

# **EMISSIONEN AUS VERBRENNUNGSVORGÄNGEN ZUR RAUMWÄRMEERZEUGUNG**

**Literaturarbeit**

**Durchgeführt vom:**

**umweltbundesamt<sup>®</sup>**

**Wien, September 2004**

**Projektleitung**

Roland Sterrer, Manuela Wieser

**Autoren**

Christian Nagl, Roland Sterrer, Ilona Szednyj, Manuela Wieser

**Unter Mitarbeit von**

Ruth Baumann, Siegmund Böhmer, Marina Fröhlich, Franz Meister, Werner Pölz

[alle Umweltbundesamt GmbH]

Diese Literaturarbeit wurde im Auftrag des IWO Österreich (Institut für wirtschaftliche Ölheizung) durchgeführt.

# **INHALTSVERZEICHNIS**

<b>KURZFASSUNG</b> .....	<b>5</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>9</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>11</b>
1.1 Zielsetzung.....	11
1.2 Ausgangsposition .....	11
1.2.1 Kleinfeuerungsanlagen .....	11
1.2.2 Größere Anlagen („Nah- und Fernwärme“).....	12
1.3 Emissionssituation .....	13
1.3.1 Rahmenbedingungen .....	13
1.3.2 Treibhausgase .....	13
1.3.3 Luftschadstoffe .....	14
<b>2 EMISSIONSFAKTOREN</b> .....	<b>17</b>
2.1 Definition Emissionsfaktor.....	17
2.2 Bildung von Emissionsfaktoren für pyrogene Emissionen .....	19
2.2.1 Emissionsmessung (1).....	21
2.2.2 Berechnung eines auf die eingesetzte Brennstoffmenge bezogenen Emissionsfaktors für die gemessene Anlage (2) .....	21
2.2.3 Ermittlung eines technologie- und/oder brennstoffspezifischen Emissionsfaktors (3).....	22
<b>3 EMISSIONSFAKTOREN FÜR KLEINFEUERUNGSANLAGEN</b> .....	<b>25</b>
3.1 Heizöl [HÜBNER et al., 1996].....	25
3.2 Gas [BRÖTZENBERGER & KREFT, 1998].....	27
3.3 Instationäre Zustände bei öl- und gasbefeuerten Kleinfeuerungsanlagen .....	27
3.4 Feste Brennstoffe [SPITZER et al., 1998] .....	30
3.4.1 Durchführung der Feldmessungen.....	31
3.4.2 Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes.....	32
3.4.3 Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren .....	32
3.4.4 Weitere Analyse der Daten .....	33
<b>4 NEUE TECHNOLOGIEN KLEINFEUERUNGSANLAGEN</b> .....	<b>39</b>
4.1 Vollautomatische Biomasseheizungen.....	39
4.1.1 Marktanteile.....	39
4.1.2 Holzpelletsproduktion .....	39
4.1.3 Chemische und physikalische Eigenschaften .....	40
4.1.4 Brenntechnische Merkmale.....	41

---

4.1.5	Verbrennung.....	43
4.1.6	Emissionen bei der Biomasseverbrennung.....	46
4.1.7	Instationäre Zustände bei Hackschnitzelheizungen.....	55
<b>4.2</b>	<b>Öl-Brennwertfeuerungen.....</b>	<b>56</b>
4.2.1	Prinzip der Brennwertnutzung.....	56
4.2.2	Emissionsmessungen.....	59
<b>5</b>	<b>FERNHEIZWERKE.....</b>	<b>61</b>
<b>5.1</b>	<b>Größere Biomasseanlagen: Technologien.....</b>	<b>61</b>
5.1.1	Rostfeuerungen.....	61
5.1.2	Stationäre Wirbelschichtfeuerung.....	61
5.1.3	Zirkulierende Wirbelschichtfeuerung.....	62
5.1.4	Einblasfeuerungen.....	62
5.1.5	Schleuderradfeuerung (Spreader Stocker oder Wurfbeschickung).....	62
<b>5.2</b>	<b>Emissionswerte.....</b>	<b>63</b>
<b>6</b>	<b>VERGLEICHBARKEIT DER EMISSIONSFAKTOREN DER UNTERSCHIEDLICHEN ENERGIETRÄGER.....</b>	<b>67</b>
<b>6.1</b>	<b>Berücksichtigung instationärer Betriebszustände.....</b>	<b>69</b>
<b>6.2</b>	<b>Auswahl der Anlagen, Gültigkeit der Emissionsfaktoren.....</b>	<b>70</b>
<b>6.3</b>	<b>Größe der Anlagen, Unterteilung.....</b>	<b>70</b>
<b>6.4</b>	<b>Probenahme und Messung.....</b>	<b>70</b>
<b>6.5</b>	<b>Betriebszustand.....</b>	<b>71</b>
<b>6.6</b>	<b>Brennstoffqualität (insbes. Feuchte, Verunreinigungen).....</b>	<b>71</b>
<b>6.7</b>	<b>Methodik der Auswertung (Behandlung von Extremwerten, Hochrechnung, Darstellung der Ergebnisse).....</b>	<b>72</b>
<b>6.8</b>	<b>Allgemeine Anmerkung zur Bewertung von Emittenten.....</b>	<b>73</b>
<b>7</b>	<b>LITERATURLISTE.....</b>	<b>75</b>
<b>7.1</b>	<b>Gesetze &amp; Normen.....</b>	<b>75</b>
<b>7.2</b>	<b>Charakterisierung der Brennstoffe.....</b>	<b>75</b>
<b>7.3</b>	<b>Allgemeine Studien, nationale Emissionsfaktoren.....</b>	<b>75</b>
<b>7.4</b>	<b>Heizölheizungen.....</b>	<b>76</b>
<b>7.5</b>	<b>Gasheizungen.....</b>	<b>76</b>
<b>7.6</b>	<b>Holzheizungen.....</b>	<b>76</b>
<b>7.7</b>	<b>Fernheizwerke.....</b>	<b>77</b>
<b>ANHANG</b>	<b>.....</b>	<b>79</b>

## KURZFASSUNG

### Ausgangssituation

Die vorliegende Studie gibt einen Überblick über die gegenwärtige Situation der Emissionen von Heizöl-, Erdgas- und Biomasseverbrennungsanlagen zur Herstellung von Raumwärme in Österreich. Der Schwerpunkt liegt dabei bei Emissionsfaktoren für neue Technologietrends im Raumwärmesektor. Es wurden die zur Bestimmung der Emissionsfaktoren angewendeten Methoden und zugrunde liegenden Daten sowie die Dokumentation analysiert und die daraus resultierenden Einschränkungen zu Repräsentativität und Vergleichbarkeit herausgearbeitet.

Die dominierenden Energieträger zur Raumwärmeerzeugung und Warmwasserbereitung sind in Österreich (Bezugsjahr 2001) Heizöl (25%), Erdgas (24%), Biomasse (22%) und Fernwärme (12%). Mit Kohle und Koks befeuerte Anlagen haben nur mehr einen Anteil von 3%, wobei davon auszugehen ist, dass dieser durch gezielte Kesselaustauschförderungsprogramme, die auf den Austausch von energetisch und ökologisch veralteten Einzelöfen abzielen, in Zukunft weiter abnehmen wird. Aufgrund der schwindenden Bedeutung von Kohle für die Raumwärmenutzung werden im Rahmen dieser Studie die Energieträger Heizöl, Erdgas und Biomasse berücksichtigt.

Nach einem allgemeinen Einleitungskapitel dokumentieren die Kapitel 3-5 die bereits vorhandenen Emissions-Messdaten und Emissionsfaktoren des Raumwärmebereichs. Auf dieser Grundlage erfolgt der methodische Vergleich von Emissionsfaktoren in Kapitel 6. Die folgende Kurzfassung der methodischen Ergebnisse wurde diesem Kapitel entnommen und geht auf die wichtigsten Rahmenbedingungen ein, die bei einem Vergleich von Emissionsfaktoren zu beachten sind. Auf ein Herausgreifen einzelner Emissionsfaktoren aus den Kapiteln 3-5 wurde für die Zusammenfassung verzichtet, da ein systematischer Vergleich zwischen Brennstoffen oder Anlagentypen aufgrund der Datenlage nicht möglich war. Tabelle A.1 im Anhang gibt einen Überblick über Emissionsfaktoren für die Raumwärmeerzeugung im Sektor Kleinverbraucher.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass der Begriff des „Emissionsfaktors“ jeweils einer ergänzenden Begriffserklärung bedarf. So ist darzustellen, ob es sich um berechnete oder gemessene Werte, je nach gewählter Methode, ob es sich um einen Wert für ein Aggregat von Anlagen, oder für einen speziellen Anlagentyp handelt.

### Auswahl der Anlagen, Gültigkeit der Emissionsfaktoren

Die Auswahl der Anlagen ist für die Gültigkeit und damit Verwendbarkeit von Emissionsfaktoren ausschlaggebend. Je nach Fragestellung bzw. Problematik (siehe Kapitel 2.2) erfolgt die Auswahl entweder

- (1) nach statistischen Gesichtspunkten (Anlagen sollen für eine bestimmte Gruppe von Anlagen, z. B. alle österreichischen Anlagen, die mit einem bestimmten Brennstoff befeuert werden, repräsentativ sein),
  - (2) nach technologischen Gesichtspunkten (Messung verschiedener Modelle einer Technologie oder von je einer Anlage pro Technologie),
  - (3) zufällig (wenn z. B. keine Statistik über die Zusammensetzung des Geräteparks existiert, kann über eine ausreichend große Stichprobe auf die Grundgesamtheit geschlossen werden), oder
  - (4) aufgrund legislativer Bestimmungen mehr oder weniger vollständig hinsichtlich Bestand (Abnahme- und Kontrollmessungen aller installierten Anlagen) bzw.
  - (5) hinsichtlich Neuanlagen (Typenprüfungen).
-

Der sich daraus ergebende Gültigkeitsbereich erstreckt sich somit entweder auf den Anlagenbestand in einem bestimmten Jahr oder z. B. auf Neuanlagen einer bestimmten Technologie und eines bestimmten Baujahres. Hinsichtlich Gültigkeit bzw. Repräsentanz muss beim Vergleich von Faktoren vor allem auch die Größe der gezogenen Stichprobe, aus der sich ja die Repräsentanz ergibt, berücksichtigt werden. Als Beispiel seien hier die Daten aus [WIESER, 2001] angeführt, die z. B. für Pellets auf Messungen bei zwei Anlagen beruhen.

### **Instationäre Betriebszustände**

Eine wesentliche Einschränkung hinsichtlich der Vergleichbarkeit ergibt sich aus der Nicht-Berücksichtigung instationärer Betriebszustände, zu denen für die relevanten Brennstoffe und Technologien keine ausreichende Anzahl von Feldmessdaten vorliegen. Bei den im Rahmen dieser Literaturrecherche präsentierten Emissionsfaktoren wurden die instationären Betriebszustände nur in [SPITZER et al., 1998] (Emissionsfaktoren für Kleinf Feuerungsanlagen: feste Brennstoffe) und in [PFEIFFER, 2001] berücksichtigt. Bei anderen Studien wurden die Emissionsmessungen während des stationären Betriebs vorgenommen, dies gilt vor allem auch für Abnahme- und Kontrollmessungen. Mittels derart berechneter Emissionsfaktoren kann jedoch das Emissionsverhalten einer Anlage im Realbetrieb nicht beurteilt werden.

Die Daten zu modernen Anlagen (wie vollautomatische Biomassefeuerungen, insbesondere Holzpelletskessel) sind in der Studie über Österreichische Gesamt-Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe [SPITZER et al., 1998] im Vergleich zum derzeitigen Anlagenbestand unterrepräsentiert, da hier seit Durchführung der Studie eine rasante Entwicklung stattgefunden hat (siehe Kapitel 5.1). Ergebnisse einer Untersuchung des Langzeitemissionsverhaltens von Hackgutfeuerungen werden in Kapitel 4.1.7 dargestellt.

Durch die Nicht-Berücksichtigung instationärer Zustände werden die Emissionen von unvollständigen Verbrennungsprodukten, deren Emission vor allem auf lokaler Ebene aus lufthygienischer Sicht problematisch sein können, unterschätzt. Bei  $\text{NO}_x$  ist dieser Effekt jedoch gering bzw. sogar umgekehrt [KARNER & ZOBEL, 1998], dies gilt vermutlich auch für  $\text{CO}_2$ - und  $\text{SO}_2$ -Emissionen. Eine Quantifizierung dieser Effekte kann nach derzeitigem Wissensstand nicht vorgenommen werden.

### **Teillast versus Vollast**

Eine weitere Einflussgröße ist der Betriebszustand, in dem die Messung durchgeführt wird. Je nach Technologie sind die Emissionen im Teillastbetrieb größer oder kleiner als bei Vollast. Moderne Öl- und Gas- (Niedertemperatur)kessel haben eine Teillastoptimierung, die gute Verbrennungsbedingungen gewährleistet, während alte Kessel im niedrigen Leistungsbereich höhere Emissionen vor allem aufgrund unvollständiger Verbrennungsprodukte aufweisen. Auch automatische Biomassefeuerungsanlagen zeigen ein ungünstigeres Emissionsverhalten im Teillastbetrieb wie aus Typenprüfungsmessungen des BLT Wieselburg und Feldmessungen in der Schweiz [WIESER et al., 2001] hervorgeht. Die Studie über „Aerosole in Biomassefeuerungen“ [OBERNBERGER, 2001] zeigt, dass zumindest bei der gemessenen Biomasseanlage die Aerosolbildung unabhängig von der aktuellen Anlagenleistung ist. Für einen optimierten Anlagenbetrieb ist daher die richtige Dimensionierung der Anlage ausschlaggebend (siehe auch Kapitel 6.1).

Bei Feldmessungen und bei Kontrollmessungen erfolgt die Messung häufig in jenem Zustand in dem die Anlage aufgefunden wird bzw. üblicherweise betrieben wird. Hier ist vor allem der Einfluss der Wartung ausschlaggebend. Messungen des Landes Vorarlberg zeigen für Hackgutfeuerungen, dass die Emissionen von Anlagen, die zunächst aufgrund der Überschreitung des  $\text{CO}$ -Grenzwertes ( $1000 \text{ mg/m}^3$ ) beanstandet wurden, nach erfolgten Servicemaßnahmen unter diesem Grenzwert liegen. Dabei ist bemerkenswert, dass die beanstandeten Emissionen vor der Anlagenwartung teils um ein Vielfaches über dem Grenzwert

lagen. Durch regelmäßige Wartung lässt sich auch bei Öl- und Gaskesseln das Emissionsverhalten zumindest hinsichtlich unvollständiger Verbrennungsprodukte noch verbessern.

Ein weiterer sehr wesentlicher Einflussfaktor ist die Tatsache, ob es sich um Feldmessungen oder Prüfstandmessungen handelt. Prüfstandmessungen stellen ideale, genau definierte Bedingungen her, die im realen praktischen Betrieb nur schwer erreicht werden können.

Einen Spezialfall stellen hier noch Typisierungsmessungen dar, bei denen die Anlagen hinsichtlich der gemessenen Parameter soweit wie möglich optimiert werden. Die in dieser Literaturarbeit betrachteten Studien kommen sowohl für Öl [HÜBNER et al., 1996] als auch für automatische Biomassefeuerungen [HASLER et al., 2000] zu dem Erkenntnis, dass für CO die Prüfstandsergebnisse deutlich niedrigere Emissionen aufweisen, während bei NO<sub>x</sub>-Emissionen lediglich eine breitere Schwankungsbreite bei Feldmessungen beobachtet wird. Auch hinsichtlich Staubemissionen zeigen Prüfstandmessungen deutlich günstigere Emissionswerte als Feldmessungen (siehe [HASLER et al., 2000] und auch die Emissionsfaktoren aus Typenprüfungsmessungen des BLT Wieselburg in Kapitel 4.1.6.4).

### **Methodik der Auswertung (Behandlung von Extremwerten, Hochrechnung, Darstellung der Ergebnisse)**

Neben den direkt die Messung betreffenden Parametern hat auch die Auswertemethodik einen wesentlichen Einfluss auf das Endergebnis. Wie in Kapitel 2.2.3 ausgeführt, ist hier vor allem die Behandlung von Extremwerten und die Art der Hochrechnung (Bildung des arithmetischen Mittels vs. Bildung eines gewichteten Mittels) relevant. Die richtige Wahl der Auswertemethodik muss in Abstimmung mit der Fragestellung unter genauer Betrachtung und Analyse der Messwerte getroffen werden.

Die Relevanz der Behandlung von Extremwerten wird exemplarisch in Kapitel 3.4.4 gezeigt: die Nicht-Berücksichtigung von Extremwerten beeinflusst das Endergebnis maßgeblich (bis 25%; siehe auch Kapitel 3.1: durch Nichtberücksichtigung der 1% höchsten Messwerte bei CO in der systematischen Messkampagne zur Ermittlung von über den österreichischen Anlagenbestand gemittelten Emissionsfaktoren für Heizöl [HÜBNER et al., 1996] wird der Mittelwert mehr als halbiert). Bei der Auswertung der entsprechenden Messkampagne für feste Brennstoffe hingegen wurden beispielsweise alle Messwerte in die Auswertung mit einbezogen [SPITZER et al., 1998].

Einen weiteren Aspekt beinhaltet die Umrechnung der bei der Messung ermittelten Emissionskonzentration im Abgas in einen auf die eingesetzte Energiemenge bezogenen Emissionsfaktor. Um diese Umrechnung durchführen zu können, muss der Abgasvolumenstrom und der Heizwert des eingesetzten Brennstoffes bekannt sein. Die Bestimmung bzw. die Berechnung dieser beiden Parameter ist aber mit großen Unsicherheiten behaftet (siehe auch Kapitel 2.2.2). Die Wahl der Methodik und der Parameter ist auch hier wesentlich, um letztendlich einen repräsentativen Emissionsfaktor zu erhalten.





## ZUSAMMENFASSUNG

Die durchgeführte Literaturstudie zeigt, dass ein direkter Vergleich der Literaturangaben zu Emissionsfaktoren nur unter Berücksichtigung einer Reihe von Rahmenbedingungen möglich ist. Da die jeweilig in Betracht genommenen Rahmenbedingungen (Wahl der Methodik, Betrachtungsgrenzen, etc.) sehr stark voneinander abweichen, lassen sich keine unmittelbaren Vergleiche von Heiztechnologien erstellen. So lassen sich zwar Vergleiche zu jeweilig spezifischen Schadstoffen erstellen, welche jedoch in Zusammenschau mit anderen Umweltaspekten nur unter definierten Annahmen und Bewertungsmaßstäben Ergebnisse liefern können.

Will man umfassender bewerten, indem man die Emission von verschiedenen Schadstoffen in Summe betrachtet, stellt sich das Problem der Gewichtung der Emissionen der unterschiedlichen Schadstoffe. Dabei ist entscheidend: die Wahl und Gewichtung der betrachteten Kriterien beeinflusst das Ergebnis maßgeblich. In Bezug auf Emissionen kann die Gewichtung entweder hinsichtlich lokaler Kriterien (aus lufthygienischer Sicht) erfolgen, oder aber national bzw. grenzüberschreitend (z. B. Versauerung, Eutrophierung) bzw. global (Klimawandel) getroffen werden.



# 1 EINLEITUNG

## 1.1 Zielsetzung

In dieser Studie soll ein Überblick über die gegenwärtige Situation der Emissionen von Heizöl-, Erdgas- und Biomasseverbrennungsanlagen zur Herstellung von Raumwärme in Österreich gegeben werden.

Der Schwerpunkt der Studie liegt bei den Emissionsfaktoren der verschiedenen Heizungssysteme und Brennstoffe. Es werden die zur Bestimmung der Emissionsfaktoren angewendeten Methoden und zugrunde liegenden statistischen Daten sowie die Dokumentation analysiert und die daraus resultierenden Einschränkungen der Repräsentativität und Vergleichbarkeit herausgearbeitet. Darüber hinaus werden die in Österreich verwendeten Emissionsfaktoren international verglichen, wobei kein Anspruch auf Vollständigkeit gestellt wird. Außerdem wird im Hinblick auf die Bestimmung von nationalen Emissionsfaktoren eine Lückenanalyse durchgeführt, anhand derer etwaiger Handlungsbedarf aufgezeigt werden kann.

Besonderes Augenmerk wird auf die Schadstoffe NO<sub>x</sub> und Staub gelegt, da bei diesen beiden aufgrund der gesetzlichen Rahmenbedingungen der größte Handlungsbedarf besteht. Bei den betrachteten Heizungstechnologien werden verstärkt neue Gerätetypen diskutiert. Dies sind für Kleinfeuerungsanlagen Pellets- und Hackschnitzelheizungen, Öl-Brennwertgeräte sowie für Nah- bzw. Fernwärme größere Anlagen Biomasseanlagen.

## 1.2 Ausgangsposition

Die dominierenden Energieträger zur Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung sind in Österreich (Bezugsjahr 2001) Heizöl (25%), Erdgas (24%), Biomasse (22%) und Fernwärme (12%). Mit Kohle und Koks befeuerte Anlagen haben nur mehr einen Anteil von 3%, wobei davon auszugehen ist, dass diese durch gezielte Kesselaustauschförderungsprogramme in Zukunft weiter abnehmen werden. Aufgrund der schwindenden Bedeutung von Kohle für die Raumwärmebereitstellung werden im Rahmen dieser Studie die Energieträger Heizöl, Erdgas und Biomasse berücksichtigt.

Der Schwerpunkt in dieser Literaturarbeit liegt auf Kleinfeuerungsanlagen (bis 350 kW), in Kapitel 5 wird der Vollständigkeit halber auch auf größere Anlagen (> 350 kW – 50 MW, bzw. > 50 MW) eingegangen.

### 1.2.1 Kleinfeuerungsanlagen

Für Kleinfeuerungsanlagen (Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung bis 350 kW) sind Emissionsbeschränkungen in einer Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG<sup>1</sup> aus dem Jahre 1995 festgelegt worden. Emissionsgrenzwerte sind dabei für feste, flüssige und gasförmige Brennstoffe je nach Art des Heizungssystems (Einzelofen-, Etagen- und Zentralheizung) und je nach Kesseltechnologie festgeschrieben.

In Österreich existieren mehrere Studien und Publikationen, die Emissionsfaktoren unterschiedlicher Heizungssysteme ausweisen. Für feste, flüssige und gasförmige Energieträger beruhen die Emissionsfaktoren sowohl auf Feldmessungen als auch auf Prüfstandmessungen, die von den jeweiligen Interessensverbänden (Öl/Gas) bzw. von Bund und Ländern (feste Brennstoffe) durchgeführt oder in Auftrag gegeben worden sind.

---

<sup>1</sup> Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über „Schutzmaßnahmen betreffend Kleinfeuerungsanlagen“ (1995)

<u>Energieträger:</u>	<u>Firma, Institution, Interessensverband, (Erscheinungsjahr):</u>	
Fluide Brennstoffe (Heizöle)	OMV AG (1998)	[HÜBNER et al., 1996]
Gasförmige Brennstoffe	ÖVGW (1997)	[BRÖTZENBERGER & KREFT, 1997]
Feste Brennstoffe (Holz, Kohle)	Joanneum Research (1998)	[SPITZER et al., 1998]

Da diese Studien bereits einige Zeit zurück liegen, sind teilweise verbrennungstechnische Modifikationen und neue Kesseltypen in den oben zitierten Arbeiten noch nicht berücksichtigt; es wird daher im Rahmen der Studie eine vertiefende Betrachtung der Emissionsfaktoren neuer Technologien durchgeführt.

Insbesondere bei Biomasse als Energieträger kam es in den letzten Jahren zu deutlichen Verschiebungen der Marktanteile verschiedener Heizungssysteme. Neue vollautomatische Pellets- und Hackschnitzelheizungen haben zunehmend konventionelle und alte Stückholzkessel sowie Einzelöfen im Allgemeinen verdrängt. Bis zum Jahr 2002 wurden in Österreich 42.459 Hackgut- und Pelletsheizungen installiert, wobei Pelletsheizungen mit 4.492 Neuanlagen im Jahr 2001 bereits ein deutliches Marktsegment erobert haben [JONAS, 2003].

Darüber hinaus wurden im Jahr 2001 5.364 Stück moderne, typengeprüfte Stückholzkessel verkauft. Im Vergleich dazu lagen die Verkaufszahlen für Gasheizkessel/Gasthermen und für Heizölkessel in den letzten Jahren deutlich höher (ca. 46.000 bzw. 30.000 Stück).

Die rechtsgültigen Emissionsgrenzwerte werden im Rahmen einer Typenprüfung nach ÖNORM EN 303-5 überprüft. Emissionsgrenzwerte existieren für folgende Luftschadstoffe:

- Stickoxide (NO<sub>x</sub>)
- Kohlenmonoxid CO)
- Organischer Kohlenstoff (OGC)
- Staub (TSP)

Ergebnisse aus den Typenprüfungsmessungen werden im Rahmen der Studie mit Feldmessungen verglichen werden, sofern ausreichend Datenmaterial vorhanden ist.

### **1.2.2 Größere Anlagen („Nah- und Fernwärme“)**

Um im Rahmen dieser Literaturarbeit alle Bereiche der Raumwärmeerzeugung zu umfassen, werden in Kapitel 5 auch größere Anlagen (ab etwa > 350 kW bzw. 2 MW, siehe Kapitel 6.3) betrachtet.

Die installierten Leistungen von Nah- und Fernwärmeanlagen nahmen in Österreich in den letzten Jahren deutlich zu. Auch der Anteil der Wohnungen die mit Fernwärme beheizt werden, stieg in den letzten Jahren stark an. Im Jahr 2002 waren bereits ca. 600.000 Wohnungen (18%) an ein Fernwärmenetz angebunden, damit verdoppelte sich der Anteil seit 1990. In den letzten zehn Jahren haben vor allem Biomasse-Fernwärmeanlagen einen Anstieg verzeichnet.

Die Emissionsgrenzwerte gemäß einer Vereinbarung nach Art. 15a B-VG betreffen nur Kleinfeuerungsanlagen bis 350 kW, für größere Anlagen gilt die 1989 erlassene Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRG-K 1989). Laut dieser Verordnung ist die Errichtung und Inbetriebnahme von Dampfkesselanlagen > 50 kW genehmigungspflichtig. Die in Betrieb befindlichen Anlagen für feste oder flüssige Brennstoffe, für Mischfeuerungen sowie für die Beheizung mittels Abwärme mit einer Brennstoffwärmeleistung von mehr als 100 kW bzw. für gasförmige Brennstoffe mit einer Leistung von mehr als 600 kW sind einmal jährlich durch

einen befugten Sachverständigen auf die Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte zu überprüfen.

### **1.3 Emissionssituation**

#### **1.3.1 Rahmenbedingungen**

Emissionen aus dem Bereich der Raumwärmeerzeugung können in verschiedenem Ausmaß zur Belastung durch Luftschadstoffe beitragen. Bei der Bewertung der Emissionen aus der Raumwärmeerzeugung ist die räumliche und zeitliche Variabilität der Emissionsquellen zu beachten. So weisen Emissionen aus dem Hausbrand und von Fernheizwerken typischerweise in den Wintermonaten ein Maximum auf, industrielle Quellen oder Kraftwerke zur Stromerzeugung haben dagegen kaum jahreszeitliche Schwankungen. Da in den Wintermonaten die atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen zumeist stabiler als in den übrigen Jahreszeiten sind, tragen Emissionen im Winter mehr zur Luftbelastung bei. Darüber hinaus ist die räumliche Verteilung bei den Emissionen zu beachten: Während Fernheizwerke zumeist am Stadtrand angesiedelt sind und über hohe Schornsteine verfügen, tragen diese Emissionen bei gleicher Stärke weniger zur lokalen Schadstoffbelastung bei, als Emissionen des Hausbrands mit geringer Schornsteinhöhe.

Um die Emissionen wesentlicher Luftschadstoffe generell zu vermindern, hat sich Österreich eine Reihe von Umweltzielen gesetzt. Mit der Unterzeichnung zweier internationaler Verträge der Vereinten Nationen sowie der Umsetzung der EU-Richtlinie über Emissionshöchstmengen wurden diese Ziele bezüglich Treibhausgasemissionen und Emissionen von klassischen Luftschadstoffen auch nach außen verbindlich festgelegt (siehe Kapitel 1.3.2 und 1.3.3).

Darüber hinaus wurden im Regierungsprogramm 2003-2006 der Österreichischen Bundesregierung Ziele in Bezug auf die Reduktion der Klimagase und der „klassischen“ Luftschadstoffe angesprochen: Klimaschutz, die Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität – Luft und die Forcierung erneuerbarer Energien sind unter anderem Schwerpunkte im Bereich Nachhaltigkeit, Umwelt und Landwirtschaft.

#### **1.3.2 Treibhausgase**

Im Bereich der Treibhausgase hat sich Österreich mit der Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls der Klimarahmenkonvention (UNFCCC) zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen, bezogen auf das Basisjahr (1990 für CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O bzw. 1995 für die sogenannten Industriegase), verpflichtet. Die Europäische Union ist Vertragspartner des Protokolls und hat eine 8%ige Reduktionsverpflichtung. Gemäß einer EU-internen Lastenverteilung („burden sharing“) hat Österreich eine 13%ige Reduktion an Treibhausgasen zu erreichen.

---

### Trend der Treibhausgase

Österreich ist bis dato diesem Ziel nicht näher gekommen: Seit dem Basisjahr sind die Treibhausgasemissionen um 9,6% (2001) gestiegen.

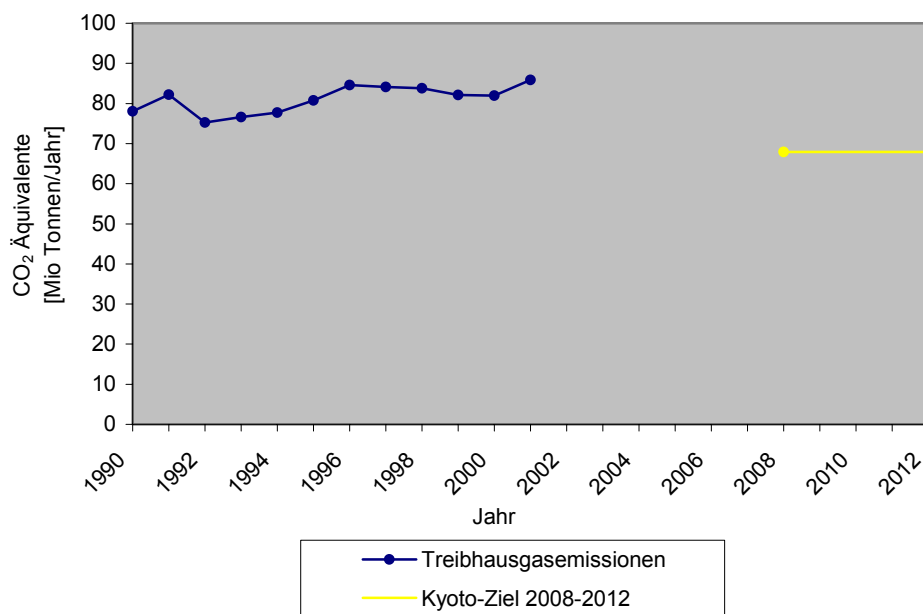


Abbildung 1: Treibhausgas-Trend 1990 bis 2001 und Kyoto-Ziel 2008-2012 (aus [UMWELTBUNDESAMT, 2003]).

2001 lagen die Anteile der einzelnen Emittentengruppen an den gesamten Emissionen der Treibhausgase für den Sektor Industrie bei 27%, für den Sektor Verkehr bei 23%, für die Kleinverbraucher bei 18% – darin enthalten ist auch der Hausbrand – für die Energieversorgung bei 17% und für die Landwirtschaft bei 9%. Die Gruppe der Sonstigen emittierte im Jahr 2001 6% der Klimagase, wobei es sich hier zum überwiegenden Teil um Methan-Emissionen aus Mülldeponien handelt.

### 1.3.3 Luftschadstoffe

Im Bereich der „klassischen Luftschadstoffe“ legt die sogenannte NEC-Richtlinie<sup>2</sup> für Österreich Emissionshöchstmengen für SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NMVOC und NH<sub>3</sub> für 2010 fest. Ziel dieser Richtlinie ist die Begrenzung der Emissionen versauernder und eutrophierender Schadstoffe sowie der Ozonvorläufer, um in der Gemeinschaft den Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit gegen die Risiken der Versauerung, der Eutrophierung des Bodens und des bodennahen Ozons zu verbessern und dem langfristigen Ziel der Einhaltung kritischer Konzentrationen und Eintragsraten und des wirksamen Schutzes aller Menschen gegen bekannte Gesundheitsgefahren durch Luftverschmutzung durch Festlegung nationaler Emissionshöchstmengen näher zu kommen. Die NEC-Richtlinie wurde mit dem „Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L; BGBl. I 34/2003)“ in nationales Recht umgesetzt.

Auch im Ozongesetz wurden Reduktionsziele für NO<sub>x</sub> und NMVOC festgesetzt.

Für Feinstaub (PM<sub>10</sub>) existiert zwar keine nationale Emissionshöchstmenge, allerdings besteht bei diesem Luftschadstoff Handlungsbedarf aufgrund zahlreicher Grenzwertverlet-

<sup>2</sup> Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants

zungen in größeren und kleineren Städten vor allem an verkehrsbelasteten Standorten [SPANGL & NAGL, 2003]. Die Stuserhebungen, die im Zuge dieser Grenzwertverletzungen durchgeführt wurden, weisen zumeist den Verkehr als Hauptverursacher aus. Die Beiträge aus Hausbrand, Gewerbe und Industrie sind jedoch nicht zu vernachlässigen.

Bei den in der NEC-Richtlinie genannten Schadstoffen ist zu beachten, dass eine gesamtösterreichische Betrachtung der Emissionen keine Aussagen über die Immissionsituation an den kritischen Belastungsschwerpunkten zulässt. So kann es trotz Einhaltung der Emissionshöchstmengen zu Immissionsgrenzwertverletzungen vor Ort kommen, die einen entsprechenden Handlungsbedarf zur weiteren (lokalen) Emissionsreduktion nach sich ziehen.

### Trend der Luftschadstoffe

Die folgende Abbildung präsentiert den Emissionstrend der in der NEC-Richtlinie festgelegten Luftschadstoffe von 1990 bis 2001.

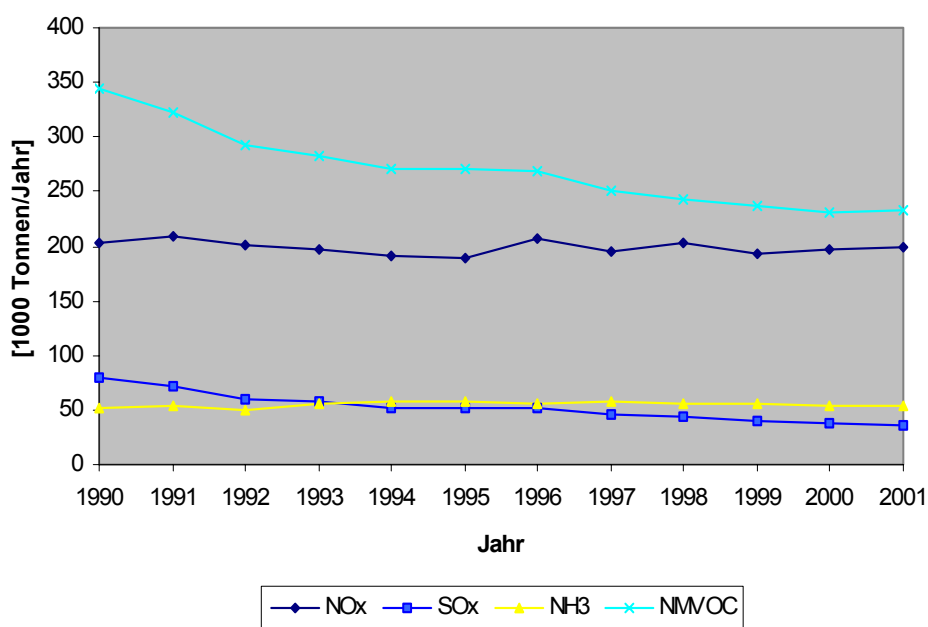


Abbildung 2:  $\text{NO}_x$ , NMVOC,  $\text{NH}_3$  und  $\text{SO}_2$  Trend 1990 bis 2001 (aus [UMWELTBUNDESAMT, 2003]).

### Stickoxide (NOx)

Gegenüber einer bis 2001 erhobenen  $\text{NO}_x$ -Reduktion von 14% ab 1985 (Basisjahr des Ozongesetzes für  $\text{NO}_x$ ) wurde das im Ozongesetz festgelegte Ziel einer 60%igen Reduktion eindeutig verfehlt. Im Zeitraum 1990 bis 2001 konnten die  $\text{NO}_x$ -Emissionen um nur 2% vermindert werden. Reduktionen wurden vor allem in den Sektoren Industrie und Energieversorgung erzielt, während die Kleinverbraucher ständig steigende Emissionen aufweisen. Die Emissionen des Verkehrssektors verbleiben in der gesamten Zeitreihe auf konstant hohem Niveau. Seit 1999 sind die Emissionsmengen an Stickoxiden wieder im Steigen begriffen.

Das in der EG-Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe angegebene Ziel von 103.000 Tonnen  $\text{NO}_x$  für das Jahr 2010 wurde 2001 mit Emissionen von 199.000 Tonnen noch bei weitem überschritten.

### **Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe (NMVOC)**

Von 1988 (Basisjahr des Ozongesetzes für NMVOC) bis 2001 konnten die NMVOC-Emissionen um insgesamt 38% reduziert werden. Das im Ozongesetz festgelegte Reduktionsziel einer 60%igen Reduktion bis 31. Dezember 2001 wurde hiermit verfehlt. In den letzten Jahren wurden nur mehr vergleichsweise geringe Reduktionen erreicht, vom Jahr 2000 auf 2001 kam es sogar zu einer geringfügigen Steigerung der Emissionen. Um die weiteren Reduktionsziele des Ozongesetzes sowie das NMVOC-Minderungsziel gemäß EG-Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe bis zum Jahr 2010 erreichen zu können, werden in Zukunft verstärkte Anstrengungen erforderlich sein. Die NMVOC-Emissionen betragen im Jahr 2001 etwa 232.000 Tonnen.

### **Ammoniak (NH<sub>3</sub>)**

Die NH<sub>3</sub>-Emissionen Österreichs liegen im gesamten Verlauf deutlich unter der EG-Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (Emissionen 2001: 54.000 Tonnen).

### **Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)**

Bei den SO<sub>2</sub>-Emissionen kam es von 1990 bis 2001 zu einer 53%igen Reduktion. Die in der NEC-Richtlinie festgelegte Emissionsgrenze von 39.000 Tonnen für SO<sub>2</sub> wurde bereits im Jahr 2001 mit der Emissionsmenge von 37.000 Tonnen überehüllt.

### **Staub**

Die Berechnung der Staub-Emissionen ist mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, insbesondere was die Abschätzung der diffusen Emissionen betrifft. Die angegebenen Zahlen weisen daher erhebliche Schwankungsbreiten auf.

Die primären Emissionen von TSP<sup>3</sup> stiegen von 74.000 t im Jahr 1990 auf 79.700 t im Jahr 2001 an. Auch bei PM<sub>10</sub><sup>4</sup> und PM<sub>2,5</sub><sup>5</sup> wurde eine steigende Tendenz festgestellt. 1990 wurden für PM<sub>10</sub> 46.500 t bzw. für PM<sub>2,5</sub> 27.600 t ermittelt, während für das Jahr 2001 48.000 t (PM<sub>10</sub>) und 27.800 t (PM<sub>2,5</sub>) zu verzeichnen waren. Der Grund für diesen Anstieg ist die gestiegene Verkehrsleistung, während in den anderen Sektoren die Emissionen etwa konstant geblieben sind.

Wesentliche Emittenten von Staub sind die Sektoren Industrie, Verkehr, Landwirtschaft und Kleinverbraucher. Bei letzteren führt vor allem die Verbrennung von Festbrennstoffen in kleinen und veralteten Feuerungsanlagen zu hohen Staubemissionen. Der Sektor mit den größten Zuwachsraten an Staubemissionen ist der Verkehr. Hauptverursacher sind hier Rußpartikel aus Dieselfahrzeugen sowie der Abrieb an Reifen und Bremsen. Dabei ist zu beachten, dass die Emissionsangaben für Staub vor allem für diffuse Quellen (Bauwesen, landwirtschaftliche Feldbearbeitung) mit hohen Unsicherheiten behaftet sind. Die diffusen Quellen machen etwa die Hälfte der Gesamtemissionen aus.

Eine für die Immissionsbelastung vor allem in Städten bedeutende Quelle stellt darüber hinaus die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub dar, die jedoch in den oben genannten Zahlen nicht enthalten ist.

---

<sup>3</sup> Als Gesamtschwebstaub (Total suspended particulates = TSP) wird die mit konventionellen Sammlern gemessene Schwebstaubkonzentration bezeichnet. Dabei wird ein Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst.

<sup>4</sup> Bei PM<sub>10</sub>-Messverfahren ist das Ziel, eine Sammelcharakteristik zu verwirklichen, welche der thorakalen Fraktion (jener Masseanteil einatembare Partikel, der über den Kehlkopf hinausgeht) entspricht. Bei diesen Verfahren sollen per definitionem 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm erfasst werden.

<sup>5</sup> Wie PM<sub>10</sub>, allerdings werden 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm erfasst

---



## 2 EMISSIONSFAKTOREN

Um unterschiedliche Systeme, die zu einer Schadstoffemission führen hinsichtlich ihres Schadstoffeintrags vergleichen zu können, ist es normalerweise notwendig, den Emissionsfaktor auf eine bestimmte Basisgröße zu beziehen. Der sich ergebende Faktor wird als Emissionsfaktor bezeichnet. Der Emissionsfaktor hat oftmals auch den Charakter eines Indikators, die Änderung des Emissionsfaktors mit der Zeit kann beispielsweise zur Beurteilung der Änderung des Systems herangezogen werden (Fortschrittsanalyse).

### 2.1 Definition Emissionsfaktor

Die Definition für den Begriff „Emissionsfaktor“ ist nicht eindeutig, je nach Thematik wird er unterschiedlich verstanden. Die amerikanische Umweltschutzagentur (US-EPA) gibt beispielsweise folgende Definition für den Begriff Emissionsfaktor an:

*The relationship between the amount of pollution produced and the amount of material processed or consumed.*

Gemeinsam ist allen Definitionen, dass der Emissionsfaktor jeweils eine auf eine Basisgröße bezogene Emission darstellt. Diese Basisgröße wird je nach Fachgebiet und Fragestellung unterschiedlich gewählt:

**Masse:** Häufig ist der Emissionsfaktor auf Masseeinheiten bezogen, zum Beispiel auf eine Brennstoffmenge oder der Masse an Produkt. Ein solcher Faktor ist geeignet um verschiedene Systeme, die die gleichen Edukte bzw. die gleichen Produkte haben, zu vergleichen (z. B. Emission bezogen auf die Masse an Produkt bei verschiedenen Produktionswegen).

**Energie:** Handelt es sich um Energie produzierende bzw. Energie verbrauchende Prozesse mit z. B. unterschiedlichen Edukten, ist nur durch Umrechnen von Masse auf Energieeinheiten ein Vergleich von unterschiedlichen Systemen bzw. Technologien möglich (z. B. Vergleich von Heizungsanlagen mit unterschiedlichen Energieträgern, Vergleich der Energieerzeugungssysteme Atomkraftwerk und Kalorisches Kraftwerk).

**Verursacher/Prozess:** Unterscheiden sich die einzelnen Verursacher einer Verursacherguppe nur wenig, und sind die Emissionen von äußeren Einflüssen relativ unabhängig, kann es sinnvoll sein, verursacher- oder prozessbezogene Emissionsfaktoren zu bilden (z. B. Emission pro Kuh, Emission pro Startvorgang).

**Input- bzw. outputbezogene Emissionsfaktoren:** Die Emission kann weiters entweder auf den Input an Masse oder Energie in einen bestimmten Prozess bzw. auf einen Output von Masse oder Energie bezogen sein (z. B. die Emission pro kWh erzeugten Strom oder die Emission pro eingesetzter Tonne Kohle).

**Länge:** Bei mobilen Emissionsquellen kann das Beziehen auf die zurückgelegte Strecke hilfreich sein, um verschiedene Systeme zu vergleichen (z. B. Emission pro zurückgelegten Kilometer für verschiedene Kfz).

**Zeit:** Ist die Betriebsdauer variabel, aber der Betriebszustand relativ konstant, kann die Basisgröße Zeit verwendet werden (z. B. Emission pro Betriebsstunde bei einem Notstromaggregat).

**Volumen:** Die bei einer Emissionsmessung ermittelte Emissionskonzentration stellt quasi einen „volumsbezogenen Emissionsfaktor“ dar (z. B. mg/m<sup>3</sup>), wird aber im Allgemeinen nicht als solcher bezeichnet. Dieser Wert allein sagt beispielsweise noch wenig über den tatsäch-

lichen Schadstoffeintrag aus, dafür muss noch der Abgasvolumenstrom berücksichtigt werden.

Emission und Emissionsfaktor lassen sich oft nur schwer von einander abgrenzen, denn sobald man eine Emission angibt, muss jeweils spezifiziert werden was und wann betrachtet wird. Spricht man beispielsweise von Treibhausgasemissionen in Österreich, so wird meist die Emission pro Jahr betrachtet, damit entsprechen diese Werte streng genommen Emissionsfaktoren. Absolute Emissionsangaben gibt es praktisch nicht. Normalerweise wird aber nur der zur Berechnung verwendete Faktor als Emissionsfaktor bezeichnet, der sich ergebende Wert ist die Emission. Für Brennstoff bedingte Emissionen wird der Emissionsfaktor im Normalfall auf die eingesetzte Brennstoffmenge bezogen. Zur Berechnung der Emissionen wird der Emissionsfaktor wie in der oben gezeigten Gleichung mit der so genannten Aktivität multipliziert. In unserem Falle ist dies die eingesetzte Menge an Brennstoff.

Daneben kann der Emissionsfaktor z. B. unterschiedlich aggregiert sein und entweder auf eine spezielle Anlage, eine Technologie, auf Anlagen einer bestimmten Branche, etc. bezogen sein.

Die folgende Abbildung stellt die unterschiedlichen Begrifflichkeiten dar:

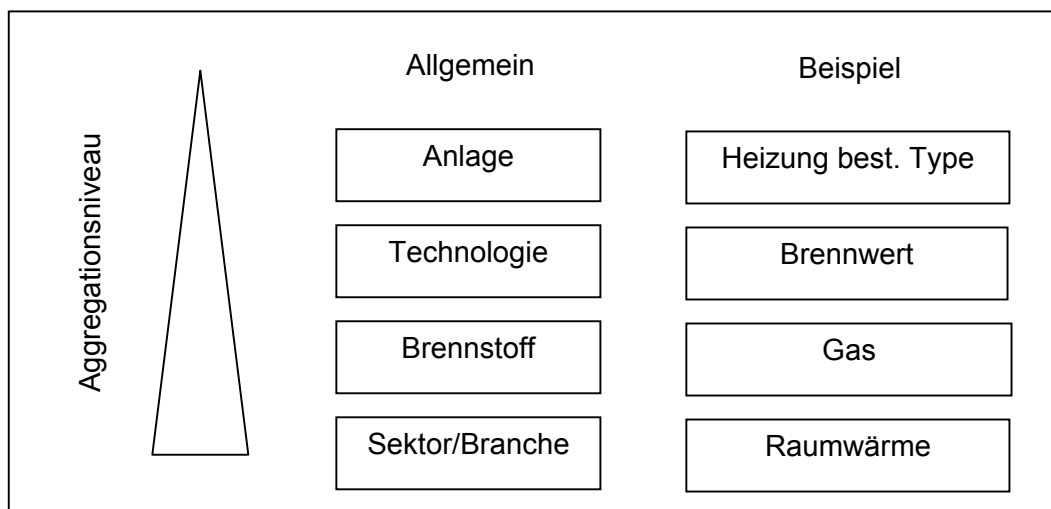


Abbildung 3: Illustration zum unterschiedlichen Aggregationsniveau von Emissionsfaktoren.

Aus diesen Ausführungen wird klar, dass man jeweils sehr genau den Gültigkeitsbereich des Emissionsfaktors spezifizieren muss, zum Beispiel Emissionsfaktor zur Berechnung der Gesamtemissionen Österreichs oder Emissionsfaktor zum Vergleich der Emissionen verschiedener Typen von Anlagen.

Je nach Fragestellung ist es notwendig, unterschiedlich definierte bzw. unterschiedlich aggregierte Emissionsfaktoren zu vergleichen: Für das erste Beispiel werden über den Anlagenbestand gemittelte Emissionsfaktoren der unterschiedlichen Brennstoffe verwendet.

Zum Vergleich unterschiedlicher Anlagen ist es notwendig, technologiebezogene Emissionsfaktoren zu vergleichen (z. B. durchschnittlicher Emissionsfaktor für automatische Biomassefeuerungsanlagen nach dem Stand der Technik mit solchen für Öl-Brennwert Geräten; siehe Kapitel 4.2). Üblicherweise werden die Faktoren dabei auf die eingesetzte Brennstoffmenge, also den Energieinput, bezogen. Eine andere Möglichkeit, die auch für den Raumwärmesek-

tor sinnvoll wäre, da auch Wirkungsgrade berücksichtigt werden, ist, die Emissionen auf den Energieoutput (Nutzenergie) zu beziehen, jedoch ist meist nur der Energieinput bekannt.

Hierbei ist noch zu beachten, dass der auf die eingesetzte Energiemenge bezogene Emissionsfaktor, den Wirkungsgrad der Anlage (im speziellen Falle dieser Studie Raumwärme- bzw. Warmwassererzeugung) nicht berücksichtigt. Deshalb wäre es unter Umständen zielführender, für die erstere Fragestellung die Emissionsfaktoren auf die Nutzenergie zu beziehen, jedoch ist im Regelfall nur die eingesetzte Energiemenge zur Berechnung von Emissionen bekannt. Dies trifft auch auf die Emissionsberechnung auf Nationaler Ebene zu, bei der die Emissionen über den Brennstoffeinsatz berechnet werden.

## 2.2 Bildung von Emissionsfaktoren für pyrogene Emissionen

Emissionsfaktoren können einerseits berechnet, andererseits gemessen werden. Welche Variante sinnvoller ist, hängt vom Schadstoff ab. Dabei lässt sich zwischen Schadstoffen unterscheiden, deren Emission (fast) ausschließlich von der Art und Zusammensetzung des Brennstoffs abhängig ist, und solchen, deren Emission stark von der eingesetzten Verbrennungstechnologie beeinflusst ist.

Ein klassisches Beispiel für den ersten Fall ist  $\text{CO}_2$ , es wird praktisch der ganze im Brennstoff vorhandene Kohlenstoff während des Verbrennungsvorgangs umgesetzt.<sup>6</sup> Neben  $\text{CO}_2$  fällt  $\text{SO}_2$  in diese Gruppe (vorausgesetzt es werden keine sekundären Emissionsminderungsmaßnahmen für  $\text{SO}_2$  eingesetzt).

Die Emission der meisten anderen Schadstoffe hängt vor allem auch von den Verbrennungsbedingungen ab, für diese Gruppe wird in der Regel von einer Emissionsmessung zur Bildung eines Emissionsfaktors ausgegangen. Im folgenden Abschnitt wird der Weg von der Emissionsmessung zu einem technologiebezogenen Emissionsfaktor und weiter zu einem über einen bestimmten Bestand aggregierten Emissionsfaktor sowie die sich daraus ergebenden Probleme beschrieben. Ein grundlegendes Problem dabei ist, dass es zwar für die Emissionsmessung Normen gibt, aber keinen Standard für den Weg von der Emissionsmessung zum Emissionsfaktor.

Die folgende Abbildung stellt die Vorgehensweise schematisch dar:

---

<sup>6</sup> Je nach Verbrennungsbedingungen kann der Umsetzungsgrad und damit die tatsächlichen Verbrennungsproduktverteilung schwanken. Bei unvollständiger Verbrennung wird auch Kohlenstoff der in organische Verbindungen enthalten ist (TOC: total organic carbon) und andererseits noch nicht vollständig oxidierter Kohlenstoff (Kohlenmonoxid  $\text{CO}$ ) emittiert.

Für Klimabetrachtungen wird aufgrund der in der Klimaforschung üblichen langen Betrachtungszeiträume angenommen, dass der gesamte im Brennstoff vorhandene Kohlenstoff, abzüglich des Teils der in der Asche zurückbleibt (typischerweise 1%), als  $\text{CO}_2$  emittiert wird (da die unvollständigen Verbrennungsprodukte letztendlich zu  $\text{CO}_2$  umgesetzt werden). Für lufthygienische Betrachtungen ist der Anteil der unvollständigen Verbrennungsprodukte aber natürlich wesentlich und wird gesondert berücksichtigt.

---

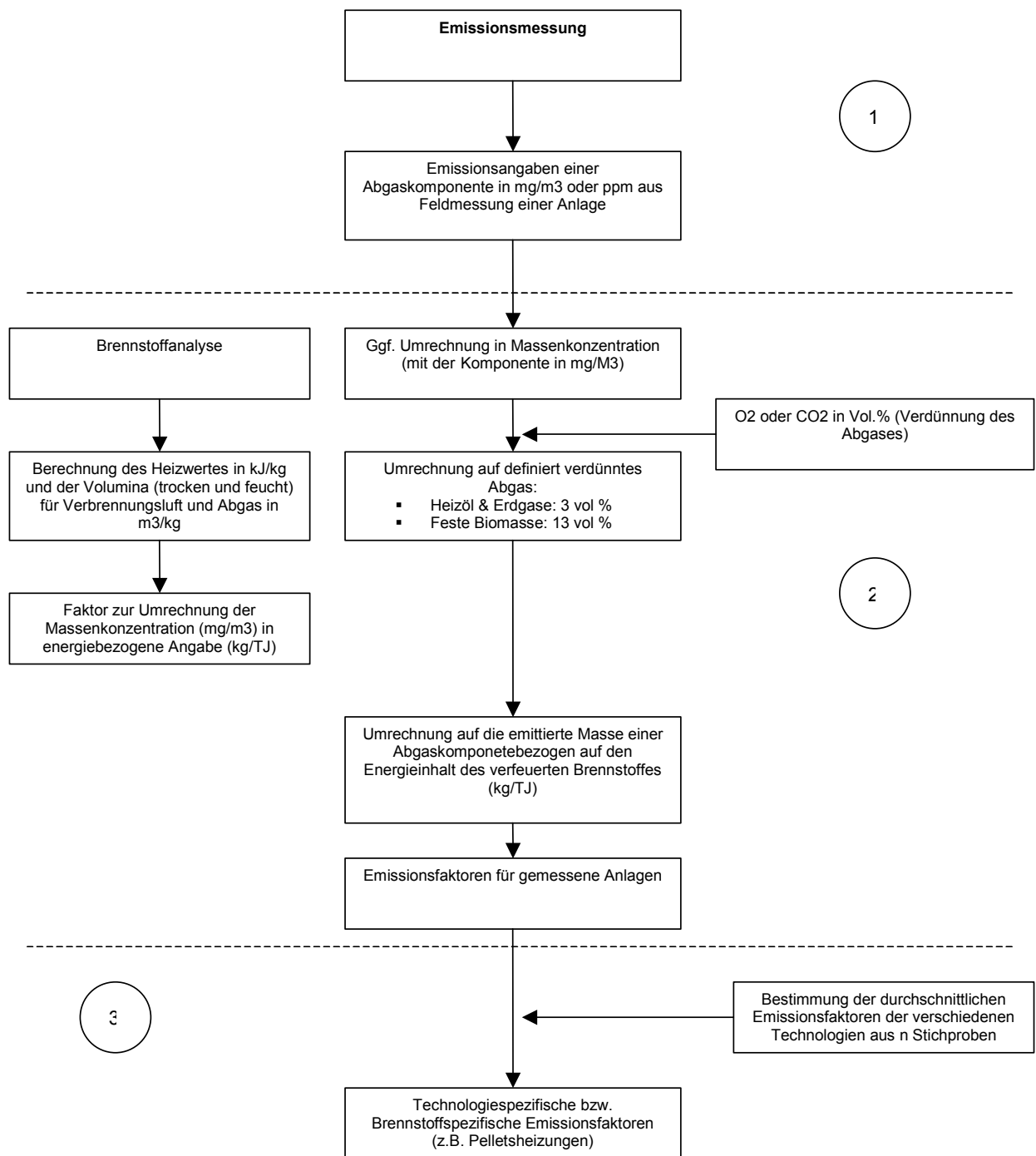


Abbildung 4: Schema zur Bildung von Emissionsfaktoren.

Dabei ist zu beachten, dass die Vorgehensweise - die Messplanung - vom Ziel der Emissionsmessungen abhängt. Dies kann die Ermittlung von nationalen (über den nationalen Anlagenbestand gemittelte) Emissionsfaktoren sein. Oft sind die Fragestellungen aber andere, z. B. Abnahme- oder Kontrollmessungen, oder die gezielte Untersuchung einer Komponente und den Einfluss verschiedener Betriebsparameter auf die Emissionen bei einer bestimmten Anlagengruppe. Dies beeinflusst die Auswahl der gemessenen Anlagen und auch die Art der Durchführung der Messung. Bei der Auswertung solcher Daten und bei der Interpretation der Ergebnisse muss darauf Rücksicht genommen werden (siehe Kapitel 6).

### **2.2.1 Emissionsmessung (1)**

Bei der Messung der Emissionen muss grundsätzlich zwischen Prüfstandmessungen und Feldmessungen unterschieden werden.

Prüfstandmessungen werden unter standardisierten Bedingungen nach ÖNORM EN 303-5 durchgeführt. Im Gegensatz zu Feldmessungen unter Praxisbedingungen ist ein wesentlicher Vorteil der Prüfstandmessungen, dass die Emissionsmessungen bei jedem beliebigen Lastzustand über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden können, da am Prüfstand die Wärmeabfuhr geregelt werden kann. Die Messung erfolgt, wenn ein stationärer Zustand der Anlage eingetreten ist. Hingegen können Emissionsmessungen vor Ort nur unter den lokalen, zur Zeit der Messung vorherrschenden Umgebungsbedingungen (Umgebungslufttemperatur, Luftdruck und Luftfeuchte, Wärmeabfuhr ...) und der damit korrespondierenden, aktuellen Heizlast durchgeführt werden. Ein stationärer Zustand der Anlage tritt praktisch nicht auf, jedoch kann eine konstante Abgastemperatur als Parameter für einen quasi-stationären Zustand herangezogen werden. Jedoch ist dieser quasi-stationäre Zustand, in Abhängigkeit der Anlagenauslegung, nur von kurzer Dauer. Diese Art der Messung bezeichnet man daher auch als Punktmessung.

Ein wesentlicher Vorteil von Prüfstandmessungen ist außerdem, dass die Probenahme an einer nach ÖNORM EN 304 genormten Abgasmessstrecke erfolgt und somit europaweit vergleichbar sein sollte. Die Messung vor Ort ist nach ÖNORM M 7501-1 lediglich im Verbindungsstück zwischen Feuerstätte und Schornstein im Kernstrom durchzuführen. In der Praxis unterscheiden sich jedoch die Ausführungen des Rauchrohres sehr deutlich, und unter Umständen ist eine Messung an diesem überhaupt nicht möglich und muss an andere Stelle durchgeführt werden. Zusätzlich entsprechen die Messstellen vor Ort meist nicht den strömungstechnischen Anforderungen. Somit erfolgt die Probenahme und Messung häufig in Abschnitten der Rauchgasführung in denen turbulente Strömungszustände vorherrschen und damit wird die Messunsicherheit drastisch erhöht.

Im Zusammenhang mit der Emissionsmessung beeinflussen vor allem der bei der Messung vorherrschende Betriebszustand (Teillast/ Volllast; stationär/instationär; Kaminzug in Abhängigkeit des Luftdrucks, etc.) die Qualität bzw. Aussagekraft des Messergebnisses. Daneben spielt auch die Wahl der Messstelle und des Messverfahrens (Messungenauigkeit) eine Rolle.

### **2.2.2 Berechnung eines auf die eingesetzte Brennstoffmenge bezogenen Emissionsfaktors für die gemessene Anlage (2)**

Die unter tatsächlicher Verdünnung ( $O_2$ -Gehalt im Verbrennungsgas) gemessenen und auf trockenes Abgas bezogene Abgase werden auf ein definiertes verdünntes Abgas bezogen, auf den so genannten Bezugsauerstoff. Für die verschiedenen Energieträger ist der Bezugsauerstoff folgendermaßen festgelegt:

Feste fossile Brennstoffe: 6 vol. %  $O_2$

---

Erdgas, Erdöl	3 vol. % O <sub>2</sub>
Feste Biomasse:	13 vol. % O <sub>2</sub>

Der für eine spezifische Emissionsmessung ermittelte, so genannte spezifische Emissionsfaktor wird schließlich folgenderweise ermittelt:

$$\text{spez. Emissionsfaktor} = \frac{(\text{Konzentration}) \cdot (\text{Abgasvolumenstrom}) \cdot (\text{Messdauer})}{(\text{Masse des Brennstoffs}) \cdot (\text{Heizwert des Brennstoffs})}$$

Dafür muss entweder die entstandene Abgasmenge mit gemessen werden, oder diese im Nachhinein theoretisch bestimmt werden.

Eine Standardmethode für die Messung des Abgasvolumenstromes ist die Differenzdruckmessung zum Beispiel mit dem Staurohr nach Prandtl. Durch die auftretenden geringen Abgasgeschwindigkeiten bei kleinen Feuerungsanlagen wird jedoch zumeist die CO<sub>2</sub>-Tracergasmethode eingesetzt. Eine andere Methode ist die Verwendung eines Flügelradanemometers.

Die Abgasmenge kann auch berechnet werden. Dafür wird, unter Annahme einer vollständigen Umsetzung, über die Zusammensetzung des Brennstoffs die bei der Verbrennung entstehende Mindest- Abgasmenge berechnet. Um auf die praktisch entstehende Abgasmenge zu kommen, muss eine Luftüberschusszahl (siehe Kapitel 4.1.5) angenommen werden.

### 2.2.3 Ermittlung eines technologie- und/oder brennstoffspezifischen Emissionsfaktors (3)

Das Ergebnis aus den Schritten (1) und (2) sind eine Anzahl von Emissionsfaktoren entsprechend der Größe der Stichprobe. Diese Messwerte sind für eine bestimmte Grundgesamtheit repräsentativ (z. B. für moderne Gas-Brennwertkessel).

Diese Messwerte weisen eine bestimmte Streuung auf. Die Streuung ist einerseits durch die Unsicherheit der Messmethodik (inkl. Heizwertbestimmung, Abgasmengenbestimmung, etc.) bestimmt, und andererseits durch Schwankungen der Emissionen durch instabile Betriebszustände, wie sie in realen Systemen (je nach Technologie mehr oder weniger) zwangsläufig vorkommen. Die Schwankungsbreite ist dabei auch je nach Schadstoff verschieden, dies hängt zum Beispiel von den Einflussfaktoren auf den Schadstoffbildungsmechanismus ab. So zeigen Staub- und CO- Emissionen üblicherweise eine breitere Streuung als NO<sub>x</sub>-Emissionen. Die sich ergebenden Verteilungen reichen von annähernd Normalverteilungen, über rechtsschiefe Verteilungen bis hin zu fast rechteckig verteilten Messwerten.

Die Berechnung des für die betrachtete Grundgesamtheit repräsentativen Emissionsfaktors (auf eine bestimmte Technologie oder auch auf einen bestimmten brennstoffbezogenen Emissionsfaktor, je nach gewünschtem Aggregationsniveau, siehe Kapitel 2.1) erfolgt durch Mittelung der spezifischen Emissionsfaktoren sämtlicher Messungen. Je nach Fragestellung wird entweder das arithmetische oder ein gewichtetes Mittel gebildet. Die Gewichtung kann dabei zum Beispiel entsprechend der Verbreitung der unterschiedlichen Technologien erfolgen.

Besondere Bedeutung kommt hier der Behandlung von Extremwerten zu, da diese unterschiedlich interpretiert werden können: einerseits kann es sich dabei um „Ausreißer“ im Sinne der Messtechnik handeln (nicht repräsentative Zustände bzw. messtechnische Probleme bei der Messung wie Überschreitung des Messbereichs). Andererseits könnte aber auch einfach ein gewisser Anteil der Anlagen tatsächlich hohe bzw. niedrige Emissionen haben.

Trifft der erste Fall zu, ist es sinnvoll die Extremwerte, die mit Hilfe von statistischen Verfahren identifiziert wurden, nicht für die Auswertung zu berücksichtigen um das Endergebnis nicht zu verfälschen.

In letzterem Fall kommt es auf die Fragestellung an, ob bzw. wie solche Anlagen in die Auswertung mit einbezogen werden: soll der sich ergebende Emissionsfaktor beispielsweise zur Ermittlung von Gesamt-Österreichemissionen verwendet werden, und stellen die gemessenen Anlagen eine repräsentative Stichprobe aller Anlagen dar, so sollten auch die Extremwerte berücksichtigt werden. Sollen aber zum Beispiel die Emissionen verschiedener Anlagen unter Normalzustand verglichen werden, ist es nicht sinnvoll, Anlagen, die aufgrund von extremen Betriebszuständen sehr hohe oder niedrige Emissionen aufweisen, in die Auswertung mit einzubeziehen.

---





### 3 EMISSIONSFAKTOREN FÜR KLEINFEUERUNGSANLAGEN

In diesem Kapitel werden die in Österreich durchgeführten umfassenden Studien zur Ermittlung österreichspezifischer Emissionsfaktoren für die verschiedenen Brennstoffe dargestellt und analysiert. Eine Beschreibung neuer Technologietrends und Messergebnisse aktueller Emissionsmessungen finden sich in Kapitel 4.

#### 3.1 Heizöl [HÜBNER et al., 1996]

In den Jahren 1993 bis 1995 hat die OMV in ihrem Forschungsprojekt Emissionsfaktoren rund 500 Kesselanlagen für HEL oder HL, davon 420 Anlagen mit einer geringeren Brennstoffwärmeleistung als 350 kW, durch Feldmessungen geprüft. Dabei wurde in die in Abbildung 5 dargestellten Kessel-Brenner-Kombinationen unterschieden, für welche technologiespezifische Emissionsfaktoren ermittelt wurden.

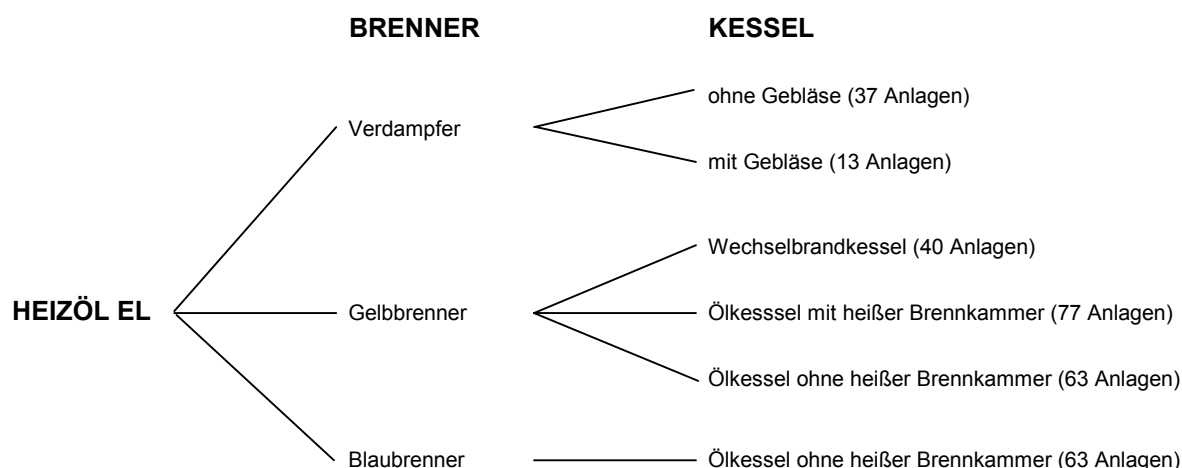


Abbildung 5: Differenzierung in verschiedene Ölbrenner- und Ölkesseln in der ÖMV Studie 1995<sup>7</sup>.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren für die laut Energiebericht getroffene Einteilung in Einzel-, Etagen-, und Zentralheizungsanlagen erfolgte durch Zuteilung der jeweiligen Technologien zu den drei Heizungstypen und durch eine nach der Anzahl gewichteten Mittelung der technologiebezogenen Emissionsfaktoren. Die Zuteilung zu den Etagen- und Zentralheizungen war dabei nicht eindeutig zu treffen, deshalb wurden sämtliche Druckzerstäuber und gebläseunterstützten Verdampfungsbrenner zusammengefügt und die resultierenden Werte sowohl für Etagen- als auch Zentralheizungen verwendet. Die atmosphärischen Verdampfungsbrenner (ohne Gebläse) wurden den Einzelöfen zugeordnet.

Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren für die verschiedenen Heizungstypen wie später im Energiebericht veröffentlicht, wurden die spezifischen Emissionsfaktoren (spezifisch für eine bestimmte Technologie) über die gemessenen Anlagen gemittelt. Es wurden Stickoxide, Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Ruß gemessen und ausgewertet. Die Bestimmung der SO<sub>2</sub>-Faktoren basierte auf einer Berechnung über den Schwefelgehalt des Heizöls.

<sup>7</sup> die Angabe in der Darstellung bezüglich der Anlagen bezieht sich nur auf HEL Anlagen; es wurden nur die Technologien, für die ein technologiespezifischer Emissionsfaktor gebildet wurde, dargestellt (weitere Technologien wurden zwar in den Gesamtfaktor mit einbezogen aber aufgrund der geringeren Anzahl von gemessenen Anlagen nicht getrennt ausgewertet).

Für CO wurde aufgrund der rechtsschiefen Normalverteilungen der spez. Emissionsfaktoren für CO der Mittelwert einseitig getrimmt. Das bedeutet, dass eine gewisse Anzahl der größten Werte nicht berücksichtigt wurde. Durch die Entfernung der 1% „schlechtesten“ Anlagen in Bezug auf CO-Emissionen wird der Mittelwert des Emissionsfaktors für Etagen- und Zentralheizungen bereits mehr als halbiert; es wurde der ca. 98% getrimmte Mittelwert für den Energiebericht verwendet.

Außerdem wurden CO-Werte  $> 1.000$  mg/MJ separat betrachtet (es wurde ein separater Mittelwert gebildet), da davon ausgegangen wurde, dass diese Extremwerte nicht durch die angewandte Technologie oder den Brennstoff bedingt sind, sondern durch eine mangelhafte Wartung oder Einstellung. Diese wurden nicht für Berechnung des Emissionsfaktors verwendet, da diese nach Einschätzung der Autoren zu verzerrten und nicht plausiblen Emissionsfaktoren führen würden.

Auch die Verteilung der Ruß-Faktoren war rechtsschief, die Verteilung der NO<sub>x</sub>-Werte hingegen annähernd normal verteilt.

Die für Einzel-, Etagen- und Zentralheizungen getrennt ermittelten Ergebnisse für NO<sub>x</sub>, C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>, CO und Staub wurden bereits im Energiebericht 1996 dargestellt und sind nochmals in Tabelle 1 angeführt.

*Tabelle 1: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Öl-Feuerungsanlagen im Sektor Kleinverbraucher in Österreich für den Anlagenbestand 1993-1995 in Österreich nach [HÜBNER et al., 1996]*

Art der Feuerungsanlage	NO <sub>x</sub>	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> <sup>8</sup>	CO	SO <sub>2</sub>	Staub	CO <sub>2</sub>
	kg/ TJ	kg/ TJ	kg / TJ	kg / TJ	kg / TJ	kg / TJ
Einzelheizungen - HEL	19	2	150	45	<0,5	75000
Etagenheizungen - HEL	42	<1	67	45	<0,5	75000
Zentralheizungen - HEL	42	<1	67	45	<0,5	75000
Zentralheizungen - HL	115	<1	45	90	2	77000

Angaben über den Vertrauensbereich der in Tabelle 1 angegebenen Emissionsfaktoren liegen nicht vor.

<sup>8</sup> Als Methan gerechnet (gemessen wurde organischer Kohlenstoff).

### 3.2 Gas [BRÖTZENBERGER & KREFT, 1998]

In den Jahren 1990 bis 1995 wurden im Auftrag der ÖVGW von der Versuchsanstalt für Brennstoffe, Feuerungstechnik und Gastechnik an der TU-Wien an 507 Gas-Feuerstätten mit einer Leistung von weniger als 350 kW bundesweit Feldmessungen durchgeführt und die aus der Gerätebetriebspraxis sich ergebenden Emissionswerte für CO, NO<sub>x</sub> und C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>, gegliedert nach sieben untersuchten Gerätetypen und unter Verwendung von Gerätestatistiken nach Alter der Geräte, zu Emissionsfaktoren hochgerechnet. Diese Emissionsfaktoren resultierten aus der Messung stationärer Betriebszustände.

Zusätzlich zu den Messungen der stationären Betriebszustände wurden bei 60 dieser Anlagen jeweils mehrere Betriebszyklen einschließlich der instationären Zustände gemessen, um deren Emissionsverhalten orientierend studieren zu können [KARNER & ZOBEL, 1998]. Aufgrund der zu der Gesamtzahl der gemessenen Geräte vergleichsweise kleinen Anzahl und dem orientierenden Charakter dieser Messungen konnten die Resultate nicht zur Ermittlung von Gesamt-Emissionsfaktoren herangezogen werden (siehe auch Ausführungen in Kapitel 6.1).

Für die von der Untersuchung erfassten Gerätetypen wurde mit Hilfe eines dafür erstellten aufwendigen theoretischen Modells unter Einsatz sachbezogener Trendanalysen aus Veränderungen im österreichischen Gasgerätebestand und dessen Erfassung in neueren und verbesserten Gerätestatistiken die Altersstruktur dieser Typengruppen für 1996 hochgerechnet. Mit Hilfe der so errechneten Altersstruktur des Gerätezustandes konnte eine Gewichtung der spezifischen Messresultate, gegliedert nach Anlagentypen, vorgenommen werden.

Die durch die Verwendung einer solchen Näherungsmethode ermittelten Emissionsfaktoren wurden 1997 publiziert und sind in Tabelle 2 ausgewiesen.

*Tabelle 2: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Gas-Feuerungsanlagen im Sektor Kleinverbraucher für den Anlagenbestand 1996 in Österreich nach [BRÖTZENBERGER, 1998].*

Art der Feuerungsanlage	NO <sub>x</sub> kg/ TJ	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub> <sup>9</sup> kg/ TJ	CO kg / TJ	CO <sub>2</sub> kg / TJ
Einzelheizungen	51	<1	37	55 000
Etagenheizungen	43	1	44	55 000
Zentralheizungen	42	<1	37	55 000
Warmwasserversorgungen	35	1	88	55 000

Angaben über den Vertrauensbereich der in Tabelle 2 angegebenen Emissionsfaktoren liegen nicht vor. Für SO<sub>2</sub> und Staub sind für alle angeführten Arten von mit Gas befeuerten Feuerungsanlagen die Emissionsfaktoren mit 0 kg/TJ anzunehmen.

### 3.3 Instationäre Zustände bei öl- und gasbefeuerten Kleinf Feuerungsanlagen

Die OMV hat 1996 bis 1998 in Zusammenarbeit mit der TU Wien auch die Emissionen aus den instationären Betriebszuständen untersucht. Die Messungen wurden bedingt durch die aufwendige und empfindliche Messtechnik am Prüfstand durchgeführt.

<sup>9</sup> Als Methan gerechnet (gemessen wurde organischer Kohlenstoff).

Es wurden elf Gerätekombinationen der Baujahre 1994 bis 1997 für Öl [KARNER & HEGER, 1998] und 18 für Gas [KARNER & ZOBL, 1998] untersucht. Mangels einer technischen Bestandsstatistik für ölbefeuerte Heizgeräte in Österreich ist über die Repräsentativität der Auswahl dieser Gerätekombinationen eine abgesicherte Aussage nicht möglich. Es wurden folgende Luftschadstoffe gemessen: CO, C<sub>x</sub>H<sub>y</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub>.

Die Darstellung der Ergebnisse aus den Messungen von instationären Zuständen kann mit folgenden Kennzahlen erfolgen:

1. Emission der instationären Betriebszustände als Summe der Emissionen von Start- und Stop-Phase eines genormten Betriebszyklus (Emissionswert),
2. Anteil der Emission aus den instationären Zuständen an der Gesamtemission eines genormten Betriebszyklus (Prozentwert),
3. Gesamtemission aus einem genormten Betriebszyklus (Emissionswert),
4. Abhängigkeit der Gesamtemission eines genormten Betriebszyklus von der Dauer des stationären Zustandes,
5. Jahresemission (Emissionswert),
6. Gesamt-Emissionsfaktor als spezifische Gesamtemission aus stationären und instationären Zuständen als Durchschnittswert über alle Anlagen.

Die ersten fünf dieser Kennzahlen sind Informationen bezüglich der Emission einer Heizungsanlage unter Berücksichtigung der instationären Zustände, sie haben jedoch nicht die Qualität eines Gesamt-Emissionsfaktors. Hierfür fehlt vor allem das Verhältnis der Dauer der stationären Zustände zur Dauer der instationären Zustände im österreichischen Anlagen-durchschnitt. Dieses Verhältnis ist bei fluiden Brennstoffen von entscheidendem Einfluss auf den Gesamt-Emissionsfaktor und wird durch systematische und zufällige Parameter beeinflusst. Abgesicherte Daten über dieses Verhältnis lagen nicht vor. Somit konnte für fluide Brennstoffe ein abgesicherter Gesamt-Emissionsfaktor (noch) nicht abgeleitet werden.

Um dennoch Aussagen treffen zu können, mussten zur Auswertung der Ergebnisse Annahmen zu Betriebsstunden pro Jahr und der durchschnittlichen Dauer eines Brennzklus getroffen werden.

Mit den getroffenen Annahmen (1.400h pro Jahr, 8 min pro Zyklus), errechnet aus den Prüfstandmessungen bei Standardgeräteeinstellungen, wurde der Anteil und der Absolutwert der instationären Emissionen berechnet.

Erwartungsgemäß erhöht sich der Anteil der instationären Emissionen je kürzer die durchschnittlichen Betriebszeiten sind.

Die Ergebnisse sind für die verschiedenen untersuchten Gerätekombinationen teils sehr unterschiedlich, sowohl in der emittierten Gesamtmasse (bis Faktor 10 bei CO), als auch bezüglich des Anteils der stationären Emissionen: die Mehremissionen bei Berücksichtigung der instationären Anteile betragen im arithmetischen Mittel über alle gemessenen Anlagen bei CO etwa 30% (Öl) bzw. 20% bei Gas. Bei Ölgeräten liegt dieser Wert für organische Verbindungen bei etwa 20%, bei Gasgeräten wurden noch Methanemissionen betrachtet, diese Emissionen sind im Vergleich zum stationären Wert um einen Faktor 5-7 höher.

Es wurden auch NO<sub>x</sub>-Emissionen bei instationären Zuständen ausgewertet. Da die NO<sub>x</sub>-Bildung maßgeblich von der Verbrennungstemperatur abhängt, und diese aufgrund der unvollständigen Verbrennung direkt nach dem Startvorgang noch nicht das Maximum erreicht, sind die NO<sub>x</sub>-Emissionen unter Berücksichtigung der instationären Zustände eher geringer. Bei NO<sub>x</sub> kann also der stationäre Emissionsfaktor in guter Näherung als (konservativer) Gesamt-Emissionsfaktor verwendet werden.

---

In [PFEIFFER, 2001] wurden erstmals Gesamt-Emissionsfaktoren klimarelevanter Gase für Öl- und Gasfeuerungen entsprechend dem Anlagenbestand in Deutschland (getrennt nach alten und neuen Bundesländern) ermittelt, die Messungen wurden auf dem Prüfstand durchgeführt. Für die untersuchten Gerätekombinationen ergaben sich für den intermittierenden Betrieb für Ölheizungen 1,2 bis 4 mal so hohe Emissionen wie im stationären Betrieb, für Gasheizungen waren die Emissionen sogar um bis zu 51 mal höher (5 - 51 mal höher für Methan, 1-20 mal höher für NMVOC, 2-4 mal höher für CO).

---

### 3.4 Feste Brennstoffe [SPITZER et al., 1998]

Von 1996 bis 1998 wurden durch Feldmessungen an einer repräsentativen Anzahl von Anlagen (geplant und durchgeführt 180; verwertbar 173) Emissionsfaktoren für Einzelöfen Holz, Einzelöfen Kohle, Zentralheizung Holz und Zentralheizung Kohle für die Schadstoffe CO, NO<sub>x</sub>, TOC und Staub gewonnen [SPITZER et al., 1998].

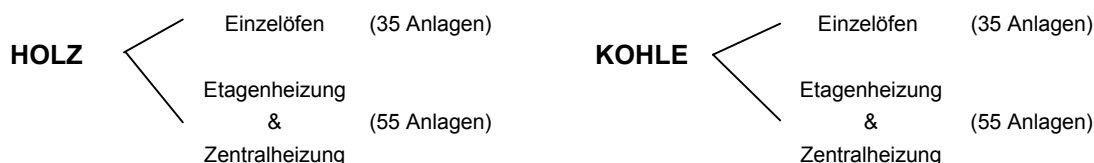


Abbildung 6: Differenzierung in Brennstoff- und Anlagentypen in der Joanneum Studie [SPITZER et al., 1998].

Diese Emissionsmessungen wurden im Auftrag von Gebietskörperschaften (BMUJF, BMWV, BMWA, BMLF, Bundesländer) durchgeführt. Die Anlagen wurden so ausgewählt, dass sie hinsichtlich Technik und Alter der Geräte den tatsächlichen Anlagenbestand in Österreich ausreichend repräsentieren. Eine nach statistischen Überlegungen ermittelte Anzahl an Stichproben gewährleistet, dass zufällige Parameter wie Brennstoffqualität, Wartungszustand und Betreiberverhalten mit den in Tabelle 3 und Tabelle 4 angegebenen Vertrauensbereichen mit berücksichtigt sind.

Bei der für feste Brennstoffe anzuwendenden Verbrennungstechnik ergibt sich ein Zündungs- und Abbrandverhalten, das sich von den fluiden Brennstoffen stark unterscheidet. Da dem Zünden der Brennstoffe zunächst eine Trocknung und anschließend eine Schwelphase mit dem Zünden der flüchtigen Schwelprodukte vorgelagert ist und erst dann ein Abbrennen des festen Brennstoffkörpers erfolgt, ist die instationäre Phase bei den festen Brennstoffen im Vergleich zu den fluiden Brennstoffen um vieles länger und geht auch langsamer und stetiger in den stationären Zustand über. Die Emissionsmessungen erfassen daher zwangsläufig den instationären und stationären Zustand. Die daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren sind somit Gesamt-Emissionsfaktoren.

In den nachstehenden Tabellen (Tabelle 3 - Einzelöfen und Tabelle 4 - Zentralheizungen) sind die aus den Feldmessungen gewonnenen gewichteten Emissionsfaktoren angegeben. Sie stellen die durchschnittliche Schadstoffemission (kg) bezogen auf die eingesetzte Brennstoffenergiemenge (TJ) im Jahresmittel dar. Hinzugefügt ist der 95%-Vertrauensbereich als jener Bereich, in dem der wahre Wert mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% liegt.

Tabelle 3: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Festbrennstoff-**Einzelöfen** im Sektor Kleinverbraucher für den Anlagenbestand 1997/98 in Österreich nach [SPITZER et al., 1998].

Brennstoff	SO <sub>2</sub> kg/ TJ	NO <sub>x</sub> kg/ TJ	TOC <sup>10</sup> kg/ TJ	CO kg / TJ	Staub kg/ TJ	CO <sub>2</sub> kg/TJ
Holz	11 <sup>11</sup>	106 ± 33%	664 ± 62%	4463 ± 35%	148 ± 46%	0 <sup>12</sup>
Kohle	340 ± 39%	132 ± 41%	341 ± 46%	3705 ± 43%	153 ± 50%	Keine Angabe <sup>13</sup>

Tabelle 4: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Festbrennstoff-**Zentralheizungen** im Sektor Kleinverbraucher für den Anlagenbestand 1997/98 in Österreich nach [SPITZER et al., 1998].

Brennstoff	SO <sub>2</sub> kg/ TJ	NO <sub>x</sub> kg/ TJ	TOC <sup>9</sup> kg/ TJ	CO kg / TJ	Staub kg/ TJ	CO <sub>2</sub> kg/TJ
Holz	11 <sup>14</sup>	107 ± 27%	448 ± 25%	4303 ± 18%	90 ± 25%	0 <sup>12</sup>
Kohle	543 ± 13%	78 ± 21%	288 ± 50%	4206 ± 21%	94 ± 55%	Keine Angabe <sup>13</sup>

### 3.4.1 Durchführung der Feldmessungen

Die 180 Feldmessungen wurden von fünf verschiedenen Messteams im Zeitraum vom 20. Juni 1997 bis 25. Juni 1998 durchgeführt. Die Dauer einer Feldmessung erstreckte sich dabei normalerweise über ein gesamte Ofenreise, d. h. vom Einheizen bis zum Erlöschen des Feuers.

Die Lage der Messstelle wurde so nahe wie möglich an der Feuerungsanlage gewählt, so weit dies aus technischen Gründen möglich war. In Abständen von sechs Sekunden wurden Sauerstoff-, Kohlendioxid-, Kohlenmonoxid-, Stickstoffdioxid und org-C-Konzentrationen im Verbrennungsgas sowie die Temperatur und die Geschwindigkeit des Verbrennungsgases an der Messstelle kontinuierlich erfasst. Lediglich die Staubmessung wurde diskontinuierlich in Halbstundenintervallen durchgeführt. Aufgrund der bekannten Querempfindlichkeiten der herkömmlichen SO<sub>2</sub>-Analysatoren war eine direkte Messung der SO<sub>2</sub>-Konzentration nicht zielführend. Die Schwefeldioxid-Emissionen wurden daher basierend auf Brennstoff-Elementaranalysen berechnet. Dabei wurde angenommen, dass der gesamte im Brennstoff vorhandene Schwefel als SO<sub>2</sub> emittiert wird.

Die während der Messung verfeuerte Brennstoffmenge wurde gewogen und es wurden Proben zur Ermittlung des Wassergehaltes nach der Trockenschrankmethode gezogen. Zusätzlich zu den Messdaten wurden vor Ort der durchschnittliche jährliche Brennstoffeinsatz, technische Daten der Feuerungsanlage (Leistung, Baujahr,...) des Kamins und des Gebäudes erhoben und in einem Erhebungsblatt dokumentiert.

<sup>10</sup> In den Feldmessungen wurde die TOC-Emission bestimmt. Der Emissionsfaktor für TOC beinhaltet im Gegensatz zu Emissionsfaktoren für NMVOC auch die Emissionen an Methan.

<sup>11</sup> Einheitlicher Schwefelgehalt für Holz aus Literatur - daher keine Angabe eines Vertrauensbereiches.

<sup>12</sup> Der CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor für holzähnliche biogene Brennstoffe beträgt 102.000 kg/TJ. Allerdings sind die CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren für biogene Brennstoffe unter bestimmten Voraussetzungen Null.

<sup>13</sup> Es wird kein CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor für den Brennstoff Kohle angegeben, sondern es sind die Emissionsfaktoren für die einzelnen Kohlesorten gemäß der Tabelle für Heizwerke heranzuziehen (siehe Tabelle 14 und Tabelle 15).

<sup>14</sup> Einheitlicher Schwefelgehalt für Holz aus Literatur - daher keine Angabe eines Vertrauensbereiches.

### 3.4.2 Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes

Da es zur Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes bei im praktischen Betrieb befindlichen Kleinf Feuerungsanlagen keine Standardverfahren gibt, wurde in der ersten Phase des Projektes ein Verfahren zur Bestimmung des Verbrennungsgas-Volumenstromes entwickelt. Es handelte sich dabei um ein CO<sub>2</sub>-Tracergasverfahren. Da es sich bei dieser Methode um ein diskontinuierliches Verfahren handelt, wurde zusätzlich eine Geschwindigkeitsmessung mittels Flügelrad durchgeführt, welches sich allerdings bei niedrigen Geschwindigkeiten als äußerst unzuverlässig herausstellte. Die Messung mittels Flügelrad wurde jedoch für weitere Berechnungen herangezogen, wenn die Tracergasmethode nicht auswertbar war.

### 3.4.3 Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren

Die spezifischen Emissionsfaktoren einer Feldmessung wurden nach folgender Formel berechnet:

$$SE^k = \frac{\sum_{l=1}^L c_l^k \cdot V_l^{VG} \cdot \Delta t_l}{m_{Br} \cdot Hu}$$

Abkürzungen:

SE... spezifische Emissionswerte [mg/MJ]  
 c..... Konzentration [mg/m<sup>3</sup>]  
 V..... Volumenstrom [m<sup>3</sup>/s]  
 m..... Masse [kg]  
 Hu... Heizwert [MJ/kg]  
 Δt..... Zeitintervall [6 Sekunden]

Indizes:

k..... Schadstoffkomponente  
 1 bis 4 (CO, NO<sub>x</sub>, org-C, Staub)  
 l..... Summenindex 1 bis L  
 L..... Anzahl der Meßwerte  
 Br.... Brennstoff  
 VG... Verbrennungsgas

Abbildung 7: Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren (in [SPITZER et al., 1998]) für feste Brennstoffe

Das Produkt aus der kontinuierlich gemessenen Schadstoffkonzentration (mg/m<sup>3</sup>) und des diskontinuierlichen Abgasvolumenstroms (m<sup>3</sup>/s) ergibt die emittierte Schadstoffmenge (mg/s). Die Schadstoffmengen wurden über die Dauer einer Ofenreise aufsummiert und anschließend auf die während der gesamten Ofenreise eingesetzten Brennstoffenergie bezogen.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren für die in Abbildung 6 dargestellten Gruppen erfolgte über die Gewichtung der spez. Emissionsfaktoren mit dem durchschnittlichen, jährlichen Endenergieeinsatz (MJ/a) der jeweiligen Feuerungsanlagen. Der Endenergieeinsatz wird aus der durchschnittlich jährlich verfeuerten Brennstoffmenge (kg/a), der im Rahmen der Feldmessung erhoben wurde, und über den Heizwert (MJ/kg) errechnet. Der Heizwert wurde unter Berücksichtigung des ermittelten Wassergehaltes des Brennstoffes berechnet. Das bedeutet, dass ein durchschnittlicher Emissionsfaktor gebildet wurde, der sich auf den Gesamtjahresdurchschnitt für Österreich bezieht.



$$EF_j^k = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} SE_{j,i}^k \cdot EE_{j,i}}{\sum_{i=1}^{n_j} EE_{j,i}}$$

Abkürzungen:

EF... Emissionsfaktor [mg/MJ]  
 SE... spezifische Emissionswerte [mg/MJ]  
 EE... Endenergieeinsatz  
 pro Jahr [MJ/a]

Indizes:

k..... Schadstoffkomponente  
 1 bis 4 (CO, NO<sub>x</sub>, org-C, Staub)  
 j..... Gruppe von Feuerungsanlagen  
 1 bis 4 (EO-H, EO-K, ZH-H, ZH-K)  
 i..... Einzelmessungen an Feuerungen  
 1 bis n<sub>j</sub>  
 n<sub>j</sub>..... Anzahl der Messungen pro Gruppe

Abbildung 8: Berechnung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren (in [SPITZER et al., 1998]) für feste Brennstoffe.

Da es sich bei dieser Studie um eine Stichprobenanalyse handelte, wurde korrekterweise zum durchschnittlichen Emissionsfaktor auch der Vertrauensbereich angegeben.

#### 3.4.4 Weitere Analyse der Daten

Im Folgenden werden die Daten der Joanneum Studie [SPITZER et al., 1998] analysiert, wobei ein wichtiger Teil der Datenanalyse die Betrachtung der Verteilung der einzelnen untersuchten Emissionsparameter darstellt.

Bei der Auswertung der Emissionsfaktoren für Heizöl (siehe Kapitel 3.1) wurde bei CO der Mittelwert einseitig getrimmt, was das Endergebnis entscheidend beeinflusste. Um zu zeigen, welchen Effekt die Methodik der Auswertung der Messdaten auf den letztendlich ermittelten Emissionsfaktor hat, werden auch die Daten die für die Erstellung von Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe herangezogen wurden, in diese Richtung analysiert.

Die Analyse konzentrierte sich auf Zentralheizungen, da Einzelöfen immer weniger bzw. wenn dann nur als Zusatzheizung zum Einsatz kommen. Der Vollständigkeit halber werden aber auch die Messdaten für Einzelöfen, jedoch ohne weitere Analyse, dargestellt.

In den folgenden Abbildungen sind die Verteilungen für Staub, NO<sub>x</sub> und CO dargestellt. Dabei ist sehr deutlich ersichtlich, dass vor allem die Verteilung der spezifischen Emissionsfaktoren für Staub und organisch gebundenen Kohlenstoff nicht symmetrisch verteilt sind; es liegt sehr deutlich eine rechtsschiefe Normalverteilung vor. Gründe dafür könnten einerseits ein zu kleiner Stichprobenumfang oder andererseits nicht plausible Extremwerte sein, die das Ergebnis verzerren. Zur Illustration der Veränderung des Mittelwertes wurden derartige Ausreißer durch Anwendung des Ausreißer-Kriteriums für die Gauß'sche Normalverteilung angewendet: Der ursprüngliche mittlere spez. Emissionsfaktor von 103 mg/MJ verringert sich dadurch auf nur mehr 83 mg/MJ und der Emissionsfaktor von 90 mg/MJ auf 71 mg/MJ; das bedeutet eine Reduktion um 21%.

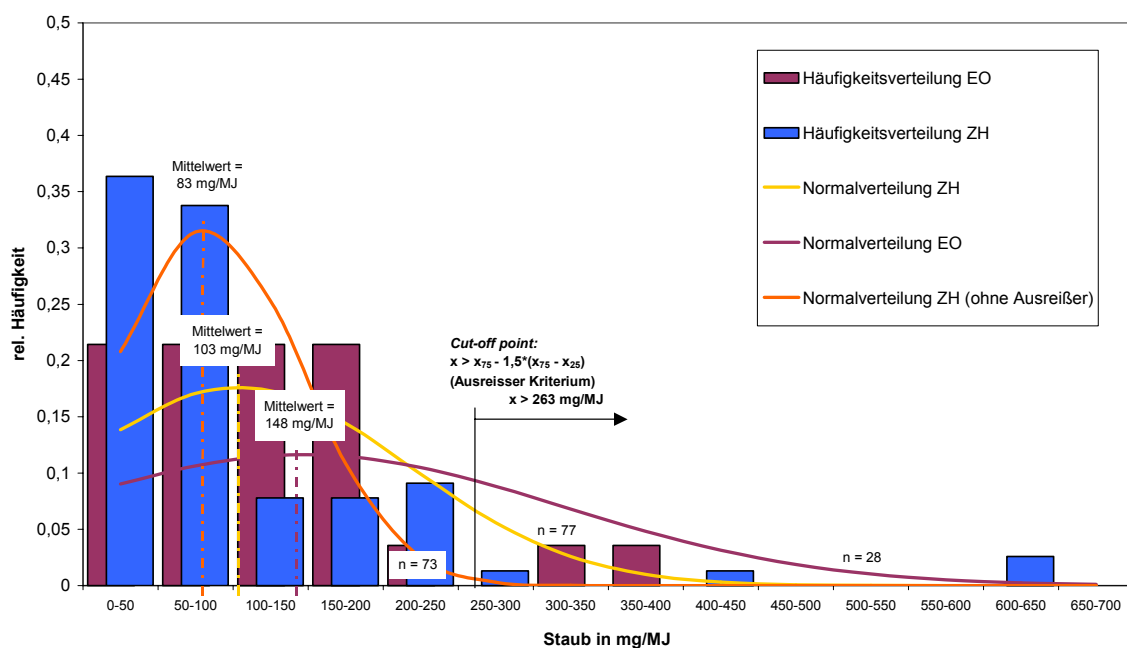


Abbildung 9: Häufigkeitsverteilung und Normalverteilung der spezifischen Staub-Emissionsfaktoren von holzbefeuerten Einzelöfen und Zentralheizungen sowie der resultierenden Normalverteilung ohne Berücksichtigung der statistischen Ausreißer (Auswertung von Daten nach [SPITZER et al., 1998]).

Bei Anwendung des Ausreißer-Kriteriums auf die Verteilung der spezifischen NO<sub>x</sub>-Emissionen verringert sich der Mittelwert von ursprünglichen 96 mg/MJ auf 83 mg/MJ und der nach der in Abbildung 8 dargestellten Formel gewichtete Emissionsfaktor von 107 mg/MJ auf 80 mg/MJ; das bedeutet eine Reduktion um 25%. Wie aus Abbildung 10 ersichtlich ist, ist die Verteilung der spez. Emissionsfaktoren ohne Ausreißer annähernd normal verteilt, und der Mittelwert ist im Unterschied zur ursprünglichen Verteilung ein aussagekräftiges Maß.

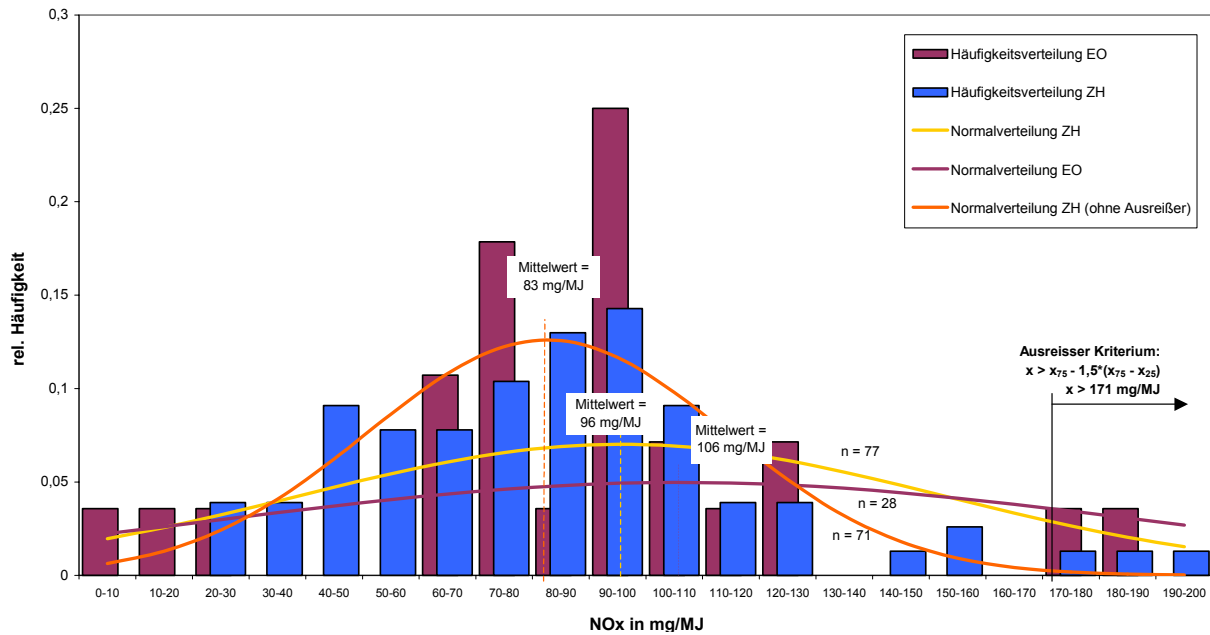


Abbildung 10: Häufigkeitsverteilung und Normalverteilung der spezifischen NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren von holzbefeuerten Einzelöfen und Zentralheizungen sowie der resultierenden Normalverteilung ohne Berücksichtigung der statistischen Ausreißer (Auswertung von Daten nach [SPITZER et al., 1998]).

Bei Betrachtung der Verteilung der spezifischen Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid fällt als erstes der große Streubereich auf; die Messwerte reichen von 163 mg/MJ bis 13.368 mg/MJ, wobei der kleinste Messwert von der einzigen gemessenen automatischen Pelletsheizung herrührt. Wie außerdem ersichtlich ist, stellt der Mittelwert aufgrund der schiefen Verteilung auch in diesem Fall kein geeignetes Maß dar. Bei Anwendung des Ausreißer-Kriteriums fallen zwei Extremwerte weg, und die aus den übrigen Messwerten resultierende Verteilung ist annähernd normal verteilt. Der spez. Emissionsfaktor verschiebt sich dabei von 4.641 mg/MJ auf 4.437 mg/MJ, und der korrespondierende, gewichtete Emissionsfaktor für Holz- Zentralheizungen von 4.303 mg/MJ auf 3.917 mg/MJ; das bedeutet in diesem Fall nur eine Reduktion um 9%.

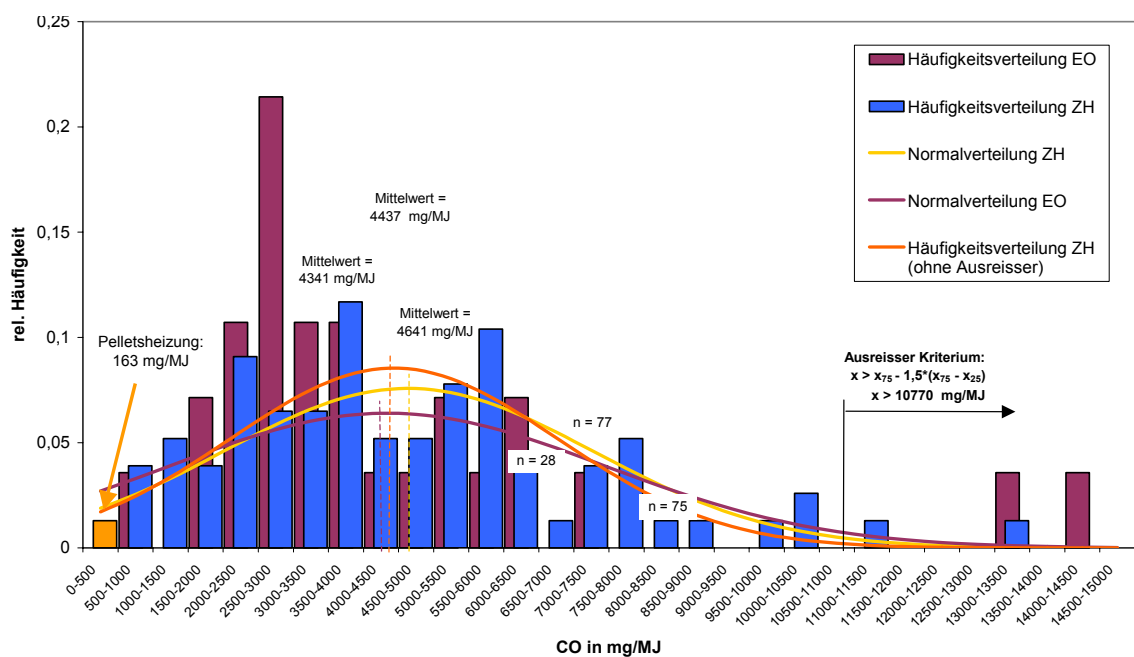


Abbildung 11: Häufigkeitsverteilung und Normalverteilung der spezifischen CO-Emissionsfaktoren von holzbeheizten Einzelöfen und Zentralheizungen sowie der resultierenden Normalverteilung ohne Berücksichtigung der statistischen Ausreißer (Auswertung von Daten nach [SPITZER et al., 1998]).

Die Verteilung der spez. Emissionsfaktoren für organisch gebundenen Kohlenstoff (OGC) ist in Abbildung 12 dargestellt. Sowohl bei der Verteilung der spez. Emissionsfaktoren für Einzelöfen als auch für die Zentralheizungsanlagen ist eine deutliche rechtsschiefe Verteilung erkennbar. Auch in diesem Fall erreicht man durch Anwendung des Ausreißer-Kriteriums eine wesentlich bessere Normalverteilung. Bei Streichung der so ermittelten Ausreißer reduziert sich der spez. Emissionsfaktor von 636 mg/MJ auf 458 mg/MJ und der gewichtete Emissionsfaktor von ursprünglich 448 mg/MJ auf 383 mg/MJ.

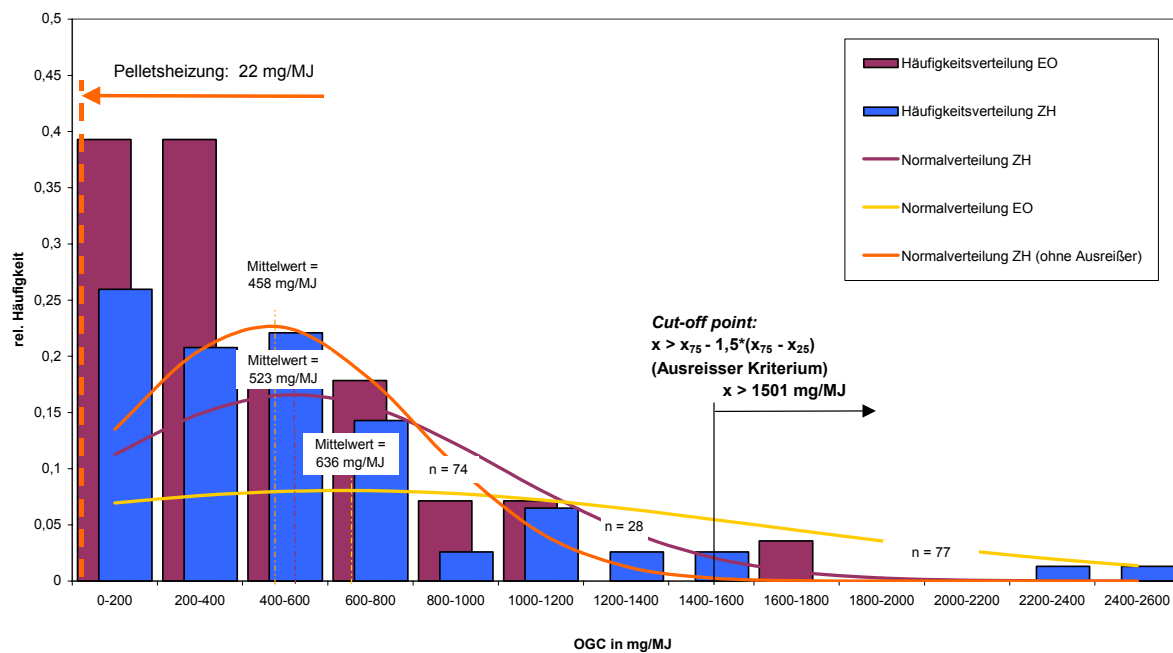


Abbildung 12: Häufigkeitsverteilung und Normalverteilung der spezifischen OGC- Emissionsfaktoren von holzbefeuerten Einzelöfen und Zentralheizungen sowie der resultierenden Normalverteilung ohne Berücksichtigung der statistischen Ausreißer (Auswertung von Daten nach [SPITZER et al., 1998]).

Erwähnenswert ist, dass wie auch bei den spez. Emissionswerten für CO, der absolut niedrigste OGC-Wert von 22 mg/MJ an der einzigen im Messprogramm inkludierten Pelletsfeuerung gemessen wurde.



## 4 NEUE TECHNOLOGIEN KLEINFEUERUNGSANLAGEN

### 4.1 Vollautomatische Biomasseheizungen

#### 4.1.1 Marktanteile

Seit der Markteinführung Mitte der 90er Jahre stiegen die jährlichen Zuwachsraten von Pelletsheizungen kleiner 100 kW kontinuierlich auf nahezu 5.000 Stück pro Jahr. Erst im letzten Jahr gingen die Verkaufszahlen erstmals wieder zurück. Dies geht jedoch einher mit den ebenfalls niedrigeren Verkaufszahlen von Öl- und Gasheizungen im Jahr 2002, dass daher als ein „Abwartejahr“ angesehen werden kann. Insgesamt sind in Österreich damit bereits 16.766 Pelletszentralheizungen (exklusive Einzelöfen) installiert und liegen innerhalb der Kleinanlagen < 50 kW bereits deutlich vor den Hackgutheizungen. Im Vergleich dazu sind ca. 26.000 Hackschnitzelanlagen kleiner 100 kW installiert.

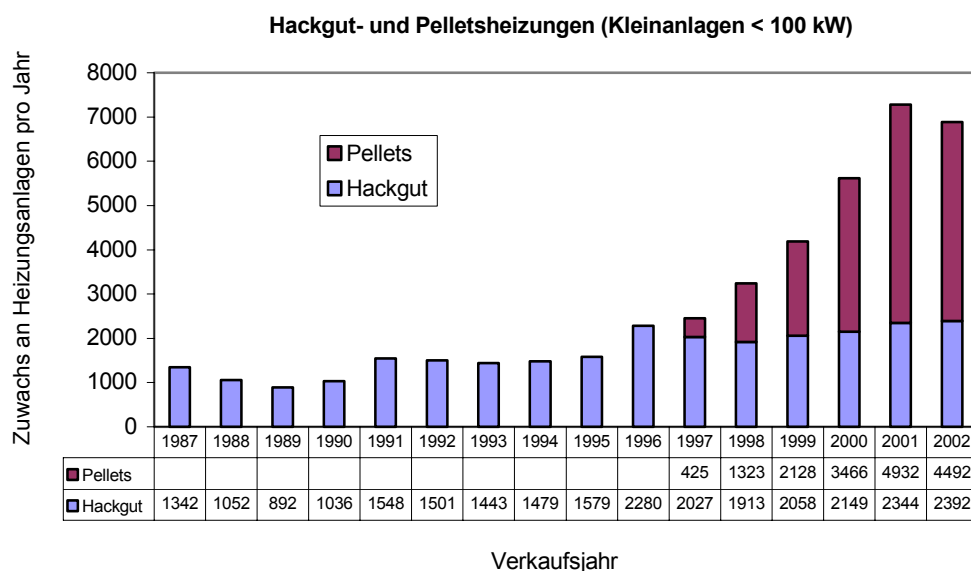


Abbildung 13: Jährliche Zuwachsraten an Hackschnitzel- und Pelletszentralheizungen < 100 kW, Einzelöfen sind nicht enthalten [JONAS, 2003].

#### 4.1.2 Holzpelletsproduktion

In Österreich fallen jährlich 1,2 Mio. t Säge- und Hobelspäne an, welche für eine direkte energetische Verwertung in Feuerungen schlecht geeignet sind oder am Ort des Anfalls nicht genutzt werden können. Im Jahr 2000 wurden jedoch lediglich etwa 40.000 t Säge- und Hobelspäne zu Pellets verarbeitet. Somit steht derzeit ein Vielfaches an Produktionskapazität im Vergleich zum Verbrauch in Österreich zur Verfügung. Nach Prognosen des Pelletsverbandes soll sich die Produktion von Pellets bis zum Jahr 2010 verfünffachen (siehe Abbildung 14).

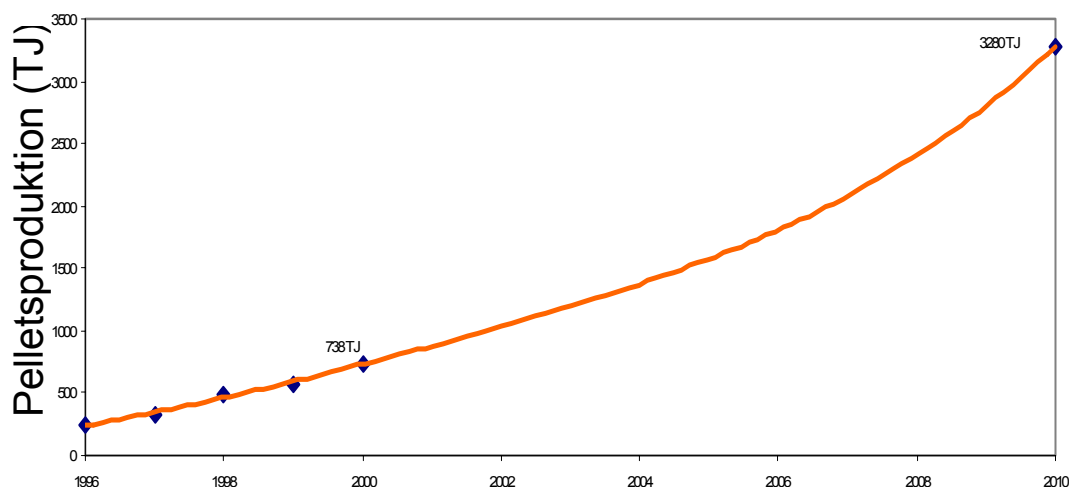


Abbildung 14: Prognose der Pelletsproduktion in Österreich.

Die Herstellung von Holzpellets erfolgt aus gemahlene und getrocknete Sägespäne in Ring- oder Flachmatrizenpressen unter hohem Druck und leicht erhöhter Temperatur. Eine wichtige physikalische Größe ist dabei die mechanische Festigkeit und insbesondere ein möglichst geringer Abrieb. Pellets mit ungenügender Festigkeit neigen zum Zerfallen unter Bildung von Sägemehlstaub, welche Staubemissionen beim Handling verursacht und den Feuerungsbetrieb stören kann. Neben der Festigkeit ist bei der Pelletsproduktion darauf zu achten, dass der Fremdenergieverbrauch, die Betriebskosten und die Emissionen möglichst niedrig sind.

#### 4.1.3 Chemische und physikalische Eigenschaften

Unter den qualitätsbestimmenden Eigenschaften von Festbrennstoffen lässt sich eine Vielzahl von Merkmalen auflisten, denen in der Praxis eine unterschiedlich große Bedeutung zukommt. Im Wesentlichen sind zwei Gruppen von Merkmalen zu unterscheiden:

- Chemisch-stoffliche Zusammensetzung (primäre Brennstoffmerkmale)
- Physikalische Eigenschaften (sekundäre Brennstoffmerkmale)

Zu den chemisch-stofflichen Merkmalen zählen der Elementgehalt (vor allem von Cl, N, S, K und Schwermetalle) sowie der Heizwert, Wassergehalt und der Gehalt der Asche. Physikalische Eigenschaften kennzeichnen dagegen die äußerlichen sichtbaren Merkmale bzw. die Aufbereitungsform. Sie lassen sich durch Parameter wie Abmessungen, Schüttdichte, Teilchen- oder Presslingdichte, Feinanteil, Größenverteilung und Abriebfestigkeit beschreiben. Im Unterschied zu den chemisch-stofflichen Merkmalen stehen die physikalischen Eigenschaften in hohem Maße in Wechselwirkung zueinander. Eine Zusammenstellung der wichtigsten Wirkungen gibt Tabelle 5.

Sowohl primäre als auch sekundäre Brennstoffmerkmale können sich auf die Verbrennungsqualität auswirken, die primären Brennstoffeigenschaften direkt und die sekundären indirekt auf die Verbrennungsqualität. Der Spielraum für Maßnahmen zur Qualitätsverbesserung oder zur Einhaltung bestimmter Zielvorgaben ist bei solchen physikalischen Eigenschaften



allerdings viel größer, als bei den meisten chemisch-stofflichen Merkmalen, da sich hierbei technologische Verfahren anwenden lassen.

Tabelle 5: Qualitätsmerkmale biogener Festbrennstoffe und ihre wichtigsten Auswirkungen.

Qualitätsmerkmal	Wirkung
<b>Chemisch-stoffliche Merkmale:</b>	
Wassergehalt	Heizwert, Lagerfähigkeit, Verluste, Selbstentzündung
Heizwert	Brennstoffausnutzung, Anlagenauslegung
Elementgehalte:	
Chlor (Cl)	HCl-, PCDD/F-Bildung, Hochtemperaturkorrosion
Stickstoff (N)	NO <sub>x</sub> -, HCN- und N <sub>2</sub> O- Emissionen
Schwefel (S)	SO <sub>x</sub> -Emissionen, Hochtemperaturkorrosion
Kalium (K)	Partikelemission, Hochtemperaturkorrosion, Ascheerweichungsverhalten
Magnesium (Mg), Calcium (Ca), Phosphor (P)	Partikelemission, Ascheinbindung von Schadstoffen, Ascheerweichungsverhalten
Schwermetalle	Schwermetallemissionen, Ascheverwertung, zum Teil katalytische Wirkung bei PCDD/F-Bildung
Aschegehalt	Partikelemission
<b>Physikalische Merkmale:</b>	
Lagerungsdichte	Transport- und Lageraufwendungen
Teilchendichte	Feuerungseigenschaften (spez. Wärmeleitfähigkeit, Entgasungsrate)
Größenverteilung	Rieselfähigkeit, Brückenbildungsneigung, Trocknungseigenschaften
Feinanteil	Lagerdichte, Lagerfähigkeit, Staubildung
Abriebfestigkeit	Entmischung, Verluste

Zur Festlegung von Qualitätsstandards für Holzpellets existieren verschiedene Normen, darunter in Österreich die ÖNORM M7135, in Deutschland die DIN 51731. Daneben hat der Pelletverband Austria (PVA) Produktionskriterien für Pellets erstellt, die auf die Kundenbedürfnisse ausgerichtet sind und sowohl den Anforderungen der DIN als auch der ÖNORM genügen.

#### 4.1.4 Brenntechnische Merkmale

Die brenntechnischen Merkmale charakterisieren Brennstoffeigenschaften, die speziell für den Verbrennungsvorgang relevant sind, oder - wie der Wassergehalt- dabei eine entscheidende Rolle spielen. Neben dem Wassergehalt gehören zu dieser Merkmalgruppe der Heizwert, die Verbrennungstemperatur und die Luftüberschusszahl  $\lambda$ .

**Wassergehalt:** Der Wassergehalt ist vor allem hinsichtlich des Verbrennungsvorganges relevant, da er die wesentliche Einflussgröße für den Energieinhalt bzw. Heizwert des Brennstoffes darstellt. Die Bandbreite des Wassergehaltes liegt im Allgemeinen zwischen ca. 10% und 65%. Die nach ÖNORM genormten Pellets müssen einen Wassergehalt < 10% aufweisen, der Mittelwert der analysierten Proben ist nur 7,7%.

Da wasserfreie Biomasse in der Natur praktisch nicht vorkommt, müssen stets mehr oder weniger große Mengen an Feuchtigkeit während der Verbrennung verdampfen. Die hierfür erforderliche Energie wird dem energetischen Prozess entnommen und mindert so die Nettoenergieausbeute, da die Kondensationswärme des im Abgas enthaltenen Wasserdampfes in der Regel bei Biomassefeuerungen nicht nutzbar gemacht wird. Bedingt durch diesen „Energieentzugseffekt“ stellt der Wassergehalt im Brennstoff auch eine wesentliche Einflussgröße auf die unter adiabaten Bedingungen erreichbare Verbrennungstemperatur dar.

**Verbrennungstemperatur:** Die Verbrennungstemperatur ist eine zentrale Bestimmungsgröße für die Oxidationsmechanismen und damit für die Schadstoffbildung, aber auch die Materialbeanspruchung und der Wirkungsgrad des Verbrennungsprozesses. Die Verbrennungstemperatur wird maßgeblich durch den Prozess herrschenden Luftüberschuss  $\lambda$  sowie durch den Heizwert bzw. den Wassergehalt beeinflusst. Abbildung 15 zeigt die berechneten Temperaturen in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl und der Brennstofffeuchte.

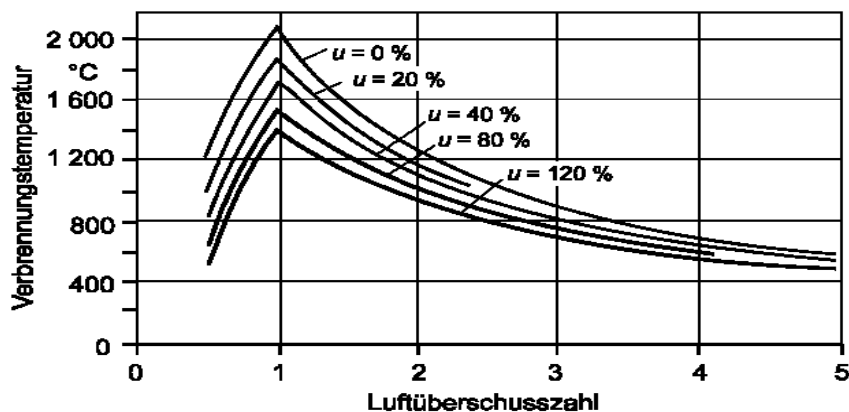


Abbildung 15: Adiabate Verbrennungstemperatur von Holz als Funktion der Luftüberschusszahl für verschiedene Holzfeuchten (nach [LAUNHARDT, 2002]).

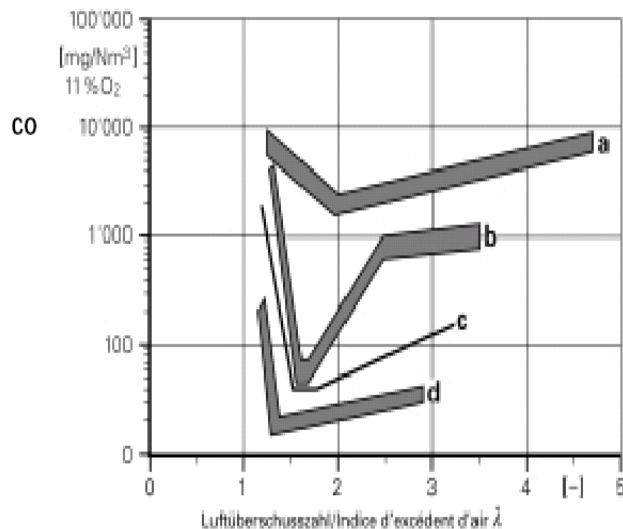
Die höchste Verbrennungstemperatur wird demnach bei einer knapp unterstöchiometrischen Verbrennung ( $\lambda = 0,95$ ) erzielt. Für trockenes Holz ( $u = 0\%$ ) beträgt sie etwas über  $2.000^\circ\text{C}$ . Bei Luftüberschusszahlen unter eins (Bereich der Vergasung) sinkt die Temperatur aufgrund der im Verbrennungsgas vorhandenen oxidierbaren Bestandteile ab. Bei Luftüberschusszahlen über eins (Bereich der Verbrennung) sinkt die Temperatur ebenfalls mit zunehmendem Luftüberschuss ab. Dieses Absinken ist darauf zurückzuführen, dass infolge der Verdünnung der Verbrennungsgasmenge mit nicht verbrauchter Verbrennungsluft der im Prozess freiwerdenden chemischen Bindungsenergie zur Erwärmung eine größere Gasmenge gegenüber steht.

Die Gefahr eines für die Feuerungsanlage zu hohen Brennstoff-Wassergehaltes ist daher gerade bei nicht genormten Holzbrennstoffen wie Stückholz und Hackgut gegeben, insbesondere wenn die Nutzung im häuslichen Bereich (in Kleinanlagen) erfolgt, da hier die Brennstoffe vor der Nutzung häufig nicht ausreichend getrocknet werden.

**Luftüberschusszahl  $\lambda$ :** Das Verhältnis zwischen zugeführter Luft- und Brennstoffmenge, angegeben mit dem Luftüberschuss, ist eine wichtige Betriebsgröße. Für eine vollständige Verbrennung muss der Luftüberschuss größer als eins sein, da sonst örtlich nicht genügend Sauerstoff für den Ausbrand zur Verfügung steht. Ist dieser Luftüberschuss sehr hoch (2-3),

so kann die Flamme durch die unnötig zugeführte Luft gekühlt werden und die Verbrennung infolge zu tiefer Temperatur unvollständig sein.

Da die Vermischung zwischen Brenngasen und Luft bei festen Brennstoffen schwieriger zu regeln ist als bei flüssigen und gasförmigen Brennstoffen, werden Biomassefeuerungen bei höheren Luftüberschusszahlen betrieben als Öl- und Gasheizungen. Der Luftüberschuss beträgt typischerweise zwischen 1,5 und 2. Aus Abbildung 16 ist sehr gut ersichtlich, dass einerseits der Luftüberschuss  $\lambda$ , aber vor allem der CO-Gehalt im Abgas von automatischen Feuerungen sehr deutlich verringert werden konnte.



- a) einfache handbeschildete Holzfeuerung
- b) Stückholzkessel mit unterem Abbrand
- c) automatische Holzfeuerung mit Verbrennungstechnik Stand 1990
- d) automatische Holzfeuerung mit optimierter Verbrennungstechnik (ab 1995)

Abbildung 16: Kohlenmonoxid-Emissionen in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl für verschiedene Technologien (nach [NUSSBAUMER, 2000]).

#### 4.1.5 Verbrennung

Der Verbrennungsvorgang von Holz ist ein komplexer Vorgang, der in mehreren Stufen abläuft, dabei wird das hauptsächlich aus CHO-Verbindungen bestehende, nasse Holz in die Verbrennungsprodukte  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  übergeführt (vollständige Verbrennung). Daneben entstehen die unerwünschten Produkte  $\text{NO}_x$  und Staub sowie bei unvollständiger Verbrennung CO und Kohlenwasserstoffe.

Die Verbrennung von Biomasse umfasst eine Reihe verschiedener physikalischer und chemischer Prozesse, von der Trocknung, über die Vergasung durch partielle Luftzufuhr, bis hin zur anschließenden Oxidation von brennbaren Gasen und festem Kohlenstoff. In Bereichen des Feuerraums ohne Luftzufuhr können lokal auch Prozesse der Pyrolyse anstelle der Vergasungsprozesse auftreten.

Im Vergleich zu den Anlagen mit automatischer Beschickung weisen diskontinuierliche (von Hand) beschickte Feuerungsanlagen einen ausgeprägten zeitlichen Verlauf der Verbrennung auf. Dies gilt im Besonderen für Anlagen ohne Gebläse („Naturzuganlagen“), zu denen die meisten Einzelfeuerstätten zählen.

Die sich ständig ändernden Verbrennungsbedingungen lassen sich an der Konzentration des gebildeten Kohlenstoffdioxids und des Kohlenstoffmonoxids im Abgas ablesen (siehe Abbildung 17).

In automatisch beschickten Anlagen wird ein durch Zerkleinerung oder Pelletierung hergestellter Brennstoff eingesetzt. Er wird kontinuierlich in den Feuerraum eingebracht, so dass sich ein gleich bleibender Feuerungsbetrieb mit konstanter Wärmeleistung einstellen lässt. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass durch die kontinuierliche Brennstoffzuführung und einer an die Brennstoffmenge entsprechend angepasste Verbrennungsluftzufuhr die Temperaturen im Feuerraum weitgehend konstant gehalten werden. Derartige Maßnahmen führen letztlich zu entsprechend gleich bleibenden und relativ geringen Schadstofffreisetzungen aus einer vollständigen Verbrennung.

Die automatische Zuführung der Pellets oder des Hackgutes erlaubt außerdem eine automatische Anpassung der Brennstoffmenge an den wechselnden Wärmebedarf. Automatisch beschickte Anlagen sind daher meist über einen relativ weiten Bereich teillastfähig (ca. 30% bis 100% der Nennwärmeleistung).

In der Praxis hat sich es bewährt, die Kohlenmonoxid-Konzentration im Abgas als Indikator für die Vollständigkeit der Verbrennung heranzuziehen. Dies ist daher möglich, da sowohl die CO<sub>2</sub>-Emissionen als auch unverbrannte Kohlenwasserstoffe sich erfahrungsgemäß „ähnlich“ verhalten. Das heißt, wenn die CO<sub>2</sub>-Emissionen relativ niedriger sind, sind auch die Kohlenwasserstoff-Emissionen meist relativ niedrig. Aus diesem Grund ist es möglich die Kohlenmonoxid-Emissionen als Leitsubstanz für das Maß der Vollständigkeit der Verbrennung zu berücksichtigen.

---

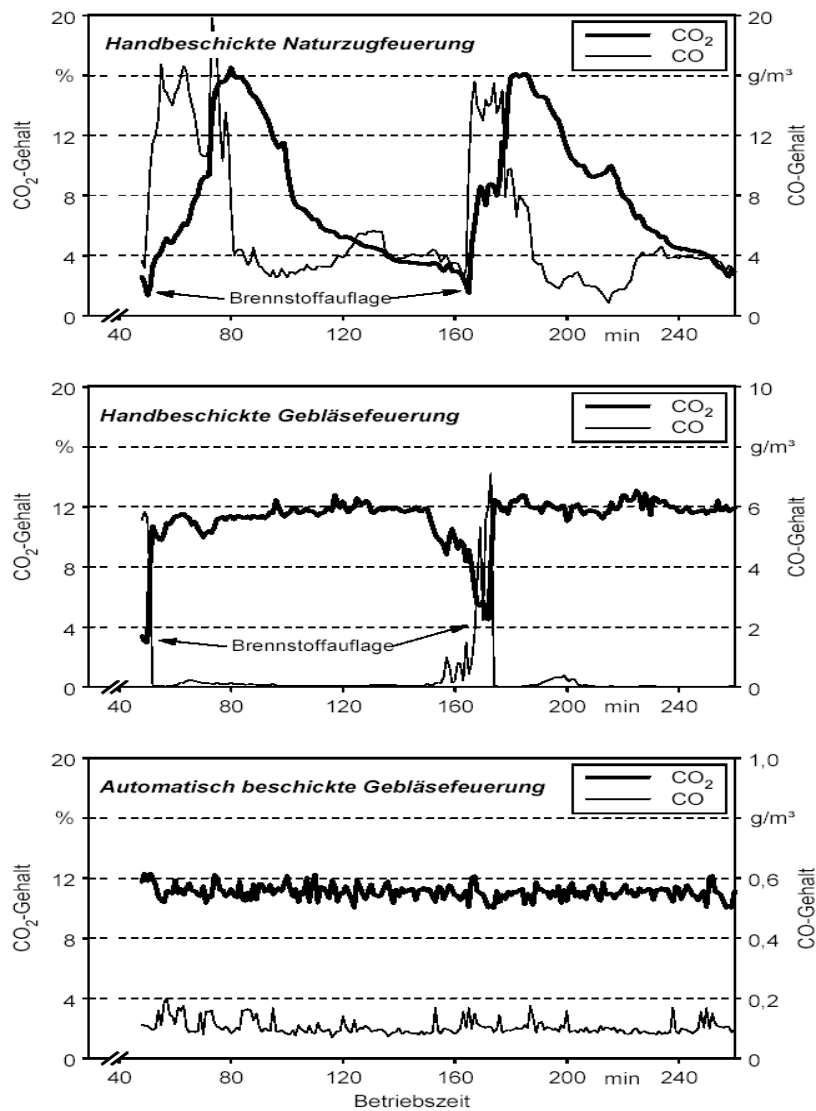


Abbildung 17: Typischer Verlauf der Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>)- und Kohlenstoffmonoxid (CO)- Konzentrationen im Abgas einer Naturzugfeuerung (Kachelofen), einer handbeschickten Gebläsefeuerung (Stückholzkessel, unterer Abbrand) und einer automatisch beschickten Feuerung (Hackgutkessel) jeweils in betriebswarmem Zustand bei Nennwärmeleistung (Anheizphase nicht dargestellt) aus [LAUNHARDT, 2002].

## 4.1.6 Emissionen bei der Biomasseverbrennung

### 4.1.6.1 Stickoxid-Emissionen (Theorie)

Die Bildung der Stickoxide erfolgt bei der Verbrennung grundsätzlich auf drei verschiedenen Reaktionswegen:

- **Bildung aus Brennstoffstickstoff**
- **Thermische Bildung** aus Luftstickstoff und Sauerstoff bei hoher Temperatur
- **Prompte Bildung** bei Brennstoffüberschuss (wird über Kohlenwasserstoffe katalysiert)

Bei den technisch üblichen Verbrennungstemperaturen von Biomasseheizungen von 900 bis 1.300 °C werden Stickoxide fast ausschließlich über den Weg der Brennstoff-NO<sub>x</sub>-Bildung entstehen. Das thermische NO<sub>x</sub> gewinnt erst bei höheren Verbrennungstemperaturen an Bedeutung. Das prompte NO<sub>x</sub> spielt eine untergeordnete Rolle.

Die aus Biomassefeuerungen freigesetzten Stickoxide stammen hauptsächlich aus dem Brennstoffstickstoff, der in biogenen Festbrennstoffen in Form von Aminen und Proteinen enthalten ist, wobei die aminischen Verbindungen überwiegen. Dabei vergast der Brennstoffstickstoff zum Großteil mit den flüchtigen Bestandteilen und unterliegt einer homogenen Verbrennung in der Gasphase. Zum Teil verbleibt der Brennstoffstickstoff jedoch auch im Restkoks und reagiert dort unter heterogenen Bedingungen.

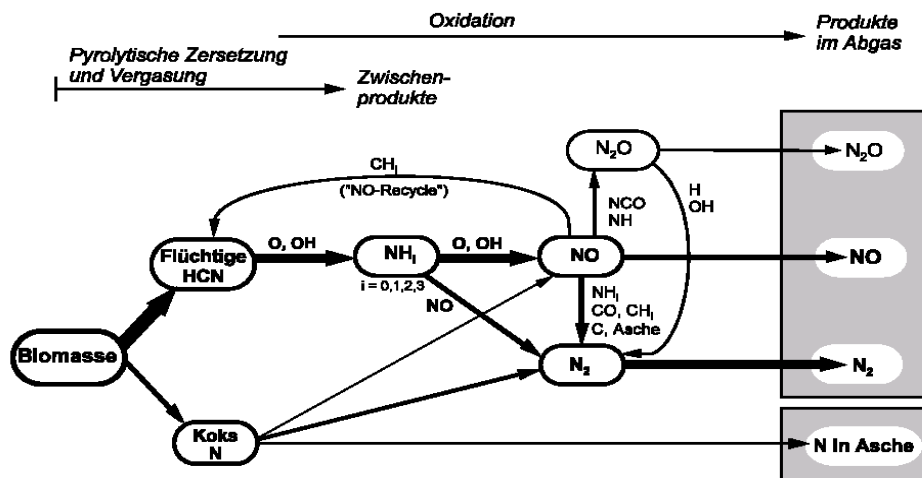


Abbildung 18: Umwandlung des Brennstoffstickstoffs bei der Holzverbrennung (nach [LAUNHARDT, 2002]).

Abbildung 18 zeigt die wichtigsten Reaktionswege des Brennstoffstickstoffs bei der Biomasseverbrennung. Demnach wird nicht sämtlicher Brennstoffstickstoff zu NO<sub>x</sub>, sondern der Großteil in molekularen Stickstoff (N<sub>2</sub>) umgewandelt. Ein sehr geringer Teil des Stickstoffs kann zudem in die Asche eingebunden werden. In oxidierender Atmosphäre (d.h. unter Luftüberschuss) wird der Brennstoffstickstoff verstärkt zu NO<sub>x</sub> umgesetzt. Die NO<sub>x</sub> Bildung kann zusätzlich verstärkt werden durch die Anwesenheit von Wasser, welches als Quelle von OH-Radikalen die Stickstoffoxidation unterstützt.

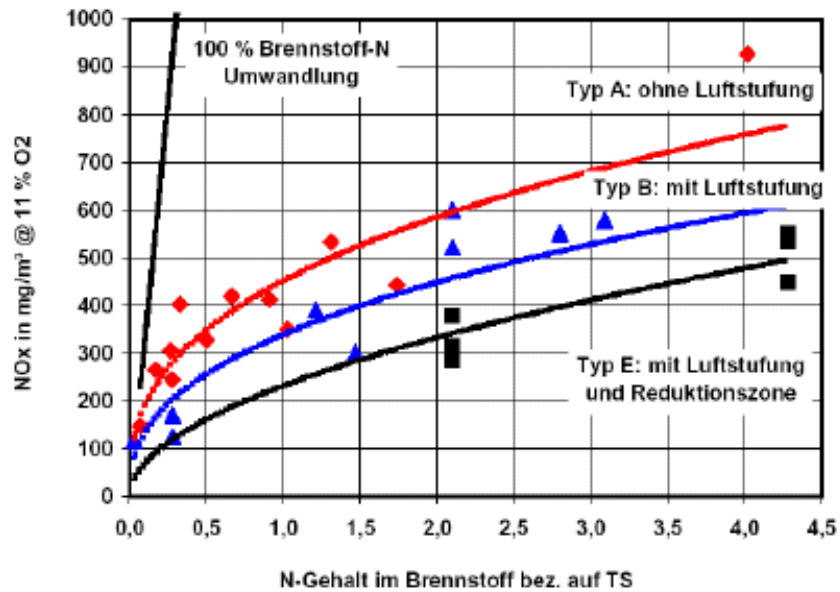


Abbildung 19: NOx-Minderung bei der Holzverbrennung (nach [ZUBERBÜHLER, 2002]).

Aus Abbildung 19 ist ersichtlich, dass durch geeignete technologische Maßnahmen wie Gestaltung des Feuerraums und der Luftführung die NOx-Emissionen entscheidend verringert werden können.

#### 4.1.6.2 Stickoxid-Messdaten

Im Folgenden werden Messdaten automatischer Holzfeuerungen aus Abnahme- und Kontrollmessungen in Vorarlberg [MATT, 2003] und in der Schweiz [HASLER et. al, 2000] präsentiert.

##### Schweizer Daten

Die Daten der Schweizer Studie kamen durch eine Datenerhebung bei Umweltämtern und Feuerungsherstellern in der Schweiz zustande [HASLER et al., 2000]. Die Datenbank umfasst über 1.000 Einzelmesswerte von mehr als 250 in der Schweiz installierten Holzfeuerungen beim Betrieb mit naturbelassenen Holzschnitzeln, Restholz und Altholz. Ebenfalls ausgewertet wurden zu Vergleichszwecken einzelne Messdaten von Stückholzfeuerungen.

Auch Prüfstandmessungen wurden zu Vergleichszwecken herangezogen, diese Werte wurden aber nicht zur Ermittlung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren herangezogen.

Die Nennleistung der untersuchten Anlagen war meist unter 2 MW, für naturbelassene Holzbrennstoffe wiesen 60% eine Nennwärmeleistung von unter 500 kW auf und nur 5% lagen über 2 MW.

Es erfolgte keine gesonderte Auswertung nach Größenklassen, aber die Ergebnisse wurden für verschiedene Techniken (Unterschub oder Rostfeuerung) und nach Herstellern ausgewertet. Außerdem wurden brennstoffbedingte Einflüsse auf die NO<sub>x</sub>-Emissionen untersucht, dabei konnte eine gute Korrelation des Stickstoffgehalts im Brennstoff mit der Stickoxidemission gefunden werden.

Bei der Untersuchung der betrieblichen Einflüsse auf die Stickoxid-Emissionen wurde bei manchen Rostfeuerungen eine Korrelation mit der Kessellast gefunden (niedrigere Emissionen bei niedriger Last). Unterschubfeuerungen zeigten diese Korrelation nicht. Weiters konnte gezeigt werden, dass es bei gleichem Brennstoff auf der gleichen Anlage alleine durch Einstellung der Verbrennungsluftmenge möglich ist, eine signifikante NO-Minderung zu erzielen (niedrigere Luftüberschusszahl führt zu niedrigeren Emissionen).

Für NO<sub>x</sub>-Emissionen wurde für die Verfeuerung von Buchenholz kein signifikanter Unterschied von Prüfstand und Feldmessungen festgestellt (nur der Vertrauensbereich bei Feldmessungen ist erwartungsgemäß größer). Bei Pelletsheizungen können die Unterschiede allerdings beträchtlich sein. Dies führen die Autoren auf erhöhte Stickstoffgehalte im Brennstoff zurück. Für die Vergleiche wurden Messwerte aus verschiedensten Feuerungen herangezogen, da kein exakter Vergleich mit identischen Feuerungsmodellen und identischen Brennstoffen aufgrund fehlender Daten möglich war.

Tabelle 6: NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für Hackschnitzel und Stückholz (aus [HASLER, 2000]).

	NO <sub>x</sub> [mg/MJ]	Vertrauensintervall (90% Niveau)	Anzahl Anlagen	Anzahl Messpunkte
<b>Holzschnitzel</b>				
alle Anlagen	163	99	183	750
Rostfeuerungen	161	81	61	239
Unterschubfeuerungen	176	102	108	378
<b>Stückholz</b>				
alle Anlagen	102	70	7	30

##### Vorarlberger Daten

Seit 1973 finden in Vorarlberg Heizungsüberwachungen gemäß dem Vorarlberger Luftreinhaltegesetz statt. Zuerst wurden nur Ölheizungen überwacht, seit 1989 wurden auch Gasheizungen in die Überwachungen mit einbezogen. Seit dem neuen Luftreinhaltegesetz



von 1994 mit der Verpflichtung der Gemeinden zur Überwachung der Heizungsanlagen müssen auch automatisch beschickte Feststoffheizungen kontrolliert werden. Die Überprüfungen finden soweit möglich ohne Voranmeldung statt.

Daten aus den periodischen Prüfungen 2001-2003 von 32 Pelletsanlagen mit einer Nennwärmeleistung von 15-220 kW (wobei ca. 70% der Anlagen eine Nennwärmeleistung bis 25 kW aufwiesen) und 224 Hackschnitzelanlagen mit einer Nennleistung von 15-2.500 kW (wobei ca. 70% der Anlagen eine Leistung von < 100 kW aufweisen; davon nur 3 Rost-, der Rest Unterschubfeuerungen) wurden im Rahmen dieser Studie ausgewertet. Die Messdaten wurden dankenswerterweise vom Land Vorarlberg zur Verfügung gestellt.

Die Auswertung der Messwerte ergab eine rechtsschiefe Verteilung, die Häufigkeitsverteilungen für Hackschnitzel und Pellets sind in Abbildung 20 und Abbildung 21 dargestellt. Die Streuung der Messwerte ist bei den Hackschnitzelheizungen größer. Das Ergebnis des Vergleichs ist ein um etwa ein Fünftel höherer Emissionsfaktor für Hackschnitzelheizungen, wobei der relative Fehler im gleichen Bereich liegt. Die ermittelten Emissionsfaktoren sind außerdem in Tabelle 7 gegenübergestellt.

Für Hackschnitzelanlagen wurde auch eine Auswertung getrennt nach Anlagengröße durchgeführt, wobei sich der ermittelte Emissionsfaktor für Anlagen > 100 kW (bis 2 MW) praktisch nicht von dem, der für die Gesamtheit der Anlagen ermittelt wurde, unterscheidet (siehe folgende Tabelle und Abbildungen).

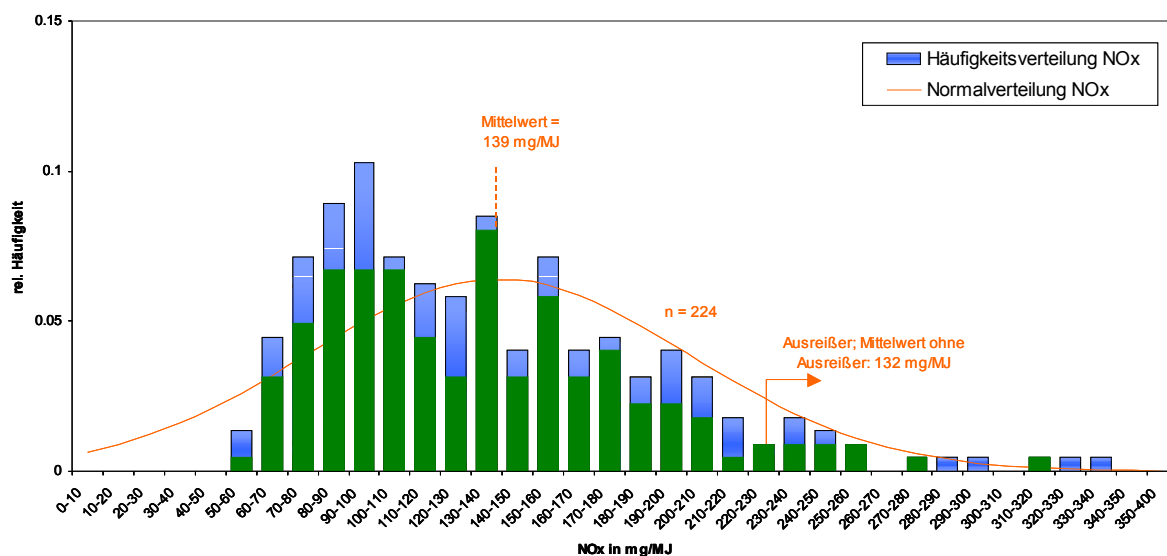


Abbildung 20: Häufigkeitsverteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von automatischen Hackgutfeuerungen (periodische Überprüfungen des Landes Vorarlberg 2001-2003)<sup>15</sup>

<sup>15</sup> grüne Teile der Balken entsprechen Anlagen < 100 kW

Tabelle 7: NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für Hackschnitzel und Pellets (Auswertung von Messdaten der periodischen Überprüfungen des Landes Vorarlberg 2001-2003)

<b>Hackschnitzel alle Anlagen</b>	
Mittelwert NO <sub>x</sub> [mg/MJ]	139
rel.Fehler	6%
Anzahl Anlagen	224
<b>Hackschnitzel Anlagen &lt;100 kW</b>	
Mittelwert NO <sub>x</sub> [mg/MJ]	136
rel.Fehler	7%
Anzahl Anlagen	164
<b>Pellets</b>	
Mittelwert NO <sub>x</sub> [mg/MJ]	113
rel.Fehler	10%
Anzahl Anlagen	32

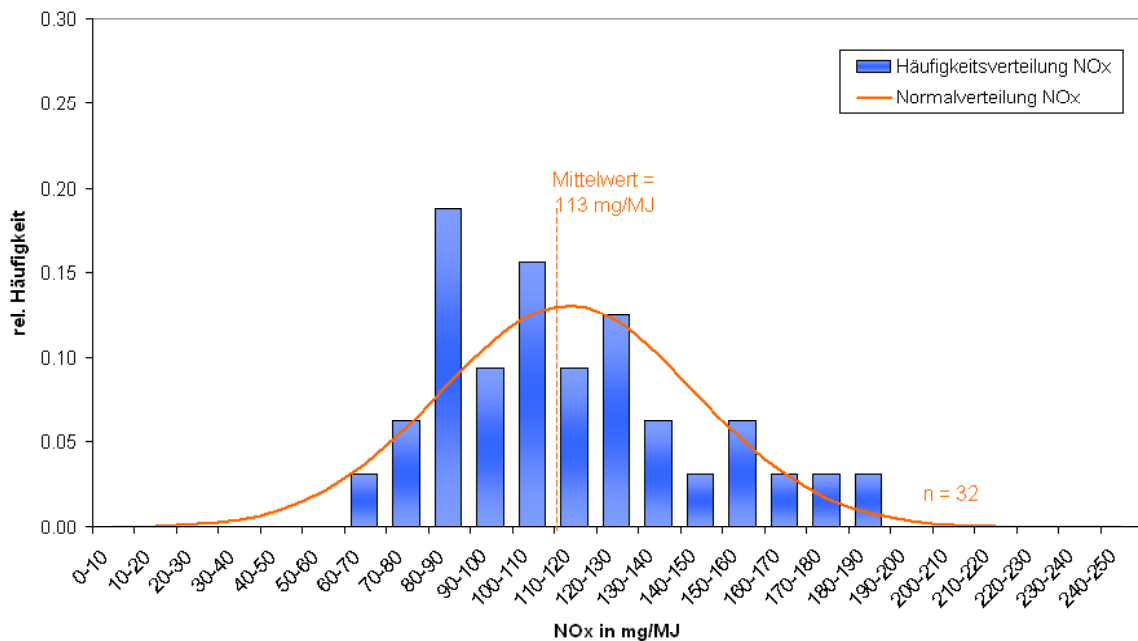


Abbildung 21: Häufigkeitsverteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von automatischen Pelletsfeuerungen (periodische Überprüfungen des Landes Vorarlberg 2001-2003)

## Typenprüfungsergebnisse

Den Ergebnissen der laufenden Messungen des Landes Vorarlberg an Pelletsheizungen werden Ergebnisse aus Typenprüfungen des BLT Wieselburg gegenübergestellt.

Die Messdaten der Typenprüfungsmessungen wurden der Homepage des BLT Wieselburg<sup>16</sup> entnommen und ausgewertet. Die geprüften Anlagen haben eine Nennwärmeleistung von 8-61,8 kW, wobei auch hier der Großteil der Anlagen dem kleineren Leistungsbereich bis 30 kW angehört. Die Daten für Betrieb im Nennleistungsbereich von 81 Anlagen wurden

<sup>16</sup> [www.blw.bmlf.gv.at](http://www.blw.bmlf.gv.at)

ausgewertet (bei den Messungen im Teillastbereich wurden keine NO<sub>x</sub>- und Staub-Messungen durchgeführt).

Erwartungsgemäß ergeben sich für die Typenprüfungsergebnisse im Vergleich zu den Feldmessungen des Landes Vorarlberg eine relativ enge Verteilung, und ein um ein Drittel geringerer Emissionsfaktor. Auffallend ist der Ausreißer mit deutlich höheren Emissionen, dieser rührt von einem Pelletsofen her.

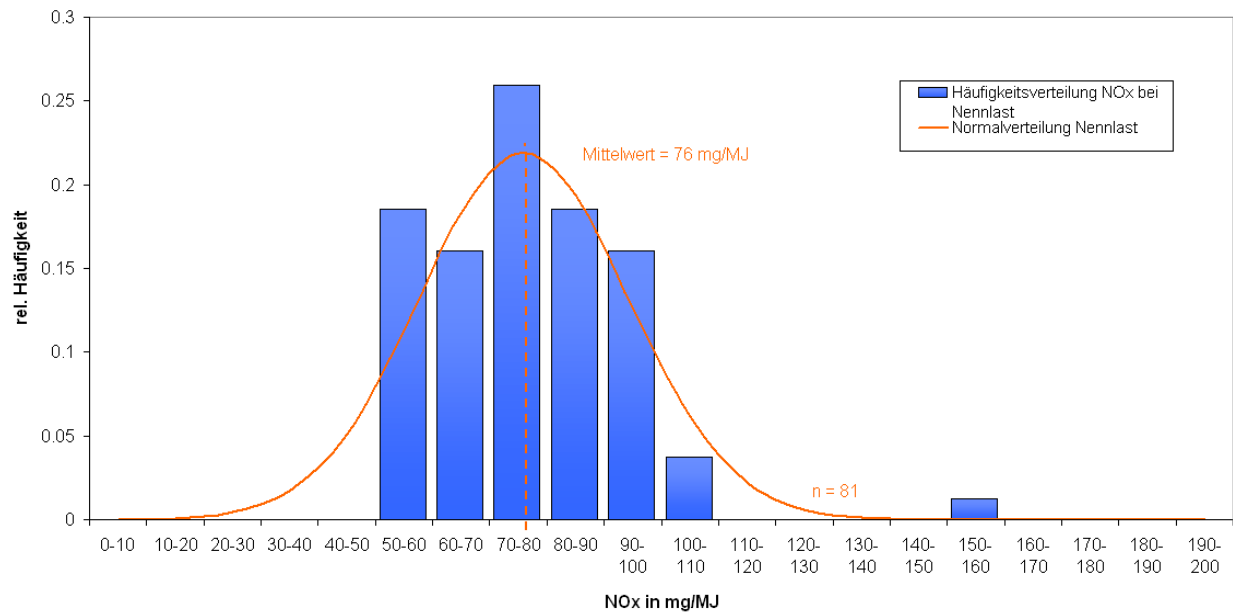


Abbildung 22: Häufigkeitsverteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von automatischen Pelletsfeuerungen bei Nennlast (Typenprüfungsergebnisse BLT Wieselburg).

#### 4.1.6.3 Staub-Emissionen

Bei der Holzverbrennung kann eine Vielzahl völlig unterschiedlicher Partikeltypen mit dem Abgas freigesetzt werden. Dazu gehören im oder am Holz bereits bestehende im Glutbett gebildete Komponenten, die mit dem Abgasstrom mitgeführt wurden ohne in die Gasphase überzugehen. Dies wird als **Fest-Partikel-Pfad** der Partikelbildung bezeichnet. Dabei entstehen sogenannte grobkörnige Partikel (**coarse mode**) mit Durchmessern von etwa 1 µm und größer.

Der zweite Pfad der Partikelbildung ist **der Fest-Dampf-Partikel-Pfad**. Die Komponenten verdampfen im Glutbett, werden mit dem Abgasstrom mitgeführt und bilden in der Abkühlphase Partikel. Die so entstandenen Partikel weisen typischerweise Durchmesser im Bereich von 100 nm auf. Diese werden als feinkörnige Partikel (**fine mode**) bezeichnet. Die resultierende Partikelgrößenverteilung ist bi- oder tri-modal.

Bei der Abkühlung des Abgases aus der Holzverbrennung findet stets eine heterogene Keimbildung statt, da zum einen Kondensationskerne in der Form von Kohlenstoffverbindungen, ionischen Verbindungen (z. B.  $K_2SO_4$ ), Metallen und Metalloxiden (z. B. CaO) vorhanden sind, zum anderen durch die Abkühlung eine Übersättigung entsteht. Daneben gibt es aufgrund Übersättigung durch chemische Reaktionen auch eine homogene Keimbildung.

Bei automatischen Holzfeuerungen findet eine quasi-vollständige Verbrennung statt, so dass der Anteil an organischen Kohlenstoffverbindungen am Partikelkollektiv eher gering ist. Außerdem ist die Masse der feinkörnigen Partikel in der Regel deutlich größer als diejenige der grobkörnigen Partikel (eine Ausnahme bildet die Verbrennung von Holzrinde, wo die Massenanteile der beiden Größenfraktionen von gleicher Größenordnung sind).

#### 4.1.6.4 Staub-Messdaten

Im Folgenden werden Messdaten automatischer Holzfeuerungen aus Abnahme- und Kontrollmessungen in der Schweiz [HASLER et al., 2000] aus der bereits im Abschnitt „Stickoxide“ vorgestellten Studie präsentiert.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren Staub für Hackschnitzel- und Stückholzkessel (aus [HASLER et al., 2000]).

	Staub [mg/MJ]	Vertrauensintervall (90% Niveau)	Anzahl Anlagen	Anzahl Messpunkte
<b>Holzchnitzel</b>				
alle Anlagen	90	134	111	426
Unterschubfeuerungen	85	92	61	225
Rostfeuerungen	95	168	46	201
<b>Stückholz</b>				
alle Anlagen	45	152	6	18

Im Jahr 2001 gab es außerdem in der Schweiz eine Feldmesskampagne zu Partikelemissionen aus Holzfeuerungen des Ökozentrums Langenbruck [WIESER et al., 2001]. Ziel des Projekts war, an einem Querschnitt von typischen Vertretern verschiedener Holzfeuerungen Emissionsfaktoren für Feinstaub unter 600 nm Durchmesser (PM 0.6) zu erheben. Zusätzlich wurden auch Feuerungen, die mit fossilen Energieträgern betrieben werden gemessen. Es wurden 8 verschiedene Typen von Pellets- und Hackschnitzelheizungen hinsichtlich Partikelgrößen und Partikelanzahl sowie Gesamtstaub-Emissionen gemessen. Die untersuchten Anlagen waren im Nennleistungsbereich von 10 bis 800 kW, Ergebnisse dieser Untersuchungen werden in nachfolgender Tabelle präsentiert.

Tabelle 9: Emissionsfaktoren (aus [WIESER et al., 2001]).

	Staub [mg/MJ]	Nennleistung [kW]
Stückholzkessel	28	25/70
Pelletsessel	20	25
Pelletsofen	54	10
Trockenschnitzel	94	70/200
Grünschnitzel	48	325/800
Restholz	64	200
Ölkessel	0,6-1,5	465/1165
Gaskessel	0.3	190

Es wurde auch der Einfluss des Betriebszustandes auf die Partikel-Emissionen bei Grünschnitzelheizungen untersucht. Dort zeigte sich bei Ein- und Ausbetrieb ein 1,5-fach höherer Partikelauwurf als beim Vollastbetrieb. Außerdem wurde festgestellt, dass unregelmäßig brennende Feuerungssysteme erhöhte Partikel-Anzahlkonzentrationen sowohl im oberen als auch im unteren Größenbereich emittieren, während die Größenverteilungskurve von Feuerungen mit einer konstanten Verbrennung glockenförmig und eher steil verläuft.

### Prüfstandmessungen BLT Wieselburg

Die bereits im Abschnitt über NO<sub>x</sub>-Emissionen beschriebenen Prüfstandmessungen des BLT Wieselburg wurden auch hinsichtlich der gemessenen Staub-Emissionen ausgewertet.

Die Messwerte der Pelletsheizungen zeigen eine rechtsschiefe Verteilung mit erheblicher Streuung. Wie schon bei der Auswertung der NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren, weisen auch bei Staub Pelletsöfen (Einzelöfen, meist Kaminöfen mit Pelletsfeuerung) erwartungsgemäß schlechteres Emissionsverhalten auf. In Abbildung 23 ist die Verteilung der Messwerte dargestellt, Pelletsöfen werden farblich differenziert dargestellt, sie reihen sich ausschließlich unter den höchsten Emissionswerten ein. Nimmt man deshalb Pelletsöfen aus der Berechnung heraus, verschiebt sich der Mittelwert der Emissionsfaktoren von 12,6 mg/MJ auf 10,8 mg/MJ (das entspricht einer Verringerung um 14%) und der relative Fehler verringert sich geringfügig aufgrund der nun engeren Verteilung von 11% auf 9%.

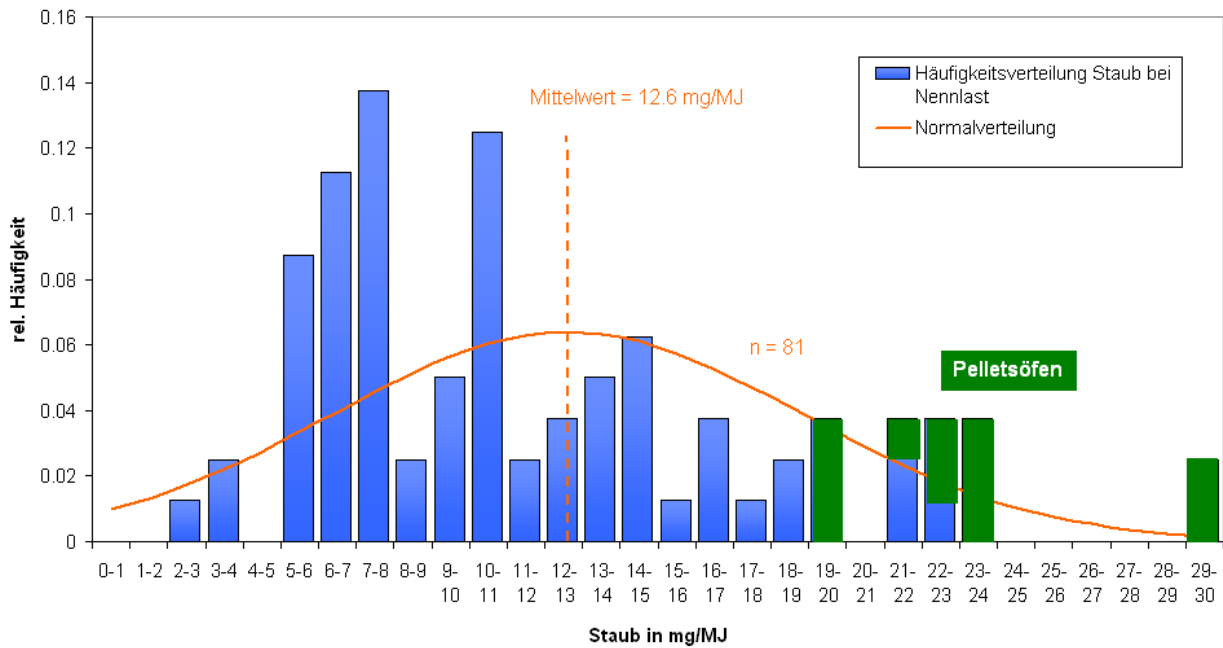


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der Staub-Emissionen von automatischen Pelletsfeuerungen bei Nennlast (Typenprüfungsergebnisse BLT Wieselburg).

Bei den Messdaten für Hackschnitzelheizungen (siehe Abbildung 24) kann kaum mehr von einer Normalverteilung gesprochen werden, die Werte streuen jedoch, mit Ausnahme von einigen Ausreißern zwischen 39 und 40 mg/MJ und einem Wert bei 57 mg/MJ (wurde in der Abbildung nicht mehr dargestellt), im gleichen Bereich. Aufgrund der gleichmäßigeren Verteilung der Messwerte über den Streubereich ist jedoch der Mittelwert für Hackschnitzelheizungen größer (19 mg/MJ gegenüber 13 mg/MJ).

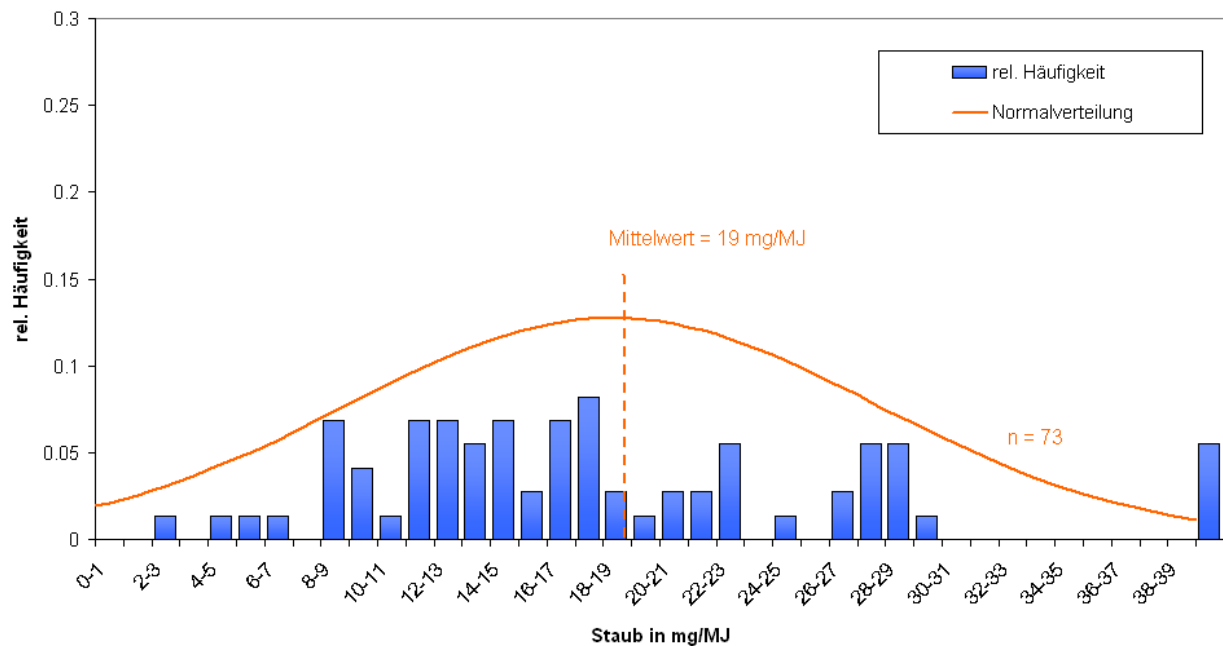


Abbildung 24: Häufigkeitsverteilung der Staub- Emissionen von Hackschnitzelheizungen bei Nennlast (Typenprüfungsergebnisse BLT Wieselburg).

#### 4.1.7 Instationäre Zustände bei Hackschnitzelheizungen

Vom Land Vorarlberg wurde das Langzeitemissionsverhalten unter Berücksichtigung der instationären Zustände einiger größerer Hackgutfeuerungen analysiert [MATT, 2003].

Es zeigte sich, dass der Anteil der stationären zu den instationären Betriebszuständen bei den verschiedenen, automatisch beschickten Anlagen sehr unterschiedlich waren. So liegt beispielsweise der Anteil der CO-Emissionen, der während der stationären Betriebszustände emittiert wird, bei etwa 2% bis etwa 95%. Nur bei einer Anlage war ein eindeutig überwiegender Anteil der stationären Emissionen gegeben. Für organischen Kohlenstoff liegen die Anteile der instationären Emissionen deutlich höher als bei CO. Die Emissionen anderer Schadstoffe wurden bei den Messungen nicht erfasst.

## 4.2 Öl-Brennwertfeuerungen

Für Erdgas hat sich die Brennwerttechnologie am Kesselmarkt bereits seit mehreren Jahren etabliert, für Öl hingegen steht die breite Marktnutzung erst am Anfang, erst in den letzten Jahren konnte die Brennwerttechnologie bei Verfeuerung von Heizöl technologisch realisiert werden.

Derzeit sind in Österreich bereits etwa 1.000 Öl-Brennwertkessel installiert und so gut wie jeder Hersteller hat Öl-Brennwertkesseln in seine Produktpalette aufgenommen.

### 4.2.1 Prinzip der Brennwertnutzung

Bei der Verbrennung entsteht, durch den im Brennstoff enthaltenen Wasserstoff, Wasserdampf. Die darin enthaltene Restwärme wird bei herkömmlichen Heizgeräten ungenutzt an die Umwelt abgegeben, während sie durch die Brennwerttechnik genutzt wird. Die Abgase werden durch niedrige Kesselrücklauftemperatur gezielt abgekühlt, so dass der Wasserdampf kondensiert und die im Wasserdampf enthaltene Wärme neben der fühlbaren Wärme der Abgase auf das Heizmedium übertragen wird. Neben der Nutzung der latenten Wärme kommt es zusätzlich zu einem Energiegewinn durch tiefere Abgastemperaturen.

Die Kondensation kann entweder durch größere Wärmetauscherflächen, durch Optimierung der Wärmeübertragung aufgrund des Designs oder auch mit Hilfe der Abgaskühlung durch Vorwärmung der dem Brenner zugeführten Verbrennungsluft herbeigeführt werden.

Entscheidenden Einfluss bei der Brennwertnutzung hat der Lambdawert. Während bei herkömmlicher Kesseltechnologie durch Zuführung zusätzlicher Luft in den Abgasstrom (teilweise auch nach dem Kessel oder durch Luftklappen beim Kamin) eine Kondensatbildung wegen der Gefahr von Korrosion oder Kaminversottung gänzlich unterbunden werden soll, wird für die Brennwertnutzung genau das Gegenteil angestrebt. Um die Kondensationstemperatur möglichst hoch zu halten, soll die Verbrennung nahe einem Lambdawert von eins stattfinden.

#### 4.2.1.1 Effizienz

Die Effizienz von Öl-Brennwertanlagen wird über den Norm-Nutzungsgrad (DIN 4702 Teil 8) beschrieben. Beim Normnutzungsgrad handelt sich dabei um den Durchschnitt von fünf zeitlich gewichteten Wirkungsgraden bei unterschiedlicher Kesselauslastung. Der Jahres-Nutzungsgrad hingegen ergibt sich durch eine Messung einer installierten Anlage, wobei die gleiche Anlage je nach Rahmenbedingungen unterschiedliche Ergebnisse aufweisen kann.

Bei der Brennwerttechnik ergeben sich Wirkungsgrade von mehr als 100%. Der Grund liegt darin, dass einerseits der Energieinhalt des Wasserdampfes mit berücksichtigt wird und andererseits die Effizienz des Kessels nicht auf den Heizwert sondern auf den Brennwert des Heizöls bezogen wird. Beim Einsatz von HEL im Brennwertkessel ergibt sich, im Vergleich zum Einsatz im Niedertemperaturkessel ein bis zu 10% höherer Normnutzungsgrad. Dieser zusätzliche Energiegewinn resultiert zu ungefähr gleichen Teilen aus der Kondensation der Abgase (Brennwertnutzung) und aus den tieferen Abgastemperaturen.

---



#### 4.2.1.2 Besondere Anforderungen bei der Brennwertnutzung

Im Vergleich zu herkömmlichen modernen Öl-Niedertemperaturkesseln gibt es einige Besonderheiten, die auch in der ÖNORM H 5152 Brennwert-Feuerungsanlage-Planungsrichtlinie angeführt werden.

**Kondensatableitung:** Das sich bildende Kondensat (max. 0,86 Liter je Liter Heizöl) ist zu erfassen und zu entsorgen. Aufgrund des im Heizöl enthaltenen Schwefels ist dieses Kondensat Säure, deren pH-Wert je nach Schwefelgehalt zwischen 1,8 und 4,1 liegt. Nach den derzeit geltenden gesetzlichen Regelungen muss das Kondensat neutralisiert werden, bevor es in den Abwasserkanal eingeleitet werden kann. Die dafür verwendeten Rohrleitungen müssen korrosionsunempfindlich sein. Bei einem angenommenen Verbrauch von rund 3.000 Litern Heizöl im Jahr ist mit einem Kondensatanfall von rund 2.500 Litern zu rechnen.

Viele Öl-Brennwertanlagen haben bereits eine im Kessel integrierte Neutralisationsbox, deren Granulat (Kalkverbindung) einmal im Jahr gewechselt werden sollte.

**Abgasführung:** Die Abgasführung muss in einer feuchtigkeitsunempfindlichen, korrosionsbeständigen und druckdichten Rohrleitung erfolgen. Diese Eigenschaften weisen beispielsweise bestimmte Kunststoffkamine auf, die in der Anschaffung um bis zu 50% günstiger sein können als Kamine für Öl-Niedertemperaturkessel.

**Brennstoffqualität:** Tabelle 10 zeigt Durchschnittswerte für die Analyse von Heizöl Extra Leicht im Jahr 2003. Für die Öl-Brennwerttechnologie wurde zusätzlich ein Heizöl Extra Leicht mit einem sehr niedrigen Schwefelgehalt (< 50 ppm) auf den Markt gebracht. Durch den niedrigen Schwefelgehalt sind die Luftemissionen mit jenen von Erdgas vergleichbar ([www.eva.ac.at](http://www.eva.ac.at)).

Tabelle 10: Durchschnittswerte 2003 von Heizöl Extra Leicht gemäß ÖNORM C 1109 mit einem S Gehalt von 50 bis maximal 1.000 ppm [PÖLZ, 2004].

Parameter	Durchschnittswert	Bemerkung
Dichte 15°C	844,6 kg/m <sup>3</sup>	
Gesamtschwefel	880 mg/kg	
Viskosität 20°C	4,2 mm <sup>2</sup> /s	
Heizwert Hu	43,0 MJ/kg	
Kohlenstoffgehalt	86,4 %Masse	
Wasserstoffgehalt	13,3 %Masse	
Gesamthalogene	< 1 mg/kg	Nachweisgrenze DIN 51408 = 1 mg/kg
Schwermetalle	< 1 mg/kg	Nachweisgrenze ASTM D 5185 = 1 mg/kg
Der Gehalt an PCB wird nicht gesondert untersucht ist aber durch die Bestimmung der Gesamthalogene definierbar.		

#### 4.2.1.3 Technologien

Die Charakterisierung der Brennwertgeräte erfolgt nach der Anordnung der Wärmetauscherflächen.

**Öl-Brennwertgeräte mit Verbrennungsluftvorwärmung:** Bei Brennwertgeräten mit Verbrennungsluftvorwärmung – sie werden oft unter dem Begriff Vollbrennwerttechnik angeboten – erfolgt die Wärmeübergabe an das Heizungssystem in einem zweistufigen Verfahren. In der ersten Stufe wird das Heizungswasser durch die heißen Abgase erwärmt, wobei diese lediglich auf Temperaturen oberhalb des Taupunkts abgekühlt werden. Erst in einem zweiten Wärmetauscher wird der Wasserdampf im Abgas kondensiert, wobei hier die vom Gebläsebrenner angesaugte Luft als Wärmeträger dient. Ein Vorteil dieser Lösung liegt darin, dass mit steigendem Heizwärmebedarf (= Vollastbetrieb im Winter) die üblicherweise von außen angesaugte Verbrennungsluft kälter wird und dadurch ein hoher Kondensationsgrad gegeben ist.

**Öl-Brennwertgeräte mit nachgeschaltetem Abgaswärmetauscher:** Bei dieser Lösung wird ein bestehender Standard- oder Niedertemperaturkessel mit einem zusätzlichen Abgaswärmetauscher zwischen Kessel und Fang ausgestattet. Die Kondensation und somit Brennwertnutzung findet in diesem nachgeschalteten Wärmetauscher statt. Als korrosionsbeständige Werkstoffe werden dafür keramischer Baustoff, Chromstahl oder hitzebeständiger Kunststoff eingesetzt. In der Praxis werden basierend auf diesem Prinzip auch bestehende Ölfeuerungsanlagen auf Brennwerttechnik umgerüstet.

**Öl-Brennwertgeräte mit integriertem Kondensationswärmetauscher:** Bei diesen Brennwertgeräten erfolgt die Abgaskondensation im Bereich des eingebauten Wärmetauschers. Der Vorteil dieser Konstruktion liegt vor allem in der kompakten Bauweise, wobei rauchgasberührte Materialien höhere Anforderungen hinsichtlich der Korrosionsbeständigkeit erfüllen müssen. So wie bei Geräten mit nachgeschaltetem Wärmetauscher kann auch bei dieser Technologie bei einem raumluftunabhängigen Betrieb zusätzlich eine Verbrennungsluftvorwärmung erfolgen. Die Geräte der einzelnen Hersteller unterscheiden sich durch die Art des Wärmeübergangs.

---

## 4.2.2 Emissionsmessungen

### 4.2.2.1 Emissionsmessungen Land Vorarlberg

Aus den Überprüfungen des Landes Vorarlberg wurden NO<sub>x</sub>-Messdaten zu Ölkesseln und Öl-Brennwertkesseln ausgewertet. Es lagen insgesamt Daten von 224 Anlagen vor, davon waren 25 Brennwertkessel. Die Auswertung ergab für die Öl-Brennwertkessel mit 53 mg/MJ einen um etwas mehr als ein Drittel höheren NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktor als für die Gesamtheit der Anlagen.

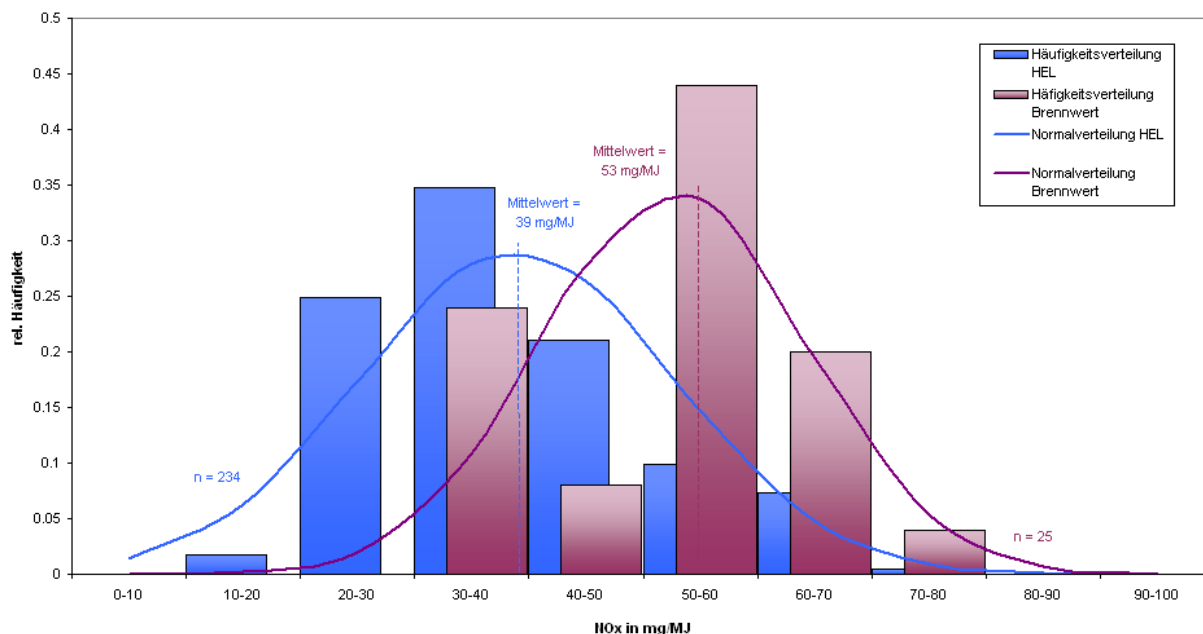


Abbildung 25: Häufigkeitsverteilung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von HEL Zentralheizungen (Überprüfungen des Landes Vorarlberg 2001-2003).

### 4.2.2.2 Emissionsmessungen an Kleinf Feuerungsanlagen mit Öl-Brennwert-Technologie bei Einsatz normentsprechender HEL Qualitäten

Im Auftrag von IWO Österreich wurden im Raum Wien und Niederösterreich im Dezember 2003 und Jänner 2004 vom Competence Center Heizmedien der OMV Messungen an Heizungsanlagen mit Öl-Brennwerttechnik durchgeführt [HEGER & PÖLZ, 2004]. Gemessen wurden sechs Anlagen im Nennleistungsbereich 12,5-25 kW. Bei den Kesseltypen handelte es sich um je zwei Vertreter aus den Bereichen Standkessel mit Kondensation im nachfolgenden integrierten Wärmetauscher; Standkessel mit nachgeschaltetem Wärmetauscher in der Abgasleitung und Wand-Öl-Brennwert-Gerät mit integriertem Wärmetauscher.

Die Messungen wurden mit drei unterschiedlichen Heizölqualitäten durchgeführt, Heizöl Extraleicht, Heizöl Extraleicht schwefelarm und dem vorhandenen Anlagenöl. Bei zwei Anlagen wurde als Prüföl nur Heizöl Extraleicht schwefelarm verwendet, da Heizöl Extraleicht entsprechend den Vorgaben des Kesselherstellers aufgrund des Schwefelgehalts nicht zulässig ist. Bei den Messungen, die in Absprache mit den Betreibern durchgeführt wurden, wurden die Anlagendaten und die relevanten Umgebungsbedingungen erfasst. Die Durchführung der Messungen erfolgte gemäß ÖNORM M7510.

Tabelle 11: Zusammenstellung der Messergebnisse, bezogen auf 3% O<sub>2</sub> [HEGER & PÖLZ, 2004].

Anlage	A	B	C	D	E	F
Anlagenöl						
CO [mg/m <sup>3</sup> ]	2,7	2,7	0	2,6	17,1	26,1
NOx [mg/m <sup>3</sup> ]	122,5	115,8	110,9	89,2	80,4	100,1
Prüföf 1 (HEL)						
CO [mg/m <sup>3</sup> ]	2,6	3,9	6,4	2,5		
NOx [mg/m <sup>3</sup> ]	130,5	109	111,3	96,1		
Prüföf 2 (HEL schwefelarm)						
CO [mg/m <sup>3</sup> ]	0	3,9	2,5	1,3	35,9	67,5
NOx [mg/m <sup>3</sup> ]	114,6	93	96,5	87,2	80,6	81,7

Umgerechnet auf einen energiebezogenen Emissionsfaktor ergibt sich aus diesen Messungen für NOx ein durchschnittlicher Wert von ca. 31 mg/MJ<sup>17</sup> (Durchschnittswert über alle Anlagen und Prüföfe). Dieser Wert liegt deutlich (42% Abweichung) unter dem aus regelmäßigen Überprüfungen des Landes Vorarlberg in Feldmessungen ermittelten Wert von 53 mg/MJ (siehe Kapitel 4.2.2.1). Für CO ergibt sich ein durchschnittlicher Wert von 4 mg/MJ, für diesen Wert liegt kein Vergleichswert aus den Feldmessungen des Landes Vorarlberg vor.

Durch Einsatz von HEL schwefelarm verringert sich der Emissionsfaktor für SO<sub>2</sub> im Vergleich zu dem für herkömmliches HEL von ca. 45 mg/MJ auf ca. 2,3 mg/MJ (berechnet über Heizwert und Schwefelgehalt).

<sup>17</sup> Die Umrechnung erfolgte analog der bei den Feldmessungen des Landes Vorarlberg mit einem Faktor von 0,3 m<sup>3</sup>/MJ.

## 5 FERNHEIZWERKE

Um im Rahmen dieser Literaturarbeit alle Bereiche der Raumwärmeerzeugung zu umfassen, werden in diesem Kapitel größere Anlagen (ab etwa > 350 kW bzw. 2 MW, siehe Kapitel 6.3) behandelt.

Die installierten Leistungen von Nah- und Fernwärmeanlagen nahmen in Österreich in den letzten Jahren deutlich zu. Auch der Anteil der Wohnungen die mit Fernwärme beheizt werden, stieg in den letzten Jahren stark an. Im Jahr 2000 waren rund 15% der gesamten Haushalte in Österreich an ein Fernwärmenetz angebunden, das entspricht rund 445.000 Fernwärmeanschlüssen.

In den letzten zehn Jahren haben vor allem Biomasse-Fernwärmeanlagen einen großen Anstieg verzeichnet. Ende 2002 waren 775 Biomasse-Fernwärmeanlagen mit insgesamt 878 MW Leistung in Betrieb [JONAS, 2003] – die durchschnittlich installierte Leistung liegt bei ca. 1.132 kW. 70% der installierten Biomasse-Fernwärmenetze werden von bäuerlichen Interessengruppen, so genannten bäuerlichen Fernwärmegenossenschaften, betrieben. Gemeindeanlagen sind schwerpunktmäßig in den westlichen Bundesländern vorhanden. Biomasse Großanlagen > 50 MW sind in Österreich derzeit nicht in Betrieb, aber in Planung.

Analog der Vorgehensweise bei den Kleinf Feuerungsanlagen werden auch bei den größeren Anlagen neue Technologien entsprechend der Entwicklungen auf dem Raumwärmemarkt schwerpunktmäßig behandelt. In diesem Kapitel werden deshalb Verbrennungstechnologien und Emissionswerte von Biomasseanlagen > 350 kW dargestellt. Der Vollständigkeit halber werden zudem Emissionsfaktoren für andere Heizkraftwerke präsentiert.

### 5.1 Größere Biomasseanlagen: Technologien

#### 5.1.1 Rostfeuerungen

Bei der Rostfeuerung wird über ein kontinuierliches Beschickungssystem eine Brennstoffschicht auf einen Rost befördert. Dort wird der Brennstoff entzündet und verbrannt. Die Einteilung der Rostfeuerungstypen erfolgt nach Art und Weise wie der Brennstoff auf dem Rost durch den Brennraum zum Ascheaustrag transportiert wird. Derzeit werden Vorschub-, Wander-, stationärer Treppen-/Schräg- und Rückschubrostfeuerungen für die Verbrennung holzartiger Brennstoffe verwendet. Hinsichtlich der Brennstoffeigenschaften ist diese Feuerungsart sehr flexibel, wobei vom Holzgut mit geringem Staubanteil bis zu grobstückigen Holzresten mit in weiten Grenzen schwankenden Feuchten, aber auch stark staubhaltige Brennstoffe eingesetzt werden können.

Die Primärluft wird unterhalb, die Sekundärluft oberhalb des Rostes und vor den teilweise ausschamottierten Nachbrennzonen eingeblasen, wobei der Luftstrom durch den Rost zugleich eine Kühlungsfunktion für den Rost selbst übernimmt. Wassergekühlte Roste werden bei Brennstoffen mit sehr niedrigem Ascheschmelzpunkt, wie Halmgütern eingesetzt, um die Primärluftzufuhr genauer auf den Verbrennungsluftbedarf und nicht vorwiegend auf den Bedarf an Kühlungsluft abstimmen zu können.

#### 5.1.2 Stationäre Wirbelschichtfeuerung

Bei der stationären Wirbelschicht wird der aufbereitete Brennstoff in einem Wirbelbett mit 95-98% Inertmaterial (meist Sand) bei 800-900°C verbrannt. Der aufwärts gerichtete Luftstrom ist dabei so stark, dass der Feststoff in Schwebelage gehalten wird, ohne nach oben hin ausgezogen zu werden. Der Brennstoff kann über eine Wurfbeschickung auf das Wirbelbett auf-

gegeben werden, oder auch per Förderschnecken direkt ins Wirbelbett eingebracht werden. Dort finden die Ent- und Vergasung des Brennstoffes und der Abbrand des festen Kohlenstoffs statt. Ein großer Anteil der flüchtigen Bestandteile wird in der Nachbrennkammer unter Zugabe von Sekundärluft vollständig oxidiert.

### **5.1.3 Zirkulierende Wirbelschichtfeuerung**

Bei zirkulierenden Wirbelschichtfeuerungen wird der Feststoff kontinuierlich nach oben ausgetragen, über Zyklonabscheider vom Rauchgasstrom getrennt und wieder dem Wirbelbett zugegeben. Die prozessbedingte intensive Mischung und Verbrennung, der gute Wärmeübergang im Wirbelbett sowie die Entkopplung der Verweilzeit der Partikel und der Rauchgase lassen hinsichtlich Feuchte, Zusammensetzung und Aufbereitung ein breites Brennstoffspektrum zu.

### **5.1.4 Einblasfeuerungen**

Bei den Einblasfeuerungen werden feine Späne und Holzstäube (Partikeldurchmesser < 1 mm) verbrannt. Dieser Brenner, der oft als Zusatzfeuerung z. B. bei Rostfeuerungen verwendet wird, arbeitet zumeist mit einer zentrisch angeordneten Zünd- und Stützflamme mit Öl oder Gas. Zur Verbrennung wird ein Gemisch aus Luft und Brennstoff in den Feuerraum geblasen und dort gezündet.

Staubbrenner finden sich vornehmlich bei direkt beheizten Späne- und Fasertrocknern in der Holzwerkstoffindustrie, wobei Schleif- und Siebstäube aus der Produktion als Brennstoffe dienen.

### **5.1.5 Schleuderradfeuerung (Spreader Stocker oder Wurfbeschickung)**

Es wird das Prinzip der Einblas- und das der Rostfeuerung miteinander kombiniert. Durch Einbringen von fein- bis mittelstückigen Holzteilen mittels eines Schleuderrades werden die Feianteile bereits im Flug verbrannt, ohne den größeren Stücken weite Ausbrandwege zu verbauen. Eingesetzt werden diese Feuerungen vorwiegend im Handwerk und in Betrieben der Möbelindustrie, da Produktionsabfälle bis zu 60% Feuchte und bis zu 50 mm Kantenlänge verwertet werden können.

In Tabelle 12 sind die beschriebenen Technologien mit ihrer thermischen Nennleistung, den gängigen Brennstoffqualitäten und primären Minderungsmaßnahmen zusammengefasst [RENTZ et al., 2002].

---

Tabelle 12: Vorschlag für beste verfügbare Techniken und primärer Minderungsmaßnahmen [RENTZ et al., 2002].

Verbrennungstechnik	Therm. Nennleistung [MW <sub>th</sub> ]	Geeignete Brennstoffqualität	Primäre Minderungsmaßnahmen	Bemerkungen
Rostfeuerung	0,5-80 (meist 5-25)	< 60% Wassergehalt, Holzstückgröße: 10-300mm auch Brennstoffe mit hohem Asche- und Schadstoffgehalt; Problematisch sind feine Partikel und Holzstaub	Gestufte Verbrennung (bis 50% Minderung), Luftstufung und Rauchgasrezirkulation zur NO <sub>x</sub> -Reduktion Wassergekühlte Roste versprechen weiteres NO <sub>x</sub> Minderungspotential	Gr. Bandbreite an Brennstoffqualitäten einsetzbar Ungenügender Ausbrand möglich Nur geringe Lastwechselgeschwindigkeit möglich
Wirbelschichtfeuerung	Stationär (SWS) >5; zirkulierend (ZWS) >10	< 40% Wassergehalt; Holzstückgröße bis zu 20 mm zirkulierend: unempfindlich gegenüber Heizwertschwankungen	Niedrige Temp. verhindern Bildung von therm. NO <sub>x</sub> ZWS im Vergleich zu SWS: aufgrund der längeren Aufenthaltszeit werden in der ZWS höhere Abscheideraten erzielt Anwendung von Sorbentia im Feuerraum	Verschmelzung und Agglomeration von Asche möglich Große Aschemengen haben hohe Entsorgungskosten zur Folge
Staubbrenner	Bis zu 15	Holzstäube mit geringem Wassergehalt	Low NO <sub>x</sub> -Brenner: 3-10% Minderung Rauchgasrezirkulation: 20-35% Minderung Luftstufung: bis 85% Minderung	Es werden meist zusätzliche Brenner (fossil gefeuert) benötigt Ideale Technologie für Holzstaub
Spreader-Stoker Feuerung	≥ 5	Geeignet für Mix aus Brennstoffen verschiedener Größenklassen	Wirbelschicht bewirkt Verbrennungstufung Rauchgasrezirkulation Niedriger Luftüberschuss Niedrige Temperaturen (<1250°C)	Ideal für Mix aus Brennstoffen verschiedener Größenklassen wie Hackschnitzel und Holzstaub

## 5.2 Emissionswerte

Die Emissionsgrenzwerte gemäß der Vereinbarung über "Schutzmaßnahmen betreffend Kleinf Feuerungen" nach Art. 15a B-VG (Bundesverfassungsgesetz) betreffen nur Kleinf Feuerungsanlagen bis 350 kW, für größere Anlagen gilt die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K 1989; BGBl. 19/1989) und das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K; BGBl. 380/1988). Das Luftreinhaltegesetz gilt für Altanlagen, die vor dem 1.1.1989 genehmigt wurden, die Luftreinhalteverordnung für Neuanlagen. Gemäß Luftreinhalteverordnung müssen bei Anlagen ab einer festgesetzten Brennstoffwärmeleistung Emissionen bestimmter Schadstoffe kontinuierlich gemessen werden (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: Kontinuierliche Messung bei Kesselanlagen gemäß LRV-K.

Brennstoff	Schadstoff	Brennstoffwärmeleistung, ab der kontinuierliche Messungen vorgeschrieben sind
Feste und flüssige Brennstoffe	Staub, CO	10 MW
	SO <sub>2</sub> ; NO <sub>x</sub>	30 MW
Gasförmig	CO	10 MW
	NO <sub>x</sub>	30 MW

Betreiber einer in Betrieb befindlichen Dampfkesselanlage, deren Brennstoffwärmeleistung 2 MW überschreitet, haben der Behörde jährlich eine Emissionserklärung über das Emissionsverhalten der Anlage vorzulegen.

Diese Daten wurden zur Bildung von Emissionsfaktoren für Heizkraftwerke bzw. Kraftwerke herangezogen und im Anhang zum Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung veröffentlicht [BMWA, 2004].

Die Emissionsfaktoren dieser Anlagen unterscheiden sich je nach ihrer thermischen Brennstoffwärmeleistung und der eingesetzten Rauchgasreinigung mitunter erheblich, weshalb sie getrennt für Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung größer 50 MW<sub>th</sub> und kleiner 50 MW<sub>th</sub> ausgewiesen werden.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren erfolgte auf Basis der Emissionserklärungen der Anlagenbetreiber nach dem Luftreinhalte-Gesetz für Kesselanlagen (LRG-K, BGBl. Nr. 380/1988)<sup>18</sup>. Die Emissionserklärungen enthalten neben den Emissionen von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO und Staub auch Brennstoffeinsätze sowie Angaben zu Emissionsminderungsmaßnahmen. Die Emissionsdaten basieren in der Regel auf Emissionsmessungen. Dabei ist zu beachten, dass die größeren Anlagen üblicherweise kontinuierlich messen, wohingegen kleinere Anlagen nur diskontinuierlich messen. Somit ergibt sich eine nur sehr begrenzte Vergleichbarkeit der dargestellten Emissionsfaktoren (siehe Kapitel 6.1).

Die präsentierten Werte stellen Durchschnittswerte für Österreich dar, sie wurden über die Brennstoffeinsätze der Jahre 1999/2000 bzw. für das Jahr 1996 der einzelnen Anlagen gemittelt. Zusätzlich werden auch über die Brennstoffeinsätze gewichtete Emissionsfaktoren angegeben.

Emissionsfaktoren der einzelnen Anlagen unterscheiden sich durchaus um einen Faktor 10, je nach Einsatz von Emissionsminderungsmaßnahmen.

Tabelle 14: Durchschnittliche Emissionsfaktoren 1999/2000 für Heizwerke > 50 MW<sub>th</sub> [BMWA, 2004]

Brennstoff	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	CO	Staub	CO <sub>2</sub> <sup>19</sup>
	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ
Steinkohle	21	53	1	4	1	93 000
Heizöl Schwer	74	69	6	6	2	80 000
Erdgas	<1	28	2	8	<1	55 000
Gewichtetes Mittel	26	48	2	5	1	77 000

<sup>18</sup> Die Emissionserklärung einer Anlage kann auch Hilfskessel umfassen; nicht berücksichtigt sind Gasturbinen, die ohne Abhitzeessel betrieben werden.

<sup>19</sup> Der CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor für holzähnliche biogene Brennstoffe beträgt 102.000 kg/TJ. Allerdings sind die CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren für biogene Brennstoffe unter bestimmten Voraussetzungen Null.



Tabelle 15: Durchschnittliche Emissionsfaktoren 1996 für Heizwerke kleiner 50 MW<sub>th</sub> [BMWA, 1996].

Brennstoff	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	C <sub>x</sub> H <sub>y</sub>	CO	CO <sub>2</sub> <sup>19</sup>
	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ	kg/ TJ
Holz und Biomasse	11	143	7	72	0
Heizöl extra leicht	45	65	6	10	75 000
Heizöl leicht	92	159	1	10	78 000
Heizöl mittel	196	159	10	15	78 000
Heizöl schwer	398	317	10	15	78 000
Öl (gewichtetes Mittel)	125	175	2	11	78 000
Erdgas	< 1	41	2	5	55 000
Gewichtetes Mittel (über alle Brennstoffe)	47	100	3	13	62 000

Zusätzlich werden in Tabelle 16 noch Emissionswerte für in Betrieb stehende Biomasseheizwerke angegeben; Daneben präsentiert Tabelle 17: Grenz- und Messwerte von Anlagen der EVN für CO, NO<sub>x</sub> und Staub [UMWELTERKLÄRUNGEN, 2001].

Tabelle 16: Emissionswerte von Biomasse Fernheizwerken (Werte bezogen auf 13% O<sub>2</sub>).

Anlage	Leistung	NO <sub>x</sub> [mg/Nm <sup>3</sup> ]	CO [mg/Nm <sup>3</sup> ]	Staub[mg/Nm <sup>3</sup> ] Messwert	Staub[mg/Nm <sup>3</sup> ] Grenzwert lt Bescheid
Biomasse Fernheizkraftwerk Lienz [OBLASSER, 2004]	30 MW thermisch 1,1 MW elektrisch	111,5	71,4	5,6	10
Biomasse Fernheizkraftwerk Kufstein [OBLASSER, 2004]	30 MW thermisch 6,5 MW elektrisch	60	80-90	< 5	
Geplante Biomasseanlage in Wien	Brennstoffwärmeleistung: 62,5 MW	100 geplant ist eine SCR Anlage	100	-	10

Tabelle 17: Grenz- und Messwerte von Anlagen der EVN für CO, NOx und Staub [UMWELTERKLÄRUNGEN, 2001].

Name	Anlagentyp	Leistung	Brennstoff	CO [mg m <sup>-3</sup> ]		NOx [mg m <sup>-3</sup> ]		Staub [mg m <sup>-3</sup> ]	
				Messwert	GW	Messwert	GW	Messwert	GW
Fernheizkraftwerk Mank	Warmwasserkessel; Kessel 1	1,5 MW <sub>th</sub>	Biomasse (Rinde+Hackgut)	18	250	198	200	11,5	120
	Warmwasserkessel; Kessel 2	1,5 MW <sub>th</sub>	Biomasse (Rinde+Hackgut)	30	250	244	300	88	120
Fernheizkraftwerk Gedersdorf	Heißwasserkessel	3,5 MW <sub>th</sub>	Biomasse aus Funierwerk	111	250	196	300	46,6	50
Fernheizkraftwerk Pyhra	Warmwasserkessel	1,5 MW <sub>th</sub>	Biomasse (Rinde+Hackgut)	119	250	207	300	116	150
Fernheizkraftwerk Schwarzenbach	Warmwasserkessel	350 kW <sub>th</sub>	Biomasse	480	800	124	250	99,6	150
	Warmwasserkessel	125 kW <sub>th</sub>	Biomasse	76	800	136	250	115,5	150
Fernheizkraftwerk St. Veit	Warmwasserkessel	3MW <sub>th</sub>	Biomasse	48	250	152	300	62,9	120
	Warmwasserkessel	1MW <sub>th</sub>	Biomasse	<3	250	166	300	86,5	120
Fernheizkraftwerk Gföhl	Warmwasserkessel	1,5MW <sub>th</sub>	Biomasse (Rinde+Hackgut)	137	250	209	300	104,2	150
Fernheizkraftwerk Allentsteig	Heißwasserkessel	2MW <sub>th</sub>	Biomasse (Sägenebenprodukte)	76	100	208	285	11	50
	Heißwasserkessel	5MW <sub>th</sub>	Biomasse (Rinde+ Waldhackgut)	74	100	115	285	1,6	50
Fernheizkraftwerk Krumbach	Kessel	1,5 MW	Biomasse (Rinde+Hackgut)	12	250	232	300	39	50
Fernheizkraftwerk Pottenstein	Kessel	1,5 MW	Biomasse (Rinde+Hackgut)	190	250	205	300	136	150
Fernheizkraftwerk Lasseo	Kessel	3,15 MW	Stroh	166	250	122	300	5	20
	Kessel	0,7 MW	Biomasse (Rinde+Hackgut)	174	250	271	300	109	120
Fernheizkraftwerk Civitas Nova	Kessel	5 MW	Biomasse	40	100	185	300	16	150
Fernheizkraftwerk Bruck/Leitha	Kessel	4,5MW	Biomasse (Rinde +Hackgut)	2,5	250	189	300	1	150
	Kessel	1,5MW	Biomasse (Rinde +Hackgut)	5	250	203	300	5	150

## **6 VERGLEICHBARKEIT DER EMISSIONSFAKTOREN DER UNTERSCHIEDLICHEN ENERGIETRÄGER**

Im Anhang wurden die im Rahmen dieser Arbeit genauer betrachteten Emissionsfaktoren für Kleinfeuerungsanlagen zusammengestellt. Zur Ergänzung wurden auch Daten aus der Literatur dargestellt, einerseits Emissionsfaktoren die von der Amerikanischen Umweltschutzbehörde veröffentlicht wurden, und andererseits Faktoren aus den Richtlinien zur Erstellung von Emissionsinventuren unter der UNECE/CLRTAP Konvention [CORINAIR, 1999].

Daneben wurde in Tabelle 18 eine Matrix erstellt, in der die unterschiedlichen Quellen (ausgenommen die beiden Literaturquellen) hinsichtlich der Methodik der Bestimmung der Emissionsfaktoren gegenüber gestellt wurden. Wie in der Matrix ersichtlich, unterscheiden sich die Messprogramme und Bestimmungsmethoden bei genauerer Betrachtung der Studien sehr deutlich. Dies darf beim Vergleich und der Interpretation der „Zahlenwerte“ nicht unberücksichtigt bleiben.

Im Folgenden werden die einzelnen Parameter, die letztendlich die Repräsentanz der betrachteten Emissionsfaktoren beeinflussen, einzeln diskutiert. Eine allgemeine Quantifizierung dieser Effekte ist aufgrund der – in Abhängigkeit von Brennstoff, Technologie, Schadstoff und Betriebsbedingungen – unterschiedlichen Einflüsse nicht möglich.

Tabelle 18: Matrix zur Vergleichbarkeit der Emissionsfaktoren aus den unterschiedlichen Quellen.

Quelle	Auswahl der Anlagen	Heizungsgröße	Unterteilung	Berücksichtigung instationärer Betriebszustände	Lastbereich bei Messung	Probennahme	Extremwerte unberücksichtigt	Hochrechnung	Gültigkeit
Joanneum Studie [SPITZER et al., 1998] (feste Brennstoffe)	Statistik	bis 100kW	EO/ZH	ja	vorwiegender Betriebszustand	so nah an Feuerstelle wie möglich (z.B. Putzöffnung im Dachboden)	nein	gewichteter Einsatz der gemessenen Geräte / Stichprobe lt. Anlagenbestand	Anlagenbestand 1997/98
Schweizer Daten [HASLER et al., 2000] (automatische Biomassefeuerungen)	Abnahme und Kontrollmessungen	bis 2 MW	keine	nein	?	?	nein	nur Mittelwertbildung	?
Vorarlberger Daten [MATT, 2003] (eigene Auswertungen)	Abnahme und Kontrollmessungen	bis 220kW (Großteil bis 40kW)	keine	nein	vorwiegender Betriebszustand	?	nein	nur Mittelwertbildung	Anlagenbestand Vorarlberg im Messzeitraum
BLT Wieselburg Typenprüfungen (eigene Auswertungen Pellets und Hackschnitzel)	Typisierungsmessungen (Prüfstand)	bis 100kW	keine	nein	Nennlast/Teillast	?	nein/ja	nur Mittelwertbildung	neu zugelassene Anlagen bei optimierten Bedingungen
[HÜBNER et al., 1996] (Öl)	zufällige Stichproben	HEL < 350kW (größtenteils < 60kW)	EO/EH/ZH	nein	Volllast	Austritt aus der Feuerstätte	ja: einseitig getrimmte Mittel	Mittelwertbildung der gemessenen, zufällig ausgewählten Anlagen	Anlagenbestand 1993-1995
Vorarlberger Daten [MATT, 2003] (eigene Auswertungen HEL)	Abnahme und Kontrollmessungen		keine	nein	vorwiegender Betriebszustand	?	nein	nur Mittelwertbildung	Anlagenbestand Vorarlberg im Messzeitraum
OMV Messdaten Öl-Brennwert [HEGER & PÖLZ, 2004]	moderne Ölbrennwertkessel	12.5 - 25 kW	keine	nein	?	lt. Norm	nein	nur Einzelmessungen	gemessene Anlagen
[PFEIFFER, 2001]	Statistik	Bis 40 kW	EO/ZH	ja	Start/Stopp Nennlast/Teillast	Lt. Norm	Ja	über Anlagenbestand	Anlagenbestand 1970-1994
ÖVGW Studie Gas [BRÖTZENBERGER & GREFT, 1997]	Stichproben	bis 350kW (60% bis 40kW)	EO/EH/ZH	nein	?	Bohrung im Abgasrohr	nein (?)	Gerätestatik nach Alter der Geräte	Anlagenbestand 1996
Vorarlberger Daten [MATT, 2003] (eigene Auswertungen Gas)	Abnahme und Kontrollmessungen		keine	Nein	vorwiegender Betriebszustand	?	nein	nur Mittelwertbildung	Anlagenbestand Vorarlberg im Messzeitraum

## 6.1 Berücksichtigung instationärer Betriebszustände

Eine wesentliche Einschränkung hinsichtlich der Vergleichbarkeit ergibt sich aus der Nicht-Berücksichtigung instationärer Betriebszustände. Bei den im Rahmen dieser Studie präsentierten Emissionsfaktoren wurden die instationären Betriebszustände nur in [SPITZER et al., 1998] (Emissionsfaktoren für Kleinf Feuerungsanlagen: feste Brennstoffe) berücksichtigt. Bei allen anderen Studien wurden die Emissionsmessungen während des stationären Betriebs vorgenommen, dies gilt vor allem auch für Abnahme- und Kontrollmessungen. Mittels derart berechneter Emissionsfaktoren kann das Emissionsverhalten einer Anlage im Realbetrieb nicht beurteilt werden.

Von größter Bedeutung ist dieser Umstand naturgemäß bei Heizungssystemen, bei denen das Verhältnis von stationären zu instationären Betriebszuständen klein ist, wie dies vor allem auf händisch beschickte Heizungskessel zutrifft. Mit zunehmender Automatisierung wird dieses Verhältnis größer, außerdem werden die Betriebszustände reproduzierbarer da weniger von Menschenhand beeinflussbar. Neben der Art der Beschickung hat auch die Qualität der Brennstoffe (Zusammensetzung, Größenverteilung) großen Einfluss auf den Betriebszustand und damit das Emissionsverhalten einer Anlage. Während mit Holz oder Kohle befeuerte Einzelöfen in der Regel händisch und mit Brennstoffen unterschiedlicher Qualität und Stückigkeit beschickt werden, herrschen bei modernen Pelletkesseln aufgrund der genormten Brennstoffe und der Automatisierung im Allgemeinen reproduzierbarere Verbrennungsbedingungen vor.

Die Daten zu solchen modernen Anlagen sind in der Studie über Österreichische Gesamt-Emissionsfaktoren<sup>20</sup> für feste Brennstoffe [SPITZER et al., 1998] im Vergleich zum derzeitigen Anlagenbestand unterrepräsentiert, da hier seit Durchführung der Studie eine rasante Entwicklung stattgefunden hat (siehe Kapitel 4.1). Ergebnisse einer Untersuchung des Langzeitemissionsverhaltens von Hackgutfeuerungen wurden in Kapitel 4.1.7 dargestellt.

Durch die teils sehr kurzen Betriebsdauern bei fluiden Brennstoffen (große Anzahl von Start- und Stoppvorgängen) ist auch hier der Anteil der instationären Zustände nicht unerheblich (Ergebnisse aus den Untersuchungen der Start- und Stoppemissionen bei fluiden Brennstoffen wurden in Kapitel 3.3 erörtert). Dabei spielt vor allem die richtige Dimensionierung der Anlage, sowohl bei fluiden Brennstoffen, als auch bei automatischen Biomasseanlagen, eine wichtige Rolle, eine Überdimensionierung der Heizung bedingt kürzere Betriebsdauern und mehr Starts und Stopps.

Durch die Nicht-Berücksichtigung der instationären Zustände werden die Emissionen von unvollständigen Verbrennungsprodukten, deren Emission vor allem aus lokaler, aus lufthygienischer Sicht problematisch sind, unterschätzt. In [PFEIFFER, 2001] wurden erstmals Gesamt-Emissionsfaktoren<sup>20</sup> klimarelevanter Gase für Öl- und Gasfeuerungen entsprechend dem Anlagenbestand in Deutschland (getrennt nach alten und neuen Bundesländern) ermittelt, die Messungen wurden auf dem Prüfstand durchgeführt. Für die untersuchten Gerätekombinationen ergaben sich für den intermittierenden Betrieb für Ölheizungen 1,2 bis 4 mal so hohe Emissionen wie im stationären Betrieb, für Gasheizungen waren die Emissionen sogar um bis zu 51 mal höher (5 - 51 mal höher für Methan, 1-20 mal höher für NMVOC, 2-4 mal höher für CO).

Bei NO<sub>x</sub> ist dieser Effekt gering bzw. sogar umgekehrt [KARNER & ZOBEL, 1998], dies gilt vermutlich auch für CO<sub>2</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen. Nach dem derzeitigen Wissensstand kann allerdings keine Quantifizierung dieser Effekte vorgenommen werden.

---

<sup>20</sup> in Bezug auf stationäre und instationäre Betriebszustände

---

## 6.2 Auswahl der Anlagen, Gültigkeit der Emissionsfaktoren

Die Auswahl der Anlagen ist ausschlaggebend für die Gültigkeit und damit Verwendbarkeit von Emissionsfaktoren. Je nach Fragestellung bzw. Problematik (siehe auch Kapitel 2.2) erfolgt die Auswahl entweder

- (1) nach statistischen Gesichtspunkten (Anlagen sollen für eine bestimmte Gruppe von Anlagen, z. B. alle österreichischen Anlagen, repräsentativ sein),
- (2) nach technologischen Gesichtspunkten (Messung verschiedener Modelle einer Technologie oder von je einer Anlage pro Technologie),
- (3) zufällig (wenn z. B. keine Statistik über die Zusammensetzung des Geräteparks existiert, kann über eine ausreichend große Stichprobe auf die Grundgesamtheit geschlossen werden), oder
- (4) aufgrund legislativer Bestimmungen mehr oder weniger vollständig hinsichtlich Bestand (Abnahme- und Kontrollmessungen aller installierten Anlagen)
- (5) bzw. hinsichtlich Neuanlagen (Typenprüfungen).

Der sich daraus ergebende Gültigkeitsbereich erstreckt sich somit entweder auf den Anlagenbestand in einem bestimmten Jahr oder z. B. auf Neuanlagen einer bestimmten Technologie und eines bestimmten Baujahres. Hinsichtlich Gültigkeit bzw. Repräsentanz muss beim Vergleich von Faktoren vor allem auch die Größe der gezogenen Stichprobe, aus der sich ja die Repräsentanz ergibt, berücksichtigt werden. Als Beispiel seien hier die Daten aus [WIESER et al., 2001] angeführt, die z. B. für Pellets auf Messungen bei zwei Anlagen beruhen.

## 6.3 Größe der Anlagen, Unterteilung

Die Anlagengröße bestimmt vielfach die eingesetzte Technologie und damit die Emissionen. Je nach Energieträger und Brennstoff kann es zu „Technologiesprüngen“ kommen. Dies muss beim Vergleich von Emissionsfaktoren berücksichtigt werden.

Die Grenzen zwischen den Größenklassen sind dabei nicht eindeutig definiert. Kleinfeuerungsanlagen im Haushaltsbereich haben typischerweise eine Nennwärmeleistung von bis zu 100 kW. Eine andere Grenze ergibt sich aus den gesetzlichen Rahmenbedingungen: aufgrund der Vereinbarung nach Art. 15a B-VG wird 350 kW als Grenze angenommen, da diese Vereinbarung Kleinfeuerungsanlagen bis zu dieser Leistungsgrenze betrifft, für größere Anlagen gilt die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K 1989; Neuanlagen) und das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K, 1989; Altanlagen vor 1.1.89), siehe auch Kapitel 5.

Im Rahmen dieser Literaturarbeit musste die in den verschiedenen Studien getroffene Unterteilung beibehalten werden. Diese ist teils sehr unterschiedlich, die Grenze reicht von < 100 kW bis < 2 MW (siehe Tabelle 18), was beim Vergleich der Faktoren berücksichtigt werden muss.

## 6.4 Probenahme und Messung

Beim Vergleich der Emissionsfaktoren muss die Art der Probenahme und der Messung berücksichtigt werden. Dies ist besonders relevant im Fall von Schadstoffen, die kondensieren bzw. Aerosole bilden können. Dies sind beispielsweise Stickstoff- und Schwefelverbindungen.

dungen, sowie (flüchtige) organische Verbindungen und damit natürlich auch Staub. Mögliche Messorte sind Kamineintritt (nahe der Feuerstelle) bzw. im Kaminverlauf.

## 6.5 Betriebszustand

Eine weitere Einflussgröße ist der Betriebszustand, in dem die Messung durchgeführt wird. Je nach Technologie sind die Emissionen im Teillastbetrieb größer oder kleiner als bei Vollast. Moderne Öl- und Gas- (Niedertemperatur)kessel haben eine Teillastoptimierung, die gute Verbrennungsbedingungen gewährleisten, während alte Kessel im niedrigen Leistungsbereich höhere Emissionen vor allem unvollständiger Verbrennungsprodukte aufweisen. Auch automatische Biomassefeuerungsanlagen zeigen ein ungünstigeres Emissionsverhalten im Teillastbetrieb, wie aus den Typenprüfungsmessungen des BLT Wieselburg und Feldmessungen in der Schweiz [WIESER et al., 2001] hervorgeht. Die Studie über „Aerosole in Biomassefeuerungen“ [OBERNBERGER, 2001] zeigte, dass zumindest bei der gemessenen Biomasseanlage die Aerosolbildung unabhängig von der aktuellen Anlagenleistung ist. Für einen optimierten Anlagenbetrieb ist die richtige Dimensionierung der Anlage ausschlaggebend (siehe auch Kapitel 6.1).

Bei Feldmessungen und bei Kontrollmessungen erfolgt die Messung häufig in dem Zustand in dem die Anlage aufgefunden wird bzw. üblicherweise betrieben wird. Hier ist vor allem der Einfluss der Wartung ausschlaggebend. Die Messungen des Landes Vorarlberg zeigen für Hackgutfeuerungen, dass die Emissionen von Anlagen, die zunächst aufgrund der Überschreitung des CO Grenzwertes ( $1000 \text{ mg/m}^3$ ) beanstandet wurden, nach erfolgten Servicemaßnahmen unter dem Grenzwert liegen. Dabei ist bemerkenswert, dass die beanstandeten Anlagen Emissionen teils um ein Vielfaches über dem Grenzwert aufwiesen. Durch regelmäßige Wartung lässt sich auch bei Öl- und Gaskesseln das Emissionsverhalten zumindest hinsichtlich unvollständiger Verbrennungsprodukte noch verbessern.

Ein weiterer sehr wesentlicher Einflussfaktor besteht darin, ob es sich um Feldmessungen oder Prüfstandmessungen handelt. Prüfstandmessungen stellen ideale, genau definierte Bedingungen her, die in der Praxis nur schwer erreicht werden können.

Einen Spezialfall stellen Typenprüfungsmessungen dar, bei denen die Anlagen hinsichtlich der gemessenen Parameter soweit wie möglich optimiert werden. Die in dieser Literaturarbeit betrachteten Studien kommen sowohl für Öl [HÜBNER et al., 1996] als auch für automatische Biomassefeuerungen [HASLER et al., 2000] zu dem Erkenntnis, dass für CO die Prüfstandsergebnisse deutlich besser als Feldmessungen sind, während bei NO<sub>x</sub>-Emissionen lediglich eine breitere Schwankungsbreite bei Feldmessungen beobachtet wird. Auch hinsichtlich Staubemissionen zeigen Prüfstandmessungen deutlich günstigere Emissionswerte als Feldmessungen (siehe [HASLER et al., 2000] und auch die Emissionsfaktoren aus Typenprüfungsmessungen des BLT Wieselburg in Kapitel 4.1.6.4).

## 6.6 Brennstoffqualität (insbes. Feuchte, Verunreinigungen)

Neben dem Zustand der Anlage hat auch die Qualität des Brennstoffes einen Einfluss auf die sich ergebenden Emissionswerte.

Bei Gas ist die Zusammensetzung genau definiert und über alle Anlagen konstant, bei Heizöl gibt es ein definiertes Spektrum.

Von besonderer Relevanz ist die Brennstoffqualität jedoch für feste Brennstoffe, die je nach Brennstoff- und Aufbereitungsart sehr unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften haben können (z. B. Hackschnitzel/ Rindenschnitzel/ Holzabfälle). In [NUSSBAUMER, 2004] und [EMPA, 2000] wurde beispielsweise der Einfluss der Brennstoff-

qualität auf die Emissionen von Dioxinen, PAKs und Schwermetallen analysiert: die Verbrennung oder Zumischung von Abfall (Papier, Pappe, lackiertes Holz, Spanplattenabfälle, aber auch Plastikabfälle) kann einen Anstieg der Dioxinmissionen um mehrere Zehnerpotenzen im Vergleich zur Verfeuerung von naturbelassenem Holz bewirken; auch die Schwermetallemissionen sind in solchen Fällen teils stark erhöht (siehe auch folgende Abbildung).

Tab. 2: Einhaltung (x) bzw. Überschreitung (- fache des Grenzwertes) der Konzentrationsgrenzwerte der LRV bezüglich Schwermetallemissionen und des Dioxingrenzwertes verschiedener europäischer Länder für KVsAs.

Brennstoff	Schwermetalle <sup>1)</sup>	Pb + Zn <sup>2)</sup>	Dioxin <sup>3)</sup>
<i>Naturbelassenes Holz</i>			
Waldhackschnitzel	x	x	x
<i>„Typisches“ Restholz</i>			
Bau-RH (auf der Baustelle sortiert)	x	4 - fach	15 - fach
Schreinerei-RH (wenig Spanplatten)	x	x	9 - fach
Schreinerei-RH (viel Spanplatten)	x	x	64 - fach
<i>Altholz (in Restholzfeuerungen verbrannt)</i>			
Verpackungsholz und Baurestholz	x	x	1 - fach
Einwegpaletten ohne graue Pressspanfüsse	x	x	x
Balken aus Abbruchholz	x	2 - fach	15 - fach
sortiertes Altholz	5 - fach <sup>4)</sup>	16 - fach	8 - fach
<i>Altholz (in Altholzanlagen verbrannt)</i>			
Abbruchholz	x	x	30 - fach

<sup>1)</sup> Allgemeine vorsorgliche Emissionsbegrenzungen für anorganische, vorwiegend staubförmige Stoffe (Anh. 1 LRV). Bezugssauerstoff je nach Anlagengrösse 11 bzw. 13 Vol-% O<sub>2</sub>.

<sup>2)</sup> Emissionsgrenzwert für Altholzfeuerungen (5 mg/m<sup>3</sup>) (Anh. 2, Ziffer 72) (üblicherweise mit Abgasreinigung). Hier auch angewandt auf Restholzfeuerungen Bezugssauerstoff 11 vol-% O<sub>2</sub>.

<sup>3)</sup> Dioxin-Grenzwert 0.1 ng I-TEQ/m<sup>3</sup>. Bezugssauerstoff 11 Vol-% O<sub>2</sub>.

<sup>4)</sup> der Grenzwert für die Summenkonz. Pb + Cr + Cu (5 mg/m<sup>3</sup>) wurde überschritten.

Abbildung 26: Einfluss der Brennstoffqualität auf Schwermetall- und Dioxin-Emissionen (aus [EMPA, 2000])

Weitere Faktoren sind Verunreinigungen der Brennstoffe (z. B. Steine, Glas, Metall), welche die Beschickung und das Ausbrandverhalten beeinflussen können sowie der Wassergehalt des Brennstoffs der den Heizwert und damit die Güte der Verbrennung beeinflusst.

## 6.7 Methodik der Auswertung (Behandlung von Extremwerten, Hochrechnung, Darstellung der Ergebnisse)

Neben den direkt die Messung betreffenden Parametern hat auch die Auswertemethodik einen wesentlichen Einfluss auf das Endergebnis. Wie bereits in Kapitel 2.2.3 ausgeführt, ist hier vor allem die Behandlung von Ausreißern und die Art der Hochrechnung (Bildung des arithmetischen Mittels vs. Bildung eines gewichteten Mittels) relevant. Die richtige Wahl der Auswertemethodik muss in Abstimmung mit der Fragestellung unter genauer Betrachtung und Analyse der Messwerte getroffen werden.



Die Relevanz der Behandlung von Extremwerten wurde exemplarisch in Kapitel 3.4.4 gezeigt: die Nicht-Berücksichtigung von Extremwerten bei der weiteren Auswertung der Messdaten aus [SPITZER et al., 1998] beeinflusst das Endergebnis maßgeblich (bis 25%!)<sup>21</sup>. Siehe dazu auch Kapitel 3.1: durch Nichtberücksichtigung der 1% höchsten Messwerte für CO in der systematischen Messkampagne zur Ermittlung von über den Österreichischen Anlagenbestand gemittelten Emissionsfaktoren für Heizöl [HÜBNER et al., 1996] wird der Mittelwert mehr als halbiert.

Einen weiteren Aspekt beinhaltet die Umrechnung der bei der Messung ermittelten Emissionskonzentration im Abgas in einen auf die eingesetzte Energiemenge bezogenen Emissionsfaktor. Um diese Umrechnung durchführen zu können, muss der Abgasvolumenstrom und der Heizwert des eingesetzten Brennstoffes bekannt sein. Die Bestimmung bzw. die Berechnung dieser beiden Parameter ist aber mit großen Unsicherheiten behaftet (siehe auch Kapitel 2.2.2. Die Wahl der Methodik und der Parameter ist auch hier wesentlich, um letztendlich einen repräsentativen Emissionsfaktor zu erhalten.

Bei der Darstellung der ermittelten Faktoren muss überdies jeweils spezifiziert werden, was genau der Faktor abbildet. Ein Beispiel sind hier die flüchtigen organischen Verbindungen: die Messung erfolgt üblicherweise als TOCs (organischer Kohlenstoff), dieser Faktor muss aber für die Berechnung von VOC-Emissionen (flüchtige organische Verbindungen) umgerechnet werden. Außerdem muss spezifiziert werden, ob Methan inkludiert ist oder nicht, da Methan meist getrennt betrachtet wird. Zudem hat der Bezugspunkt angegeben zu werden: meist werden Emissionsfaktoren auf den Energieinhalt eines Brennstoffes und Anlagentypus bezogen. In der Literatur sind jedoch auch Faktoren in Bezug auf Abgas, Reingas, Immissionskonzentration, bzw. den Energieoutput anzutreffen.

## 6.8 Allgemeine Anmerkung zur Bewertung von Emittenten

Generell ist zu bemerken, dass ein Emittent nicht ausschließlich aufgrund eines Emissionsfaktors bewertet werden kann. Will man umfassender bewerten, indem man die Emission von verschiedenen Schadstoffen in Summe betrachtet, stellt sich das Problem der Gewichtung der Emissionen der unterschiedlichen Schadstoffe.

Für Gruppen von Luftschadstoffen oder Treibhausgasen kann ein „Index“ zur Beurteilung gebildet werden, indem man die Schadstoffe untereinander in Bezug auf ein bestimmtes Kriterium normiert (im Fall der Treibhausgase ist dies der Beitrag zum Treibhausgaseffekt, das so genannte „Greenhouse Warming Potential“).

Dabei ist entscheidend: die Wahl und Gewichtung der betrachteten Kriterien beeinflusst das Ergebnis maßgeblich. In Bezug auf Emissionen kann die Gewichtung entweder hinsichtlich lokaler Kriterien (aus lufthygienischer Sicht) sein, oder aber national bzw. grenzüberschreitend (z. B. Versauerung, Eutrophierung) bzw. global (Klimawandel) getroffen werden.

Neben den Emissionen beim Betrieb verursachen natürlich auch die Bereitstellung der Brennstoffe und der Anlage Emissionen. Um dem gerecht zu werden sollte das Konzept der Lebenszyklusanalyse (LCA) angewandt werden.

Gemeint ist damit ein Werkzeug, welches die allgemein gültigen Rahmenbedingungen und Regeln zur Durchführung einer ökologischen Beurteilung auf Basis einer lebenszyklusweiten Sachbilanz liefert.

---

<sup>21</sup> Bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe in [SPITZER et al., 1998] wurden dennoch alle Messwerte in den Endergebnissen mitberücksichtigt.

---

Viele Produkte werden mittels umfassender Ökobilanzen "von der Wiege bis zur Bahre" verfolgt. LCA's zeigen, ob Änderungen in einem einzelnen Produktionsschritt die Umweltbelastung des Gesamtprozesses wirklich verringern. Bei Brenn- oder Treibstoffen sind somit nicht nur die direkten Emissionen zu berücksichtigen, sondern die Förderung und Veredelung von Energiequellen sind in einer LCA zu bewerten.

Aber auch die Lebenszyklusemissionen eines Systems alleine können nicht zur allgemeinen Kategorisierung eines Emittenten herangezogen werden. Dafür wäre es notwendig eine vollständige Kosten-Nutzen-Effekte-Berechnung durchzuführen.

Zu betrachtende Kriterien sind zum Beispiel:

- Kosten, Effizienz
- Emissionen beim Betrieb, Emissionen Lebenszyklus
- Umweltauswirkungen (Landschaftsbild, Nachhaltigkeit/Verbrauch von Ressourcen, lokale/nationale/globale Effekte in der Atmosphäre)

Aus diesen Ausführungen wird klar, dass eine allgemein gültige Gesamtbewertung von Emittenten nicht möglich ist, da das Ergebnis vor allem von der Auswahl und Gewichtung der betrachteten Kriterien abhängig ist.

---

## 7 LITERATURLISTE

### 7.1 Gesetze & Normen

BUWAL 2002: Empfehlungen über die technische Durchführung der Typenprüfung von Feuerungsanlagen

FAV – *Feuerungsanlagenverordnung* BGBl. II, Nr. 331/1997

LRG-K 1998, *Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen*, BGBl. Nr. 380/1988

LRV-K 1989 - *Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen*, BGBl. Nr. 19/1989

ÖNORM EN 303-5, *Heizkessel Teil 5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn- und Wärmeleistung bis 300 kW*, 1999

ÖNORM EN 304, *Heizkessel-Prüfregeln für Heizkessel mit Ölzerstäubungsbrennern*, 1993

ÖNORM M 9466, *Emissionsbegrenzungen für luftverunreinigende Stoffe aus Feuerungsanlagen für Holzbrennstoffe mit einer Nennwärmeleistung ab 50 kW*, 1998

### 7.2 Charakterisierung der Brennstoffe

ÖNORM M 7133, *Holzhackgut für energetische Zwecke; Anforderungen, und Prüfbestimmungen*, 1998

ÖNORM M 7135, *Presslinge aus naturbelassenem Holz oder naturbelassenen Rinde, Pellets und Briketts; Anforderungen und Prüfbestimmungen*, 2000

ÖNORM C1109: *Heizöl-Extra Leicht*

ÖNORM C 1108: *Heizöl leicht*

### 7.3 Allgemeine Studien, nationale Emissionsfaktoren

BMWA (2004): *Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung 2003*, Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit. Wien 2004.

BUWAL (2000): *Handbuch Emissionsfaktoren für stationäre Quellen*, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 2000.

CORINAIR (1999-2004): *Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Second Edition*, Prepared by the EMEP Task Force on Emission Inventories, Edited by Stephen Richardson Task Force Secretary.

PFEIFFER (2001): *Bestimmung der Emissionen klimarelevanter und flüchtiger organischer Spurengase aus Öl- und Gasfeuerungen kleiner Leistung*. Universität Stuttgart Bericht Nr. 48 – 2001.

SPANGL, W. & NAGL, C (2003): *Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002*. Umweltbundesamt, Wien.

UMWELTBUNDESAMT (2003): *Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980-2001; Österreichische Emissionsinventur 1980-2001*; Umweltbundesamt Wien, 2003.

UMWELTBUNDESAMT (2001): *Emissionsfaktoren als Grundlage für die Österreichische Luftschadstoff-Inventur*, IB-614, Umweltbundesamt Wien, 2001.

---

UBA BERLIN (2003): Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung, Umweltbundesamt, Berlin 2003.

#### **7.4 Heizölheizungen**

HEGER & PÖLZ (2004): Emissionsmessungen an Kleinfeuerungsanlagen mit ÖL-Brennwert-Technologie bei Einsatz normentsprechender HEL Qualitäten – in: „Der Österreichische Installateur“ 6/2004.

HÜBNER, HERGER, HEGER, ZOBL & HACKL (1996): Emissionen aus Ölheizungen im stationären Betrieb: (1) Kleinfeuerungsanlagen bis 350 kW mit HEL (2) Kleinfeuerungsanlagen bis 350 kW und Anlagen mittlerer Leistung bis 3 MW mit HL. Erdöl, Erdgas, Kohle Heft 10, 1996.

KARNER & HEGER (1998): Erfassung von Emissionen aus Ölheizungen während instationärer Betriebszustände, Wärmetechnik Versorgungstechnik 11/1998.

#### **7.5 Gasheizungen**

BRÖTZENBERGER & KREFT (1997): Ermittlung von Emissionsfaktoren für Gasgeräte in Österreich, ÖVGW/GF 24, Wien, Oktober 1997.

KARNER & ZOBEL (1998): Schadstoffemissionen aus Gasheizgeräten während instationärer Betriebszustände, Gaswärme 47, Heft 10, 1998.

#### **7.6 Holzheizungen**

EMPA (2000): Emissionen und Stoffflüsse von (Rest-)Holzfeuerungen; Messverfahren, Auswertung und Resultate. Eidgenössische Materialprüf- und Forschungsanstalt. Dübendorf, 2000.

HASLER et. al (2000): „Praxiserhebung über Stickoxid- und Partikelemissionen automatischer Holzfeuerungen“, Bundesamt für Energie, Dezember 2000.

JONAS (2003): Forstdirektor Dipl.-Ing. Anton Jonas, Forstabteilung der Landwirtschaftskammer NÖ, <http://www.blt.bmlfuw.gv.at/vero/mnawa/nr28.pdf>.

SPITZER et al., Enzinger, Fankhauser, Fritz, Golja & Stiglbrunner (1998): Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe, Joanneum Graz 1998.

LAUNHARDT (2002): Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen, Schadstoffemissionen, Aschequalität und Wirkungsgrad. Dissertation TU München.

MATT (2003): Messdaten Land Vorarlberg, regelmäßige Überprüfungen gemäß Vorarlberger Luftreinhaltegesetz LGBl.Nr. 42/1994, 58/2001; Langzeitemissionsverhalten einiger in Vorarlberg in Betrieb stehender größerer Hackschnitzelheizungen, Amt der Vorarlberger Landesregierung, ([www.vorarlberg.at/luftreinhaltung](http://www.vorarlberg.at/luftreinhaltung)); Lufthygienische Überprüfung automatisch beschickter Holzheizungen 2001 bis 2003, Amt der Vorarlberger Landesregierung ([www.vorarlberg.at/luftreinhaltung](http://www.vorarlberg.at/luftreinhaltung)).

NUSSBAUMER (2003): Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen, BUWAL 2003.

NUSSBAUMER (2000): Holzenergie; Teil 1 Grundlagen der Holzverbrennung; Schweizer Baudokumentation Blauen August 2000

NUSSBAUMER (2004): Dioxin- und PAK- Emissionen der privaten Abfallverbrennung. Hrsg: BUWAL, Umweltmaterialien Nr. 172.

OBERNBERGER (2001): Aerosole in Biomassefeuerungen, Charakteristik, Bildung, Beeinflussung, TU Graz 2001.

STANZEL, JUNGMEIER & SPITZER (1995): Emissionsfaktoren und energetische Parameter für die Erstellung von Energie- und Emissionsbilanzen im Bereich Raumwärmeversorgung, Joanneum Graz 1995.

WIESER et. al (2001): Feldmesskampagne: Partikelemissionen aus Holzfeuerungen. Ökozentrum Langenbruck, Langebruck 2001.

ZUBERBÜHLER, Ulrich (2002): Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung bei der Holz-verbrennung in gewerblichen Feuerungsanlagen. IVD Bericht Nr. 50, Institut für Verfahrenstechnik der Universität Stuttgart, ISBN 3-928123-49-1 Stuttgart 2002.

## 7.7 Fernheizwerke

BMWA (1996): Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien 1996.

BMWA (2004): Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien (in Vorbereitung).

OBLASSER, S (2004): Fernheizwerke Lienz und Kufstein. Vortrag im Rahmen des Internationalen Symposiums – Strom aus Biomasse. 22.-23. 4. 2004 Innsbruck.

PÖLZ, W (2004): Elektronische Mitteilung, Februar 2004.

RENTZ, O; GÜTLING, K; KARL, U (2002): Erarbeitung der Grundlagen für das BVT-Merkblatt Großfeuerungsanlagen im Rahmen des Informationsaustausches nach Art. 16(2) IVU Richtlinie. Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung, Universität Karlsruhe (TH), Forschungsbericht 20046317.

UMWELTERKLÄRUNG (2001): Umwelterklärung der EVN AG, Heizwerksgruppe West.

UMWELTERKLÄRUNG (2001): Umwelterklärung der EVN AG, Heizwerksgruppe Ost.

WAGNER, M (2004): Innovative Biogasmotoren. Vortrag im Rahmen des Internationalen Symposiums – Strom aus Biomasse. 22.-23. 4. 2004 Innsbruck.



## **ANHANG**

Folgende Tabelle (Tabelle A.1) stellt die Emissionsfaktoren für Kleinf Feuerungsanlagen aus den unterschiedlichen Quellen gegenüber.

Im Anschluss sind gesetzliche Grenzwerte, die für Anlagen zur Raumwärmeerzeugung relevant sind, angeführt.

Tabelle A.1: Zusammenstellung in diese Arbeit eingegangener Literaturwerte „Emissionsfaktoren Raumwärmeerzeugung“

Angaben in mg/MJ	CO	NOx	C-org	Staub	SO2
<b>Feldmessungen</b>					
<b>Praxiserhebung über NOx und Partikelemissionen automatischer Holzfeuerungen [HASLER et al., 2000]</b>					
Stückholz		102			45
naturbelassene Holzschnitzel		163			90
Restholz		289			93
Altholz (Anlagen aufgrund gesetzlicher Bestimmungen mit Elektrofilter)		211			2
<b>Partikelemissionen aus Holzfeuerungen Feldmesskampagne [WIESER et al., 2001]</b>					
Feuerstätten - Cheminee					68
Feuerstätten - Speicher					167
Stückholzkessel					28
Pelletkessel					20
Pelletofen					54
Trockenschnitzel					94
Grünschnitzel					48
Restholz					64
<b>Messdaten Vorarlberg (Überprüfungen 2001-2003) [MATT, 2003]</b>					
Öl		39			
Öl Brennwert		53			
Erdgas Gebläse		16			
Erdgas Gebläse Brennwert		15			
Erdgas atmos.		52			
Pellets	180	113			
Hackgut	4218	139			
Hackgut ohne Ausreißer	1570	132			
<b>UBA Berlin Feinstaubemissionen [UBA BERLIN, 2003]</b>					
naturbelassenes Holz					42
HEL					1.6
<b>Messungen Öl-Brennwertgeräte [HEGER &amp; PÖLZ, 2004]</b>					
Öl- Brennwertgeräte mit Anlagenöl		3	31		45
Öl- Brennwertgeräte mit Prüfol HEL		1	34		45
Öl- Brennwertgeräte mit Prüfol HEL schwefelarm		7	28		2.3
<b>Prüfstandmessungen</b>					
<b>Typenprüfungen BLT Wieselburg</b>					
Pellets Nennlast (8-max.60kW)	62	77		1	13
Pellets Nennlast ohne Ausreißer	63	76		1	13
Pellets Teillast (8-max.60kW)	181			5	
Pellets Teillast ohne Ausreißer	161			3	
Hackschnitzel Nennlast	38	94		1	19
Hackschnitzel Nennlast (ohne Ausreißer)	39	94		1	17
Hackschnitzel Nennlast bis 100kW	43	96		1	18
Hackschnitzel Nennlast ohne Ausreißer bis 100kW	35				17
<b>Emissionsfaktoren zur Erstellung von Luftschadstoffinventuren</b>					
<b>Joanneum Studie [SPITZER et al., 1998]</b>					
Holz ZH	4303	107	448	90	11
Holz ZH ohne Ausreißer	3917	80	383	71	11
Holz Hackschnitzel (25-56kW)	1720	183	195	74	12
Holz Hackschnitzel ohne Ausreißer	1720	183	88	54	11
<b>[BUWAL, 2000]</b>					
HEL	20	59		8	0.3
Gas	49	30		2	0.2
Holz	2600	100		40	50
Holzschnitzelfeuerungen (Gewerbe)	300	150		2	80
<b>Studie EF Gas [BRÖTZENBERGER &amp; KREFT, 1997]</b>					
Einzelöfen	37	51		1	
Etagenheizungen	44	43		1	
Zentralheizungen	37	42		1	
Warmwasser	88	35		1	
<b>Studie EF Öl [HÜBNER et al., 1996]</b>					
Einzelöfen - HEL	150	19			45
Zentralheizungen - HEL	67	42			45
Zentralheizungen - HL	45	115			90



Angaben in mg/MJ	CO	NOx	C-org	Staub	SO2
<b>Bauartspezifische Gesamt-Emissionsfaktoren für Öl und Gasfeuerungen in Haushalten [PFEIFFER, 2001]; Werte für alte Bundesländer</b>					
<b>Heizöl</b>					
Heizgeräte mit Ölbrenner ohne Gebläse	42		2.6		
Heizgeräte mit Ölbrenner mit Gebläse	17-28		2.6-3.3		
<b>Gas</b>					
Raumheizer	21		3.8		
Heizkessel mit Gasbrenner	15-28		7,3-19		
Brennwertgeräte	8.7		28		
Kombiwasserheizer	15		19		
<b>Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen in D (Kleinverbraucher) [UBA BERLIN, 2001]</b>					
Einzelöfen (naturbelassenes Holz) <15kW	2893-6110	36-72	104-474	43-83	1-9
autom. Holzfeuerungen (naturbelassenes Holz) 50-1000kW	722-1869	71-89	20-80	61-96	9
<b>CORINAIR Guidebook: Draft Kapitel "Small Combustion Installations" Version 14.4.04 [CORINAIR, 1999-2004]</b>					
<b>Gas</b>					
			<b>NMVOc</b>		
<50kW	30	70	10	0.5	0.5
50kW-1MW	30	70	3	0	0.5
1MW-50MW	20	70	5	0	0.5
<b>Heizöl</b>					
<50kW	40	70	15	2	140
50kW-1MW	40	100	15	2	140
1MW-50MW	40	100	5	30	140
<b>Holz</b>					
<50kW	4000	150	400	250	50
50kW-1MW	3000	150	250	200	50
1MW-50MW	300	150	60	50	30
automatische bis 1MW	300	150	10	50	50
<b>EPA - Residential Wood Combustion</b>					
				<b>PM10</b>	
Pellets [lb/ton]	39	14		4	0
Pellets [kg/tonne]	18	6		2	0

Tabelle A.2: Grenzwerte für Anlagen zur Raumwärmeerzeugung

Brennstoffwärmeleistung [MW]		0,1-2MW	2-10MW	10-50MW	>50MW	
Parameter	Brennstoff (Holzbrennstoffe inkludieren auch Holzpellets)	BGBI	Emissionsgrenzwerte [mg/m³]			
Staub	HS	LRG-K	Schwärzungsgrad<2	110	Ab 1.1.92 110 80	50
	HS, HM	LRV-K	Schwärzungsgrad<2	60	10-30 MW 60 30-50MW 50	35
		FAV	HS, HM darf nicht eingesetzt werden	HS darf nicht eingesetzt werden HM ab 5MW	60	10-30MW 60 30-50MW 50
	HM	LRG-K	Schwärzungsgrad<2	80	ab 1.1.92 80 60	50
	HL	LRG-K	Schwärzungsgrad<2	50	50	50
		LRV-K	Schwärzungsgrad<2	50	10-30MW 50 30-50MW 35	35
		FAV	HL ab 0,07 MW Schwärzungsgrad<2	50	10-30MW 50 30-50MW 35	35
	HEL	LRG-K	Schwärzungsgrad<1	30	30	30
		LRV-K	Schwärzungsgrad<1	30	30	30
		FAV	Schwärzungsgrad<1	30	30	30
	Gas (Rechenwerte)	LRG-K		10	10	10
		LRV-K		5	5	5
	Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste	LRG-K	150kW-2MW	150	2-5MW 120 >5MW 50	50
	Holzbrennstoffe	LRV-K		150	2-5MW 120 ab 1.1.97 50 >5MW 50	50

Brennstoffwärmeleistung [MW]			0,1-2MW	2-10MW	10-50MW	>50MW
Parameter	Brennstoff (Holzbrennstoffe inkludieren auch Holzpellets )	BGBl	Emissionsgrenzwerte [mg/m³]			
	Holzfeuerungsanlagen	FAV	<0,1MW-2 150	2-5MW: 100 ab 1.1.02 50 5-10MW: 50	50	50
SOx	Konventionelle flüssige Brennstoffe	LRG-K	S <sub>BS</sub> : 0,3%	2-3MW S <sub>BS</sub> :0,3% 3-10MW: S <sub>BS</sub> :0,6%	1700	50-150MW 1100 150-300MW 350 >300MW 200
		LRV-K		2-5MW S <sub>BS</sub> 0,2% 5-10MW S <sub>BS</sub> :0,6%	1700	50-300MW 350 >300MW 200
		FAV				50-300MW 350 >300MW 200
CO	Flüssig	LRG-K		175	175	175
		LRV-K	Bis 1MW 100 >1MW 80	80	80	80
		FAV	Bis 1MW 100 >1MW 80	80	80	80
	Flüssiggas	LRV-K	100	100	100	100
		FAV	80	80	80	80
	Erdgas	LRV-K	80	80	80	80
		FAV	80	80	80	80
	Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste	LRG-K		250	250	250
	Holzbrennstoffe	LRV-K	250	2-5MW 250 >5MW 100		
Holzfeuerungsanlagen	FAV	bis 350kW 800 * >350kW-2MW 250	2-5MW 250 >5MW 100	100	100	

Brennstoffwärmeleistung [MW]		0,1-2MW	2-10MW	10-50MW	>50MW	
Parameter	Brennstoff (Holzbrennstoffe inkludieren auch Holzpellets )	BGBI	Emissionsgrenzwerte [mg/m³]			
NOx	flüssig	LRG-K				50-150MW 450 150-300MW 300 300-500MW 200 >500MW 150
	HS, HM	LRV-K	>350kW 450	450	350	100
		FAV	450	450	350	100
	HL	LRV-K +	>350kW 450 ab 1.1.01 400	2-3MW 450 ab 1.1.01 400 3-10MW 400	350	100
		FAV	450	2-3MW 450 3-10MW 400	350	100
	HEL	LRV-K +	>350kW 150**	150	150	150
		FAV	150	150	150	100
	Gasförmig	LRG-K				50-150MW 300 150-300MW 200 >300MW 150
		LRV-K	125	2-3MW 125 >3MW 100	100	100
	Erdgas	FAV ++	120	2-3MW 120 >3MW 100	100	100
	Flüssiggas	FAV ++	160	2-3MW 160 >3MW 130	130	130
	Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste	LRG-K				50-300MW 300 >300MW 200
	Restholz 1	LRV-K	500	500	350	200
Restholz 2	FAV	<0,1-2 500	2-5MW 500 5-10MW 350	350	350	

Brennstoffwärmeleistung [MW]			0,1-2MW	2-10MW	10-50MW	>50MW		
Parameter	Brennstoff (Holzbrennstoffe inkludieren auch Holzpellets )	BGBl	Emissionsgrenzwerte [mg/m <sup>3</sup> ]					
	naturbelassenes Buchen- und Eichenholz, Rinde, Reisig, Zapfen	LRV-K	300	300	200	200		
		FAV	<0,1-2	300	300	200	200	
	Sonstiges naturbelassenes Holz	LRV-K	250	250	200	200		
		FAV	<0,1-2	250	250	250	200	
Unverbrannter org. C	Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste	LRG-K	150-500kW 500kW-1MW >1	150 100 50				
	Holzbrennstoffe	LRV-K	>0,1MW	50	50	50	50	
HC	Holzfeuerungsanlagen	FAV	<0,1-0,35MW 0,35-2MW	50 20	20	20	20	
PCDD/F	Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste	LRG-K ***			>10	0,1ng/m <sup>3</sup>	>10	0,1ng/m <sup>3</sup>
	Holzbrennstoffe	LRV-K ***			>10	0,1ng/m <sup>3</sup>	>10	0,1ng/m <sup>3</sup>
SM	Holzbrennstoffe	LRV-K	Bei mit SM pigmentierten Lacken behandeltem Restholz sind die Bestimmungen für Dampfkesseln der Müllverbrennung sinngemäß anzuwenden					

S<sub>BS</sub> Schwefelgehalt im Brennstoff

\* bei Teillastbetrieb mit 30% der Nennwärmeleistung darf der Grenzwert um bis zu 50% überschritten werden.

\*\* bezieht sich auf einen Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff von 140mg/kg im HEL. Bei höheren Stickstoffgehalten ist der Grenzwert um je 0,2 mg/m<sup>3</sup> pro 1 mg Stickstoff im HEL zu erhöhen

\*\*\* wenn bei Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung ab 10MW auf Grund der im Brennstoff enthaltenen Stoffe die Entstehung von PCDD/F möglich ist, darf im Abgas die Emissionskonzentration 0,1 ng/m<sup>3</sup> nicht überschreiten

+ bei Feuerungsanlagen mit Hochtemperaturprozessen und bei Feuerungsanlagen mit vorgewärmter Verbrennungsluft dürfen die Emissionsgrenzwerte für HL und HEL um höchstens 150 mg/m<sup>3</sup> überschritten werden.

++ bei Feuerungsanlagen mit Hochtemperaturprozessen und bei Feuerungsanlagen mit vorgewärmter Verbrennungsluft dürfen die Emissionsgrenzwerte bei der Verwendung von Erdgas höchstens 200 mg/m<sup>3</sup> und bei der Verwendung von Flüssiggas höchstens 260 mg/m<sup>3</sup> betragen.

1. Restholz von verleimten, beschichteten oder lackierten Holzwerkstoffen oder Holzbauteilen
2. Reste von Holzwerkstoffen oder Holzbauteilen, deren Bindemittel, Härter, Beschichtungen und Holzschutzmittel schwermetall- oder halogenverbindungsfrei sind.