



Wirkungsgrad, Emissionen, Aschequalität

Für die Beurteilung von Feuerungsanlagen kommen eine Vielzahl von Kriterien in Frage. Nur wenige dieser Kriterien sind jedoch für eine objektive vergleichende Bewertung geeignet. Hierzu zählen der Wirkungsgrad und der Schadstoffausstoß. Beide lassen sich auf Basis weitgehend einheitlicher Prüfmethode feststellen und gelten im weiteren Sinn als technisch-ökologische Qualitätsmerkmale, die zugleich anlagen- und brennstoffabhängig sind. Das Gleiche gilt für die Asche als unvermeidlicher Verbrennungsrückstand. Zu den drei genannten Beurteilungsschwerpunkten wird nachfolgend der Stand des Wissens und der Technik zusammengefasst.

7.1 Wirkungsgrade von Holzfeuerungen

Beim Wirkungsgrad unterscheidet man den feuerungstechnischen Wirkungsgrad und den Kesselwirkungsgrad. (zu den Definitionen vgl. Kapitel 5). Bei Einzelfeuerstätten und erweiterten Einzelfeuerstätten wird nur der feuerungstechnische Wirkungsgrad bestimmt, da der größte Teil der Nutzwärme von der Anlage direkt an die Umgebung und nicht indirekt über ein Wärmeträgermedium abgegeben wird. Nur bei Zentralheizungskesseln ist die Bestimmung beider Wirkungsgrade möglich.

Struktur der Wärmeverluste. Der Unterschied zwischen den beiden Wirkungsgradparametern lässt sich durch Betrachtung eines für Kleinkessel typischen Wärmeflussschemas veranschaulichen (Abb. 7.1). In den feuerungstechnischen Wirkungsgrad gehen die Verluste über die Wärme im Abgas, die brennbaren Rückstände in der Asche und die unvollkommene Verbrennung mit ein. Beim Kesselwirkungsgrad kommen noch die Abstrahlungsverluste der Kesseloberfläche hinzu, so dass der Kesselwirkungsgrad bei

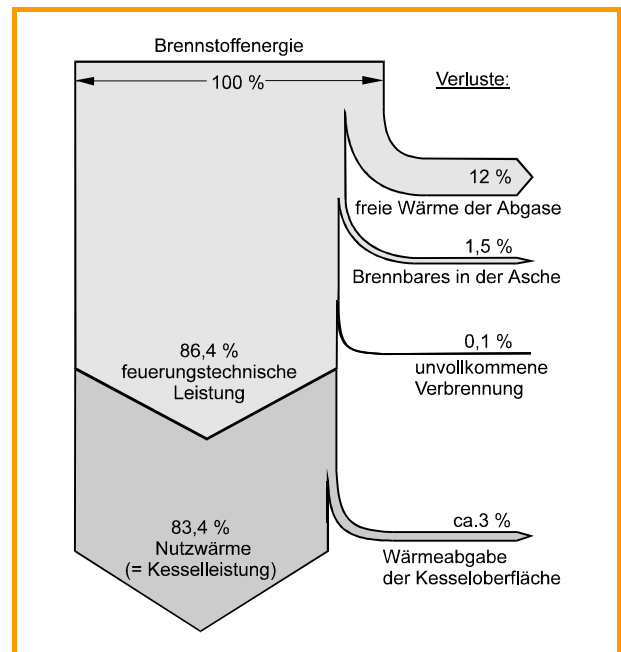


Abb. 7.1: Typisches Wärme-flussschema eines Hackschnitzkessels (50 kW) bei Nennwärmeleistung /7-11/

Kleinanlagen in der Regel um etwa 3 Prozentpunkte niedriger liegt, als der feuerungstechnische Wirkungsgrad.

Das Flussdiagramm in Abb. 7.1 zeigt, dass der Wärmestrom des Abgases mit Abstand am meisten zu den Gesamtverlusten beiträgt. Konstruktive Maßnahmen zur Erhöhung des Wirkungsgrades zielen daher meist auf eine Minderung der Abgastemperatur ab, während die Verbesserung des Gasausbrandes hauptsächlich der Minderung der Schadstoffbelastung dient.

Die Absenkung der Abgastemperaturen stößt jedoch auf Grenzen, da bei den meisten Kaminsystemen eine Unterschreitung des Taupunktes vermieden werden muss, damit kein Kondensat anfällt. Das Kondensat durchfeuchtet nicht nur den Schornstein, sondern kann auch zu einer bleibenden Schädigung des Bauwerks (Mauerwerkverfärbungen, Ablagerungen)

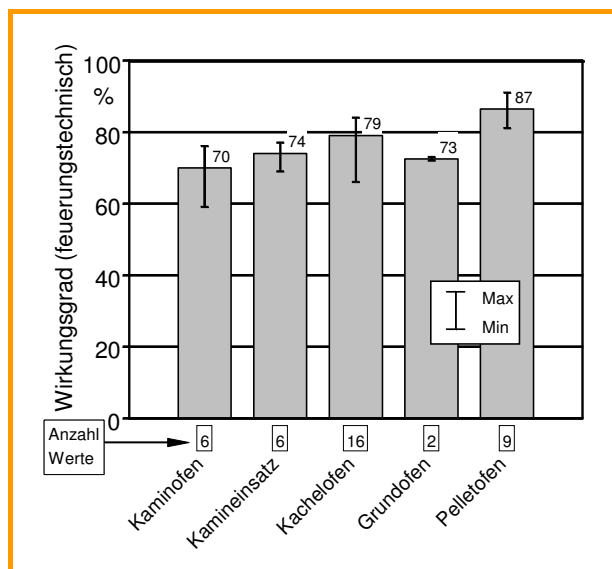


Abb. 7.2: Feuerungstechnische Wirkungsgrade von Einzelfeuerstätten für Holzbrennstoffe bei Nennwärmeleistung (Daten nach [7-10], außer Pelletöfen: nach aktuellen Prüfberichten verschiedener Hersteller)

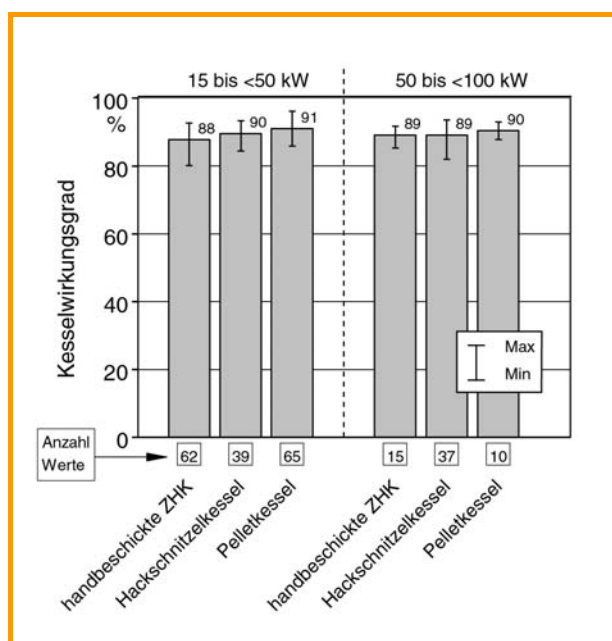


Abb. 7.3: Kesselwirkungsgrade von Zentralheizungsanlagen (ZHK) für Holzbrennstoffe bei Nennwärmeleistung. Ergebnisse von Typenprüfungen für den 10-jährigen Zeitraum von 1996 bis 2006 (Quelle: TFZ)

und zu einer erhöhten Brandgefahr (Schornsteinbrand) führen. Daher wird auch bei der Kesselprüfung nach DIN EN 303-5 für die meisten Anlagen die Einhaltung bestimmter Mindestabgastemperaturen gefordert (vgl. Kapitel 8).

Wirkungsgrade von Einzelfeuerstätten. Bei der Gruppe der handbeschickten Einzelfeuerstätten ist mit feuerungstechnischen Wirkungsgraden im Bereich von 70 bis 80 % zu rechnen (Abb. 7.2). Deutlich über dieser Bandbreite liegt der Wirkungsgrad von Pelletöfen. Solche Feuerungen bieten mit durchschnittlich ca. 87 % eine mit den meisten Holz-Zentralheizungskesseln vergleichbare Brennstoffausnutzung (vgl. Abb. 7.3).

Die in Abb. 7.2 dargestellten feuerungstechnischen Wirkungsgrade beziehen sich lediglich auf die Feuerungsanlage selbst, da die Abgastemperatur stets im Abgasstutzen des Ofens und nicht am Kaminaustritt gemessen wird. Ist jedoch ein langer Schornsteinweg vorhanden und führt dieser zudem durch beheizbare Räume, kann eine weitere Abkühlung des Abgases eintreten. Damit wäre die tatsächlich nutzbringend abgegebene Wärmemenge höher, wodurch auch der Wirkungsgrad des Gesamtsystems höher angesetzt werden müsste.

Bei heiztechnischen Prüfungen auf Feuerungsprüfständen erreichen heutige Einzelfeuerstätten oft günstigere als die in Abb. 7.2 dargestellten Werte, zumal die meisten modernen Einzelfeuerstätten inzwischen die besonderen Anforderungen des DIN_{plus}-Gütesiegels erfüllen (vgl. Kapitel 7.2.2.1). Dennoch ist aber bei handbeschickten Einzelfeuerstätten davon auszugehen, dass die tatsächlichen Wirkungsgrade im Praxisbetrieb tendenziell eher etwas niedriger sind als in Abb. 7.2 dargestellt. Das liegt daran, dass ein effizienter Anlagenbetrieb gerade bei diesen Feuerungen in erheblichem Maß von der Bedienung durch den Betreiber beeinflusst wird; mögliche Bedienfehler (z. B. zu hoher Luftüberschuss, feuchtes Holz, überladener Feuerraum, zu grobes Holz) wirken sich hier besonders nachteilig aus. Derartige Fehler können aber in der Regel vermieden werden, wenn die entsprechenden Hinweise der Bedienungsanleitung befolgt werden.

Bei Pelletöfen sind die genannten Bedieneinflüsse kaum gegeben. Da es sich hier um einen homogenen standardisierten Brennstoff handelt, der zudem weitgehend ohne Zutun des Betreibers automatisch beschickt wird, können die angegebenen Wirkungsgrade ohne weiteres auch auf die Praxis übertragen werden.

Wirkungsgrad von Zentralheizungsanlagen. Bei den Holz-Zentralheizungsanlagen werden üblicherweise nicht die feuerungstechnischen Wirkungsgrade, sondern die um ca. 2 bis 4 Prozentpunkte niedrigeren Kesselwirkungsgrade angegeben (Abb. 7.3). Sie liegen

fast durchweg im Bereich von mehr als 85 %. Bei Kesseln der neuesten Bauart wird inzwischen sogar die 90 %-Grenze mehrheitlich überschritten. Am leichtesten ist das mit Pellet-Zentralheizungen möglich, sie liegen tendenziell um 2 bis 3 Prozentpunkte höher als die übrigen Holz-Zentralheizungsanlagen. Generell jedoch sind die Unterschiede zwischen den Bauarten und zwischen den Leistungsklassen gering.

Bei den angegebenen Kesselwirkungsgraden wird die an die Kesselumgebung abgegebene Wärme (z. B. Abstrahlung) definitionsgemäß als Verlust gewertet. Wenn jedoch auch im Aufstellraum ein gewisser Wärmebedarf besteht, so erhöht sich der Gesamtwärmenutzen aus Sicht des Betreibers. Das Gleiche gilt für die Abkühlung der Abgase im Schornsteinweg.

Kesselwirkungsgrade werden üblicherweise im Betrieb bei Nennwärmeleistung gemessen. Ein Anstieg der Wärmeverluste ist im Teillastbetrieb in der Regel aber nicht zu beobachten [7-12]. Vielmehr führt das Absenken der Heizlast – mit dem gewöhnlich auch ein Absinken der Abgastemperatur einhergeht – eher zu einer Verminderung des Abgasverlustes und somit zu einem Ansteigen des Wirkungsgrades (zumal der Abgasverlust die mit Abstand wichtigste Verlustgröße darstellt, vgl. hierzu Abb. 7.1). Wenn allerdings bei verminderter Heizlast ein zu hoher Luftüberschuss vorliegt (z. B. bei nicht-optimaler Anlageneinstellung), kann der Wirkungsgrad auch absinken.

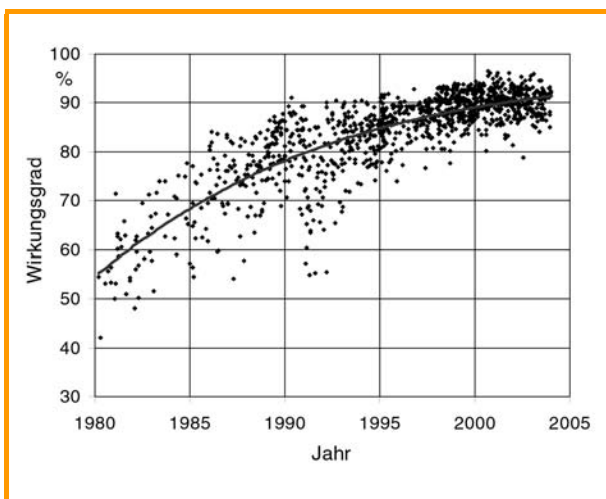


Abb. 7.4: Entwicklung der Kesselwirkungsgrade von hand- und automatisch beschickten Holzfeuerungen kleinerer Leistung seit 1980 – Ergebnisse aus Typenprüfungen bei Nenn- und Teilwärmeleistung (Quelle: BLT Wieselburg [7-2])

Entwicklung der Wirkungsgrade. In den vergangenen Jahren hat auch bei den Holzheizungsanlagen eine technologische Weiterentwicklung stattgefunden, die sich sehr deutlich am Kesselwirkungsgrad ablesen lässt. Er ist seit Beginn der 80-er Jahre bis heute um ca. 30 Prozentpunkte gestiegen. Das zeigt die Auswertung einer Vielzahl von Messergebnissen aus Typenprüfungen (Abb. 7.4).

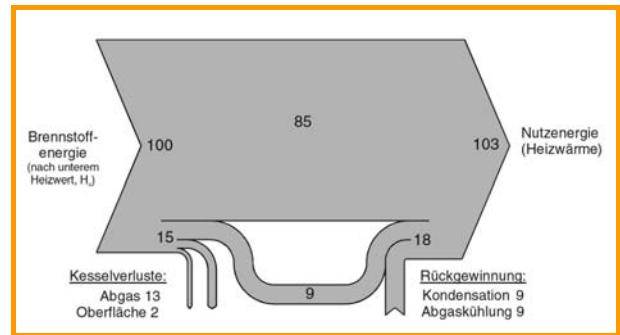


Abb. 7.5: Typischer Energiefluss einer Brennwertfeuerung mit Holzhackschnitteln [7-9]

Nennwerte weitere Wirkungsgradsteigerungen sind somit nur noch durch die Einführung von Zusatzwärmetauschern mit Kondensationseffekt denkbar. Dadurch können die Abgase einer Holzfeuerung unter den Taupunkt abgekühlt werden, und die Wärmeausnutzung des Brennstoffs wird beachtlich gesteigert. Dieser Prozess, der mittlerweile bei Erdgas- und Heizölfeuern als „Brennwerttechnik“ bereits praxisüblich ist, führt zu Systemwirkungsgraden von mehr als 100 % (bezogen auf den unteren Heizwert $H_{u,r}$, vgl. Abb. 7.5). Im Biomassebereich wurde dieser Effekt bislang lediglich bei größeren Holzheizwerken ausgenutzt, inzwischen steht die Technologie aber auch für häusliche Zentralheizungen zur Verfügung. Erste Erprobungen belegen, dass damit ohne zusätzlichen Brennstoffverbrauch eine Leistungs- (und Wirkungsgrad-)steigerung von durchschnittlich 18 Prozent erreicht werden kann. Außerdem wird durch die Kondensatbildung auch eine beachtliche Menge an Partikeln aus dem Abgas herausgewaschen, somit wird der Gesamtstaubausstoß der Anlage gesenkt. Bei Holzbrennstoffen liegt die Staubabscheiderate bei ca. 20 bis 40 %, je nach Brennstoffwassergehalt und Rücklauftemperatur des Heizkreislaufes [7-9].

Für die praktische Anwendung der Brennwerttechnik ist eine Verwendung der gewonnenen Niedertemperaturwärme erforderlich (z. B. Niedrigenergiebauweise mit Fußbodenheizung). Bei vielen Betreibern (z. B. in Altbau auf landwirtschaftlichen Betrie-

ben) liegen diese Bedingungen jedoch heute noch nicht vor. Chancen für einen wirtschaftlichen Einsatz der Brennwerttechnik bestehen daher vor allem bei Neuanlagen in Neubauten und bei Pelletheizungen, bei denen relativ teurer Brennstoff durch die Wirkungsgradsteigerung eingespart werden kann.

7.2 Schadstoffemissionen

7.2.1 Bedeutung und Bezugsgrößen

Bei Holzfeuerungen ist vor allem die Bestimmung von vier Emissionsmessgrößen üblich: Kohlenmonoxid (CO), Staub, NO_x und flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen (C_nH_m). Deren Bedeutung als Schadstoff wird nachfolgend vorgestellt.

Bedeutung der Schadstoffe. Kohlenmonoxid (CO) ist ein geruchloses Gas, das – sobald es in die Atmosphäre, d. h. in sauerstoffreiche Umgebung gelangt – nicht lange stabil ist, da es leicht zu CO_2 oxidiert. Da CO leicht messbar ist, wird es im Allgemeinen als Indikator für die Güte einer Verbrennung angesehen und stellt somit den am häufigsten gemessenen Emissionsparameter der Verbrennung dar.

Bei den flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen handelt es sich um höhermolekulare Verbindungen, sie werden häufig auch vereinfachend als Kohlenwasserstoffe (C_nH_m) bezeichnet. Im Gegensatz zum CO bilden sie eine Stoffgruppe mit wesentlich größeren Umwelt- und Gesundheitsrisiken, da sie zum Teil als kanzerogen eingestuft werden. Sie sind geruchlich stark wahrnehmbar und stellen den eigentlichen Grund für Geruchsbelästigungen dar. Wie das Kohlenmonoxid sind auch die flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen das Ergebnis einer unvollständigen Verbrennung (vgl. Kapitel 5).

Gesamtstaub kennzeichnet alle als Feststoff mit einer definierten Filterhülse abscheidbaren Anteile des Abgases. Er enthält hauptsächlich mineralische Bestandteile aus dem Brennstoff (Aschepartikel). Je nach Verbrennungsgüte können aber auch Teere und Rußbestandteile organischen Ursprungs enthalten sein. Außerdem lagern sich an Stauboberflächen auch eventuell gebildete hochtoxische Abgasbestandteile wie PAK oder Dioxine an. Besonders betroffen sind hiervon die feinsten Staubanteile des Abgases, da sie eine sehr hohe Oberfläche besitzen. Aus diesem Grund sind auch die im Abgasweg abgeschiedenen und bei der periodischen Reinigung anfallenden

Stäube (Wärmetauscher- und Kaminasche) besonders belastet und giftig (vgl. Kapitel 7.3).

Als „Feinstaub“ werden Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser (d_{ae}) von weniger als $10\ \mu\text{m}$ bezeichnet; unterhalb von $1\ \mu\text{m}$ beginnt der sogenannte Submikronbereich der Partikelgrößen. Für die Gesundheit von Mensch und Tier sind vor allem die lungengängigen Partikel von Bedeutung. Während Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser von mehr als $10\ \mu\text{m}$ noch in der Nase und im Rachenraum fast vollständig zurückgehalten werden, sind bereits $2,5\ \mu\text{m}$ große Teilchen lungengängig, und Partikel von weniger als $1\ \mu\text{m}$ Durchmesser gelangen zu einem Großteil in den Bereich der Alveolen und können im Lungengewebe eingelagert werden. Solche Partikel gelten als besonders schädlich, wenn sie aus Verbrennungsprozessen stammen, da sie auf der Oberfläche adsorbierte unverbrannte Kohlenwasserstoffe oder Schwermetalle mit sich führen können und somit eine Transportfunktion für reizende, toxische, kanzerogene oder mutagene Schadstoffe darstellen können.

Stickoxide werden zunächst überwiegend in Form von NO emittiert. Dieses oxidiert in Gegenwart von Sauerstoff sehr schnell zu Stickstoffdioxid (NO_2). Bei der Emissionsmessung werden beide Verbindungen bestimmt und gemeinsam als NO_x angegeben. NO_2 ist ein stechend riechendes, giftiges Gas, das ab etwa 1 ppm wahrgenommen wird, ab 25 ppm Augenreizungen und ab 150 ppm Lungenwegserkrankungen verursachen kann. Stickoxide sind auch an der Bildung von Ozon beteiligt, welches beim Menschen Augenreizungen, Kopfschmerzen und Atembeschwerden verursacht und darüber hinaus den Treibhauseffekt verstärkt.

Wie bei den meisten Verbrennungsprozessen können neben den oben genannten vier Standardmessgrößen eine Reihe weiterer Schadstoffemissionen relevant sein. Dazu zählt die Gruppe der aromatischen Kohlenwasserstoffe (z. B. PAK), der chlorhaltigen Schadstoffe (z. B. HCl, Dioxine und Furane) oder der Schwermetalle im Abgas. Auch die Korngrößenverteilung der als Staubemission anfallenden Flugaschen ist ein wichtiges Bewertungskriterium. Derartige Merkmale werden in den nachfolgenden Kapiteln jedoch nur am Rande betrachtet, zumal hierzu für Kleinf Feuerungen keine relevanten gesetzlichen Begrenzungen gelten und daher nur wenige Messwerte vorliegen (vgl. hierzu /7-8/, /7-12/). Ebenso wenig werden die Schwefeldioxidemissionen hier angesprochen, da diese auf Grund des minimalen Schwefelgehaltes in den meisten Biomassebrenn-



stoffen bedeutungslos sind /7-6/ und daher ebenfalls nicht gesetzlich limitiert wurden.

Umrechnung von Messwerten. Die nachfolgenden Orientierungswerte erlauben eine grobe Bewertung und Unterscheidung der Biomassefeuerungen untereinander. Ein Vergleich mit konventionellen Öl- oder Gaskesseln ist jedoch nicht ohne weiteres möglich, da sich die gemessenen Emissionsangaben zwangsläufig auf unterschiedliche Abgas-Bezugszustände beziehen. Bei Kleinfeuerungen für Biomasse gilt in Deutschland einheitlich ein Bezugssauerstoffgehalt von 13 % O₂. Für Heizöl-, Erdgas- und Kohlefeuerungen werden andere Bezugsgrößen verwendet (z. B. 8 % O₂ bei Kohle-Zentralheizungsanlagen). Zur Umrechnung in einen fremden Bezugssauerstoffgehalt wird im Anhang eine Tabelle mit Umrechnungsfaktoren und ein Rechenbeispiel gegeben.

Auch der Vergleich mit größeren Anlagenleistungen (z. B. bei Holzfeuerungen ab 1.000 kW) ist nicht ohne Umrechnung der Messwerte möglich, da hier Bezugssauerstoffgehalte von 11 % gefordert werden. Eine häufig vorgenommene Umrechnung erfolgt von 11 auf 13 % Bezugssauerstoff. Hier gilt der Faktor 1,25, das heißt:

$$1 \text{ mg/Nm}^3 \text{ bei } 13 \% \text{ O}_2 = 1,25 \text{ mg/Nm}^3 \text{ bei } 11 \% \text{ O}_2$$

Gelegentlich werden Prüfberichte oder Emissionsbegrenzungen nicht auf einen Normkubikmeter sondern auf die aufgewendete Brennstoffenergie bezogen (z. B. in Milligramm pro Megajoule oder pro Kilowattstunde). Hier ist die Umrechnung wesentlich komplizierter, da sie nicht nur vom O₂-Bezug sondern auch vom Wassergehalt während der Messung und von der verwendeten Brennstoffart (d. h. der Brennstoffzusammensetzung) abhängt. Wenn aber der Wassergehalt und die Holzart bekannt sind, kann die Umrechnung mit Hilfe von angenäherten Umrechnungsfaktoren vorgenommen werden. Eine entsprechende Tabelle sowie ein Rechenbeispiel finden sich im Anhang. Für überschlägige Berechnungen gilt folgende Faustformel (hier für Buchenholz bei ca. 20 % Wassergehalt und 13 % Bezugssauerstoff):

$$1 \text{ mg/Nm}^3 \approx 0,65 \text{ mg/MJ} \approx 2,34 \text{ mg/kWh}$$

Vergleichswerte von Öl- und Gasfeuerungen. Bei den konventionellen Heizöl- oder Erdgas-Zentralheizungsanlagen können vor allem CO, flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, NO₂ und SO₂ entstehen. Die Bildung von Stäuben beschränkt sich

auf Grund des fehlenden bzw. sehr geringen Aschegehalts im Brennstoff auf Rußkomponenten. Ruß entsteht aber praktisch nur bei Ölbrennern und bei diesen vor allem in der Startphase.

Erdgas besitzt gegenüber Heizöl deutliche Emissionsvorteile, die sich in niedrigeren Stickoxidemissionen und in der rußfreien Verbrennung darstellen (Tabelle 7.1), außerdem entstehen erheblich geringere Schwefeldioxidemissionen. Im Vergleich zu Holzbrennstoffen weisen beide fossile Brennstoffe bei den genannten Parametern größtenteils Vorteile auf. Das zeigt ein Vergleich der Werte in Tabelle 7.1 mit den Emissionen von Holzheizkesseln in Kapitel 7.2.2.2. Allerdings müssen diese (lokalen) Nachteile gegen die (globalen) Vorteile der Erneuerbarkeit des Brennstoffs und der damit verbundenen Minderung des CO₂-bedingten Treibhauseffektes (Kapitel 2) abgewogen werden.

Tabelle 7.1: Orientierungswerte zum Schadstoffemissionsniveau von Heizöl(EL)- und Erdgas-Zentralheizungskesseln bis 100 kW Nennwärmeleistung (nach /7-17/). (Zum besseren Vergleich wurden die Angaben hier in mg/Nm³ bei 13 % O₂ umgerechnet)

Parameter	Heizölkessel	Erdgaskessel
	in mg/Nm ³ (bei 13 % O ₂)	
CO	ca. 8,6	ca. 8,6
flücht. org. C	< 2,2	< 2,2
NO _x	43–65	22–39
Staub	bis ca. 0,2	-

7.2.2 Emissionsniveau von Biomassefeuerungen

Bei den nachfolgend dargestellten Schadstoffemissionen von Biomassefeuerungen wird nach Bauartengruppen, Brennstoffen, Brennstoffformen bzw. Beschickungsarten sowie zum Teil nach Leistungsklassen differenziert. Hierbei erfolgt eine Beschränkung auf die wesentlichen limitierten Schadstoffe. Das sind vor allem Kohlenmonoxid (CO) und Staub, die für einige Feuerungsbauarten und Leistungsklassen gesetzlich limitiert sind (Kapitel 8), sowie die Emissionen von NO_x und den flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen, die bei Kleinanlagen nicht verpflichtend und daher seltener gemessen werden.

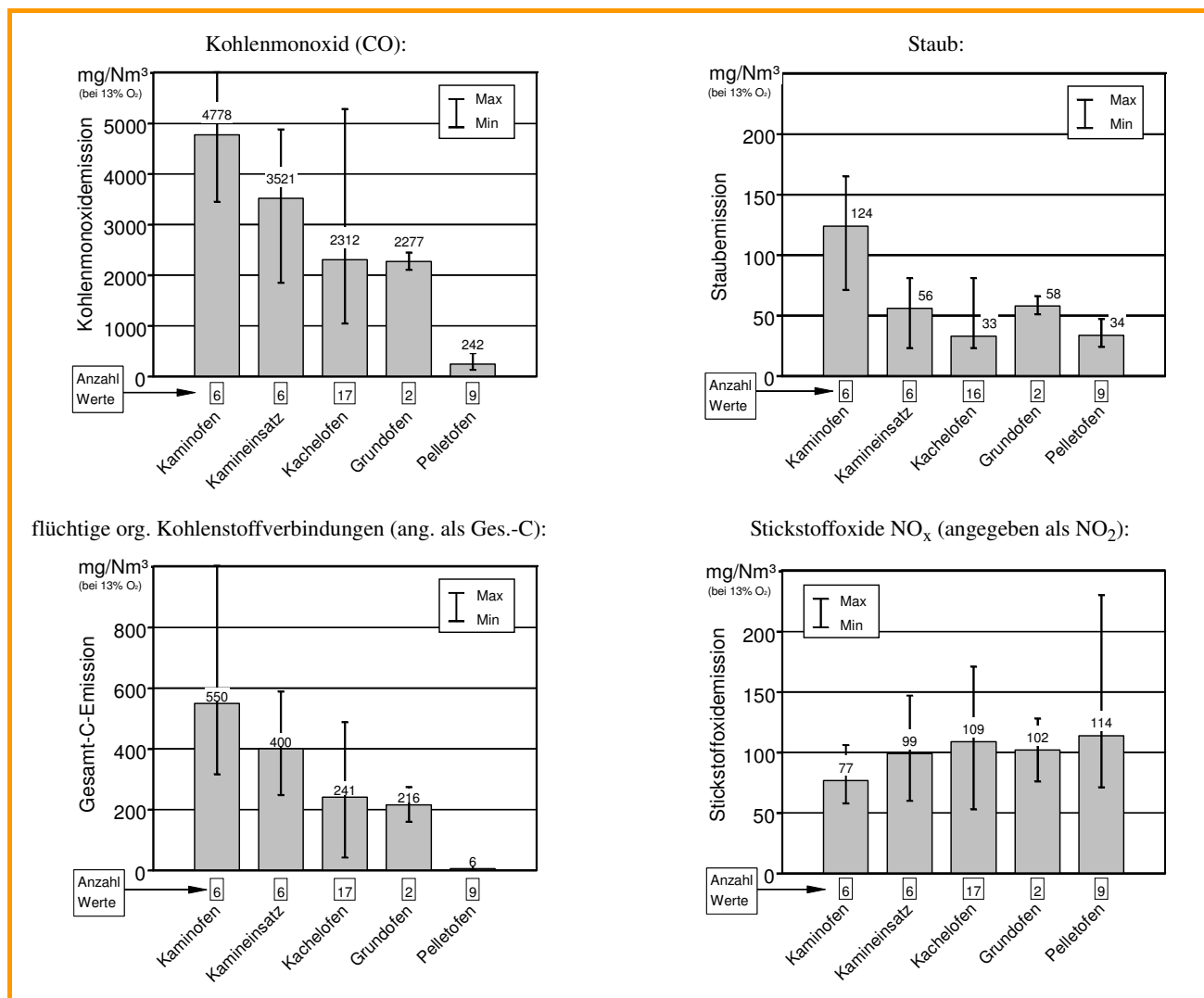


Abb. 7.6: Schadstoffemissionen von Einzelfeuerstätten für Scheitholz (jeweils Buche und Fichte je Feuerung) und von Holzpelletöfen (Quelle: Scheitholzöfen nach [7-10], Pelletöfen nach aktuellen Prüfberichten verschiedener Hersteller)

7.2.2.1 Emissionen von Einzelfeuerstätten

Bei Einzelfeuerstätten (Kaminöfen, Kachelöfen- und Grundofeneinsätze, Pelletöfen etc.) wird der Schadstoffausstoß in der Regel nicht routinemäßig geprüft, da die bestehenden Emissionsgrenzwerte erst ab einer Nennwärmeleistung von 15 kW einzuhalten sind (Kapitel 8) und für das Inverkehrbringen eines derartigen Bauprodukts derzeit noch keine heiztechnische Prüfung erforderlich ist. Aus diesem Grund sind Emissionsmessungen an solchen Feuerungen stets freiwillig, oder sie erfolgen stichprobenartig im Rahmen von öffentlich veranlassten Messserien zur Feststellung des Standes der Technik und der Umweltbelastungen. Die in Abb. 7.6 vorgestellten Orientierungswerte zum Emissionsverhalten von Einzelfeuerstätten basieren daher größtenteils auf einer solchen Reihenuntersu-

chung, die allerdings schon in den frühen 90-er Jahren durchgeführt wurde und somit nicht den neuesten Stand der Technik widerspiegelt. Das gilt jedoch nicht für die Pelletöfen, die hier auf Basis von Ergebnissen aus freiwilligen Prüfungen beurteilt werden.

Bei den handbeschickten Einzelöfen lagen die durchschnittlichen Kohlenmonoxidemissionen in den 90-er Jahren zwischen 2.000 und 5.000 mg/Nm³, wobei die fest eingebauten gemauerten Feuerungen wie Kachelöfen am günstigsten abschnitten (Abb. 7.6). Eine deutliche Ausnahme bilden die Pelletöfen, die nur ein Zehntel bis ein Zwanzigstel der Schadstoffemissionen von Scheitholzöfen aufweisen.

Noch deutlicher sind diese Vorteile bei den flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen, die häufig vereinfacht als Kohlenwasserstoffe bezeichnet werden. Die Unterschiede zwischen den Feuerungen ent-

sprechen hier der Rangfolge der CO-Emissionen (Abb. 7.6). Darin zeigt sich, dass die Kohlenmonoxidemission als Leitgröße für die Verbrennungsqualität anzusehen ist und auch Rückschlüsse auf den Ausstoß flüchtiger organischer Kohlenstoffverbindungen zulässt.

Das gilt nicht ohne weiteres beim Staubausstoß. Lediglich in ungünstigen Fällen, bei denen auf Grund einer besonders unvollständigen Verbrennung auch Ruß und Teere gebildet werden, kann der Feststoffanteil im Abgas parallel mit den CO-Emissionen ansteigen. Die tendenziell höheren Staubemissionen bei den Kaminöfen können zum Teil auf diesen Zusammenhang zurückzuführen sein (Abb. 7.6).

Der NO_x -Ausstoß wird hauptsächlich durch den Stickstoffgehalt im Brennstoff bestimmt; der Einfluss der Feuerungstechnik ist bei kleineren Biomassefeuerungen gering. Da es sich in allen Fällen um Holzbrennstoffe mit nur geringen Unterschieden beim N-Gehalt handelt, zeigt sich bei den Einzelfeuerungen für den NO_x -Ausstoß ein relativ einheitliches Bild (Abb. 7.6).

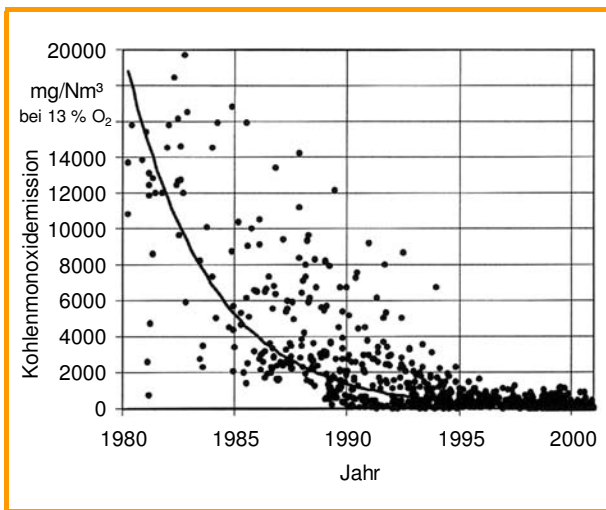


Abb. 7.7: Entwicklung der CO-Emissionen von hand- und automatisch beschickten Holzfeuerungen kleinerer Leistung seit 1980 – Ergebnisse aus Typenprüfungen bei Nenn- und Teilwärmeleistung (Quelle: BLT /7-2/)

DIN-Plus Gütesiegel. Bei aktuellen Emissionsmessungen auf Feuerungsprüfständen erreichen heutige Einzelfeuerstätten meist günstigere als die in Abb. 7.6 dargestellten Werte, die eher als typisch für die Bedingungen in der Praxis anzusehen sind. Vor allem bei den unverbrannten Abgasbestandteilen Kohlenmonoxid und organische Kohlenstoffverbindungen liegen derartige Prüfstandsmessungen niedriger. Das zeigt

sich auch daran, dass die meisten modernen Einzelfeuerstätten inzwischen die besonderen Anforderungen des DIN_{plus} -Gütesiegels erfüllen. Diese Anforderungen beziehen sich auf die Abgasemissionen und den Wirkungsgrad, sie sind nachfolgend für Kaminöfen aufgelistet /7-3/, wobei sich die Emissionsangaben auf Abgas im Normzustand bei 13 % Sauerstoffgehalt beziehen.

- CO $\leq 1.500 \text{ mg/Nm}^3$
- NO_x $\leq 200 \text{ mg/Nm}^3$
- C_nH_m $\leq 120 \text{ mg/Nm}^3$
- Staub $\leq 75 \text{ mg/Nm}^3$
- Wirkungsgrad 75 %

Bei Kamineinsätzen gelten die gleichen DIN_{plus} -Anforderungen, lediglich für den Wirkungsgrad wird hier differenziert (78 und 72 % für Feuerungen mit bzw. ohne Nachheizfläche) /7-4/. Für Kachelofeneinsätze sind die Anforderungen beim Staubausstoß leicht verschärft (65 mg/Nm^3) und auch beim Wirkungsgrad werden mit 80 % höhere Anforderungen gestellt /7-5/.

7.2.2.2 Emissionen von Holzheizkesseln

Bei den Zentralheizungskesseln für Holzbrennstoffe wird in der Regel ein deutlich niedrigeres Niveau des Schadstoffausstoßes als bei den handbeschickten Einzelfeuerstätten erreicht. Das gilt insbesondere für die von der Verbrennungsgüte abhängigen Schadstoffe wie CO, Gesamt-C und zum Teil auch Staub.

CO-Emissionen. Die CO-Emissionen eines Scheitholzessels liegen in der Regel bei etwa einem Zehntel des bei Scheitholzöfen gemessenen Wertes (Abb. 7.8), obwohl es sich um die gleiche Beschickungsart handelt. Allerdings ist die Bandbreite der Messwerte auch bei den Scheitholzesseln noch sehr groß. Das liegt an der Variantenvielfalt innerhalb der Bauart (Naturzuganlagen, Gebläsefeuerungen, lambda-geregelte Anlagen). Tendenziell markieren die Scheitholzesseln mit abgasgeführter Verbrennungsluftregelung (vgl. Kapitel 6) das untere Ende der Bandbreite bei den CO-Messwerten /7-10/, die hier im Mittel zwischen 80 und 250 mg/Nm^3 schwanken. In Typenprüfungen liegen moderne Holzfeuerungen meist nur noch bei weniger als einem Zwanzigstel des in der 1. Bundes-Immissionsschutzverordnung vorgeschriebenen Maximalwertes für CO von 4.000 mg/Nm^3 (vgl. hierzu Kapitel 8). Größere Anlagenleistungen führen hierbei zu weiteren Verbesserungen.

Der Wechsel der Beschickungsart von hand- auf automatische Beschickung bedeutet eine deutliche

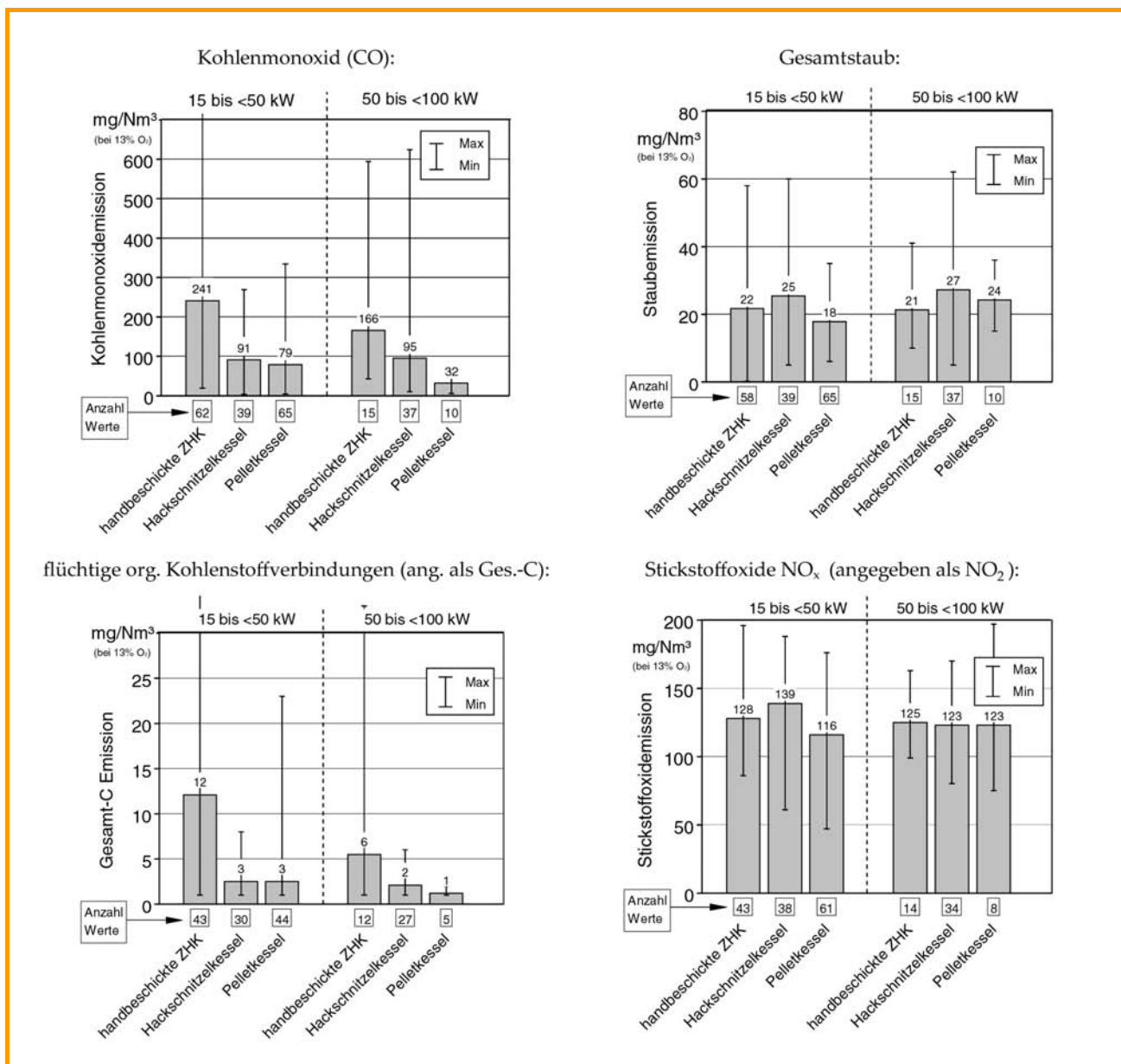


Abb. 7.8: Schadstoffemissionen von Zentralheizungskesseln (ZHK) für Holzbrennstoffe. Ergebnisse von Typenprüfungen für den 10-jährigen Zeitraum von 1996 bis 2006 (Quelle: TFZ)

Verbesserung der Feuerungsqualität, was sich bei den CO- und den Gesamt-C-Emissionen niederschlägt. Dabei sind die Unterschiede zwischen Hackschnitzel- und Pelletfeuerungen zum Teil relativ gering. In der Praxis ist jedoch mit größeren Vorteilen für Pelletkessel zu rechnen, da es sich bei den Pellets um einen Brennstoff mit gleichbleibend hoher Brennstoffqualität handelt (homogener normgerechter Brennstoff), während bei Hackschnitzeln oft sehr uneinheitliche Qualitäten eingesetzt werden, die deutlich von den zur heiztechnischen Prüfung verwendeten Brennstoffen abweichen können. Praxismessungen zeigen daher oftmals größere Unterschiede zu den hier dargestellten Prüfstands-Mittelwerten /7-13/.

An den CO-Emissionen lässt sich die technologische Entwicklung der vergangenen Jahre ablesen, sie hat auch bei den Holzfeuerungen seit Beginn der 80-er Jahre zu einer deutlichen Absenkung des Schadstoffausstoßes geführt. Das geht aus der Auswertung von Messergebnissen aus Typenprüfungen hervor (Abb. 7.7). Analog dazu sind entsprechende Verbesserungen beim Kesselwirkungsgrad der Feuerungen eingetreten (Kapitel 7.1).

Flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen. Analog zum CO-Ausstoß verhalten sich auch die Emissionen der flüchtigen organischen Kohlenstoffverbindungen (d. h. Gesamt-C oder C_nH_m), da es sich

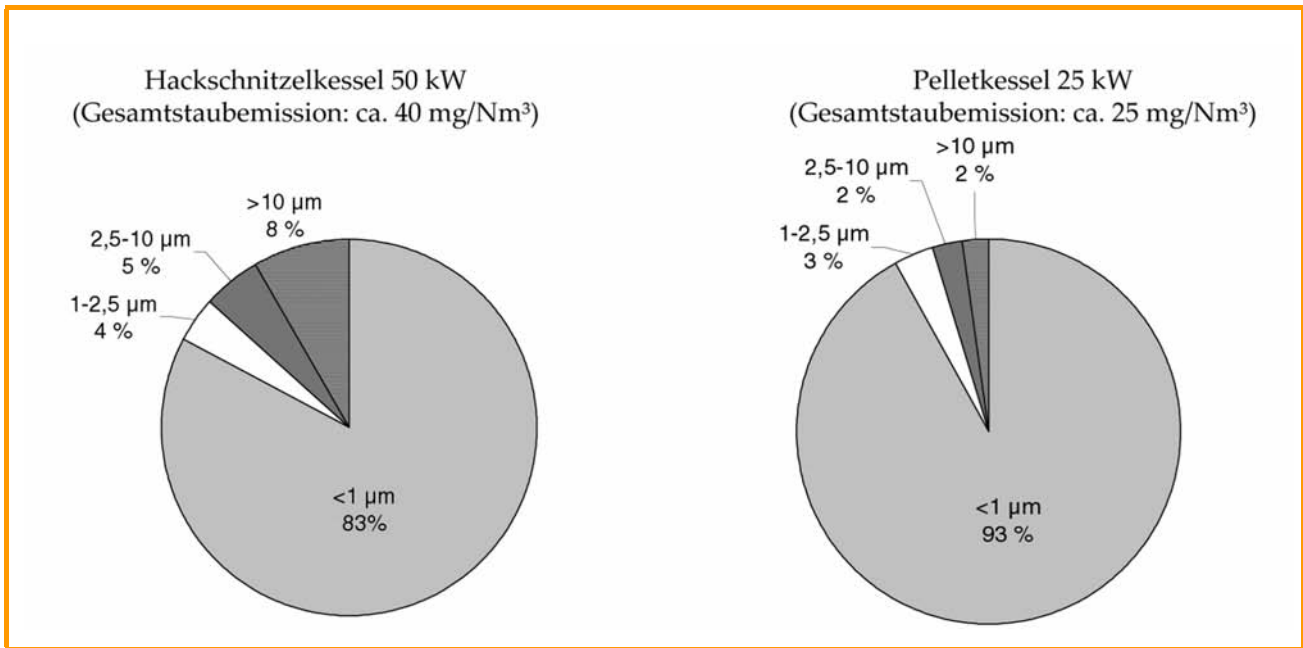


Abb. 7.9: Typisches Ergebnis einer Messung zur Verteilung der Korngrößen von Stäuben aus der Verbrennung von Hackschnitzeln und Holzpellets in häuslichen Zentralheizungsanlagen. Messwerte bei Nennwärmeleistung (Quelle: TFZ)

in beiden Fällen um Produkte einer unvollständigen Verbrennung handelt (vgl. Kapitel 5). Wie beim CO ist auch hier bei größeren Anlagen mit höherer Nennwärmeleistung eine Abnahme des Schadstoffausstoßes festzustellen (Abb. 7.8). Das Gleiche gilt für den Auslastungsgrad der Feuerung, das heißt, dass die in Abb. 7.8. dargestellten CO- und Gesamt-C-Emissionen deutlich zunehmen, sobald die Anlagen mit gedrosselter Leistung, d. h. in Teillast oder gar bei kleinster Wärmeleistung, betrieben werden.

Staubemissionen. Der beim CO und Gesamt-C festgestellte Zusammenhang mit der Leistung bzw. der Anlagenauslastung gilt bei den Staubemissionen nicht. Diese werden statt dessen von anderen Faktoren wie Bewegung im Glutbett, Aschegehalt und Aschezusammensetzung im Brennstoff oder vom Vorhandensein von Beruhigungs- und Ablagerungszonen bestimmt. Tendenziell weisen Hackschnitzelfeuerungen höhere Staubemissionen auf als handbeschickte Scheitholzessel, bei denen sich das Glutbett weitgehend in Ruhe befindet. Ein solches ruhendes Glutbett liegt auch bei vielen Pelletkesseln vor, wenn diese als Abwurfheizung ausgeführt sind, bei denen der Glutbettbereich kaum mechanischen Störungen unterliegt (vgl. Kapitel 6). Außerdem handelt es sich bei den Holzpellets um einen relativ aschearmen Brennstoff (vgl. Kapitel 4).

Die Einhaltung des hier geltenden Staubgrenzwerts von 150 mg/Nm^3 (Kapitel 8) ist nach diesen Prüfergebnissen in der Regel unproblematisch. Allerdings wird der Staubausstoß auch durch den Wartungszustand und die gewählte Brennstoffqualität beeinflusst. Aus diesem Grund stellt der Parameter Staub bei den Überprüfungsmaßnahmen in der Praxis die wichtigste Ursache für Beanstandungen dar (siehe unten „Beanstandungsquoten“).

Bei modernen Biomassefeuerungen kann davon ausgegangen werden, dass der weitaus überwiegende Anteil der Stäube im Korngrößenbereich von weniger als $1 \mu\text{m}$ anfällt (Abb. 7.9). Das zeigt eine Vielzahl von Untersuchungen /7-1/, /7-8/, /7-11/. Sämtliche Maßnahmen, die auf eine Minderung der Gesamtstaubemission abzielen, stellen somit zugleich auch Feinstaubminderungsmaßnahmen dar.

Die Möglichkeiten, durch gezielte Weiterentwicklung von Feststofffeuerungen (Feuerungsgeometrie, Luftzuführung, Regelung) eine Gesamtstaub- (und damit auch eine Feinstaubminderung) herbeizuführen, sind noch nicht ausgeschöpft. Beispielsweise zeigen neuere Arbeiten, dass sich mit einer ausgeprägten Luftstufung und einem niedrigen Luftüberschuss (vor allem im Bereich des Glutbetts) deutlich positive Effekte bei der Reduzierung der Staubemissionen erzielen lassen /7-16/. Die Erfahrungen mit solchen Primärmaßnahmen sollten auch auf Kleinfeuerungen übertragbar sein.

Hinzu kommt, dass in Industrie und Wissenschaft derzeit auch an der Entwicklung und Erprobung kostengünstiger Staubabscheidetechniken (Sekundärmaßnahmen) gearbeitet wird. Konventionelle Zyklone besitzen allerdings für die submikronen Partikel, die den Hauptanteil der Feststoffemissionen ausmachen, nahezu keine Abscheidewirkung. Daher wird derzeit vor allem an filternden oder elektrostatischen Abscheidern gearbeitet (z. B. Metallgewebefilter, Elektrofilter, Schüttstofffilter). Betriebserfahrungen mit serienreifen Filtern liegen allerdings noch nicht vor. Auch Sekundärwärmetauscher zur Rauchgaskondensation haben eine gewisse Wirkung hinsichtlich der Minderung der Staubemissionen. Diese Sekundärwärmetauscher werden mittlerweile bereits kommerziell angeboten. Bei Hackschnitzeln werden Abscheideraten von ca. 20 bis 40 %, je nach Heizungsrücklauftemperatur, erreicht. Bei Halmgutbrennstoffen (Getreide, Miscanthus) trat jedoch keine nennenswerte Entstaubungswirkung ein /7-9/.

NO_x-Emissionen. Für NO_x-Emissionen gelten bei Feuerungen für naturbelassenes Holz im Leistungsbe- reich bis 1.000 kW keine gesetzlichen Grenzwerte (vgl. Kapitel 8). Wenn der Grenzwert der TA Luft auch bei den kleineren Holzfeuerungen gelten würde, ließe er sich problemlos einhalten, zumal es sich bei den naturbelassenen Holzbrennstoffen um vergleichs- weise stickstoffarme Brennstoffe handelt. Das gilt insbesondere für Holzpellets, die in der Regel aus ent- rindeten Sägeresthölzern hergestellt werden (vgl. Ka- pitel 3) und daher in Abb. 7.8 tendenziell die gering- sten NO_x-Emissionen bei Nennwärmeleistung auf- weisen.

In der Praxis liegen die NO_x-Emissionen von Holz- feuerungen tendenziell sogar eher niedriger als in Abb. 7.8 dargestellt, da die Anlagen nicht durch- gehend bei Nennwärmeleistung betrieben werden. Anders als bei den CO- und Gesamt-C-Emissionen führen zurückgehende Verbrennungstemperaturen bei gedrosselter Leistung zu einem verminderten NO_x-Ausstoß /7-7/.

Beanstandungsquoten bei Überwachungsmessun- gen. Die technische Entwicklung der jüngsten Zeit hat bei Holzfeuerungen signifikante Emissionsminderun- gen bewirkt. Dies lässt sich auch an den beständig ge- sunkenen Beanstandungsquoten bei den jährlichen oder einmaligen Überwachungsmessungen (vgl. Ka- pitel 8) durch die Kaminkehrer ablesen. Innerhalb des Zeitraumes von 2000 bis 2005 sank die Quote der Be- anstandungen (alle Messungen) von 27,8 % auf nur

noch 13,0 %, wobei der Wert für handbeschickte Anla- gen (hier werden nur Erstmessungen durchgeführt) heute auf dem gleichen Niveau liegt, wie bei mecha- nisch beschickten Anlagen. Unverändert ist allerdings auch bei den Erstmessungen der größte Teil der Bean- standungen in 2005 auf einen zu hohen Staubausstoß zurückzuführen, nämlich 9,9 % (von 12,1 % gesamt) bei handbeschickten bzw. 8,2 % (von 8,9 % gesamt) bei mechanisch beschickten Anlagen (z. T. inkl. Doppel- ursache Staub + CO) /7-18/.

Aber auch bei den wiederkehrenden Messungen (vgl. Kapitel 8) zeigt die allmähliche Modernisierung des Anlagenbestandes Wirkung. Allein von 2000 bis 2005 sank die Gesamtbeanstandungsquote der mecha- nisch beschickten Anlagen von 29,6 % auf 13,7 %. Dabei drücken vor allem die neu hinzukommenden bzw. ausgetauschten Anlagen den Durchschnittswert, denn die Beanstandungsquote bei Erstmessungen an mechanisch beschickten Anlagen ist deutlich geringer. Von 2000 bis 2005 fiel sie von 17,5 % auf nur noch 8,9 %. Darin sind auch die Pelletfeuerungen enthalten, die erfahrungsgemäß viel seltener beanstandet werden und bei denen sich auch der besonders deutliche men- genmäßige Zuwachs der letzten Jahre vorteilhaft bei der Mittelwertbildung im Gesamtbestand auswirkt. Die Gesamtbeanstandungsquote bei Pelletkesseln liegt derzeit – d. h. in 2005 – nur noch bei 8,3 %, wobei auch hier die Staubmessung mit einer Teilquote von 7,7 % am stärksten ins Gewicht fällt /7-18/.

7.2.2.3 Emissionen von Halmgutfeuerungen

Halmgutbrennstoffe wie Stroh, Gras und Ganzpflan- zentgetreide weisen gegenüber Holzbrennstoffen vie- leri- lei Nachteile auf, die einerseits eine aufwändige und teure Feuerungstechnik erforderlich machen (Kapitel 6) und andererseits – verglichen mit Holz- brennstoffen – meist mit erhöhten Schadstoffemissio- nen verbunden sind. Da bei den Halmgutbrennstoffen die Gehalte an emissionsrelevanten Inhaltsstoffen deutlich höher liegen als beim Holz (hier im wesentli- chen N, Cl und Asche, vgl. Kapitel 4), zeigt sich dieser Emissionsanstieg insbesondere bei solchen Schadstof- fen, die aus eben diesen Inhaltsstoffen gebildet wer- den (z. B. NO_x, HCl, Staub). Lediglich bei den CO- Emissionen und den flüchtigen organischen Kohlen- stoffverbindungen werden mit Holzbrennstoffen ver- gleichbare Emissionswerte erzielt (Abb. 7.10), da mo- derne Feuerungen auch mit Halmgutbrennstoffen einen hohen Gasausbrand erreichen können.

Dagegen steigen aber die Stickstoffoxid-Emissio- nen bei Halmgutbrennstoffen im Durchschnitt um das



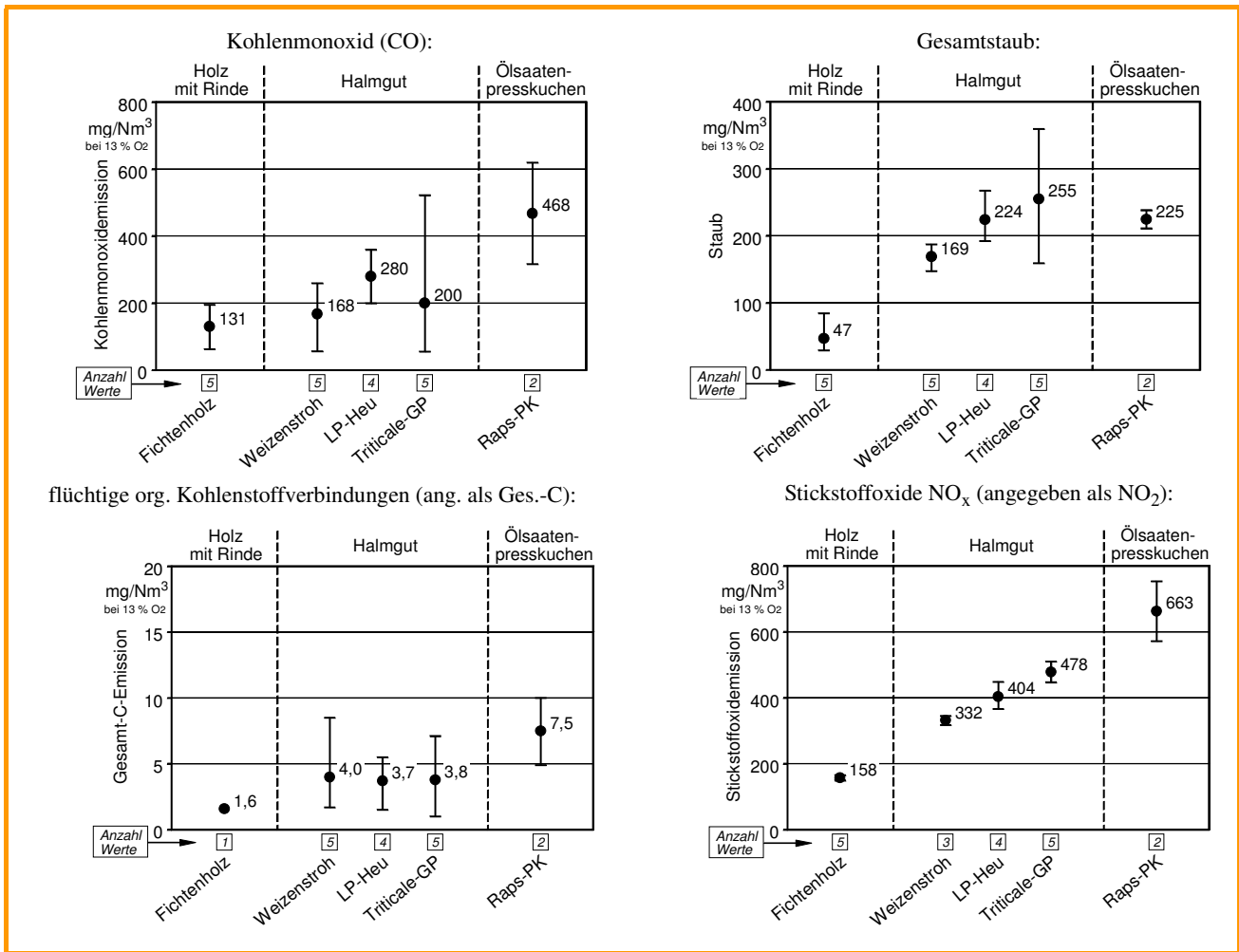


Abb. 7.10: Beispiele für Schadstoffemissionen von Halmgut- und anderen Brennstoffen in einer halmguttauglichen automatisch beschickten Hackschnitzelfeuerungsanlage (Einschubfeuerung 49 kW) bei Nennwärmeleistung /7-12/. Stroh, Heu und Triticale-GP wurden in gehäckselter Form eingesetzt, Raps-PK in Pelletform. LP Landschaftspflege, GP Getreideganzpflanzen, PK Presskuchen

Zwei- bis Vierfache gegenüber Holz an (Abb. 7.10). Bei Verwendung von noch stickstoffhaltigeren Brennstoffen wie Getreidekörner oder Ölsaatenpresskuchen kann sich dieser Abstand noch weiter vergrößern. Gesetzliche Emissionsbegrenzungen gelten jedoch erst ab 100 kW Feuerungswärmeleistung (Kapitel 8). Würden sie auch bei Kleinanlagen bis 100 kW eingeführt, könnten diese Grenzwerte nicht mit allen Halmgutbrennstoffen sicher unterschritten werden.

Noch höher als beim NO_x fällt die Zunahme bei den Staubemissionen aus. Diese erhöhen sich durchschnittlich um das Fünffache, wenn Halmgut- statt Holzbrennstoffe eingesetzt werden (Abb. 7.10). Hierbei stellt weniger der absolute Gehalt der im Brennstoff enthaltenen Asche sondern vielmehr dessen Beschaffenheit die Hauptursache für den Anstieg dar. Neuere Erkenntnisse zeigen, dass solche Feinpartikel nicht nur aus aufgewirbelter Glutbettasche sondern

vor allem aus gasförmigen Vorläufersubstanzen im Abgasweg entstehen. Vor allem das Element Kalium ist an dieser Partikelbildung beteiligt, weil dessen Verbindungen (z. B. Kaliumhydroxid) bei der Verbrennung zunächst in die Gasphase übergehen, bei der das Kalium das Glutbett verlässt und anschließend im späteren Gasverlauf mit weiteren Abgasbestandteilen feinkörnige Salzpartikel bildet (z. B. Kaliumoxide, -sulfate, -chloride oder -carbonate, vgl. /7-15/). Diese können nach Abkühlung als „Submikronpartikel“ (< 1 µm) nicht mehr problemlos abgeschieden werden. Wegen des vergleichsweise hohen Kaliumgehaltes (Kapitel 4) weisen die landwirtschaftlichen Brennstoffe aus jährlich erntbaren Pflanzen (z. B. Grasaufwuchs, Stroh, Getreidekörner) hier besondere Nachteile auf.

Ohne speziell hierfür entwickelte Feuerungen bzw. besondere Entstaubungsmaßnahmen, die auch bei

den Feinstäuben wirksam sind (z. B. Gewebefilter), lässt sich somit der Staubgrenzwert in der Regel kaum einhalten. Derartige Entstaubungsanlagen sind aber für Anlagen der Leistungsklasse bis 100 kW derzeit noch mit wirtschaftlich nicht vertretbaren Mehrkosten verbunden, so dass sie heute kaum verwendet werden. In der Praxis haben diese Probleme dazu geführt, dass halmguttaugliche Feuerungen primär mit Hack-schnitzeln betrieben werden und nur gelegentlich auch betrieblich anfallende Brennstoffe wie Häckselgut, Saatgutreinigungsabgänge, Bruchkörner oder Mühlennebenprodukte zum Einsatz kommen.

Auch eine Pelletierung des Halmgutbrennstoffs kann nicht als Lösungsweg bei der Staubproblematik angesehen werden. Entsprechende Messungen zeigen, dass dadurch keine sichere Absenkung der Staubemissionen eintritt /7-12/. Gleichwohl kann die Pelletierung (Kapitel 3) auf Grund der Vereinfachung der Beschickungsprozesse als eine Art Schlüsseltechnologie für kleinere Strohfeuerungen angesehen werden, zumal mit dieser Brennstoffform stabilere Betriebszustände auf niederem CO-Emissionsniveau erreicht werden /7-12/. Weitere positive Effekte sind durch Verwendung von schadstoffmindernden Zuschlagsstoffen bei der Pelletierung denkbar, allerdings liegen hierzu derzeit noch keine gesicherten Erkenntnisse vor.

Ähnlich gering ist der gesicherte Kenntnisstand über die Emissionen absätzig beschickter Ganzballenfeuerungen (Kapitel 6), die in Deutschland als Kleinfeuerungen derzeit kaum eingesetzt werden. Die genannten grundlegenden Probleme mit Halmgutbrennstoffen lassen sich jedoch auch hier nur schwer beherrschen. Zu diesen Problemen zählen neben den diskutierten klassischen Schadstoffen auch die hochtoxischen organischen Kohlenstoffverbindungen wie aromatische Kohlenwasserstoffe (z. B. PAK) oder chlorhaltige Schadstoffe (z. B. HCl, Dioxine und Furane). Letztere stellen auf Grund des erhöhten Chlorgehaltes gerade bei Halmgutbrennstoffen ein erhöhtes Umwelt- und Gesundheitsrisiko dar /7-11/.

7.3 Aschequalität und -verwendung

Je nach verwendetem Brennstoff fallen zwischen 0,5 und 10 % der Brennstoffmasse als Verbrennungsrückstand (Asche, Schlacke) an. Er muss entweder entsorgt oder verwertet werden. Die Zusammensetzung und Verwendung dieser Rückstände hängen von un-

terschiedlichen Einflussgrößen ab, die nachfolgend vorgestellt werden.

Aschezusammensetzung. In der Asche finden sich viele der in Kapitel 4 genannten Elemente wieder. Sie besteht vorwiegend aus Kalzium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Phosphor (P) und Natrium (Na). Die mittlere Zusammensetzung beispielsweise der Grobasche von Holz liegt bei rund 42 % CaO, ca. 6 % K₂O, etwa 6 % MgO, ca. 3 % P₂O₅ und rund 1 % Na₂O sowie kleinere Mengen an Eisen und Mangan /7-14/. Bei Stroh- und Getreideganzpflanzenaschen sind die Anteile von K₂O und P₂O₅ höher und die Schwermetallgehalte sind niedriger /7-14/; damit erhöht sich ihr Düngewert.

Neben der Brennstoffart hängt die Aschezusammensetzung in entscheidendem Maß auch vom Anfallort innerhalb der Feuerungsanlage ab. Von größeren Feuerungsanlagen, die über sekundäre Entstaubungseinrichtungen verfügen, ist bekannt, dass die Aschen – je nachdem ob sie im Glutbett, im Zyklon (Fliehkraftabscheider) oder im Filter (Gewebe- oder Elektrofilter) anfallen – eine sehr unterschiedliche Qualität aufweisen. Hier nimmt der Schadstoffgehalt von der Bettasche (Feuerraum) über den Zyklon bis zum Filter deutlich zu, während die Staubkorngrößen abnehmen.

Kleinanlagen sind allerdings nur selten mit einer solchen Staubabscheidetechnologie ausgestattet. Hier findet eine Separierung der Aschen nur bei der periodischen Reinigung statt. Der typische Anteil der Feuerraumasche beträgt 84 bis 98 % des Gesamtascheanfalls; die im Wärmeübertrager abgeschiedene Asche liegt dagegen nur bei 2 bis 16 % und die Asche aus dem Kaminsystem bei 2 bis 4 % (bei Scheitholzfeuerungen /7-12/) bzw. bei automatisch beschickten Kleinanlagen sogar bei weniger als 0,4 % der Gesamtaschemenge (Abb. 7.11).

Analog zu den Anlagen mit Entstaubungseinrichtung erweisen sich die abgeschiedenen Flug- und Feinstflugaschen aus dem Wärmetauscher bzw. aus dem Kaminsystem ebenfalls als besonders stark schwermetallbelastet. Das wird in Abb. 7.12 am Beispiel von Zink (Zn) ersichtlich. Dieser Zusammenhang ist durchweg auch auf die übrigen Schwermetalle übertragbar; er gilt auch für die hochtoxischen Schadstoffe wie PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) oder PCDD/F (Dioxine und Furane) /7-12/.

Ascheverwendung. Die Separierung der kritischen Aschefraktionen (z. B. der Wärmetauscheraschen) ist



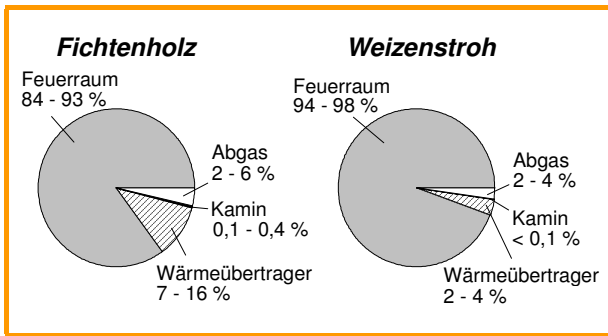


Abb. 7.11: Zuordnung des Ascheanfalls nach Abscheidereichen in einer automatisch beschickten Kleinfeuerungsanlage (50 kW) ohne sekundäre Staubabscheidung (nach /7-12/)

nicht immer problemlos möglich. Das gilt insbesondere dann, wenn die Anlage mit einer mechanischen oder automatischen Reinigung der Wärmetauscherzüge ausgestattet ist, bei der die Flugasche mit der Bettasche wieder vermengt wird. Bei Holzfeuerungen kleinerer Leistung wird daher empfohlen, die gesamte (abgekühlte) Asche in den Hausmüll zu geben, da eine Verwendung als Dünger wegen der möglichen Schadstoffbelastung des Bodens und der Pflanzen nicht vertretbar ist.

Bei Aschen aus Halmgutfeuerungen fällt dagegen eine um ein Vielfaches höhere Aschemenge mit tendenziell geringerer Schwermetallkonzentration an;

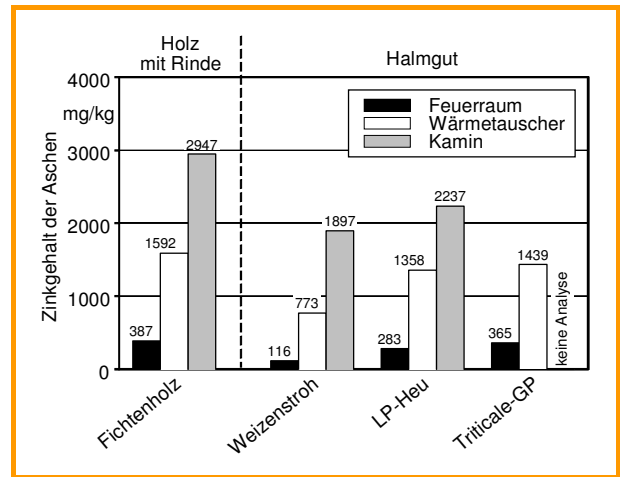


Abb. 7.12: Schwermetallanfall in einer automatisch beschickten Kleinfeuerungsanlage (50 kW) am Beispiel des Zinkgehalts in Aschen aus verschiedenen Abscheidungsereichen bei unterschiedlichen Biomassebrennstoffen (nach /7-12/)
LP Landschaftspflege, GP Getreideganzpflanzen

gleichzeitig ist auch der Düngerwert dieser Aschen höher als der von Holzaschen. Auch hier gilt aber, dass eine Verwendung als Dünger nicht in jedem Fall problemlos zu empfehlen ist, wenngleich die Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen bei größeren Heizwerken (mit Entstaubungsanlagen) gängige Praxis ist.

