

# **IN ÖSTERREICH EINGESETZTE VERFAHREN ZUR DIOXINMINDERUNG**

Christian HÜBNER  
Rolf BOOS  
Jörg BOHLMANN  
Kurt BURTSCHER  
Herbert WIESENBERGER

MONOGRAPHIEN

Band 116

M-116

Wien, 2000

**Projektleitung**

Kurt Burtscher (UBA Wien)

**Autoren**

Christian Hübner und Rolf Boos (beide: FTU Wien)

Jörg Bohlmann (Fichtner – Stuttgart)

Kurt Burtscher und Herbert Wiesenberger (beide: UBA Wien)

**Titelbild**

Filterschichttechnik zur Dioxin- und Schwermetallabscheidung

**Impressum**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)  
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 2000  
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)  
ISBN 3-85457-528-8

## INHALT

	Seite
<b>ZUSAMMENFASSUNG DES UMWELTBUNDESAMTES .....</b>	<b>7</b>
<b>Ziel der Studie .....</b>	<b>7</b>
<b>Dioxinmissionen in Österreich .....</b>	<b>7</b>
<b>Primärmaßnahmen zur Emissionsminderung von Dioxinen .....</b>	<b>9</b>
<b>Sekundärmaßnahmen zur Dioxinmissionsminderung .....</b>	<b>9</b>
<b>Entwicklungsstand von Abluftreinigungsverfahren zur Dioxin-Minderung .....</b>	<b>11</b>
<b>Kosten von Abluftreinigungsverfahren zur Dioxinminderung .....</b>	<b>12</b>
<b>Schlußfolgerung .....</b>	<b>14</b>
<b>SUMMARY OF THE FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY.....</b>	<b>17</b>
<b>Purpose of the Study .....</b>	<b>17</b>
<b>Dioxin Emissions in Austria.....</b>	<b>17</b>
<b>Primary Measures for Dioxin Emission Reduction .....</b>	<b>19</b>
<b>Secondary Measures for Dioxin Emission Reduction.....</b>	<b>19</b>
<b>Level of Development of Exhaust-Gas Cleaning Techniques .....</b>	<b>21</b>
<b>Costs of Exhaust Gas Cleaning Processes for Dioxin Reduction .....</b>	<b>22</b>
<b>Conclusion .....</b>	<b>23</b>
<b>1 EINLEITUNG UND ZIEL DER STUDIE .....</b>	<b>27</b>
<b>2 EMISSIONSQUELLEN FÜR PCDD/F UND RELEVANTE BEREICHE.....</b>	<b>28</b>
<b>2.1 Bildung und Emissionsquellen von PCDD/F .....</b>	<b>28</b>
<b>2.2 Relevante Quellen – Auswahlkriterien .....</b>	<b>31</b>
<b>2.3 Emittentengruppen .....</b>	<b>34</b>
<b>3 ANGEWANDTE DIOXINMINDERUNGSTECHNIKEN.....</b>	<b>38</b>
<b>3.1 Dioxinminderungstechniken bei der Abfallverbrennung .....</b>	<b>38</b>
<b>3.1.1 Primärmaßnahmen zur Emissionsreduzierung.....</b>	<b>38</b>
<b>3.1.2 Sekundärmaßnahmen zur Emissionsreduzierung.....</b>	<b>40</b>
<b>3.1.3 Entwicklungsstand der Verfahren .....</b>	<b>44</b>
<b>3.1.4 Reststoffbehandlungsverfahren .....</b>	<b>47</b>
<b>3.2 Übertragbarkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen .....</b>	<b>47</b>
<b>3.2.1 Primärmaßnahmen .....</b>	<b>47</b>
<b>3.2.2 Sekundärmaßnahmen .....</b>	<b>48</b>

<b>3.3</b>	<b>Dioxinminderung in Industrieanlagen</b> .....	50
3.3.1	Sinteranlagen.....	50
3.3.2	Sekundäraluminium .....	51
3.3.3	Produktion von Sekundärkupfer.....	52
3.3.4	Eisen und Stahl/Gießereien .....	53
3.3.5	Holzfeuerungsanlagen .....	54
3.3.6	Biomassefernheizwerke .....	54
3.3.7	Einäscherungsanlagen/Krematorien .....	55
<b>3.4</b>	<b>Kosten der dargestellten Minderungstechniken</b> .....	55
3.4.1	Vorgehen bei der Kostenermittlung.....	55
3.4.2	Ergebnisse der Kostenabschätzung.....	57
<b>3.5</b>	<b>Zusammenfassung und Empfehlung</b> .....	59
<b>4</b>	<b>IN ÖSTERR. ANGEWENDETE DIOXINMINDERUNGSVERFAHREN</b> .....	60
<b>4.1</b>	<b>Abfallverwertungsanlage Wels (AVA-Wels)</b> .....	60
4.1.1	Anlagenbeschreibung .....	60
4.1.2	Emissionen der AVA Wels .....	62
4.1.3	Abscheideleistung.....	64
4.1.4	Reststoffe und Reststoffbehandlung in der AVA Wels .....	64
4.1.5	Kosten .....	64
4.1.6	Betriebsdaten und –bedingungen .....	64
<b>4.2</b>	<b>Müllverbrennungsanlage Spittelau</b> .....	65
4.2.1	Brennstoffe .....	65
4.2.2	Verfahrensbeschreibung.....	65
4.2.3	Abwasserreinigung (ARA).....	68
4.2.4	Die dritte Katalysatorlage.....	70
<b>4.3</b>	<b>MVA Flötzersteig</b> .....	70
4.3.1	Brennstoffe .....	71
4.3.2	Verfahrensbeschreibung.....	71
4.3.3	Abgasreinigung.....	73
4.3.4	Abwasserreinigung (ARA).....	74
<b>4.4</b>	<b>Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS)</b> .....	75
4.4.1	Anlagenbeschreibung .....	75
4.4.2	Emissionen .....	77
4.4.3	Kosten .....	79
<b>4.5</b>	<b>Landeskrankenhaus Bruck/Mur</b> .....	82
4.5.1	Verfahrensbeschreibung.....	82
4.5.2	Emissionen .....	82
<b>4.6</b>	<b>Wirbelschichtfeuerung der EEVG</b> .....	83
4.6.1	Verfahrensbeschreibung.....	84
4.6.2	Abgasreinigung.....	84
4.6.3	Emissionen .....	85

---

<b>4.7</b>	<b>Sekundärkupferproduktion - Montanwerke Brixlegg</b> .....	86
4.7.1	Anlagenbeschreibung .....	86
4.7.2	Einsatzstoffe .....	89
4.7.3	Produkte und Reststoffe des Schachtofenprozesses .....	90
4.7.4	Emissionswerte und Dioxingehalte in Reststoffen .....	91
4.7.5	Kosten .....	91
<b>4.8</b>	<b>Sinteranlagen</b> .....	92
4.8.1	AIRFINE®-Verfahrensprinzip und Abgasreinigung .....	92
4.8.2	Abwasseraufbereitung .....	93
4.8.3	Abscheideleistung .....	94
4.8.4	Betriebsdaten zur Sinteranlage der VA Stahl Linz .....	94
4.8.5	Kosten .....	95
<b>4.9</b>	<b>Sekundäraluminiumindustrie</b> .....	95
<b>4.10</b>	<b>Zusammenfassende Darstellung der beschriebenen Anlagen</b> .....	95
<b>5</b>	<b>ÜBERWACHUNG DER EMISSIONEN</b> .....	98
5.1	Gesetzliche Grundlagen in Österreich .....	98
5.2	EU-Regelungen .....	99
5.3	Gesetzliche Regelungen in der Bundesrepublik Deutschland .....	100
5.4	CEN- und ÖNormen .....	101
<b>ANHANG – DATENBLÄTTER ZUR KOSTENABSCHÄTZUNG</b> .....		104
<b>6</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	115

## ZUSAMMENFASSUNG DES UMWELTBUNDESAMTES

### Ziel der Studie

Ziel der Studie ist es, den aktuellen Stand der Maßnahmen zur Dioxinminderung in Hinblick auf die spezifische österreichische Situation zu ermitteln. Dabei wird zunächst ein allgemeiner Überblick der Emissionsquellen und angewandten Dioxinminderungstechniken gegeben, worauf in der Folge die für Österreich relevanten Emissionsquellen sowie die in Österreich angewandten Verfahren zur Dioxinminderung im Einzelnen dargestellt werden.

### Dioxinmissionen in Österreich

Dioxine und Furane können prinzipiell aus primären (thermischen und chemischen Prozessen) und sekundären Quellen in die Umwelt freigesetzt werden, wobei bezüglich der luftgebundenen Emissionen thermische Prozesse von besonderer Relevanz sind.

Insgesamt betragen die jährlichen Gesamtemissionen an Dioxinen und Furanen in Österreich ca. 29 g I-TE/a, basierend auf eine Abschätzung für das Jahr 1994, wobei Änderungen derzeit nur von geringfügigem Ausmaß sind.

Gegenüber dem Zeitraum 1988/89, in welchem die Dioxinmissionen der Dioxinhauptemittenten auf ca. 50 bis 320 ng I-TE/a geschätzt wurden, konnten in Österreich aufgrund von gesetzlich vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerten und der in der Folge getroffenen Emissionsminderungsmaßnahmen bei

- Müllverbrennungsanlagen
- Sekundärkupfererzeugung
- einer Sinterproduktionsanlage
- Verbot der Strohverbrennung
- Verbot von verbleitem, scavengerhaltigem Benzin
- Eliminierung der Chlorbleiche in der Papier- und der Zellstoffindustrie

die Dioxinmissionen deutlich verringert werden.

Bei den für Österreich relevanten Dioxinmissionsquellen muß prinzipiell zwischen punktförmigen Emissionsquellen, bei welchen Dioxinmissionen durch wenige punktförmige Anlagen bzw. durch Emittenten mit hohen Massenströmen verursacht werden und diffusen Emissionsquellen, bei welchen Dioxinmissionen aufgrund einer großen Anzahl an Emittenten verursacht werden, unterschieden werden.

Punktförmige Quellen mit hohem Dioxinmissionspotential sind im allgemeinen Müllverbrennungsanlagen, Anlagen zur Herstellung von Nichteisenmetallen, insbesondere bei Einsatz von Sekundärrohstoffen und Sinteranlagen, bei welchen überaus große Volumenströme zu hohen Dioxinfrachten führen. Bei einigen dieser Anlagen, insbesondere bei allen Müllverbrennungsanlagen, bei der einzigen Anlage zur Herstellung von Sekundärkupfer, bei einer Aluminiumschmelze sowie bei einer Sinteranlage (von zwei) sind in Österreich aufgrund von gesetzlich bzw. behördlich vorgeschriebenen Grenzwerten Emissionsminderungsmaßnahmen getroffen worden, womit diese Anlagen nur noch zu einem sehr geringen Teil zu den Gesamtemissionen beitragen.

Bei den Sinteranlagen werden Emissionsminderungsmaßnahmen lediglich bei einer der beiden Anlagen eingesetzt. Bei der anderen Sinteranlage, bei welcher keine Minderungsmaßnahmen vorgesehen sind, ergibt sich ein sehr hohes Dioxinmissionspotential. Weitere we-

sentliche Dioxinmissionspotentiale aus punktförmigen Quellen ergeben sich aus der Sekundäraluminiumproduktion, wobei Minderungsmaßnahmen bei einer von drei Anlagen vorgenommen werden, sowie aus industriellen und gewerblichen Feuerungsanlagen, wobei in diesem Bereich acht Wirbelschichtfeuerungsanlagen der Papier- und Zellstoffindustrie, etwa 450 Anlagen der Holzverarbeitenden Industrie und etwa 8400 Anlagen des Holzverarbeitenden Gewerbes etwa zu gleichen Teilen beitragen.

Dioxinquellen mit diffuser Emissionscharakteristik stellen die etwa eine Million Kleinfeuerungsanlagen dar, welche mit Holz oder Kohle befeuert werden und in Österreich hauptsächlich im Bereich der Haushalte und der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt sind. Diese meist sehr kleinen Anlagen ergeben durch oftmals nicht optimale Verbrennungsbedingungen sowie teilweise auch durch den Einsatz von vorbehandeltem Holz und chlorhaltigen Abfällen insgesamt ein sehr hohes Dioxinmissionspotential.

In Tab. I ist das Dioxinmissionspotential nach einzelnen Emittentengruppen aufgliedert.

Tab. I: Abschätzung der Dioxinmissionen in Österreich aufgliedert nach einzelnen Emittentengruppen (1994)

Emittentengruppen	Anzahl der Anlagen	Emissionen [g I-TE/a] <sup>*)</sup>	Anteil
Holzbeheizte Kleinfeuerungsanlagen	insgesamt ca. 3 Mio. Kleinfeuerungsanlagen, davon etwa 1 Mio mit Festbrennstoffen	8,20	28,7%
Verbrennung in der Land- und Forstwirtschaft		7,70	26,9%
Sinteranlagen	2 Anlagen	8,00	28,0%
Sekundär Aluminiumproduktion	3 Hauptproduzenten	1,80	6,3%
Verbrennung in industriellen Anlagen	holzverarbeitende Industrie bzw. Gewerbe; Papier und Zellstoffindustrie; insgesamt ca. 9000 Anlagen	1,50	5,2%
Verbrennung im Fernwärme- und Stromerzeugungsbereich	34 Kraftwerke, 250 Blockheizwerke, 1 Raffinerie	0,77	2,7%
Sekundäre Kupferproduktion	1 Hauptproduzent	0,30	1,0%
Eisen- und Stahlgießereien	ca. 65 Anlagen	0,15	0,5%
Krematorien	6 Standorte	0,10	0,3%
Müllverbrennung	3 Hausmüllverbrennungsanlagen, 1 Sondermüllverbrennungs- und 1 Klärschlammverbrennungsanlage	0,05	0,2%
Sonstige <sup>**)</sup>		0,05	0,2%
<b>Summe</b>		<b>28,62</b>	<b>100,0%</b>

<sup>\*)</sup> Abschätzung

<sup>\*\*)</sup> Mobile Quellen sind in dieser Tabelle nicht inkludiert. Durch das Verbot von verbleitem Benzin stellen die mobilen Quellen keine nennenswerte Emissionsquelle dar.

Die für Österreich derzeit relevanten Emittentengruppen sind Holzbeheizte Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte sowie im Bereich der Land- und Forstwirtschaft, eine Sinteranlage, deren Anteil an den Dioxingesamtemissionen ca. 20% beträgt, die Sekundäraluminiumherstellung sowie industrielle und gewerbliche Feuerungsanlagen, insbesondere zur Verbrennung von behandeltem Holz bzw. Holzabfällen sowie von Produktionsreststoffen der Papier- und Zellstoffindustrie.

Dioxinmissionsquellen von geringerer Bedeutung sind Verbrennungsanlagen im Bereich der Stromerzeugung und Fernwärme, Krematorien und Eisen- bzw. Stahlgießereien. Müllverbrennungsanlagen und die Sekundärkupferindustrie haben in Österreich aufgrund von Emissionsminderungsmaßnahmen, welche durch gesetzliche Auflagen getätigt wurden, lediglich einen sehr geringen Anteil an den Gesamtemissionen von Dioxinen.

Zur Emissionsminderung von Dioxinen werden primäre und sekundäre Maßnahmen eingesetzt, wobei aus den für Müllverbrennungsanlagen durchgeführten Forschungs- und Entwicklungsarbeiten Kenntnisse über Dioxinbildung und wirksame Abgasreinigungsverfahren vorliegen, welche auf andere Anwendungsbereichen übertragen werden können.

### **Primärmaßnahmen zur Emissionsminderung von Dioxinen**

Eine Verringerung des Chloreintrages, welcher durch Brennstoffe bedingt ist, ist insbesondere bei Klein- und Kleinstfeuerungsanlagen eine wesentliche Maßnahme zur Emissionsminderung von Dioxinen. Dioxinmissionen im Bereich der Haushalte bzw. der Verbrennung im Bereich der Land- und Forstwirtschaft können in erster Linie mit dem Einsatz von "sauberen" Brennstoffen wie z.B. unbehandeltem Holz, Öl oder Gas und modernen Verbrennungstechnologien reduziert werden. Die Mitverbrennung von Abfälle in derartigen Anlagen ist aus der Sicht des Umweltbundesamtes jedenfalls zu verbieten.

Durch den Einsatz moderner großer Feuerungsanlagen ist eine Minderung der Dioxinmissionen erzielbar. Wesentliche **feuerungstechnische Maßnahmen** zur Senkung der PCDD/F-Bildung sind einerseits ein optimaler Ausbrand d. h. die Senkung der Emissionen an CO und C<sub>org</sub> bzw. der unverbrannten Bestandteile in Flugasche und Rostschlacke und andererseits eine gezielte bzw. gestufte Verbrennungsluftzufuhr, wobei durch die Senkung des Gesamtluftüberschusses höhere Feuerraumtemperaturen erreicht werden können. Wesentliche Voraussetzungen für einen optimalen Ausbrand sind:

- entsprechend hohe Verbrennungstemperaturen (> 850°C);
- genügend hohe Verweilzeiten (> 2 Sekunden);
- hohe Turbulenz der Rauchgase bei genügendem Sauerstoffgehalt.

**Anlagentechnische Maßnahmen** zielen im allgemeinen auf eine Verhinderung der Neubildung von Dioxinen bei der Abkühlung (De-Novo-Synthese) ab, wobei folgende Punkte wesentlich sind:

- schnelles Durchfahren des kritischen Temperaturbereichs bei ca. 300°C, z.B. durch Quenchen der Abgase;
- Reduzierung des Luftüberschusses durch gezielte Verbrennungsluftzufuhr;
- Reduktion der katalytisch wirkenden Stäube durch Staubvorabscheidung;
- Vermeidung von Staubablagerungen im kritischen Temperaturbereich der abgasführenden Teile

Feuerungs- und anlagentechnische Maßnahmen können das Ausmaß der Emissionen reduzieren, diese jedoch nicht verhindern. Im allgemeinen sind mit Primärmaßnahmen allein Grenzwerte unter 0,1ng I-TE/Nm<sup>3</sup> nicht einhaltbar.

### **Sekundärmaßnahmen zur Dioxinmissionsminderung**

Eine Reduktion der Dioxinmissionen läßt sich grundsätzlich durch folgende Abluftreinigungsverfahren erzielen.

- Staubabscheidung
- Adsorptionsverfahren (Flugstromverfahren, Aktivkoks-Festbettverfahren)



- Katalytische Oxidation
- thermische Nachverbrennung
- Hochleistungs- bzw. Feinwäscher

**Staubabscheidung:** Dioxine sind zu einem großen Anteil an Staub gebunden, wobei die Feinstaubfraktion wegen der hohen spezifischen Oberfläche besonders stark beladen ist. Da die Abscheidung des Feinstaubanteils mit Elektrofiltern nur bedingt möglich ist, sind Gewebefilter für eine effektive Reduktion der Dioxinmissionen vorzuziehen. Emissionsgrenzwerte von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  sind mit Gewebefiltern, ohne Zugabe von Adsorptionsmitteln, oft nicht einhaltbar.

**Flugstromverfahren:** Um die Abscheidewirkung von Gewebefiltern zu erhöhen, werden in den Abgasstrom Adsorptionsmittel eingedüst, an welchen sich Dioxine und Furane besonders gut anlagern. In der Regel wird dabei als Adsorptionsmittel Aktivkohle oder Herdofenkoks in Verbindung mit Kalkhydrat eingesetzt. Die Abscheidung erfolgt an einem nachgeschalteten Gewebefilter, an welchem sich das Adsorptionsmittel bzw. Staub unter Bildung eines Filterkuchens abscheidet. Auf die ordnungsgemäße Entsorgung des dioxinhaltigen Filterstaubs muß dabei geachtet werden.

Mit dem Flugstromverfahren können Abscheidegrade von 99% erzielt werden. Die Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  ist Stand der Technik. Das Flugstromverfahren wird in Österreich in drei Anlagen eingesetzt, wobei für eine Anlage im Bereich der Sekundäraluminiumindustrie ein Grenzwert von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  als maximaler Mittelwert über einen Ofenzyklus vorgeschrieben ist, eine Anlage im Bereich der Sekundäraluminiumindustrie derzeit im Versuchsbetrieb läuft und bei einer Feuerungsanlage der Holzverarbeitenden Industrie teilweise eine zusätzliche Aktivkokseindüsung erfolgt (siehe Tab. IV).

**Aktivkoks–Festbettverfahren:** Bei Aktivkoks–Festbettverfahren werden die bereits vorge reinigten Abgase mit einer Temperatur von  $100\text{--}130^\circ\text{C}$  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 der "eigenen" Feuerung, wobei organische Schadstoffe größtenteils zerstört und anorganische Schadstoffe wiederum freigesetzt und in der Abgasfeinreinigung abgeschieden bzw. über Schlacke abgetragen werden.

Mit dem Festbettverfahren können Dioxinreduktionen von 99,9% erreicht werden. Die Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  ist Stand der Technik. Das Festbettverfahren wird in Österreich in drei Müllverbrennungsanlagen eingesetzt (siehe Tab. IV).

**Katalytische Oxidation:** Katalytische Oxidationsverfahren, welche grundsätzlich zur Emissionsminderung von Stickoxiden in Verwendung sind, werden 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. Mit der katalytischen Oxidation entsteht keine Entsorgungsproblematik, da die Dioxine in Oxidationsprodukte ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCl}$  und  $\text{H}_2\text{O}$ ) umgewandelt werden. Mit der katalytischen Oxidation ist eine Emissionsminderung von Dioxinen um 95–99% sowie die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  Stand der Technik möglich. In Österreich wird dieses Verfahren in drei Müllverbrennungsanlagen eingesetzt (siehe Tab. IV).

**Thermische Nachverbrennung:** Die Nachverbrennung von Abgasinhaltsstoffen kann thermisch und gegebenenfalls auch unter Einsatz eines Katalysators eingeleitet werden, wobei die zuvor beschriebene katalytische Oxidation eine Form der katalytischen Nachverbrennung darstellt. Bei der thermischen Nachverbrennung wird das Abgas in einem Thermoreaktor

mittels Erdgasbrenner auf eine Reaktionstemperatur von mindestens 950°C gebracht und unter Luftzufuhr in einem senkrechten Reaktorschacht vollständig nachverbrannt. Mit der thermischen Nachverbrennung fallen keine zu entsorgenden Stoffe an. Mit der thermischen Nachverbrennung ist eine Emissionsminderung von über 99% und ein Emissionswert von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> Verfahren erreichbar. Die thermische Nachverbrennung wird in Österreich bei einer Anlage in der Sekundärkupferproduktion eingesetzt (siehe Tab. IV).

**Feinwäscher:** Zur Abscheidung von Dioxinen sind Feinwäscher im Einsatz, welche mit einer großen Anzahl an pneumatischen Zweistoffdüsen (Waschlösung und Druckluft) ausgestattet sind. Durch eine sehr feine Verteilung der Waschlösung in Sprayform sowie durch hohe Geschwindigkeiten der Wassertröpfchen ist mit derartigen Hochleistungswäschern eine Abscheidung des mit Dioxinen beladenen Feinstaubes möglich. Zusätzlich erfolgt durch die Abkühlung des Abgases und durch die Unterkühlung im Düsenstrahl des Feinwäschers eine Kondensation und verbesserte Adsorption von flüchtigen Stoffen an den Staubpartikeln. Die Waschlösung wird in einer Abwasseraufbereitung behandelt. Durch Zugabe von Adsorptionsmitteln kann die Dioxinminderung weiter verbessert werden. Mit einfachen Wäschern zur Abscheidung von sauren Abgasen kann nur eine geringe Dioxinminderung erzielt werden.

Die mit Fein- bzw. Hochleistungswäschern zur Dioxinabscheidung erzielbaren Emissionswerte liegen im Bereich von 0,2 bis 0,4 ng I-TE/Nm<sup>3</sup>, was einer Abscheideleistung von etwa 95% entspricht. Dieses Verfahren wird in Österreich bei einer Sinteranlage eingesetzt (siehe Tab. IV).

## Entwicklungsstand von Abluftreinigungsverfahren zur Dioxin-Minderung

Aus anlagentechnischer Sicht können alle zuvor genannten Verfahren als Stand der Technik bezeichnet werden. Sowohl Adsorptionsverfahren (Flugstrom- und Festbettreaktor) als auch katalytische Oxidationsverfahren werden zur Dioxinemissionsminderung im großtechnischen Maßstab insbesondere in Müllverbrennungsanlagen eingesetzt.

In Tab. II sind wesentliche Parameter sowie Kostenpositionen der bei Müllverbrennungsanlagen angewandten Emissionsminderungsverfahren zusammengefaßt. Mit diesen Verfahren, deren Einsatz auch bei anderen emissionsrelevanten Anlagen möglich ist bzw. in Österreich zum Teil bereits erfolgt, ist eine Reduktion der Dioxinemissionen unter einen Emissionsgrenzwert von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> Stand der Technik.

Beim Vergleich der in Tab. II angegebenen Verfahren ist zu beachten, daß mit Adsorptionsverfahren verfahrensbedingt auch andere Schadstoffe, wie Staub, Schwermetalle und saure Gase abgeschieden werden können, womit diese Verfahren einerseits ein sehr breites Anwendungsspektrum aufweisen und andererseits die gegenüber Oxidationskatalysatoren verhältnismäßig höheren Investitionskosten der Adsorptionsverfahren relativiert werden.

Demgegenüber können mit katalytischen Oxidationsverfahren lediglich die im Abgas befindlichen organischen Verbindungen sowie Stickstoffoxide reduziert werden, wobei in der Regel eine zusätzliche Staub- bzw. Schwermetallabscheidung vor dem katalytischen Reaktor erfolgen muß, um Deaktivierungen des Katalysators durch Katalysatorgifte zu vermeiden.

Tab. II: Gegenüberstellung von Sekundärmaßnahmen zur Dioxinabscheidung bei MVA

	<b>Festbettreaktor</b>	<b>Flugstromverfahren</b>	<b>Oxidationskatalysator</b>
Abscheidepotential	sehr hoch	hoch	hoch
Reststoffe	interne Verbrennung	Entsorgung	keine
Abscheidung von Säuren und Schwermetallen	sehr gut	gut	nein
Sicherheitstechnische Anforderungen	mittel	mittel	gering
Platzbedarf	mittel	mittel	gering
Betriebliche Gesichtspunkte	hoher Aufwand	geringe Anforderungen	Überhitzung bei CO-Eintrag möglich
Emissionen	Sehr gute Abscheidung aller Schadstoffe		
<b>Technische Daten</b>			
HOK Granulat	2-4 kg/t		
HOK Staub Kalkhydrat		0,4 bis 0,7 kg/t 2 bis 3,5 kg/t	
Katalysator			0,2 - 0,7 m <sup>3</sup> /a t
Strombedarf	8-12 kWh/t	7–10 kWh/t	3 – 5 kWh/t
Reststoffe	2-4 kg/t	2 bis 3,5 kg/t	
Investitionen	3-5,5 Mio. ATS/(t/h)	1–2,5 Mio. ATS/(t/h) 180-450 ATS/(Nm <sup>3</sup> /h)	1–1,5 Mio. ATS/(t/h) 180-270 ATS/(Nm <sup>3</sup> /h)

( t ) bezieht sich auf Tonne Müll

## Kosten von Abluftreinigungsverfahren zur Dioxinminderung

Bei der Bewertung der Kosten für die Dioxinminderung muß einerseits davon ausgegangen werden, daß die meisten Anlagen nicht alleine zur Dioxinminderung, sondern auch zur Abscheidung anderer Schadstoffe eingesetzt werden.

So werden Flugstromverfahren primär zur Staub- und Schwermetallabscheidung und zur Abscheidung von sauren Gasen und Oxidationskatalysatoren primär zur Entstickung eingesetzt. Ein Einsatz von Festbettfiltern erfolgt insbesondere in Müllverbrennungsanlagen zur Abscheidung nahezu aller (Rest)schadstoffe. Nasse Feinwäscher werden neben der Dioxinminderung zur Abscheidung von Feinstaub, Schwermetallen und sauren Gasen eingesetzt.

Oft werden die gesamten Kosten einer Anlage ausschließlich der Dioxinminderung zugeschrieben, womit sich für die Dioxinminderung scheinbar hohe Kosten ergeben, welche Maßnahmen zur Minderung von Dioxinmissionen in vielen Fällen als zu teuer erscheinen lassen.

Andererseits können bei der Errichtung von Abgasreinigungsanlagen bereits bestehende bzw. für andere Schadstoffe vorgesehene Emissionsminderungsverfahren durch geringfügige Um- bzw. Nachrüstungen auch zur Dioxinminderung genutzt werden, wobei die Dioxinminderung lediglich einen geringen Zusatzaufwand darstellt. Unter Berücksichtigung der gleichzeitigen Reduktion anderer Schadstoffe (Staub, Schwermetalle, etc.), lassen sich beispielsweise folgende kostengünstige Verfahrensschaltungen realisieren:

- Durch Aktivkokseindüsung kann ein bereits vorhandener Gewebefilter zum Flugstromreaktor zur Dioxinminderung erweitert werden. Zusätzliche Kosten für die Dioxinminderung ergeben sich aus Lagerung, Transport und Eindüsung des zusätzlich als Adsorptionsmittel verwendeten Aktivkoks sowie aus dessen Entsorgung.

- Ein zur NO<sub>x</sub>-Reduktion vorgesehener SCR-Katalysator kann gleichzeitig als Oxidationskatalysator zur Dioxinminderung genutzt werden. Zusätzliche Kosten entstehen durch eine Vergrößerung der Katalysatorfläche, da üblicherweise für die Dioxinminderung auf 0,1 ng I-TE /Nm<sup>3</sup> eine größere Katalysatorfläche als zur NO<sub>x</sub>-Minderung erforderlich ist.

Die Gesamtkosten verschiedener Abluftreinigungsverfahren bei einer Dioxinminderung auf 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> wurden für eine Müllverbrennungsanlage, eine Sekundäraluminiumschmelze, eine Sinteranlage und ein Elektrostahlwerk abgeschätzt und sind in Tab. III angegeben.

Tab. III: Abschätzung der spezifischen **Gesamtkosten** für Abluftreinigungsverfahren von ausgewählten Anlagen bei einer Dioxinminderung auf 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> bzw. der **Kosten für eine Nachrüstung** von Emissionsminderungsverfahren zur Dioxinminderung auf 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup>

Anlage/ Minderungsverfahren	abgeschiedene Schadstoffe <sup>1)</sup>	Abgas- menge Nm <sup>3</sup> /h	Rohgas- ng TE/ Nm <sup>3</sup>	Invest- kosten Mio.ATS	jährliche Belastung Mio.ATS/a	spezifische Gesamtkosten Mio.ATS/g I-TE	Nachrüstung Dioxinminderung Mio. ATS/g I-TE
<b>Müllverbrennung</b>							
Oxikat, Nachrüstung <sup>2)</sup>	PCDD/F	110000	5,0	8,1	1,54	-	0,41
Flugstrom	ST, HM, SG, PCDD/F	110000	5,0	28,3	10,6	2,80	-
Festbett	nahezu alle (Rest-) Schadstoffe	110000	5,0	88,8	13,6	3,59	-
<b>Aluminium, Flugstr.;</b>							
Neuanlage	ST, HM, SG, PCDD/F	43000	3,5	14,8	4,73	4,62	-
Nachrüstung <sup>3)</sup>	PCDD/F	43000	3,5	1,73	0,58	-	0,57
<b>Sinteranlage</b>							
Flugstrom	ST, HM, SG, PCDD/F	350000	3,0	62,0	29,7	4,18	-
Feinwäsche <sup>4)</sup>	FST, HM, SG, PCDD/F	350000	3,0	187,5	28,4	4,30	-
Festbett	nahezu alle (Rest-) Schadstoffe	350000	3,0	179,3	30,6	4,30	-
<b>E-Stahlwerk, Flugstr.;</b>							
Neuanlage	ST, HM, SG, PCDD/F	120000	1,0-0,3 <sup>5)</sup>	29,9	11,4	15,1-67,9	-
Nachrüstung <sup>3)</sup>	PCDD/F	120000	1,0-0,3 <sup>5)</sup>	1,73	1,23	-	1,62-7,31

<sup>1)</sup> ST = Staub; FST = Feinstaub; HM = Schwermetalle; SG = saure Gase; PCDD/F = Dioxine

<sup>2)</sup> zusätzliche Kosten der Dioxinabscheidung eines für die Entstickung eingesetzten Oxidationskatalysators

<sup>3)</sup> zusätzliche Kosten der Dioxinabscheidung eines für Staub-, Schwermetall und Sauer gasabscheidung eingesetzten Flugstromverfahrens

<sup>4)</sup> erreichbare Reingaskonzentration derzeit etwa 0,2 - 0,4 ng/Nm<sup>3</sup>

<sup>5)</sup> Rohgaskonzentration hängt stark von der Betriebsweise der Anlage ab.

Bei der Sekundäraluminiumschmelze und beim Elektrostahlwerk wurden jeweils die Gesamtkosten einer Flugstrom-Neuanlage sowie zusätzliche Kosten für eine Nachrüstung zur Dioxinminderung eines bestehenden Flugstromverfahrens abgeschätzt. Für eine Müllverbrennungsanlage wurden außerdem die zusätzlichen Kosten für eine Nachrüstung eines für die NO<sub>x</sub>-Minderung vorgesehenen Oxidationskatalysators zur Dioxinminderung abgeschätzt.

Die jeweiligen Investkosten und jährlichen Belastungen wurden anhand vergleichbarer Anlagen ermittelt, wobei für Abgasmenge und Rohgasgehalte jeweils in der Branche übliche Werte angenommen und für Reingaskonzentration, Abschreibung, Wartung, Druckverlust, Betriebsmittel und Entsorgung einheitliche Annahmen getroffen wurden.

Berücksichtigt man, daß die oben angeführten Abluftreinigungsverfahren in der Regel nicht ausschließlich zur Dioxinminderung eingesetzt werden, kann davon ausgegangen werden, daß der Kostenanteil, welcher der Dioxinminderung tatsächlich zugerechnet werden kann, wesentlich geringer liegt als die angegebenen Gesamtkosten. Eine direkte Zuordnung der Kosten für

die Dioxinminderung hängt jedoch u.a. von der Gewichtung der einzelnen Schadstoffe ab und ist somit nur schwer möglich. Die Kosten für eine Nachrüstung eines bestehenden Flugstromverfahrens zur Dioxinminderung liegen im Bereich von 10-15% der Kosten für eine Neuanlage.

Zur qualitativen Abschätzung des Kostenanteils der Dioxinminderung kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, daß der Kostenanteil der Dioxinminderung bei Anlagen, bei welchen mehrere Abluftreinigungsverfahren eingesetzt werden, wie beispielsweise bei Müllverbrennungsanlagen, höher angesetzt werden muß, als bei Verfahren, bei welchen die Abluftreinigung inklusive der Dioxinminderung in einem einzigen Verfahren erfolgt. Eine gleichzeitige Abscheidung von Dioxinen und anderen Schadstoffen in einem Abluftreinigungsverfahren ist beispielsweise mit Absorptionsverfahren und Feinwaschverfahren bei metallverarbeitenden Anlagen möglich.

## Schlußfolgerung

- Das Dioxinmissionspotential in Österreich konnte im letzten Jahrzehnt aufgrund von zumindest teilweise gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> und der in der Folge durchgeführten Emissionsminderungsmaßnahmen in der Industrie und bei Müllverbrennungsanlagen deutlich auf etwa 29 g I-TE/a vermindert werden.
- Ein erheblicher Anteil des Dioxinmissionspotentials bilden Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Verbrennungsanlagen im Bereich der Land- bzw. Forstwirtschaft. Eine Reduktion dieses Emissionspotentials ist mit dem Einsatz „sauberer“ Brennstoffe wie z.B. unbehandeltem Holz, Öl bzw. Gas und moderner Feuerungstechnologien erreichbar.
- Industrielle Feuerungsanlagen können durch eine Optimierung der Verbrennung, wie hohe Verbrennungstemperaturen, hohe Verweilzeiten sowie durch eine hohe Turbulenz der Rauchgase allgemein ein relativ niedriges Emissionsniveau erreichen. In der Regel können jedoch Grenzwerte von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> alleine mit Primärmaßnahmen nicht eingehalten werden.
- Durch gesetzlich bzw. behördlich vorgeschriebene Grenzwerte sind Abfallverbrennungsanlagen (LRV-K), die Sekundärkupferproduktion (Bescheid), eine (Bescheid) von zwei Sinteranlagen und eine (Bescheid) von drei Aluminiumschmelzen in Österreich mit Dioxinminderungstechniken ausgestattet und weisen im Vergleich zu anderen Quellen ein geringes Dioxinmissionspotential auf.
- Die Dioxinminderung bei Abfallverbrennungsanlagen wird üblicherweise mit katalytischer Oxidation in Kombination mit katalytischen Entstickungsanlagen bzw. mit Adsorption an Aktivkohle in einem Festbett- oder Flugstromreaktor erreicht. Mit diesen Verfahren zur Emissionsminderung von Dioxinen, deren Betrieb auch bei anderen emissionsrelevanten Anlagen möglich ist, ist die Einhaltung eines Dioxingrenzwert von unter 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> Stand der Technik.
- Oftmals werden die Kosten der gesamten Abluftreinigung (Staub, Schwermetalle, Dioxine, etc.) ausschließlich der Dioxinminderung angelastet, wodurch sich vermeintlich hohe Kosten ergeben, welche eine Dioxinminderung in vielen Fällen als zu teuer erscheinen läßt.
- Wird bei der verfahrenstechnischen Auswahl eines Verfahrens zur Dioxinminderung die gleichzeitige Reduktion anderer Schadstoffe (Staub, Schwermetalle, saure Gase etc.) mit berücksichtigt, so ergibt die Emissionsminderung von Dioxinen in der Regel nur einen verhältnismäßig geringen (Zusatz)aufwand.

In Tab. IV sind in Österreich befindliche Anlagen, bei welchen Sekundärmaßnahmen zur Dioxinmissionsminderung eingesetzt werden, sowie deren wesentliche Betriebsparameter und Kostenpositionen gegenübergestellt.

Tab. IV: Dioxinminderungsverfahren in Österreich (siehe Fortsetzung nächste Seite)

Emittentengruppe	Betrieb / Anlage	Einsatz-, Brennstoffe	Einsatzstoffmenge	Abgasvolumenstrom	Feuerungsanlage / Prozeßöfen	Rauchgasreinigung
Hausmüllverbrennung	MVA Wels	Haus- u. hausmüllähn. Gewerbemüll;	ca. 60 000 t	ca. 60 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	Rauchgasrezirkulation, E-Filter, zweistufiger Wäscher, Aktivkohlefilter, SCR-DeNox
	MVA Spittelau	Haus- u. Gewerbemüll, nicht infektiöse Krankenhausabfälle	275 186 t (1995)	ca. 170 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	E-Filter, Wäscher, Venturi, SCR-DeNox
	MVA Flötzersteig	Haus- u. Gewerbemüll, nicht infektiöse Krankenhausabfälle	189 108 t (1995)	ca. 110 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	E-Filter, Wäscher, Venturi, SCR-DeNox
Sondermüllverbrennung	EbS	feste und pastöse Abfälle, Lösungsmittel, Altöl, Heizöl	75 812 t (1995)	1.241 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Drehrohrofen	E-Filter, SNCR, Kreuzstromwäscher, Venturiwäscher, Aktivkohls-Gegenstromfilter
Klärschlammverbrennung	EbS	Klärschlamm, Krankenhausabfälle, Altöl; Heizöl	61 322 t (1995)	572 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Wirbelschichtfeuerung	E-Filter, SNCR, Kreuzstromwäscher, Venturiwäscher, Aktivkohls-Gegenstromfilter
Pyrolyseanlage	Landeskrankenhaus Bruck/Mur	intern anfallende Krankenhausabfälle	ca. 1,2 t/d	ca. 8000 m <sup>3</sup> /d	Pyrolyse und Thermoreaktor	Quenche, alkalischer Wäscher, Aktivkohlefilter
Feuerungsanlagen der Holzverarb. Industrie / Papierindustrie	EEVG	Sekundärrohstoffe aus der Papierindustrie und artgleiche Brennstoffe	ca. 10 t/h	ca. 240 000 m <sup>3</sup> /h	zirkulierende Wirbelschichtfeuerung	Flugstromverfahren (Reaktionskammer mit Ca(OH) <sub>2</sub> - und fallweise Aktivkohleeindüsung und Gewebefilter)
Sekundärkupfer	Montanwerke Brixlegg	Schrotte (Cu/Fe- u. Zinkmaterialien), Oxidische Aschen, Krätzen, Cu-Salze, intern anfallende Reststoffe und Schlacken	65 Schwarzkupfer	t/d	Schachtofen	Staubabscheidung, thermische Nachverbrennung
Sinteranlagen	Voest Alpine Stahl Linz	eisenhaltige Feinerze, Koksgas, Zuschlagstoffe; Heizöl/Erdgas	ca. 250 t/h Sintersinter	ca. 550 000 m <sup>3</sup> /h	Sinterband mit Sinterbandabsaugung	E-Filter, Quenche, AirFine-Wäscher
Sekundäraluminium	AMAG - ASA	Al-Späne, Kugelschrott, Shredderschrott, Krätzen; Erdgas	Produktionsmenge: 35 000 t/a	50 000 - 60 000 m <sup>3</sup> /h	starre Drehtrommelschmelzöfen, Gießöfen	Flugstromverfahren (Schlauchfilter mit Absorbenseindüsung)
	AMAG - ARHG	Al-Späne, Alt- und Neuschrotte, Profilabfälle	Produktionsmenge: 100 000 t/a	9000 – 10000 m <sup>3</sup> /h	Closed-Well-Öfen	Schlauchfilter mit Eindüsung von Kalkhydrat /Aktivkohlgemisch

Tab. IV: Dioxinminderungsverfahren in Österreich - Fortsetzung

Betrieb / Anlage	Dioxinminderungsmaßnahmen		PCDD/F-Konz. (Mittelwert bzw. Bereich in ng I-TE/m <sup>3</sup> )		Grenzwert ng I-TE/Nm <sup>3</sup>	Bezug O <sub>2</sub>	Mehrkosten		Anmerkungen
	primär	sekundär	Rohgas	Reingas			Invest	Betrieb	
MVA Wels	keine	Aktivkohlefilter	k.A.	0,009	0,1	11%			
MVA Spittelau	keine	DeNox	0,6 – 4,1	< 0,08	0,1	11%	ca. 10 Mio. ATS (dritte Katalysatorlage)	0,64 öS/t Müll (Energiekosten 3-te Kat. Lage)	Investkosten f. DeNox: 120 Mio. ohne Gebäude (Basis 1988); Betriebskosten f. DeNox: 46,5 öS/t Müll
MVA Flözersteig	keine	DeNox	0,6 – 4,1	< 0,08	0,1	11%			Investkosten f. DeNox: 165 Mio. ohne Gebäude (1992)
EbS	keine	Aktivkohlefilter	7,6-12,1	< 0,02	0,1	11%	ca. 500 Mio. ATS (alle drei Linien)	26,2 Mio. ATS (alle drei Linien, 1996)	
EbS	keine	Aktivkohlefilter	0,09-0,2	< 0,01	0,1	11%			
Landeskrankenhaus Bruck/Mur	Art d. Feuerung (Pyrolyse)	Aktivkohlefilter	5 – 6	< 0,02	-				12 Mio. ATS für gesamte Anlage
EEVG	Art d. Feuerung (Wirbelschicht)	-	k.A.	< 0,015	0,1	13%	k.A.	k.A.	
Montanwerke Brixlegg	geringe Kunststoffanteile	therm. Nachverbrennung	40 – 570	< 0,18	0,9	-	16,5 Mio. ATS (1991)		
Voest Alpine Stahl Linz		AirFine-Verfahren	2 – 3	< 0,4	0,4	-	170 - 200 Mio.	4,5 - 7,5 Mio./a	Angaben v. VAI zum AirFine-Verfahren. Praxiszahlen zur Sinteranlage in Linz sind nicht zugänglich.
AMAG – ASA	Auswahl der Einsatzstoffe	Sauerstoffbrenner, Flugstromverfahren seit 1997 Versuchsbetrieb	keine Daten verfügbar		-	-			Versuchsbetrieb zur Dioxinminderung seit 1997
AMAG – ARHG	kein Einsatz von Salz	Aktivkoks- u. Na-Bicarbonateneindüsung; Filterstaubrückführung	ca. 3 keine Daten verfügbar		max. Mittelwert über Ofenzyklus 0,1				Versuchsbetrieb 1998 abgeschlossen

## SUMMARY OF THE FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY

### Purpose of the Study

This study aims at determining state-of-the-art measures for dioxin reduction which are appropriate for the specific situation in Austria. First, a general survey of emission sources and applied dioxin reduction techniques is given; then dioxin emission sources and reduction techniques applied in Austria are presented in detail.

### Dioxin Emissions in Austria

In general, dioxins and furans are released into the environment from primary (thermal and chemical processes) and secondary sources. For airbound emissions thermal processes are of special relevance.

In Austria, an estimation of total annual emissions of dioxins and furans amount to approx. 29 g I-TE/a (base year 1994/95 with small annual variations).

Compared to 1988/89, when dioxin emissions of the main emitters were estimated to be approx. 50 to 320 ng I-TE/a, emissions have been reduced considerably after emission reduction measures in following sectors:

- municipal waste combustion
- secondary copper production,
- sinter production
- ban of open field burning of straw
- ban of leaded, scavenger containing petrol
- ban of chlorine bleaching in the pulp- and paper industry

were taken. The measures were implemented after the introduction of legally binding dioxin emission limit values.

In Austria, two dioxin emission sources have to be distinguished:

- point sources (emissions are caused by few plants or emitters with high mass flows);
- diffuse emission sources (emissions are caused by a great number of emitters).

In general, the point sources with high dioxin emission potentials are municipal waste combustion plants, non-ferrous-metal production plants (especially when secondary raw material is used), and sinter plants where large flow volumes lead to high dioxin loads. For some of these plants, in particular for all municipal waste combustion plants, the only secondary copper production plant, one aluminium smelter and for one (out of two) sinter plants emission reduction measures had to be implemented because of legally binding emission limit values. Therefore, these plants now account for only a small proportion of Austrian total dioxin emissions.

Emission reduction measures have been applied at one out of the two sinter plants. The other plant where no reduction measures are foreseen has a very high dioxin emission potential. Other major point source emitters are the secondary aluminium production plants where reduction measures have been applied in one out of three plants, and combustion plants in the industry and manufacturing sector. The latter include eight fluidised bed combustion plants in the pulp and paper industry, approx. 450 plants in the wood processing industry and approx. 8400 installations in the wood processing manufacturing sector. These three sectors account for approx. equal proportions of the emissions.



Sources of diffuse dioxin emissions are the approx. one million small-scale firing installations fuelled by wood or coal and operated mainly in domestic households and the agriculture and forestry sector. These installations are usually very small but have very high dioxin emission potentials in total since optimum combustion conditions are often lacking and treated wood or chlorine-containing waste is sometimes combusted.

Table I presents an overview of sources and emissions of dioxins and furans in Austria

Tab. I: Dioxin emissions sources in Austria (1994)

Sources	Number of installations	Emissions [g I-TE/a] <sup>*)</sup>	Proportion
Wood-fired small scale firing installations	approx. 1 million small-scale firing installations fed with solid fuel	8.20	28.7%
Combustion in agriculture and forestry		7.70	26.9%
Sinter plants	2	8.00	28.0%
Secondary aluminium production	3	1.80	6.3%
Combustion in industrial plants	wood processing industry, trade, pulp and paper industry; total of ~9000 plants	1.50	5.2%
Combustion in district heating and power generation	34 power stations, 250 block-type thermal station, 1 refinery	0.77	2.7%
Secondary copper production	1	0.30	1.0%
Iron- and steel foundries	approx. 65	0.15	0.5%
Crematoriums	6	0.10	0.3%
Waste combustion	3 Municipal waste comb., 1 hazardous waste comb. 1 sewage sludge comb.	0.05	0.2%
Other <sup>**)</sup>		0.05	0.2%
<b>Total</b>		<b>28.62</b>	<b>100.0%</b>

<sup>\*)</sup> estimation

<sup>\*\*)</sup> Mobile sources are not included in this table since they are of minor importance in terms of emissions due to a ban on leaded petrol in Austria.

The current emitter groups in Austria are: (1) wood-fuelled small scale firing installations in domestic households and in the agriculture and forestry sector; (2) one sinter plant which is responsible for about 20% of the total dioxin emissions in Austria; (3) the secondary aluminium production; and (4) the combustion plants in the industry and manufacturing sector, especially the combustion of treated wood, waste wood and of production residues of the pulp and paper industry.

Dioxin emission sources of minor importance in Austria are the combustion plants for power generation and district heating, crematoriums, and iron and steel foundries. Municipal waste combustion plants and the secondary copper industry account for very small proportions only of the total dioxin emissions in Austria because of legally imposed emission reduction measures.

Dioxin emissions can be reduced through primary and secondary measures. Research and development activities in municipal waste incineration plants have yielded adequate knowledge about dioxin formation and effective techniques of exhaust gas cleaning. This knowledge can be applied to other sectors as well.

## Primary Measures for Dioxin Emission Reduction

An important measure to reduce dioxin emissions is the reduction of chlorine in fuels used for small and smallest firing installations. Dioxin emissions of domestic households and the agriculture and forestry sector can be reduced primarily by the use of "clean" fuels such as untreated wood, oil and gas together with modern firing installations. Therefore, the joint combustion of different types of waste in such installations should be banned in the view of the Austrian Federal Environment Agency.

Important firing-specific measures to decrease the PCDD/F formation are:

- optimum burnout, i.e. reduction of CO and C<sub>org</sub> emissions or unburned components in fly ash and grate slag;
- specific or staged combustion air input together with higher firing temperatures achieved by reducing the total excess air.

Essential preconditions for optimum burnout are:

- Suitably high combustion temperatures (>850°C);
- Sufficient residence time (>2 seconds);
- High turbulence of exhaust gases with sufficient oxygen content.

In general, plant-specific measures aim at preventing the new formation of dioxins in the cooling phase (de-novo synthesis). The following details are essential:

- Fast run through the critical temperature range at approx. 300°C, e.g. by quenching exhaust gases;
- Reduction of excess air through specific combustion air input;
- Reduction of catalytic dust through dust pre-separation;
- Prevention of dust deposition in the critical temperature range of the exhaust gas carrying ducts.

Emissions can be reduced with firing and plant-specific measures, but not avoided. In general, limit values below 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> cannot be met through primary measures alone.

## Secondary Measures for Dioxin Emission Reduction

In principle, dioxin emission reductions can be achieved with the following exhaust gas cleaning processes:

- Dust separation
- Adsorption process (flow injection process, activated coke fixed bed process)
- Catalytic oxidation
- Thermal afterburning
- High efficiency or fine dust absorber

**Dust separation:** Dioxins are, to a large extent, bound to dust. The fine dust fraction in particular is loaded heavily because of its high specific surface. Since the separation of the fine dust fraction is not always possible with electrostatic precipitators, fabric filters should be used for effective dioxin emission reductions. Without the addition of adsorbents, emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> often cannot be met with fabric filters.

**Flow-injection process:** In order to enhance the separation efficiency of fabric filters, adsorbents with high dioxin and furan take-up capacities are injected into the exhaust gas stream. In general, activated coal or hearth-type coke are used as adsorbents together with lime hydrate. The separation is carried out in a fabric filter located at the end of the process, where adsorbents and dust are separated and a filter layer is formed. The appropriate disposal of the dioxin-containing filter dust has to be assured.

With the flow-injection process, filtration efficiencies of 99% are achieved. Compliance with emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> is state-of-the-art. The flow-injection process is used in three Austrian plants. For one installation of the secondary aluminium industry a limit value of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> as maximum mean over one oven cycle is binding; another installation in the secondary aluminium industry is currently in trial operation and in one firing installation of the wood processing industry an additional activated coke injection is applied (see table IV).

**Fixed-bed process:** In the fixed-bed process pre-cleaned exhaust gases are conducted at temperatures of 100-130°C through an activated coke bed. The activated coke bed separates residual dust, aerosols and gaseous pollutants. It is moved cross current and counter current in order to prevent blockage of the bed through residual dust for example. Usually, the dioxin-covered coke is disposed off through internal combustion. Organic pollutants are destroyed to a large extent. Inorganic pollutants are released via slags or separated in the exhaust-gas fine cleaning again.

The fixed-bed process achieves dioxin reductions of 99.9%. Compliance with emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> is state-of-the-art. The fixed-bed process is applied in three Austrian municipal waste combustion plants (see table IV).

**Catalytic oxidation:** Catalytic oxidation processes, which are normally used for reducing nitrogen oxide emissions, are applied for dioxin reduction as well. In general, the installations are operated in clean gas circuits, i.e. dust and heavy metals are separated before the catalyst in order to prevent rapid wear and de-activation of the catalysts through catalyst poisons. Catalytic oxidation does not cause disposal problems, as dioxins are transformed into oxidation products (CO<sub>2</sub>, HCl, H<sub>2</sub>O).

With catalytic oxidation, dioxin emission reductions of 95 to 99% can be achieved. Meeting emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> is state-of-the-art. Catalytic oxidation is applied in three Austrian municipal waste combustion plants (see table IV).

**Thermal afterburning:** The afterburning of exhaust-gas components can be started thermally and, if necessary, with the help of catalysts. The catalytic oxidation mentioned above is one type of catalytic afterburning. In a thermal reactor the exhaust gas is heated with a natural-gas burner up to a reaction temperature of at least 950°C and is combusted completely in a vertical reactor shaft under air injection. With thermal afterburning no substances are generated which have to be disposed. With thermal afterburning, emission reductions of more than 99% can be achieved and emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> can be met. In Austria, thermal afterburning is used in one secondary copper production plant (see table IV).

**Fine-dust absorber:** Dioxins are separated by fine-dust absorbers which are equipped with a large number of pneumatic two-component jets (water and compressed air). Such high-efficiency absorbers can separate the dioxin-covered fine dust through the very fine spray-like dispersal of the absorption solution and the high speed of the water droplets. In addition, the cooling of the exhaust gases and the undercooling in the dust absorber initiate condensation and improve the adsorption of volatile compounds on the dust particles. The absorption solution is treated by waste-water processing. The addition of adsorbents may further improve the dioxin reduction. With simple absorbers for the separation of acid exhaust gases an appreciable dioxin removal is not possible. The achievable emission values of high efficiency absorbers are in a range of 0.2 - 0.4 ng I-TE/Nm<sup>3</sup>. This is equal to a separation efficiency of approx. 95%. This type of process is used in one sinter plant in Austria (see table IV).

## Level of Development of Exhaust-Gas Cleaning Techniques

From a plant-specific point of view, all techniques mentioned above are state-of-the-art. Both the adsorption processes (flow injection and fixed-bed reactor) and the catalytic oxidation processes are used on an industrial scale for dioxin reduction in municipal waste combustion plants especially.

Table II summarises fundamental (including financial) parameters of emission reduction techniques applied in municipal waste combustion plants. With these techniques, which are used for dioxin reduction in other industrial plants in Austria as well, dioxin-emission limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> and lower are state-of-the-art.

When comparing the techniques presented in table II it has to be considered that due to the nature of adsorption techniques, other pollutants such as dust, heavy metals and acid gases can also be separated. Therefore, these techniques are suitable for a wide range of applications, a fact which offsets their investment costs which are relatively high compared to those of oxidation catalysts.

Catalytic oxidation techniques reduce organic compounds in the exhaust gases and nitrogen oxides only. In general, an additional dust and heavy metal separation has to be carried out before the catalytic reactor in order to prevent the de-activation of the catalyst through catalyst poisons.

Table II: Comparison of secondary measures for dioxin removal in waste combustion plants

	Fixed-bed reactor	Flow-injection process	Oxidation catalyst
Separation efficiency	very high	high	high
Residual treatment	internal combustion	deposition	no residuals
Separation of acid gases and heavy metals	very good	good	none
Safety requirements	average	average	low
Space requirements	average	average	small
Process-relevant considerations	high efforts	small efforts	High CO concentrations entail risk of over-heating
Emission abatement	High cleaning efficiency for all types of gases	High	Very high
<b>Technical data</b>			
Hearth type coke (HOK)	2 – 4 kg/t		
HOK dust		0.4 – 0.7 kg/t	
Lime hydrate		2.0 – 3.5 kg/t	
Catalyst			0.2 – 0.7 m <sup>3</sup> /a t
Power consumption	8 – 12 kWh/t	7 – 10 kWh/t	3 – 5 kWh/t
Residuals	2 – 4 kg/t	2 – 3.5 kg/t	
Investment			
- EURO per t/h	0.2 – 0.4 million	0.07 – 0.18 million	0.07 – 0.11 million
- EURO per Nm <sup>3</sup> /h		13 – 33	13 – 20

*t = 1 ton of municipal waste*

## Costs of Exhaust Gas Cleaning Processes for Dioxin Reduction

When estimating the costs of dioxin reduction processes, one has to bear in mind that most installations are used not only for reducing dioxin but also for separating other pollutants: flow-injection processes are primarily applied to separate dust, heavy metals and acid gases whereas oxidation catalysts are used for de-nitrification especially. Fixed-bed filters are used in municipal waste combustion plants particularly to separate almost all (residual) pollutants. Wet fine-dust absorbers are used for reducing dioxin and to separate fine dust, heavy metals and acid gases.

In spite of its other uses, the overall cost of an installation is often attributed to dioxin reduction alone, which makes dioxin reduction costs seem comparatively high. Measures to reduce dioxin emissions are therefore often considered too expensive.

However, with small-scale adaptation and retrofitting measures, existing emission-reduction processes or processes designed for reducing emissions of other pollutants can be used for dioxin reduction as well, keeping the cost of dioxin reduction very low. For example, with the simultaneous reduction of other pollutants (dust, heavy metals etc.), the following low-cost processing circuits can be applied:

- Through activated-coke injection an existing fabric filter can be extended to a flow-injection reactor to reduce dioxin. The additional costs for dioxin reduction arise from the storage, transport, injection and disposal of the activated coke which is used as an additional adsorbent.
- An SCR catalyst reducing  $\text{NO}_x$  can be used simultaneously as an oxidation catalyst to reduce dioxin. Additional costs arise from enlarging the surface of the catalyst, as a dioxin reduction to  $0.1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  usually requires a larger surface than the one required for  $\text{NO}_x$  reductions.

Table III presents the estimated total costs of different exhaust-gas cleaning processes for reducing dioxin emissions to  $0.1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  in a municipal waste combustion plant, a secondary aluminium smelter, a sinter plant, and an electric steelworks.

For the secondary aluminium smelter and the electric steelworks, the estimated total costs included a new flow-injection installation and the additional costs of retrofitting an existing flow-injection process. For the municipal waste combustion plant the estimate included the extra costs of retrofitting an  $\text{NO}_x$ -reducing oxidation catalyst.

The estimates of investment expenditure and annual expense were based on the costs incurred with similar installations. As for exhaust-gas volumes and raw-gas contents, average figures taken from related industries were assumed. As for clean-gas concentrations, depreciation, maintenance, pressure drop, means of production, and disposal, standard figures were assumed.

Taking into account the fact that the exhaust-gas cleaning processes mentioned above are normally not only used for reducing dioxin, the actual costs attributable to dioxin reduction are considerably lower than the specified total costs. It is however difficult to attribute costs directly to dioxin reduction measures, since this would involve a careful weighing of the individual pollutants. The costs of retrofitting an existing flow-injection process for dioxin reduction amount to approx. 10 to 15% of the costs of a new installation.

When roughly estimating the costs of dioxin reduction measures, it can be assumed that they are higher in installations where several exhaust-gas cleaning processes are used (e.g. in the case of municipal waste combustion plants) than in installations where one single process is used for cleaning exhaust gases and reducing dioxin. The simultaneous separation of dioxins and other pollutants through one single exhaust-gas cleaning process is possible with adsorption processes (flow injection) and high-efficiency spray absorption processes in metal-processing installations.

Tab. III: Estimate of specific total costs for exhaust-gas cleaning for some selected new or retrofitted (for dioxin removal) plants. Clean air dioxin concentration: 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup>

Plant/ Reduction measure	Separated Pollutant <sup>1)</sup>	Waste Gas Flow Nm <sup>3</sup> /h	Raw Gas ng TE/ Nm <sup>3</sup>	Invest Costs Million EURO	Operating Costs per year Million EURO/a	Specific Total Costs in Million EURO/g I-TE	
						New	Retrofitted for Dioxin removal
<b>Waste Combustion</b>							
• Oxi-cat. Retrofitting <sup>2)</sup>	PCDD/F	110000	5.0	0.6	0.12	-	0.03
• Flow injection	Dust, HM, SG, PCDD/F	110000	5.0	2.1	0.77	0.20	-
• Fixed bed	practically all pollutants	110000	5.0	6.5	0.99	0.26	-
<b>Aluminium Flow injection</b>							
• New	Dust, HM, SG, PCDD/F	43000	3.5	1.1	0.34	0.34	-
• Retrofitting <sup>3)</sup>	PCDD/F	43000	3.5	0.13	0.04	-	0.04
<b>Sinter plant</b>							
• Flow injection	Dust, HM, SG, PCDD/F	350000	3.0	4.5	2.16	0.30	
• Fine Scrubber <sup>4)</sup>	FD, HM, SG, PCDD/F	350000	3.0	13,6	2.06	0.31	
• Fixed bed	practically all pollutants	350000	3.0	13.0	2.22	0.31	-
<b>Electric steel plant Flow injection</b>							
• New	Dust, HM, SG, PCDD/F	120000	0.3-1.0 <sup>5)</sup>	2.2	0.83	1.1 – 4.9	-
• Retrofitting <sup>3)</sup>	PCDD/F	120000	0.3-1.0 <sup>5)</sup>	0.13	0.09	-	0.12 – 0.53

<sup>1)</sup> FD = Fine Dust; HM = Heavy Metals; SG = Sour Gas; PCDD/F = Dioxins/Furans

<sup>2)</sup> Additional costs for Dioxin removal using an existing catalyst for NOx reduction

<sup>3)</sup> Additional costs for Dioxin removal using an existing flow injection system designed for dust, heavy metal and sour gas abatement.

<sup>4)</sup> Achievable clean gas concentration: 0,2 - 0,4 ng/Nm<sup>3</sup>

<sup>5)</sup> Raw gas concentration strongly depends on the operating conditions.

## Conclusion

- In the last decade, the dioxin emission potential has been considerably reduced to approx. 29 g I-TE/a. This reduction is the result of emission-reducing measures which were taken after the setting of at least to some extent legally binding limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> which are mainly applied in industrial and municipal waste combustion sectors.
- Small combustion plants in the domestic household and in the agriculture and forestry sector account for a considerable proportion of the dioxin emission potential. A reduction of this emission potential is possible with the use of "clean" fuels such as untreated wood, oil and gas together with modern firing installations.
- Industrial combustion plants can achieve relatively low emission levels by optimising combustion through high combustion temperatures, prolonged residence times, and high turbulence of exhaust gases. In general, the limit values of 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> cannot be achieved with primary measures alone.

- Due to legally or administratively binding limit values in Austria, municipal waste combustion plants (Federal law), the secondary copper production (decision), one out of two sinter plants (decision), and one out of three aluminium smelters (decision) are equipped with dioxin reduction techniques. The dioxin reduction potential of these plants is therefore negligible than that of other sources. In municipal waste combustion plants dioxin is usually reduced by catalytic oxidation combined with catalytic de-nitrification or by activated-coke adsorption in a fixed-bed or flow-injection reactor. With these dioxin-reduction processes, which can be used in other plants as well, dioxin limit values below 0.1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> are state-of-the-art.
- The total costs of exhaust gas cleaning (dust, heavy metals, acid gases, etc.) are often attributed to dioxin reduction only. This is why the costs for dioxin reduction measures often appear to be too expensive.

If the simultaneous reduction of other pollutants (dust, heavy metals, acid gases, etc.) is considered when choosing a dioxin reduction process, the additional costs arising from dioxin reduction are comparatively small.

Table IV presents installations in Austria where secondary measures to reduce dioxin emissions have been implemented, and it gives operating conditions and cost details.

Tab. IV: Dioxin reduction measures applied in Austria (continued next page)

Type of Industry	Plant Name	Input material, Fuel	Amount of Input	Waste Gas Flow	Type of firing/oven	Exhaust gas cleaning
Municipal waste combustion (MWC)	MWC Wels	Domestic or commercial waste	ca. 60 000 t	ca. 60 000 m <sup>3</sup> /h	Grate firing	Flue gas recirculation, E - filter, two staged scrubber, activated carbon filter, SCR-DeNOx
	MWC Spittelau	Domestic or commercial waste Non-infectious hospital waste	275 186 t (1995)	ca. 170 000 m <sup>3</sup> /h	Grate firing	E-Filter, scrubber, Venturi, SCR-DeNOx
	MWC Flötzersteig	Domestic or trade like waste Non-infectious hospital waste	189 108 t (1995)	ca. 110 000 m <sup>3</sup> /h	Grate firing	E-Filter, scrubber, Venturi, SCR-DeNOx
Hazardous waste combustion	Ebs	solid and paste-like waste, solvents, used or contaminated oil	75 812 t (1995)	1 241 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Rotary kiln	E-Filter, SNCR, counter current scrubber, Venturi scrubber, activated carbon counter current filter
Sewage sludge combustion	Ebs	sewage sludge, hospital waste, used or contaminated oil	61 322 t (1995)	572 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Fluidised bed firing	E-Filter, SNCR, counter current scrubber, Venturi scrubber, activated carbon counter current filter
Pyrolysis plant	State hospital Bruck/Mur	internal hospital waste	ca. 1.2 t/d	ca. 8000 m <sup>3</sup> /d	Pyrolysis and Thermal reactor	Quenche, alkaline scrubber, activated carbon filter
Firing installation for wood and paper/pulp combustion	EEVG	Secondary raw material from paper industry	ca. 10 t/h	ca. 240 000 m <sup>3</sup> /h	Circulating fluidised bed firing	Flow injection process (reaction chamber with Ca(OH) <sub>2</sub> - and activated carbon injection; fabric filter)
Secondary copper	Montanwerke Brixlegg	Scrap (Cu/Fe- u. Zn materials), oxidic ashes, slag, Cu-Salts, internal residual material and slags	65 t/d black copper	ca. 20 000 m <sup>3</sup> /h (before thermal reactor)	Shaft furnace	Dust removal, thermal post combustion
Sinter plant	Voest Alpine Stahl Linz	iron containing fine ore, coke, surcharge material; oil/gas	ca. 250 t/h sinter	ca. 550 000 m <sup>3</sup> /h	Sinterband with suction	E-Filter, Quenche, AirFine – scrubber
Secondary aluminium	AMAG - ASA	Al-chips, ball scrap, Shredder scrap, slag; natural gas	production capacity: 35 000 t/a	50 000 - 60 000 m <sup>3</sup> /h	Fixed rotary drum melting oven, Foundries	Flow injection process (bag filter with adsorbents injection)
	AMAG - ARHG	Al-chips, old- and new scrap, profile residuals	production capacity: 100 000 t/a	9000 – 10000 m <sup>3</sup> /h	Closed-Well-oven	bag filter with injection of Ca(OH) <sub>2</sub> and activated carbon



Tab. IV: Dioxin reduction measures applied in Austria (continued from previous page)

Plant / Name	Dioxin Reduction Measure		PCDD/F-Conc. (average value in ng I-TE/m <sup>3</sup> )	L. V. ng I-TE/Nm <sup>3</sup>	Reference O <sub>2</sub>	Additional Costs in [ million EURO ]		Remarks
	Primary	Secondary				Raw Gas	Clean Gas	
MWC Wels	None	Activated carbon filter	n.s.	0.1	11%			
MWC Spittelau	None	DeNOx Catalyst	0.6 – 4.1	0.1	11%	ca. 0.73 (third catalyst layer)	0.05 10 <sup>-6</sup> per ton waste (energy consumption third layer)	Investment costs f. DeNOx: 120 Mio. without building (Basis 1988); Operation costs f. DeNOx: 46.5 ATSt waste
MWC Flötzersteig	None	DeNOx Catalyst	0.6 – 4.1	0.1	11%			Investment costs f. DeNOx: 165 Mio. without building (1992)
EbS	None	Activated carbon filter	7.6 - 12.1	0.1	11%	ca. 36 (all three lines)	1.9 (all three lines, 1996)	
EbS	None	Activated carbon filter	0.09 - 0.2	0.1	11%			
Landeskrankenhaus Bruck/Mur	Type of firing: (Pyrolysis)	Activated carbon filter	5 – 6	-				0.9 million Euro for total plant
EEVG	Type of firing: (fluidised bed)		n.s.	0.1	13%	n. s.	n. s.	
Montanwerke Brixlegg	small plastic fractions	thermal afterburning	40 – 570	0.9	-	1.2 (1991)		
Voest Alpine Stahl AG Linz		AirFine – P Process (high efficiency scrubber) s	2 – 3	0.4	-	12.4 – 14.5	0.3 – 0.55 per year	Information from Voest Alpine Industrieanlagen. Detailed operating figures concerning the sinter plant in Linz are not accessible.
AMAG – ASA	Selected input material	Oxygen burner, flow injection process; since 1997 Exploratory operation	no data available	-	-			Trial operation for dioxin reduction since 1997.
AMAG – ARHG	no input of salt	Activated carbon - and Na – Bicarbonate injection; filter dust recirc.	approx. 3	max. average value 0.1				Trial operation finished in 1998

n.s. no specification; L. V Limit Value

## 1 EINLEITUNG UND ZIEL DER STUDIE

Die Abschätzung der Dioxin- und Furanemissionen (PCDD/F) in Österreich [1] ergibt ein Gesamtemissionspotential in der Größenordnung von etwa 29 ng TE pro Jahr. Im Vergleich zu Zahlen aus den späten 80-iger Jahren [2], die noch bei 50 bis 320 ng TE/a lagen - wobei bei dieser Abschätzung nur Hauptemittenten berücksichtigt worden waren -, bedeutet dies eine erhebliche Reduktion der PCDD/F - Gesamtbelastung. An dieser Verringerung haben vor allem einige "Großemittenten" Anteil, die in den letzten Jahren Minderungsmaßnahmen gesetzt haben.

Damit verfügt Österreich im Vergleich zu anderen europäischen Ländern über einen bereits in die Praxis umgesetzten, hohen technologischen Standard bei der Dioxinminderung.

Ziel der Studie ist die Beschreibung dieser in Österreich eingesetzten Verfahren zur Dioxinminderung, wobei neben einer detaillierten Anlagenbeschreibung auch auf die Betriebsbedingungen, Abscheideleistungen, anfallenden Reststoffe und auf Invest- und Betriebskosten eingegangen werden soll.

Zusätzlich wird ein Überblick über grundsätzliche Verfahren zur Dioxinminderung gegeben und ein Vergleich mit dem Ausland (BRD) angestellt.

Für die Emittentengruppen und Branchen, die hinsichtlich ihrer Dioxinminderung relevant sind, werden mögliche Minderungsmaßnahmen diskutiert und Umsetzungswege aufgezeigt. Welche Emittentengruppen im Sinne dieser Studie als relevant einzustufen sind, erfolgt auf Basis der Ergebnisse der Studie "PCDD/F - Emissionspotentiale in Österreich" [3] bzw. der CORINAIR-Emissionsinventur - Dioxine 1994, deren Ergebnisse in dieser Arbeit ebenfalls dargestellt werden.

In einem eigenen Kapitel wird auf die Überwachung von PCDD/F - Emissionen aus betrieblichen Anlagen und die derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen eingegangen.

## 2 EMISSIONSQUELLEN FÜR PCDD/F UND RELEVANTE BEREICHE

### 2.1 Bildung und Emissionsquellen von PCDD/F

Nach heutigem Kenntnisstand ist bei jeder unvollständigen Verbrennung in Gegenwart von Chlorverbindungen mit der Bildung von PCDD/F zu rechnen. Die Bildungsmechanismen sind durch zahlreiche Untersuchungen gut erforscht und lassen sich nach Lange [4] wie folgt zusammenfassen:

1. Entstehung von PCDD/F aus verwandten chlorierten Vorläufersubstanzen (z.B. PCBs, PCPs) durch homogene Gasphasenreaktion im Temperaturbereich von 300 bis 800°C.
2. Bildung von PCDD/F aus nichtchloriertem organischen Material in Gegenwart einer Chlorquelle und einem geeigneten (Metall-)Katalysator in Stäuben bei Vorhandensein von Sauerstoff im Temperaturbereich von ca. 200 bis 500°C (De-novo - Synthese).

Der Bildungsweg über die De - Novo - Synthese findet bevorzugt während der Abkühlung der Verbrennungsgase im Abgasweg statt und wird vom Kohlenstoffgehalt der Flugstäube und der Verweildauer im kritischen Temperaturbereich beeinflusst.

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF, im folgenden kurz "Dioxine") sind eine Gruppe von 210 aromatischen chlorierten Kohlenwasserstoffen, die sich in ihrer Toxizität stark unterscheiden.

Um Mengenangaben übersichtlich zu machen, werden in der Regel die unterschiedlichen Kongenere des Dioxins mittels Toxizitätsäquivalenzfaktoren auf eine äquivalente Menge des giftigsten Dioxins, des 2,3,7,8-TCDD umgerechnet. Soweit nicht ausdrücklich anders vermerkt, sind alle Mengenangaben in dieser Studie als Toxizitätsäquivalente zu verstehen. Dabei hat sich die Anwendung von "Internationalen Toxizitätsäquivalenten" (I-TE) international durchgesetzt.

Dioxine und Furane können aus primären (thermische und chemische Prozesse) und sekundären Quellen in die Umwelt freigesetzt werden. Bezüglich der luftgebundenen Emissionen sind in erster Linie thermische Prozesse zu betrachten. Die bei chemischen Prozessen als unerwünschte Nebenprodukte auftretenden Verunreinigungen an Dioxinen und Furanen verbleiben vorwiegend in Produkten und Reststoffen. Primäremissionen in die Luft bei Produktionsprozessen spielen dabei nur eine untergeordnete Rolle. Aus bereits gebildeten bzw. abgelagerten PCDD/F können Dioxine sekundär emittiert werden.

Die Einbringung von Dioxinen in die Umwelt geschieht beispielsweise auf folgenden Emissionspfaden:

- Dioxine als unerwünschter Bestandteil von chemischen Produkten, z.B. Holzschutzmitteln, Lösemitteln
- Dioxine im Abwasser von Prozessen, die mit chlorchemischen Einsatzstoffen arbeiten (Chlorbleiche bei der Papierherstellung)
- Dioxine im Abgas von thermischen Prozessen, bei den Dioxine entstehen können.

Die Verbrennung von Hausmüll, Sonderabfällen und Krankenhausabfällen wird bereits seit langem als Dioxinmissionsquelle diskutiert. Das hat dazu geführt, daß diese Prozesse inzwischen hinsichtlich der Ursachen für Dioxinbildung gründlich untersucht sind. Außerdem sind gesetzliche Regelungen geschaffen, welche die Dioxinmissionen dieser Anlagen auf ein Minimum reduzieren.

Meßprogramme, die in den vergangenen Jahren beispielsweise in Nordrhein-Westfalen [5] durchgeführt worden sind, haben gezeigt, das verschiedene metallurgische Prozesse ein

mindestens gleich hohes Dioxinmissionspotential wie die Müllverbrennung haben. In diesem Zusammenhang ist insbesondere auf Eisenerz - Sinteranlagen und Sekundäraluminium - Schmelzanlagen sowie auf Anlagen zur Gewinnung von Kupfer zu verweisen. Auf die Relevanz verschiedener Dioxinquellen wird nachfolgend noch detailliert eingegangen.

Darüber hinaus weist der Kfz-Verkehr, vor allem bei Einsatz von verbleitem Benzin, ein hohes Dioxinmissionspotential auf. Auch Hausfeuerungsanlagen, die mit unzulässigen Brennstoffen (Verpackungsabfälle) oder unter unsachgemäßen Betriebsbedingungen betrieben werden, sind grundsätzlich eine zu beachtende Dioxinmissionsquelle.

Giegrich et al. [6] stellten in ihrer Studie die Faktoren, die bei Verbrennungsprozessen bei der Bildung von PCDD/F eine Rolle spielen, zusammen. Diese werden in der folgenden Tabelle in etwas modifizierter Form wiedergegeben:

Die Gliederung der derzeit bekannten primären- und sekundären Dioxinmissionsquellen nach Emittentengruppen erfolgte in Anlehnung an die nach SNAP94 (Selected Nomenclature for Air Pollution) festgelegten Nomenklatur bzw. üblichen Gruppierungen in der einschlägigen Literatur [7]

Tab. 1: Einflußfaktoren bei der Bildung von PCDD/F bei Verbrennungsprozessen (Giegrich et al., 1997)

Einflußfaktor	bei Bildung über Precursors	bei Bildung über De-Novo - Synthese
Reaktanten	aromatische Substanzen	makromolekulare Kohlenstoffstrukturen
Reaktionsweg	Gasphasenreaktion	Grenzfläche Gasphase/Partikeloberfläche (z.B. Flugasche)
Reaktionszeit	ca. 0-20 min.	ca. 2-4 h
Reaktionsort	Nachbrennzone, Wärmetauscher	Wärmetauscher, Staubabscheidung, Abgaskanal
Temperaturbereich	300 - 800 °C	200 - 500 °C
Katalysator	-	Cu <sup>+</sup> , Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup> , ...
Chlorquelle	anorg. und org. C I-Verbindungen	anorg. und org. Cl - Verbindungen
Atmosphäre	O <sub>2</sub> in Verbrennungsluft nicht erforderlich	O <sub>2</sub> in Verbrennungsluft erforderlich ( $\lambda > 1$ ), H <sub>2</sub> O begünstigt PCDD/F - Bildung

Tab. 2: Primäre und sekundäre Emissionsquellen für PCDD/F

<b>PRIMÄRQUELLEN</b>
<b><i>Energieerzeugung und -umwandlung</i></b>
Kraftwerke Blockheizwerke Raffinerieanlagen
<b><i>Feuerungsanlagen</i></b>
gewerbliche und industrielle Feuerungsanlagen Hausbrand, Land- u. Forstwirtschaft
<b><i>Produktion</i></b>
<b><i>Metallindustrie</i></b>
Sinteranlagen Erzeugung von Eisen und Stahl Gewinnung von Kupfer Gewinnung von Aluminium Gewinnung von Nichteisenmetallen Gießereien
<b><i>Baustoffe</i></b>
Herstellung von Zement und Brennen von Kalk Ziegel und Feinkeramik Glasherstellung Asphaltmischanlagen
<b><i>Chemische Industrie</i></b>
Chlorherstellung und anorganische Chlorverbindungen Herstellung von organischen Chlorverbindungen Pestizide Herstellung von persistenten chlororg. Verbindungen Zellstoffbleiche Imprägnierung von Holz
<b><i>Lebensmittel und pflanzliche Produkte</i></b>
Räucheranlagen Trocknung von Grünfutter, Kaffeeröstereien
<b><i>Abfallbehandlung und -entsorgung</i></b>
Hausmüllverbrennung Sondermüllverbrennung Klärschlammverbrennung Verbrennung von Spitalsmüll und industrielle Abfälle - Pyrolyseanlagen Altölverbrennung Deponiegasverbrennung Abfackeln von Raffinerierestgasen und in der chemischen Industrie
<b><i>Einäscherungsanlagen</i></b>
<b><i>Verkehr</i></b>
<b><i>sonstige Primärquellen</i></b>
Strohverbrennung Brände
<b>SEKUNDÄRQUELLEN</b>
Entweichen aus Deponiekörpern Anwendung von dioxinhaltigen Pestiziden Ausbringen von kontaminierten Kompost und Klärschlamm

## 2.2 Relevante Quellen – Auswahlkriterien

Die Festlegung, ob eine Quelle bzw. eine Emittentengruppe im Sinne dieser Studie als emissionsrelevant einzustufen ist, kann nicht anhand eines einzigen (quantifizierbaren) Kriteriums erfolgen. Vielmehr sind in die Betrachtung folgende unterschiedliche Aspekte einzubeziehen.

- Anteil der Emissionsmenge der Emittentengruppe an der Gesamtemission
- Vorhandensein von Anlagen mit hohen Dioxinmassenströmen innerhalb der Emittentengruppe
- Emittentengruppen, die über Anlagen mit speziellen Dioxinminderungsverfahren verfügen
- Quellart: Emission innerhalb der Emittentengruppe ist auf wenige Anlagen beschränkt.

Eine Emittentengruppe wird nun im Sinne dieser Studie als relevant eingestuft, wenn eines der folgenden drei Kriterien zutrifft:

- ⇒ der geschätzte Anteil der Dioxinemission dieser Emittentengruppe beträgt über 1% an der Gesamtjahremission (in Anlehnung an CORINAIR), oder
- ⇒ die Emissionen innerhalb einer Emittentengruppe werden von nur einer oder einer geringen Anzahl von Anlagen verursacht bzw. es liegen große Massenströme vor, oder
- ⇒ Dioxinminderungsmaßnahmen sind bereits getroffen worden.

Nach dieser Auswahl sind folgende Emittenten als relevant einzustufen:

- gewerbliche und industrielle Feuerungsanlagen
- Hausbrand, Land- und Forstwirtschaft
- Sinteranlagen
- Erzeugung von Eisen und Stahl
- Sekundärkupferproduktion
- Sekundäraluminiumproduktion
- Gießereien
- Hausmüllverbrennung
- Sondermüllverbrennung
- Klärschlammverbrennung
- Krematorien

In einer Studie zur Ermittlung der PCDD/F - Emissionspotentiale in Österreich [8] wurden die bekannten Emissionsquellen beschrieben und ihre Emissionspotentiale abgeschätzt. Demnach lag die Gesamtjahremission an Dioxinen und Furanen im Betrachtungszeitraum 1994/95 in der Größenordnung von 29 g TE pro Jahr. Die Angaben in dieser Studie zu den Emissionsmengen wurden für die Berechnung des Anteils der einzelnen Emittentengruppen an der Gesamtemission herangezogen.

In Tab 3 sind die für Österreich zutreffenden PCDD/F - Emissionsquellen aufgelistet. Weiters enthält die Tabelle Angaben zur Anzahl der Anlagen bzw. Betriebe in den einzelnen Emittentengruppen. Als Relevanzkriterien sind der prozentuelle Anteil an der Gesamtemission (berechnet aus den Emissionsmengen der Studie PCDD/F - Emissionspotentiale in Österreich) und Abschätzungen zum Massenstrom (Quellstärke) angeführt, aus denen sich die Auswahl für eine weitere Behandlung der Emittentengruppe in dieser Studie ableitet.

Tab. 3: Emissionsquellen für PCDD/F in Österreich und ihre Relevanz für diese Studie

Emissionsquelle	Anzahl in Österreich (sofern bekannt)	Kriterien		Auswahl
		Anteil	Massenstrom	
<b>Energieerzeugung und -umwandlung</b>				
Kraftwerke	34 Kraftwerke der EVUs	< 1%	mittel	nein
Blockheizwerke	ca. 250 Anlagen	< 1%	gering	nein
Raffinieranlagen	1 Raffinerie mit 2 Kraftwerken und über 100 Prozeßöfen	< 1%	mittel	nein
<b>Feuerungsanlagen</b>				
gewerbliche und industrielle Feuerungsanlagen				
holzverarbeitende Industrie	ca. 450 Betriebe	3%	mittel	ja
holzverarbeitendes Gewerbe und Sägeindustrie	ca. 8400 Betriebe	2%	gering	ja
Papier- u. Zellstoff	8 Wirbelschichtfeuerungsanlagen	2%	groß	ja
sonst. industrielle u. gewerbliche Feuerungsanlagen	Anzahl unbekannt	1%	sehr gering	ja
Hausbrand, Land- u. Forstwirtschaft	ca. 3 Mio. Heizungsanlagen, davon ca. 1 Mio. mit Festbrennstoffen	50%	sehr gering	ja
<b>Produktionsbetriebe</b>				
Metallindustrie				
Sinteranlagen	2 Anlagen	25%	sehr groß	ja
Erzeugung von Eisen und Stahl	ca. 20 Betriebe	5%	groß	ja
Sekundärkupferproduktion	1 Hauptproduzent	1%	groß	ja
Sekundäraluminiumproduktion	3 Hauptproduzenten	7%	groß	ja
Nichteisenmetallproduktion aus Sekundärrohstoffen	4 davon 2 Sekundärblei	< 1%	mittel	nein
Gießereien	ca. 65 Betriebe	1%	gering	ja
Baustoffe				
Herstellung von Zement und Brennen von Kalk	13 Standorte	< 1%	mittel	nein
Ziegel und Feinkeramik	43 Werke	< 1%	mittel	nein
Glasherstellung	53 Betriebe davon nur einige produzierend	< 1%	mittel	nein
Asphaltmischanlagen		< 1%	gering	nein

Tab. 3: Emissionsquellen für PCDD/F in Österreich und ihre Relevanz für diese Studie- Fortsetzung

Emissionsquelle	Anzahl in Österreich (sofern bekannt)	Kriterien		Auswahl
		Anteil	Massenstrom	
Chemische Industrie				
Chlorherstellung und anorganische Chlorverbindungen		?		nein
Herstellung von organischen Chlorverbindungen		?		nein
Herstellung von persistenten chlororg. Verbindungen		?		nein
Zellstoffleiche		?		nein
Imprägnierung von Holz		?		nein
Lebensmittel und pflanzliche Produkte				
Räucheranlagen	ca. 2000 Anlagen	< 1%	gering	nein
Röstereien		?		nein
<b>Abfallbehandlung und -entsorgung</b>				
Hausmüllverbrennung	3 Anlagen	< 1%	groß	ja
Sondermüllverbrennung	1 Anlage	< 1%	groß	ja
Klärschlammverbrennung	1 Anlage	< 1%	groß	ja
Verbrennung v. Spitalsmüll u. industriellen Abfällen in Kleinanlagen	ca. 60 Anlagen	< 1%	gering	nein
Altölverbrennung	ca. 100 Anlagen	< 1%	gering	nein
Deponiegasverbrennung	ca. 50 Deponien mit Verbrennung	< 1%	gering	nein
Abfackeln von Raffineriestgasen und in der chemischen Industrie				
<b>Einäscherungsanlagen</b>	6 Standorte	< 1%	groß	ja
<b>Verkehr</b>				
	ca. 4 Mio. KFZ	1%	sehr gering	ja
<b>sonstige Primärquellen</b>				
Strohverbrennung		?		nein
Brände		< 1%		nein
<b>Sekundärquellen</b>				
Entweichen aus Deponiekörpern		< 1%	gering	nein
Gebrauch von dioxinhaltigen Pestiziden		?		nein
Ausbringen von kontaminierten Kompost und Klärschlamm		?		nein



## 2.3 Emittentengruppen

Nach den Ergebnissen der Studie "PCDD/F - Emissionspotentiale in Österreich" [9] werden die mengenmäßig größten Emissionen an Dioxinen und Furanen durch den Hausbrand, die Sinteranlagen, die Sekundär-Aluminiumerzeugung, die Gewinnung und Produktion von Eisen und Stahl und die Branchen, die Holz- und Holzreststoffe thermisch verwerten, verursacht. Branchen, die aufgrund der verwendeten Verfahren, der Einsatzstoffe sowie der Betriebsbedingungen Anlagen mit hohem Dioxinemissionspotential betreiben, spielen bedingt durch die in den letzten Jahren gesetzten Minderungsmaßnahmen für die Gesamtemission nur noch eine untergeordnete Rolle. Dazu gehören z.B. die Müllverbrennungsanlagen und mit einigen Einschränkungen die Sekundär Kupferproduktion.

Tab. 4: Dioxinemissionen in Österreich aufgliedert nach einzelnen Emittentengruppen

Emittentengruppe	Anzahl der Anlagen	Emissionen [g I-TE/a]	Anteil
Holzbeheizte Kleinf Feuerungsanlagen	insgesamt ca. 3 Mio. Kleinf Feuerungsanlagen, davon etwa 1 Mio mit Festbrennstoffen	8,20	28,7%
Verbrennung in der Land- und Forstwirtschaft		7,70	26,9%
Sinteranlagen	2 Anlagen	8,00	28,0%
Sekundär Aluminiumproduktion	3 Hauptproduzenten	1,80	6,3%
Verbrennung in industriellen Anlagen	holzverarbeitende Industrie bzw. Gewerbe; Papier und Zellstoffindustrie; insgesamt ca. 9000 Anlagen	1,50	5,2%
Verbrennung im Fernwärme- und Stromerzeugungsbereich	34 Kraftwerke, 250 Blockheizwerke, 1 Raffinerie	0,77	2,7%
Sekundäre Kupferproduktion	1 Hauptproduzent	0,30	1,0%
Eisen- und Stahlgießereien	ca. 65 Anlagen	0,15	0,5%
Krematorien	6 Standorte	0,10	0,3%
Müllverbrennung	3 Hausmüllverbrennungsanlagen, 1 Sondermüllverbrennungs- und 1 Klärschlammverbrennungsanlage	0,05	0,2%
Sonstige		0,05	0,2%
<b>Summe</b>		<b>28,62</b>	<b>100,0%</b>

### Energieerzeugung und -umwandlung

Dioxinemissionen aus mit fossilen Brennstoffen beheizten kalorischen Kraftwerksanlagen können generell als gering angesehen werden. Aufgrund geringer Dioxinkonzentrationen im Abgas sind trotz hoher Abgasmengen keine nennenswerten Massenströme anzunehmen.

Biomassefernh Heizwerke werden vorwiegend mit Waldhackgut, Rinde und Sägenebenprodukten beheizt und werden in Österreich in einem Leistungsbereich bis 18 MW betrieben. Aufgrund des Einsatzes von naturbelassenem Holz, der kontinuierlichen Betriebsweise der Anlagen und des meist damit verbundenen guten Ausbrandes sind die Emissionsmengen nieder anzusetzen und diese Emittentengruppe für diese Studie als nicht relevant einzustufen.

Die in Österreich betriebene Raffinerieanlage stellt einerseits aufgrund des hohen Energieeigenverbrauches eine bedeutende Punktquelle dar, andererseits sind durch den Einsatz vorwiegend gasförmiger und flüssiger Brennstoffe sehr geringe Dioxinkonzentrationen im Abgas anzunehmen. Allerdings ist die Datenlage zu Prozeßöfen hinsichtlich Dioxinmissionen in der erdölverarbeitenden Industrie zur Bewertung des Emissionspotentials nicht ausreichend.

### Gewerbliche und industrielle Feuerungsanlagen

Feuerungsanlagen in Gewerbe und Industrie werden mit unterschiedlichen Brennstoffen und in einem weiten Leistungsbereich betrieben. Als emissionsrelevant sind vor allem Anlagen zur Verfeuerung von Alt- und Resthölzern und behandelten Hölzern im Holzverarbeitenden Gewerbe und in der Holzverarbeitenden Industrie zu betrachten.

In den Wirbelschichtfeuerungen der Papier- und Zellstoffindustrie gelangen neben konventionellen Brennstoffen auch Produktionsreststoffe zum Einsatz (Ablauge, Papierfaser-schlamm, ua.). Aufgrund dieser Brennstoffe und der mit den Anlagengrößen verbundenen hohen Abgasmengen ist diese Branche als emissionsrelevant einzustufen.

In die Gruppe der sonstigen gewerblichen und industriellen Feuerungsanlagen fallen Anlagen, die vorwiegend mit konventionellen Brennstoffen, zu einem geringen Teil auch mit Reststoffen und Sonderbrennstoffen befeuert werden. Detaillierte Daten zu Anlagengrößen, eingesetzten Brennstoffen, Betriebsweisen und Dioxinmissionen stehen nicht zur Verfügung.

### Hausbrand, Land- und Forstwirtschaft

Von den etwa 3 Mio. Kleinfeuerungsanlagen der Haushalte und der Land- und Forstwirtschaft sind für den hohen Anteil von etwa 50% an der Gesamtemission etwa 1 Mio. Festbrennstofffeuerungen verantwortlich. Aufgrund der hohen Zahl von Anlagen mit nur sehr geringen Abgasmengen, aber teilweise hohen Emissionsfaktoren (vgl. Tabelle 4), weisen die Emissionen zwar nur diffusen Charakter auf, der hohe Beitrag zur Gesamtemission bedingt jedoch eine Zuordnung zu den relevanten Quellen.

Tab. 5: PCDD/F - Emissionsfaktoren für Kleinfeuerungsanlagen des Hausbrandsektors  
(Quelle: Wurst & Hübner, 1997)

Brennstoffart	PCDD/F – Emissionsfaktoren f. Kleinfeuerungsanlagen <sup>*)</sup>	
	ng TE/m <sup>3</sup> , 0% O <sub>2</sub>	mg TE / TJ
naturbelassenes Holz, Hackschnitzel	0,58	0,14
Braunkohle	0,19	0,049
Steinkohle	0,073	0,018
Koks	0,13	0,032
Heizöl, Flüssiggas	0,0037	0,0010
Erdgas	0,0046	0,0011

<sup>\*)</sup> Emissionsfaktoren gelten für Zentral-/Etagenheizungsanlagen, für Einzelofenheizungen sind höhere Werte anzunehmen.

### **Metallindustrie**

Anlagen zur Metallerzeugung wurden in den 80iger Jahren als zu den Hauptemittenten von Dioxinen und Furanen zählenden Gruppe bekannt. Auch wenn aufgrund der großen Heterogenität innerhalb dieser Emittentengruppe keine allgemeinen Rückschlüsse über Emissionsniveaus einzelner Anlagen getroffen werden können, ist die gesamte Branche als emissionsrelevant einzustufen.

Bei Sinteranlagen ergeben sich durch die großen Volumenströme beträchtliche Dioxinfrachten. Sinteranlagen müssen daher heutzutage zu den größten punktförmigen Dioxinquellen gezählt werden.

Die Produktion von Kupfer und Aluminium aus Primärrohstoffen wird in Österreich nicht mehr durchgeführt. Auch die Gewinnung anderer Nichteisenmetalle wie Blei, Zink, Wolfram und Nickel aus Primärstoffen spielt nahezu keine Rolle mehr.

### **Baustoffe und Glas**

Die Anlagen der Zement- sowie der Ziegel- und feinkeramischen Industrie weisen prozeß- und technologiebedingt in der Regel nur geringe Dioxinmissionen auf. PCDD/F - Emissionen aus Anlagen der Glasherstellung und aus Asphaltmischanlagen sind für Österreich nicht dokumentiert, sind aber aufgrund von Literaturdaten als nicht relevant einzustufen.

### **Chemische Industrie**

Die Produktion von chlororganischen Verbindungen und Pestiziden mit chlorhaltigen Wirkstoffen ist in der österreichischen chemischen Industrie mengenmäßig nur noch von geringer Bedeutung. Chlorhaltige Chemikalien, die im Tonnenmaßstab hergestellt werden, sind vor allem chlorierte Lösungsmittel und die Pflanzenschutzmittel 2,4-D und chlorierte Pyridate. Informationen darüber, in welchem Ausmaß dabei Dioxine in die Luft emittiert werden stehen nicht zur Verfügung. Es kann jedoch angenommen werden, daß produktionsbedingt gebildete Dioxine und Furane in den Produkten bzw. Reststoffen als Verunreinigungen zurückbleiben und erst - wenn überhaupt - sekundär in die Luft gelangen.

Eine weitere Quelle, die in früheren Jahren für beträchtliche Einträge von Dioxinen in die Umwelt verantwortlich zeichnete, waren die Chlorbleichverfahren von Zellstoff in der Papier- und Zellstoffindustrie. Da die Chlorbleiche mit elementarem Chlor (C-Stufe bei der Zellstoffverarbeitung) kaum noch angewendet wird, ist die damit verbundene PCDD/F - Belastung, die in erster Linie Abwasser und Zellstoff betraf, von geringer Bedeutung.

### **Lebensmittel und pflanzliche Produkte**

Räucherverfahren der fleisch- und fischverarbeitenden Industrie können aufgrund der bei der Rauchherstellung herrschenden Bedingungen zu Dioxinbildung führen. Ergebnisse zu Dioxinmessungen an Räucheranlagen sind nur in geringer Zahl verfügbar und fehlen gänzlich für österreichische Anlagen. Von den etwa 2000 in Österreich existierenden Räucheranlagen arbeiten die meisten nach modernen Umluftverfahren, die nur geringe Abgasmengen freisetzen.

In Anlagen zum Trocknen bzw. Rösten pflanzlicher Produkte (Grünfutter, Kaffee, Kakao) können aufgrund der herrschenden Temperaturniveaus Dioxine gebildet werden. Laut LAI-Bericht sind die wenigen berichteten Emissionswerte für Grünfuttertrocknungsanlagen nieder. Derartige Trocknungsanlagen haben in Österreich keine Bedeutung.

Dioxinmissionen von Kaffeeröstereien wurden nach Wissen der Autoren noch nicht untersucht und entziehen sich daher einer Bewertung.

### **Abfallbehandlung und -entsorgung**

Für die Verbrennung von Hausmüll, Sondermüll und Klärschlamm werden in Österreich vier Anlagen betrieben, die alle mit entsprechenden Rauchgasreinigungs- und Dioxinminderungsverfahren ausgestattet sind. Die jährlich emittierten Dioxinmengen sind im Vergleich zu anderen Emittenten äußerst gering.

Die Verbrennung von Spitalsmüll und industriellen Abfällen in Kleinanlagen (Pyrolyseanlagen), die Altölverbrennung in Kleinanlagen und die Verbrennung von Deponiegas in Muffelöfen bzw. Gasmotoren beschränkt sich auf eine relativ kleine Anzahl von Anlagen mit geringer Leistung. Dementsprechend sind sowohl die Emissionsfrachten als auch das Gesamtemissionspotential gering.

### **Einäscherungsanlagen**

Einäscherungsanlagen können mitunter beträchtliche Konzentrationen von Dioxinen im Abgas aufweisen, wie Literaturdaten und auch Meßberichte von österreichischen Anlagen zeigen. Die Emissionsmenge dürfte zwar unter einen Anteil von 1% liegen, verteilt sich aber auf eine geringe Zahl von Anlagen (sechs Standorte). Diese Emittentengruppe wird daher für diese Arbeit als relevant eingestuft.

### **Verkehr**

Dioxinmissionen aus Kraftfahrzeugmotoren sind seit dem Verbot verbleiter, scavengerhaltiger Benzine und mit der Einführung der Katalysatorpflicht für neuzugelassene PKWs als deutlich geringer anzunehmen als noch in früheren Jahren. Sehr stark differierende Emissionsfaktoren für dieselbetriebene KFZs werden in der Literatur berichtet [10], sodaß Emissionsabschätzungen für den Verkehrssektor mit großen Unsicherheiten verbunden sind. Hier besteht noch einiger Untersuchungsbedarf. Aufgrund der hohen Fahrzeugbestandes stellt der Verkehr eine relevante Dioxinmissionsquelle dar, die - ähnlich wie der Hausbrand - diffusen Charakter aufweist.

### **Sonstige Primärquellen und Sekundärquellen**

Sonstige Primärquellen wie Dioxinmissionen, die bei der Verbrennung von Stroh am Feld oder bei Waldbränden und anderen Brandfällen auftreten können, werden hier nur der Vollständigkeit halber aufgezählt, sind aber für diese Arbeit nicht von Bedeutung.

### 3 ANGEWANDTE DIOXINMINDERUNGSTECHNIKEN

Nachfolgend werden die wichtigsten Techniken zur Absenkung der Dioxinmissionen dargestellt. Da die Entwicklung der Minderungstechniken sich am Beispiel der Müllverbrennung vollzogen hat, wird einleitend zum besseren Verständnis eine Übersicht über die dort bekannten Techniken gegeben, auch wenn die Müllverbrennung heute keine signifikante Dioxinmissionsquelle mehr darstellt.

In den nachfolgenden Kapiteln wird auf die verschiedenen besonders relevanten Emissionsquellen eingegangen werden.

#### 3.1 Dioxinminderungstechniken bei der Abfallverbrennung

Eine moderne Abfallverbrennungsanlage weist insbesondere folgende Kennzeichen auf:

- eine optimierte Feuerungstechnik und Kesselgestaltung zur Vermeidung der Bildung von PCDD/F
- eine Abgasreinigungsanlage, die die Grenzwerte der LRV-K in der Regel deutlich unterschreitet.

##### 3.1.1 Primärmaßnahmen zur Emissionsreduzierung

Primärmaßnahmen zielen darauf, die Entstehung von Schadstoffen zu verhindern, anstatt diese später abzuscheiden bzw. zu zerstören. Die Entstehung von Dioxinen und Furanen kann durch Konstruktion und Betrieb von Müllverbrennungsanlagen beeinflusst werden.

##### 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 an CO und  $C_{org}$  sowie des Unverbrannten in Flugasche und Rostschlacke. Ausbrand und CO-Gehalt korrelieren nicht immer mit der PCDD/F Konzentration in den Abgasen, ein guter Ausbrand muß jedoch als notwendige Bedingung für eine hohe Zerstörungsrate und eine geringe Neubildung von PCDD/F angesehen werden.

Die Senkung des Gesamtluftüberschusses kann erfolgen durch regelungstechnische Maßnahmen, die es ermöglichen, die Verbrennungsluft entsprechend den Bedürfnissen in den einzelnen Rostzonen gezielt zuzuführen. Heute stehen verschiedene Systeme zur Verfügung, mit denen der Verbrennungsablauf in den einzelnen Zonen erfaßt und ausgewertet werden kann, so daß eine gezielte, automatisch geregelte Luftzugabe möglich wird.

Ein verringerter Luftüberschuß trägt zu einer Erhöhung der Feuerraumtemperatur bei und verbessert den Gas- und Partikel - Ausbrand. Die Verringerung des Luftüberschusses hat jedoch Grenzen, da aufgrund der Heterogenität des Mülls bei einem sehr niedrigen Luftüberschuß die CO- und Corg - 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.

Der Luftüberschuß kann auch durch Verbrennung mit Sauerstoff angereicherter Luft reduziert werden, gleichzeitig sinkt dabei die Abgasmenge.

Zur Ausbrandverbesserung sind folgende Maßnahmen möglich:

- Erhöhung der Verbrennungstemperatur bei längerer Verweilzeit im Bereich höherer Temperaturen. Hier weist die 17. BImSchV durch die Festlegung einer Mindestverweilzeit von 2 s bei Temperaturen > 850 °C und mindestens 6 Vol.-% O<sub>2</sub> den richtigen Weg. Wesentlich höhere Temperaturen führen auch nicht zur vollständigen Aufhebung des PCDD/F - Neubildungspotentials und wären ohne Stützfeuerung nicht zu realisieren.
- Intensive Durchmischung der Rauchgase z. B. durch Sekundärluft- bzw. Rezirkulationsgas - Eindüsung mit hohem Impuls. Durch eine Vorwärmung des Mischgases könnten auch bei großen Gasmengen die erforderlichen Temperaturen und Verweilzeiten eingehalten werden.
- Um die Emissionen an unverbrannten Kohlenwasserstoffen und CO zu senken, muß die Entstehung bzw. der Austrag von Schwelgasen aus dem Feuerraum verringert werden. Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, daß hierbei die Verhältnisse im unmittelbaren Bereich der Müllschicht eine große Rolle spielen.
- Die Gleichstromfeuerung kann wegen der längeren Verweilzeit der Verbrennungsgase im Bereich höherer Temperaturen eine Verbesserung des Gas- und Partikelaustrages bewirken. Außerdem wird dadurch der Flugascheaustrag aus dem Feuerraum vermindert, weil ein Teil der Flugaschepartikel wegen der hohen Temperaturen an den heißen Feuerraumwänden in eine schmelzflüssige Schlackeschicht eingebunden wird.

### **Kesseltechnische Maßnahmen**

Kesseltechnische Maßnahmen zur PCDD/F - Minderung beschränken sich zwangsläufig 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 die Wärmeübertragungsverhältnisse vom Gas zum Wasser/Dampf zu optimieren.

Um die bei der PCDD/F - Bildung aktiven Staubmengen möglichst gering zu halten, sind Staubablagerungen möglichst zu vermeiden, vor allem im kritischen Rauchgastemperaturbereich unterhalb ca. 450 °C, also primär im Bereich des Speisewasservorwärmers (Eco).

### **Inhibierung**

Die Inhibierung bedeutet eine Verhinderung der katalytischen Effekte, die zur Bildung von chlorierten Dibenzodioxinen und -furanen führen. Aufbauend auf Laborversuche [11] wurde die Methode der Inhibierung an der Wirbelschichtanlage der Deutschen Babcock Anlagen AG in Krefeld untersucht. In der Anlage wurden 40 kg aufbereiteter Müll pro Stunde verbrannt und eine Menge von 0,5 kg pro Stunde des Inhibitors in die 400 °C - Zone eingespritzt. Als Inhibitor diente eine Mischung aus Triethanolamin und Triethylamin im Verhältnis 1:1. Die Schadstoffreduzierung erfaßt sowohl die Flugstäube als auch die staubgereinigten Rauchgase. An der Pilotanlage wurde durch die Einspritzung des Inhibitors eine Reduzierung der PCDD/F - Fracht um über 95 % erreicht. Dieser Befund bestätigt die zugrunde liegende Theorie, daß der wesentliche Teil der in Hausmüllverbrennungsanlagen produzierten Schadstoff - Frachten an PCDD/F erst nach der eigentlichen Verbrennung entstehen, wenn die Rauchgase abkühlen. Durch die Optimierung der Einspritzbedingungen soll das Verfahren noch verbessert werden.

Problematisch bei diesem Verfahren könnten die (unbekannten) Reste der Inhibitoren und deren eventuelle Reaktionen werden, abgesehen von den mit den Chemikalien (Handling, Lagerung) evtl. verbundenen Risiken.

### 3.1.2 Sekundärmaßnahmen zur Emissionsreduzierung

#### Aktivkoks - Festbettverfahren

Durch das Festbettverfahren können im gereinigten Abgas noch befindliche Schadstoffe weitestgehend abgeschieden werden. Hierfür werden die Abgase nach der Sauer gas - Abscheidung mit ca. 100 - 130 °C durch eine Aktivkoksschüttung geführt (Abb. 1). Reststaub, Aerosole und gasförmige Schadstoffe werden, mit unterschiedlicher Effektivität, zurückgehalten.

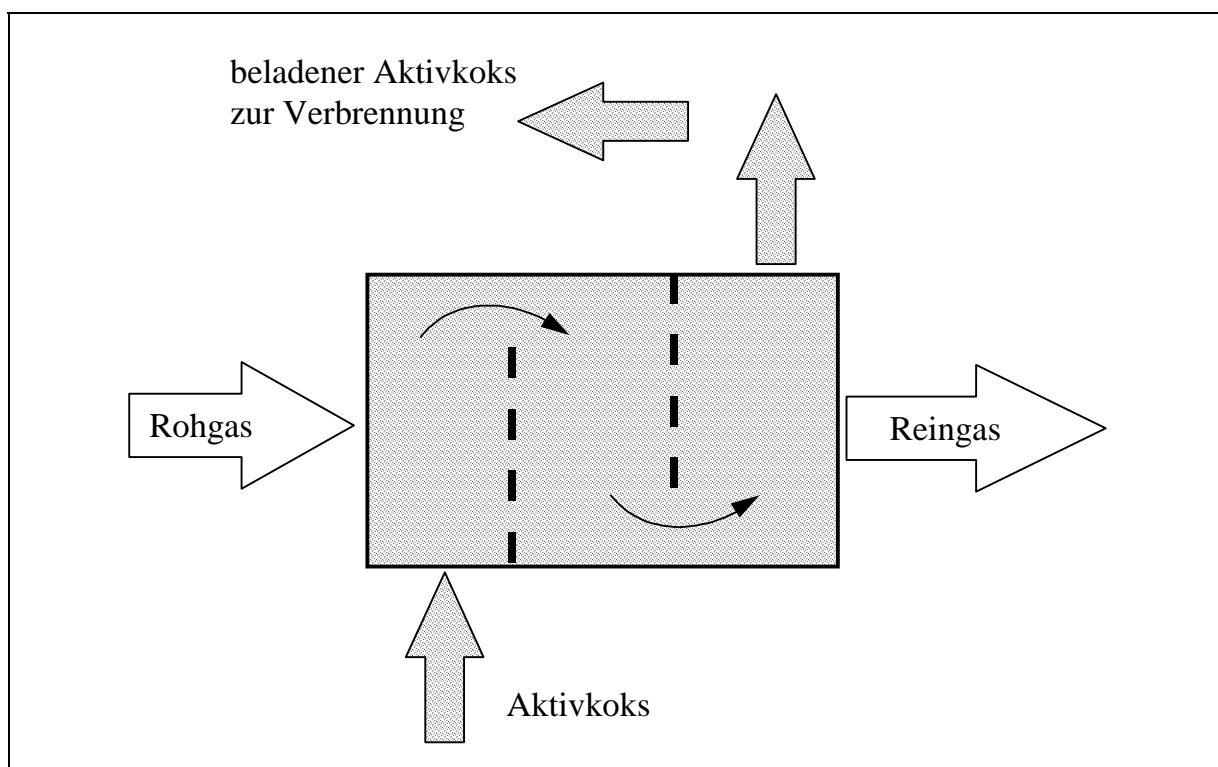


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines Aktivkoks - Festbettfilters

Das Adsorbens kann aus Steinkohle (Formaktivkoks FAK) in Pellet - Form, Korngröße über 4 mm oder Braunkohle (Herdofenkoks HOK), natürliche Körnung, Korngröße 1 - 2,5 mm gewonnen werden.

Die Konzepte für die Entsorgung des beladenen Koks sehen meist die Verbrennung in der "eigenen" Feuerung vor; dabei werden die organischen Schadstoffe größtenteils zerstört, der Rest wird wiederum in der Abgasfeinreinigung abgeschieden; die anorganischen Schadstoffe (Schwermetalle) werden wieder freigesetzt und dann größtenteils in der Abgasreinigung abgeschieden.

Die Vorlage des Aktivkoks (A-Koks) erfolgt als Schüttung in einem Reaktor. Da selbst geringe Reststaubgehalte im Abgas auf Dauer zu einem Anstieg des Druckverlustes bis hin zur Verstopfung der Schüttung führen, muß die Schüttung regelmäßig bewegt bzw. erneuert werden. Hierfür sind zwei grundsätzliche Reaktorprinzipien entwickelt worden, nämlich die vom Abgas quer durchströmte, vertikale Kokswand, die zwischen Jalousien gehalten und durch Abzug am Boden und Nachschütten an der Reaktordecke erneuert wird (Kreuzstromverfahren), sowie das Gegenstrombett, das auf gleiche Weise erneuert, aber vom Abgas von unten nach oben durchströmt wird (Gegenstromverfahren).

Problematisch bei A - Koks ist die Möglichkeit der Bildung von Glimmnestern im Bett (wegen schlechter Durchströmung), so daß eine ständige Überwachung der CO - Bildung erforderlich ist. Beim Bewegen des A - Kokes werden Stäube aus dem Bett ausgetragen. Aufgrund der geringen Anströmgeschwindigkeit von 0,1 - 0,2 m/s ist der Platzbedarf für die Reaktoren relativ hoch. Ausgeführte Abfallverbrennungsanlagen zeigen, daß die Abscheidewirkung des A - Kokes für viele Schadstoffe hervorragend ist.

### Flugstromverfahren

Dieses System (Abb. 2) ist für die Abscheidung organischer Schadstoffe wie z.B. Dioxine und Furane oder für die Abscheidung von Schwermetallen ebenfalls bestens geeignet. Die Schadstoffabscheidung basiert auf dem Adsorptions - Filtrations - Prinzip. Für diesen Zweck wird das gereinigte Abgas nach der Sauer gas - Abscheidung mit ca. 100 - 130 °C in einem Reaktor mit feinverteiltem pulverförmigen Adsorptionsmittel intensiv vermischt. Der Reaktor kann z. B. als Wirbelschicht ausgeführt werden, durch die ein größerer 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.

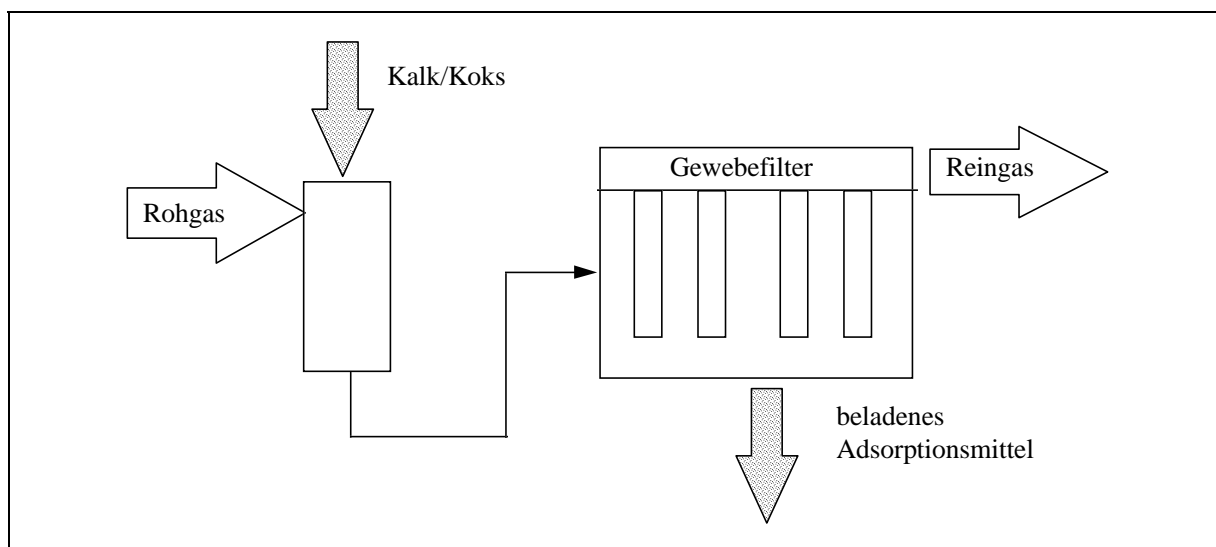


Abb. 2: Gewebefilter mit Flugstrom - Reaktor

Da das Abgas zwangsweise durch den dichten Filterkuchen strömen muß, findet hier gleichzeitig mit der Entstaubung eine weitgehende adsorptive Abscheidung der restlichen Schadstoffe statt. Der abgereinigte Filterkuchen kann zum Teil wieder in den Reaktor zurückgeführt werden, um eine bessere Ausnutzung zu erhalten. Die Ausführung der Reaktionskammer als "zirkulierende Wirbelschicht" bei gleichzeitiger Rückführung von Reaktionsprodukten stellt eine Schaltungsvariante dar, die zu optimalen Betriebsmittelausnutzungen führt. [12]

Das Flugstromverfahren kann genau wie der Festbettreaktor als nachgeschalteter "Polizei-filter" hinter Entstaubung und Säuregasabscheidung installiert werden. Ferner besteht die Möglichkeit, das Adsorptionsmittel vor einem der Naßwäsche vorgeschalteten Gewebefilter einzudüsen. Der Vorteil der zweiten Variante ist der reduzierte Investitionsbedarf sowie der reduzierte Platzbedarf. Nachteilig ist die fehlende Funktion als "Polizei-filter". Die Grenzwerte der LRV-K werden mit beiden Schaltungen eingehalten



### Eingesetzte Adsorptionsmittel

Das Adsorptionsmittel kann entsprechend den speziellen Bedingungen optimal ausgewählt werden (z. B. Aktivkohle auf Steinkohlenbasis, Kalkhydrat - Aktivkoks - Gemisch, Aktivkoks auf Braunkohlenbasis Herdofenkoks (HOK), Zeolithe). Im Regelfall wird beim Flugstromverfahren Aktivkohle oder Herdofenkoks nur in Verbindung mit einem weiteren Adsorptionsmittel wie Kalkhydrat eingesetzt.

Nach Gesprächen mit Herstellern von Adsorptionsmitteln kann angenommen werden, daß bei Verwendung von Herdofenkoks zum Erreichen ähnlicher Abscheideleistungen wie bei Aktivkoks um den Faktor 2-5 höhere Mengen an Adsorptionsmittel notwendig sind.

Sowohl Herdofenkoks als auch Aktivkohle sind geeignet 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 beladenen Adsorptionsmittels erfolgt bei der Anwendung in Müllverbrennungsanlagen in der Regel in der "eigenen" Verbrennungsanlage. Dabei werden die adsorbierten organischen Verbindungen thermisch zersetzt und die Schwermetalle wieder freigesetzt und letztlich in den zwischen Verbrennung und Reaktor geschalteten Anlagen (E-Filter und Abgaswäsche) abgeschieden. Soweit im Rahmen der jeweiligen Anlage keine Verbrennungsmöglichkeit besteht oder aber keine Senken für nicht brennbare Schadstoffe vorhanden sind, muß das beladene Adsorptionsmittel entsorgt werden.

Kohlenstoffhaltige Adsorbentien können sich durch Adsorptions- und Reaktionsvorgänge selbst erhitzen, ggf. bis zur Selbstentzündung. Zur Detektierung von lokalen Erhitzungsvorgängen ist eine Überwachung der CO - Differenz zwischen Roh- und Reingasseite des Adsorbens vorzusehen. Auf Explosionsschutzmaßnahmen kann verzichtet werden, wenn die kohlenstoffhaltigen Adsorbentien im Gemisch mit Inertmaterial verwendet werden. Bei Verwendung im Flugstromverfahren kann dabei z.B. der HOK - Anteil bis zu 30 % betragen [13]

Die Beimischung von Inertstoffen wie z.B. Kalkhydrat führt naturgemäß zu höheren Rückstandsmengen, sofern das Kalkhydrat nicht zur Abscheidung von sauren Schadstoffen ohnehin notwendig ist. Unterschiede zwischen Herdofenkoks und Aktivkohle hinsichtlich sicherheitstechnischer Maßnahmen treten im Frischadsorbensbereich nicht auf.

Als Alternative zu Adsorbentien auf Kohlenstoffbasis können auch Zeolithe ("Molekularsiebe") eingesetzt werden. Dieses Adsorptionsverfahren soll nach Aussage der Fa. LURGI als "Polizeifilter" hinter Sonderabfall- und Müllverbrennungsanlagen eingesetzt werden.

Zeolithe sind nicht brennbar und stellen mithin keine besonderen Anforderungen an Brand- oder Explosionsschutz. Zeolithe besitzen eine geringe Wasseraufnahmekapazität, so daß auch Abgase mit relativer Feuchte bis zu 90 % behandelt werden können, ohne daß eine vorherige Taupunktabsenkung erforderlich ist. Selbst bei einem Gehalt von bis zu 5.000 mg/Nm<sup>3</sup> SO<sub>2</sub> im feuchten Abgas wird keine Schwefelsäure gebildet. Dadurch wird das Adsorbentbett nicht feucht und eine zusätzliche Bindung von Staub auf der Abgaseintrittsseite, was zwangsweise zu Bettverstopfungen und damit verkürzten Standzeiten führt, findet nicht statt. Die Standzeit des Adsorbens wird im wesentlichen von der Adsorptionskapazität für organische Verbindungen bestimmt. Zeolithe scheiden neben den organischen Schadstoffen auch Quecksilber ab. Zeolithe lassen sich regenerieren und sind somit mehrfach verwendbar.

In der MVA Iserlohn werden natürliche Zeolithe als Adsorbens in einer als zirkulierende Wirbelschicht gestalteten Adsorbentstufe eingesetzt, allerdings wird in diesem Anwendungsfall die Dioxingrenzwert von 0,1 ng TE/m<sup>3</sup> durch einen Oxidationskatalysator bereits vor dem Filter eingehalten [14]

Die Auswahl des optimalen Adsorptionsmittels muß einzelfallspezifisch erfolgen und u.a. die Aspekte

- Brand-/Explosionsschutz
- Feuchtegehalt
- Parallele Abscheidung von Quecksilber/sauren Gasen
- Entsorgungsmöglichkeiten der Reststoffe berücksichtigen.

Eine neue Entwicklung ist in der Imprägnierung inerte Materialien mit kohlenstoffhaltigen Reagenzien (z. B. HOK-Staub) für Wander- bzw. Festbett - Reaktoren zu sehen. Diese Entwicklung führt zu einem preiswerten Reaktionsmittel, geringen Entsorgungskosten durch geringen Materialeinsatz und niedrigen Investitionskosten als bei normalen Festbettreaktoren. Die aufwendigen und kostspieligen Maßnahmen bei der Sicherheitstechnik können entfallen.

### **Oxidationskatalysator**

Eine weitere Methode zur Zerstörung von Dioxinen und Furanen stellt die katalytische Oxidation dar. Hierzu können DeNO<sub>x</sub> - Katalysatoren und aus dem Chemiebereich stammende Oxidationskatalysatoren eingesetzt werden. Anders als organische Schadstoffe durchströmen Schwermetalle, Feinstäube und Sauerstoffkomponenten die Katalysatorpackungen dabei unverändert.

Die katalytische Dioxinzerstörung als Zusatz zur Stickoxidminderung im SCR-Reaktor ist ein Abgasreinigungsverfahren, das die Probleme der Sicherheitstechnik und der Entsorgung für das beladene Restprodukt aus den vorstehend beschriebenen Adsorptionsfiltern auf einfache Weise umgeht. Voraussetzung dafür ist jedoch, daß die Aufgabe der Schwermetallfeinabscheidung anderweitig gelöst wird.

Rückstände im eigentlichen Sinne fallen nicht an. Es entstehen nur Oxidationsprodukte (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, HCl) in unbedeutenden Mengen, die mit dem Abgas aus dem Schornstein emittiert werden. Verbrauchte Katalysatoren werden von den Herstellern zurückgenommen.

Jedoch ist das Leistungsvermögen dieses Verfahrens von verschiedenen Parametern, wie Katalysatorart und -menge, der Betriebstemperatur und der Eingangskonzentration abhängig. Die bisherigen Erfahrungen zeigen aber Minderungsgrade über 95 %. Die Einhaltung des Emissionsgrenzwertes von 0,1 ng I-TE/m<sup>3</sup> ist Stand der Technik.

Bei der Realisierung sind Maßnahmen zu treffen, die die Beaufschlagung der Katalysatoren mit hohen Konzentrationen von brennbaren Inhaltsstoffen vermeiden (CO, Kohlenwasserstoffe), welche bei Störungen im Verbrennungsprozess kurzfristig auftreten können. Anderenfalls kann es zu einer Nachverbrennung dieser Stoffe im Katalysator kommen, welcher für die damit einhergehende thermische Belastung nicht ausgelegt ist.

Katalysatoren zur Stickoxidminderung werden in Kohlekraftwerken sowohl in Rohgas- als auch in Reingasschaltung eingesetzt. Bei der Stickoxidminderung hinter Müllverbrennungsanlagen wird bislang, soweit Katalysatoren eingesetzt werden, nur die Reingasschaltung verwendet. Im Rohgasbereich kann der hohe Schwermetallgehalt der Rauchgase zu einer Katalysatorvergiftung führen. Es werden derzeit Entwicklungsarbeiten betrieben, DeNO<sub>x</sub> - Katalysatoren für MVA im Rohgasbetrieb einzusetzen. Dabei besteht grundsätzlich das Problem, daß die Staubbeaufschlagung der Katalysatoren zur Katalysatorvergiftung führen kann. In einer Linie der MVA Würzburg ist diese Konzeption umgesetzt [15]. Die Rohgasschaltung hat den Vorteil, daß das Abgas vor der Stickoxidminderung nicht wieder aufgeheizt werden muß, was zu Energieeinsparungen führt. Hinsichtlich der Dioxinminderung verspricht die Rohgasschaltung keine Vorteile, da die Katalysatoren im Temperaturbereich > 300 °C betrieben werden und das Abgas danach wieder den Bereich einer De-Novo - Syn-

these durchläuft. D. h., eine Dioxinneubildung nach dem Katalysator ist nicht auszuschließen. Durch eine dem Katalysator vorgeschaltete Heißgasentstaubung kann dieser Effekt eventuell reduziert werden, es liegen jedoch noch keine Erfahrungen bei großtechnischer Anwendung vor, die eine Bewertung erlauben würden [16].

### Oxidation mit Wasserstoffperoxid

Das von der Firma Degussa entwickelte DeDiox-Verfahren basiert auf der katalytischen Oxidation von Dioxinen durch Wasserstoffperoxid. Es ist grundsätzlich auch für andere Anwendungsfälle als die Müllverbrennung konzipiert worden. Das Wasserstoffperoxid wird mit Luft in den Abgasstrom eingedüst und in einer Mischstrecke gleichmäßig mit dem Abgas vermischt.

Das Gas durchläuft dann eine Katalysatorschüttung, darin findet der katalytische Abbau des Dioxins statt. Dioxine werden durch dieses Verfahren zerstört, zu entsorgende Reststoffe fallen nicht an.

### DeDiox - Verfahren

Dieses Verfahren ist nach Herstellerangaben in Deutschland hinter zwei Anlagen der chlorverarbeitenden Industrie installiert, die Abgasmengen belaufen sich auf 40.000 bzw. 50.000 m<sup>3</sup>/h. Ferner läuft in Japan eine Pilotanlage hinter eine Anlage zum recycling von Auto- und Elektronikschrott mit einem Durchsatz von 12.000 m<sup>3</sup>/h. [17]

### 3.1.3 Entwicklungsstand der Verfahren

Anlagentechnisch gesehen können alle genannten Verfahren als Stand der Technik bezeichnet werden. Sowohl die Adsorptionsverfahren als auch das Oxidationsverfahren werden in großtechnischem Maßstab eingesetzt.

*Angewandte Dioxinminderungsverfahren in Müllverbrennungsanlagen*

	BRD	Österreich
Flugstromverfahren	10	
Festbettverfahren	3	3
Oxidationskatalysator	5	3

### Abscheidepotential

Beim Festbettverfahren muß durch geeignete anlagentechnische Maßnahmen verhindert werden, daß durch das Mitreißen von feinen Kohlepartikeln, die z.B. durch Abrieb entstehen können, die Staubemission nach dem Bett ansteigt.

Bei der Abscheidung von noch in gasförmigem Zustand vorliegenden Schadstoffen (z.B. organische Verbindungen oder Schwermetalle) kann die Einhaltung der geforderten Emissionsgrenzwerte durch das Festbettverfahren wie durch das Flugstromverfahren sichergestellt werden. Bei beiden Systemen basiert die Schadstoffabscheidung auf der Anlagerung an Adsorptionsmitteln.

Anders als die Adsorptionsverfahren ist das katalytische Oxidationsverfahren nur in der Lage, die im Abgas befindlichen organischen Verbindungen zu eliminieren. Die weiteren Schadstoffe (Reste an Schwermetallen, Feinstäuben und sauren Gasen) durchströmen den Katalysator unverändert.

Mit den Verfahren ist eine Reduzierung der organischen Schadstoffe unter das geforderte Grenzwertniveau möglich. Da jedoch mit den Adsorptionsverfahren verfahrensbedingt auch noch andere Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) abgeschieden werden und damit ein breiteres Anwendungsspektrum aufweisen, sind sie insgesamt günstiger zu bewerten.

### **Einsatzstoffe, Betriebsmittel**

Bei der katalytischen Oxidation werden keine Additive benötigt, beim DeDiox - Verfahren jedoch Wasserstoffperoxid. Beim Festbettverfahren wird als Additiv Aktivkoks eingesetzt. Der Verbrauch ist dabei in besonderem Maße vom Restschadstoffgehalt im Reingas und der Anlagenausführung abhängig. Beim Flugstromverfahren können prinzipiell unterschiedliche Adsorptionsmittel (Aktivkohle, Aktivkoks, Kalkhydrat - Aktivkoks Gemisch, Molekularsiebe) in unterschiedlichen Mengenkombinationen zum Einsatz kommen.

### **Reststoffe**

Die Aktivkoksverfahren adsorbieren die Schadstoffe, der beladene Koks ist als gefährlicher Abfall zu entsorgen. Da für die gebundenen Schadstoffe im System Müllverbrennung andere Schadstoffsinken zur Verfügung stehen, ist in der Regel eine Entsorgung des beladenen Kokes in der Feuerung möglich. Bei anderen Verfahren wird diese Möglichkeit in der Regel nicht bestehen.

Daher können nur Systeme mit "integrierter" Entsorgung des Adsorptionsmittels echte Schadstoffsinken darstellen. Ist dies nicht in der Ursprungsanlage möglich, kann die Entsorgung auch in anderen Feuerungsanlagen erfolgen. Dies sollte Vorrang vor der Deponierung haben. Die erwähnten Oxidationsverfahren sind echte Schadstoffsinken und arbeiten reststofffrei.

### **Entwicklungstrend**

Für die Zukunft wird in besonderem Maße die Dioxinabscheidung mittels Flugstromverfahren angewendet werden. Dieses weist gegenüber dem Festbettreaktor folgende Vorteile auf:

- geringere Investitionen
- Integration in Gewebefilter zur Staubabscheidung möglich (Synergie)
- geringere sicherheitstechnische Anforderungen

Gegenüber dem Oxidationskatalysator ist vor allem die kombinierte Abscheidung von organischen Schadstoffen wie z.B. PCDD/F und gleichzeitig Schwermetallen und Restgehalten an Sauergasen von Vorteil. Die vergleichsweise günstigen Investitionen beim Oxidationskatalysator relativieren sich, wenn man davon ausgeht, daß

- MVA Neuplanungen einen Gewebefilter vorsehen und der Zusatzaufwand durch Adsorbenseindüsung mithin gering ist
- MVA Neuplanungen auf das SNCR - Verfahren zur Stickoxidminderung zurückgreifen, also nicht grundsätzlich einen Katalysator vorsehen, dessen Erweiterung kostengünstig möglich ist.

Nachfolgende Tabelle faßt die Vor- und Nachteile der wesentlichen Verfahrensalternativen zusammen:

Tab. 6: Vergleichende Gegenüberstellung von Sekundärmaßnahmen bei Müllverbrennungsanlagen

	<b>Festbettreaktor</b>	<b>Flugstromverfahren</b>	<b>Oxidationskatalysator</b>
Abscheidepotential Dioxine	sehr hoch	hoch	hoch
Reststoffe	interne Verbrennung möglich	Entsorgung	keine
Abscheidung von Säuren und Schwermetallen	sehr gut	gut	nein
Sicherheitstechnische Anforderungen	mittel	mittel	gering
Platzbedarf	mittel	mittel	gering
Betriebliche Gesichtspunkte	hoher Aufwand	geringe Anforderungen	Überhitzung bei CO – Eintrag möglich
Emissionen	Sehr gute Abscheidung aller bekannten Schadstoffe		
<b>Technische Daten</b>			
HOK Granulat	2-4 kg/t		
HOK Staub Kalkhydrat		0,4 bis 0,7 kg/t 2 bis 3,5 kg/t	
Katalysator			0,2 - 0,7 m <sup>3</sup> /a t
Strombedarf	8-12 kWh/ t	7 -10 kWh/t	3 - 5 kWh/t
Reststoffe	2-4 kg/ t	2 bis 3,5 kg/t	
Investitionen	3 - 5,5 Mill. ATS/(t /h)	1 - 2,5 Mill. ATS/(t /h) 180 bis 450 ATS/(Nm <sup>3</sup> /h)	1 - 1,5 Mill. ATS/(t /h) 180 bis 270 ATS/(Nm <sup>3</sup> /h)

(t) bezieht sich auf Tonne Müll

### Dioxinminderung durch Nachverbrennung

Die thermische bzw. katalytische Nachverbrennung ist eine thermisch bzw. unter Einsatz eines Katalysators eingeleitete Verbrennung von Abgasinhaltsstoffen, deren Emission vermieden werden soll und deren Verbrennungsprodukte unbedenklich sind. Die zuvor beschriebene Verwendung eines Oxidationskatalysators zur Dioxinminderung stellt eine Form der katalytischen Nachverbrennung dar.

Wesentliche Einsatzgebiete von Nachverbrennungsanlagen sind Abgase mit stark riechenden Inhaltsstoffen und stark lösemittelhaltige Abgase, z. B. in den Bereichen Lacktrocknung, PVC-Verarbeitung, Tierkörperverwertung, Räuchereien, Papierbeschichtung, Folienbeschichtung, Druckmaschinen [18].

Im Rahmen der hier beschriebenen Anwendungsfälle spielt die Nachverbrennung mit Ausnahme des Oxidationskatalysators in Deutschland eine untergeordnete Rolle.

### 3.1.4 Reststoffbehandlungsverfahren

Für die thermische Abfallbehandlung sind Verfahren entwickelt worden, die der Dekontaminierung von mit Dioxinen belasteten Reststoffen (vor allem Flugasche) dienen. In diesem Zusammenhang sind zu nennen:

- **Verglasungsverfahren**, in denen die organischen Schadstoffe durch Aufschmelzen des Reststoffs zerstört werden. Beim Erstarren der Schmelze werden die Schwermetalle, soweit nicht verdampft, eingebunden und immobilisiert.
- **“Hagenmaier-Trommel”**, die der thermisch - katalytischen Zerstörung speziell von Dioxinen und Furanen dient.

Da in beiden Fällen lediglich die Entsorgungsanforderungen an die Flugasche positiv beeinflusst werden und effektiv keine Emissionen gemindert werden, wird auf diese Verfahren nachfolgend nicht weiter eingegangen.

## 3.2 Übertragbarkeit von Emissionsminderungsmaßnahmen

### 3.2.1 Primärmaßnahmen

Primärmaßnahmen betreffen i.d.R. Eingriffe in die Prozeßführung von dioxinemittierenden Prozessen. Es liegt in der Natur der Sache, daß diese Eingriffe sehr anlagenspezifisch sind und daß eine Übertragung auf andere Fälle nicht grundsätzlich möglich ist. Gleichwohl beruhen einige Primärmaßnahmen auf allgemeinen Prinzipien.

#### **Modifikation der Einsatzstoffe, Verringerung des Chloreintrages**

Die Bildung von Dioxinen setzt die Anwesenheit von Chlor voraus. Soweit es technische möglich ist, durch Austausch eines Einsatzstoffes die gesamte in den Prozeß eingetragene Chlorfracht signifikant zu reduzieren, sollte dieser Weg erprobt werden. Auch die Vermeidung von Einsatzstoffen, die einen schlechten Einfluß auf Verbrennungsqualität und Heizwert haben, sollte ggf. erprobt werden.

Bei einigen Anwendungsfällen weisen jedoch die Haupteinsatzstoffe in jedem Fall einen Chlorgehalt auf, bei dem eine Absenkung nicht möglich ist und wo die Reduzierung von Nebeneinsatzstoffen keine signifikanten Resultate erwarten läßt. So ist z.B. die Dioxinbildung in MVA durch Absenkung des PVC-Eintrages nicht zu reduzieren.

In anderen Fällen führen veränderte Einsatzstoffe hingegen zu deutlich zurückgehenden Dioxinmissionen. Beispiel dafür sind:

- der Verzicht auf Gichtstaub und ölhältigen Walzzunder bei Sinteranlagen
- die Beschränkung auf zugelassene Brennstoffe beim Hausbrand.

#### **Verbesserung des Ausbrandes**

Ein optimaler Ausbrand bei Verbrennungsprozessen ist Grundlage dafür, daß Dioxine und andere bei den Verbrennungsprozessen entstehende organische Schadstoffe zerstört werden. Dazu müssen eine gleichmäßige Vermischung der Rauchgase, hohe Temperaturen und eine ausreichende Verweilzeit bei diesen hohen Temperaturen sichergestellt sein. Die Verbesserung des Ausbrandes ist eine adäquate Maßnahme z.B. bei Holzfeuerungsanlagen und Krematorien. Die Ausbrandverbesserung führt zu einer weitgehenden Zerstörung der im

Verbrennungsprozeß entstandenen Dioxine und Furane. Der Effekt eines guten Ausbrandes kann jedoch im weiteren Abgasweg wieder aufgebraucht werden, wenn es zu einer Neubildung von Dioxinen (De-Novo Synthese) kommt.

### **Verhinderung der De-Novo - Synthese**

Der Begriff De-Novo - Synthese bezeichnet die Neubildung von Dioxinen bei der Abkühlung des Abgases. Die De-Novo - Synthese setzt folgende Bedingungen voraus:

- Temperaturen um ca. 300 °C
- sauerstoffhaltige Abgase
- hinreichende Verweilzeit
- katalytisch wirkende schwermetallhaltige Stäube

Diese Bedingungen sind z.B. bei der Müllverbrennung i.d.R. gegeben, die De-Novo - Synthese ist in der Vergangenheit die Hauptursache für die relativ hohen Emissionen der MVA gewesen.

Auch die Schrottvorwärmung bei Elektrostahlwerken führt zu ähnlichen Effekten und sollte diesbezüglich überprüft werden. Das zur Vorwärmung genutzte Abgas durchläuft den kritischen Temperaturbereich, dabei ist eine Dioxinbildung möglich. Ein Verzicht auf die Vorwärmung vermindert die Emissionen, erhöht jedoch den Energiebedarf. In diesem Fall hat eine ökologische Abwägung der Vor- und Nachteile zu erfolgen. Wenn ohnehin Sekundärmaßnahmen erforderlich sind, sollte auf energieverbrauchende Primärmaßnahmen verzichtet werden.

Maßnahmen zur Verminderung der De-Novo - Synthese, die im Einzelfall auf ihre Praktikabilität überprüft werden sollten, sind z.B.:

- schnelles Durchfahren des kritischen Temperaturbereichs, z.B. durch Quenchen der Abgase
- Reduzierung des Luftüberschusses
- Staubvorabscheidung zur Vermeidung der Verfügbarkeit katalytischer Stäube
- häufige Reinigung der abgasführenden Teile, bei denen kritische Temperaturen auftreten.

### **3.2.2 Sekundärmaßnahmen**

Die Sekundärmaßnahmen lassen sich zu drei Bereichen zusammenfassen:

- Verbesserung der Staubabscheidung
- Oxidationsmaßnahmen
- Einsatz von Adsorbentien, z.B. Aktivkoks

#### **Verbesserung der Staubabscheidung**

Im Abgas gebildete Dioxine sind zu einem großen Anteil an den Staub gebunden. Wegen der höheren spezifischen Oberfläche ist die Feinstaubfraktion besonders stark beladen.

### Einsatz von Gewebefiltern

Durch den Einsatz von Gewebefiltern an Stelle von Elektrofiltern ergibt sich ein verbessertes Abscheideverhalten hinsichtlich des Feinstaubes und damit eine Reduzierung der Emissionsfracht.

⇒ limitierende Faktoren

Gewebefilter sind im Bereich hoher Temperaturen nur bedingt einsetzbar. Kunstfaser - Standardgewebe haben einen Einsatzbereich bis ca. 180 °C, Teflontgewebe sind bis ca. 250 °C einsetzbar. Glasfasergewebe, die noch höhere Temperaturen erlauben (350 °C), weisen keine ausreichende chemische Beständigkeit gegen aggressive Gase (HF) oder Wasserdampf auf.

Für keramische Materialien, Einsatzbereich bis unterhalb des Ascheerweichungspunktes (>900 °C) gibt es bislang keine großtechnischen Anwendungen.

### Einsatz von Oxidationsmitteln

Die Zerstörung des Dioxins geschieht

- durch Oxidationskatalysator
- durch Katalysator und Eindüsung von Wasserstoffperoxid.

⇒ limitierende Faktoren:

Der Oxidationskatalysator ist nicht anwendbar bei schwermetallhaltigen Abgasen, weil diese als Katalysatorgift wirken und die katalytische Wirkung herabsetzen. Außerdem ist eine Mindesttemperatur von ca. 300 °C erforderlich. Stark staubhaltige Abgase verursachen Betriebsprobleme durch Verstopfung des Reaktors bzw. Versiegelung der aktiven Katalysatoroberfläche.

### Einsatz von Aktivkoks

Der Einsatz von Aktivkoks geschieht in Form von

- Aktivkoks festbettfiltern
- Flugstromverfahren vor Gewebefiltern

Beide Techniken weisen ein weites Spektrum an Einsatzmöglichkeiten auf. Der Einsatz von Aktivkoks hat darüber hinaus den Vorteil, daß auch ein sehr breites Spektrum an anderen Schadstoffen abgeschieden wird.

⇒ limitierende Faktoren:

#### **Festbettfilter:**

Staubhaltige Abgase bedingen einen hohen, nicht für die Dioxinabscheidung erforderlichen Aktivkoksverbrauch. Die Betriebstemperaturen sollten 160°C nicht überschreiten. Je nach Wassergehalt der Abgase darf die Temperatur nicht zu niedrig sein, um Taupunktunterschreitungen (Versottung) auszuschließen. Festbettfilter sollten mit gleichmäßig hohen Abgasmengen beaufschlagt werden, um Strömungstotzonen zu vermeiden (Glimmnestbildung).

#### **Flugstromverfahren:**

Die Betriebstemperatur sollte bei Einsatz von Kalk / Aktivkoks - Gemischen 180°C nicht überschreiten. Das Gewebefiltermaterial muß für die Betriebsbedingungen (Temperatur, Sauerstoff- und Wasserdampfgehalte) geeignet sein. Da die Filterschicht relativ dünn ist, können nur begrenzte Dioxinkonzentrationen (max. ca. 10 - 20 ng/m<sup>3</sup> sicher abgeschieden werden.



### 3.3 Dioxinminderung in Industrieanlagen

Nachfolgend werden Dioxinminderungstechnologien, die in österreichischen Industrieanlagen eingesetzt werden, dargestellt.

#### 3.3.1 Sinteranlagen

##### Einsatzzweck

Sinteranlagen dienen in der Roheisenerzeugung zum Agglomerieren von Erzen und Zuschlagstoffen für den Einsatz im Hochofen. Dabei werden auch Reststoffe mit eingesetzt, um deren Eisengehalt zu verwerten. Als Brennstoff wird Koks dem Erz-/Reststoffgemisch zugesetzt.

Der Sinterprozeß erfolgt kontinuierlich auf einem Förderband, auf dem nach Initialzündung das aufgegebene Gemisch abbrennt und durch die dabei entstehenden Temperaturen verbackt. Die erforderliche Verbrennungsluft wird von oben nach unten durch das Gemisch gesaugt.

Neben den aus der Verbrennung stammenden Emissionen (CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Staub, Schwermetalle, ...) enthalten die Abgase auch Dioxine und Furane. Chlorverbindungen werden über die natürlichen Chlorgehalte der Einsatzstoffe wie z.B. Koksgrus in den Prozeß eingebracht. Teilweise werden auch verschiedene Reststoffe in den Prozeß eingebracht, welche die Chlorfracht erhöhen. Die Dioxinemissionskonzentrationen schwanken in einem weiten Bereich, es sind Werte zwischen 0,8 bis 57 ng TE/m<sup>3</sup> dokumentiert.<sup>19</sup> Selbst wenn die Dioxinkonzentrationen im unteren Bereich dieses Spektrums liegen, stellen Sinteranlagen wegen der großen Abgasvolumenströme (0,5 – 1 Million Nm<sup>3</sup>/h) und der dadurch hohen Emissionsfrachten wichtige Dioxinquellen dar.

##### Emissionsminderung

Zur Emissionsminderung werden hauptsächlich Zyklone und Elektrofilter zur Staubabscheidung eingesetzt. Zwei Anlagen (Österreich, Holland) arbeiteten mit einem Naßwäscher zur Staubabscheidung.

Zur Minderung der Dioxinemissionen sind primäre und sekundäre Maßnahmen verfügbar. Als Primärmaßnahme kann eine Abgasrezirkulation eingesetzt werden, die die letztlich emittierte Abgasmenge um bis zu 50 % reduzieren kann. Neben einer Reduktion der Emissionsfrachten aller Schadstoffe wird auch eine Energieeinsparung erreicht, die einen geringeren Koksverbrauch ermöglicht.

Da die Sinteranlagen aufgrund ihrer Bauart große Abgasvolumina erzeugen, erscheint diese Anlagenmodifikation zusätzlich zu sekundären Abgasreinigungsmaßnahmen als sinnvoll.

Untersuchungen haben gleichfalls eine Korrelation zwischen Dioxinkonzentration und der spezifischen Leistung pro Sinterfläche und Zeiteinheit ergeben. Bei einer Erhöhung der Leistung um ca. 18% kam es zu einer Erhöhung der Konzentrationen um 35% [19]. Deutliche Reduktionen der Dioxinkonzentration können auch durch den Verzicht auf die Verwertung von Gichtstaub und ölhältigen Walzzunder im Sinterprozeß erreicht werden, Reduktionen von 40% sind dokumentiert.

Als Sekundärmaßnahme hat sich der Einbau von Gewebefiltern mit Kalk/Aktivkoksgemisch-Konditionierung bewährt. Bei den Bremer Stahlwerken erfolgte dieser hinter den bereits vorhandenen Elektrofiltern. [20] Die anfallenden Reststoffe können dem Sinterprozeß wieder zugeführt werden, wenn durch eine Staubvorabscheidung Alkalisalze aus dem Prozeß ausgeschleust werden, die im Hochofen nicht erwünscht sind. Dies kann durch vorgeschaltete

Elektrofilter oder Zyklone erfolgen, die in der Regel bereits vorhanden sind oder bei Neuplanungen berücksichtigt werden können. Bei Versuchen bei den Bremer Stahlwerken hat sich gezeigt, daß die Eindüsung der Adsorbentien in die Filterlinien deutlich bessere Abscheideraten erbringt als die Eindüsung in den Abgaskanal.

### Kosten

Die Kosten für eine Abgasrezirkulation betragen für die Umrüstung eines Sinterbandes mit 150 m<sup>2</sup> Sinterfläche ca. 120 Mio. Schilling.

Für die Ausrüstung eines Sinterbandes mit einer Abgasmenge von ca. 500.000 m<sup>3</sup>/h mit Gewebefilter und Kalk/Koks - Konditionierung müssen ca. 110 Mio. Schilling veranschlagt werden.

### 3.3.2 Sekundäraluminium

#### Einsatzzweck

In Sekundäraluminiumanlagen werden Schrotte und Abfälle wie Späne und Krätze aufbereitet. Diese Anlagen benutzen Herd- und Trommelöfen, um das Aluminium zurückzugewinnen. In diesen Öfen werden die Einsatzstoffe geschmolzen, dabei von Fremdstoffen getrennt und dann zu Blöcken vergossen.

Aufgrund der Prozeßführung und der Einsatzstoffe treten Emissionen saurer Gase (HCl, HF) sowie Dioxine und Furane auf. Insbesondere Anlagen die eine Chlorgasraffination beinhalten, verursachen erhöhte Dioxinemissionen. Üblicherweise sind den Öfen Abgasreinigungsanlagen zur Abscheidung von Staub und sauren Gasen nachgeschaltet.

#### Emissionsminderung

Als Primärmaßnahme kann auch eine Wassereindüsung in das Abgas erfolgen, um den für die Dioxinbildung relevanten Temperaturbereich von 350 - 250 °C rasch zu durchfahren. Der Einsatz dieser Möglichkeit hängt von der Bauausführung der Anlage ab. Eine weitere Primärmaßnahme ist die Vermeidung von Staubablagerungen im Abgaskanal.

Der Verzicht auf Hexachlorethan im Bereich der Aluminiumindustrie stellt gleichfalls eine Primärmaßnahme dar, die auf Beschluß der Ministertreffen der Oslo- und Pariskommissionen seit 31.12.1996 in allen nicht integrierten Aluminiumgießereien umgesetzt sein soll.

Durch Sauerstoffeindüsung in das Abgas lassen sich deutliche Reduzierungen der Emissionskonzentrationen erzielen, allerdings ist dieses Verfahren wegen des hohen regelungstechnischen Aufwandes nur bedingt für die Praxis zu empfehlen. Der Einsatz von Sauerstoffbrennern führte in einem Anwendungsfall nicht zur Emissionsminderung. [21]

In der Regel wird zur Abgasreinigung bereits das Trockensorptionsverfahren (Kalkeindüsung + Gewebefilter) zur Abscheidung von sauren Schadgasen eingesetzt. Dieses Verfahren kann durch zusätzliches Einblasen von Aktivkoksstaub zur Dioxinminderung als **Sekundärmaßnahme** nachgerüstet werden.

Auch bei Verwendung von Naßwäschern zur Abscheidung saurer Schadgase kann die Zudosierung von Aktivkohle zur Dioxinminderung eingesetzt werden. Hier ist allerdings zu prüfen, ob die jeweilige Anlagenkonfiguration diese Maßnahme erlaubt.

Sofern die Möglichkeit der Nachrüstung vorhandener Anlagenteile nicht gegeben ist, kann eine separate Dioxinminderungsstufe installiert werden. Dabei werden grundsätzlich die beschriebenen Adsorptionsverfahren zur Anwendung kommen.

### **Minderungspotential**

Der Einsatz von kohlenstoffhaltigen Adsorptionsmitteln führt zur signifikanten Reduktion der Dioxinkonzentrationen, Reingaskonzentrationen unter  $0,1 \text{ ng TE/m}^3$  sind erreichbar. Die Verwendung einer zweistufigen Abgasreinigung durch Reihenschaltung von Gewebefiltern führt dabei zu einer nochmaligen Verbesserung der Abscheideleistung, da sich in der zweiten Stufe kaum noch Staub aus dem Prozeß befindet und der Filterkuchen somit fast ausschließlich aus Adsorbens besteht (VDI-Bericht Nr. 1298). Das realisierte Minderungspotential hängt wesentlich von der zuvor im Rohgas vorliegenden Konzentration ab, diese kann von Anlage zu Anlage stark variieren. Es wurde ein Bereich von Rohgaskonzentrationen von  $0,01$  bis  $14 \text{ ng/m}^3$  dokumentiert, d.h. eine Abweichung um mehr als drei Zehnerpotenzen.

### **Kosten**

Die zusätzlichen Investitionskosten für die Abgasreinigung können sehr gering sein, wenn anstelle des Kalks ein Kalk/Koks - Gemisch zu dosiert wird. Dies ist vor allem für Kleinanlagen bzw. Anlagen interessant, die nur eine geringe Jahresbetriebszeit aufweisen. Für Großanlagen kann eine separate Dosierung von Koks günstigere Betriebskosten zur Folge haben.

Für die separate Koksdosierung mit Transportcontainervorlage muß mit etwa 1,5 Mio. Schilling gerechnet werden.

Die Einrichtung einer vollständigen Dioxinminderungsanlage z.B. mit einem Flugstromverfahren verursacht Kosten, die maßgeblich vom Anlagendurchsatz und vom Abgasvolumenstrom abhängen.

### **3.3.3 Produktion von Sekundärkupfer**

#### **Einsatzzweck**

Die Schmelzanlagen für Kupfer dienen u.a. der Verwertung von Kupferschrotten. Dabei werden Schachtöfen, Trommelöfen und Induktionsöfen eingesetzt. Hinsichtlich der Dioxinmissionen sind in diesem Zusammenhang vor allem Schachtöfen relevant [22].

#### **Emissionsminderung**

Für Schachtöfen zum Schmelzen von Kupfer sind in einer Übersicht [23] Konzentrationen zwischen  $1,5$  und  $29,5 \text{ ng TE/m}^3$  publiziert worden. Es zeigt sich also auch hier die starke Abhängigkeit der Emissionskonzentrationen vom Einzelfall selbst bei vergleichbaren Anlagentechniken. Einen hohen Einfluß auf die Dioxinkonzentrationen hat offenbar die Verweilzeit der heißen Abgase im Bereich hoher Temperaturen und der damit einhergehende gute Ausbrand. Die Verbesserung des Ausbrandes durch Eindüsung von Sauerstoff in das Abgas hat in einem Einzelfall zu einer Absenkung der Konzentration von ca.  $28$  auf ca.  $1,8 \text{ ng TE/m}^3$  geführt, d.h. zu einer Absenkung um mehr als  $90\%$ . Die Restkonzentrationen liegen damit aber weiterhin über  $0,1 \text{ ng TE/m}^3$ . Eine signifikante Abhängigkeit von den Einsatzstoffen ist aus den vorliegenden Meßreihen nicht abzuleiten.

Es ist zu erwarten, daß die Verwendung von kohlenstoffhaltigen Adsorbentien wie bei der Aluminiumschmelze auch hinter Kupferschmelzanlagen zu einer Einhaltung des Zielwertes von  $0,1 \text{ ng TE/m}^3$  führt. Der Nachweis steht nach den vorliegenden Informationen bislang aus. Es kämen grundsätzlich die gleichen bereits beschriebenen Abgasreinigungstechniken in Betracht, z.B. ein Flugstromabsorber mit Gewebefilter.

Die Kosten der Abgasreinigung entsprechen denen bei Sekundäraluminiumschmelzanlagen. Anders als beim Aluminium kann jedoch nicht davon ausgegangen werden, daß bereits Gewebefilter und eine trockene Sauer gasabscheidung vorhanden sind, somit kann der Nachrüstungs aufwand höher sein, weil keine vorhandenen Anlagenkomponenten mit benützt werden können.

### 3.3.4 Eisen und Stahl/Gießereien

#### Einsatzzweck

Bei der Herstellung und Weiterverarbeitung von Eisen und Stahl werden die verschiedensten Ofentechniken in kontinuierlichen und diskontinuierlichen Verfahren angewendet. In diesem Zusammenhang sind Kupolöfen, Konverterverfahren und Elektrolichtbogenöfen zu nennen. Den Öfen sind Elektrofilter oder Gewebefilter zur Staubabscheidung nachgeschaltet.

Problematisch ist die Abgasführung und Behandlung im Hinblick auf die Bildung von Dioxinen und Furanen. Es hat sich gezeigt, daß Elektrolichtbogenöfen mit Schrottvorwärmung ein erhebliches Emissionspotential haben, da die Abgase, die zur Schrottvorwärmung dienen im kritischen Temperaturbereich zu lange Verweilzeiten erreichen. In Deutschland wird aus diesem Grund inzwischen auf eine Schrottvorwärmung verzichtet. [24] Ebenso zeigen Kaltwindkupolöfen höhere Dioxinmissionen als Heißwindkupolöfen. Die Emissionskonzentrationen von Heißwindkupolöfen und Konverterstahlwerken liegen deutlich unter 0,1 ng TE/m<sup>3</sup>. [24] Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich wegen des besonders hohen Emissionspotentials auf Elektrostahlwerke.

#### Emissionsminderung

Die in der Literatur wiedergegebenen Aussagen zum Einfluß der Einsatzstoffe auf die Dioxinmissionskonzentrationen sind widersprüchlich. Teilweise wird der Standpunkt vertreten, die Einsatzstoffe seien nicht entscheidend, sondern die Abgasbedingungen bei Nachverbrennung und Abkühlung. Durch Prozeßmodifikationen ist es in einem Fall gelungen, den Emissionskonzentrationswert von 1,96 ng TE/m<sup>3</sup> auf 0,2 bis 0,4 ng TE/m<sup>3</sup> zu reduzieren [25]. Dabei ist die Verhinderung der De-Novo Synthese von entscheidender Bedeutung. Ausreichende Nachverbrennung und schnelles Abkühlen durch z.B. Wassereinspritzung (Quenchen) verhindern die Entstehung der Dioxine. Andere Autoren sehen auch beim Elektrolichtbogenofen eine Abhängigkeit der Konzentrationen von den Einsatzstoffen. [26]

Die sichere Einhaltung des Zielwertes von 0,1 ng TE/m<sup>3</sup> durch Prozeßumstellungen und Primärmaßnahmen ist nicht zu garantieren. Wenn eine weitere Absenkung der Emissionskonzentrationen notwendig werden sollte, können die gleichen Techniken wie bei den Aluminiumschmelzanlagen zur Anwendung kommen, also die Ergänzung der vorhandenen Entstaubungseinrichtungen um eine Trockenadsorption, wobei als Adsorptionsmittel z.B. Aktivkoks oder Herdofenkoks in Betracht kommen.

In einem beispielhaften Fall brachte die Verwendung von HOK Minderungen um mehr als 97%, der Zielwert von 0,1 ng TE/m<sup>3</sup> konnte damit unterschritten werden.<sup>24</sup>

#### Kosten

Vorhandene Gewebefilter zur Staubabscheidung können durch eine zusätzliche Koksdosierung für die Abscheidung von Dioxinen ertüchtigt werden. Die erforderliche Koksdosierungsanlage kann wie im Fall der Sekundär - Aluminiumschmelzanlagen mit ca. 1,5 Mio. Schilling veranschlagt werden.

### 3.3.5 Holzfeuerungsanlagen

#### Einsatzzweck

Holzfeuerungsanlagen setzen stückiges Holz, zu Pellets gepreßte Holzspäne (Sägemehl) oder Rinden zur Energieerzeugung ein. Bei diesen Anlagen hat sich insbesondere im kleinen Leistungsbereich (< 200 kW) die Feuerungsregelung als Hauptursache für Dioxinemissionen herausgestellt, da bei schlechtem Ausbrand der Abgase neben hohen CO - Konzentrationen auch vermehrt Dioxine und Furane emittiert werden.

Zusätzlich ist der Eintrag von chlororganisch behandeltem Holz oder Holzabfällen ein weiterer emissionsrelevanter Aspekt. Vergleichende Messungen haben aber gezeigt, daß in einer Anlage die Dioxinemission hauptsächlich durch die Verbrennungsbedingungen beeinflusst werden und weniger durch die Einsatzstoffe.

#### Emissionsminderung

Emissionsmindernde Maßnahmen beziehen sich folglich auf die Verbesserung des Ausbrandes (CO - Emissionen) und eine effektive Staubabscheidung. Längere Verweilzeiten des Abgases zwischen 350 und 250 °C können durch Wassereindüsung verhindert werden.

Da ein wesentlicher Anteil der Emissionen aus dem Bereich der Holzfeuerungsanlagen in Österreich auf Kleinanlagen zurückzuführen ist, stellt die sukzessive Erneuerung der vorhandenen Anlagen und die damit einhergehende Verbesserung der Feuerungsregelung die beste Maßnahme zur Emissionsminderung dar. Entscheidend ist auch die Beschränkung der verwendeten Einsatzstoffe auf naturbelassenes Holz.

#### Kosten

Die Wassereindüsung muß individuell an die vorhandene Anlage angepaßt werden und kann auch erhebliche Umbauten erforderlich machen, so daß Kosten hierfür nicht abgeschätzt werden können. Die Kosten einer sukzessiven Erneuerung und Verbesserung der vorhandenen Anlagen sind im Rahmen dieser Untersuchung gleichfalls nicht zu quantifizieren.

### 3.3.6 Biomassefernheizwerke

Für Biomassefeuerungen gilt das für Holzfeuerungen gesagte entsprechend. Emissionsrelevant sind die Verbrennungsbedingungen. Für niedrige Emissionswerte ist ein guter Ausbrand erforderlich.

#### Emissionsminderung

Bei den in der Regel großen Anlagen ist die Feuerungsführung meßtechnisch überwacht. Die weitgehend gleichmäßige Fahrweise mit langsamen Lastwechseln minimiert die Entstehung von Dioxinen.

### 3.3.7 Einäscherungsanlagen/Krematorien

#### Einsatzzweck

Einäscherungsanlagen dienen ausschließlich der Bestattung von Toten. Die Emissionen sind durch die Verbrennungsbedingungen und die Art und Menge der eingebrachten Materialien bedingt. Aus den Umständen ergibt sich, daß zur Minderung von Emissionen nur Maßnahmen ergriffen werden können, die der Pietät und religiösen Besonderheiten nicht entgegenstehen. Auch bei kleinen Abgasmengen sind Krematorien immissionsseitig relevant, weil sie oft in dichtbewohnten Gebieten liegen und die Ableitung der Abgase mit geringen Quellhöhen erfolgt.

Daher sollten alle Beigaben, die zusammen mit dem Leichnam verbrannt werden möglichst geringe Anteile an Schwermetallen aufweisen und Holzwerkstoffe keine halogenorganischen Bestandteile beinhalten. So kann der Eintrag von Chlor und katalytisch wirkenden Substanzen minimiert und die Bildung von Dioxinen unterdrückt werden.

#### Emissionsminderung

Wichtigste Primärmaßnahme ist der Verzicht auf Imprägnierstoffe, Holzschutzmittel und schwermetallhaltige Zusatzstoffe. Säрге und Sargauskleidungen aus Zink, Blei und ähnlichen Materialien sollten ausgeschlossen sein. Die Verbrennungsbedingungen stellen oft einen problematischen Bereich dar. Optimierung von Wartung und Betriebsführung, ist die Voraussetzung zur Sicherstellung der erforderlichen Verbrennungsbedingungen. Wichtig ist die Einhaltung einer Mindestverbrennungstemperatur von 800 °C, die durch Hilfsbrennstoffzufuhr (Erdgas, Heizöl) gehalten werden muß. Die Abgase müssen vollständig ausbrennen und möglichst rasch abgekühlt werden, um die Neubildung von Dioxinen zu unterdrücken. [27]

Die hierzu eingesetzten Luftkühler und die Rauchgaszüge sind regelmäßig zu reinigen, um die Bildung von Dioxinen auf katalytisch wirkenden Stauboberflächen zu minimieren. Als Sekundärmaßnahme kommt im wesentlichen der Einsatz von Gewebefiltern in Betracht. Versuche zur oxidativen Minderung von Dioxin im Abgas von Krematorien durch Eindüsung von Ozon haben zu deutlichen Minderungen geführt, allerdings besteht für diese Technik noch Entwicklungsbedarf. [28]

#### Kosten

Werden nach einem Gewebefilter erhöhte Dioxinwerte emittiert, so kann eine Kalk/Koks- oder Koksdosierung vorgesehen werden. Bei den Baugrößen dieser Anlagen (< 5.000 m<sup>3</sup> /h Abgas) kann von ca. 1 Mio. Schilling Investitionskosten ausgegangen werden.

## 3.4 Kosten der dargestellten Minderungstechniken

### 3.4.1 Vorgehen bei der Kostenermittlung

Im Rahmen der durchgeführten Datenerhebung wurden Kosten der in Österreich realisierten Dioxinminderungsmaßnahmen für Müllverbrennungsanlagen und eine Sinteranlage erhoben. Für alle anderen Emissionsbereiche lagen keine Daten vor.

Im vorigen Kapitel wurden bereits Anhaltswerte für die zu erwartenden Investitionen bei Dioxinminderungstechniken genannt. Basis dieser Abschätzungen sind für das AIRFINE – Verfahren die Erhebungen der FTU, für die anderen Beispiele Erfahrungswerte aus den Pla-

nungsunterlagen der Fa. Fichtner. Diese Zahlen können nur grobe Orientierungswerte darstellen, da die im Zuge der Anlagenrealisierung erzielten Investitionen von zahlreichen nicht verallgemeinerbaren Faktoren abhängen wie z. B.:

- Marktsituation
- Mitnutzung vorhandener Anlagen
- Disposition / Verfügbarkeit von Flächen
- Umbaunotwendigkeit vorhandener Anlagen

Um eine Schätzung des Investitionsbedarfs auf ca. +/- 15 % durchführen zu können, wäre eine anlagenspezifische Vorplanung der Umbau- bzw. Nachrüstmaßnahmen notwendig.

Zur Abschätzung der Betriebskosten der Dioxinminderungstechnik wurden für die Beispiele

- Müllverbrennung
- Sinteranlagen
- Sekundär Aluminiumschmelze
- Elektrolichtbogenofen

überschlägige Abschätzungen der Dioxinminderungskosten vorgenommen.

Tab. 7: Basisdaten zur Betriebskostenabschätzung verschiedener Varianten

Zinsen	6	%
Laufzeit	15	Jahre
Verbrauch an CaO	1,8	g/Nm <sup>3</sup>
Kosten CaO	1	ATS/kg
HOK Bedarf Festbett	0,4	g/Nm <sup>3</sup>
HOK-Bedarf Flugstrom	0,2	g/Nm <sup>3</sup>
Kosten HOK	3,5	ATS/kg
Entsorgungskosten	2,5	ATS/kg
Druckverlust Gewebefilter	15	mbar
Druckverlust Festbett	25	mbar
Druckverlust Katalysator	8	mbar (zusätzlich)
Druckverlust Nasswäscher	5	mbar
Stromkosten	0,6	ATS/kWh
Wartung Festbett	2	% der Investkosten
Wartung Feinwäscher	2	% der Investkosten
Wartung Flugstromverfahren <sup>*)</sup>		
Wartung Katalysator	2	% der Investkosten

<sup>\*)</sup> wird über zusätzlichen Bedarf an Gewebefilter berechnet

Dazu wurden einheitliche Ansätze für Abschreibung, Zinssatz, Entsorgung, Betriebsmittel usw. festgelegt, die in der folgenden Tabelle zusammengestellt sind. Dabei wurde jeweils eine fiktive Anlage mit einem für die jeweilige Branche üblichen Anlagendurchsatz zu Grunde gelegt.

Die Angaben zu Abgasmenge und Rohgasgehalt stellen einen gewichteten Mittelwert aus Datensätzen dar, die vom LAI publiziert worden sind. Diese Annahmen bezüglich der Kon-

zentrationen sind plausibel, aber nicht zu verallgemeinern, wegen der bereits angesprochenen erheblichen Streuweite von Meßergebnissen auch für vergleichbare Anlagentypen. Dabei wurde nur auf solche Datensätze zurückgegriffen, die eine einheitliche Auswertung ermöglichen.

Es wurde einheitlich von der Verwendung von Herdofenkoks auf Braunkohlenbasis als Adsorptionsmittel ausgegangen. Die Verwendung von Aktivkohle (Formaktivkoks) würde in der Regel zu höheren Kosten führen. Die Annahmen zum Druckverlust liegen im üblichen Bereich, können anlagenspezifisch aber deutlich abweichen. Der Druckverlust bestimmt die zusätzliche Gebläseleistung und damit die zusätzlichen Stromkosten.

Bei den Kostenrechnungen ist unterschieden worden, ob eine Maßnahme zusätzlich in die bereits bestehende Konfiguration integriert wird (zusätzlicher Gewebefilter) oder ob z.B. ein ohnehin erforderlicher Gewebefilter zusätzlich mit Adsorptionsmittel beaufschlagt wird. Im letzten Fall sind die anfallenden Kosten wie Filterschläuche und Druckverlust nicht der Dioxinminderung zuzurechnen.

Den einzelnen Maßnahmen wurden auch Personalkosten zugeordnet. Da die zusätzlichen Erfordernisse für die Maßnahmen in der Regel keine volle Arbeitskraft erfordern, wurde von einer Teilauslastung der Personen ausgegangen. Auch hier ergeben sich im Einzelfall Abweichungen, z.B. weil die neuen Aufgaben durch vorhandenes Personal voll abgedeckt werden können.

Die Reststoffentsorgung kann im Einzelfall, besonders bei beladenem Koks in Festbettfiltern, gleichfalls zu deutlich abweichenden Kosten führen. Sofern die Verbrennung des Kokes in der eigenen Anlage möglich ist und dabei die Zerstörung der adsorbierten Dioxine und Furane vorausgesetzt werden kann und eine Aufkonzentrierung von z.B. Schwermetalle nicht zu erwarten ist, beschränken sich die Entsorgungskosten auf die Reststoffhandhabung. Ist diese interne Nutzung nicht möglich, so kann die Entsorgung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage notwendig werden.

Für die Ermittlung der abgeschiedenen Dioxinmenge wurde grundsätzlich von einem Reingehalt von  $0,1 \text{ ng TE/m}^3$  ausgegangen.

### 3.4.2 Ergebnisse der Kostenabschätzung

Die **Gesamtkosten** verschiedener Abluftreinigungsverfahren bei einer Dioxinminderung von  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  wurden für eine Müllverbrennungsanlage, eine Sekundäraluminiumschmelze, eine Sinteranlage und ein Elektrostahlwerk abgeschätzt und sind in Tab.IV angegeben.

Bei der Sekundäraluminiumschmelze und beim Elektrostahlwerk wurden jeweils die Gesamtkosten einer Flugstrom-Neuanlage sowie **zusätzliche Kosten für eine Nachrüstung** zur Dioxinminderung eines bestehenden Flugstromverfahrens abgeschätzt. Für eine Müllverbrennungsanlage wurden außerdem die zusätzlichen Kosten für eine Nachrüstung eines für die  $\text{NO}_x$ -Minderung vorgesehenen Oxidationskatalysator zur Dioxinminderung abgeschätzt.

Die jeweiligen Investkosten und jährlichen Belastungen wurden anhand vergleichbarer Anlagen ermittelt, wobei für Abgasmenge und Rohgasgehalte jeweils in der Branche übliche Werte angenommen und für Reingaskonzentration, Abschreibung, Wartung, Druckverlust, Betriebsmittel und Entsorgung einheitliche Annahmen getroffen wurden.



Tab. 8: Abschätzung der spezifischen **Gesamtkosten** für Abluftreinigungsverfahren von ausgewählten Anlagen bei einer Dioxinminderung auf  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$  bzw. der **Kosten für eine Nachrüstung** von Emissionsminderungsverfahren zur Dioxinminderung auf  $0,1 \text{ ng I-TE/Nm}^3$

Anlage/ Minderungsverfahren	abgeschiedene Schadstoffe <sup>1)</sup>	Abgas- menge $\text{Nm}^3/\text{h}$	Rohgas ng TE/ $\text{Nm}^3$	Invest- kosten Mio. ATS	jährliche Belastung Mio.ATS/a	spezifische Gesamtkosten Mio.ATS/g I-TE	Nachrüstung Dioxinminderung Mio. ATS/g I-TE
<b>Müllverbrennung</b>							
Oxikat, Nachrüstung <sup>2)</sup>	PCDD/F	110000	5,0	8,1	1,54	-	0,41
Flugstrom	ST, HM, SG, PCCD/F	110000	5,0	28,3	10,6	2,80	-
Festbett	nahezu alle (Rest-) Schadstoffe	110000	5,0	88,8	13,6	3,59	-
<b>Aluminium, Flugstr.;</b>							
Neuanlage	ST, HM, SG, PCCD/F	43000	3,5	14,8	4,73	4,62	-
Nachrüstung <sup>3)</sup>	PCDD/F	43000	3,5	1,73	0,58	-	0,57
<b>Sinteranlage</b>							
Flugstrom	ST, HM, SG, PCCD/F	350000	3,0	62,0	29,7	4,18	-
Feinwäsche <sup>4)</sup>	FST, HM, SG, PCCD/F	350000	3,0	187,5	28,4	4,30	-
Festbett	nahezu alle (Rest-) Schadstoffe	350000	3,0	179,3	30,6	4,30	-
<b>E-Stahlwerk, Flugstr.;</b>							
Neuanlage	ST, HM, SG, PCCD/F	120000	1,0-0,3 <sup>5)</sup>	29,9	11,4	15,1-67,9	-
Nachrüstung <sup>3)</sup>	PCDD/F	120000	1,0-0,3 <sup>5)</sup>	1,73	1,23	-	1,62-7,31

1) ST = Staub; FST = Feinstaub; HM = Schwermetalle; SG = saure Gase; PCDD/F = Dioxine

2) zusätzliche Kosten der Dioxinabscheidung eines für die Entstickung eingesetzten Oxidationskatalysators

3) zusätzliche Kosten der Dioxinabscheidung eines für Staub-, Schwermetall und Sauer gasabscheidung eingesetzten Flugstromverfahrens

4) erreichbare Reingaskonzentration derzeit etwa  $0,2 - 0,4 \text{ ng/Nm}^3$

5) Rohgaskonzentration hängt stark von der Betriebsweise der Anlage ab.

Berücksichtigt man, daß die oben angeführten Abluftreinigungsverfahren in der Regel nicht ausschließlich zur Dioxinminderung eingesetzt werden, kann davon ausgegangen werden, daß der Kostenanteil, welcher der Dioxinminderung tatsächlich zugerechnet werden kann, wesentlich geringer liegt als die angegebenen Gesamtkosten. Eine direkte Zuordnung der Kosten für die Dioxinminderung hängt jedoch u.a. von der Gewichtung der einzelnen Schadstoffe ab und ist somit nur schwer möglich. Die Kosten für eine Nachrüstung eines bestehenden Flugstromverfahrens zur Dioxinminderung liegen im Bereich von 10-15% der Kosten für eine Neuanlage.

Zur qualitativen Abschätzung des Kostenanteils der Dioxinminderung kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, daß der Kostenanteil der Dioxinminderung bei Anlagen, bei welchen mehrere Abluftreinigungsverfahren eingesetzt werden, wie beispielsweise bei Müllverbrennungsanlagen, höher angesetzt werden muß, als bei Verfahren, bei welchen die Abluftreinigung inklusive der Dioxinminderung in einem einzigen Verfahren erfolgt. Eine gleichzeitige Abscheidung von Dioxinen und anderen Schadstoffen in einem Abluftreinigungsverfahren ist beispielsweise mit Absorptionsverfahren und Feinwaschverfahren bei metallverarbeitenden Anlagen möglich.

### 3.5 Zusammenfassung und Empfehlung

- Das Dioxinmissionspotential in Österreich konnte im letzten Jahrzehnt aufgrund von zumindest teilweise gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerten von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> und der in der Folge durchgeführten Emissionsminderungsmaßnahmen deutlich auf etwa 29 g I-TE/a vermindert werden.
- Einen erheblicher Anteil des Dioxinmissionspotentials bilden Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Verbrennungsanlagen im Bereich der Land- bzw. Forstwirtschaft. Eine Reduktion dieses Emissionspotentials ist nur mit dem Einsatz „sauberer“ Brennstoffe wie z.B. unbehandeltem Holz, Öl bzw. Gas und mit dem Umstieg auf moderne Feuerungsanlagen erreichbar.
- Industrielle Feuerungsanlagen können durch eine Optimierung der Verbrennung, wie hohe Verbrennungstemperaturen, hohe Verweilzeiten sowie durch eine hohe Turbulenz der Rauchgase allgemein ein relativ niedriges Emissionsniveau erreichen. In der Regel können jedoch Grenzwerte von 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> alleine mit Primärmaßnahmen nicht eingehalten werden.
- Durch gesetzlich bzw. behördlich vorgeschriebene Grenzwerte sind Abfallverbrennungsanlagen, die Sekundärkupferproduktion, eine von zwei Sinteranlagen und eine von drei Aluminiumschmelzen in Österreich mit Dioxinminderungstechniken ausgestattet und weisen im Vergleich zu anderen Quellen ein geringes Dioxinmissionspotential auf.  
Die Dioxinminderung bei Abfallverbrennungsanlagen wird üblicherweise mit katalytischer Oxidation in Kombination mit katalytischen Entstickungsanlagen bzw. mit Adsorption an Aktivkohle in einem Festbett- oder Flugstromreaktor erreicht. Mit diesen Verfahren zur Emissionsminderung von Dioxinen, deren Betrieb auch bei anderen emissionsrelevanten Anlagen möglich ist, ist die Einhaltung eines Dioxingrenzwert von unter 0,1 ng I-TE/Nm<sup>3</sup> Stand der Technik.
- Oftmals werden die Kosten der gesamten Abluftreinigung (Staub, Schwermetalle, Dioxine, etc.) ausschließlich der Dioxinminderung angelastet, wodurch sich vermeintlich hohe Kosten ergeben, welche eine Dioxinminderung in vielen Fällen als zu teuer erscheinen lässt.

Wird bei der verfahrenstechnischen Auswahl eines Verfahrens zur Dioxinminderung die gleichzeitige Reduktion anderer Schadstoffe (Staub, Schwermetalle, saure Gase etc.) mitberücksichtigt, so ergibt die Emissionsminderung von Dioxinen in der Regel nur einen verhältnismäßig geringen (Zusatz)aufwand.

## **4 IN ÖSTERR. ANGEWENDETE DIOXINMINDERUNGSVERFAHREN**

### **4.1 Abfallverwertungsanlage Wels (AVA-Wels)**

Die thermische Abfallverwertungsanlage ist ein integrierter Bestandteil des Recyclingparks Wels. An einem gemeinsamen Standort befinden sich Anlagen für die stoffliche Verwertung wie eine Gewerbeabfallsortieranlage für die Verarbeitung von 30.000 t/a, eine Kompostierungsanlage mit Biogasgewinnung für etwa 22.000 t/a und einer Bauschutttaufbereitungsanlage mit einer Auslegung von 60.000 t/a.

Seit Juli 1995 wird an diesem Standort eine Verbrennungsanlage für Haus- und Geweremüll betrieben. Die Anlage wurde zunächst im Probetrieb gefahren, im Oktober 1996 nahm sie den Vollbetrieb auf.

#### **4.1.1 Anlagenbeschreibung [29]**

##### **Thermische Abfallbehandlung**

Die Verbrennung erfolgt auf einem "Gegenlauf - Überschubrost" mit einem Durchsatz von 8 t/h bzw. 60.000 t/a. Über die Feuerungsleistungsregelung werden die Taktzeiten des Brennstoffzuteilers und der einzelnen Rostbereiche entsprechend der eingestellten Solldampfmenge gesteuert. Dadurch wird ein konstanter Verbrennungsvorgang ermöglicht.

Der Hauptteil der Verbrennungsluft wird über ein Gebläse aus dem Abfallbunker abgesaugt, als Unterwind unter den Rost befördert und durch die gekühlten Roststäbe in das darüberliegende Abfallbett geblasen. Um die Verbrennung zu verbessern, ausreichend hohe Feuer- raumtemperaturen und damit eine schadstoffarme Verbrennung sicherzustellen, wird bei niedrigen Heizwerten des Brennstoffes die Primärluft vorgewärmt.

Eine Beaufschlagung des Rostes mit Müll darf erst erfolgen, wenn die Temperatur mindestens 850°C beträgt. Über dem Rost sind im Feuerraum Stützbrenner angeordnet (Erdgas bzw. Heizöl Extraleicht), die bei den An- und Abfahrvorgängen das erforderliche Temperaturniveau herstellen und automatisch in Funktion treten, sobald die vorgeschriebene Temperatur unterschritten wird.

Durch diese technischen Vorkehrungen kann eine Verbrennungstemperatur von über 850°C bei allen Betriebszuständen eingehalten werden.

Die Verbrennungsgase gelangen mit einer Temperatur von etwa 950 °C in die an den Feuerraum anschließenden Strahlungszüge der Kesselanlage und werden dort auf ca. 650 °C abgekühlt. Danach durchströmen sie den Konvektionsteil der Kesselanlage, geben Wärme für die Dampfproduktion zur Strom- bzw. Fernwärmeerzeugung ab und kühlen dabei auf bis etwa 180°C ab.

##### **Rauchgasreinigung**

Die Rauchgasreinigung erfolgt in fünf Stufen: Elektrofilter, zwei Rauchgaswäscherstufen, Aktivkohlefilter und DeNO<sub>x</sub> - Katalysator.

## Elektrofilter

Vor Eintritt in den Elektrofilter werden die Rauchgase über einen vorgeschalteten Economiser auf etwa 180°C abgekühlt. Damit wird die Gefahr der De-Novo - Synthese von Dioxinen und Furanen im Elektrofilter stark verringert.

Ein Teil des abgekühlten Rauchgases wird nach dem Elektrofilter in den Feuerraum zurückgeführt.

## Erste Stufe der Rauchgaswäsche

Die erste Stufe der Rauchgaswäsche besteht aus einem Gleichstromwäscher mit integriertem Quencher sowie einem abgasseitig angeordneten Tropfenabscheider. Das Rauchgas wird mit Wasserdampf gesättigt und auf etwa 60 bis 70 °C abgekühlt. Die dabei anfallende Absorptionsflüssigkeit wird im Wäschersumpf aufgefangen. In der ersten Rauchgaswäscherstufe werden Salz- und Flußsäure, Schwermetalle und Reststaub aus der Abluft entfernt.

Um eine Schadstoffaufkonzentrierung zu verhindern, wird kontinuierlich ein Teilstrom des sauren Prozeßwassers ausgeschleust und in der Aschebehandlung eingesetzt. Danach wird das Waschwasser der Abwasserbehandlung zugeführt.

Die zweite Wäscherstufe besteht aus einem Gegenstromwäscher mit optimiertem Zerstäuber und ebenfalls abgasseitig angeordneten Tropfenabscheider. Sie dient zur Abscheidung von Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>). Durch Doppel - Alkali - Prozeßführung wird eine sehr hohe SO<sub>2</sub>-Ausscheidung sowohl im Dauerbetrieb als auch bei stoßartiger Belastung erreicht.

Den Anschluß der Rauchgaswäsche bildet ein Hochleistungs - Tropfenabscheider, in dem die im Rauchgas vorhandenen Wassertröpfchen nach dem Prallflächenprinzip abgeschieden werden.

## Aktivkoksfilter

Diese Reinigungsstufe besteht aus einem mit Aktivkoks gefüllten Filter, der den Staubgehalt, aber auch Schwermetallspuren und Restdioxine zurückhält. Der Grenzwert von 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> wird nicht nur sicher eingehalten, sondern um ein Vielfaches unterschritten. Die gemessene Dioxinkonzentration im Reingas liegt bei 0,009 ng TE /Nm<sup>3</sup>.

Durch den kontinuierlichen Abzug des beladenen Aktivkokes und der gleichmäßigen Nachfüllung mit frischem Material wird der Aktivkoksfilter während des Betriebes ständig erneuert. Damit ist auch eine große Sicherheitsreserve für die Abscheideleistung gewährleistet.

## SCR-Katalysator

Bei der AVA Wels ist bereits durch die Kaltgasrezirkulation eine primäre Stickoxidminderung realisiert. Zusätzlich wurde ein Katalysator nach dem SCR-Verfahren eingebaut. Stickoxide werden bei einer Temperatur von ca. 190°C mit Hilfe von Ammoniakwasser zu Luftstickstoff reduziert. Damit wird der NO<sub>x</sub>-Grenzwert von 100 mg/Nm<sup>3</sup> sicher unterschritten. Die aktuellen NO<sub>x</sub>-Emissionen liegen im Regelfall um die 50 mg/Nm<sup>3</sup>.

#### 4.1.2 Emissionen der AVA Wels

In der folgenden Tabelle werden die Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung und des Behördenbescheides aktuellen Emissionswerten gegenübergestellt.

Tab. 9: Behördlich vorgeschriebene Emissionsgrenzwerte und tatsächliche Emissionswerte der AVA - Wels

Parameter	Einheit	Luftreinhalte VO	Grenzwerte Bescheid	Emissionsmessung vom 20.10.1995	Emissionsmessung vom 28.02.1997	
		HMW	HMW	TMW	TMW	HMWmax
Staub	mg/Nm <sup>3</sup>	20	8	<1	<1	1
HCl	mg/Nm <sup>3</sup>	15	7	<0,1	<0,1	0,1
HF	mg/Nm <sup>3</sup>	0,7	0,3	<0,1	<0,1	0,1
SO <sub>2</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	100	20	2	3	6
CO	mg/Nm <sup>3</sup>	50	50	20	14	20
NO <sub>2</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	300	100	54	44	65
Cd	mg/Nm <sup>3</sup>	0,05	0,05	0,0002 *	0,0002 *	
Hg	mg/Nm <sup>3</sup>	0,05	0,05	0,0009 *	0,0009 *	
C <sub>org</sub>	mg/Nm <sup>3</sup>	20	8	<0,1	<0,1	0,5
PCDD/F	ng TE/Nm <sup>3</sup>	0,1	0,1	0,009 *	0,009 *	

Werte beziehen sich auf trockenes Abgas, 1013 mbar, 0°C und 11% Restsauerstoff

\* Cd, Hg, PCDD/F....Mittelwerte aus 6 Meßserien

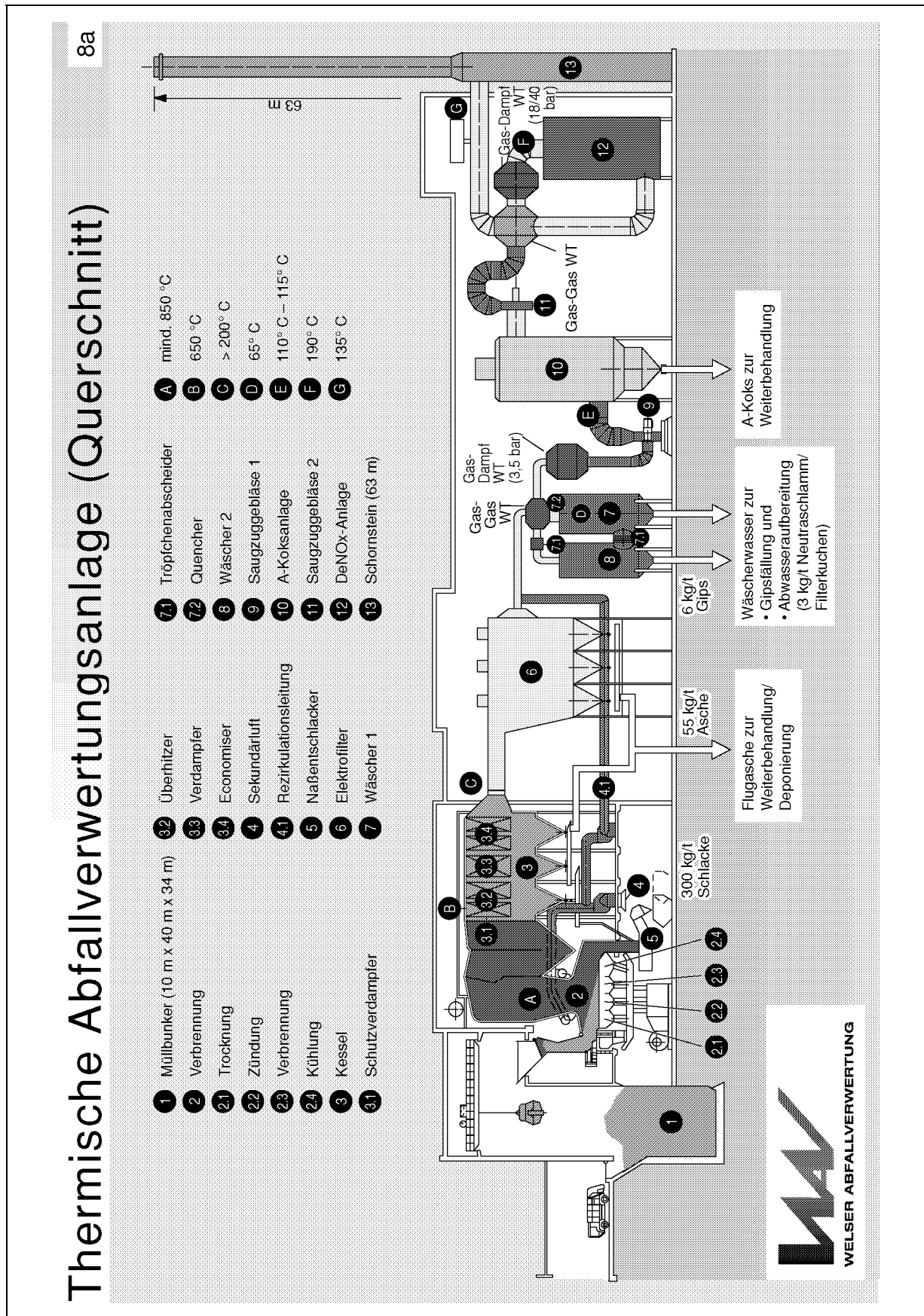


Abb. 3: Anlagenschema der Abfallverwertungsanlage Wels (Quelle: WAV)

### 4.1.3 Abscheideleistung

PCDD/F werden zu einem gewissen Anteil bereits in den beiden Wäscherstufen abgeschieden. Die eigentliche Dioxinabscheidung erfolgt im Aktivkohlefilter.

Aus PCDD/F - Messungen, die im Dezember 1995 im Rauchgas nach dem E-Filter sowie vor und nach Aktivkohlefilter durchgeführt worden sind, wurden folgende Abscheidegrade für PCDD/F errechnet:

PCDD/F - Abscheidegrad: Wäscher: .....	30 %
Aktivkohlefilter: .....	99,75 %
Wäscher u. Aktivkohlefilter .....	99,83 %

### 4.1.4 Reststoffe und Reststoffbehandlung in der AVA Wels

**Schlackebehandlung:** Die Schlacke aus der Verbrennung fällt über einen Fallschacht in das Wasserbad des Plattenband - Naßentschlackers. In diesem Prozeß werden lösliche Bestandteile der Schlacke extrahiert. Anschließend wird die Schlacke mittels Überbandmagneten von Eisenschrott befreit.

#### Abwasseraufbereitung

Die Abwasseraufbereitung besteht aus zwei Fällungsstufen. Die so abgeschiedenen Neutralisationsschlämme werden in einer Kammerfilterpresse entwässert. Dieser Filterkuchen wird in "big bags" abgefüllt. Das Reinwasser durchläuft weiters Kiesfilter, Aktivkohlefilter und Ionenaustauscher und unterschreitet deutlich die geltenden Grenzwerte. Da heute das Recyclieren von im Neutralisationsschlamm aufkonzentrierten Schwermetallen wirtschaftlich noch nicht möglich ist, müssen diese Schlämme untertage in deutschen Salzbergwerken abgelagert werden.

#### Mengenbilanz Reststoffe

Von 1.000 kg Abfall verbleiben 290 kg Schlacke, 30 kg Asche, 6 kg Gips, 2 kg Neutralschlamm. Für die Reststoffe Schlacke, Asche und REA - Gips steht eine geeignete, umspundete Deponie direkt am AVA - Standort zur Verfügung.

Lediglich der Neutralschlamm und die Aktivkohle müssen, da Aufbereitungsverfahren zwar möglich aber derzeit noch zu teuer sind, mit der Zustimmung des Bundesministerium für Umwelt in Deutschland untertage deponiert werden.

### 4.1.5 Kosten

Die Baukosten der AVA Wels beliefen sich auf rund 980 Mio. ATS, inklusive Abschreibung und Bauzinsen.

### 4.1.6 Betriebsdaten und –bedingungen [30]

Die AVA Wels ist für einen Jahresdurchsatz von 60.000 t Haus- und Gewerbemüll ausgelegt. Der Müll setzt sich in der Regel aus 60% Hausmüll und 40% Gewerbemüll zusammen. Der Heizwert beträgt im Jahresschnitt ca. 10.500 kJ/kg und unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen (11.500 kJ/kg im Sommer, 8.500 kJ/kg im Winter). An Verbrennungsluft wird ca. 22.500 m<sup>3</sup>/h Primärluft (vorgewärmt auf 170°C), 11.000 m<sup>3</sup>/h Sekundärluft und ca. 12.500 m<sup>3</sup>/h Rezirkulationsluft benötigt. Der Abgasvolumenstrom beträgt etwa 60.000 Nm<sup>3</sup>/h, die Abgastemperatur liegt bei 133°C.

## 4.2 Müllverbrennungsanlage Spittelau

Die Fa. Fernwärme Wien Gesellschaft mbH betreibt an einem Standort im neunten Wiener Gemeindebezirk eine Müllverbrennungsanlage für kommunalen Hausmüll, deren Abwärme in den Fernwärmeverbund der Stadt Wien eingespeist wird. Die MVA Spittelau ist bei einer installierten thermischen Leistung von 460 MW gegenwärtig das größte Fernwärmewerk Österreichs und deckt den Grundlastbedarf und mit den beiden Heißwasserkesseln den Spitzen- und Ausfallsbedarf des Verbundnetzes. Es werden 60 MW ganzjährig in das Netz eingespeist. Insbesondere ist die Wärmeversorgung des nahegelegenen Allgemeinen Krankenhauses von Bedeutung.

Nach dem Brand vom 15. Mai 1987 bei dem unter anderem die neu errichtete Rauchgasreinigung und der Hochkamin weitgehend zerstört bzw. beschädigt wurden, erfolgte eine Neukonzeption und Errichtung der Anlage durch die Fa. SGP. Insbesondere die Rauchgasreinigung wurde neu ausgelegt und mit einer ursprünglich nicht vorgesehenen DeNox-Anlage ausgerüstet. Nach einem Probetrieb wurde die MVA im November 1989 wieder in Betrieb genommen.

### 4.2.1 Brennstoffe

Als Brennstoffe kommen Hausmüll [Schlüsselnummer 91.101 laut ÖNORM S 2100], Hausmüll ähnliche Gewerbeabfälle [Schlüsselnummerhauptgruppe 912] und nicht - infektiöser Abfall aus dem medizinischen Bereich [ÖNORM S 2104] zum Einsatz.

### 4.2.2 Verfahrensbeschreibung

#### Rostfeuerung

Die Verbrennung des Mülls erfolgt auf zwei parallelen Linien, die je 16 - 18 t Müll/h aufnehmen können. Diese Linien sind bauartgleich und werden bis zur DeNox - Anlage getrennt geführt. Die Brennkammern sind mit Zweibahn - Rückschubrosten ausgestattet. An Stirn- und Rückwand der Brennkammer sind zur Regulierung der Luftzufuhr Sekundärluftdüsen installiert. Für den instabilen An- und Abfahrbetrieb der Kessel sind zwei Gasstützbrenner installiert, die eine Brennkammertemperatur von mindestens 650°C sicherstellen. Aus der Brennkammer strömt das Rauchgas im ersten Kesselzug vertikal zur Kesseldecke, wird umgelenkt, und strömt mit ca. 800°C in dem, parallel zum ersten verlaufenden, mit Berührungsverdampfern ausgestatteten zweiten Zug vertikal nach unten. Anschließend wird das Rauchgas mit ca. 550°C in den dritten, ebenfalls vertikal angeordneten Kesselzug umgeleitet, wo es die Nachschaltheizflächen, einen Schlangenrohrvorwärmer für Speisewasser und einen Röhrenluftvorwärmer für Verbrennungsluft aufheizt. Die Austrittstemperatur beträgt zwischen 250 und 350 °C.

In beiden Linien werden gemeinsam 90 t Satteldampf/h mit 32 bar erzeugt, der in einer Gegendruckturbine auf 4,5 bar abgearbeitet wird. In einem Generator wird damit ca. 5,2 MW Strom erzeugt, der über den größten Teil des Jahres den Eigenstrombedarf von ca. 3,5 MW deckt bzw. als Überschuss abgegeben wird. Der Dampf wird nach der Turbine in einer Wärmetauscherguppe kondensiert und erwärmt dort das mit 70°C zurückkommende Rücklaufwasser des Heißwassernetzes auf ca. 150 °C.

Die anfallende Schlacke und der Rostdurchfall werden unter Luftabschluß in den Naßentschlacker befördert. Pro Tonne Müll fallen ca. 270 kg Schlacke an. Diese wird zur Abfallbehandlungsanlage Rautenweg transportiert, wo sie gemeinsam mit der Filterasche und nach Zugabe von Wasser und Zement in die Ringwallschüttung der Deponie eingebracht werden. Weiters fällt Metallschrott in einer Menge von ca. 27 kg an, der über den Rohstoffhandel einer Verhüttung zugeführt wird. Ein Grenzwert für diesen Abfall liegen in Österreich nicht vor. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F-Gehaltes untersucht.



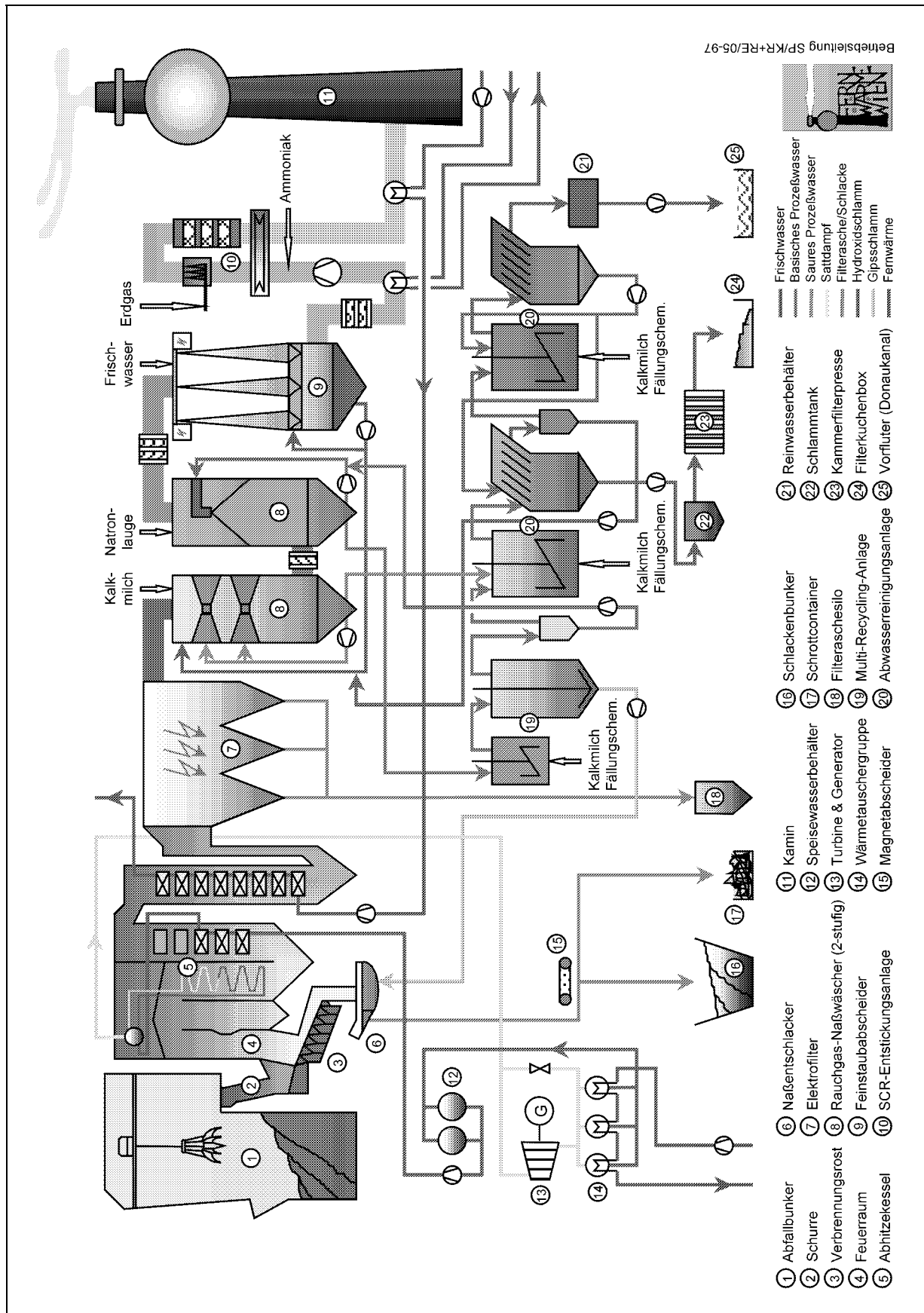


Abb. 4: Thermische Abfallbehandlung – Anlagenschema MVA Spittelau

Tab. 10: **Schlacke**: Zusammenstellung der Analysen

Schlacke	PCDD/PCDF - Konzentration	
	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	0,13 - 0,18	0,001 - 0,003
Mittelwert	0,146 <sup>1)</sup>	0,0024 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 7 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996

## Abgasreinigung

Um die Eintrittstemperatur des Rauchgases in die E-Filter über die gesamte Zeit konstant auf 180°C zu halten, sind zwei mit Heißwasser aus dem Fernwärmenetz beaufschlagte Rauchgaswärmetauscher nachgeschaltet.

Anschließend durchströmen die Rauchgase ein Elektrofilter, welches sich aus drei, aufeinander folgenden Feldern zusammensetzt. Der anfallende Staub wird über zwei Hutzen abgetragen. Die Abscheidung von Staub erfolgt von ca. 8 g/Nm<sup>3</sup> auf < 10 mg/Nm<sup>3</sup>.

Pro Tonne Müll fallen ca. 24 kg Filter- und ca. 0,05 bis 0,1 kg Kesselasche an. Die PCDD/F - Konzentrationen des Filterstaubes sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Einen Grenzwert für diesen Abfall gibt es in Österreich nicht. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F - Gehaltes untersucht.

Tab. 11: **Filterstaub**: Zusammenstellung der Analysen

Filterstaub	PCDD/PCDF - Konzentration	
	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/kg <sub>tr</sub> ]
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/kg <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	59,3 - 225	0,95 - 3,88
Mittelwert	139,1 <sup>1)</sup>	2,533 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 7 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996

Das entstaubte Rauchgas gelangt in die nachfolgende dreistufige nasse Rauchgasreinigung. Vor Eintritt in die erste Waschstufe wird das Rauchgas in einer Quenche durch Frischwassereindüsung auf eine Sättigungstemperatur von 60-65°C abgekühlt. Anschließend durchströmen sie einen ersten sauren Wäscher. Die Abscheidung von Chlor- und Fluorwasserstoff sowie von Staub und Schwermetallen erfolgt in Wasserschildern, die den vollen Gasquerschnitt erfassen. Durch Zugabe von Kalkmilch wird der pH bei ca. 1 konstant gehalten. Das Abwasser führt die abgeschiedenen Schadstoffe in die Abwasserreinigungsanlage (ARA). Ein Teil dieses Wassers wird nach der Behandlung in der ARA wieder zum Wäscher rückgeführt.

Nach einem Tropfenabscheider gelangen die Rauchgase in einen zweiten Wäscher, der als Gegenstromwäscher ausgeführt ist und zur Abscheidung von Schwefeldioxid dient. Der pH-Wert wird mit NaOH auf 7 stabilisiert. Um Natronlauge zu sparen, wird das Waschwasser dem MR-Reaktor zugeführt. Anschließend wird ein Teil des Wassers in den Wäscher zurückgeführt.

Nach einem weiteren Tropfenabscheider tritt das gesättigte Rauchgas in einen elektrodynamischen Venturi ein, in dem Feinstaubanteile statisch aufgeladen und in einem Wasserschild abgetrennt werden. Das gesamte Wäscherabwasser wird dem ersten Wäscher zugeführt. Die austrittsseitigen Staubgehalte liegen bei ca. 1 mg/Nm<sup>3</sup>.

Nach einem Trockner wird der Rauchgasstrom in einem Wärmetauscher auf ca. 100°C erwärmt und von einem Saugzuggebläse SCR - DeNox - Anlage eintragen (Selective Catalytic Reduction). Diese ist für beide Linien gemeinsam und 220.000 Nm<sup>3</sup>/h feuchtes Abgas ausgelegt und besitzt einen Bypass zum Anfahren aus dem kalten Zustand.

Eintrittseitig werden die Rauchgase durch Wärmeverschiebung des austretenden Reingases in einem Wärmerohr von 100 auf ca. 220°C aufgeheizt. Mit Erdgas betriebene Flächenbrenner erwärmen das Rauchgas auf die für den Betrieb des Katalysator erforderlichen 280 °C. Nach einer Mischstrecke und der Umlenkung wird ein Teilstrom des Rauchgases für die Verdampfung der Ammoniaklösung abgezweigt. Dieser 25%ige Ammoniakdampf wird noch vor dem Wärmerohr eingedüst. In der Folge strömt das Rauchgas/Ammoniakgemisch über den Katalysator. Dieser Titandioxidkatalysator ist in drei Lagen ausgeführt: die ersten beiden weisen ein Volumen von je 18m<sup>3</sup> auf (3,5% V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), die dritte im Jahr 1991 installierte Lage hat ein Volumen von 21,6 m<sup>3</sup> und einen Vanadiumgehalt von 5%. In dem eingangs erwähnten Wärmetauscher werden die Abgase auf ca. 115 °C abgekühlt und in der Folge als Reingas dem Kamin zur Ableitung in die freie Atmosphäre zugeführt.

In der MVA Spittelau werden in monatlichen Abständen Bestimmungen der Emissionskonzentrationen der PCDD/F im Reingas durchgeführt. Weiters werden in zweimonatlichen Abständen die Rohgaskonzentrationen anströmseitig zur DeNOx - Anlage nach Gebläse ermittelt. Weiters sei erwähnt, daß an diesen beiden Meßstellen zweimal pro Jahr die Konzentrationen an Chlorphenolen, Chlorbenzolen, Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) ermittelt werden. Die PCDD/F - Konzentrationen sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Der Grenzwert beträgt gemäß LRG-K 1989 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup>.

Tab. 12: Roh- und Reingas: Zusammenstellung der Analysen

Abgas	Rohgas <sup>1)</sup>	Reingas <sup>2)</sup>
Einheit	[ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> ]
Konzentrationsbereich	0,64 - 4,1	0,012 - 0,079
Mittelwert	1,72 <sup>3)</sup>	0,032 <sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> Rohgas: Abgas anströmseitig zur DeNOx – Anlage

<sup>2)</sup> Reingas: Abgas vor Eintritt in die freie Atmosphäre

<sup>3)</sup> Mittelwert aus 15 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

<sup>4)</sup> Mittelwert aus 43 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

#### 4.2.3 Abwasserreinigung (ARA)

In der ARA werden die anfallenden stark bzw. leicht sauren staubhaltigen Abwässer behandelt.

Das Abwasser des sauren Wäschers wird durch Kalkmilchzugabe alkalisiert. Die entstehenden Hydroxide werden nach Zugabe von Eisen-III-Chlorid, eines Komplexfällungsmittels (TMT) und eines Polyelektrolyten in einem Lamellenschrägklärer abgeschieden. Das vorgeereinigte Abwasser wird teilweise in die erste Stufe rückgeführt, der Rest analog einer Feinreinigung unterzogen.

Die Schlämme der beiden Fällungsstufen werden vereint einer Kammerfilterpresse zugeführt. Der entstehende Filterkuchen wird in einem Salzstock endgelagert. Das Reinwasser wird in den Donaukanal eingeleitet.

Das Abwasser aus dem SO<sub>2</sub>-Wäscher wird im MR-Reaktor mit Kalkmilch und Polyelektrolyt versetzt und der anfallende Gips im MR-Klärer sedimentiert. Der anfallende Feststoff wird in den Naßentschlacker abgepumpt und gemeinsam mit der Schlacke ausgebracht.

Durchschnittlich fallen 1 kg Filterkuchen pro Tonne Müll an (Trockensubstanz ca. 30%). Die PCDD/F - Konzentrationen sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Grenzwerte für diesen Abfall liegen in Österreich nicht vor. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F - Gehaltes untersucht.

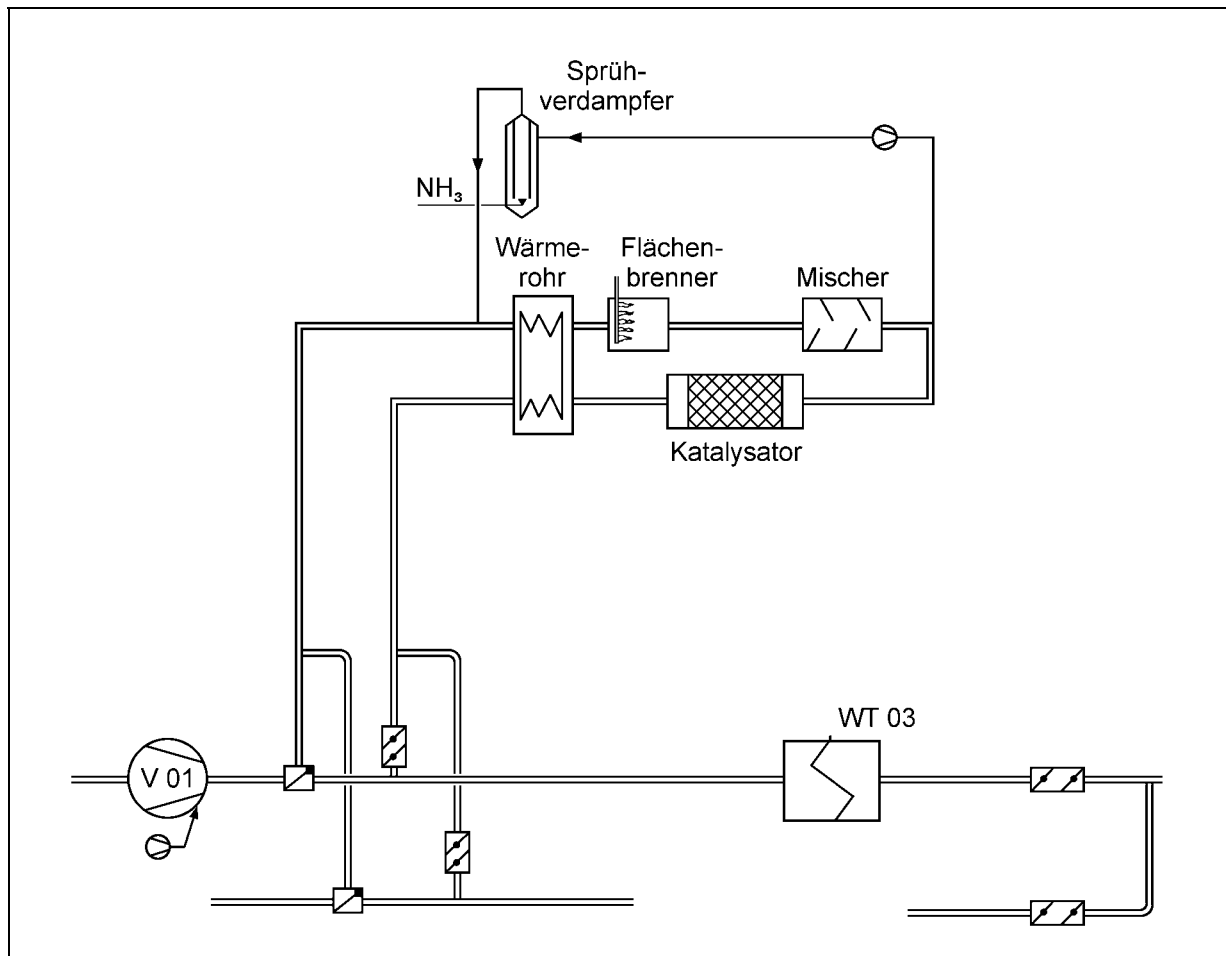


Abb. 5: Schaltschema der DeNOx - Anlage der MVA Spittelau

Tab. 13: Filterkuchen: Zusammenstellung der Analysen

Filterkuchen	PCDD/PCDF - Konzentration	
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	14,2 - 35,6	0,123 - 0,736
Mittelwert	24,2 <sup>1)</sup>	0,543 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 7 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

Die in den Donaukanal eingeleitete Abwassermenge ist behördlich mit 480 m<sup>3</sup>/d beschränkt, beträgt in der Regel jedoch nur ca. 15 m<sup>3</sup>/h. Die nachfolgende Tabelle beinhaltet eine Zusammenstellung der vorliegenden Analysenwerte. Auf die Festlegung eines Grenzwertes wurde im Rahmen der AEV Verbrennungsgas verzichtet. Die Untersuchungen erfolgen ebenfalls stichprobenartig zweimal pro Jahr. Die angeführten Gehalte beinhalten sowohl den gelösten, als auch den an Partikel gebundenen PCDD/F - Anteil.

Tab. 14: Reinwasser: Zusammenstellung der Analysen

Reinwasser	PCDD/PCDF - Konzentration	
Einheit	[ng/l]	[ng TE/l]
Konzentrationsbereich	0,152 - 1,32	0,002 - 0,03
Mittelwert	0,797 <sup>1)</sup>	0,045 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 7 Bestimmungen zwischen 1993 und 1996

#### 4.2.4 Die dritte Katalysatorlage

Ab der Wiederinbetriebnahme der MVA im Oktober 1990 wurden zahlreiche Versuchsläufe durchgeführt, um das Verhalten des Katalysators bei verschiedenen Betriebsbedingungen hinsichtlich der PCDD/F - Zerstörung zu erproben (Temperatur, Ammoniakschlupf, Rauchgasmenge).

Aufgrund dieser Versuche wurde im Juli 1991 die Entscheidung getroffen, zu sicheren Einhaltung des PCDD/F - Grenzwertes eine dritte Katalysatorlage mit einem Volumen von 21,6 m<sup>3</sup> [5% V] einzubauen. Der Platz in der DeNO<sub>x</sub> - Box für diese zusätzliche Lage war bereits vorgesehen, da der Lieferant eine Garantie für die NO<sub>x</sub>-Minderung nur unter der Bedingung abgegeben hatte, daß nach 16.000 Betriebsstunden eine dritte Katalysatorlage eingebaut werde.

Die Investitionskosten für diese Lage betragen öS 10 Mio. Diese Kosten beinhalten 1 Lage Katalysatoren (12 Module), die planerischen Vorarbeiten, die erforderlichen Umbauarbeiten und die Wiederinbetriebnahme.

### 4.3 MVA Flötzersteig

Die MVA Flötzersteig ist eine 100prozentige Tochter der Fernwärme Wien Gesellschaft mbH, betreibt an einem Standort im sechzehnten Wiener Gemeindebezirk eine Müllverbrennungsanlage für kommunalen Hausmüll, deren Abwärme in den Fernwärmeverbund der Stadt Wien eingespeist wird und Großabnehmer wie u.a. das Ottakringer Bad, nahegelegene Krankenhäuser und die Zentralwäscherei der Stadt Wien mit Wärme versorgt. Es werden 50 MW ganzjährig in das Netz eingespeist.

Um den Stand der Technik zu erreichen, wurde 1985 eine dreistufige nasse Rauchgasreinigung und eine Abwasserreinigungsanlage gebaut, zwischen 1990 und 1993 die Brennkammern, die Verbrennungsroste und die Elektrofilter erneuert und 1992-1993 eine DeNO<sub>x</sub> - Anlage zur Entstickung und Dioxinminderung errichtet.

### 4.3.1 Brennstoffe

Als Brennstoffe kommen Hausmüll [Schlüsselnummer 91.101 laut ÖNORM S 2100], hausmüllähnliche Gewerbeabfälle [Schlüsselnummerhauptgruppe 912] und nicht-infektiöser Abfall aus dem medizinischen Bereich [ÖNORM S 2104] zum Einsatz. Der Heizwert des Mülls liegt in einem Bereich von ca. 8.000 bis 9.500 kJ/kg.

### 4.3.2 Verfahrensbeschreibung

#### Rostfeuerung

Die Verbrennung des Mülls erfolgt auf drei parallelen Linien, mit einer Kapazität von je 8,3 t Müll/h. Diese Linien sind in ihrer Auslegung gleich und werden bis zum Eintritt in die DeNOx - Anlage getrennt geführt.

Die Brennkammern sind mit Gegenlauf - Überschubrosten ausgerüstet und verfügen über je zwei Gasbrenner, die beim An- und Abfahren in Betrieb genommen werden. Die Müllbeschickung über die Schurren erfolgt erst nach Erreichen einer Mindesttemperatur von 650°C. Beim Abfahren wird diese Mindesttemperatur solange aufrechterhalten bis sich kein Müll mehr auf dem Rost befindet. Über Düsen wird Sekundärluft proportional zur Dampfmenge eingeblasen.

Aus der Brennkammer strömt das Rauchgas über drei Züge zum Überhitzer und danach über weitere Züge zum E-Filter. Dabei wird das Rauchgas auf 180 - 220°C abgekühlt. Im letzten Zug ist der Speisewasservorwärmer angeordnet.

In den drei Linien werden gemeinsam 70 t Sattedampf/h mit 16 bar und 270°C erzeugt, dessen Energieinhalt 0,72 MWh/t Dampf, d.h. ca. 1,9 MWh/t Müll entspricht.

Die anfallende Schlacke fällt am Ende des Rostes in einen wassergefüllten Naßentschlacker und gelangt über ein Förderband in den Schlackenbunker. Pro Tonne Müll fallen ca. 285 kg Schlacke an. Diese wird zur Abfallbehandlungsanlage Rautenweg transportiert, wo sie nach Zugabe von Wasser und Zement in die Ringwallschüttung der Deponie eingebracht wird. Weiters fällt Grobschrott in einer Menge von ca. 1,5 kg an, der über den Rohstoffhandel einer Verhüttung zugeführt wird. Die PCDD/F - Konzentrationen der Schlacke sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Ein Grenzwert für diesen Abfall liegt in Österreich nicht vor. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F - Gehaltes untersucht.

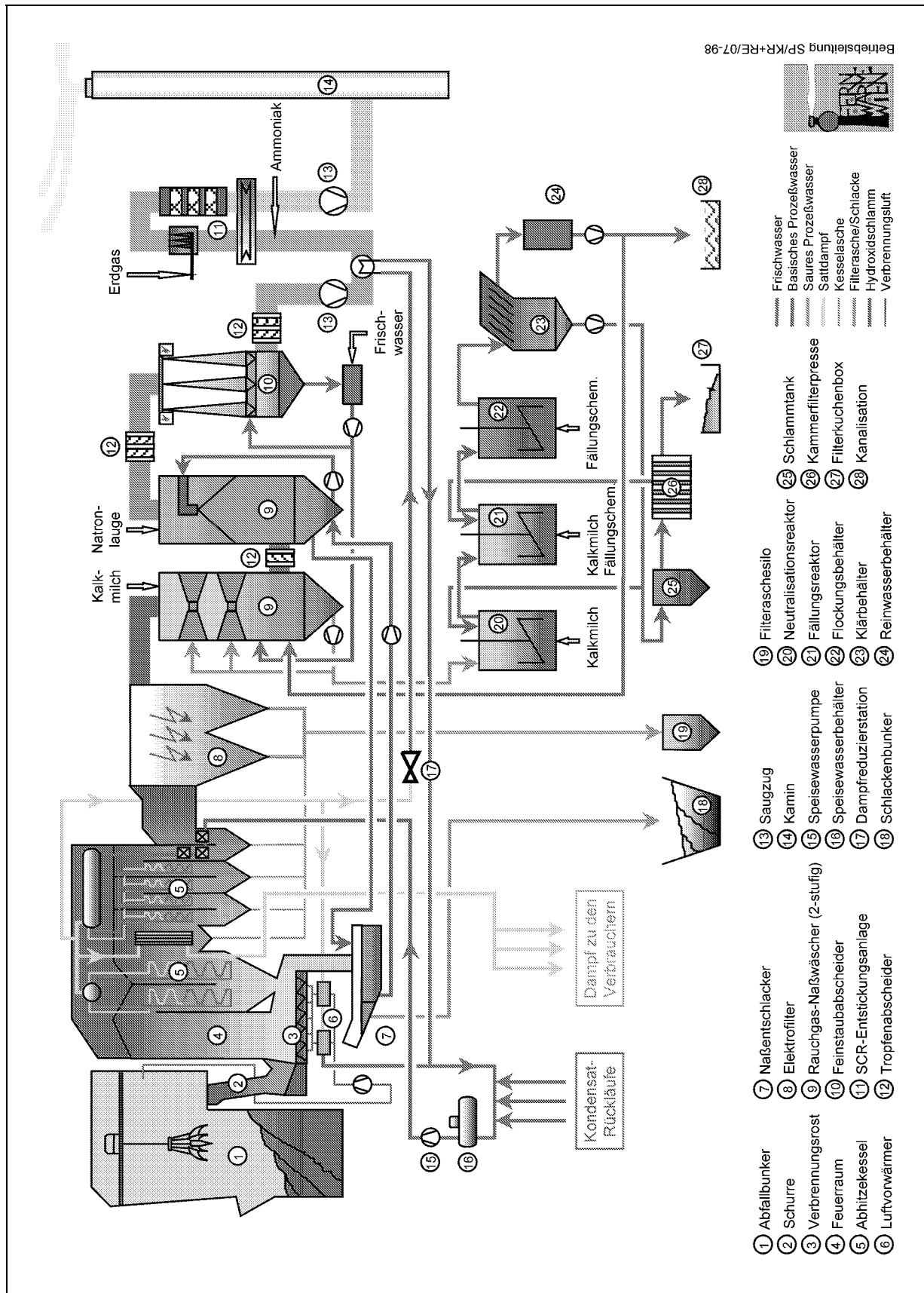


Abb. 6: Thermische Abfallbehandlung – Anlagenschema MVA Flötzersteig

Tab. 15: **Schlacke**: Zusammenstellung der Analysen

Schlacke	PCDD/PCDF - Konzentration	
	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	0,00255 - 0,714	0,00238 - 14,67
Mittelwert	0,380 <sup>1)</sup>	0,00222 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 3 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 4 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996; Ausreißer mit 14,67 ng TE/g<sub>tr</sub> wurde nicht berücksichtigt

### 4.3.3 Abgasreinigung

Das Rauchgas durchströmt nach Austritt aus dem Müllkessel ein zweifeldriges Elektrofilter. Die Abscheidung von Staub erfolgt von eintrittseitigen ca. 3000 mg/Nm<sup>3</sup> auf austrittsseitigen ca. 20 bis 40 mg/Nm<sup>3</sup>.

Pro Tonne Müll fallen ca. 18 kg Filter- und Kesselasche an. Die PCDD/F - Konzentrationen des Filterstaubes sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Einen Grenzwert für diesen Abfall gibt es in Österreich nicht. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F - Gehaltes untersucht.

Tab. 16: **Filterstaub**: Zusammenstellung der Analysen

Filterstaub	PCDD/PCDF - Konzentration	
	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/kg <sub>tr</sub> ]
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/kg <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	56,34 - 161,8	0,244 - 2,023
Mittelwert	98,24 <sup>1)</sup>	1,241 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 3 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996

Das entstaubte Rauchgas gelangt mit ca. 200°C in die nachfolgende dreistufige nasse Rauchgasreinigung. Bei Eintritt in die erste Waschstufe wird das Rauchgas durch Frischwassereindüsung auf eine Sättigungstemperatur von 60-70°C abgekühlt. Anschließend durchströmt es einen ersten sauren Wäscher. Die Abscheidung von Chlor- und Fluorwasserstoff sowie von Staub und Schwermetallen erfolgt in Wasserschildern, die den vollen Gasquerschnitt erfassen. Durch Zugabe von Kalkmilch wird der pH bei ca. 1 konstant gehalten. Das Abwasser führt die abgeschiedenen Schadstoffe in die Abwasserreinigungsanlage (ARA).

Über einen Tropfenabscheider gelangen die Rauchgase in einen zweiten Wäscher, der zur Abscheidung von Schwefeldioxid dient. Die Regelung des pH-Wertes von ca. 7 erfolgt durch Zugabe von NaOH. Ein Teil des Waschwassers wird zum Naßentschlacker geführt, wo im alkalischen Milieu Gips anfällt der gemeinsam mit der Schlacke entsorgt wird.

Nach einem weiteren Tropfenabscheider tritt das gesättigte Rauchgas in einen elektrodynamischen Venturi ein, in dem das Rauchgas adiabatisch entspannt, Feinstaubanteile statisch aufgeladen und in einem Wasserschild abgetrennt werden. Das gesamte Wäscherabwasser wird dem ersten Wäscher zugeführt. Die austrittsseitigen Staubgehalte liegen bei ca. 2-3 mg/Nm<sup>3</sup>.

Nach einem Tropfenabscheider wird der Rauchgasstrom von einem Saugzuggebläse noch vor Eintritt in die SCR - DeNOx - Anlage einem Dampfwärmetauscher zugeführt. Die SCR-DeNOx - Anlage ist für die drei Linien gemeinsam ausgelegt und verfügt über einen Bypass.



Nach Eintritt in die DeNO<sub>x</sub> - Anlage wird 25% Ammoniakwasser in einem auf 220°C aufgeheizten Luftstrom zugeführt. Ein Wärmeverschiebungssystem erwärmt das Rauchgas von 130 auf ca. 230°C. Mit Erdgas betriebene Flächenbrenner erwärmen das Rauchgas auf die für den Betrieb des Katalysator erforderlichen 260 °C. In der Folge strömt das Rauchgas/Ammoniakgemisch über den Katalysator. Dieser Titandioxidkatalysator ist in drei Lagen ausgeführt und weist ein Gesamtvolumen von 52 m<sup>3</sup> auf. (5 %V). In dem eingangs erwähnten Wärmetauscher werden die Abgase auf ca. 160 °C abgekühlt und mittels Gebläse dem Kamin zugeführt.

In der MVA Flötzersteig werden in monatlichen Abständen Bestimmungen der Emissionskonzentrationen der PCDD/F im Reingas durchgeführt. Weiters werden in zweimonatlichen Abständen die Rohgaskonzentrationen anströmseitig zur DeNO<sub>x</sub> - Anlage nach Gebläse ermittelt. Weiters sei erwähnt, daß an diesen beiden Meßstellen zweimal pro Jahr die Konzentrationen an Chlorphenolen, Chlorbenzolen, Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) ermittelt werden. Die PCDD/F - Konzentrationen sind in der nachfolgenden angeführt. Der Grenzwert beträgt gemäß LRG-K 1989 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup>.

Tab. 17: Roh- und Reingas: Zusammenstellung der Analysen

Abgas	Rohgas	Reingas
Einheit	[ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> ]
Konzentrationsbereich	0,6 - 4,1	0,005 - 0,081
Mittelwert	0,883 <sup>1)</sup>	0,027 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Rohgas: Abgas anströmseitig zur DeNO<sub>x</sub> - Anlage; Mittelwert aus 12 Bestimmungen (1992-1996)

<sup>2)</sup> Reingas: Abgas vor Eintritt in die freie Atmosphäre; Mittelwert aus 34 Bestimmungen (1994-1996)

#### 4.3.4 Abwasserreinigung (ARA)

In der ARA werden die anfallenden stark sauren staubhaltigen Abwässer behandelt.

Das Abwasser des sauren Wäschers wird nach der Grobstaubabscheidung durch Kalkmilchzugabe auf einen pH von 5,5 gebracht. In einer nachfolgenden Fällungsstufe wird bei pH 8,5 ein Komplexfällungsmittel (TMT-15) und die Fällungsmittel Eisen-III-Chlorid und ein Polyelektrolyten zugegeben. Der Hydroxidschlamm wird in einem Schrägklärer abgeschieden und in Kammerfilterpressen entwässert. Das gereinigte Abwasser wird teilweise in die erste Stufe rückgeführt (ca. 3 m<sup>3</sup> je Stunde und Linie), der Rest gelangt in den Abwasserkanal (ca. 2 m<sup>3</sup> je Stunde und Linie).

Die Schlämme der Abwasserreinigung werden vereint einer Kammerfilterpresse zugeführt. Der entstehende Filterkuchen wird in einem Salzstock endgelagert.

Durchschnittlich fallen 1,8 kg Filterkuchen pro Tonne Müll an (Trockensubstanz ca. 30%). Die PCDD/F - Konzentrationen sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt. Grenzwerte für diesen Abfall liegen in Österreich nicht vor. Dieser Abfall wird stichprobenartig zweimal pro Jahr hinsichtlich des PCDD/F - Gehaltes untersucht.

Tab. 18: Filterkuchen: Zusammenstellung der Analysen

Filterkuchen	PCDD/PCDF - Konzentration	
Einheit	[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]
Konzentrationsbereich	0,15 - 194,8	0,0035 - 2,772
Mittelwert	65,69 <sup>1)</sup>	0,611 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 3 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996

Die nachfolgende Tabelle beinhaltet eine Zusammenstellung der vorliegenden Analysenwerte des Reinwassers. Auf die Festlegung eines Grenzwertes wurde im Rahmen der AEV Verbrennungsgas verzichtet. Die Untersuchungen erfolgen ebenfalls stichprobenartig zweimal pro Jahr. Die angeführten Gehalte beinhalten sowohl den gelösten, als auch den an Partikel gebundenen PCDD/F - Anteil.

Tab. 19: Reinwasser: Zusammenstellung der Analysen

Reinwasser	PCDD/PCDF - Konzentration	
Einheit	[ng/l]	[ng TE/l]
Konzentrationsbereich	0,425 - 2,571	0,010 - 0,079
Mittelwert	1,479 <sup>1)</sup>	0,0465 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 4 Bestimmungen zwischen 1992 und 1994

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 5 Bestimmungen zwischen 1992 und 1996

## 4.4 Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS)

Die Entsorgungsbetriebe Simmering GmbH (EbS) betreiben derzeit die einzige Anlage zur Verbrennung von Sonderabfall in Österreich. Neben gefährlichen Abfällen werden auch die in der Hauptkläranlage der EbS anfallenden Klärschlämme verbrannt.

### 4.4.1 Anlagenbeschreibung

Die EbS verfügt über zwei Drehrohröfen (DRO 1 und 2) für die Verbrennung von

- festen und pastösen Abfällen,
- Lösungsmitteln und
- Altöl

und drei Wirbelschichtöfen (WSO 1, 2 und 3), welche für die Verbrennung von aufbereiteten Klärschlämmen aus der Wiener Hauptkläranlage vorgesehen sind.

### Die Drehrohröfen

Die Beschickung der beiden bauartgleichen Drehrohröfen erfolgt mittels eines Greiferkranes in einen Aufgabetrichter für feste Abfälle. Weiters besteht die Möglichkeit der Beschickung mit Fässern. An der bunkertraktseitigen Stirnseite der Trommel ist eine Beschickungslanze für Altöl und Lösungsmittel sowie eine Beschickungslanze für pastöse Abfälle angeordnet. Darüber hinaus ist ein Ölbrenner (Stirnwandbrenner) mit einer Feuerungsleistung von ca.

1.500 kg Öl pro Stunde installiert, der mit Heizöl EL oder Heizöl S betrieben werden kann. Das Verbrennungsluftgebläse dieses Brenners hat eine Leistung von 8.500 Nm<sup>3</sup>/h.

Die Drehrohröfen haben eine Länge von 12 m bei einem Innendurchmesser von 4 m und sind im Drehzahlbereich zwischen 0,1 und 0,6 Umdrehungen pro Minute stufenlos regelbar. Die Verbrennungsluft (51.000 Nm<sup>3</sup>/h) wird aus dem Bunker angesaugt und dem Verbrennungsraum zugeführt. Die Rauchgastemperatur beträgt am Trommelende ca. 1200 °C.

Die Rauchgase des Drehrohrs werden in einer Nachbrennkammer nachverbrannt. Bei Unterschreiten einer Nachbrennkammertemperatur von 1200°C werden zwei mit Heizöl S oder Heizöl L versorgte Seitenwandbrenner zugeschaltet (Durchsatz je 250 kg Öl pro Stunde). Diese Ölbrenner können mit Altöl, Heizöl L oder Heizöl S betrieben werden. In der Mitte bzw. am oberen Ende der Nachbrennkammer wird Sekundärluft mit einer Leistung von bis zu 22.500 Nm<sup>3</sup>/h und Tertiärluft mit einer Leistung zwischen 0 und 72.500 Nm<sup>3</sup>/h eingeblasen. In die Nachbrennkammer kann zudem über eine zusätzliche Lanze verunreinigtes Wasser in einer Menge bis 1.500 kg/h eingespritzt werden. Die Verweilzeit der Rauchgase in der Nachbrennkammer ist größer als zwei Sekunden.

Im Anschluß an die Nachverbrennung gelangen die Rauchgase in einen Abhitzekeessel. Die daraus austretenden Abgase liegen auf einem Temperaturniveau von 250 bis 280°C und werden den Elektrofiltern zugeführt.

Die Rauchgasmengen der Drehrohröfen DRO 1 und DRO 2 liegen nach den Elektrofiltern bei je 93.000 Nm<sup>3</sup>/h.

### Die Wirbelschichtöfen

Die drei Wirbelschichtöfen sind für die Verbrennung von Klärschlamm aus der Hauptkläranlage ausgelegt. Sie sind nach dem Verfahrensprinzip der stationären Wirbelschichttechnologie konzipiert. Der WSO 3 wurde im Juni 1992 in Betrieb genommen, um eine Zwischenlagerung des Klärschlammes und die damit fallweise verbundenen Geruchsbelastigungen zu vermeiden.

Die aus der Hauptkläranlage zugeleiteten Dünnschlämme mit einem Trockensubstanzgehalt von ca. 4,5% werden mittels Zentrifugen entwässert. Der gewonnene Dickschlamm hat einen Trockensubstanzgehalt von über 30% und wird den Wirbelschichtöfen zugeführt.

Bei den Wirbelschichtöfen WSO 1 und WSO 2 liegt der stündliche Durchsatz bei je 3,8 t Klärschlamm - Trockensubstanz. Der Betrieb erfolgt mit durch einen Luftvorwärmer (Dampf - LUVO und Heizöl S) auf 540°C vorgewärmter Luft. Die Temperatur des Wirbelbettes liegt bei 750°C. Die Brennkammer ist mit einem Ölbrenner ausgestattet. Dieser wird ausschließlich mit Heizöl betrieben und ist auf eine Leistung von 550 kg pro Stunde ausgelegt.

Der Durchsatz des WSO 3 liegt bei 5,2 t Klärschlamm - Trockensubstanz pro Stunde. Die Primärluft wird mittels LUVO (100 % Dampf) auf 180 bis 200 °C vorgewärmt. Das Wirbelbett hat ebenfalls eine Temperatur von 750°C, wobei zum Unterschied zu den erstgenannten Anlagen hier ein Gemisch von Heizöl Schwer und Altöl bzw. gefährlichem Abfall auf Mineralölbasis eingesetzt wird. Die eingebrachte Altölmenge liegt im Mittel bei 600 kg/h. Die Aufgabe des Klärschlammes erfolgt bei allen WSO's in das Wirbelbett.

Die Temperaturen im Verbrennungsraum über dem Wirbelbett liegen bei allen drei Öfen im Bereich von 850°C.

Die Rauchgase werden einem Abhitzekeessel zugeführt und anschließend zwecks Abscheidung des Flugstaubes zu einem Elektrofilter geleitet.

## Die Rauchgasreinigung

Die Rauchgase der drei Wirbelschichtlinien und der beiden Drehrohröfen werden getrennt über bauartgleiche Rauchgasreinigungen geführt. Die Rauchgasreinigung besteht aus zwei Kreuzstromwäschern zur Abscheidung saurer, leicht wasserlöslicher Gase sowie von Staub und Schwermetallen. Der nachfolgende filtrierende Venturiwäscher dient zur Feinstaubabscheidung und zur Vorkonditionierung der Rauchgase für einen elektrodynamischen Venturiwäscher.

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

Zur Nachreinigung werden die Rauchgase für jede Linie getrennt einer Aktivkoks - Gegenstromanlage zugeführt, die aus parallel angeordneten, mit Braunkohle - Herdofenkoks gefüllten Modulen bestehen. Die beiden Drehrohröfen - Adsorber sind für je  $126.500 \text{ Nm}^3/\text{h}$  konzipiert und bestehen aus je 8 Modulen. Die beiden Wirbelschichtöfen - Adsorber bestehen aus je 4 Modulen, wobei in jedem Adsorber eine Rauchgasmenge von  $68.500 \text{ Nm}^3/\text{h}$  gereinigt wird. Der dritte Wirbelschichtofen ist mit 4 Modulen für eine Rauchgasmenge von  $74.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  ausgelegt. Jedes Modul wird mit 15 t Adsorbens befüllt. Das Abgas durchströmt die Schicht von unten nach oben, während der Koks langsam abgesenkt wird. Der beladene Koks (ca. 650 t pro Jahr) wird über geschlossene Fördereinrichtungen in ein Silo abgezogen und intern verbrannt.

Für die Störfallprävention ist eine Sicherheitskette installiert, die auf einer CO - Differenzmessung (Rauchgaseintritt und Rauchgasaustritt aus dem Adsorber) zur Detektion von exothermen Reaktionen (Hotspots) fußt. Diese beinhaltet die sukzessive und automatische Umsetzung von Maßnahmen wie Abzug einer Koksschicht, Abschottung des Adsorbers, Beaufschlagung mit Stickstoff und Entleerung des betroffenen Adsorbermoduls.

Die gereinigten Abgase der Wirbelschichtlinien werden über einen gemeinsamen Kamin abgeleitet, diejenigen der Drehrohrlinien jedoch über zwei getrennte Kamine.

### 4.4.2 Emissionen

Für die Darstellung der Emissionssituation werden in der nachstehenden Tabelle die PCDD/F - Konzentrationen im Abgas des DRO 1, DRO 2, und der WSO dargestellt. Der behördliche Grenzwert liegt bei  $0,1 \text{ ng TE/Nm}^3$  (11%O<sub>2</sub>). Die tatsächlichen Emissionseinzelmeßwerte liegen mit Ausnahme einiger Einzelwerte aus dem Jahr 1992 durchwegs zwischen  $< 0,01$  und  $0,02 \text{ ng TE/Nm}^3$  (11%O<sub>2</sub>). Für 1992 liegen auch PCDD/F - Konzentrationen für das Rohgas vor.

Bei den Wirbelschichtöfen wurden die Beprobungen im Jahr 1992 linienspezifisch, ab 1993 im gemeinsamen Kamin durchgeführt. Für das Jahr 1992 liegen auch Meßwerte im Rohgas vor.

Tab. 20: Zusammenstellung der PCDD/F - Werte im Rauchgas der Drehrohr- und Wirbelschichtöfen (Quelle: behördliche Überprüfungsmessungen)

EbS	DRO 1		DRO 2	
	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]
1992	7,633 <sup>1)</sup>	0,018 <sup>1)</sup>	12,084 <sup>1)</sup>	0,081 <sup>1)</sup>
1993	-	0,017 <sup>2)</sup>	-	0,01 <sup>2)</sup>
1994	-	0,012 <sup>2)</sup>	-	0,012 <sup>2)</sup>
1995	-	0,013 <sup>2)</sup>	-	0,013 <sup>2)</sup>
1996	-	0,01 <sup>2)</sup>	-	0,013 <sup>2)</sup>

EbS	WSO 1	WSO 2		WSO 3	
	Reingas	Rohgas	Reingas	Rohgas	Reingas
	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	[ng TE/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]
1992	-	0,090 <sup>1)</sup>	0,035 <sup>1)</sup>	0,223 <sup>1)</sup>	0,015 <sup>1)</sup>
1993	< 0,01 (Reingas)				
1994	< 0,01 (Reingas)				
1995	< 0,01 (Reingas)				
1996	< 0,01 (Reingas)				

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 5 Einzelmessungen

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 3 Einzelmessungen

Einzelergebnisse mit < 0,01 ng TE/Nm<sup>3</sup> wurden in der Mittelwertbildung mit 0,01 gerechnet.

[ - ] keine Meßdaten verfügbar

Im Jahre 1995 wurden am DRO 1 neben PCDD/F auch andere chlororganische Verbindungen im Roh- und Reingas bestimmt und die Abscheideleistung des Aktivkohlefilters ermittelt. Ein hoher Abscheidegrad von über 98% wird auch für Quecksilber erreicht, wie Messungen aus dem Jahr 1992 ergaben.

Tab. 21: Abscheideleistung für chlororganische Verbindungen am Aktivkohlefilter des DRO 1 (Mittelwerte aus 5 Einzelmessungen vom 11.7. - 24.7.95)

Parameter		DRO1		Abscheidegrad
		Rohgas	Reingas	
PCDD/F (TE)	[ng/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	7,05	< 0,01	> 99,9 %
PCB	[µg/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	0,25	< 0,01	> 99,5 %
PCP	[ng/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	713	89	87 %
HCB	[ng/Nm <sup>3</sup> , 11%O <sub>2</sub> ]	59	7,7	87 %

## Einsatz- und Reststoffe

1996 wurden in den beiden Drehrohröfen insgesamt 92 130 t Sonderabfall und in den Wirbelschichtöfen 63 611 t Klärschlamm (bez. auf 100% Trockensubstanz) verbrannt. Aufgrund eines sehr hohen Anteils an flüssigen anorganischen Abfällen (Deponiesickerwässer) lag die verbrannte Sonderabfallmenge im Vergleich zu früheren Jahren um etwa 20% höher.

Als Reststoffe fallen Schlacke sowie im Zuge der Rauchgasreinigung Mischasche (aus Drehrohr- und Wirbelschichtöfen), Filterkuchen, Gips und Abwasser an. Beladener Aktivkoks wird intern verbrannt und fällt daher nicht als Reststoff an. Tab. 22 listet die Reststoffmengen für das Jahr 1996 auf und gibt PCDD/F - Gehalte an, sofern entsprechende Analysenwerte vorliegen.

Tab. 22: Reststoffmengen (1996) und PCDD/F - Gehalte

Reststoff	Menge	Einheit	PCDD/F - Gehalt
Schlacke	19123 t	ng TE/ g TS	0,01 <sup>1)</sup>
Mischasche	18303 t	ng TE/ g TS	0,034 <sup>2)</sup>
Filterkuchen	684 t	ng TE/ g TS	4,75 <sup>3)</sup>
REA-Gips	1077 t	ng TE/ g TS	0,492 <sup>4)</sup>
Abwasser	227938 m <sup>3</sup>	ng TE/ l	0,0269 <sup>5)</sup>

<sup>1)</sup> Analysenwert aus dem Jahre 1988

<sup>2)</sup> Analysenwert aus dem Jahre 1996

<sup>3)</sup> Analysenwert aus dem Jahre 1993

<sup>4)</sup> Analysenwert aus dem Jahre 1994

<sup>5)</sup> Analysenwert aus dem Jahre 1997

### 4.4.3 Kosten

Die Investbedarf für die Aktivkoksfilteranlage (alle drei Linien) belief sich auf ca. 500 Mio. ATS (Basis 1991). Die jährlichen Kosten für Betrieb und Instandhaltung betragen 1996 für die Aktivkohlefilter 26,2 Mio. ATS und gliederten sich folgenderweise auf:

Tab. 23: Betriebskosten der Aktivkohlefilter

Betriebskosten	Mio. ATS/a	ATS / 1000 Nm <sup>3</sup> f
Aktivkoks	3,14	1,54
Stickstoff	2,00	0,98
Strom	8,98	4,40
Dampf	8,76	4,30
Instandhaltung	3,32	1,63
<b>Gesamtkosten</b>	<b>26,20</b>	<b>12,85</b>

### Betriebserfahrungen

Anfangs wurde der Aktivkoksfilter auf einer Betriebstemperatur von ca. 110°C gefahren. Es zeigte sich, daß dieses Temperaturniveau zu tief war und Kondensatbildung zu Korrosionsproblemen führten. Seit die Temperatur auf 120°C angehoben worden ist, läuft die Anlage nach Auskunft der Werksleitung problemlos.

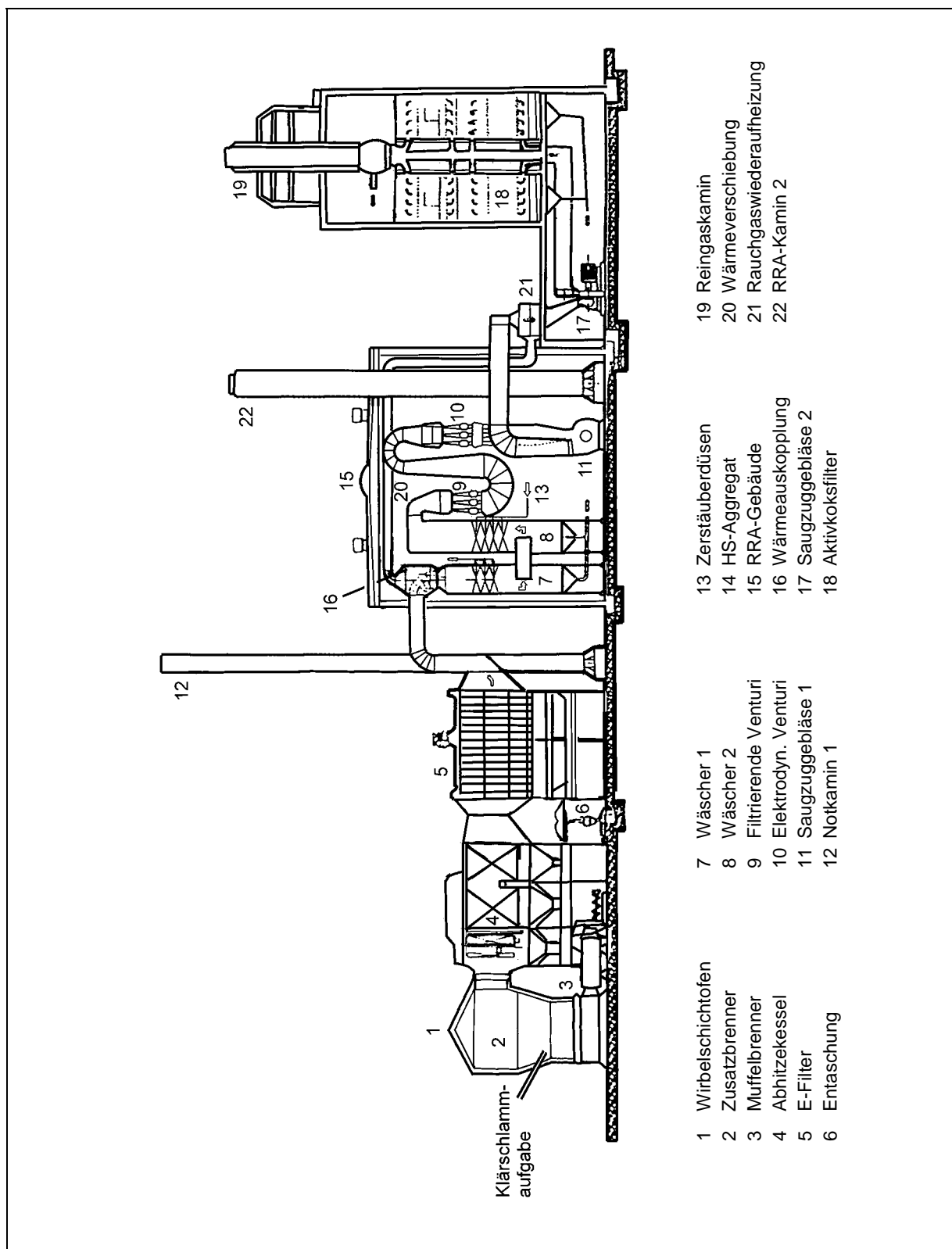


Abb. 7: Prinzipschema der Wirbelschichtöfen

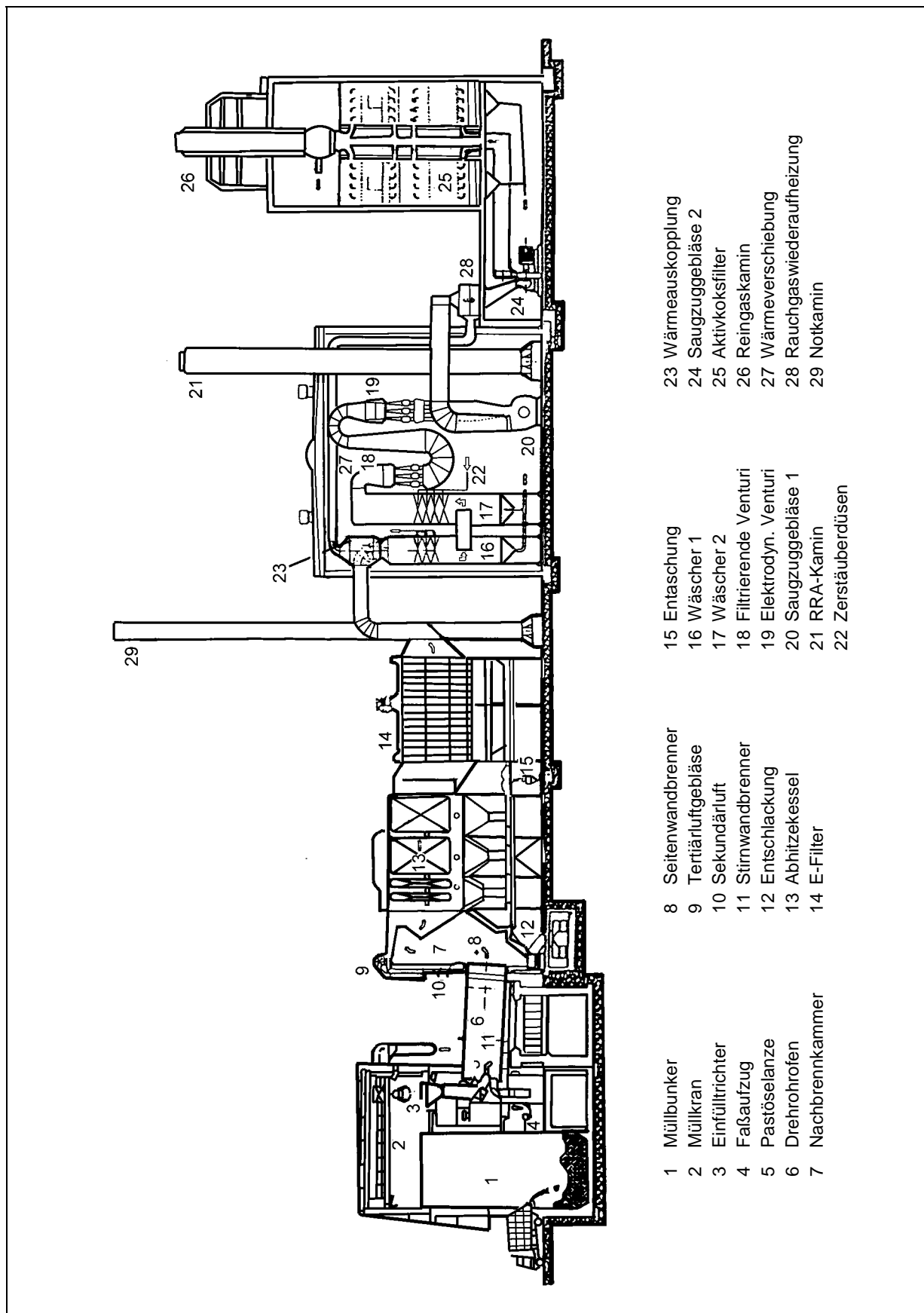


Abb. 8: Prinzipschema der Drehröhrofen



## 4.5 Landeskrankenhaus Bruck/Mur

Die Steiermärkische Krankenanstalten Ges.m.b.H. betrieb in 8600 Bruck/Mur im Zeitraum von März 1994 bis März 1996 eine Abfallverbrennungsanlage für hausinternen Krankenhausabfälle.

Infolge eines Brandes im Aktivkohlefilter mußte im Jahr 1996 der Betrieb eingestellt und eine Neuplanung in Angriff genommen werden. Diese beinhaltet den Ersatz des Aktivkohlefilters durch eine Flugstromadsorption und den Ersatz des elektrischen Wiederaufheizregisters durch ein Dampfregister.

Als Brennstoffe wurden die hausintern anfallenden Krankenhausabfälle eingesetzt. Diese zeichnen sich durch einen hohen Anteil an Verbandmaterial, Gipsverbänden und diversen kunststoffhaltigen Abfällen aus. Nuklearmedizinische Abfälle wurden nicht eingesetzt.

### 4.5.1 Verfahrensbeschreibung

Die Abfälle werden mittels einer Beschickungsanlage in die Primärkammer eingebracht. Diese Beschickungsanlage ist als Schleuse ausgeführt und ermöglicht die diskontinuierliche Einbringung von Abfallsäcken durch eine hydraulische Förderung in Intervallen von 10 bis 20 Minuten bei minimierter Luftzufuhr.

In der Primärkammer werden die Abfälle bei Temperaturen zwischen 300 und 800°C verschwelt. Beim Anfahren der Anlage erfolgte bis zum Erreichen der Betriebstemperatur von 700°C der Einsatz eines Startbrenners. Dieser wird nach Erreichen der Betriebstemperatur automatisch abgeschaltet.

Die Schwelgase der Primärkammer gelangen in den Thermoreaktor, wo unter Beimischung von Luft eine Verbrennung bei ca. 1000°C stattfindet. Die Verweilzeit in der Gasphase wird mit ca. 0,5 s angegeben.

Nach dem Wärmetauscher gelangen die Abgase mit einer Temperatur von ca. 270°C in die Gasquenche. Hier wird das Rauchgas adiabatisch auf Kühlgrenztemperatur abgekühlt, wobei das Umlaufwasser aus dem Umwälzbehälter des Wäschers zugeführt wird. In der Quenche findet eine Grobstaubabscheidung statt.

Das Rauchgas gelangt anschließend in den Absorber, in dem die sauren Schadgasbestandteile mittels 35%-iger Natronlauge abgeschieden werden. Das Abgas wird in weiterer Folge auf ca. 115°C erwärmt und in den Aktivkohlefilter eingeleitet. Dieser hat einen Verbrauch von 1,4 bis 5,8 kg/h. Die Investitionskosten der gesamten Anlage werden mit öS 12 Mio. angegeben.

Tab. 24: Auslegungsdaten

Parameter	Einheit	Auslegung
Durchsatz Abfall	kg/Tag (8 h)	1.168
Stromverbrauch	kWh	800
Leistung (rückgewonnene Wärme)	MWh	4

### 4.5.2 Emissionen

Im Jahr 1993 wurden simultane Bestimmungen des PCDD/F - Gehaltes im Rohgas anströmseitig zum Wäscher und im Reingas abströmseitig zum Aktivkohlefilter vorgenommen. Die Probenahmen erfolgten von Beginn der Müllbeschickung über den gesamten Verlauf der thermischen Behandlung inklusive der Nachbrandphase.

Tab. 25: PCDD/F im Roh- und Reingas <sup>1)</sup>

Datum	Rohgas [ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	Reingas [ng TE/Nm <sup>3</sup> ]
13.12.1993	k. A.	0,019
14.12.1993	5,9	0,019
15.12.1993	5,0	0,010

<sup>1)</sup> FTU 1994: Bericht über die Emissionsmessung an der Abfallverwertungsanlage LKH-Bruck/Mur vom Februar 1994. Alle Angaben bezogen auf 11% O<sub>2</sub> und trockenes Abgas

Aus den angeführten Bestimmungen ergibt sich ein Emissionsmassenstrom von 0,000013 mg TE/h und ein Abscheidegrad von 99,7 %.

#### 4.6 Wirbelschichtfeuerung der EEVG

Die Fa. EEVG (Entsorgungs- und Energieverwertungsgesellschaft Ges.m.b.H.), eine Tochtergesellschaft der Papierfabrik Steyrermühl Papierfabriks- und Verlagsgesellschaft AG und der SCA Laakirchen, betreibt auf einem Betriebsgelände in 4662 Steyrermühl eine Wirbelschichtfeuerungsanlage zur Erzeugung von Dampf und Strom für die Energieversorgung der dort angesiedelten Papierfabrik.

Diese Anlage wurde mit Bescheid aus dem Jahr 1990 für einen Probebetrieb genehmigt und mit Ende April 1994 in Betrieb genommen.

Als Brennstoffe werden Sekundärrohstoffe aus den Papierfabriken Steyrermühl und SCA Laakirchen eingesetzt:

- Rinde (346.000 m<sup>3</sup> für 1989)
- unbehandelte Holzteile (260.000 m<sup>3</sup> für 1989)
- Faserreststoffe aus der Abwasserreinigung (124.000 m<sup>3</sup> für 1989)

Gemäß dem Bescheid sind die Einsatzstoffe monatlich einer Analyse hinsichtlich ihrer stofflichen Zusammensetzung zu unterziehen. Die Verbrennung lindanhaltiger Rinde ist bescheidmäßig untersagt.

Da der betriebliche Energiebedarf durch diese Abfälle nicht gedeckt werden kann, können darüber hinaus auch artgleiche, jedoch betriebsfremde Brennstoffe ergänzend eingesetzt werden:

- Rinden aus anderen Papierfabriken, Sägewerken und anderen holzverarbeitenden Betrieben (450.000 m<sup>3</sup> p.a.)
- Hackschnitzel (Sägehackgut) aus Sägewerken bzw. holzverarbeitenden Betrieben (410.000 m<sup>3</sup> p.a.)
- Kartonagen und thermisch verwertbare Fraktionen aus der Altpapiersortierung aus den Papierfabriken Steyrermühl und Laakirchen bzw. aus anderen Papierfabriken. Diese Fraktion ist kunststofffrei (100.000 m<sup>3</sup> p.a.).
- Baurestholz von Bauholzaufbereitungs- und Sortieranlagen (280.000 m<sup>3</sup> p.a.)
- artgleiche Faserreststoffe aus anderen Papier- und Zellstofffabriken (250.000 m<sup>3</sup> p.a.)

Die Verbrennung dieser zusätzlichen Brennstoffe erfolgt nach Bedarf bis zu spezifizierten Maximalmengen oder in einer beliebigen Mischung bis zu max. der Hälfte der thermischen Kesselauslegung.

#### 4.6.1 Verfahrensbeschreibung

##### Zirkulierende Wirbelschicht

Bei der zirkulierenden Wirbelschicht ist die Brennkammer mit einem inerten Material (Quarzsand) gefüllt, welches durch die zuströmende Verbrennungsluft in Schwebelage gehalten wird. Die mittlere Korngröße des Bettmaterials liegt in einem Bereich, der die Bildung eines stabilen Fluidisierungszustandes ermöglicht.

Die Geschwindigkeit der anströmenden Verbrennungsluft ist so groß, daß der Staudruck der Körner bzw. Kornaggregate des Wirbelbettmaterials die Schwerkraft gerade übertrifft. Es bilden sich aufsteigende Sandblasen von Wirbelbettmaterial, die zerfallen und wieder neu gebildet werden. Diese Austauschbewegungen sind sehr schnell, so daß sich makroskopisch eine relativ gleichmäßige, nicht eruptive wie bei der stationären WS, aber im Vergleich zur Gasphase langsamere Feststoffströmung ergibt. Dadurch wird ein stabiler Übergangszustand zu einer pneumatischen Förderung erreicht.

Der Anteil des Brennstoffes beträgt im Allgemeinen einige Gewichtsprozent, wobei gegenüber dem Wirbelbettmaterial auch wesentlich größere Korndurchmesser bis 50 x 50 mm im Mittel möglich sind, da sie durch den Impulsaustausch mitgerissen und durch den Abbrand verkleinert werden.

Die Verbrennungsluft wird in drei Ebenen der Brennkammer zugeführt, um die Temperatur in der Brennkammer zu steuern und die Emissionen zu verringern. Die Verbrennung findet in einem Temperaturbereich von 800-880 °C statt. Wegen der Durchmischung und der Wärmekapazität des zirkulierenden Bettmaterials kann die Verbrennung stabil gestaltet werden. Die Dosierung des Brennmaterials muß sehr genau sein, um Schwankungen des Sauerstoffgehaltes und die dadurch ausgelösten CO-Emissionen möglichst gering zu halten.

Im Oberteil der Brennkammer tritt das Rauchgas in den Zyklon ein. Durch die Tangentialkräfte werden schwere Teile vom Rauchgasstrom getrennt und über einen Syphon der Brennkammer zugeführt. Das Rauchgas wird nach Verlassen des Zyklons in einem fallenden Zug mit Überhitzer, Verdampfer (Bündel- und Flossenwände) und in einem steigenden Zug (Economiser- und Luvozug) abgekühlt. Die Bettasche wird am Brennkammerboden abgezogen, über eine Kühlschnecke gekühlt und in einem Container zwischengelagert.

Tab. 26: Auslegungsdaten

Parameter	Einheit	Auslegungsdaten
Dampfleistung	[t/Stunde]	55
Nutzwärmeleistung	[MW]	49,6
Brennstoffe	[t/Stunde]	20 - 50
Abgasvolumen	[Nm <sup>3</sup> /h]	bis 240.000
Heizwert	[kJ/kg]	4.400 - 8.500

#### 4.6.2 Abgasreinigung

Die Abgase gelangen nach dem Luvo in eine Reaktionskammerleitung, wo das Reagenzmittel (Ca(OH)<sub>2</sub> und fallweise Aktivkohle) in einen venturiförmigen Abschnitt der Reaktionskammerleitung dosiert eingeblasen wird. In den Reaktionskammern erfolgt durch die Durchmischung von Rauchgas, Staub und Reagenz eine Absorption von Rohgasbestandteilen am aktiven Reagenz. Weiters erfolgt eine Vorabscheidung von schweren Staubteilchen. An Reagenzmittel werden ca. 20-40 t/Jahr eingesetzt.

Das beladene Rohgas strömt von den Reaktionskammern über den Eintrittsverteiler in die einzelnen Kammern der Schlauchfilter. Schwere Teilchen fallen direkt in den Trichter, während sich feinere Teilchen auf der Außenseite der Filterschläuche ablagern. Das Rauchgas tritt durch das Filtergewebe in die Innenseite der Filterschläuche und weiter in einen Reingassammelkanal. Das Filter besteht aus sechs Kammern, die mit fernbetätigten Ein- und Austrittsklappen während der Abreinigung vom Gasstrom abgetrennt werden können (Offline - Reinigung). Jede Kammer beinhaltet 270 Filterschläuche, die von einem Stützkorb gehalten werden.

Die Filterreinigung erfolgt durch Druckluftimpulse, die eine Druckwelle bewirken, wodurch der Staubkuchen an der Außenseite des Gewebes in den Trichter abgeworfen wird. Von hier wird er mit einem Flugaschefördersystem ausgetragen.

Die Abgastemperatur nach Gewebefilter beträgt bei Vollast ca. 170 bis 180°C. Das Abgasvolumen liegt bei 240.000 Nm<sup>3</sup>/h. Der höchstzulässige Emissionsgrenzwert für PCDD/PCDF ist mit 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> festgelegt.

### 4.6.3 Emissionen

Im Jahr 1995 wurden im Rahmen eines abfallwirtschaftsrechtlich genehmigten Versuchsbetriebes neben anderen relevanten Parametern die Emissionskonzentrationen an PCDD/F im Reingas der Anlage ermittelt. Darüber hinaus wurden teilweise die PCDD/F - Gehalte in den eingesetzten Materialien und den anfallenden Aschen ermittelt.

Es wurden verschiedene Versuchsbetriebe durchgeführt, bei denen neben den üblichen Brennstoffen, bestehend aus Rinde, Rüttelgut und Schlamm, auch weitere Fraktionen eingesetzt wurden. Mit diesen Fraktionen wurden 50% der thermischen Leistung der Anlage abgedeckt:

- Einsatz von Baurestholz Qualitäten A und B mit unterschiedlichem Anteil an behandeltem Holz und Spanplatten
- Einsatz von Papier und Kartonagen
- Einsatz von Faserreststoffen aus anderem Papier oder Zellstofffabrikaten

In der folgenden Tabelle wurden die Ergebnisse des Versuchsbetriebes zusammengestellt.

Tab. 27: Versuchsbetrieb

Versuchslauf	PCDD/F-Emissionskonzentration [ngTE/Nm <sup>3</sup> ]	Einsatzmaterialia		Flugasche	
		[ng/g <sub>tr</sub> ]	[ng TE/g <sub>tr</sub> ]	[ng/g]	[ng TE/kg]
Baurestholz Qualität A	0,017				
Papier und Kartonagen <sup>1)</sup>	0,003				
Papier und Kartonagen <sup>2)</sup>	0,003				
Faserreststoffe	0,017				
Faserreststoffe <sup>4)</sup>	0,013				
Baurestholz Qualität B <sup>3)</sup>	0,011	20,75	0,032	0,440	2,88
Baurestholz Qualität B <sup>3)</sup>	0,047				
Baurestholz Qualität B <sup>3)</sup>	0,012				

<sup>1)</sup> ohne Sorbalit

<sup>2)</sup> mit Sorbalit

<sup>3)</sup> Versuchsläufe mit unterschiedlichen Zusammensetzungen der Baurestholzfraktion

<sup>4)</sup> WSK nicht bei Vollast

Weiters wurden in den Jahren 1995, 1996 und 1997 Emissionsmessungen im Normalbetrieb durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden zusammengestellt.

Tab. 28: PCDD/F - Emissionen im Normalbetrieb

Jahr	PCDD/F –Emissionen [ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	
	Rohgas	Reingas
1995		0,0153
1996	0,035	0,0005
1997	0,078	0,0017

## 4.7 Sekundärkupferproduktion - Montanwerke Brixlegg

### 4.7.1 Anlagenbeschreibung

In der Kupferhütte der Montanwerke Brixlegg wird die Hauptmenge des in Österreich produzierten Kupfers hergestellt. Die Produktion erfolgt dabei zu über 95% aus Sekundärrohstoffen. Der Anlagenkomplex besteht aus der für die Sekundärkupferproduktion üblichen Verfahrenslinie und setzt sich aus Schachtofen, Konverter, Flammofen und Elektrolyse zusammen.

Im Schachtofen wird kupferhaltiges Sekundärmaterial zusammen mit Koks und Schlackebildnern auf eine kupferarme Schlacke und auf Schwarzkupfer geschmolzen. In den diskontinuierlich betriebenen Konverter wird anschließend aus Schwarzkupfer, Kupferlegierungen und Schlackebildnern Rohkupfer hergestellt. Die Weiterverarbeitung des Rohkupfers erfolgt in einem mit Gas befeuerten Flammofen. Zur Reinigung der Schmelze wird im Flammofen zunächst oxidiert und anschließend gepolt (reduziert), indem mit Frischholz Sauerstoff entfernt wird (Anodenkupfer). In einem vierten Prozeßschritt wird aus Anodenkupfer durch elektolytische Raffination Reinstkupfer gewonnen.

#### Schachtofen

Der Schachtofen wurde im Jahre 1966/67 im Eigenbau errichtet. Er besteht aus einem gemauerten Herd zur Aufnahme der Schmelze von Schlacke und Metall. Darüber befinden sich Kühlkästen und ein gemauerter Schacht. Der Schacht wird zum Teil mit wassergekühlten Trägern gestützt.

Die Beschickung des Schachtofens erfolgt abwechselnd mit Möller und Koks. Das Einsatzmaterial wird über eine Rampe, die sich in der Höhe der Beschickungsöffnung befindet, antransportiert und über eine Unwuchtförderrinne in den Schachtofen eingebracht.

Die zugeführte Verbrennungsluft (Wind) wird zusätzlich mit etwa 2% Sauerstoff angereichert. Dazu wird technisch reiner Sauerstoff über eine Sauerstoff-Verdampfungsanlage eingebracht.

Die Abgase des Schachtofens werden zur Wärmerückgewinnung in eine Abhitzeanlage geführt. Die Dampferzeugung beträgt etwa 22 t pro Tag.

In einem Kreuzstromkühler wird die Abgastemperatur auf die für die nachgeschaltete Schlauchfilteranlage zulässige Höhe gesenkt. Die anfallenden Filterstäube gelangen in die Siloanlage und werden dort zwischengelagert. Das entstaubte Abgas wird im nachfolgenden Thermoreaktor nachverbrannt.

### Schachtofenvorherd und Schachtofennebenabsaugung

Das im Schachtofentiegel angesammelte Kupfer wird von Zeit zu Zeit in einen Vorherd abgestochen. In diesem mit Erdgas befeuerten Trommelofen wird Schlacke und Metall voneinander getrennt.

Beim Abstich entweichendes Abgas und diffuse Emissionen aus dem Bereich werden über die Schachtofennebenabsaugung erfaßt. Die gesammelten Abgase werden über eine Schlauchfilteranlage entstaubt.

### Thermische Nachverbrennung (Thermoreaktor)

Die aus dem Schachtofen austretenden Abgase werden über eine Quentsche, einen Gewebefilter und eine Nachverbrennungsanlage geführt, welche im Jahr 1989 installiert und nachträglich im Jahr 1998 als regenerative Nachverbrennung ausgeführt wurde.

Die im Gewebefilter entstaubten Abgase gelangen mit einer Temperatur von ca. 130 °C in die regenerative Nachverbrennungsanlage, welche aus drei mit wärmespeicherndem Material ausgekleideten Reaktoren besteht. Die regenerative Nachverbrennungsanlage ermöglicht eine Emissionsminderung organischer Luftschadstoffe, wobei die Energie des abgeführten Reingases zur Erwärmung des eintretenden Rohgases weitgehend genutzt wird. Eine Energiezufuhr ist im wesentlichen nur zur Kompensation von Abgasverlusten erforderlich. Abb. 9 gibt das Prinzip der regenerativen Nachverbrennung wieder [30].

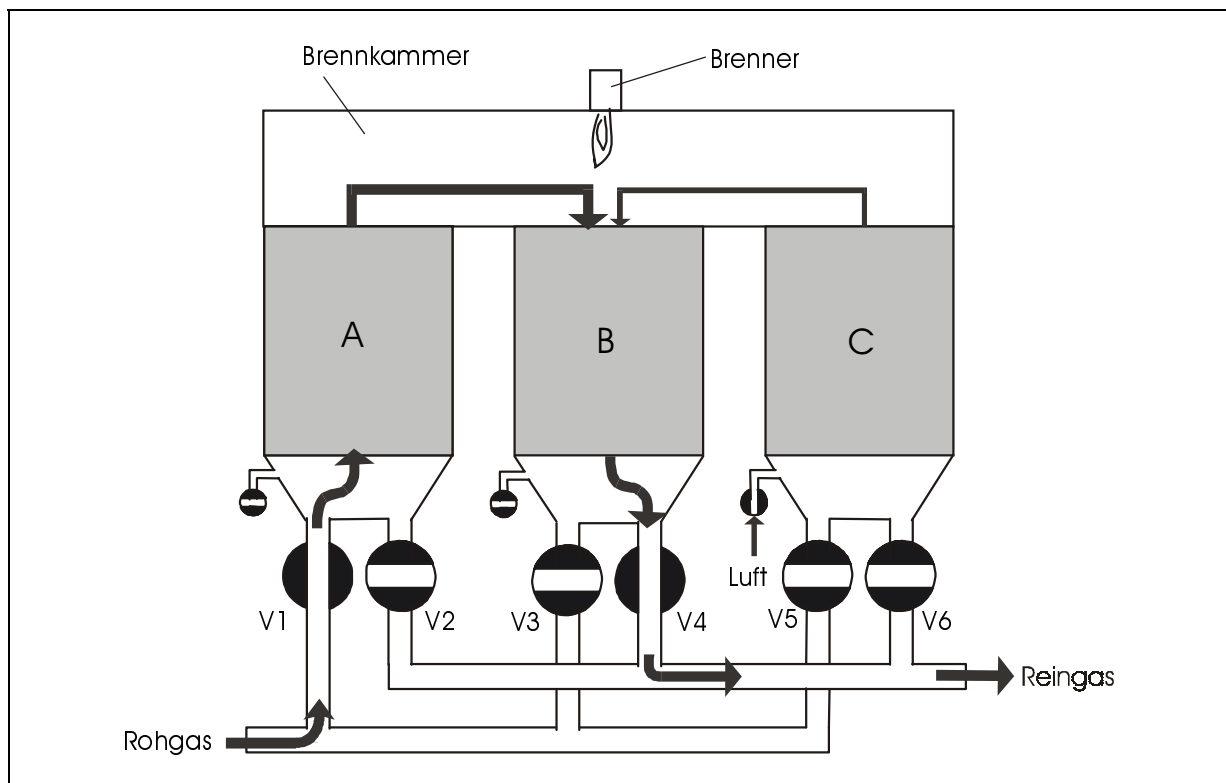


Abb. 9: schematische Darstellung einer regenerativen Nachverbrennungsanlage

Die Wärmetauschereinheiten A, B und C werden alternierend mit Rohgas beschickt, wobei die Ventile V1 bis V6 den Gasfluß steuern. Das kontaminierte Rohgas gelangt nach der Staubabscheidung mit einer Temperatur von etwa 130 °C über das Ventil V1 in den Wärmetauscher A, wo es auf eine Temperatur nahe der Brennkammertemperatur aufgewärmt wird. Bei Temperaturen über 800 °C werden die organischen Verbindungen oxidiert und die

Schadstoffe weitgehend in Wasserdampf und Kohlendioxid umgewandelt. Die Verbrennungswärme der organischen Substanzen hält den Betrieb der Anlage ab einer Autothermkonzentration von  $1 \text{ g/Nm}^3$  aufrecht. Eine Nachverbrennungstemperatur von  $1000 \text{ °C}$  wird dabei erreicht. Der Brenner kompensiert dabei lediglich den Abgasverlust und schaltet sich aus bzw. auf eine Pilotflamme zurück, wenn die Rohgaskonzentration ca.  $1 \text{ g/Nm}^3$  übersteigt.

Das heiße Reingas strömt durch den Wärmetauscher B, in welchem es abgekühlt wird, wobei der Keramikkörper des Wärmetauschers B wiederum erwärmt wird. Das Reingas, welches schließlich eine Temperatur von ca.  $20\text{-}30 \text{ °C}$  über der Temperatur des Rohgases aufweist, wird über einen Ventilator abgeführt.

Nach etwa zwei Minuten schalten die Klappen um und der vorgewärmte Wärmetauscher B wird mit Rohgas beaufschlagt, während das Reingas die Nachverbrennungsanlage über den Wärmetauscher C verläßt. In der Zwischenzeit wird Wärmetauscher A mit Reingas oder Luft gespült, wobei das in den Toträumen verbliebene Abgas verdrängt wird.

Auf diese Weise wird das Abgas abwechselnd in entgegengesetzten Richtungen durch beide Nachverbrennungsreaktoren geleitet. Dabei ergibt sich durch die wesentlich geringere erforderliche thermische Energiezufuhr für die Wiederaufheizung bei der regenerativen Nachverbrennung gegenüber einer Nachverbrennungsanlage, bei welcher die thermische Energie für die Wiederaufheizung der Abgase gänzlich durch zusätzliche Energie aufgebracht werden muß, eine Energieersparnis bzw. eine Ersparnis an Erdgas von etwa 90 %.

Tab. 29: Technische Daten der Schachtofenanlage

<b>SCHACHTOFEN</b>		
	Hersteller	Montanwerke Brixlegg
	Konstruktionsdaten	ca. 8 m Höhe, Querschnitt 1,2 x 2,7 m
<b>Betriebsbedingungen</b>		
	Temperatur an der Gicht	500 - 900 °C
	Temperatur am Abstich	1200 °C
	Winddurchsatz	6200 Nm <sup>3</sup> /h
	Sauerstoffzusatz	2 Vol.%
	Betriebsablauf	kontinuierlich über 4-5 Wochen
	Beschickung und Abstich	ca. alle 30 Minuten
	mittlere Verweilzeit	ca. 4 h
	Betriebsstunden	ca. 6000 h/a
	Einsatz (ohne Koks)	190 t/d
<b>Ausbringung</b>		
	Schwarzkupfer	ca. 65 t/d
	Filterstaub	ca. 6 t/d
	Schlacke	ca. 100 t/d
<b>SCHACHTOFENVORHERD</b>		
	Erdgas	300.000 m <sup>3</sup> /a
<b>ABHITZEANLAGE</b>		
	Leistung	2,2 MW
	Dampfproduktion	22 t/d

<b>SCHACHTOFENHAUPTFILTER</b>		
	Hersteller	Scheuch
	Type	SFK 05/09-C 06
	Abreinigung	Jet - Abreinigung
	Anzahl der Schläuche	270
	Filterfläche	474/395 m <sup>2</sup>
	max. Filtereintrittstemperatur	125 °C
	Staubgehalt	< 5 mg/Nm <sup>3</sup>
	Abgasvolumenstrom	22.500 Nm <sup>3</sup> /h
<b>SCHLACKENAUFBEREITUNG</b>		
	Durchsatzleistung	8 t/h

#### 4.7.2 Einsatzstoffe

- *Schrotte:*
  - Kupfer-Eisenmaterialien (plattiertes Eisen, Elektromotorenteile, Shreddermaterialien...)
- *Schlacken:*
  - Repetierschlacke des Schachtofens
  - Konverterschlacke
  - Flammofenschlacke
  - Kupferhaltige Fremdschlacken
- *Oxidische Aschen, Krätzen und Raffinationsmaterialien*
  - Messing-, Rotguß-, Bronze-, Kupferkrätze
  - Gemischte Krätze
  - Kupfer-, Bronze-, Messing-, Rotgußschlacken
  - Ofenausbruchschlacke
  - Kupferaschen
  - Kupfer-, Messing-, Rotguß-Schleifstaub
  - Kupferstäube
  - Kugelmühlenstäube
  - Schlämme
- *Kupferhydroxidmaterialien und Kupfersalze*
- *Innerbetrieblich anfallende Reststoffe:*
  - Rückstände aus der Abhitzeanlage des Schachtofens
  - Filterkuchen aus der Abgasentschwefelungsanlage des Konverters
  - Filterstaub aus der Flammofenanlage und Bemusterungsanlage
  - Entkupferungsschlamm aus der Elektrolysenanlage
  - Endschlämme aus der Anodenschlammanlage
  - Filterkuchen aus der Nickelsulfatanlage

Neben den metallhaltigen Einsatzstoffen wird Koks als Brennstoff sowie Quarz und quarzhaltige Materialien als Schlackenbildner zugesetzt.



### 4.7.3 Produkte und Reststoffe des Schachtofenprozesses

#### Schwarzkupfer

Die im Schachtofenprozeß anfallende Kupferfraktion wird als Schwarzkupfer bezeichnet. Der Kupfergehalt liegt bei 70 – 80 % Schwarzkupfer wird im Konverter weiterverarbeitet.

#### Schachtofenschlacke

Die flüssige Schachtofenschlacke wird im Schachtofenvorherd vor der Metallschmelze abgegossen und über eine Granuliertrinne in ein mit Wasser gefülltes Becken geführt. Beim Abschrecken fällt Granulat im Korngrößenbereich bis 5 mm an. Das Produkt wird zunächst vorentwässert und in Tagessilos zwischengelagert. Anschließend gelangt es in eine mit Erdgas befeuerte Trockentrommel. Das Abgas des Trockners wird in einer Gewebefilteranlage mit Druckluftabreinigung entstaubt.

Das Granulat wird einer Trennung in Korngrößenfraktionen unterzogen. Die Fraktion von 0,25 - 2,8 mm kann als Sandstrahlgut verkauft werden. Laut einem Feststellungsbescheid gemäß § 4 Abs. 2 AWG i.d.F. BGBl. 325/1990 der BH Kufstein (16.12.1991) wird der Schlackensand der Montanwerke Brixlegg nicht als Abfall eingestuft.

Primär anfallendes Über- und Unterkorn wird innerbetrieblich in der Schmelzhütte wiederverwendet.

Die Schlackenaufbereitungsanlage ist für einen Durchsatz von 8 t/d ausgelegt.

Tab. 30: Zusammensetzung der Schachtofenschlacke

Verbindung	Gehalt (%)
FeO	50-55
SiO <sub>2</sub>	ca. 25
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5-10
CaO	ca. 5
ZnO	ca. 4
MgO	< 5
Cu	ca. 1
Sn	0,4
Ni	0,2

#### Filterstaub

Flugstäube aus dem Abgas des Schachtofens werden in einem Schlauchfilter abgeschieden. Die beim Abstich anfallenden Abgase werden ebenfalls über ein Gewebefilter gereinigt.

Der tägliche Filterstaubanfall der Schachtofenanlage liegt bei ca. 6 Tonnen.

Die Zusammensetzung der Filterstäube hängt sehr stark von den Einsatzstoffen ab. Die Hauptbestandteile sind Zink und Blei. Zur Wiederverwendung dieser Metalle werden die Filterstäube zur Zeit exportiert.

## Behördenbescheid

Im Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck vom 9.7.1991 wird die Bewilligung zum Betrieb der Änderung der Schachtofenanlage durch einen Thermoreaktor erteilt [31]. Die Auflagen sehen einen Emissionsgrenzwert für PCDD/F von 0,9 ng TE/Nm<sup>3</sup> (davon max. 0,1 ng 2,3,7,8-TCDD) bezogen auf das nichtverdünnte Reaktorabgas vor. Neben Emissionsgrenzwerten für Dioxine und Furane sind in den Auflagen Grenzwerte für Schwermetalle, CO (50 vpm als Halbstundenmittelwert) und Gesamtstaub (10 mg/Nm<sup>3</sup>) vorgeschrieben.

Laut Monographie Band 25 des UBA vom Juni 1990 wurden an der Anlage Brixlegg für TCDD-Äquivalent nach BGA bis zu 186 ng/Nm<sup>3</sup> gemessen. Nach Installation einer Nachverbrennungsanlage liegen die Werte für TCDD-Äquivalent deutlich unter 1 ng/Nm<sup>3</sup>, TCDD-Äquivalentteilweise sogar unter 0,1 ng/Nm<sup>3</sup>, nach ITEF.

### 4.7.4 Emissionswerte und Dioxingehalte in Reststoffen

#### Emissionswerte

In der folgenden Tabelle sind die Emissionswerte der Regelmessungen an der Schachtofenanlage aus den Jahren 1994 und 1995 angeführt.

Aus dem Vergleich der Roh- und Reingaswerte wird die hohe Wirksamkeit des Thermoreaktors ersichtlich. Die Abscheideleistung liegt sowohl für PCDD/F als auch für Chlorphenole, Chlorbenzole und organisch - C über 99,9%.

Tab. 31: Rauchgas Zusammensetzung vor und nach thermischer Nachverbrennung (Thermoreaktor) der Montanwerke Brixlegg

Parameter	Einheit	Nov.1994		Dez.1995	
		vor TNV	nach TNV	vor TNV	nach TNV
PCDD/F	ng TE/Nm <sup>3</sup>	572	0,18	40,3	0,043
Chlorphenole	µg / Nm <sup>3</sup>	312	0,075	638	0,037
Chlorbenzole	µg / Nm <sup>3</sup>	1360	0,66	374	0,46
org.C	mg / Nm <sup>3</sup>	442	3	330	1
CO	mg / Nm <sup>3</sup>	> 4000	16	> 4000	31
CO <sub>2</sub>	Vol.%	6,0	8,0	8,0	7,5
Temp.	°C	88	525	92	462
Abgasvol.	Nm <sup>3</sup> /h	16000	23400	15900	25000

#### PCDD/F - Gehalte der Reststoffe

Die PCDD/F - Gehalte der Filterstäube bewegen sich in dem für Schachtofen üblichen Bereich und schwanken zum Teil sehr stark. Filterstaubanalysen aus den Jahren 1994 und 1995 ergaben Werte von 0,3 bis 18 ng TE/g. Derzeit liegen die Werte im Mittel bei < 5 ng TE/g.

#### 4.7.5 Kosten

Laut Angaben der Werksleitung beliefen sich die Investitionskosten für den im Jahre 1989 installierten Thermoreaktor auf 16,5 Mio. ATS und die Betriebskosten auf etwa 5,5 Mio. ATS/a. Durch die Installation der neuen, regenerativen Nachverbrennungsanlage im Jahre 1998 konnten die jährlichen Betriebskosten deutlich gesenkt werden.

## 4.8 Sinteranlagen

Sinteranlagen sind in integrierten Hüttenwerken ein wesentlicher Bestandteil bei der Herstellung von Einsatzstoffen für den Hochofen. Erst durch die vorherige Aufbereitung in einer Sinteranlage können auch feinkörnige Eisenträger wirtschaftlich verhüttet werden. Unter Sintern versteht man das oberflächliche Zusammenschmelzen und Stückigmachen der Feinerzkörner. Hierzu werden die Feinstoffe mit Koksgruß als Brennstoff vermischt, auf einen umlaufenden Rost (Sinterband) gegeben und von oben mit Hilfe eines Öl- oder Gasbrenners gezündet. Von unten wird über Saugkästen Luft durch die Sintermischung gesaugt, so daß der in der Mischung enthaltene Kohlenstoff verbrennen kann und die für das Agglomerieren der Erze notwendige Wärmemenge erzeugt wird (Weiss 1996). [32]

### Dioxinbildung beim Sinterprozeß

Die beim Sintern herrschenden Bedingungen begünstigen eine Dioxinbildung (partikelgebundener org. Kohlenstoff, Temperaturbereich, hoher Rest-O<sub>2</sub>).

Der Chloreintrag erfolgt einerseits durch die Einsatzstoffe Koksgrus und Eisenerz über deren natürlichen Chloridgehalt andererseits durch eisenhaltige Schlämme.

#### 4.8.1 AIRFINE®-Verfahrensprinzip und Abgasreinigung

Beim Sinterprozeß fallen dioxinhaltige Stäube an, die auch für den Hauptteil der Dioxinfracht verantwortlich sind. Da die Korngrößen dieser Stäube im submikronen Bereich liegen, stellt die Staubabscheidung mit konventionellen Verfahren ein technisch nicht leicht zu lösendes Problem dar.

Das von der VAI (VOEST-ALPINE Industrieanlagenbau GmbH.) in Zusammenarbeit mit der VOEST-ALPINE Stahl Linz entwickelte AIRFINE®-Verfahren zielt auf eine effiziente Abscheidung dieser feinen Staubpartikel ab.

Das Anlagenkonzept des AIRFINE®-Verfahrens sieht im wesentlichen folgende Schritte vor:

- Abkühlung und Sättigung der Abgase mit Wasserdampf im Quench
- Feinstaubabscheidung im Feinwäscher
- Aufbereitung der anfallenden Abwässer

Das Kernstück der Anlage ist ein Feinwäscher, der als Düsenwäscher mit einer großen Anzahl von pneumatischen Zweistoffdüsen (Druckluft/Wasser) ausgerüstet ist. Diese Düsen erzeugen einen Strahl von sehr feinen Wassertropfen, die aufgrund ihrer hohen Geschwindigkeit den feinen Staub effizient abscheiden. Durch die Abkühlung des Abgases im Quench und die zusätzliche Unterkühlung im Düsenstrahl des Feinwäschers erfolgt eine Kondensation und verbesserte Adsorption von flüchtigen Kohlenwasserstoffen an den Staubpartikeln. Dies gilt auch für Dioxine und Furane.

Als Waschwasser wird Nutzwasser verwendet, das sich mit dem abgeschiedenen und suspendierten Staub anreichert und in der Anlage rezirkuliert wird. Tropfenabscheiderpakete verhindern einen Tropfenaustrag aus dem Wäschersystem. Nach einer Wiederaufheizung wird das Abgas über ein Druckerhöhungsgebläse zum Kamin geleitet. Ein Verfahrensschema zum AIRFINE®-Konzept zeigt die folgende Abbildung:

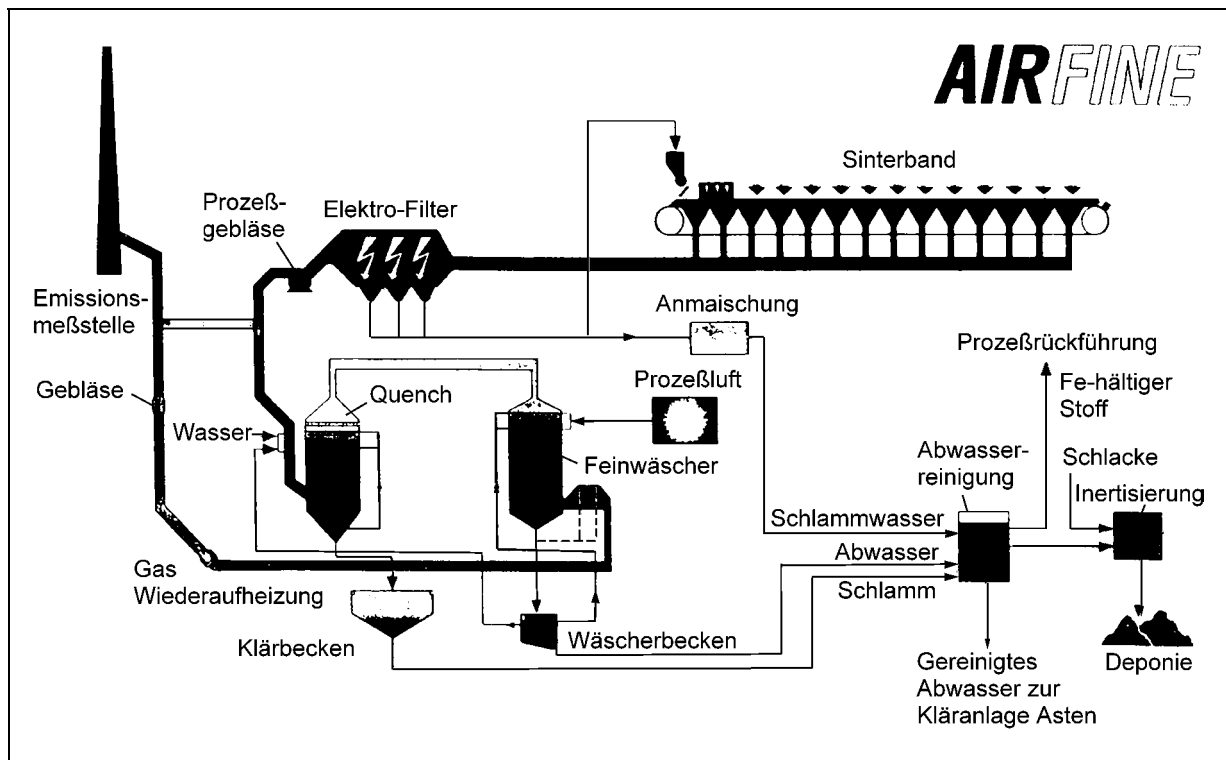


Abb. 10: Der AIRFINE® - Prozeß (Quelle: VAI GmbH - Umwelttechnik)

#### 4.8.2 Abwasseraufbereitung

Das Abwasser aus der Quenche und dem Feinwäscher wird in der Abwasseraufbereitungsanlage in mehreren Stufen gereinigt.

In der ersten Reinigungsstufe wird eisenoxid- und kohlehaltiges Material abgetrennt, das dem Sinterprozeß wieder rückgeführt wird. In der Anlage der VOEST-ALPINE Stahl Linz werden mehr als 90% des eisenhaltigen Staubes erfasst und als Rohmaterial wieder eingesetzt. In dieser Fraktion befindet sich auch ein Großteil der mitabgeschiedenen Dioxine, die anschließend beim Sintervorgang thermisch zerstört werden.

In der zweiten Reinigungsstufe werden gegebenenfalls nach Zusatz von Additiven und Flokkungsmitteln Schwermetalle abgeschieden. In dieser Fraktion befinden sich die restlichen, nach der ersten Reinigungsstufe im Abwasser verbliebenen Dioxine. Der schwermetallhaltige Filterkuchen der zweiten Reinigungsstufe wird mit Hilfe von LD-Schlacke immobilisiert. Die Schwermetalle werden in eine unlösliche Matrix eingebunden und sind somit nicht mehr eluierbar. Zur Immobilisierung können auch andere Bindemittel wie etwa Zement eingesetzt werden.

Das Verhältnis der Mengen von rückgeführtem Schlamm aus der ersten Reinigungsstufe zum Schwermetallschlamm der 2. Stufe läßt sich nicht generell angeben und hängt von den Emissionen im Rohgas ab, liegt aber üblicherweise bei ungefähr 1.

Das Abwasser wird so in einem Kreislauf geführt, daß etwa 99% des Wassers intern recirkulieren. Das gereinigte und zur Kläranlage ausgeschleuste Abwasser enthält im wesentlichen lösliche Salze wie z.B. NaCl und KCl. Im gereinigten Abwasser liegen die Dioxinkonzentrationen unter der Nachweisgrenze. Die Abwassermenge beträgt etwa 10 m<sup>3</sup>/h - 20m<sup>3</sup>/h.

### 4.8.3 Abscheideleistung

Aufgrund der Betriebserfahrungen an der AIRFINE® - Anlage der VOEST-ALPINE Stahl Linz werden von der VAI folgende Abscheideleistungen bei Abgasmengen von 500.000 - 1.000.000 Nm<sup>3</sup>/h angegeben: [33]

Die Eintrittskonzentrationen liegen bei Staub bei ca. 300 mg/Nm<sup>3</sup>, bei Dioxinen bei etwa 2-3 ng TE/Nm<sup>3</sup>. Reingasseitig werden Staubkonzentrationen von < 50 mg/Nm<sup>3</sup> und Dioxinwerte von < 0,5 ng TE/Nm<sup>3</sup> erreicht.

Die prozentuellen Abscheidegrade sind in der nachfolgenden Tabelle angeführt:

Tab. 32 Emissionsreduktion durch AIRFINE® (Quelle: VAI GmbH - Umwelttechnik)

Parameter	Konzentration	Abscheidegrad
Staub	< 50 mg/Nm <sup>3</sup>	80-90%
PCDD/F	0,2 – 0,4 ng TE/Nm <sup>3</sup>	80-90%
HCl/HF	< 2 mg/Nm <sup>3</sup>	ca. 90%
Schwermetalle	< TA-Luft	ca. 90%
SO <sub>2</sub> (ohne Zugabe von basischen Zusatzstoffen)		5-10%
SO <sub>2</sub> (mit DeSO <sub>x</sub> )	< 100 mg/Nm <sup>3</sup>	80-90%

Die Reingaskonzentrationen an Dioxinen hängen von verschiedenen Randbedingungen ab: Es ist einerseits die Höhe der rohgasseitigen Dioxinfracht, die wiederum vorwiegend von den Einsatzstoffen beeinflusst wird und die für die Konzentration im Reingas ausschlaggebend ist. Der Abscheidegrad des AIRFINE®- Wäschers läßt sich durch Menge und Druck der zur Zerstäubung eingesetzten Druckluft steuern. Eine rasche Abkühlung des Abgases wirkt sich ebenfalls positiv aus (Kondensation der Dioxine an Partikel). Durch Zusatz von Additiven (Aktivkohlestaub) in den Abgasstrom wäre eine weitere Absenkung der Dioxinkonzentrationen möglich.

### 4.8.4 Betriebsdaten zur Sinteranlage der VA Stahl Linz

Aktuelle Betriebsdaten zur Sinteranlage in Linz wurden von der VA Stahl Linz nicht zur Verfügung gestellt. Die nachstehenden Daten wurden den "Dutch Notes for Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the Production of Primary Iron and Steel" entnommen.

Der AIRFINE®-Wäscher ging im August 1993 in Betrieb. Der Wäscher ist hinter einem Elektrofilter angeordnet und behandelt ca. 550.000 Nm<sup>3</sup>/h bei einer Sinterproduktion von ca. 250 t/h.

Der Energiebedarf beträgt etwa 2 MW für Druckluft und Betrieb der Wäscherpumpen, um einen Staubgehalt im Reingas von < 50 mg/Nm<sup>3</sup> zu erreichen. Zusätzlich werden 650 Nm<sup>3</sup>/h Erdgas für die Wiederaufheizung des Abgases nach dem Wäscher benötigt.

Die täglich anfallende Menge an schwermetallhaltigem, konditioniertem Schlamm beträgt etwa 0,5 Tonnen (Trockensubstanz) und wird deponiert.

Von der Behörde wird ein Emissionsgrenzwert für Dioxine und Furane von 0,4 ng TE/Nm<sup>3</sup> vorgeschrieben.

#### 4.8.5 Kosten

Die Gesamtinvestitionssumme für die Anlage in Linz wird von der VAI mit etwa 500 Millionen ATS angegeben. Da es sich bei dieser Anlage um eine Erstinstallation handelte, lag die Investsumme höher, als sie für weitere, zukünftig zu errichtende Anlagen betragen wird. Aufgrund der bereits erfolgten Optimierungsschritte ist nun mit Investitionssummen von 170 - 200 Mio. ATS zu rechnen. In den genannten Investitionskosten sind die Kosten für die gesamte Anlage inkl. Abwasserreinigung enthalten. Weiters muß noch angemerkt werden, daß in diesen Kosten auch die Sauer gas-, Staub-, und Schwermetallabscheidung inkludiert sind. Somit dürfen diese Gesamtkosten nur teilweise der Dioxinminderung angerechnet werden.

Für den Wartungsaufwand der Gesamtanlage sind Kosten von etwa 1,5% der Investitionssumme zu veranschlagen, wobei darin Reparaturen, Kosten für Verschleißteile, Düsenreinigung, vorsorgende Erhaltungsarbeiten, ua. enthalten sind.

Diesen nicht unerheblichen Kosten für Wartungsaufwand und Betrieb ist auf der anderen Seite entgegen zurechnen, daß eine Reduktion der Deponiemengen um 30-50% im Vergleich zu Trockenabscheideverfahren erreicht werden kann und durch die Immobilisierung der Schwermetalle in der Inertisierungsstufe Deponiekosten gespart werden können. Bei Verwendung von kostengünstigeren Einsatzstoffen (z.B. Erze mit hohem Alkalianteil), die sich auf die Abscheideleistung des AIRFINE®- Verfahrens nicht negativ auswirken, können ebenfalls Herstellungskosten gesenkt werden.

### 4.9 Sekundäraluminiumindustrie

In Österreich gibt es drei wesentliche Hauptproduzenten (ARHG und ASA in Ranshofen, SAG Lend) von Sekundäraluminium. In den letzten Jahren konnte durch verbesserte Vorbehandlung und Auswahl der Einsatzstoffe und effizientere Staubabscheidung eine Reduktion der PCDD/F - Emissionen erreicht werden.

Zwischenzeitlich (ab 1998) wurde bei der AMAG ARHG (Ranshofen) ein Versuchsbetrieb zur Dioxinminderung, der sowohl primäre (Sauerstoffbrenner) als auch sekundäre Maßnahmen vorsieht, installiert. Bei diesem Versuchsbetrieb werden die dioxinhältigen Abgase der Drehtrommelöfen auf folgende Weise gereinigt (vereinfachte Darstellung):

- Abkühlung mittels Quenche (Wasser)
- Zugabe von Aktivkoks und Kalkhydrat in den Abgasstrom
- Abscheidung am Gewebefilter

Nach Beendigung des Versuchsbetriebes (ab 1999) können nun die bescheidmässig geforderten 0,1 ng/Nm<sup>3</sup> eingehalten werden.

### 4.10 Zusammenfassende Darstellung der beschriebenen Anlagen

In der folgenden Tabelle werden die relevanten Daten der in diesem Kapitel beschriebenen Anlagen tabellarisch zusammengefaßt.

Tab. 33: Dioxinminderungsverfahren in Österreich

Emittenten- gruppe	Betrieb/ Anlage	Einsatz-, Brennstoffe	Einsatz- stoffmenge	Abgasvolumen- strom	Feuerungsanlage/ Prozessofen	Rauchgasreinigung
Hausmüll- verbrennung	MVA Wels	Haus- u. hausmüllähn. Gewerbemüll;	ca. 60 000 t	ca. 60 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	Rauchgaszirkulation, E-Filter, zweistufiger Wäscher, Aktivkohlefilter, SCR-DeNox
	MVA Spittelau	Haus- u. Gewerbemüll, nicht infektiöse Krankenhausabfälle	275 186 t (1995)	ca. 170 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	E-Filter, Wäscher, Venturi, SCR-DeNox
	MVA Flötzersberg	Haus- u. Gewerbemüll, nicht infektiöse Krankenhausabfälle	189 108 t (1995)	ca. 110 000 m <sup>3</sup> /h	Rostfeuerung	E-Filter, Wäscher, Venturi, SCR-DeNox
Sondermüll- verbrennung	EbS	feste und pastöse Abfälle, Lösungsmittel, Altöl; Heizöl	75 812 t (1995)	1.241 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Drehrohrofen	E-Filter, SNCR, Kreuzstromwäscher, Venturiwäscher, Aktivkohle-Gegenstromfilter
Klärschlamm- verbrennung	EbS	Klärschlamm, Krankenhausabfälle, Altöl; Heizöl	61 322 t (1995)	572 Mio m <sup>3</sup> (1995)	Wirbelschichtfeuerung	E-Filter, SNCR, Kreuzstromwäscher, Venturiwäscher, Aktivkohle-Gegenstromfilter
Pyrolyseanlage	Landes- krankenhaus Bruck/Mur	intern anfallende Krankenhausabfälle	ca. 1,2 t/d	ca. 8000 m <sup>3</sup> /d	Pyrolyse und Thermoreaktor	Quenche, alkalischer Wäscher, Aktivkohlefilter
Feuerungsan- lagen d. Holzverarb./ Papierindustrie	EEVG	Sekundärrohstoffe aus der Papier- industrie und artgleiche Brennstoffe	ca. 10 t/h	ca. 240 000 m <sup>3</sup> /h	zirkulierende Wirbelschicht- feuerung	Flugstromverfahren (Reaktionskammer mit Ca(OH) <sub>2</sub> - und fallweise Aktivkohle eindüsung und Gewebefilter)
Sekundärkupfer	Montanwerke Brixlegg	Schrotte (Cu/Fe- u. Zinkmaterialien), Oxidische Aschen, Krätzen, Cu-Salze, intern anfallende Reststoffe und Schlacken	65 t/d Schwarzkupfer	ca. 20 000 m <sup>3</sup> /h (vor Thermo- reaktor)	Schachtofen	Staubabscheidung, thermische Nachverbrennung
Sinteranlagen	Voest Alpine Stahl Linz	eisenhaltige Feinerze, Koksgrus, Zuschlagstoffe; Heizöl/Erdgas	ca. 250 t/h Fertigsinter	ca. 550 000 m <sup>3</sup> /h	Sinterband mit -absaugung	E-Filter, Quenche, AirFine-Wäscher
Sekundär- aluminium	AMAG-ASA	Al-Späne, Kugelschrott, Shredder- schrott, Krätzen; Erdgas	Produktions- menge: 35 000 t/a	50 000-60 000 m <sup>3</sup> /h	starre Drehtrom- melschmelzöfen, Gießöfen	Flugstromverfahren (Schlauchfilter mit Absorbenseindüsung)
	AMAG- ARHG	Al-Späne, Alt- und Neuschrotte, Profilabfälle	Produktions- menge: 100 000 t/a	9000 – 10000 m <sup>3</sup> /h	Closed-Well- Öfen	Flugstromverfahren (Schlauchfilter mit Eindüsung von Kalhydrat/ Aktiv- koks-gemisch)

Tab. 34: Dioxinminderungsverfahren in Österreich - Fortsetzung

Betrieb / Anlage	Dioxinminderungsmaßnahmen		PCDD/F-Konz. (Mittelwert bzw. Bereich in ng I-TE/m <sup>3</sup> )		Grenzwert ng I-TE/Nm <sup>3</sup>	Bezug O <sub>2</sub>	Kosten		Anmerkungen
	primär	sekundär	Rohgas	Reingas			Invest	Betrieb	
MVA Wels	keine	Aktivkohlefilter	k.A.	0,009	0,1	11%			
MVA Spittelau	keine	DeNox	0,6 – 4,1	< 0,08	0,1	11%	ca. 10 Mio. ATS (dritte Katalysatorlage)	0,64 öS/t Müll (Energiekosten 3-te Kat. Lage)	Investkosten f. DeNox: 120 Mio. ohne Gebäude (Basis 1988); Betriebskosten f. DeNox: 46,5 öS/t Müll
MVA Flötzersteig	keine	DeNox	0,6 – 4,1	< 0,08	0,1	11%			Investkosten f. DeNox: 165 Mio. ohne Gebäude (1992)
EbS	keine	Aktivkohlefilter	7,6 - 12,1	< 0,02	0,1	11%	ca. 500 Mio. ATS (alle drei Linien)	26,2 Mio. ATS (alle drei Linien, 1996)	
EbS	keine	Aktivkohlefilter	0,09 - 0,2	< 0,01	0,1	11%			
Landeskrankenhaus Bruck/Mur	Art d. Feuerung (Pyrolyse)	Aktivkohlefilter	5 – 6	< 0,02	-				12 Mio. ATS für gesamte Anlage
EEVG	Art d. Feuerung (Wirbelschicht)	-	k.A.	< 0,015	0,1	13%	k.A.	k.A.	
Montanwerke Brixlegg	geringe Kunststoffanteil	therm. Nachverbrennung	40 – 570	< 0,18	0,9	-	16,5 Mio. ATS (1991)		
Voest Alpine Stahl Linz		AirFine-Verfahren	2 – 3	< 0,4	0,4	-	170 - 200 Mio.	4,5 - 7,5 Mio./a	Angaben von VAI zum AirFine-Verfahren. Praxiszahlen zur Sinteranlage in Linz sind nicht zugänglich.
AMAG – ASA	Auswahl der Einsatzstoffe	Sauerstoffbrenner, Flugstromverfahren seit 1997	keine Daten verfügbar		-	-			Versuchsbetrieb zur Dioxinminderung seit 1997
AMAG – ARHG	kein Einsatz von Salz	Aktivkohle- und Na-Bicarbonat-eindüngung; Filterstaubrückführung	ca. 3	keine Daten verfügbar	max. Mittelwert über Ofenzyklus 0,1				Versuchsbetrieb 1998 abgeschlossen



## 5 ÜBERWACHUNG DER EMISSIONEN

Hinsichtlich der Überwachung von PCDD/F - Emissionen aus betrieblichen Anlagen in die freie Atmosphäre liegen gesetzliche Regelungen sowohl aus Österreich als auch aus der Europäischen Union vor. Detaillierte technische Angaben hinsichtlich der anzuwendenden Meßtechnik werden in CEN - Normen ausgeführt.

Tab. 34: Gesetze, Verordnungen und Richtlinien bezüglich PCDD/F

<b>Österreich</b>
Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K) - BGBl 1988/380 idF BGBl I 1998/158
Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K) - BGBl 1989/19 idF BGBl II 1997/324
Begrenzung der Emissionen von luftverunreinigenden Stoffen aus Anlagen zur Erzeugung von Eisen und Stahl – BGBl. 160 / 1997
Begrenzung der Emissionen von luftverunreinigenden Stoffen aus Anlagen zum Sintern von Eisenerzen– BGBl. 163 / 1997
Erzeugung von Sekundärkupfer – Lokale Regelung (Anlage Brixlegg – 0,9 ng TE/Nm <sup>3</sup> )
<b>Europäische Union</b>
Richtlinie über die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle
Richtlinie über die Verbrennung gefährlicher Abfälle - 94/67/EG umgesetzt durch: AWG: BGBl II 22/1999,
Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung [96/61/EG, Abl. Nr. L 257/26 vom 10.10.1996]

### 5.1 Gesetzliche Grundlagen in Österreich

Hinsichtlich der Emissionsbegrenzung von PCDD/F wurden in Österreich im Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen [34] erstmalig konkrete Bestimmungen ausgeführt. Für Anlagen im Geltungsbereich dieses Gesetzes wurde eine maximale Emissionskonzentration im Abgas von 0,1 ng 2,3,7,8-TCDD-Äquivalent pro Kubikmeter festgelegt. Bezüglich der anzuwendenden Bestimmungsverfahren wird allgemein auf die Regeln der Technik verwiesen, ohne jedoch nähere Bestimmungen auszuführen.

Der Grenzwert von 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> gilt für Dampfkesselanlagen in denen

⇒ Müll gemäß ÖNORM S 2000, hausmüllähnliche Abfälle sowie aufbereiteter Müll (BRAM),

⇒ Holz, Torf, Hackgut, Rinde oder Holzreste und

⇒ Altöl gemäß AWG [35] 1990

verfeuert werden.

Wesentliche Bestimmungen des Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (BGBl 1988/380 idF BGBl I 1998/158) hinsichtlich der PCDD/F sind in der nachstehenden Tabelle zusammengefaßt.

Die Ermittlung der Emissionskonzentrationen erfolgt durch Einzelmessungen bei "jenem feuerungstechnisch stationären Betriebszustand ..., bei dem die höchsten Emissionswerte zu erwarten sind" [Anlage 2 Lit. 2 zu § 12]. Ohne hier die Anzahl der Einzelmessungen festzulegen, wird das Meßergebnis als der arithmetische Mittelwert aus den Einzelmeßwerten und weiters der Beurteilungswert als das Meßergebnis unter Berücksichtigung der Unsicher-

heit der Aussage über die Messung definiert. Eine Grenzwertüberschreitung liegt demnach dann vor, "wenn der Beurteilungswert den Grenzwert überschreitet". Zur wesentlichen Frage ob die Meßunsicherheit des Verfahrens zugunsten oder zu Ungunsten der Anlage auszulegen ist, wurde keine Aussage getroffen.

Tab. 35: Bestimmungen des LRG-K 1988

	Einheit	Müllverbrennung	Holz, Torf, ...	Altöl <sup>1)</sup>
Grenzwert <sup>2)</sup>	[ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	0,1	0,1 <sup>4)</sup>	0,1
Bezugssauerstoff	[% O <sub>2</sub> ]	11	5	3
Geltungsbereich	[MW BWL]	- - -	> 10	> 10
Intervall der Überwachung		<750 kg/h dreijährlich >750 kg/h jährlich <sup>3)</sup>	dreijährlich	< 2 MW dreijährlich > 2 MW jährlich <sup>4)</sup>

<sup>1)</sup> Altöl gemäß AWG 1990

<sup>2)</sup> gilt für den stationären Betrieb, ist jedoch auch bei instationären Zuständen anzustreben. Die Angabe erfolgt bezogen auf 0°C, 1.013 mbar nach Abzug des Feuchtegehaltes an Wasserdampf

<sup>3)</sup> die Überprüfung erfolgt letztlich auf Anordnung der Behörde. Der Grenzwert von 750 kg/h entspricht einer BWL von 1,6-2,4 MW, je nach Zusammensetzung der Abfälle

<sup>4)</sup> Letztlich ist von der Behörde im Genehmigungsbescheid festzulegen, ob und wann Dioxinmessungen durchzuführen sind.

Mit der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen [36], die am 14. Januar 1989 in Kraft trat, wurden die gesetzlichen Bestimmungen präzisiert. Für die PCDD/F wurde eine Meßdauer von maximal 10 Stunden festgelegt. Weiters wurde bei den Dampfkesselanlagen der Müllverbrennung eine Kategorie von mittleren Anlagen mit einem Massenstrom von 750 bis 15.000 kg/h eingeführt, wobei das Intervall für die Überprüfung der Emissionen nicht geändert wurde.

In einer weiteren Verordnung [37] wurden die zur Berechnung des Toxizitätsäquivalentes [2,3,7,8-TCDD-Äquivalent oder TE] erforderlichen Äquivalenzfaktoren festgelegt. Diese entsprechen jenen des als I-TEF bezeichneten Modells des NATO Committee on Challenges to Modern Society [38]. Diese Verordnung führt weiters aus, daß die Emissionskonzentration durch die Aufnahme von drei Meßwerten zu erfolgen hat, wobei die Dauer der Probenahme nunmehr mit mindestens drei Stunden und höchstens 10 Stunden festgelegt wurde. Ebenfalls wesentlich ist Bestimmung das die Konzentration von Kongeneren unterhalb der analytischen Nachweisgrenze mit 0 anzunehmen ist und folglich in keiner Weise in die Berechnung des Toxizitätsäquivalentes eingehen.

## 5.2 EU- Regelungen

Neben den bestehenden nationalen Regelungen bezüglich der Emissionen von PCDD/F sind auf der Ebene der EU weitgehende Bestrebungen zur Emissionsminderung im Gange. Diese erfolgen im Zuge des 5. Umwelt - Aktionsprogrammes "Für eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung", welches 1993 vorgelegt und beschlossen wurde [39]. Diese Regelungen zeichnen sich insbesondere durch die verstärkte Einbeziehung von medienübergreifenden Aspekten aus.

1989 wurden zwei EG-Richtlinien zur Verbrennung von Siedlungsabfall in bestehenden und neuen Anlagen verabschiedet, deren Grenzwerte z.T. deutlich über jenen des LRG-K liegen. Emissionsgrenzwerte für die PCDD/F sind in diesen Richtlinien jedoch nicht enthalten. Diese Richtlinien werden von einer neuen Richtlinie über die Verbrennung nicht - gefährlicher Abfälle abgelöst, deren Entwurf gegenwärtig von der Kommission vorbereitet wird. Ein Emis-

ongsgrenzwert für die PCDD/F von 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> entsprechend der besten verfügbaren Technik (BVT, siehe unten) wird darin angestrebt. Weiters werden dem medienübergreifenden Ansatz der IVU - Richtlinie entsprechend Anforderungen über die Luftreinhaltung hinaus festgelegt werden.

1994 wurde die EG-Richtlinie über die Verbrennung gefährlicher Abfälle verabschiedet [40]. Hinsichtlich der Emissionen von PCDD/F wird ein Richtwert von 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> festgelegt. Die Probenahmezeit wird hier mit mindestens sechs und höchstens 16 Stunden begrenzt, es erfolgen drei voneinander unabhängige Einzelmessungen in halbjährlichen Abständen. In dieser Vorschrift ist ein Berechnungsverfahren für den Beurteilungswert angeführt, dem eine "Fehlerbandbreite" von 25% zugrunde liegt, die vom Mittelwert der Messungen subtrahiert wird [§ 10; Anlage 2].

Diese Richtlinie beinhaltet bereits einen medienübergreifenden Ansatz in Richtung auf den integrierten Umweltschutz, da neben emissionsbegrenzenden Regelungen zur Luftreinhaltung auch Vorschriften für den Umgang mit gefährlichen Abfällen und Abwässern beinhaltet sind. Der Emissionsgrenzwert für die PCDD/F entspricht jenem der LRV-K, bei anderen Parametern wurden entsprechend der 17. BImSchV i.d.R. geringere Grenzwerte eingeführt. Die EG-Richtlinie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen ist bis Ende 1996 in nationales Recht umzusetzen.

Tab. 36: Emissionsgrenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen

Land	PCDD/PCDF [ng TE/Nm <sup>3</sup> ]	Bezugssauerstoffgehalt [% , trocken]
EU-Richtlinie 94/67/EG 1994	0,1	11
Österreich LRV-K	0,1	11
Deutschland 17. BImSchV 1990	0,1	11
Schweiz LRV 1992	- - -	11
Niederlande BLA 1993	0,1	11
Dänemark 1991	1,0	10
Frankreich 1991	- - -	9
Schweden 1993	0,1	10 % CO <sub>2</sub> , tr.

### 5.3 Gesetzliche Regelungen in der Bundesrepublik Deutschland

Allgemeine Anforderungen zur Dioxinminderung oder Grenzwerte sind in folgenden Vorschriften enthalten:

- *TA Luft*: Generell legt die TA Luft nach Ziffer 3.1.7, Abs. 7 und 2.3 ein Dioxin - Emissionsminimierungsgebot fest.
- *17. BImSchV*: Mit Inkrafttreten der 17. BImSchV vom 23. November 1990 wurden die Emissionsgrenzwerte von Verbrennungsanlagen für Abfälle in der Bundesrepublik herabgesetzt. Kernstück ist der Emissionsgrenzwert von 0,1 ng TE/m<sup>3</sup>. Im Hinblick auf eine einwandfreie Kontrolle des Grenzwertes sind Anforderungen an das Probenahme- und Analyseverfahren festgelegt. Für Altanlagen wurde eine Übergangsfrist von längstens bis zum 1. Dezember 1996 eingeräumt. Aufgrund dieser Tatsache ist davon auszugehen, daß bis zu diesem Zeitpunkt keine weitere Herabsetzung der Grenzwerte seitens des Gesetzgebers zu erwarten ist. Gleichwohl sei in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen, daß die Genehmigungspraxis teilweise erheblich von den gesetzlichen Grenzwerten abweicht und das Einhalten von niedrigeren Grenzwerten für den praktischen Betrieb bedingt.

- 19. *BlmSchV*: Sie bewirkt eine Dioxinminderung im Kraftstoffbereich durch ein Verbot für Chlor- und Bromverbindungen als Zusatz zu Kraftstoffen zum Betrieb von Kfz.
- Umweltministerkonferenz-Beschluß zur Konkretisierung des Dioxin-Minimierungsgebotes bei Industrieanlagen

## 5.4 CEN- und ÖNormen

Um den in der EU festgelegten Richtwert von 0,1 ng TE/Nm<sup>3</sup> unter einheitlichen und überprüften Bedingungen überprüfen zu können, sind allgemein akzeptierte Probenahme- und Analyseverfahren erforderlich. Um dieses Ziel zu erreichen, beauftragte die Europäische Kommission [DG XI] und die Europäische Freihandelszone das CEN TC 264/WG 1 "Luftbeschaffenheit" 1991 im Rahmen eines Mandates einen europäischen Standard (EN) zu erstellen. Dieser stellt als Referenzmethode für die Bestimmung von PCDD/F - Emissionen in strömenden Abgasen einen verbindlichen Standard dar.

Im Rahmen von vier Vergleichs- und Validierungsversuchsreihen an zwei deutschen und einer österreichischen städtischen Müllverbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen wurden die Verfahrenskenngrößen der Probenahme- und Analyseverfahren ermittelt.

Tab. 37: Verfahrenskenndaten [Alle Angaben in ng TE/Nm<sup>3</sup>]

	Filter/Kühler-Methode	Verdünnungsmethode	Gekühltes-Absaugrohr-Methode
<b>interner Vertrauensbereich <sup>1)</sup>:</b>			
Anlage A <sup>3)</sup>	0,040 ± 0,060	0,019 ± 0,012	keine Angabe
Anlage B <sup>4)</sup>	0,030 ± 0,014	0,040 ± 0,016	0,041 ± 0,011
Anlage C <sup>5)</sup>	keine Angabe	0,10 ± 0,080	0,13 ± 0,020
<b>externer Vertrauensbereich <sup>2)</sup>:</b>			
Anlage A	keine Angabe		
Anlage B	0,035 ± 0,050		
Anlage C	keine Angabe		

<sup>1)</sup> Wiederholpräzision nach ISO 5725-2 [1994]

<sup>2)</sup> Vergleichpräzision nach ISO 5725-2 [1994]

<sup>3)</sup> Anlage mit Aktivkoks festbett

<sup>4)</sup> Anlage mit DeNOx – Katalysator

<sup>5)</sup> Anlage mit Kalk-/Koksinjektion

Der den CEN-Mitgliedern gegenwärtig zur Abstimmung vorliegende Schlußentwurf vom September 1996 "Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration von PCDD/Fs" gliedert sich in drei Teile, die alle integraler Bestandteil des vollständigen Meßverfahrens bilden:

- Teil 1: Probenahme [prEN 1948-1]
- Teil 2: Extraktion und Reinigung [prEN 1948-1]
- Teil 3: Identifizierung und Quantifizierung [prEN 1948-1]

## Probenahme

Hinsichtlich der Probenahme wurden aus der Vielzahl der bis dato verwendeten Verfahren letztlich folgende drei Verfahren berücksichtigt und in den Ringversuchen gegenübergestellt:

- Filter/Kühler- Methode
- Verdünnungsmethode
- Gekühltes-Absaugrohr- Methode

Die Vergleichsmessungen ergaben, daß diese drei Verfahren innerhalb des Unsicherheitsbereiches der internen und externen Streuung als gleichwertig erachtet werden können.

In einem allgemeinen normativen Teil des Standards werden die Grundanforderungen an Geräte und Materialien, die Vorbereitung und Durchführung der Probenahme, der Probenahmereport usw. festgelegt. Jedes der Probenahmeverfahren wird in einem informativem Anhang als ein geprüftes Ausführungsbeispiel detailliert dargestellt, wobei jedoch ausdrücklich unterschiedliche Varianten dieser Systeme zulässig sind.

Die allgemeinen Mindestanforderungen an die Probenahmeverfahren sind in der nachstehenden Tabelle zusammengefaßt.

Tab. 38: Anforderungen an die Probenahme

<b>Verfahrensvalidierung</b>
Verwendung eines Filters mit einem Mindestrückhaltevermögen von 99,5%
Dotierung der Hauptsammeleinheiten mit $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten PCDD/F
eine Ab-/Adsorptionsstufe für gasförmige PCDD/F mit einer Effektivität von 90%
Durchführung mindestens einer Validierungsmessung mit den jeweiligen Probenahmegeräten
<b>Probenahme</b>
Bestimmung einer Kontrollblindwertprobe
maximale Probenahmezeit von 8 Stunden
Probenahmestandards je 400 pg $^{13}\text{C}_{12}$ -1,2,3,7,8-PeCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF und 800 pg 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF
isokinetische Probenahme an repräsentativen Punkten im Abgaskanal gemäß ISO 9096 [1992]
Wiederfindungsrate für jeden Probenahmestandard > 50%
definierte Filtertemperaturen [125°C F/K-Methode; < 40°C Verd.; > 20°C GA]

## Extraktion und Reinigung

Jedes der angeführten Probenahmeverfahren kann mit der "Extraktion und Reinigung" (Teil 2) und der "Identifizierung und Quantifizierung" (Teil 3) beliebig kombiniert werden. Auch in diesem Teil werden die grundsätzlichen Anforderungen an die Reinigungsverfahren verbindlich niedergelegt und informative Ausführungsbeispiele beschrieben.

Die gemäß der gegenständlichen Norm zu erfüllenden allgemeinen Anforderungen sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tab. 39: Anforderungen an die Extraktion und Reinigung

<b>Verfahrensvalidierung</b>
Verwendung von $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten Extraktionsstandards
Überprüfung der Extraktionseffizienz (Restgehalt von maximal 5% pro Kongener)
Überprüfung des Reinigungsverfahrens anhand von bekannten Extrakten
Wiederfindungsrate für jeden Extraktionsstandard > 50 % und < 110 %
<b>Reinigungsverfahren</b>
Verwendung von $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten Extraktionsstandards
Wiederfindungsrate für tetra- bis hexachlorierte Kongener > 50 % und < 130 % und für hepta- und octachlorierte Kongenere > 40 % und < 130 %
Verwendung von $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten Spritzenstandards

### Identifizierung und Quantifizierung

Das Verfahren fußt auf der Anwendung der gekoppelten Gaschromatographie / Massenspektrometrie (GC/MS) in Verbindung mit der Isotopenverdünnungstechnik zur chromatographischen Trennung, Identifikation und Quantifizierung. Die gaschromatographischen Parameter liefern die Kriterien für die Identifizierung von Isomeren (Verbindungen die sich durch die Position der Cl-Substituenten unterscheiden), wohingegen die massenspektrometrischen Parameter die Unterscheidung zwischen Kongeneren unterschiedlicher Masse und den beiden Substanzklassen liefert.

Auch diesem Teil werden die grundsätzlichen Anforderungen an die Reinigungsverfahren verbindlich niedergelegt und informative Ausführungsbeispiele beschrieben.

Die allgemeinen Mindestanforderungen an die Identifizierung und Quantifizierung sind in der nachstehenden Tabelle zusammengefaßt.

Tab. 40: Anforderungen an die Identifizierung und Quantifizierung

<b>Identifizierung</b>
Verwendung von hochauflösender Gaschromatographie/hochauflösender Massenspektrometrie (HRGC/HRMS); andere Verfahren nur unter Nachweis der Gleichwertigkeit
Aufzeichnung von mindestens 2 Spuren für native und zugesetzte Kongenere
Isotopenverhältnisse zwischen den Ionen $\pm 20\%$
Zeitfenster zwischen den Ionen 0/+3 bzw. -2/+3 s bei Hepta- und Octachlorkongeneren
Signal/Rausch- Verhältnis mindestens 3:1 bei den nativen Kongeneren
Anteil der nicht-2,3,7,8-substituierten Kongenere am ermittelten TE < 5 %
<b>Quantifizierung</b>
Signal/Rausch- Verhältnis mindestens 20:1 bei den $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten Kongeneren
regelmäßige Analyse von Extraktionsblindwerten
Kalibrierung mit mindestens 5 Standards

## ANHANG – DATENBLÄTTER ZUR KOSTENABSCHÄTZUNG

### *Basisdaten*

Zinsen	6	%
Laufzeit	15	Jahre
Verbrauch an CaO	1,8	g/Nm <sup>3</sup>
Kosten CaO	1	ATS/kg
HOK Bedarf Festbett	0,4	g/Nm <sup>3</sup>
HOK-Bedarf Flugstrom	0,2	g/Nm <sup>3</sup>
Kosten HOK	3,5	ATS/kg
Entsorgungskosten	2,5	ATS/kg
Druckverlust Gewebefilter	15	mbar
Druckverlust Festbett	25	mbar
Druckverlust Katalysator	8	mbar (zusätzlich)
Druckverlust Nasswäscher	5	mbar
Stromkosten	0,6	ATS/kWh
Wartung Festbett	2	% der Investkosten
Wartung Feinwäscher	2	% der Investkosten
Wartung Flugstromverfahren wird über zusätzlichen Bedarf an Gewebefilter berechnet		
Wartung Katalysator	2	% der Investkosten

**Nachrüstung eines Oxidationskatalysators zur Dioxinabscheidung**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	20 t/h		
Abgasmenge	110000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	5 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
zusätzliche 3.Katalysatorlage	7,0 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	0,7 Mio. ATS		
Engineering	0,4 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>8,1 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>0,83 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Anteil der Investkosten	2 %		<b>0,16 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
zusätzl.Druckverlust für 3.Katalysatorlage	8 mbar		
Elektrische Energie	59 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,25 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,30 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>1,54 Mio. ATS/a</b>
Dioxinminderung			<b>3,77 g/a</b>
spezifische Gesamtkosten			<b>0,41 Mio.ATS/g TE</b>



**Neuerrichtung eines Flugstromverfahrens bei einer Müllverbrennungsanlage**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	20 t/h		
Abgasmenge	110000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	5 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	23,1 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	1,5 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	2,5 Mio. ATS		
Engineering	1,2 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>28,3 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>2,91 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter			<b>1,16 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	15 mbar		
Elektrische Energie	102 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,43 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO	1,8 g/Nm <sup>3</sup>	1,0 ATS/kg	<b>1,39 Mio. ATS/a</b>
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>0,54 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>3,85 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,30 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>10,57 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>3,77 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>2,80 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Aktivkoks-Festbett bei einer Müllverbrennungsanlage**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	20 t/h		
Abgasmenge	110000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	5 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	77,2 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	7,7 Mio. ATS		
Engineering	3,9 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>88,8 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>9,14 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Anteil der Investkosten	2 %		<b>1,78 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	25 mbar		
Elektrische Energie	153 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,64 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an Aktivkoks	0,4 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>1,08 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	0,4 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>0,77 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,15 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>13,56 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>3,77 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>3,59 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Flugstromverfahrens bei einer Sekundäraluminiumschmelze**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	4 t/h		
Abgasmenge	43000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	3,5 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	11,4 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	1,5 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	1,3 Mio. ATS		
Engineering	0,6 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>14,8 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>1,53 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter			<b>0,45 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	15,0 mbar		
Elektrische Energie	45,9 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,19 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO	1,8 g/Nm <sup>3</sup>	1,00 ATS/kg	<b>0,54 Mio. ATS/a</b>
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>0,21 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>1,51 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,30 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>4,73 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>1,02 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>4,62 Mio.ATS/g TE</b>

### Nachrüstung einer Kokseindüsung zu einem bestehenden Gewebefilter bei einer Sekundäraluminiumschmelze

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	4 t/h		
Abgasmenge	43000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	3,5 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter (vorhanden)	0,00 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	1,50 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	0,15 Mio. ATS		
Engineering	0,08 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>1,73 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>0,18 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter	kein zusätzlicher Bedarf		
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust			
Elektrische Energie (Aktivkokseindüsung)	10 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,04 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO			
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>0,21 Mio. ATS/a</b>
zusätzliche Entsorgung	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>0,15 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>	kein zusätzlicher Bedarf		
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>0,58 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>1,02 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>0,57 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Flugstromverfahrens bei einer Sinteranlage**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	250 t/h		
Abgasmenge	350000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	3 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	51,9 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	2,0 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	5,4 Mio. ATS		
Engineering	2,7 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>62,0 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>6,38 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter			<b>3,68 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	15,0 mbar		
Elektrische Energie	302 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>1,27 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO	1,8 g/Nm <sup>3</sup>	1,00 ATS/kg	<b>4,41 Mio. ATS/a</b>
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>1,72 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>12,25 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,30 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>29,71 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>7,11 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>4,18 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Aktivkoks-Festbett bei einer Sinteranlage**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	250 t/h		
Abgasmenge	350000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	3 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	155,9 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	15,6 Mio. ATS		
Engineering	7,8 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>179,3 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>18,46 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Anteil der Investkosten	2 %		<b>3,59 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	25 mbar		
Elektrische Energie	487 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>2,05 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an Aktivkoks	0,4 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>3,43 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u.Sauergasabsch.)	0,4 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>2,45 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,60 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>30,57 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>7,11 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>4,30 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Feinwaschverfahrens bei einer Sinteranlage**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	250 t/h		
Abgasmenge	350000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	3 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Nasswäsche	150 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	30 Mio. ATS		
Engineering	7,5 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>187,5 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>19,31 Mio. ATS/a</b>
Wartung + Verschleiß			
Anteil der Investkosten	2 %		<b>3,75 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	5 mbar		
Stromverbrauch des Saugzuges	97 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,41 Mio. ATS/a</b>
zusätz. Verbraucher (u.a.Umlaufpumpen)	900 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>3,78 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Absorptionsmittel	keine Absorptionsmittel		
Entsorgung	keine Reststoffe		
<b>Personalkosten</b>			<b>1,20 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>28,44 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			<b>6,62 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>			<b>4,30 Mio.ATS/g TE</b>

**Neuerrichtung eines Flugstromverfahrens bei einem Elektrostahlwerk**

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	100 t/h		
Abgasmenge	120000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	1 - 0,3 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	24,5 Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	1,5 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	2,6 Mio. ATS		
Engineering	1,3 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>29,9 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>3,08 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter			<b>1,26 Mio. ATS/a</b>
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust	15 mbar		
Elektrische Energie	110 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,46 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO	1,8 g/Nm <sup>3</sup>	1,00 ATS/kg	<b>1,51 Mio. ATS/a</b>
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>0,59 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>4,20 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>			<b>0,30 Mio. ATS/a</b>
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>11,40 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>		<b>0,76 -</b>	<b>0,17 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>		<b>15,1 -</b>	<b>67,88 Mio.ATS/g ITE</b>



### Nachrüstung einer Kokseindüsung zu einem bestehenden Gewebefilter bei einem Elektrostahlwerk

		ATS/Einheit	jährliche Belastung
Anlagengröße	100 t/h		
Abgasmenge	120000 Nm <sup>3</sup> /h		
Betriebsstunden	7000 h/a		
char. Rohgasgehalt	0,3 - 1 ng/Nm <sup>3</sup>		
<b>Investkosten</b>			
Gewebefilter	Mio. ATS		
Aktivkokseindüsung	1,50 Mio. ATS		
Unvorhergesehenes	0,15 Mio. ATS		
Engineering	0,08 Mio. ATS		
Summe Investkosten	<b>1,73 Mio. ATS</b>		
<b>jährliche Belastung aus Investkosten</b>			
Anzahl der Jahre:	15		
Zinssatz	6 %		
Jährl. Rückzahlung inkl. Zinsen			<b>0,18 Mio. ATS/a</b>
<b>Wartung + Verschleiß</b>			
Gewebefilter	kein zusätzlicher Bedarf		
<b>Energieverbrauch:</b>			
Druckverlust			
Elektrische Energie	10 kWh/h	0,6 ATS/kWh	<b>0,04 Mio. ATS/a</b>
<b>Betriebsmittel</b>			
Verbrauch an CaO			
Verbrauch an Aktivkoks	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	3,5 ATS/kg	<b>0,59 Mio. ATS/a</b>
Entsorgung (ohne Staub- u. Sauer gasabsch.)	0,2 g/Nm <sup>3</sup>	2,5 ATS/kg	<b>0,42 Mio. ATS/a</b>
<b>Personalkosten</b>	kein zusätzlicher Bedarf		
<b>bewertete jährliche Gesamtkosten</b>			<b>1,23 Mio. ATS/a</b>
<b>Dioxinminderung</b>			
		<b>0,76 -</b>	<b>0,17 g/a</b>
<b>spezifische Gesamtkosten</b>		<b>1,62 -</b>	<b>7,31 Mio.ATS/g TE</b>

## 6 LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Wurst,F., Hübner,C.: PCDD/F - Emissionspotential in Österreich. Studie der Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz mbH. im Auftrag des BMfWA; 1997.
- [2] Orthofer,R., Vesely,A.: Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD; PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 1990.
- [3] s. Ref. 1
- [4] Lange, M.: Dioxin - Emissionsquellen und Emissionsbegrenzung; Übersicht und Ausblick. VDI-Berichte Nr.1298, pp.161; 1996.
- [5] Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW. Bericht über Messungen von Dioxinmissionen und -immissionen sowie Dioxinminderungsmaßnahmen im Land Nordrhein-Westfalen
- [6] Giegrich, J., A.Detzel, H.Fehrenbach, B.Franke, M.Lell, A.Patyk: PCDD/F and PAH in Germany - Emission Balance and Reduction Measures. IFEU-Report 1997, im Auftrag des UBA Berlin.
- [7] Bericht der Arbeitsgruppe des Unterausschusses Luft/Technik des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI-Bericht). Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und Furanen, September 1994, LAI-Schriftenreihe Bd.9, pp. 28; Berlin, Erich Schmidt Verlag 1995.
- [8] Wurst,F., Hübner,C.: PCDD/F - Emissionspotential in Österreich. Studie der Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz mbH. im Auftrag des BMfWA; 1997.
- [9] PCDD/F - Emissionspotential in Österreich für das Jahr 1994; Umweltbundesamt - 1997
- [10] Hagenmaier, H.; Krauß, P.; Vatter, J.; Walczok, M.: Eintrag und Verbleib von PCDD/PCDF - Bedeutung der Einträge durch Automobilabgase und Holzfeuerungen. Organohalogen Compounds 22, p.49-53 (1995)
- [11] Dickson, L.C.; Lenoir, D.; Hutzinger, O.; Naikwadi, K.P.; Karasek, F.: Inhibition of chlorinated Dibenzo-p-dioxin Formation on Municipal Incinerator Fly Ash by using Catalyst Inhibitors. 1989, Chemosphere.
- [12] Mayer-Schwinning, G.; Herden, H.: Minderungstechniken zur Abgasreinigung für PCDD/PCDF. VDI Berichte Nr. 1298, 1996
- [13] Egeler, R.: Sicherheitsfragen bei adsorptiver Rauchgasreinigung mit Aktivkoks. Müll und Abfall 3/1993, S.145ff
- [14] Stark, R. et al.: Zirkulierende Wirbelschicht mit Zeolithen bei der Müllverbrennung am Beispiel Iserlohn. VDI-Seminar "Vereinfachte Hightech - Verbesserte Additivtech. München 1996
- [15] Kerber, G.: Verfahrensbeschreibung heisse DeNOx.VDI-Seminar "Vereinfachte Hightech - Verbesserte Additivtech. München 1996
- [16] Baier, N.: Hochtemperaturentstaubung mit Heißgaszyklon oder Filter bei der Thermischen Abfallbehandlung. VDI-Seminar "Vereinfachte Hightech - Verbesserte Additivtech. München 1996
- [17] Telefonische Auskunft der Firma Degussa
- [18] Fritz, W.; Kern, H.: Reinigung von Abgasen. Vogel Verlag, Würzburg 1990.
- [19] Pütz, R.; Gudenau, H.W.: Untersuchungsergebnisse über Möglichkeiten zur primärseitigen Dioxinminderung bei der Eisenerzsinterung. VDI Berichte Nr. 1298, 1996
- [20] Umweltbericht 1995 der Bremer Stahlwerke.
- [21] Ritter, B.; Keller, H.-J.: Dioxinminderung bei der Herstellung von Sekundäraluminium. VDI Berichte Nr. 1298, 1996
- [22] Meyer-Wulf, C.: Dioxinmissionen bei der Kupfergewinnung und Maßnahmen zu ihrer Minderung. VDI Berichte Nr.1298, 1996

- 
- [23] Meyer-Wulf, C.: Dioxinmissionen aus Anlagen zum Schmelzen und Raffinieren von Buntmetallen. Umwelttechnologieforum Berlin 1994, Seminar Nr.37
- [24] Länderausschuß für Immissionsschutz: Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und Furanen. Berlin 1995
- [25] Weiss, D.: Minderung der Dioxin- und Furanmissionen bei der Elektrostahlerzeugung.
- [26] Angrick, M.; Batz, R.: Das UBA Meßprogramm an Anlagen zur Herstellung und Verarbeitung von Eisen und Stahl - erste Ergebnisse und Folgerungen
- [27] VDI - Richtlinie 3891, Emissionsminderung bei Einäscherungsanlagen. 1992.
- [28] Ehrlich, C. et al.: Pilotversuche zur oxidativen Dioxinminderung in Abgasen von Krematorien. Gefahrstoff - Reinhaltung der Luft 1997, Heft 1
- [29] Spaun, S., WAV, 1997: Funktionsweise der Abfallverbrennungsanlage Wels
- [30] Stubenvoll, J., Winter, B., Wiesenberger, H.: Stand der Technik bei der Sekundärkupfererzeugung im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie; Monographien des Umweltbundesamtes Bd. 115, Wien, 1999.
- [31] Bescheid der Berghauptmannschaft Innsbruck, GZl. 33.354/82/91 vom 9.7.1991.
- [32] Weiss, W. 1996: Minderung der PCDD/PCDF - Emissionen an einer Eisenerzinteranlage. VDI-Berichte 1298, pp. 269.
- [33] Gebert, W., Lanzersdorfer, C. (VAI-GmbH): persönliche Mitteilung vom 10.3.1997.
- [34] LRG-K 1989; 380. Bundesgesetz vom 23. Juni 1988 zur Begrenzung der von Dampfkesselanlagen ausgehenden Luftverunreinigungen
- [35] Abfallwirtschaftsgesetz/1990: 325. Bundesgesetz vom 6. Juni 1990 über die Vermeidung und Behandlung von Abfällen
- [36] LRV-K 1989; 19. Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten vom 29. Dezember 1988 über die Begrenzung der von Dampfkesselanlagen ausgehenden Luftverunreinigungen
- [37] 134. Verordnung: Änderung der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen 1989
- [38] NATO/CCMS Report Nr.178 (1988)
- [39] Entschließung des Rates und der im Rat vereinigten Vertreter der Mitgliedstaaten vom 1. Februar 1993 über ein Gemeinschaftsprogramm für Umweltpolitik und Maßnahmen im Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung ABI. C 138 vom 17.05.1993
- [40] Richtlinie des Rates vom 16.12.1994 über die Verbrennung gefährlicher Abfälle (94/67/EG), ABI. EG Nr. L 365/34 vom 31.12.1994