasser enthaltenen Sulfationen durch Zusatz von Kalk als Gips gefällt. Die Abtrennung des Gipses erfolgt in einer Sedimentationsstufe. Die Gipssuspension wird zur Entwässerung abgeleitet, ein Großteil der Klarphase wird mit etwa pH 11,5 in den Wäscher rückgeführt und nur ein geringer Teil der Klarphase wird aus dem Prozess ausgeschleust, um die Konzentration löslicher Komponenten wie Chloride im Gleichgewicht zu halten. Der Vorteil dieser Prozessführung liegt darin, dass im Wäscher Umlaufwasser unterhalb der Löslichkeitsgrenze, also Klarphase gefahren wird. Dadurch treten viele mit Suspensionsfahrweise verbundenen Probleme wie erhöhter Abrieb, Schlammablagerungen in pH-Sonden und stehenden Leitungen gar nicht auf. Diese Verbesserungen im Betriebsverhalten der Wäscher werden mit den Mehrkosten der Natronlauge gegenüber Kalk erkaufte. Allerdings ist diese Prozessführung erheblich günstiger als ein reiner NaOH-Betrieb, wie er in einigen Anlagen Deutschlands und der Schweiz gefahren wird.

Das aus der Umfällung stammende Abwasser wird gemeinsam mit dem Abwasser aus dem ersten Wäscher in einer nachgeschalteten Abwasserreinigungsstufe behandelt oder in den Entschlacker geführt.

Der pH-Wert der Abwässer wird durch Dosierung von Kalkmilch auf ca. 11,5 angehoben. Dadurch werden die im Abwasser gelösten Sulfate bis zur Löslichkeitsgrenze ausgefällt:



Die zwei - stufige Nasswäsche mit Umfällung ist derzeit in den Abfallverbrennungsanlagen Spittelau und Wels, sowie in einer Linie im Werk Simmeringer Haide im Einsatz. In der Abfallverbrennungsanlage Flötzersteig wurde dieses System nachträglich eingebaut.

Gipssuspensionswäscher

Meist sind diese Wäsche als Gegenstromwäscher mit mehreren Zerstäubungsebenen ausgeführt.

Aus dem Wäschersumpf wird Umlaufwasser zu den Düsenebenen gefördert. Die Düsenebenen sind so angeordnet, dass eine gute Verteilung des Umlaufwassers in Form kleiner Tropfen im Rauchgas erfolgt. Der Großteil der Tropfen des Umlaufkreises fällt direkt in den Wäschersumpf. Der mit den Rauchgasen mitgerissene Rest wird durch Tropfenabscheider abgeschieden und ebenfalls in den Wäschersumpf geleitet. In den Wäschersumpf wird mittels eines Gebläses Luft zur Oxidation eingeblasen.

Der pH-Wert des Umlaufwassers wird durch Zugabe von Kalkstein oder Kalkhydrat leicht sauer eingestellt.

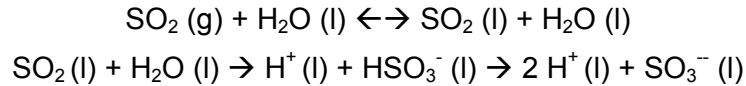
Durch eine geregelte Ausschleusung von Gips wird im Umlaufwasser die Konzentration von Feststoffen auf einem bestimmten Wert gehalten. Der ausgeschleuste Teilstrom wird in Zentrifugen entwässert.

Die Ausschleusung von Wasser aus den Umlaufkreisen erfolgt durch Ableitung von Filtrat aus der Gipsentwässerung und als Wasseranteil des ausgeschleusten Gipses.

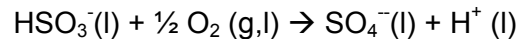
Wasser wird dem Gipswäscher über die Tropfenabscheiderbedüsung, als Verdünnungswasser mit Chemikalien und als Spül- und Waschwasser der Entwässerungsanlage zugeführt.

Folgende chemische Hauptreaktionen finden bei diesem Verfahren statt:

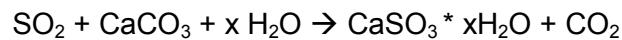
SO₂ wird vom Umlaufwasser absorbiert und liegt als gelöstes SO₂ und in Form von Hydrogensulfit vor, das teilweise zu Sulfit dissoziiert.



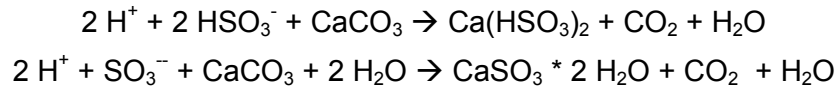
Mit Sauerstoff reagiert das Hydrogensulfit zu Sulfat



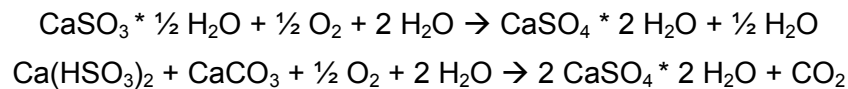
Als Neutralisationsmittel dient CaCO₃, das im Waschwasser mit SO₂ reagiert.



Das aus dem SO₂ gebildete HSO₃ und SO₃ reagieren mit CaCO₃.



Im Wäschersumpf reagieren die gebildeten Sulfite und Hydrogensulfite mit dem Sauerstoff der eingeblasenen Oxidationsluft und mit dem zudosierten Kalkstein zum Kalziumsulfat-Dihydrat.



Gipssuspensionswäscher sind bei der Anlage der AVE-Reststoffverwertung Lenzing in Betrieb. Bei der in Bau befindlichen Anlage in Dürnröhr und beim geplanten vierten Wirbelschichtkessel im Werk Simmeringer Haide ist deren Installation vorgesehen.

3.3 Rauchgasentstickung

Im Wesentlichen gibt es drei verschiedene Bildungswege für NO_x :

- *Thermisches NO_x*

Ein Teil des Luftstickstoffes wird bei der Verbrennung zu Stickoxiden oxidiert. Diese Reaktion findet in nennenswertem Ausmaß erst ab einer Temperatur von 1.300 °C statt. Die Reaktionsrate hängt exponentiell von der Temperatur ab und ist proportional dem Sauerstoffgehalt.

- *NO_x aus dem Brennstoff*

Ein Teil des im Brennstoff enthaltenen Stickstoffs wird bei der Verbrennung zu Stickoxiden oxidiert.

- *Bildung von NO_x über Radikalreaktionen (Promptes NO_x)*

Luftstickstoff kann auch durch CH-Radikale über Zwischenbildung von HCN zu Stickoxiden oxidiert werden. Dieser Bildungsweg ist aber von geringerer Bedeutung.

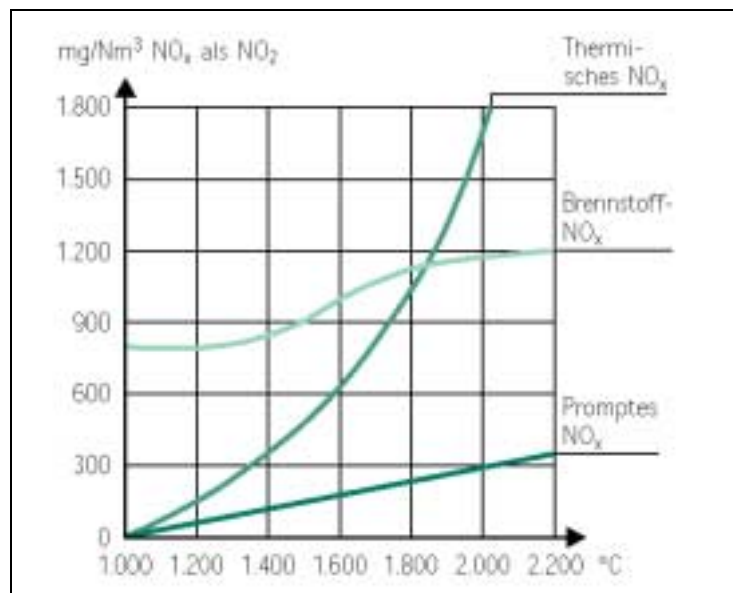


Abbildung 1: Temperaturabhängigkeit der NO_x -Bildung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]

Die NO_x Emissionen können mit Hilfe von Primärmaßnahmen und Sekundärmaßnahmen gemindert werden.

3.3.1 Primärmaßnahmen zur NO_x -Minderung

Mit Primärmaßnahmen soll die Bildung von Stickoxiden weitgehend verhindert werden. Zur feuerungstechnischen Minderung von NO_x -Emissionen sind bei Abfallverbrennungsanlagen folgende Maßnahmen verfügbar:

Einsatz von NO_x-armen Brennern

Eine geringere Stickoxidbildung kann mit Brennern mit niedrigem Luftanteil im Zentrum der Flamme erzielt werden. Dabei wird im heißesten Teil der Flamme eine reduzierende Atmosphäre erzeugt, wodurch die Bildung von thermischem NO_x vermindert wird. Der Ausbrand erfolgt erst im weniger heißen Teil durch Einblasen einer sogenannten Mantelluft. Es bildet sich eine lange Flamme.

Gestufte Verbrennung

Zur feuerungstechnischen Minderung von NO_x-Emissionen kann bei bestimmten Anlagen das Prinzip der gestuften Verbrennung eingesetzt werden. Dabei wird bewusst in einer ersten Verbrennungszone unterstöchiometrisch Luft zugegeben. In diesem Bereich wird die Bildung von Stickoxiden vermindert. Eine Reduktion des über die Primärfeuerung bereits gebildeten NO_x scheint in geringem Ausmaß möglich. Der endgültige Ausbrand findet erst in der nachgeschalteten Ausbrandzone statt, wo bei geringeren Temperaturen Sauerstoffüberschuss eingestellt wird.

Rauchgasrezirkulation

Die Rezirkulation des Rauchgases trägt bei Abfallverbrennungsanlagen nicht wesentlich zur Minderung der NO_x Emissionen bei.

3.3.2 Sekundärmaßnahmen

Als prinzipielle Maßnahmen zur Entfernung von bereits gebildeten NO_x aus Abgasen stehen folgende Verfahren zur Verfügung:

- *Umsatz mit einem Reduktionsmittel (NH₃)*

Eine Reduktion von NO_x mit NH₃ kann im Temperaturbereich von ca. 800 – 1.000 °C bei guter Durchmischung ohne weitere Maßnahmen erfolgen. Dieses Verfahren wird Nicht-katalytische NO_x-Reduktion oder SNCR (selectiv non catalytic reduction) -Verfahren genannt.

In niedrigeren Temperaturbereichen findet die gleiche Reaktion in den Poren von Katalysatoren oder Aktivkohlen statt.

- *Nasschemische Abscheidung*

Die nasschemische Abscheidung hat sich einerseits aus Kostengründen andererseits aus Gründen von Sekundäremissionen bei Abfallverbrennungsanlagen nicht durchgesetzt.

Sekundärmaßnahmen können als „stand alone“ Technik zur Rauchgasentstickung oder in Verbindung mit Primärmaßnahmen angewandt werden.

3.3.2.1 Nichtkatalytische NO_x-Reduktion - SNCR-Verfahren

Beim SNCR-Verfahren (Selektive Nicht Katalytische Reduktion) zur Stickoxidreduktion wird Ammoniak oder ein Reaktionsmittel, welches Ammoniak produziert, bei Temperaturen um 1.000 °C in den Rauchgasstrom eingedüst. Ammoniak reagiert bei diesen Temperaturen in Abwesenheit eines Katalysators mit den Stickoxiden im Rauchgas zu Stickstoff und Wasser. Mit diesem Verfahren können Wirkungsgrade zwischen 50 und 60 % erreicht werden.

Eine Anlage nach dem SNCR-Verfahren besteht aus der Lager- und Dosierstation für das Reaktionsmittel, den Vorrichtungen zur Reaktionsmitteleindüsung und dem im Abgasstrom im Temperaturbereich von 800 – 1.000 °C integrierten Reaktor.

Der eingedüste oder freigesetzte Ammoniak reagiert mit NO_x zu Stickstoff und Wasserdampf. Als unerwünschte Nebenreaktion verbrennt ein Teil des Ammoniaks zu NO_x. Ein geringer Anteil durchströmt als "Schlupf" die Reaktionszone und findet sich am Flugstaub und in den Abgasen wieder.

Bei der nichtkatalytischen Reduktion von NO_x laufen folgende Summenreaktionen ab:

- NO_x-Reduktion: $4 \text{ NO} + 4 \text{ NH}_3 + \text{O}_2 \rightarrow 4 \text{ N}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O}$
- NH₃-Verbrennung: $4 \text{ NH}_3 + 5 \text{ O}_2 \rightarrow 4 \text{ NO} + 6 \text{ H}_2\text{O}$
- Ammoniakschlupf: $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_3$

Alle drei Reaktionen laufen immer gleichzeitig ab, wobei der Reaktionsweg stark von der Rauchgastemperatur abhängig ist. Zur eigentlichen Reduktion der Stickoxide wird, nur ein Teil des Ammoniaks verwendet (Abbildung 2).

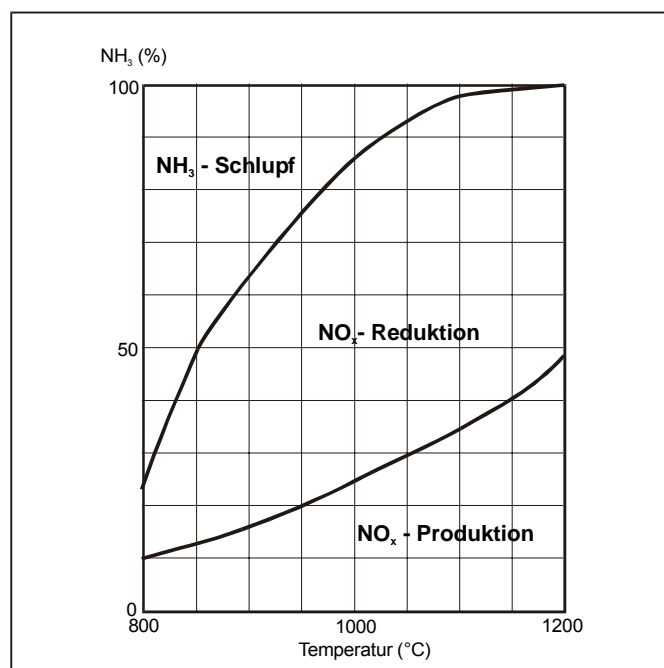


Abbildung 2: Ausnutzung des Ammoniak [ZELLINGER & GRUBER]

Bei diesem Verfahren wird daher mehr als der stöchiometrische Bedarf an Ammoniak verbraucht, da die durch Verbrennung von NH₃ gebildeten Stickoxide zusätzlich zu den ursprünglich vorhandenen reduziert werden müssen. Die Effizienz dieses Verfahrens wird durch den zulässigen Schlupf begrenzt, da zu hohe NH₃-Konzentrationen im Abgas unzulässig sind.

Sinkt die Temperatur ab, werden die Stickoxide nicht ausreichend reduziert und der NH_3 -Schlupf steigt. Bei zu hohen Temperaturen ($> 1.200\text{ °C}$) wird NH_3 unter NO_x -Bildung verbrannt.

Um einen optimalen Einsatz des Ammoniaks bei verschiedenen Laststufen und den daraus resultierenden unterschiedlichen Feuerraumtemperaturen zu gewährleisten, kann die Eindüsung des NH_3 über mehrere Düsenebenen verteilt erfolgen.

Ein wichtiger Parameter ist die gute Durchmischung des Abgases mit NH_3 durch hohe Turbulenz und die Einhaltung einer Mindestverweilzeit. Mit dem SNCR-Verfahren kann auch die DeNovo-Synthese von Dioxinen und Furanen erheblich eingeschränkt werden, da Ammoniak als Inhibitor wirkt.

Beim SNCR-Verfahren fallen keine festen oder flüssigen Rückstände an.

Das SNCR Verfahren kommt derzeit nur in der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide zum Einsatz. Als Reduktionsmittel wird Ammoniakwasser (25 % Ammoniak) verwendet.

3.3.2.2 Katalytische NO_x -Reduktion (SCR-Verfahren)

Das wesentliche Element des SCR-Verfahrens (Selektive Katalytische Reduktion) ist der Katalysator, über den das heiße Rauchgas gemeinsam mit dem Reduktionsmittel streicht. Bei Abfallverbrennungsanlagen werden katalytische Anlagen zur NO_x -Minderung und zur Oxidation organischer Bestandteile eingesetzt.

Das Prinzip des SCR Verfahrens ist in Abbildung 3 dargestellt.

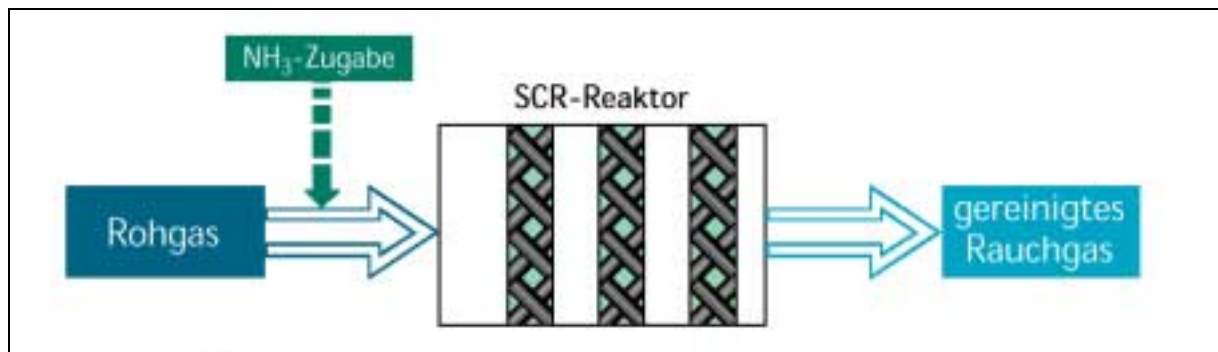
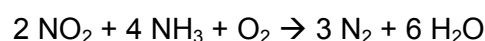
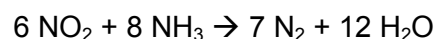
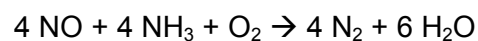


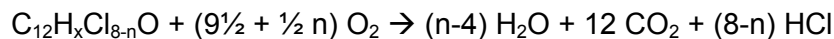
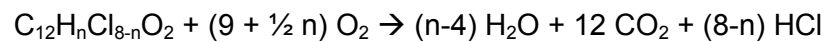
Abbildung 3: Schema des SCR-Verfahrens [VERBUNGESELLSCHAFT, 1996]

Die Stickoxide werden am Katalysator zu elementarem Stickstoff und Wasserdampf umgewandelt:



Erreichbare Wirkungsgrade liegen bei diesem Verfahren bei $> 90\%$. Dabei muss das Verhältnis zwischen Ammoniak und Stickoxid sowohl für die Entstickung als auch für die Ausnutzung des eingedüsten Ammoniaks optimal eingestellt werden.

Dioxine und Furane können am Katalysator oxidiert werden. Dabei laufen folgende Reaktionsschritte ab:



Durch unvollständige Reaktion des Ammoniaks und durch die Oxidation des SO_2 zu SO_3 am Katalysator (Konversion) können Ammoniumsulfatverbindungen entstehen, welche sich am Luftvorwärmer ablagern:



Ammonsulfat kondensiert bei überstöchiometrischem Verhältnis von Ammoniak und SO_3 im Abgas als Staub aus, der die Wirkung des Katalysators kaum beeinträchtigt.

Ammonhydrogensulfat wird bei unterstöchiometrischem Verhältnis als klebriges Reaktionsprodukt gebildet, das sich an der Katalysatoroberfläche ablagern kann.

Um die Kondensation von Ammonhydrogensulfat zu verhindern, muß die Reaktionstemperatur der SCR-Anlage über der Kondensationstemperatur für NH_4HSO_4 liegen. Bei einer SO_3 -Konzentration von weniger als $0,5 \text{ mg Nm}^{-3}$ liegt die Kondensationstemperatur unter $200 \text{ }^\circ\text{C}$, bei SO_3 -Konzentrationen von mehr als 20 mg Nm^{-3} sind Reaktionstemperaturen von über $280 \text{ }^\circ\text{C}$ notwendig.

Die notwendige Betriebstemperatur wird hauptsächlich von folgenden Randbedingungen beeinflusst:

- Anforderungen an die Wirksamkeit zur Oxidation organischer Verbindungen
- Konzentration von SO_3 im Abgas

Wird der Katalysator bei geringen Konzentrationen von SO_3 im Rauchgas zur reinen Entstickung eingesetzt, kann die Betriebstemperatur bis auf ca. $170 \text{ }^\circ\text{C}$ abgesenkt werden.

Da mit sinkender Temperatur auch die Aktivität des Katalysators abnimmt, ist bei niedrigen Temperaturen ein höheres spezifisches Katalysatorvolumen notwendig.

An den $DeNO_x$ -Katalysator (zumeist TiO_2 -Katalysatoren) werden folgende Anforderungen gestellt [KRATSCHMANN & NISTLER, 1988]:

- hohe Aktivität und Selektivität
- niedrige Umwandlungsrate von SO_2 zu SO_3
- hohe Temperaturwechselbeständigkeit
- geringer Druckverlust und Vermeidung von Ascheablagerung durch die Formgebung des Katalysators
- chemische und mechanische Beständigkeit
- Beständigkeit gegen Erosion durch Asche

Als Katalysatoren werden in den österreichischen Abfallverbrennungsanlagen wabenförmige Vollkatalysatoren aus aktiviertem Titanoxid als Trägermaterial und katalytisch aktiven Einlagerungen mit den Hauptkomponenten Vanadiumpentoxid V_2O_5 und Wolframtrioxid WO_3 eingesetzt. Die einzelnen Katalysatorelemente werden zu Modulen zusammengefasst und in mehreren Ebenen angeordnet.

Nach VGB KRAFTWERKSTECHNIK (1992) besitzt ein typischer Wabenkatalysator eine wirksame Oberfläche von etwa $750 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$.

Die einzelnen Reaktionsschritte der Katalyse lassen sich nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) unterteilen in:

- Diffusion der NO_x - und NH_3 -Moleküle durch die laminare Grenzschicht der Katalysatorpartikel zu deren Oberfläche.
- Porendiffusion zu den aktiven Zentren.
- Adsorption von NO_x und NH_3 an aktiven Zentren.
- chemische Reaktion.
- Desorption der Produkte N_2 und H_2O .
- Porendiffusion der Produkte zur Katalysatorenoberfläche.
- Diffusion durch die laminare Grenzschicht in den Gasstrom.

Ein Schlüsselparameter für das Betriebsverhalten einer SCR-Anlage ist der NH_3 -Schlupf. Dieser steigt mit zunehmender Deaktivierung des Katalysators und hängt von der Gleichmäßigkeit der NH_3 – Verteilung ab.

In Abhängigkeit von der Position der Entstickungsanlage unterscheidet man zwischen Roh- (High-Dust) und Reingasschaltung (Low-Dust Schaltung). Aufgrund der hohen mechanischen Belastung des Katalysators wird bei Abfallverbrennungsanlagen die Rohgasschaltung vermieden.

Reingasschaltung

Bei der Reingasschaltung werden die Abgase zuerst in einer Gasreinigungsanlage gereinigt, dabei meist abgekühlt und anschließend bei Bedarf auf die für die Entstickung notwendige Temperatur aufgeheizt.

Die SCR-Anlage in der Reingasschaltung besteht aus:

- der Ammoniakendüse mit Mischeinrichtung,
- der Katalysatorbox,
- einem Wärmeverschiebesystem - wenn notwendig mit einer externen Aufheizung um bis zu $40 \text{ }^\circ\text{C}$ und den verbindenden Kanälen mit Saugzug,
- der Lager- und Dosierstation für Ammoniak in wässriger Lösung,
- allen erforderlichen bautechnischen Maßnahmen und
- elektrotechnischen Einrichtungen

Bei einer Reingasschaltung müssen die Rauchgase vor dem Katalysator meist wieder aufgeheizt werden. Beträgt die notwendige Temperaturerhöhung mehr als ca. 40 °C, ist der Einsatz einer Wärmeverschiebung bei üblichen Energiekosten wirtschaftlich.

In einem Gas-Gas-Wärmetauscher werden die in die katalytische Anlage eintretenden Abgase durch die aus der katalytischen Anlage austretenden Rauchgase erwärmt. Diesem Gas-Gas-Wärmetauscher ist die Eindüsung für Ammoniakwasser und eine weitere Aufheizstufe, in der als Heizmedium Erdgas, Thermoöl oder Hochdruckdampf verwendet werden kann, nachgeschaltet. Das auf die Reaktionstemperatur aufgeheizte Abgas durchströmt anschließend den Katalysator. In den Poren des Katalysators reagiert der eingedüste Ammoniak mit NO_x zu Stickstoff und Wasserdampf. Darüber hinaus werden bei entsprechender Auslegung am Katalysator organische Verbindungen oxidiert. Dadurch erfolgt eine wesentliche Minderung der Emissionen von PCDD/Fs.

Die aus dem Katalysator austretenden Rauchgase werden sekundärseitig im Gas-Gas-Wärmetauscher abgekühlt.

Die Selektive Katalytische Reduktion in Reingasschaltung wird in Österreich derzeit in den Abfallverbrennungsanlagen Flötzersteig, Spittelau, Wels, Lenzing und Arnoldstein eingesetzt. Die zweite Linie der Anlage in Wels, sowie die Anlage in Dürnrrohr sollen ebenfalls mit einer SCR Anlage ausgestattet werden. Als Reduktionsmittel wird Ammoniak in wässriger Lösung verwendet. Die Standzeiten der Katalysatoren betragen zumindest 10 Jahre.

Rohgasschaltung

Bei der Rohgasschaltung sind die Katalysatoren im feststoffbeladenen Abgasstrom im prozesstechnisch vorgesehenen Temperaturbereich angeordnet. Diese Schaltung wurde an einer Anlage kurzzeitig getestet und anschließend auf eine Reingasschaltung umgebaut.

Eine derartige Anlage besteht aus:

- der Lager- und Dosierstation für Ammoniak in wässriger Lösung,
- der Ammoniakkeindüsung mit Mischeinrichtung und
- der Katalysatorbox.

Diese Anordnung des Katalysators in Rohgasschaltung hat, in Branchen in denen sie eingesetzt wird, den Vorteil des Entfalls der Wärmeverschiebung und der Wiederaufheizung, sowie des geringeren Abgasstroms.

Demgegenüber steht der gravierende Nachteil der hohen Staubfracht und gegebenenfalls der Gehalt an Schwermetallen und Katalysatorgiften. Dadurch wird die Standzeit des Katalysators, die durch das Ausmaß der Erosion und die Deaktivierung bestimmt wird verkürzt. Zusätzlich müssen die Kanäle des Katalysators wesentlich größer ausgeführt werden, wodurch sich das Katalysatorvolumen stark erhöht. Vorrichtungen zur Staubabbläsung an den Katalysatoren sind ebenfalls unbedingt erforderlich.

In Österreich wird derzeit keine Anlage in Rohgasschaltung betrieben.

3.3.2.3 Reduktionsmittel zur Rauchgasentstickung

Als Reduktionsmittel zur Rauchgasentstickung kommen alle einatomigen Stickstoffverbindungen in Frage, wobei Ammoniak und Harnstoff am häufigsten Verwendung finden [HARTENSTEIN & MAYER, 1995].

- *Ammoniak* NH_3

Ammoniak ist ein farbloses, stechend riechendes Gas und wird in den Anlagen meist als wässrige Lösung (25 %) verwendet. Der Einsatz von gasförmigem NH_3 ist wegen seiner Verätzungsgefahr problematisch. Gasförmiges NH_3 wird in Druckbehältern verflüssigt gelagert.

- *Harnstoff* $(NH_2)_2CO$

Harnstoff wird als weißes, kristallines, schwach hygroskopisches Granulat mit einer Korngröße von 2 mm geliefert.

Die Verwendung von Harnstoff anstelle von Ammoniak verschiebt das optimale Temperaturfenster bei Verwendung des SNCR-Verfahrens um etwa 50 K zu höheren Temperaturen. Im Vergleich zu Ammoniak sind die Emissionen von Kohlenmonoxid und Lachgas deutlich höher. Nach KOEBEL et al. (2000) soll Harnstoff für SNCR-Neuanlagen nicht mehr eingesetzt werden.

Beim SCR Verfahren kann Harnstoff aufgrund der niedrigen Temperatur nicht eingesetzt werden.

3.4 Reduktion von organischen Verbindungen und von PCDD/F

Die Bildungsmechanismen von Polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) lassen sich wie folgt zusammenfassen [HÜBNER et al., 2000]:

- Entstehung von PCDD/F aus verwandten chlorierten Vorläufersubstanzen (z.B.: PCBs, PCPs) durch homogene Gasphasenreaktion im Temperaturbereich von 300 bis 800 °C.
- DeNovo-Synthese: Die Bildung von PCDD/F findet während der Abkühlung der Verbrennungsgase im Abgasweg unter den folgenden Bedingungen statt:
 - Temperaturbereich von ca. 200 bis 500 °C und ausreichender Verweilzeit
 - Gegenwart einer Chlorquelle
 - Gegenwart von Sauerstoff im Abgas
 - Gegenwart von metall- und kohlenstoffhaltigen Stäuben, die als Katalysator wirken

Die Minderung des Schadstoffgehalts im Abgas kann durch feuerungsspezifische und anlagenspezifische Maßnahmen (Primärmaßnahmen) sowie durch zusätzliche sekundäre Maßnahmen erfolgen.

3.4.1 Primärmaßnahmen

Allgemein soll durch primäre Maßnahmen die Bildung eines Schadstoffes vermindert werden, anstatt diesen später abzuscheiden bzw. zu zerstören. Speziell die Bildung von Dioxinen und Furanen kann durch konstruktive Maßnahmen sowie durch die Betriebsweise von Abfallverbrennungsanlagen reduziert werden.

Verhinderung der DeNovo-Synthese

- Schnelles Durchfahren des kritischen Temperaturbereichs bei ca. 300 °C z.B.: durch den Einsatz von leistungsfähigen Wärmetauschern.
- Reduzierung des Luftüberschusses durch gezielte Verbrennungsluftzufuhr
- Reduktion der katalytisch wirkenden Stäube durch Staubvorabscheidung
- Vermeidung von Staubablagerungen im kritischen Temperaturbereich der abgasführenden Teile

Feuerungstechnische Maßnahmen

Die wichtigsten Maßnahmen zur Senkung der PCDD/F Bildung sind auf der Feuerungsseite die Senkung des Gesamtluftüberschusses und die Verbesserung des Ausbrandes, d.h. die Senkung der Emissionen von CO und C_{org}, sowie des Unverbrannten in der Flugasche und der Rostschlacke.

Ein verringerter Luftüberschuss trägt zu einer Erhöhung der Feuerraumtemperatur bei und verbessert den Gas- und Partikelbrand. Die Verringerung des Luftüberschusses hat jedoch Grenzen, da aufgrund der Heterogenität des Abfalls bei einem sehr niedrigen Luftüberschuss die CO und C_{org} Emissionen wieder ansteigen.

Eine Möglichkeit, den Gesamtluftüberschuss zu senken, ohne die Menge der dem Rost zuzuführenden Verbrennungsluft zu verringern, besteht im Ersatz der vor allem zur Mischung der Rauchgase im Feuerraum über dem Rost zugegebenen Sekundärluft durch rezirkuliertes Rauchgas.

Zur Verbesserung des Ausbrandes sind folgende Maßnahmen möglich:

- Hohe Verbrennungstemperatur (> 850 °C)
- Ausreichende Verweilzeit (>2 Sekunden)
- Hohe Turbulenz der Rauchgase bei genügendem Sauerstoffgehalt

Kesseltechnische Maßnahmen

Kesseltechnische Maßnahmen beschränken sich auf Maßnahmen zur Vermeidung von Flugstaubablagerungen im kritischen Temperaturbereich des Kessels. Zur Vermeidung „kalter Ecken“ (Strömungstoträume mit Gas-Staubtemperaturen im kritischen Bereich unter 450 °C) sind die Strömungsverhältnisse im Gasraum der Kessel sowie der Wärmeübertragungsverhältnisse vom Gas zum Wasser/Dampf zu optimieren.

Änderung des Einsatzstoffes

Der Einsatz chlorierter Verbindungen sollte soweit technisch möglich reduziert werden.

3.4.2 Sekundärmaßnahmen

Staubabscheidung

Dioxine sind zu einem großen Anteil an Staub gebunden, wobei die Feinststaubfraktion wegen der hohen spezifischen Oberfläche besonders stark beladen ist. Durch effektive Staubabscheidung können die Dioxinemissionen vermindert werden.

Aktivkoks-Festbettverfahren

Bei Aktivkoks Festbettverfahren werden die bereits vorgereinigten Abgase mit einer Temperatur von 100 - 130 °C durch eine in einem Reaktor vorgelegte Aktivkoksschüttung geleitet, wobei Reststäube, Aerosole und gasförmige Schadstoffe abgetrennt werden. Die Aktivkoksschüttung wird dabei im Kreuzstrom oder Gegenstrom bewegt, um Verstopfungen der Schüttung beispielsweise durch Reststäube zu vermeiden.

Die Entsorgung des beladenen Koks erfolgt zumeist durch Verbrennung in einer „eigenen“ Feuerung, wobei organische Schadstoffe größtenteils zerstört und anorganische wiederum freigesetzt und in der Abgasfeinreinigung abgeschieden bzw. über die Schlacke ausgetragen werden. Mit dem Festbettverfahren können sowohl gasförmige als auch an Staub gebunden Dioxine aus dem Rauchgas entfernt werden. Dieses Verfahren wird in der MVA Wels und in den Werken Simmeringer Haide angewendet. Bei der geplanten Anlage der KRV Arnoldstein soll es installiert werden.

Flugstromverfahren

Das Flugstromverfahren ist für die Abscheidung organischer Schadstoffe wie z.B.: Dioxine und Furane oder für die Abscheidung von Schwermetallen bestens geeignet. Die Schadstoffabscheidung basiert auf dem Adsorptions-Filtrationsprinzip. Für diesen Zweck wird das gereinigte Abgas nach der Sauergas-Abscheidung bei ca 100 - 130°C in einem Reaktor mit feinverteiltem pulverförmigen Adsorptionsmittel intensiv vermischt. Der Reaktor kann z.B. als Wirbelschicht ausgeführt werden, wodurch ein großer Kontakt zwischen Abgas und Adsorptionsmittel realisiert werden kann. Das Abgas aus dem Reaktor wird zu einem nachgeschalteten Gewebefilter geführt, wo sich das Adsorptionsmittel unter Bildung eines Filterkuchens an den Filterschläuchen abscheidet. Der abgereinigte Filterkuchen kann zum Teil wieder in den Reaktor zurückgeführt werden, um eine bessere Ausnutzung zu erhalten.

In der Regel wird als Adsorptionsmittel Aktivkohle oder Herdofenkoks in Verbindung mit Kalkhydrat eingesetzt. Sowohl Herdofenkoks als auch Aktivkohle eignen sich zur effektiven Abscheidung von organischen Schadstoffen wie PCDD/F. Hinsichtlich Quecksilber zeigt Aktivkohle eine deutlich höhere Adsorptionswirkung als Herdofenkoks, außerdem ist eine Verbesserung der Effektivität durch Imprägnierung mit Schwefel möglich. Die Entsorgung des Adsorptionsmittels erfolgt bei der Anwendung in Abfallverbrennungsanlagen in der Regel in der „eigenen“ Verbrennung. Auch mit diesem Verfahren können sowohl gasförmige als auch an Staub gebunden Dioxine aus dem Rauchgas entfernt werden. Dieses Verfahren wird bei den Anlagen der ABRG in Arnoldstein und der AVE-Reststoffverwertung Lenzing angewendet, bei den Anlagen der KRV in Arnoldstein und bei der MVA Zistersdorf ist die Anwendung geplant.

Oxidationskatalysator

Katalytische Oxidationsverfahren, die grundsätzlich zur Emissionsminderung von Stickoxiden in Verwendung sind, werden bei höheren Temperaturen auch zur Reduktion von Dioxinen eingesetzt. Die Anlagen werden in der Regel in Reingasschaltung betrieben, d.h. Staub und Schwermetalle werden vor dem Katalysator abgeschieden, um Verschleiß und Deaktivierung der Katalysatoren durch Katalysatorgifte zu vermeiden. Grundsätzlich können nur gasförmig vorliegende Dioxine oxidiert werden, während an Staub gebundene Dioxine/Furane durch eine effiziente Staubabscheidung aus dem Rauchgas entfernt werden müssen. Bei der katalytischen Oxidation entstehen keine Abfälle, da die Dioxine in Oxidationsprodukte umgewandelt werden. Gebrauchte Katalysatoren werden in der Regel von den Herstellern zurückgenommen. Die Effizienz der Dioxinminderung beträgt in der Regel zwischen 90 und 95 %. Der Katalysator wird oftmals in Kombination mit dem Flugstromverfahren eingesetzt.

Zur Dioxinminderung werden in den Müllverbrennungsanlagen Flötzersteig und Spittelau Katalysatoren und in den Anlagen der AVE-Reststoffverwertung Lenzing und der ABRG Arnoldstein Katalysatoren in Kombination mit dem Flugstromverfahren eingesetzt. In den geplanten Anlagen Dürnrohr, der KRV Arnoldstein (jeweils in Kombination mit dem Flugstromverfahren) und Wels – Linie 2 werden Katalysatoren zum Einsatz kommen.

3.5 Simultane Abscheidung von sauren Gasen, NO_x und Dioxinen

3.5.1 Wanderbettadsorber mit Aktivkoks und/oder Aktivkohle

Wanderbettadsorber mit Aktivkoks und/oder Aktivkohle dienen zur Abscheidung von SO₂, HCl, NO_x, Schwermetallen und organischen Verbindungen nach Kraftwerken, Abfallverbrennungsanlagen und Industrieanlagen.

Sie sind als Gegen- oder Kreuzstromadsorber ausgeführt.

Beim Gegenstromadsorber strömen die Abgase von unten über die Abzugstrichter in ein horizontales Schüttgutbett ein und durch den Freiraum über dem Schüttgutbett wieder aus. Das Schüttgut (Aktivkoks oder Aktivkohle) wird über einen Vorlagebunker und über Verteilschuppen eingebracht und durchwandert das Bett langsam von oben nach unten. Die Wanderungsgeschwindigkeit wird durch die Abzugseinrichtung bestimmt.

Beim Kreuzstromadsorber wird das Schüttgut durch eine Jalousien- oder Stabsiebkonstruktion in einem vertikalen Bett abgestützt. Die Abgase durchströmen das Bett horizontal. Durch Trennvorrichtungen wie Lochbleche oder Jalousien kann ein Bett in mehrere Schichten unterteilt werden.

Für verschiedene Schadstoffe wirken bei Herdofenkoks folgende Abscheidemechanismen:

SO ₂	Chemisorption zu H ₂ SO ₄ und/oder Sulfatbildung mit Asche
HCl	Adsorption und Chloridbildung mit Asche
HF	Adsorption und Chloridbildung mit Asche
Hg	Adsorption und Chemisorption
PCDD/F	Adsorption und Filtration
NO _x	Katalytische Reduktion von NO _x durch NH ₃ wie bei SCR-Anlagen

Die Betriebstemperatur von Aktivkoksanlagen liegt zwischen 100 und 140 °C.

3.5.2 Wirbelschichtverfahren

Das Rauchgas tritt von unten über eine Venturidüse in den Reaktor (Turboreaktor) ein und baut mit dem rezirkulierten Material sowie mit dem frisch eingebrachten Sorbens (Kalkhydrat) ein hochexpandiertes Wirbelbett auf. Durch die turbulente Durchmischung von Feststoff und Gas und durch die Eindüsung von Wasser in dieses Bett können saure Schadstoffe (SO_2 , SO_3 , HCl , HF) abgeschieden werden.

Die Feststoffgasmischung verlässt den Reaktor oben und tritt in ein Tuchfilter als zweite Reaktionsstufe ein. Dort findet eine weitere Reaktion mit den Schadstoffen im sich aufbauendem Filterkuchen sowie eine Abscheidung der Feststoff aus dem Rauchgasstrom statt. Das im Filter abgeschieden Material wird in den Filterhutzen gespeichert und wieder kontinuierlich dem Reaktor zugeführt.

Die Rückführung dieses teilweise reagierten Materials erfolgt mit Rezirkulationsschnecken oder über sog. Rezirkulationsrinnen, die das Material von den Filterhutzen abziehen und in den Reaktor transportieren. Die Regelung der rückzuführenden Feststoffmenge erfolgt über das Konstanthalten der Feststoffmasse im Reaktor (Druckverlustsignal) auf einen Sollwert.

Um die Gesamtfeststoffbilanz aufrecht zu erhalten wird weitgehend ausreagierter Feststoff diskontinuierlich über Fallrohre abgezogen und dem Abfallsystem zugeführt.

Durch die Zugabe von Herdofenkoks in den Rauchgasstrom (welcher anschließend ebenfalls rezirkuliert wird) werden auch Quecksilber und Dioxine/Furane abgeschieden.

Die Betriebstemperatur für solche Anlagen liegt zwischen 130 und 160°C.

Dieses Verfahren soll in der geplanten MVA der KRV in Arnoldstein zum Einsatz kommen, wobei zur sicheren Einhaltung der Grenzwerte noch ein AktivkoksfILTER als Polizeifilter nachgeschaltet wird.

3.6 Verfügbarkeit und Einsatz in Österreich

Mit Ausnahme der Anlage der AVE-Reststoffverwertung Lenzing wurden bei allen derzeit in Österreich bestehenden Anlagen nachträglich verschiedene Systeme zur Rauchgasreinigung installiert. Exemplarisch wird die Geschichte der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig, der ersten Müllverbrennungsanlage Österreichs, zusammengefasst:

Die Müllverbrennungsanlage Flötzersteig wurde in den Jahren 1959 bis 1963 von der Gemeinde Wien errichtet und bestand - dem damaligen Stand der Technik entsprechend - aus einer gemauerten Rostbrennkammer, einem Abhitzeessel, einem Elektroabscheider und einem Zyklonabscheider. Im Jahr 1985 wurde eine dreistufige nasse Rauchgasreinigungsanlage und eine Abwasserreinigungsanlage zur Abscheidung von Schwermetallen, HCl, SO₂ sowie zur Feinstaubabscheidung nachgerüstet. Zu Beginn der 90er Jahre wurden der Verbrennungsrost, die Brennkammer sowie die Elektrofilter erneuert. Um dem Stand der Technik zu entsprechen wurde auch eine Entstickungs- und Dioxinoxidationsanlage gebaut.

Die Erfahrungen bei den österreichischen Abfallverbrennungsanlagen zeigen, dass alle in dieser Studie beschriebenen Technologien zur Minderung der Emissionen in die Luft und ins Wasser in bestehende Anlagen integrierbar sind. Mögliche Einschränkungen ergeben sich lediglich durch den Platzbedarf der einzelnen Anlagenteile.

Die nachträgliche Installation eines SNCR Verfahrens kann durch die gegebene Geometrie des Feuerraums sowie durch die Temperaturführung beschränkt sein. Dieses Verfahren entspricht aber ohnehin nicht dem Stand der Technik, da damit zwar die in österreichischen Gesetzen festgeschriebenen Grenzwerte für NO_x – Emissionen, nicht aber die in den jeweiligen Genehmigungen tatsächlich geforderten Grenzwerte eingehalten werden können.

4 TECHNOLOGIEN ZUR ABWASSERREINIGUNG

Die Abwässer aus der sauren Waschstufe, der SO₂ Stufe und der Asche- und Schlackebehandlung werden in der Abwasserbehandlung gereinigt. Gegebenenfalls kann diese Reinigung für alle Teilströme gemeinsam erfolgen. In Österreich hat sich eine mehrstufige Reinigung des Abwassers durchgesetzt.

Die erste Reinigungsstufe, die Schwermetallfällung, umfasst in der Regel die Prozesse Fällung, Flockung, Sedimentation, Neutralisation und Schlammentwässerung, die zweite Reinigungsstufe besteht zumeist aus einem Kiesfilter, einem Aktivkohlefilter und einem Ionentauscher.

Die für die Abwasserbehandlung notwendigen Chemikalien werden in einer Chemikalienstation gelagert und aufbereitet.

Die bei den einzelnen Prozessen anfallenden Schlämme werden in der Regel in einem Schlammtank gesammelt und zumeist in Kammerfilterpressen auf ca. 50 % Feuchtegehalt entwässert. Der anfallende Filterkuchen muss als gefährlicher Abfall deponiert werden.

4.1 Schwerkraftabscheidung

Mittels Schwerkraftabscheidung können die im Abwasser enthaltenen Schwebstoffe abgetrennt werden. Die abgesetzten Stoffe werden als Schlamm am Boden des Behandlungsbeckens abgezogen, die aufschwimmenden Teilchen werden von der Wasseroberfläche abgeschöpft. Der gewonnene Schlamm enthält u.a. Karbonate, Sulfide oder Hydroxide von Schwermetallen, öligem Schaum und unter bestimmten Umständen sogar Dioxine.

Es können die folgenden Abscheidertypen unterschieden werden:

- Sedimentationstanks mit einer Verweilzeit des Abwassers von 1,5-2,5 h.
- Laminar-Abscheider, in denen Platten zur Vergrößerung der Sedimentationsoberfläche eingesetzt werden.
- Tanks mit vertikalem Durchfluss, welche üblicherweise nicht mit einem mechanischen Schlammferner ausgestattet sind.

In jedem Fall sind Lagermöglichkeiten für den abgetrennten Schlamm vorzusehen.

Einschränkungen

Die Schwerkraftabscheidung wird üblicherweise zur Vorreinigung des Abwassers eingesetzt, da sie zur Abscheidung von Feinmaterial nicht geeignet ist. Für die Abtrennung kleiner Partikel oder Partikel mit einer ähnlichen Dichte wie Wasser oder für die Abtrennung emulsionsbildender Stoffen müssen Flockungs- und/oder Koagulationschemikalien zugesetzt werden. Durch die Zugabe dieser Chemikalien kommt es zu einer Destabilisierung der Emulsionen und zur Agglomeration von Partikel, welche als Flocken abgetrennt werden können.

Falls im Abwasser flüchtige Bestandteile enthalten sind, kann es – aufgrund der hohen Verweilzeiten im Abscheider – zur Emission von VOC kommen.

4.2 Neutralisation

4.2.1 Erhöhung des pH-Werts

Zur Abscheidung von SO_2 muss das Abwasser einen leicht sauren bzw. neutralen pH-Wert aufweisen, Schwermetalle werden bei höheren pH-Werten abgeschieden. Die Anhebung des pH-Werts wird durch den Zusatz von Chemikalien, wie Kalkstein, gelöstem Kalk, gebranntem Kalk oder Natriumhydroxid erreicht. Welcher Stoff tatsächlich eingesetzt wird hängt von der Menge und der Zusammensetzung des Abwassers ab.

Kalkstein (CaCO_3): Kalkstein wird zur Vorbehandlung, zur Behandlung von Abwässern mit einem pH-Wert < 1 und zur Neutralisation von Einzelchargen angewandt. Kalkstein ist vergleichsweise billig und wird als Pulver oder Schlamm zugesetzt. Nachteilig ist die komplizierte Handhabung und die große Menge an benötigtem Kalkstein. Ein weiterer Nachteil ist die Freisetzung von CO_2 .

Gebrannter Kalk (CaO): Gebrannter Kalk ist die Alternative zu Kalkstein, da kleinere Mengen benötigt werden, kein CO_2 freigesetzt wird und die Reaktionen schneller ablaufen. Die hygroskopischen Eigenschaften des basischen gebrannten Kalk sowie die große Wärmeentwicklung bei der Anwendung erschweren aber dessen Handhabung.

Gelöschter Kalk (Ca(OH)_2): Gelöschter Kalk ist weit verbreitet und wird als Pulver oder als Kalkmilch dem Abwasser zugesetzt. Gelöschter Kalk ist billig, allerdings ist die Handhabung des Pulvers relativ aufwendig.

Natriumhydroxid (NaOH): NaOH wird dem Abwasser immer als Lösung zugesetzt und ist ebenso wie gelöschter Kalk weit verbreitet.

4.2.2 Reduktion des pH-Werts

Falls erforderlich, kann zur Senkung des pH-Werts dem Abwasser Salz- oder Schwefelsäure in geringen Konzentrationen zugesetzt werden.

4.3 Fällung

Bei der chemischen Fällung reagieren die gelösten Stoffe (Schwermetalle, Phosphate, Sulfate und Fluoride) im Abwasser mit den zugesetzten Chemikalien und bilden schwer lösliche oder unlösliche Verbindungen. Der Fällungsprozess kann durch den Zusatz von Flockungs- oder Koagulationschemikalien unterstützt werden. Die entstehenden Verbindungen werden durch Sedimentation, gefolgt von Filtration oder Mikrofiltration, aus dem Abwasser entfernt.

Schwermetalle werden durch die Zugabe von Kalkmilch in schwerlösliche Hydroxide übergeführt und ausgefällt. Die Ausfällung der Schwermetalle (insbesondere Hg) wird meist durch die nachträgliche oder simultane Zugabe von Sulfiden (z.B. Na_2S) oder organischen schwefelhaltigen Komplexbildnern (z.B. Trimercapto-s-triazin - TMT 15) vervollständigt. Überschüssige Sulfide werden in Folge durch die Zugabe von FeCl_3 , welches als Flockungshilfsmittel wirkt, abgetrennt. Oftmals werden gleichzeitig mit FeCl_3 polymere Flockungshilfsmittel zudosiert.

Das Fällungssystem besteht meist aus einem oder zwei mit Mixern ausgestatteten Tanks, in welchen die Chemikalien zugegeben werden, sowie aus einem anschließenden Sedimentationstank.

Verfahrensunterschiede ergeben sich durch den Einsatz verschiedener Chemikalien:

Bei der Verwendung von Kalk fallen große Mengen Schlamm an. Betriebs- und Wartungsprobleme können sich durch die Handhabung, Lagerung und Einspeisung des Kalks ergeben. Zu den Vorteilen von Kalk zählt, dass der Salzgehalt im Wasser nicht erhöht, die Absetzung des Schlamms gefördert und die Schlammwässerung erleichtert wird.

Die Vorteile beim Einsatz von Chemikalien bestehen in der Vermeidung von Vor- und Nachbehandlungsschritten und in den kleineren anfallenden Schlammengen. Einige der eingesetzten Chemikalien können sogar gelöste oder schwebende Metallteilchen aus dem Abwasser entfernen.

4.4 Flockung

Die Flockung erfolgt im Anschluss an die Fällung. Durch Flockung agglomerieren verteilte Partikel und Emulsionen zu absetzbaren Flocken. Der Flockungsprozess dauert etwa 10-20 Minuten, wobei die Durchmischungsgeschwindigkeit gering gehalten wird, um die entstandenen Flocken nicht sofort wieder zu zerstören. Eine geringfügige Bewegung des Abwassers ist aber erforderlich, um die Partikel in Kontakt zu bringen. Flockungsbecken haben meist die Form von Mischungsreaktoren. Als Flockungsmittel können verschiedene Reagentien eingesetzt werden:

- Luft
- Polyelektrolyte: kationisch, anionisch sowie nicht ionisch
- Aluminium Verbindungen wie Alaun oder Natrium Aluminat
- Eisenverbindungen wie Eisenchlorid, Eisensulphat und Melantherit
- Kalk

Die Rückführung bereits entstandener Flocken in den Flockungsreaktor führt zu einer verbesserten Flockenstruktur und zu einer höheren Ausnutzung des Flockungsmittel.

Zum Erreichen einer optimalen Abscheideleistung können störende Verbindungen durch vorgeschaltete Ölabscheider, durch Spaltung von Emulsionen und andere Verfahren entfernt werden.

Die Flockung wird meist in Verbindung mit Sedimentation, Flotation oder Filtration angewandt.

Einschränkungen

Werden als Flockungsmittel metallische Komponenten eingesetzt, so ist der pH-Wert für eine gute Abscheideleistung von großer Bedeutung.

Stabile Emulsionen können durch die eingesetzten Chemikalien nicht aufgebrochen werden.

Weitere Nachteile ergeben sich durch die hohen Kosten der eingesetzten Chemikalien.

4.5 Flotation

Durch Flotation werden feste oder flüssige Partikel durch Anhaftung auf Gasblasen aus dem Abwasser entfernt. Die schwimmenden Teilchen akkumulieren an der Wasseroberfläche und werden durch sogenannte Skimmer entfernt. Zur Unterstützung des Flotationsprozesses werden dem Abwasser chemische Additive, wie Aluminium- und Eisensalze, aktiviertes Kieselsäureanhydrid und verschiedenste organische Polymere zugesetzt. Diese Additive sollen

die für das Anhaften der zu entfernenden Teilchen nötige Oberfläche bilden bzw. die Luftblasen absorbieren oder einbinden.

Dieses Verfahren wird dann eingesetzt, wenn die Schwerkraftabscheidung nicht angewendet werden kann, z.B. wenn

- sich die Partikel nur langsam absetzen
- der Dichteunterschied zwischen den Partikeln und dem Wasser klein ist
- Öle und Fette entfernt werden müssen
- die Wiederverwendung der abgeschiedenen Materialien angestrebt wird.

Die folgenden drei Flotationsmethoden können unterschieden werden:

- Vakuumflotation: Luft wird bei Atmosphärendruck im Abwasser gelöst. Anschließend wird der Druck reduziert um die Bildung von Blasen zu ermöglichen.
- Flotation durch induzierte Luft: Feine Luftblasen werden mittels Induktionsgerät, wie etwa einem Venturi oder einer Stauscheibe in das Abwasser eingebracht
- Flotation durch gelöste Luft: Pressluft wird im Abwasser gelöst, wodurch kleine Blasen freigesetzt werden.

Die Durchführung der Flotation ist nicht von der Durchflussrate oder der Temperatur abhängig. Die installierten Tanks sind kleiner als jene für die Schwerkraftabscheidung. Als weitere Vorteile können die hohen erzielbaren Abscheideraten und die Möglichkeit der Wiedergewinnung des abgeschiedenen Materials genannt werden.

Einschränkungen

Durch Flotation können keine löslichen Stoffe oder große Ölmengen abgeschieden werden. Die Betriebskosten sind höher als die Kosten der Sedimentation, da teurere Flockungs- und Koagulationschemikalien eingesetzt werden müssen.

4.6 Filtration

Bei der Filtration erfolgt die Abscheidung fester Stoffe an porösen Medien, durch welche der Abwasserstrom passieren muss. Die eingesetzten Filter müssen entweder durch den Rückfluss oder durch Frischwasser gereinigt werden. Der Einsatz der Filtration als letzten Reinigungsschritt ermöglicht das Erreichen niedriger Partikelemissionen im Abwasser.

Die folgenden Filtersysteme sind weitverbreitet:

- Granulat- oder Sandfilter zur Abwasserreinigung
- Bandfilterpresse zur Schlammentwässerung und zur Auftrennung von flüssig/fest - Suspensionen
- Filterpressen zur Schlammentwässerung und zur Abscheidung von Feststoffen.

Sandfilter bestehen aus einem körnigen Filterbett, das entweder von oben oder unten durchströmt wird. Die Arbeitsweise kann halbkontinuierlich – Filtration und Rückwaschung werden sequentiell durchgeführt – oder kontinuierlich – Filtration und Rückwaschung werden simultan durchgeführt – erfolgen.

Einschränkungen

Kolloide oder Emulsionen können nicht ohne den Zusatz von Chemikalien aufgetrennt werden. Feinst verteilte oder schlammige Feststoffe verursachen bei Abwesenheit eines Filterhilfsmittels ein Zuwachsen des Filters.

Filter haben hohe Abscheideraten und arbeiten unter weitgestreuten Bedingungen, allerdings können sie nicht zur Abscheidung von gelösten Schadstoffen verwendet werden.

Zu den Nachteilen der halbkontinuierlich arbeitenden Filter zählen zusätzlich die Gefahr von Verstopfung und von Fäulnisprozessen.

Durchbrüche der Filter können zu zusätzlicher Verschmutzung des bereits gereinigten Wassers führen.

4.7 Ionentauscher

Mit Ionentauschern werden unerwünschte ionische Bestandteile aus dem Abwasser entfernt und gegen andere Ionen getauscht. Die ausgetauschten Ionen werden in dem Harz zurückgehalten und bei der Regeneration des Ionenaustauschers in konzentrierter Form in eine Regenerationsflüssigkeit oder in das Rückspülwasser entlassen.

Mit Hilfe des Ionentausches können Schwermetallionen, Anionen wie z.B.: Halogene, Sulphate, Nitrate oder Cyanide sowie lösliche ionische organische Komponenten mit hoher Effektivität entfernt werden.

Ionentauscher werden auch als letzte Stufe in einem komplexen Abwasserreinigungssystem eingesetzt, da auf Grund der vorhandenen Vielfalt der Harze alle Ionen aus dem Abwasser entfernt werden können.

Der größte Vorteil eines Ionentauschers liegt im Rückgewinnungspotential der ausgetauschten Ionen. Dadurch wird die Produktion von Schlamm verhindert. Die Sole, die bei der Regeneration anfällt, muss allerdings behandelt oder entsorgt werden. Ionentauscher ermöglichen hohe Abscheideleistungen, können an den jeweiligen Bedarf angepasst werden und sind unempfindlich gegen Durchflussschwankungen.

Einschränkungen

Einschränkungen in der Anwendung können sich durch Aufquellen der Harzpartikel durch zu hohe Ionenstärken im Abwasser ergeben. Auch ein Übermaß an anorganischen (z.B.: Eisenablagerungen) oder organischen Komponenten (z.B.: Aromaten) können eine irreversible Adsorption am Harz und damit dessen Zerstörung verursachen.

Thermische Einschränkungen bei der Verwendung anionischer Harze treten bei ungefähr 60 °C auf. Auf Grund ihrer ätzenden Schärfe greifen auch Stickstoffsäuren, Chromsäuren, Wasserstoffperoxid, Eisen, Magnesium und Kupfer die eingesetzten Harze an.

Der Betrieb eines Ionentauschers ist mit hohen Kosten verbunden und kann durch die Anwesenheit von Konkurrenzionen im Abwasser deutlich beeinträchtigt werden.

4.8 AktivkoksfILTER

AktivkoksfILTER werden zur effizienten Entfernung organischer Verbindungen aus dem Abwasser eingesetzt.

Aktivkoks wird dem Abwasser entweder alleine oder in Kombination mit Flockungshilfsmitteln zugesetzt und nach erfolgter Adsorption der Schadstoffe durch Sedimentation oder Filtration wieder entfernt. Die Aktivkoks-Zudosierung erfolgt nur im Bedarfsfall, wodurch dieses Verfahren flexibel in der Anwendung ist. Normalerweise wird der eingesetzte Aktivkoks nicht regeneriert, sondern mit dem anfallenden Schlamm deponiert oder in der Feuerung verbrannt. Durch das Vorhandensein verschiedener organischer Komponenten im Abwasser kann die Adsorptionsleistung des Aktivkoks wesentlich herabgesetzt sein.

5 ENTSORGUNG UND TECHNOLOGIEN ZUR BEHANDLUNG DER ABFÄLLE

Bei der Abfallverbrennung kommt es zu einer Gewichts- und Volumsreduktion der Abfälle. Als Abfälle verbleiben im wesentlichen Flugasche, Schlacke, Eisenschrott, Filterkuchen aus der Abwasserreinigung, Gips und beladene Aktivkohle. Diese Abfälle sind gemäß gesetzlichen Grundlagen zum überwiegenden Teil gefährliche Abfälle, die im Einzelfall als nicht gefährliche Abfälle ausgestuft werden können. Diese Abfälle werden in Österreich wie folgt behandelt oder entsorgt:

- Flugasche, und das Gemisch Schlacke / Gips aus der Müllverbrennungsanlage Spittelau und Flötzersteig werden verfestigt und anschließend deponiert. Schlacke, Flugasche und Gips aus der Müllverbrennungsanlage Wels sowie die Schlacken und Flugaschen des Werkes Simmeringer Haide werden ebenfalls deponiert.
- Der stark Hg-belastete Filterkuchen aus der Abwasserreinigung wird bei den meisten Anlagen in sogenannte „Big Bags“ abgefüllt und untertage deponiert. Weitere kritische Parameter im Filterkuchen sind die Konzentrationen der Schadstoffe Zn und Cd sowie der Abdampfrückstand
- Der abgetrennte Eisenschrott wird entweder einem Schrotthändler übergeben oder in die Stahlindustrie rückgeführt.
- Beladene Aktivkohle wird in Wels, Arnoldstein und im Werk Simmeringer Haide zusammen mit dem Abfall verbrannt.

Neben den oben genannten gängigen Praktiken wurden zahlreiche Versuche durchgeführt um die Abfälle aus Abfallverbrennungsanlagen entweder einer Verwertung zuzuführen, oder zumindest deren Gefahrenpotential zu vermindern.

In der Müllverbrennungsanlage Wels wurden Schlacken und Aschen gewaschen und anschließend in einem Drehrohrofen thermisch behandelt. In der Abfallverbrennungsanlage AVE-Reststoffverwertung Lenzing wurde eine thermische Behandlung der Rückstände im Versuchsbetrieb durchgeführt.

Der Betrieb der thermischen Behandlung von Flugaschen wurde nicht weitergeführt, da die gesetzlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eine Behandlung nicht sinnvoll erscheinen ließen.

In den folgenden Kapiteln werden einige Techniken vorgestellt, die angewendet werden oder erprobt wurden.

5.1 Deponierung in „Big Bags“

Filterstäube, Filterkuchen und gemischte feste Abfälle können in sogenannte „Big Bags“ gefüllt und untertage deponiert werden. „Big Bags“ sind als doppelwandige Kunststoffbehälter mit einem Fassungsvermögen von 1,5 - 2 m³ (entsprechend einer Tonne) ausgeführt.

Die äußere Schicht der Plastikbehälter besteht aus Polypropylen, welches die notwendige Festigkeit gewährleistet, die innere Schicht ist wasserundurchlässig und besteht aus Polyethylen. Eine Lagerung der „Big Bags“ ohne Abdeckung im Freien ist nicht möglich, da die Festigkeit von Polypropylen durch UV Strahlung abnimmt. Neben „Big Bags“ können auch Stahlbehälter verwendet werden.

„Big Bags“ sind verhältnismäßig teuer und können im allgemeinen nur mit relativ trockenen Abfällen befüllt werden.

Der entwässerte Filterkuchen aus der Abwasserreinigung der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen wird fast durchwegs in „Big Bags“ verpackt und deponiert.

5.2 Verfestigung

Die Verfestigung von Aschen und Schlacken hat die Herabsetzung der Mobilität und der Mobilisierbarkeit bestimmter Schadstoffe zum Ziel. Dieses Verfahren stellt aber keine Verwertung der Abfälle dar. Die verfestigten Materialien sollen die folgenden Eigenschaften aufweisen:

- Geringe Wasserdurchlässigkeit
- Keine Reaktionen mit Wasser
- Mechanische Langzeitstabilität
- Chemische und biochemische Langzeitstabilität
- Keine Schadstofffreisetzung im Eluat bei Verwitterung und Korrosion oder bei veränderten Milieubedingungen bei der Ablagerung
- Keine Abgabe von Reaktionsprodukten und Metaboliten, aus biochemischen Umsetzungsprodukten
- Kompatibilität mit unterschiedlich nachgeschalteten Verfahren

Beim Vorhandensein unterschiedlicher Schadstoffe im Abfall können einige Schadstoffe immobilisiert, andere jedoch mobilisiert werden. Aus diesem Grund ist die Kenntnis der Einbinde-mechanismen besonders wichtig. Die wichtigsten Einbindeformen sind:

- Ummantelung
- Einbindung in homogene Verfestigungsphasen, z.B.: Polymere, Glas, andere Silikate
- Verfestigung durch chemische Reaktionen mit dem Abfall z.B.: mit Kalk oder Zement

Der jeweils geeignete Einbinde-mechanismus muss für den Einzelfall ermittelt werden. Die meisten Bindemittelsysteme sind auf anorganischer Basis aufgebaut, weshalb anorganische Schadstoffe (z.B.: Schwermetalle) besser eingebunden werden als organische.

Häufig eingesetzte Verfahren sind das Schlacke-Reststoff-Additiv Verfahren und das Zement-Additiv Verfahren.

Schlacke, Gips und Filterasche aus den Müllverbrennungsanlagen Spittelau und Flötzersteig werden auf der Deponie Rautenweg mit Zement verfestigt und anschließend zur Randwallbildung der Deponie eingesetzt.

5.3 Abtrennung von Metallen

In den österreichischen Abfallverbrennungsanlagen werden aus der Schlacke mittels Magneten eisenhaltige Metalle separiert. Die abgetrennten Metalle werden entweder der Verhüttung zugeführt oder einem Schrotthändler übergeben.

5.4 Waschverfahren

Mit Waschverfahren sollen lösliche Schadstoffe aus den festen Abfällen (z.B.: Chloride, Sulfate, Schwermetalle) extrahiert werden.

In der Müllverbrennungsanlage Wels werden Schlacke und Filterasche nach dem sogenannten MR Prozess (Multirecyclo-Prozess) behandelt.

MR Prozess

Die Schlacke wird im Nassentschlacker mit Wasser des zweiten Wäschers der Rauchgasreinigungsanlage oder mit Frischwasser, falls der Gips getrennt entsorgt wird, gewaschen um Chloride, Sulfate und basenbildende Ionen zu extrahieren.

Die Behandlung der Filterasche erfolgt in zwei Stufen. In der ersten Stufe wird die Asche in Wasser suspendiert, wobei sich ein pH Wert von 9-12 einstellt. Der Feststoff wird mittels Vakuumbandfilter von der Lösung, die leicht lösliche Salze (im wesentlichen Na-, K-, Ca-, Cl- und SO₄-Verbindungen) enthält, getrennt. In der anschließenden sauren Waschstufe erfolgt unter Verwendung des Waschwassers der ersten Wäscherstufe der Rauchgasreinigungsanlage die Extraktion der löslichen Schwermetalle. Das schwermetallhaltige Abwasser wird in der Abwasserreinigungsanlage gereinigt und die gewaschene Asche kann thermisch nachbehandelt werden. Die mit dem Abwasser in die Abwasserbehandlung eingebrachten Stoffe führten zu Ausfällungen in der Abwassernachreinigung.

5.5 Thermische Behandlung

Zur weiteren Senkung von Dioxinen und Quecksilber wurde die gewaschene Filterasche in Wels in einem eigenen Drehrohr thermisch behandelt. Die Rauchgase aus dem Drehrohr wurden abgekühlt, mittels Gewebefilter gereinigt und anschließend in den Feuerraum der Abfallverbrennungsanlage zurückgeführt. Zur Zeit wird die thermische Behandlung nicht mehr durchgeführt, da keine signifikante Verbesserung der Aschequalität, in Hinblick auf geltende österreichische Regelungen bezüglich der Ablagerung erreicht wird.

In Österreich wird die beladene Aktivkohle der Rauchgasreinigungsanlage sowohl in Rostfeuerungen als auch Drehrohröfen zusammen mit Abfall direkt oder nach einer Niedertemperaturbehandlung verbrannt.

6 NUTZUNG DER ENERGIE

Dem Feuerraum wird im Normalbetrieb Energie durch Abfälle, durch die Stützfeuerung und durch vorgewärmte Luft zugeführt. Durch Verbrennung wird diese Energie im Feuerraum umgesetzt. Ein Teil davon wird an Heizflächen im Feuerraum abgegeben, der Rest mit den Rauchgasen aus dem Feuerraum ausgetragen. In Sonderfällen wird Wärme über Asche an Heizflächen abgegeben. Durch Abkühlung der Rauchgase im Abhitzekessel wird Wärme an den Wasser-Dampf-Kreis zur Dampferzeugung übertragen. Der Energieinhalt der Abgase am Austritt des Kessels wird als Abgasverlust bezeichnet. Das Verhältnis von im Wasser-Dampf-Kreis aufgenommener zur dem Feuerraum zugeführter Energie wird als Kesselwirkungsgrad bezeichnet. Der Kesselwirkungsgrad hängt daher wesentlich von der Abgasmenge und damit vom Luftüberschuss und von der Temperatur der aus dem Kessel austretenden Abgase ab. Die minimale Abgastemperatur ist durch den Säuretaupunkt der Abgase begrenzt. Bei einer Wirbelschichtfeuerung mit einer Abgastemperatur von ca. 160 °C kann ein Kesselwirkungsgrad von ungefähr 90 % erreicht werden. Bei üblichen Rostfeuerungen beträgt er ungefähr 80 %.

Das Wasser-Dampf-System der in Österreich eingesetzten Abfallverbrennungsanlagen ist vergleichbar mit dem mittelgroßer Dampfkesselanlagen der Industrie im Bereich von 20 bis 120 MW_{th}. Lediglich bei kleinen Anlagen sind reine Heißwasserkessel installiert. Alle in österreichischen Abfallverbrennungsanlagen eingesetzte Dampfkessel sind Naturumlaufkessel.

Der Wasser-Dampf-Prozess läuft bei allen Anlagen nach folgenden Verfahren ab: Wasser wird in Wasseraufbereitungsanlagen deionisiert (Deionat) und zur Erstbefüllung und bei Betrieb zur Abdeckung der Verluste in einen Speisewasserbehälter eingespeist. Das Deionat wird in einem Entgaser, welcher sich über dem Speisewasserbehälter befindet, durch Beaufschlagung mit Dampf entgast und auf ca. 105 °C aufgewärmt. Speisewasserpumpen fördern das Kesselspeisewasser über dampf- und abgasbeheizte Speisewasservorwärmer in die Dampftrommel. Wasser aus der Dampftrommel läuft über Fallrohre zu den am unteren Ende des Kessels angeordneten Sammlern, von denen die Verdampferheizflächen angespeist werden. Diese Heizflächen werden wasserseitig von unten nach oben durchströmt. Über obenliegende Sammler wird ein Wasser-Dampfgemisch in die Trommel zurückgeleitet. Der Dampf wird separiert, von oben aus der Dampftrommel abgezogen und über die Überhitzerheizflächen geleitet. Zur Regelung der Dampfaustrittstemperatur dienen Einspritzkühler.

Die Dampfparameter sind durch die Inhaltsstoffe der Rauchgase begrenzt. Bei Rauchgastemperaturen von über 500 °C und Rohrwandtemperaturen von mehr als 420 °C bewirken vor allem Natrium- und Kaliumchlorid Korrosionen. Dadurch können höhere Temperaturen im Überhitzer nur mit Sondermaßnahmen gefahren werden.

Bei den meisten Anlagen werden zur Verhinderung von Hochtemperaturchlorkorrosion Dampfparameter mit einem Druck von weniger als 60 bar und 420 °C gefahren.

In Österreich wird derzeit eine Anlage mit Überhitzertemperaturen von bis zu 500 °C und einem Druck von annähernd 80 bar betrieben. Dafür wird im Abgasstrom der Dampf auf ca. 380 °C überhitzt. Die Endüberhitzung wird in einem sogenannten Fließbettkühler durchgeführt: Umlaufende Asche aus einer zirkulierenden Wirbelschicht wird mit Luft fluidisiert und an Tauchheizflächen abgekühlt. Da die Asche die korrosiven Salze enthält, treten häufig Korrosionsschäden an den Tauchheizflächen des Überhitzers auf. Der höhere Verstromungsgrad wird mit einer geringeren Verfügbarkeit des Überhitzers erkauft. Verbesserungsmaßnahmen sind in Entwicklung.

Bei reiner Stromgewinnung wird der aus dem Kessel austretende Frischdampf über eine Turbine geleitet und anschließend kondensiert. Bei Bedarf an Wärme kann Dampf auf niedrigem Druckniveau aus der Turbine entnommen werden. Wird eine große Wärmemenge be-

nötigt, so wird der Austrittsdruck aus der Turbine auf höherem Niveau gehalten. Dadurch verringert sich der Grad der Verstromung. Zur Verstromung werden teilweise reine Kondensationsturbinen und vor allem bei Wiener Anlagen Gegendruckturbinen eingesetzt.

Bei wärmegeführter Kraft-Wärme-Kopplung d.h. bei voller Nutzung der Abwärme werden je nach Dampfparameter ca. 85 % der im Dampferzeuger umgesetzten Energie als Wärme und ca. 15 % als Strom von der Turbine abgegeben (Abbildung 4 und Abbildung 5).

Besteht kein Wärmebedarf, beträgt der von der Turbine abgegebene Strom bei den üblichen Dampfparametern ca. 25 % der im Dampferzeuger umgesetzten Energie. Die überschüssige Energie muss in diesem Fall mit dem Kühlsystem abgeführt werden.

Kraft-Wärmekopplung mit normalen Dampfparametern

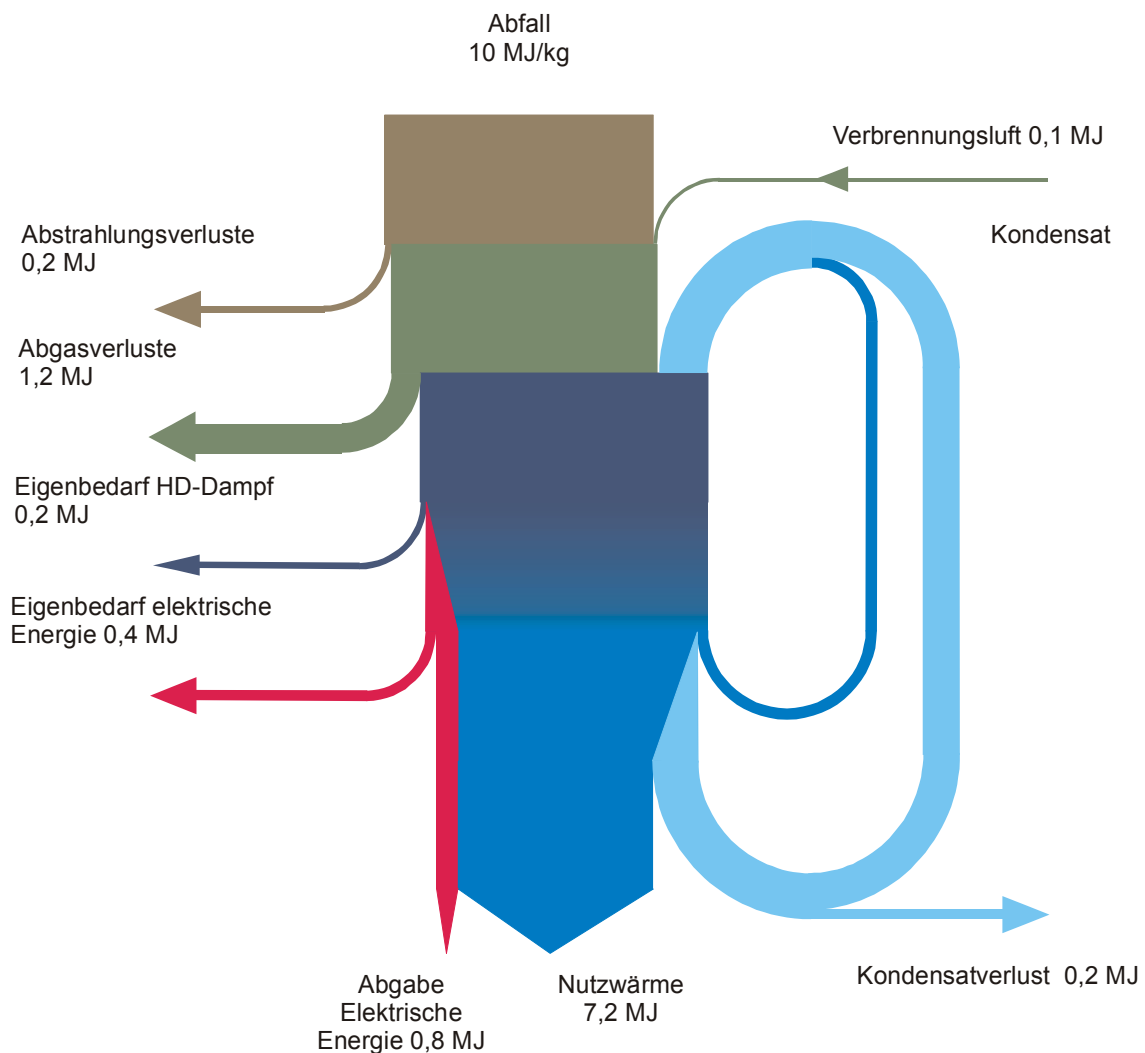


Abbildung 4: Energieflussdiagramm bei Kraft – Wärmekopplung mit normalen Dampfparametern

Bei einer in Bau befindlichen Anlage soll der erzeugte Dampf in den Wasser-Dampf-Kreis eines benachbarten Kraftwerkes eingeleitet werden. Im Zusammenspiel mit dem Kraftwerk errechnet sich eine theoretische Verstromung von bis zu 35 % der im Dampferzeuger umge-

setzten Energie. Dadurch kann eine äquivalent Menge an Kohle von 80 % der Brennstoffwärmeleistung der Abfälle substituiert werden.

Kraft-Wärmekopplung mit hohen Dampfparametern

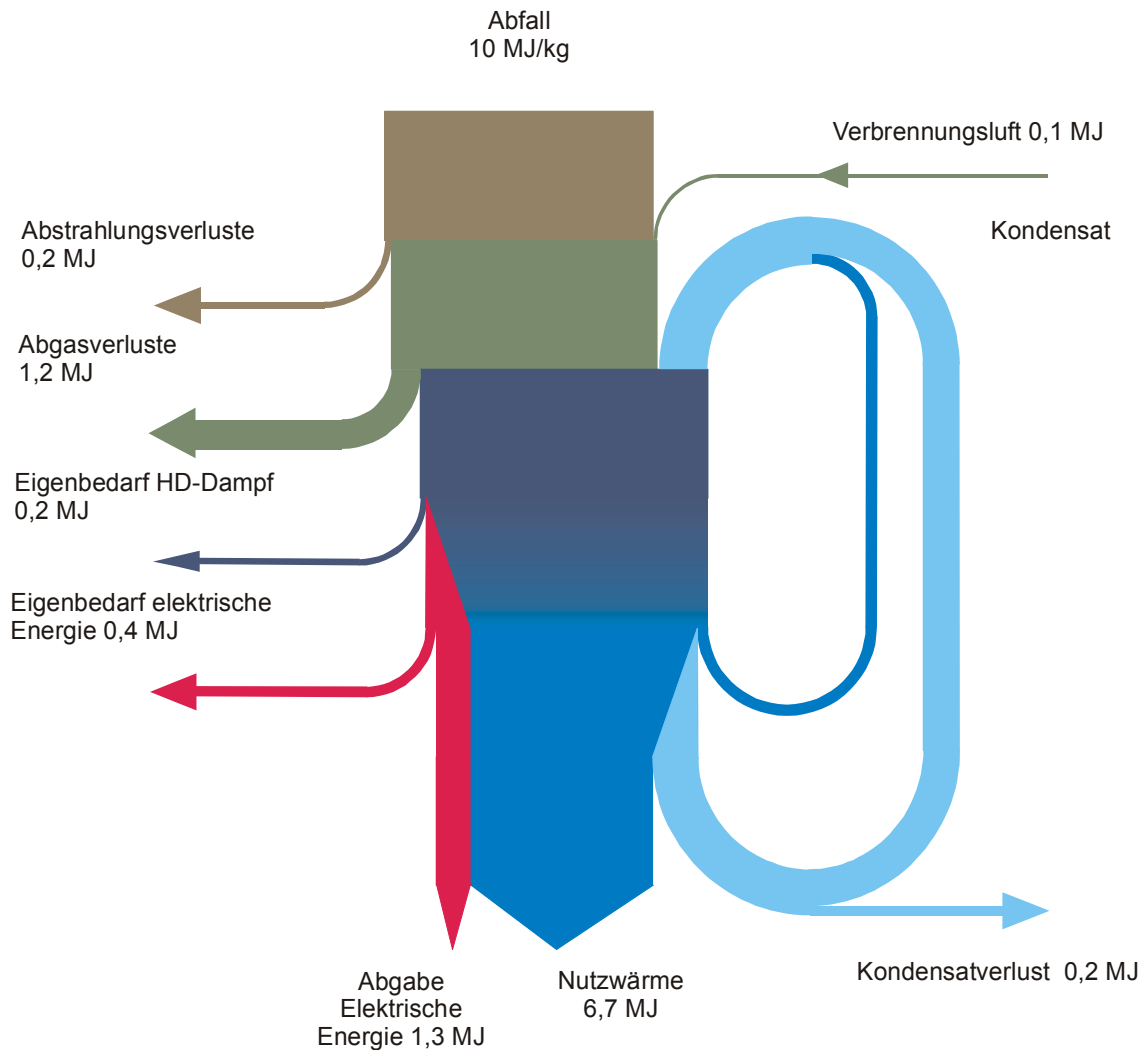


Abbildung 5: Energieflussdiagramm bei Kraft – Wärmekopplung mit hohen Dampfparametern

Die wesentlichen Verbraucher an elektrischer Energie in einer Abfallverbrennungsanlage sind die Verbrennungsluftventilatoren, Speisewasserpumpen, Umwälzpumpen der nassen Rauchgasreinigungsanlage und der Saugzugventilator. Der Eigenbedarf an elektrischer Energie liegt bei Rost- und Drehrohrfeuerungsanlagen zwischen 2 und 3 % der Feuerungswärmeleistung. Wirbelschichtenanlagen haben infolge der höheren Vordrücke der Verbrennungsluft und des zusätzlichen Energiebedarfes für die Abfallaufbereitung einen um ca. 50 % höheren Eigenbedarf an elektrischer Energie.

Die wesentlichen Verbraucher an Wärme sind die Wiederaufheizungsstufen der Abgasreinigung. Die Aufheizung der Rauchgase nach dem Wäscher vor dem Eintritt in trockene Abgasreinigungsanlagen erfolgt durch Gas-Gas-Wärmetauscher und durch mit Niederdruckdampf beheizten Dampfvorwärmern.

Zur Endaufheizung vor dem Katalysator wird Hochdruckdampf oder Erdgas verwendet. Die notwendige Energie zur Wiederaufheizung kann durch großzügig dimensionierte Wärmeverschiebesysteme gering gehalten werden.

Durch Aufwärmen von Kondensat und Verbrennungsluft mit Niederdruckdampf kann ausgekoppelte Wärme zur Erzeugung von Frischdampf verwendet werden, wodurch die Verstromung erhöht werden kann.

Der Gesamtwirkungsgrad einer Abfallverbrennungsanlage wird als Verhältnis von nutzbarer abgeführter Energie zu zugeführter Energie definiert.

Bei wärmegeführter Kraft-Wärme-Kopplung d.h. bei voller Nutzung der Abwärme ist ein theoretischer Gesamtwirkungsgrad von 80 % erreichbar. Wird keine Wärme genutzt, beträgt der Gesamtwirkungsgrad bei den üblichen Dampfparametern nur ca. 20 % (Abbildung 6).

Reine Verstromung mit normalen Dampfparametern

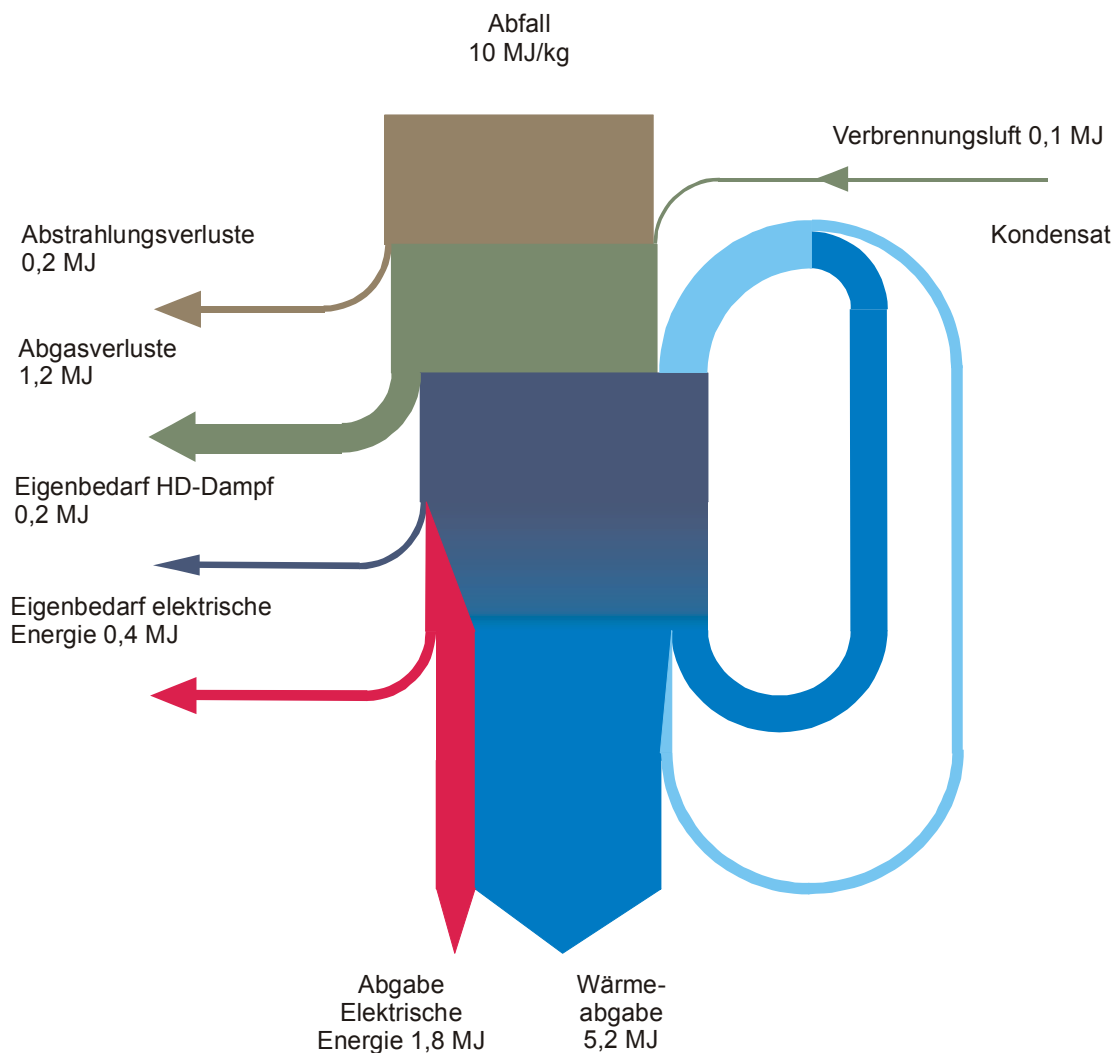


Abbildung 6: Energieflussdiagramm bei reiner Verstromung mit normalen Dampfparametern

Bei erhöhten Dampfparametern kann bei reiner Verstromung ein Wirkungsgrad bis zu 30 % erreicht werden (Abbildung 7).

Reine Verstromung mit hohen Dampfparametern

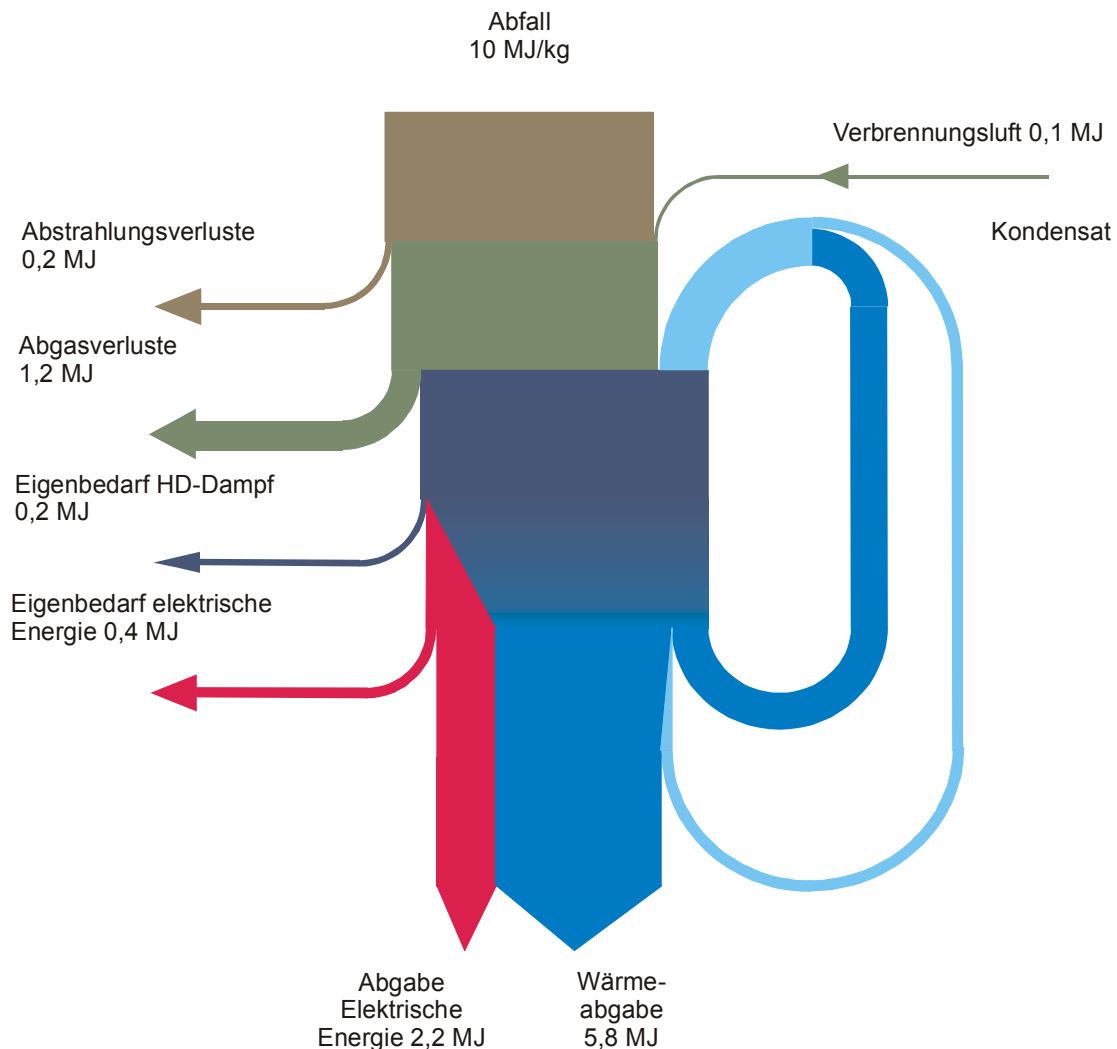


Abbildung 7: Energieflussdiagramm bei reiner Verstromung mit hohen Dampfparametern

Allerdings ist ein Vergleich dieser Wirkungsgrade nur bedingt zulässig, da es sich im ersten Fall hauptsächlich um Wärme auf niedrigem Temperaturniveau und im anderen Fall um elektrischen Strom handelt. Beispielsweise könnte mit einem Teil des erzeugten Stromes über eine Wärmepumpe Wärme auf niedrigem Temperaturniveau mit einer Leistungsziffer von ca. 4 bereitgestellt werden, woraus sich insgesamt wiederum ein theoretischer Wirkungsgrad in gleicher Größenordnung der Kraft - Wärme-Kopplung errechnet.

Daher sollte nicht nur der energetische Wirkungsgrad, sondern auch die Auswirkungen auf die Umwelt, die sich durch Substitution der abgegebenen Energie ergeben, berücksichtigt werden. Es ist daher augenscheinlich, dass die optimale Nutzung der Energie aus Abfallverbrennung nicht nur durch geeignete Verfahrensauswahl sondern auch durch geeignete Standortauswahl beeinflusst werden kann.

6.1 Korrosion

Entscheidende Faktoren für Korrosionserscheinungen sind bei Abfallverbrennungsanlagen der Chloridgehalt des Rauchgases und die Dampfparameter. Die Dampfparameter sind so zu wählen, dass in allen Betriebsfällen die Überhitzerheizflächen im korrosionsfreien Bereich entsprechend Abbildung 8 betrieben werden.

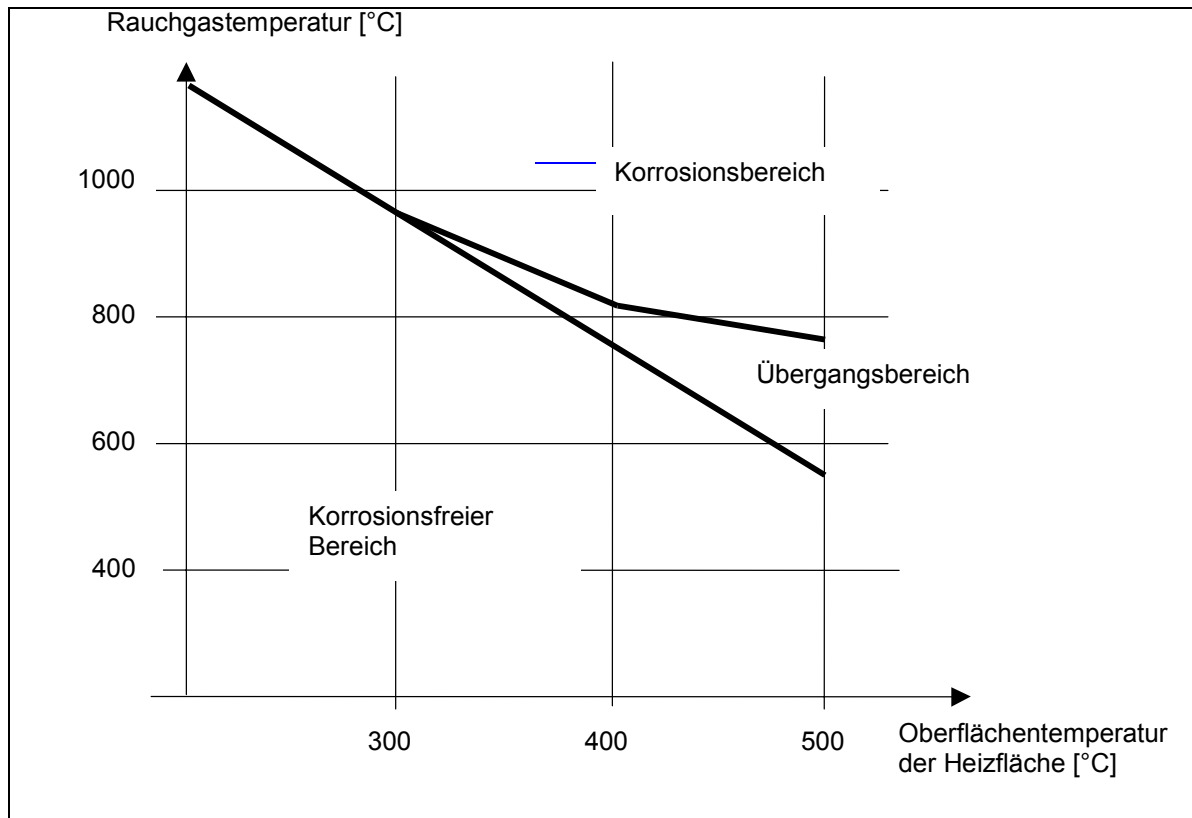


Abbildung 8: Korrosionsbereiche der Heizflächen

7 MEDIENÜBERGREIFENDE ASPEKTE

Die IPPC Richtlinie verfolgt den Ansatz der integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung und sieht Maßnahmen zur Minderung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden – darunter auch den Abfall betreffende Maßnahmen vor – um ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Die bloße Verlagerung von Umweltverschmutzungen von einem Medium in ein anderes soll vermieden werden. Im Zuge des Informationsaustausches über die besten verfügbaren Techniken wurde eine Arbeitsgruppe eingerichtet, die sich mit Kosten und medienübergreifenden Aspekten beschäftigt. Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe liegen noch nicht vor, bei den bisher fertiggestellten BAT Referenz Dokumenten erfolgt eine getrennte Darstellung der Emissionen in die einzelnen Medien sowie der Abfälle und eine anschließende Bewertung von BAT im „Konsensmodus der Experten“.

Der integrierte Ansatz, der besonders auch die Vermeidung der Entstehung von Emissionen und Abfällen mit einschließt, wurde v.a. in Hinblick auf die Produktion von Sachgütern gewählt und kann in diesem Bereich bis zur Produktbewertung und Life Cycle Analyse erweitert werden. Der Gestaltungsbereich des integrierten Ansatzes im Rahmen der RL 96/61/EC (IPPC-RL) ist auf die von Anhang I erfassten Anlagen beschränkt. Dazu gehören neben industriellen Tätigkeiten des produzierenden Sektors auch Kraftwerke (über 50 MW) sowie Abfallbehandlungsanlagen und Deponien. Die Besonderheit der Kraftwerke besteht darin, dass das „Produkt“ Energie ist. Abfallbehandlungsanlagen einschließlich Abfallverbrennungsanlagen erzeugen kein „Produkt“ sondern dienen der Entsorgung von Abfällen aus dem kommunalen und dem produzierenden Bereich, zumeist unter Ausnutzung der freiwerdenden Wärmeenergie.

Die Verlagerung zwischen den einzelnen Umweltmedien bei einer nach dem Stand der Technik betriebenen Abfallverbrennungsanlage kann wie folgt beschrieben werden: Bei der Verbrennung von Abfällen wird ein Teil der Abfälle in die Gasphase übergeführt, die Abgase müssen zur Abscheidung von Flugasche, sauren Gasen, Schwermetallen und Dioxinen gereinigt werden – wobei Abfälle und Abwasser anfallen. Die nicht brennbaren Teile bleiben als Asche oder Schlacke zurück und werden gegebenenfalls nach einer weiteren Behandlung ebenso wie die Abfälle aus der trockenen und der nassen Rauchgasreinigung deponiert. Die bei der Verbrennung freiwerdende Wärmeenergie wird zumeist als solche genutzt und zum Teil auch verstromt.

Durch die Verbrennung von Hausmüll erreicht man eine Volumenreduktion auf ungefähr 10 % und eine Gewichtsreduktion auf ungefähr ein Drittel der eingesetzten Abfälle. Der Heizwert beträgt zumeist zwischen 7 und 15 MJ pro Tonne Hausmüll. Abfälle aus Gewerbe und Industrie weisen zum Teil deutlich höhere Heizwerte (bis zu 40 MJ t⁻¹) auf, zum Teil werden aber auch schwer oder nicht brennbare Abfälle zum Zweck der Zerstörung von brennbaren, toxischen Anteilen einer Verbrennung zugeführt. Verlagerungseffekte sind daher quantitativ durch Einsatzstoff, Verbrennungstechnologie und Abgasreinigungstechnologie sowie durch Art und Anteil der Energienutzung bestimmt.

Für die einzelnen Module der Rauchgasreinigung können die wichtigsten Hilfsstoffe und Verlagerungen angegeben werden, hinsichtlich ihrer Menge und anfallenden Kosten wird auf Kapitel 9.4 verwiesen. Angaben über die Nutzung von Energie sind in Kapitel 6 und mögliche Erlöse daraus in Kapitel 9.3 dargestellt.

Medienübergreifende Aspekte bei der Rauchgaswäsche

Eingesetzte Hilfsstoffe: Wasser, Natronlauge, Kalkhydrat, Kalkstein, elektrische Energie, Fällungschemikalien (Flockungshilfsmittel, Polyelektrolyte), Salzsäure, Wärme für die Wiederaufheizung

Abwasser: Gereinigtes Wasser

Luft: Reingas

Anfallende Abfälle: Schlämme aus der Abwasserreinigung (Filterkuchen), REA Gips

Medienübergreifende Aspekte bei der trockenen Rauchgasreinigung

Staubabscheidung (Vorabscheidung)

Eingesetzte Hilfsstoffe: elektrische Energie

Luft: Reingas

Anfallende Abfälle: Filterstaub, Flugasche

Kombinierte Abscheidung von Staub, Hg und PCDD/F

Eingesetzte Hilfsstoffe: gebrannter Kalk, Aktivkoks, elektrische Energie

Luft: Reingas

Anfallende Abfälle: Gemisch aus salzhaltigem Filterstaub, Flugasche, beladener Aktivkoks

Medienübergreifende Aspekte bei der Entstickung

Eingesetzte Hilfsstoffe: Ammoniaklösung (ev. Harnstoff), elektrische Energie, gegebenenfalls Katalysator

Luft: Reingas

Anfallende Abfälle: ggf. Katalysatorabrieb

Medienübergreifende Aspekte bei der Dioxinabscheidung

Eingesetzte Hilfsstoffe: Aktivkohle oder Aktivkoks, elektrische Energie

Luft: Reingas

Anfallende Abfälle: dioxinhaltige Aktivkohle/-koks

Verlagerung einzelner Elemente und Substanzen

Ziel: Konzentration der Schadstoffe

Die Verlagerung von Einzelsubstanzen, wie Schwermetallen, S, Cl, F und Phosphor, wurde bereits Anfang der 90er Jahre am Beispiel der Müllverbrennungsanlage Spittelau untersucht [SCHACHERMAYER et al. 1995]. Diese erste Arbeit diente neben der Ermittlung von Verteilungskoeffizienten für die genannten Substanzen auch der Entwicklung der Bestimmungsmethode selbst. Die Untersuchungen werden bis heute fortgeführt und erlauben die Optimierung der Anlage hinsichtlich der aus der Verbrennung anfallenden Abfälle sowie Aufschlüsse über die Zusammensetzung des angelieferten Hausmülls über lange Zeiträume.

Als Ergebnis der Arbeit zeigte sich, dass der Schwefelgehalt im Reingas bei nasser Rauchgaswäsche weniger als 1 % des Inputs beträgt. Circa 47 % des im Müll enthaltenen Schwefels ist in der Schlacke zu finden, ca. 39 % in der Filterasche und je 6-8 % im Abwasser und im Filterkuchen.

Phosphor findet sich zu ca. 83 % in der Schlacke, zu ca. 17 % in der Filterasche und in geringen Mengen im Reingas, im Abwasser und im Filterkuchen.

Von den Schwermetallen wurden Massenbilanzen für Eisen, Kupfer, Zink, Blei, Cadmium und Quecksilber erstellt. Weniger als 1 % der Schwermetalle des verbrannten Mülls gelangen ins Reingas. Eisen kann zu ca. 80 % über die Schrottabseidung ausgeschieden werden, ca. 18 % finden sich in der Schlacke wieder. Kupfer – dessen Gehalt im Müll deutlich geringer als der von Eisen ist – findet sich zu ca. 94 % in der Schlacke und zu ca. 6 % im Filterstaub. Zink und Blei finden sich ebenfalls hauptsächlich im Filterstaub und in der Schlacke wieder, jedoch betrug die Verteilung zwischen Schlacke und Filterstaub ca. 1 : 1 bei Zink und 3 : 1 bei Blei.

Cadmium verteilt sich laut diesen Untersuchungen zu ca. 90 % auf den Filterstaub und zu ca. 9 % auf die Schlacke. Ungefähr 30 % des Quecksilbers werden mit dem Filterstaub getragen, ungefähr 66 % mit dem Filterkuchen und ungefähr 5 % mit der Schlacke.

8 BESCHREIBUNG DER ANLAGEN

Die abfallwirtschaftliche Anlagen- und Stoffdatenbank des Umweltbundesamts weist derzeit 188 Anlagen zur thermischen Verwertung und Behandlung von Abfällen mit einer Gesamtkapazität von rund 2,7 Mio. t aus. In 135 dieser Anlagen werden nur Abfälle, welche innerhalb des eigenen Betriebes anfallen, verbrannt. Die Betreiber der restlichen Anlagen übernehmen Abfälle von Dritten, einige aber nur Abfälle von bestimmten Partnerunternehmen.

Gefährlicher Abfall wird derzeit in 14 Anlagen mit einer Gesamtkapazität von etwa 233.000 t pro Jahr verbrannt, wobei der Hauptanteil der Fernwärme Wien GmbH, Werk Simmeringer Haide zuzuordnen ist [BMLFUW, 2001].

Eine beispielhafte Zuordnung zu Abfällen und Technologie der österreichischen Anlagen ist in nachstehender Liste dargestellt:

- Hausmüllverbrennungsanlagen
Flötzersteig, Spittelau, Wels
- Verbrennung von gefährlichen Abfällen
Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide, Arnoldstein
- Verbrennung von Krankenhausabfällen
Baden, Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide
- Verbrennung von Klärschlamm
Wirbelschichtreaktoren des Werkes Simmeringer Haide, Lenzing
- Verbrennung von aufbereiteten Abfallfraktionen
Lenzing, Steyermühl, Funder,
- Kombinierte Abfallverbrennung
Lenzing, Wels, vierter Wirbelschichtreaktor des Werkes Simmeringer Haide (geplant)
- Pyrolyse von Abfällen
(siehe Verbrennung von Krankenhausabfällen)
- Geplante und bereits genehmigte Abfallverbrennungsanlagen
Dürrrohr, Arnoldstein, Zistersdorf, Niklasdorf, zweite Linie der Anlage in Wels, vierter Wirbelschichtreaktor des Werkes Simmeringer Haide
- Vergasung
Keine Anlage in Österreich

Aus dieser exemplarischen Liste werden ausgewählte Anlagen in den folgenden Unterkapiteln detailliert beschrieben.

8.1 Hausmüllverbrennung

8.1.1 Müllverbrennungsanlage Flötzersteig

In der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig wurden im Jahr 2000 196.605 t Hausmüll der Stadt Wien verbrannt. Die allgemeinen Daten dieser Anlage befinden sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Müllverbrennungsanlage Flötzersteig	
Betreiber	Fernwärme Wien GesmbH
Inbetriebnahme	1963
Technologie	Rostfeuerung
Abfalldurchsatz	196.605,52 t
Durchschnittlicher unterer Heizwert	8.862 kJ kg ⁻¹
Durchschnittlicher oberer Heizwert	9.400 kJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	62 MW
Betriebsstunden Linie 1	8.011
Betriebsstunden Linie 2	8.066
Betriebsstunden Linie 3	8.207

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der drei Verbrennungslinien ist in Abbildung 9 wiedergegeben und gliedert sich in wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Feuerungssystem: Gegenlauf-Überschubrost
- Abhitzekessel
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Elektrofilter, 3-stufige Rauchgasnasswäsche, katalytische Entstickungs- und Dioxinzerstörungsanlage
- Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlage
- Dampfverteilersystem

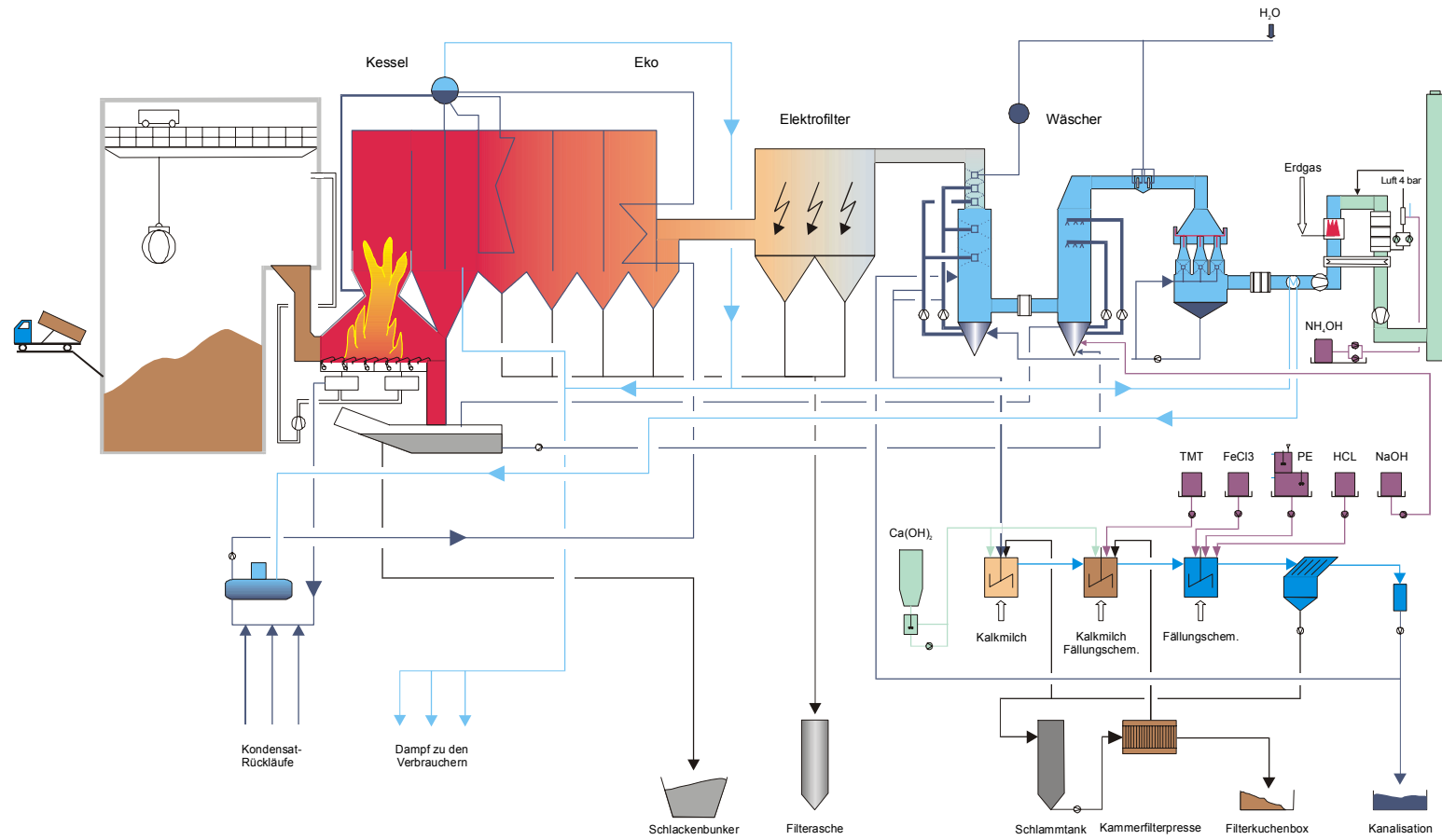


Abbildung 9: Fließbild der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig

In Tabelle 4 sind die Input und Outputströme, bezogen auf eine Tonne Müll der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig wiedergegeben.

Tabelle 4: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Input bezogen auf eine 1 t Abfall		Output bezogen auf 1 t Abfall	
Wärme	283,6 kWh	Wärme	1.980 kWh
Strom	79,0 kWh	Strom	-
Erdgas	16,38 m ³	Dampf (p = 16 bar; T = 270 °C)	2,75 t
Frischwasser	825 l	Schlacke	255,6 kg
Kalk	2,46 kg	Eisenschrott	-
Natronlauge, 30 %	3,48 kg	Flugasche	15,6 kg
Ammoniak, 25 %	1,87 kg	Filterkuchen (20 – 30 % H ₂ O)	0,93 kg
Fällungschemikalien	0,25 kg	Gereinigtes Abwasser	312,6 l
Polyelektrolyt	0,003 kg	Gereinigtes Abgas (trocken)	5.100 Nm ³
Salzsäure	0,075 kg		

Übernahme, Aufbereitung und Lagerung

Hausmüll der Stadt Wien wird täglich durch 230 Müllsammelfahrzeuge angeliefert, wobei jedes Fahrzeug durchschnittlich 4-5 t Müll enthält. Die Fahrzeuge werden gewogen und der Müll über sechs Kippstellen in den zweigeteilten Müllbunker eingebracht. Dieser besteht aus einem Tages- und einem Vorratbunker, der Abfall für maximal drei Tage bevorraten kann.

Abfalleintrag und Verbrennungsluftversorgung

Mit Müllgreifern von zwei Brückenkränen werden der Vorratsbunker sowie drei Schurren (Einfülltrichter) beschickt. Der über die Schurren eingebrachte Müll wird durch den Zuteiler auf den Verbrennungsrost geschoben und unter Zufuhr von vorgewärmter Luft verbrannt.

Rostfeuerung

Bei dem Rost handelt es sich um einen Gegenlauf-Überschubrost, der horizontal liegt und keine Abstürze besitzt.

Die Vorwärtsbewegung des Abfalls erfolgt durch gegenläufig bewegte Roststabweihen, die im Wechsel mit feststehenden Roststabweihen angeordnet sind. Durch die Bewegung des Rosts wird der Müll nicht nur vorwärts gefördert, sondern auch geschürt und umgewälzt.

Energieverwertung

Dem Verbrennungsrost nachgeschaltet ist ein Dampfkessel (Verdampferheizfläche 1.695 m²) mit Überhitzer (370 m²) und Economiser (220 m²). Aus der durch die Verbrennung des Mülls gewonnenen Wärme wird überhitzter Dampf mit 270 °C und 16 bar erzeugt.

Von der Müllverbrennungsanlage führen Dampfleitungen in begehbaren Kanälen zu naheliegenden Großabnehmern. Die Wärmemenge, die nicht von den Großabnehmern abgenommen wird gelangt über zwei Umformerstationen ins Fernwärmenetz. Dabei wird das Rücklaufwasser des Fernwärmenetzes von 60-70°C auf 100-150°C aufgeheizt.

Rauchgasreinigung

Elektrofilter: Jedem Müllkessel nachgeschaltet ist ein zweifeldriger Elektrofilter zur Grobabscheidung der Stäube aus den Rauchgasen. Die Staubfracht wird von etwa 3.000 mg Nm⁻³ auf 20-40 mg Nm⁻³ reduziert und vor dem Kamin in der Rauchgasreinigung weiter bis auf ca. 2 mg Nm⁻³ verringert.

Nasse Rauchgasreinigung: Je Linie werden die Rauchgase in drei Wäschern gewaschen. Im ersten Wäscher werden in Rauchgase von 200 °C auf 60-70 °C abgekühlt und mit Wasserdampf gesättigt. Ringförmige Düsen im unteren Teil des Wäschers erzeugen ein Wasserschicht, in dem HCl, HF, Schwermetalle, Hg und ein Teil des Reststaubs herausgewaschen werden. Der pH Wert des Wassers liegt bei 1,5 und wird durch Zugabe von Kalkmilch konstant gehalten. In einem zweiten (pH neutralen) Wäscher wird durch Zugabe von NaOH SO₂ abgeschieden, wobei ein Gemisch aus Na₂SO₄ und Na₂SO₃ entsteht. Ein Teil des Waschwassers wird in den Naßentschlacker geschleust, wo Gips ausfällt, der zusammen mit der Schlacke abtransportiert wird. In der dritten Reinigungsstufe, dem Venturiwäscher werden Feinstaubpartikel abgeschieden.

Katalytische Entstickung und Dioxinzersetzung: Vor dem Eintritt in den Katalysator wird das Rauchgas mittels Dampfwärmetauscher von 60 auf 130 °C erwärmt und bereits nach der Denoxeintrittsklappe wird dem Rohgas verdampftes Ammoniakwasser zugesetzt. Nach der Reaktion im Katalysator wird das Rauchgas durch das Wärmerohr abgekühlt und mittels Gebläse in den Kamin geleitet.

Die mit diesen Anlagen erreichten Emissionswerte sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a			Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}
	Minimum	Durchschnitt	Maximum		
Staub *	0,5	2,1	9,1	2.105,64	10,71
HCl *	0,1	1,6	8,1	1.604,3	8,16
HF		0,14		140,38	0,71
SO ₂ *	0,1	10,4	53,6	10.427,93	53,04
C _{org} *	0,1	0,7	7,2	701,88	3,57
CO *	1,2	15,2	98,3	15.240,82	77,52
NO _x als NO ₂ *	0,1	30,5	87,3	30.581,91	155,55
Pb		0,044		44,12	0,22
Cr		< 0,001		1	0,0051
Zn		0,114		114,31	0,58

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a			Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}
	Minimum	Durchschnitt	Maximum		
Σ Pb + Cr + Zn		< 0,159		159,43	0,81
As		< 0,001		1	0,0051
Co		< 0,001		1	0,0051
Ni		< 0,001		1	0,0051
Σ As + Co + Ni		< 0,003		3	0,0153
Cd		0,002		2	0,01
Hg		0,036		36,1	0,18
NH ₃ *		0,58		581,56	2,96
PCDD+PCDF		0,018 ng Nm ⁻³		18,05 mg a ⁻¹	0,0918 µg t ⁻¹

* kontinuierliche Messung

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a⁻¹; Dioxine in mg a⁻¹

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t⁻¹; Dioxinmissionen in µg t⁻¹

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Emissionen sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases (5.100 Nm³ t⁻¹_{Abfall}) und die Abfallmenge (196.605 t a⁻¹)

Abwasseraufbereitung

Das Abwasser durchläuft zunächst eine Neutralisationsstufe, in der ein Teil der Schwermetalle ausgefällt wird. Der restliche Teil fällt in der nachgeschalteten Fällungsstufe aus. Danach gelangt das Abwasser zu einer Flockungsstufe. Der anfallende Schlamm wird im Schrägklärer abgeschieden und in Kammerfilterpressen entwässert. Ein Teilstrom des gereinigten Abwassers gelangt zurück in den Reinwassertank und der Rest in den Abwasserkanal.

Durch diese mehrstufige Abwasserreinigungsanlage werden die in Tabelle 6 angeführten Werte erreicht.

Tabelle 6: Zusammensetzung der Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Temperatur	< 30 °C
Leitfähigkeit	20 mS
pH Wert	7,6
Ungelöste Stoffe	< 30
Absetzbare Stoffe	<10
As	< 0,003
Cd	0,001
Chloride (Cl)	10.000
Cyanide (CN)	< 0,006
Cr	< 0,05

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Cu	0,11
Fluoride (F)	< 0,006
Hg	< 0,001
NH ₄ -N	3,16
Nitrate (NO ₃)	33
Nitrite (NO ₂)	0,14
Ni	< 0,05
Pb	< 0,01
Sulfat (SO ₄)	325
Sulfid	< 0,1
Sulfit	< 1,0
Zn	0,4
AOX / EOX	1,02 / < 0,02
BTXE	< 0,025
C _{gesamt}	0,05
Phenol	< 0,01

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Schlacke: Die Schlacke fällt am Ende der Rostbahn in den wasserbefüllten Naßentschlacker. Dabei erfolgt die Abkühlung. Danach wird sie mittels Plattenförderband in den Schlackebunker transportiert. Von dort wird die Schlacke mit einem Kran auf LKWs verladen und auf eine Deponie gebracht.

Flugasche: Die Flugasche wird über Förderschnecken in den Aschezwischensilo und von dort pneumatisch in zwei Aschesilos transportiert. Diese Asche wird zweimal wöchentlich über einen Beladerüssel in LKWs verladen und abtransportiert.

Schlacke und Asche werden durch Zugabe von Wasser und Zement verfestigt und als Deponieabdichtung in Form einer Ringwellschüttung verwendet.

Filterkuchen der Abwasserreinigung: Abfüllung in Big Bags und Untertagedeponierung.

Die Zusammensetzung der Abfälle sind in Tabelle 7 und Ergebnisse der Leaching Tests in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 7: Chemische Daten der Abfälle aus der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Messwert		
	Schlacke	Flugasche	Filterkuchen
Dichte [kg m ⁻³]	800 – 2.300	500 – 800	
TOC [%] (air dried basis – ad)	1,5 – 2,5	1,5 – 2,0	
Σ SO ₄ +SO ₃ [%] (ad)	1,5 – 8,0	4,5 – 17,0	
Cl [%] (ad)	0,2 – 0,5	7,5 – 11,5	
F [%] (ad)	0,01 – 0,1	0,1 – 0,3	
CO ₃ [%] (ad)	3,0 – 15,0	2,5 – 15,0	
SO ₄ [%] (ad)	1,5 – 5,0	4,5 – 12,5	
Feuchtigkeitsgehalt [%] (ad)	15,0 – 40,0	0,1 – 0,5	
Glühverlust [%] (ad)	1,5 – 4,5	0,5 – 3,0	
Hauptbestandteile [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
Si	130.000 – 220.000	65.000 – 130.000	
Al	40.000 – 110.000	40.000 – 70.000	27.500
Mg	10.000 – 25.000	10.000 – 25.000	29.700
Fe	20.000 – 40.000	10.000 – 20.000	55.100
Ca	120.000 – 160.000	150.000 – 210.000	183.000
Na	15.000 – 30.000	30.000 – 50.000	2.250
K	10.000 – 25.000	45.000 – 120.000	3.040
Schwermetalle [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
Zn	1.500 – 5.000	12.000 – 25.000	15.000
Pb	1.000 – 3.500	3.000 – 7.000	5.900
Mn	400 – 1.000	400 – 900	388
Cr	200 – 500	400 – 900	238
Cd	5 – 15	200 – 800	451
As	3 – 15	3 – 30	19
Hg	0,3 – 3,0	5 – 40	1.590
Ni	50 – 700	100 – 700	313
Organische Bestandteile [ng g ⁻¹]			
PCDF	0,05 – 0,2	2 - 20	
PCDD	0,02 – 0,2	5 - 80	
TEQ	0,001 – 0,008	1,0 – 2,0	
PCB _{gesamt}	< 600	< 600	
PAH _{gesamt}	< 50	< 50	

Tabelle 8: Leaching Tests; Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Konzentration [mg kg^{-1}] ^a	
	Schlacke	Flugasche
Mg	< 10	< 10
Ca	1.300	15.000
SO ₄	1.600	25.000
Cl	1.500	110.000
NH ₃ als N	7	3
NO ₃ als N	< 3	< 3
NO ₂ als N	5	0,5
DOC	200	20
Fe	< 0,5	< 0,5
Mn	< 0,5	< 0,5
Ni	< 0,5	< 0,5
Cd	< 0,01	0,02
Cr	< 0,5	< 0,5
Cu	2,5	0,5
Pb	60	120
Zn	1,5	5
Hg	< 0,01	< 0,01

^a Testbedingungen: Erhöhtes flüssig : fest Verhältnis (10 : 1); destilliertes Wasser ($T = 20^\circ\text{C}$); keine pH Wert Kontrolle; maximale Partikelgröße 10 mm; Ergebnisse in mg pro kg trockenem Rückstand

8.1.2 Müllverbrennungsanlage Spittelau

In der Müllverbrennungsanlage Spittelau wurden im Jahr 2000 268.912 t Abfall verbrannt. Die allgemeinen Daten dieser Anlage befinden sich in Tabelle 9.

Tabelle 9: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Müllverbrennungsanlage Spittelau	
Betreiber	Fernwärme Wien GesmbH
Inbetriebnahme	1971
Technologie	Rostfeuerung
Abfalldurchsatz	268.912,09 t
Durchschnittlicher unterer Heizwert	8.822 kJ kg ⁻¹
Durchschnittlicher oberer Heizwert	9.400 kJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	85 MW
Betriebsstunden Linie 1	7.812
Betriebsstunden Linie 2	7.882

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der zwei Linien ist in Abbildung 10 wiedergegeben und gliedert sich im wesentlichen in die folgenden Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Feuerungssystem: Rückschubrost
- Abhitzeessel
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Elektrofilter, 3 stufigen Nasswäsche, katalytische Entstickungs- und Dioxinzerstörungsanlage
- Mehrstufige Abwasserbehandlung
- Dampfturbine, Generator und Fernwärmeauskopplung

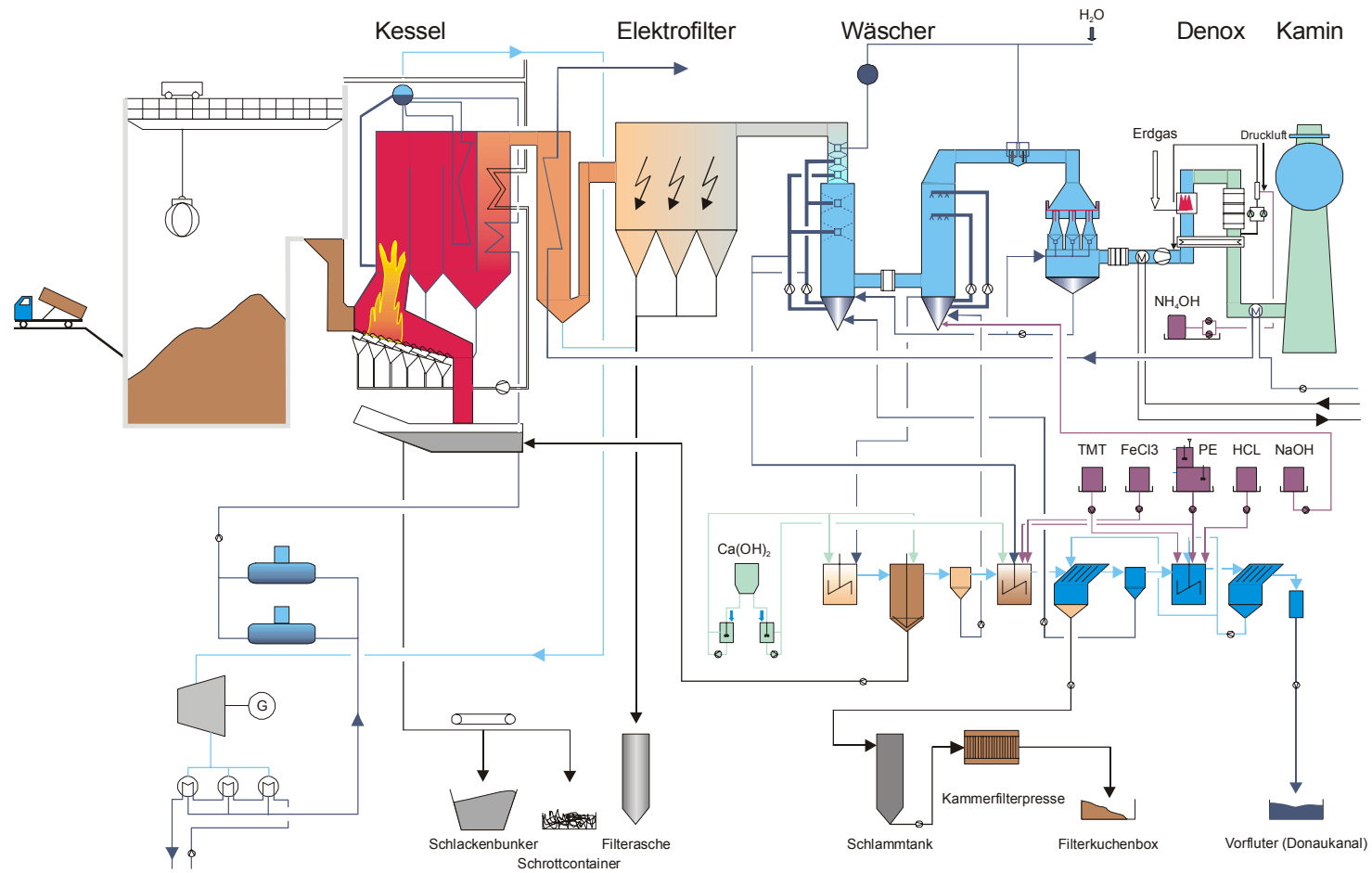


Abbildung 10: Fließbild der Müllverbrennungsanlage Spittelau

In Tabelle 10 sind die Input- und Outputströme, bezogen auf eine Tonne Müll der Müllverbrennungsanlage Spittelau wiedergegeben.

Tabelle 10: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Input bezogen auf eine 1 t Abfall		Output bezogen auf 1 t Abfall	
Wärme	27,6 kWh	Wärme	1.857 kWh
Strom	78,5 kWh	Strom	150 kWh
Erdgas	20,1 m ³	Dampf (p = 32 bar; T = 240 °C)	2,6 t
Frischwasser	730 l	Schlacke	207 kg
Kalk	2,9 kg	Eisenschrott	22 kg
Natronlauge, 30 %	2,25 kg	Flugasche	19 kg
Ammoniak, 25 %	2,9 kg	Filterkuchen (15 – 20 % H ₂ O)	1 kg
Fällungschemikalien, etc.	0,17 kg	Gereinigtes Abwasser	415 l
		Gereinigtes Abgas (trocken)	4.545 Nm ³

Übernahme, Aufbereitung und Lagerung

Pro Tag werden Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle durch etwa 250 Anlieferungsfahrzeuge in die Müllverbrennungsanlage Spittelau gebracht. Die Fahrzeuge werden auf zwei Brückenwagen gewogen, bevor sie ihren Inhalt über die insgesamt acht Kippstellen in den rund 7.000 m³ fassenden Abfallbunker entleeren.

Abfalleintrag und Verbrennungsluftversorgung

Mit zwei Brückenkränen, deren Greifer ein Fassungsvermögen von je 4 m³ besitzen, wird der Abfall nach Durchmischung im Bunker den beiden Verbrennungslinien zugeführt. Über den Einfüllschacht und den hydraulischen Zuteilern gelangt der Abfall auf den am unteren Ende des Feuerraums befindlichen Rost.

Die für die Verbrennung benötigte Frischluft wird aus dem Abfallbunker abgesaugt, wodurch ein Unterdruck erzeugt wird und der Geruchs- und Staubaustritt über die Kippstellen in die Umgebungsluft minimiert wird.

Rostfeuerung

Auf dem schräg geneigten, 35 m² großen Zweibahn-Rückschubrost können bis zu 18 t Abfall pro Stunde thermisch behandelt werden. Die bei der Verbrennung entstehenden heißen Rauchgase geben ihren Wärmeinhalt an Kesselheizflächen ab, wobei für beide Linien in Summe 90 t Satteldampf pro Stunde erzeugt werden.

Energieverwertung

Zur Stromgewinnung wird der gewonnene Stattdampf in einer Gegendruckturbine von 33 bar auf 4,5 bar abgearbeitet, bevor durch Kondensation in der nachfolgenden Wärmetauschergruppe die Wärmeabgabe an das Rücklaufwasser des Fernwärmenetzes erfolgt. Im Jahreschnitt werden dabei mehr als 5 MW Strom zur Eigenbedarfsdeckung und Einspeisung ins öffentliche Stromnetz sowie 60 MW Fernwärme gewonnen.

Rauchgasreinigung

Elektrofilter: Das Rauchgas verlässt den Wärmetauscher, der dem Abhitzeessel nachgeschaltet ist mit 180 °C und wird in einem 3 feldrigen Elektrofilter auf einen Staubgehalt < 5 mg Nm⁻³ gereinigt.

Nasse Rauchgasreinigung: Das entstaubte Rauchgas tritt in die Quenche des ersten Naßwäschers ein, in der durch die Frischwassereindüsung die Abkühlung auf Sättigungstemperatur (60-65°C) erfolgt. Bei einem pH-Wert von 1 werden durch intensiven Gas-Flüssigkeitskontakt im Kreuzstrom HCl, HF, Staub sowie Schwermetalle abgeschieden. In der zweiten Wäscherstufe erfolgt bei pH-Wert 7 die Entschwefelung des Rauchgases. Im nachgeschalteten elektrodynamischen Venturi kommt es zur adiabatischen Entspannung des Rauchgases und der Abscheidung der, durch eine Mittelelektrode aufgeladenen, Feinstaubpartikel.

Katalytische Entstickung und Dioxinzerstörung: Nach der Wiederaufheizung der Rauchgase durch einen Wärmetauscher werden die Rauchgase mit verdampftem Ammoniakwasser versetzt und mittels Wärmerohr und Gasflächenbrenner auf die Reaktionstemperatur von 280 °C gebracht. Beim Durchströmen von drei Katalysatorlagen kommt es zu einer Umsetzung der Stickoxide und Zerstörung der Dioxine/Furane.

In einem dritten Wärmetauscher werden die Rauchgase auf 130°C abgekühlt und über einen 126 m hohen Kamin in die Atmosphäre geleitet. Die Zusammensetzung des entlassenen Rauchgases ist in Tabelle 11 wiedergegeben.

Tabelle 11: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2001) [REIL, 2001]

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a			Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}	Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}
	Minimum	Durchschnitt	Maximum		
Staub *	0,0	0,8	12,6	3,64	977,76
HCl *	0,0	0,8	8,2	3,64	977,76
HF		< 0,02		< 0,1	< 27,8
SO ₂ *	0,0	2,1	16,4	9,54	2.566,63
CO *	1,4	26,3	91,2	119,53	32.144
NO _x als NO ₂ *	0,0	22,9	92,8	104,08	27.988,5
C _{org} *	0,0	0,5	19,2	2,27	611,1
Pb		0,012		0,054	14,67
Cr		< 0,001		0,045	1,22
Zn		0,032		0,145	39,11
Σ Pb + Cr + Zn		< 0,045		0,2	54,99
As		< 0,001		0,0045	1,22

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a			Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}	Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}
	Minimum	Durchschnitt	Maximum		
Co		< 0,001		0,0045	1,22
Ni		< 0,002		0,009	2,44
Σ As + Co + Ni		< 0,004		0,018	4,88
Cd		0,001		0,0045	1,22
Hg		0,007		0,032	8,56
NH ₃		0,7		3,18	855,54
PCDD+PCDF		0,02 ng Nm ⁻³		0,091 µg t ⁻¹	24,4 mg a ⁻¹

* Kontinuierliche Messung; diskontinuierliche Werte sind arithmetische Mittelwerte und stammen aus einer TÜV Messung vom 17.01.2001

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a⁻¹; Dioxine in mg a⁻¹

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t⁻¹; Dioxinmissionen in µg t⁻¹

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Emissionen sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases (5.170 Nm³ t⁻¹_{Abfall}) und die Abfallmenge (269.375 t a⁻¹)

Abwasseraufbereitung

Die gelösten Schwermetallverbindungen der ersten Wäscherstufe werden durch Zugabe von Kalkmilch, Fällungs- und Flockungsmitteln in eine unlösliche Form gebracht und im nachgeschalteten Lamellenklärer abgeschieden. Nach wiederholtem Durchlauf der Fällungs- und Trennstufe wird der Hydroxidschlamm entwässert. Aus dem Ausschleuswasser der zweiten Wäscherstufe wird nach Kalkmilchzugabe Gips ausgefällt und im Klärbehälter sedimentiert. Der Gipsschlamm wird in den Nassentschlacker gepumpt. Die wiedergewonnen Natronlauge wird in den zweiten Wäscher zurückgeschleust. Die gereinigten Abwässer werden direkt in den Vorfluter entlassen.

Die mit dieser mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage erreichten Werte sind in Tabelle 12 angeführt.

Tabelle 12: Zusammensetzung des Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Temperatur	47,8 °C
Fischtoxizität GF	2,0
pH Wert	7,8
Abfiltrierbare Stoffe	< 20
Absetzbare Stoffe	< 0,3
Sichttiefe	> 30,0 cm
Abdampfrückstand	1,4 g l ⁻¹
Al	0,19
Ag	0,12
Ammonium (N)	3,3

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
As	< 0,002
Ba	0,19
Ca	5.056
Cd	< 0,001
Co	< 0,05
Cr _{gesamt}	< 0,05
Cr (VI)	< 0,05
Chlor Cl ₂ (frei)	< 0,05
Chlor (gesamt) Cl ₂	< 0,05
Chlorid (Cl)	7.085
Cyanide (CN)	< 0,006
Cu	< 0,05
Fe	< 0,05
Fluoride (F)	2,2
Hg	< 0,001
Mn	< 0,05
Nitrat (N)	4,8
Nitrit(N)	0,07
Ni	< 0,05
P	< 0,05
Pb	< 0,010
Sn	0,06
Sulfat (SO ₄)	1.183
Sulfid	< 0,1
Sulfit	< 1,0
Tl	< 0,01
V	< 0,05
Zn	< 0,06
EOX	< 0,02
CSB	< 75
BTXE	< 0,025
Summe Kohlenwasserstoffe	0,21
Phenol	< 0,01
Schwerflüchtige lipophile Stoffe	< 20
TOC	4,3

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Schlacke: Der Austrag der Schlacke am Ende des Verbrennungsrostes erfolgt durch Abwurf in eine wassergefüllten Naßentschlacker. Von dort aus wird die abgekühlte Schlacke über ein Förderband zum Schlackenbunker transportiert.

Filterasche: Die Filterasche wird über ein mechanisch-pneumatisches Fördersystem einem Silo zugeführt.

Schlacke und Filterasche werden mit Wasser und Zement versetzt und als Schlacke-Filterasche-Beton im Deponiebau eingesetzt.

Eisenschrott: wird mittels Überband Elektromagnet aus der abgekühlten Schlacke entfernt und der Stahlerzeugung zugeführt.

Filterkuchen der Abwasserreinigung: Abfüllung in Big Bags und Untertagedeponierung

Die Zusammensetzung der Abfälle ist in Tabelle 13, die Ergebnisse der Leaching Tests sind Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 13: Chemische Daten der Abfälle aus der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Messwert		
	Schlacke	Flugasche	Filterkuchen
Dichte [kg m ⁻³]	800 – 1.200	500 – 800	
TOC [%] (air dried basis – ad)	1,0 – 2,5	0,8 – 2,5	
Σ SO ₄ +SO ₃ [%] (ad)	1,0 – 11,0	6,0 – 15,0	
Cl [%] (ad)	0,1 – 0,6	5,0 – 11,0	0,5 – 2,5
F [%] (ad)	0,01 – 0,1	0,1 – 1,5	0,5 – 1,5
CO ₃ [%] (ad)	1,0 – 15,0	2,5 – 13,5	5,0 – 15,0
SO ₄ [%] (ad)	1,0 – 8,0	6,0 – 11,0	15 - 30
Feuchtigkeitsgehalt [%] (ad)	8,0 – 20,0	0,1 – 1,5	
Glühverlust [%] (ad)	1,0 – 4,5	0,5 – 3,0	
Hauptbestandteile [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
Si	140.000 – 280.000	70.000 – 160.000	10.000 – 70.000
Al	30.000 – 75.000	40.000 – 80.000	1.500 – 20.000
Mg	10.000 – 23.000	70.000 – 180.000	1.500 – 30.000
Fe	30.000 – 80.000	10.000 – 20.000	10.000 – 50.000
Ca	120.000 – 240.000	130.000 – 230.000	200.000 – 400.000
Na	10.000 – 45.000	15.000 – 65.000	1.000 – 10.000
K	10.000 – 25.000	30.000 – 75.000	500 – 5.000
Schwermetalle [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
Zn	1.200 – 5.500	7.000 – 20.000	700 – 4.500
Pb	500 - 5.500	2.500 – 7.000	100 – 2.000
Mn	300 – 1.100	500 – 800	100 – 900
Cr	100 – 500	400 – 700	20 – 100
Cd	2 – 10	50 – 500	5 – 100
As	2 - 15	5 – 30	0,5 – 15
Hg	0,3 – 3,0	5 – 50	100 – 2.000
Ni	50 – 400	50 – 200	20 – 160
Organische Bestandteile [ng g ⁻¹]			
PCDF	0,01 – 0,1	5 - 30	1,0 – 3,0
PCDD	0,01 – 0,2	5 - 35	4,0 – 8,0
TEQ	0,001 – 0,006	1,0 – 4,0	0,2 – 1,0
PCB _{gesamt}	< 600	< 600	
PAH _{gesamt}	< 100	< 100	

Tabelle 14: Leaching Tests; Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]

Parameter	Konzentration [mg kg^{-1}] ^a		
	Schlacke	Flugasche	Gips
Mg	< 10	< 10	100
Ca	2.000	15.000	10.300
SO ₄	100	25.000	1.900
Cl	2.500	100.000	4.400
NH ₃ als N	10	5	
NO ₃ als N	< 3	< 3	13
NO ₂ als N	0,5	0,5	0,3
DOC	250	15	14
Fe	0,5	0,5	< 0,7
Mn	< 0,5	< 0,5	< 0,7
Ni	< 0,5	< 0,5	< 0,7
Cd	0,01	0,2	0,01
Cr	< 0,5	< 0,5	< 0,7
Cu	5	0,5	< 0,7
Pb	20	250	0,18
Zn	1,5	15	< 0,7
Hg	< 0,01	< 0,01	< 0,01

^a Testbedingungen: Erhöhtes flüssig : fest Verhältnis (10 : 1); destilliertes Wasser ($T = 20^\circ\text{C}$); keine pH Wert Kontrolle; maximale Partikelgröße 10 mm; Ergebnisse in mg pro kg trockenem Rückstand

8.1.3 Müllverbrennungsanlage Wels

In der Müllverbrennungsanlage Wels wurden im Jahr 2000 40.094 t Hausmüll und Gewerbeabfälle, je etwa 10.000 t Gewerbeabfälle, Baustellenabfälle und Sperrmüll sowie rund 4.000 t Rückstände aus der mechanischen Aufbereitung und 1.251 t Futtermittel verbrannt. Die allgemeinen Daten dieser Anlage befinden sich in Tabelle 15.

Tabelle 15: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Wels – Linie 1 (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]

Müllverbrennungsanlage Wels	
Betreiber	Welser Abfallverwertung – Betriebsführung GmbH
Inbetriebnahme	1995
Technologie	Rostfeuerung
Abfalldurchsatz	75.681 t
Durchschnittlicher oberer Heizwert	9,5 MJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	33,5 MW
Betriebsstunden Linie 1	8.183

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau der Müllverbrennungsanlage Wels ist in Abbildung 11 wiedergegeben und gliedert sich in wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Feuerungssystem: Rostfeuerung
- Abhitzeessel
- Verstromung und eventuelle Auskopplung von Fernwärme
- Rauchgasreinigung: Elektrofilter, zweistufige Nasswäsche, Aktivkohlefilter, katalytische Rauchgasreinigung
- Rückstandsbehandlung: nasschemische / thermische Aschebehandlung (thermische Behandlung nicht mehr in Betrieb), Schlackebehandlung
- Mehrstufige Abwasserreinigungsanlage

In Tabelle 16 sind die Input- und Outputströme, bezogen auf eine Tonne Abfall der Müllverbrennungsanlage Wels wiedergegeben.

Tabelle 16: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]

Input bezogen auf eine 1 t Abfall		Output bezogen auf 1 t Abfall	
Strom	130 kWh	Strom	599 kWh
Erdgas	4,5 m ³	Dampf (p = 40 bar; T = 400 °C)	3,15 t
Frischwasser	850 l	Schlacke	274 kg
Kalk	6,4 kg	Eisenschrott	17,2 kg
Natronlauge, 30 %	3,0 kg	Flugasche	35 kg
Ammoniak, 25 %	1,4 kg	Filterkuchen (28 % H ₂ O)	2,25 kg
Koks	1,2 kg	Gips	4,7 kg
Polyelektrolyt	0,006 kg	Gereinigtes Abwasser	358 l
Salzsäure, 30%	0,5 kg	Gereinigtes Abgas (trocken)	5.692 Nm ³
FeCl ₃ , 40%	0,65 kg		
Na ₂ S	0,19 kg		

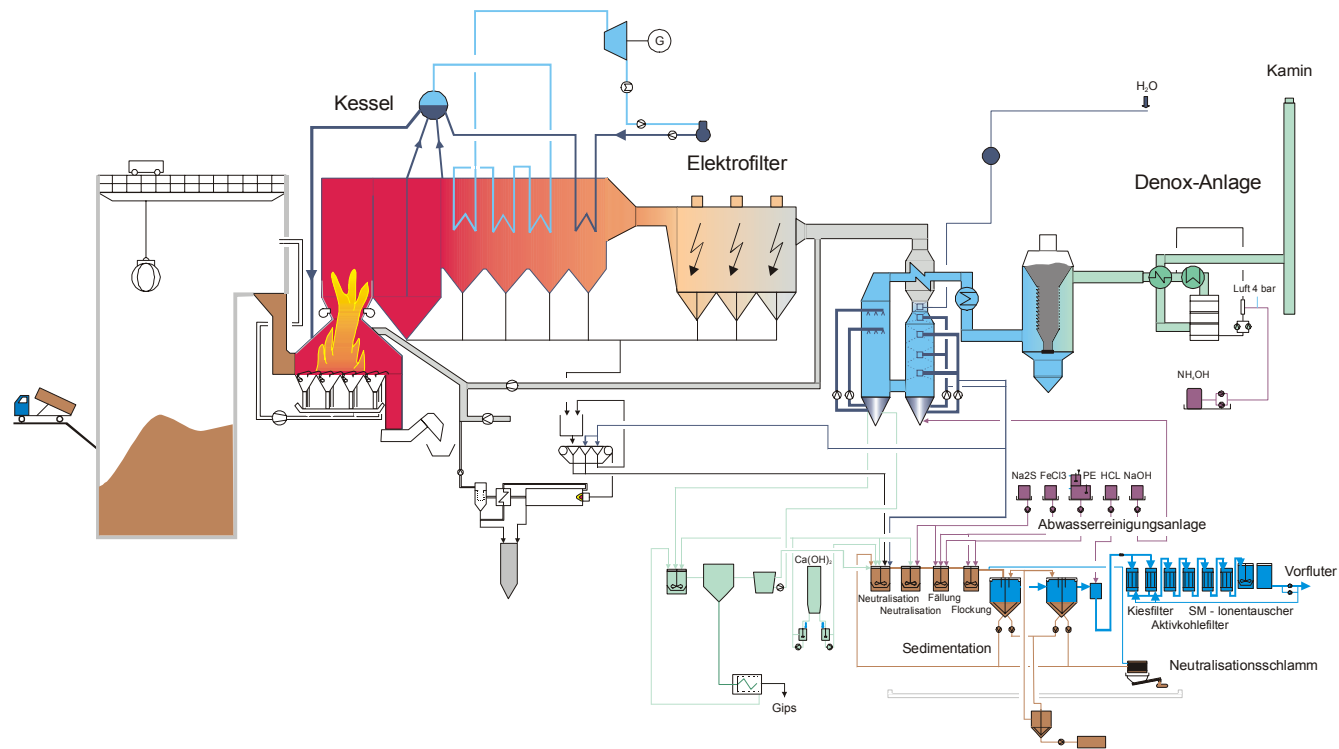


Abbildung 11: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Wels – Linie 1

Übernahme, Aufbereitung, Lagerung

Der zu verbrennenden Restabfall wird von Müllfahrzeugen angeliefert, gewogen und danach über eine der fünf Einwurfföffnungen in den Müllbunker, mit einem Fassungsvermögen von 4.600 m³ eingebracht. Mittels eines Greiferkrans wird der Abfall vermischt.

Abfalleintrag und Verbrennungsluftversorgung.

Alle 15 Minuten werden etwa 2 t Abfall aus dem Müllbunker über einen Schacht und einen Zuteiler auf den Gegenlauf-Überschubrost aufgebracht. Der Hauptteil der Verbrennungsluft wird über ein Gebläse aus dem Abfallbunker abgesaugt, als Primärluft unter den Rost befördert und durch die gekühlten Roststäbe in das darüber liegende Abfallbett geblasen. Bei niedrigen Heizwerten des Abfalls wird die Primärluft vorgewärmt um die Verbrennung zu verbessern und ausreichend hohe Feuerraumtemperaturen sicherzustellen.

Weiters wird ein Teil des abgekühlten Rauchgases nach dem Elektrofilter in den Feuerraum zurückgeführt um das Sauerstoffangebot zu verringern und die Bildung von thermischem NO_x zu verringern.

Rostfeuerung

Bei dem Rost handelt es sich um einen Gegenlauf-Überschubrost.

Abhitzekessel

Dem Verbrennungsrost nachgeschaltet ist eine Kesselanlage. In den Strahlungszügen der Kesselanlage werden die Rauchgase von 950°C auf 650°C abgekühlt. Danach durchströmen sie den Konvektionsteil, wo sie Wärme für die Dampfproduktion zur Strom- bzw. Fernwärmeerzeugung abgeben und auf 200°C abkühlen.

Energieverwertung

Eine Turbine mit einer Nennleistung von 7,2 MW erzeugt 45,5 Mio. kWh (Referenzjahr: 2000) Strom. Damit kann der Eigenbedarf gedeckt werden und der Überschuss der erzeugten Energie wird ins Netz eingespeist.

Rauchgasreinigung

Elektrofilter: Im Elektrofilter wird der größte Teil des Staubes aus dem Rauchgas abgeschieden.

Nasse Rauchgasreinigung: In einer ersten sauren Stufe werden HCl, HF und Quecksilberverbindungen und der Reststaub im sauren Waschwasser absorbiert. Die anfallende Absorptionsflüssigkeit wird im Wäschersumpf aufgefangen. Ein kontinuierlich anfallender Teilstrom des Prozesswassers wird, um eine Schadstoffaufkonzentration zu verhindern der Abwasserreinigung zugeführt. Im zweiten Wäscher wird unter der Verwendung von Kalk und Natronlauge SO₂ aus dem Rauchgasstrom entfernt. Ein Teilstrom des Umlaufwassers wird über eine Umfällstation geführt, wo ein Teil der gebildeten Sulfate zu Gips umgefällt werden.

Aktivkoksfilter: Im Aktivkoksfilter wird ein Teil der Restfracht von Quecksilber, organischen Verbindungen, HCl und SO₂ am Aktivkoks adsorbiert. Durch den kontinuierlichen Abzug des beladenen Aktivkoks und der gleichmäßigen Nachfüllung mit frischem Material wird der Aktivkoks während des Betriebes ständig erneuert.

Katalysator: Nach Austritt aus dem Aktivkoksfilter werden die Rauchgase durch ein Wärmeverschiebesystem und durch einen Hochdruckdampfwärmetauscher auf die für die katalytische Entstickung und Oxidation der organischen Verbindungen notwendige Temperatur aufgeheizt. Durch Eindüsung von Ammoniakwasser in die Rauchgase werden die vorhandene Stickoxide reduziert. Nach Abkühlung der Rauchgase werden sie in den Kamin entlassen.

Die mit dieser Rauchgasreinigungsanlage erreichten Werte sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a	Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}
Staub *	< 0,5	< 215,39	< 2,85
HCl *	< 0,1	<< 43,08	<< 0,57
HF *	< 0,05	<< 21,54	<< 0,28
SO ₂ *	< 2	< 861,55	< 11,38
CO *	20	8.615,53	113,84
NO _x als NO ₂ *	54	23.261,92	307,37
Pb	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Cr	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Zn	< 0,002	< 0,86	< 0,011
As	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Co	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Ni	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Cd	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Hg	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Sb	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Cu	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Mn	< 0,002	< 0,86	< 0,011
V	< 0,002	< 0,86	< 0,011

Parameter	Emission [mg Nm^{-3}] ^a	Gesamtmasse [kg a^{-1}] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t^{-1}] ^{c,d}
Sn	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Tl	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Se	< 0,002	< 0,86	< 0,011
Σ HC *	< 1	< 430,77	< 5,69
NH ₃	3,5	1.507,72	19,92
PCDD+PCDF (I-TEF)	0,003 ng Nm^{-3}	1,29 mg a^{-1}	0,017 $\mu\text{g t}^{-1}$

Kontinuierliche Messung

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm^{-3} ; Dioxinmissionen in ng Nm^{-3} (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a^{-1} ; Dioxine in mg a^{-1}

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t^{-1} ; Dioxinmissionen in $\mu\text{g t}^{-1}$

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Emissionen sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases ($5.692 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}_{\text{Abfall}}$) und die Abfallmenge (75.681 t a^{-1})

Abwasserreinigung

Die Abwasserbehandlungsanlage besteht aus einer Fällstraße (Neutralisation, Fällung, Flockung, Sedimentation und Schlammwässerung) und einer doppelt ausgeführten Filterstraße (2 Schicht Filter, Aktivkohlefilter, Ionentauscher, Reinwasserfilter. Die Parameter des gereinigten Abwassers sind in Tabelle 18 dargestellt. Die gereinigten Abwässer werden in den Vorfluter abgegeben.

Tabelle 18: Zusammensetzung des Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]

Parameter	Messwert [mg l^{-1}]
Temperatur	< 30 °C
pH Wert	6,8 < pH < 9,0
Ungelöste Stoffe	< 25
Absetzbare Stoffe	< 0,2
Salzgehalt	< 35 g l^{-1}
As	< 0,05
Cd	< 0,05
Chloride (Cl)	< 20 g l^{-1}
Cyanide (CN)	< 0,05
Cr	< 0,1
Cu	< 0,3
Fluoride (F)	< 10
Hg	< 0,01
NH ₄ -N	< 8
Nitrate (NO ₃)	< 40
Nitrite (NO ₂)	< 8

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Ni	< 0,5
Pb	< 0,1
Sulfat (SO ₄)	< 1.200
Sulfid	< 0,1
Sulfit	< 8
Zn	< 0,5
AOX / EOX	< 0,1
C _{gesamt}	< 3
Leichtflüchtige CKW	< 0,1
Verseifbare Fette und Öle	< 4

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Schlacke: Die Schlacke wird mit Wasser gewaschen und deponiert.

Gips: Der durch die Entschwefelung anfallende Gips wird entwässert und deponiert.

Asche: Die in den Elektrofiltern anfallende Asche wird in einen Flugaschesilo gefördert, wo sie bis zur nasschemischen Behandlung zwischengelagert wird.

Schlacke, Asche und Gips werden deponiert.

Eisenschrott: Durch einen Überbandmagneten wird die Schlacke von Schrott befreit. Dieser wird einem Schrotthändler übergeben.

Schlämme: Die bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämme werden in einer Kammerfilterpresse entwässert, in Big Bags abgefüllt und zur Rückverfüllung eines Untertagebergbaus verwendet.

8.2 Verbrennung gefährlicher Abfälle

8.2.1 Drehrohröfen Werk Simmeringer Haide

Die Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide dienen zur Verbrennung gefährlicher und nicht gefährlicher Abfälle. Im Jahr 2000 wurden 89.964 t Abfälle verbrannt. Die Abfallarten und –mengen sind in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 19: Behandelte Abfallarten und –mengen in der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Abfallart	Abfallmenge [t a ⁻¹]
Altöl	9.521
Öl-Wassergemische; Ölanteil 85 - 100 %	28
Öl-Wassergemische; Ölanteil 50 - 85%	1.655
Öl-Wassergemische; Ölanteil < 50 %	6.384
Öl-Wassergemische; Ölanteil < 10 %, spaltbar	759
Abscheiderinhalt	1.216
Sonstige Abfälle, interne Abfälle	1.902
MA 48; Abfälle der Problemstoffsammlung	1.059
Flüssiger organischer Abfall	10.703
Fester oder pastöser organischer Abfall	11.100
Flüssiger anorganischer Abfall	10.005
Fester oder pastöser anorganischer Abfall	328
Ölverunreinigtes Erdreich	115
Gewerbe- und Industriemüll	16.308
Spitalsmüll	2.360
Altmedikamente	768
Pflanzenschutzmittel	802
Problemstoffe aus Haushalten	2
Chemikalienverunreinigtes Erdreich	56
Laborabfälle	344
Biofilter Hauptkläranlage Simmering, Restmüll	3.256
Rechengut	5.008
Sand- und Schotterfang, Kanalschutt	4.829

Die allgemeinen Daten zu den beiden Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide befinden sich in Tabelle 20.

Tabelle 20: Allgemeine Daten zur Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Drehrohröfen Werk Simmeringer Haide	
Betreiber	Fernwärme Wien GesmbH
Inbetriebnahme	1980
Technologie	Drehrohr
Abfalldurchsatz	89.964 t
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	50 MW
Betriebsstunden Linie 1	6.782
Betriebsstunden Linie 2	7.423

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der Drehrohrlinien ist in Abbildung 12 wiedergegeben und gliedert sich in wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Anlieferungs- und Übernahmebereich
- Feuerungssystem: Drehrohr (Länge: 12 m; Außendurchmesser 4,5 m; Umdrehungen 0,1-0,6 min⁻¹)
- Abhitzekeessel
- Rauchgasreinigung: SNCR-Verfahren, Elektrofilter, vierstufige Rauchgaswäsche, Aktivkohlefilter
- Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlagen
- Dampfverteilsystem

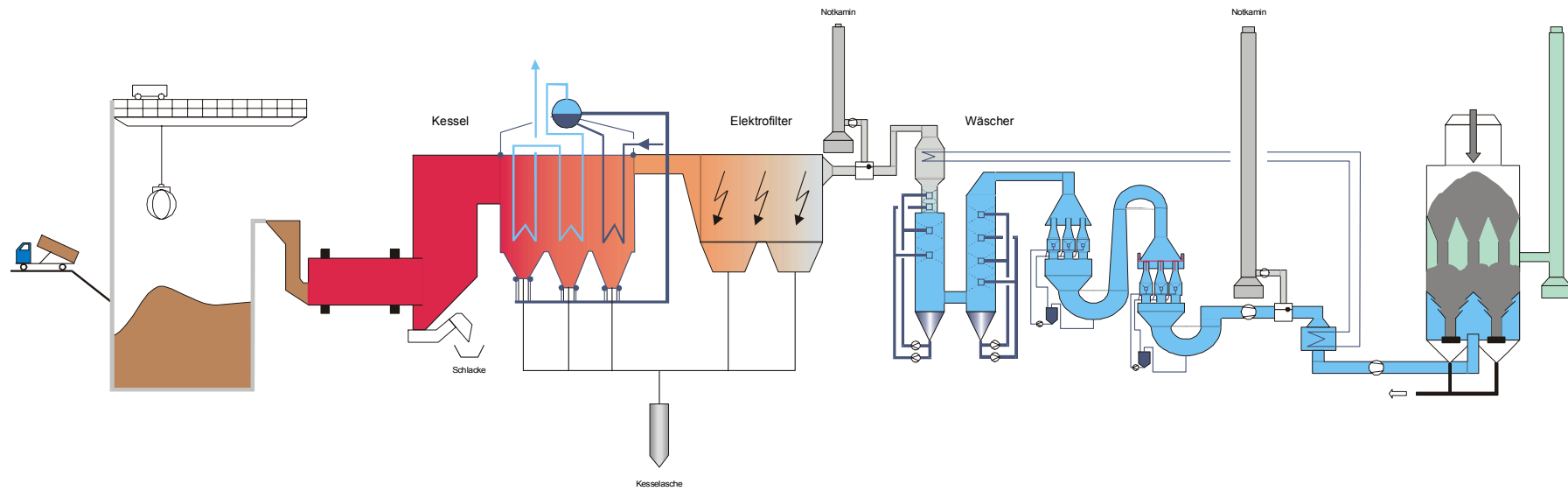


Abbildung 12: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen

In Tabelle 21 sind die Input- und Outputströme, bezogen auf eine Tonne Abfall der beiden Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide wiedergegeben.

Tabelle 21: Input / Output Ströme der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Input bezogen auf eine 1 t Abfall		Output bezogen auf 1 t Abfall	
Strom	234 kWh	Wärme	1.459 kWh
Heizöl schwer (1 % S)	0,033 m ³	Strom	269 kWh
Frischwasser	6.158 l	Dampf (p = 52 bar; T = 350 °C)	3,7 t
Kalk	23,2 kg	Schlacke	190 kg
Koks	5,0 kg	Eisenschrott	13,4 kg
Natronlauge, 50 %	5,2 kg	Flugasche	14,6 kg
Ammoniak, 25 %	3,0 kg	Filterkuchen (54,7 % H ₂ O)	17 kg
Fällungschemikalien, 15 %	0,32 kg	Gereinigtes Abwasser	1.657 l
FeCl ₃ , 40 %	1,53 kg	Gereinigtes Abgas (trocken)	7.900 Nm ³
Salzsäure, 30 %	1,0 kg		
Feldspatsand	35,6 kg		
Flüssiger Stickstoff, 98,5 %	3,6 kg		

Übernahme, Aufbereitung, Lagerung und Abfalleintrag

Nach der Anlieferung gefährlicher Abfälle wird eine visuelle Eingangskontrolle durchgeführt, bei der die Übereinstimmung mit den Begleitscheinen überprüft wird. Danach werden chemische und physikalische Parameter gemäß ÖNORM S2110 (1991) bestimmt. Auf Grund der Analyseergebnisse werden die Abfälle bewertet, zwischengelagert, entsprechend vorliegender „Rezepte“ gemischt und der Verbrennung zugeführt.

Fester Abfall: wird in Containern und Mulden per LKW angeliefert und in den Müllbunker abgekippt. Aus dem Müllbunker wird der Müll mit einem Kran über eine Aufgabeschurre direkt der Verbrennung oder der Homogenisierung zugeführt. In diesem Vorbehandlungsschritt wird der Bunkermüll mit Schreddern zerkleinert.

Flüssiger Abfall: wird in Tankwagen angeliefert und in Abhängigkeit seiner Eigenschaften gelagert. Brennare Flüssigkeiten werden direkt oder nach voriger Aufmischung über Brennerlanzen der Verbrennung zugeführt.

Gebinde: werden zwischengelagert, sortiert und über Rollbahnen und Aufzüge direkt der Verbrennung oder der Homogenisierung zugeführt.

Infektiöser Spitalsmüll: wird in nicht mehr zu öffnenden Kunststoffgebinden angeliefert, zwischengelagert und über eine vollautomatische Förderanlage in den Verbrennungsraum eingebracht.

Verbrennungsluftversorgung

Die Verbrennungsluft wird aus dem Bunker abgesaugt und dem Drehrohr über die Stirnwand als Primärluft und über die Nachbrennkammer als Sekundärluft zugeführt.

Drehrohröfen mit Nachbrennkammer

Die beiden feuerfest ausgekleideten Stahlrohre haben eine Länge von 12 Metern und einen Außendurchmesser von 4,5 m. Durch die langsame Drehung ($0,1-0,6 \text{ U min}^{-1}$) wird der Abfall durchmischt, durch das Drehrohr bewegt und bei Temperaturen von 1.200°C verbrannt.

Die Rauchgase des Drehrohrs werden in einer Nachbrennkammer nachverbrannt. Bei Unterschreiten der Nachbrennkammertemperatur von 1.200°C werden zwei mit Heizöl schwer oder Heizöl extra leicht versorgte Seitenwandbrenner zugeschaltet. In der Mitte bzw. am oberen Ende der Nachbrennkammer wird Sekundär- und Tertiärluft eingeblasen.

Energieverwertung

Aus dem Dampf der Wirbelschichtreaktoren und der Drehrohröfen wird Strom zur Deckung des Eigenbedarfs des Werkes Simmeringer Haide produziert. Zusätzlich sind die Ofenlinien mit einer Kraft-Wärmekopplung ausgestattet und die Restwärme wird zur Beheizung und Warmwasseraufbereitung über das Wiener Fernwärmenetz genutzt.

Rauchgasreinigung

Elektrofilter: In diesem ersten Rauchgasreinigungsschritt werden die Staubemissionen auf $10-30 \text{ mg Nm}^{-3}$ reduziert.

Rauchgaswäsche: Die Rauchgaswäsche besteht aus zwei Kreuzstromwäschern zur Abscheidung saurer, leicht wasserlöslicher Gase sowie von Staub und Schwermetallen. Der nachfolgende filternde Venturiwäscher dient zur Feinstaubabscheidung und zur Vorkonditionierung der Rauchgase für einen elektrodynamischen Venturiwäscher.

SNCR: Stickoxide werden durch ein nicht-katalytisches Verfahren reduziert, indem Ammoniakwasser in das Rauchgas eingedüst wird.

Aktivkoksfilter: Zur Nachreinigung werden die Rauchgase für jede Linie getrennt einer Aktivkoks Gegenstromanlage zugeführt, die aus parallel angeordneten, mit Braunkohle-Herdofenkoks gefüllten Modulen besteht. Die Adsorber für die Drehrohröfen bestehen aus je 8 Modulen, wobei jedes Modul mit 15 t Adsorbens befüllt ist. Das Abgas durchströmt die Schicht von unten nach oben, während der Koks langsam abgesenkt wird.

Durch Verwendung dieser Rauchgasreinigungsmaßnahmen können die in Tabelle 22 angeführten Emissionswerte erreicht werden.

Tabelle 22: Emissionen in die Atmosphäre der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Emission [mg Nm^{-3}] ^a	Gesamtmasse [kg a^{-1}] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t^{-1}] ^{c,d}
Staub *	< 0,05	35,54	0,395
HCl *	0,42	298,5	3,318
HF	< 0,05	35,54	0,395
SO ₂ *	1,2	852,86	9,48
CO *	33	23.453,61	260,7
NO _x als NO ₂ *	104	73.914,42	821,6
Cr	0,0005	0,35	0,004
As	< 0,0001	0,071	0,00079

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a	Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}
Ni	0,0003	0,21	0,0024
Cd	0,0003	0,21	0,0024
Hg	0,0014	0,995	0,011
Cu	0,0005	0,35	0,004
C _{organisch} *	2,2	1.563,58	17,38
NH ₃	1,9	1.350,36	15,01
PCDD+PCDF	0,00154 ng Nm ⁻³	1,1 mg a ⁻¹	0,012 µg t ⁻¹
PAH	0,0133	9,45	0,11

^a Kontinuierliche Messung

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a⁻¹; Dioxine in mg a⁻¹

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t⁻¹; Dioxinmissionen in µg t⁻¹

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Emissionen sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases (7.900 Nm³ t⁻¹_{Abfall}) und die Abfallmenge (89.964 t a⁻¹)

Abwasseraufbereitung

Die Abwässer der beiden Drehrohröfen werden gemeinsam mit jenen der drei Wirbelschichtreaktoren vorgereinigt, bevor sie in die Hauptkläranlage der Stadt Wien geleitet werden. Die Abwasserreinigung erfolgt unter Anwendung der Schwerkraftabscheidung, Neutralisation, Flockung, Filtration und Fällung.

Durch Anwendung dieser Reinigungsschritte werden die in Tabelle 23 angeführten Werte erreicht.

Tabelle 23: Zusammensetzung der Abwassers nach der Abwasserreinigung der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Temperatur	< 30 °C
Leitfähigkeit	24,6 mS cm ⁻¹
pH Wert	9,2
Ungelöste Stoffe	10
As	< 0,02
Ca	3,86 g l ⁻¹
Cd	0,019
Chloride (Cl)	8,86 g l ⁻¹
Cyanide (CN)	< 0,1
Cr	0,01
Cu	0,01
Fluoride (F)	5,2
Hg	0,001

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
NH ₄ -N	63
Nitrate (NO ₃)	50
Ni	0,01
Pb	< 0,02
Sulfat (SO ₄)	912
Sulfid	< 0,01
Sulfit	< 5
Zn	0,05
AOX / EOX	0,01
Phenol	0,11
Sb	0,047
TI	0,02
V	0,01

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Schlacke und Filterasche: Schlacken und Filteraschen werden deponiert.

Filterkuchen: Der Filterkuchen aus der Abwasserreinigungsanlage wird in Big Bags gefüllt und deponiert.

Eisenschrott: Die abgetrennten Eisenmetalle werden an einen Schrotthändler übergeben.

Aktivkoks: Der beladene Aktivkoks wird über geschlossene Fördereinrichtungen in einen Silo abgezogen und intern verbrannt.

Die chemischen Daten der Abfälle aus den Drehrohröfen des Werkes Simmeringer Haide sind in Tabelle 24 und die Ergebnisse der Leaching Tests in Tabelle 25 dargestellt.

Tabelle 24: Chemische Daten der Abfälle aus der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Messwert		
	Schlacke	Flugasche	Filterkuchen
TOC [%] (air dried basis – ad)	2,22	2,19	
Cl [%] (ad)		3,4	
SO ₃ [%] (ad)		21,4	
Hauptbestandteile [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
SiO ₂	40,9 %	12,2 %	2,9 %
Al	22.217	13.576	3.308
MgO	3,1 %	1,4 %	0,5 %
Fe	97.815	46.928	26.619
CaO	12,1 %	8,2 %	31,4 %
Na ₂ O		17,9 %	

Parameter	Messwert		
	Schlacke	Flugasche	Filterkuchen
K ₂ O	1,1	5,3	< 0,4
Schwermetalle [mg kg ⁻¹ _{trocken}]			
Zn	1.868	52.921	9.399
Pb	802	25.162	1.062
Mn	826	1.046	467
Cr	643	494	37
Cd	4,4	360	162
As	7,6	142	12
Hg	0,29	0,42	1.088
Ni	375	995	83

Tabelle 25: Leaching Tests gemäß ÖNORM S 2115; Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Konzentration [mg kg ⁻¹] ^a		
	Schlacke	Flugasche	Gips
pH Wert	11,0	6,6	8,5
SO ₄	90	18.717	1.441
Cl	30	5.260	624
NH ₃ als N	0,29	0,65	1,73
NO ₃	4	4,6	5
NO ₂	0,1	0,1	0,8
Fe	0,02	0,02	0,01
Mn	0,02	20	0,19
Ni	< 0,1	5,47	< 0,1
Cd	0,02	31	0,101
Cr	0,01	0,01	0,01
Cu	0,01	19,2	< 0,01
Pb	0,13	9,3	0,1
Zn	0,99	2.178	0,18
Hg	< 0,001	0,003	< 0,001

8.2.2 Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein

8.2.2.1 Wirbelschichtreaktor der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein

Der Wirbelschichtofen der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein wurde im Jahr 2000 an den Stand der Technik angepasst und befindet sich seit Jänner 2001 in Betrieb. Im Jahr 2001 wurden 26.000 t gefährliche und nicht gefährliche Abfälle (ölhältige Abfälle, Lösemittel–Wasser–Gemische, behandelte und unbehandelte Holzabfälle, Holzemballagen, Kunststoffabfälle, Schlämme und Abwässer) verbrannt. Der Schlüsselnummernkatalog der einsetzbaren Abfälle befindet sich auf der Homepage der Abfallverbrennungsanlage (www.abrg.at). Die allgemeinen Daten des Wirbelschichtreaktors der Anlage Arnoldstein sind in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: Allgemeine Daten des Wirbelschichtofens der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr 2001) [WERNER, 2002]

Wirbelschichtreaktor Arnoldstein	
Betreiber	Asamer Becker Recycling Gesellschaft mbH
Inbetriebnahme *	1994
Inbetriebnahme nach technischer Überholung	31.12.2000
Technologie	Wirbelschicht
Abfalldurchsatz	26.000 t
Durchschnittlicher Mischheizwert	5-30 MJ kg ⁻¹
Feuerungswärmeleistung	8 MW
Betriebsstunden (2001)	7.300

* Aus UMWELTERKLÄRUNG, 1999

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau ist in Abbildung 13 dargestellt und besteht im wesentlichen aus:

- Aufbereitungshalle mit Zerkleinerung und Mischung für Abfälle,
- Halle zur Zwischenlagerung der Abfälle,
- Feuerung: stationäre Wirbelschicht mit Abhitzeessel,
- Rauchgasreinigung: Elektrofilter, zweistufige Nasswäsche mit NaOH-Wäscher, Flugstromadsorber und katalytische Rauchgasreinigungsanlage in Reingasschaltung,
- Zentrale Abwasserreinigungsanlage.

Zum An- und Abfahren und bei Bedarf wird Heizöl leicht als Zusatzbrennstoff verwendet.

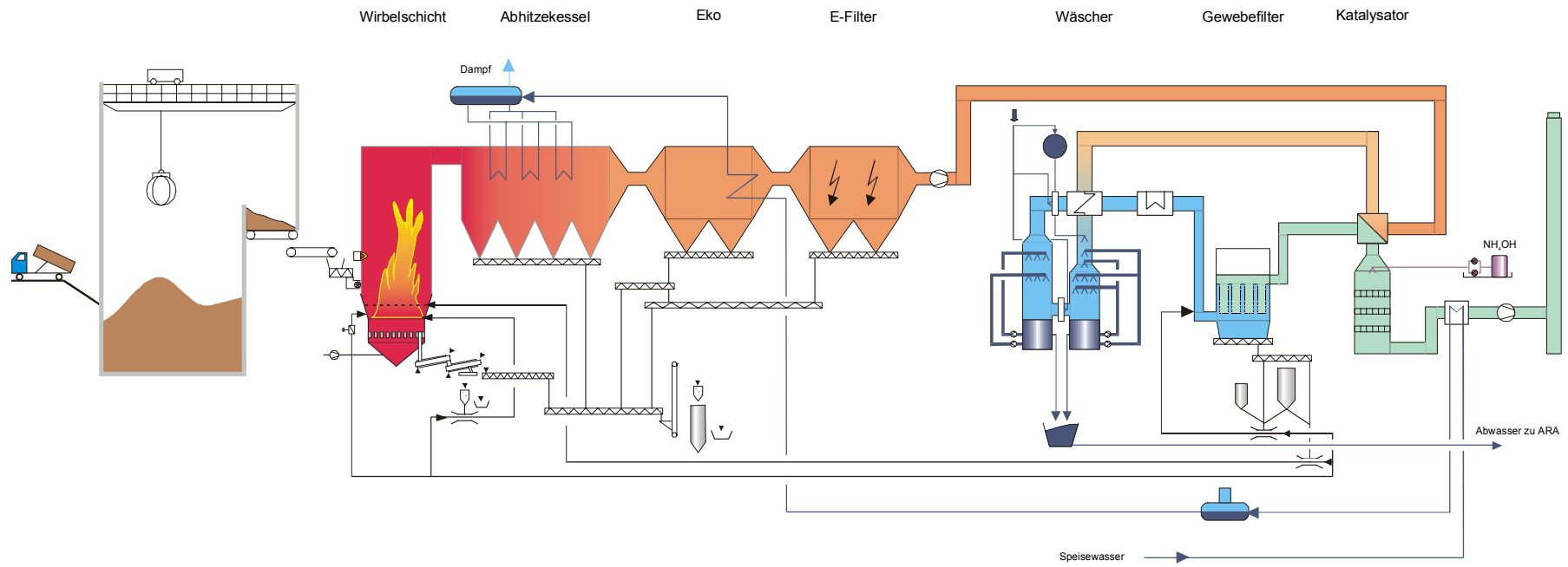


Abbildung 13: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein

In Tabelle 27 sind die Outputströme des Wirbelschichtreaktors der Anlage Arnoldstein wiedergegeben.

Tabelle 27: Output Ströme des Wirbelschichtreaktors der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr 2001) [WERNER, 2002]

Output	
Dampf (25 bar; 180 °C)	4,5 t h ⁻¹
Asche	9.000 t a ⁻¹
Eisenschrott	170 t a ⁻¹
Filterkuchen	200 t a ⁻¹
Abwasser	13.000 m ³ a ⁻¹
Abgas	15.500 Nm ³ h ⁻¹

Übernahme, Aufbereitung, Lagerung

Die angelieferten Abfälle werden vom Anlieferer deklariert, vom Betreiber der Abfallverbrennungsanlage immer optisch kontrolliert. In Abhängigkeit der Abfallart und des Lieferanten werden in regelmäßigen Abständen Einzel- und Mischproben genommen und verschiedene Parameter (pH Wert, Heizwert, Glühverlust, Halogene, Schwermetalle, Dichte etc.) kontrolliert. Der Abfall wird in Boxen zwischengelagert, bei Bedarf zerkleinert, vermischt und wiederum in Boxen gelagert. Unmittelbar vor der Verbrennung werden sie mit einem Kran in einen Aufgabebunker gebracht. Flüssige Abfälle werden in einem eigenen Tanklager zwischengelagert.

Abfalleintrag und Verbrennungsluftversorgung

Vorvermischte, zerkleinerte feste Abfälle werden mit einem Kran in den Aufgabebunker aufgegeben. Der Boden des Aufgabebunkers ist als langsam laufendes Förderband ausgeführt. Der aus dem Aufgabebunker ausgetragene Abfall fällt auf ein weiteres Förderband und wird mit diesem in einen Vorlagebehälter für eine Dosierschnecke gefördert. Mit der Dosierschnecke werden feste Abfälle geregelt auf einen sogenannten Wurfbeschicker aufgegeben. Der Wurfbeschicker verteilt die Abfälle gleichmäßig über das Wirbelbett. Flüssige Abfälle werden mit eigenen Lanzen über dem Wirbelbett verdüst.

Für die Aufheizung der Anlage stehen zwei Brenner für Heizöl zur Verfügung.

Als Verbrennungsluft wird Abluft aus dem Abfalllager und aus dem Tanklager verwendet.

Die Verbrennungsluft wird über den Düsenboden als Sekundärluft und als Förderluft für re-zirkulierte Bettasche in den Feuerraum eingebracht. Zur Regelung der Dosierung von Abfällen und Verbrennungsluft ist ein Feuerungsleistungs-Regelungssystem installiert. Der Luft-, Abfall- und Brennstoffbedarf wird online errechnet. Die wichtigsten Größen wie Heizwert und Luftbedarf werden automatisch aus Prozessdaten der Feuerung und des Rauchgasweges errechnet.

Feuerraum

Der Feuerraum ist ungekühlt, ausgemauert und als stationäre Wirbelschicht ausgebildet. Unmittelbar über dem stationären Wirbelbett befindet sich eine ausgeprägte Nachbrennzone mit Sekundärlufteindüsung. Zur Vorabscheidung von SO₂ werden Kalkhydrat und Kalkstein aus dem Flugstromadsorber in den Feuerraum pneumatisch gefördert.

Abhitzekessel

Der Abhitzekessel ist als ein waagrechtter Zug mit Strahlungsheizflächen im ersten Teil und Konvektionsflächen im zweiten Teil ausgeführt. Diese Heizflächen sind reine Verdampfungsheizflächen.

Ein Speisewasservorwärmer ist dem horizontalen Abhitzekessel nachgeschaltet. Im Kessel wird Sattdampf erzeugt, der über ein Reduzierventil in das örtliche Dampfnetz eingespeist wird.

Rauchgasreinigung

Entstaubung: Die Entstaubung der aus dem Kessel austretenden Rauchgase erfolgt in einem Elektrofilter. Die Temperatur der in den Elektrofilter eintretenden Rauchgase schwankt je nach Lastfall und Reisezeit. Mit einem mehrstufigen Wärmeverschiebesystem werden die im Wäscher abgekühlten Rauchgase wieder auf die für den Flugstromadsorber und für die daran anschließende Denoxanlage notwendige Betriebstemperatur aufgeheizt.

Nasse Rauchgasreinigung: Die nasse Rauchgasreinigung besteht aus einem Gleichstromwäscher mit saurem Umlaufwasser und einem Gegenstromwäscher mit Natronlauge als Neutralisationsmittel. Nach jedem Wäscher ist ein Tropfenabscheider vorgesehen. Durch einen Gas-Gas-Wärmetauscher wird Wärme aus den in den Wäscher eintretenden Rauchgasen an die aus den Wäschern austretenden Rauchgase übertragen. Mit einem nachgeschalteten dampfbeheizten Gasvorwärmer kann die Austrittstemperatur aus dem Wäschersystem geregelt werden.

Flugstromadsorber: Der Flugstromadsorber besteht aus einem Rauchgaskanal mit Eindüsung von Herdofenkoks, Kalkstein und Kalkhydrat und einem Gewebefilter. Die Betriebstemperatur beträgt ca. 120 °C.

Die zudosierten Chemikalien werden mehrmals rezirkuliert und dann in den Feuerraum geblasen.

Katalytische Rauchgasreinigung: Die katalytische Rauchgasreinigung ist als Reingasschaltung mit Wärmeverschiebung durch einen Gas-Gas-Wärmetauscher ausgeführt. Sie dient ausschließlich zur Reduktion von NO_x. Als Reduktionsmittel wird Ammoniakwasser (25 %) verwendet.

Nach der katalytischen Rauchgasreinigungsanlage werden die Rauchgase in einem Wärmetauscher abgekühlt, in dem Wasser für den Speisewasserbehälter vorgewärmt wird.

Durch die Anwendung dieser Rauchgasreinigungsmaßnahmen konnten im Jahr 2001 die in Tabelle 28 angeführten Emissionswerte erreicht werden.

Tabelle 28: Emissionen in die Luft der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER; 2002]

Parameter	Emission [mg Nm^{-3}] ^a	Gesamtmasse [kg a^{-1}] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t^{-1}] ^{c,d}
Staub *	1,5	169,73	6,53
HCl	0,14	15,84	0,61
HF	0,038	4,3	0,16
SO ₂ *	< 5	565,75	21,76
C _{org} *	< 1	113,15	4,35
CO *	< 5	565,75	21,76
NO _x als NO ₂ *	< 150	16.972,5	652,79
Cd	0,003	0,34	0,013
Hg	0,003	0,34	0,013
PCDD+PCDF	0,022 ng Nm^{-3}	2,489 mg a^{-1}	0,096 $\mu\text{g t}^{-1}$

Kontinuierliche Messung

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm^{-3} ; Dioxinmissionen in ng Nm^{-3} (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a^{-1} ; Dioxine in mg a^{-1}

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t^{-1} ; Dioxinmissionen in $\mu\text{g t}^{-1}$

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Masse sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases ($5388 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}_{\text{Abfall}}$; berechnet aus einem stündlichen Abgasvolumen von 15.500 Nm^3 , den Betriebsstunden und dem Abfalleinsatz) und die Abfallmenge (26.000 t a^{-1})

Abwasserreinigung

In der Abwasserreinigungsanlage werden die Abwässer des Wirbelschichtreaktors ($13.000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ bzw. $36 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) und das Sickerwasser der Deponie gereinigt. Nach der Reinigung durch Schwermetallfällung, Neutralisation und Gipsfällung wird das Abwasser in den Vorfluter eingeleitet.

Durch die Anwendung der beschriebenen Reinigungsschritte werden die in Tabelle 29 angeführten Werte erreicht.

Tabelle 29: Zusammensetzung des Abwassers (Mischprobe) nach der Abwasserreinigung der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002]

Parameter	Messwert [mg l^{-1}]
pH Wert	7,2
Abfiltrierbare Stoffe	7
As	< 0,01
Cd	< 0,05
Cr _{gesamt}	< 0,05
Cu	< 0,05
Fluorid	8
Ni	0,06
Hg	< 0,005
Pb	< 0,1

Parameter	Messwert [mg l ⁻¹]
Sb	< 0,1
Sulfat (SO ₄)	8.000
Zn	< 0,5
Cyanid leicht freisetzbar	< 0,1
NH ₄ -N	127
TOC	25
Phenolindex	< 0,1
EOX	< 0,1

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Die bei dem Gesamtprozess anfallenden Abfälle (Bettasche, Flugasche, Gips und Filterkuchen) werden vermischt, ausgestuft und auf einer Reststoffdeponie entsorgt. Der anfallende Eisenschrott wird einer Verwertung zugeführt.

Tabelle 30: Chemische Daten der Asche aus der Wirbelschichtverbrennung der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002]

Parameter	Messwert Asche [mg kg ⁻¹ TS]	Grenzwert [mg kg ⁻¹]
Hg	< 1	20 / 3.000
As	55	5.000
Pb	2.550	10.000
Cd	20	5.000

Tabelle 31: Eluatwerte der Asche der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002]

Parameter	Konzentration		
	Grenzwert Eluat [mg kg ⁻¹ TS]	Grenzwert Konzentration [mg l ⁻¹]	Meßwert [mg kg ⁻¹ TS]
Abdampfrückstand	100.000	30.000	46.000
pH Wert	6 - 13	2 – 11,5	10,2
Sb	50	5	1
As	50	5	< 1
Pb	100	10	< 1
Cd	5	0,5	< 0,1
Cr _{gesamt}	300	30	< 0,5
Cr (VI) als Cr	20	2	< 0,2
Co	100	10	< 0,5
Cu	10	10	< 0,5
Ni	500	50	< 0,5
Hg	0,5	0,05	< 0,05

Parameter	Konzentration		
	Grenzwert Eluat [mg kg ⁻¹ TS]	Grenzwert Konzentration [mg l ⁻¹]	Meßwert [mg kg ⁻¹ TS]
Tl	20	2	< 0,5
V	200	20	< 1
Zn	1.000	100	< 0,5
Sn	1.000	100	< 1
F	500	50	55
Ammonium als N	10.000	1.000	825

8.3 Verbrennung von Krankenhausabfällen

8.3.1 Spitalsmüllverbrennungsanlage Baden

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau der Spitalsmüllverbrennungsanlage Baden ist in Abbildung 14 dargestellt und besteht im wesentlichen aus

- einem Schachtofen,
- einer Nachbrennkammer,
- einem Heißwasserkessel,
- einer einstufigen Nasswäsche,
- einem nachgeschalteten Flugstromadsorber und
- einer Abwasserbehandlungsanlage.

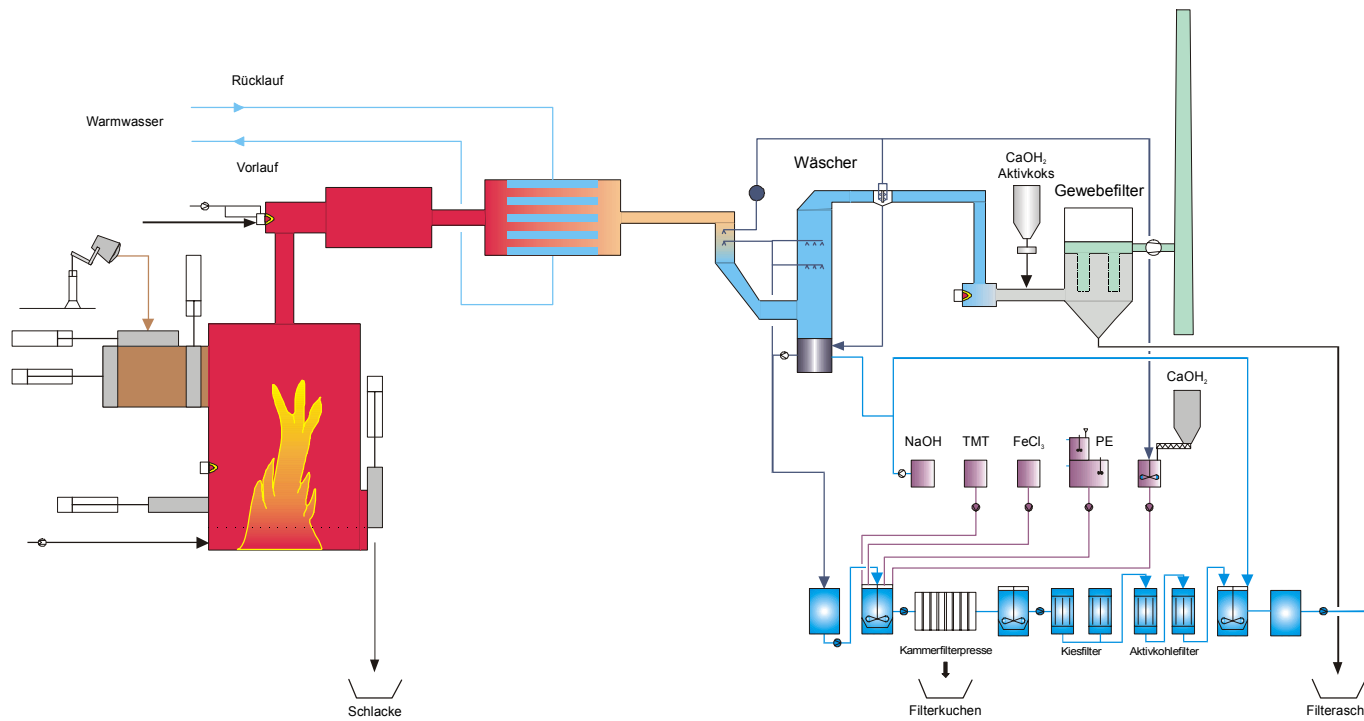


Abbildung 14: Fließbild der Spitalsmüllverbrennungsanlage Baden

Es werden ausschließlich Abfälle aus dem Krankenhaus verbrannt. Alle Stützbrenner sind mit Erdgas befeuert, wodurch Schwankungen der Rauchgastemperatur und des Rauchgasvolumens aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Abfälle ausgeglichen werden.

Der Prozess selbst verläuft diskontinuierlich. Abfälle werden periodisch in den Schachtofen eingebracht und mit einem Gasbrenner auf Verschmelzungstemperatur erhitzt. Am Ende eines Verschmelzungsvorganges werden die festen Rückstände mittels Gasbrennern vollständig ausgebrannt.

Die im Schachtofen gebildeten Abgase werden in der Nachbrennkammer mit Hilfe von eingeblasener Luft ausgebrannt und anschließend in einem horizontal liegenden Heißwasserkessel abgekühlt.

Aus dem Heißwasserkessel austretende Rauchgase durchströmen zuerst die Quenchzone und dann die Wäscherzone eines einstufigen Natronlaugenwäschers. In diesem Wäscher werden HCl, HF, SO₂ und ein Teil des Staubes abgeschieden.

Nach Wiederaufheizung mit einem Gasbrenner werden die Abgase in einem Flugstromadsorber nachgereinigt. Als Adsorptionsmittel werden Aktivkoks und Kalkhydrat verwendet.

Die aus dem Wäscher ausgeschleusten Abwässer werden in einer mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage behandelt.

Als Abfälle fallen Asche aus der Feuerung und dem Abhitzekeessel, Filterkuchen aus der Abwasserbehandlung und die Rückstände aus dem Flugstromadsorber an.

8.4 Verbrennung von Klärschlamm

8.4.1 Wirbelschichtreaktoren Werk Simmeringer Haide

In den drei Wirbelschichtkesseln des Werkes Simmeringer Haide wurden im Jahr 2000 54.390 t Klärschlamm und zusätzlich 3.378 t Altöle sowie je etwa 1.000 t Futter- und Löse-mittel verbrannt. Die allgemeinen Daten der Wirbelschichtreaktoren befinden sich in Tabelle 32.

Tabelle 32: Allgemeine Daten der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbel-schichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Wirbelschichtreaktoren Werk Simmeringer Haide	
Betreiber	Fernwärme Wien GesmbH
Inbetriebnahme	1980/1992
Technologie	Stationäre Wirbelschicht System Copeland
Abfalldurchsatz	54.390 t Trockensubstanz 1.656.000 m ³ Dünnschlamm
Durchschnittlicher unterer Heizwert	15,7 MJ kg ⁻¹ _{Trockensubstanz}
Durchschnittlicher oberer Heizwert	17,1 MJ kg ⁻¹ _{Trockensubstanz}
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	50 MW
Betriebsstunden Linie 1	2.484
Betriebsstunden Linie 2	5.603
Betriebsstunden Linie 3	8.784

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der drei Verbrennungslinien ist in Abbildung 15 dargestellt und gliedert sich in wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Wirbelschichtofen
- Abhitzekeessel
- Rauchgasreinigung: SNCR-Verfahren, Elektrofilter, saurer und basischer Wäscher, Aktivkohlefilter
- Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlage
- Dampfverteilersystem

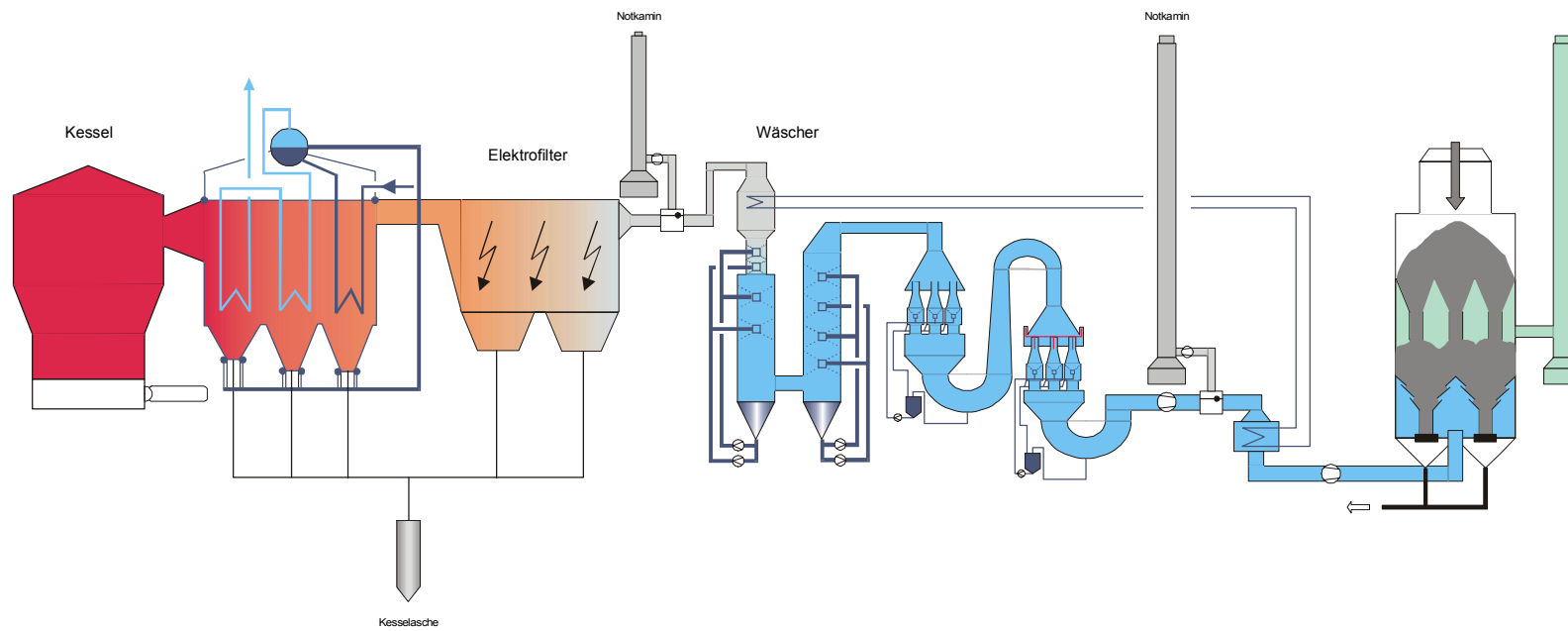


Abbildung 15: Fließbild der Wirbelschichtreaktoren des Werkes Simmeringer Haide

In Tabelle 33 sind die Input- und Outputströme, bezogen auf eine Tonne Abfall der drei Wirbelschichtreaktoren des Werkes Simmeringer Haide wiedergegeben.

Tabelle 33: Input / Output Ströme der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide - Wirbelschichtkessel (Referenzjahr 2000) [KROBATH, 2001]

Input bezogen auf eine 1 t Abfall		Output bezogen auf 1 t Abfall	
Strom	590 kWh	Wärme	1,98 MWh
Heizöl schwer (1 % S)	0,059 m ³	Strom	0,363 kWh
Frischwasser	15.530 l	Dampf (p = 52 bar; T = 350 °C)	5,22 t
Kalk	4,7 kg	Flug- und Bettasche	264 kg
Natronlauge, 50 %	16,5 kg	Filterkuchen (54,7 % H ₂ O)	23 kg
Ammoniak, 25 %	4,1 kg	Gereinigtes Abwasser	1.104 l
Fällungschemikalien, 15 %	0,05 kg	Gereinigtes Abgas (trocken)	13.110 Nm ³
FeCl ₃ , 40 %	2,1 kg		
Koks	3,4 kg		
Polyelektrolyt	4,45 kg		
Salzsäure, 30 %	1,4 kg		
Quarzsand	13,7 kg		
Flüssiger Stickstoff, 98,5 %	2,5 kg		

Übernahme, Aufbereitung, Lagerung und Abfalleintrag

Die drei Wirbelschichtöfen sind für die Verbrennung von Klärschlamm aus der Hauptkläranlage Wien ausgelegt. Die zugeleiteten Dünnschlämme werden mittels Zentrifugen entwässert. Der gewonnene Dickschlamm hat einen Trockensubstanzgehalt zwischen 30 und 36 % und wird den Wirbelschichtöfen zugeführt.

Verbrennungsluftversorgung

Der Betrieb der Wirbelschichtreaktoren erfolgt mit durch einen Luftvorwärmer vorgewärmter Luft.

Wirbelschichtreaktoren

Die drei Wirbelschichtöfen des Werkes Simmeringer Haide sind nach den Verfahrensprinzip der stationären Wirbelschichttechnologie konzipiert. Die Temperatur des Wirbelbetts liegt bei 750 °C. Die Brennkammer ist mit einem Heizöl betriebenen Ölbrenner ausgestattet.

Energieverwertung

Durch Dampfkesseln wird dem Abgas Energie entzogen und zur Produktion eines 53 bar Dampfes genutzt. Mit diesem Dampf und dem Dampf aus den Drehrohröfen wird Strom zur Deckung des Eigenbedarfs des Werkes Simmeringer Haide produziert. Zusätzlich sind die Ofenlinien mit einer Kraft-Wärmekopplung ausgestattet und die Restwärme wird zur Beheizung und Warmwasseraufbereitung über das Wiener Fernwärmenetz genutzt.

Rauchgasreinigung

Elektrofilter: In diesem ersten Rauchgasreinigungsschritt werden die Staubemissionen auf 10-30 mg Nm⁻³ reduziert.

Rauchgaswäsche: Die Rauchgaswäsche besteht aus zwei Kreuzstromwäschern zur Abscheidung saurer, leicht wasserlöslicher Gase sowie von Staub und Schwermetallen. Der nachfolgende filternde Venturiwäscher dient zur Feinstaubabscheidung und zur Vorkonditionierung der Rauchgase für einen elektrodynamischen Venturiwäscher.

SNCR: Stickoxide werden durch ein nicht-katalytisches Verfahren reduziert, indem Ammoniakwasser in das Rauchgas eingedüst wird.

Aktivkoksfilter: Zur Nachreinigung werden die Rauchgase für jede Linie getrennt einer Aktivkoks Gegenstromanlage zugeführt, die aus parallel angeordneten, mit Braunkohle-Herdofenkoks gefüllten Modulen besteht. Die Adsorber für die Wirbelschichtreaktoren bestehen aus je 4 Modulen, wobei jedes Modul mit 15 t Adsorbens befüllt ist. Das Abgas durchströmt die Schicht von unten nach oben, während der Koks langsam abgesenkt wird.

Durch die Anwendung dieser Rauchgasreinigungsmaßnahmen können die in Tabelle 34 angeführten Emissionswerte erreicht werden.

Tabelle 34: Emissionen in die Atmosphäre der Abfallverbrennung Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkessel (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Emission [mg Nm ⁻³] ^a	Gesamtmasse [kg a ⁻¹] ^{b,d}	Spezifische Emissionen [g t ⁻¹] ^{c,d}
Staub *	0,6	498,63	7,8
HCl *	0,11	91,41	1,45
HF	< 0,05	41,55	0,65
SO ₂ *	^e		
CO *	4	3.324,17	52,44
NO _x als NO ₂ *	100	83.104,29	1,311
Cr	0,0004	0,33	0,0052
As	< 0,0001	0,083	0,0013
Ni	0,0006	0,499	0,0079
Cd	0,0006	0,499	0,0079
Hg	0,0015	1,25	0,02
Cu	0,0009	0,75	0,012
PAH	0,0069	5,73	0,09
NH ₃	3,55	2.950,2	46,54
PCDD+PCDF	0,00079 ng TE Nm ⁻³	0,66 mg a ⁻¹	0,01 µg t ⁻¹

Kontinuierliche Messung

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

^b In kg a⁻¹; Dioxine in mg a⁻¹

^c Emissionen bezogen auf eine Tonne eingesetzten Abfall in g t⁻¹; Dioxinmissionen in µg t⁻¹

^d Basis für die Berechnung der Gesamtmasse und spezifischen Emissionen sind die durchschnittlichen Halbstundenmittelwerte, die Menge des trockenen Abgases (13.110 Nm³ t⁻¹_{Abfall}) und die Abfallmenge (63.390 t a⁻¹)

^e unter der Nachweisgrenze von 0,3 mg Nm⁻³

Abwasseraufbereitung

Die Abwässer der drei Wirbelschichtreaktoren werden gemeinsam mit jenen der beiden Drehrohröfen vorgereinigt, bevor sie in die Hauptkläranlage der Stadt Wien geleitet werden. Die Abwasserreinigung erfolgt unter Anwendung der Schwerkraftabscheidung, Neutralisation zur HCl und HF Abscheidung, Flockung, Filtration und Fällung.

Durch die Anwendung dieser Reinigungsschritte werden die in Tabelle 23 angeführten Werte erreicht.

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Bett- und Filterasche: Bett- und Filteraschen werden deponiert.

Filterkuchen: Der Filterkuchen aus der Abwasserreinigungsanlage wird in Big Bags gefüllt und deponiert.

Die chemischen Daten der Abfälle aus den Wirbelschichtreaktoren sind in Tabelle 35, und die Ergebnisse der Leaching Tests in Tabelle 36 dargestellt.

Tabelle 35: Chemische Daten der Abfälle der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Messwert Flugasche
TOC [%] (air dried basis – ad)	0,97
SO ₃ [%] (ad)	3,3
Cl [%] (ad)	0,18
Hauptbestandteile [mg kg ⁻¹ _{trocken}]	
SiO ₂	22,5 %
Al	41.948
MgO	2,5 %
Fe	179.107
CaO	16,4 %
K ₂ O	1,3
Schwermetalle [mg kg ⁻¹ _{trocken}]	
Zn	2.738
Pb	378
Mn	414
Cr	108
Cd	10,4
As	11,6
Hg	0,76
Ni	87

Tabelle 36: Leaching Test gemäß ÖNORM S 2115; Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkessel (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]

Parameter	Konzentration [mg kg^{-1}] Flugasche
pH value	9,5
SO ₄	1.284
Cl	58
NH ₃ als N	0,75
NO ₃	5
NO ₂	0,1
Fe	0,01
Mn	< 0,01
Ni	< 0,1
Cd	< 0,01
Cr	0,03
Cu	< 0,01
Pb	0,1
Zn	0,04
Hg	0,001

8.5 Verbrennung von aufbereiteten Abfallfraktionen

Aufbereitete Abfallfraktionen werden in der Anlage der AVE-Reststoffverwertung Lenzing (Beschreibung siehe Kapitel 8.6.1) und in den Anlagen des Werkes Simmeringer Haide (Beschreibung siehe Kapitel 8.4.1 und 8.2.1) verbrannt.

8.6 Kombinierte Abfallverbrennung

Eine kombinierte Abfallverbrennung erfolgt in der Abfallverbrennungsanlage in Wels (Beschreibung siehe Kapitel 8.1.3) und in der Anlage der AVE-Reststoffverwertung Lenzing (Beschreibung siehe Kapitel 8.6.1); im geplanten vierten Wirbelschichtreaktor des Werkes Simmeringer Haide sollen ebenfalls unterschiedliche Abfallfraktionen verbrannt werden.

8.6.1 AVE-Reststoffverwertung Lenzing

In der Abfallverbrennungsanlage AVE-Reststoffverwertung Lenzing werden folgende Abfälle verbrannt (Tabelle 37):

- Packstoffe aus der getrennten Sammlung,
- Rejekte,
- Leichtfraktion/Siebüberlauf aus mechanisch-biologischen Anlagen
- Althölzer, vor allem kontaminiert,
- Klärschlamm,

Tabelle 37: Behandelte Abfälle und Mengen in der AVE-Reststoffverwertung Lenzing (Referenzjahr: 2000) [SCHNOPP, 2002]

Abfallart	Abfallmenge [t a ⁻¹]
Kunststoffabfälle	34.454
Rejekte	19.464
Klärschlamm	31.986
Mischkunststofffraktion	41.913
Altholz	6.898

In der Tabelle 38 werden allgemeine Daten der AVE-Reststoffverwertung Lenzing aufgelistet [SCHNOPP, 2002]:

Tabelle 38: Allgemeine Daten der AVE-Reststoffverwertung Lenzing [SCHNOPP, 2002]

AVE-Reststoffverwertung Lenzing	
Betreiber	RVL GmbH
Inbetriebnahme	September 1998
Technologie	zirkulierende Wirbelschicht
Abfalldurchsatz (2000)	134.715 t
Durchschnittlicher Heizwert	6,5 - 29 MJ kg ⁻¹
Feuerungswärmeleistung	110 MW th
Betriebsstunden (2000)	ca. 6.100

Als Zusatzbrennstoffe werden Heizöl, Erdgas und Kohle zum An- und Abfahren und bei Bedarf verwendet.

Die maximale Brennstoffwärmeleistung der Anlage beträgt als Dauerlast rund 110 MW. Die Anlage ist für die Behandlung von Abfällen mit einem Mischheizwert von 6,5 – 29 MJ kg⁻¹ ausgelegt.

Die einzusetzenden Abfallmengen werden durch die thermische Leistung definiert und betragen ungefähr 7 – 60 Tonnen pro Stunde.

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau der AVE-Reststoffverwertung Lenzing ist in den beiden folgenden Abbildungen dargestellt. Die Gesamtanlage besteht im wesentlichen aus:

- der Übernahme,
- Aufbereitung und Lagerung der Abfälle,
- einer Wirbelschichtfeuerung mit Fließbettkühler und Nachbrennkammer,
- einem Abhitzekeessel,
- einer trockenen, nassen und katalytischen Rauchgasreinigungsanlage mit
- Abwasserbehandlung.

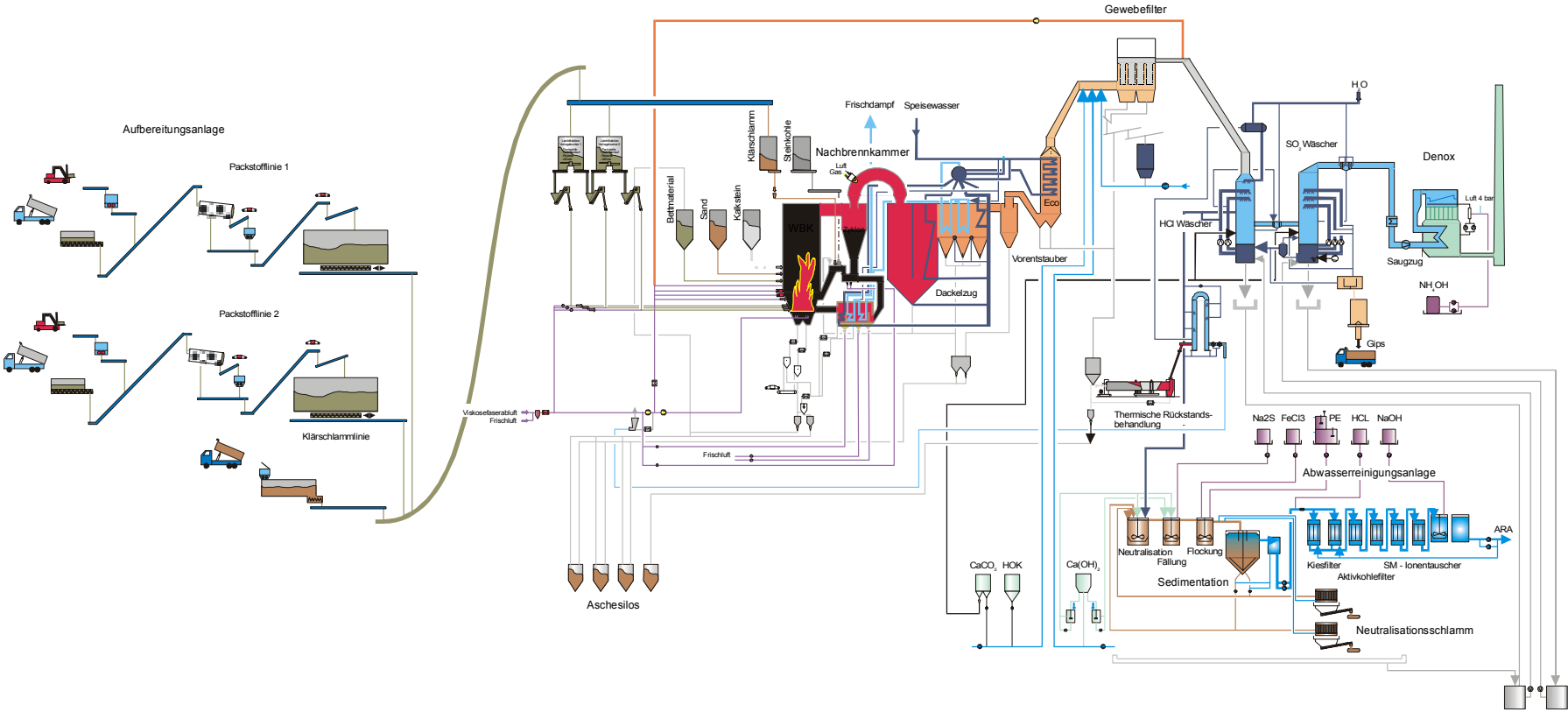


Abbildung 16: Fließbild der AVE-Reststoffverwertung Lenzing

Übernahme, Aufbereitung und Lagerung

Angelieferte Abfälle wie Packstoffe, Rejekte, Leichtfraktion und Altholz werden vom Anlieferer deklariert und vom Betreiber stichprobenartig kontrolliert, zerkleinert und in zwei Tagesbunkern (Vorlagebehälter) zwischengelagert, welche sich in unmittelbarer Nähe des Kessels befinden. Die Aufgabe der Abfälle in die Zerkleinerungsanlage, die Verteilung in den Tagesbunkern und der Austrag aus den Tagesbunkern werden mit dem Ziel einer guten Homogenisierung durchgeführt.

Klärschlamm wird direkt in zwei Vorlagen mit Austragsboden abgekippt und in einem Klärschlammstilo zwischengelagert. Der Klärschlamm ist in der Regel stabilisiert und wird wenige Stunden nach der Anlieferung verbrannt.

Der Transport aus der Aufbereitungshalle zum Kesselhaus erfolgt für beide Abfallarten periodisch mit einer Rohrgurttörderer.

Abfalleintrag und Verbrennungsluftversorgung

Zerkleinerte Abfälle wie Kunststoffe, Rejekte, Siebüberlauf und Altholz können mit 3 pneumatischen Förderern aus den beiden Vorlagebehältern in die Feuerung eingebracht werden.

Für Klärschlamm steht eine eigene Förderlinie mit einer Stopfschnecke als Dosierorgan zur Verfügung.

Für Öl und Erdgas sind Brenner und Öllanzen vorgesehen.

Kohle kann über eine eigene Dosieranlage der Feuerung zugeführt werden.

Als Verbrennungsluft wird hauptsächlich Abluft der benachbarten Viskosefaserproduktion verwendet, die H_2S (Schwefelwasserstoff) und CS_2 (Schwefelkohlenstoff) enthält. Abluft aus der Abfallaufbereitung und Lagerung wird in Gewebefiltern entstaubt und abgeleitet.

Die Verbrennungsluft wird über den Düsenboden, über zwei Sekundärluftebenen und einige prozessbedingte Stellen wie pneumatische Förderer und Fluidisierungsböden im Aschekreislauf in den Feuerraum eingeblasen.

Die Dosierung der einzelnen Abfälle, der zugefeuerten Brennstoffe und der Verbrennungsluft wird über eine Feuerungsleistungsregelung gesteuert. Der Luft- und Abfallbedarf wird online errechnet. Die wichtigsten Größen wie Heizwert und Luftbedarf werden automatisch aus den Prozessdaten errechnet und den verfeuerten Abfällen angepasst.

Wirbelschichtfeuerung mit Nachbrennkammer

Die Feuerung mit zirkulierender Wirbelschicht besteht im wesentlichen aus:

- dem unten leicht konischen und oben zylindrischen ungekühlten Feuerraum,
- dem Zyklon,
- der Nachbrennkammer und
- der Bettmaterialrückführung mit Tauchtopf und Fließbettkühler.

Die Abfälle werden im unteren Teil der Brennkammer homogen ins Bettmaterial eingemischt und mit der Verbrennungsluft durch den Feuerraum transportiert. Zur Vorabscheidung von SO₂ besteht die Möglichkeit der Zudosierung von Kalkstein. In der Wirbelschichtfeuerung der AVE-Reststoffverwertung Lenzing kann bei Bedarf Kalkstein kontinuierlich zugegeben werden, da die Abluft aus der Viskosefaserproduktion, welche als Verbrennungsluft verwendet wird, hohe Konzentrationen von schwefelhaltigen Verbindungen aufweist.

Im Zyklon wird das Bettmaterial aus dem Rauchgas abgetrennt und dem Tauchtopf und Fließbettkühler zugeführt. Über den Fließbettkühler wird eine geregelte Menge an Bettmaterial geleitet, um Wärme aus dem Bettmaterial einerseits zur Dampferzeugung und Endüberhitzung des Dampfes und andererseits zur Einstellung der Feuerraumtemperatur abzugeben.

Die aus dem Zyklon austretenden Rauchgase werden in der Nachbrennkammer bei ausreichender Temperatur und Verweilzeit vollständig ausgebrannt.

Abhitzeessel

Die aus der Nachbrennkammer austretenden Rauchgase durchströmen in Folge zwei vertikale Leerzüge mit Verdampferheizflächen, einen horizontalen Zug mit hängenden Verdampfer- und Überhitzerheizflächen, eine Zyklonbatterie und den Speisewasservorwärmer.

Dampfseitig ist der Kessel in das Energiesystem der Lenzing AG eingebunden. Speisewasser wird aus dem bestehenden Speisewassersystem über den Speisewasservorwärmer in die Kesseltrommel gepumpt. Das Wasser zirkuliert im sogenannten Naturumlauf über die Verdampferheizflächen im Fließbettkühler und Abhitzeessel und verdampft teilweise. In der Dampftrommel wird der Dampf vom Wasser abgetrennt und über die Überhitzer in das Dampfnetz der Lenzing AG abgeleitet. Die ersten Überhitzer sind im Abhitzeessel, die Endüberhitzer im Fließbettkühler angeordnet.

Energieverwertung

Der erzeugte Frischdampf hat ungefähr 78 bar und 500 °C und wird über Turbinen der Lenzing AG verstromt. Der überwiegende Anteil des Dampfes wird bei 4 bar entnommen und als Prozessdampf in der Lenzing AG eingesetzt. Der Bedarf an Prozessdampf beträgt ein mehrfaches des Abfallkessels, besteht ganzjährig und wird von einem weiteren Wirbelschichtkessel, zwei Ablaugekesseln und einem öl- und gasgefeuerten Reservekessel gedeckt.

Rauchgasreinigung

Trockene Rauchgasreinigung: Die trockene Rauchgasreinigungsanlage ist als Transportreaktor mit nachgeschaltetem Gewebefilter ausgeführt. Die Abgastemperaturen werden durch den Kessel auf eine konstante Temperatur von ca. 160 °C geregelt.

Kalk, Kalkstein und Aktivkoks können in die Anströmleitung des Gewebefilters dosiert werden. Abgeschiedener Staub wird teilweise rezirkuliert. Die trockene Rauchgasreinigung dient zur Entstaubung, Schwermetallabscheidung und Vorabscheidung saurer Bestandteile des Abgases wie HCl, HF und SO₃.

Nasse Rauchgasreinigung: Die nasse Rauchgasreinigung besteht aus einem Gleichstromwäscher mit saurem Umlaufwasser, einem Gegenstromwäscher mit Gipssuspension, Tropfenabscheidern nach jedem Wäscher und einem nachgeschalteten dampfbeheizten Gasvorwärmer. Die erste Stufe dient zur Abscheidung saurer Bestandteile des Abgases wie HCl, HF, SO₃ und flüchtiger Schwermetalle, die zweite zur Abscheidung von SO₂. Die Gipssuspension wird im Teilstrom entwässert. Die Abwässer aus beiden Wäschern werden in die Abwasserbehandlungsanlage ausgeschleust. Gereinigtes Abwasser wird in die erste Stufe teilweise rückgeführt. Als Neutralisationsmittel wird Kalkstein trocken eingeblasen.

Katalytische Rauchgasreinigung: Die katalytische Rauchgasreinigung ist als Reingasschaltung mit Wiederaufheizung durch Gas – Gas - Wärmetauscher und Hochdruckdampfvorwärmer ausgeführt und dient zur Reduktion von NO_x und zur Oxidation organischer Spurenstoffe wie Dioxinen und Furanen.

Die gesamte Anlage ist im Sinne des vorbeugenden Umweltschutzes ausgelegt, das heißt die einzelnen Anlagenteile sind so dimensioniert und aufeinander abgestimmt, dass bei Auftreten der höchsten bekannten Schadstofffrachten der eingesetzten Abfälle die vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte eingehalten werden können.

Emissionsmesswerte der AVE-Reststoffverwertung Lenzing sind in Tabelle 39 dargestellt.

Tabelle 39: Emissionen in die Atmosphäre der AVE-Reststoffverwertung Lenzing [SCHNOPP, 2002]

Parameter	Betriebswerte im Durchschnitt [mg Nm ⁻³] ^a
Staub	0,6
HCl	0,8
HF	0,02
SO ₂	4,1
C _{org}	0,6
CO	2,3
NO _x als NO ₂	14,6
Σ Pb, Cr, Zn	0,003
Σ As, Co, Ni, Sb, Cu, Mn, V, Sn	0,00075
Cd+Tl	0,001
Hg	0,003
NH ₃	1,8
PCDD+PCDF	0,05 ng Nm ⁻³

^a Halbstundenmittelwerte in mg Nm⁻³; Dioxinmissionen in ng Nm⁻³ (11 % O₂; trockenes Abgas; Normbedingungen)

Abwasserreinigung

Die Abwasserbehandlungsanlage besteht aus Neutralisation, Fällung, Flockung und Sedimentation und einer Nachbehandlung durch Kiesfilter, Ionenaustauscher und Aktivkohlefilter. In der Abwasserbehandlung wird mit Kalkmilch neutralisiert.

Abfälle und Reststoffe aus der Verbrennungsanlage

Bei RVL wurde ein Verfahrenskonzept gewählt, bei dem folgende wesentliche Punkte hinsichtlich der Aschebehandlung berücksichtigt wurden:

- Minimierung der Rückstandsmengen
- Konzentration kritischer Schadstoffe in geringen Rückstandsfrachten
- Entfrachtung des überwiegenden Ascheanteils von flüchtigen Schwermetallen
- Minimierung des Gehaltes an PCDD/F im überwiegenden Ascheanteil
- Senkung des Gehaltes an metallischem Aluminium in der Asche

Dazu wird ein Großteil der Aschefracht in einer Zyklonbatterie am Ende des Überhitzerzuges abgeschieden. Ein Teilstrom dieser Feinasche wird wieder in die Brennkammer rezirkuliert, um flüchtige Bestandteile weiter zu verringern und einen größeren Anteil des metallischen Aluminiums zu oxidieren.

Folgende Abfälle fallen bei dem Gesamtprozess an:

Bettasche: Grobkörnige Asche und im Wirbelbett absinkende Störstoffen (z.B. Eisenteile und Steine), welche über ein Grobsieb und einen Magnetabscheider abgetrennt werden

Grobasche: Überlauf des Grobsiebes der Bettasche

Eisenschrott: Mit Magnetabscheidern aus der Bettasche abgeschiedene Stoffe

Vorentstauberasche: Feinasche mit einer Korngröße zwischen 40 und 100 µm, welche in der Zyklonbatterie im Temperaturbereich zwischen 900 und 400 °C abgeschieden wird. Zusätzlich kann Feinasche über den Sieb im Aschekreis der Feuerung abgezogen werden.

Eco- und Gewebefilterasche: Feinstasche (Korngröße < 40 µm), welche im Rauchgaszug nach der Vorentstaubung im Temperaturbereich zwischen 400 und 160 °C und in der trockenen Rauchgasreinigung anfällt. Der Masseanteil der Feinstasche macht weniger als 30 % der Gesamtasche aus, sie enthält aber den überwiegenden Teil der flüchtigen Schwermetalle und der PCDD/F Fracht. Die Feinstasche kann einer thermischen Nachbehandlung in einem Drehrohr unterzogen werden. Da diese Asche ohnehin untertage verbracht wird und die dafür notwendigen Eigenschaften bereits unbehandelt aufweist, war das Drehrohr nur zu Beginn des Versuchsbetriebes in Betrieb.

Neutralisationsschlamm aus der Abwasserbehandlungsanlage: In Kammerfilterpressen entwässerter anorganischer Schlamm

Gips: Im Suspensionswäscher anfallender und in einer Zentrifuge entwässerter Gips.

Bettasche, Grobasche und Vorentstauberasche sind ausgestuft und werden auf obertägigen Deponien abgelagert.

Eco- und Gewebefilterasche und Neutralisationsschlamm werden als gefährliche Abfälle exportiert und untertage deponiert.

8.7 Pyrolyse von Abfällen

Siehe Verbrennung von Krankenhausabfällen

8.8 Vergasung

Vergasung wird in Österreich nicht eingesetzt.

8.9 Geplante bzw. in Bau befindliche Anlagen

8.9.1 Müllverbrennungsanlage Zistersdorf

Die geplante MVA Zistersdorf ist zur Behandlung von ca. 120.000 t a⁻¹ Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie von ca. 10.000 t a⁻¹ Klärschlamm (25 % TS) ausgelegt. Die allgemeinen Daten der Müllverbrennungsanlage Zistersdorf sind in Tabelle 40 dargestellt.

Tabelle 40: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Zistersdorf [SCHLEDERER, 2000]

Müllverbrennungsanlage Zistersdorf	
Betreiber	A.S.A. Abfall Service AG
Genehmigung	gemäß §17 UVP-G, Bescheid vom 20. April 1999
Technologie	Rostfeuerung
Anzahl der Linien	2
Abfalldurchsatz	130.000 t a ⁻¹
Durchschnittlicher unterer Heizwert	8,96 MJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	45,4 MW
Dampferzeugung	54 t h ⁻¹
Betriebsstunden	7.128 Vollastbetriebsstunden pro Linie

Über die Nutzung des erzeugten Dampfes zur Verstromung hinaus, ist die Auskopplung von Fernwärme geplant, aber keineswegs sichergestellt.

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau je Linie gliedert sich im wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Feuerungssystem: Rostfeuerung
- Abhitzeessel zur Dampferzeugung mit nachgeschalteter Turbine zur Stromerzeugung und Wärmeauskopplung
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Gewebefilter (inkl. Flugstromadsorber), Zweistufige Rauchgaswäsche, Katalytische Rauchgasreinigung (beide Linien gemeinsam)
- Abwasserreinigungsanlage inkl. Eindampfanlage
- Reststoffbehandlungsanlage

Das Abwasser der Rauchgaswäscher wird durch Fällung und Flockung von Schwermetallen befreit und in einer zweistufigen Eindampfanlage eingedampft, wodurch ein abwasserfreier Betrieb der Verbrennungsanlage möglich ist.

Die einzelnen Schritte der Schlackeaufbereitung sind: Siebung (Siebschnitt = 70 mm), Zerkleinerung der Grobfraction, Abscheidung der Fe- und Nichteisen-Metalle. Als Alternative dazu hält man sich die Möglichkeit der Errichtung einer Einschmelzanlage für Schlacke, Kesselasche und Filterstäube offen.

Mit der genehmigten Rauchgasreinigungsanlage sind die bescheidmäßig aufgetragenen Grenzwerte, die in Tabelle 41 mit jenen der LRV-K verglichen werden, einzuhalten.

Tabelle 41: Grenzwerte der MVA Zistersdorf (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm³ bezogen auf 11 % O₂ und trockenes Abgas) [SCHLEDERER, 2000]

Parameter	Grenzwert gemäß Genehmigungsbescheid [mg Nm ⁻³]	Messzeitraum
Staub	8	0,5 – 8 Stunden
HCl	7	HMW
HF	0,3	HMW
SO ₂	20	HMW
CO	50	HMW
NO ₂	70	HMW
∑ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn + Vbd	0,5	0,5 – 8 Stunden
Cd + Vbd	0,01	0,5 – 8 Stunden
Hg + Vbd	0,05	0,5 – 8 Stunden
Tl + Vbd	0,025	0,5 – 8 Stunden
Zn + Vbd	0,5	0,5 – 8 Stunden
NH ₃	5	HMW
C _{org}	8	HMW
PCDD + PCDF	0,1 ng Nm ⁻³	6 – 8 Stunden

8.9.2 Werk Simmeringer Haide: Wirbelschichtofen 4

Der Wirbelschichtofen 4 des Werkes Simmeringer Haide wurde bereits nach §29 AWG genehmigt und der Bauauftrag ist bereits vergeben. Es handelt sich um eine stationär rotierende Wirbelschicht, in der etwa 90.000 t Abfälle pro Jahr mit einem Heizwert zwischen 8 und 16 MJ kg⁻¹ und 6.000 t Klärschlamm als Trockensubstanz verbrannt werden sollen.

Die Anlage wird mit einem Abhitzeessel und einer Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus einem Elektrofilter, einer zweistufigen Nasswäsche mit Gipsulfällung, einem Aktivkohlefilter und einer SCR Anlage ausgestattet sein. Es wird mit einer Abgasmenge von rund 80.000 m³ h⁻¹ gerechnet.

8.9.3 Müllverbrennungsanlage Dürnröhr

Die Müllverbrennungsanlage Dürnröhr ist mit einer durchschnittlichen Kapazität von ca. 300.000 t a⁻¹ geplant, wobei laut einer Machbarkeitsstudie ca 150.000 t Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, 70.000 t Industrieabfälle und je rund 25.000 t Sperrmüll und Baustellenabfälle sowie rund 20.000 t Klärschlamm eingesetzt werden sollen. Die allgemeinen Daten der Müllverbrennungsanlage Dürnröhr sind in Tabelle 42 wiedergegeben.

Tabelle 42: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Dürnröhr [GRAF, 2000]

Müllverbrennungsanlage Dürnröhr	
Betreiber	AVN
Voraussichtliche Inbetriebnahme	2003
Baubeginn	2001
Technologie	Rostfeuerung
Anzahl der Linien	2
Abfalldurchsatz	ca. 300.000 t
Durchschnittlicher unterer Heizwert (H _u)	9,8 MJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung (gesamt)	120 MW
Wirkungsgrad an Grundstücksgrenze	76 – 78 %

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau einer der beiden Linien ist in Abbildung 17 dargestellt und gliedert sich im wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Feuerungssystem: Rostfeuerung ausgelegt für bis zu 24 Tonnen Abfall/Stunde
- Abhitzeessel, ausgelegt für bis zu 80 Tonnen überhitzten Dampf (400°C, 50 bar) je Stunde
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Gewebefilter, zweistufige Rauchgaswäsche, Selektive Katalytische Entstickungs- und Dioxinzerstörungsanlage

Gemeinsame Anlagenkomponenten für beide Linien sind:

- Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlage
- Schlackebehandlung
- Dampfverteilsystem

Der in den Kesseln erzeugte Dampf wird in den Dampfkreis im Kraftwerk Dürnrohr, Block 2 eingespeist (ca. 140 t h^{-1}). Der Dampf aus der Abfallverbrennungsanlage wird dabei unmittelbar vor dem Zwischenüberhitzer in den Dampfkreis des Kraftwerks eingeleitet und im Kraftwerk noch einmal überhitzt. Durch dieses Zusammenspiel kann der erzeugte Dampf besser genutzt und damit erhebliche Mengen an Primärenergie im Kraftwerk (ca. 50.000 t Kohle und 10 Mio. m^3 Gas pro Jahr) substituiert werden.

Bei Stillstand des Kraftwerks wird der Mitteldruckdampf über eine eigene Turbine verstromt. Niederdruckdampf wird aus dieser Turbine ausgekoppelt und an das Kraftwerk für Warmhaltung und Fernwärme abgegeben [GRAF, 2000].

Die Schlacke wird dabei in einen als Nassentschlacker abgeworfen. Danach wird die gewaschene Schlacke mittels Stangensieb und Magnetabscheider in Überkorn, Schrott und in Rohschlacke aufgesplittet. Die Rohschlacke wird abtransportiert und deponiert oder extern aufbereitet.

Mit der in Bau befindlichen Abgasreinigungsanlage, bestehend aus einem Gewebefilter, einer zweistufigen Wäsche und einer SCR Anlage sind die in Tabelle 43 dargestellten gesetzlichen Grenzwerte (LRV-K) einzuhalten.

Tabelle 43: Grenzwerte laut Bescheid für Emissionen in die Luft der MVA Dürnrohr

Parameter	Grenzwert [mg Nm^{-3}]
NO _x	70
CO	50
SO ₂	50
Staub	8
C _{org}	8
HCl	7
Σ Pb, Zn, Cr	0,5
Σ As, Co, Ni	0,3
HF	0,3
Hg	0,05
Cd	0,02
PAK	0,01
Benzo(a)pyren	0,0001
PCB	0,1 ng Nm^{-3}
PCDD/F	0,1 ng Nm^{-3}

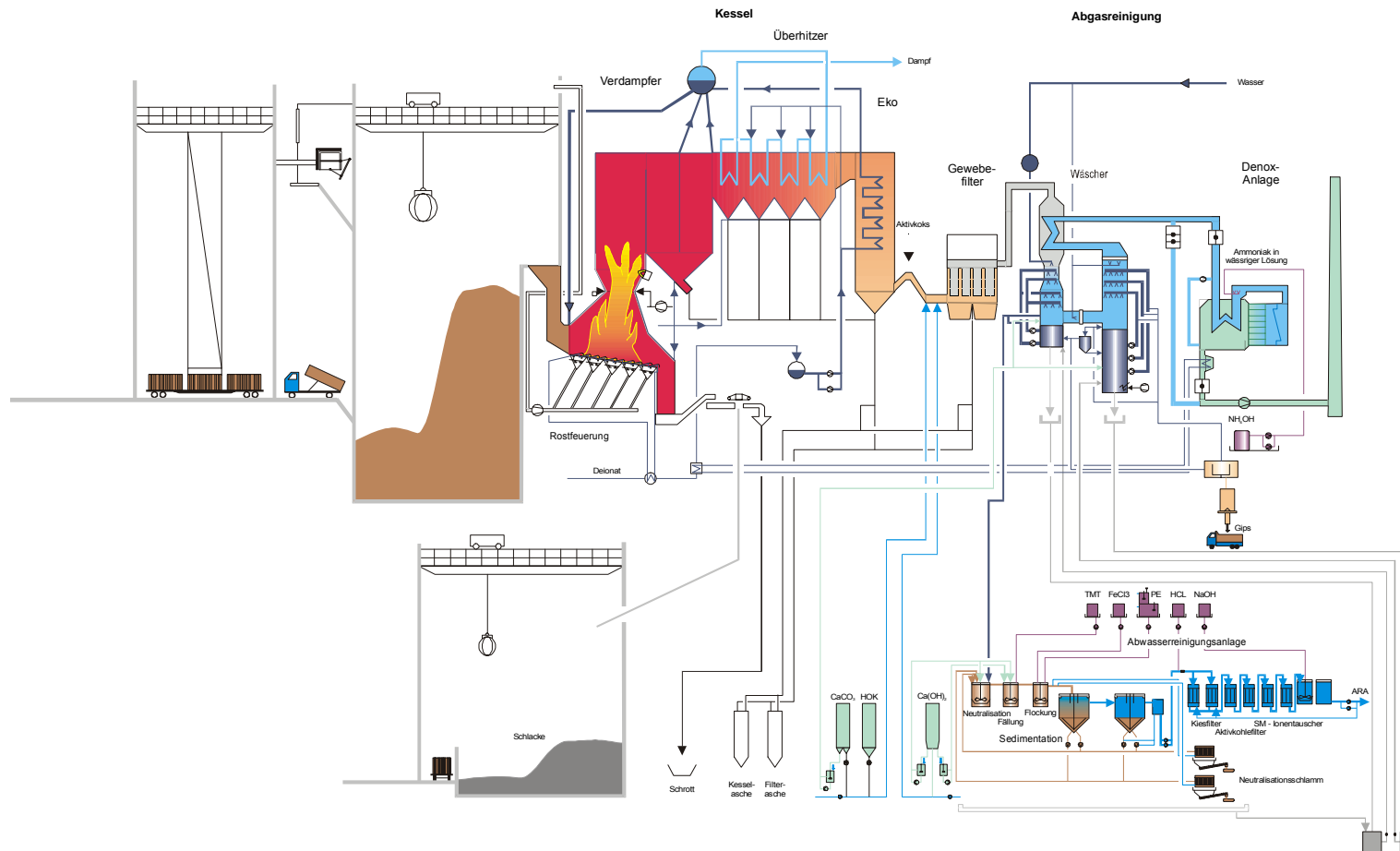


Abbildung 17: Fließbild der geplanten Abfallverbrennungsanlage Dürrrohr

8.9.4 Müllverbrennungsanlage Arnoldstein

In der geplanten Müllverbrennungsanlage Arnoldstein sollen 80.000 t a⁻¹ Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall verbrannt werden. Die allgemeinen Daten der Müllverbrennungsanlage Arnoldstein sind in Tabelle 44 dargestellt.

Tabelle 44: Allgemeine Daten der geplanten Müllverbrennungsanlage Arnoldstein [GRUBER 2000]

Müllverbrennungsanlage Arnoldstein	
Betreiber	Kärntner Restmüllverwertungs GmbH (KRV)
Vorraussichtliche Inbetriebnahme	2004
Technologie	Rostfeuerung
Abfallnenndurchsatz	10,7 t h ⁻¹
Durchschnittlicher unterer Heizwert	10.000 kJ kg ⁻¹
Theoretische Brennstoffwärmeleistung	107 GJ h ⁻¹
Dampferzeugung	ca. 35 t h ⁻¹ (400°C; 40 bar)
Betriebsstunden	> 7.500

Anlagenkonzept

In Abbildung 18 ist das Verfahrensschema der geplanten Müllverbrennungsanlage Arnoldstein wiedergegeben und gliedert sich im wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Müllbunker
- Abhitzekeessel
- Feuerungssystem: Rostfeuerung mit Syncon Betrieb (Sauerstoffanreicherung)
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Wirbelschichtreaktor, Gewebefilter, Aktivkohlefilter (Kreuzströmer), SCR Anlage

Der Müll wird durch den Beschickungstrichter zum Rost befördert. Am unteren Ende des Beschickungstrichters befindet sich eine Dosierungseinrichtung, mit der der Müll gleichmäßig auf den Rost geschoben wird. Die eigentliche Verbrennung erfolgt auf dem Rückschubrost nach dem Martin-Syncom-Verfahren. Die Verbrennung mit O₂-angereicherter Luft führt zu einer Verringerung der spezifischen Rauchgasmenge.

Aus der Schlacke sollen Eisen- und Nichteisenmetalle abgetrennt werden. Für die vorbehandelte Schlacke werden Einsatzmöglichkeiten gesucht (Straßen- bzw. Erdbau) und falls diese nicht gegeben sind, wird die Schlacke deponiert.

Die Anlage arbeitet abwasserfrei.

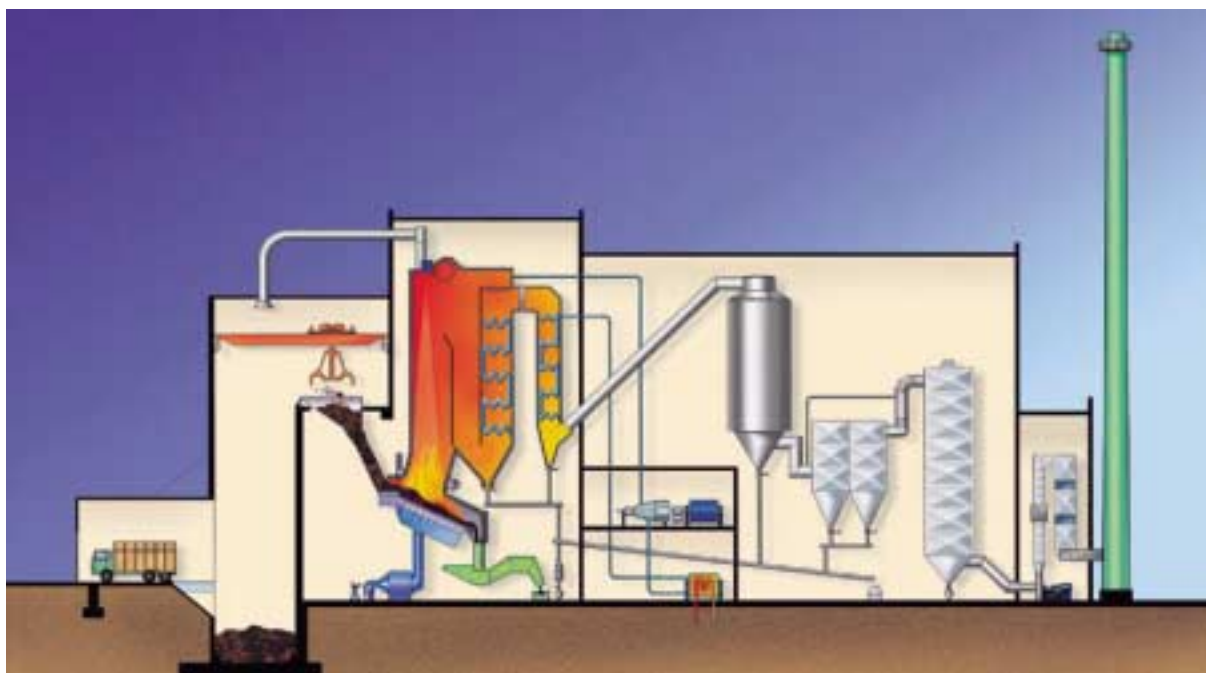


Abbildung 18: Verfahrensschema der geplanten MVA Arnoldstein (Quelle: www.krv.co.at)

Die Rauchgase werden zuerst im Kessel abgekühlt und dem Wirbelschichtreaktor zugeführt. Nach dem Passieren der weiteren Reinigungsstufen (Gewebefilter, Aktivkohlefilter, SCR Anlage) werden die in Tabelle 45 dargestellten Emissionswerte erwartet.

Tabelle 45: Voraussichtliche Emissionswerte der geplanten Müllverbrennung Arnoldstein (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm³ bezogen auf 11 % O₂ und trockenes Abgas) [GRUBER, 2000]

Parameter	Voraussichtliche Emissionen HMW [mg Nm ⁻³]	Grenzwert lt. Luftreinhalteverordnung § 18, mittlere Anlagen [mg Nm ⁻³]
Staub	5	20
HCl	7	15
HF	0,3	0,7
SO ₂	20	100
CO	35	50
NO ₂	70	300
Σ Pb + Zn + Cr	0,1	3
Σ As + Co + Ni	0,1	0,7
Cd	0,01	0,05
Hg	0,02	0,1
Σ KW	5	20
NH ₃	16 (0 % O ₂)	
PCDD + PCDF	0,1	0,1

8.9.5 Thermische Reststoffverwertungsanlage Niklasdorf

Je nach Heizwert der eingesetzten Abfälle sollen im Wirbelschichtkessel rd. 60.000 bis 100.000 t Reststoffe und Abfälle pro Jahr thermisch verwertet werden. Behandelt werden sollen in erster Linie Klärschlämme, Papierfaserschlämme, Rejekte, Siebüberläufe aus MBA und Kompostierung, Altholz, Packstoffe und Rechengut. Die zum Einsatz kommenden Abfälle werden größtenteils in externen Anlagen sortiert und für die Verbrennung in der Wirbelschicht aufbereitet. Die allgemeinen Daten der TRV Niklasdorf sind in Tabelle 46 dargestellt.

Tabelle 46: Allgemeine Daten zur TRV Niklasdorf [SPIEGEL, 2000]

Thermische Reststoffverwertungsanlage Niklasdorf	
Betreiber	ENAGES
Baubeginn	2002
Voraussichtliche Inbetriebnahme	Ende 2003, Anfang 2004
Technologie	Wirbelschicht
Anzahl der Linien	1
Abfalldurchsatz	60.000 bis 100.000 t
Voraussichtliche Jahresbetriebsstunden	8.000

Die Anlage wird über eine Brennstoffwärmeleistung von rd. 25 MW verfügen und ist so ausgelegt, dass die angeschlossene Papierfabrik mit Strom und Wärme (Dampf) versorgt werden kann.

Anlagenkonzept

Der verfahrenstechnische Aufbau gliedert sich im wesentlichen in folgende Anlagenkomponenten:

- Wirbelschichtofen
- Abhitzeessel, ausgelegt für ca. 30 t Dampflieferung pro Stunde
- Rauchgasreinigungsanlage bestehend aus: Gewebefilter, zweistufige Rauchgaswäsche mit Gipssuspensionswäscher, selektive katalytische Entstickung
- Mehrstufige Abwasserbehandlungsanlage

Die Abfälle sollen bei atmosphärischem Druck bzw. leichtem Unterdruck in einer Feuerung auf Basis der Wirbelschicht-Technologie verbrannt werden. Im Anschluss an den Wirbelschichtreaktor verbleiben die entstehenden Rauchgase und Flugaschen bei einer Temperatur von mehr als 850°C für mindestens 2 Sekunden im Feuerraum der Anlage, sodass alle Bestandteile des Rauchgases ausreagieren können.

Aus dem Wirbelschichtreaktor wird Bettmaterial abgezogen, um eine Anreicherung von Grobteilen im Bett zu vermeiden. Das abgezogene Bettmaterial wird in Kühlschnecken mit Wasser gekühlt. Grobteile werden abgeschieden und in einen Container abgeworfen. Das von Grobteilen befreite Bettmaterial wird entweder direkt in den Bettmaterialsilo zurücktransportiert oder in einen Aschesilo gefördert.

Die Aschen sollen auf verschiedenen Temperaturniveaus abgeschieden werden, wobei ein Großteil der Asche in einem Temperaturbereich von mehr als 400°C abgetrennt wird. Durch

die Kombination dieser Maßnahmen soll die überwiegende Menge der Schadstoffe in einer kleinen Menge an Gewebefilterasche aufkonzentriert werden.

Nach der trockenen Rauchgasreinigung wird das Rauchgas durch eine konventionelle zwei-stufige nasse Rauchgasreinigung geleitet. In der ersten Stufe werden die sauren Schadgase wie zum Beispiel HCl und HF sowie die noch mitgeführten Schwermetalle ausgewaschen, in der zweiten Stufe erfolgt primär die Reinigung des Rauchgases von bei der Verbrennung entstandenem SO₂. Die letzte Stufe der Rauchgasreinigung ist eine katalytische Entstickungsanlage. Es sind die in Tabelle 47 dargestellten bescheidmäßigen Emissionsgrenzwerte einzuhalten.

Das in der Rauchgasreinigung mehrfach eingesetzte Prozesswasser wird einer Abwasserbehandlung unterzogen, die im wesentlichen aus Fällung, Flockung, Filtration und Neutralisation besteht.

Tabelle 47: Emissions-Grenzwerte der TRV Niklasdorf verglichen mit den gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten lt. der anzuwendenden Verordnung LRV-K (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm³ bezogen auf 11 % O₂ und trockenes Abgas) [SPIEGEL, 2000]

Parameter	Grenzwert gemäß Bescheid HMW [mg Nm ⁻³]	Grenzwert lt. LRV-K 1989 für mittlere Anlagen
Staub	8,0	20,0
HCl	7,0	15,0
HF	0,3	0,7
SO ₂	20,0	100,0
CO	50,0	50,0
NO ₂	70,0	300,0
Σ Pb, Cr, Zn	1,0	3,0
Σ As, Co, Ni		0,7
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	0,5	
Cd		0,05
Cd+Tl	0,05	
Hg	0,05	0,1
Σ KW	8,0	20,0
NH ₃	10,0	30,0
PCDD+PCDF	0,1	0,1

9 ABSCHÄTZUNG DER KOSTEN

Die Kosten einer Abfallverbrennungsanlage sind im wesentlichen von folgenden Punkten abhängig:

- Ausrüstung der Anlage,
- Größe,
- örtlichen Infrastruktur
- spezifischen Randbedingungen für die Rückstandsentsorgung
- und der Möglichkeit der Energieverwertung.

Sie setzen sich im wesentlichen aus folgenden Positionen zusammen:

- Rückzahlung für die Investition,
- zum Durchsatz proportionalen Betriebskosten wie Chemikalienbedarf und Rückstandsentsorgung,
- zum Durchsatz proportionalen Erlösen aus Energie,
- Wartung und Re-Investitionskosten,
- Personalkosten und
- sonstigen Fixkosten wie Verwaltung und Versicherung.

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die wesentliche Einflussgröße auf Invest- und Betriebskosten nicht der Massendurchsatz sondern die Feuerungswärmeleistung ist. Sie bestimmt die Größe des Kessels und im wesentlichen auch die Rauchgasmenge und damit die Größe der Abgasreinigungsanlagen.

Zum einfacheren Verständnis wird in der Folge Müll mit einem Heizwert von 10 MJ kg^{-1} , einem Aschegehalt von 30 %, einem Chlorgehalt im Abgas vor der Rauchgasreinigung von 1.000 mg Nm^{-3} und einem SO_2 -Gehalt von 600 mg Nm^{-3} angenommen.

Der spezifische Luftbedarf je Tonne Abfall beträgt ca. 4.500 m^3 , die spezifische Abgasmenge nach Rauchgasreinigung ca. $5.500 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}$. Zur Abschätzung der benötigten Antriebsleistung für die Gebläse wird für die Verbrennungsluft mit einer Temperatur von 50 °C und einer Druckerhöhung von 40 mbar und im Abgas mit einer Temperatur von 150 °C und einer Druckerhöhung von 20 mbar gerechnet. Der Gebläsewirkungsgrad wird einheitlich mit 70 % angenommen.

Unter diesen Annahmen werden die Kosten für einzelne Anlagenabschnitte ermittelt und auf spezifische Kosten pro Tonne Müll umgerechnet. Da für die einzelnen Anlagen stark unterschiedliche Randbedingungen zutreffen und jede Anlage für sich einen Prototyp darstellt, kann mit einer allgemeinen Kostenabschätzung nur ein Richtwert ermittelt werden. Die genaue Kostenstruktur ist nur dem jeweiligen Betreiber bekannt und kann aus Wettbewerbsgründen nicht veröffentlicht werden.

Die hier dargestellten Investitionskosten beruhen auf Vergabepreise der letzten fünf Jahre (vorwiegend österreichische und deutsche Anlagen, welche unter vergleichbaren Randbedingungen errichtet wurden).

9.1 Entladung und Lagerung

Bei Anlagen im dicht besiedelten Gebiet wird der Abfall mit Müllfahrzeugen angeliefert und von diesen direkt in den Müllbunker befördert. Als Einrichtungen für Anlieferung und Lagerung dienen daher nur Wägevorrichtungen, Verkehrsflächen und der Müllbunker. Die Größe und damit die Kosten dieser Verkehrsflächen und Müllbunker werden hauptsächlich durch die Anlagenkapazität und die gewünschte Speicherkapazität des Bunkers bestimmt. Da es sich dabei im wesentlichen um Hoch- und Tiefbaukosten handelt und die verbauten Massen nicht direkt proportional dem verbauten Volumen sondern mit der Hochzahl 0,7 zu rechnen sind, bedeutet das, dass ein doppelt so großes Bunkervolumen ca. $2^{0,7}$ mal so viel, das ist ca. das 1,6-fache, kostet.

Bei einer Anlage mit einem Jahresdurchsatz von ca. 300.000 Tonnen betragen die Errichtungskosten für Verkehrsflächen und Bunker ca. 10 Mio. €. Für unterschiedliche Anlagengrößen können die in Tabelle 48 dargestellten Kosten abgeschätzt werden.

Tabelle 48: Kosten für Entladung und Lagerung des Abfalls bei Anlieferung mit Müllfahrzeugen in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 4,6 Mio.	ca. 7,5 Mio.	ca. 10 Mio.
Spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	4,74	3,86	3,43
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	0,46	0,38	0,33
spezifische Kosten für Anlieferung per LKW [€ t⁻¹]	5,2	4,24	3,77

Bei Anlagen im weniger dicht besiedelten Gebiet ist ein Teil des Abfalls mit der Bahn anzuliefern. Für zusätzliche Gleisanschlüsse und Einrichtungen zum Entladen, wie beispielsweise Containerkrananlagen und Kippvorrichtungen, sind erhebliche Investitionen notwendig. Eine komplette Entladeanlage kostet ca. 3,5 Mio. € bei einem Umschlag von ca. 300.000 t a⁻¹. Für kleinere Anlagen ergibt sich kaum ein nennenswertes Einsparpotential für die Krananlagen, da deren Größe von den zu entladenden Containern abhängt und diese für alle Anlagen etwa gleich groß sind. Die Gleisanlagen sind bei kleineren Anlagen natürlich weniger aufwendig.

Für unterschiedliche Anlagengrößen können daher die in Tabelle 49 dargestellten Kosten abgeschätzt werden. Für die jährlichen Wartungskosten werden einheitliche 3 % Investkosten veranschlagt.

Tabelle 49: Kosten für Entladung und Lagerung des Abfalls bei der Anlieferung per Bahn in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 3 Mio.	ca. 4 Mio.	ca. 5 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	3,09	2,06	1,72
spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	0,90	0,60	0,50
spezifische Kosten für Bahnentladung [€ t⁻¹]	3,99	2,66	2,22

Wird ein Teil des Durchsatzes per Bahn und ein Teil per LKW angeliefert so addieren sich die jeweils anfallenden Kosten (siehe Kosten für Gesamtanlagen: Tabelle 71 ff).

9.2 Feuerung und Kessel

Feuerung und Kessel bestehen im wesentlichen aus folgenden Anlagenteilen:

- Aufgabe- und Dosiereinrichtungen für Abfälle,
- Verbrennungsluftversorgung,
- Verbrennungsrost mit Feuerraum,
- Asche- und Schlacketransport- und Lagervorrichtungen,
- Rauchgasführung bis Austritt Speisewasservorwärmer und
- Abhitzekeessel von Speisewasserversorgung bis Frischdampfabgabe.

Die Kosten für Feuerung und Kessel werden vom Rostsystem, vom gewünschten Kesselwirkungsgrad und von den Parametern des Abhitzekeessels beeinflusst. Bei wassergekühlten Rosten, einer Rauchgasaustrittstemperatur von 160 °C und damit einem Kesselwirkungsgrad von ca. 90 % und hohen Dampfparametern können die durchschnittlichen Kosten um bis zu 20 % mehr als bei herkömmlichen Anlagen betragen.

Für eine Linie mit einem Jahresdurchsatz von ca. 150.000 Tonnen betragen die Investkosten für Feuerung und Kessel ohne Bau- und EMSR-Technik ca. 16 Mio. €. Die Kosten für Heizflächen verhalten sich annähernd proportional, die Kosten für sonstige Einrichtungen sind von der Größe abhängig, sodass im Schnitt die Kosten in Abhängigkeit der Größe mit der Hochzahl von etwa 0,8 zu rechnen sind.

Für unterschiedliche Anlagengrößen können daher die in Tabelle 50 dargestellten Kosten abgeschätzt werden. Die Kosten sind weitestgehend unabhängig von der Anzahl der Verbrennungslinien.

Tabelle 50: Kosten für Feuerung und Kessel von Abfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 9,2 Mio.	ca. 11,6 Mio.	ca. 16 Mio.
spezifische Investitionskosten [€ t ⁻¹]	12,63	11,94	10,98
jährliche Wartungskosten als Anteil der Investkosten [% a ⁻¹]	4,00	4,00	4,00
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	4,90	4,60	4,30
Durchschnittlicher Gesamtverbrauch an elektrischer Energie (Normalbetrieb) [kWh t ⁻¹]	27	27	27
Kosten elektrische Energie [€ t ⁻¹]	0,67	0,67	0,67
Anfall Schlacke und Kesselasche [kg t ⁻¹]	271,50	271,50	271,50
Entsorgungskosten Schlacke und Kesselasche [€ t ⁻¹]	19,16	19,16	19,16
spezifische Kosten Feuerung und Kessel [€t⁻¹]	37,37	36,42	35,08

Die direkt proportionalen Betriebskosten für die Feuerung setzen sich im wesentlichen aus

- dem Energiebedarf für Luft- und Rauchgasförderung und die Speisewasserversorgung und
- Entsorgungskosten für Schlacke und Asche zusammen.

Der spezifische Energiebedarf für Feuerung und Kessel beträgt bei einem Dampfdruck von ca. 50 bar ca. 27 kWh t^{-1} . Für einen 75 bar-Kessel erhöht sich dieser Wert um ca. 4 kWh t^{-1} .

Bei den Entsorgungskosten für Schlacke und Asche wurde davon ausgegangen, dass Schlacke und Asche auf eine Reststoffdeponie entsorgt werden können. Sollte die Kesselasche nicht ausgestuft werden können, wäre sie auf eine Untertagedeponie zu entsorgen. Dadurch würden die Entsorgungskosten um ca. 2 € t^{-1} ansteigen.

Im Bereich von Feuerung und Kessel können die jährlichen Kosten für Wartung und Verschleiß mit ca. 4 % angesetzt werden.

Je Tonne Abfall werden ca. 3,2 Tonnen Dampf erzeugt. Der Erlös für den Dampf wird im Anlagenabschnitt Wasser-Dampfkreislauf berücksichtigt.

9.3 Wasser-Dampf-Kreislauf

Der Wasser-Dampf-Kreislauf besteht aus Wasseraufbereitungsanlage, Kondensatsystem, Turbine mit dazugehörigem Kühlsystem und Kühl- oder Wärmeauskopplungssystem.

Bei in Österreich in Betrieb befindlichen Abfallverbrennungsanlagen werden unterschiedliche Systeme eingesetzt. Während bei den Wiener Abfallverbrennungsanlagen der Großteil der Energie in die Fernwärme eingespeist wird und nur für Eigenbedarf elektrische Energie erzeugt wird, liegt bei den anderen Anlagen der Schwerpunkt zumeist auf Verstromung. Die Art der Anlage und die Möglichkeiten der Energieabgabe bestimmen im wesentlichen die Erlöse für Energie. Die Kostenübersicht ist daher so dargestellt, dass die Energieerlöse zur Gänze auf den Wasser-Dampf-Kreis umgelegt werden. Für die allgemeine Angabe der Kosten werden daher fünf technische Systeme betrachtet. Wie schon aus der Beschreibung der einzelnen Anlagen hervorgeht, ist keine dieser Varianten direkt einer in Betrieb oder in Bau befindlichen Anlage zuzuordnen. Die tatsächlich erzielbare Energieausbeute hängt von einer Vielzahl von Einflüssen wie Kesselauslegung, nachgeschaltete Wärmetauscherflächen, Nutzung von ND-Dampf für Speisewasser- und Luftvorwärmung und Turbinenauslegung ab.

Im folgenden Kapitel soll ein Vergleich verschiedener Systeme unter normierten Randbedingungen durchgeführt werden.

In den Tabelle 51 bis Tabelle 58 sind die Hauptfaktoren für die Kosten des Wasser-Dampf-Kreises beschrieben. Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Betriebsdauer wurde mit 7.500 h a^{-1} angenommen.
- Für alle Varianten wird der gleiche Kesselwirkungsgrad von ca. 80 % angenommen, so dass sich ein spezifischer Wärmeumsatz je Tonne Abfall von $2,2 \text{ MWh t}^{-1}$ ergibt. Dieser Wert kann anlagenbedingt um +/- 10 % schwanken.
- Die Investkosten wurden aus vergleichbaren Anlagen abgeschätzt. Je nach Randbedingungen können hier erhebliche Abweichungen auftreten.
- Die spezifischen Investkosten wurden aus den geschätzten Investkosten mit einem Zinssatz von 6 % für eine Laufzeit von 15 Jahren bezogen auf den angegebenen Durchsatz berechnet. Dieser Zeitraum wurde gewählt, da nach 15 Jahren die Wahrscheinlichkeit für Re-Investitionskosten hoch ist.
- Die jährlichen Wartungskosten wurden einheitlich mit 3 % der Investkosten angenommen.
- Wärme- und Stromabgabe wurden den Dampfparametern angepasst. Je nach Turbinenbauart und Führung des Wasser-Dampf-Prozesses können sich hier Abweichungen ergeben.
- Die Erlöse für abgegebene Energie sind in erster Linie von der Energieart und vom jeweiligen Energiebedarf abhängig. Für elektrische Energie werden üblicherweise als Einspeisetarif ca. 25 € je MWh (Verkaufspreis) bezahlt. Bei Einspeisung in ein Fernwärmesystem werden ca. 6 € pro MWh bezahlt. Ist die Anlage an einem Standort installiert, an dem ein Bedarf an elektrischer Energie und Wärme besteht, so können für Strom ca. 45 € pro MWh (Einkaufspreis) und für Wärme ca. 10 € eingespart werden. In den Varianten 1 bis 5 sind für elektrische Energie 25 € je MWh und für Wärmeabgabe 6 € je MWh berechnet. Im Vergleich dazu werden die Varianten 6, 7 und 8 mit 45 € je MWh für elektrische Energie und 10 € je MWh für Wärmeabgabe berechnet. Die Variante 6 entspricht technisch der Variante 2, die Variante 7 entspricht technisch der Variante 4 und die Variante 8 entspricht technisch der Variante 5.

Variante 1: reine Wärmeauskopplung

Bei Anlagen für reine Wärmeauskopplung beschränken sich die Investitionskosten auf die Wasseraufbereitung, Kondensatpflege und Wärmeumformung. Wenn keine sonstige Infrastruktur besteht, sind auch noch Rückkühlsysteme für den Notfall zu installieren (Abbildung 19).

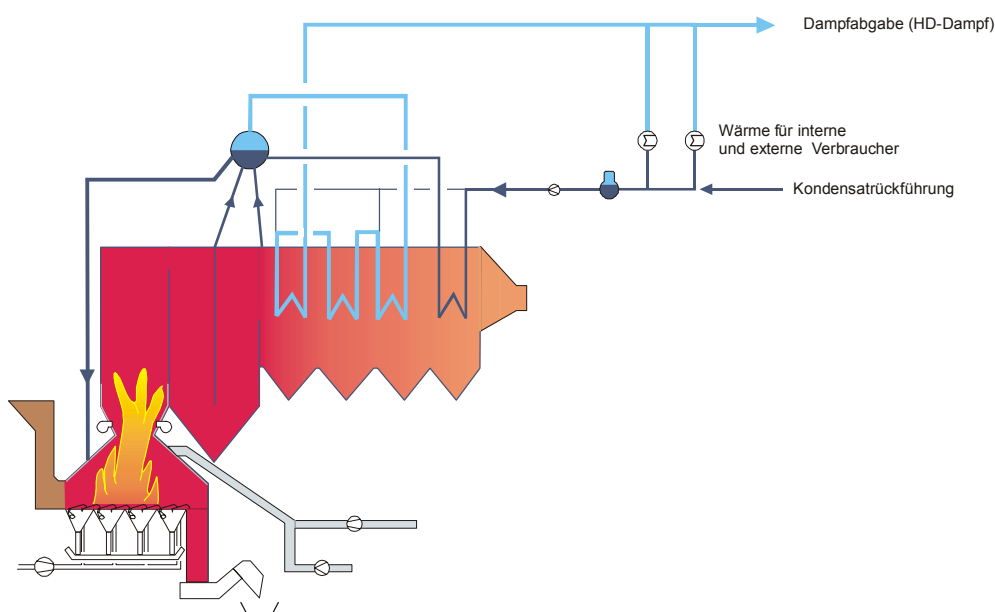


Abbildung 19: Wasser Dampf Kreislauf Variante 1

Tabelle 51: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit reiner Wärmeauskopplung mit Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 3 Mio.	ca. 4,5 Mio.	ca. 6 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	3,09	2,32	2,06
spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	0,90	0,68	0,60
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	2,2	2,2	2,2
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	13,2	13,2	13,2
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0	0	0
spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	0	0	0
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	9,21	10,21	10,54

Variante 2: Entnahme-Kondensationsturbine mit Dampfparametern von 50 bar und 400 °C

Bei Anlagen mit einer Entnahme-Kondensationsturbine mit den Dampfparametern 50 bar und 400 °C für Verstromung mit untergeordneter Wärmeauskopplung sind Investitionskosten für die Wasseraufbereitung, Kondensatpflege und Wärmeauskopplung, Turbine und Rückkühlsysteme zu berücksichtigen. Wenn keine sonstige Infrastruktur besteht, sind auch noch Rückkühlsysteme für den Notfall zu installieren (Abbildung 20).

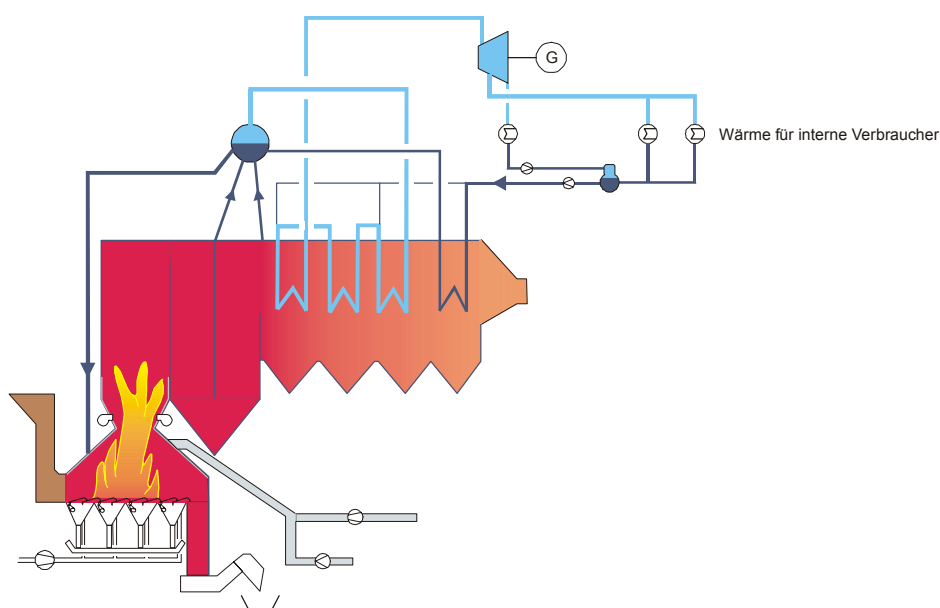


Abbildung 20: Wasser Dampf Kreislauf Variante 2 und 6

Tabelle 52: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 8 Mio.	ca. 12 Mio.	ca. 16 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	8,24	6,18	5,49
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	2,40	1,80	1,60
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	0	0	0
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	0	0	0
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,44	0,44	0,44
spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	11	11	11
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	0,36	3,02	3,91

Variante 3: Entnahme-Kondensationsturbine in Kombination mit Dampfleinleitung in kalorisches Kraftwerk

Zusätzlich zu den Anlagen für die Entnahme-Kondensationsturbine mit den Dampfparametern 50 bar und 400 °C für Verstromung mit untergeordneter Wärmeauskopplung sind noch die Umrüstungsmaßnahmen im Kraftwerk abzüglich der vorhandenen Infrastruktur zu berücksichtigen (Abbildung 21).

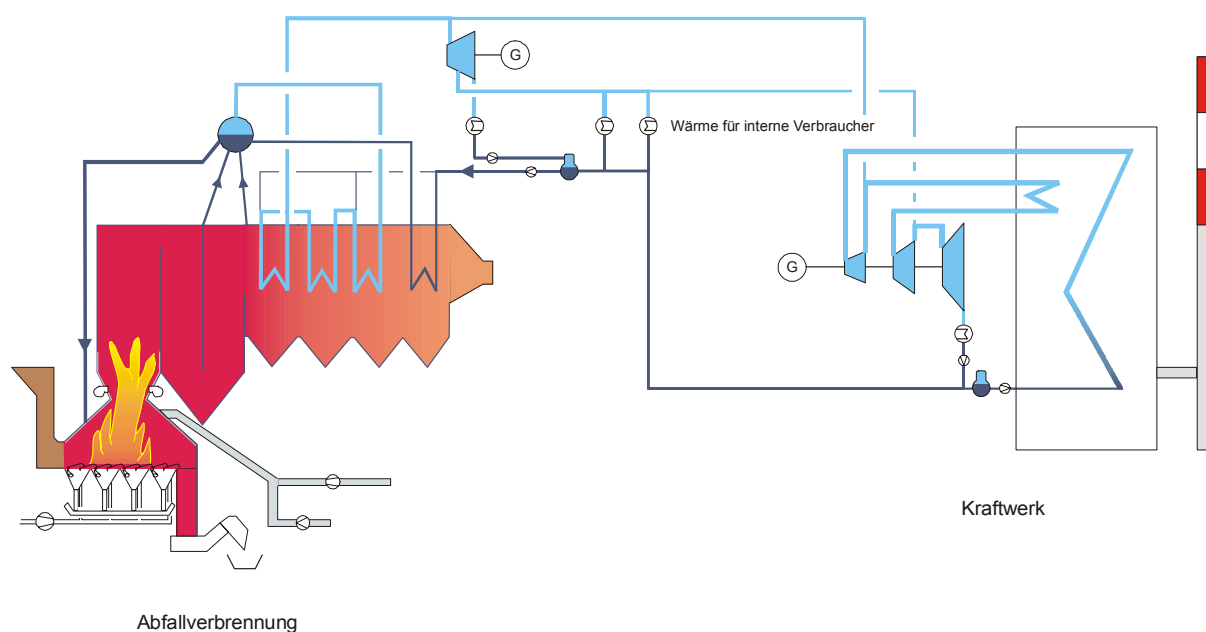


Abbildung 21: Wasser Dampf Kreislauf Variante 3

Tabelle 53: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine in Kombination mit Kraftwerk und Einleitung in Verteilssysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 8,5 Mio.	ca. 12,5 Mio.	ca. 15 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	8,75	6,44	5,15
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	2,55	1,88	1,50
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	0	0	0
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	0	0	0
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,66	0,66	0,66
Spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	16,5	16,5	16,5
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	5,20	8,19	9,85

Variante 4: Kraft-Wärme-Kopplung mit 50 bar und 400 °C

Zusätzlich zu den Anlagen für die Entnahme-Kondensationsturbine mit den Dampfparametern 50 bar und 400 °C für Verstromung mit untergeordneter Wärmeauskopplung sind die Einrichtungen zur Wärmeauskopplung zu berücksichtigen (Abbildung 22).

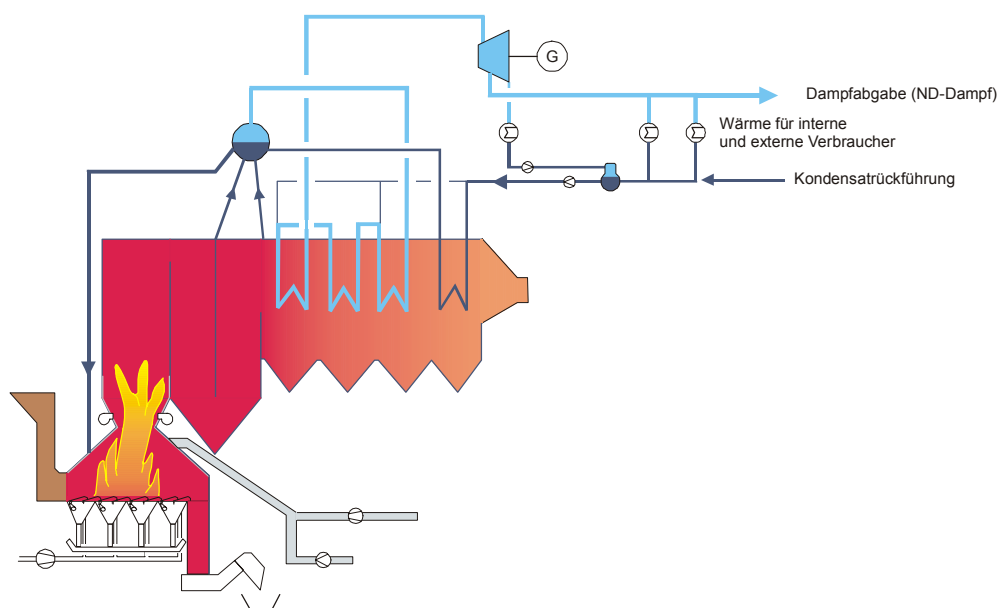


Abbildung 22: Wasser Dampf Kreislauf Variante 4, 5, 7 und 8

Tabelle 54: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärmekopplung mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 9 Mio.	ca. 14 Mio.	ca. 18 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	9,27	7,21	6,18
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	2,70	2,10	1,80
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	1,98	1,98	1,98
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	11,88	11,88	11,88
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,22	0,22	0,22
Spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	5,50	5,50	5,50
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	5,41	8,07	9,40

Variante 5: Kraft-Wärme-Kopplung mit 80 bar und 500 °C

Zusätzlich zu den Anlagen für die Entnahme-Kondensationsturbine mit den Dampfparametern 50 bar und 400 °C für Verstromung mit untergeordneter Wärmeauskopplung sind noch die Kostenerhöhung für höhere Druckparameter und die Einrichtungen zur Wärmeauskopplung zu berücksichtigen. Die Kosten für den Wasser-Dampf-Kreis sind weitestgehend unabhängig vom Verbrennungsvolumen (Abbildung 22)

Tabelle 55: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärmekopplung mit hohen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 10 Mio.	ca. 15,5 Mio.	ca. 20 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	10,30	7,98	6,86
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	3,00	2,33	2,00
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	1,87	1,87	1,87
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	11,22	11,22	11,22
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,33	0,33	0,33
Spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	8,25	8,25	8,25
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	6,17	9,17	10,61

Variante 6: Entnahme-Kondensationsturbine mit Dampfparametern von 50 bar und 400°C

Diese Variante unterscheidet sich von Variante 2 nur dadurch, daß sie an einem Standort steht, an dem zugekaufte Energie substituiert werden kann (Abbildung 20)

Tabelle 56: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 8 Mio.	ca. 12 Mio.	ca. 16 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	8,24	6,18	5,49
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	2,40	1,80	1,60
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	0	0	0
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	0	0	0
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,44	0,44	0,44
spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	19,8	19,8	19,8
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	9,16	11,82	12,71

Variante 7: Kraft-Wärme-Kopplung mit 50 bar und 400 °C

Diese Variante unterscheidet sich von Variante 4 nur dadurch, dass sie an einem Standort steht, an dem zugekaufte Energie substituiert werden kann (Abbildung 22)

Tabelle 57: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärme-Kopplung mit niedrigen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 9 Mio.	ca. 14 Mio.	ca. 18 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	9,27	7,21	6,18
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	2,70	2,10	1,80
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	1,98	1,98	1,98
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	19,80	19,80	19,80
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,22	0,22	0,22
Spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	9,90	9,90	9,90
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€t⁻¹]	17,73	20,39	21,72

Variante 8: Kraft-Wärme-Kopplung mit 80 bar und 500 °C

Diese Variante unterscheidet sich von Variante 5 nur dadurch, dass sie an einem Standort steht, an dem zugekaufte Energie substituiert werden kann (Abbildung 22)

Tabelle 58: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärme-Kopplung mit hohen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 10 Mio.	ca. 15,5 Mio.	ca. 20 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	10,30	7,98	6,86
spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	3,00	2,33	2,00
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	1,87	1,87	1,87
spezifischer Wärmeerlös [€ t ⁻¹]	18,70	18,70	18,70
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,33	0,33	0,33
spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	14,85	14,85	14,85
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€t⁻¹]	20,25	23,25	24,69

Überblick über spezifische Erlöse aus Wasser-Dampf

Tabelle 59: Überblick über spezifische Erlöse aus den unterschiedlichen Varianten des Wasser-Dampf-Kreislaufes in Abhängigkeit des Durchsatzes

Variante	Durchsatz		
	100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Variante 1	9,21	10,21	10,54
Variante 2	0,36	3,02	3,91
Variante 3	5,20	8,19	9,85
Variante 4	5,41	8,07	9,40
Variante 5	6,17	9,17	10,61
Variante 6	9,16	11,82	12,71
Variante 7	17,73	20,39	21,72
Variante 8	20,25	23,25	24,69

Wie Tabelle 59 zeigt, ergeben sich mit steigender Anlagengröße höhere spezifische Erlöse aus dem Wasser-Dampf-Kreislauf. Bei geringen Investitionen (reine Wärmeauskoppelung - Variante 1) ist die Abhängigkeit von der Anlagengröße nur sehr gering.

Auf Basis der bewerteten Kosten würden sich höhere Investitionen für bessere Verstromung, wie dies in Varianten 3 und 5 unterstellt wird, grundsätzlich rechnen. Allerdings kann die Variante 3 nur an einem Kraftwerkstandort, an dem ein Kraftwerk mit etwa 10 facher Leistung mehr als 5.000 Stunden pro Jahr in Betrieb ist, umgesetzt werden. Variante 5 ist insofern problematisch, als Korrosionsfragen für die Überhitzer noch nicht ausreichend geklärt sind. In Tabelle 59 wird von gleich hoher Verfügbarkeit ausgegangen, was bei Variante 5 nicht zutrifft. Im Bereich des Kessels müsste bei Variante 5 mit erheblichen Revisionskosten und zusätzlichen Stillständen gerechnet werden. Werden diese Einflüsse mit ca. 2 Mio. € pro Jahr bewertet, so ergeben sich zusätzliche spezifische Kosten bei einem Durchsatz von 300.000 t a⁻¹ von ca. 7 € pro Tonne. Damit verliert diese Variante deutlich an Attraktivität.

Der Unterschied zwischen Standorten mit und ohne Wärmebedarf bei gleichem Kostenniveau für die Energie (Variante 2 und 4) beträgt bei einem Durchsatz von 300.000 Tonnen pro Jahr lediglich ca. 5,5 €/t.

Bei Verstromung im Kraftwerk sind die Erlöse ähnlich hoch wie bei Kraft-Wärme-Kopplung.

Eine wesentliche Steigerung der Erlöse ergibt sich durch geeignete Standortauswahl, wenn durch die in der Abfallverbrennungsanlage erzeugte Energie zugekaufte, oder mit fossilen Brennstoffen erzeugte Energie substituiert wird (Varianten 6 bis 8).

9.4 Rauchgasreinigung

Folgende Kombinationen von Einzelanlagen sind in Österreich in Betrieb oder in Planung:

- Elektrofilter,
 - zweistufige Nasswäsche (mit und ohne Umfällung),
 - nasse Feinstaubabscheidung und
 - katalytische Anlage in Reingasschaltung
-
- Gewebefilter mit Kalk- und Aktivkoksdosierung,
 - zweistufige Nasswäsche mit Gipssuspensionswäscher und
 - nachgeschaltete katalytische Anlage in Reingasschaltung
-
- Elektrofilter,
 - zweistufige Nasswäsche mit NaOH-Wäscher,
 - Gewebefilter mit Kalk- und Aktivkoksdosierung und
 - nachgeschaltete katalytische Rauchgasreinigung in Reingasschaltung
-
- Elektrofilter,
 - zweistufige Nasswäsche mit Umfällung,
 - Aktivkoksadsorber (Kreuzströmer) und
 - nachgeschaltete katalytische Rauchgasreinigung in Reingasschaltung
-
- Elektrofilter,
 - zweistufige Nasswäsche mit Umfällung,
 - nasse Feinstaubabscheidung und
 - Aktivkoksadsorber (Gegenströmer)
-
- Wirbelschichtverfahren,
 - Gewebefilter,
 - Aktivkoksfilter und
 - SCR

9.4.1 Trockene Rauchgasreinigung

Bei der trockenen Rauchgasreinigung wurde einheitlich davon ausgegangen, dass eine Staubkonzentration von 5 g Nm^{-3} bei einer spezifischen Abgasmenge von $5.500 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}$ Abfall abzuscheiden ist. Bei den Investkosten wurden das Entstaubungsaggregat selbst wie auch sämtliche Nebenanlagen wie Silos, Staubförderanlagen und bei Anlagen mit Adsorption Dosieranlagen berücksichtigt.

Die Betriebskosten setzen sich im wesentlichen aus Kosten für die elektrische Energie, aus den Entsorgungskosten des abgeschiedenen Staubes und aus den Kosten für Adsorptions-

mittel zusammen. Bei den Kosten für Adsorptionsmittel wurde auch die Entsorgung des über die Staubfracht hinaus anfallenden Rückstandsproduktes berücksichtigt. Die kostengünstigste Lösung ist die Entstaubung mit Elektrofilter. Bei österreichischen Anlagen wird eine Entstaubung mit Elektrofilter nur gemeinsam mit einem nachgeschalteten Nasselektrofilter oder einer nachgeschalteten Aktivkoksanlagen verwendet.

Die Kosten eines Elektrofilters in Abhängigkeit vom Abfalldurchsatz sind in Tabelle 60, jene der Nassentstaubung in Tabelle 61 dargestellt.

Entstaubung mit Elektrofilter

Tabelle 60: Kosten für die Entstaubung mit Elektrofilter in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
spezifischer Verbrauch	kWh t ⁻¹	12	12	12
spezifische Kosten für elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,29	0,29	0,29
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall	kg t ⁻¹	27,50	27,50	27,50
spezifische Kosten für Abfall	€ t ⁻¹	4,13	4,13	4,13
Wartung und Verschleiß				
Anteil Investkosten	%	2	2	2
spezifische Kosten Wartung	€ t ⁻¹	0,27	0,24	0,21
Investkosten	€	1.000.000	1.200.000	1.600.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	1,37	1,24	1,10
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	6,06	5,89	5,73

Nassentstauber

Tabelle 61: Kosten für die Nassentstaubung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	6	6	6
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,16	0,16	0,16
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1,5	1,5	1,5
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,30	0,30	0,25
Investkosten	€	1.500.000	2.000.000	2.500.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	2,06	2,06	1,72
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	2,52	2,52	2,12

Zur Vorabscheidung von Quecksilber, PCDD/Fs und zur Entstaubung hat sich als kostengünstigste Lösung eine trockene Rauchgasreinigungsanlage mit Aktivkoksdosierung herausgestellt (Tabelle 62). Ein weiterer kostenmäßiger Vorteil dieses Verfahrens ist, dass vor Eintritt in die Nasswäsche Schwermetalle und Dioxine und Furane bereits wirksam abgeschieden werden und daher bei einer Gipswäsche im anfallenden Gips nur geringe Schadstoffkonzentrationen herrschen.

Trockene Rauchgasreinigung mit Gewebefilter

Tabelle 62: Kosten für eine trockene Rauchgasreinigung mit Gewebefilter in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
spezifischer Verbrauch	kWh t ⁻¹	9	9	9
spezifische Kosten für elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,22	0,22	0,22
CaO-Verbrauch inkl. Salzensorgung				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	0,00	0,00	0,00
Stöchiometriefaktor		3	3	3
spezifische Kosten für Adsorption	€ t ⁻¹	0,00	0,00	0,00
A-Koks-Verbrauch				
spezifische Verbrauch	kg t ⁻¹	1,00	1,00	1,00
spezifische Kosten A-Koks	€ t ⁻¹	0,30	0,30	0,30
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall	kg t ⁻¹	28,50	28,50	28,50
spezifische Kosten für Abfall	€ t ⁻¹	4,28	4,28	4,28
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1	1	1
spezifische Kosten Wartung	€ t ⁻¹	0,15	0,15	0,13
spezifische Kosten Filterverschleiß	€ t ⁻¹	0,78	0,78	0,78
Investkosten	€	1.150.000	1.450.000	2.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	1,58	1,49	1,37
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	7,30	7,21	7,08

9.4.2 Ab- und Adsorptionsanlagen zur Abscheidung von HCL, HF und SO₂

Zur Abscheidung von HCl, HF und SO₂ werden derzeit nur Nassverfahren eingesetzt. An einer Anlage ist die Vorabscheidung mit einem Trockenverfahren möglich, bei einer Anlage ist ein Trockenverfahren projektiert.

Der wesentliche Einfluss auf die Betriebskosten bei den Nassverfahren sind die Adsorptionsmittel, der Energiebedarf und die Entsorgung der Abfälle. Bei den Investkosten sind sämtliche abgasführenden Anlagenteile wie Abgasleitungen, Wäscher, Tropfenabscheider, Wärmetauscher und Reaktoren, und die gesamte Infrastruktur für Wasser, Abwasser, Chemikalien und Rückstände berücksichtigt.

Es wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass 600 mg Nm⁻³ SO₂ und 1.000 mg Nm⁻³ HCl abzuscheiden sind. Unter diesen Voraussetzungen liegen die spezifischen Kosten bei einem Natronlaugenwäscher bei ca. 11 € t⁻¹, bei Wäschern mit Umfällung zwischen 8 und 9 € t⁻¹ und beim Gipswäscher zwischen 5 und 6 € t⁻¹.

Die Kombination eines Gipswäschers mit einer trockenen Rauchgasreinigungsanlage mit Aktivkoksdosierung ist bei einem Durchsatz von 75.000 t a⁻¹ etwas teurer als eine reine Trockenanlage zur Abscheidung von HCl, HF und SO₂ (13,19 € vs. 12,78 €).

Bei einem Durchsatz von ca. 100.000 t a⁻¹ je Linie sind die Kosten etwa gleich (12,69 € vs. 12,63 €), bei einem Durchsatz von ca. 150.000 t a⁻¹ ergeben sich für die Kombination Gipswäscher + trockene Rauchgasreinigungsanlage geringere Kosten als bei reiner Trockenadsorption (12,15 € vs. 12,44 €).

Die Kosten der Ab- und Adsorptionsanlagen sind in Abhängigkeit des Durchsatzes in Tabelle 63 bis Tabelle 66 dargestellt.

Trockene Rauchgasreinigung mit Adsorption

Tabelle 63: Kosten einer trockenen Rauchgasreinigung mit Adsorption in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
spezifischer Verbrauch	kWh t ⁻¹	13	13	13
spezifische Kosten für elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,33	0,33	0,33
CaO-Verbrauch inkl. Salzentsorgung				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	14,44	14,44	14,44
Stöchiometriefaktor		1,50	1,50	1,50
spezifische Kosten für Adsorption	€ t ⁻¹	4,50	4,50	4,50
A-Koks-Verbrauch				
spezifische Verbrauch	kg t ⁻¹	1,00	1,00	1,00
spezifische Kosten A-Koks	€ t ⁻¹	0,30	0,30	0,30
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall	kg t ⁻¹	28,50	28,50	28,50
spezifische Kosten für Abfall	€ t ⁻¹	4,28	4,28	4,28
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1	1	1
spezifische Kosten Wartung	€ t ⁻¹	0,23	0,22	0,20
spezifische Kosten Filterverschleiß	€ t ⁻¹	0,78	0,78	0,78
Investkosten				
spezifische Investkosten	€	1.725.000	2.175.000	3.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	2,37	2,24	2,06
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	12,78	12,63	12,44

Gipssuspensionswäscher

Tabelle 64: Kosten eines Gipssuspensionswäscher in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	19	19	19
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,48	0,48	0,48
Wiederaufheizung				
Temperaturerhöhung	°C	30	30	30
Wärmebedarf	MWh t ⁻¹	0,06	0,06	0,06
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,39	0,39	0,39
CaCO₃-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	11,42	11,42	11,42
CaO-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	1,89	1,89	1,89
Kosten Neutralisationsmittel	€ t ⁻¹	0,47	0,47	0,47
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall Gips	kg t ⁻¹	14,78	14,78	14,78
spezifischer Anfall Filterkuchen	kg t ⁻¹	1,00	1,00	1,00
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,45	0,45	0,45
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	2	2	2
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,67	0,60	0,53
Investkosten	€	2.500.000	3.000.000	4.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	3,43	3,09	2,75
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	5,89	5,48	5,07

Wäscher mit Umfällung

Tabelle 65: Kosten eines Wäschers mit Umfällung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	19	19	19
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,48	0,48	0,48
Wiederaufheizung				
Temperaturerhöhung	°C	30	30	30
Wärmebedarf	MWh t ⁻¹	0,06	0,06	0,06
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,39	0,39	0,39
NaOH-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	2,75	2,75	2,75
CaO-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	9,87	9,87	9,87
Kosten Neutralisationsmittel	€ t ⁻¹	2,07	2,07	2,07
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall Gips	kg t ⁻¹	8,87	8,87	8,87
spezifischer Anfall Filterkuchen	kg t ⁻¹	10,85	10,85	10,85
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	2,16	2,16	2,16
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	2	2	2
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,67	0,60	0,53
Investkosten	€	2.500.000	3.000.000	4.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	3,43	3,09	2,75
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	9,19	8,78	8,37

NaOH-Wäscher

Tabelle 66: Kosten eines NaOH Wäschers in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	19	19	19
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,48	0,48	0,48
Wiederaufheizung				
Temperaturerhöhung	°C	30	30	30
Wärmebedarf	MWh t ⁻¹	0,06	0,06	0,06
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,39	0,39	0,39
NaOH-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	6,88	6,88	6,88
CaO-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	4,71	4,71	4,71
Kosten Neutralisationsmittel	€ t ⁻¹	3,77	3,77	3,77
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall Gips	kg t ⁻¹	0,00	1,00	2,00
spezifischer Anfall Filterkuchen	kg t ⁻¹	25,64	25,64	25,64
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	3,85	3,91	3,97
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1,5	1,5	1,5
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,36	0,33	0,30
Investkosten	€	1.800.000	2.200.000	3.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	2,47	2,27	2,06
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	11,31	11,14	10,96

9.4.3 NO_x-Minderung

Bei der katalytischen Rauchgasreinigung wurde nur die in Österreich eingesetzte Reingaschaltung berücksichtigt. Neben den Investitions- und Wartungskosten sind die wesentlichen Positionen die Kosten für Wiederaufheizung, Katalysatortausch, Ammoniakwasser und elektrische Energie. Bei den Investitionskosten wurde der gesamte Abgasweg mit Wärmeverschiebesystem, Abgasleitungen, Katalysatorbox und Bypassleitung sowie die gesamte NH₄OH-Anlage bestehend aus Abtankanlage, Lagerung, Dosierstation, Verdampfung und Einmischung berücksichtigt. Die Gesamtkosten der katalytischen Rauchgasreinigung (Tabelle 67) liegen mit etwa 3 € t⁻¹ doppelt so hoch wie jene der nicht katalytischen Rauchgasreinigung (Tabelle 68). Allerdings kann bei der betrachteten abzuschheidenden NO_x-Konzentration von 300 mg Nm⁻³ mit einer nicht katalytischen Rauchgasreinigungsanlage der in Österreich geforderte Emissionsgrenzwert für Großanlagen von 100 mg Nm⁻³ nicht gesichert unterschritten werden.

Bei Einsatz des Katalysators für die Dioxinminderung vergrößert sich das Katalysatorvolumen und dadurch die Position spezifisches Volumen/Katalysatorverschleiß. Die Unterschiede in den Gesamtkosten sind aber gering.

Katalytische Rauchgasreinigung

Tabelle 67: Kosten einer katalytischen Rauchgasreinigung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	8	8	8
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,20	0,20	0,20
Wiederaufheizung				
Temperaturerhöhung	°C	30	30	30
Wärmebedarf	MWh t ⁻¹	0,06	0,06	0,06
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,64	0,64	0,64
NH₄OH-Verbrauch (als 25 %ige NH₃-Lösung)				
spezifischer Verbrauch	kg h ⁻¹	2,44	2,44	2,44
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,37	0,37	0,37
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1	1	1
spezifisch	€ t ⁻¹	0,16	0,15	0,13
durchschnittliche Lebensdauer	a	10,00	10,00	10,00
spezifische Kosten Katalysatorverschleiß	€ t ⁻¹	0,30	0,30	0,30
Investkosten	€	1.200.000	1.500.000	2.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	1,65	1,54	1,37
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	3,32	3,20	3,02

Nichtkatalytische Rauchgasreinigung

Tabelle 68: Kosten einer nicht katalytischen Rauchgasreinigung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	2	2	2
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,04	0,04	0,04
NH₄OH-Verbrauch (als 25 %ige NH₃-Lösung)				
spezifischer Verbrauch	kg h ⁻¹	4,88	4,88	4,88
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,73	0,73	0,73
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	2	2	2
spezifisch	€ t ⁻¹	0,19	0,16	0,13
Investkosten	€	700.000	800.000	1.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	0,96	0,82	0,69
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	1,92	1,76	1,59

9.4.4 Nachreinigungsanlagen

Bei einigen Anlagen werden nach Entstaubung und Gasab- oder -adsorption Anlagen zur Nachreinigung der Abgase als sogenannte „Polzeifilter“ eingesetzt. Als Anlagentypen sind Flugstromadsorber (Tabelle 69) mit Aktivkoks und Kalk oder Kalkstein und Festbettadsorber (Tabelle 70) mit Herdofenkoks in Betrieb. Die Rückstände aus diesen Anlagen werden in die Verbrennung zurückgeführt. Als Betriebskosten fallen daher im wesentlichen die Adsorptionsmittelkosten und Kosten für elektrische Energie an. Bei den Investkosten sind sämtliche abgasführenden Anlagenteile wie Abgasleitungen, Wärmetauscher, Reaktoren und Filter und die notwendige Infrastruktur für Anlieferung, Lagerung und Dosierung der Chemikalien und für Förderung, Lagerung und Abfüllung der Rückstände berücksichtigt.

Flugstromadsorber

Tabelle 69: Kosten eines Flugstromadsorbers in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
spezifischer Verbrauch	kWh t ⁻¹	9	9	9
spezifische Kosten für elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,22	0,22	0,22
CaO-Verbrauch inkl. Salzentsorgung				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	4,77	4,77	4,77
Stöchiometriefaktor		15,00	15,00	15,00
spezifische Kosten für Adsorption	€ t ⁻¹	1,09	1,09	1,09
A-Koks-Verbrauch				
spezifische Verbrauch	kg t ⁻¹	1,00	1,00	1,00
spezifische Kosten A-Koks	€ t ⁻¹	0,30	0,30	0,30
Entsorgungskosten				
spezifischer Anfall	kg t ⁻¹	1,06	1,06	1,06
spezifische Kosten für Abfall	€ t ⁻¹	0,16	0,16	0,16
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1	1	1
spezifische Kosten Wartung	€ t ⁻¹	0,15	0,15	0,13
spezifische Kosten Filterverschleiß	€ t ⁻¹	0,78	0,78	0,78
Investkosten	€	1.150.000	1.450.000	2.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	1,58	1,49	1,37
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	4,28	4,18	4,05

Aktivkoksanlage

Tabelle 70: Kosten einer Aktivkoksanlage in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz je Linie		
		75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Elektrischer Bedarf				
durchschnittlicher Gesamtverbrauch (Normalbetrieb)	kWh t ⁻¹	10	10	10
Kosten elektrische Energie	€ t ⁻¹	0,25	0,25	0,25
A-Koks-Verbrauch				
spezifischer Verbrauch	kg t ⁻¹	2,00	2,00	2,00
spezifische Kosten	€ t ⁻¹	0,60	0,60	0,60
Wartung und Verschleiß				
Anteil der Investkosten	%	1	1	1
spezifisch	€ t ⁻¹	0,37	0,36	0,33
Investkosten	€	2.800.000	3.600.000	5.000.000
spezifische Investkosten	€ t ⁻¹	3,84	3,71	3,43
beurteilte spezifische Gesamtkosten	€ t⁻¹	5,07	4,92	4,62

9.5 Kosten für Gesamtanlagen

Für die Kosten von Gesamtanlagen wurden folgende Annahmen getroffen:

Bei einer Anlage mit einem Durchsatz von 100.000 t a⁻¹ wird von einer einlinigen Anordnung ausgegangen, bei einem Jahresdurchsatz von 200.000 t wurde mit zwei Linien zu je 100.000 t a⁻¹ und bei einem Jahresdurchsatz von 300.000 t mit zwei Linien zu je 150.000 t a⁻¹ gerechnet. Die bei den einzelnen Anlagenteilen angegebenen Investkosten beziehen sich nur auf die Anlagentechnik. Zusätzlich zur Anlagentechnik sind noch anteilig die Kosten für Bau, EMSR und sonstige Infrastruktur mit zu berücksichtigen. Für die Kosten beim Bau wurde von 20 % der Anlagenkosten und für EMSR von 15 % der Anlagenkosten ausgegangen. Die sonstigen Investkosten wie beispielsweise Kosten für die Projektierung der Anlage und Infrastruktur unterscheiden sich nur unwesentlich für die einzelnen Anlagengrößen. Die Personalkosten wurden für die gesamte Anlage berechnet und sind daher bei den einzelnen Anlagenteilen nicht berücksichtigt. Es wurden nur die Kosten für das mit der Bedienung der Anlage unmittelbar notwendige Personal abgeschätzt. Die unterschiedlichen Strukturen bei den einzelnen Anlagen haben auf das Vertriebs-, Verwaltungs- und Führungspersonal einen großen Einfluss, der in den angeführten Personalkosten jedoch nicht berücksichtigt wird.

Die Investitionskosten wurden statisch auf eine Laufzeit von 15 Jahren mit einem Zinssatz von 6 % berechnet. Weiters wurde von einer Vollausslastung der Anlage über 7.500 h a⁻¹ ausgegangen. In den bewerteten Kosten sind einige Positionen wie Kosten für Bauzinsen, Führungspersonal, Verwaltung, Werbung, Vertrieb und Versicherungen nicht berücksichtigt. Die für die Berechnung getroffenen Annahmen unterschreiten daher die in der Praxis auftretenden Kosten um zumindest 30 bis 40 % und sind in den Tabellen als bewertete Gesamtkosten ausgewiesen.

In den angegebenen geschätzten Gesamtkosten werden die in der Berechnung nicht enthaltenen Kosten anteilig mit 40 % berechnet. Die Kosten für die unterschiedlichen Anlagen ent-

halten die gleichen vereinfachten Annahmen. Die Relationen für die unterschiedlichen Anlagen entsprechen daher den praktischen Erfahrungen.

In den nachstehenden Tabellen wurden folgende Unterschiede herausgearbeitet:

- unterschiedliche Anlagengröße
- unterschiedliche Energienutzung bei gleichem Abgabepreis
- unterschiedliche Rauchgasreinigungsverfahren

Die getroffenen Annahmen sind in den Überschriften der Tabelle 71 bis Tabelle 76 dargestellt.

Abbildung 23 zeigt die Kostenstruktur bei gleicher Anlagentechnik in Abhängigkeit von Anlagengröße und Energieverwertung.

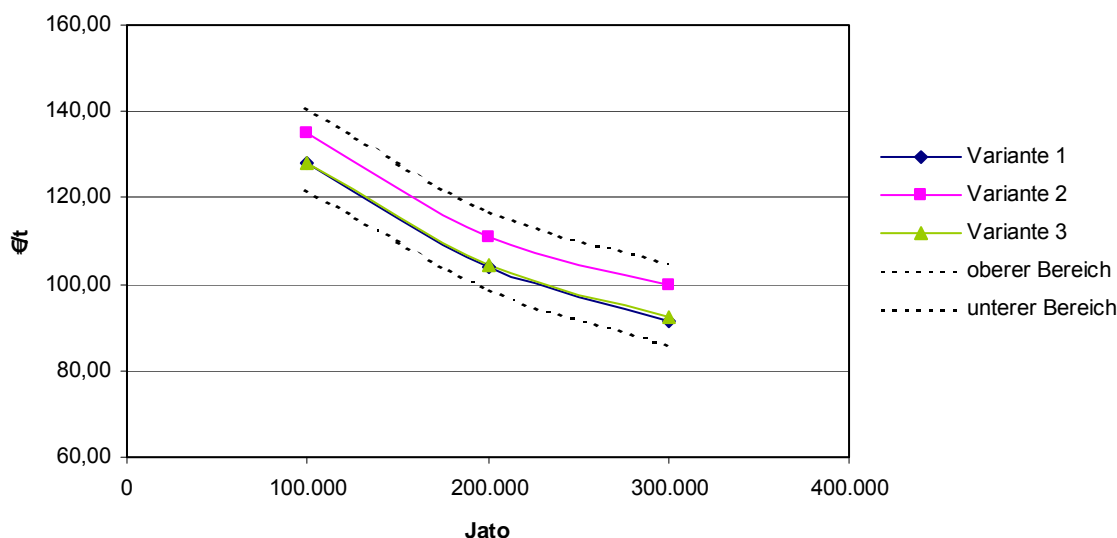


Abbildung 23: Kostenstruktur bei gleicher Anlagentechnik in Abhängigkeit der Anlagengröße und Energieverwertung

Die Größe hat maßgeblichen Einfluss auf die Gesamtkosten einer Anlage, der maximale Unterschied beträgt ungefähr 37 € pro t verbranntem Abfall. Demgegenüber verschiebt die Art der Energieverwertung die Kosten um maximal 9 € pro t. Im oben angenommenen Fall schneiden die Varianten 1 (Einbindung des Dampfes in bestehendes Kraftwerk) und 3 (Kraft-Wärme-Kopplung) besser ab als die Variante 2 (reine Verstromung).

Abbildung 24 zeigt die Kostenstruktur bei unterschiedlicher Anlagentechnik und gleicher Energieverwertung.

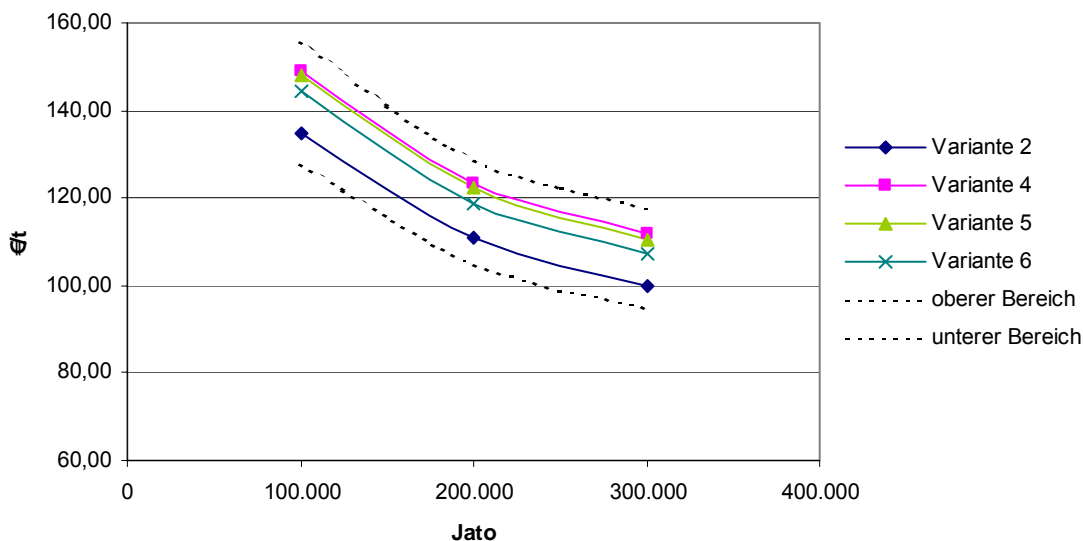


Abbildung 24: Kostenstruktur bei unterschiedlicher Anlagentechnik und gleicher Energieverwertung

In den in *Abbildung 24* abgebildeten Varianten wird jeweils nur elektrische Energie aus der Abfallverbrennung gewonnen. Wieder zeigt sich, dass die Gesamtkosten einer Anlage hauptsächlich von der Größe abhängen (maximaler Unterschied: 37 € pro t), während der maximale Unterschied in Abhängigkeit von der Abgasreinigung bei 13 € pro t liegt.

Insgesamt liegt der in beiden Abbildungen dargestellte Bereich zwischen 92 und 148 € pro Tonne verbranntem Abfall.

Eine Anlagenkapazität von 300.000 t a⁻¹ entspricht im ländlichen Raum zwischen Wien und Salzburg einem Einzugsgebiet mit einem Radius von ca. 80 - 100 km. Die Kostendifferenz zwischen Direktanlieferung mit dem Müllfahrzeug für eine kleine Anlage und Anlieferung mit einer Gesamtlogistik aus Sammlung, Umladung auf Bahn und Bahntransport liegen zwischen 10 und 15 €/t. Die geringeren Logistikkosten bei kleinen Anlagen können daher die höheren spezifischen Behandlungskosten nur zu einem geringen Anteil kompensieren.

Tabelle 71: Gesamtanlage-Variante 1: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Einbindung in Kraftwerk in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 3)	€ t ⁻¹	5,20	8,19	9,85
trockene Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	7,21	7,21	7,08
Gipssuspensionswäscher	€ t ⁻¹	5,48	5,48	5,07
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	33.650.000	59.100.000	78.000.000
Bau	€	6.730.000	11.820.000	15.600.000
EMSR	€	5.047.500	8.865.000	11.700.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	18,30	14,25	12,12
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
Bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	91,60	74,27	65,16
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	128	104	91

Tabella 72: Gesamtanlage-Variante 2: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 2)	€ t ⁻¹	0,36	3,02	3,91
trockene Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	7,21	7,21	7,08
Gipssuspensionswäscher	€ t ⁻¹	5,48	5,48	5,07
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	33.150.000	58.600.000	79.000.000
Bau	€	6.630.000	11.720.000	15.800.000
EMSR	€	4.972.500	8.790.000	11.850.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	18,12	14,16	12,24
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	96,26	79,35	71,22
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	135	111	100

Tabelle 73: Gesamtanlage-Variante 3: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 4)	€ t ⁻¹	5,41	8,07	9,40
trockene Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	7,21	7,21	7,08
Gipssuspensionswäscher	€ t ⁻¹	5,48	5,48	5,07
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	34.150.000	60.600.000	81.000.000
Bau	€	6.830.000	12.120.000	16.200.000
EMSR	€	5.122.500	9.090.000	12.150.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	18,48	14,52	12,48
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	91,57	74,66	65,97
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	128	104	92

Tabelle 74: **Gesamtanlage-Variante 4**: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn-Anlieferung, E-Filter, NaOH-Wäscher, Flugstromadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 2)	€ t ⁻¹	0,36	3,02	3,91
Elektrofilter	€ t ⁻¹	5,89	5,89	5,73
NaOH-Wäscher	€ t ⁻¹	11,14	11,14	10,96
Flugstromadsorber	€ t ⁻¹	4,18	4,18	4,05
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	37.250.000	59.400.000	80.200.000
Bau	€	7.450.000	11.800.000	16.040.000
EMSR	€	5.587.500	8.910.000	12.030.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	19,60	14,31	12,38
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	106	88	80
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	148	123	112

Tabelle 75: **Gesamtanlage-Variante 5**: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn-Anlieferung, E-Filter, Umfällung, Aktivkoksadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 2)	€ t ⁻¹	0,36	3,02	3,91
Elektrofilter	€ t ⁻¹	5,89	5,89	5,73
Wäscher mit Umfällung	€ t ⁻¹	8,78	8,78	8,37
Aktivkoksadsorber	€ t ⁻¹	4,92	4,92	4,62
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	40.500.000	65.300.000	88.200.000
Bau	€	8.100.000	13.060.000	17.640.000
EMSR	€	6.075.000	9.795.000	13.230.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	20,77	15,37	13,34
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	105,82	87,46	78,90
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	147	122	110

Tabelle 76: **Gesamtanlage-Variante 6:** Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn-Anlieferung, Trockenadsorption, Aktivkoksadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Einheit	Durchsatz		
		100.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹	300.000 t a ⁻¹
Entladung und Lagerung mit Müllfahrzeugen	€ t ⁻¹	5,20	4,24	3,77
zus. Kosten für Entladung und Lagerung mit der Bahn	€ t ⁻¹	3,99	2,66	2,22
Feuerung und Kessel	€ t ⁻¹	36,42	36,42	35,08
Wasser-Dampf-Kreis (Variante 2)	€ t ⁻¹	0,36	3,02	3,91
Trockenadsorption	€ t ⁻¹	12,63	12,63	12,44
Aktivkoksadsorber	€ t ⁻¹	4,92	4,92	4,62
katalytische Rauchgasreinigung	€ t ⁻¹	3,20	3,20	3,02
Investkosten Anlagentechnik	€	38.475.000	61.250.000	83.000.000
Bau	€	7.695.000	12.250.000	16.600.000
EMSR	€	5.771.000	9.187.500	12.450.000
sonstige Investkosten	€	6.000.000	7.000.000	8.000.000
spezifische Kosten für Bau, EMSR + sonstige	€ t ⁻¹	20,04	14,64	12,72
Personalkosten	€ a ⁻¹	1.700.000	1.800.000	2.000.000
spezifische Personalkosten	€ t ⁻¹	17,00	9,00	6,67
bewertete Gesamtkosten	€ t⁻¹	103,04	84,69	76,61
geschätzte Gesamtkosten	€ t⁻¹	144	119	107

9.6 Kosten für Wirbelschichtfeuerung

Mit Abfällen befeuerte Wirbelschichtanlagen werden in Österreich ausschließlich mit zerkleinerten Abfällen beschickt. Der Heizwert dieser Abfälle sowie dessen Aschegehalt schwanken in weiten Bereichen. Die spezifischen Kosten für die Verbrennung sind aber von diesen beiden Parametern stark abhängig. Um nachvollziehbare Zahlen zu erhalten, wurden folgende vereinfachte Annahmen getroffen:

Aschegehalt: 10 %

Heizwert: 15 MJ/kg

Diese Annahmen entsprechen annähernd der aussortierten Fraktion aus Müll. Um einen Vergleich zu den spezifischen Kosten der Verbrennung von unsortiertem Müll auf einer Rostfeuerung darzustellen, wurden Anlagen mit gleicher Brennstoffwärmeleistung untersucht.

Für die Wirbelschichtfeuerung wird eine stationäre Wirbelschicht mit einer Kapazität von 70.000 t a⁻¹ und eine zirkulierende Wirbelschicht mit einer Kapazität von 200.000 t a⁻¹ mit den oben angeführten Abfallparametern in jeweils einer Linie zugrundegelegt.

Für die Rostfeuerung wurden die Daten mit annähernd gleicher Feuerungswärmeleistung herangezogen, das sind bei einem Heizwert von 10 MJ/kg eine Kapazität von 100.000 t a⁻¹ und 300.000 t a⁻¹, wobei bei der größeren Anlage von zwei Verbrennungslinien ausgegangen wird, da einlinige Anlagen für 300.000 t a⁻¹ nur von wenigen Anlagenbauern angeboten werden.

Für die Energieverwertung wurde für beide Feuerungen von der Variante 2 ausgegangen.

Bei gleichen Anforderungen an die Emissionen kann von annähernd gleichen spezifischen Kosten für die Rauchgasreinigung bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung ausgegangen werden.

Unter diesen Randbedingungen errechnen sich bei einer Kapazität von 70.000 t a⁻¹ aufbereitetem Abfall bzw. 100.000 t a⁻¹ unbehandeltem Abfall etwa die gleichen spezifischen Behandlungskosten bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung. Bezogen auf die Masse liegen die Verbrennungskosten der Wirbelschichtfeuerung deutlich höher als jene der Rostfeuerung (siehe Tabelle 79).

Für Großanlagen mit einem Durchsatz von 200.000 t a⁻¹ aufbereitetem Abfall bzw. 300.000 t a⁻¹ unbehandeltem Abfall liegen die spezifischen Kosten bezogen auf die Brennstoffwärmeleistung bei der Wirbelschichtfeuerung günstiger. Da zu erwarten ist, dass in Zukunft noch größere Einheiten bei der Wirbelschichtfeuerung gebaut werden können, stellt die Wirbelschichttechnologie für Abfälle mit hohem Heizwert eine kostengünstige Alternative dar. Wenn der Abfall erst zu trennen und anschließend zu zerkleinern ist, ist bei annähernd gleicher Verbrennungskapazität je Linie eine Trennung und anschließende Verbrennung in einer Wirbelschicht im Vergleich zu einer Rostfeuerung unwirtschaftlich.

Tabelle 77: Kosten für Feuerung und Kessel von Abfallverbrennungsanlagen mit Wirbelschichtfeuerung in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz	
	70.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 10 Mio.	ca. 23 Mio.
spezifische Investitionskosten [€ t ⁻¹]	14,71	11,84
jährliche Wartungskosten als Anteil der Investkosten [% a ⁻¹]	3	3
Spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	4,29	3,45
Durchschnittlicher Gesamtverbrauch an elektrischer Energie (Normalbetrieb) [kWh t ⁻¹]	57	67
Kosten elektrische Energie [€ t ⁻¹]	1,44	1,67
Anfall Schlacke und Kesselasche [kg t ⁻¹]	100	100
Entsorgungskosten Schlacke und Kesselasche [€ t ⁻¹]	6	6
spezifische Kosten Feuerung und Kessel [€t⁻¹]	26,43	22,96

Entnahme-Kondensationsturbine mit Dampfparametern von 50 bar und 400 °C entsprechend Variante 2 bei Rostfeuerung

Gegenüber der Variante 2 bei der Rostfeuerung ist der höhere Heizwert berücksichtigt.

Tabelle 78: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes

Parameter	Durchsatz	
	70.000 t a ⁻¹	200.000 t a ⁻¹
Investkosten [€]	ca. 8 Mio.	ca. 16 Mio.
spezifische Investkosten [€ t ⁻¹]	11,77	8,24
spezifische Wartungskosten [€ t ⁻¹]	3,43	2,40
Wärmeabgabe [MWh t ⁻¹]	0	0
Stromabgabe [MWh t ⁻¹]	0,66	0,66
spezifischer Stromerlös [€ t ⁻¹]	16,5	16,5
bewerteter Erlös aus Wasser-Dampf [€ t⁻¹]	1,30	5,86

Vergleich von Rost- und Wirbelschichtkessel mit gleicher Feuerungswärmeleistung

Tabelle 79: Spezifische Kosten und Erlöse für Abfallaufbereitung, Feuerung, Kessel und Energieverwertung

Parameter	Einheit	Durchsatz [t a ⁻¹]			
		70.000	100.000	200.000	300.000
Rost	€ t ⁻¹		36,01		31,18
	€ GJ ⁻¹		3,60		3,12
Wirbelschicht ohne Abfallzerkleinerung	€ t ⁻¹	25,13		17,10	
	€ GJ ⁻¹	3,01		2,47	
Wirbelschicht mit Abfallzerkleinerung ¹	€ t ⁻¹	45,13		37,10	

¹ Für die Abfallzerkleinerung bei der Wirbelschichtfeuerung wurden 20 € t⁻¹ berücksichtigt.

10 GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Ad: air dried basis

AOX: Adsorbable Organic Halogen (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene)

BAT: Best Available Technique (Beste verfügbare Technik)

Big Bag: Doppelwandiger Kunststoff- oder Stahlbehälter zur Lagerung von Abfällen

BTXE: Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe: Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol

CKW: Chlorierte Kohlenwasserstoffe

DeNO_x: Entstickung

DOC: Dissolved Organic Compound; gelöster organischer Kohlenstoff

EMSR: Elektrik-, Meß-, Steuerungs- und Regeltechnik

EOX: Extractable organic bound halogens (Extrahierbare organische Halogenverbindungen)

Gesamtwirkungsgrad: Verhältnis von nutzbarer abgeführter Energie zu zugeführter Energie. Der Gesamtwirkungsgrad einer Abfallverbrennungsanlage ist weniger von der Art der Feuerung als von den Auslegungsparametern des Kessels abhängig.

HC: Hydrocarbon (Kohlenwasserstoffe)

HMW: Halbstundenmittelwert

IPPC-Richtlinie: Europäische Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (96/61/EC)

IPTS: Institute for Prospective Technological Studies

MA 48: Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien, zuständig für die Wiener Abfallwirtschaft

PAH / PAK: Polycyclic aromatic hydrocarbons (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)

PCB: Polychlorierte Biphenyle

PCDD/F: Polychlorierte Dibenzo-Dioxine / Furane; Gruppe von 75 bzw. 135 Isomeren.

PE: Polyethylen

PP: Polypropylen

SCR: Selektive Katalytische Reduktion von Stickoxiden

SNCR: Selektive Nicht Katalytische Reduktion von Stickoxiden

TEQ: Toxizitätsäquivalente

TOC: Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)

VOC: Volatile Organic Carbon (Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe)

11 LITERATUR

BMLFUW (2001): Bundesabfallwirtschaftsplan. Bundesabfallbericht 2001.

HARTENSTEIN, A.; MAYER A. (1995): SCR Katalysatortechnik mit Harnstoff für Industrie und Heizkraftwerke. In: VGB Kraftwerkstechnik 75, Heft 2, S. 110-117.

HÜBNER, C.; BOOS, R.; BOHLMANN, J.; BURTSCHER K.; WIESENBERGER H. (2000): In Österreich eingesetzte Verfahren zur Dioxinminderung. Monographie 116, Umweltbundesamt GmbH, Wien 2000.

KOEBEL, M.; ELSENER, M.; MARTI, T. (2000): Reduzierung von Stickoxiden in Abgasen mittels Harnstoff. Paul Scherrer Institut; Villingen CH, www.enwa.ch.

KRATSCHMANN, H.; NISTLER W. (1988): Die Maschinenteknik im Kraftwerk Dürnrohr. In: ÖZE; Jahrgang 41, Heft 9/10, S. 341-354.

KROBATH, P. (2001): Schriftliche Mitteilung. 05.09.2001.

REIL, E. (2001): Schriftliche Mitteilung. 17.07.2001.

ROLLAND, C.; GRECH, H. (2001): Stand der Abfallbehandlung in Österreich im Hinblick auf das Jahr 2004. Bericht des Umweltbundesamts Wien. (BE-182; 2001).

SCHACHERMAYER, E.; BAUER G.; RITTER, E. et al. (1995): Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Monographie des Umweltbundesamts. UBA-M-56.

SCHNOPP, K (2002): Schriftliche Mitteilung.

THÓME-KOZMIENSKY, K.J. (1994): Thermische Abfallbehandlung. Berlin: EF Verlag für Energie- und Umwelttechnik, 1994.

UMWELTERKLÄRUNG (1999): Umwelterklärung gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 1836/93 vom 29. Juni 1993 über die freiwillige Beteiligung gewerblicher Unternehmen an einem Gemeinsaftsystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung der Assamer Becker Recycling Gesellschaft mbH.

VERBUNDGESELLSCHAFT (1996): Umweltbericht.

VGB KRAFTWERKSTECHNIK (1995): Lehrheft für die Ausbildung zum Kraftwerker – Feuerungen und Dampferzeuger. Heft 7, 2. Auflage, Essen.

WACHTER, R. (2000): Schriftliche Mitteilung. 14.11.2000.

WACHTER, R. (2001): Schriftliche Mitteilung. 05.07.2001.

WERNER, T. (2002): Schriftliche Mitteilung. 06.02.2002

WIESER, P. (2000): Schriftliche Mitteilung. 03.07.2000.

ZELLINGER, G., GRUBER, K. H. Betriebserfahrungen mit dem SNCR-Verfahren zur Stickoxidreduktion an verschiedenen Feuerungssystemen

11.1 Internetadressen

www.abrg.at	Asamer Becker Recycling GmbH
www.ave.at	Abfallverwertungs und –entsorgungs GmbH
www.fernwaermewien.at www.sauberbrenner.at	Fernwärme Wien GmbH
www.krv.co.at	Kärntner Restmüllverwertungs GmbH
www.wav.at	Welser Abfallverwertung Betriebsführung GmbH

12 ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Temperaturabhängigkeit der NO _x -Bildung [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]	29
Abbildung 2: Ausnutzung des Ammoniak [ZELLINGER & GRUBER]	31
Abbildung 3: Schema des SCR-Verfahrens [VERBUNDGESELLSCHAFT, 1996]	32
Abbildung 4: Energieflussdiagramm bei Kraft – Wärmekopplung mit normalen Dampfparametern.....	52
Abbildung 5: Energieflussdiagramm bei Kraft – Wärmekopplung mit hohen Dampfparametern.....	53
Abbildung 6: Energieflussdiagramm bei reiner Verstromung mit normalen Dampfparametern.....	54
Abbildung 7: Energieflussdiagramm bei reiner Verstromung mit hohen Dampfparametern.....	55
Abbildung 8: Korrosionsbereiche der Heizflächen	56
Abbildung 9: Fließbild der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig	62
Abbildung 10: Fließbild der Müllverbrennungsanlage Spittelau	70
Abbildung 11: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Wels – Linie 1	79
Abbildung 12: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen	86
Abbildung 13: Fließbild der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein	93
Abbildung 14: Fließbild der Spitalsmüllverbrennungsanlage Baden	99
Abbildung 15: Fließbild der Wirbelschichtreaktoren des Werkes Simmeringer Haide	102
Abbildung 16: Fließbild der AVE-Reststoffverwertung Lenzing.....	109
Abbildung 17: Fließbild der geplanten Abfallverbrennungsanlage Dürnrohr	118
Abbildung 18: Verfahrensschema der geplanten MVA Arnoldstein (Quelle: www.krv.co.at)	120
Abbildung 19: Wasser Dampf Kreislauf Variante 1.....	128
Abbildung 20: Wasser Dampf Kreislauf Variante 2 und 6.....	129
Abbildung 21: Wasser Dampf Kreislauf Variante 3.....	130
Abbildung 22: Wasser Dampf Kreislauf Variante 4, 5, 7 und 8.....	131
Abbildung 23: Kostenstruktur bei gleicher Anlagentechnik in Abhängigkeit der Anlagengröße und Energieverwertung	147
Abbildung 24: Kostenstruktur bei unterschiedlicher Anlagentechnik und gleicher Energieverwertung.....	148

13 TABELLEN

Tabelle 1: Kombinationen von Rauchgasreinigungsverfahren in bestehenden Abfallverbrennungsanlagen in Österreich	6
Tabelle 2: Emissionen in die Luft aus österreichischen Abfallverbrennungsanlagen (als Halbstundenmittelwerte in mg Nm^{-3} , Dioxinmissionen in ng Nm^{-3} , bezogen auf 11 % O_2 und auf Normbedingungen, trocken)	6
Tabelle 3: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001].....	61
Tabelle 4: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	63
Tabelle 5: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	64
Tabelle 6: Zusammensetzung der Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	65
Tabelle 7: Chemische Daten der Abfälle aus der Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	67
Tabelle 8: Leaching Tests; Müllverbrennungsanlage Flötzersteig (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001].....	68
Tabelle 9: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001].....	69
Tabelle 10: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	71
Tabelle 11: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2001) [REIL, 2001]	72
Tabelle 12: Zusammensetzung des Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001].....	73
Tabelle 13: Chemische Daten der Abfälle aus der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001]	76
Tabelle 14: Leaching Tests; Müllverbrennungsanlage Spittelau (Referenzjahr: 2000) [REIL, 2001].....	77
Tabelle 15: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Wels – Linie 1 (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]	77
Tabelle 16: Input / Output Ströme der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]	78
Tabelle 17: Emissionen in die Atmosphäre der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001].....	81
Tabelle 18: Zusammensetzung des Abwassers nach der Abwasserreinigungsanlage der Müllverbrennungsanlage Wels (Referenzjahr: 2000) [WACHTER, 2001]	82
Tabelle 19: Behandelte Abfallarten und –mengen in der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]	84
Tabelle 20: Allgemeine Daten zur Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]	85

Tabelle 21: Input / Output Ströme der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	87
Tabelle 22: Emissionen in die Atmosphäre der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	88
Tabelle 23: Zusammensetzung der Abwassers nach der Abwasserreinigung der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001]	89
Tabelle 24: Chemische Daten der Abfälle aus der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	90
Tabelle 25: Leaching Tests gemäß ÖNORM S 2115; Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Drehrohröfen (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	91
Tabelle 26: Allgemeine Daten des Wirbelschichtofens der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr 2001) [WERNER, 2002]	92
Tabelle 27: Output Ströme des Wirbelschichtreaktors der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr 2001) [WERNER, 2002]	94
Tabelle 28: Emissionen in die Luft der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER; 2002]	96
Tabelle 29: Zusammensetzung des Abwassers (Mischprobe) nach der Abwasserreinigung der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002].....	96
Tabelle 30: Chemische Daten der Asche aus der Wirbelschichtverbrennung der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002]	97
Tabelle 31: Eluatwerte der Asche der Abfallverbrennungsanlage Arnoldstein (Referenzjahr: 2001) [WERNER, 2002]	97
Tabelle 32: Allgemeine Daten der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	101
Tabelle 33: Input / Output Ströme der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide - Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr 2000) [KROBATH, 2001]	103
Tabelle 34: Emissionen in die Atmosphäre der Abfallverbrennung Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001].....	104
Tabelle 35: Chemische Daten der Abfälle der Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001] ...	105
Tabelle 36: Leaching Test gemäß ÖNORM S 2115; Abfallverbrennungsanlage Werk Simmeringer Haide – Wirbelschichtkesseln (Referenzjahr: 2000) [KROBATH, 2001] ...	106
Tabelle 37: Behandelte Abfälle und Mengen in der AVE-Reststoffverwertung Lenzing (Referenzjahr: 2000) [SCHNOPP, 2002]	107
Tabelle 38: Allgemeine Daten der AVE-Reststoffverwertung Lenzing [SCHNOPP, 2002]	107
Tabelle 39: Emissionen in die Atmosphäre der AVE-Reststoffverwertung Lenzing [SCHNOPP, 2002].....	112
Tabelle 40: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Zistersdorf [SCHLEDERER, 2000]	114
Tabelle 41: Grenzwerte der MVA Zistersdorf (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm ³ bezogen auf 11 % O ₂ und trockenes Abgas) [SCHLEDERER, 2000]	115

Tabelle 42: Allgemeine Daten der Müllverbrennungsanlage Dürnrrohr [GRAF, 2000]	116
Tabelle 43: Grenzwerte laut Bescheid für Emissionen in die Luft der MVA Dürnrrohr	117
Tabelle 44: Allgemeine Daten der geplanten Müllverbrennungsanlage Arnoldstein [GRUBER 2000]	119
Tabelle 45: Voraussichtliche Emissionswerte der geplanten Müllverbrennung Arnoldstein (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm ³ bezogen auf 11 % O ₂ und trockenes Abgas) [GRUBER, 2000].....	120
Tabelle 46: Allgemeine Daten zur TRV Niklasdorf [SPIEGEL, 2000].....	121
Tabelle 47: Emissions-Grenzwerte der TRV Niklasdorf verglichen mit den gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten lt. der anzuwendenden Verordnung LRV-K (Angaben in mg [Dioxine in ng]/Nm ³ bezogen auf 11 % O ₂ und trockenes Abgas) [SPIEGEL, 2000]	122
Tabelle 48: Kosten für Entladung und Lagerung des Abfalls bei Anlieferung mit Müllfahrzeugen in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	124
Tabelle 49: Kosten für Entladung und Lagerung des Abfalls bei der Anlieferung per Bahn in Abhängigkeit des Durchsatzes	124
Tabelle 50: Kosten für Feuerung und Kessel von Abfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung in Abhängigkeit des Durchsatzes	125
Tabelle 51: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit reiner Wärmeauskopplung mit Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	128
Tabelle 52: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	129
Tabelle 53: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine in Kombination mit Kraftwerk und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	130
Tabelle 54: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärmekopplung mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	131
Tabelle 55: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärmekopplung mit hohen Dampfparametern und Einleitung in Verteilsysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	132
Tabelle 56: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme-Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes	132
Tabelle 57: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärme-Kopplung mit niedrigen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes	133
Tabelle 58: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Kraft-Wärme-Kopplung mit hohen Dampfparametern und Substitution von Zukaufenergie in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	133
Tabelle 59: Überblick über spezifische Erlöse aus den unterschiedlichen Varianten des Wasser-Dampf-Kreislaufes in Abhängigkeit des Durchsatzes	134
Tabelle 60: Kosten für die Entstaubung mit Elektrofilter in Abhängigkeit des Durchsatzes.....	136

Tabelle 61: Kosten für die Nassentstaubung in Abhängigkeit des Durchsatzes	137
Tabelle 62: Kosten für eine trockene Rauchgasreinigung mit Gewebefilter in Abhängigkeit des Durchsatzes	138
Tabelle 63: Kosten einer trockenen Rauchgasreinigung mit Adsorption in Abhängigkeit des Durchsatzes	139
Tabelle 64: Kosten eines Gipssuspensionswäscher in Abhängigkeit des Durchsatzes	140
Tabelle 65: Kosten eines Wäschers mit Umfällung in Abhängigkeit des Durchsatzes	141
Tabelle 66: Kosten eines NaOH Wäschers in Abhängigkeit des Durchsatzes	142
Tabelle 67: Kosten einer katalytischen Rauchgasreinigung in Abhängigkeit des Durchsatzes	143
Tabelle 68: Kosten einer nicht katalytischen Rauchgasreinigung in Abhängigkeit des Durchsatzes	144
Tabelle 69: Kosten eines Flugstromadsobers in Abhängigkeit des Durchsatzes	145
Tabelle 70: Kosten einer Aktivkoksanlage in Abhängigkeit des Durchsatzes	146
Tabelle 71: Gesamtanlage-Variante 1: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Einbindung in Kraftwerk in Abhängigkeit des Durchsatzes	149
Tabelle 72: Gesamtanlage-Variante 2: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes	150
Tabelle 73: Gesamtanlage-Variante 3: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahnanlieferung, trockener, nasser und katalytischer Anlagen mit Kraft-Wärme- Kopplung in Abhängigkeit des Durchsatzes	151
Tabelle 74: Gesamtanlage-Variante 4: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn- Anlieferung, E-Filter, NaOH-Wäscher, Flugstromadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes	152
Tabelle 75: Gesamtanlage-Variante 5: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn- Anlieferung, E-Filter, Umfällung, Aktivkoksadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes	153
Tabelle 76: Gesamtanlage-Variante 6: Kosten für eine Rostfeuerung mit Bahn- Anlieferung, Trockenadsorption, Aktivkoksadsorber und katalytische Anlage mit Verstromung in Abhängigkeit des Durchsatzes	154
Tabelle 77: Kosten für Feuerung und Kessel von Abfallverbrennungsanlagen mit Wirbelschichtfeuerung in Abhängigkeit des Durchsatzes	155
Tabelle 78: Kosten für einen Wasser-Dampf-Kreislauf mit Entnahme- Kondensationsturbine mit niedrigen Dampfparametern und Einleitung in Verteilssysteme in Abhängigkeit des Durchsatzes	156
Tabelle 79: Spezifische Kosten und Erlöse für Abfallaufbereitung, Feuerung, Kessel und Energieverwertung	156