

Verbrennungsversuche
mit naturbelassenen
biogenen Festbrennstoffen in
einer Kleinf Feuerungsanlage -

Emissionen und Aschequalität



Verbrennungsversuche mit
naturbelassenen biogenen
Festbrennstoffen in einer
Kleinfeuerungsanlage -
Emissionen und Aschequalität



Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für
Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU)
Rosenkavalierplatz 2, 81925 München
Internet: <http://www.bayern.de/stmlu>
E-Mail: poststelle@stmlu.bayern.de
- September 2000 -

© StMLU, alle Rechte vorbehalten

Vorbemerkungen:

In der Reihe "Materialien" des StMLU erscheinen Dokumentationen, Studien, Untersuchungen, Gutachten und sonstige fachliche Ausarbeitungen der Abteilungen des StMLU, die einen breiteren Kreis von Bearbeitern vorwiegend im Geschäftsbereich und außerhalb des Geschäftsbereichs nur in sehr begrenzten Fällen auch direkt vom jeweiligen Thema Betroffenen sowie den an der Erarbeitung Beteiligten als Arbeitsmaterial zur Kenntnis gebracht werden sollen. Die Auflage ist daher sehr gering. Außenstehende Interessierte können in der Bibliothek des StMLU oder bei der fachlich zuständigen Abteilung des StMLU Einsicht nehmen.

Die in den "Materialien" vertretenen Anschauungen und Gesichtspunkte sind Meinungen des oder der Verfasser und werden in der Regel nicht aufgrund ihrer Darstellung in dieser Reihe vom StMLU vertreten.

Die Verteilung der aufgrund finanzieller oder materieller Beteiligung an der Herstellung als Gegenleistung an Personen oder Institutionen abgegebenen Exemplare liegt nicht in der Verantwortung des StMLU.

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier
Umschlag aus Recyclingkarton



**Institut und Bayerische Landesanstalt für Landtechnik
der Technischen Universität München-Weihenstephan**
(Vorstand: Univ.-Prof. Dr. Dr. h.c (AE) H. Schön)

Abschlussbericht:

**Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen
Festbrennstoffen in einer Kleinfeuerungsanlage -
Emissionen und Aschequalität**

Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BayLfU), Augsburg, und
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und
Umweltfragen (BayStMLU), München

Autoren: Thomas Launhardt, Dipl.-Ing.
Dr. Hans Hartmann
Heiner Link, Dipl.-Ing.(FH)
Volker Schmid, Dipl.-Ing.(FH)

Bayerische Landesanstalt für Landtechnik
Abt. Technologie Nachwachsender Rohstoffe (Dr. A. Strehler)
Arbeitsgruppe Festbrennstoffe (Dr. H. Hartmann)

Vöttinger Straße 36, D - 85354 Freising-Weihenstephan, Germany
Tel.: 08161- 71- 3303, Fax.: 08161 - 71- 4048
Internet: <http://www.tec.agrar.tu-muenchen.de>

September 2000

Danksagung

Das Projekt wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BayStMLU) finanziell gefördert und im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (BayLfU) durchgeführt. Für das uns entgegengebrachte Vertrauen möchten wir an dieser Stelle unseren Dank aussprechen.

Im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz gilt besonderer Dank dem Referat „Energie, Steine/Erden und Metalle“ (Leiter: Dipl.-Ing. Konrad Mair) - hier im Besonderen Herrn Dipl.-Phys. Hans Frieß und Herrn Dipl.-Ing.(FH) Gerhard Schmoeckel - für die fachliche Begleitung.

Die Arbeiten wären allerdings nicht ohne den großen fachlichen und analytisch-technischen Beitrag des „Dioxinlabors Wackersdorf“¹ (Leiter: Dr. Heinz Thoma) sowie des Referats „Organisch-Chemische Analytik“¹ (Leiter: Dipl.-Chem. Manfred Schreiner) möglich gewesen. In den Labors dieser Referate erfolgten die Analysen auf PAK, PCDD/F, Chlorbenzole und Chlorphenole. Dank gilt aber auch dem Referat „Anorganisch-Chemische Analytik“¹ (Leiter: Dr. Werner Reifenhäuser) für die Beteiligung an der Laborvergleichsuntersuchung.

Schließlich danken wir der Firma Ökotherm für die kostenfreie Bereitstellung der Feuerungsanlage sowie der Firma Haimer für die Pelletierung der Halmgutbrennstoffe.

Die Autoren

¹ Nach einer Umstrukturierung der Organisationseinheiten gelten heute andere Referatsbezeichnungen.

Inhaltsverzeichnis

Seite:

1	Einleitung und Zielsetzung	1
2	Methodisches Vorgehen	4
2.1	Bereitstellung der Versuchsbrennstoffe.....	4
2.2	Versuchsanstellung	7
2.2.1	Beschreibung der Feuerungsanlage.....	7
2.2.2	Versuchsaufbau	9
2.2.3	Mess- und Analyseverfahren.....	11
2.2.3.1	Feuerungs- und Emissionsmessgrößen	11
2.2.3.2	Brennstoff- und Ascheanalysen.....	22
2.3	Versuchsdurchführung und Auswertung	30
2.3.1	Inbetriebnahme und Vorversuche	30
2.3.2	Durchführung der Verbrennungsversuche.....	30
2.3.3	Auswertung der Abgas- und Ascheuntersuchungen.....	32
2.4	Versuchsprogramm	35
3	Vergleich der Versuchsbrennstoffe	39
3.1	Physikalische Merkmale	39
3.2	Chemisch-stoffliche Merkmale	40
4	Ergebnisse der Verbrennungsversuche	43
4.1	Einflüsse auf den Wirkungsgrad.....	43
4.2	Einflüsse auf Standard-Emissionsgrößen (CO, C _n H _m , Staub, NO _x)	47
4.2.1	Brennstoffart und Aufbereitungsform	47
4.2.2	Brennstoff-Wassergehalt.....	52
4.2.3	Heizlast der Feuerungsanlage.....	54
4.3	Einflüsse auf die Partikelgrößenverteilung der Staubemission.....	56
4.4	Einflüsse auf die Gehalte aromatischer Kohlenwasserstoffe	64
4.4.1	Abgas.....	64
4.4.2	Feuerraumasche	69
4.4.3	Wärmetauscher- und Kaminasche	73
4.5	Einflüsse auf die Gehalte chlorhaltiger Schadstoffe	76
4.5.1	Abgas.....	76
4.5.2	Feuerraumasche	86
4.5.3	Wärmetauscher- und Kaminasche	89
4.6	Schwermetallgehalte in Abgas und Aschen	93
4.7	Nährstoffgehalte in Aschen	98

5	Gesamtbewertung und Schlussfolgerungen	100
5.1	Bewertung der Schadstoffemissionen	100
5.2	Bewertung der Aschequalität	106
5.3	Bewertung des Wirkungsgrades	109
5.4	Gesamtschlussfolgerungen	109
6	Zusammenfassung	112
7	Quellenverzeichnis	115

Anhang:

A	Analysemethoden für PCDD/F, PCBz, PCPh und PAK	119
B	PCDD/F-, PCBz-, PCPh-, PAK-Standardmischungen	122
C	Wiederfindungsraten der PCDD/F-Spikestandards	124
D	Ringversuch mit Brennstoff- und Ascheproben	125
E	Einstellungen an der Feuerungsanlage	130
F	Ergänzende Korrelationsanalysen	131

	Maßeinheiten und Umrechnungsfaktoren.....	133
--	--	------------

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

λ	Luftverhältniszahl bzw. Luftfaktor
η	Kesselwirkungsgrad
ΔD	Fraktion
A	Aschegehalt
a	spezifische Aschemenge
AAS	Atomabsorptionsspektroskopie
As	Arsen
B(a)P	Benzo(a)pyren
bez.	bezogen
BImSchV	Bundes-Immissionsschutzverordnung
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Cl	Chlor
Cl _{Br}	Chlorgehalt im Brennstoff
C _n H _m	Kohlenwasserstoffe
CO	Kohlenstoffmonoxid
Co	Cobalt
CO ₂	Kohlendioxid
C	Kohlenstoff
C _{org}	organisch gebundener Kohlenstoff
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
d	Durchmesser
D	Massendurchgang
d _{ae 50}	Medianwert des aerodynamischen Durchmessers
EPA	Environmental Protection Agency
F	Flüchtige Bestandteile
FM	Feuchtmasse
GC	Gaschromatographie
Ges-C.	Gesamtkohlenstoff
GV	Glühverlust
H	Wasserstoff
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
H6CDD	Hexachlordibenzo- <i>p</i> -dioxin
H6CDF	Hexachlordibenzofuran
H7CDD	Heptachlordibenzo- <i>p</i> -dioxin
H7CDF	Heptachlordibenzofuran
HCl	Chlorwasserstoff

HF	Fluorwasserstoff
Hg	Quecksilber
HNO ₃	Salpetersäure
HRGC	hochauflösende Gaschromatographie
HRMS	hochauflösende Massenspektrometrie
H _u	Heizwert
H _{u, roh}	Heizwert, bezogen auf den Zustand zum Zeitpunkt der Probenahme
H _{u, wf}	Heizwert, bezogen auf die wasserfreie Substanz
I-TEQ	Internationales Toxizitätsäquivalent
IC	Ionenchromatographie
ICP	Plasmaemissionsspektrometrie
K _{kg}	Stoffkonzentration als Schadstoffmenge pro Aschemenge
K _{MJ}	energiemengenbezogener Stoffgehalt
KMnO ₄	Kaliumpermanganat
LP-Heu	Landschaftspflegeheu
Max	Maximum
Mg	Magnesium
Min	Minimum
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
MS	Massenspektrometrie
n	Anzahl
N, N ₂	Stickstoff
NATO-CCMS	North Atlantic Treaty Organization - Committee on the Challenges of Modern Society
Ni	Nickel
Nm ³	Normkubikmeter
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickstoffoxide (NO + NO ₂)
NWL	Nennwärmeleistung
O, O ₂	Sauerstoff
OCDD	Octachlordibenzo- <i>p</i> -dioxin
OCDF	Octachlordibenzofuran
org. geb.	organisch gebunden
P	Phosphor
P5CDD	Pentachlordibenzo- <i>p</i> -dioxin
P5CDF	Pentachlordibenzofuran
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCBz	Polychlorierte Benzole
PCDD	Polychlorierte Dibenzofurane

PCDD/F	PCDD und PCDF
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCPh	Polychlorierte Phenole
R	Massenrückstand
r ²	Bestimmtheitsmaß
Raps-PK	Rapspresskuchen
S	Schwefel
SIM	Single Ion Monitoring
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _x	Schwefeloxide
T4CDD	Pentachlordibenzo- <i>p</i> -dioxin
T4CDF	Pentachlordibenzofuran
TA-Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TCDD	Tetrachlordibenzo- <i>p</i> -dioxine
TCDF	Tetrachlordibenzofurane
th	thermisch
TM	Trockenmasse
TOC	Total organic carbon
Triticale-GP	Triticale-Ganzpflanze
TS	Trockensubstanz
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VK	Variationskoeffizient
w	Wassergehalt
WT	Wärmetauscher
Zn	Zink

Verzeichnis der verwendeten Einheiten

%	Massen- oder Volumenanteil
°C	Grad Celsius
µg	Mikrogramm
µm	Mikrometer
bar	Bar
cm	Zentimeter
g	Gramm
Gew.-%	Gewichtsanteil
h	Stunde
hPa	Hektopascal
K	Kelvin
kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
kW	Kilowatt
kW _{th}	Kilowatt thermisch
l	Liter
m	Meter
m ³	Kubikmeter
mg	Milligramm
min	Minute
MJ	Megajoule
ml	Milliliter
mm	Millimeter
MW	Megawatt
ng	Nanogramm
Nm ³	Normkubikmeter
Pa	Pascal
pg	Pikogramm
ppm	parts per million
s	Sekunde
W	Watt

1 Einleitung und Zielsetzung

Im Vordergrund der Bemühungen um eine verstärkte Nutzung regenerativer Energiequellen steht das Ziel des Ersatzes von fossilen Energieträgern. Deren Nutzung führt zu einer irreversiblen CO₂-Anreicherung der Atmosphäre mit den bekannten klimatischen Auswirkungen. Regenerative Energien können hier zu einer Entlastung beitragen. Gleichzeitig stellen sie aber auch eine Alternative für die Energiewirtschaft dar, da die Begrenztheit der Ressourcen fossiler Energieträger zu Überlegungen über eine langfristige Sicherung des Energiebedarfs in der Zukunft führen muss. Unter den in Frage kommenden regenerativen Energieformen bietet die Nutzung von Biomasse - neben der solarthermischen Wärmenutzung - aus gegenwärtiger Sicht das größte Anwendungspotential zur Erzeugung von Wärme, Strom und Kraftstoff [25]. Dabei ist die direkte Verbrennung zur Wärmegewinnung das derzeit wichtigste Umwandlungsverfahren.

Bei den einsetzbaren Brennstoffen wird im Wesentlichen zwischen den holzartigen und den halmgutartigen Biomassen unterschieden. Sie fallen entweder als Rückstände bei der Primärproduktion bzw. bei industriellen Bearbeitungsschritten an oder werden als speziell angebaute Energiepflanzen erzeugt. Aufgrund der Vielzahl von Rohstoffquellen sind biogene Festbrennstoffe teilweise durch sehr unterschiedliche Eigenschaften gekennzeichnet und weisen damit eine große Schwankungsbreite bei den Qualitätsmerkmalen auf. So sind die uneinheitlichen Gehalte an emissionsrelevanten Inhaltsstoffen dafür verantwortlich, dass die Höhe des Ausstoßes bestimmter Schadstoffe bei der Verbrennung nur schwer auf einem einheitlichen Niveau festzuschreiben ist. Das gilt in besonderem Maße für die Gehalte an Stickstoff, Schwefel, Chlor und Asche, da diese an der Bildung von Schadstoffen wie NO_x, SO_x, toxischen Chlorverbindungen (PCDD/F) oder Staub beteiligt sind. Ebenso betrifft es die im Brennstoff vorhandenen Schwermetalle. Sie gelangen zum einen als luftgetragene Schadstoffemissionen in die Atmosphäre, zum anderen sind die in den anfallenden Aschen verbleibenden Schwermetallanteile im Hinblick auf eine Entsorgung bzw. Verwertung von Bedeutung.

Eine schadstoffarme Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen stellt daher im allgemeinen hohe Anforderungen an die Feuerungsanlagentechnik. Das betrifft im Besonderen den Einsatz von halmgutartigen Brennstoffen, nicht nur weil sie im Vergleich zu Holzbrennstoffen in den Gehalten an emissionsrelevanten Inhaltsstoffen deutlich höher liegen [27], sondern auch aufgrund ihres niederen Ascheschmelzpunktes und - bei fein zerkleinertem Stroh - ihrer schnelleren Entgasung bzw. Entflammung. Diese technischen und ökologischen Nachteile der Halmgutbrennstoffe sind nur durch erhebliche technische

Anstrengungen und Mehrkosten zu kompensieren. Daher bietet sich ihr Einsatz besonders für Großfeuerungsanlagen an. In Kleinfeuerungen können sich dagegen die genannten Merkmale der Halmgutbrennstoffe besonders nachteilig auswirken, da hier die möglichen primären und sekundären Emissionsminderungsmaßnahmen aus Kostengründen meist unterbleiben müssen. Anlagen im unteren Leistungsbereich sind daher auch als diejenigen Feuerungen anzusehen, in denen sich die unterschiedlichen Brennstoffarten am deutlichsten auf den Schadstoffausstoß auswirken können.

Unterschiede bei den Emissionen und beim Wirkungsgrad lassen sich jedoch nicht nur auf die verwendete Brennstoffart und deren Zusammensetzung zurückführen, sie sind auch abhängig von der Aufbereitung der Brennstoffe. Beispielsweise werden der Pelletierung von Halmgütern wie Heu, Stroh oder Getreideganzpflanzen Vorteile bei der Minderung der Staubemission nachgesagt, da deren hohe Schütt- und Einzeldichte möglicherweise zur Ausbildung eines kompakteren Glutbettes führt, in dem die Partikel besser festgehalten werden, anstatt als Staubemission mit dem Abgas mitgerissen zu werden. Die Aufbereitung wirkt sich aber auch auf den Wassergehalt des Brennstoffs aus und kann somit auch die übrigen Schadstoffemissionen wie CO und C_nH_m beeinflussen. Entsprechende Untersuchungen, die einen direkten Vergleich unter standardisierten Bedingungen erlauben, wurden jedoch für den kleinen Leistungsbereich bislang nicht durchgeführt. Ebenso wenig liegen belastbare Daten zur Bildung von hochtoxisch organischen Schadstoffen vor, die ebenfalls sowohl von der Brennstoffart als auch von der Aufbereitungsform abhängen können. Bisherige Untersuchungen dieser Art beziehen sich zu meist auf Holzbrennstoffe (vgl. hierzu [11] [29] [31] [34] [40] [53] [56]). Um diese in der Praxis am häufigsten eingesetzten Brennstoffe mit den derzeit noch sehr selten verwendeten Halmgütern in ihren unterschiedlichen Aufbereitungsformen vergleichen zu können, sind spezielle Versuchsanstellungen erforderlich, in denen Fehlerquellen durch den Einfluss unterschiedlicher Feuerungstechniken und Einsatzbedingungen vermieden werden, wobei zugleich aber ein in der Praxis einsetzbares mehrbrennstoff-taugliches Feuerungskonzept auszuwählen ist.

Zielsetzung. Ziel des Messvorhabens ist eine umfassende Analyse der Emissionen und der Aschenqualität beim Einsatz verschiedener biogener Festbrennstoffe in einer Kleinfeuerungsanlage (50 kW_{th}). Dadurch soll eine vergleichende Bewertung der unterschiedlichen Brennstoffarten und Aufbereitungsformen (Pellet, Häckselgut) möglich werden und eine generelle Aussage über das Niveau des Schadstoffausstoßes inklusive hochtoxischer organischer Komponenten abgeleitet werden. Ergänzend dazu soll eine Quantifizierung möglicher Einflüsse durch den Wassergehalt im Brennstoff und die Heizlast der Feuerungsanlage vorgenommen werden. Zielgrößen der Untersuchung sind der Wirkungsgrad der Feuerungsanlage, die Standard-Emissionsgrößen CO, Staub, C_nH_m und NO_x , die Partikelgrößenverteilung des Flugstaubes, organisch und anorganisch chlorierte Schadstoffe (u.a. PCDD/F), PAK und Schwermetalle. Zusätzlich werden eine Reihe von

Qualitätsmerkmalen im Brennstoff und in den Aschen betrachtet (Nähr- und Schadstoffgehalte, einschließlich Schwermetalle, Chlor, PCDD/F, PAK).

Im Vordergrund stehen die Biomassebrennstoffe, die speziell in der Landwirtschaft erzeugt werden. Sie werden mit dem Referenzbrennstoff Fichtenhackgut verglichen. Die hierfür ausgewählten Brennstoffe sind:

- Waldrestholz (Fichte) als Referenzbrennstoff
- Holz aus Kurzumtriebsplantagen (Kultur: Pappel, Sorte: Muhle Larsen)
- Getreide-Ganzpflanzen (Kultur: Triticale)
- Getreidestroh (Kultur: Weizen)
- Gras von Landschaftspflegeflächen
- Rapspresskuchen aus der Pflanzenölgewinnung

Die vorliegende Untersuchung soll letztlich eine belastbare Datenbasis als fachliche Grundlage und Entscheidungshilfe zur Beurteilung von biogenen Festbrennstoffen und ihrer Rückstände liefern, um ggf. Empfehlungen für die Praxis, aber auch für den Vollzug des Immissionsschutzes ableiten zu können. Das gilt sowohl für den Brennstoffeinsatz - hier insbesondere für den in Kleinfeuerungsanlagen (<100 kW) - als auch für Strategien der Rückstandsentsorgung bzw. -verwertung. Durch die Erarbeitung einer Vielzahl von Ursache-Wirkungsbeziehungen sollen aber auch Ansätze für eine Optimierung des Gesamtprozesses erarbeitet werden.

2 Methodisches Vorgehen

2.1 Bereitstellung der Versuchsbrennstoffe

Der Auswahl und Beschaffung der für die Untersuchung ausgewählten Biomassearten (vgl. Kap. 1) und deren Bereitstellung als geeignete Versuchsbrennstoffe kam im Rahmen dieses Vorhabens eine besondere Bedeutung zu. Dabei war die Herkunft des jeweiligen Biomasse-Rohstoffes weniger ausschlaggebend. Bei der Auswahl der Ernteflächen wurde lediglich darauf geachtet, dass die Düngung - sofern eine vorgenommen wurde - der gängigen Praxis entsprach. Vielmehr musste darauf geachtet werden, dass die Herkunft bei den Halmgut-brennstoffen einheitlich war und lediglich ihre Aufbereitungsform sich unterschied. Einen Überblick über die Wuchsstandorte der verwendeten Brennstoffe gibt Tab. 1.

Tab. 1 Herkunft der Versuchsbrennstoffe

Brennstoffart	Düngung	Herkunft
Fichtenholz	keine	Betrieb Strehler, Flurstück Buchloe/Honsolgen, Landkreis Ostallgäu
Pappelholz	langjährig ungedüngt	Landgestüt Marbach, Baden-Württemberg
Weizenstroh	konventionell ¹⁾	Betrieb Hüttner, Flurstück Winkel, Landkreis Amberg/Oberpfalz
Landschaftspflegeheu	keine	Betrieb Daubenspeck, Flurstück Thonhausen („KULAP“-Fläche) Landkreis Amberg/Oberpfalz
Triticale-Ganzpflanze	konventionell ¹⁾	Betrieb Kohl, Flurstück Seulohe, Landkreis Amberg/Oberpfalz
Rapspresskuchen ²⁾	keine Angabe	Versuchsstation Dürnast der TU München-Weihenstephan, Freising

¹⁾ Mineraldüngung nach Pflanzenbedarf

²⁾ Angaben zur Düngung und Herkunft beziehen sich auf die Rapspflanze

Für den Einsatz in der automatisch beschickten Feuerungsanlage waren sämtliche Biomassen in schüttfähiger Form bereitzustellen. Dabei war die Teilchengröße der Brennstoffe so zu wählen, dass Betriebsstörungen in der Brennstoffzufuhr der Feuerungsanlage vermieden wurden. Im Einzelnen wurden folgende Aufbereitungsformen bereitgestellt:

- Hackgut (Holz), mittlere Kantenlänge 1 bis 2 cm
- Häckselgut (Halmgut), mittlere Häcksellänge 20 mm
- Pellet (Halmgut), mittlere Länge 25 mm, Durchmesser 12 mm
- Pellet (Rapspresskuchen), mittlere Länge 12 mm, Durchmesser 8 mm

Um solche Brennstoffformen zu erzeugen, waren eine Reihe von prozesstechnischen Verfahrensschritten notwendig, die nachfolgend erläutert werden.

Hackgutbereitstellung. Bei der Bereitstellung des Holzhackgutes kam für Fichtenholz ein anderer Hacker zum Einsatz als für Pappelholz. Das führte zu geringfügigen Unterschieden in der Partikelgröße der beiden Brennstoffe (vgl. hierzu auch Kap. 3.1).

Das Fichtenholz war 1992 geschlagen und über etwa zwei Jahre zur Vortrocknung als Bündel im Freien gelagert worden, bevor es im betriebseigenen Sägewerk verarbeitet wurde. Zum Einsatz in den Verbrennungsversuchen kam das Restholz. Dieses wurde 1995 mit einem schlepperangetriebenen Trommelhacker (Fa. Weiß) gehäckselt. Zur Begrenzung der maximalen Teilchengröße war der Hacker mit einem Rechtecklochsieb von 40 mm Maschenweite ausgestattet. Das Hackgut wurde in einem natürlich belüfteten Lager unter Dach gelagert und hatte zum Zeitpunkt der Verbrennungsversuche einen Wassergehalt von etwa 20 %. Um unterschiedliche Wassergehalte für die Versuche zu erhalten, wurden einzelne Chargen dieses Brennstoffes wenige Tage vor den entsprechenden Verbrennungsversuchen getrocknet bzw. befeuchtet. Die Trocknung des Hackgutes wurde mit einem Satz Trockner der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in Freising durchgeführt. Zur Befeuchtung wurde die auf einem Ladewagen großflächig ausgebreitete Hackgutcharge mit einer definierten Wassermenge übergossen und etwa zwei Wochen lang mehrmals täglich von Hand vermischt.

Das Pappelholz wurde im März 1995 mit einer selbstfahrenden Erntemaschine (Claas Jaguar 695), die mit einem Kurzumtriebsplantagen-Erntevorsatz ausgestattet war, als fertiges Hackgut in einem 7jährigen Baumbestand geerntet. Die am Trommelhacker der Maschine eingestellte theoretische Schnittlänge betrug 28 mm. Das Hackgut wurde bis zum Versuchsbeginn in einer luftdurchlässigen Gitterbox unter Dach gelagert. Da der Wassergehalt zum Zeitpunkt der Einlagerung bei 59 % lag, kam es während der Trocknung aufgrund fehlender Umsetzung und Durchmischung zur Pilzsporenbildung. Zum Zeitpunkt des Verbrennungsversuches war bereits ein Großteil des eingesetzten Hackgutes von Pilzsporen befallen.

Häckselgutbereitstellung. Die Halmgutbrennstoffe sollten für den angestrebten Vergleich der Aufbereitungsformen Häckselgut und Pellet in ihrer Herkunft und der stofflichen Zusammensetzung möglichst gleichbleibend sein. Um diese Forderung zu erfüllen, wurde ein einheitlicher Biomasse-Rohstoff zu Grunde gelegt, der dann unterschiedlich aufbereitet wurde. Die Gewinnung der verschiedenen Halmgutpellets erfolgte mit Hilfe der selbstfahrenden Pelletiermaschine (siehe „Pelletherstellung“) auf den drei Standorten in der Oberpfalz. Vom gleichen Standort (vgl. Tab. 1) wurden auch die für die spätere Häckselgutaufbereitung verwendeten Halmgutballen gewonnen.

Das Landschaftspflegeheu wurde im Juli 1996, die Triticale-Ganzpflanzen und das Weizenstroh im September des gleichen Jahres geerntet und unter Dach zwischengelagert. In einem zweiten Aufbereitungsschritt wurden die Ballen aufgelöst und das lose Gut mit einem Scheibenradfeldhäcksler gehäckselt. Die hierbei eingestellte theoretische Schnittlänge be-

trug 8 mm. Diese Häcksellänge stellte sich jedoch in ersten Vorversuchen als ungünstig für die Beschickungseinrichtung der Feuerungsanlage heraus. Daraufhin wurde das Häckselgut in einer Stroh­mühle weiter zerkleinert. Um möglichst feines Häckselgut zu erhalten, wurde bei diesem Vorgang ein Rundlochsieb mit einer Maschenweite von 30 mm eingesetzt. Die Häckselgutbrennstoffe wurden bis zur Verbrennung in Häckselwagen unter Dach zwischen­gelagert.

Pelletherstellung. Die Pelletierung wurde mit einer selbstfahrenden Kompaktiermaschine (System Haimer) durchgeführt. Diese Maschine, die bei HARTMANN [24] eingehend beschrieben wird, vereinigt sämtliche Arbeitsschritte vom Mähen des Bestandes über die Verdichtung, bis zur Zwischenlagerung und Übergabe der Presslinge an Transportfahrzeuge. Dabei wird die Verdichtung nach dem Zahnradprinzip durchgeführt (Abb. 1). Für die Ernte wurde eine Matrize eingesetzt, mit der zylindrische Presslinge (Pellets) mit einem Durchmesser von 12 mm und einer Länge von 30 bis 100 mm hergestellt wurden. Die Lagerung der Pellets erfolgte in luftdurchlässigen Gewebesäcken unter Dach.

Der Presskuchen wurde an der dezentralen Pflanzenölgewinnungsanlage der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik gewonnen (vgl. WIDMANN [57]). Die vorhandene Schnecken­presse erzeugt einen Presskuchen, der pelletförmig anfällt. Je nach Lochgröße der eingesetzten Düsen­scheibe können die Durchmesser der Presskuchenpellets zwischen 6 und 15 mm abgestuft werden. Zur Herstellung des Versuchsbrennstoffes wurde die Pressdüse mit einer Lochgröße von 8 mm verwendet. Der Presskuchen wurde im Jahr 1995 erzeugt und ebenfalls in luftdurchlässigen Gewebesäcken unter Dach gelagert.

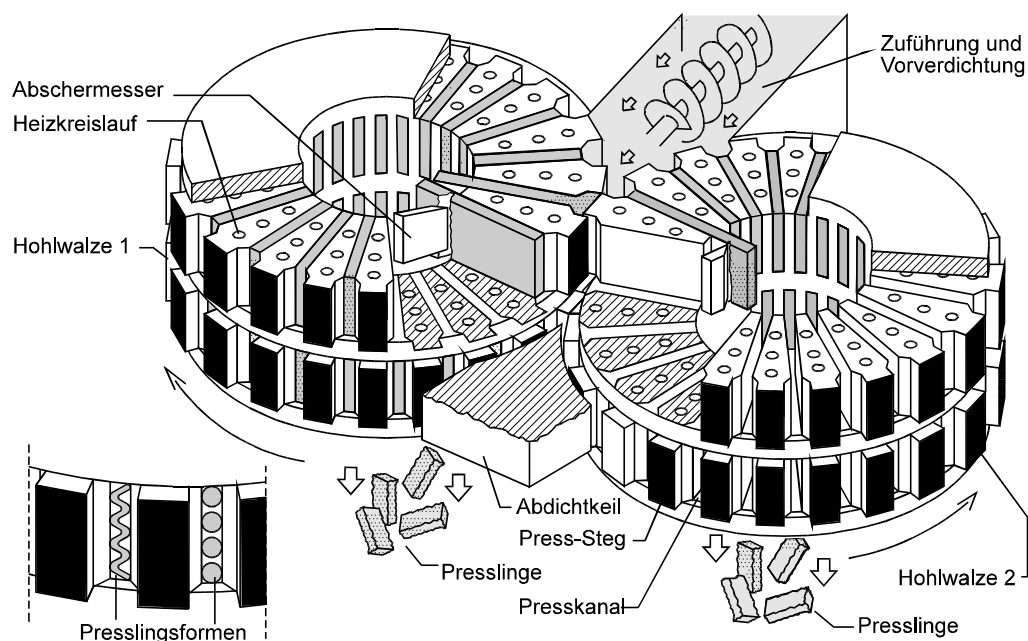


Abb. 1 Arbeitsweise der Zahnradpresse einer selbstfahrenden Kompaktiermaschine (System Haimer) [24]

2.2 Versuchsanstellung

2.2.1 Beschreibung der Feuerungsanlage

Die Verbrennungsversuche wurden an einer automatisch beschickten Biomassefeuerungsanlage vom Typ Compact C0 der Firma Ökotherm, Hirschau durchgeführt (Abb. 2). Die Feuerungsanlage hat einen Wärmeleistungsbereich von 15 bis 50 kW und ist für den Einsatz von Holzbrennstoffen in Form von Hackgut oder Sägespänen bis maximal 60 mm Länge und 2 cm² Querschnittsfläche und einem Wassergehalt bis ca. 35 % geeignet. Für den Einsatz von Holzhackgut erfüllt die Anlage die Förderkriterien des 2. Bayerischen Technologie-Einführungsprogrammes und ist hier in der höchsten Förderklasse eingestuft (CO < 250

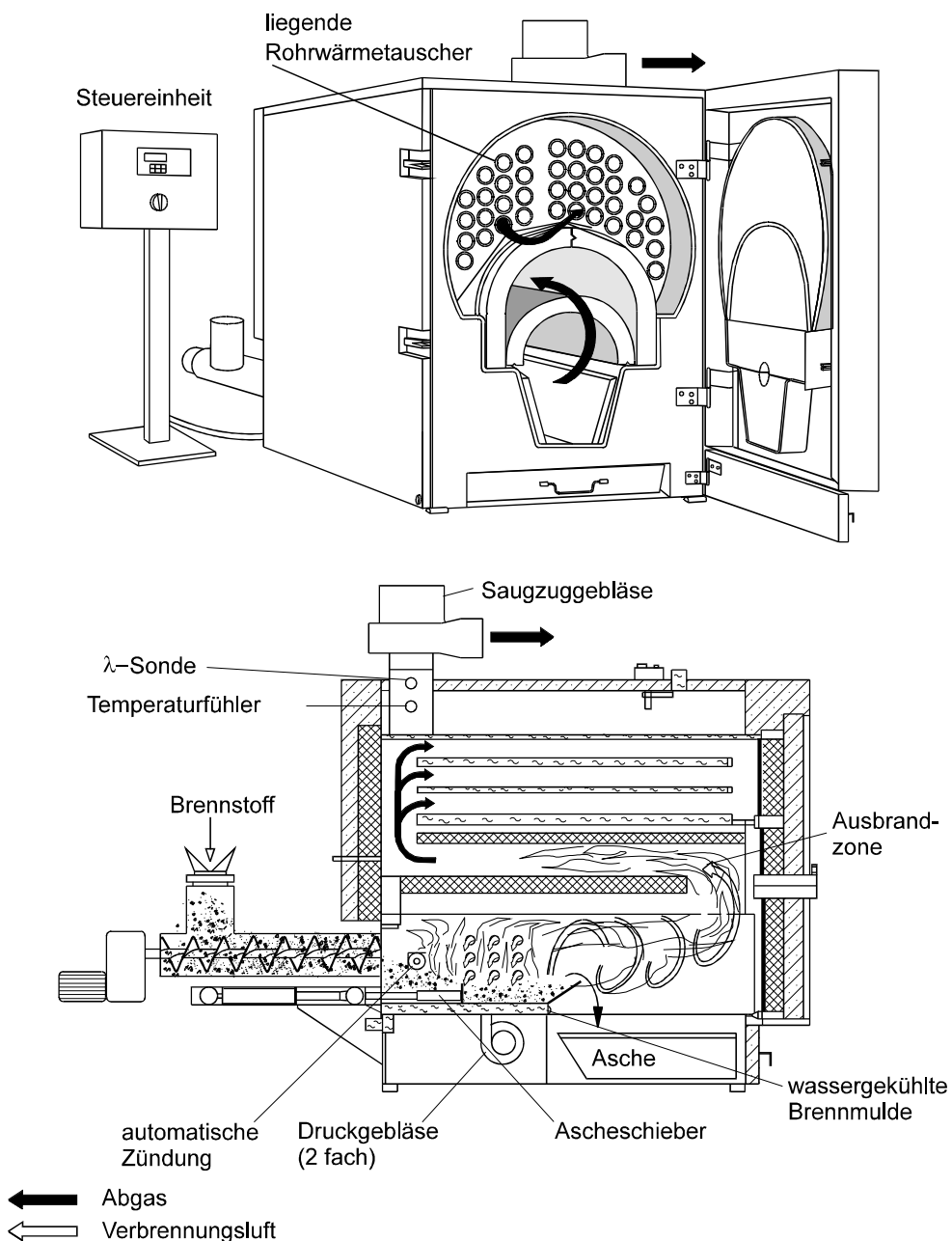


Abb. 2 Schematische Darstellung der Biomassefeuerungsanlage ÖKOTHERM Compact C0

mg/Nm³ bei NWL und < 500 mg/Nm³ bei KWL, Staub < 50 mg/Nm³) [6]. Damit unterschreitet sie deutlich die derzeitigen gesetzlichen Emissionsanforderungen für Kleinanlagen (vgl. 1. BImSchV [21]).

Im Gegensatz zu anderen Kleinanlagentypen mit Leistungen unter 100 kW_{th} ist diese Feuerungsanlage - aufgrund ihrer speziellen Feuerungstechnik - auch für eine Nutzung von Biomasse-Brennstoffen mit niedrigen Ascheschmelzpunkten, wie beispielsweise Stroh und Ganzpflanzen, technisch tauglich. Die Verschlackungsgefahr beim Einsatz solcher Brennstoffe wird durch die Wasserkühlung des Glutbettbereiches verringert. Zudem kann die Verweilzeit der heißen Asche im Glutbett durch den dort vorhandenen Ascheschieber in einem weiten Bereich an die Verschlackungseigenschaften der Brennstoffe angepasst werden. Aufgrund der gekühlten Brennkammer bleibt ein „Anbacken“ an die Brennkammerwände im Fall einer Schlackebildung aus.

Zur Gewährleistung einer hohen Ausbrandqualität und eines hohen Wirkungsgrades ist die Feuerungsanlage mit einer elektronischen Regelung ausgerüstet. Diese regelt die Verbrennungsluftzufuhr und Brennstoffmenge in Abhängigkeit vom Verbrennungsluftüberschuss im Abgas (λ) sowie der Abgas- und Kesselwassertemperatur. Einen weitergehenden Überblick über die wesentlichen technischen Merkmale der Anlage gibt Tab. 2.

Die Feuerungsanlage (Kessel und Brennstoffzuführung) wurde fabrikneu angeliefert. Um

Tab. 2 Technische Merkmale der verwendeten Biomassefeuerungsanlage

Anlagenkomponente	Ausführung
<i>Feuerung</i>	
Bauart	im Kessel integrierte Feuerung
Feuerungsprinzip	wassergekühlte Brennmulde mit Schubboden
Brennstoffzufuhr	automatisch mit Eintragschnecke
Entaschung	von Hand ¹⁾
Zündung	automatisch mit Heißluft
<i>Wärmetauscher</i>	
Form	Rohrwärmetauscher, liegend
Reinigung	von Hand
<i>Verbrennungsluft</i>	
Luftzufuhr	erster Zuluftstrom über rechte Seitenwand, zweiter Zuluftstrom über linke Seitenwand der Brennmulde; Bohrungen des zweiten Zuluftstromes zur Drallerzeugung höher angeordnet
Gebläse	zwei Druckgebläse an den Zuluftstellen, zusätzlich ein Saugzuggebläse am Kesselaustritt
Luftmengenanpassung	Gebälasedrehzahl
<i>Leistungsregelung</i>	
Regelgrößen	Kesselwassertemperatur
Stellgrößen	Brennstoff- und Luftmenge über rechte Seitenwand
<i>Verbrennungsregelung</i>	
Regelgrößen	Lambda und Abgastemperatur
Stellgrößen	Luftmenge über linke Seitenwand

¹⁾ nur bei der hier eingesetzten Feuerungsanlage, sonst automatische Entaschung

mögliche Einflüsse von Farbresten auf die zu messenden Schadstoffe auszuschließen, wurde werkseitig auf eine Imprägnierung sämtlicher brennstoff-, flammen- und abgasbeaufschlagter Bauteile verzichtet. Zur Brennstoffbevorratung und zur Erfassung des Brennstoffverbrauchs kam eine spezielle Austragevorrichtung, die an einer Wägezelle aufgehängt wurde, zum Einsatz. Diese Vorrichtung, die sich aus einem Tagesvorratsbehälter und einer stufenlos einstellbaren Austragsschnecke zusammensetzte, war direkt an die Regelung der Feuerungsanlage angekoppelt.

Bei den Versuchen erfolgte die Beschickung der Zufuhrschnecke der Feuerungsanlage auf zwei Arten: im „Einschubbetrieb“ und im „Dosierbetrieb“. Beim „Einschubbetrieb“ wurde die Fördergeschwindigkeit der Austragsschnecke mit der Zufuhrschnecke synchronisiert, wobei die Austragsschnecke ununterbrochen lief. Beim „Dosierbetrieb“ erfolgte dagegen ein dosiertes Befüllen der Brennstoffzuführung. Die Austragsschnecke wurde hierbei abgeschaltet, wenn der Füllschacht der Zuführung bis zum Füllstandsmelder mit Brennstoff befüllt war (s. Betriebsanleitung zur Feuerungsanlage [4]).

Bauliche Änderungen an der Feuerungsanlage. Zur Entaschung des Wärmetauscherbereiches wurde nicht nur die frontseitige Reinigungstür geöffnet, sondern auch die Rückwand des Wärmetauschers abgebaut. Das wiederholte Auf- und Abmontieren der Rückwand führte bereits in der Vorversuchsphase zu erheblichem Materialverschleiß bei der aus Keramikfaser bestehenden Platte, wodurch eine vollständige Abdichtung des Wärmetauschers nicht mehr möglich war. Aus diesem Grund wurde anstatt dieser Rückwand eine Schamotteplatte montiert, die im Verlauf der gesamten Messkampagne mehrmals gegen eine neue Platte ausgetauscht wurde. Auf die wärmeisolierende Rückwandverkleidung musste dadurch jedoch verzichtet werden, was sich bei den Versuchen in einem erhöhten Abstrahlungsverlust bemerkbar machte (vgl. hierzu Kap. 4.1)

2.2.2 Versuchsaufbau

Die Messungen wurden auf dem Feuerungsprüfstand der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik durchgeführt. Dort standen wesentliche Teile eines geeigneten Versuchsaufbaus sowie eine entsprechende Messausrüstung aus vorangegangenen Forschungsvorhaben [34] zur Verfügung.

Abgasmessstrecke. Zur Erfassung der großen Anzahl von Abgasmessgrößen bestand der Versuchsaufbau abgasseitig aus einer Messstrecke mit horizontalem und schrägem Teilstück (Abb. 3). Im horizontalen Teilstück befinden sich die „DIN-Messstellen“ für Abgastemperatur und Kaminzug. Sie sind in ihrer Lage und Position nach DIN 4702 Teil 2 [14] (Regeln für die heiztechnische Prüfung) angeordnet. Alle weiteren Messstutzen befanden sich im nachgeschalteten zweiten schrägen Teilstück. Aufgrund der Länge dieses Teilstückes ergab sich die schräge Anordnung als Kompromisslösung zwischen der empfohlenen vertikalen Führung bei der Partikelprobenahme und der geringen Deckenhöhe der Halle. Zur Anhe-

bung der Gasgeschwindigkeit war dieser Teil der Messstrecke zusätzlich im Rohrquerschnitt reduziert worden. Dadurch konnte auch bei kleinen Abgasmassenströmen die Gasgeschwindigkeit mit einfacher Differenzdruckmessung erfolgen. Nach der Messstrecke strömt das Abgas in den Edelstahlkamin des Prüfstandes und wird über diesen an die Umgebung abgeführt.

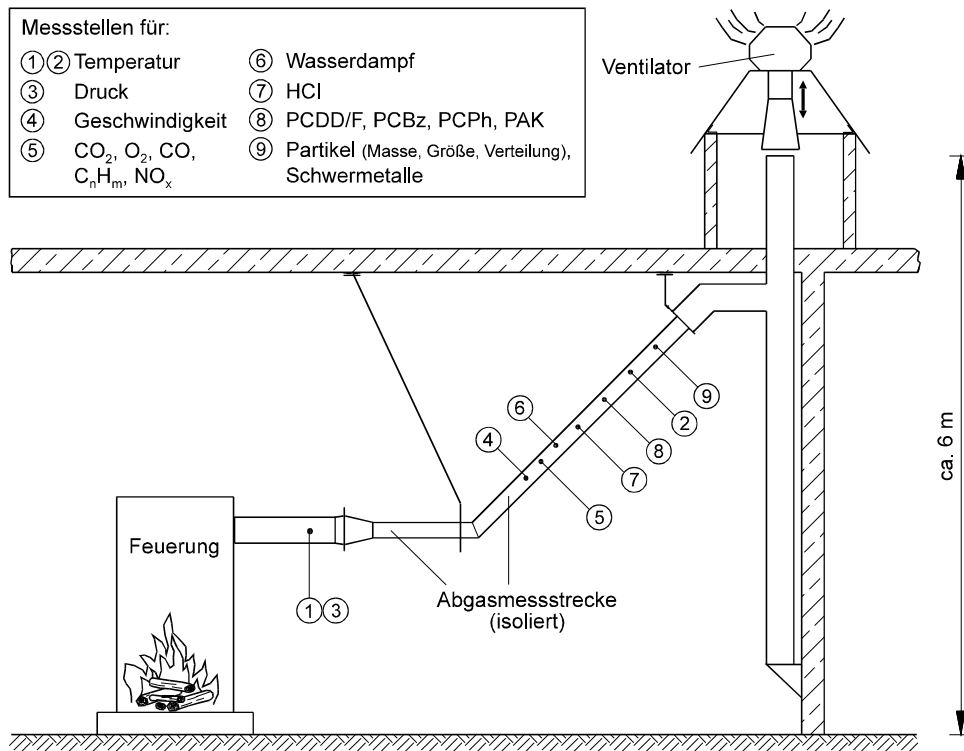


Abb. 3 Räumliche Anordnung von Feuerungsanlage und Abgasführung

Wärmeleistungsmessstrecke. Die Feuerungsanlage wurde wasserseitig an einen speziellen Kühlkreislauf angeschlossen. Dieser ermöglichte eine direkte Erfassung der vom Kessel abgegebenen Nutzwärme. Die hydraulische Messstrecke entspricht den Anforderungen von DIN 4702 Teil 2 [14] (vgl. „Kreislauf mit Kurzschlussstrecke“). Sie wird ebenso wie der gesamte Kühlkreislauf bei LAUNHARDT et al. [34] eingehend beschrieben.

2.2.3 Mess- und Analyseverfahren

2.2.3.1 Feuerungs- und Emissionsmessgrößen

Im Rahmen des Messprogrammes wurden folgende Feuerungs- und Emissionsmessgrößen erfasst:

Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:

- Kohlenstoffmonoxid (CO)
- Organische Stoffe (C_nH_m)
- Stickstoffoxide (NO_x)
- (Gesamt-)Staub
- Polychlorierte Benzole (PCBz) und Phenole (PCPh)
- Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)
- Dampf- und gasförmige anorganische Chlorverbindungen (HCl)
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Partikelgröße und -verteilung des Staubes
- Schwermetalle (hier: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn)

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Kohlenstoffdioxidgehalt im Abgas (CO₂)
- Wärmeleistung und Kesselwirkungsgrad
- Temperaturen in Feuerraum und Wärmetauscher
- Abgastemperatur

Daneben wurden weitere Messgrößen (u.a. Wasserdampfgehalt, Sauerstoffgehalt) als Hilfsgrößen für Umrechnungen erfasst. Einen Überblick über die hierbei eingesetzte Messgerätetechnik und deren Aufbau im Feuerungsprüfstand gibt Abb. 4.

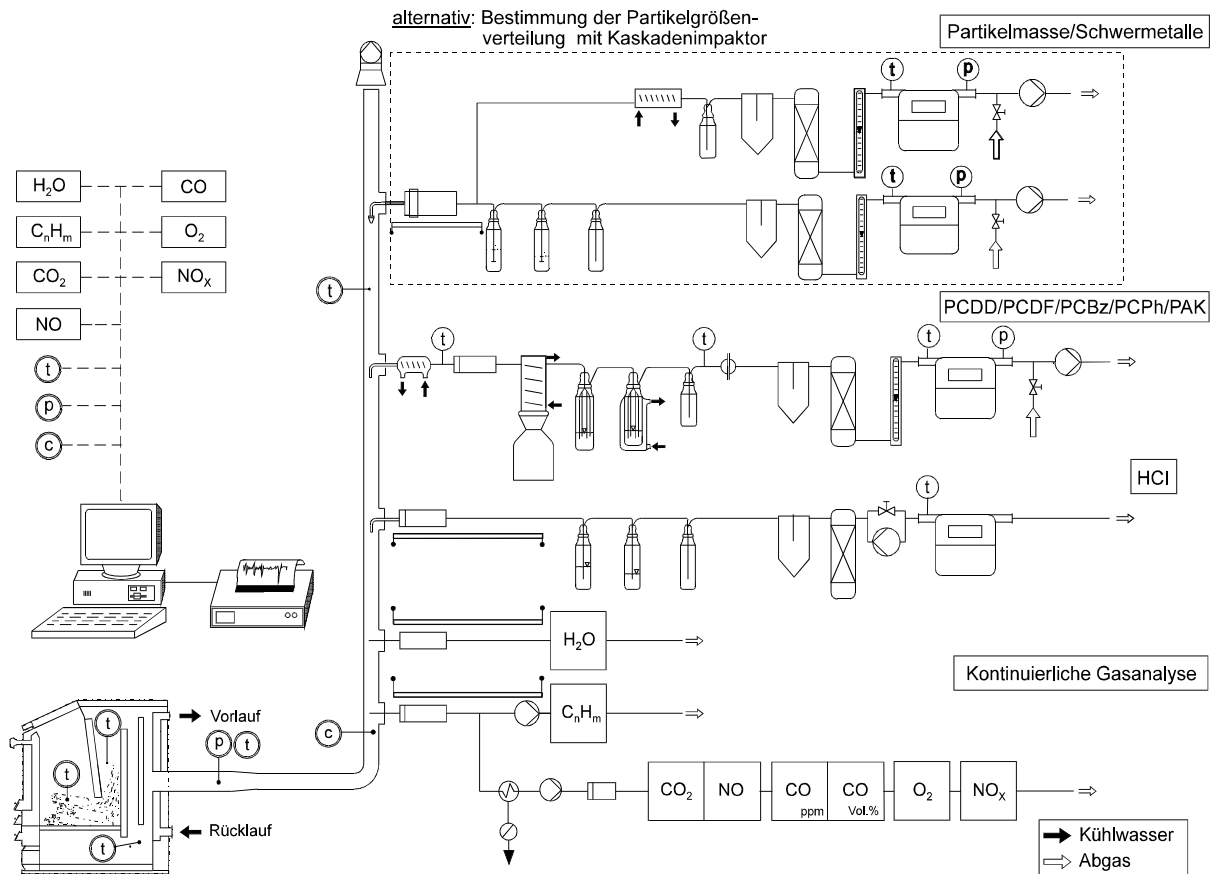


Abb. 4 Schematische Darstellung des Messgerätaufbaus im Feuerungsprüfstand

Kontinuierlich erfasste Messgrößen. Die im Versuchsstand implementierte Messgerätechnik ermöglicht die kontinuierliche Erfassung verschiedenster Messgrößen (Tab. 3). Dabei entsprechen die eingesetzten Messmethoden standardisierten Verfahren und sind in DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert.

Alle Messdaten wurden als Analogsignale von zwei Dataloggern (FLUKE HYDRA 2620A) erfasst und von einem Personal Computer zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung über zwei serielle Schnittstellen (RS 232) aufgenommen. Als Messdatenerfassungssoftware wurde das an der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik entwickelte Programm PSM 8.0 verwendet. Die Abtastdauer für 38 Dataloggerkanäle betrug ca. 9 s. Als Zeitintervall zur Mittelwertbildung wurden 60 s gewählt. In diesen Minutenzeitabständen wurde zusätzlich vom Messdatenerfassungsprogramm die momentane Gasgeschwindigkeit aus den Minutenmittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, statischer Druck, Abgasdichte (ermittelt aus der aktuellen Abgaszusammensetzung) und Abgastemperatur berechnet.

Tab. 3 Technische Daten zur Messgerätetechnik – kontinuierlich erfasste Messgrößen

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	Prüfgaskon- zentration ¹⁾
Temperatur ²⁾	Thermoelement (Typ K), Fa. Philips-Thermocoax	Thermoelektrizität	(-)200-1000 °C	---
statischer Druck	Ringleitung mit Präzisions- Mikromanometer, Fa. Müller	Differenzdruck	0-200 Pa	---
dynamischer Druck	Staurohr mit Präzisions- Mikromanometer, Fa. Müller	Differenzdruck	0-200 Pa	---
Luftdruck ³⁾	Barograph, Fa. Lambrecht	Aneroiddose	900-1000 hPa	---
<i>Abgasbestandteile</i>				
O ₂	OXYNOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Paramagnetismus	0-21 %	20,9 % Luft-O ₂
CO ₂	BINOS 1004, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-20 %	17 % in N ₂
H ₂ O	Hygrophil 4220 B, Fa. Ultrakust	Psychrometrie	10-500 g/kg	---
CO	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-100 0-500 0-2500 0-5000 ppm ⁴⁾	450 bzw. 3950 ppm in N ₂
CO	BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-3 %	2,3 % in N ₂
C _n H _m ⁶⁾	Modell VE 7, Fa. J.U.M.	Flammenionisation	0-10 0-100 0-1000 ppm ⁵⁾	90 ppm C ₃ H ₈ in N ₂
NO	BINOS 1004, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0-300 ppm	240 ppm in N ₂
NO _x ⁷⁾	Modell 951 A, Fa. Beckmann Industrial	Chemolumineszenz	0-250 ppm	240 ppm NO in N ₂
<i>Wärmeleistung und Wirkungsgrad</i>				
Temperatur ⁸⁾	Widerstandsthermometer (PT100), Fa. Heraeus	temperaturabhängige Widerstandsänderung	(-)50-150 °C	---
Kühlwasser- strom	Flügelradzähler mit Kontakt- geber, Fa. Spanner-Pollux	Flügelradrotation	0,12-2,5 m ³ /h	---
Brennstoff- massenstrom	Wägezelle mit Messverstärker, Fa. Hottinger Baldwin	Wägung	0-500 kg	---

Hinweise: Bestimmung von C_nH_m und H₂O im feuchten Abgas bei vorgeschaltetem beheiztem Keramikfilter (Betriebs-temperatur: 180 °C, Porengröße: ca. 0,9 µm) und beheizter Messgasleitung (Betriebs-temperatur: 180 °C, Länge 5 m); Bestimmung von O₂, CO₂, CO, NO, NO_x im trockenen Abgas nach Messgaskühler (Gasausgangstaupunkt: 5 °C) und PartikelfeinfILTER (Porengröße: 0,9 µm und 0,2 µm)

¹⁾ relative Genauigkeit des Prüfgases: ± 2 % (lt. Herstellerangabe)

²⁾ zwei Messstellen in Abgasmessstrecke, je drei Messstellen in Feuerraum und Wärmetauscher

³⁾ Ablesung einmal am Tag

⁴⁾ automatische Messbereichsumschaltung

⁵⁾ manuelle Messbereichsumschaltung

⁶⁾ Summe der flüchtigen organischen Verbindungen; Messung im heißen Abgas (θ = 180 °C) gemäß VDI-Richtlinie 3481 Blatt 1 [49]

⁷⁾ NO_x = NO + NO₂

⁸⁾ Vor- und Rücklaufwassertemperatur, Kühlwassertemperatur, Raum- und Außentemperatur (je eine Messstelle)

Temperaturmessungen in der Feuerungsanlage. Um die Temperaturbedingungen in der Feuerungsanlage bewerten zu können, wurden je drei Messstellen im Feuerraum und im Wärmetauscher eingerichtet. Die Positionierung der Temperatursensoren erfolgte dabei mit dem Ziel, repräsentative Einzelwerte für die spätere Mittelwertbildung zu erzielen (Abb. 5).

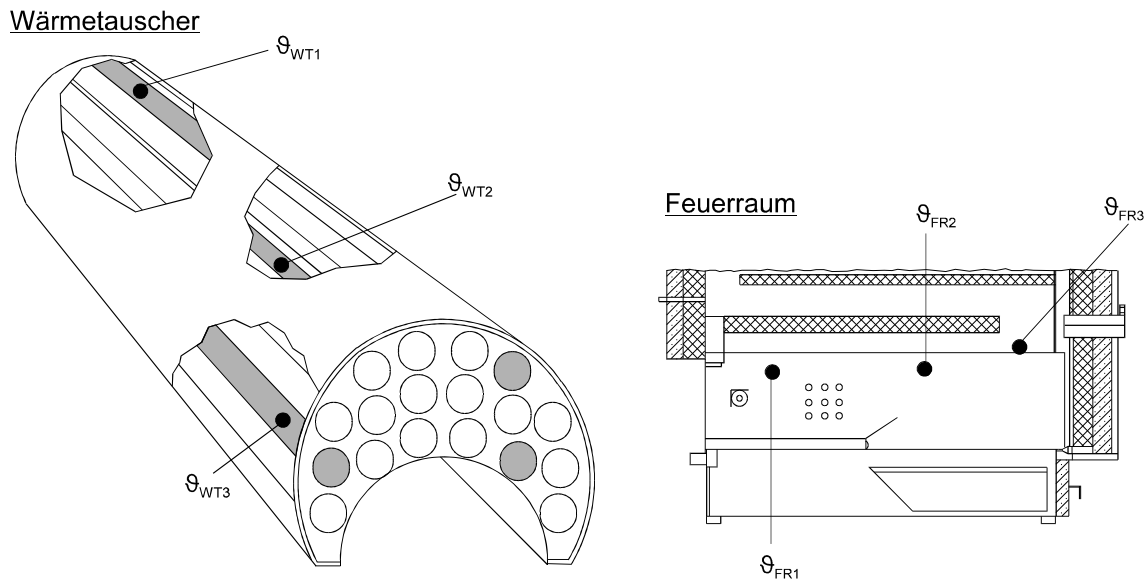


Abb. 5 Anordnung der Temperaturmessstellen in Feuerraum (FR) und Wärmetauscher (WT)

Diskontinuierlich erfasste Messgrößen. Die Bestimmung der Emissionen an organisch und anorganisch chlorierten Schadstoffen, PAK, Schwermetallen und Staub (Partikelmasse, -verteilung und -größe) erfolgte diskontinuierlich mittels anreichernder Abgasprobenahme und späterer Laboranalyse. Die hierfür eingesetzten Messmethoden entsprechen auch bei diesen Messgrößen standardisierten Verfahren, die in DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert sind.

PCDD/F, PCBz, PCPh und PAK. Zur Bestimmung dieser vier Substanzklassen wurde das im VDI-Richtlinienentwurf 3499 Blatt 2 [50] beschriebene Probenahmeverfahren (Kondensationsverfahren bzw. Filter/Kühler-Methode) angewandt. Bei diesem Verfahren werden die Partikel des Probengases zunächst auf einem Filter abgeschieden, das Abgas anschließend unter Kondensatbildung abgekühlt und durch eine Sorptionseinheit geleitet. Dadurch werden sowohl die in der Gasphase vorliegenden als auch die partikelgebundenen Verbindungen erfasst.

Die Probenahme erfolgte mit einer Apparatur, die in gleicher Weise auch bei der Firma TÜV Ecomplan Umwelt GmbH und dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz verwendet wird (Abb. 6). Bei dieser wird ein unverdünnter Teilabgasstrom entsprechend den Anforderungen nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [46] unter isokinetischen Bedingungen abgesaugt und durch einen Vorkühler sowie eine mit Quarzwatte gestopfte Hülse (Grobfilter, mittlerer Faser-

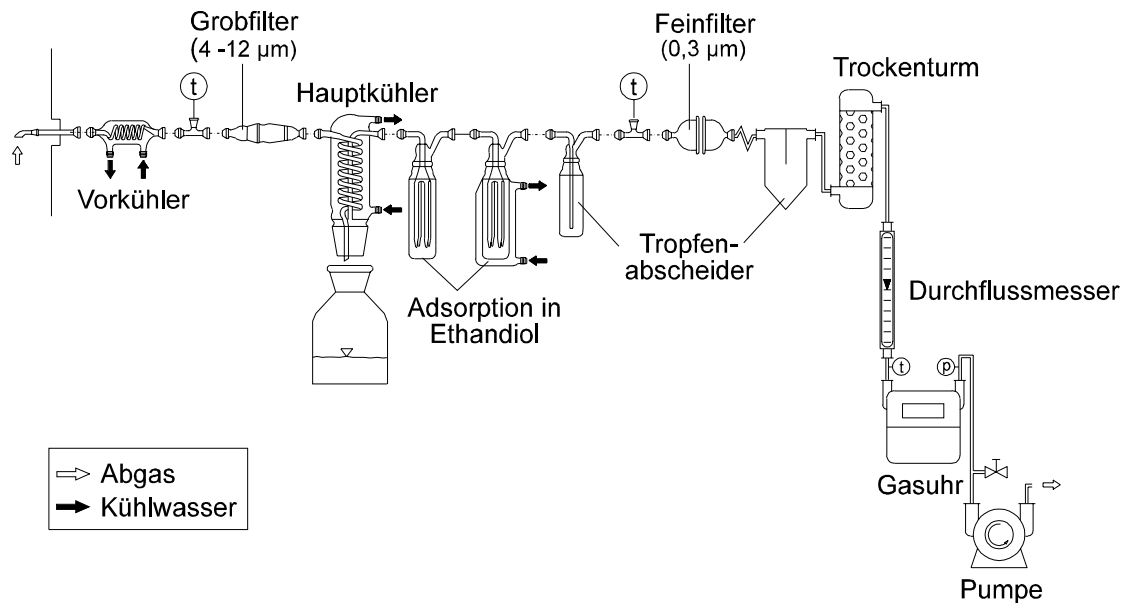


Abb. 6 Schematische Darstellung der Probenahmeapparatur zur Ermittlung der Emissionen an PCDD/F, PCBz, PCPh und PAK; Kondensationsverfahren

durchmesser 4-12 µm) geleitet. Das Messgas wird anschließend einem Hochleistungskühler zur Kondensatabscheidung zugeführt. Nachgeschaltet befindet sich eine Sorptionseinheit, bestehend aus zwei mit Ethandiol gefüllten Impingerflaschen (je 150 ml), von denen die letzte Flasche zusätzlich gekühlt wird. Mitgerissene Tröpfchen aus den Impingern werden in einem Tropfenabscheider zurückgehalten. Das Messgas wird schließlich einem Quarzfaserplanfilter (mittlere Porengröße 0,3 µm) zugeführt; dieser verhindert ein Entweichen von Feinpartikeln. Sämtliche Oberflächen, mit denen das Messgas in Berührung kommen kann, bestehen aus Glas. Nach dem Planfilter gelangt das Messgas in die Absaugapparatur. Diese besteht aus einer Einheit zur Gastrocknung, den Geräten zur Ermittlung des Volumensstromes sowie des Gaszustandes und einer Saugpumpe. Eine optische Durchflussanzeige dient zusätzlich der Kontrolle zwischen dem einzustellenden Durchfluss-Sollwert und dem Durchfluss-Istwert.

Bei den in vorliegendem Messprojekt durchgeführten Probenahmen lag der mittlere Proben-gasdurchsatz zwischen 1,2 und 2 Nm³/h. Das insgesamt abgesaugte Abgasvolumen betrug 4 bis 6 Nm³ je Probenahme. In wenigen Einzelfällen wurden aber auch 10 Nm³ und mehr abgesaugt. Die in der VDI-Richtlinie 3499 Blatt 2 [50] empfohlenen Gastemperaturen vor dem Quarzwattemfilter (80-100 °C) und nach der letzten Kühlstufe (3-30 °C) wurden eingehalten. Zur Überprüfung der Probenahme waren die eingesetzten Quarzwattemfilter mit 13C-markierten Standards dotiert (s. Anhang B). Die Wiederfindungsraten dieser Standards lagen für PCDF und H6CDD im Mittel über sämtliche durchgeführten Probenahmen bei 94 % bzw. 99 %. Bei den TCDD und H7CDF lagen die Wiederfindungsraten mit 65 % bzw. 83 % etwas niedriger. Eine Auflistung der Wiederfindungsraten zu sämtlichen Probenahmen findet sich in Anhang C.

Zu Beginn jeder Versuchsvariante stand eine im Analysenlabor gereinigte Glasapparatur zur Verfügung. Alle aufeinanderfolgenden Verbrennungsversuche zu einer Variante wurden mit der vor Ort gereinigten Apparatur durchgeführt. Hierzu wurden die gasberührten Glasoberflächen unter Rückfluss mit Aceton und anschließend Toluol bei zweifacher Wiederholung gespült. Nach der Probenahme wurden das Kondensat, die Absorptionslösung und die Toluol-/Aceton-Spüllösungen vereinigt und mit den beiden beladenen Partikelfiltern im Dioxinlabor des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU) in Wackersdorf zur Analyse abgeliefert.

Im Analysenlabor wurden die Abgasproben in mehreren Aufarbeitungsschritten (Clean-up) für die GC/MS-Messungen vorbereitet. Art und Umfang der Probenaufbereitung richteten sich dabei nach den chemischen Eigenschaften der zu bestimmenden Substanzen (Abb. 7). Nach der Aufbereitung erfolgte die eigentliche quantitative Analyse der Substanzen mittels

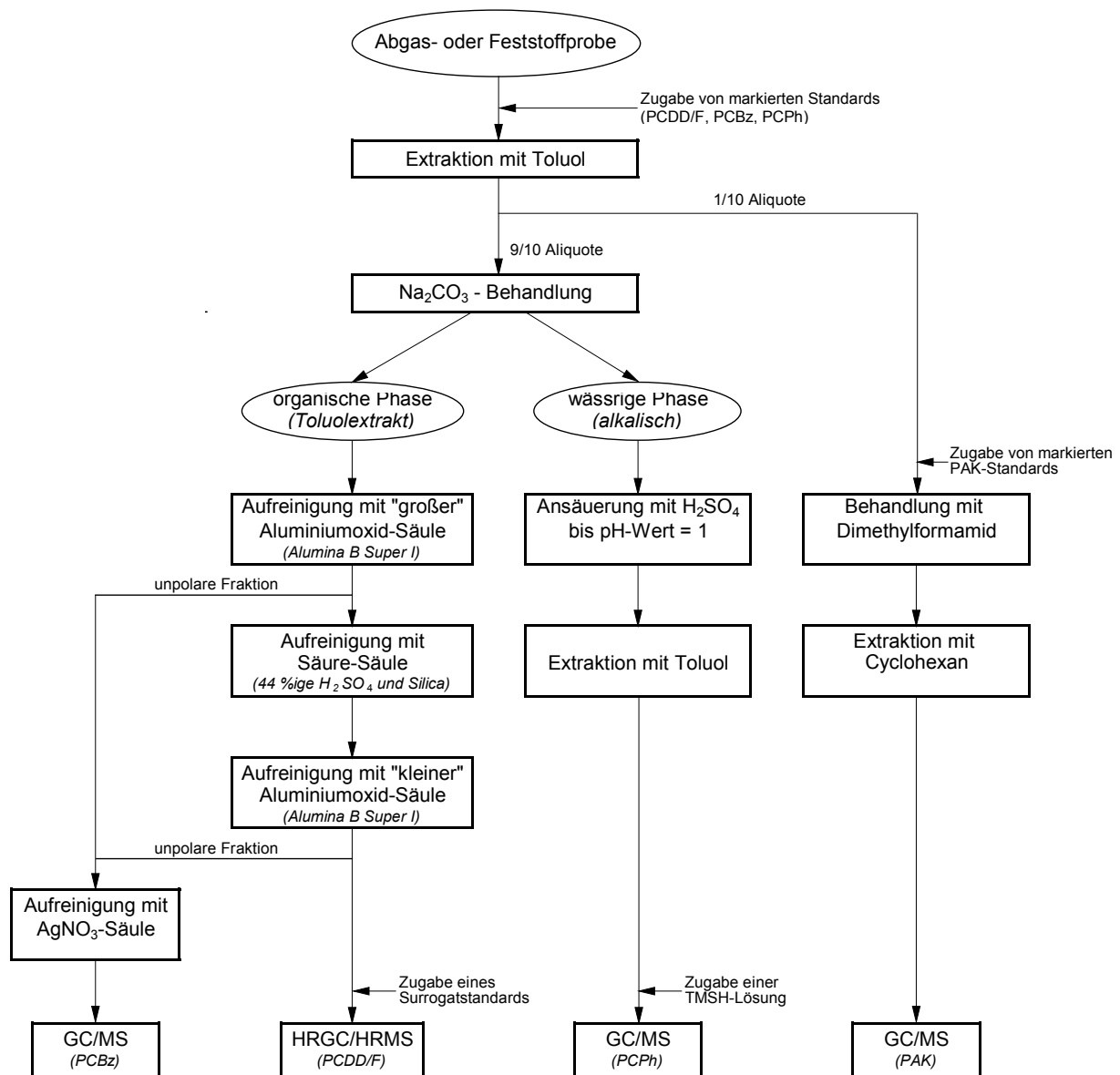


Abb. 7 Vereinfachtes Ablaufschema der Probenaufbereitung

Gaschromatographie und Massenspektrometrie (GC/MS). Bei den PCDD/F-Analysen wurden sowohl die Summenwerte der tetra- bis octachlorierten Verbindungen (TCDD/F bis OCDD/F) als auch die 17 2,3,7,8-chlorsubstituierten Verbindungen bestimmt. Bei den Untersuchungen auf PCBz und PCPh wurden die Summenwerte Di- bis Hexachlorbenzol sowie Mono- bis Pentachlorphenol analysiert. Die zudem durchgeführten PAK-Analysen umfassten die 16 US-EPA-Verbindungen (Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz[a]anthracen, Chrysen, Triphenylen, Benzo[fluoranthene[b+j+k], Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenz[a,h]anthracen, Benzo[ghi]perylene) und zusätzlich die Einzelverbindungen Benzo[b]naphtho[2,1-d]thiophen, Benzo[ghi]fluoranthren, Benzo[e]pyren, Perylen, Dibenz[a,j]anthracen, Anthanthren und Coronen.

Die analytischen Bestimmungen auf PCDD/F wurden in Anlehnung an die Methode von HAGENMAIER et al. [23] durchgeführt. Bei der PAK-Analyse und bei den Analysen auf PCBz und PCPh wurde hingegen ein vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz entwickeltes und erprobtes Verfahren angewandt. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise bei der Analyse und den verwendeten Standardmischungen finden sich in den Anhängen A und B.

Chlorwasserstoff. Die Abgasprobenahme wurde nach dem in VDI-Richtlinie 3480 Blatt 1 [48] beschriebenen Verfahren durchgeführt. Dieses ist grundsätzlich zur stichprobenartigen Messung von Chlorwasserstoff in Abgasen, die chloridhaltige Partikel in nur geringen Konzentrationen enthalten, geeignet. Dabei werden die anorganischen und organischen Chlorverbindungen erfasst, die unter den Bedingungen der Probenahme in der Absorptionslösung Chlorid-Ionen bilden. Da mit dieser Methode keine partikelgebundenen Chlorverbindungen berücksichtigt werden, ist eine isokinetische Probenahme nicht erforderlich.

Das Messgas wird durch eine beheizte Entnahmesonde und zwei hintereinander geschaltete Absorptionsgefäße gesaugt (Abb. 4). Mitgerissene Tröpfchen werden in einem nachgeschalteten Tropfenfänger zurückgehalten. Zur Abscheidung von Partikeln ist zwischen der Entnahmesonde und der Absorptionseinheit ein beheizter Quarzwollefilter geschaltet. Auch bei dieser Apparatur bestehen sämtliche Oberflächen, mit denen das Messgas in Berührung kommen kann, aus Glas. Nach dem Tropfenfänger wird das Messgas der Absaugapparatur, bestehend aus der Gastrocknungseinheit, einer gasdichten Saugpumpe und einem Gasvolumenzähler mit Thermometer, zugeführt. Da das Messgas quasi drucklos durch den Gasvolumenzähler strömt, ist zur Umrechnung des abgesaugten Gasvolumens auf Normbedingungen lediglich die Messgastemperatur erforderlich.

Bei den Probenahmen wurde ein mittlerer Gasdurchsatz zwischen 0,3 und 0,6 Nm³/h. eingestellt. Bei den Verbrennungsversuchen mit Holz betrug das insgesamt abgesaugte Abgasvolumen rund 0,8 Nm³ und bei den Versuchen mit Halmgut und Rapspresskuchen ca. 0,2 Nm³ (vgl. Kap. 2.3). Als Sorptionsmittel wurde 0,1 molare NaOH-Lösung (ca. 150 ml) eingesetzt. Zur Analyse kamen die beladenen Absorptionslösungen und eine „Blindprobe“ der unbeladenen Lösung. Die analytische Bestimmung des Chloridgehaltes erfolgte ionenchroma-

tographisch an der Bayerischen Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft der TU München-Weihenstephan (vgl. Kap 2.2.3.2).

Staub (Partikelmasse). Die Bestimmung der Gesamtstaubemissionen erfolgte nach dem in den VDI-Richtlinien 2066 Blatt 1 [46] und Blatt 3 [47] beschriebenen Messverfahren (Methode mit „Filterkopfgerät“). Bei dieser Probenahme wird - wie bei der Abgasprobenahme zur Bestimmung chlororganischer Emissionen und PAK - ein staubbeladener Teilgasstrom unter isokinetischen Bedingungen entnommen und einem Rückhaltesystem zur Staubabscheidung zugeführt. Als Abscheidemedium wurde eine mit Quarzwatte (mittl. Faserdurchmesser 4-12 μm) gestopfte Filterhülse im Rückhaltesystem eingesetzt, die aufgrund des geringen Durchmessers der Abgasmessstrecke ($D = 100 \text{ mm}$) außerhalb des Abgaskanals angeordnet war. Je nach Erfordernis wurden das Absaugrohr und das Rückhaltesystem beheizt. Sämtliche Oberflächen, mit denen das Messgas im Filterkopfgerät in Berührung kam, bestanden aus Titan. Zur Absaugung und Volumenstromermittlung (Gasvolumen, Temperatur und Unterdruck) wurde eine Apparatur verwendet, wie sie auch bei der Dioxinprobenahme (vgl. Seite 14) eingesetzt wurde.

Die Dauer einer Probenahme richtete sich nach dem Sättigungsgrad der Filterhülse. Bei Erreichen eines Unterdruckes vor der Gasuhr von ca. 0,3 bar wurde die Filterhülse gewechselt. Der Probengasdurchsatz lag je nach Heizlast der Feuerungsanlage in einem Bereich von 1 bis 2 Nm^3/h . Die Bestimmung der Staubmasse erfolgte gravimetrisch mittels elektronischer Präzisionswaage (Fa. Mettler, Auflösung: 0,1 mg) durch Einwiegen der unbeladenen und Rückwiegen der beladenen Messfilter (gemäß VDI-Richtlinie 2066 Teil 1 [46]). Die Wägung sowie die Vor- und Nachbehandlung der Filter wurde im Labor der Landtechnik Weihenstephan durchgeführt.

Schwermetalle. Zur Bestimmung der Schwermetallemissionen (hier die Elemente: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn) kam das in den VDI-Richtlinien 3838 Blatt 1 [51] und Blatt 2 [52] beschriebene Messverfahren zum Einsatz. Auch bei diesem Verfahren ist eine Abgasprobenahme gemäß VDI-Richtlinie 2066 Blatt 1 [46] unter isokinetischen Bedingungen durchzuführen. Das hierfür vorgesehene Probenahmesystem ist zweistufig aufgebaut und besteht aus einem Probenahmegerät zur Partikelabscheidung und einer Absorptionsstufe in Form einer Waschflaschenbatterie, die in einem separaten Einzelgasstrom nachgeschaltet ist. Da in der Absorptionseinheit neben den gas- und dampfförmig vorliegenden Elementanteilen auch die noch verbliebenen Feinstpartikel erfasst werden, ermöglicht das Probenahmesystem eine vollständige Bestimmung der emittierten Elemente. Eine Differenzierung zwischen partikelgebundenen und filtergängigen Anteilen ist bei diesem Verfahren jedoch nicht möglich, da nicht auszuschließen ist, ob sich die im Abgas vorhandene Verteilung der Elementkonzentration zwischen beiden Phasen (gasförmig bzw. kondensiert) bei der Probenahme verschiebt. Nach der Probenahme wurden das beladene Filtermedium der Partikelabscheidestufe und die beladene Absorptionsflüssigkeit in einem entsprechenden Labor auf Schwermetalle analysiert.

Einen Überblick über den Aufbau des eingesetzten Probenahmesystems gibt Abb. 4 auf Seite 12. Zur Partikelabscheidung wurde das bereits beschriebene „Filterkopfgerät“ (s. Seite 18) verwendet. Das nachgeschaltete Absorptionssystem umfasste drei hintereinandergeschaltete Gaswaschflaschen, von denen die ersten beiden mit Absorptionslösungen gefüllt waren. Die letzte Flasche wurde als Tropfenabscheider eingesetzt. Dieser Absorptionseinheit wurde ein Teilgasvolumenstrom von 2 bis 4 l/min zugeteilt, während die Einstellung des restlichen Teilgasvolumenstromes in der Weise erfolgte, dass die Summe beider Ströme zu einer isokinetischen Absaugung aus dem Kamin führte.

Um nicht nur die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn sondern auch Quecksilber (Hg) bestimmen zu können, war die Verwendung von zwei unterschiedlichen Absorptionslösungen erforderlich (Tab. 4). Da für eine Parallelschaltung dieser zwei Absorptionssysteme keine ausreichende Aufstellfläche zur Verfügung stand, erfolgten die Probenahmen nacheinander (vgl. hierzu Kap. 2.3). Für jede Messung stand eine im Labor gereinigte Waschflaschenbatterie zur Verfügung. Nach der Probenahme wurden die Partikelmasse, der Elementgehalt in der Quarzwatte und der Elementgehalt in den Absorptionslösungen unter Berücksichtigung der Blindprobengehalte analytisch bestimmt (Tab. 4). Die Untersuchungen der Absorptionslösungen und die Reinigung der Waschfla-

Tab. 4 Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen der Verfahren zur analytischen Bestimmung der Gesamtgehalte an Schwermetallen im Abgas

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze ¹⁾
<i>Partikelgebundener Anteil in Quarzwatte</i>		
As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn	<u>Aufschluss:</u> 2-stufiger Totalaufschluss; 1. Stufe: offener Aufschluss mit HF/HNO ₃ (Zerstörung von SiO ₂); 2. Stufe: Druckaufschluss mit HF/HnO ₃ (Zerstörung von Restkohlenstoff) <u>Messung:</u> Flammen-AAS, Graphitrohrofen-AAS (As)	5 µg/Filter (As) 0,7 µg/Filter (Cd) 0,5 µg/Filter (Cr) 0,9 µg/Filter (Cu) 0,3 µg/Filter (Mo) 0,3 µg/Filter (Ni) 4 µg/Filter (Pb) 2 µg/Filter (Zn)
Hg	<u>Aufschluss:</u> Mikrowellen-Druckaufschluss mit HNO ₃ <u>Messung:</u> Kaltdampf-AAS	4 µg/Filter
<i>Filtergängiger Anteil in Absorptionslösung</i>		
As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn	<u>Absorptionslösung:</u> Königswasser (10 %), suprapur <u>Messung:</u> Hydrid-AAS (As), Flammen-AAS (Cu, Zn), Graphitrohrofen-AAS (Cd, Cr, Pb)	0,2 µg/Probe (As) 0,04 µg/Probe (Cd) 0,8 µg/Probe (Cr) 1,3 µg/Probe (Cu) 1,0 µg/Probe (Mo) 0,7 µg/Probe (Ni) 0,4 µg/Probe (Pb) 11,3 µg/Probe (Zn)
Hg	<u>Absorptionslösung:</u> 20 g KMnO ₄ gelöst in 1 l HNO ₃ (20 %), suprapur <u>Messung:</u> Kaltdampf-AAS	11,3 µg/Probe

¹⁾ bei ca. 3 g Quarzwatte bzw. bei 150 ml Lösungsmittelvolumen
Erläuterung: AAS: Atomabsorptionsspektrometrie

schen erfolgte durch die Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft, während die Quarzwatten vom Ingenieurbüro BIOS-Bioenergiesysteme analysiert wurden (vgl. Kap. 2.2.3.2).

Partikelgröße und -verteilung. Die Analyse der Partikelgrößen und deren Verteilung erfolgte nach dem in VDI-Richtlinie 2066 (Blatt 5) [45] beschriebenen Impaktor-Messverfahren (Impaktionsverfahren). Zur partikelgrößenabhängigen Auftrennung der Staubemission wird bei diesem Verfahren die

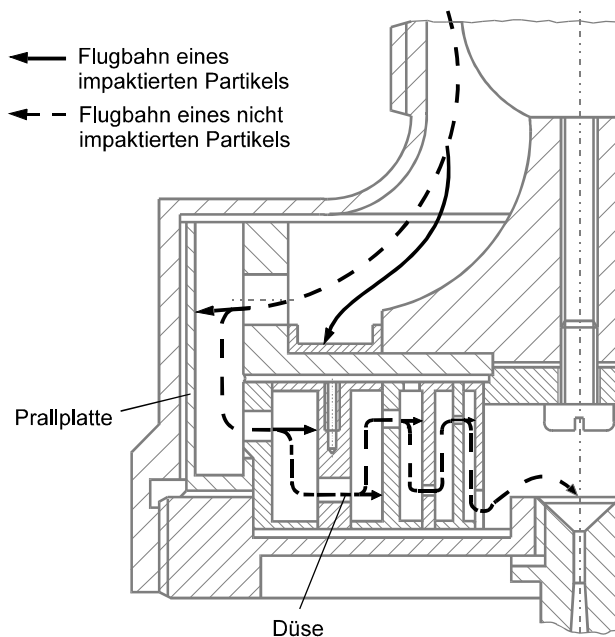


Abb. 8 Prinzip der Impaktion von Partikeln am Beispiel des RETSCH-Kaskadenimpaktors

unterschiedliche Trägheit von Partikeln ausgenutzt. Dazu wird ein repräsentativer Teilgasvolumenstrom durch eine Serie von Düsen- und Impaktionsplatten (Prallplatten) eines Impaktors, die bei sog. Kaskadenimpaktoren hintereinander angeordnet sind, geleitet. In den Bohrungen der Düsenplatte wird der partikelbeladene Abgasteilstrom jeweils beschleunigt und strömt in Richtung der Prallplatte. Partikel, die auf Grund ihrer Trägheit dem Gasstrom nicht folgen können, werden auf die Prallplatte geschleudert und bleiben haften (Abb. 8). Bedingt durch die zunehmende Gasgeschwindigkeit in den immer kleiner werdenden Düsen der Düsenplatten ergibt sich die Aufteilung des emittierten Staubes in mehrere Fraktionen. Als unmittelbares Ergebnis einer Impaktormessung erhält man durch Wägung die auf den einzelnen Sammelplatten impaktierten Partikelmassen.

Um die impaktierten Partikelmassen einer Partikelgrößenklasse zuordnen zu können, ist der

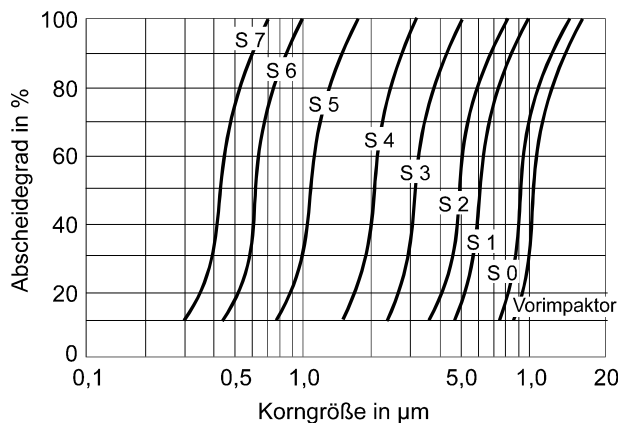


Abb. 9 Trennlinien der Impaktorstufen (S) [1]

Abscheidegrad der einzelnen Impaktorstufen (= Wahrscheinlichkeit, mit der Partikel bestimmter Größe auf der Prallplatte impaktieren und dort haften bleiben) in Abhängigkeit von der Partikelgröße zu beschreiben. Unter der Annahme eines bestimmten Abscheidegrades ist damit jeder Impaktorstufe eine charakteristische Partikelgröße zuzuordnen. Als Maß für die Partikelgröße wird der aerodynamische Durchmesser

abschließend durch die Wägung der auf den einzelnen Sammelplatten impaktierten Partikelmassen bestimmt. Die Partikelgrößenverteilung wird durch die Wägung der auf den einzelnen Sammelplatten impaktierten Partikelmassen bestimmt. Die Partikelgrößenverteilung wird durch die Wägung der auf den einzelnen Sammelplatten impaktierten Partikelmassen bestimmt.

(d_{ae}) herangezogen. Dieser ist für Partikel beliebiger Form und Dichte definiert als der Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1 (1 g/cm^3), die die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender oder laminar strömender Luft besitzt [5]. Der aerodynamische Durchmesser, bei dem eine Abscheidewahrscheinlichkeit von 50 % (Mediane der Partikelgrößenverteilung auf der Prallplatte) besteht, ist als der Grenzpartikeldurchmesser ($d_{ae 50}$) definiert. Er stellt die Trenngrenze zwischen zwei impaktierten Fraktionen dar. Bei relativ steiler Trennkurve der einzelnen Impaktorstufen (Abb. 9) wird dabei vereinfachend angenommen, dass alle Partikel mit einem Durchmesser größer bzw. gleich dem Grenzpartikeldurchmesser der betreffenden Impaktorstufe und kleiner als dem Grenzpartikeldurchmesser der vorausgegangenen Stufe abgeschieden werden. Eine detaillierte Beschreibung der hier dargestellten Zusammenhänge findet sich in VDI-Richtlinie 2066 (Teil 5) [45].

Bei den vorgenommenen Messungen wurde ein 7-stufiger Präzisions-Kaskadenimpaktor der Fa. Retsch (Typ PI 1, Abb. 10) eingesetzt. Bei diesem Gerät sind Düse und Prallplatte in einem sog. Systemring vereint, wobei die Bohrungen im vorangehenden Systemring die Düsen der nachfolgenden Trennstufe darstellen. Die einzelnen Trennstufen sind in der Weise angeordnet, dass das staubbeladene Abgas von oben in den Impaktor eintritt, auf eine Düsenkugel trifft und von dieser unter Abscheidung der Grobpartikel ($d_{ae} > 30 \mu\text{m}$) in Richtung des ersten Düsenringes abgelenkt wird. Das Abgas durchströmt diesen Düsenring und trifft auf den äußeren Einfassungsring des Impaktors (Abb. 8). Von dort wird das Abgas unter Abscheidung der nächstkleineren Partikelgrößenklasse umgelenkt und strömt in einer zweiten Ebene von außen mäanderförmig durch verschiedene Systemringe nach innen. Dabei erfolgt bei jedem Ringdurchgang eine

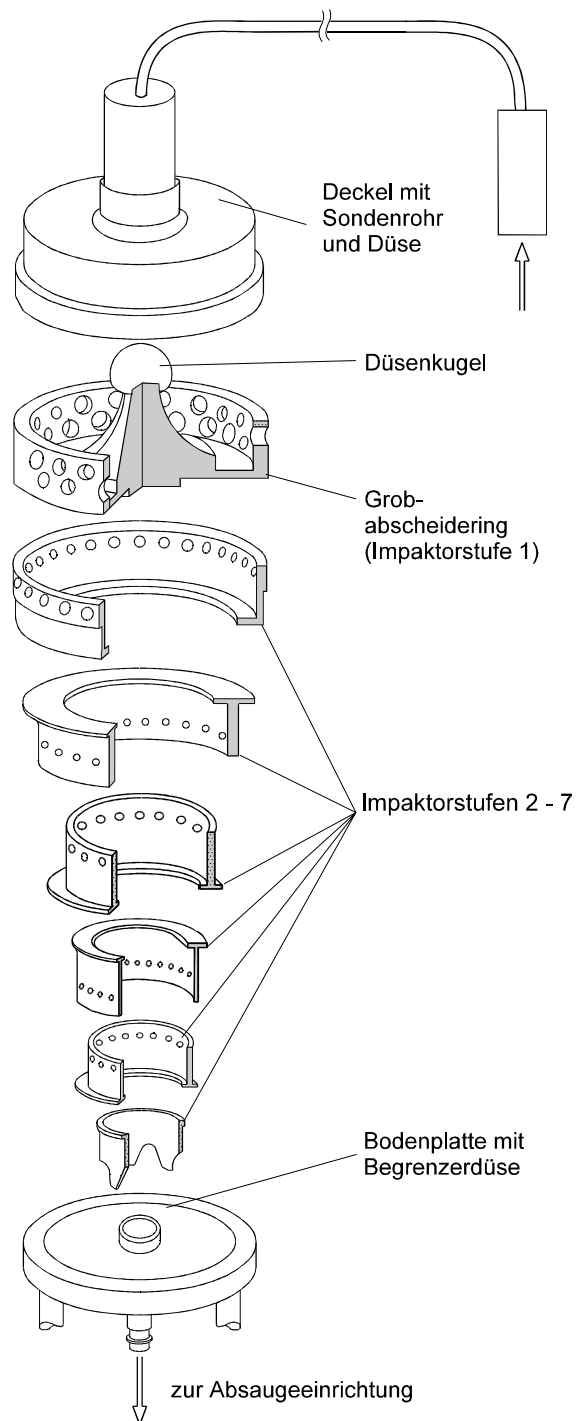


Abb. 10 Schematische Darstellung des Kaskadenimpaktors (Retsch PI 1) - Nicht dargestellt ist der nachgeschaltete Endfilter.

Abscheidung der für die jeweilige Trennstufe charakteristischen Partikelgrößenklasse. Partikel, die die letzte Trennstufe passieren, werden in einem dem Impaktor nachgeschalteten Endfilter (Quarzfaserplanfilter, Typ Munktell MK 360, Durchmesser 110 mm, mittlere Porengröße 0,2 μm) zurückgehalten.

Um eine fehlerfreie Impaktion der Partikel zu erzielen, ist der Kaskadenimpaktor mit einem *konstanten* Gasvolumenstrom zu beaufschlagen. Zur Auftrennung möglichst kleiner Partikelgrößen ist zudem ein möglichst hoher konstanter Absaugvolumenstrom anzustreben. Bauartbedingt liegt der maximal absaugbare Gasvolumenstrom bei ca. 1,5 bis 1,7 Nm^3/h . Hier wird eine Fraktionierung im Partikelgrößenbereich von ca. 0,4 bis 30 μm (bezogen auf d_{ae}) erzielt, bei der zwei Impaktorstufen die Partikel im Submikronbereich ($<1 \mu\text{m}$) und drei Stufen die Partikel im Größenbereich von 1 bis 10 μm trennen. Geringere Absaugvolumenströme bewirken dagegen eine Verschiebung der Partikelgrößenbereiche hin zu größeren Durchmessern. Um Abblaseeffekte zu vermeiden, wird eine Überschreitung des maximalen Volumenstromes durch eine Begrenzerdüse am Impaktorausgang verhindert.

Der Kaskadenimpaktor wurde aus Platzgründen außerhalb des Abgaskanals angeordnet. Um Messfehler durch Kondensation zu vermeiden, wurden sämtliche gasberührten Bauteile vom Messstutzen bis einschließlich Impaktor auf ca. 150 $^{\circ}\text{C}$ beheizt. Die nachgeschaltete Absaugapparatur entsprach der Apparatur, die bereits bei der Partikelmassenbestimmung und bei der „Dioxinprobenahme“ verwendet wurde (s. Seite 14). Zur Absaugung eines repräsentativen Teilvolumenstromes erfolgte die Teilstromentnahme aus dem Hauptgasstrom - wie bei allen „Partikelmessungen“ - unter isokinetischen Bedingungen.

Die Impaktormessungen erfolgten über einen Zeitraum von 40 bis 160 min, in denen Gesamtbeladungen zwischen 50 und 120 mg erzielt wurden. Die Wägung der Impaktorplatten sowie die Vor- und Nachbehandlung des Kaskadenimpaktors wurde im Labor der Landtechnik Weihenstephan durchgeführt (vgl. Staubgehaltsmessung, S. 18). Zur Abschätzung möglicher Durchgangsverluste auf dem Endfilter wurden zudem die Gesamtstaubemissionen aus den Messungen mit dem Filterkopfgerät herangezogen. Die nachfolgende Berechnung der Grenzpartikeldurchmesser $d_{ae 50}$ bzw. Trenngrenzen erfolgte nach den in der Bedienungsanleitung angegebenen Formeln (vgl. [2] [44]).

2.2.3.2 Brennstoff- und Ascheanalysen

Um bestimmte Ergebnisse und Auffälligkeiten bei den Emissionswerten auf mögliche Ursachen, die auf die Zusammensetzung der Brennstoffe und deren Eigenschaften zurückzuführen sind, bewerten zu können, wurden umfangreiche Brennstoffanalysen durchgeführt. Zusätzlich waren Analysen der Aschen erforderlich, um die entstandenen Schadstoffe den Fraktionen Abgas und Asche zuordnen zu können und um einen grundsätzli-

chen Überblick über die Schad- und Nährstoffkonzentrationen zu erhalten. Im Einzelnen wurden folgende Parameter untersucht:

Physikalische und brenntechnische Merkmale der Brennstoffe:

- Einzel- und Schüttdichte, Partikelgrößenverteilung
- Heizwert, flüchtige Bestandteile, Asche- und Wassergehalt

Elementgehalte (Brennstoff und Aschen):

- Wasserstoff (nur im Brennstoff)
- C, N, S, Cl als Gesamtgehalte
- Pflanzennährstoffe: P, K, Ca, Mg
- Schwermetalle: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn (nur im Brennstoff), Mo, Ni, Pb, Zn
- C_{org} bzw. Glühverlust in Aschen

Hochtoxische Verbindungen (Brennstoff und Aschen):

- PAK
- PCDD/F

An der Durchführung der Analysen waren insgesamt fünf Labors beteiligt (Tab. 5). Wie die Abgasproben wurden die hochtoxischen Verbindungen vom Dioxinlabor des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz bestimmt. Eine Untersuchung der physikalischen und brenntechnischen Brennstoffparameter erfolgte mit eigenen Messeinrichtungen der Landtechnik Weihenstephan. Die umfangreichen Elementanalysen (Schwermetalle, Pflanzennährstoffe, etc.) wurden von zwei Labors ausgeführt: der Bayerischen Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft (HVA) und dem Ingenieurbüro BIOS-Energiesysteme. Sie waren zuvor im Rahmen eines Ringversuches, an dem insgesamt 5 Analyseinstitute teilgenommen hatten, für die Durchführung ausgewählt worden (s. Anhang D).

Tab. 5 An den Analysen beteiligte Labors

Labor	Parameter
TU München, Bayerische Landesanstalt für Landtechnik, Vöttinger Straße 36, D-85354 Freising (Tel. 08161-714199)	<i>Brennstoff:</i> Einzel- und Schüttdichte, Partikelgrößenverteilung, Heizwert, flüchtige Bestandteile, Aschegehalt, Wassergehalt <i>Aschen:</i> Glühverlust
TU München, Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft, Alte Akademie 10, D-85354 Freising (Tel. 08161-713385)	<i>Brennstoff:</i> C, N, S, Cl, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn
TU München, Lehrstuhl für Organische Chemie und Biochemie, Lichtenbergstraße 4, 85748 Garching (Tel. 089-28913039)	<i>Brennstoff:</i> Wasserstoff
BIOS-Bioenergiesysteme, Ingenieurbüro für Forschung, Entwicklung und Optimierung nachhaltiger Technologien Sandgasse 47/13, A-8010 Graz (Tel. 0043 316-481300)	<i>Aschen:</i> C _{org} , C, N, S, Cl, P, K, Ca, Mg, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Dioxinlabor Wackersdorf, Werk 4, 92442 Wackersdorf ¹⁾	<i>Brennstoff/Aschen:</i> PAK, PCDDF

¹⁾ Die PCDD/F- und PAK-Analytik erfolgt heute im Dienstgebäude Augsburg, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg (Tel. 0821-90710).

Brennstoffanalysen. An jedem Versuchstag erfolgte eine Probenahme aus dem Tagesvorratsbehälter der Feuerungsanlage. Dabei wurden mindestens 10 Teilproben gewonnen und zu einer Mischprobe vereinigt. Bei mehreren Versuchstagen mit gleichem Brennstoff wurden die einzelnen Mischproben wiederum zu einer Gesamtmischprobe vereinigt. Die gesamte Probenmenge von mindestens 8 kg wurde bei 105 °C getrocknet, in Kunststoffsäcke gefüllt und luftdicht verschlossen. Zur Bestimmung des Brennstoffwassergehaltes erfolgten zusätzlich stündliche Probenahmen während des Verbrennungsversuches.

Einzeldichte (nur bei Pellets). Bei der Bestimmung der Einzeldichte wurde nach dem Verfahren der Auftriebsmessung vorgegangen. Hierbei wird ein einzelnes Pellet gewogen und an einem dünnen Draht befestigt. Anschließend erfolgt die Bestimmung des Auftriebs. Dazu wird ein wassergefülltes Gefäß mit ausreichendem Durchmesser auf eine elektronische Präzisionswaage mit austarierter Anzeige (Auflösung: 0,1 mg) plaziert. Dort hinein wird der Pressling für kurze Zeit (ca. 2 bis 3 Sekunden) eingetaucht. Die gemessene Gewichtszunahme entspricht dem Auftrieb in Wasser und gibt Aufschluss über das Presslingsvolumen. Die Dichteunterschiede von Wasser mit unterschiedlicher Temperatur können hier vernachlässigt werden. Das gleiche gilt sowohl für die Auftriebskraft, die auf den Teil des Drahtes wirkt, welcher unter die Wasseroberfläche getaucht wird, als auch für die Oberflächenspannung, die an der Austrittsstelle des Drahtes aus der Wasseroberfläche wirkt. Auch der Auftrieb in Luft kann hier vernachlässigt werden. Aufgrund von wasserabstoßenden Kräften, die zu Beginn des Eintauchvorganges bei trockenem Material auftreten, erfolgt eine Wasseraufnahme erst nach einigen Sekunden. In dieser

Zeit muss die Messung abgeschlossen sein. Der Quotient aus der Pelletmasse geteilt durch die Gewichtskraftmessung in Wasser ergibt die Einzelpresslingsdichte in kg/l. Aus jeder einzelnen Probe wurden immer jeweils 20 bis 24 Presslinge nach der beschriebenen Methode analysiert.

Schüttdichte. Für die Bestimmung der Schüttdichten kam ein speziell angefertigter zylindrischer Normbehälter zum Einsatz, welcher auf einer elektronischen Laborwaage (Auflösung: 1 g) gewogen wurde. Der Standardbehälter besitzt einen inneren Durchmesser von 380 mm und eine maximale Füllhöhe von 495 mm (nach ASAE-Standard [8]), das ergibt ein Füllvolumen von 56,15 l. Er wurde mit einer repräsentativen Stichprobe befüllt und am oberen Rand glattgestrichen (nach zweimaligem Aufstoßen aus ca. 10 cm Höhe). Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu sichern, wurde die Dichte auf einen einheitlichen, brennstofftypischen Wassergehalt von 15 % umgerechnet. Die Schüttdichtebestimmungen erfolgten zu jedem Versuchstag mit dem Brennstoff im Tagesvorratsbehälter. Jede Analyse umfasste mindestens 3 Messungen. Bei stärker streuenden Werten wurden bis zu 6 Messungen durchgeführt.

Partikelgrößenverteilung. Die Messung der Partikelgrößen und deren Verteilung erfolgte anhand von Siebanalysen. Dabei kam eine Plansiebmaschine (Retsch, Typ: KS1) mit horizontal kreisender Siebgutbewegung (Schwingkreis = 30 mm) zum Einsatz. Zur Trennung der Hackgutfraktionen dienten 5 kreisrunde Lochblech-Analysesiebe und ein Auffangboden mit einem Durchmesser von je 400 mm (70 mm Höhe). Es wurden Lochweiten von 3,15; 7,1; 16 und 45 mm bei den Holzbrennstoffen sowie 3,15; 5,0; 7,1; 16 und 25 mm bei den Halmgutbrennstoffen und dem Rapspresskuchen verwendet. Jede Probe (3000 g) wurde getrocknet und in Teilmengen von jeweils ca. 1000 g verarbeitet. (Schwingungsfrequenz: ca. 170 min⁻¹, Siebdauer: 5 min). Jede Analyse umfasste mindestens 3 Messungen. Bei stärker streuenden Werten (z.B. bei Fichtenhackgut) wurden bis zu 12 Messungen durchgeführt.

Analysenvorbereitung. Ein Teil der Probe (ca. 3 kg der Gesamtmischprobe) wurde in einer Laborschneidmühle (Fa. Retsch, Typ SM 2000; 1,5 kW) zerkleinert. Dafür waren meist zwei Durchgänge mit unterschiedlichen Siebeinsätzen (4,0 mm Quadratlochung bzw. 1,0 mm Conidurlochung) erforderlich. Zur Vermeidung von Probenrückständen wurde die Mühle nach jedem Probendurchlauf mit einem Industriesauger gereinigt. In der vorzerkleinerten Form wurden die Proben den Analysenlabors übergeben, wo sie auf die jeweils erforderliche Analysenfeinheit gemahlen wurden.

Chemisch-stoffliche Analysen. Die angewandten Bestimmungsmethoden mit den jeweiligen Bestimmungsgrenzen werden in Tab. 6 zusammengestellt. Bei den Elementanalysen erfolgten die Aufschlüsse nach den „VDLUFA-Methoden“ [37]. Auch wenn diese für

die chemische Untersuchung von Futtermitteln eingesetzt werden, konnte ihre Eignung für Biomassebrennstoffe im Ringversuch bestätigt werden (s. Anhang D).

Bei den Analysen wurden die Werte einer Probe für sämtliche Parameter (außer PCDD/F und PAK) doppelt bestimmt (2 Aufschlüsse, 2 Messungen), angegeben wird der Mittelwert. Bei den Elementanalysen wurden Chemikalien in p.a.-Qualität eingesetzt („pro analysis“). Für die Bestimmung von Quecksilber wurde zudem eine spezielle quecksilberarme Salpetersäure verwendet. Zur Messung der Elementgehalte wurden folgende Geräte verwendet:

IC:	DX 100, Fa. Dionex
ICP:	Fa. Perkin Elmer, Optima 3000,
Hydrid-AAS:	Fa. Perkin Elmer, 2380
Flammen-AAS:	Fa. Perkin Elmer, 1100 B
Kaltdampf-AAS:	Fa. Perkin Elmer, FIMS
Graphitrohfen-AAS:	Fa. Perkin Elmer, 4100 ZL
CN-Analysator:	Fa. Leco, CN-2000

Tab. 6 Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen – Brennstoffuntersuchungen

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze ¹⁾
Heizwert	DIN 51900 Teil 3 [19] (adiabatisches Verfahren)	
Flüchtige Bestandteile	DIN 51720 [17]	
Aschegehalt	DIN 51719 [16] (bei 550 °C)	
Wassergehalt	DIN 51718 [15] (Trockenschrankverfahren; bei 105 °C)	
C, H, N (N = N _{ges})	Verbrennung im Sauerstoffstrom mit nachgeschalteter gaschromatographischer Trennung mittels Elementaranalysator	
Cl (=Cl _{ges}) ²⁾	<u>Aufschluss:</u> 5 g Probe + ca. 10 ml Na ₂ CO ₃ (5 %); Trocknung bei 105 °C und anschließende Veraschung (3 h bei 550 °C); Filtration mit Bidestwasser <u>Messung:</u> IC	25 mg/kg
S	<u>Aufschluss:</u> 0,25 g Probe + 5 ml HNO ₃ (65 %) + 1 ml H ₂ O ₂ (30 %); Mikrowellenaufschluss <u>Messung:</u> ICP	
P, K, Ca, Mg	<u>Aufschluss:</u> Veraschung von 5 g Probe (3 h bei 550 °C); Asche + 10 ml HCl (konzentriert); Abrauchen (bei 240 °C) auf Sandbad bis Trockne; Überspülen mit ca. 5 ml HCl (10 %), ca. 20 ml heißem Reinstwasser und 5 ml HCl (konzentriert), 1 min kochen; Auffüllen mit Reinstwasser auf 250 ml und Filtration <u>Messung:</u> ICP	
As	<u>Aufschluss:</u> 1 g Probe + 1,5 g MgO + 20 ml MgNO ₃ (10 %); Trocknen auf Sandbad bei 180 °C; Veraschung (8 h bei 550 °C); Lösung in HCl (halbkonzentriert) <u>Messung:</u> Hydrid-AAS	0,1 mg/kg
Cd, Co, Cr, Mo, Ni, Pb	<u>Aufschluss:</u> 0,25 g Probe + 5 ml HNO ₃ (65 %) + 1 ml H ₂ O ₂ (30 %); Mikrowellenaufschluss <u>Messung:</u> Graphitrohrföfen-AAS	0,1 mg/kg (Cd) 0,5 mg/kg (Pb) 1,0 mg/kg (Rest)
Hg	<u>Aufschluss:</u> 0,25 g Probe + 5 ml HNO ₃ (65 %) + 1 ml H ₂ O ₂ (30 %); Mikrowellenaufschluss <u>Messung:</u> Kaltdampf-AAS	0,05 mg/kg
Cu, Mn, Zn	<u>Aufschluss:</u> 1 g Probe + 30 ml HNO ₃ /HClO ₄ /H ₂ SO ₄ (Mischungsverhältnis 40 : 5 : 2) <u>Messung:</u> Flammen-AAS	2 mg/kg
PAK	Aufarbeitung und Analyse gemäß Anhang A; Bestimmung der 16 von der US-EPA benannten Verbindungen sowie BNT, BghiF, BeP, PER, DbajA, ANT, COR	0,1 µg/kg pro Einzelkomp.
PCDD/F	Aufarbeitung und Analyse gemäß Anhang A, Bestimmung der tetra- bis octachlorierten Summenwerte und der 17 2,3,7,8-substituierten DD/DF	0,1 ng/kg pro Einzelkomp.

¹⁾ bezogen auf die Trockenmasse

²⁾ Analyse des löslichen Chlorids; entspricht dem Gesamtchloridgehalt (vgl. Anhang D)

Hinweise: Angabe der Bestimmungsgrenze nur für Parameter, die in sehr niedrigen Konzentrationen zu erwarten sind; Bestimmungsgrenzen beziehen sich auf eine Einwaage und ein Volumen der Messlösung (Verdünnung) von 2,5 g und 50 ml (As, Cu, Zn, Mn) bzw. 0,25 g und 20 ml (Cd, Cr, Co, Mo, Ni, Hg, Pb); Einwaage bei PCDD/F- und PAK-Analyse: 50-100 g

Erläuterungen: IC: Ionenchromatographie; ICP: Plasmaemissionsspektrometrie; AAS: Atomabsorptionsspektrometrie

Ascheanalysen. Die Probenahme erfolgte an der ausgekühlten Feuerungsanlage etwa 12 h nach Abschaltung. Dabei wurde die angefallene Asche mit einem Industriesauger (WAP XL, 1 kW, 38 l Volumen) - getrennt nach Feuerraum und Wärmetauscher - entnommen. Um die im Rohrwärmetauscher an den Wandungen haftenden Aschen bei der Probenahme mitzufassen zu können, wurden die Wärmetauscherrohre vor der Probenahme mit einem Rohrwischer mechanisch gereinigt. Die aus dem Feuerraum gewonnenen Proben wurden anschließend mit der Asche aus dem Aschekasten zu einer Gesamtprobe vereinigt. Eine weitere Ascheprobenahme erfolgte an der Abgasmessstrecke (quasi im Kamin), die hierfür über ein Teilstück von 1 m Länge (vgl. Abb. 3) mit einem Borstenpinsel entrußt wurde. Von allen auf diese Weise gewonnenen Aschen wurde die Gesamtmasse bestimmt.

Analysenvorbereitung. Da sich in der Feuerraumasche grobkörnige Bestandteile (gesinterte Ascheanteile, Schlackebrocken etc.) befanden, wurden diese in einer Laborschneidmühle (Fa. Retsch, Typ SM 2000; 1,5 kW) zerkleinert. Dafür waren - wie bei den Brennstoffen - zwei Durchgänge mit unterschiedlichen Siebeinsätzen (4,0 mm Quadratlochung bzw. 1,0 mm Conidurlochung) erforderlich. In zwei Fällen wurden die groben Bestandteile vor dem Zerkleinern von der Feinasche getrennt. Dabei kam ein Plansieb mit einem Durchmesser von 400 mm (70 mm Höhe) und einer Lochweite von 3,15 mm zum Einsatz. Um auch bei diesen Feuerraumaschen eine Gesamtprobe (Feinfraktion und Grobfraktion) analysieren zu können, wurden beide Fraktionen nach der Zerkleinerung in dem Verhältnis ihres Mengenanfalls wieder vereinigt und über 24 h in einem Probenwender vermischt. Eine Vorzerkleinerung der Aschen aus dem Wärmetauscher und Kamin war nicht erforderlich. Sämtliche Proben wurden in Kunststoffsäcke gefüllt und luftdicht verschlossen. Für die Analysen auf organische Verbindungen wurde eine Teilmenge jeder Probe in einer Braunglasflasche zurückgestellt.

Analysen. Die bei den Ascheuntersuchungen angewandten Bestimmungsmethoden und deren Bestimmungsgrenzen sind in Tab. 7 zusammengestellt. Auch bei den Ascheanalysen wurden die Werte einer Probe für sämtliche Parameter (außer PCDD/F und PAK) doppelt bestimmt (2 Aufschlüsse, 2 Messungen), angegeben wird der Mittelwert. Bei den Elementanalysen wurden Chemikalien in p.a.-Qualität eingesetzt („pro analysis“). Die eingesetzten Messgeräte werden nachfolgend aufgelistet:

IC:	Fa. Dionex
ICP:	Fa. Perkin Elmer, Optima 3000
Flammen-AAS:	Fa. GBC, Avanta Sigma
Kaltdampf-AAS:	Messzelle mit Spektrometer
	Messzelle: Eigenentwicklung, Institut für Analytische Chemie, Mikro- und Radiochemie, TU Graz
	Spektrometer: Fa. Perkin Elmer, PE 3030
Graphitrohrofen-AAS:	Fa Perkin Elmer, HGA 600 mit Spektrometer PC 5100
Elementaranalysator:	Fa. Heraeus, Varian und Fa. Erba EA 1108

Tab. 7 Analysemethoden und Bestimmungsgrenzen – Ascheuntersuchungen

Parameter	Methode	Bestimmungsgrenze ¹⁾
Glühverlust	DIN 51719 [16] (bei 550 °C)	
C _{org}	$C_{org} = C_{ges} - C_{anorg}$, wobei $C_{anorg} = C_{CO_2}$ C _{ges} : Coulometrische Bestimmung C _{anorg} : in Anlehnung an ÖNORM S 2023 (Verfahren nach Scheibler)	
N (= N _{ges})	Verbrennung im Sauerstoffstrom mit nachgeschalteter gaschromatographischer Trennung mittels Elementaranalysator	
Cl (= Cl _{ges}) ²⁾	<u>Aufschluss</u> : Elution mit Bidestwasser im Ultraschallbad (Einwaage: ca. 1-2 g Probe) <u>Messung</u> : IC	2,0 mg/kg
S, P, Mo	<u>Aufschluss</u> : 2-stufiger Druckaufschluss mit HNO ₃ /HF/H ₃ BO ₃ (Totalaufschluss); 1. Stufe: 0,2 g Probe + 5 ml HNO ₃ (65 %) + 1,5 ml HF (45 %), Druckaufschluss bei 200 °C für 70 min, Abkühlen; 2. Stufe: Zugabe von 10 ml kaltgesättigter H ₃ BO ₃ , Druckaufschluss bei 150 °C für 15 min, Abkühlen, Auffüllen mit Reinstwasser auf 100 ml <u>Messung</u> : ICP	100 mg/kg (S) 50 mg/kg (P) 15 mg/kg (Mo)
K, Ca, Mg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	<u>Aufschluss</u> : 2-stufiger Druckaufschluss mit HNO ₃ /HF/H ₃ BO ₃ (Totalaufschluss), s. oben <u>Messung</u> : Flammen-AAS	20 mg/kg (K) 3,0 mg/kg (Ca) 1,5 mg/kg (Mg) 2,5 mg/kg (Cd) 15 mg/kg (Cr) 5,0 mg/kg (Cu) 45 mg/kg (Ni) 50 mg/kg (Pb) 5,0 mg/kg (Zn)
Cd, Cr, Ni, Pb	<u>Aufschluss</u> : 2-stufiger Druckaufschluss mit HNO ₃ /HF/H ₃ BO ₃ (Totalaufschluss), s. oben <u>Messung</u> : Graphitrohrofen-AAS	0,1 mg/kg (Cd) 0,25 mg/kg (Cr) 2,5 mg/kg (Ni) 1,5 mg/kg (Pb)
As, Hg	<u>Aufschluss</u> : 0,2 g Probe + 5 ml HNO ₃ (65 %), Druckaufschluss bei ca. 10 bar für 10 min in Quarzgefäßen, Abkühlen, Auffüllen mit Reinstwasser auf 50 ml <u>Messung</u> : Graphitrohrofen-AAS (As), Kaltdampf-AAS (Hg)	6,0 mg/kg (As) 25 µg/kg (Hg)
PAK	Aufarbeitung und Analyse gemäß Anhang A; Bestimmung der 16 von der US-EPA benannten Verbindungen sowie BNT, BghiF, BeP, PER, DbajA, ANT, COR	0,1 µg/kg pro Einzelkomp.
PCDD/F	Aufarbeitung und Analyse gemäß Anhang A, Bestimmung der tetra- bis octachlorierten Summenwerte und der 17 2,3,7,8-substituierten DD/DF	0,1 ng/kg pro Einzelkomp.

¹⁾ bezogen auf die Trockenmasse

²⁾ Analyse des wasserlöslichen Chlorids (anorg. Chlor). Da bei Biomasseaschen der gesamte Gehalt an messbarem Chlor als wasserlösliches Chlorid vorliegt, entspricht der Chloridgehalt dem Gesamtchlorgehalt (Cl_{ges}) der Probe (vgl. Anhang D)

Hinweise: Angabe der Bestimmungsgrenze nur für Parameter, die in sehr niedrigen Konzentrationen zu erwarten sind; Bestimmungsgrenzen beziehen sich auf eine Einwaage und ein Volumen der Messlösung (Verdünnung) von 200 mg und 100 ml bei den Schwermetallen und Pflanzennährstoffen bzw. 500 mg und 10 ml bei Cl; Einwaage bei PCDD/F- und PAK-Analyse: 50-100 g

Erläuterungen: IC: Ionenchromatographie; ICP: Plasmaemissionsspektrometrie; AAS: Atomabsorptionsspektrometrie

2.3 Versuchsdurchführung und Auswertung

2.3.1 Inbetriebnahme und Vorversuche

Die Feuerungsanlage wurde im Oktober 1996 auf dem Prüfstand der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik aufgebaut und gemeinsam mit dem Hersteller in Betrieb genommen. Um das Emissions- bzw. Brennverhalten kennenzulernen, wurden anschließend über einen Zeitraum von etwa 3 Wochen Vorversuche mit gehackten, pelletierten und gehäckselten Brennstoffen durchgeführt. Diese Versuche hatten zum Ziel, für jeden der zu untersuchenden Brennstoffe die jeweils optimale Anlageneinstellung zu finden (vgl. Anhang E). Dabei wurde ein minimaler CO-Gehalt bei größtmöglichem CO₂-Gehalt im Abgas angestrebt. Die Einstellung der Feuerungsanlage umfasste im Wesentlichen eine Anpassung der Größen

- Takt- und Pausenzeit der Zufuhrschnecke,
- Drehzahl des Schneckenmotors,
- Drehzahl der beiden Druckgebläse und
- Lambda-Sollwert.

Die Feuerungsanlage konnte auf diese Weise auf fast alle zu untersuchenden Brennstoffgruppen eingestellt werden. Lediglich beim Pappelholz konnten keine Vorversuche erfolgen, da hier insgesamt nur wenig Brennstoff zur Verfügung stand. Die Feuerungsanlage wurde daher bei den Verbrennungsversuchen mit Einstellungen für Fichtenhackgut betrieben.

Um ein Verschlacken der Aschen bei den Halmgutbrennstoffen zu vermeiden, wurde der Arbeitszyklus des Ascheschiebers (vgl. Kap. 2.2.1) auf 10 bis 15 Minuten heruntergesetzt und somit die Verweilzeit der heißen Asche im Glutbett reduziert. Zusätzlich wurde der Ascheweg bis zum Herabfallen in den Aschekasten verkleinert, indem die Ascheklappe, die als Verlängerung des Brennmuldenbodens über dem Aschekasten eingelegt ist, um die Hälfte verkürzt wurde.

2.3.2 Durchführung der Verbrennungsversuche

Die Verbrennungsversuche wurden im Anschluss an die Vorversuche über einen Zeitraum von etwa 4 Monaten bis Ende Februar 1997 durchgeführt. Da im Rahmen des Vorhabens auch Ascheuntersuchungen vorgenommen werden sollten, wurde bei sämtlichen Untersuchungsvarianten ein vergleichbarer Versuchsablauf für die gesamte Betriebszeit der Feuerungsanlage, d.h. vom Anheizen bis zum Abschalten, angestrebt. Um einheitliche Versuchsbedingungen zu jeder Untersuchungsvariante sicherzustellen, wurde die

Feuerungsanlage (Feuerraum, Wärmetauscher, Entrußungsstrecke) sowie die Beschi-ckungseinrichtung vor Versuchsbeginn gründlich gereinigt. Zudem war die gesamte An-lage (inklusive Heizwasser) vor Versuchsbeginn stets auf Raumtemperatur abgekühlt.

Anheizen und Beharrungszustand. Nach dem Befüllen des Tagesvorratsbehälters wurde die Feuerungsanlage eingeschaltet und damit das Zündprogramm der elektroni-schen Verbrennungsregelung gestartet. Das Programm leitete die automatische Zün-dung ein, sobald der Brennstoff den Zündbereich im Feuerraum erreichte (vgl. Abb. 2). In dieser Phase des Anheizens erfolgte lediglich eine Zirkulation des Heizwassers im Kühl-kreislauf (vgl. Kap. 2.2.2, S. 10). Die Kaltwassereinspeisung wurde erst ab einer Kessel-wassertemperatur von ca. 70 °C begonnen. Dabei wurde der Kaltwasserdurchfluss so eingestellt, dass die Feuerungsanlage im Beharrungszustand die für den Versuch gefor-derte Wärmeleistung bzw. Heizlast erreichte. Die Vorlauftemperatur lag dabei gemäß DIN 4702 Teil 2 [14] im Mittelwert zwischen 80 und 90 °C und die Temperaturdifferenz zwischen Vorlauf und Rücklauf zwischen 10 und 25 K. Der Beharrungszustand war er-reicht, wenn die Verbrennungstemperaturen und die Emissionsgrößen (hier die kontinu-ierlich erfassten Größen) annähernd konstante Werte anzeigten. Bei den durchgeführten Verbrennungsversuchen war dies nach etwa 1 Stunde der Fall.

Durchführung der Messungen. Nach einer Betriebszeit von mindestens einer halben Stunde im Beharrungszustand wurde mit der Messwertaufzeichnung der kontinuierlich erfassten Größen und mit den Abgasprobenahmen begonnen. Die Gesamtdauer der Messungen ergab sich dabei aus der Anzahl und Dauer der Probenahmen zur Bestim-mung der chlororganischen Emissionen und PAK (im weiteren Verlauf auch „Dioxin-probenahme“ genannt). Um eine ausreichende Anreicherung der zu analysierenden Substanzen zu erzielen, wurde diese Probenahme über einen Zeitraum von rund 4 Stun-den durchgeführt (vgl. Kap. 2.2.3.1, S. 14). Zeitgleich erfolgte die Erfassung der HCl-Emissionen. Hierfür wurde bei den Verbrennungsversuchen mit Holzbrennstoffen eine Probenahmezeit von ebenfalls 4 Stunden eingehalten, um aufgrund des niedrigen Chlor-gehaltes im Brennstoff ausreichend Chlorid in den Adsorptionlösungen anzureichern. Bei den Halmgutbrennstoffen und dem Rapspresskuchen wurde jedoch aufgrund des höheren Chlorgehalts eine kürzere Probenahmezeit notwendig, um eine Sättigung der Adsorptionlösungen zu vermeiden. Daher erfolgten hier über den gleichen Zeitraum 4 Probenahmen.

Während der 4stündigen „Dioxinprobenahme“ wurden außerdem 2 bis 4 Staubmessun-gen durchgeführt. Der Zeitraum der Staubmessungen bzw. der Abgasprobenahmen rich-tete sich dabei nach dem Sättigungsgrad der im Partikel-Rückhaltesystem eingesetzten Quarzwatte und variierte zwischen 30 und 60 min. Bei den Versuchsvarianten, die eine Bestimmung der Schwermetallgehalte vorsahen, erfolgten zwei Staubprobenahmen mit nachgeschalteter Absorptionsstufe. Als Absorptionslösung wurde abwechselnd schwefel-

saures Kaliumpermanganat und Königswasser verwendet (vgl. Kap. 2.2.3.1, S. 18). Zusätzlich erfolgte eine Probenahme mit Kaskadenimpaktor, sofern die Versuchsvariante eine Analyse der Partikelgrößenverteilung vorsah. Die Probenahmedauer variierte hier je nach Erfordernis zwischen 40 und 160 min (vgl. Kap. 2.2.3.1, S. 22).

Nach Abschluss der ersten Vierstundenmessung folgte eine Wiederholungsmessung über die gleiche Dauer. Sofern jedoch ein zweiter Versuchstag zu einer Variante durchgeführt werden musste, erfolgte an diesem aus Kostengründen nur eine Vierstundenmessung (vgl. Kap. 2.4, ab S. 35).

Abschalten und Ausbrennen. Nach Abschluss der letzten Probenahme wurde die Messwertaufzeichnung beendet und der Brennstoffaustrag aus dem Tagesvorratsbehälter abgeschaltet. Die Feuerungsanlage wurde noch solange betrieben bis der in der Zufuhrschnecke befindliche Restbrennstoff verbrannt war und die letzten Flammen im Feuerraum erloschen waren. Insgesamt betrug die Betriebszeit der Feuerungsanlage während eines Verbrennungsversuches bzw. Versuchstages rund 14 bis 16 Stunden.

2.3.3 Auswertung der Abgas- und Ascheuntersuchungen

Zur Auswertung und Verrechnung der Mess- und Analysedaten wurde das an der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik entwickelte Makropaket FMDA 3.0 zusammen mit der Tabellenkalkulationssoftware MS Excel 5.0 verwendet.

Schadstoffemissionen. In einem ersten Auswertungsschritt erfolgt die Berechnung der Abgaskenngrößen Luftverhältniszahl, Normdichte, Normvolumenstrom und Massenstrom als Momentanwert (Minutenmittelwert). Anschließend werden Gesamtmittelwerte für einen beliebig festzulegenden Auswertungszeitraum (hier: Zeitraum der „Dioxinprobenahme“) aus allen berechneten und gemessenen Momentanwerten bestimmt. Zusätzlich erfolgt die Auswertung der diskontinuierlich erfassten Messgrößen in eigenen Berechnungsblättern. Dabei werden zuerst die abgesaugten Normvolumina aus den gemessenen Gasmengen und Gaszuständen bestimmt. Mit diesen werden dann die analysierten Schadstoffmengen (Absolutkonzentrationen, z.B. mg pro Probenahme) auf Massenkonzentrationen (z.B. mg/Nm³) umgerechnet. Sofern mehrere HCl- und Staub-Probenahmen für den Bezugszeitraum der „Dioxinprobenahme“ vorliegen, erfolgt eine Mittelwertbildung der einzelnen Probenahmeergebnisse.

Sämtliche kontinuierlich und diskontinuierlich erfassten Schadstoffemissionen werden nicht nur als Massenkonzentrationen (mg/Nm³ bei 13 % O₂), sondern auch als Massenströme (mg/h) und energiemengenbezogene Emissionen (mg/MJ H_{u(roh)}) angegeben. Die C_nH_m-Emissionen werden dabei als organisch gebundener Kohlenstoff (Ges.-C) und die NO_x-Emissionen als NO₂ ausgewiesen. Neben der tabellarischen Ausgabe in formatier-

ten Datenblättern erfolgt eine graphische Darstellung ausgewählter Messgrößen in „Zeitverläufen“ (s. Datenband).

Wärmeleistung und Wirkungsgrad. Mit den Daten zur Brennstoffzusammensetzung und den Momentanwerten der Abgaskenngrößen erfolgt die Berechnung der Größen Kessel- und Feuerungsleistung, Wärmeverluste, feuerungstechnischer Wirkungsgrad (nach indirekter Methode) und Kesselwirkungsgrad (nach direkter Methode) gemäß den Berechnungsvorgaben der DIN 4702 Teil 2 [14]. Die Mittelwertbildung der Momentanwerte wird dabei - wie bei den Schadstoffemissionen - für einen beliebig festzulegenden Zeitraum (hier: Zeitraum der „Dioxinprobenahme“) durchgeführt. Die Ergebnisausgabe erfolgt tabellarisch in formatierten Datenblättern. Anzumerken ist, dass bei den Messungen keine Wärmeverluste durch Wärmeabgabe der Kesseloberfläche (Verluste durch Strahlung, Konvektion und Leitung) bestimmt wurden.

Partikelgrößenverteilung des Flugstaubs. Um die Partikelgrößenverteilungen in verschiedenen Darstellungsformen sichtbar zu machen, wurden aus den vorliegenden Daten (impaktierte Staubmassen Δm , Tengrenzen d_{ae50}) folgende Parameter für die einzelnen Partikelgrößenklassen bestimmt (s. hierzu auch [20] [45]):

- relativer Massenanteil $\Delta m/m_{ges}$
- relativer Massenanteil, bezogen auf die Partikelgrößenintervallbreite $(\Delta m/m_{ges}) / \Delta d_{ae50}$
- Durchgangssumme (Massenverteilungssumme)

Die *relativen Massenanteile* ermöglichen eine einfache Darstellung der Partikelgrößenverteilung in einem Säulendiagramm (vgl. Abb. 22, S. 61). Darin werden die relativen Massenanteile der einzelnen Partikelgrößenklassen - nach der Partikelgröße geordnet - als nebeneinanderliegende Säulen angegeben, wobei auf der Abszisse keine Skalierung der Partikelgrößen erfolgt. Vorteil dieser Darstellungsform ist, dass keine Annahmen hinsichtlich der unteren Grenze der kleinsten Partikelgrößenklasse sowie der oberen Grenze der größten Partikelgrößenklasse getroffen werden müssen. Da die einzelnen Partikelgrößenintervalle bei dem hier eingesetzten Kaskadenimpaktor unterschiedliche Klassenbreiten aufweisen, ist jedoch ein Vergleich von mehreren Partikelgrößenverteilungen in einer einzigen Darstellung nicht möglich, da die Partikelgrößenintervalle der betrachteten Verteilungen nicht gleich sind.

Im Gegensatz zum Säulendiagramm erlaubt die Histogrammdarstellung auch einen Vergleich von mehreren Massenverteilungen, die zueinander unterschiedliche Partikelgrößenintervalle aufweisen. Bei dieser Darstellungsform wird der Massenanteil der einzelnen Klassen durch Rechtecke repräsentiert, deren Flächen über den verschiedenen Intervallen zu den Massenanteilen in diesen Intervallen proportional sind [42]. Um dieses „Prinzip der Flächentreue“ auch bei unterschiedlichen Klassenbreiten - wie im Fall der hier betrachteten Partikelgrößenklassen - einzuhalten, ist die Höhe des jeweiligen

Histogrammbalkens entsprechend zu korrigieren. Dies wird bei den darzustellenden Partikelgrößenverteilungen erreicht, indem der relative Partikelmassenanteil $\Delta m/m_{ges}$ auf die Klassenbreite des jeweiligen Partikelgrößenintervalls Δd_{ae50} bezogen wird (vgl. Abb. 21, S. 60). Der Streckenzug, der aus dem Verbinden der Klassenmitten entsteht, ergibt die Verteilungskurve (= Verteilungsdichtefunktion). Da bei Impaktormessungen die untere Grenze der kleinsten Partikelgrößenklasse sowie die obere Grenze der größten Partikelgrößenklasse nicht bestimmt werden, müssen diese Partikeldurchmesser abgeschätzt werden. Bei den in der vorliegenden Arbeit erstellten Histogrammen erfolgte diese Abschätzung nur für die untere Grenze der kleinsten Partikelgrößenklasse (Annahme: $d_{ae50} = 0 \mu\text{m}$). Da davon auszugehen ist, dass diese Annahme mit einem gewissen Fehler verbunden ist, werden die Verteilungskurven, die hier als Treppenfunktionen sichtbar werden, erst ab einem aerodynamischen Durchmesser von $d_{ae50} = 0,3 \mu\text{m}$ graphisch dargestellt. Die größte Partikelgrößenklasse, die bedingt durch den linkssteilen Verlauf der Verteilungskurven von geringerer Bedeutung für die Darstellung des Verteilungsverlaufes ist, wird aufgrund der fehlenden Obergrenze nicht in diesen Massenverteilungen berücksichtigt.

Die Berechnung der *Durchgangssummen* ermöglicht zusätzlich eine graphische Darstellung der Massenverteilungssummen über der Partikelgröße (vgl. Abb. 20, S. 59). Die Durchgangssumme gibt hierbei den Anteil an Partikeln an, welche kleiner sind als die betrachtete Partikelgröße. Der zu einem Partikelgrößenintervall gehörende Summenwert wird errechnet, indem die auf den Impaktorstufen abgeschiedenen Partikelmassenanteile $\Delta m/m_{ges}$ schrittweise - beim kleinsten Partikelgrößenintervall beginnend - bis zum betrachteten Partikelgrößenintervall aufaddiert werden. Der Streckenzug, der aus dem Verbinden der Wertepaare (Durchgangssumme über Grenzpartikeldurchmesser) entsteht, ergibt die Durchgangssummenkurve (= Durchgangssummenfunktion). In der vorliegenden Arbeit wurde diese Kurve iterativ bestimmt. Hierfür wurde als Wertepaar für die kleinste Partikelgrößenklasse folgende Annahme getroffen: $d_{ae50} = 0 \mu\text{m}$ bei Durchgangssumme = 0 %.

Auswertung der Ascheuntersuchungen. Um Bilanzierungen für die hochtoxischen Substanzen sowie für einzelne emissionsrelevante Elemente durchführen zu können, wurden die Stoffgehalte in den Aschen nach Formel (1) auf energiemengenbezogene Konzentrationen umgerechnet:

$$K_{MJ} = K_{kg} \cdot a \cdot H_u^{-1} \quad (1)$$

K_{MJ}	energiemengenbezogener Stoffgehalt als Schadstoffmenge pro Energiemenge
K_{kg}	Stoffkonzentration als Schadstoffmenge pro Aschemenge
a	spezifische Aschemenge (bezogen auf die Brennstoffmenge)
$H_{u,roh}$	Heizwert des feuchten Brennstoffs.

2.4 Versuchsprogramm

Das Versuchsprogramm verfolgte zum einen die Zielsetzung, durch umfassende Abgas- und Aschenanalysen eine generelle Einordnung der Emissionen und Aschenqualität bei der Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen für eine praxistypische Kleinanlage zu ermöglichen. Zum anderen sollten die Versuche auch den Zweck erfüllen, die Wirkung möglicher Einflussgrößen (Brennstoffart, Aufbereitungsform, Wassergehalt, und Heizlast) aufzuzeigen. Die hierzu durchgeführten Versuchsvarianten und der jeweilige Umfang der Abgas- und Aschenuntersuchungen werden nachfolgend vorgestellt.

Versuchsvarianten. Zur Untersuchung der Einflussgrößen wurden 14 verschiedene Varianten (Kombinationen) in den Verbrennungsversuchen untersucht (Abb. 11). Beim *Brennstoffartenvergleich* kamen sechs Brennstoffe zum Einsatz. Dabei konnten beim Halmgut sowohl die Pelletversuche als auch die Häckselgutversuche als Wiederholungen gelten. Bei der Variante mit Fichtenhackgut wurden dagegen die Verbrennungsversuche mit verschiedenen Brennstoffwassergehalten (hier: 7, 13, 20 %) als Wiederholungen berücksichtigt. Zur Einflussgröße *Aufbereitungsform* wurden zwei Varianten (verdichtetes/unverdichtetes Halmgut) untersucht. Da alle drei Halmgutarten in den Aufbereitungsformen Pellet und Häckselgut bereitgestellt werden konnten, erfolgte diese Versuchsreihe dreifach. Zum Einfluss des *Brennstoff-Wassergehaltes* (nur bei Fichtenhackgut) wurden vier Varianten mit gezielt abgestuften Wassergehalten (7, 13, 20 und 41 %) untersucht. Die Bandbreite der Brennstoff-Wassergehalte lag dabei in der praxisüblichen Größenordnung und blieb innerhalb der für die Feuerungsanlage vorgegebenen Wassergehaltsgrenzen. Sämtliche Verbrennungsversuche zu den Brennstoffmerkmalen wurden im Nennleistungsbetrieb der Feuerungsanlage (= 100 % Heizlast) durchgeführt. Zur Untersuchung des *Heizlasteinflusses* wurde die Feuerungsanlage zusätzlich bei der kleinsten Dauerwärmeleistung (= 30 % Heizlast) gemessen. Damit war der gesamte Wärmeleistungsbereich der Feuerungsanlage abgedeckt. Der Heizlasteinfluss wurde sowohl für Holz als auch für Halmgut untersucht.

Mess- und Analyseprogramm. Zu jeder Versuchseinstellung sollten zwei Einzelmessungen (Dauer: 4 Stunden) des Wirkungsgrades und der Emissionen an CO, Staub, C_nH_m, NO_x, HCl, PCDD/F und PAK durchgeführt werden (Tab. 8). Aufgrund verschiedener Ursachen (s. Anmerkungen in Tab. 8) war jedoch in mehreren Einzelfällen entweder nur eine Einzelmessung durchführbar oder es wurde eine dritte Wiederholungsmessung an einem zweiten Versuchstag erforderlich. Eine weniger systematische Erfassung erfolgte dagegen bei den Emissionsgrößen PCBz, PCPh, Partikelgröße/-verteilung und Schwermetalle. Um Lücken im bisherigen Wissensstand zu schließen, sollten diese bisher nur selten bei solchen Messprojekten erfassten Größen als „Zusatzmessgrößen“ erfasst werden.

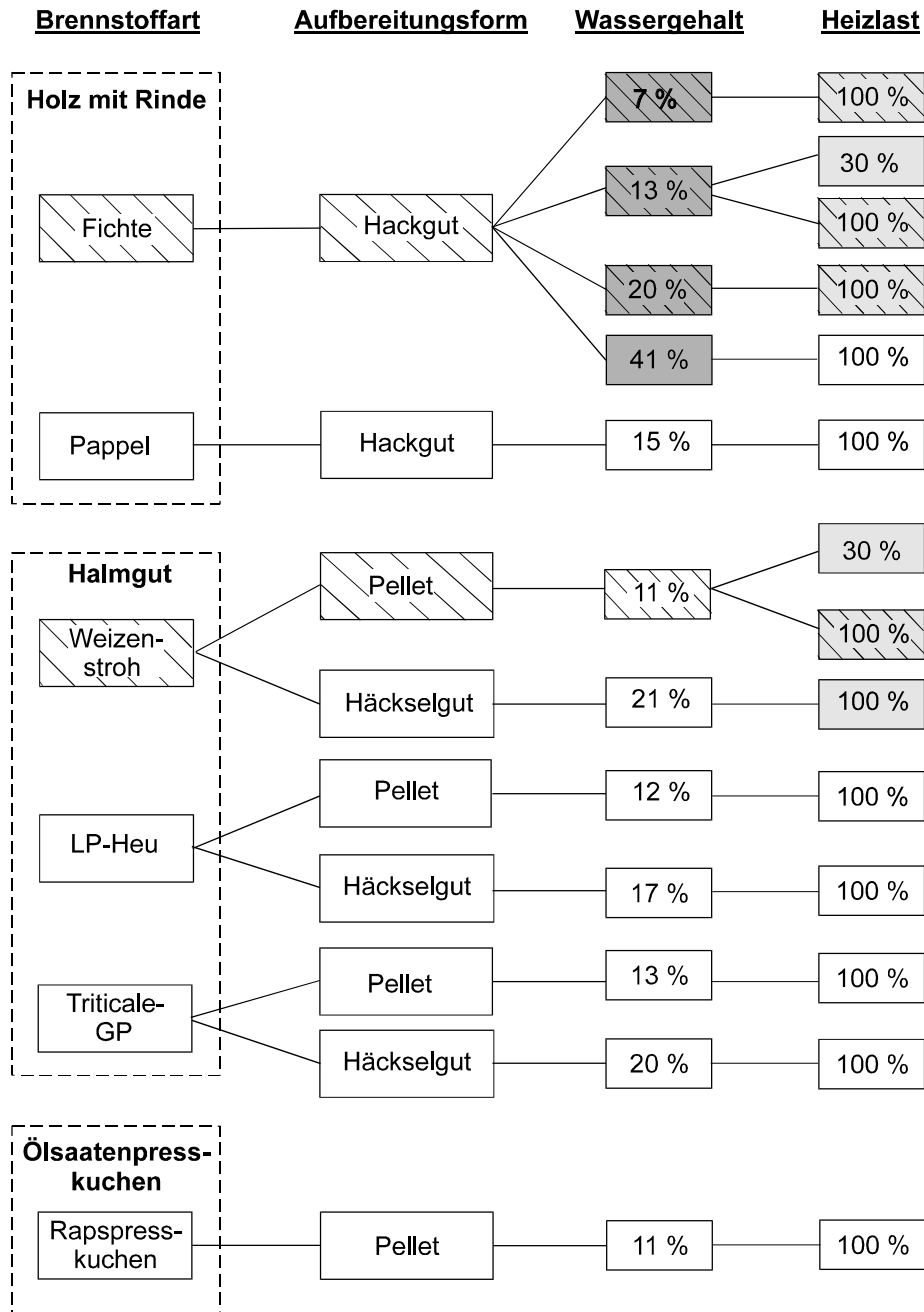


Abb. 11 Übersicht über die Kombination der Einflussgrößen in den Verbrennungsversuchen - Grau hinterlegte Felder: Varianten bzw. Wiederholungen zur Untersuchung des Wassergehalts- bzw. Heizlasteinflusses. Schraffierte Felder: Versuchseinstellungen, die als Varianten im Brennstoffvergleich herangezogen wurden (Schraffierung nur bei Fichtenholz und Weizenstroh erforderlich).

Tab. 8 Umfang und Anzahl der Emissions- und Wirkungsgradmessungen

Versuchseinstellung				Anzahl Einzelmessungen für				
Brennstoffart	Aufbereitung	Wassergehalt	Heizlast	CO, Staub, C _n H _m , NO _x , HCl, PAK, PCDD/F, η	PCBz	PCPh	Schwermetalle ¹⁾	Partikelgrößenverteilung
		%	%					
Fichte	gehackt	7	100	2	–	1	–	2
Fichte	gehackt	13	100	1 ²⁾	1	1	1*	1
Fichte	gehackt	14	30	2	–	–	–	1
Fichte	gehackt	20	100	2	–	1	–	2
Fichte	gehackt	41	100	2	–	–	–	1
Pappel	gehackt	15	100	1 ²⁾	1	1	–	–
Weizenstroh	pelletiert	11	100	3 ³⁾	1	2	1*	2
Weizenstroh	pelletiert	11	30	1 ²⁾	–	1	1**	1
Weizenstroh	gehäckselt	21	100	2	1	1	1	2
LP-Heu	pelletiert	12	100	2	1	1	–	1
LP-Heu	gehäckselt	17	100	2	1	1	1*	1
Triticale-GP	pelletiert	13	100	2	–	1	–	2
Triticale-GP	gehäckselt	20	100	3 ³⁾	–	2	1**	1
Rapspresskuchen	pelletiert	11	100	2	–	2	–	2
<i>Summe Einzelmessungen</i>				27	6	15	6	17

¹⁾ As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Hg (nur bei *), Mo (nur bei **), Ni (nur bei **)

²⁾ Die bereitgestellte Brennstoffmenge reichte für eine 4stündige Wiederholungsmessung nicht mehr aus.

³⁾ Aufgrund von Mess- oder Betriebsstörungen wurde zu diesen Einstellungen eine dritte Wiederholungsmessung an einem zweiten Versuchstag durchgeführt. Bei dieser Messung lag der Brennstoff-Wassergehalt minimal anders (Unterschied zum vorhergehenden Messtag 0,5 bis 1 Prozentpunkte FM).

Die Aschenuntersuchungen erfolgten nach einer festgelegten Analysenmatrix (Tab. 9), die nach Ablauf der Verbrennungsversuche in Abstimmung mit dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz erstellt wurde. Zur Untersuchung kamen die Aschen aus dem Feuerraum, dem Wärmetauscher und dem Messstreckenteilstück des Kamins. Zur Vereinfachung werden diese Aschen nachfolgend auch als „Feuerraumasche“, „Wärmetauscherasche“ (WT-Asche) und „Kaminasche“ bzw. „Kaminruß“ bezeichnet. Bei den Kaminaschen erfolgte - angesichts des geringen Mengenanfalls - die Analyse einer Mischprobe, die sich aus mehreren Einzelproben von ähnlichen Versuchsvarianten zusammensetzte.

Tab. 9 Umfang und Anzahl der Ascheuntersuchungen

Versuchseinstellung				Anzahl analysierter Ascheproben aus				
Brennstoffart	Aufbereitung	Wassergehalt %	Heizlast %	Feerraum		WT ¹⁾	Kamin ¹⁾	
				Elemente ²⁾	PCDD/F PAK	Elemente ³⁾	PCDD/F PAK	Elemente ⁴⁾
Fichte	gehackt	7	100	–	1	–	–	–
Fichte	gehackt	13	100	–	1	–	1, a	1, a
Fichte	gehackt	14	30	1	1	1 ⁵⁾	–	1
Fichte	gehackt	20	100	1 ⁶⁾	1	1	1, a	1, a
Fichte	gehackt	41	100	–	1	–	–	–
Pappel	gehackt	15	100	1	1	–	–	–
Weizenstroh	pelletiert	11	30	1	1	1	–	–
Weizenstroh	pelletiert	11	100	1 ⁶⁾	1	1	1, b	1, b
Weizenstroh	gehäckselt	21	100	1	1	1	1, b	1, b
LP-Heu	pelletiert	12	100	–	1	–	1, c	1, c
LP-Heu	gehäckselt	17	100	1	1	1	1, c	1, c
Triticale-GP	pelletiert	13	100	1	1	–	–	1, d
Triticale-GP	gehäckselt	20	100	1	1	1	–	1, d
Rapspresskuchen	pelletiert	11	100	1	1	1 ⁵⁾	–	–
<i>Summe analysierter Ascheproben</i>				<i>10</i>	<i>14</i>	<i>8</i>	<i>3</i>	<i>5</i>

¹⁾ Ascheentnahmestellen: WT = Wärmetauscher, Kamin = Entlüftungsstecke (vgl. Abb. 3)

²⁾ Glühverlust, C, C_{org}, N, S, Cl, Pflanzennährstoffe (P, K, Ca, Mg), Schwermetalle (As, Cd, Co, Cu, Cr, Mo, Ni, Pb, Zn)

³⁾ C, C_{org}, N, S, Cl, Schwermetalle (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn)

⁴⁾ C, C_{org}, Cl, Schwermetalle (As, Cd, Co, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn)

⁵⁾ Elementanalyse umfasst nur Cl

⁶⁾ zusätzliche Analyse der Fein- und Grobfraktion aus Siebung mit 3,15 mm Lochweite

Erläuterungen: Mit a bis d gekennzeichnete Kaminproben sind Mischproben aus mehreren Versuchsvarianten. Proben gleicher Kennzeichnung bilden eine Mischprobe.

3 Vergleich der Versuchsbrennstoffe

Die Bewertung von brennstoffbedingten Emissionseffekten erfordert eine genaue Kenntnis der Brennstoffeigenschaften. Aus diesem Grund werden nachfolgend die wesentlichen Merkmale der bereitgestellten Versuchsbrennstoffe dargestellt und Auffälligkeiten zwischen den Brennstoffen diskutiert. Für einen weitergehenden Überblick sei zudem auf den Datenband des Abschlussberichtes verwiesen, in dem sämtliche Einzelergebnisse der Brennstoffuntersuchungen zusammengefasst sind.

3.1 Physikalische Merkmale

Die Dichten (Schütt- und Einzeldichten) und die Partikelgrößen der verwendeten Brennstoffe werden in Tab. 10 zusammengestellt. Diese Brennstoffdaten zeigen, dass die Schüttdichten zum Zeitpunkt des Verbrennungsversuches zwischen 81 kg FM/m³ (Weizenstrohhäckselgut) und 580 kg FM/m³ (Rapspresskuchen) lagen. Die wesentliche Bestimmungsgröße ist hier die Aufbereitungsform. So weisen die Halmgutbrennstoffe in Pelletform rund 4- bis 7mal höhere Schüttdichtewerte auf als beim Häckselgut. Zwischen den Halmgutarten lagen dagegen die Schüttdichten bei gleicher Aufbereitungsform wiederum auf vergleichbarem Niveau. Relativ einheitlich waren auch die bei den Halmgutpellets gemessenen Einzeldichten, die durchweg über 1000 kg TM/m³ lagen.

Tab. 10 Dichte und Partikelgröße der Brennstoffe zum Zeitpunkt der Emissionsmessungen

Brennstoff	Aufbereitung	Schüttdichte ¹⁾		Einzeldichte	Partikelgrößenverteilung Massenanteile in % TM			
		kg TM/m ³	kg FM/m ³		kg TM/m ³	Partikelgrößenklasse		
						0-3 mm	>3-16 mm	>16 mm
Fichte	gehackt	163	175-276	n.b.	4,5	75,2	20,3	
Pappel	gehackt	120	141	n.b.	3,1	56,2	40,7	
Weizenstroh	pelletiert	495	556	1180	1,1	20,4	78,5	
Weizenstroh	gehäckselt	64	81	n.b.	18,9	80,7	0,4	
LP-Heu	pelletiert	489	556	1120	4,4	26,9	68,7	
LP-Heu	gehäckselt	75	91	n.b.	53,2	46,2	0,6	
Triticale-GP	pelletiert	443	509	1050	1,3	18,8	79,9	
Triticale-GP	gehäckselt	98	123	n.b.	27,9	71,8	0,3	
Rapspresskuchen	pelletiert	516	580	n.b.	13,4	85,9	0,7	

n.b. nicht bestimmt

¹⁾ Feuchtmasse (FM) zum Zeitpunkt des Verbrennungsversuches; Fichtenhackgut: 175 kg FM/m³ bei einem Wassergehalt (w) von 7 %, 276 kg FM/m³ bei w = 41 %

Bei der Teilchengröße der Brennstoffe werden ebenfalls Unterschiede zwischen den Aufbereitungsformen sichtbar. Hier wiesen die gehäckselten Brennstoffe einen deutlich höheren Anteil an kleineren Partikeln auf als die vergleichbaren Pellets. Das zeigt sich besonders an der kleinsten gemessenen Partikelgrößenklasse (0 bis 3 mm). Während beim Häckselgut ca. 33 % (Mittelwert über die drei Häckselgutbrennstoffe) der Gesamtmasse in dieser Größenklasse lag, betrug dieser Anteil bei den Halmgutpellets nur etwa 2 %. Im Gegensatz zum Halmgut wiesen die Rapspresskuchenpellets aufgrund der geringeren Abmessungen (vgl. Kap. 2.1) zugleich kleinere Partikelgrößen auf.

3.2 Chemisch-stoffliche Merkmale

Einen Überblick über die chemisch-stofflichen Eigenschaften der bereitgestellten Versuchsbrennstoffe geben Tab. 11 bis Tab. 13. Die hier dargestellten Analysenergebnisse lassen eine Reihe von Unterschieden zwischen den eingesetzten Brennstoffarten erkennen, von denen nachfolgend die wichtigsten zusammengefasst werden:

- Der *Heizwert* lag bei den Halmgutbrennstoffen im Mittel um 1,85 MJ/kg niedriger (-10 %) und beim Rapspresskuchen um 2,65 MJ/kg höher (+14 %) als beim Holz. Die Änderungen im Heizwert gehen einher mit den Änderungen im Kohlenstoffgehalt.
- Der *Gehalt an Flüchtigen Bestandteilen* war bei den Halmgutbrennstoffen im Mittel um 5,8 Prozentpunkte niedriger und beim Rapspresskuchen um 3,8 Prozentpunkte niedriger als bei den Holzbrennstoffen.
- Der *Aschegehalt* war dagegen bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen deutlich höher als beim Holz. Die gemessenen Werte lagen hier im Mittel um das 3,4fache (Halmgut) bzw. 6fache (Rapspresskuchen) über denen des Fichtenhackgutes (Referenzbrennstoff). Ebenso wies das Pappelholz im Vergleich zum Fichtenhackgut einen doppelt so hohen Aschegehalt auf.
- Auch die *Stickstoff- und Schwefelgehalte* waren bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen durchweg höher als beim Holz. Gegenüber dem Referenzbrennstoff Fichtenhackgut lagen die Werte beim Halmgut rund 7fach (Stickstoff) bzw. 13fach (Schwefel) höher; beim Rapspresskuchen wurden sogar mehr als 30fach höhere Konzentrationen festgestellt. Die Stickstoff- und Schwefelgehalte lagen aber auch beim Pappelholz höher (2fach) als beim Referenzbrennstoff Fichte.
- Wie bei den Gehalten an Asche, Stickstoff und Schwefel lagen auch die *Chlorgehalte* bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen höher als bei den Holzbrennstoffen. Die höchsten Werte wiesen hier aber die Halmgutbrennstoffe auf, deren Chlorgehalte um das 39fache (bezogen auf den Gruppenmittelwert) über dem Chlorwert des Fichtenholzes lagen.
- Die Halmgutbrennstoffe und der Rapspresskuchen wiesen auch höhere Gehalte an *Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium* auf als das Holz. Die höchsten Elementgehalte lagen jedoch durchweg beim Rapspresskuchen. Insbesondere bei Kalium und Phosphor wurden bei diesem Brennstoff Spitzenwerte gemessen, die um das 2fache (Kalium) bzw. 6fache (Phosphor) über denen der Halmgutbrennstoffe lagen.

Tab. 11 Verbrennungstechnische Kennwerte der verwendeten Brennstoffe - Alle Angaben bezogen auf die Trockenmasse (TM)

Brennstoff	Aufbereitung	Heizwert	Flüchtige Bestandteile	Aschegehalt
		kJ/kg	%	%
Fichte ¹⁾	gehackt	18 641	81,4	1,04
Fichte ¹⁾	gehackt	18 761	81,7	1,02
Pappel	gehackt	18 546	81,0	2,18
Weizenstroh	pelletiert	17 035	74,2	6,40
Weizenstroh	gehäckselt	16 805	75,8	6,51
LP-Heu	pelletiert	16 570	73,2	7,88
LP-Heu	gehäckselt	16 911	74,3	6,49
Triticale-GP	pelletiert	16 750	79,2	3,20
Triticale-GP	gehäckselt	16 849	76,7	3,81
Rapspresskuchen	pelletiert	21 210	78,3	6,20

¹⁾ Analyse von zwei Mischproben

Tab. 12 Hauptelementgehalte der verwendeten Brennstoffe - Alle Angaben bezogen auf die Trockenmasse (TM)

Brennstoff	Aufbereitung	C	H	O ¹⁾	N	Ca	K	Mg	P	S	Cl
		%	%	%	%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg
Fichte ²⁾	gehackt	49,3	6,75	42,8	0,13	0,23	0,08	0,04	0,01	107	37
Fichte ²⁾	gehackt	49,6	6,73	42,2	0,19	0,20	0,07	0,03	0,02	100	48
Pappel	gehackt	48,6	6,70	42,2	0,38	0,47	0,36	0,04	0,09	256	16
Weizenstroh	pelletiert	44,8	6,53	41,4	0,92	0,27	1,12	0,09	0,09	1411	2056
Weizenstroh	gehäckselt	45,2	6,39	41,3	0,69	0,24	0,88	0,08	0,08	1060	1500
LP-Heu	pelletiert	44,4	6,58	40,1	1,10	0,55	0,91	0,27	0,16	1361	2890
LP-Heu	gehäckselt	44,9	6,40	41,0	1,17	0,66	0,87	0,35	0,19	1679	1681
Triticale-GP	pelletiert	44,9	7,04	43,7	1,22	0,19	0,50	0,08	0,22	970	575
Triticale-GP	gehäckselt	45,1	6,57	42,7	1,80	0,31	0,90	0,15	0,31	1381	1390
Rapspresskuchen	pelletiert	51,5	7,38	30,1	4,97	0,64	1,60	0,47	1,10	5451	194

¹⁾ errechnet als Residualgröße (100 % minus mittlerem Gehalt an Asche, C, H, N)

²⁾ Analyse von zwei Mischproben

Bei den *Schwermetallen* (Tab. 13) besteht naturgemäß eine hohe Variabilität in den Elementgehalten (vgl. hierzu [27]). Da viele der hier betrachteten Elemente nur in sehr geringen Konzentrationen in naturbelassenen Brennstoffen vorkommen, sind Schwankungen im Elementgehalt in hohem Maße auch auf eine Unschärfe in der Probenhomogeni-

tät und Analysetechnik zurückzuführen. Dennoch lassen sich bei den untersuchten Brennstoffen verschiedene Auffälligkeiten erkennen, wenngleich bei den meisten untersuchten Elementen nur geringe Brennstoffunterschiede vorlagen:

- Das Pappelholz wies im Durchschnitt 8fach höhere Cadmiumgehalte als die übrigen Brennstoffe auf. Beim Fichtenholz wurden gegenüber den anderen Brennstoffen rund 5fach höhere Mangangehalte festgestellt.
- Die Halmgutbrennstoffe hatten durchschnittlich rund 6fach höhere Chromgehalte als die Holzbrennstoffe und der Rapspresskuchen. Zudem wiesen sie 4mal so hohe Nickelgehalte auf.
- Der Rapspresskuchen wies im Vergleich zu den übrigen Brennstoffen die höchsten Molybdängehalte (28fach höher) sowie die niedrigsten Cobaltgehalte (9fach niedriger) auf.

Tab. 13 Schwermetallgehalte der verwendeten Brennstoffe - Alle Angaben bezogen auf die Trockenmasse (TM)

Brennstoff	Aufbereitung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
		%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Fichte ¹⁾	gehackt	<0,025	0,14	0,59	1,9	2,8	0,04	191	0,02	0,86	0,17	27,0
Fichte ¹⁾	gehackt	0,045	0,13	0,30	2,3	2,5	<0,001	210	0,09	1,2	0,45	21,5
Pappel	gehackt	0,027	0,79	0,19	1,5	3,0	0,003	6,0	<0,005	0,46	0,22	39,7
Weizenstroh	pelletiert	0,057	0,12	0,26	16,6	3,0	0,01	27,3	0,34	5,8	0,44	10,2
Weizenstroh	gehäckselt	0,11	0,10	0,24	15,2	3,0	0,004	26,0	0,40	5,7	0,51	11,0
LP-Heu	pelletiert	0,26	0,11	0,41	10,4	4,5	0,01	69,8	0,54	3,4	1,2	28,0
LP-Heu	gehäckselt	0,14	0,11	0,39	13,2	5,5	0,009	65,5	0,56	4,5	0,7	28,7
Triticale-GP	pelletiert	0,05	<0,05	0,19	4,8	3,2	0,005	27,2	0,20	1,6	<0,1	16,8
Triticale-GP	gehäckselt	0,07	<0,05	0,11	10,3	4,5	0,005	28,5	0,27	2,9	0,33	27,5
Rapspresskuchen	pelletiert	<0,025	<0,05	0,05	1,3	4,5	0,001	51,2	1,1	0,7	<0,1	51,3

¹⁾ Analyse von zwei Mischproben

Zusätzlich erfolgte eine Untersuchung auf hochtoxische Verbindungen an einer Brennstoff-Mischprobe (gebildet aus mengengleichen Anteilen aller eingesetzten Brennstoffe). Bei den hierzu durchgeführten PCDD/F- und PAK-Analysen wurde eine Beladung in sehr geringen aber dennoch nachweisbaren Konzentrationen festgestellt (PCDD/F: 0,15 ng TE/kg; PAK: 318 µg/kg, angegeben als Summe der 16 „US-EPA-Verbindungen“). Sie lag aber insgesamt in einer für naturbelassene Biomasse-Brennstoffe üblichen Größenordnung (vgl. hierzu [33] [34]).

Eine weitergehende Bewertung mit Vergleich der Brennstoffarten sowie den Einflussgrößen auf die Brennstoffqualität findet sich bei HARTMANN, BÖHM UND MAIER [27].

4 Ergebnisse der Verbrennungsversuche

Aufbauend auf die in den Verbrennungsversuchen zusammengetragene Datenbasis (vgl. Datenband zum Abschlussbericht) werden nachfolgend die Auswertungen zu den untersuchten Einflussgrößen (Brennstoffart, Aufbereitungsform, Wassergehalt, Heizlast) dargestellt und diskutiert. Dies erfolgt nacheinander für die Zielgrößengruppen Wirkungsgrad, Standard-Emissionsgrößen (CO, C_nH_m, Staub, NO_x), Partikelgrößenverteilung des Flugstaubes, aromatische Kohlenwasserstoffe (hier: PAK), organisch und anorganisch chlorierte Schadstoffe sowie Schwermetalle. Bei den partikelgebundenen Verbindungen (z.B. PAK und PCDD/F) werden hierfür neben den Ergebnissen der Abgasuntersuchungen auch die Ergebnisse der Aschen- und Kaminrußuntersuchungen betrachtet. Zur Absicherung der Ergebnisse werden bei der Betrachtung der Aufbereitungsform und Heizlast mehrere Versuchsreihen mit unterschiedlichen Brennstoffen herangezogen (s. Kap. 2.4)

Um die geforderte Vergleichbarkeit der verschiedenen Versuchsvarianten einzuhalten, wurden nur diejenigen Brennstoffe in die nachfolgenden Betrachtungen einbezogen, bei denen sich die Feuerungsanlage auf vergleichbare Verbrennungsqualität (gemessen an der CO-Emission) einregeln ließ. Da das Pappelholz diese Forderung nicht erfüllte (hier konnte keine optimale Anlageneinstellung gefunden werden, vgl. Kap. 2.3), wurde dieser Brennstoff nachfolgend nicht berücksichtigt.

4.1 Einflüsse auf den Wirkungsgrad

Bei den Messungen wurde sowohl der Kesselwirkungsgrad als auch der feuerungstechnische Wirkungsgrad (Kesselwirkungsgrad minus Strahlungsverluste) bestimmt. In den folgenden Betrachtungen soll jedoch ausschließlich der feuerungstechnische Wirkungsgrad beschrieben werden (Abb. 12). Auf eine Gegenüberstellung der Kesselwirkungsgrade muss hier verzichtet werden, da die gemessenen Werte aufgrund erhöhter Abstrahlungsverluste infolge der mehrmaligen baulichen Änderungen an der Kesselrückseite (vgl. Kap. 2.2.1) nicht auf die Praxis übertragbar sind.

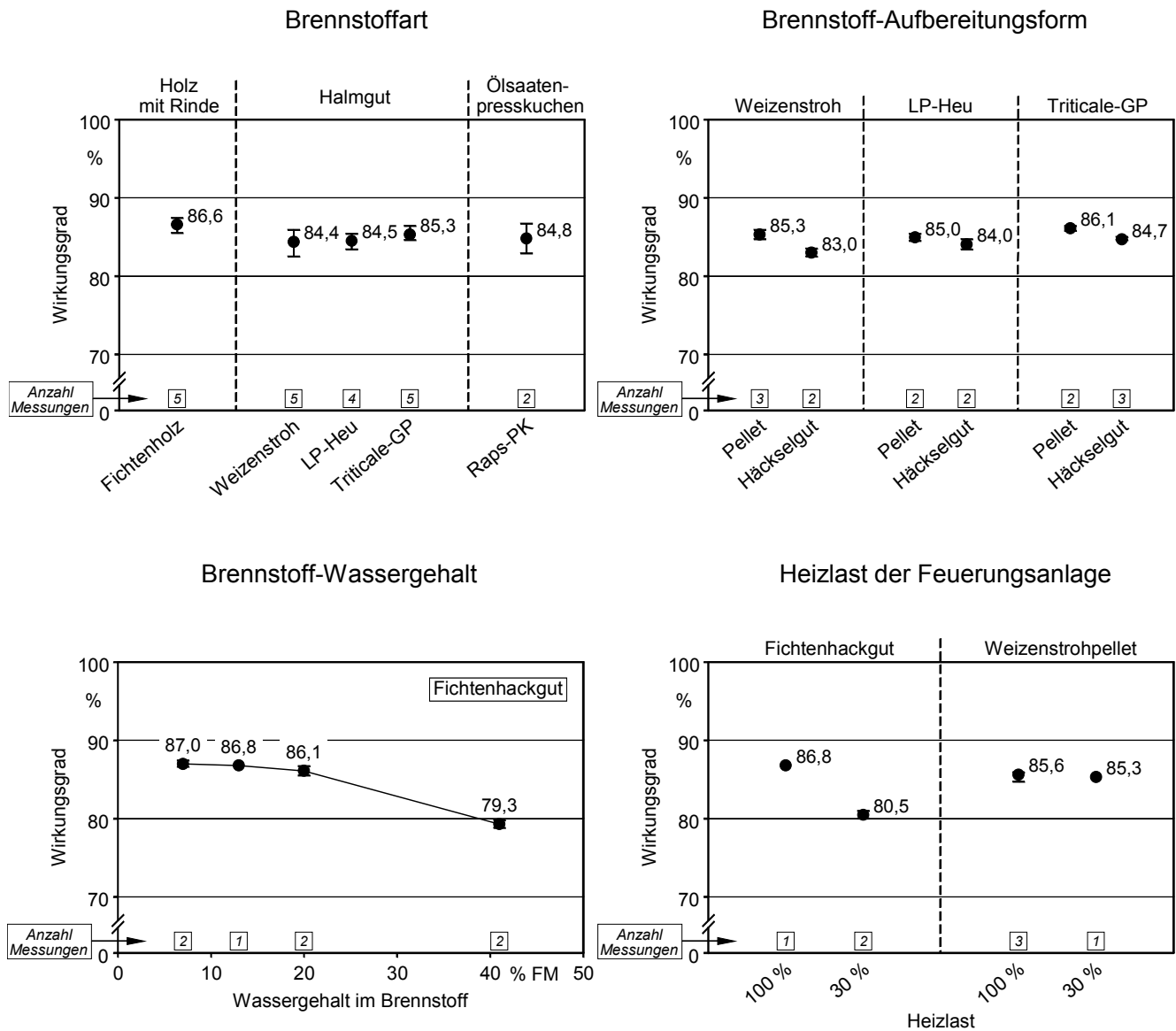


Abb. 12 Feuerungstechnischer Wirkungsgrad beim Einsatz verschiedener Biomassebrennstoffe und Brennstoff-Wassergehalte sowie bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut). Unten links: Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 bzw. 14 % (Holz), w = 11 % (Stroh)

Einfluss der Brennstoffart und Aufbereitungsform. Die untersuchten Brennstoffarten und Aufbereitungsformen haben erwartungsgemäß keine nennenswerten Unterschiede im Wirkungsgrad der Feuerungsanlage hervorgerufen (Abb. 12, oben). Die in geringem Maße auftretenden Schwankungen bei den Brennstoffarten (84,4 bis 86,6 %) wurden hier hauptsächlich von der Feuerungsanlage verursacht, die sich trotz sorgfältiger Voreinstellung nicht immer in gleichem Maße auf den optimalen Betriebspunkt einregeln ließ (vgl. hierzu auch Kap. 4.2.1). Dagegen sind die Wirkungsgradunterschiede bei den Aufbereitungsformen vermutlich auf Brennstoffeffekte zurückzuführen. So wurde bei den Häckselgutbrennstoffen - wohl aufgrund ihrer geringeren Schüttdichte und Teilchengröße (größere spezifische Oberfläche) - im Vergleich zu den Pellets eine viel größere Reaktivität (fast explosionsartige Entgasung und Verbrennung) mit einer deutlich stärkeren Flammenbildung beobachtet. Die Folge waren höhere Abgastemperaturen (durchschnittliche Zunahme von 8 bis 16 K an der Abgasmessstelle), die zum Teil die vorgegebenen Temperatursollwerte der Verbrennungsregelung überschritten. Ein Einregeln auf niedrigere Temperaturen war in diesen Fällen nicht mehr möglich. Bedingt durch diesen Temperaturanstieg lagen die Wirkungsgrade bei den Häckselgutbrennstoffen durchweg um rund 1,0 bis 2,3 Prozentpunkte niedriger. Damit zeigt sich bei der hier verwendeten Feuerungsanlage ein leichter Wirkungsgradvorteil bei Halmgutpellets gegenüber gehäckseltem Halmgut.

Einfluss des Wassergehalts. Mit zunehmendem Brennstoff-Wassergehalt ist eine Abnahme des Wirkungsgrads festzustellen (Abb. 12). Bei Wassergehalten unterhalb der für die Feuerungsanlage vorgegebenen Obergrenze (ca. 35 %) ist diese Abnahme jedoch nur gering. Erst bei Überschreitung der Wassergehaltsgrenze zeigt sich bei der hier untersuchten Feuerungsanlage eine deutliche Wirkungsgradabsenkung (-6,8 Prozentpunkte bei einer Wassergehaltszunahme von 20 auf 41 %). Sie ist im Wesentlichen auf einen Anstieg der Abgasverluste zurückzuführen.

Einfluss der Heizlast. Bei Betrachtung der Heizlast werden ebenfalls Unterschiede im Wirkungsgrad sichtbar, wenngleich diese beim Fichtenhackgut deutlich größer als beim Weizenstrophellet ausfallen. Bei beiden Brennstoffen ist der feuerungstechnische Wirkungsgrad der Feuerungsanlage im Betrieb mit kleinstmöglicher Wärmeleistung (30 % Heizlast) niedriger als im Nennleistungsbetrieb (100 % Heizlast). Diese Absenkung ist auf die Zunahme der Wärmeverluste durch Brennbare in der Asche und durch eine zunehmend unvollständige Verbrennung zurückzuführen. Sie wird überdies beim Fichtenhackgut auch durch eine Zunahme der Abgasverluste hervorgerufen.

Ein Anstieg des Wärmeverlustes ist im Teillastbetrieb üblicherweise jedoch nicht zu erwarten. Vielmehr sollte 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 feuerungstechnischen Wirkungsgrades führen (vgl.

hierzu [7]), zumal diese Verlustgröße in der Wärmestrombilanz mit Abstand die bedeutendere ist (Abb. 13). Das Absinken des Wirkungsgrades bei den hier durchgeführten Schwachlastversuchen ist daher offensichtlich auf einen zu hohen Luftüberschuss im Abgas zurückzuführen und charakterisiert eine suboptimale Anlageneinstellung.

Da zu erwarten ist, dass sich die Abstrahlungsverluste bei gleichbleibender Wärmeleistung nicht verändern, ist davon auszugehen, dass sich die von der Brennstoffart, Aufbereitungsform und dem Wassergehalt verursachten Wirkungsgradunterschiede auch im (hier nicht ausgewerteten) Kesselwirkungsgrad niederschlagen. Das gilt jedoch nicht für den Einfluss der Heizlast, zu dem sich die Abstrahlungsverluste umgekehrt proportional verhalten.

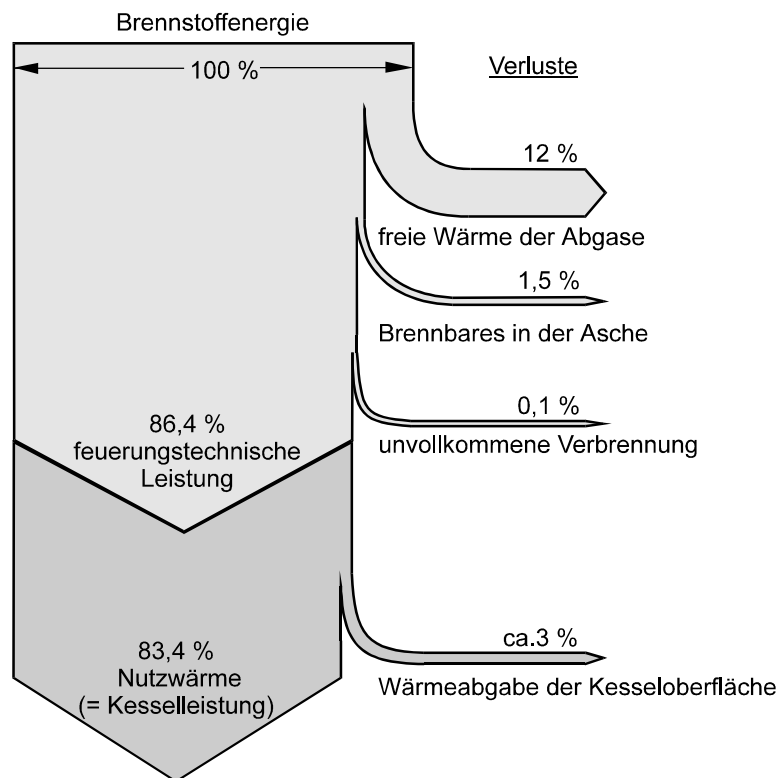


Abb. 13 Typisches Wärmeflusschema im Nennleistungsbetrieb bei der verwendeten Feuerungsanlage - Brennstoff hier: Fichtenhackgut ($w = 13 \%$)

4.2 Einflüsse auf Standard-Emissionsgrößen (CO, C_nH_m, Staub, NO_x)

Unter den Standard-Emissionsgrößen werden in der vorliegenden Arbeit die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid (CO), Partikelmasse (Staub), organische gasförmige Stoffe (C_nH_m) und Stickstoffoxide (NO_x) zusammengefasst. Ihre gemeinsame Betrachtung bietet sich an, da es sich um die am meisten beachteten Messgrößen handelt. Sie bilden nicht nur die Basis für die feuerungstechnische Beurteilung von Feuerungsanlagen, sondern eignen sich auch für Schlussfolgerungen hinsichtlich der Brennstoffeigenschaften.

4.2.1 Brennstoffart und Aufbereitungsform

Bei den Versuchen mit verschiedenen Brennstoffarten und Aufbereitungsformen erfolgte zu jedem Brennstoff eine gezielte Optimierung der Anlageneinstellungen im Vorversuch (vgl. hierzu Kap. 2.3). Da zu diesem Optimierungsprozess die jeweilige CO-Emission herangezogen wurde, kann diese - im Gegensatz zu C_nH_m, Staub und NO_x - nur bedingt als Ergebnisgröße verwendet werden. Sie stellt vielmehr eine Leitgröße für die Anlageneinstellung dar. Jedoch lassen sich aus dem „bestmöglichen“ CO-Niveau, auf das sich die Feuerungsanlage im Verbrennungsversuch einregeln ließ, Anhaltspunkte zur Bewertung der jeweiligen Brennstoffart und Aufbereitungsform gewinnen.

CO-Emission. Trotz sorgfältiger Einstellung der Anlage ließ sich die CO-Emission bei den hier betrachteten Brennstoffarten und Aufbereitungsformen nicht immer auf einheitlich niedrige Werte einregeln. Das zeigen die in Abb. 15 (S. 49) und Abb. 16 (S. 50) dargestellten Ergebnisse. Die niedrigsten CO-Emissionen (131 mg/m³) wurden mit Fichtenhackgut erzielt, was darauf zurückzuführen ist, dass die Feuerungsanlage herstellerseits für den Einsatz von solchen Brennstoffen besonders optimiert worden war. Geringfügig höhere CO-Emissionen ergaben sich beim Halmgut, obwohl hier ein Einregeln auf relativ niedrige CO-Werte möglich war. Ein leichter Emissionsanstieg war jedoch aufgrund von kurzzeitigen, zyklisch wiederkehrenden Emissionsspitzen (vgl. CO-Zeitverläufe im Datenband) unvermeidlich. Diese Emissionsspitzen wurden von der Schubbewegung des Ascheschiebers verursacht, dessen Arbeitstakt bei den Halmgutbrennstoffen erhöht werden musste, um Anbackungen und Verschlackungen zu vermeiden (alle 10 bis 15 min bei Halmgut, aber nur alle 6 h bei Holz, vgl. Anhang E). Zudem zeigte die Beschickungseinrichtung bei den Häckselgutbrennstoffen - aufgrund der sehr geringen Schüttdichte dieser Brennstoffe - eine gewisse Neigung zur ungleichmäßigen Brennstoffdosierung. Dies führte ebenfalls zu sichtbaren Emissionsspitzen (s. Triticale-GP, Abb. 15), durch die sich im Wesentlichen auch die unterschiedlichen CO-Emissionen zwischen den Halmgutarten (168 bis 280 mg/m³, Abb. 15) und den Aufbereitungsformen (56 bis 340 mg/m³, Abb. 16) erklären lassen. Allerdings ist kein ausgeprägter und einheitlicher Trend zugunsten einer bestimmten Halmgutart oder Aufbereitungsform erkennbar. Auffallend sind

jedoch die niedrigen CO-Werte bei den Triticale-Ganzpflanzenpellets (56 mg/m^3), die in ähnlicher Größenordnung (67 mg/m^3) auch in einem Versuch mit Häckselgut erzielt wurden und damit auf eventuelle Brennstoffvorteile der Pellets hinsichtlich der CO-Emission hindeuten.

Die höchsten CO-Emissionen (468 mg/m^3) ergaben sich beim Rapspresskuchen, obwohl auch hier ein Einregeln auf niedrige CO-Werte möglich war. Hier kam es jedoch zu häufigen Emissionsspitzen, die durch selbsttätiges Abschalten der Brennstoffzufuhr hervorgerufen wurden (vgl. CO-Zeitverläufe im Datenband). Diese in festen Zeitabständen wiederkehrenden Abschaltvorgänge waren die Folge eines zu hoch eingestellten Brennstoffmassenstromes. Eine weitere Verringerung der Brennstoffzufuhr war allerdings nicht möglich und hätte den Austausch des Schneckenmotors erforderlich gemacht.

Fazit. Die Unterschiede in den CO-Emissionen können bei dem hier gemessenen absoluten Niveau insgesamt als gering betrachtet werden. Somit kann davon ausgegangen werden, dass für alle untersuchten Brennstoffe relativ einheitliche und vergleichbare Abbrandbedingungen vorlagen.

C_nH_m-Emission. Die Emissionen an flüchtigen organischen Stoffen (Gesamtkohlenwasserstoffe) waren durchweg sehr gering. Die gemessenen Emissionswerte lagen unterhalb von 10 mg/m^3 (Abb. 15, Abb. 16). Brennstoffspezifische Unterschiede werden bei den hier betrachteten Brennstoffarten und Aufbereitungsformen nicht sichtbar. Vielmehr zeigt sich erwartungsgemäß ein direkt proportionales Verhalten zur CO-Emission (vgl. [36] [38]). Dieser Zusammenhang kann für den hier gemessenen Konzentrationsbereich durch eine lineare Modellfunktion beschrieben werden (Abb. 14). Nicht unerwähnt bleiben sollte jedoch in diesem Zusammenhang, dass beim Fichtenhackgut aufgrund eines Defektes bei der Messbereichsumschaltung des Analysegerätes nur einer von fünf gewonnenen Messwerten berücksichtigt werden konnte.

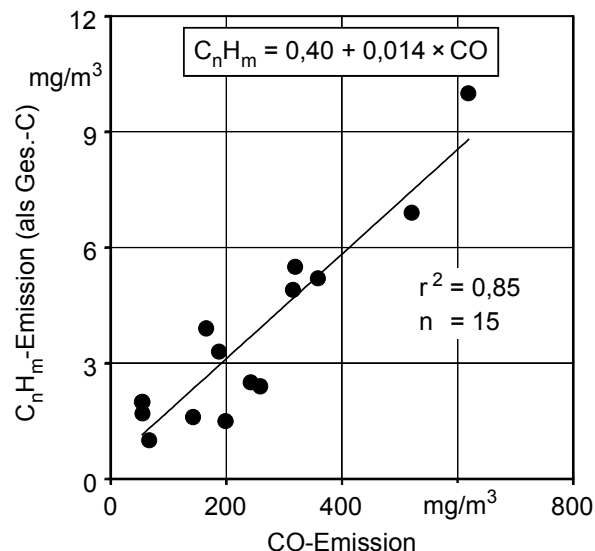


Abb. 14 Korrelation zwischen den Emissionsgrößen C_nH_m und CO (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$). Alle Werte angegeben als Vierstundenmittelwerte bei Nennwärmeleistung, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂

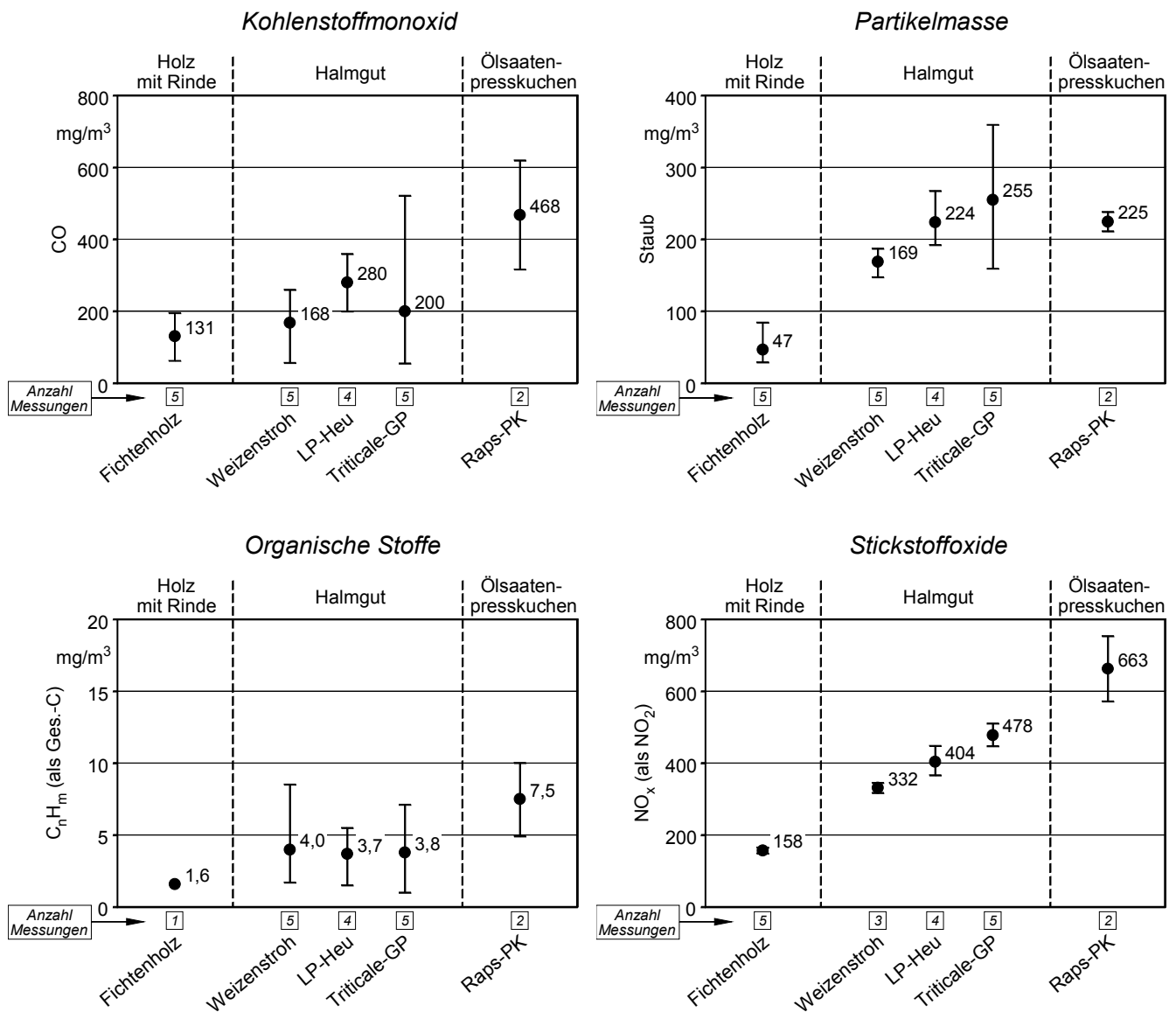


Abb. 15 Schadstoffemissionen an CO, Staub, C_nH_m und NO_x beim Einsatz verschiedener Brennstoffarten – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Keine direkte NO_x-Messung bei Fichtenholz: NO₂-Anteil bei den angegebenen NO_x-Werten mit 5 % am gemessenen NO-Wert abgeschätzt. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (bei Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (bei Halmgut); Pellet, w = 11 % (bei Ölsaatenpresskuchen)

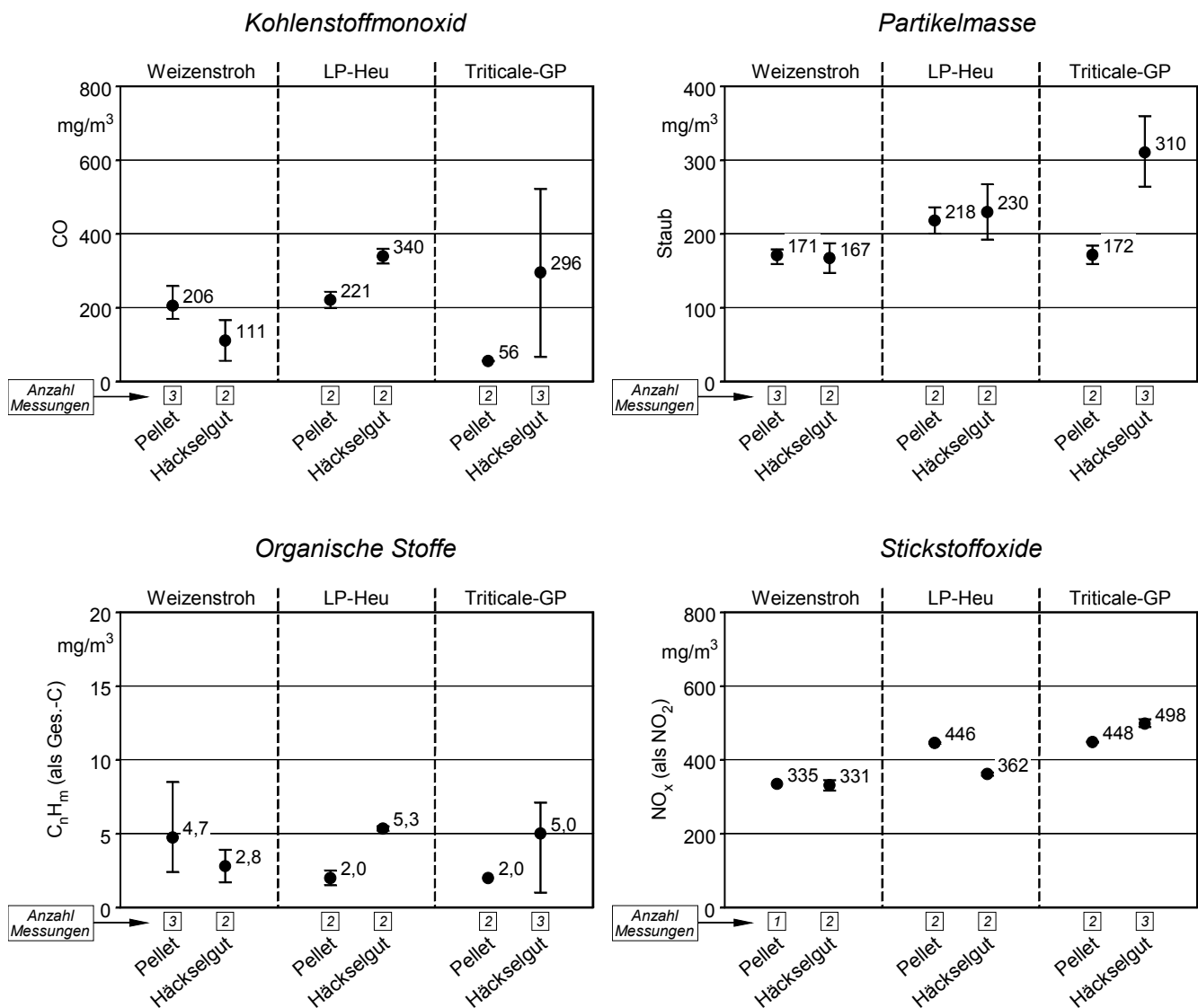


Abb. 16 Schadstoffemissionen an CO, Staub, C_nH_m und NO_x beim Einsatz unterschiedlicher Brennstoff-Aufbereitungsformen – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: $w = 10-13$ % (Pellet), $w = 17-21$ % (Häckselgut)

Staub- und NO_x-Emission. Bei den Emissionen an Staub und NO_x werden - im Gegensatz zur C_nH_m-Emission - deutliche Unterschiede zwischen den Brennstoffarten sichtbar (Abb. 15, Abb. 16). Emissionseffekte durch die Aufbereitungsform konnten dagegen nicht beobachtet werden. Während beim Einsatz von Fichtenholz sowohl die Staubemissionen mit 47 mg/m³ als auch die NO_x-Emissionen mit 158 mg/m³ am niedrigsten lagen, wurde beim Halmgut im Mittel rund das 4,6fache (Staub) bzw. das 2,6fach (NO_x) dieser Werte gemessen. Ähnlich hoch lagen die Werte auch beim Rapspresskuchen, dessen Einsatz beim NO_x sogar noch zu einer rund 65 %igen Steigerung gegenüber Halmgut führte. Als Ursache dieser Emissionsunterschiede ist der unterschiedliche Stickstoff- bzw. Aschegehalt im Brennstoff anzusehen (vgl. Kap. 3.2). Der Einfluss dieser Brennstoffmerkmale wird nachfolgend näher betrachtet (Abb. 17).

Da sich das NO_x bei der Biomasseverbrennung aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperaturen von 800 bis 1100 °C fast ausschließlich aus dem Brennstoffstickstoff bildet [38] [40], wird die Höhe der NO_x-Emission in hohem Maße vom Stickstoffgehalt im Brennstoff bestimmt. Beide Größen stehen dabei nicht in einem linearen, sondern in einem logarithmischen Zusammenhang. Das heißt, dass die NO_x-Bildungsrate mit zunehmendem Stickstoffgehalt im Brennstoff abnimmt (vgl. auch [36] [38] [40]). Dieser Zusammenhang kann für die hier gemessenen Werte anhand der in Abb. 17 (links) dargestellten Logarithmusfunktion beschrieben werden.

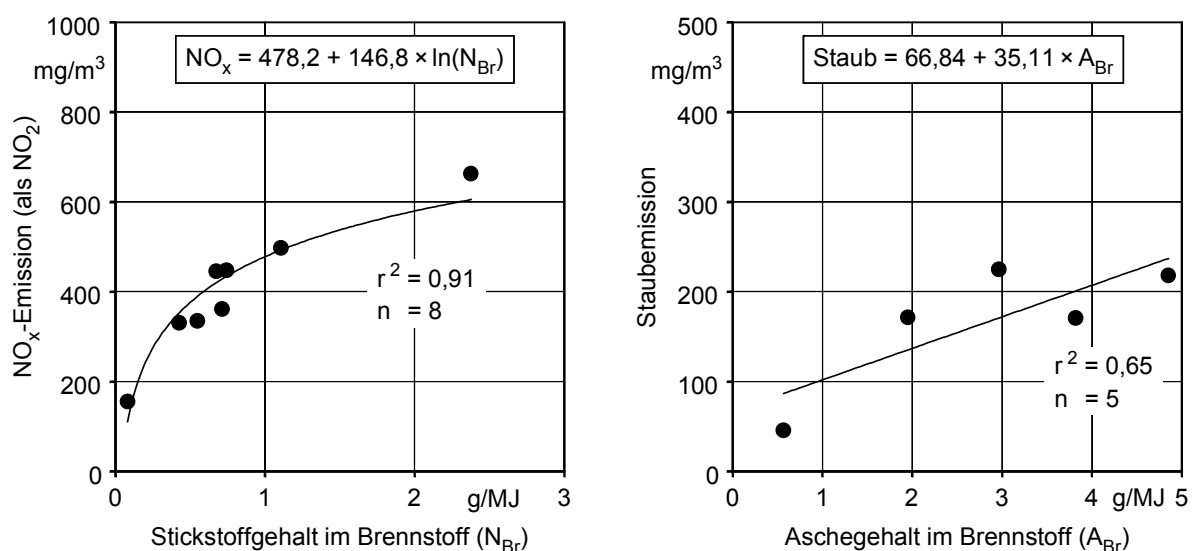


Abb. 17 Zusammenhang zwischen der NO_x-Emission und dem Stickstoffgehalt im Brennstoff (links) bzw. zwischen der Staubemission und dem Aschegehalt im Brennstoff (rechts) (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Brennstoffwerte bezogen auf die Brennstoffenergie (in MJ). Emissionswerte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Bei den Emissionswerten wird je Datenpunkt der Mittelwert aus einer Vielzahl von Einzelmesswerten dargestellt. Heizlast: 100 %. Brennstoffe (links): Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7-20$ %) Halmgut (Pellet, $w = 10-13$ % und Häckselgut, $w = 17-21$ %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11$ %). Brennstoffe (rechts): Holz mit Rinde als Hackgut ($w = 7-20$ %) sowie Halmgut und Ölsaatenpresskuchen als Pellet ($w = 10-13$ %)

Beim *Staub* ist eine Abhängigkeit der Emissionswerte von der Brennstoffart festzustellen, da diese sich in ihrem Gehalt an anorganischen mineralischen Bestandteilen (Asche) deutlich unterscheiden. Gemäß den Ergebnissen aus bisherigen Arbeiten zu diesem Thema [28] wurde hier ebenfalls ein linearer Zusammenhang angenommen.

4.2.2 Brennstoff-Wassergehalt

Bei den Versuchen zum Wassergehaltseinfluss war eine Anpassung der Anlageneinstellungen an die unterschiedlichen Wassergehalte nicht notwendig. Die für lufttrockenes Fichtenhackgut ($w = 13\text{-}20\%$) gefundenen Einstellungen erwiesen sich auch für die Wassergehaltsstufen 7 und 41 % als optimal. Die CO-Emissionen, auf die sich die Feuerungsanlage schließlich im Versuch einregeln ließ, sind daher als die Geringstmöglichen zu betrachten. Die Ergebnisse der Verbrennungsversuche werden in Abb. 18 für sämtliche Standard-Emissionsgrößen dargestellt. Lediglich auf die Darstellung von C_nH_m musste verzichtet werden, da ein Großteil der gewonnenen Messdaten aufgrund eines Messgerätedefektes nicht berücksichtigt werden konnte.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die CO-Emission in etwa proportional zum Wassergehalt im Brennstoff verhält. Der Zusammenhang ist annähernd linear, wobei zwischen der kleinsten und größten untersuchten Wassergehaltsstufe (7 bzw. 41 %) eine achtfache Erhöhung vorliegt. Zugleich steigen auch die Staubemissionen an. Die hier zu beobachtende Staubzunahme fällt jedoch geringer aus als beim CO (lediglich Verdreifachung). Bei der NO_x -Emission werden dagegen keine Veränderungen sichtbar.

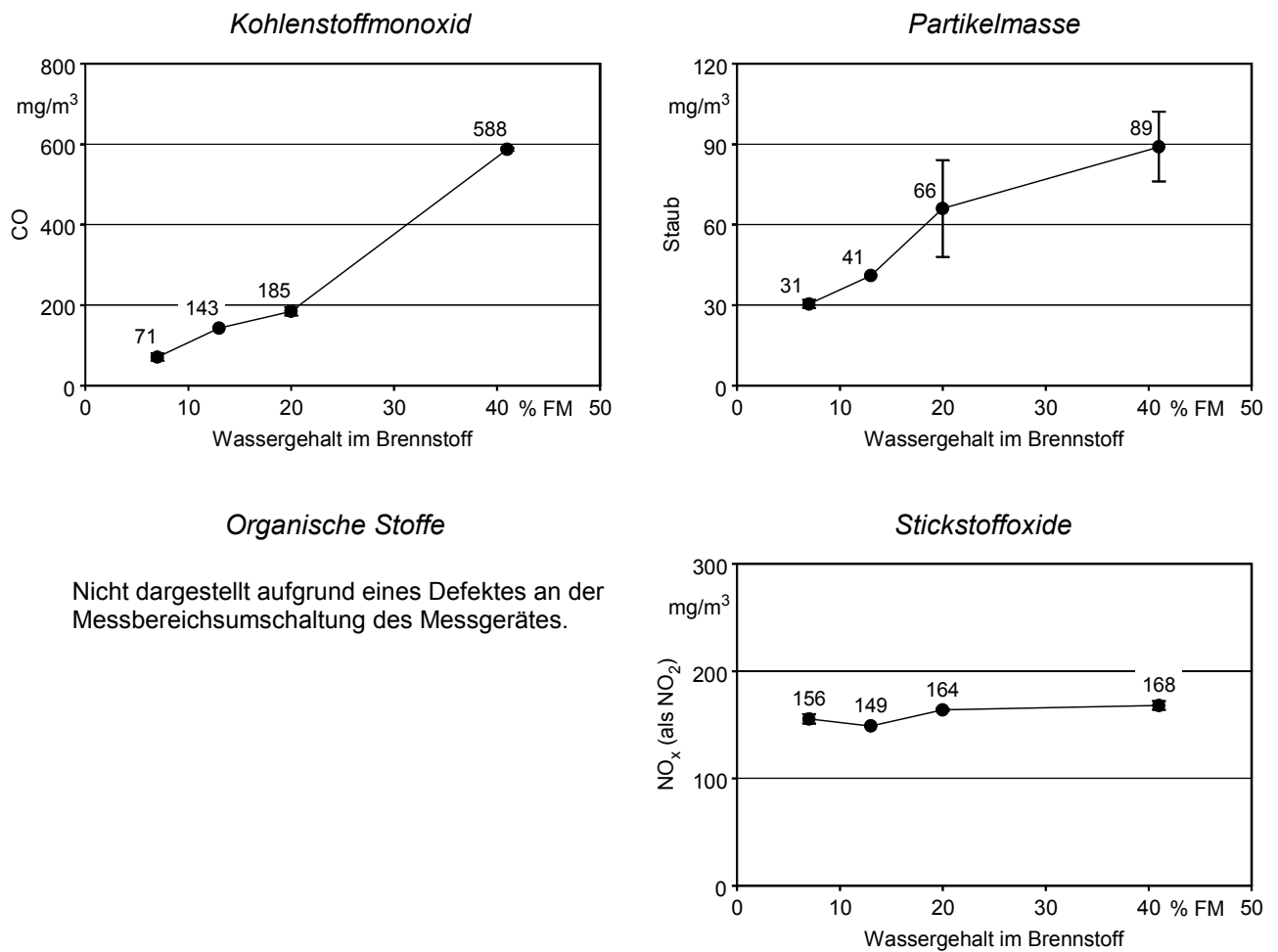


Abb. 18 Schadstoffemissionen an CO, Staub, C_nH_m und NO_x beim Einsatz von Brennstoffen mit unterschiedlichen Wassergehalten (w) - Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus zwei Einzelmessungen (eine Messung bei w = 13 %). Emissionswerte angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut

4.2.3 Heizlast der Feuerungsanlage

Für den Betrieb bei Schwachlast wurde keine Änderung an den Einstellungsparametern vorgenommen. Die Drosselung der Wärmeleistung erfolgte selbsttätig durch die Feuerungsanlage (Reduzierung der Brennstoff- und Verbrennungsluftzufuhr). Die dabei zu beobachtenden Veränderungen im Emissionsniveau werden in Abb. 19 dargestellt.

Mit abnehmender Heizlast der Feuerungsanlage ist ein Anstieg der Emissionen aus einer unvollständigen Verbrennung (CO , C_nH_m) festzustellen. Das zeigt sich sowohl beim Fichtenhackgut als auch beim Weizenstrohpellet. Die Einbußen in der Verbrennungsqualität sind jedoch bei dem hier gemessenen Teillastpunkt (30 % Heizlast) auffällig hoch. Insbesondere die CO -Emissionen liegen mit rund 2500 mg/m^3 in diesem Lastzustand um das 13- bis 18fache höher als im Nennleistungsbetrieb. Sie überschreiten damit das in der Typenprüfung erreichte CO -Niveau ($<500 \text{ mg/m}^3$) um ein Mehrfaches. Dieser bei beiden Brennstoffen beobachtete Anstieg wird auch bei den C_nH_m -Emissionen sichtbar. Er kam trotz mehrfacher Optimierungsversuche im Beisein von Technikern des Herstellers zu Stande. Wenngleich dieses besonders ungünstige Teillastverhalten nicht als typisch - auch nicht für den gewählten Anlagentyp - anzusehen ist, lassen sich die gemessenen Werte durchaus für Auswertungen hinsichtlich möglicher Wechselwirkungen und Korrelationen zu anderen hochtoxischen Abgasbestandteilen verwenden, da diese Abgasbestandteile eindeutig den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit bilden.

Beim Staubausstoß sind die auf die Brennstoffe zurückzuführenden Unterschiede uneinheitlich. Bei der Absenkung der Heizlast von 100 % auf 30 % nehmen die Staubemissionen beim Fichtenhackgut um 40 % zu, während sie beim Weizenstroh im Rahmen der üblichen Messwertschwankungen etwa gleich bleiben. Insgesamt wäre jedoch in beiden Fällen eher eine Absenkung zu erwarten gewesen. Das bestätigen auch die in einem anderen Vorhaben an der Landtechnik Weihenstephan durchgeführten Untersuchungen, die in der Mehrzahl der Messungen eine sichtbare Absenkung des Staubausstoßes während des Teillastbetriebes zeigten [39].

Auch beim NO_x sind die Änderungen zwischen den beiden Brennstoffen uneinheitlich. Beim Fichtenhackgut liegen die NO_x -Emissionen im 30 %-Lastpunkt um fast 20 % niedriger als bei 100 % Last. Dagegen bleiben sie beim Weizenstroh von der Heizlaständerung weitgehend unbeeinflusst.

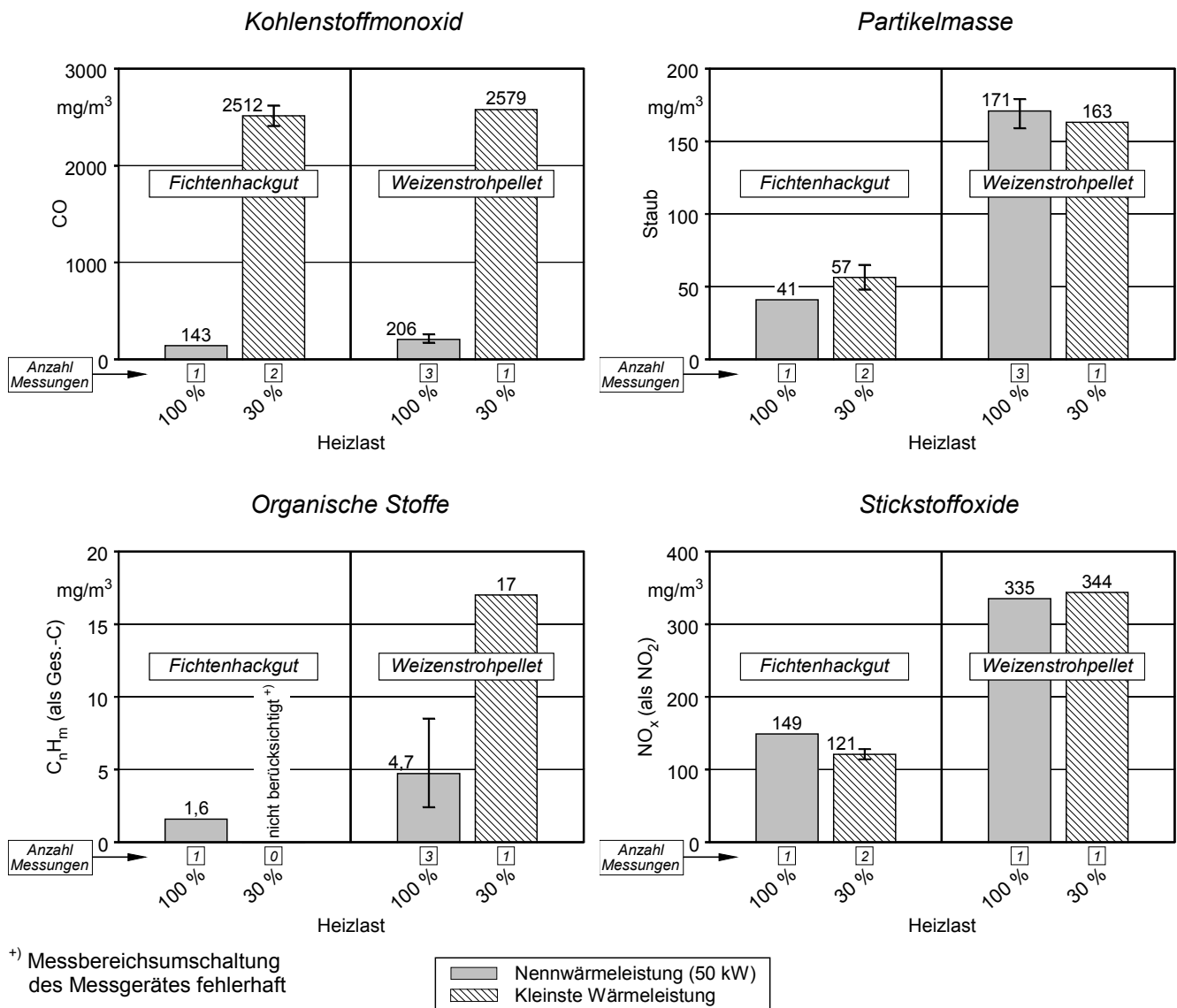


Abb. 19 Schadstoffemissionen an CO, Staub, C_nH_m und NO_x bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen. Emissionswerte angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Brennstoffwassergehalte: 13 bzw. 14 % (Holz), 11 % (Stroh)

4.3 Einflüsse auf die Partikelgrößenverteilung der Staubemission

Bei den staubförmigen Emissionen ist der emittierte Feinstaubanteil aus Sicht des Immissionsschutzes besonders relevant, da er in hohem Maße lungengängig ist und mit kleiner werdenden Partikelgrößen zunehmend mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen, wie Dioxine und PAK, angereichert vorliegt. Die nachfolgenden Betrachtungen konzentrieren sich daher besonders auf den Partikelgrößenbereich, der als „Feinstaub“ (aerodynamischer Partikeldurchmesser $d_{ae} < 10 \mu\text{m}$) definiert ist.

Eine tabellarische Übersicht über die Ergebnisse sämtlicher Impaktormessungen findet sich im Datenband des Abschlussberichtes. Die graphische Darstellung der Partikelgrößenverteilungen erfolgt in Abb. 20, Abb. 21 und Abb. 22-A bis C (ab S. 59). Darin werden die impaktierten Partikelmassenanteile als Verteilungssummen und Verteilungsdichten in Abhängigkeit vom aerodynamischen Partikeldurchmesser dargestellt (siehe Erläuterungen in Kap. 2.3.3, S. 33). Um die Partikelmassenanteile auch mengenmäßig bewerten zu können, werden zusätzlich die emittierten Mengen der einzelnen Flugstaubfraktionen (in mg/m^3 bei 13 % O_2) ausgewiesen und graphisch dargestellt.

Einfluss der Brennstoffart und Aufbereitungsform. Bei sämtlichen Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen ist ein deutlich höherer Feinstaubanteil festzustellen als beim Fichtenhackgut (Abb. 20, links oben). Bei den einzelnen Halmgutbrennstoffen - hier sowohl bei den pelletierten als auch bei den gehäckselten Brennstoffen - und beim Rapspresskuchen werden dagegen nur geringe Unterschiede bei den gefundenen Partikelgrößenverteilungen im Flugstaub sichtbar (Abb. 20 oben, Abb. 21 oben). Beim Halmgut und beim Rapspresskuchen entfallen rund 80 % der gemessenen Flugstaubpartikel auf den aerodynamischen Durchmesserbereich bis $0,45 \mu\text{m}$ (Weizenstroh) bzw. bis $1,8 \mu\text{m}$ (Triticale-Ganzpflanze). Damit liegt bei diesen Brennstoffen der größte Teil der Gesamtstaubemission im Submikronbereich ($d_{ae} < 1 \mu\text{m}$) vor. Im Gegensatz dazu ist beim Fichtenholz der Flugstaubanteil im Submikronbereich mit rund 35 % deutlich geringer (Abb. 20, links oben). Der 80%ige Massendurchgang wird hier erst bei einem wesentlich größeren aerodynamischen Durchmesser (ca. $23 \mu\text{m}$) erreicht.

Die Verschiedenartigkeit der Partikelgrößenverteilungen zwischen dem Fichtenholz wird auch bei den Massenverteilungsdichten der gemessenen Partikelgrößenklassen (dargestellt als Treppenfunktion in Abhängigkeit vom Partikelgrößenintervall; s. Abb. 21, links oben) sichtbar. Bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen liegen linkssteile monomodale Verteilungen vor. Dabei tritt das Dichtemittel (häufigste Partikelgröße) in der kleinsten gemessenen Partikelgrößenklasse ($d_{ae} < \text{ca. } 0,5 \mu\text{m}$) auf. Im Gegensatz dazu ist die Verteilung beim Fichtenholz bimodal, d.h. sie weist zwei Dichtemittel auf. Von diesen fällt das Dichtemittel mit der häufigsten Partikelgröße - wie beim Halmgut und Rapspresskuchen - in die kleinste Partikelgrößenklasse. Das zweite Dichtemittel,

das im Vergleich zum ersten deutlich kleiner ist, tritt hier in der dritten Partikelgrößenklasse ($0,9 \mu\text{m} = d_{ae} < 1,8 \mu\text{m}$) auf.

Auch wenn anstelle der zuvor betrachteten Massenanteile (relative Werte) die Massenkonzentrationen (tatsächlich emittierte Mengen) verglichen werden, können diese wesentlichen Unterschiede zwischen den untersuchten Holz- und Nicht-Holz-brennstoffen festgestellt werden. Sie erscheinen hier bei den gefährlichen „Submikronpartikeln“ sogar noch größer, da die absolut emittierten Gesamtstaubmengen beim Halmgut und Rapspresskuchen deutlich höher liegen als beim Fichtenholz (vgl. hierzu Abb. 15, S. 49). Das wird anhand des Brennstoffvergleichs von Abb. 22-A sichtbar, bei dem stellvertretend für die Nicht-Holz-brennstoffe die Ergebnisse mit Weizenstrohpellets herangezogen wurden. Mit einem Emissionswert von 119 mg/m^3 (Summe aus den drei ersten Partikelgrößenklassen) liegt hier bei den Weizenstrohpellets die Emission der „Submikronpartikel“ um rund das 8fache höher als beim Fichtenholz; dagegen liegen die relativen Massenanteile nur um das 2,4fache höher (vgl. „relative Werte“ in Abb. 22-A).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei der Bildung von Feinstaub im Submikronbereich die verwendete Brennstoffart die ausschlaggebende Einflussgröße zu sein scheint. Das wird vor allem daran sichtbar, dass die Aufbereitung durch Pelletierung offenbar keine Wirkung auf diesen Parameter zeigt, obgleich damit eine Annäherung an die physikalischen Eigenschaften des Holzhackgutes verbunden ist.

Einfluss des Brennstoff-Wassergehalts. Veränderungen bei den Flugstaub-Partikelgrößen ergaben sich auch bei unterschiedlichen Brennstoff-Wassergehalten (Versuche mit Fichtenhackgut), wenngleich die Unterschiede zwischen den einzelnen Wassergehaltsstufen (7 %, 13 %, 20 %, 41 %) insgesamt relativ gering waren. Zur besseren Veranschaulichung der Ergebnisse werden nachfolgend nur die am weitesten auseinander liegenden Wassergehaltsstufen (hier: $w = 7 \%$ und $w = 41 \%$) betrachtet, da hier die Effekte bei den Partikelgrößenverteilungen am deutlichsten ausfallen.

Beim „feuchten“ Fichtenholz ist eine Abnahme der Partikelmassenanteile im Feinstaubbereich zu beobachten (Abb. 21, links unten). Folgerichtig nehmen die Massenanteile bei gröberen Partikeln zu. Weiterhin scheint auch die maximale Partikelgröße beim „feuchten“ Holz leicht zuzunehmen (Abb. 20, links unten). 90 % der Flugstaubpartikel liegen hier in einem Größenbereich bis ca. $30 \mu\text{m}$, während beim „trockenen“ Holz die 80 % Marke schon bei ca. $21 \mu\text{m}$ erreicht ist. Als Ursache für die Veränderungen bei der Partikelgrößenverteilung ist die deutlich schlechtere Verbrennungsqualität beim „feuchteren“ Fichtenholz zu vermuten (vgl. CO-Emission in Abb. 18, S. 53). Sie führt zu einem erhöhten Ausstoß an unverbrannten Brennstoffbestandteilen (Holzkohle) mit relativ großen aerodynamischen Durchmessern (zwischen $5 \mu\text{m}$ und $100 \mu\text{m}$ [28]).

Durch die Umrechnung der Massenanteile auf Massenkonzentrationen (Emissionswerte) relativiert sich aber hier - im Gegensatz zu den Versuchen zur Brennstoffart und Aufbe-

reitungsform - der scheinbare Vorteil des höheren Brennstoff-Wassergehalts beim Feinstaub (Abb. 22-B). Die deutlich höhere Gesamtstaubemission beim „feuchten“ Brennstoff bewirkt, dass die Emissionswerte der einzelnen gemessenen Staubfraktionen - also auch der Fraktionen im Feinstaub- und Submikronbereich ($d_{ae} < 10 \mu\text{m}$ und $d_{ae} < 1 \mu\text{m}$) - beim „feuchten“ Holz wieder durchweg höher liegen als beim „trockenen“ Holz.

Einfluss der Heizlast. Bei Änderungen der Heizlast wurden ebenfalls Auswirkungen auf die Partikelgrößenverteilung des Flugstaubs beobachtet. Im Schwachlastbetrieb zeigt sich gegenüber dem Nennleistungsbetrieb eine deutliche Verschiebung zu kleineren Partikeln des Feinstaubbereichs. Hier ist eine sichtbare Zunahme bei den Massenanteilen der kleinsten gemessenen Partikelgrößenklasse ($d_{ae} < \text{ca. } 0,5 \mu\text{m}$) festzustellen, während bei den folgenden, größeren Partikelklassen durchweg geringere Massenanteile auftreten (Abb. 21).

Eine plausible Erklärung für diesen erhöhten Anteil an Feinstpartikeln bietet die Tatsache, dass zur Absenkung der Heizlast die zugeführte Verbrennungsluftmenge entsprechend reduziert wird. Dadurch sinkt die Strömungsgeschwindigkeit in der Feuerungsanlage ab, was dazu führt, dass gröbere und damit auch trägere Partikel nicht mehr in dem Maße im Abgas mitgerissen werden. Dieser Effekt zeigt sich besonders beim Fichtenhackgut, das bei 100 % Heizlast einen erhöhten Anteil an gröberen Partikeln aufweist (Abb. 20, rechts unten). Im Schwachlastbetrieb waren dagegen solche großen Partikeldurchmesser im Flugstaub praktisch gar nicht vorhanden. Stattdessen bestanden 80 % der Flugstaubpartikel hier aus Teilchen mit weniger als $2 \mu\text{m}$ Durchmesser, obwohl aufgrund der deutlich schlechteren Verbrennungsqualität auch ein vermehrter Anfall an Grobpartikeln (unverbrannte Brennstoffbestandteile, s.o.) hätte erwartet werden können. Damit wird sichtbar, dass der durch die Geschwindigkeitsdrosselung hervorgerufene Effekt hier deutlich dominiert. Das wird auch durch die Schwachlastversuche mit Weizenstrophpellets bestätigt (nur in Abb. 20 dargestellt), wenngleich der Effekt hier aufgrund des insgesamt sehr hohen Anteils an Submikronpartikeln weniger ausgeprägt ist als beim Holz.

Die Unterschiede zwischen den beiden Heizlaststufen lassen sich auch dann feststellen, wenn anstelle der zuvor betrachteten Massenanteile (relative Werte) die tatsächlich emittierten Mengen verglichen werden (Abb. 22-C). Sie erscheinen hier sogar noch größer, da bei Fichtenholz der Gesamtstaubausstoß im Schwachlastbetrieb um 50 % höher liegt als bei Nennlast.

Fazit. Bei sämtlichen Verbrennungsversuchen hatte der Feinstaub ($d_{ae} < 10 \mu\text{m}$) den mit Abstand höchsten Anteil an der Gesamtstaubemission. Trotz der dargestellten Unterschiede kann aber festgestellt werden, dass eine drastische Minderung dieser Anteile unter keiner der hier untersuchten Einsatzbedingungen erzielt werden kann. Dementsprechend sind von entsprechenden Maßnahmen, wie der Festlegung auf eine bestimmte

Brennstoffart oder dem Betrieb bei hohem Lastzustand nur relativ geringe Effekte zu erwarten.

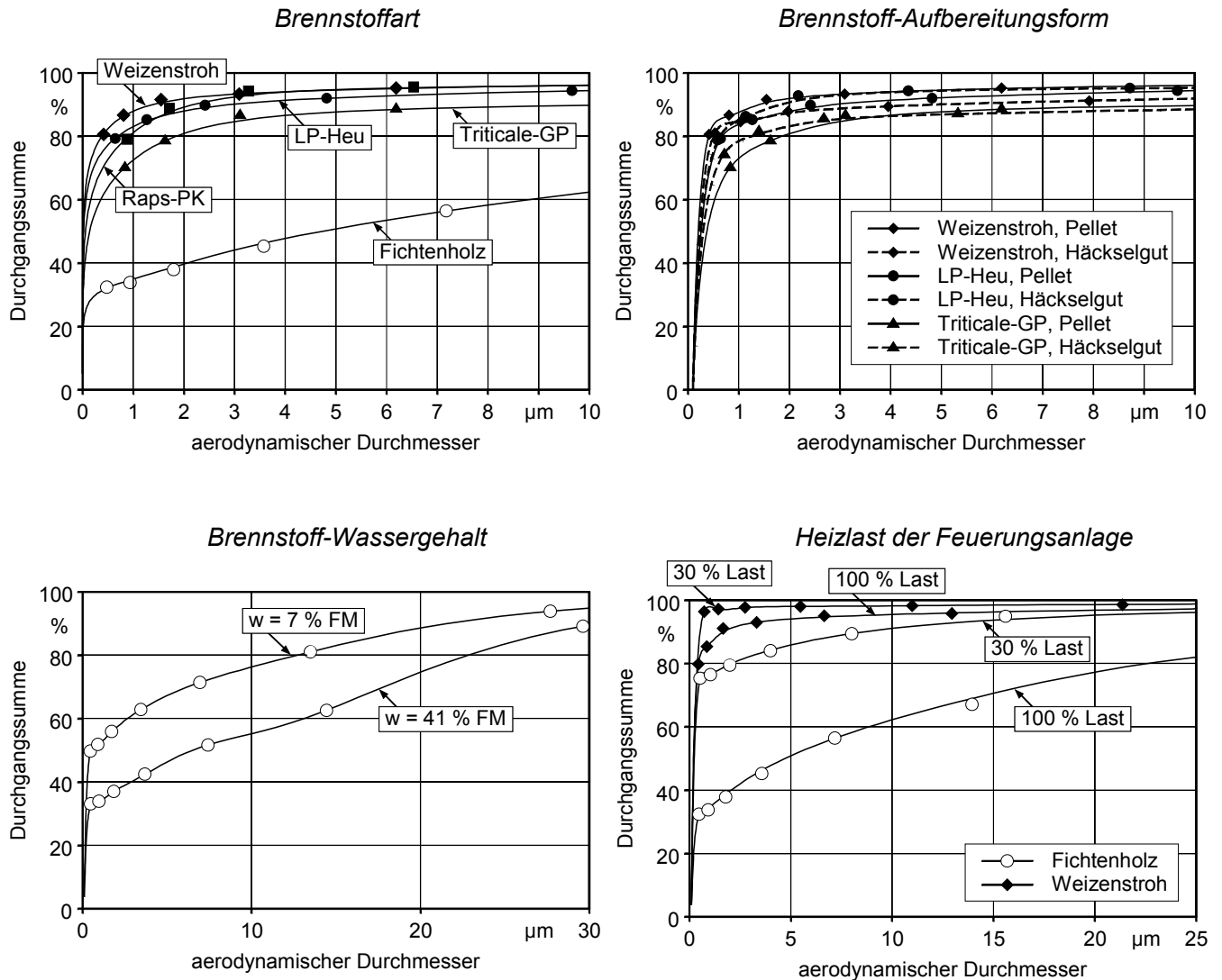
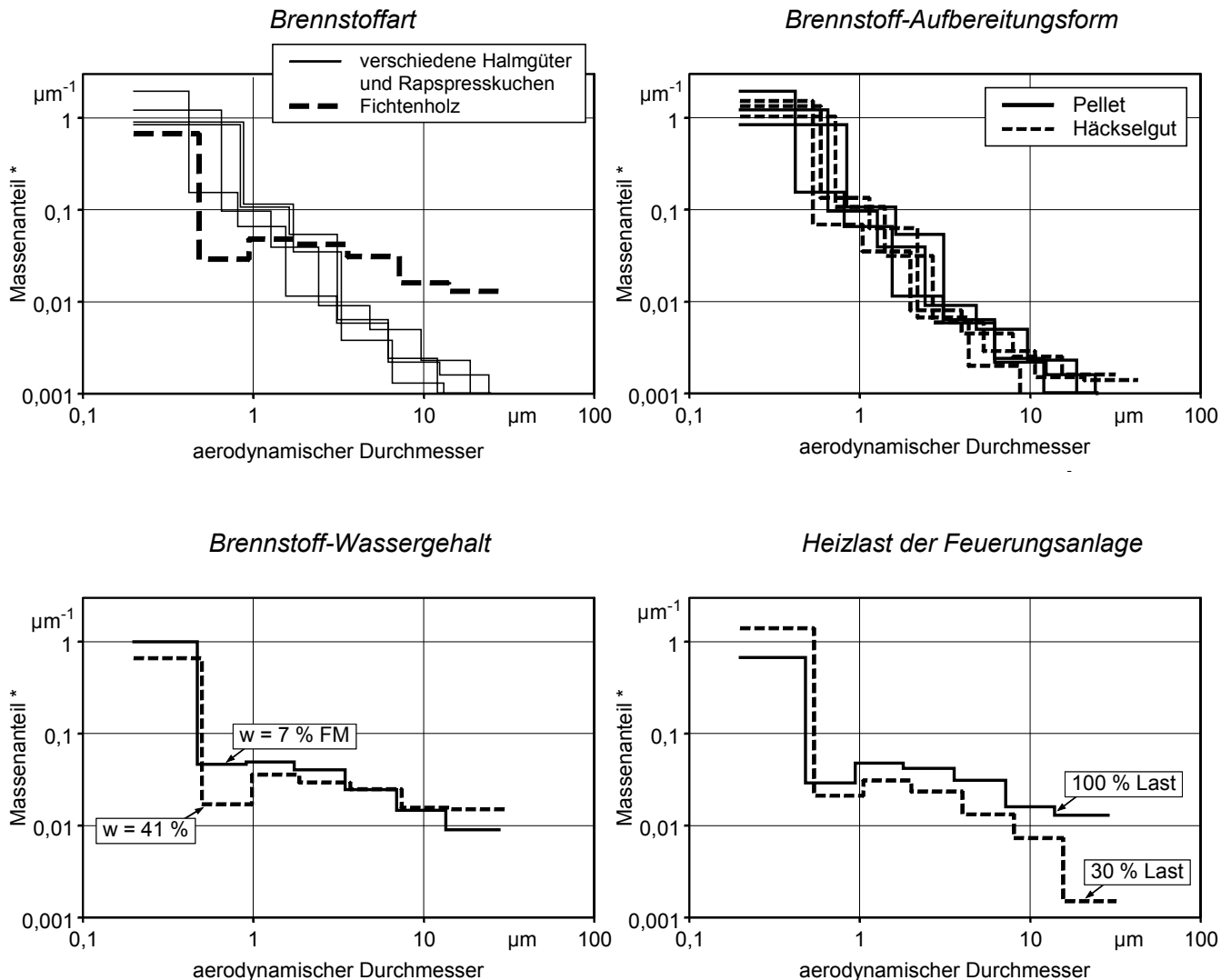


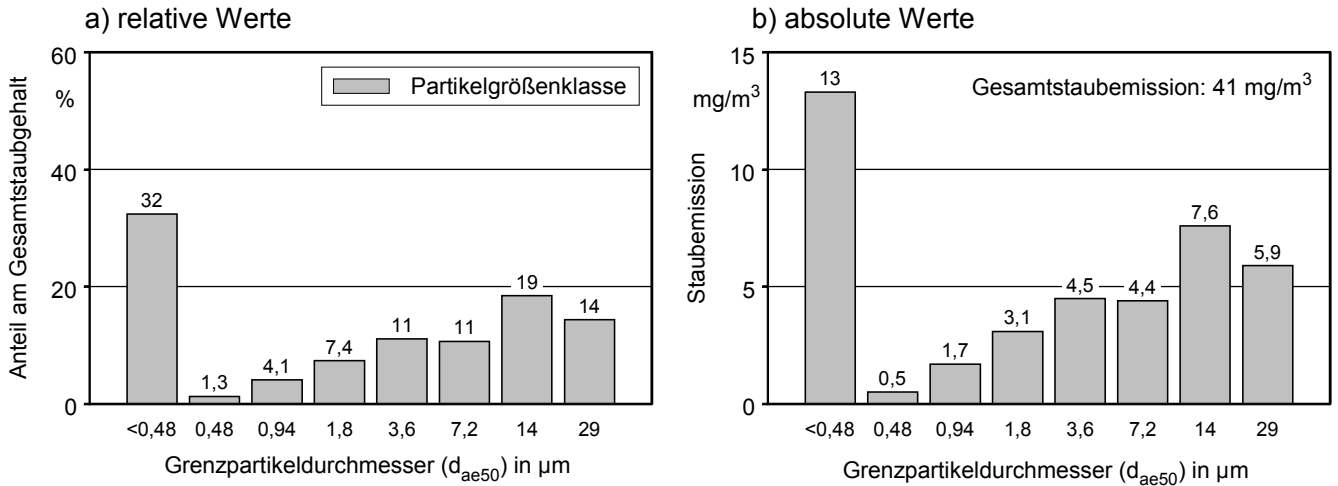
Abb. 20 Verteilungssummen der im Flugstaub gemessenen Partikelkollektive bei unterschiedlichen Brennstoffen und Lastzuständen der Feuerungsanlage (dargestellter Partikelgrößenbereich: 0 bis 10 μm bzw. 0 bis 30 μm) – Mittelwerte aus zwei Einzelmessungen bzw. Ergebnisse zu jeweils einer ausgewählten Einzelmessung. Verlauf der Messwerte durch iterativ bestimmten Kurvenzug approximiert, Annahme für Wertepaar bei kleinster Partikelgrößenklasse: Durchgangssumme = 0 % bei $d_{ae50} = 0 \mu\text{m}$. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 13 % (Holz), Pellet, w = 10-13 % (Halmgut und Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut). Unten links: Heizlast: 100 %. Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 bzw. 14 % (Holz) bzw. w = 11 % (Stroh)



* Massenanteile bezogen auf das jeweilige Partikelgrößenintervall (nach VDI-Richtlinie 2066 Blatt 5 [45])

Abb. 21 Partikelgrößenverteilung des im Abgas mitgeführten Flugstaubs bei unterschiedlichen Brennstoffen und Lastzuständen der Feuerungsanlage (Massenverteilungsdichte als Funktion der Partikelgrößenintervalle, dargestellt ab $d_{ae} = 0,3 \mu\text{m}$) – Mittelwerte aus zwei Einzelmessungen bzw. Ergebnisse zu jeweils einer ausgewählten Einzelmessung. Annahme: untere Grenze d_{ae50} der kleinsten gemessenen Partikelgrößenklasse = $0 \mu\text{m}$. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, $w = 13\%$ (Holz), Pellet, $w = 10-13\%$ (Halmgut und Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: $w = 10-13\%$ (Pellet), $w = 17-21\%$ (Häckselgut). Unten links: Heizlast: 100 %. Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff: Fichtenhackgut, $w = 13$ bzw. 14%

Fichtenhackgut



Weizenstrophellet

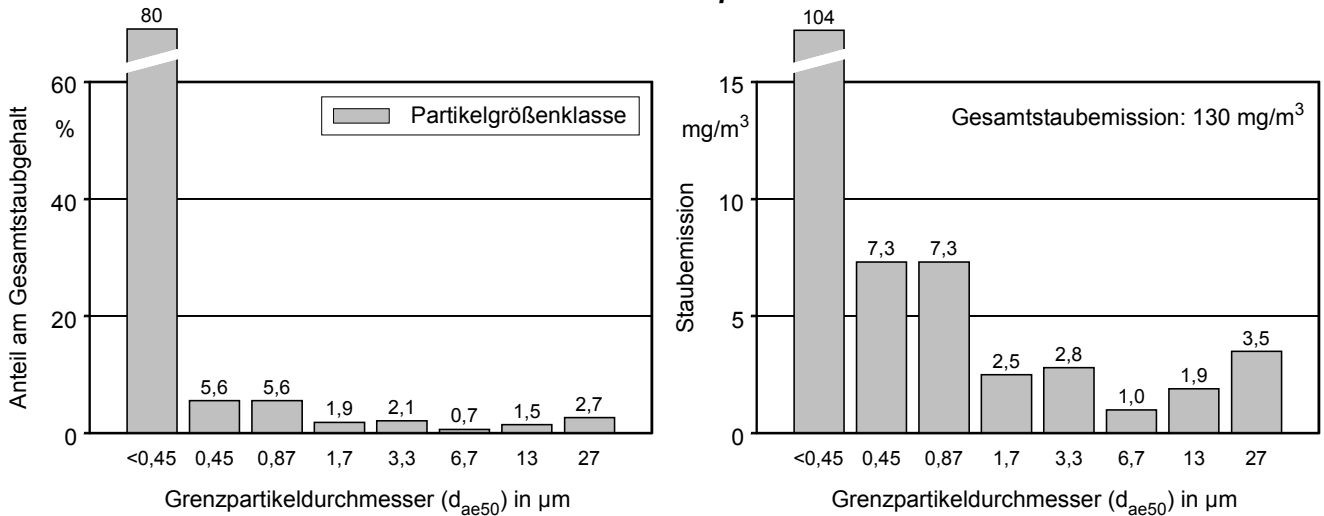


Abb. 22-A Massenanteile und emittierte Mengen der impaktierten Flugstaubfraktionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh (Ergebnisse zu jeweils einer ausgewählten Einzelmessung) - Durchmesserangaben sind als untere Grenze der jeweiligen Partikelgrößenklasse zu interpretieren. Emissionswerte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 % (Holz) bzw. w = 11 % (Stroh)

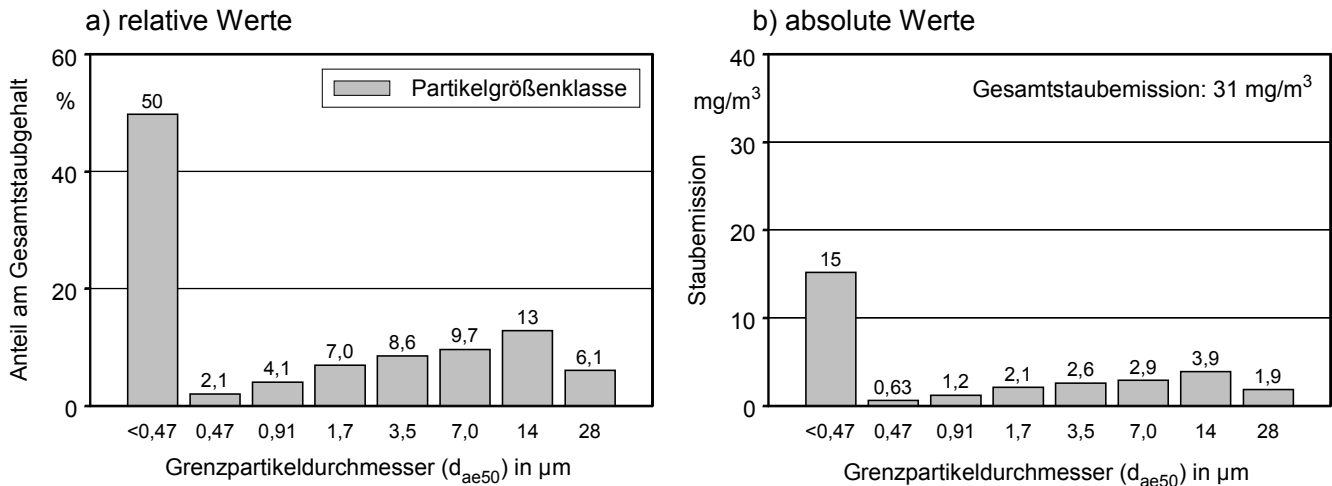
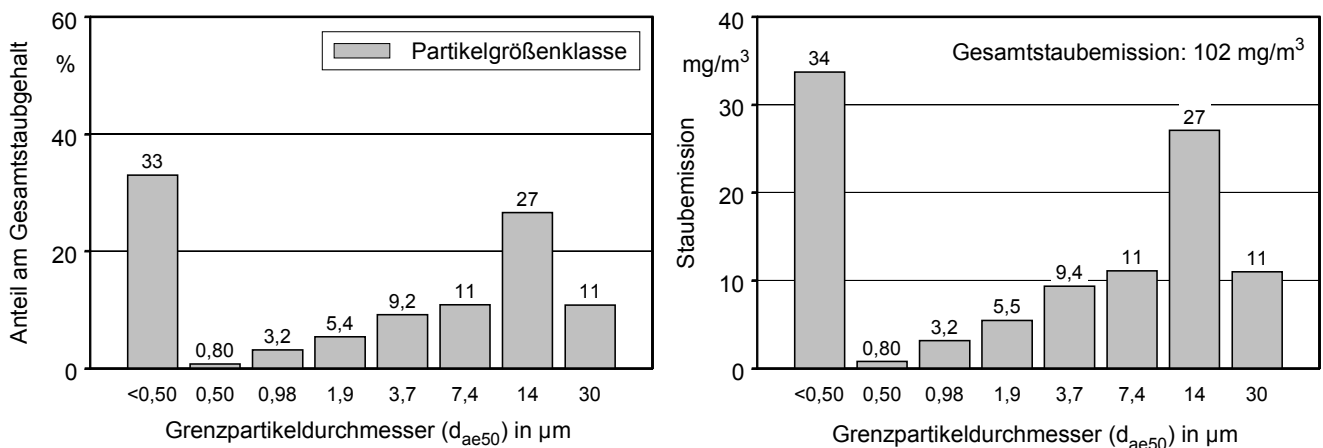
Brennstoff-Wassergehalt: 7 %**Brennstoff-Wassergehalt: 41 %**

Abb. 22-B Massenanteile und emittierte Mengen der impaktierten Flugstaubfraktionen bei der Verbrennung von Holz mit unterschiedlichen Wassergehalten (w) - Mittelwerte aus zwei Einzelmessungen (bei $w = 7\%$) bzw. Ergebnisse zu einer einzelnen Einzelmessung (bei $w = 41\%$). Durchmesserangaben sind als untere Grenze der jeweiligen Partikelgrößenklasse zu interpretieren. Emissionswerte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei $13\% \text{ O}_2$. Heizlast: 100% ; Brennstoffart: Fichtenhackgut

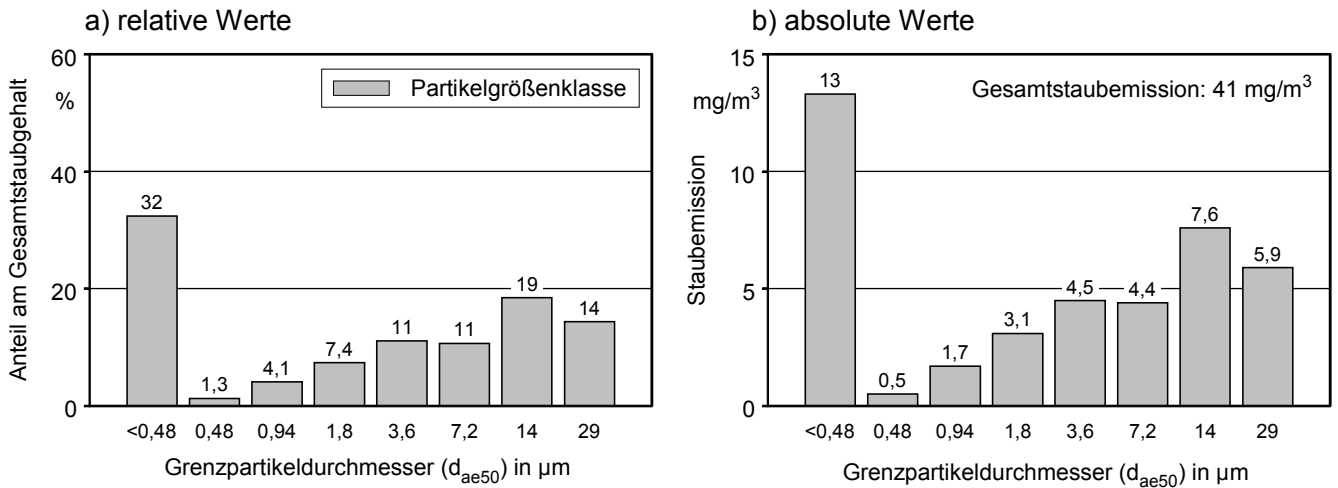
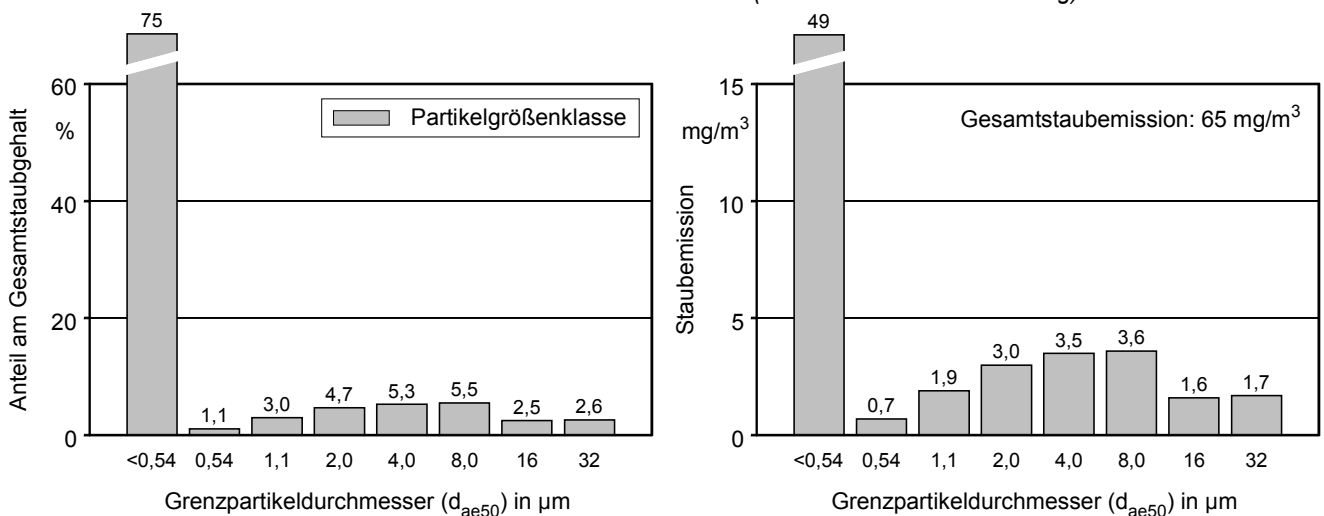
Heizlast: 100 % (Nennwärmeleistung)**Heizlast: 30 % (kleinste Dauerwärmeleistung)**

Abb. 22-C Massenanteile und emittierte Mengen der impaktierten Flugstaubfraktionen bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage (Ergebnisse zu jeweils einer ausgewählten Einzelmessung) - Durchmesserangaben sind als untere Grenze der jeweiligen Partikelgrößenklasse zu interpretieren. Emissionswerte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . Brennstoff: Fichtenhackgut, Wassergehalt: 13 bzw. 14 %

4.4 Einflüsse auf die Gehalte aromatischer Kohlenwasserstoffe

Innerhalb der Gruppe der aromatischen Kohlenwasserstoffe stellen die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) eine besonders umweltrelevante Stoffklasse dar. Bei thermischen Prozessen entstehen sie als unerwünschte Nebenprodukte der unvollständigen Verbrennung in heißen sauerstoffarmen Bereichen der Flamme [36]. Aufgrund ihrer hohen Siedepunkte (200 bis weit über 500 °C) kondensieren die gebildeten PAK-Dämpfe noch in der Feuerungsanlage während der Abkühlung der heißen Verbrennungsgase an den Flugascheteilchen (Kondensationskeime) aus. Sie liegen daher im Abgas nicht nur gasförmig, sondern auch partikelgebunden in Form von Aerosolen vor. Dadurch muss auch in den anfallenden Aschen mit PAK's gerechnet werden, insbesondere in den Fraktionen, die sich aus den im Abgas abgeschiedenen Partikeln bilden (Wärmetauscherasche und Kaminasche). Die PAK-Effekte werden daher nachfolgend für beide Medien (Abgas und Asche) dargestellt und diskutiert. Durch Korrelationsanalysen wurde bei den Auswertungen außerdem versucht, Zusammenhänge zu anderen Messgrößen des Abgases (CO, C_nH_m, Staub) und der Aschen (Glühverlust) abzuleiten. Die Ergebnisse hierzu werden ebenfalls nachfolgend dargestellt.

4.4.1 Abgas

Die Messergebnisse zum PAK-Gehalt des Abgases und die Ergebnisse der Korrelationsanalysen werden in Abb. 23, Abb. 24 und in Abb. 46-A und B (Anhang F, S. 131) zusammenfassend dargestellt. Darin wird der PAK-Gehalt jeweils als Summe aus den 16 Einzelverbindungen angegeben, die von der amerikanischen Umweltbehörde US-EPA als besonders umweltschädlich eingestuft werden (vgl. Kap. 2.2.3.1, S. 17) [10].

Einfluss der Brennstoffart und Aufbereitungsform. Bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen wirken sich die „Unregelmäßigkeiten“ im Anlagenbetrieb (hohe Taktfrequenz des Ascheschiebers, teilweise ungleichmäßige Brennstoffdosierung etc.; vgl. hierzu Kap. 4.2.1 auf S. 47) deutlich auf die PAK-Emission aus. Die gemessenen Emissionswerte sind bei diesen Brennstoffen durchschnittlich um das 7- bis 13fache höher als beim Fichtenholz (Abb. 23, links oben), bei dem solche „Unregelmäßigkeiten“ aufgrund der günstigeren Brennstoffeigenschaften nicht auftraten. Insgesamt jedoch liegen die PAK-Emissionen mit durchschnittlich 6 bis 77 µg/m³ auf relativ niedrigem Niveau (vgl. hierzu PAK-Emissionswerte in [34]).

Beim Halmgut werden auch Unterschiede zwischen den Aufbereitungsformen sichtbar (Abb. 23, rechts oben). Die PAK-Emissionen sind hier bei zwei der drei Halmgutarten (Landschaftspflegeheu und Triticale-Ganzpflanze) bei den Pellets niedriger als beim Häckselgut. Sie deuten damit auf mögliche generelle Pelletvorteile hinsichtlich dieser Emissionsgröße hin.

Auffällig niedrig ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sind die PAK-Emissionen beim Einsatz von pelletierten Triticale-Ganzpflanzen (vgl. hierzu auch CO-Emission in Abb. 16, S. 50), die in ähnlich niedriger Höhe ($4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auch in einem Versuch mit Häckselgut gemessen wurden. Damit sind hier besonders Brennstoffvorteile hinsichtlich der PAK-Emission zu vermuten.

Einfluss des Wassergehalts. Die hierzu durchgeführten Versuche lassen nur bedingt einen kausalen Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt im Brennstoff und der PAK-Emission erkennen (Abb. 23, links unten). Bei drei der vier untersuchten Wassergehaltsstufen ($w = 13, 20$ und 41%) lagen die Emissionswerte annähernd gleich. Ein sichtbarer Einfluss des Wassergehaltes ist hier also nicht festzustellen. Eine auffällige Abweichung zeigt sich jedoch bei der kleinsten Wassergehaltsstufe ($w = 7 \%$), bei der die PAK-Emissionen rund 3fach niedriger lagen. Damit wird hier ein Einfluss auf insgesamt aber niedrigem Niveau erkennbar.

Einfluss der Heizlast. Erwartungsgemäß zeigt die Heizlast einen sichtbaren Einfluss auf die PAK-Emission (Abb. 23, rechts unten). Die PAK-Emissionen steigen, wenn die Heizlast abnimmt. Das ist sowohl beim Fichtenhackgut als auch bei den Weizenstrohpellets zu beobachten, zumal die im Schwachlastbetrieb gemessenen Emissionswerte hier aufgrund des ungünstigen Teillastverhaltens der Anlage (vgl. hierzu Kap. 4.2.3, S. 54) insgesamt als zu hoch einzustufen sind. Dass es sich bei diesen PAK-Werten im Teillastbetrieb eher um untypisch hohe Werte handeln muss, zeigen die deutlich niedrigeren Werte aus einem anderen Vorhaben von LAUNHARDT et al. [34], in dem ein Stückholzkessel eingesetzt worden war.

Korrelation zur CO-, C_nH_m- und Gesamtstaubemission. Zwischen der CO-Emission und der PAK-Emission ist - wie aufgrund der Verwandtschaft bei den Bildungsursachen zu erwarten war - eine relativ enge Korrelation festzustellen (Abb. 24, links oben). Für den zu Grunde gelegten linearen Korrelationsansatz wurde unter Berücksichtigung sämtlicher Versuchsvarianten ein Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,74 errechnet. Bei einer differenzierten Betrachtung ergeben sich einige Anhaltspunkte dafür, daß die Korrelationen bei den untersuchten Einflussgrößen unterschiedlich ausgeprägt sind (Abb. 24, unten und rechts oben). Besonders bei den Wassergehaltsversuchen ist die Korrelation schwächer als bei den Heizlastversuchen und bei den Versuchen zum Brennstoffvergleich. Das ist an der Steigung der Korrelationsfunktion abzulesen, allerdings ist die Datenbasis für weitergehende Schlussfolgerungen hierzu nicht ausreichend.

Unterschiede werden ebenso zwischen dem Holzbrennstoff und den untersuchten Nicht-Holzbrennstoffen sichtbar (Abb. 24, rechts). Beim Fichtenholz ist der Zusammenhang zwischen der PAK-Emission und der CO-Emission schwächer als bei den Halmgutbrennstoffen und beim Rapspresskuchen. Das ist auch bei den Heizlastversuchen zu

beobachten. Auch hier gilt aber, dass die Interpretierbarkeit der Ergebnisse wegen der schmalen Datenbasis insgesamt gering ist.

Im Vergleich zur Korrelation zwischen den Emissionsgrößen CO und PAK ist die Korrelation zwischen C_nH_m und PAK schwächer ausgeprägt (Abb. 46-A in Anhang F, S. 131). Zwischen den Emissionsgrößen Staub und PAK ist praktisch keine Korrelation zu erkennen ($r^2 < 0,1$), wenn alle Versuchsvarianten bei der Korrelationsanalyse berücksichtigt werden (Abb. 46-B in Anhang F, S. 132). Bei alleiniger Betrachtung der Heizlastversuche und der Versuche mit unterschiedlichen Brennstoffarten wird jedoch deutlich, dass beim Fichtenholz eine Korrelation zwischen der Staub-Emission und der PAK-Emission ($r^2 = 0,94$ bzw. $0,42$) besteht, so dass hier ein Zusammenhang zwischen den beiden Messgrößen abgeleitet werden kann.

Fazit. Die Verbrennungsversuche zeigen eine relativ enge Korrelation zwischen den PAK- und CO-Emissionen. Der Ausstoß an PAK bleibt auf niedrigem Niveau, solange eine hohe Ausbrandqualität der Brenngase gewährleistet ist, was bei den hier untersuchten Einsatzbedingungen nicht immer der Fall war. Das Risiko erhöhter Emissionen besteht vor allem bei sämtlichen Nicht-Holzbrennstoffen und im Schwachlastbetrieb. Durch den Einsatz von homogenen (konditionierten) Brennstoffformen (z. B. Pellets) sind hier emissionsmindernde Effekte zu erwarten. Weitere Verbesserungen, insbesondere im Teillastbetrieb, sind durch eine weitergehende Optimierungsmaßnahmen bei der Verbrennungstechnik zu erwarten.

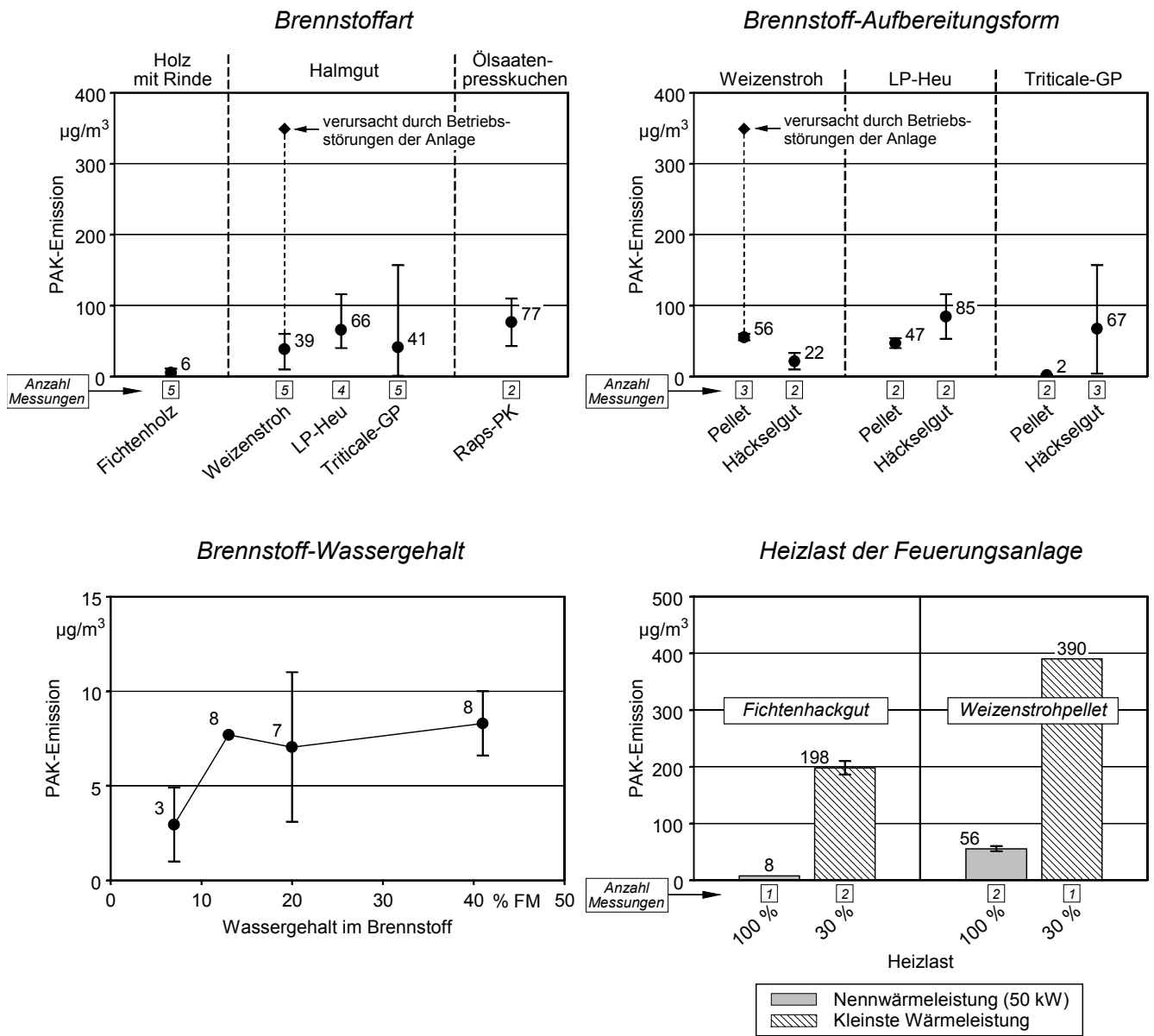


Abb. 23 PAK-Emissionen beim Einsatz verschiedener Biomassebrennstoffe und Brennstoff-Wassergehalte sowie bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut). Unten links: Ergebnisse aus ein bis zwei Einzelmessungen, Heizlast: 100 %. Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 bzw. 14 % (Holz), w = 11 % (Stroh)

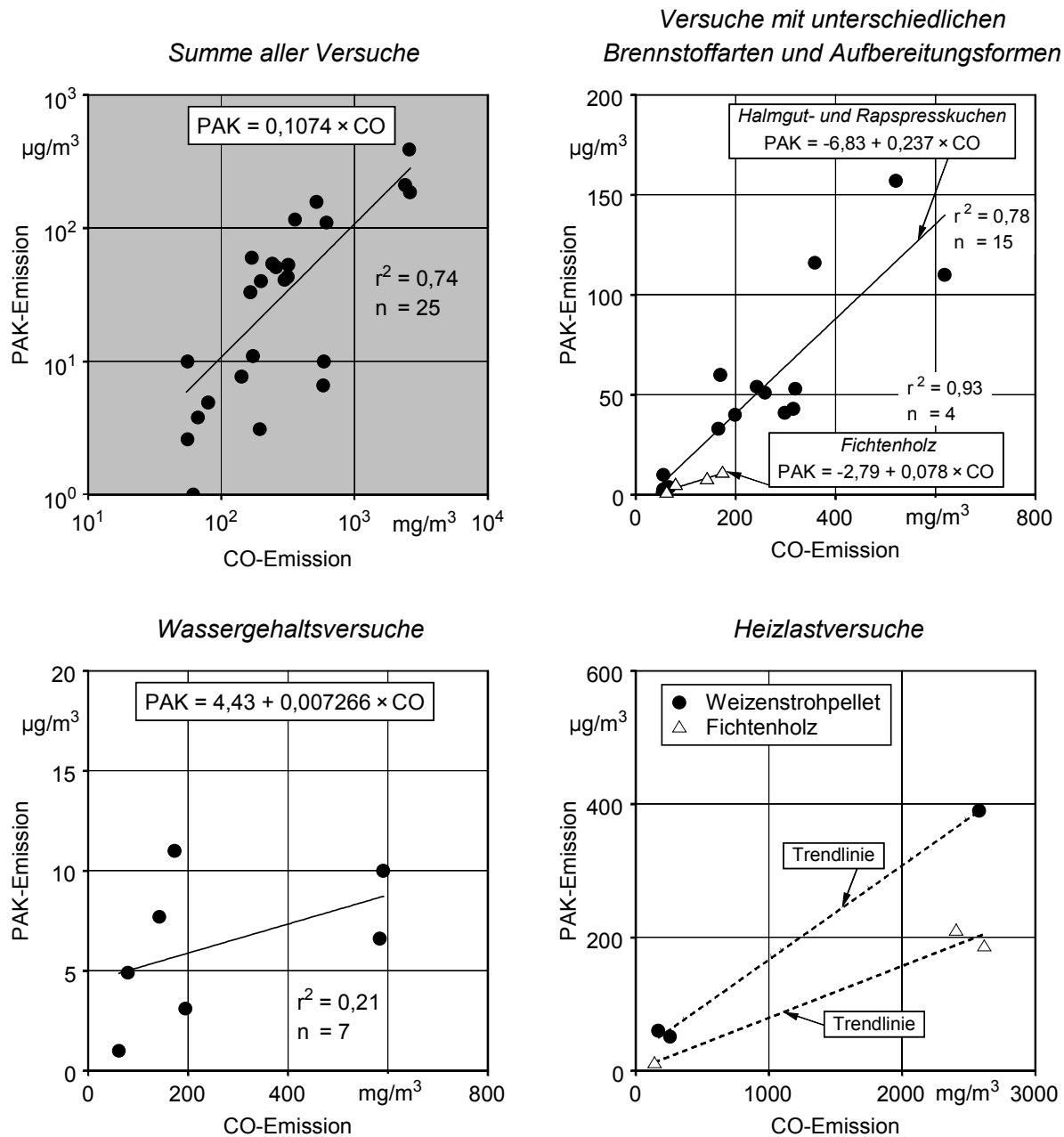


Abb. 24 Korrelation zwischen der PAK-Emission und der CO-Emission bei den untersuchten Einflussgrößen (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Oben: Heizlast: 100 %; Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7-20$ %) Halmgut (Pellet, $w = 10-13$ % und Häckselgut, $w = 17-21$ %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11$ %). Unten links: Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut; Wassergehalt: 7, 13, 20, 41 %. Unten rechts: Brennstoff: Fichtenhackgut und Weizenstrohpellet; Wassergehalt: 13 bzw. 14 % (Holz), 11 % (Stroh)

4.4.2 Feuerraumasche

Unter den anfallenden Verbrennungsrückständen sind die Aschen, die im Feuerraum der Anlage verbleiben, mengenmäßig am bedeutendsten. Ihr Anteil am Gesamtrückstand betrug bei den Messungen rund 85 bis 95 % (Abb. 25). Das entspricht einer Aschemenge von 13 g (Holz) bzw. 69 g (Stroh) je Kilogramm eingesetzter Brennstoff-Trockenmasse. Bei der nachfolgenden Bewertung der jeweiligen Ascheinhaltsstoffe (Schadstoffkonzentrationen) sind diese deutlichen Unterschiede im Massenanteil gewichtend zu berücksichtigen.

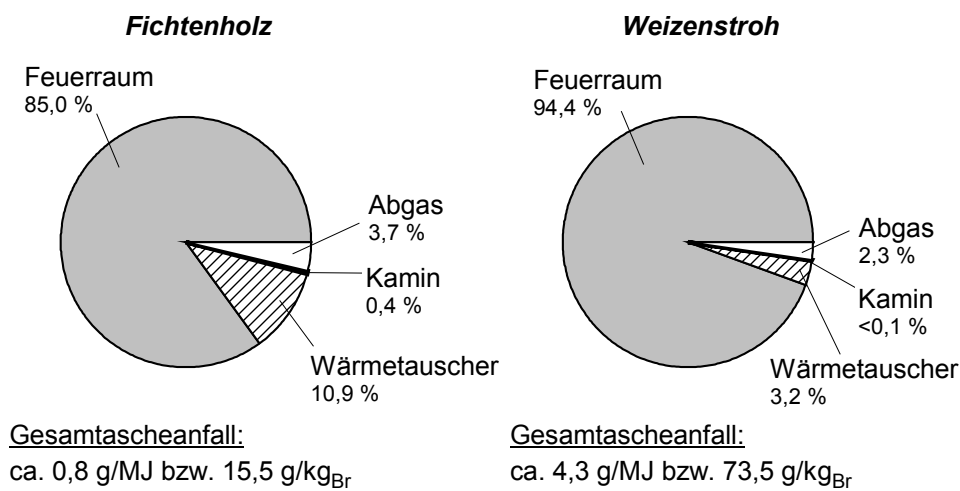


Abb. 25 Aufteilung des Ascheanfalls nach Abscheidebereichen - Heizlast der Feuerungsanlage: 100 % (= Nennwärmeleistung); Angaben zur Flugstaubmenge im Abgas und zur Flugstaubablagerung im Kaminsystem bezogen auf ein gereinigtes Kaminteilstück von 3,5 m (vom Abgasstutzen der Feuerungsanlage bis Staubmessstelle; vgl. Kap. 2.2.2, S. 9); Links: Fichtenhackgut, Wassergehalt: 20 %; Rechts: Weizenstrohpellet, Wassergehalt: 11 %

Einfluss der Brennstoffart. Von den drei betrachteten Brennstoffgruppen weisen die Halmgutbrennstoffe sowie der Rapspresskuchen insgesamt relativ einheitliche PAK-Gehalte in den Feuerraumaschen auf (9,9 bis 20 mg/kg; Abb. 27, rechts oben). Deutlich höher ist dagegen die PAK-Konzentration der Fichtenholzasche. Mit durchschnittlich 83 mg/kg liegen hier die PAK-Gehalte fast 8fach höher als beim Halmgut. Zugleich ist auch der Anteil an organischen Bestandteilen in den Holzaschen sichtbar größer als bei den anderen Brennstoffen (Abb. 26).

Über die Ursachen können verschiedene Vermutungen angestellt werden. Beispielsweise könnte der erhöhte Ligningehalt im Holzbrennstoff, bei dem es sich - wie beim PAK - bereits um eine aromatische Polymerverbindung mit Alkylbenzolstruktur handelt, dazu führen, dass diese Verbindungen im Verbrennungsablauf zwischenzeitlich besonders häufig vorkommen und somit als „Rohstoff“ der PCDD/F-Bildung wirken könnten. Zugleich besitzt das Lignin auch den höchsten Schmelzpunkt unter den Brennstoffbestandteilen, wodurch es im Vergleich zum Halmgut zu einer höheren „thermischen Resis-

tenz“ kommt. Dadurch könnten auch die im vorliegenden Fall beobachteten höheren Glühverluste der Holzaschen erklärt werden. Ähnliche Beobachtungen wurden auch von MARUTZKY [36] gemacht. Für eine weitergehende Analyse dieser oder weiterer Ursachen ist jedoch die hier vorliegende Datenbasis nicht ausreichend.

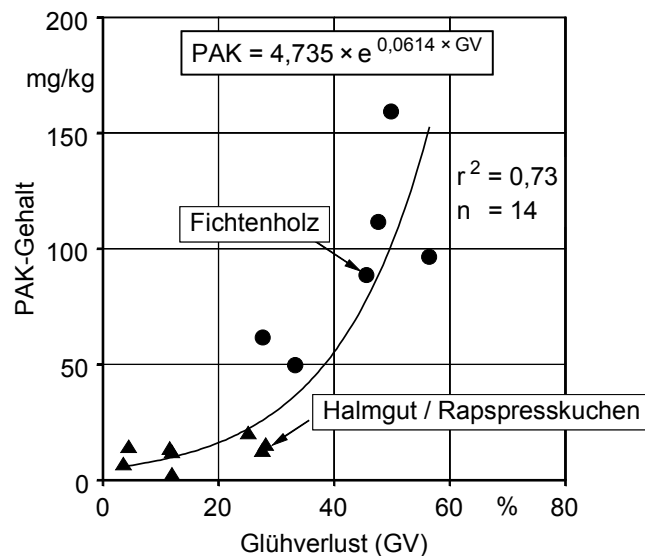


Abb. 26 Korrelation zwischen PAK-Gehalt und Glühverlust der Feuerraumasche (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte bezogen auf Trockenmasse.

Bei der Bewertung der Brennstoffe unter dem Gesichtspunkt der Aschequalität sollte nicht unerwähnt bleiben, dass der hohe PAK-Gehalt der Holzaschen bei der Umrechnung auf energiemengenbezogene Konzentrationen durch den rund 5fach niedrigeren Gesamtascheanfall - gegenüber den Nicht-Holzbrennstoffen - (vgl. Abb. 25) kompensiert wird. Das bedeutet, dass - bezogen auf die jeweils produzierte Energiemenge - beim Holzbrennstoff trotz deutlich höherer PAK-Konzentration die PAK-Gesamtmasse, die über die Feuerraumasche anfällt, ähnlich gering ist wie bei den Nicht-Holzbrennstoffen.

Einfluss der Aufbereitungsform. Unterschiede im PAK-Gehalt der Feuerraumaschen sind auch zwischen den Halmgutformen Pellet und Häckselgut zu erkennen (Abb. 27, links oben), wenngleich sie bei den hier betrachteten Halmgutbrennstoffen viel geringer ausfallen als beim Brennstoffvergleich zwischen Holz und Halmgut (s. „Brennstoffart“). Ein einheitlicher Trend zugunsten der einen oder anderen Aufbereitungsform wird insgesamt jedoch nicht sichtbar. Allerdings ist bei den Unterschieden zwischen den Aufbereitungsformen hinsichtlich des PAK-Gehaltes der Feuerraumasche ein ähnliches Muster wie bei den CO-Emissionen (vgl. Abb. 16, S. 50) und den übrigen bisher diskutierten Emissionen aus einer unvollständigen Verbrennung (C_nH_m , vgl. Abb. 16, S. 50 und PAK, vgl. Abb. 23, S. 67) zu erkennen. Damit liegt die Vermutung nahe, daß die hier beobachteten Konzentrationsunterschiede auf die gleichen anlagenbedingten Ursachen zurückzuführen sind. Diese wurden bereits eingehend in Kap. 4.2.1 (S. 47) diskutiert.

Einfluss des Wassergehalts. Der Einsatz von feuchteren Brennstoffen führt bei den hier durchgeführten Verbrennungsversuchen in der Feuerraumasche zu sichtbaren Qualitätsveränderungen hinsichtlich des PAK-Gehaltes (Abb. 27, links unten). Ein Ansteigen des Wassergehaltes im Brennstoff geht - im Gegensatz zur PAK-Emission (vgl. hierzu Kap. 4.4, S. 65) - fast immer auch mit einer Zunahme der PAK-Konzentration in der Feuerraumasche einher. Unterbrochen wird dieser Trend lediglich von einem Ausreißer bei der Wassergehaltsstufe von 20 %.

Zwischen dem PAK-Gehalt in der Feuerraumasche und dem Grad des Aschenausbrandes (bewertet durch den Glühverlust) zeigt sich ein deutlich engerer Zusammenhang (vgl. Abb. 26), wobei dieses Mal die 20 %-Wassergehaltsstufe keine Ausnahme bildet.

Der Glühverlust ist hier ebenfalls deutlich niedriger (-15 Prozentpunkte) als bei 13 % Wassergehalt. Daraus wird ersichtlich, dass der Brennstoff-Wassergehalt für den PAK-Gehalt der Feuerraumasche lediglich als indirekte Einflussgröße anzusehen ist. Auch bei feuchteren Brennstoffen kann der PAK-Gehalt der Feuerraumasche offenbar unbeeinflusst bleiben, sofern der Grad des Aschenausbrands sich nicht ändert. Zur Absicherung dieser Aussagen wären jedoch weitergehende Versuchsanstellungen erforderlich.

Einfluss der Heizlast. PAK-Gehaltsänderungen in der Feuerraumasche werden auch im Betrieb mit unterschiedlicher Wärmeleistung sichtbar (Abb. 27, rechts unten), wenngleich diese Veränderungen niedriger ausfallen als bei den Versuchen zum Brennstoff-Wassergehalt. Anders als bei den Abgasemissionen aus unvollständiger Verbrennung (CO, C_nH_m, PAK etc.) kommt es bei der Feuerraumasche mit sinkender Heizlast zu abnehmenden PAK-Gehalten (bei gleichzeitig zunehmenden Glühverlusten). Verglichen mit dem deutlichen PAK-Anstieg bei den Abgasemissionen (vgl. Abb. 23, links unten, S. 67) fällt diese PAK-Abnahme bei der Feuerraumasche jedoch relativ gering aus (-13,4 % bzw. -7,7 % bei 30 % Heizlast). Eine statistische Absicherung dieser Beobachtungen ist jedoch angesichts der geringen Anzahl an Versuchen bzw. Analysen (je eine pro Heizlaststufe) nicht möglich.

Fazit. Bei der Feuerraumasche besteht eine statistisch signifikante Korrelation zwischen dem PAK-Gehalt und dem Gesamtgehalt an organischen Bestandteilen. Der PAK-Gehalt der Feuerraumasche bleibt auf niedrigem Niveau, wenn die Asche einen hohen Ausbrandgrad aufweist bzw. der Anteil unverbrannter Brennstoffreste (Holzkohle) gering ist. Trotz vergleichbarer Betriebsbedingungen können beim Aschenausbrand und somit auch beim PAK-Gehalt der Feuerraumasche erhebliche Unterschiede zwischen Fichtenholz und den Nicht-Holzbrennstoffen (Halmgut und Rapspresskuchen) bestehen. Das belegt die Tatsache, dass sämtliche Versuche mit Fichtenhackgut hier deutlich höhere Gehalte aufweisen, obgleich die Gesamtmenge deutlich geringer ist. Maßnahmen, die einen besseren Aschenausbrand bewirken, lassen dementsprechend günstige Effekte bei der Minderung des PAK-Gehalts in den Aschen erwarten.

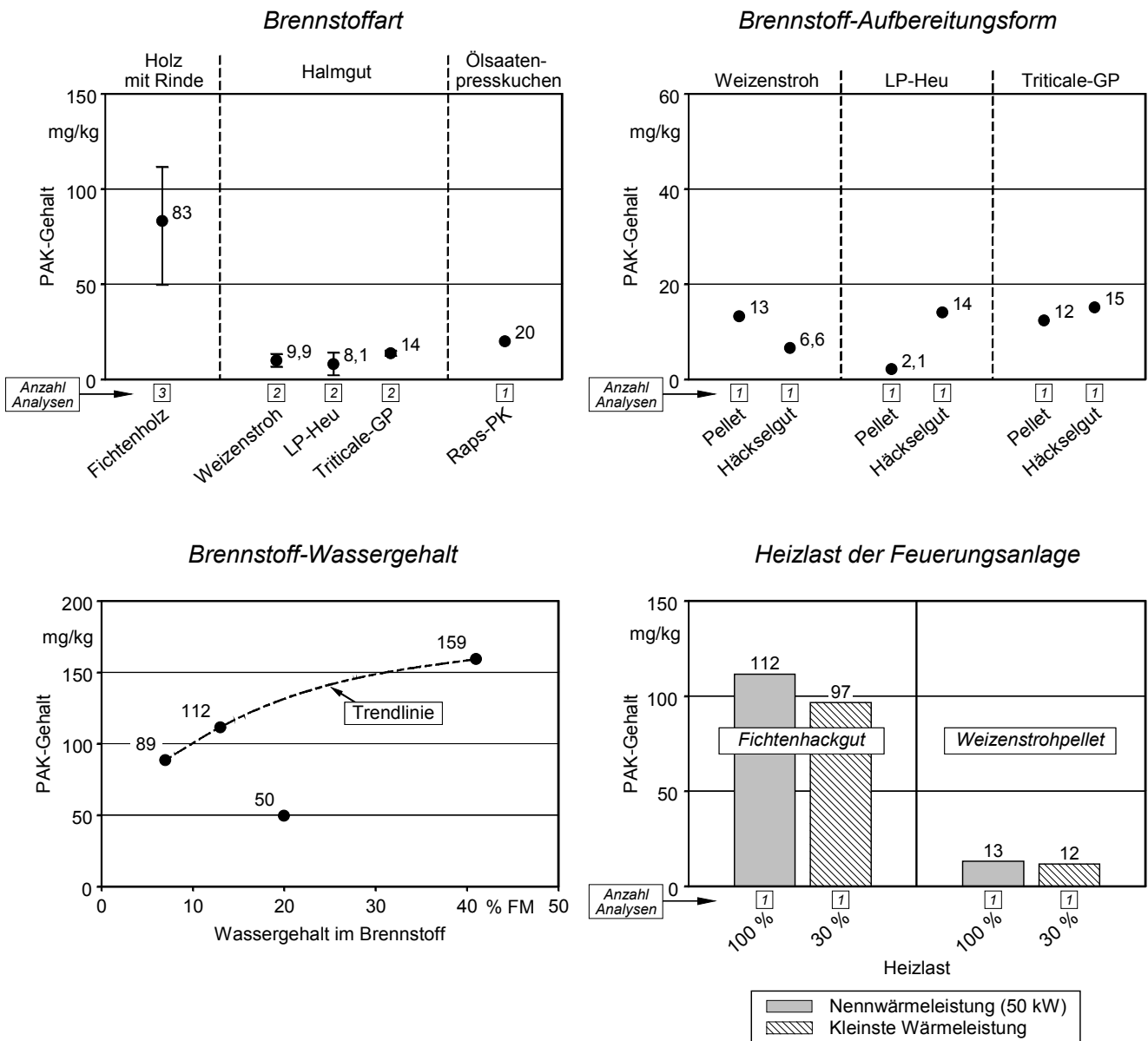


Abb. 27 PAK-Gehalte in Feuerraumaschen beim Einsatz verschiedener Biomassebrennstoffe und Brennstoff-Wassergehalte sowie bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Verbrennungsversuchen, bezogen auf Trockenmasse. PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut). Unten links: Ergebnisse von jeweils einem Verbrennungsversuch pro Wassergehaltsstufe, Heizlast: 100 %. Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 bzw. 14 % (Holz), w = 11 % (Stroh)

4.4.3 Wärmetauscher- und Kaminasche

Mengenmäßig deutlich weniger relevant als die Feuerraumaschen sind die Aschen aus dem Wärmetauscher der Feuerungsanlage und aus dem Kaminsystem (vgl. hierzu Abb. 25, S. 69). Mit rund 2 g Asche (Wärmetauscher- und Kaminasche zusammen) je Kilogramm eingesetztem Brennstoff war der Mengenanfall in diesen Bereichen um das 7fache (Holz) bzw. 29fache (Stroh) geringer als im Feuerraum. Trotz dieses Mengenvorteils gegenüber der Feuerraumasche sind gerade bei diesen Aschefraktionen höhere PAK-Gehalte zu erwarten, da hier die physikalischen Ascheeigenschaften (Teilchen- und Schüttdichte, Korngrößen, etc.) und Temperaturverhältnisse in den Abscheidungsbereichen ein Kondensieren von PAK-Dämpfen grundsätzlich begünstigen.

Durch die Analyse ausgewählter Wärmetauscher- und Kaminaschen sollte ein grober Überblick sowie eine generelle Einordnung und Bewertung der PAK-Gehalte, insbesondere im Vergleich zu den Feuerraumaschen, ermöglicht werden. Von den gewonnenen Ascheproben wurde zu jeder Brennstoffart eine Probe der Wärmetauscherasche und eine Probe der Kaminasche analysiert. Angesichts des geringen Mengenanfalls an Kaminasche erfolgte hier die Analyse einer Mischprobe, die sich aus mehreren Einzelproben von ähnlichen Versuchsvarianten zusammensetzte (vgl. Kap. 2.4). Neben einer Bewertung von Effekten durch die Brennstoffart und Heizlast der Feuerungsanlage stand die Wirkung möglicher anderer Einflussgrößen (Aufbereitungsform, Wassergehalt) hier nicht im Mittelpunkt der Betrachtung.

Einfluss der Brennstoffart. Die Ergebnisse zum PAK-Gehalt der Wärmetauscher- und Kaminaschen werden zusammenfassend in Abb. 28 dargestellt. Den Aschefraktionen werden darin zum Vergleich die jeweils zugehörigen Feuerraumaschen gegenübergestellt. Bei Betrachtung der Brennstoffarten wird ein deutlicher Unterschied zwischen den Brennstoffgruppen Halmgut und Ölsaatenpresskuchen im Vergleich zur Brennstoffgruppe Holz sichtbar.

Bei sämtlichen *Halmgutbrennstoffen* sowie beim *Rapspresskuchen* weisen die Wärmetauscher- und Kaminaschen erwartungsgemäß einen höheren PAK-Gehalt auf als die Feuerraumaschen. Mit PAK-Konzentrationen, die 7fach (LP-Heu) bis 36fach (Weizenstroh) über den Werten der Feuerraumasche liegen, ist diese PAK-Zunahme in den Wärmetauscher- und Kaminaschen auffällig groß. Das gilt auch für den Rapspresskuchen. Dass diese Konzentrationswerte kaum durch Verbrennungsreaktionen in den Aschen entstanden sein können, belegen die Temperaturaufzeichnungen für den Wärmetauscher und Kamin (s. Datenband). Anders als bei den Feuerraumaschen (vgl. Abb. 26) ist bei den Wärmetauscher- und Kaminaschen keine Korrelation zwischen dem Glühverlust und dem PAK-Gehalt feststellbar (Abb. 29).

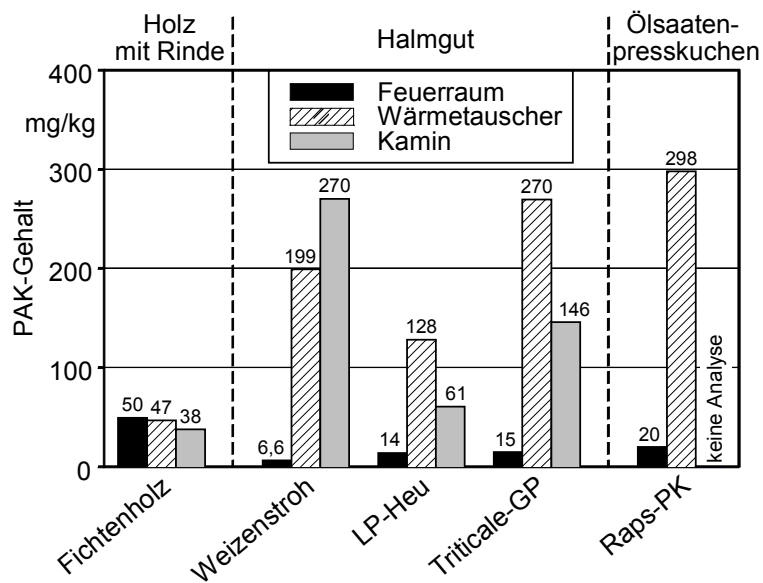


Abb. 28 PAK-Gehalte in Aschen aus verschiedenen Abscheidungsbereichen beim Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe – Dargestellt sind Ergebnisse eines Verbrennungsversuches; alle Werte bezogen auf Trockenmasse. PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Rapspresskuchen)

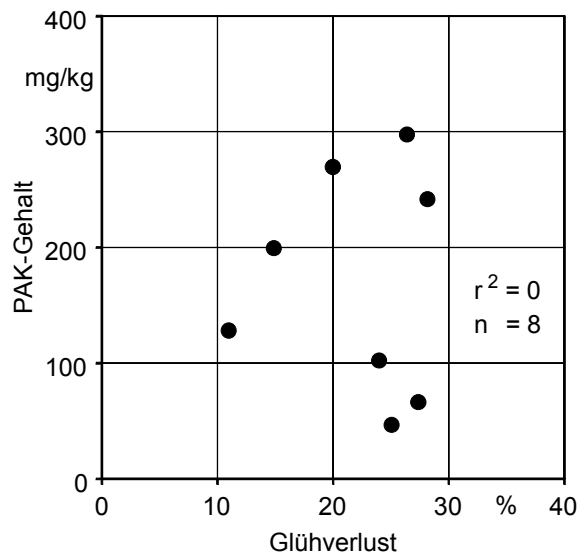


Abb. 29 Korrelation zwischen PAK-Gehalt und Glühverlust der Wärmetauscherasche (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte bezogen auf Trockenmasse.

Ein einheitlicher Trend zwischen den beiden Aschefractionen (Wärmetauscher und Kamin) wurde nicht beobachtet. Während bei Heu und Ganzpflanze der PAK-Gehalt in der WT-Asche (= Wärmetauscherasche) rund doppelt so hoch wie in der Kaminasche ist, kehrt sich dieses Verhältnis bei Weizenstroh um. Diese Unterschiede können zum Teil durch die Mischprobenbildung bei der Kaminasche (s.o.) oder durch unterschiedlich ausgeprägte Kondensationseffekte in den Abscheidungsbereichen erklärt werden. Zur genauen Ursachenfeststellung dieser nicht unerheblichen Unterschiede wären jedoch weitergehende Untersuchungen erforderlich.

Anders als beim Halmgut und Rapspresskuchen werden beim *Fichtenhackgut* keine nennenswerten PAK-Unterschiede zwischen der WT- und Kaminasche und der Feuerraumasche sichtbar. Im Gegenteil, die PAK-Werte der drei Holzaschenproben lassen sogar eher einen gegenläufigen Trend erkennen. Hier nimmt der PAK-Gehalt von der Feuerraumasche (vgl. hierzu Abb. 27, S. 72) bis zur Kaminasche leicht ab. Damit weisen die WT- und Kaminaschen beim Fichtenholz eine deutlich niedrigere PAK-Konzentration (4- bis 5fach niedriger) auf als die Aschen beim Halmgut und Rapspresskuchen. Für diese überraschende Beobachtung ist ein Erklärungsansatz derzeit schwierig. Der höhere Feinstaubanteil in der Staubemission bei Halmgut und Rapspresskuchen (vgl. Kap. 4.3) lässt jedoch vermuten, dass die WT- und Kaminaschen, die sich aus den im Abgas mitgeführten Partikeln bilden, bei diesen Brennstoffen ebenfalls feinkörniger waren als beim Fichtenholz und hier damit insgesamt mehr Kondensationskeime vorlagen.

Einfluss der Heizlast. Im Schwachlastpunkt lagen die PAK-Gehalte in der WT- und Kaminasche höher als im Nennleistungsbetrieb (hier nicht dargestellt, vgl. Datenband). Bei Fichtenholz betrug diese Konzentrationszunahme +40 % (WT-Asche) bzw. +84 % (Kaminasche), bei Weizenstroh lag die Zunahme sogar bei über 200 %.

Fazit. Feuerraum-, Wärmetauscher- und Kaminaschen weisen hinsichtlich des PAK-Gehaltes deutliche Brennstoffunterschiede auf. Anders als bei den Feuerraumaschen weisen bei den Wärmetauscher- und Kaminaschen nicht das Holz, sondern die Nicht-Holz-brennstoffe (Halmgut und Rapspresskuchen) den höchsten PAK-Gehalt auf. Bei den letztgenannten Aschefractionen lässt sich zudem praktisch keine statistisch signifikante Korrelation zwischen dem PAK-Gehalt und dem Ausbrandgrad der Asche feststellen. Durch die großen Unterschiede beim Gesamtschemengenanfall werden die Konzentrationsunterschiede zwischen Holz- und Nicht-Holzaschen jedoch in der Gesamtbilanz zum Teil kompensiert.

4.5 Einflüsse auf die Gehalte chlorhaltiger Schadstoffe

Aufgrund des im Brennstoff enthaltenen Chlors ist bei der Biomasseverbrennung grundsätzlich auch mit der Bildung von chlorhaltigen Schadstoffen zu rechnen. Um solche Effekte durch die in dieser Arbeit betrachteten Einflussgrößen zu bewerten, werden nachfolgend die Emissionsergebnisse zu den Stoffklassen

- polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F),
- polychlorierte Benzole (PCBz) und Phenole (PCPh) sowie
- Chlorwasserstoff (HCl)

herangezogen. Von diesen besitzen insbesondere die PCDD/F aufgrund der hochtoxischen Wirkung verschiedener Einzelverbindungen (z.B. 2,3,7,8-TCDD) eine besondere lufthygienische Bedeutung. Da PCDD/F - wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - schwer flüchtig sind und eine starke Fähigkeit zur Adsorption an Feststoffe aufweisen [43], treten sie nicht nur im Abgas, sondern auch in den Aschen auf. Hier ist zudem eine Neubildung von PCDD/F durch De-novo-Synthese (unter Beteiligung von Chlor und organischem Kohlenstoff) möglich, sofern Temperaturen zwischen 250 und 450 °C vorliegen und bestimmte Randbedingungen erfüllt sind [54] [55]. Nachfolgend werden daher die PCDD/F-Ergebnisse zu den untersuchten Einflussgrößen für beide Medien (Abgas und Aschen) dargestellt und diskutiert.

Analog zu den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen wurde auch bei den chlorhaltigen Schadstoffen versucht, durch Korrelationsanalysen Zusammenhänge zu anderen Messgrößen des Abgases (CO, Staub) und der Aschen (Glühverlust, Chlorgehalt) zu erkennen. Die Ergebnisse hierzu werden ebenfalls nachfolgend dargestellt.

4.5.1 Abgas

Auffälligkeiten bei den Wiederholungsmessungen. Bei der Auswertung der Versuche wurde festgestellt, dass die zweite Messung eines jeden Versuchstages, die sich bei gleichbleibenden Betriebsbedingungen unmittelbar an die erste Messung anschloss (Abb. 30, vgl. auch Kap. 2.3.2 auf S. 30), nahezu durchgehend niedrigere PCDD/F-Emissionen ergab. Die Ergebnisse der ersten Einzelmessung lagen an 9 von 11 Versuchstagen (Varianten) höher als die der Wiederholungsmessungen, wobei in 8 von 11 Fällen der Messwert sogar um das 2 bis 4fache höher lag. Angesichts der Regelmäßigkeit aber auch der Größenordnung dieser Unterschiede ergibt sich die Frage nach systematischen Einflussgrößen für diese Beobachtung. Denkbare Ursachen, wie z. B. katalytische Effekte bei der PCDD/F-Bildung, die durch die vorangegangene Reinigung und Entaschung der Feuerungsanlage und die damit verbundene Freilegung der metallischen Oberflächen verursacht sein könnten, lassen sich jedoch ohne weitere Versuchsanstel-

lungen nicht nachweisen. Derartige Effekte sind aber umso wahrscheinlicher, da die Betrachtung der Betriebsparameter (CO, Temperatur, CO₂, Brennstoffqualität) durchweg über beide Probennahmezeiträume annähernd konstant geblieben waren (Abb. 30).

Für die übrigen chlororganischen Schadstoffe (PCPh, PCBz) lässt sich diese Beobachtung aus den vorhandenen Ergebnissen nicht ableiten, da diese Parameter aus Kostengründen fast durchweg nur während der zweiten (Wiederholungs-) Messung bestimmt worden waren. Für die anorganischen Chlorverbindungen (gemessen als HCl) liegen solche Wertepaare allerdings vor (je zwei Messungen zu jeder Variante). Hier zeigen sich aber keine der oben beschriebenen regelmäßigen Unterschiede.

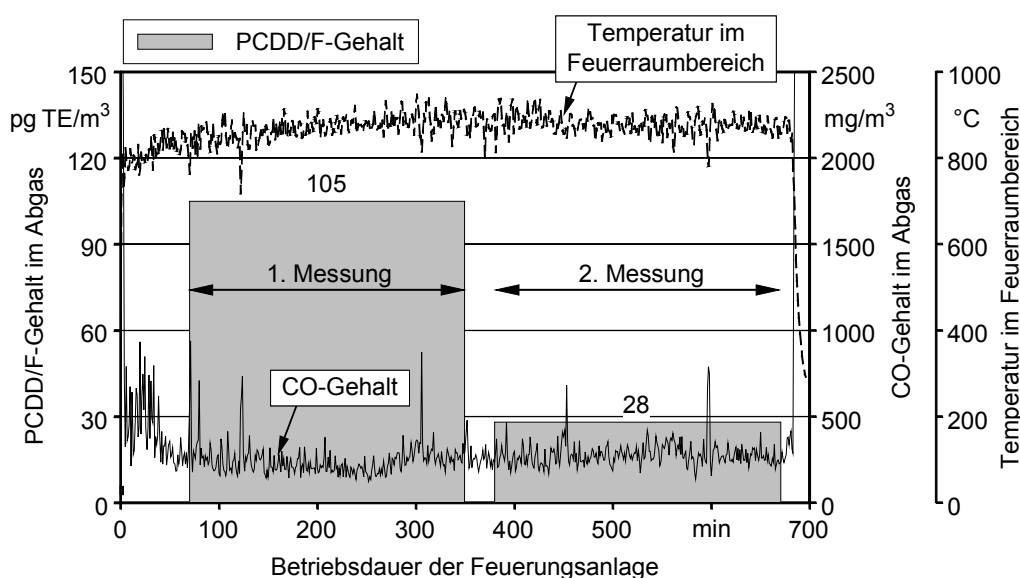


Abb. 30 Typischer zeitlicher Verlauf der PCDD/F- und CO-Emission sowie der Feuerraumtemperatur während eines Verbrennungsversuchs - Emissionswerte bei tatsächlichem O₂-Gehalt im Abgas (keine Normierung), bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. Temperatur: Mittelwert aus drei an unterschiedlichen Stellen des Feuerraumes gemessenen Einzeltemperaturen (vgl. Abb. 5, S. 14). Brennstoff: lufttrockenes Fichtenhackgut, Heizlast: 100 %

Einfluss der Brennstoffart. Die Ergebnisse des Brennstoffvergleichs werden zusammenfassend in Abb. 32 dargestellt. Darin werden vor allem deutliche Emissionsunterschiede zwischen dem Holzbrennstoff und den untersuchten Nicht-Holzbrennstoffen (Halmgut und Ölsaatenpresskuchen) sichtbar. Beim Fichtenholz sind die Emissionswerte mit durchschnittlich 51 pg TE/m³ PCDD/F, <1 mg/m³ HCl, 0,43 µg/m³ PCPh und 0,04 µg/m³ PCBz erwartungsgemäß auf einem relativ niedrigen Niveau (vgl. LAUNHARDT et al. [34]). Durchweg höher liegen dagegen die Emissionswerte bei den Nicht-Holzbrennstoffen, wenngleich das Emissionsniveau zwischen den einzelnen Nicht-Holzbrennstoffarten erheblich variiert. Die höchsten Emissionswerte wurden hier beim Weizenstroh und

beim Landschaftspflegewe gemessen (durchschnittlich 656 bzw. 891 pg/m^3 PCDD/F, 59 bzw. 75 mg/m^3 HCl, 4,3 bzw. 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PCPh und 1,1 bzw. 0,86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PCBz). Deutlich niedriger lagen die Emissionswerte dagegen bei Triticale-Ganzpflanze und beim Rapspresskuchen (durchschnittlich 52 bzw. 245 pg/m^3 PCDD/F, 37 bzw. 11 mg/m^3 HCl, 0,85 bzw. 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PCPh, PCBz nicht gemessen). Bei Triticale-Ganzpflanze fallen insbesondere die niedrigen PCDD/F-Emissionswerte auf, die allesamt auf dem bei Fichtenholz gemessenen Niveau liegen.

Die Emissionsunterschiede zwischen den Brennstoffarten sind im wesentlichen durch die Unterschiede im Chlorgehalt der Brennstoffe zu erklären (vgl. Tab. 12, S. 41). Hier besteht ein relativ enger linearer Zusammenhang zwischen den chlorhaltigen Schadstoffemissionen und dem Brennstoff-Chlorgehalt (Abb. 31). Das gilt sowohl für die HCl-Emissionen als auch für die Emissionen an PCDD/F und den anderen Organochlorverbindungen (PCPh und PCBz aufgrund der wenigen Messwerte in Abb. 31 nicht dargestellt). Auffällig ist, dass dieser Zusammenhang nicht bzw. nur in sehr abgeschwächter Form bei den PCDD/F-Emissionen (und den anderen Organochloremissionen) von Triticale-Ganzpflanze festgestellt werden kann. Inwieweit sich hieraus ein Brennstoffvorteil hinsichtlich PCDD/F, aber auch hinsichtlich der anderen Organochlorverbindungen vermuten lässt, ist noch unsicher. Bemerkenswert ist, dass dieser Vorteil bei der HCl-Emission nicht sichtbar wird.

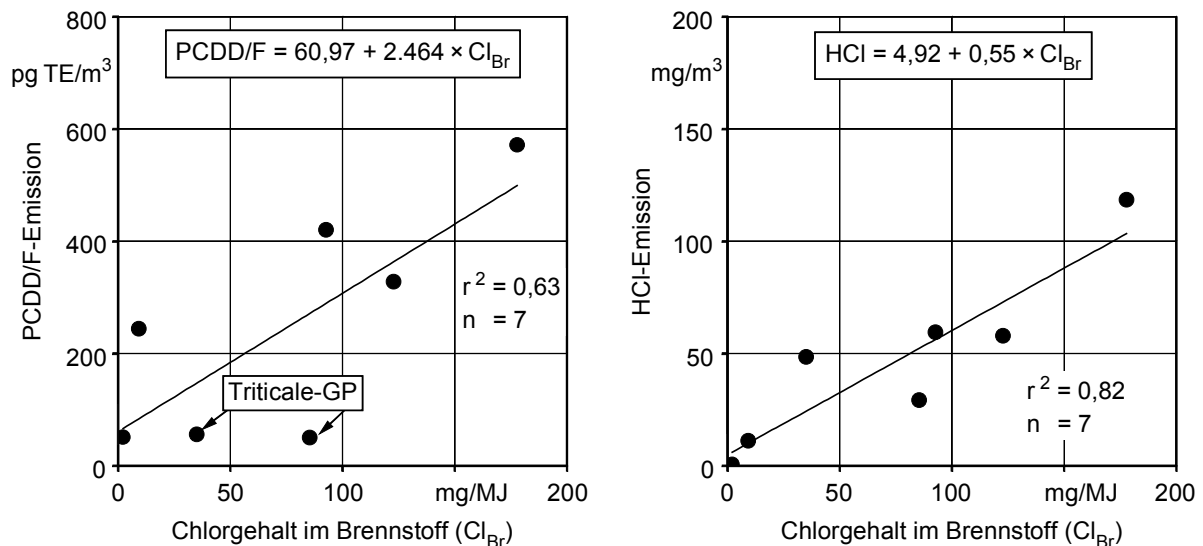


Abb. 31 Zusammenhang zwischen der PCDD/F-Emission und dem Chlorgehalt im Brennstoff (links) bzw. zwischen der HCl-Emission und dem Chlorgehalt im Brennstoff (rechts) (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Brennstoffwerte bezogen auf die Brennstoffenergie (in MJ). Emissionswerte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 (ein Ausreißer eliminiert). Bei den Emissionswerten wird je Datenpunkt der Mittelwert aus einer Vielzahl von Einzelmesswerten dargestellt. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. Heizlast: 100 %. Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7\text{-}20\%$), Halmgut (Pellet, $w = 10\text{-}13\%$; Häckselgut, $w = 17\text{-}21\%$), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11\%$).

Einfluss der Aufbereitungsform. Auch zwischen den gehäckselten und pelletierten Halmgutbrennstoffen sind zum Teil deutliche Schwankungen bei den chlorhaltigen Schadstoffemissionen festzustellen (Abb. 33). Von generellen Vorteilen der einen oder anderen Aufbereitungsform hinsichtlich der hier betrachteten Emissionen kann jedoch nicht gesprochen werden. Die Unterschiede sind hier vielmehr auf die relativ großen Schwankungen im Chlorgehalt der jeweiligen Brennstoffart zurückzuführen (vgl. Tab. 12, S. 41).

Auffällig ist, dass bei den Unterschieden zwischen den Aufbereitungsformen die Organochloremissionen (PCDD/F, PCPh, PCBz) ein anderes Muster als die HCl-Emissionen erkennen lassen. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass zwischen den hier betrachteten Emissionsgrößen unterschiedlich ausgeprägte Korrelationen vorliegen (s. Korrelationsanalysen, S. 80)

Einfluss des Wassergehalts. Bei den Versuchsergebnissen zum Wassergehaltseinfluss - untersucht wurden Brennstoff-Wassergehalte zwischen 7 und 41 % - ergibt sich für die chlorhaltigen Schadstoffemissionen ein differenziertes Bild (Abb. 34). Bei den HCl-Emissionen ist ein deutlicher Einfluss durch den Brennstoff-Wassergehalt festzustellen. Mit zunehmendem Wassergehalt steigen die HCl-Emissionswerte auf relativ niedrigem Niveau logarithmisch an. Ähnlich verläuft auch die Emission von chlorierten Kohlenwasserstoffen (dargestellt an PCPh; die PCBz wurden nicht analysiert). Das gilt hier jedoch nur für den Wassergehaltsbereich von 7 bis 20 %, da für die höchste Wassergehaltsstufe (41 %) kein PCPh-Analysenwert gewonnen wurde.

Anders als bei der HCl- und PCPh-Emission sind bei der PCDD/F-Emission keine nennenswerten Veränderungen zu erkennen. Auch aufgrund der großen Schwankungsbreite der Einzelwerte (s. „Auffälligkeiten“, S. 76) lassen sich Einflüsse des Wassergehalts nicht ableiten.

Einfluss der Heizlast. Die Ergebnisse des Heizlastvergleichs - gegenübergestellt sind die Heizlaststufen 100 % (Nennwärmeleistung) und 30 % (kleinste Dauerwärmeleistung) - werden zusammenfassend in Abb. 35 dargestellt. Darin werden deutliche Heizlasteffekte bei den chlorierten Schadstoffemissionen sichtbar. Diese Effekte wirkten sich interessanterweise bei den Organochlorverbindungen (PCDD/F und PCPh, PCBz nicht gemessen) brennstoffabhängig aus. Beim „chlorarmen“ Fichtenholz waren die Emissionswerte im Schwachlastbetrieb niedriger als im Betrieb bei Nennleistung. Im Gegensatz dazu lagen die Organochloremissionen beim „chlorreichen“ Weizenstroh im Schwachlastbetrieb höher. Mit 4634 pg/m^3 PCDD/F und $20 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ PCPh nimmt dieser Brennstoff zugleich auch die Spitzenstellung ein. Bei den anorganischen Chlorverbindungen im Abgas (gemessen als HCl) lässt sich mit abnehmender Heizlast durchweg eine Abnahme der Emissionswerte feststellen.

Korrelationsanalysen. Aus den Darstellungen in Abb. 32 und Abb. 33 leitet sich die Vermutung ab, dass die Höhe der PCDD/F-Emissionen einher geht mit hohen PCBz-, PCPh- und HCl-Emissionen. Eine Auswertung auf mögliche Korrelationen zwischen PCDD/F und den anderen chlorhaltigen Emissionsgrößen bestätigt diese Vermutung jedoch lediglich für die Organochlorverbindungen PCPh (Abb. 36, links oben) und PCBz ($r^2 = 0,71$, bei $n = 6$, nicht dargestellt in Abb. 36). Nur schwach ausgeprägt ist dagegen die Korrelation zwischen der PCDD/F-Emission und der Emission an anorganischen Chlorverbindungen (Abb. 36, rechts oben).

In weiteren Korrelationsanalysen wurden mögliche Zusammenhänge zwischen der PCDD/F-Emission und der „Emissionsleitgröße“ CO sowie dem Gesamtstaub untersucht. Die Ergebnisse hierzu lassen keine bzw. eine nur sehr schwache Korrelation erkennen (Abb. 36 unten). Folglich scheinen die hier betrachteten Messgrößen offenbar weitgehend unabhängig voneinander zu sein.

Fazit. Von den betrachteten Einflussgrößen stellt die verwendete Brennstoffart aufgrund der Unterschiede im Chlorgehalt die wichtigste Einflussgröße auf die Emissionen an chlorhaltigen Schadstoffen dar. Das betrifft gleichermaßen die Organochloremissionen (PCDD/F, PCBz, PCPh) wie auch die Emissionen an anorganischen Chlorverbindungen (gemessen als HCl). Insbesondere bei den untersuchten Nicht-Holzbrennstoffen (Halmgut und Rapspresskuchen) werden hier deutliche Nachteile gegenüber dem Holzbrennstoff sichtbar. Diese Nachteile werden nochmals größer, wenn die Feuerungsanlage bei Schwachlast betrieben wird. Einzige Ausnahme bildet die Triticale-Ganzpflanze, die trotz erhöhtem Chlorgehalt insbesondere bei den Organochloremissionen kaum höhere Emissionswerte als Holz aufweist.

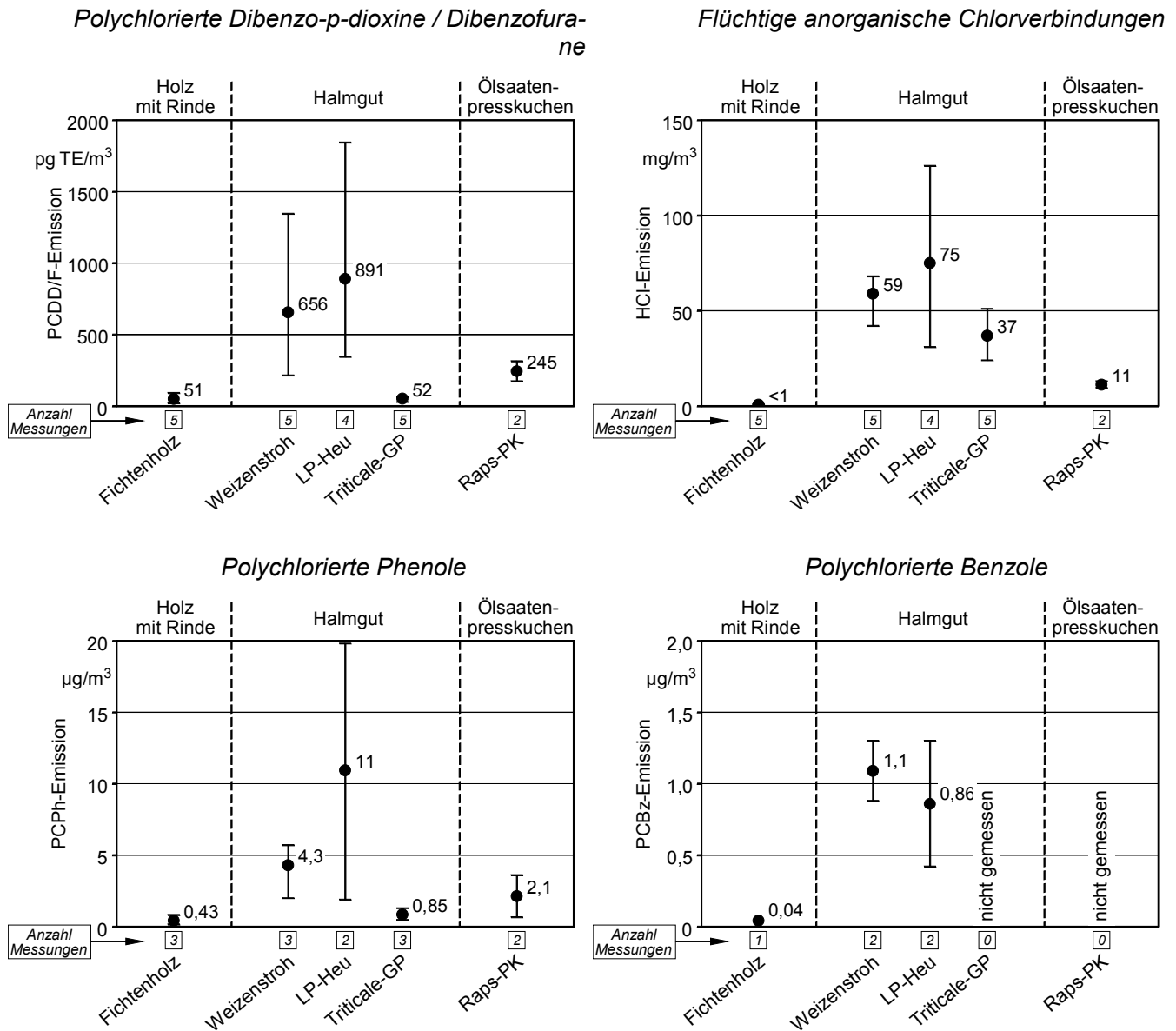


Abb. 32 Emissionen an chlorhaltigen organischen und anorganischen Schadstoffen beim Einsatz verschiedener Brennstoffarten – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. PCBz: Summenwert der di- bis hexachlorierten Benzole. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Ölsaatenpresskuchen)

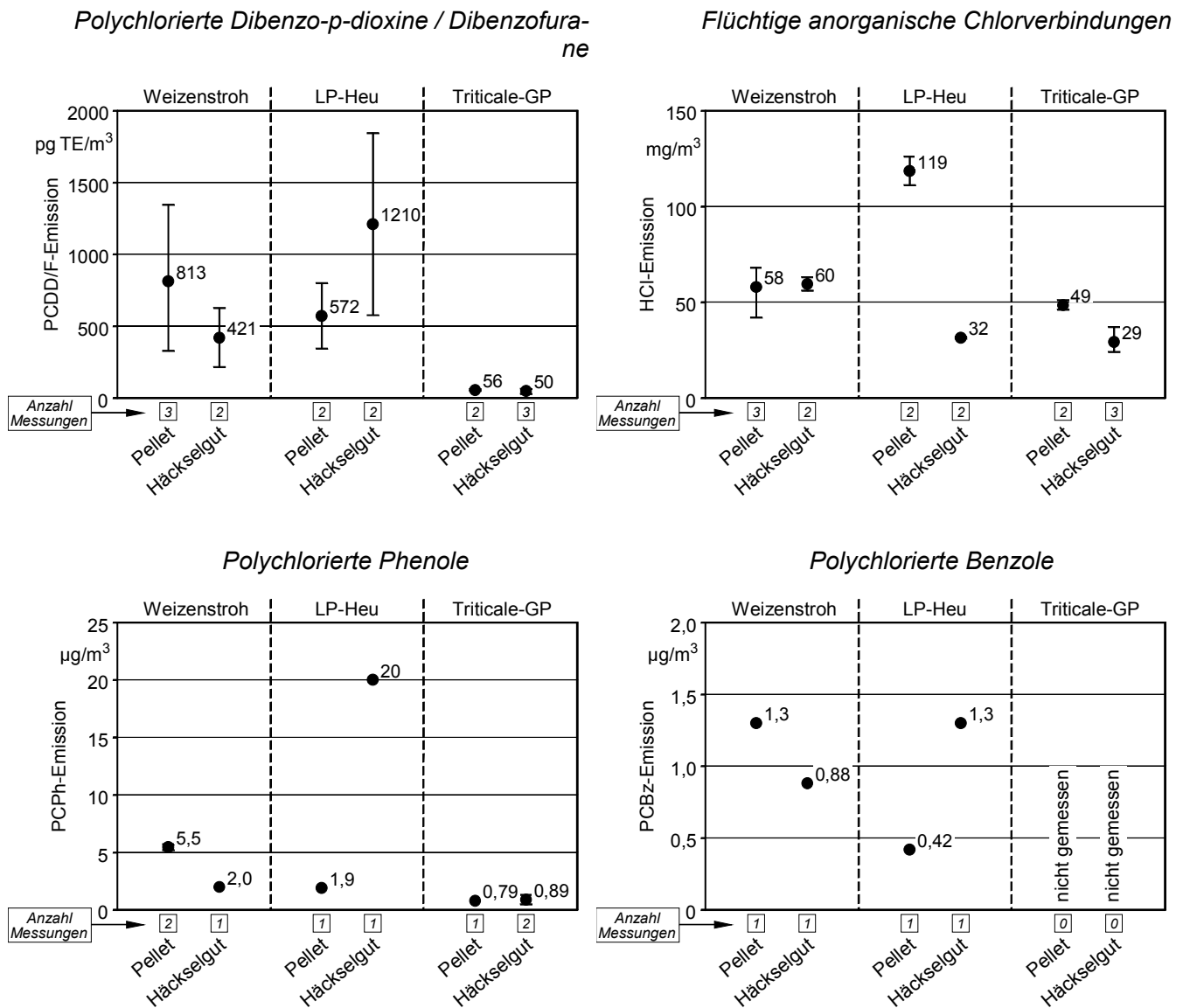


Abb. 33 Emissionen an chlorhaltigen organischen und anorganischen Schadstoffen beim Einsatz unterschiedlicher Brennstoff-Aufbereitungsformen – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. PCBz: Summenwert der di- bis hexachlorierten Benzole. Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut)

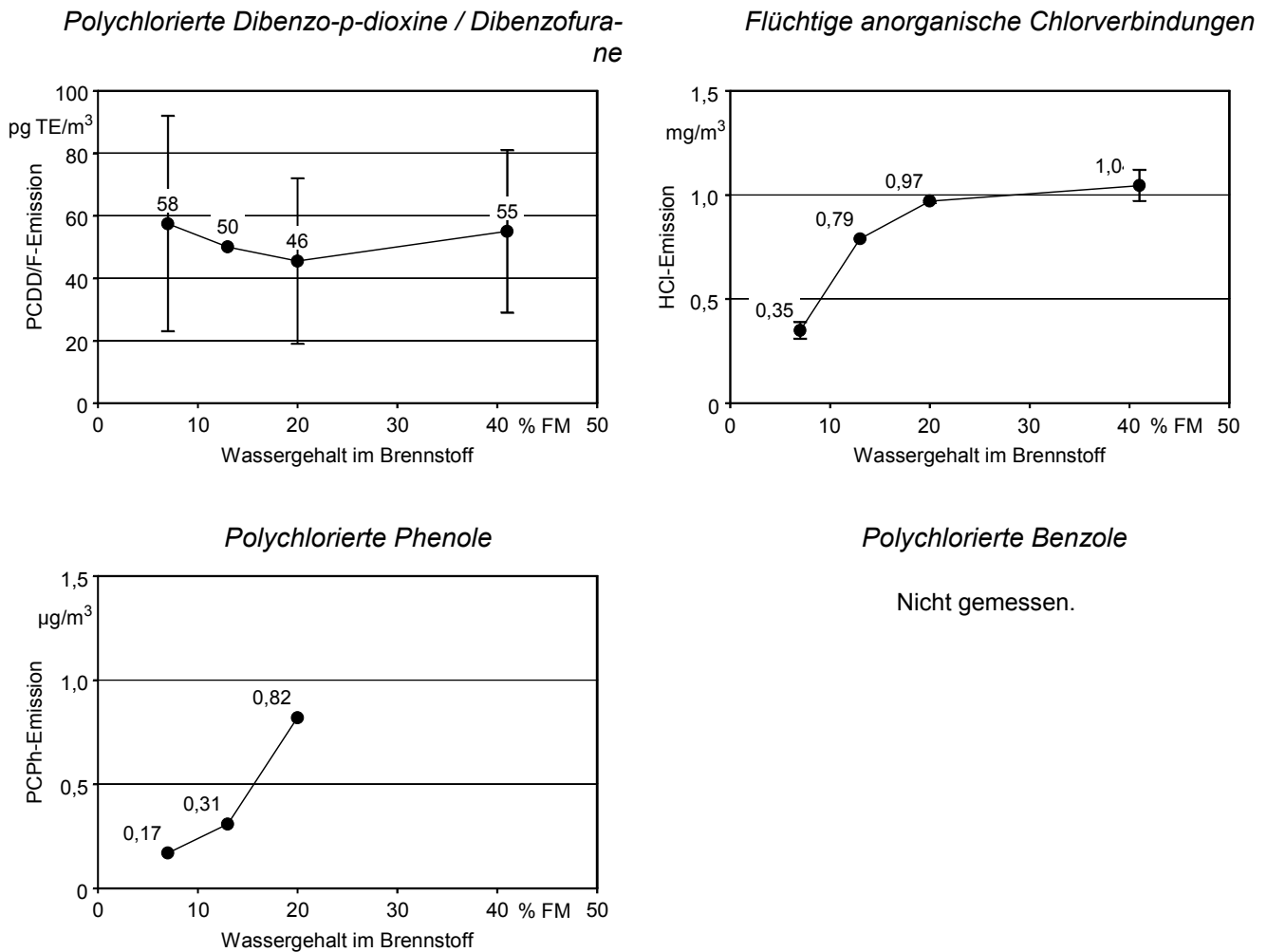


Abb. 34 Emissionen an chlorhaltigen organischen und anorganischen Schadstoffen beim Einsatz von Brennstoffen mit unterschiedlichen Wassergehalten (w) – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus ein bis zwei Einzelmessungen, angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut

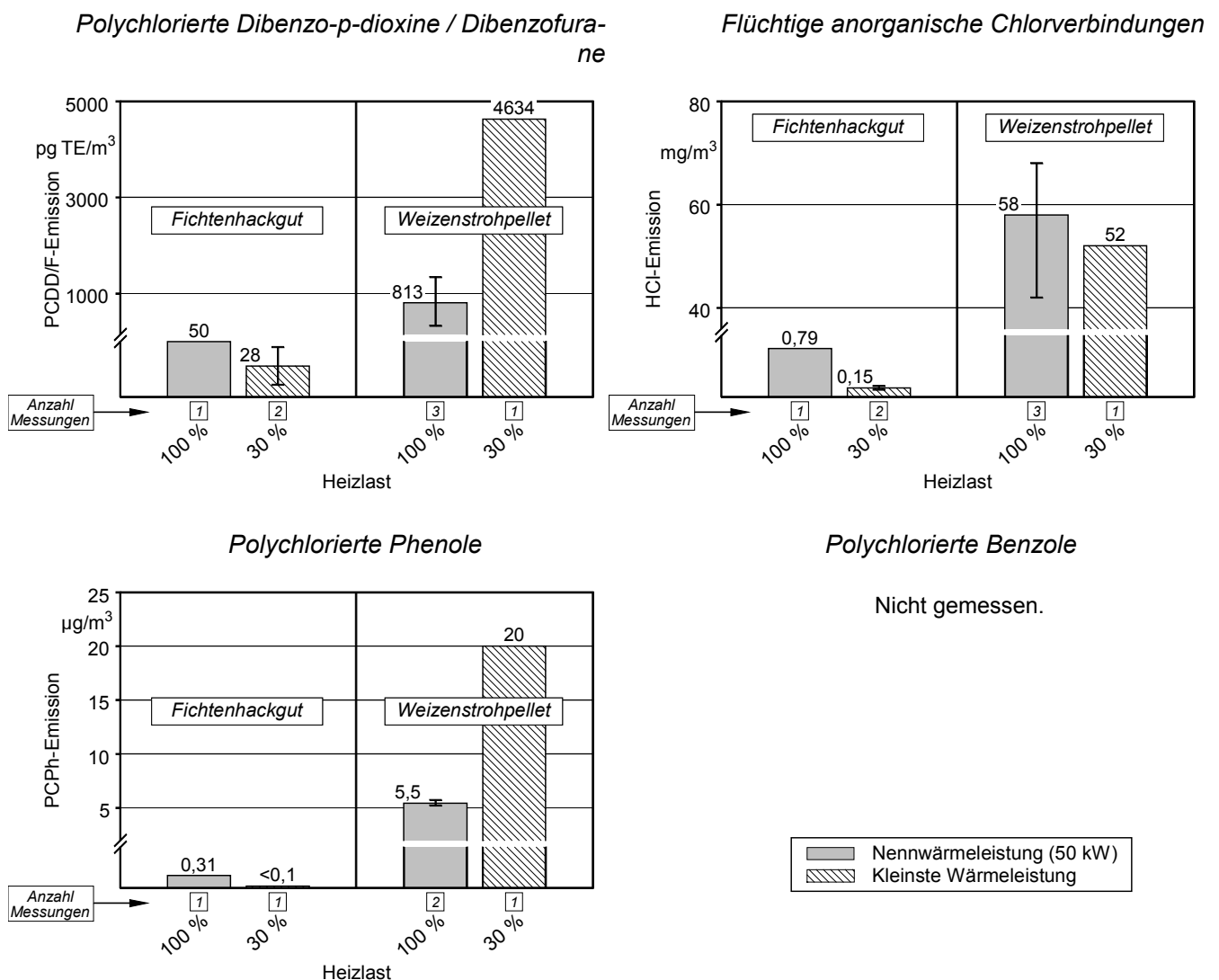


Abb. 35 Emissionen an chlorhaltigen organischen und anorganischen Schadstoffen bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Einzelmessungen. Emissionswerte angegeben als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. Brennstoffwassergehalte: 13 bzw. 14 % (Holz), 11 % (Stroh)

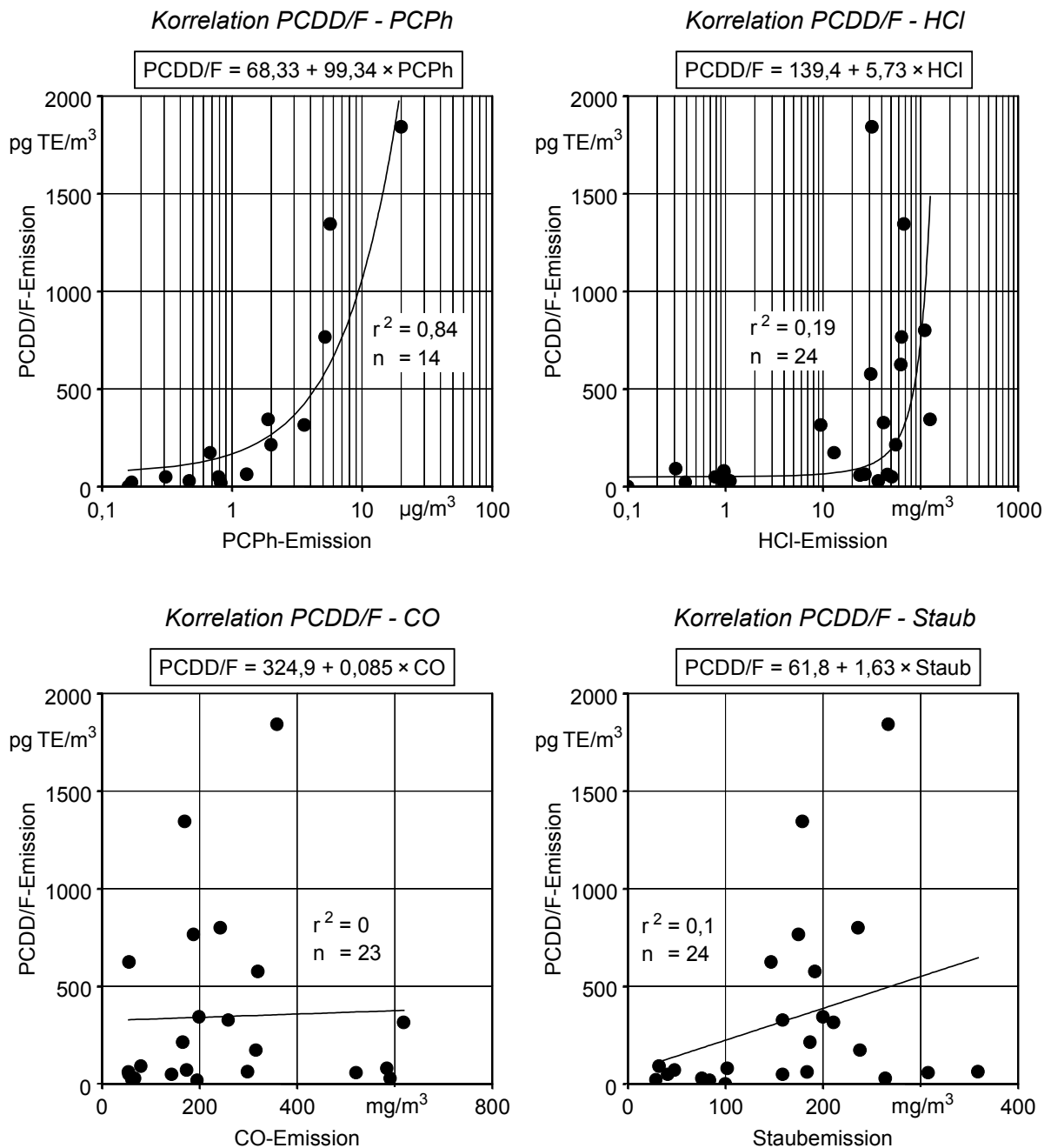


Abb. 36 Korrelation zwischen der PCDD/F-Emission und den Emissionen an PCPh, HCl, CO und Staub (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. Heizlast: 100 %; Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, w = 7-20 %) Halmgut (Pellet, w = 10-13 % und Häckselgut, w = 17-21 %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, w = 11 %)

4.5.2 Feuerraumasche

Einfluss der Brennstoffart. Ähnlich wie bei der PCDD/F-Emission im Abgas (vgl. Abb. 32, S. 81) werden auch beim PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche Unterschiede zwischen dem „chlorarmen“ Fichtenholz und den chlorhaltigeren Nicht-Holzbrennstoffen sichtbar (Abb. 37, links oben). Anders als bei den Abgaswerten sind diese Unterschiede bei den hier betrachteten Aschenwerten jedoch deutlich weniger ausgeprägt. Mit durchschnittlich 5,5 bis 24 ng TE/kg ist die Bandbreite der PCDD/F-Gehalte insgesamt relativ gering.

Ein etwas anderes Bild ergibt sich, wenn die PCDD/F-Gehalte auf energiemengenbezogene Konzentrationen umgerechnet werden. Durch den rund 5fach höheren Gesamtaschenanfall bei den untersuchten Nicht-Holzbrennstoffen (vgl. Abb. 25, S. 69) vergrößern sich die Unterschiede im PCDD/F-Gehalt zum Holz. Bezogen auf die jeweils produzierte Energiemenge ergeben sich dadurch bei den Nicht-Holzbrennstoffen gegenüber dem Fichtenholz deutlich größere PCDD/F-Mengen, die über die Feuerraumaschen anfallen. Dies ist bei der Bewertung der in Abb. 37 (links oben) dargestellten Ergebnisse zu beachten.

Einfluss der Aufbereitungsform. Beim pelletierten Brennstoff ist ein rund doppelt so hoher PCDD/F-Gehalt in der Feuerraumasche festzustellen wie beim gehäckselten Brennstoff (Abb. 37, rechts oben). Dieser Unterschied zeigt sich gleichermaßen bei allen drei zu diesem Vergleich herangezogenen Halmgutarten, obwohl der Brennstoffchlorgehalt und der Chlorgehalt der Feuerraumasche bei diesen Halmgutarten keinen solchen einheitlichen Unterschied zwischen Häckselgut und Pellet aufweisen. Die Schlussfolgerung, dass hieraus jedoch auf Nachteile von Pellets hinsichtlich PCDD/F geschlossen werden kann, ist angesichts der wenigen Analysenwerte (nur je einer pro Aufbereitungsform und Halmgutart) unzulässig. Zur Absicherung dieser Aussagen und zur Ursachenfeststellung ist hier vielmehr eine umfangreichere Datenbasis erforderlich.

Einfluss des Wassergehalts. Bei den Verbrennungsversuchen mit unterschiedlichen Brennstoff-Wassergehalten - durchgeführt mit Fichtenhackgut - blieben die PCDD/F-Gehalte der Feuerraumaschen bei drei der vier analysierten Proben weitgehend unverändert auf niedrigem Niveau (Abb. 37, links unten). Damit ist hier kein Einfluss erkennbar. Nur bei der 20 %-Wassergehaltsstufe liegt der PCDD/F-Gehalt der Asche höher. Da die Qualität der Feuerraumasche bei dieser Wassergehaltsstufe auch hinsichtlich PAK-Gehalt (vgl. Abb. 27, S. 72) und Glühverlust deutliche Unterschiede zu den Aschen der anderen Wassergehaltsstufen aufweist, ist zu vermuten, dass bei dieser Variante andere Ascheausbrandbedingungen vorlagen, deren Ursache nicht auf den Brennstoff-Wassergehalt zurückzuführen sind.

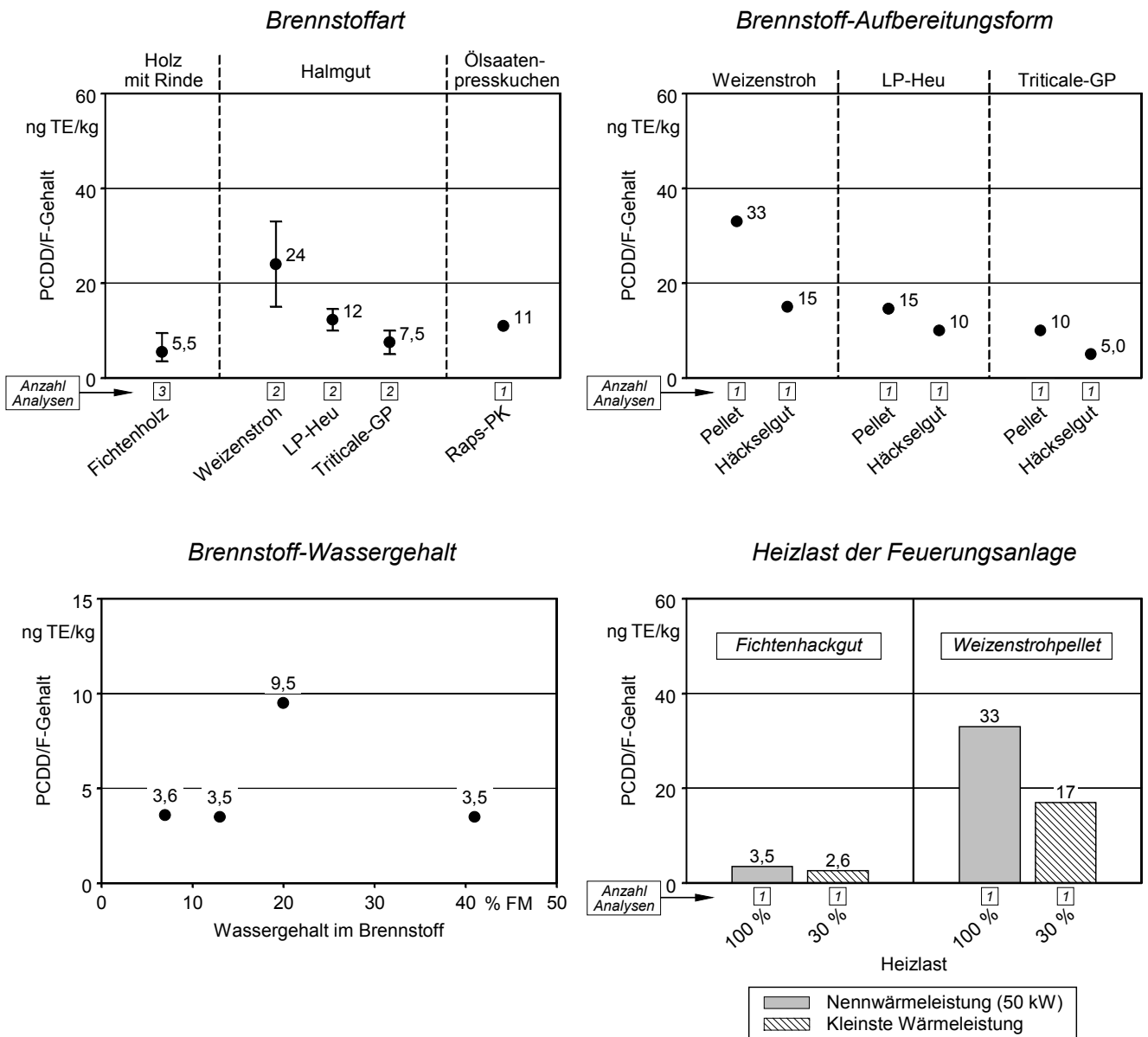


Abb. 37 PCDD/F-Gehalte in Feuerraumaschen beim Einsatz verschiedener Biomassebrennstoffe und Brennstoff-Wassergehalte sowie bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Mittelwerte und Spannweiten aus mehreren Verbrennungsversuchen, bezogen auf Trockenmasse. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. Oben links: Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 7-20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % und Pellet, w = 10-13 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Ölsaatenpresskuchen). Oben rechts: Heizlast: 100 %; Brennstoff-Wassergehalt: w = 10-13 % (Pellet), w = 17-21 % (Häckselgut). Unten links: Ergebnisse von jeweils einem Verbrennungsversuch pro Wassergehaltsstufe, Heizlast: 100 %. Brennstoff: Fichtenhackgut. Unten rechts: Brennstoff-Wassergehalt: w = 13 bzw. 14 % (Holz), w = 11 % (Stroh)

Einfluss der Heizlast. Anders als beim Wassergehalt kommt es bei den Versuchen zum Heizlasteinfluss hinsichtlich PCDD/F zu Qualitätsveränderungen in der Feuerraumasche (Abb. 37, rechts unten). Diese sind sowohl beim „chlorreichen“ Weizenstroh als auch beim „chlorarmen“ Holz - hier jedoch nur in geringem Maße - festzustellen und zeigen sich in einer Abnahme des PCDD/F-Gehalts bei Teillast (kleinste Wärmeleistung) gegenüber Nennlast. Zu erklären ist dies durch die mit der Lastabsenkung einhergehende Absenkung der Feuerraumtemperatur bzw. der dort herrschenden Aschentemperatur, deren Abstand zur kritischen PCDD/F-Bildungstemperatur (250 bis 450 °C) sich dadurch vergrößert. Damit wirkt sich die Absenkung der Heizlast beim „chlorreichen“ Weizenstroh hinsichtlich PCDD/F in der Feuerraumasche anders aus als in der Abgasemission (vgl. Abb. 35, S. 84).

Korrelationsanalysen. In Korrelationsanalysen wurde der Grad des Zusammenhangs zwischen dem PCDD/F-Gehalt und dem Chlorgehalt wie auch dem Glühverlust der Feuerraumasche untersucht. Wie die in Abb. 38 (links) dargestellten Ergebnisse erkennen lassen, zeigt sich erwartungsgemäß eine relativ enge, positive Korrelation ($r^2 = 0,79$) zwischen dem PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche und dem in dieser Aschefraktion vorliegenden Chlorgehalt. Auffällig ist, dass im Vergleich dazu die Korrelation zwischen dem PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche und dem Chlorgehalt im Brennstoff deutlich schwächer ausgeprägt ist ($r^2 = 0,47$ bei $n = 14$, nicht dargestellt in Abb. 38). Dies ist ein Indiz dafür, dass die in der Feuerraumasche gefundenen PCDD/F dort auch weitgehend gebildet wurden und stützt damit die Theorie der PCDD/F-Bildung durch De-novo-Synthese auch bei der Halmgutverbrennung (vgl. [40]).

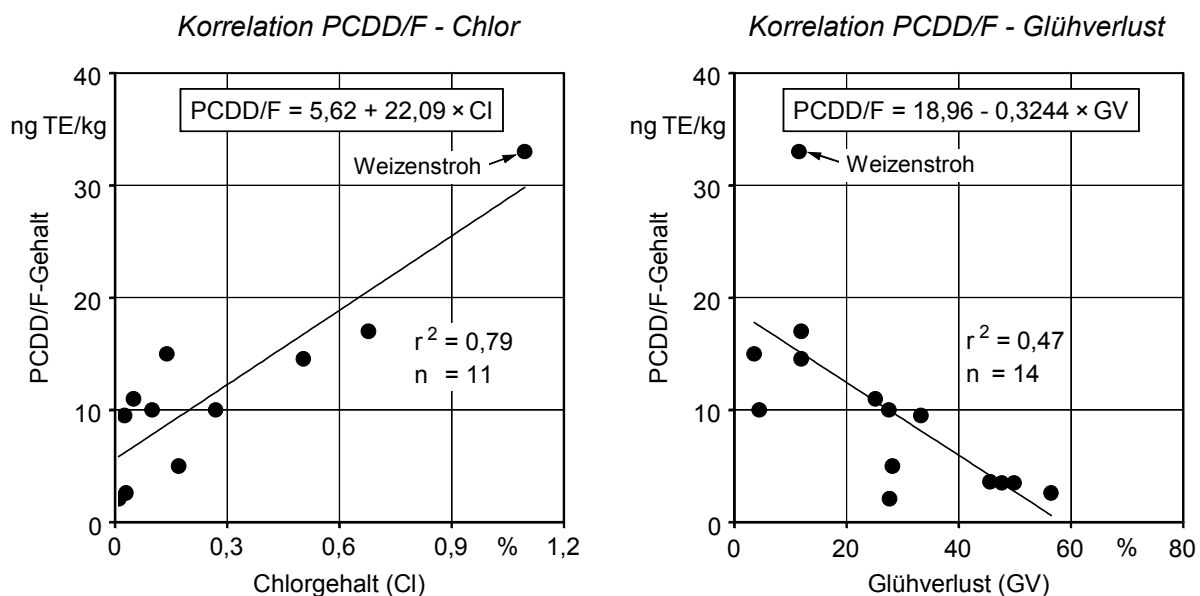


Abb. 38 Korrelation zwischen PCDD/F-Gehalt und Chlorgehalt der Feuerraumasche (links) bzw. zwischen PCDD/F-Gehalt und Glühverlust der Feuerraumasche (rechts) - Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$. Alle Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 % bzw. 30 %. Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7-41\%$), Halmgut (Pellet, $w = 10-13\%$; Häckselgut, $w = 17-21\%$), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11\%$)

Im Gegensatz zum Chlorgehalt zeigt sich bei der Betrachtung des Glühverlustes eine deutlich schwächere Korrelation zum PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche (Abb. 38, rechts). Zudem wird hier ein negativer Zusammenhang zwischen beiden Größen sichtbar.

Fazit. In der Feuerraumasche ist die Schwankungsbreite des PCDD/F-Gehalts deutlich niedriger als im Abgas. Bei vergleichbaren Betriebsbedingungen zeigen sich aber auch hier - wie im Abgas - Brennstoffeffekte, die auf Unterschiede im Chlorgehalt der eingesetzten Brennstoffarten zurückzuführen sind. Dabei wirkt das Chlor im Brennstoff nur indirekt auf die Höhe des PCDD/F-Gehaltes der Feuerraumasche. Die bestimmende Größe ist vielmehr das in der Aschenfraktion vorhandene (eingebundene) Chlor, was ein Indiz dafür ist, dass die in der Feuerraumasche gefundenen PCDD/F auch dort weitgehend gebildet werden (De-novo-Synthese). Für die Nicht-Holzbrennstoffe ergeben sich damit aufgrund der durchweg höheren Chlorgehalte auch bei der Feuerraumasche Nachteile zum Holz, die hier aber deutlich kleiner ausfallen als beim Abgas. Eine wirkungsvolle Minderung des PCDD/F-Gehalts ist hier durch Maßnahmen, die direkt oder indirekt eine Absenkung der Aschentemperatur zur Folge haben, zu erwarten. Diese Temperaturabsenkung bezieht sich vor allem auf den Aschebereich nach der heißen Verbrennungszone, in dem der Temperaturabstand zu den kritischen PCDD/F-Bildungstemperaturen von 250 bis 450 °C möglichst groß wird. Die Forderung nach derartigen Optimierungsmaßnahmen wird auch durch die Tatsache gestützt, dass die Feuerraumasche bei Schwachlast (abgesenkte Feuerraumtemperatur) geringere PCDD/F-Gehalte aufweist als bei Nennlast.

4.5.3 Wärmetauscher- und Kaminasche

Anders als bei den Feuerraumaschen beschränkte sich die Analyse bei den Wärmetauscher- und Kaminaschen auf ausgewählte Versuchsvarianten (zum Analysenumfang vgl. Tab. 9, S. 38). Damit sollte ein grober Überblick und eine generelle Einordnung der PCDD/F-Gehalte, insbesondere im Vergleich zu den Feuerraumaschen, ermöglicht werden. Analysen zur Bewertung von Effekten durch die Aufbereitungsform und den Wassergehalt des Brennstoffs wurden hier nicht durchgeführt.

Einfluss der Brennstoffart. Die Unterschiede im Chlorgehalt der untersuchten Brennstoffarten (vgl. hierzu Tab. 12, S. 41) werden besonders im PCDD/F-Gehalt der Wärmetauscher- und Kaminaschen sichtbar (Abb. 39). Mit 23 bis 3976 ng TE/kg ist hier die Bandbreite der PCDD/F-Gehalte unter den Brennstoffarten deutlich größer als in der Feuerraumasche oder im Abgas (vgl. Abb. 32, links oben). Zugleich liegt auch die absolute Höhe der PCDD/F-Gehalte bei den Wärmetauscher- und Kaminaschen insgesamt um ein Vielfaches höher. Ein einheitliches Muster, das eine von beiden Aschenfraktionen als kritischer identifiziert, ist dabei jedoch nicht festzustellen. Die hohen PCDD/F-Gehalte

zeigen sich vor allem bei den Nicht-Holzbrennstoffen, deren Wärmetauscher- und Kaminaschen durchschnittlich um das 65fache bis 284fache höhere PCDD/F-Werte aufweisen als die Feuerraumaschen. Geringer ist dagegen der Unterschied beim Fichtenholz. Mit durchschnittlich 42 ng TE/kg (WT- und Kaminasche) bzw. 9,5 ng TE/kg (Feuerraumasche) lag der PCDD/F-Gehalt der Holzaschen auf dem Niveau, das in ähnlicher Größenordnung auch bei den Aschen aus einem modernen Stückholzkessel festgestellt wurde (vgl. LAUNHARDT et al. [34]).

Die beobachteten Unterschiede zwischen den Holz- und Nicht-Holzbrennstoffen erscheinen bei den Wärmetauscher- und Kaminaschen noch größer, wenn - durch Umrechnung auf energiemengenbezogene Konzentrationen - die Unterschiede im Massenanteil der Aschen (rund 5fach höherer Aschenanfall bei den Nicht-Holzbrennstoffen, vgl. hierzu Abb. 25) berücksichtigt werden. Diese relative Zunahme bei den Nicht-Holzbrennstoffen gegenüber dem Holz fällt jedoch bei den hier betrachteten Aschenfraktionen (aufgrund ihres kleineren Anteils am Gesamtaschenanfall) insgesamt geringer aus als bei der Feuerraumasche.

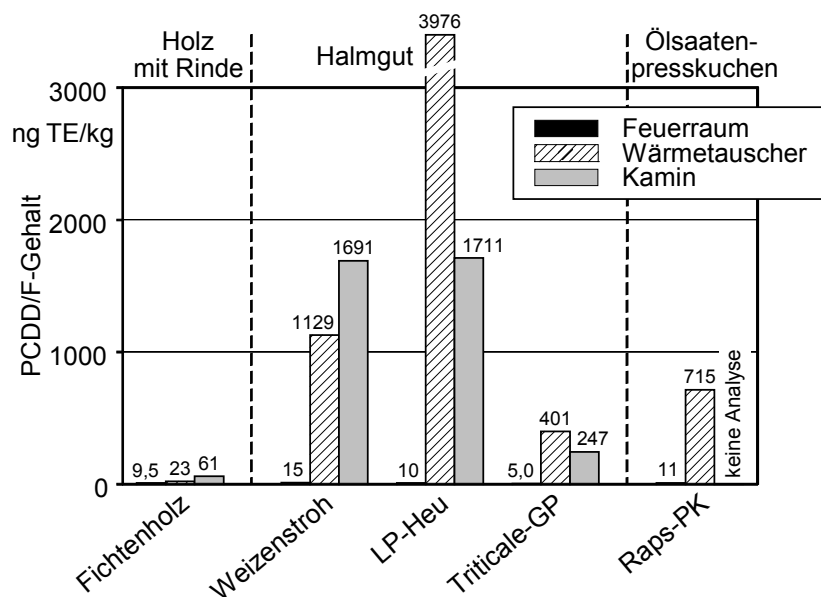


Abb. 39 PCDD/F-Gehalte in Aschen aus verschiedenen Abscheidungsbereichen beim Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe – Dargestellt sind Ergebnisse von jeweils einem Verbrennungsversuch; alle Werte bezogen auf Trockenmasse. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 20 % (Holz); Häckselgut, w = 17-21 % (Halmgut); Pellet, w = 11 % (Rapspresskuchen)

Einfluss der Heizlast. Wie im Abgas und in der Feuerraumasche sind auch in der Wärmetauscherasche - Kaminaschen wurden hier nicht analysiert - deutliche Heizlasteffekte beim PCDD/F-Gehalt festzustellen (Abb. 40). Bei beiden der im Rahmen der Heizlastversuche betrachteten Brennstoffe nimmt der PCDD/F-Gehalt mit abnehmender Heizlast zu, d.h. die PCDD/F-Bildung wird aufgrund der niedrigeren Temperaturen im Wärmetauscherbereich begünstigt. Die Zunahme ist hier insbesondere dann ausgeprägt, wenn das (Ausgangs-)PCDD/F-Niveau bereits hoch ist (vgl. Weizenstrohpellets in Abb. 40). Damit wirkt sich das Absenken der Heizlast bei der Wärmetauscherasche anders aus als bei der Feuerraumasche (vgl. Abb. 37, S. 87). Dennoch bleiben die insgesamt großen Unterschiede im PCDD/F-Gehalt der beiden Aschenfraktionen durchgängig bestehen.

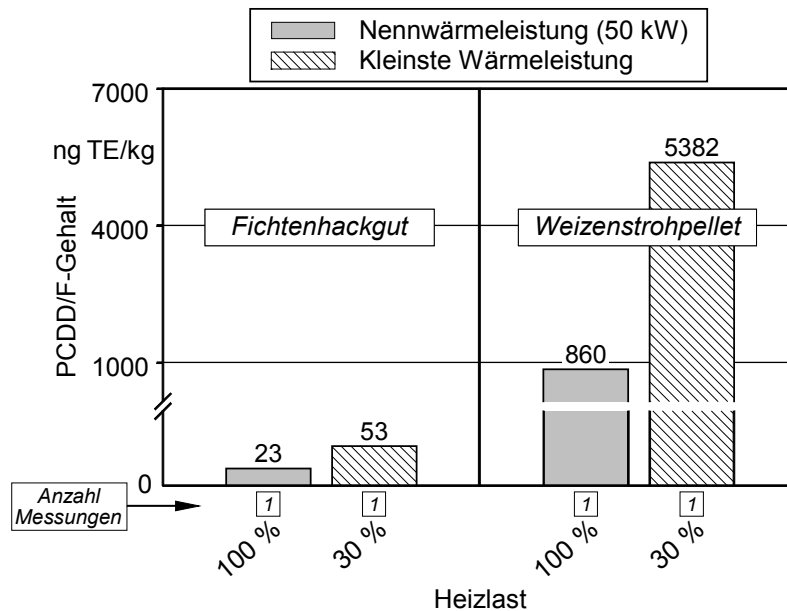


Abb. 40 PCDD/F-Gehalt der Wärmetauscherasche bei unterschiedlichen Lastzuständen der Feuerungsanlage – Dargestellt sind Ergebnisse von jeweils einem Verbrennungsversuch; alle Werte bezogen auf Trockenmasse. PCDD/F angegeben als Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. Brennstoff-Wassergehalt: $w = 13$ bzw. 20 % (Holz), $w = 11$ % (Stroh)

Korrelationsanalysen. Wie bei der Feuerraumasche zeigt sich auch bei der Wärmetauscherasche ein enger Zusammenhang zwischen dem PCDD/F-Gehalt und dem Chlorgehalt (Kaminaschen wurden hier nicht auf Chlor untersucht) (Abb. 41, links). Dies ist auch hier ein Indiz dafür, dass die in der Wärmetauscherasche gefundenen PCDD/F auch im Wärmetauscherbereich weitgehend gebildet wurden (De-novo-Synthese). Im Gegensatz zum proportionalen Verhalten bei der Feuerraumasche (vgl. Abb. 38, links) ist jedoch bei der Wärmetauscherasche ein überproportionaler Anstieg des PCDD/F-Gehalts mit zunehmendem Chlorgehalt zu beobachten. Bei Betrachtung des Glühverlustes zeigen sich ebenfalls Ähnlichkeiten zur Feuerraumasche. Hier ist ebenfalls eine negative Korrelation mit dem PCDD/F-Gehalt der Wärmetauscherasche erkennbar.

Die im ganzen zu beobachtende Anreicherung der Dioxine in der Asche, speziell im Feinstaub (Wärmetauscher- und Kaminasche), untermauert den Ansatz eines heterogenen Reaktionsablaufs bei der PCDD/F-Bildung. Die große spezifische Oberfläche der Feinstaubpartikel (höheres Adsorptionsvermögen) und der höhere Chlorgehalt (im Vergleich zur Feuerraumasche) bei gleichzeitig hohem vorhandenem Kohlenstoffgehalt erklären die verstärkte PCDD/F-Bildung an diesen Teilchen (vgl. auch [40] [9]).

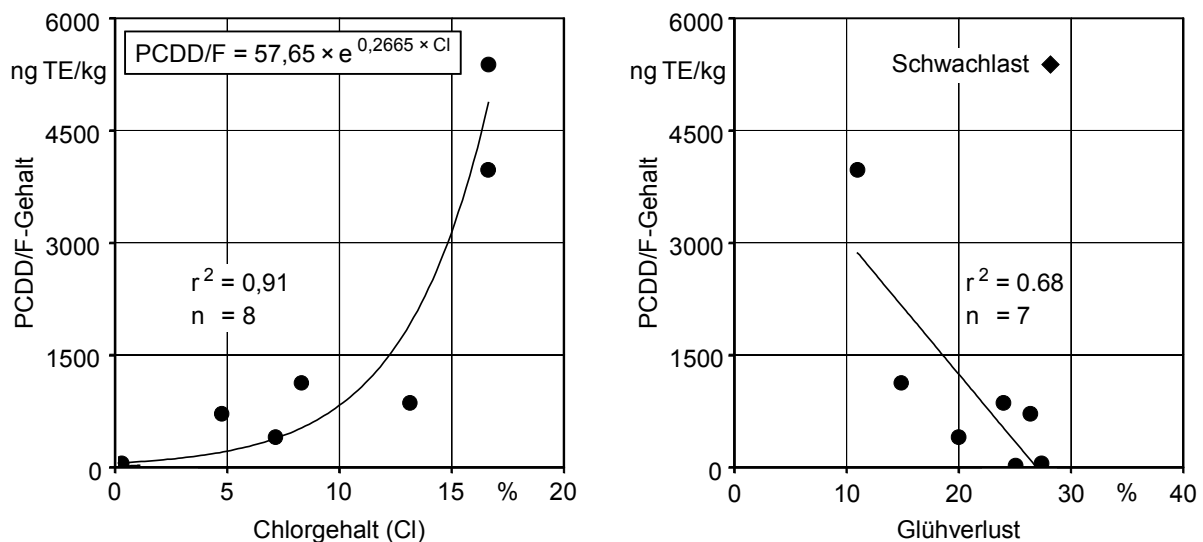


Abb. 41 Korrelation zwischen PCDD/F-Gehalt und Chlorgehalt der Wärmetauscherasche (links) bzw. zwischen PCDD/F-Gehalt und Glühverlust der Wärmetauscherasche (rechts) - Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$. Alle Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 % bzw. 30 %. Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 13$ bzw. 20 %), Halmgut (Pellet, $w = 10$ - 13 %; Häckselgut, $w = 17$ - 21 %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11$ %)

Fazit. In den Wärmetauscher- und Kaminaschen werden die bereits beim Abgas und bei der Feuerraumasche hinsichtlich PCDD/F festgestellten Brennstoffunterschiede besonders deutlich. Das gilt sowohl für den Vergleich zwischen den Brennstoffgruppen Holz und Einjahrespflanzen-Brennstoffen; letztere unterscheiden sich aber auch untereinander sehr stark. Dabei zeigt sich, dass der PCDD/F-Gehalt aller Aschenfraktionen enger mit dem Chlorgehalt der Aschen als mit dem des Brennstoffs zusammenhängt. Dies ist auch hier ein Indiz dafür, dass die in der Asche gefundenen PCDD/F auch weitgehend im Wärmetauscher durch De-novo-Synthese gebildet wurden.

4.6 Schwermetallgehalte in Abgas und Aschen

Durch die Analyse auf Schwermetalle sollte für einzelne Verbrennungsversuche ein grober Überblick und eine generelle Einordnung und Bewertung der Schwermetallgehalte im Abgas und in den Aschen ermöglicht werden. Dies erfolgte im Wesentlichen für die in dieser Arbeit betrachteten Brennstoffarten (vgl. Kap. 2.4, ab S. 35). Einzelne Analysen (nur Feuerraum- und Wärmetauscherasche) wurden zudem auch bei den Schwachlastversuchen durchgeführt (Ergebnisse siehe Datenband).

Abgas. Die Ergebnisse zu den Schwermetallemissionen (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) werden zusammenfassend in Abb. 42 dargestellt. Darin sind vor allem bei den Elementen As, Cd, Cr und Cu so niedrige Konzentrationen festzustellen, dass bei den meisten Messungen die Bestimmbarkeitsgrenzen des Messverfahrens unterschritten werden. Das gilt in gleicher Weise für die Elemente Hg ($0,41$ bzw. $0,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Mo ($<8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Ni (8 bzw. $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$), die aufgrund der geringen Anzahl an Analysenwerten (nur jeweils zwei insgesamt) lediglich im Datenband zum Abschlussbericht aufgeführt sind. Auf höherem Niveau liegen die Emissionswerte bei Blei (bis $131 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und besonders bei Zink (bis $892 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Auffällig sind bei diesen Elementen die Unterschiede zwischen Fichtenholz und den Nicht-Holzbrennstoffen (hier nur Halmgut), die nur zum Teil mit unterschiedlichen Elementkonzentrationen (erkennbar bei Pb) im Brennstoff begründet werden können (vgl. Tab. 13, S. 42).

Aschen. Auch bei den untersuchten Aschenproben werden Auffälligkeiten im Schwermetallgehalt sichtbar (Abb. 43-A und B). Bei vielen Elementen (insbesondere beim leichter flüchtigen As, Cd, Pb, Zn und Hg) zeigen sich deutliche Gehaltsunterschiede zwischen den einzelnen Aschenfraktionen. Wie erwartet liegen die Elementgehalte in der Wärmetauscher- und Kaminasche deutlich höher als in der Feuerraumasche. Diese unterschiedlich starke Elementeinbindung ist dadurch zu erklären, dass die Schwermetalle bzw. deren Verbindungen in der heißen Brennkammer verstärkt in die Gasphase übergehen und damit die Einbindung in der Feuerraumasche verlassen. Durch Abkühlung des Verbrennungsgases im nachgeschalteten Wärmetauscher kommt es jedoch wieder zur Kondensation der Dämpfe an feinen Flugascheteilchen, die dann größtenteils im Wärmetauscher oder Kamin abgeschieden werden und dort die hier betrachteten Aschefraktionen bilden. Auffällig ist, dass die Gehalte nicht bei allen untersuchten Elementen einheitlich von der groben Feuerraumasche bis hin zur sehr feinen Kaminasche zunehmen. Bei vielen Elementen (hier insbesondere bei As, Cr, Hg, Mo, Ni) ist vielmehr eine Konzentrationsabnahme von der Wärmetauscherasche zur Kaminasche festzustellen. Brennstoffunterschiede werden bei den Schwermetallgehalten in den Aschen kaum sichtbar, was letztlich auf die insgesamt geringen Unterschiede in den Schwermetallgehalten der verwendeten Brennstoffe zurückzuführen ist (vgl. Kap. 3.2). Auffälligkeiten

zwischen den Brennstoffgruppen sind lediglich bei den Elementen As, Cd, Co, Mo und Ni zu beobachten. Beim Fichtenholz liegen beispielsweise in der Feuerraumasche die Gehalte an Cd, Co, Ni deutlich höher als bei den Nicht-Holzbrennstoffen. Hinsichtlich Co und Ni ist dieser Brennstoffunterschied tendenziell auch in der Wärmetauscher- und Kaminasche festzustellen. Niedrigere Elementgehalte sind dagegen bei der Fichtenholzasche (hier hauptsächlich in der Wärmetauscherfraktion) hinsichtlich Arsen und Molybdän zu erkennen. Daneben werden bei den Rapspresskuchenaschen (hier wurde nur die Feuerraumfraktion untersucht) im Vergleich zu den Holz- und Halmgutaschen deutliche Vorteile im Cobalt-, Chrom- und Bleigehalt sichtbar. Weitere Auffälligkeiten zeigen sich bei Stroh und Ganzpflanze in der Wärmetauscherasche. Bei den Elementen Cr, Mo und Ni sind hier im Vergleich zu den anderen Aschenfraktionen (Feuerraum- und Kaminasche) und im Vergleich zu den übrigen Brennstoffen (hier insbesondere Fichtenholz und LP-Heu) jeweils deutlich höhere Gehalte zu erkennen. Zur Absicherung dieser Einzelbeobachtungen und zur Feststellung deren Ursachen sind jedoch umfangreichere Versuche erforderlich.

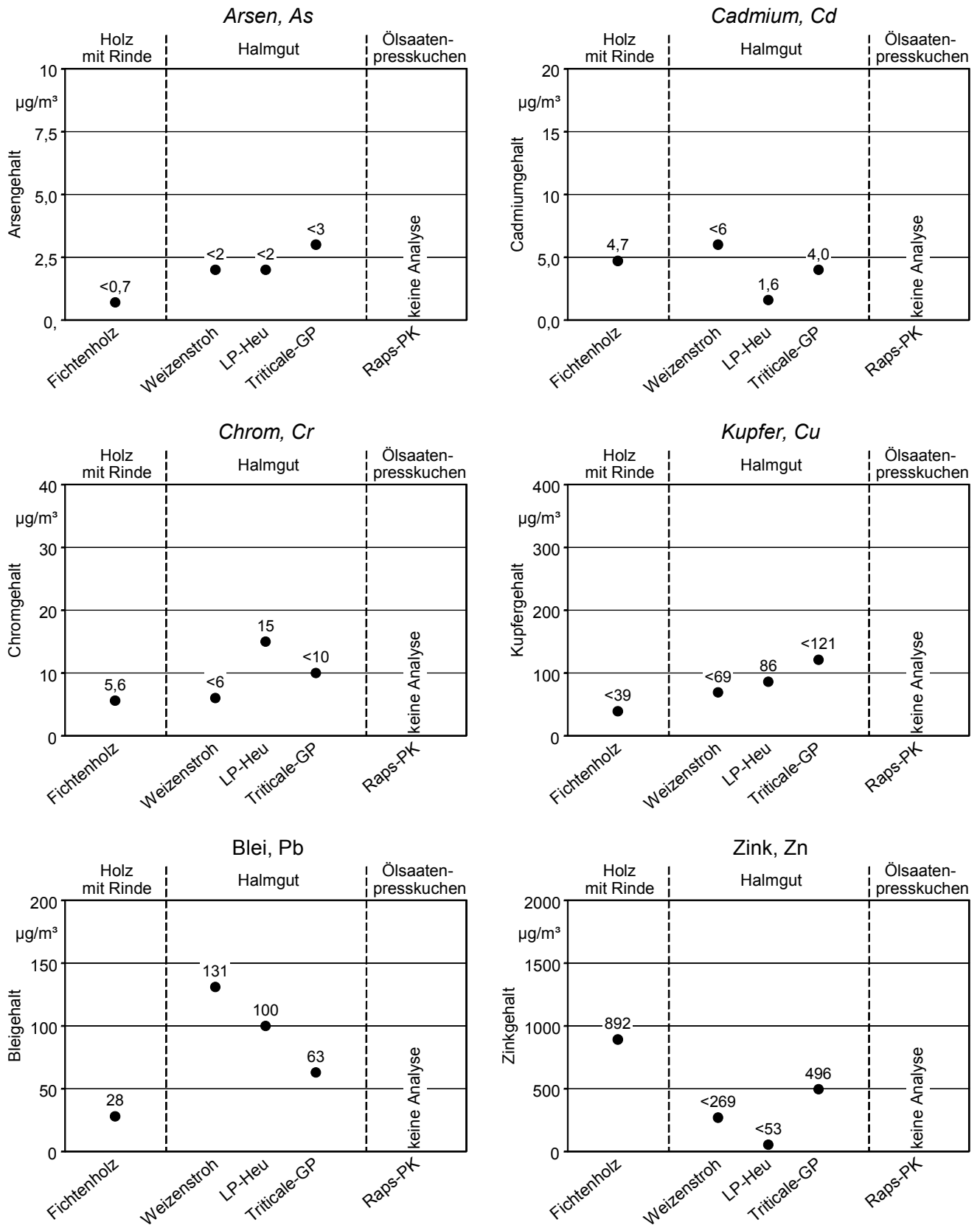


Abb. 42 Schwermetallemissionen beim Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe (Ergebnisse eines einzelnen Verbrennungsversuches) - Emissionswerte angegeben als Stundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Holz als Hackgut (w = 20 %), Halmgut als Häckselgut (w = 17-21 %), Ölsaatenpresskuchen als Pellet (w = 11 %)

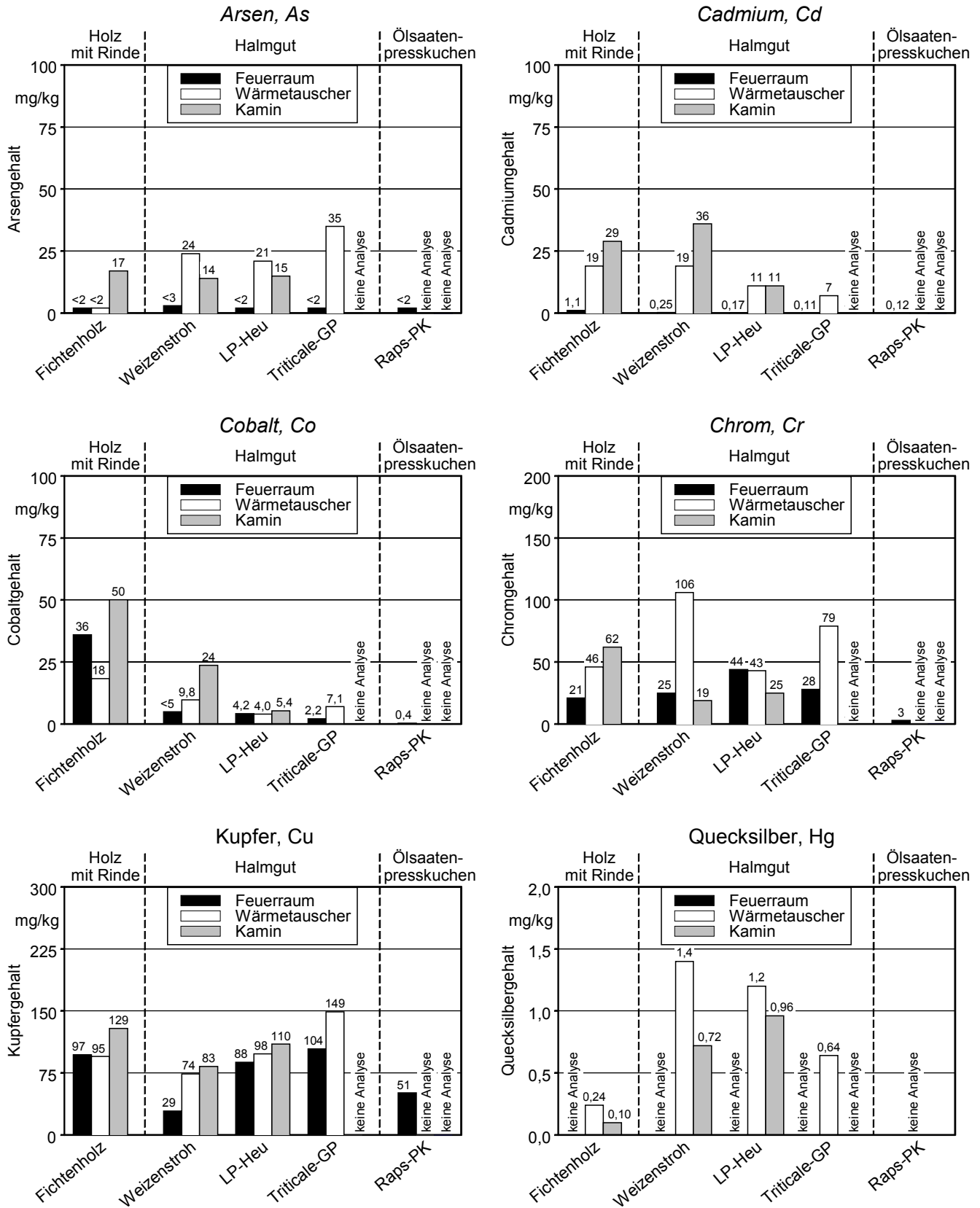


Abb. 43-A Schwermetallgehalte der Aschen aus verschiedenen Abscheidungsbereichen bei Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe (Ergebnisse eines einzelnen Verbrennungsversuches) - Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Hackgut, w = 20 % (bei Holz); Häckselgut, w = 17-21 %; Pellet, w = 11 % (bei Ölsaatenpresskuchen)

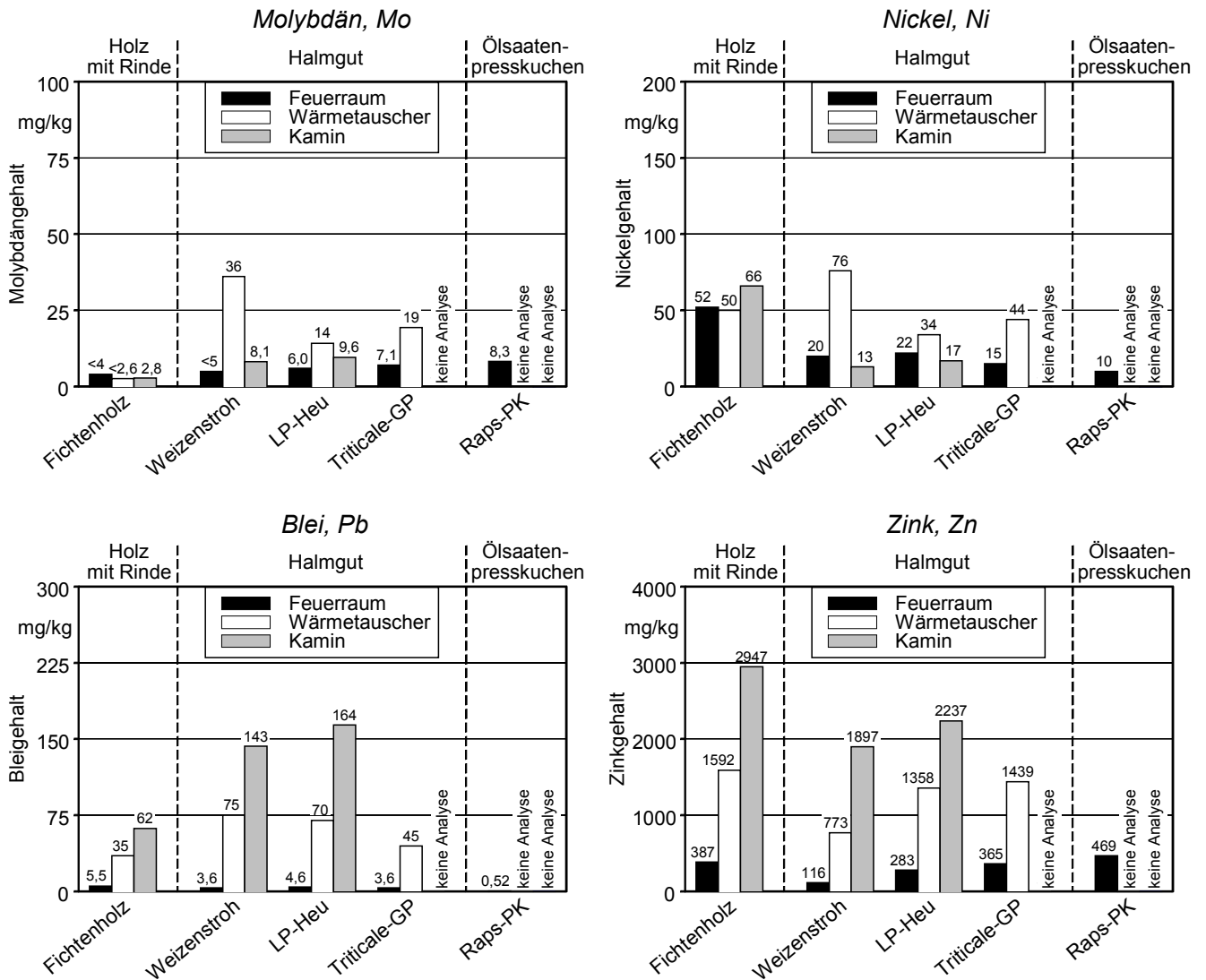


Abb. 43-B Schwermetallgehalte der Aschen aus verschiedenen Abscheidungsbereichen bei Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe (Ergebnisse eines einzelnen Verbrennungsvorganges) - Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Holz als Hackgut (w = 20 %), Halmgut als Häckselgut (w = 17-21 %), Ölsaatenpresskuchen als Pellet (w = 11 %)

4.7 Nährstoffgehalte in Aschen

Durch die Analyse auf Nährstoffe bei einzelnen Verbrennungsversuchen sollte - wie bei den Schwermetallen - ein grober Überblick und eine generelle Einordnung und Bewertung der Nährstoffgehalte in den anfallenden Aschen, hier hauptsächlich in der Feuerraumasche, ermöglicht werden. Dies erfolgte ebenfalls für die in dieser Arbeit betrachteten Brennstoffarten (vgl. Kap. 2.4, ab S. 35). Einzelne Analysen (nur Feuerraum- und Wärmetauscherasche) wurden zudem auch bei den Schwachlastversuchen durchgeführt (Ergebnisse hierzu siehe Datenband).

Die Ergebnisse zeigen, dass in der anfallenden Feuerraumasche durchaus bedeutende Mengen an Nährstoffen enthalten sind, die eine Ausbringung als Dünger rechtfertigen. (Abb. 44 und Abb. 45). Das gilt sowohl für Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor als auch für Schwefel, der in den geringen vorkommenden Konzentrationen auch als Pflanzennährstoff zu werten ist. Der einzige „fehlende“ Nährstoff ist Stickstoff. Er geht bei der Verbrennung fast vollständig in die Gasphase über und entweicht mit dem Abgas (vgl. [11]).

Bei den Nährstoffgehalten der Feuerraumasche zeigen sich zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den Holz- und Nicht-Holzbrennstoffen. Die Fichtenholzasche weist beispielsweise höhere Calciumgehalte auf als die Halmgut- und Rapspresskuchenasche. Demgegenüber sind in der Halmgut- und Rapspresskuchenasche höhere Kaliumgehalte festzustellen. Gering sind die Brennstoffunterschiede bei Magnesium. Eine große Schwankungsbreite zwischen den Brennstoffarten ergibt sich dagegen bei Phosphor. Während die Unterschiede zwischen den Holz- und Strohaschen hier relativ gering sind, liegen bei den übrigen Brennstoffen die Phosphorkonzentrationen in der Feuerraum-

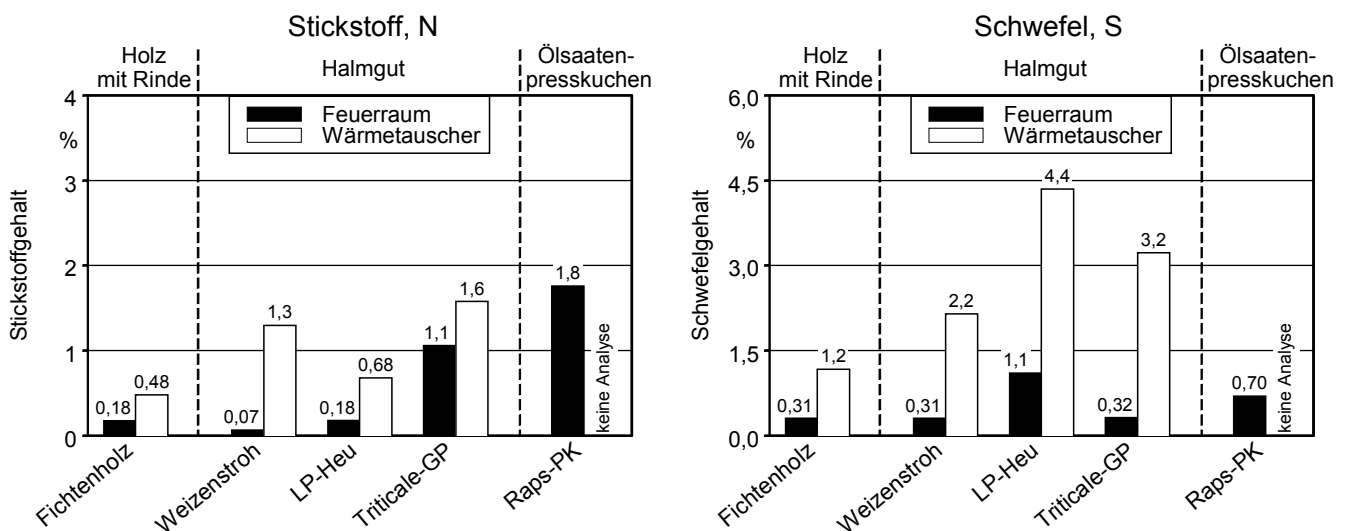


Abb. 44 Nährstoffgehalte der Feuerraum- und Wärmetauscherasche beim Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe (Ergebnisse eines einzelnen Verbrennungsversuches) - Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Holz als Hackgut (w = 20 %), Halmgut als Häckselgut (w = 17-21 %), Ölsaatenpresskuchen als Pellet (w = 11 %)

asche aufgrund erhöhter Brennstoffgehalte (vgl. Kap. 3.2) jeweils auch deutlich höher. Das gilt besonders für die Rapspresskuchenasche, deren Gehalt an Phosphor rund 14fach über dem der Holz- und Strohasche liegt. Bedingt durch den höheren Proteingehalt von Ganzpflanze (durch den Kornanteil) und Rapspresskuchen [27] werden bei diesen beiden Brennstoffen auch deutlich höhere Stickstoffgehalte in der Feuerraumasche sichtbar.

Die Nährstoffe Stickstoff und Schwefel wurden zusätzlich auch in den Wärmetauscheraschen untersucht (Abb. 44). Da beide Elemente bei der Verbrennung nahezu vollständig in die Gasphase übergehen, kommt es auch hier - wie bei den leichtflüchtigen Schwermetallen (vgl. Kap. 4.6) - im Wärmetauscher zur Kondensation der Dämpfe und somit zur Anreicherung in der dort anfallenden Aschefraktion. Dadurch findet bei diesen Nährstoffen eine verstärkte Einbindung in der Wärmetauscherasche statt, während es in der Feuerraumasche gleichermaßen zur Nährstoffentbindung kommt.

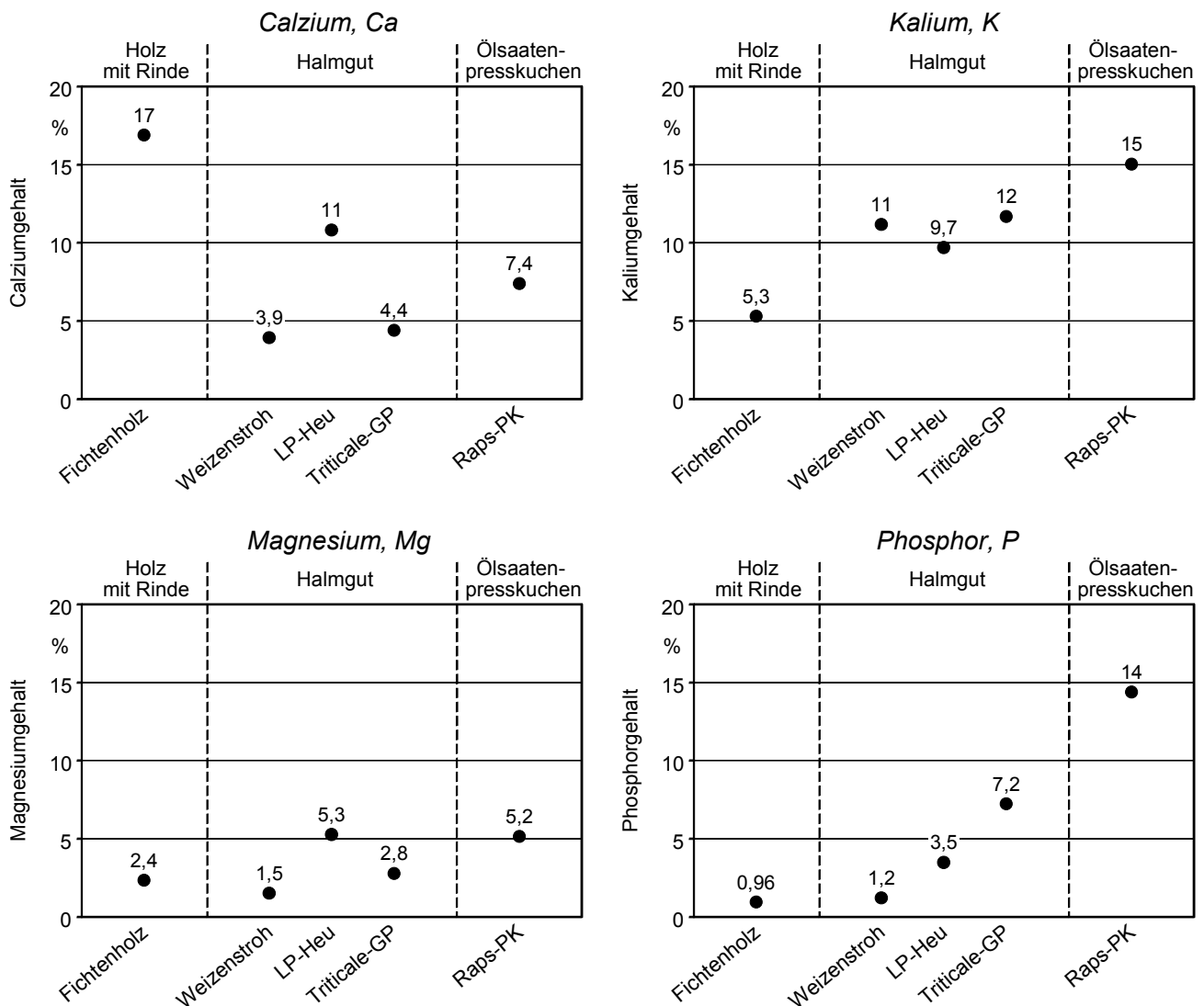


Abb. 45 Nährstoffgehalte der Feuerraumasche beim Einsatz unterschiedlicher Biomassebrennstoffe (Ergebnisse eines einzelnen Verbrennungsversuches) - Werte bezogen auf Trockenmasse. Heizlast: 100 %; Aufbereitungsform und Wassergehalt (w) der Brennstoffe: Holz als Hackgut (w = 20 %), Halmgut als Häckselgut (w = 17-21 %), Ölsaatenpresskuchen als Pellet (w = 11 %)

5 Gesamtbewertung und Schlussfolgerungen

Um die in Kapitel 4 dargestellten Ergebnisse bewerten und einordnen zu können, ist es erforderlich, von den einzeln betrachteten Einfluss- und Zielgrößen zu abstrahieren, um eine übergreifende Gesamtschau der Wirkungen zu ermöglichen. Dabei kommt es nicht nur auf die Bewertung der entstandenen Unterschiede zwischen den Einflussgrößen, sondern auch auf den Vergleich mit derzeit gültigen Grenz- und Orientierungswerten an. Eine solche Gesamtschau wird im Folgenden durchgeführt. Zur besseren Einordnung werden dabei die in der vorliegenden Untersuchung an einer Kleinanlage (50 kW Nennwärmeleistung) erarbeiteten Ergebnisse auch mit Messergebnissen von Biomassefeuerungen größerer Leistung (>100 kW) verglichen.

5.1 Bewertung der Schadstoffemissionen

Vergleich der Brennstoffarten. In der allgemeinen Diskussion um eine verstärkte thermische Biomassenutzung wird, wenn es um die Verwendung von Nicht-Holzbrennstoffen wie beispielsweise Halmgut geht, häufig auf das Risiko einer erhöhten Schadstofffreisetzung hingewiesen. Insbesondere bezieht sich diese Aussage auf den Einsatz in Feuerungsanlagen im unteren Leistungsspektrum, da bei ihnen teure Emissionsminderungsmaßnahmen aus Kostengründen meist unterbleiben.

Auch in der vorliegenden Untersuchung wird diese These durch eine Vielzahl von Ergebnissen belegt. Bei den erfassten Emissionsgrößen ist fast durchweg eine deutliche Zunahme der Massenkonzentrationen zu beobachten, wenn Nicht-Holzbrennstoffe (Stroh, Ganzpflanze, Heu und Rapspresskuchen) anstelle von Fichtenholz unter vergleichbaren Verbrennungsbedingungen eingesetzt werden (Tab. 14). Da bei den Nicht-Holzbrennstoffen die Gehalte an emissionsrelevanten Inhaltsstoffen deutlich höher liegen als beim Holz (hier im wesentlichen N, S, Cl und Asche; vgl. Kap. 3.2), zeigt sich dieser Emissionsanstieg insbesondere bei jenen Schadstoffen, die aus eben diesen Brennstoffinhaltsstoffen gebildet werden. Beispielsweise steigen die Massenkonzentrationen bei den Emissionen von Stickstoffoxiden bei Einjahrespflanzenbrennstoffen im Durchschnitt um das 2- bis 4fache gegenüber Holz an. Noch höher fällt die Zunahme bei den Staubemissionen aus. Sie steigt durchschnittlich um das 5fache an, wobei es im Feinststaubbereich (aerodynamischer Partikeldurchmesser < 1 µm) zu einer überproportionalen Emissionszunahme kommt.

Weitaus drastischer als bei NO_x und Staub ist jedoch die Zunahme bei den chlorhaltigen Schadstoffemissionen (Tab. 14). Das liegt im Wesentlichen daran, dass die Unterschiede zwischen den Nicht-Holzbrennstoffen und dem Referenzbrennstoff Fichtenholz gerade beim Brennstoff-Chlorgehalt stärker ausgeprägt sind als z.B. beim Stickstoff- und Aschegehalt (vgl. Kap. 3.2). Unter den erfassten chlorhaltigen Emissionen werden diese Unterschiede besonders bei den anorganischen Chlorverbindungen (gemessen wurde HCl) sichtbar. Hier ergibt sich bei den Nicht-Holzbrennstoffen gegenüber dem Fichtenholz eine 16- bis 107fache Konzentrationszunahme, wobei der Rapspresskuchen aufgrund seines vergleichsweise niedrigeren Chlorgehaltes das untere Ende dieser Bandbreite markiert.

Neben dem erhöhten Risiko der HCl-Bildung zeigen die Versuchsergebnisse auch, dass beim Einsatz von Nicht-Holzbrennstoffen ein beträchtliches Potential zur Bildung und Emission von hochtoxischen organischen Chlorverbindungen besteht. Das wird sowohl bei der Emission an polychlorierten Dibenzo-*p*-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) als auch bei der Emission an chlorierten Kohlenwasserstoffen (gemessen wurden die po-

Tab. 14 Veränderung der Emissionswerte bei der Verbrennung von Halmgut und Ölsaatenpresskuchen gegenüber Holz - Alle Werte gemessen bei Nennwärmeleistung

Parameter	Verhältnis der Emissionswerte (dimensionsloser Faktor)			
	Weizenstroh	LP-Heu	Triticale-GP	Raps-PK
	Fichtenholz	Fichtenholz	Fichtenholz	Fichtenholz
CO	1,3	2,1	1,5	3,6
C_nH_m	2,5	2,3	2,4	4,7
PAK ¹⁾	6,5	11	6,8	13
B(a)P ¹⁾	4,7	6,3	16	34
Gesamtstaub	3,6	4,8	5,4	4,8
Feinststaub (< PM1) ²⁾	9,6	15	15	14
Feinststaub (< PM10) ³⁾	1,5	1,5	1,4	1,5
NO_x	2,1	2,6	3,0	4,2
HCl ⁴⁾	84	107	53	16
PCDD/F	13	17	1,0	4,8
2,3,7,8-Cl ₄ DD	14	15	0,9	1,0
PCPh	10	26	2,0	4,9
PCBz	28	22	k.A.	k.A.

k.A. keine Analyse

¹⁾ Verhältniszahlen sind aufgrund des insgesamt extrem niedrigen Emissionsniveaus vorsichtig zu interpretieren.

²⁾ < PM1: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 1 μm

³⁾ < PM10: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 μm

⁴⁾ bezogen auf einen mittleren HCl-Emissionswert von 0,7 mg/Nm^3 (13 % O_2) bei Fichtenholz

Erläuterung: C_nH_m : Summe der flüchtigen organischen Verbindungen; PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA; B(a)P: Benzo(a)pyren; PCDD/F-Angabe bezogen auf das Toxizitätsäquivalent nach NATO-CCMS. PCPh: Summenwert der mono- bis pentachlorierten Phenole. PCBz: Summenwert der di- bis hexachlorierten Benzole

lychlorierten Benzole und Phenole) sichtbar, die zudem auch eng miteinander korreliert sind. Gegenüber dem Fichtenholz kann, wie am Beispiel von Weizenstroh und Landschaftspflegeheu deutlich wird, bei der PCDD/F-Emission eine Konzentrationszunahme um durchschnittlich das 13- bis 17fache auftreten. Besonders positiv fällt hier die Triticale-Ganzpflanze auf. Trotz erhöhtem Brennstoff-Chlorgehalt liegen die PCDD/F-Emissionen bei diesem Halmgutbrennstoff auf dem Niveau von Fichtenholz. Hier liegen Vermutungen nahe, dass diese Beobachtungen möglicherweise auf eine brennstoffspezifische Hemmwirkung (z.B. des Körneranteils) auf die Bildung von Organochlorverbindungen zurückzuführen sind. Die geringe Zunahme bei Rapspresskuchen ergibt sich dagegen auch hier - wie bei der HCl-Emission - aus dem insgesamt geringeren Brennstoff-Chlorgehalt (im Vergleich zum Halmgut).

Die Nicht-Holzbrennstoffe zeigen darüber hinaus auch Nachteile bei den Emissionen an CO, C_nH_m und PAK, bei denen es sich um Produkte einer unvollständigen Brennstoffumsetzung handelt. Sowohl beim Halmgut als auch beim Rapspresskuchen nehmen die Emissionen gegenüber dem Fichtenholz zu (Tab. 14). Diese Zunahme ist jedoch weniger darauf zurückzuführen, dass die Verbrennung bei Nicht-Holzbrennstoffen grundsätzlich weniger vollständig als bei Holz abläuft. Im Gegenteil, bei den Verbrennungsversuchen mit Halmgut konnten beispielsweise häufig niedrigere Emissionswerte beobachtet werden, wenn die Verbrennungsreaktionen ungestört ablaufen konnten. Allerdings führen die intermittierenden Bewegungen des Ascheschiebers, der für die Halmguttauglichkeit der Anlage eine wichtige Voraussetzung darstellt, zu zyklisch wiederkehrenden Emissionsspitzen, die zum Anstieg der Vierstundenmittelwerte führen (vgl. Kap. 4.2.1, ab S. 47). Aufgrund des niedrigeren Ascheschmelzpunktes der Nicht-Holzbrennstoffe [27] muss dieser Schieber für einen Dauerbetrieb mit Nicht-Holzbrennstoffen auf eine deutlich höhere Taktfrequenz als bei Holz eingestellt werden, um mögliche Anbackungen und Verschlackungen im Feuerraum zu vermeiden. Somit geht die Emissionszunahme bei CO, C_nH_m und PAK bei Nicht-Holzbrennstoffen zum großen Teil auf deren ungünstigeres Ascheschmelzverhalten zurück. Auffallend ist, dass sich die Ascheschieberbewegungen bei der PAK-Emission deutlich stärker als bei der CO- und C_nH_m-Emission bemerkbar machen. Das zeigt, dass bei den Versuchen relativ einheitliche und grundsätzlich vergleichbare Abbrandbedingungen vorgelegen hatten. Die Emissionsunterschiede zwischen den einzelnen Nicht-Holzbrennstoffarten (vor allem CO, C_nH_m und PAK) lassen jedoch erkennen, dass für deren Praxiseinsatz in derartigen Kleinf Feuerungen weitergehende Optimierungsmaßnahmen (insbesondere bei der Brennstoffzuführung und bei den Regelungseinstellungen) wünschenswert sind, um einen stabilen Dauerbetrieb mit konstant hoher Verbrennungsqualität aufrecht halten zu können.

Der Schwermetallaustrag über das Abgas lässt nicht auf brennstoffabhängige Unterschiede schließen, zumal diese Emissionskomponente angesichts der meist extrem niedrigen Konzentrationen (gemessen wurden As, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Hg) kaum be-

trachtungswürdig erscheint. Diese Daten können jedoch im Rahmen einer (hier nicht durchgeführten) Stoffflussbilanzierung nützlich sein, wobei dann auch die mengenmäßig bedeutendere Schwermetallsenke der anfallenden Aschen (vgl. Kap. 5.2) zu quantifizieren ist.

Vergleich mit Richtwerten und anderen Feuerungen. Trotz der Fülle von z.T. erheblichen Emissionsnachteilen relativiert sich das negative Gesamtbild bei den Nicht-Holzbrennstoffen, wenn anstelle der Emissionswerte von Fichtenholz die gesetzlichen Emissionsbegrenzungen oder die Emissionsobergrenzen von aktuellen Förderprogrammen (limitiert sind jeweils CO und Staub, vgl. Tab. 15) als Bewertungsmaßstab herangezogen werden. Das zeigt sich am Beispiel der durchgeführten Halmgutversuche. Hier fallen die Brennstoffe überaus positiv bei der CO-Emission auf. Die gemessenen Werte sind bei dieser Emissionsgröße auf einem so niedrigem Niveau, dass selbst die hohen Anforderungen des Bundesförderprogramms zur Nutzung erneuerbarer Energien (250 mg/m³, vgl. [12]) eingehalten werden können. Dagegen sind die Staubemissionen als kritisch zu bewerten. Sie liegen hier nicht nur deutlich über der Förderanforderung, sondern überschreiten stets auch die gesetzliche Emissionsbegrenzung von 150 mg/m³ (um bis zu 70 %). Ohne zusätzliche Maßnahmen zur (Fein-)Staubabscheidung ist der Einsatz von Nicht-Holzbrennstoffen somit nicht zulässig.

Tab. 15 Einordnung der gemessenen Emissionen am Beispiel der Halmgutversuche (hier: Stroh und Ganzpflanze) im Vergleich zu Großanlagen (ebenfalls Stroh und Ganzpflanze) sowie gesetzlichen und sonstigen Begrenzungen - Alle Werte bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O₂

Parameter		Kleinanlage (50 kW) eigene Messungen		Großanlagen zum Vergleich (hier: 0,2 bis 3,2 MW)		
		Messwert (bei NWL)	Obergrenze gesetzlich ^{1)/} Förderung ²⁾	Literatur- wert ³⁾	Quelle	Obergrenze gesetzlich ⁴⁾
CO	mg/m ³	168-200	4000 / 250	16-534	[11] [29] [39] [56]	200
C _n H _m (als Ges.-C)	mg/m ³	3,8-4,0	---	0,7-20	[11] [29] [39] [56]	40
Gesamtstaub	mg/m ³	169-255	150 / 50	3 ⁵⁾ -292 ⁶⁾	[11] [29] [39] [56]	120
NO _x (als NO ₂)	mg/m ³	332-478	---	193-438	[11] [29] [39] [56]	400
SO _x (als SO ₂)	mg/m ³	k.A.	---	64-227	[11] [29] [56]	400 ⁷⁾
HCl	mg/m ³	37-59	---	27-62	[29] [56]	24 ⁸⁾
PCDD/F	pg TE/m ³	52-656	---	32-88	[11] [29] [56]	---

k.A. keine Analyse; NWL Nennwärmeleistung

¹⁾ relevante Vorschrift: 1. BImSchV [21]

²⁾ gemäß Markteinführungsprogramm vom 1. September 1999 [12]

³⁾ gemessen im Reingas bei 70 % bis 100 % der Nennwärmeleistung ([11] [29] [39]) bzw. bei ca. 50 % ([56])

⁴⁾ relevante Vorschrift: TA-Luft [21]; Werte auf 13 % O₂ umgerechnet.

⁵⁾ vorhandene Abgasreinigung: (Multi-)Zyklon in Kombination mit Gewebefilter oder Elektrofilter

⁶⁾ vorhandene Abgasreinigung: einfacher Zyklon

⁷⁾ gültig für Massenströme ≥ 5 kg SO_x/h

⁸⁾ gültig für Massenströme ≥ 0,3 kg HCl/h

Das Risiko einer erhöhten Schadstofffreisetzung bei einer modernen Kleinanlage ist grundsätzlich jedoch nicht größer als bei einer Großanlage zu bewerten (Tab. 15). Das zeigt der Vergleich mit Messergebnissen anderer halmgutbefeuerten Anlagen im größeren Leistungsbereich (hier 0,2 MW bis 3,2 MW). Nur für Staub und insbesondere PCDD/F ergeben sich Nachteile gegenüber den Großanlagen; diese Nachteile können nur durch eine Staubabscheidungseinrichtung beseitigt werden. Eine solche Maßnahme trägt außerdem zu einer Absenkung der im Abgas enthaltenen PCDD/F-Emissionen bei, da diese zum Großteil an Partikel angelagert vorliegen [34] [40].

Vergleich der Aufbereitungsformen bei Halmgut. Pelletierte Halmgutbrennstoffe weisen aufgrund ihrer hohen Einzeldichte (vgl. Kap. 3.1, S. 39) vielfältige logistische Vorteile auf. Bedingt durch die günstigen physikalischen Eigenschaften werden den Halmgutpellets zudem auch Vorteile bei den Schadstoffemissionen - hier vor allem beim Staubausstoß (vgl. Kap. 1) - nachgesagt.

Aufgrund der Ergebnisse aus der vorliegenden Untersuchung kann von einem solchen generellen Trend jedoch nicht ausgegangen werden. Der hier durchgeführte Vergleich zwischen Pellets und Häckselgut, für den insgesamt drei Halmgutarten (Stroh, Heu und Ganzpflanze) verwendet worden waren, ergibt ein uneinheitliches Bild für alle betrachteten Emissionsgrößen (CO, C_nH_m , PAK, NO_x , Staub, Partikelgrößenverteilung, HCl, PCDD/F, PCPh, PCBz).

Allgemein läßt sich feststellen, dass bei der Verbrennung von Pellets ein über einen längeren Zeitraum stabiler Betriebszustand auf niedrigerem Emissionsniveau möglich ist. In der Mehrzahl der Versuche mit Pellets ließ sich daher der CO-Ausstoß auf ein niedrigeres Niveau einregeln; zugleich waren die Schwankungen zwischen den Wiederholungen geringer als bei Häckselgut. Dieser Trend beim CO wird auch durch eine frühere Untersuchung der Landtechnik Weihenstephan an einer 210 kW-Versuchsanlage bestätigt [39].

Entgegen den Erwartungen sind jedoch derartige Vorteile beim Staubausstoß nicht erkennbar. Ungleichmäßige Betriebsbedingungen, die bei Häckselgut häufiger auftreten, können zwar auch beim Staub zu Emissionsspitzen führen (s. Triticale-Ganzpflanze, Abb. 16 auf S. 50), ihre Wirkung auf die Höhe des Staubausstoßes ist aber insgesamt weniger ausgeprägt als beim CO. Die Tatsache, dass den Pellets hinsichtlich dieses Parameters keine generellen Vorteile zuzusprechen sind, wird auch durch die oben genannte frühere Untersuchung der Landtechnik Weihenstephan bestätigt [39]. Darin hatten die Versuche mit pelletiertem Getreideganzpflanzenbrennstoff sogar fast durchweg zu einem Emissionsanstieg gegenüber Häckselgut geführt.

Wie beim Staub lassen sich auch bei C_nH_m und NO_x keine durchweg vorteilhaften Wirkungen durch eine Pelletierung des Halmgutbrennstoffs nachweisen. Hierin besteht ebenfalls Übereinstimmung mit der vorgenannten Untersuchung [39]. Ähnliches gilt auch für die Emissionen an PAK und chlorhaltigen Schadstoffen.

Wirkung des Wassergehaltes im Brennstoff. Der Wassergehalt ist unbestritten eines der wichtigsten Qualitätsmerkmale bei Festbrennstoffen. Neben der Vielzahl von Nachteilen, die ein zu hoher Wassergehalt schon bei der Bereitstellung des Brennstoffes bewirkt (Lagerverluste, Pilzsporenbildung, Selbstentzündungsrisiko, Heizwertminderung etc.) ist er in der Praxis eine der Hauptursachen für Schadstoffemissionen aus unvollständiger Verbrennung. Für CO und C_nH_m und zum Teil auch für den Staubausstoß wurde dieser Zusammenhang in der Vergangenheit vielfach belegt und auch in der vorliegenden Untersuchung deutlich bestätigt. Hochtoxische Kohlenwasserstoffe (z.B. PAK) gehen ebenfalls auf eine unvollständige Verbrennung zurück, so dass auch hier die oben genannte Gesetzmäßigkeit prinzipiell Gültigkeit hat. Das wird in Abb. 24 sowie - speziell für die Wassergehaltseinflüsse - in einer früheren Untersuchung der Landtechnik Weihenstephan bestätigt [34]. Allerdings zeigt sich der wassergehaltsbedingte PAK-Anstieg nicht, wenn eine insgesamt hohe Feuerungsqualität erreicht wird. Veränderungen der PAK-Konzentrationen auf den Wassergehalt setzen offenbar erst ein, wenn die Verbrennungsqualität erheblich herabgesetzt ist („Schwellenwert-Theorie“).

Durch die hohe Verbrennungsqualität konnte sich auch bei den PCDD/F-Emissionen kein wassergehaltsbedingter Anstieg ausprägen. Die Fähigkeit der Anlage, gleichbleibende Verbrennungstemperaturen trotz breit abgestufter Wassergehalte (7 bis 41 %) aufrecht erhalten zu können, erweist sich hier erneut als stabilisierendes Element.

Wirkung der Heizlast. Der Schwachlastbetrieb (kleinste Wärmeleistung) hat sich als das größte Problem bei der verwendeten Feuerungsanlage herausgestellt. Hier - wie auch bei anderen Herstellern - zeigt sich erneut, dass eine besonders „ehrgeizige“ Angabe der erreichbaren „kleinsten Dauerwärmeleistung“ nicht immer von Vorteil ist, da eine zu große Ausweitung des Wärmeleistungsbereiches zu einem überproportionalen Emissionsanstieg führt. Die vorliegenden Versuche weisen aus diesem Grund besonders hohe Emissionen bei CO, C_nH_m und PAK aus. Sie wären bei einer vorsichtigeren Lastbereichsfestlegung wahrscheinlich erheblich günstiger ausgefallen. Die Vermeidung solcher Betriebszustände ist durch Verwendung eines ausreichend dimensionierten Wärmespeichers technisch problemlos möglich. Dies ist jedoch mit erheblichen Mehrkosten verbunden.

Im Gegensatz zu den vorgenannten Schadstoffen muss die PCDD/F-Abhängigkeit vom Lastzustand differenzierter beurteilt werden. Die durch Lastabfall verursachte Temperaturabsenkung wirkt sich nur dann nachteilig aus, wenn sie am typischen PCDD/F-Bildungsort der Anlage auftritt (z.B. Wärmetauscher), weil dadurch der Temperaturabstand zu den kritischen Bildungstemperaturen kleiner wird.

Die bei den fossilen Brennstoffen Öl und Gas geltenden Zusammenhänge, wonach eine hohe Verbrennungstemperatur zu erhöhten NO_x -Werten führt, sind bei Biomasse offenbar von sekundärer Bedeutung. Die weitaus wichtigere Bestimmungsgröße stellt hier der

Brennstoffstickstoffgehalt dar (vgl. Abb. 17, S.). Da die Bildungsbedingungen für NO_x aus Luftstickstoff mit Biomassebrennstoffen nicht einmal bei Nennwärmeleistung erreicht werden, kann auch die teillastbedingte Temperaturabsenkung nicht zu Vorteilen beim NO_x führen. Dies wird auch in einer früheren Untersuchung der Landtechnik Weihenstephan bestätigt [39].

Beim Staub wäre eine teillastbedingte Emissionsminderung jedoch eher zu erwarten gewesen (vgl. hierzu [39]), da die Gebläseleistung in diesem Fall zurückgeht, so dass weniger Aschepartikel im Gasstrom mitgerissen werden. Im vorliegenden Fall kann der fehlende Rückgang beim Staubausstoß auch durch verstärkte Rußbildung kompensiert worden sein.

5.2 Bewertung der Aschequalität

Anders als bei Heizöl- oder Erdgasfeuerungen fällt bei der Biomassenutzung immer auch ein fester Verbrennungsrückstand (Asche) an, der entsorgt bzw. verwertet werden muss und somit unausweichlich zu Umwelt- und Kosteneffekten führt. Auch im Bereich der Kleinanlagen ist trotz der geringen Massenströme auf diese Begleitumstände Rücksicht zu nehmen; eine Bewertung der Risiken ist daher auch hier erforderlich.

Im vorliegenden Fall wurden umweltrelevante Schwermetalle und organische Schadstoffe (PAK, PCDD/F) untersucht, wobei - ähnlich wie bei Großanlagen - mehrere Abscheideorte mit jeweils stark unterschiedlichem Mengenanfall zu betrachten waren.

Vergleich der Brennstoffarten. Die bei den Abgasemissionen beobachteten Brennstoffwirkungen lassen sich nicht ohne weiteres auf die Bewertung der anfallenden Aschen übertragen. Das wird besonders im Vergleich zwischen den Brennstoffgruppen Holz und Nichtholz sichtbar. Während sämtliche hier betrachteten Nicht-Holzbrennstoffe bei den Abgasemissionen fast ausschließlich Nachteile gegenüber dem Fichtenholz erkennen ließen, müssen die Aschen weitgehend günstiger beurteilt werden. Zumindest trifft dies auf die Feuerraumasche zu, die ca. 85 % bis 95 % der Gesamtasche ausmacht (vgl. Abb. 25, S. 69). Anders als im Abgas liegt beispielsweise der PAK-Gehalt der Nicht-Holzasche um rund das 8fache niedriger als bei der Fichtenholzasche. Trotz vergleichbarer Betriebsbedingungen ist auch der Ausbrand der Nicht-Holzasche höher.

In den Aschen wiederholen sich die schon im Abgas beobachteten Brennstoffunterschiede hinsichtlich des PCDD/F-Ausstoßes. Wie beim Abgas zeigen die chlorreichen Brennstoffe Weizenstroh und Landschaftspflegeheu auch bei den Aschen die höchsten PCDD/F-Gehalte. Allerdings ist die Größenordnung dieser nachteiligen Wirkungen um ein Vielfaches geringer als im Abgas. Hohe PCDD/F-Gehalte im Abgas lassen somit nicht zwangsläufig auf ebenso auffällige Gehalte in der Feuerraumasche schließen; zumindest gilt dies für die Feuerraumasche.

Bei den mengenmäßig kaum bedeutenden Aschen aus dem Wärmetauscher und Kamin (vgl. Abb. 25, S. 69) ist bei Halmgutbrennstoffen wieder auf deutliche Nachteile zu schließen, die sowohl bei den PCDD/F als auch bei den PAK sichtbar werden. So macht sich beispielsweise die höhere Ascheschieber-Taktfrequenz bei den Nicht-Holzbrennstoffen (vgl. Kap. 4.4.1) auch bei den entstehenden Wärmetauscher- und Kaminaschen in einem wesentlich höheren PAK-Gehalt (gegenüber der Fichtenholzasche) bemerkbar. Durch den höheren Chlorgehalt der Nicht-Holzaschen ergeben sich hier im Vergleich zu den Fichtenholzaschen auch deutlich höhere PCDD/F-Gehalte (vgl. Abb. 39, S. 90).

Bei den untersuchten Schwermetallen werden kaum Brennstoffunterschiede in den Aschenfraktionen sichtbar. Ursache dafür sind die insgesamt geringen Unterschiede in den Schwermetallgehalten der hier eingesetzten Brennstoffe (vgl. Kap. 4.6). Die Beobachtung ist allerdings eher als Ausnahme zu werten, da naturbelassene Brennstoffe aus Einjahrespflanzen tendenziell niedrigere Schwermetallgehalte aufweisen als Waldholz [27]. Das liegt zum einen in der langen Umtriebszeit, in der der Wald die Schwermetalleinträge aus der Atmosphäre akkumulieren kann, und zum anderen in den niedrigen pH-Werten der Waldböden, wodurch sich die Schwermetalllöslichkeit und damit auch die Pflanzenaufnahme erhöht. In der Praxis ist daher tendenziell eher von Verbesserungen beim Schwermetallgehalt auszugehen, wenn Brennstoffe aus Einjahreskulturen eingesetzt werden (vgl. [22] [40]).

Vergleich der Aufbereitungsformen bei Halmgut. Pelletiertes Material zeigt beim PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche durchweg Nachteile. Erklärungsansätze können jedoch aus den bisherigen Arbeiten noch nicht abgeleitet werden. Beim PAK-Gehalt sind solche Nachteile von Pellets nicht festzustellen.

Wirkung des Wassergehaltes im Brennstoff. Die Wirkung dieses Brennstoffparameters ist allenfalls beim PAK-Gehalt der Feuerraumasche zu beobachten. Der PCDD/F-Gehalt bleibt offenbar unbeeinflusst.

Wirkung der Heizlast. Die bei den meisten Abgasschadstoffen beobachteten Nachteile eines Teillastbetriebes kehren sich bei den PAK und vor allem bei den PCDD/F-Konzentrationen der Feuerraumasche eher in Vorteile um.

Bewertung der Aschen als Dünger. Die Ascheverwertung/-entsorgung ist nicht ausschließlich nach Schadstoffgesichtspunkten zu gestalten, sondern hängt auch wesentlich von den wertbestimmenden Inhaltsstoffen ab. Aschen aus Kleinanlagen können prinzipiell ebenfalls für Düngezwecke in Betracht kommen. Hierbei haben die Aschen aus Nicht-Holzbrennstoffen eine eindeutig höhere Qualität als die Fichtenholzasche. Das liegt zunächst im Wesentlichen an dem höheren Gehalt an Nährelementen (vor allem K, P), aber auch an dem meist niedrigeren Schwermetallgehalt, wenngleich dies in dieser Deut-

lichkeit aus der vorliegenden Untersuchung nicht hervorgeht. Hierfür sind die ungewöhnlich hohen Schwermetallgehalte der Halmgutbrennstoffe verantwortlich (s. oben, S. 106).

Gegenüber den Aschen von Großanlagen weist die hier festgestellte Aschenqualität der Kleinanlage keine gravierenden Nachteile auf. Eine nach Anfallort getrennte Ascheabscheidung erscheint jedoch auch hier geboten, da die Aschen aus den Wärmetauschern und dem Kaminsystem auch bei Kleinanlagen kritische Schadstoffkonzentrationen aufweisen (Tab. 16). Außerdem überschreiten sie die Richtwerte des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz [22]. Die zu deponierenden Wärmetauscher- und Kaminaschen sind mengenmäßig jedoch unbedeutend (vgl. Abb. 25, S. 69).

Tab. 16 Einordnung der gemessenen Ascheinhaltsstoffe am Beispiel der Halmgutversuche (hier: Stroh und Ganzpflanze) im Vergleich zu Aschen von Großanlagen (ebenfalls Stroh und Ganzpflanze) sowie Richtwerten für eine land- oder forstwirtschaftliche Verwertung - Alle Angaben bezogen auf die Trockenmasse. Grau hinterlegt sind Konzentrationen, die den Verwertungsrichtwert überschreiten.

Parameter		Kleinanlage (50 kW) eigene Messungen		Großanlagen zum Vergleich (hier: 0,6 bis 8,4 MW) ¹⁾		Richtwert ³⁾
		Spannweite		90 %-Perzentilwert ²⁾		
		Feuerraum	WT / Kamin	Feuerraum	Zyklon / Filter	
Glühverlust	%	2,8-28	11-28			
TOC	%	2,5-22	6,8-11	2,7		
PAK	mg/kg	8,1-14	61-270	0,05	26	20
PCDD/F	ng TE/kg	7,5-24	247-3976	11	335	100
As	mg/kg	<3	14-35	2,9	19	20
Cd	mg/kg	0,11-0,25	7-36	2,8	25	8/5/3
Co	mg/kg	<5	4,0-24	4,2	11	
Cr	mg/kg	25-44	19-106	62	76	250
Cu	mg/kg	29-104	74-149	103	296	250
Hg	mg/kg	k.A.	0,64-1,4	<0,03	2,3	
Mo	mg/kg	<5-7,1	8,1-36	4,7	18	
Ni	mg/kg	15-22	13-76	30	31	100
Pb	mg/kg	3,6-4,6	45-164	31	560	100
Zn	mg/kg	116-365	773-2237	313	9300	1500
Ca	%	4,4-11	k.A.	19	6,7	
K	%	9,7-12	k.A.	21	42	
Mg	%	1,5-5,3	k.A.	2,5	2,7	
N	%	0,07-1,1	0,68-1,6 ⁴⁾	0,2	0,7	
P	%	1,2-7,2	k.A.	5,6	4,1	
S	%	0,3-1,1	2,1-4,4 ⁴⁾			

k.A. keine Analyse; WT Wärmetauscher

¹⁾ Quelle: FRIEB et al. [22]

²⁾ 90 %-Perzentilwert: Konzentrationswert, von dem 90 % aller gemessenen Werte unterschritten werden

³⁾ gemäß Aschenmerkblatt des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz [22]

⁴⁾ nur Analysen von Wärmetauscheraschen

⁵⁾ Aufgrund der wenigen vorliegenden Analysenwerte wurde hier nur der Medianwert ausgewiesen.

5.3 Bewertung des Wirkungsgrades

Beim Wirkungsgrad sind die Unterschiede, die sich zwischen den einzelnen Varianten ergeben, relativ gering und weitgehend plausibel. Die verwendete Anlage, die offenbar vor allem für die Verbrennung von Holz optimiert wurde, weist bei diesem Brennstoff stets einen leicht (um ca. 1 bis 1,5 Prozentpunkte) höheren Wirkungsgrad auf. Pelletiertes Material erhöht den Wirkungsgrad ebenfalls nur leicht; wodurch die bei der Pelletierung aufgewendete Primärenergie (ca. 4 % der im Brennstoff gebundenen Energie, vgl. [25]) zumindest teilweise kompensiert wird. Wirkungsgradunterschiede bis ca. 2 Prozentpunkte liegen jedoch im Rahmen der üblichen Messwertschwankungen und sollten daher nicht überinterpretiert werden, zumal Veränderungen im Luftüberschuss - wie am Beispiel des Schwachlastbetriebes mit Fichtenhackgut beobachtet wurde - den eigentlichen Wirkungsgradeffekt überlagern können.

Kaum überraschend ist die Beobachtung, dass mit dem Anstieg des Wassergehaltes eine Minderung des feuerungstechnischen Wirkungsgrades einhergeht. Allerdings fällt diese Wirkungsgradeinbuße relativ gering aus, obwohl der Wassergehalt auf bis zu 40 % ansteigt.

5.4 Gesamtschlussfolgerungen

Auch in Kleinanlagen (bis 100 kW) kann der Einsatz von Brennstoffen aus Einjahrespflanzen wie Halmgut oder Rapspresskuchen aus Umweltgesichtspunkten sinnvoll sein. Hierbei muss es sich jedoch um eine moderne Feuerungstechnik mit Verbrennungsregelung handeln, die mit einer wirkungsvollen (Fein-)Staubabscheidung ausgestattet ist. Durch diese Voraussetzungen können mit den meisten Halmgutbrennstoffen auch die Emissionsbegrenzungen der TA-Luft für die Schadstoffe Staub, CO, NO_x und Gesamt-C eingehalten werden, die formell erst ab Anlagenleistungen von mehr als 100 kW erfüllt werden müssen. Die Vermutung, dass nur in Anlagen des oberen Leistungssegmentes (>1000 kW) akzeptable Emissionswerte mit Halmgutbrennstoffen erreichbar sind, ist somit nicht generell zutreffend. Weitergehende Investitionen sowie Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen sind jedoch erforderlich.

Im Vergleich zum naturbelassenen Holz sind Halmgutbrennstoffe nicht ganz unproblematisch, da sie meist höhere Chlorgehalte aufweisen. Diese können zu deutlich erhöhten PCDD/F- und HCl-Konzentrationen im Abgas und in den Aschen führen, so dass spezifische Minderungsstrategien angestrebt werden sollten. Zum einen kann dies bereits bei der Brennstoffproduktion geschehen, bei der durch spezielle düngungs- und erntetechnische Maßnahmen eine Reduzierung der Cl-Konzentration in der Biomasse

erreichbar ist (vgl. HARTMANN et al. [27]). Zum anderen liegen weitere Minderungspotentiale in der technischen Optimierung der Feuerungssysteme. Hier können beispielsweise Maßnahmen zur Vermeidung von Rußablagerungen im Kesselbereich sinnvoll sein. Außerdem sollte die Gasführung im Brennraum darauf abzielen, das Mitreißen von Aschepartikeln aus der heißen Verbrennungszone zu mindern, wodurch gleichzeitig auch der Ascheausbrand verbessert wird. Eventuell liegen auch weitere Optimierungsmöglichkeiten in einer Erhöhung der Abkühlgeschwindigkeit während des Wärmetauschvorganges; dadurch wird das für die PCDD/F-Bildung kritische Temperaturfenster rascher durchlaufen. Die wirkungsvollste anlagentechnische Maßnahme ist aber die bereits erwähnte effektive Feinstaubabscheidung, die jedoch in diesem Leistungssegment selten wirtschaftlich angewendet werden kann.

Neben den Nachteilen einer erhöhten PCDD/F-Bildung neigen Brennstoffe aus Einjahrespflanzen auch zu steigenden Gesamtstaub- und NO_x -Emissionen, die zusätzliche Optimierungsmaßnahmen erforderlich machen. Beim Staub aber auch beim CO - und NO_x -Ausstoß ist ein Ende der technischen Verbesserungsmöglichkeiten noch nicht abzusehen. Hier ist vor allem an Primärmaßnahmen zu denken, das heißt an Maßnahmen, die auf eine weitergehende technische Optimierung der Feuerungstechnik selbst abzielen. Beim Staub und zum Teil auch beim NO_x kommt auch die (Weiter-)Entwicklung von Sekundärmaßnahmen (Abgasreinigungstechniken) in Frage. Hierin besteht zukünftig ein verstärkter Entwicklungsbedarf.

Weitere Verbesserungen lassen sich dadurch erreichen, dass der Brennstoff zu Pellets aufbereitet wird. Bei Halmgut liegen die Vorteile einer Pelletierung offenbar jedoch vornehmlich im Bereich der vorgelagerten Verfahrenskette; sie sind hinsichtlich der Wirkungen bei der Verbrennung meist überschätzt worden. Die Pelletierung führt aber auch hier zu vereinfachten technischen Abläufen (Beschickungssystem, Brennraumgestaltung etc.). Günstige Emissionseffekte sind somit vor allem auf den gleichförmigeren Betriebszustand und die erhöhte Betriebssicherheit zurückzuführen. Beide Wirkungen führen tendenziell zu Verbesserungen bei jenen Schadstoffen, die auf eine unvollständige Verbrennung zurückzuführen sind (hier hauptsächlich CO). Bei den übrigen Emissionsparametern muss dagegen von weitgehend gleichbleibenden Effekten ausgegangen werden. Inwieweit die Pelletierung auch zu einer geringeren Verschlackungsneigung führen kann, ist aufgrund der vorliegenden Untersuchung nicht feststellbar.

Der Sorgfalt bei der Auswahl der einzusetzenden Brennstoffe kommt eine besondere Bedeutung zu. Hierbei haben sich vor allem die Parameter Wassergehalt, Stickstoff- und Chlorgehalt als besonders wichtig erwiesen. Letzterer stellt bei Halmgut die wesentliche Bestimmungsgröße für den PCDD/F-Ausstoß dar. Ansatzpunkte für Verbesserungen ergeben sich durch Optimierung der Lagerungs- und Trocknungsbedingungen sowie bei

Brennstoffen aus Einjahrespflanzen durch Düngung oder verlängerte Feldverweilzeiten mit Auswaschung durch Niederschläge und ähnliche Maßnahmen (vgl. [27]).

Generell führen Maßnahmen zur Emissionsminderung nicht immer zu Verbesserungen der Aschequalität. Eine Neubewertung der Verwendungsmöglichkeiten als Dünger ist dadurch aber generell nicht zu befürchten, sofern die Wärmetauscher- und Kaminaschen von den mengenmäßig bedeutenderen Feuerraumaschen getrennt und auch separat entsorgt werden. Aschen aus Kleinanlagen sind somit prinzipiell nicht anders zu beurteilen als Aschen aus Großanlagen, sofern die gleichen Brennstoffe eingesetzt werden. Zumindest bei den Feuerraumaschen erscheint eine Gleichbehandlung gerechtfertigt.

6 Zusammenfassung

Biogene Festbrennstoffe, die in der Landwirtschaft aus Einjahrespflanzen gewonnen werden (Stroh, Heu, Getreideganzpflanze etc.), sind hinsichtlich vieler Qualitätsmerkmale unter technischen und umweltspezifischen Aspekten im Allgemeinen deutlich kritischer zu beurteilen als naturbelassenes Holz. Möglichkeiten zur Qualitätssteigerung (z.B. Pelletierung) aber auch zur feuerungstechnischen und emissionsmindernden Optimierung sind insbesondere bei Kleinanlagen unter 100 kW Nennwärmeleistung begrenzt. Gerade in diesem Leistungsbereich bestehen zudem auch erhebliche Kenntnislücken über die Bildung hochtoxischer organischer Verbindungen.

In der vorliegenden Arbeit werden daher unterschiedliche Brennstoffarten und Aufbereitungsformen unter praxisnahen Bedingungen verglichen. Als „landwirtschaftliche“ Brennstoffe wurden Weizenstroh, Triticaleganzpflanze, Landschaftspflegeheu, Rapspresskuchen in gehäckselter und/oder pelletierter Form gegenüber dem Referenzbrennstoff Fichtenholz in einer modernen mehrbrennstoff-tauglichen Kleinfeuerungsanlage (50 kW_{th}) eingesetzt. Zur Identifikation und zur quantitativen Beurteilung weiterer Einflussgrößen auf den Verbrennungs- und Emissionsbildungsprozess wurden auch die Extremwerte des Wärmeleistungsbereiches (30 bzw. 100 % der Nennwärmeleistung) sowie verschiedene Brennstoffwassergehalte bei Fichtenholz betrachtet. Zielgrößen für die Beurteilung waren der Wirkungsgrad der Feuerungsanlage, die Standard-Emissionsgrößen CO, Staub, C_nH_m und NO_x, die Partikelgrößenverteilung des Flugstaubes, organisch und anorganisch chlorierte Schadstoffe (u.a. PCDD/F), PAK und Schwermetalle. Zusätzlich wurden eine Reihe von Qualitätsmerkmalen im Brennstoff und in den Aschen betrachtet (Nähr- und Schadstoffgehalte, einschließlich Schwermetalle, Chlor, PCDD/F, PAK).

Die Unterschiede zwischen „Einjahresbrennstoffen“ und Holz liegen vor allem bei den Emissionen von Stickstoffoxiden und Gesamtstaub (gemessen im Rohgas). Stickstoffoxide liegen mit ca. 330 bis 480 mg/m³ (im Normzustand bei 13 % O₂) beim Halmgut um den Faktor 2 bis 3 höher als beim Holz. Die Abhängigkeit zum Stickstoffgehalt im Brennstoff wird hier als mathematische Funktion dargestellt. Das gleiche gilt für die Beziehung zwischen Aschegehalt im Brennstoff und Staubemission im Rohgas. Die hohen Aschegehalte führen beispielsweise bei Halmgutbrennstoffen zu Staubmissionen, die mit ca. 170 bis 250 mg/m³ um etwa das 3- bis 5fache höher liegen als bei Holz. Bei sämtlichen Verbrennungsversuchen hatte der Feinstaub (d_{ae} < 10 µm) mit ca. 65 bis 95 % den höchsten Anteil an der Gesamtstaubemission. Bei Halmgut setzt sich die Staubemission sogar größtenteils aus Korngrößen des Submikronbereiches zusammen (ca. 80 % im

Bereich $d_{ae} < 1 \mu\text{m}$). Im Vergleich dazu fallen dagegen bei der Staubemission der Holzverbrennung nur ca. 35 % der Gesamtstaubmasse in diese Partikelgrößenklasse.

Bei der Kohlenmonoxidemission sind die Brennstoffunterschiede weniger ausgeprägt; hier ist der Abstand zwischen den verschiedenen Halmgutbrennstoffen (ca. 200 mg/m^3) und dem Fichtenholz (ca. 130 mg/m^3) deutlich geringer. Er wird hauptsächlich durch die bei Halmgut deutlich häufigeren Ascheschieberbewegungen und die dadurch hervorgerufenen Emissionsspitzen verursacht.

Die Emissionen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sind eng mit den CO- und C_nH_m -Emissionen korreliert. Auch hier zeigen sich Nachteile der Brennstoffe aus Einjahrespflanzen gegenüber Holz. Dagegen scheint die Verbrennungsqualität jedoch keine wesentliche Auswirkung auf das Niveau des Ausstoßes von polychlorierten Dibenzo-*p*-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) zu haben, da hier vor allem der Chlorgehalt im Brennstoff entscheidend ist. Er führt dazu, dass das PCDD/F-Emissionsniveau, das bei der Holzverbrennung bei ca. 51 pg TE/m^3 liegt, bei Halmgutbrennstoffen um bis zu 17fach höher liegt. Ähnliches gilt für die Emissionen von Chlorphenolen, Chlorbenzolen und Chlorwasserstoff.

Die Pelletierung halmgutartiger Brennstoffe führte nicht zu durchgehend günstigeren Schadstoffemissionen bei der Verbrennung. Die Emissionen von Stickstoffoxiden und Gesamtstaub blieben relativ unbeeinflusst von der Aufbereitungsform (Ausnahme: Halbierung der Staubemission bei Triticale-Ganzpflanze). Das gilt auch für die Partikelgrößenverteilung in diesen Stäuben. Allerdings zeigt der gleichmäßigere und stabilere Betriebszustand bei Pellets in der Mehrzahl der Fälle leichte Vorteile beim Ausstoß von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen, einschließlich PAK (Ausnahme: Landschaftspflegeheu). Bei den chlorhaltigen Schadstoffemissionen ergibt sich kein einheitlicher Trend zugunsten von Pellets.

Wie in vielen früheren Untersuchungen bereits belegt wurde, zeigt sich auch hier ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Wassergehalt im (Holz-)Brennstoff und den Emissionen aus einer unvollständigen Verbrennung (vor allem bei CO und C_nH_m , zum Teil auch bei Staub und PAK). Beispielsweise erhöht sich die CO-Emission zwischen 7 und 41 % Wassergehalt um das 8fache, beim Staub um das 3fache. Die PCDD/F-Emissionen bleiben dagegen offenbar weitgehend unbeeinflusst.

Erwartungsgemäß nimmt das Emissionsniveau bei CO, C_nH_m , PAK zu, wenn die Feuerungsanlage bei Schwachlast (kleinste Dauerwärmeleistung) anstelle von Nennwärmeleistung betrieben wird. Bei den übrigen Schadstoffen ist das Emissionsniveau entweder gleichbleibend (NO_x , Gesamtstaub) oder bei den jeweils betrachteten Brennstoffen uneinheitlich (PCDD/F). Allerdings verschieben sich die Anteile der Partikelgrößen bei der Gesamtstaubemission stärker zum Feinststaubbereich hin ($d_{ae} < 1 \mu\text{m}$).

Beim Wirkungsgrad sind die Unterschiede, die sich zwischen den einzelnen Varianten ergeben, relativ gering. Größere Unterschiede zeigen sich lediglich bei erhöhten Wassergehalten (ca. 7 % höhere Wärmeverluste bei 40 % Wassergehalt gegenüber lufttrockenem Holz).

Die bei den Abgasemissionen von PAK und PCDD/F beobachteten Brennstoffwirkungen lassen sich nicht ohne weiteres auf die Bewertung der anfallenden Aschen übertragen. In der Feuerraumasche, die ca. 85 bis 95 % der Gesamtasche ausmacht, führt die Verbrennung von Einjahrespflanzen lediglich zu erhöhten PCDD/F-Gehalten; allerdings erfolgt dies auf insgesamt niedrigem Gesamtniveau, verglichen mit den Aschen aus dem Wärmetauscher oder dem Kamin. In den Holzaschen des Feuerraumes lag dagegen der PAK-Gehalt etwa 8fach höher als bei den Einjahrespflanzen. Bei den Schwermetallen konnte sich kein nennenswerter Unterschied ausprägen, da die hier ausgewählten Halmgutbrennstoffe im oberen Bereich der für Schwermetallgehalte üblichen Schwankungsbreite lagen.

Pelletiertes Material zeigt beim PCDD/F-Gehalt der Feuerraumasche durchweg Nachteile, bleibt aber hinsichtlich des PAK-Gehaltes ohne Wirkung. Wassergehaltsveränderungen im Brennstoff zeigen bei beiden organischen Schadstoffklassen kaum Wirkung. Der Teillastbetrieb wirkt sich dagegen durchweg vorteilhaft auf die Qualität der Feuerraumasche aus.

Ähnlich wie bei Großfeuerungsanlagen, in denen der Feinstaub durch spezielle Abscheider abgetrennt werden kann, erweisen sich auch hier die anfallenden Flugaschen (aus dem Wärmetauscher- und Kaminsystem) als hoch belastet. Sie liegen zum Teil um das 30- bis 60fache höher als die Feuerraumaschen, so dass die Richtwerte für eine land- und forstwirtschaftliche Verwertung deutlich überschritten werden.

7 Quellenverzeichnis

- [1] Anonymus (1979): Gebrauchsanleitung für Kaskadenimpaktor Anderson 2000 Inc. Mark III. Hrsg.: Klaus Schäfer Gesellschaft für Verfahrenstechnik mbH. Lange: Selbstverlag, 50 S.
- [2] Anonymus (1984): Gebrauchsanleitung für Präzisions-Kaskadenimpaktor Typ PI 1. Hrsg.: Retsch GmbH & Co KG. Haan: Selbstverlag, 16 S.
- [3] Anonymus (1988): Pilot Study of International Exchange on Dioxins and Related Compounds-International Toxicity Equivalent Factor (ITEF)-Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. Band 176. Hrsg: North Atlantic Treaty Organisation and Committee on the Challenges of Modern Society (NATO/CCMS)
- [4] Anonymus (1996): Betriebsanleitung zur Biomasseheizanlage Compact C0 - C1. Hrsg: Ökotherm - Fellner GmbH. Hirschau: Selbstverlag, 40 S.
- [5] Anonymus (1996): MAK- und BAT-Werte-Liste 1996 - Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. Hrsg.: Deutsche Forschungsgemeinschaft. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH, 188 S. (Schriftenreihe „Mitteilung der Deutschen Forschungsgemeinschaft“, 32)
- [6] Anonymus (1998): C.A.R.M.E.N.-Liste der förderfähigen Holzfeuerungsanlagen. Hrsg.: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Entwicklungs-Netzwerk (C.A.R.M.E.N.). Rimpar: Selbstverlag, 8 S.
- [7] Anonymus (1998): Untersuchungsbericht zur Weihenstephaner Feuerungsprüfung am Stückholzkessel Hoval PuroLyt 25. Hrsg.: Landtechnischer Verein in Bayern e.V.. Freising: Selbstverlag, 12 S. (Schriftenreihe „Landtechnik Feuerungsprüfungen“, Heft 1)
- [8] ASAE Standard S269.4 (1991): Cubes, Pellets and Crumbles - Definitions and Methods for Determining Density, Durability and Moisture Content. Hrsg.: American Society of Agricultural Engineers (ASAE). St. Joseph, MI. USA: Selbstverlag, 4 S.
- [9] Ballschmiter, K.H. und R. Bacher (1996): Dioxine - Chemie, Analytik, Vorkommen, Umweltverhalten und Toxikologie der halogenierten Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane. Weinheim: VHC Verlagsgesellschaft mbH, 507 S.
- [10] Björseth, A. und T. Ramdahl (1985): Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Band 2. New York: Dekker Verlag, 416 S.
- [11] Bludau, D. und P. Turowski (1992): Verfahrensrelevante Untersuchungen zu Bereitstellung und Nutzung jährlich erntbarer Biomasse als Festbrennstoff unter besonderer Berücksichtigung technischer, wirtschaftlicher und umweltbezogener Aspekte. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. München: Selbstverlag, 160 S. (Schriftenreihe „Gelbes Heft“, 44)
- [12] Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (1999): Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien vom 1. September 1999. Bundesanzeiger Nr. 162, S. 15137
- [13] DIN 4702, Teil 1 Entwurf (01/1993): Heizkessel - Begriffe, Anforderungen, Prüfung, Kennzeichnung. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [14] DIN 4702, Teil 2 (03/1990): Heizkessel - Regeln für die heiztechnische Prüfung. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [15] DIN 51 718 (01/1978): Feste Brennstoffe - Bestimmung des Wassergehaltes. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [16] DIN 51 719 (06/1978): Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag

- [17] DIN 51 720 (06/1978): Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Gehaltes an Flüchtigen Bestandteilen. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [18] DIN 51 730 (05/1984): Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Asche-Schmelzverhaltens. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [19] DIN 51 900, Teil 3 (08/1977): Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe - Bestimmung des Brennwertes mit dem Bomben-Kalorimeter und Berechnung des Heizwertes - Verfahren mit adiabatischem Mantel. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [20] DIN 66 141 (02/1974): Darstellung von Korn-(Teilchen-)größenverteilungen - Grundlagen. Hrsg.: Deutsches Institut für Normung. Berlin: Beuth Verlag
- [21] Feldhaus, G. und H.D. Hansel (1997): Bundes-Immissionsschutzgesetz. 11. Auflage. Heidelberg: C.F. Müller Verlag, 646 S.
- [22] Frieß et al. (1998): Entsorgung von Aschen nachwachsender Rohstoffe - Verwertung in Land- und Forstwirtschaft (Merkblatt). Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Augsburg: Selbstverlag, 20 S.
- [23] Hagenmaier, H. et al. (1987): Stand der Dioxin-Analytik.-In: Dioxin - Eine technische, analytische, ökologische und toxikologische Herausforderung. Tagungsband zum Kolloquium, Mannheim, 5.-9. Mai 1987. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Düsseldorf: VDI-Verlag, S. 61-90 (Schriftenreihe „VDI-Berichte“, 634)
- [24] Hartmann, H. (1996): Analyse und Bewertung der Systeme zur Hochdruckverdichtung von Halmgut. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. München: Selbstverlag, 63 S. (Schriftenreihe „Gelbes Heft“, 60)
- [25] Hartmann, H. und A. Strehler (1995): Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Hrsg: Bundesfachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.. Münster: Landwirtschaftsverlag, 396 S. (Nachwachsende Rohstoffe 3)
- [26] Hartmann, H. und K. Thuneke (1997): Ernteverfahren für Kurzumtriebsplantagen - Maschinenerprobung und Modellbetrachtungen. Hrsg.: Landtechnischer Verein in Bayern e.V.. Freising: Selbstverlag, 98 S. (Schriftenreihe „Landtechnik-Berichte“, 29)
- [27] Hartmann; H.; T. Böhm und L. Maier (1999): Umweltrelevante Eigenschaften naturbelassener biogener Festbrennstoffe für die energetische Nutzung sowie Möglichkeiten zu deren Beeinflussung. Abschlussbericht für das Bayerische Landesamt für Umweltschutz. Hrsg: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München: Selbstverlag, 155 S. (Schriftenreihe „StMLU-Materialien“, in Druck)
- [28] Hasler, P. und T. Nussbaumer (1997): Partikelgrößenverteilung bei der Verbrennung und Vergasung von Biomasse. Hrsg.: Bundesamt für Energiewirtschaft. Bern/Schweiz: Selbstverlag, 54 S.
- [29] Huber, S. und H. Frieß (1997): Emissionen bayerischer Biomassefeuerungen - Ergebnisse einer Grundsatzuntersuchung.-In: Tagungsband „Feuerungsanlagen für Biomasse“, Wackersdorf, 13. Nov. 1997. Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. München: Selbstverlag, S. 91-112
- [30] Kaltschmitt, M. und G. Reinhard (Hrsg.) (1997): Nachwachsende Energieträger - Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung. Braunschweig: Vieweg Verlag, 527 S.
- [31] Kicherer, A. (1996): Biomasseverbrennung in Staubfeuerungen - Technische Möglichkeiten und Schadstoffemissionen. Band 6. Hrsg: Verein Deutscher Ingenieure. Düsseldorf: VDI-Verlag, 174 S. (Schriftenreihe „VDI Fortschrittberichte“, 344)
- [32] Krebs, R. (1978): Staubbeladungsmessungen in strömenden Gasen. Hrsg.: Lurgi Umwelt- und Chemietechnik GmbH. Frankfurt am Main: Selbstverlag, 86 S.
- [33] Launhardt, T. (1998): Formation of Dioxins and PAH in Domestic Wood Furnaces: Contamination of Flue Gas, Ashes and Chimney Soot.-In: Proceedings of the 10th European Conference and Technology Exhibition 'Biomass for Energy and Industry', Würzburg (Germany), 8-11 June 1998. Hrsg.: Centrales Agrar-Rohstoff-Marketing- und Entwicklungs-Netzwerk e.V. (C.A.R.M.E.N.). Würzburg-Rimpar: Selbstverlag, S. 249-252

-
- [34] Launhardt, T.; R. Hurm; V. Schmid und H. Link (1998): Dioxin- und PAK-Konzentrationen in Abgas und Aschen von Stückholzfeuerungen. Hrsg: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München: Selbstverlag, 149 S. (Schriftenreihe „StMLU-Materialien“, 142)
- [35] Launhardt, T; A. Strehler; R. Dumler-Gradl, H. Thoma und O.Vierle (1998): PCDD/F- and PAH-Emission from House Heating Systems.-In: Chemosphere, Nr. 37, S. 2013-2020
- [36] Marutzky, R. (1991): Erkenntnisse zur Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz und Spanplatten. Habilitationsschrift. Hrsg.: Wilhelm-Klauditz-Institut, Fraunhofer-Arbeitsgruppe für Holzforschung. Braunschweig: Selbstverlag, 225 S. (Schriftenreihe „WKI-Berichte“, 30)
- [37] Naumann, C. und R. Bassler (1976): Die chemische Untersuchung von Futtermitteln - Methodenbuch. Band III. Hrsg.: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Darmstadt: VDLUFA-Verlag
- [38] Nussbaumer, T. (1989): Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz. Dissertation. Hrsg.: Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich. Zürich: Juris Druck + Verlag, 193 S. (Schriftenreihe „Forschungsberichte“, 6)
- [39] Oberhauser, K.; M. Kanak und H. Hartmann (1998): Vergleich der Emissionen bei der Verbrennung von Getreideganzpflanzen an einer Praxisanlage in Abhängigkeit von der Brennstoffaufbereitung. Abschlussbericht für das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bayerische Landesanstalt für Landtechnik, TU München-Weihenstephan, Freising, Selbstverlag, 24 S.
- [40] Obernberger, I. (1997): Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente. Habilitationsschrift. Hrsg: Abteilung für Grundlagen am Institut für Verfahrenstechnik der TU Graz. Graz: dbv-Verlag, 349 S. (Schriftenreihe „Thermische Biomassennutzung“, 1)
- [41] Peschel, E. (1997): Untersuchungen zur Partikelemission bei der Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinfeuerungsanlage. Diplomarbeit. Institut für Landtechnik, Technische Universität München, Freising, 58 S.
- [42] Precht, M. und R. Kraft (1992): Bio-Statistik 1. 5. Auflage. München: R. Oldenburg Verlag, 290 S.
- [43] Roth, L. (1996): Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine und Dibenzofurane. Landsberg: ecomed Verlagsgesellschaft, 20 S. (Schriftenreihe „Giftmonographien“)
- [44] Schenk, S. (1996): Aufbau einer Messeinrichtung zur fraktionierenden Staubmessung im Abgas von Biomassefeuerungen. Semesterarbeit. Institut für Landtechnik, Technische Universität München, Freising, 48 S.
- [45] VDI 2066 Blatt 5 Entwurf (11/1987): Messen von Partikeln - Staubmessung in strömenden Gasen - Fraktionierende Staubmessung nach dem Impaktionsverfahren - Kaskadenimpaktor. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [46] VDI 2066, Blatt 1 (10/1975): Messen von Partikeln - Staubmessungen in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung - Übersicht. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [47] VDI 2066, Blatt 3 Entwurf (04/1986): Messen von Partikeln - Manuelle Staubmessung in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung geringer Staubgehalte. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [48] VDI 3480, Blatt 1 (07/1984): Messen gasförmiger Emissionen - Messen von Chlorwasserstoff - Messen der Chlorwasserstoff-Konzentration von Abgas mit geringem Gehalt an chloridhaltigen Partikeln. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [49] VDI 3481, Blatt 1 (08/1975): Messung gasförmiger Emissionen - Messen der Kohlenwasserstoff-Konzentration - Flammen-Ionisations-Detektor (FID). Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag

- [50] VDI 3499, Blatt 2 Entwurf (03/1993): Messen von Emissionen - Messen von polychlorierten Dibenzo-*p*-dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) - Filter/Kühler-Methode. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [51] VDI 3868 Blatt 1 (12/1984): Messen der Gesamtemission von Metallen, Halbmetallen und ihren Verbindungen - Manuelle Messung in strömenden, emittierten Gasen - Probenahmesystem für partikelgebundene und filtergängige Stoffe. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [52] VDI 3868 Blatt 2 Entwurf (11/1995): Bestimmung der Gesamtemission von Metallen, Halbmetallen und ihren Verbindungen - Messen von Quecksilber - Atomabsorptionsspektrometrie mit Kaltdampftechnik. Hrsg.: Verein Deutscher Ingenieure. Berlin: Beuth Verlag
- [53] Vetter, A. et al. (1995): Untersuchungen zum Einfluss der Brennstoffart und -qualität auf die Zusammensetzung der Reststoffe und deren Verwertung am Strohheizwerk Schkölen zur Sicherung der Umweltverträglichkeit. Abschlussbericht für Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, 54 S.
- [54] Vogg, H. und L. Stieglitz (1986): Thermal Behaviour of PCDD/F in Fly Ash from Municipal Waste Incinerators.-In: Chemosphere, Nr. 15, S. 1373-1378
- [55] Vogg, H.; M. Metzger und L. Stieglitz (1987): Recent Findings on the Formation and Decomposition of PCDD/PCDF in Municipal Solid Waste Incineration.-In: Waste Management & Research, Nr. 5, S. 285-294
- [56] Weber, R.; W. Moxter; M. Pilz; H. Pospischil und G. Roleder (1995): Untersuchungen zum Einfluss der biogenen Brennstoffe und -qualität sowie der Fahrweise der Anlage auf die gas- und partikelförmigen Emissionen des Strohheizkraftwerkes Schkölen zur Bewertung der Umweltverträglichkeit. Abschlussbericht für Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena, 54 S.
- [57] Widmann, B. (1994): Gewinnung und Reinigung von Pflanzenölen in dezentralen Anlagen - Einflussfaktoren auf die Produktqualität und den Produktionsprozess. Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. München: Selbstverlag, 310 S. (Schriftenreihe „Gelbes Heft“, 51)

Anhang

A Analysemethoden für PCDD/F, PCBz, PCPh und PAK

(Durchführung: Dioxinlabor des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Wackersdorf)

Während bei den Abgasproben die Aufarbeitung mit der nachfolgend beschriebenen Toluolextraktion beginnt, ist bei Feststoffproben (z.B. Brennstoff und Aschen) eine Vorbehandlung erforderlich. Dabei werden die Proben 1 Stunde mit 10 %iger Salzsäure aufgeschlossen, filtriert und neutral gewaschen sowie gefriergetrocknet.

Extraktion. Die PCDD/F-beladenen Partikelfilter aus der Probenahme werden mit einer $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten Standardmischung (s. Anhang B) dotiert und anschließend 24 h mit Toluol soxhletiert. Ebenso werden die angefallenen Flüssigkeiten mit Toluol extrahiert (Flüssig-Flüssig-Extraktion) und mit dem Soxhlet-Extrakt der Filter vereinigt.

Clean-up und Eindampfen. Von dem Toluolextrakt werden 10 % des Gesamtvolumens entnommen und für die PAK-Analyse separat aufgearbeitet (s. unten). Der verbleibende Volumenanteil des Toluolextraktes wird zusätzlich mit einer 0,2 molaren Na_2CO_3 -Lösung (3 x 50 ml) extrahiert, eingeeengt und nacheinander in folgenden säulenchromatographischen Schritten aufgearbeitet:

- „große“ Aluminiumoxid-Säule (Alumina B Super I)
- Säure-Säule (20 g 44 %ige H_2SO_4 /Silica)
- „kleine“ Aluminiumoxid-Säule (Alumina B Super I)

Die bei der „großen“ und „kleinen“ Aluminiumoxid-Säule anfallenden unpolaren Fraktionen werden vereinigt und über eine AgNO_3 -Säule weiter gereinigt. Der dabei anfallende Hexan-Extrakt wird der PCBz-Analyse zugeführt. Zuvor wird der Extrakt eingeeengt und mit gereinigtem Stickstoff in ein 100 μl -Vial überführt. Das polare Eluat der letzten Aluminiumoxid-Säule (Dichlormethan/Hexan-1:1-Fraktion) wird zur Analyse auf PCDD/F verwendet. Zur Bestimmung der 2,3,7,8-TCDD-Wiederfindung wird diesem Eluat vor der Analyse ein 1,2,3,4- $^{13}\text{C}_6$ -TCDD-Surrogat-Standard zugefügt. Anschließend wird die Probe mit gereinigtem Stickstoff in einem 100 μl -Vial auf das Endvolumen gebracht.

Für die PCPh-Analyse wird die wässrige Phase aus der Na_2CO_3 -Behandlung mit H_2SO_4 (50 %ig) auf einen pH-Wert von 2 angesäuert und anschließend mit Toluol extrahiert. Die Toluolphase wird auf 400 μl eingeeengt, mit 200 μl TMSH-Lösung (Derivatisierungsrea-

genz) versetzt, geschüttelt und 2 µl der wässrigen Phase in den Gaschromatographen zur PCPh-Analyse injiziert.

Für die PAK-Analyse wird das aus dem Toluol-Rohextrakt abgetrennte Aliquot von 10 % des Gesamtvolumens mit einem internen PAK-Standardgemisch (s. Anhang B) versetzt. Anschließend wird der Extrakt nach Zugabe von 200 µl Nonan am Rotationsverdampfer bei 40°C und einem Druck von 50 hPa bis fast zur Trockne eingedampft. Der Rückstand wird mit Dimethylformamid (DMF) aufgenommen und in einen Scheidetrichter überführt. Nach Zugabe von deionisiertem Wasser wird mit Cyclohexan ausgeschüttelt. Die wässrige DMF-Phase wird in einen zweiten Scheidetrichter abgelassen, erneut mit deionisiertem Wasser und Cyclohexan versetzt und ausgeschüttelt. Die Cyclohexan-Phase wird danach am Rotationsverdampfer (40°C, 50 hPa) auf ca. 0,5 ml eingedampft. Der Rückstand wird auf eine Kieselgelsäule (63-200 mesh, mit 10 % Wasser deaktiviert) gegeben und anschließend mit 50 ml Cyclohexan eluiert. Das Eluat wird nach Zugabe von 200 µl Nonan bis fast zur Trockne eingedampft, der Rückstand dann in 1 ml Hexan gelöst.

Analyse auf PCDD/F. Die Probe wird sowohl auf Summenparameter (TCDD/F bis OCDD/F) als auch auf die 17 2,3,7,8-chlorsubstituierten PCDD/F mittels hochauflösender Gaschromatographie und Massenspektrometrie (HRGC/HRMS) untersucht. Für jeden Chlorierungsgrad werden im SIM-Modus (Single Ion Monitoring, Elektronenstoßionisation) jeweils zwei Ionenspuren für die nativen PCDD/F und die internen ¹³C₁₂-markierten Standards aufgenommen. Die simultane Elution der unmarkierten und markierten Kongenere bildet die Grundlage der massenspektrometrischen Bestimmung. Die Identifizierung erfolgt über Retentionszeiten- und Isotopenverhältnis-Vergleich, die Quantifizierung über die internen ¹³C₁₂-markierten Standards nach der Isotopenverdünnungsmethode, wobei die Flächenauswertung zur Anwendung kommt. Das GC/MS-System bestand hierbei aus dem Gaschromatograph HP 5890 Serie II mit Kaltaufgabesystem (Gerstel KAS 3), der mit einem hochauflösenden Massenspektrometer (VG AutoSpec) kombiniert war. Für die Bestimmung der PCDD/F-Summen und der 2,3,7,8-Isomeren kam eine GC-Säule des Typs Supelco SP 2331 (60 m x 0,33 mm x 0,2 µm) zum Einsatz.

Analyse auf PCBz. Der aus der Aufarbeitung hervorgegangene Toluolextrakt kann aufgrund des höheren Siedepunktes von Toluol gegenüber Dichlormethan nur auf die höherchlorierten Verbindungen (Di- bis Hexachlorbenzol) untersucht werden. Dies geschieht ebenfalls mit einem GC/MS-System, wobei die Analyse identisch mit der PCDD/F-Analyse ist. Das GC/MS-System besteht hier aus dem Gaschromatographen FISIONS 8000 mit dem Kaltaufgabesystem Gerstel KAS 3 und dem Massenspektrometer FISIONS TRIO 1000. Zur säulenchromatographischen Trennung wird eine Trennsäule vom Typ Fused Silica DB-5ms (30m x 0,32 mm x 0,25 µm) der Firma J & W Scientific verwendet.

Analyse auf PAK. Die aufgearbeitete Probe wird mittels GC/MS auf die 16 EPA-Verbindungen (Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz[a]anthracen, Chrysen, Triphenylen, Benzofluoranthen[b+j+k], Benzo[a]pyren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenz[a,h]anthracen, Benzo[ghi]perylene) und auf die LfU-spezifischen Verbindungen (Benzo[b]naphtho[2,1-d]thiophen, Benzo[ghi]fluoranthren, Benzo[e]pyren, Perylen, Dibenz[a,j]anthracen, Anthanthren und Coronen) untersucht. Für die nativen und deuterierten Verbindungen werden zur Analyse die Molekülionen herangezogen (SIM, EI). Die Identifikation der Verbindungen erfolgt über die Retenzzeiten und die Detektion der Molekülionen. Die Quantifizierung erfolgt in Relation zu den zugefügten internen Standards unter Anwendung der Flächenauswertung. Das GC/MS-System besteht aus dem Gaschromatographen HP 5890A Serie II mit Kaltaufgabesystem (Gerstel KAS 3) und dem Massenspektrometer TRIO 2000 der Firma FISIONS. Zur säulenchromatographischen Trennung wird eine Trennsäule vom Typ Fused Silica DB-5ms (30m x 0,32 mm x 0,25 µm) der Firma J & W Scientific verwendet.

Analyse auf PCPh. Die Probe wird auf die Summenwerte der Chlorierungsgrade 1 bis 5 (Mono- bis Pentachlorphenol) mittels GC/MS untersucht. Für jeden Chlorierungsgrad werden jeweils zwei Ionenspuren für die nativen PCPh und die internen $^{13}\text{C}_{12}$ -Standards im SIM-Modus aufgenommen. Die Quantifizierung erfolgt konform der Quantifizierung bei der PCDD/F-Analyse. Die Messungen werden an dem GC/MS-System durchgeführt, das auch für die PAK-Analysen verwendet wird (s. oben).

B PCDD/F-, PCBz-, PCPh-, PAK-Standardmischungen

PCDD/F-Analyse von Brennstoff- und Ascheproben (jeweils 0,12 ng):

2,3,7,8-Tetrachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,4,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,6,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,7,8,9-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
2,3,7,8-Tetrachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
2,3,4,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,6,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,7,8,9-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
2,3,4,6,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran

PCDD/F-Spikestandardgemisch für Abgasprobenahme (jeweils 0,3 ng):

1,2,3,4-Tetrachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,7,8,9-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
2,3,4,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,7,8,9-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran

PCDD/F-Analyse von Abgasproben (jeweils 0,4 ng):

2,3,7,8-Tetrachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,6,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlor[¹³C₁₂]dibenzo-*p*-dioxin
2,3,7,8-Tetrachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,7,8-Pentachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,7,8-Hexachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,6,7,8-Heptachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran
1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlor[¹³C₁₂]dibenzofuran

PCBz-Analyse von Abgas- und Feststoffproben:

- $^{13}\text{C}_6$ -Chlorbenzol
- $^{13}\text{C}_6$ -1,4-Dichlorbenzol
- $^{13}\text{C}_6$ -1,2,4-Trichlorbenzol
- $^{13}\text{C}_6$ -1,2,4,5-Tetrachlorbenzol
- $^{13}\text{C}_6$ -Pentachlorbenzol
- $^{13}\text{C}_6$ -Hexachlorbenzol

PCPh-Analyse von Abgas- und Feststoffproben:

- $^{13}\text{C}_6$ -4-Chlorphenol
- $^{13}\text{C}_6$ -2,4-Dichlorphenol
- $^{13}\text{C}_6$ -2,4,5-Trichlorphenol
- $^{13}\text{C}_6$ -2,4,6-Trichlorphenol
- $^{13}\text{C}_6$ -2,3,4,5-Tetrachlorphenol
- $^{13}\text{C}_6$ -Pentachlorphenol

PAK-Analyse von Abgas- und Feststoffproben:

- | | |
|--|---|
| Acenaphthen (D_{10}) | Chrysen (D_{12}) |
| Acenaphthylen (D_8) | Dibenz[ah]anthracen (D_{14}) |
| Anthracen (D_{10}) | Fluoranthren (D_{10}) |
| Benz[a]anthracen (D_{12}) | Fluoren (D_{10}) |
| Benzo[b]fluoranthren (D_{12}) | Indeno[1,2,3-cd]pyren (D_{12}) |
| Benzo[k]fluoranthren (D_{12}) | Naphthalen (D_8) |
| Benzo[ghi]perylen (D_{12}) | Phenanthren (D_{10}) |
| Benzo[a]pyren (D_{12}) | Pyren (D_{10}) |

C Wiederfindungsraten der PCDD/F-Spikestandards

Tab. 17 Wiederfindungsraten der vor der Probenahme zugesetzten ¹³C-markierten PCDD/F-Standards - (TCDD: 1,2,3,4-TCDD, PCDF: 2,3,4,7,8-PCDF, H₆CDD: 1,2,3,7,8,9-H₆CDD, H₇CDF: 1,2,3,4,7,8,9-H₇CDF)

Probenahme-Nr.	TCDD [%]	PCDF [%]	H ₆ CDD [%]	H ₇ CDF [%]
ÖKOM01	50	n.b	n.b	n.b
ÖKOM02	47	n.b	n.b	n.b
ÖKOM03	55	n.b	n.b	n.b
ÖKOM04	56	n.b	n.b	n.b
ÖKOM05	47	n.b	n.b	n.b
ÖKOM07	67	120	105	38
ÖKOM08	50	111	108	21
ÖKOM09	43	86	89	27
ÖKOM10	43	53	80	27
ÖKOM11	46	76	86	103
ÖKOM13	102	101	101	99
ÖKOM14	51	101	105	97
ÖKOM17	58	95	101	92
ÖKOM19	60	106	119	97
ÖKOM21	58	106	107	94
ÖKOM22	64	102	112	99
ÖKOM23	95	86	93	93
ÖKOM24	67	65	107	63
ÖKOM25	110	108	112	104
ÖKOM26	108	104	48	99
ÖKOM27	74	71	61	72
ÖKOM29	45	116	109	103
ÖKOM30	56	110	108	94
ÖKOM31	59	107	116	110
ÖKOM32	91	99	96	97
ÖKOM33	94	54	107	94
ÖKOM34	71	95	109	98
<i>Mittelwert</i>	65	94	99	83
<i>Spannweite</i>	43-110	53-120	48-119	21-110

n.b. nicht bestimmt

D Ringversuch mit Brennstoff- und Ascheproben

Im Verlauf der Projektbearbeitung wurde festgestellt, dass die in Deutschland und international angewendeten Analyseverfahren zum Teil sehr unterschiedlich sein können. Das betrifft vor allem die Analyse auf den Elementgehalt. Hier liegt sowohl bei den chemischen Aufschlussmöglichkeiten als auch bei den verwendeten Analysetechniken eine breite Vielfalt vor. Da für biogene Festbrennstoffe keine standardisierten Vorgehensweisen existieren, war es erforderlich, die natürliche Streuung, die durch unterschiedliche Analyseverfahren zustande kommen kann, kennenzulernen. Daher wurde ein Ringversuch mit zwei biogenen Brennstoffen (Holz und Stroh) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden außerdem bei der Auswahl des beauftragten Labors für die Durchführung der weiteren Brennstoffanalysen berücksichtigt und tragen somit zur Qualitätssicherung der Felddaten bei.

Für den Laborvergleich wurden insgesamt 5 Analyseinstitute ausgewählt und mit der Durchführung der darin zusammengestellten Analysen beauftragt. Am Ringversuch beteiligt waren:

- Wilhelm-Klauditz-Institut Holzforschung (WKI), Bienroder Weg 54 E, D-38108 Braunschweig
- A.M.U. TÜV GmbH, Westendstraße 199, D-80686 München
- BIOS-Bioenergiesysteme - Ingenieurbüro für Forschung, Entwicklung und Optimierung nachhaltiger Technologien, Sandgasse 47/13, A-8010 Graz, Österreich
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Abt. 9a - Umwelttechnik, Umweltanalytik, Umwelthygiene, Postfach 810129, D-81901 München
- Bayerische Hauptversuchsanstalt für Landwirtschaft, D-85350 Freising-Weihenstephan

Die Proben waren in einer Labormühle mit 1 mm Siebdurchgang zerkleinert und anschließend homogenisiert worden. Jedem Labor wurde eine Probe von 200 g zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse lagen zum Anfang Mai 1997 vollständig vor. Nach einer Plausibilitätsprüfung wurden auffällige Abweichungen identifiziert. Die Zusammenstellung sämtlicher Einzelergebnisse wurde den Labors zugeschickt, allerdings wurden dabei die Namen der jeweils fremden Beteiligten anonymisiert, so dass lediglich eine Kontrolle und Einordnung der eigenen Ergebnisse möglich war. Mit der Zusendung der Ergebniszusammenstellung (Mai 1997) wurde die Bitte ausgesprochen, dass die jeweils gekennzeichneten, besonders auffälligen Abweichungen nochmals einer kritischen Überprüfung unterzogen würden, um so den Analyselabors die Möglichkeit zu geben, Übertragungs- oder Berechnungsfehler zu korrigieren. Von dieser Möglichkeit machten insgesamt drei Analyseinstitute Gebrauch. Sämtliche Einzelwerte sowie die berechneten Mittelwerte und

Variationskoeffizienten (VK) und die auffälligen Abweichungen werden in Tab. 18 und Tab. 19 zusammengestellt. Darin wurden die o.g. Korrekturen bereits eingearbeitet.

Die Auswertung zeigt, dass die Nachweisgrenzen der Analyseverfahren sehr unterschiedlich sind. Sie werden offenbar vorwiegend bei den Schwermetallanalysen unterschritten. Das gilt vor allem für die Brennstoffe, da hier - anders als bei den Aschen - noch keine Aufkonzentration durch Verbrennung stattgefunden hat. Da die Mehrzahl der untersuchten Elemente (außer Mn, Cu, Zn, Mo) nicht als Pflanzennährstoff benötigt werden, liegen in den Brennstoffen nur sehr geringe Konzentrationen vor. Für die Aufstellung von Bilanzen ist zukünftig besonders bei den Elementen Arsen, Quecksilber und Molybdän auf eine höhere Analysengenauigkeit zu achten. Hier kam es relativ häufig zur Unterschreitung der Nachweisgrenzen. In abgeschwächtem Maße gilt diese Aussage auch für die Ascheanalysen.

Auch bei den übrigen Elementen (hier: N, S, Cl, P, K, Ca, Mg) kann es zur Unterschreitung der Nachweisgrenze kommen. Das betrifft allerdings besonders die Brennstoffe und hier nur solche, bei denen von vornherein mit sehr niedrigen Konzentrationen zu rechnen ist. Im Ringversuch war aus diesem Grund das Fichtenholz als Probebrennstoff ausgewählt worden.

Zwischen der Holz- und der Strohprobe lassen sich besonders auffällige Konzentrationsunterschiede erkennen. Bei den Hauptelementen (hier: N, S, Cl, P, K, Ca, Mg) weist das Stroh deutliche, zum Teil um das Vielfache höhere Elementgehalte auf. In fast allen Fällen (außer Ca) geht dieser Konzentrationsanstieg im Ringversuch auch mit einer verbesserten Übereinstimmung der Analysen einher. Das ist an den niedrigeren Variationskoeffizienten der Strohwerte abzulesen. Bei den Schwermetallen ist dieser Zusammenhang nicht festzustellen, allerdings sind die Gehaltsunterschiede hier wesentlich geringer. Die Werte liegen selten um mehr als das Doppelte auseinander (Ausnahme: Mn und Mo).

Bei den Ascheanalysen sind die Variationskoeffizienten generell kleiner, als bei den Brennstoffproben. Das gilt besonders für die Holzasche, während bei der Strohasche eine höhere Anzahl von Extremwerten eliminiert werden musste. Diese Ausreißer sollten anschließend nicht mehr in die Berechnungen (Mittelwert und Variationskoeffizient) einbezogen werden. Insgesamt zeigt sich auch hier, dass eine höhere Elementkonzentration generell zu mehr Sicherheit bzgl. des Analysewertes führt. Allgemein ist festzustellen, dass bei der Strohasche durchweg große Unterschiede zwischen den Labors bestehen. Da die Halmgutaschen aufgrund ihres erhöhten Silikatanteiles eine schwierige Analysenmatrix darstellen, zeigen hier die Institute, die einen silikaterstörenden Säuretotalaufschluss angewendet haben, deutlich höhere Konzentrationswerte auf als die anderen Labors (z.B. Lab 1).

Bei den Elementen, die aus umwelttechnischer Sicht besonders bedeutsam sind (N, S und Cl), ergibt sich für die Brennstoffe ein differenziertes Bild. Während bei N und Cl noch relativ niedrige Schwankungsbreiten (VK = 7 bis 21 %) bestehen, ist die Schwefelanalyse offenbar mit einiger Unsicherheit belastet. Das ist nicht nur an den hohen Variationskoeffizienten (52 bzw. 26 %) abzulesen, sondern auch an der Tatsache, dass hier bei zwei Labors die Nachweisgrenzen unterschritten werden.

Die Analysenergebnisse der Brennstoffe bescheinigen der Bayerischen Hauptversuchsanstalt in Weihenstephan (HVA) eine hohe Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus den übrigen Paralleluntersuchungen. Gleichzeitig werden relativ niedrige Nachweisgrenzen erreicht. Aus diesem Grund wurde dieses Institut mit der Bestimmung der Elementgehalte für die weiteren Biomasseproben beauftragt. Das gilt ebenfalls für das Ingenieurbüro BIOS-Energiesysteme in Graz, das für die Durchführung der weiteren Ascheanalysen ausgewählt wurde.

Tab. 18 Analysenwerte aus dem Laborvergleich: Ergebnisse der Brennstoffuntersuchungen

			Holz (Fichte)							GETREIDESTROH (Winterweizen)								
			HVA	Lab2	Lab3	Lab4	Lab5	n	Ø	VK (%)	HVA	Lab2	Lab3	Lab4	Lab5	n	Ø	VK (%)
I	Gesamtkohlenstoff	Gew.-%									45,4	50,6	n.b.	n.b.	46,83	3	47,61	4,6%
	Wasserstoff	Gew.-%									n.b.	4,3	n.b.	n.b.	6,49	2	5,40	20,3%
II	Gesamtstickstoff	Gew.-%	0,19	0,12	0,16	n.b.	0,1875	4	0,16	17,2%	0,65	0,79	0,68	n.b.	0,69	4	0,72	7,3%
	Gesamtschwefel	mg/kg TS	100	<100	190,5	<200	206	5	159	51,6%	1060	890	890,8	1540	1600	5	1196	26,1%
	Gesamtchlor	mg/kg TS	65	36	51,7	<100	45	4	49	21,4%	1500	1200	1401,5	1300	1870	5	1454	15,9%
IV	Phosphor	Gew.-%	0,02	<0.1	n.b.	0,0034	0,0097	3	0,011	62,0%	0,08	0,1	n.b.	0,0320	0,0822	3	0,087	10,2%
	Kalium	Gew.-%	0,07	0,1	<0.09	0,0470	0,0677	5	0,075	24,7%	0,88	1,0	0,6119	0,7300	0,921	5	0,829	16,8%
	Calcium	Gew.-%	0,20	0,20	0,1528	0,1542	0,1633	5	0,174	12,3%	0,24	0,3	0,1314	0,2400	0,2337	5	0,229	23,8%
	Magnesium	Gew.-%	0,03	0,02	0,025	0,0224	0,0210	5	0,024	15,1%	0,08	0,09	0,00255	0,0916	0,0924	4	0,089	5,6%
V	Arsen	mg/kg TS	0,045	<0.05	<0.15	<0.10	<1	2	0,05	5,3%	0,11	<0.05	<0.15	0,14	<1	4	0,11	34,6%
	Cadmium	mg/kg TS	0,13	0,10	1,1	0,16	0,14	4	0,13	16,3%	0,10	0,10	1,1	0,12	0,08	4	0,10	14,1%
	Kobalt	mg/kg TS	0,3	0,3	<0.2	1,5	0,5	4	0,28	182,6%	0,24	0,3	<0.2	0,32	0,7	5	0,35	50,9%
	Chrom	mg/kg TS	2,3	3,0	0,93	4,1	2,78	5	2,6	39,3%	6,8	1,5	0,64	2,0	1,5	4	1,4	34,7%
	Kupfer	mg/kg TS	2,5	0,9	<1.5	1,7	1,80	5	1,7	30,7%	3	1,8	<1.5	2,6	3,0	5	2,4	26,1%
	Quecksilber	mg/kg TS	<0.001	<0.05	<0.02	<0.02	0,0072	5	0,020	85,9%	0,004	<0.05	<0.02	0,023	0,014	3	0,022	35,0%
	Mangan	mg/kg TS	210	193	258	211	209	5	216	10,1%	26	28	24,3	28	24	5	26,1	6,6%
	Molybdän	mg/kg TS	0,09	<0.1	<3.0	0,12	<5	3	0,10	12,1%	0,4	<0.1	<3.0	0,23	<5	2	0,32	27,0%
	Nickel	mg/kg TS	1,2	1,8	2,5	3,5	3,3	5	2,5	35,5%	4,7	0,8	2,1	1,7	1,2	4	1,5	34,0%
	Blei	mg/kg TS	0,45	0,1	3,2	0,49	0,39	4	0,36	42,8%	0,51	0,3	3,6	0,76	0,4	4	0,49	34,8%
	Zink	mg/kg TS	21,5	19	23,5	21	18,5	5	20,7	8,7%	11	10	10,6	12,8	10,2	5	10,9	9,2%

Hinweis: Die grau markierten Felder werden bei der Berechnung des Mittelwertes und des Variationskoeffizienten (VK) nicht berücksichtigt.
 Nachweisgrenzen (Vorzeichen "<"), die nicht grau markiert sind, wurden in die Mittelwertberechnung und in die Berechnung des Variationskoeffizienten (VK) mit einbezogen

Tab. 19 Analysenwerte aus dem Laborvergleich: Ergebnisse der Aschenuntersuchungen

		HOLZASCHÉ								STROHASCHÉ							
		Lab1	Lab2	Lab3	Lab4	BIOS	n	Ø	VK (%)	Lab1	Lab2	Lab3	Lab4	BIOS	n	Ø	VK (%)
Gesamtstickstoff	Gew.-%	0,18	0,15	0,17	n.b.	0,1775	4	0,17	7,0%	0,11	0,02	0,13	n.b.	0,07	4	0,08	51,0%
Gesamtschwefel	mg/kg TS	2835	1600	n.b.	3910	3111	3	3285	13,9%	2309	2100	n.b.	6540	3091	3	2500	17,1%
Gesamtchlor	mg/kg TS	320	299	n.b.	580	260	3	293	8,5%	895	1400	n.b.	2260	1397	2	1399	0,1%
Org. geb. Chlor (EO _x)	mg/kg TS									n.b.	1	n.b.	n.b.	<0.8	2	0,90	11,1%
Anorg. geb. Chlor (wasserlösliches Chlorid)	mg/kg TS									n.b.	1400	n.b.	n.b.	1397	2	1399	0,1%
Org. geb. Kohlenstoff (TOC)	Gew.-%	30,0	24,3	n.b.	n.b.	26,35	3	26,9	8,8%	3,0	2,90	n.b.	n.b.	2,52	3	2,81	7,4%
Phosphor	Gew.-%	1,1	1,2	n.b.	0,725	0,9613	4	1,0	17,9%	0,76	1,4	n.b.	0,6650	1,2274	2	1,3	6,6%
Kalium	Gew.-%	5,8	5,4	n.b.	5,52	5,3134	4	5,5	3,3%	4,3	11,6	n.b.	8,69	11,1658	3	10,5	12,2%
Calcium	Gew.-%	19,1	21,3	n.b.	19,8	16,8804	4	19,3	8,3%	2,1	4,8	n.b.	3,07	3,9334	3	3,9	18,0%
Magnesium	Gew.-%	2,5	2,6	n.b.	2,86	2,3463	4	2,6	7,3%	0,61	1,7	n.b.	1,06	1,5226	3	1,4	18,9%
Arsen	mg/kg TS	1,3	1	<0.4	1,3	<2	3	1,2	11,8%	1,4	1	<0.4	1,70	<3	3	1,4	21,0%
Cadmium	mg/kg TS	0,73	1,05	<1.8	1,3	1,1	4	1,05	19,6%	0,1	0,15	<1.8	0,17	0,25	4	0,17	32,3%
Kobalt	mg/kg TS	30,5	32	31,9	40	36	5	34	10,2%	1,7	1	<2.0	1,9	<5	3	1,5	25,2%
Chrom	mg/kg TS	8,5	11	11,8	14	21	4	11	17,4%	10,2	22	24,6	15	25	3	24	5,6%
Kupfer	mg/kg TS	105	92	107	102	97	4	84	6,5%	13	32	34,6	12,1	29	3	32	7,2%
Quecksilber	mg/kg TS	<0.001	<0.05	<0.04	<0.02	0,003				<0.001	<0.05	<0.04	<0.02	0,0013			
Mangan	mg/kg TS	23317	24800	25586	19600	22130	5	23087	9,1%	157	496	496	174	475	3	489	2,0%
Molybdän	mg/kg TS	2,1	<1	<10	1,6	<4	2	1,9	13,5%	2,0	<1	<10	2,1	<5	2	2,1	2,4%
Nickel	mg/kg TS	34,7	28	48,0	49	52	5	42	22,0%	3,9	22	13,5	14	20	4	17	21,3%
Blei	mg/kg TS	4,8	2	12,8	4,2	5,5	4	4,1	31,8%	2,6	3	10,3	1,9	3,6	4	2,8	22,3%
Zink	mg/kg TS	334	391	428	394	387	4	387	7,8%	23	120	130	28	116	3	122	4,8%

Hinweis: Die grau markierten Felder werden bei der Berechnung des Mittelwertes und des Variationskoeffizienten (VK) nicht berücksichtigt.
 Nachweisgrenzen (Vorzeichen "<"), die nicht grau markiert sind, wurden in die Mittelwertberechnung und in die Berechnung des Variationskoeffizienten (VK) mit einbezogen
 n.b.: vom Analysenlabor nicht

F Einstellungen an der Feuerungsanlage

Einstellparameter	Werks-einstellung										Rapspress-kuchen	
	Fichte, NL	Fichte, SL	Pappel	Pellet, NL ¹⁾	Pellet, NL ²⁾	Pellet, SL	Häckselgut ³⁾	Häckselgut ³⁾	Häckselgut ³⁾	Rapspress-kuchen		
Stokermotor	U/min	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Kessel-Solltemperatur	°C	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93	93
Leistungsbrand Einschub	s	2	2	2	1	1	1	1	1	1	30	1
Leistungsbrand Pause min.	s	4	15	3	3	4	3	1	9	1	1	10
Leistungsbrand Pause max.	s	30	30	30	15	30	30	30	50	30	30	50
Glütherhaltung Einschub	s	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Glütherhaltung Pause	min	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Lambda Regelung (ja/nein)	---	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Kessel												
Hysterese	K	10	10	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Rauchgastemp. min.	°C	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Rauchgastemp. max.	°C	250	210	210	210	210	210	210	210	210	210	210
Ablaufzeit RG-Temp. min.	min	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Primärluft min.	%	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	20
Primärluft max.	%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Primär-/Sekundärluft-Nachlauf	min	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Primärluftfaktor	---	0,1	0,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Freigabetemperatur - Pumpen	°C	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Einschub												
Schnecke 1: Einschub-/Dosierbetrieb	---	Einschub	Einschub	Einschub	Einschub	Einschub	Einschub	Einschub	Einschub	Dosierer	Dosierer	Dosierer
Einschub-Nachlauf	sek	1	2	2	1	1	1	1	1	4	4	1
Brandschutzklappe Nachlauf	min	2	2	2	2	2	10	10	10	10	10	10
Entaschungsschnecke Nachlauf	sek	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
Füllstandsverzögerung Ein	sek	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Füllstandsverzögerung Aus	sek	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Max. Motorstrom Motor 1	A	2	0,5	0,5	0,7	0,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	0,7
Max. Motorstrom Motor 2	A	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5
Max. Motorstrom Motor 3	A	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5
Rücklaufzeit bei ÜBERSTROM	sek	0,5	0,3	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Entaschung Start nach min. Dosierzeit	min	100	100	100	100	100	1	1	6	4	4	2
Verzögerungszeit Druckschalter	sek	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Zündung												
Zündung Ende TRG-KV Rauchgastemp.	K	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Zündung Einschubzeit	sek	150	150	150	150	240	240	240	240	240	240	200
Zündung Versuchszeit	min	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Lambda-Regelung												
Lambdasonde (ja/nein)	---	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Lambda Sollwert	---	1,7	1,9	1,9	2,0	2,3	2,1	2,1	2,1	2	2	2,1
Lambda min. (Lambda Stopp)	---	1,4	1,6	1,6	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,4
Lambda Regelung-Verstärkung	---	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Sekundärluft min.	%	10	10	5	10	10	20	5	10	10	10	20
Sekundärluft max.	%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Saugzug												
Lüfterfaktor (Primär-Sekundär)	---	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Saugzug Start (Summe Primär + Sekundär)	%	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Saugzugventilator Nachlaufzeit	min	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Saugzug nur bei Zündung (ja/nein)	---	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein

¹⁾ bei ÖKOM1617 ²⁾ bei ÖKOM1718, ÖKOM2122, ÖKOM3132 ³⁾ bei ÖKOM2324, ÖKOM2526

⁴⁾ bei ÖKOM2728, ÖKOM2930

F Ergänzende Korrelationsanalysen

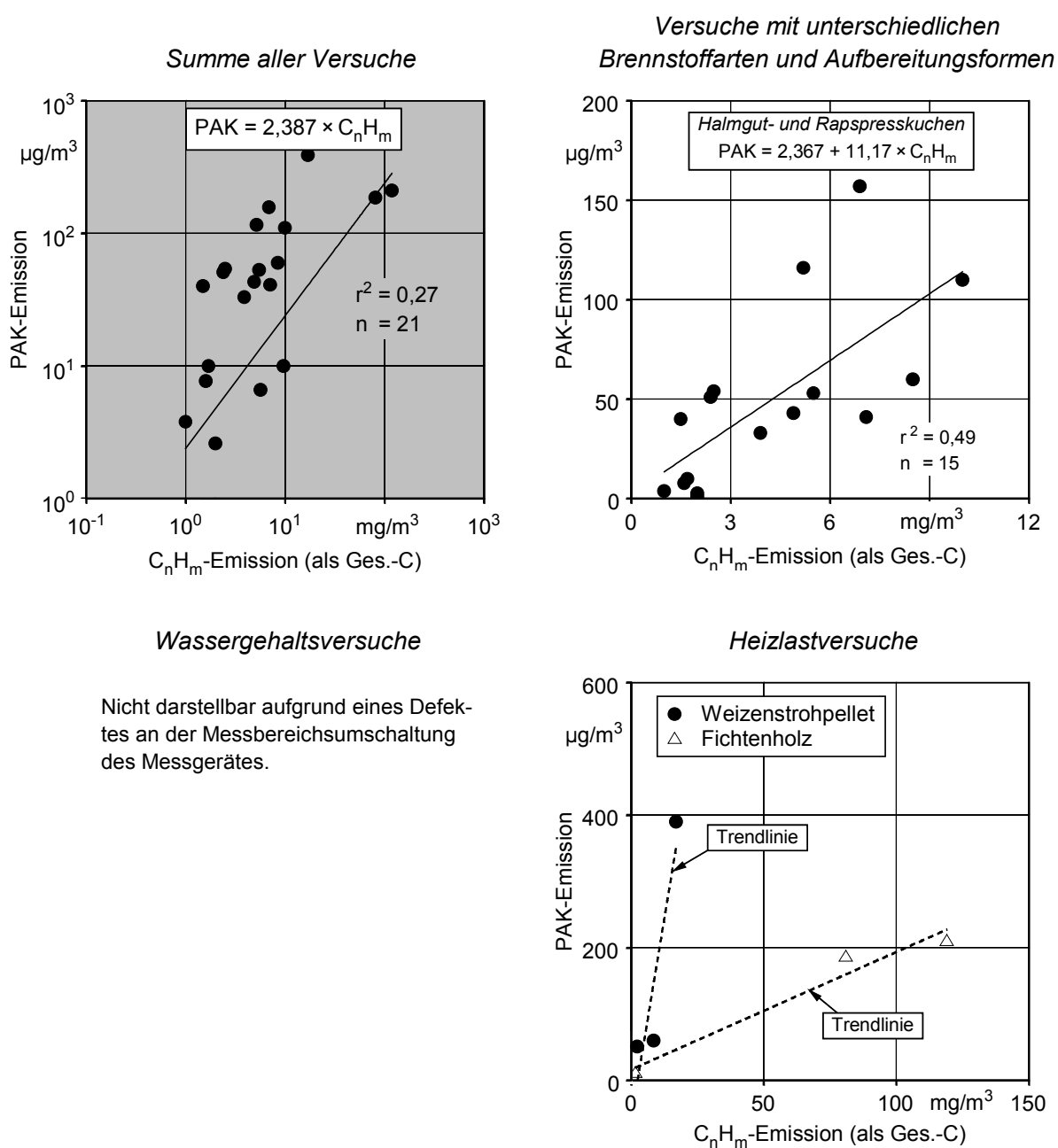


Abb. 46-A Korrelation zwischen der PAK-Emission und der C_nH_m -Emission bei den untersuchten Einflussgrößen (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Oben: Heizlast: 100 %; Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7-20$ %) Halmgut (Pellet, $w = 10-13$ % und Häckselgut, $w = 17-21$ %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11$ %). Unten links: Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut; Wassergehalt: 7, 13, 20, 41 %. Unten rechts: Brennstoff: Fichtenhackgut und Weizenstrohpellet; Wassergehalt: 13 bzw. 14 % (Holz), 11 % (Stroh)

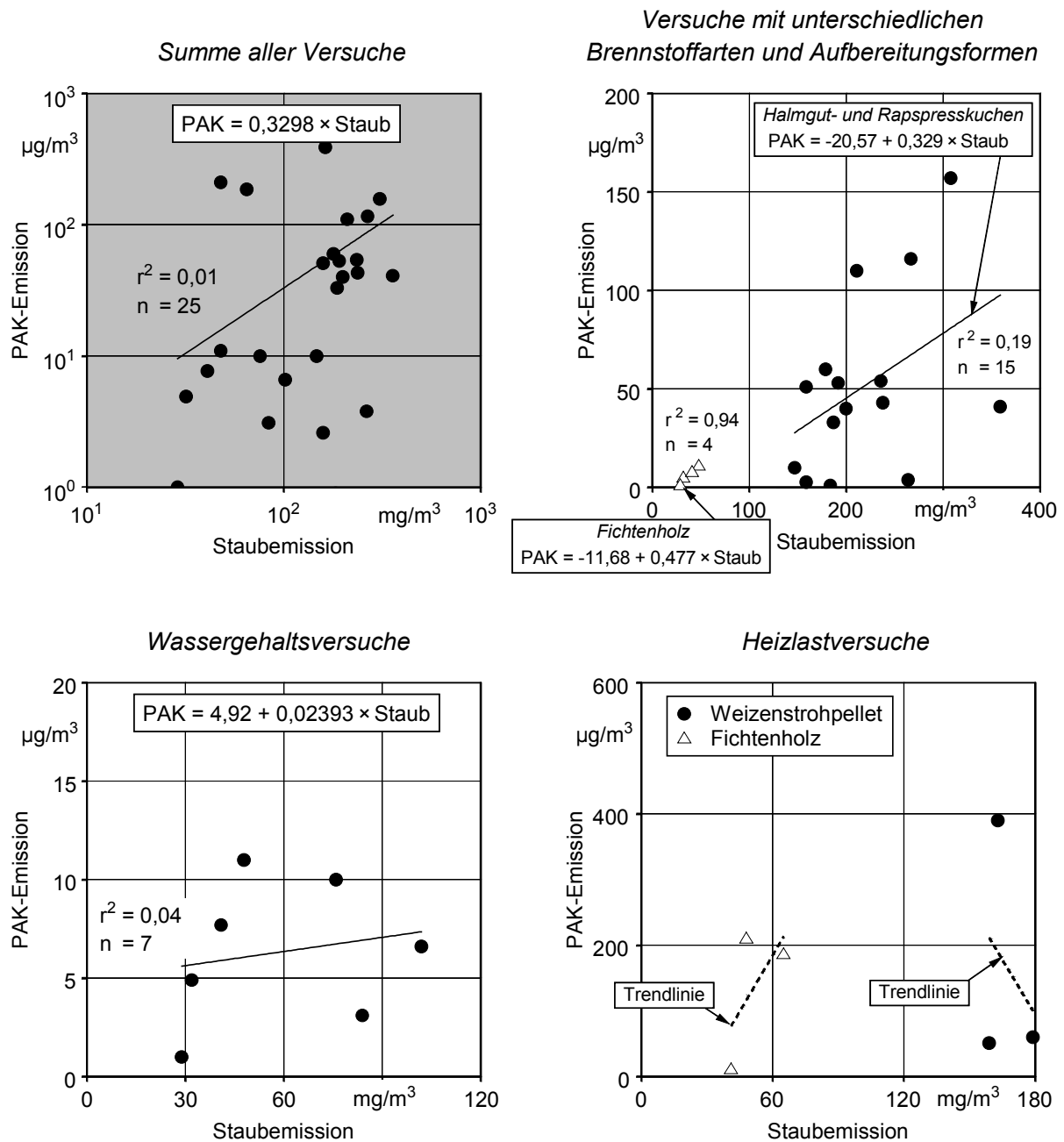


Abb. 46-B Korrelation zwischen der PAK-Emission und der Staubemission bei den untersuchten Einflussgrößen (Signifikanzniveau $\alpha = 0,01$) - Alle Werte als Vierstundenmittelwerte, bezogen auf trockenes Abgasvolumen im Normzustand bei 13 % O_2 . PAK: Summenwert von 16 Einzelverbindungen nach US-EPA. Oben: Heizlast: 100 %; Brennstoffe: Holz mit Rinde (Hackgut, $w = 7-20$ %) Halmgut (Pellet, $w = 10-13$ % und Häckselgut, $w = 17-21$ %), Ölsaatenpresskuchen (Pellet, $w = 11$ %). Unten links: Heizlast: 100 %; Brennstoff: Fichtenhackgut; Wassergehalt: 7, 13, 20, 41 %. Unten rechts: Brennstoff: Fichtenhackgut und Weizenstrohpellet; Wassergehalt: 13 bzw. 14 % (Holz), 11 % (Stroh)

Maßeinheiten und Umrechnungsfaktoren

SI-Vorsätze für dezimale Vielfache und Teile:

Deka	Hekto	Kilo	Mega	Giga	Tera	Peta	Exa	Zetta	Yotta
da	h	k	M	G	T	P	E	Z	Y
10	10 ²	10 ³	10 ⁶	10 ⁹	10 ¹²	10 ¹⁵	10 ¹⁸	10 ²¹	10 ²⁴
10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁶	10 ⁻⁹	10 ⁻¹²	10 ⁻¹⁵	10 ⁻¹⁸	10 ⁻²¹	10 ⁻²⁴
d	c	m	μ	n	p	f	a	z	y
Dezi	Zenti	Milli	Mikro	Nano	Piko	Femto	Atto	Zepto	Yocto

Umrechnungstabellen:

Druck	Pa (SI-Einheit)	kPa	MPa	hPa
1 bar	10 ⁵	100	0,1	1000
1 mbar	100	0,1	0,0001	1
Energie, Arbeit ¹⁾	J (SI-Einheit)	kJ	MJ	kWh
1 kWh	3,6 · 10 ⁶	3,6 · 10 ³	3,6	---
1 kcal ²⁾	4,187 · 10 ³	4,187	4,187 · 10 ⁻³	1,163 · 10 ⁻³

¹⁾ 1 Joule (J) = 1 Newtonmeter (Nm) = 1 Wattsekunde (Ws) = 1 kg m²/s²
²⁾ nicht mehr gebräuchlich

Maßeinheiten:

im angelsächsischen Sprachgebrauch	international, gemäß SI-Einheiten gebräuchlich (Masseverhältnis)		
1 Prozent ist 1 Teil von hundert Teilen	$\frac{10 \text{ Gramm}}{\text{pro Kilogramm}}$	10 ⁻²	10 g/kg
1 Promille ist 1 Teil von Tausend	$\frac{1 \text{ Gramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\text{g}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻³	1 g/kg
1 ppm (part per million) ist 1 Teil von einer Million Teilen	$\frac{1 \text{ Milligramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻⁶	0,001 g/kg
1 ppb (part per billion) ist 1 Teil von einer Milliarde Teilen	$\frac{1 \text{ Mikrogramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻⁹	0,000 001 g/kg
1 ppt (part per trillion) ist 1 Teil von einer Billion Teilen	$\frac{1 \text{ Nanogramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\text{ng}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻¹²	0,000 000 001 g/kg
1 ppq (part per quadrillion) ist 1 Teil von einer Billiarde Teilen	$\frac{1 \text{ Picogramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\text{pg}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻¹⁵	0,000 000 000 001g/kg
	$\frac{1 \text{ Femtogramm}}{\text{pro Kilogramm}} \left[\frac{\text{fg}}{\text{kg}} \right]$	10 ⁻¹⁸	0,000 000 000 000 001 g/kg