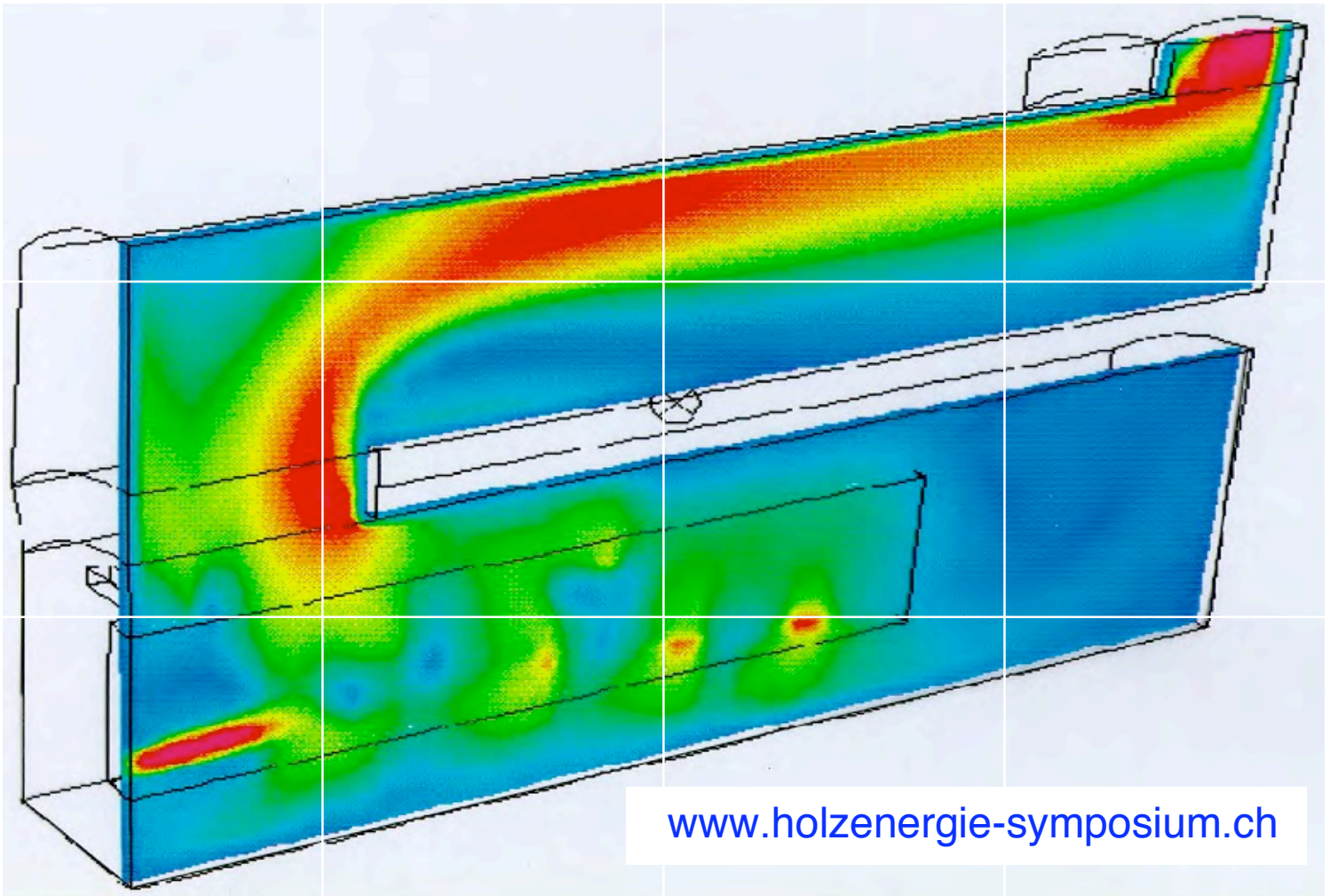


Thomas Nussbaumer (Hrsg.)

9. Holzenergie-Symposium

Feinstaubminderung und Stromerzeugung
im Rahmen der zukünftigen Energieversorgung

20. Oktober 2006, ETH Zürich



verenum



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Energie

Thomas Nussbaumer (Hrsg.):

Feinstaubminderung und Stromerzeugung im Rahmen der zukünftigen Energieversorgung. 9. Holzenergie-Symposium, 20. Oktober 2006, ETH Zürich, Zürich 2006, Verenum, Zürich und Bundesamt für Energie, Bern, ISBN 3-908705-14-2

Bezugsquellen:

Holzenergie-Symposium, c/o TEMAS AG, Egnacherstrasse 69, CH – 9320 Arbon
Telefon 071 446 50 30, Fax 071 446 50 82, Email info@holzenergie-symposium.ch

Verenum, Langmauerstrasse 109, CH – 8006 Zürich, www.verenum.ch

Weitere Informationen: www.holzenergie-symposium.ch

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
1 Ulrich Jansen: Aktionsplan Feinstaub des Bundes im Bereich Holzfeuerungen und verschärfte Emissionsgrenzwerte	7
2 Fritz Zürcher: FairFeuern – Aktionsplan zur Verhinderung erhöhter Emissionen und illegaler Abfallverbrennung	13
3 Norbert Klippel: Feinstaubbildung in Holzfeuerungen und Gesundheitsrelevanz von Holzstaub im Vergleich zu Dieseleruss	21
4 Michael Oser: Praxiserfahrungen mit Low-Particle-Feuerungen für Holzpellets	41
5 Ruedi Frey: Grundlagen und Techniken zur Feinstaubabscheidung und Einfluss von Partikeleigenschaften und Betriebsart	49
6 Reiner Bär: Praxiserfahrungen mit elektrischen Abscheidern für Holzfeuerungen ab 200 kW	63
7 Roland Schmid: Rohrelektroabscheider für Holzfeuerungen ab 200 kW: Entwicklung und Praxiserfahrung	71
8 Peter Rüegg: Klein-Elektroabscheider für Holzfeuerungen: Stand der Entwicklung und Praxiserfahrungen	79
9 Morten Berntsen: Small scale electrostatic precipitator for residential wood combustion – Elektroabscheider für häusliche Holzfeuerungen	95
10 Christian Gaegauf: Flammlose Verbrennung zur NO _x -Minderung: Konzept und Anwendung für automatische Holzfeuerung	105
11 Herbert Ortner: Technik moderner Pelletskessel mit Brennwerttechnik	115
12 Thomas Nussbaumer: Potenzial und Wirtschaftlichkeit der Holzenergie sowie Stromerzeugung in Holzgas- und Holzgas/Erdgas-Kombikraftwerk	123
13 Hermann Unsinn: 7 MWe-Holzheizkraftwerk in Kufstein: Konzept, Wirkungsgrad, Kosten und Praxiserfahrungen	161
14 Gerd Eisenbeiss: Sichere Energieversorgung für Europa – Welche Optionen haben wir und welche Rolle spielt die Biomasse?	179
Autorenverzeichnis	203

Feinstaubbildung in Holzfeuerungen und Gesundheitsrelevanz von Holzstaub im Vergleich zu Dieseleruss

Norbert Klippel und Thomas Nussbaumer, Verenum, Zürich

Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen und Dieselmotoren vergleichend untersucht und auf folgende Eigenschaften analysiert: Massenkonzentration, Anzahl und Korngrößenverteilung sowie Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Im Weiteren erfolgte eine Probenahme des Feinstaubes und deren anschliessende in vitro-Analyse auf biologische Reaktivität an Lungenzellen von chinesischen Hamstern. Die Untersuchungen erlauben eine Auswertung der Zelltoxizität sowie der Chromosomendefekte, wobei letztere als Indikator für das karzinogene Potenzial dienen. Da keine ähnlichen Untersuchungen bekannt waren, wurden verschiedene Varianten bezüglich Probenahme und -aufbereitung entwickelt. Im Beitrag wird gezeigt, dass die Methode geeignet ist, die biologische Reaktivität der untersuchten Partikel vergleichend zu beurteilen. Die Untersuchungen zeigen zudem folgende Resultate:

- Weitgehend anorganischer Feinstaub aus der nahezu vollständigen Verbrennung von naturbelassenem Holz in einer automatischen Holzfeuerung weist eine mindestens rund fünf- bis zehnfach geringere biologische Reaktivität durch Zelltoxizität auf als der untersuchte Dieseleruss.
- Kaminruss von typischen mit Holz befeuerten Kleinfeuerungen weist eine mit Dieseleruss vergleichbare biologische Reaktivität auf.
- Feinstaub aus einer sehr unvollständigen Verbrennung von naturbelassenem Holz in einem schlecht betriebenen Holzofen weist eine rund zehnfach höhere biologische Reaktivität und rund 20-fach höhere PAK-Gehalte auf als Dieseleruss. Im Vergleich zu anorganischem Holzstaub ist die biologische Reaktivität somit rund ein Faktor 100 höher.
- Die untersuchten Holzöfen weisen eine riesige Bandbreite der Feinstaubemissionen von unter 20 mg/m^3 bis über 5000 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 auf. Der höchste Wert entspricht dem Feinstaub des schlecht betriebenen Holzofens, welcher gleichzeitig die höchste biologische Reaktivität aufweist. Die grosse Bandbreite ist nicht nur, aber zu einem grossen Teil auf die Betriebsart zurückzuführen. So kann der Wechsel von einem idealen Betrieb zu einem typischen Praxisbetrieb eine Erhöhung der Emissionen um mehr als einen Faktor 10 bewirken. Dieser Sachverhalt wird in der heutigen Typenprüfung nicht ausreichend berücksichtigt, weshalb für Prüfungen eine praxismässige Betriebsart festgelegt werden sollte. Für die Partikelemissionen ist dabei die Erfassung von Anfahrvorgang, Nachlegen und stationärer Betriebsphase entscheidend, während die Ausbrandphase von untergeordneter Bedeutung ist.
- Durch sehr schlechten Betrieb ergab sich bei einem Holzofen eine Erhöhung der Staubemissionen um mehr als einen Faktor 100. Zur Reduktion der Staubemissionen aus Holzfeuerungen muss deshalb nicht nur das Abfallverbrennungsverbot, sondern auch für naturbelassenes Holz ein sachgerechter Betrieb umgesetzt werden.

1 Einleitung

Unter dem Begriff PM10 werden Partikel in der Umgebungsluft, die kleiner als $10\ \mu\text{m}$ sind, zusammengefasst. Hierzu gehören Partikel unterschiedlichster Grösse und chemischer Zusammensetzung. Hierbei stellt sich die Frage, welche dieser Partikel am meisten zur Gesundheitsschädigung beitragen – eine Frage, die seit Jahren viel diskutiert, aber nicht abschliessend beantwortet ist. Epidemiologische Studien belegen einen Zusammenhang zwischen PM10 Konzentrationen in der Umgebungsluft und negativen Auswirkungen auf die Gesundheit [1–3]. Ein besonderes Augenmerk galt in den letzten Jahren den sogenannten Nanopartikeln, also der PM10-Komponente, die kleiner als rund $100\ \text{nm}$ sind. Verschiedene Forschungsgruppen haben herausgefunden, dass diese ultrafeinen Teilchen Zellwandbarrieren unseres Körpers ohne weiteres durchdringen können [4, 5]. Sie gelangen daher nach der Inhalation ins Blut und können auch die Bluthirnschranke passieren, also ins Gehirn gelangen [6]. Eine Dosis-Wirkungsbeziehung speziell für diese Partikel ist jedoch nicht bekannt.

Wichtige Quellen für Feinstäube aus Verbrennungsprozessen sind Dieselmotoren und die Holzverbrennung. Bisherige Studien zeigen, dass die Grössenverteilung der emittierten Stäube bei beiden Quellen sehr ähnlich ist und im Bereich um $100\ \text{nm}$ liegt. Andererseits ist bekannt, dass bei modernen Holzfeuerungen die chemische Zusammensetzung der Stäube völlig anders ist als bei Dieselmotoren. Ziel dieser Studie ist es, mögliche Unterschiede in der Gesundheitswirkung dieser beiden Feinstaubkomponenten herauszuarbeiten. Weiterhin soll geklärt werden, welche Variation in Menge und Beschaffenheit der emittierten Stäube aus Holzfeuerungen auftreten können, wozu auch die Bildungsmechanismen zu unterscheiden sind.

2 Entstehung von Feinstaub bei der Holzverbrennung

Feinstaub im Abgas von Holzfeuerungen kann durch folgende Prozesse entstehen:

1. Verdampfung von anorganischen Komponenten des Brennstoffs (Kalium, Kalzium, Chlor, Schwefel) und anschliessende Kondensation zu Salzpartikeln,
2. Unvollständige Verbrennung mit Bildung von kohlenstoffhaltigen Partikeln (Russ, Teer),
3. Austrag von Aschematerial aus dem Glutbett in den Abgasstrom.

Sowohl die Korngrösse als auch die chemische Zusammensetzung der Partikel im Abgas können sich stark unterscheiden, je nachdem welcher der Bildungsmechanismen dominiert. Für moderne automatische Feuerungen ist bekannt, dass der Hauptanteil der Partikel-Emissionen aus anorganischen Salzen besteht [7, 8]. Durch eine gute Verbrennungsführung kann bei diesen Anlagen der Russanteil auf Werte unter 1 bis 5 Gew.-% begrenzt werden. Demgegenüber können bei handbeschickten Kleinfeuerungen erhebliche Anteile an Partikeln aus unvollständiger Verbrennung emittiert werden.

In dieser Arbeit werden die Gesamtemissionen und Partikelgrössenverteilungen für sehr verschiedene Holzfeuerungen untersucht. Ausgewählte Proben wurden chemisch analysiert und in biologischen Zelltests auf ihre mögliche gesundheitsschädliche Wirkung untersucht. Als Vergleichsbasis für die biologische Wirksamkeit werden Dieselmotorspartikel verwendet, deren schädigende Wirkung bekannt ist.

3 Emissionen aus automatischen Holzfeuerungen

Alle grössenaufgelösten Staubmessungen erfolgten im Bereich 20 nm bis 0.7 μm mit einem Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) und mit einem Optischen Partikelzähler (OPC) für den Grössenbereich von 0.5 μm bis 20 μm .

Sowohl die absoluten Emissionen als auch die Partikelgrössenverteilungen sind bei automatischen Holzfeuerungen ähnlich wie bei Dieselmotoren. Typische Emissionen liegen im Bereich von 50 bis 150 mg/m^3 . In Bild 1 ist das Ergebnis einer Messung an einer 200 kW Holzschnitzelfeuerung bei stabilen Bedingungen und bei Betriebstemperatur dargestellt. Die Umrechnung der Anzahlgrössenverteilung in Partikelmasse (Bild 2) ergibt ein ausgeprägtes Maximum, das zu grösseren Partikeln steil abfällt. Die Maxima liegen bei 70 nm in der Anzahl- und bei 110 nm in der Massenverteilungsfunktion.

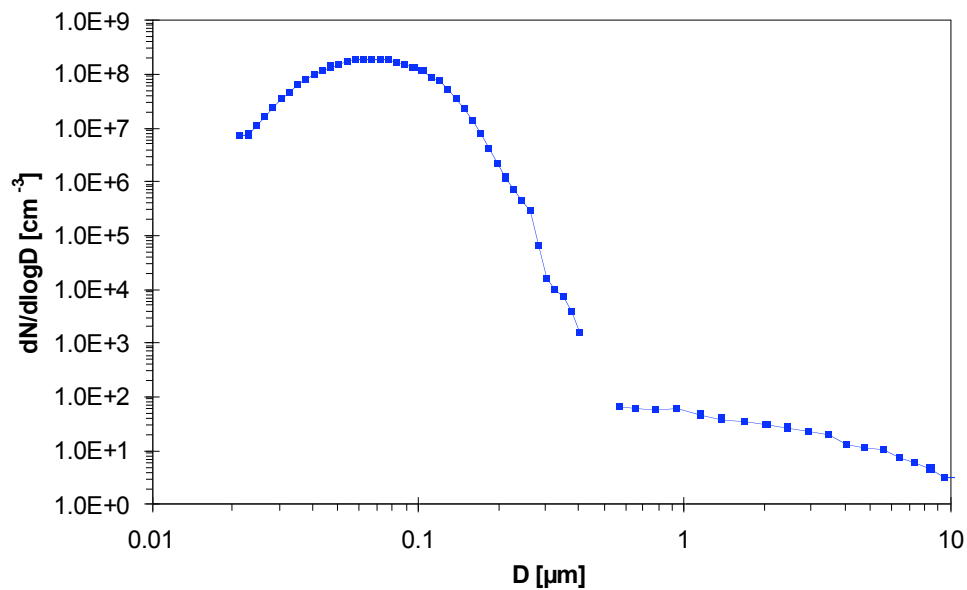


Bild 1 Anzahlgrössenverteilung der Partikel im Abgas einer automatischen Feuerung.

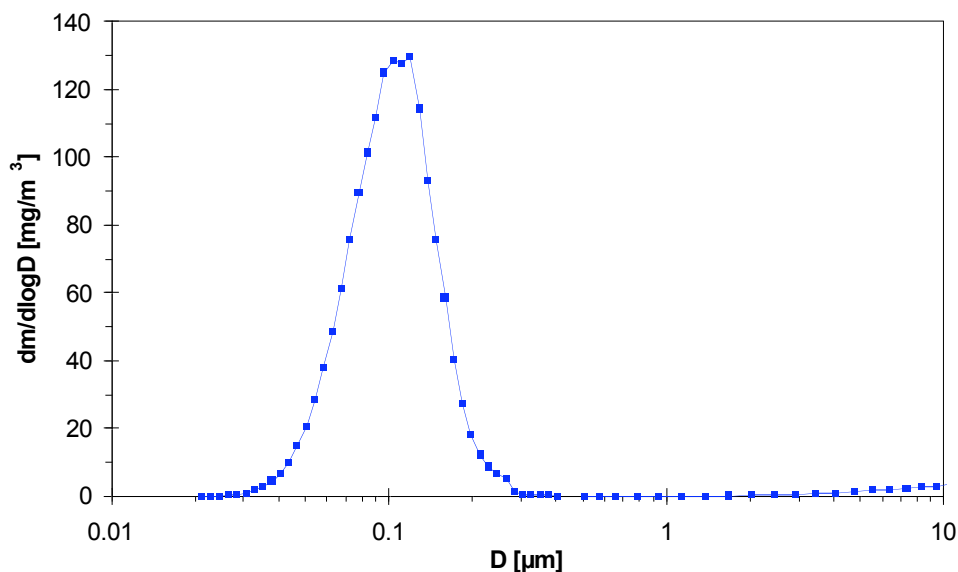


Bild 2 Massengrössenverteilung der Partikel im Abgas einer automatischen Feuerung.

Der wesentliche Unterschied zwischen automatischen Holzfeuerungen und Dieselmotoren liegt in der chemischen Zusammensetzung der emittierten Partikel. Dieselmotoren emittieren vorwiegend Russ, also unverbrannten Kohlenstoff. Demgegenüber können die Russmissionen durch nahezu vollständigen Ausbrand bei einer stationären und gut geregelten Verbrennung in automatischen Holzfeuerungen weitgehend vermieden werden. Der dominierende Bestandteil der Partikel bei automatischen Holzfeuerungen sind anorganische Salze aus den Mineralstoffen der verbrannten Biomasse [8]. In Bild 3 ist das Ergebnis der chemischen Analyse für eine Staubprobe aus einer automatischen Holzschneitzel-Feuerung gezeigt. Der Anteil an unverbranntem Kohlenstoff (Russ) lag bei dieser Probe unter 3 %.

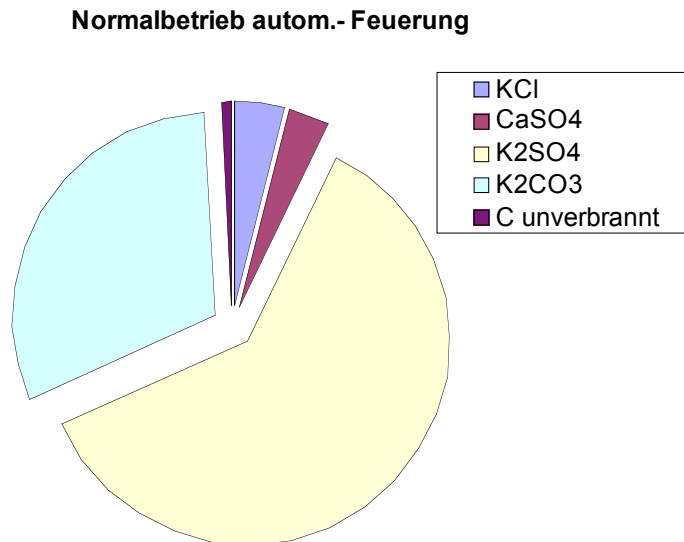


Bild 3 Staubinhaltsstoffe bei einer Probe aus dem Abgas einer automatischen Feuerung im Normalbetrieb. Eine solche Probe wurde auch für die später beschriebenen biologischen Tests verwendet.

4 Emissionen aus Stückholzöfen

4.1 Untersuchte Holzöfen

Bei handbeschickten Holzfeuerungen ist die Verbrennungsqualität stark von der Betriebsart abhängig. Die resultierende Bandbreite der Emissionen wurde an drei verschiedenen Holzöfen gemessen (Bild 4).

- Ofen 1: Einfacher Metallofen mit oberem Abbrand, kleinem Feuerraum und kaum ausgeprägter Nachbrennkammer (typisch für Billigöfen, ohne Qualitätssiegel).
- Ofen 2: Typischer heutiger Zimmerofen der gehobenen Klasse mit grossem schamotiertem Feuerraum und oberem Abbrand. Sekundärluft und Ausbrandzone sind vorhanden, jedoch keine räumlich klare Trennung zwischen den Zonen und eine Sekundärluftzuführung direkt im Feuerraum, nicht in einer verjüngten Zone. Der Ofen verfügt über das Qualitätssiegel.
- Ofen 3: Zimmerofen mit zweistufiger Verbrennung in Anlehnung an einen unteren Abbrand sowie mit Sekundärluftzufuhr in einer verjüngten Zone und einer nachfolgenden, schamotierten Nachbrennkammer.



Bild 4 Untersuchte Holzöfen.

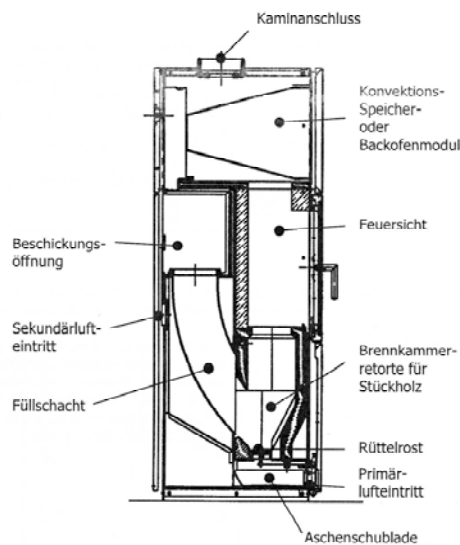


Bild 5 Aufbau des Ofens 3 mit zweistufiger Verbrennung.

4.2 Vorgehen und Resultate an Feinstaub

Gemäss Norm zur Durchführung der Messungen für das Qualitätssiegel für Holzöfen und die Typenprüfung (EN 13240) erfolgt die Betriebsweise der Holzfeuerungen so, dass zuerst eine Grundglut erzeugt wird, und die Messung anschliessend ab Nachlegen der Holzcharge auf die Grundglut beginnt. Wenn zum Nachlegen sehr kleine Holzchargen mit trockenem Stückholz verwendet werden (im vorliegenden Fall 2 Holzscheiter à 750 g von Buchenholz mit $w = 12\%$), so erreichen alle getesteten Öfen Emissionen von $\leq 50 \text{ mg/m}^3$ (bei 13 Vol.-% O_2). Ein typisches Grössenspektrum für Optimalbetrieb bei einer Gesamtemission von 20 mg/m^3 ist in Bild 6 gezeigt.

Die Bandbreite der möglichen Emissionen ist jedoch viel grösser als mit diesem optimalen Betrieb erfasst wird. So weist der Cheminéeofen mit Qualitätssiegel (Ofen 2) bei Verwendung

einer grossen Holzcharge und feuchtem Holz Emissionen von 500 mg/m^3 auf. Die höchsten Emissionen wurden mit über 5000 mg/m^3 an einem einfachen Metallofen (Ofentyp 1) bei sehr schlechten Betriebsbedingungen gemessen, also nach Füllen des Ofens mit normalem Holz und geschlossener Luftklappe.

Höhere Emissionen führen zu einer Verschiebung des Partikelspektrums zu grösseren Partikeln, was mindestens teilweise auf Agglomeration von immer mehr gebildeten Primärpartikeln zurückzuführen ist. Ungeachtet dieser Verschiebung ist die wesentliche Partikel-fracht in jedem Fall auf Partikel unterhalb $3 \mu\text{m}$ Durchmesser zurückzuführen. Alle diese Partikel sind inhalierbar und zu einem grossen Teil auch lungengängig.

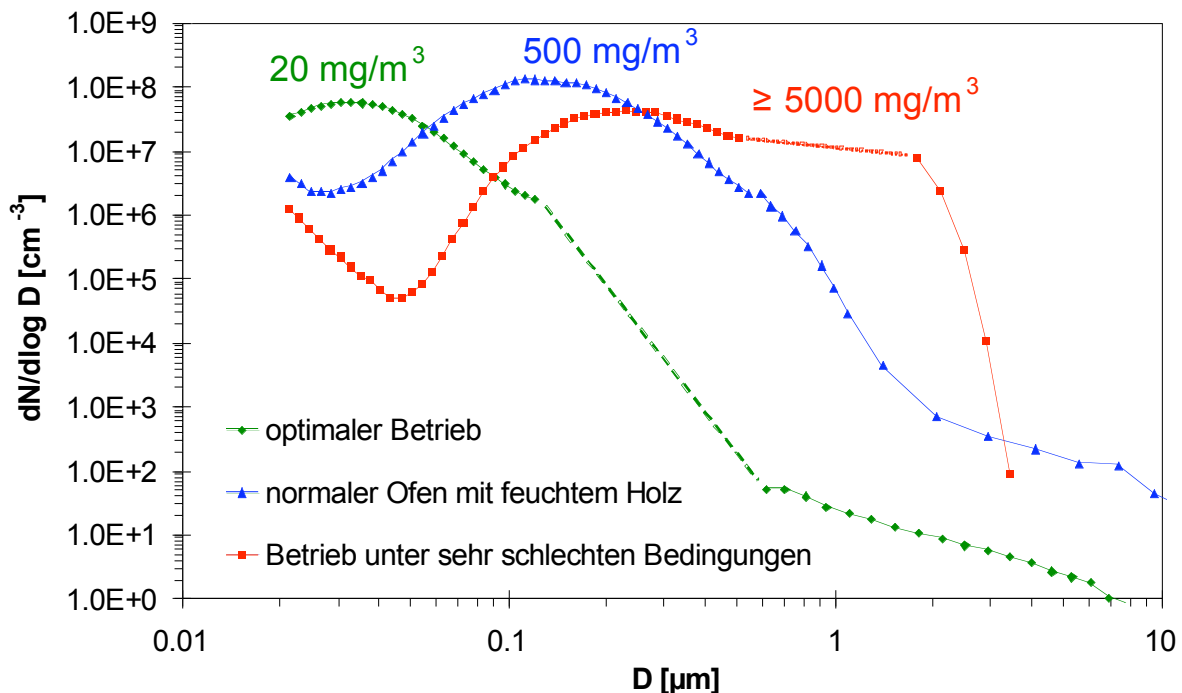


Bild 6 Anzahlgrössenverteilung und Gesamtemissionen bei unterschiedlicher Betriebsart von Stückholzöfen.

Zur Beurteilung der Gesundheitsrelevanz ist auch ein Vergleich mit therapeutischen Aerosolen interessant. Stand der Technik sind derzeit Inhalationsgeräte, die therapeutische Aerosole von etwa $5 \mu\text{m}$ Durchmesser erzeugen. Speziell für die Pädiatrie wurden inzwischen Dispergierer entwickelt, die Aerosole von etwa 2 bis $3 \mu\text{m}$ Durchmesser erzeugen, um bei den noch engen Atemwegen von Kindern ein möglichst tiefes Eindringen in die Atemwege zu ermöglichen [9]. Die bestverfügbaren therapeutischen Aerosole haben daher etwa die gleiche Grösse wie die Partikel aus den schlechtesten Verbrennungsbedingungen.

Eine Sonderstellung bei diesen Tests nimmt der Ofen 3 mit zweistufiger Verbrennung ein. Er erreicht im günstigsten Fall sehr tiefe Emissionen von etwa 10 mg/m^3 . Bei nicht optimalem Brennstoff, also Holz mit höherer Feuchte bis zu $w = 30\%$, lagen die Emissionen noch immer zuverlässig unter 100 mg/m^3 , mit typischen Emissionen von 20 – 50 mg/m^3 praktisch unabhängig von Betriebszustand und Holzart.

Das Designkonzept für diesen Cheminéeofen ist ähnlich wie bei automatischen Feuerungen. Die im unten liegenden Glutbett erzeugten brennbaren Gase werden in einer räumlich getrennten Zone durch Zuführung von Sekundärluft nachverbrannt. Auf diese Weise entsteht eine nahezu vollständige Verbrennung mit minimaler Russbildung. Durch die Holzzuführung über einen Füllschacht ist zudem ein Überfüllen ausgeschlossen.

Die tiefsten Partikelemissionen bei diesem Ofentyp entstehen nach der Anfeuerphase. Bei zunehmender Aufwärmung auf volle Betriebstemperatur steigen die Emissionen leicht an von 10 mg/m^3 auf 30 mg/m^3 (Bild 7). Parallel gesammelte Staubproben sind zu Beginn schwarz; bei höheren Emissionen entsteht ein hellgrauer Belag (Bild 8). Die zusätzlich gebildeten Partikel bei hoher Betriebstemperatur sind daher mit hoher Wahrscheinlichkeit anorganische Salze, wie bei automatischen Feuerungen. Bei guter Ausgasung aus dem Glutbett entsteht bei diesem Ofen zeitweise eine blaue Flamme, ähnlich wie bei einem Gasbrenner mit Vormischung (Bild 9).

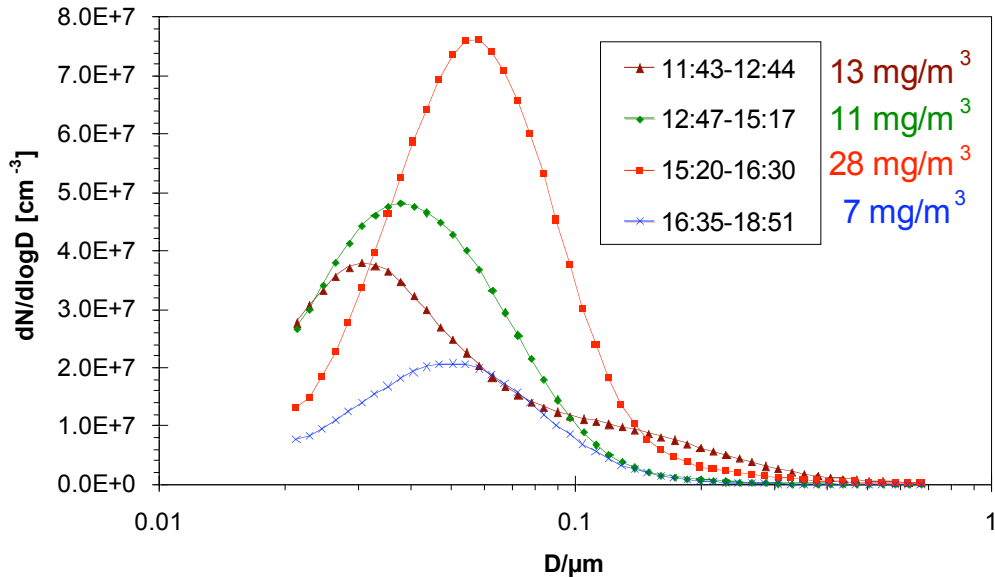


Bild 7 Zeitlich gemittelte Messungen bei Ofen 3 mit trockenem Buchenholz ($w=12\%$) und Ergebnis der parallel durchgeführten gravimetrischen Filtermessungen. Die zeitlich erste Kurve zeigt die Anfeuerphase, die letzte Kurve die Ausbrandphase. Beim dazwischenliegenden stabilen Betrieb lagen die Emissionen bei 11 bis 28 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 .

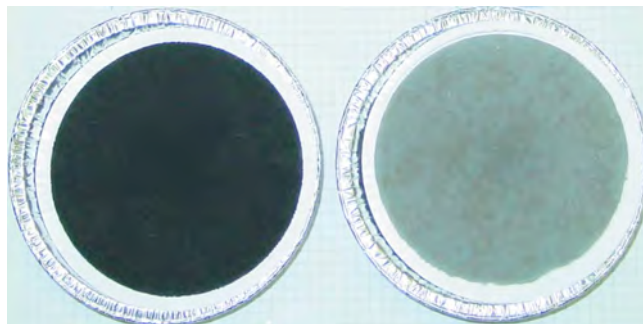


Bild 8 Filterproben von Ofentyp 3, links: Messung während der Anfeuerphase, rechts: Messung während konstantem Betrieb mit hohen Verbrennungstemperaturen.



Bild 9 Flammenbilder Ofen 3. Links nach der Anfeuerphase, rechts bei Betriebstemperatur.

4.3 Einfluss der Verbrennungsphasen

Ein Hauptziel für die Konstruktion und den Betrieb von Holzfeuerungen ist die Erreichung einer annähernd vollständigen Verbrennung während der stationären Verbrennungsphase. Während des Anfahrvorgangs sind erhöhte Emissionen dagegen unvermeidbar. Als weiteres Ziel ist aber anzustreben, dass der Anfahrvorgang möglichst kurz und die stationäre Verbrennungsphase im Verhältnis zur Anfahrphase möglichst lang ist. Eine lange stationäre Abbrandphase kann in Stückholzfeuerungen mit unterem Abbrand oder wie bei Ofen 3 mit umgelenktem Unterabbrand dadurch erreicht werden, dass während des Abbrands kontinuierlich Holz aus dem Füllschacht in die Verbrennungszone nachrutscht.

In der vorliegenden Untersuchung wurde der Einfluss des Anfahrvorgangs auf die Gesamtemissionen an Kohlenmonoxid und an Feinstaub bestimmt, indem die Partikelemissionen mittels SMPS und OPC quasi-kontinuierlich erfasst und auf Massenkonzentrationen umgerechnet wurden, welche mittels gravimetrischer Staubmessung validiert wurden. Durch Messung des Abgasvolumenstroms wurde daraus der Massenstrom der Emissionen ermittelt und über die gesamte Abbranddauer aufsummiert. Damit kann der zeitliche Verlauf des Anteils des während eines Abbrands gesamthaft emittierten Feinstaubes ermittelt und die Relevanz des Kaltstarts und weiterer Phasen mit erhöhten Emissionen quantitativ beurteilt werden. Bild 10 zeigt dazu die Auswertung der Kohlenmonoxid- und Partikelemissionen während eines Abbrands im Holzofen mit zweistufiger Verbrennung, welcher inklusive Startphase mittlere Staubemissionen über den gesamten Abbrand von unter 20 mg/m^3 (bei 13 Vol.-% O_2) erzielt. Die Emissionsdaten sind dabei in Frachten in g/h bzw. mg/h ausgewiesen. Daraus geht der typische Anfahrpeak an Kohlenmonoxid und Partikelemissionen hervor. Im Weiteren geht hervor, dass im Ausbrand hohe Kohlenmonoxidemissionen auftreten, während die Partikelemissionen nicht ansteigen, da im Ausbrand nur noch Kohlenstoff unter Bildung von Kohlenmonoxid vergast, jedoch keine organischen Substanzen als Brennstoff mehr zur Verfügung stehen und damit auch nur geringe Mengen an Kohlenwasserstoffen und organischen Partikel freigesetzt werden.

Bild 11 zeigt den zeitlichen Verlauf des Anteils an Kohlenmonoxid und Partikeln über den Abbrand. Daraus geht hervor, dass nach rund 10% der Abbranddauer bereits rund 50% der und nach 50% des Abbrands über 90% der gesamten Partikelmenge emittiert wurde. Im Gegensatz dazu wurden nach 10% Abbranddauer weniger als 10% des gesamten Kohlenmonoxids und nach 50% der Abbranddauer weniger als 50% des Kohlenmonoxids emittiert. Dies zeigt, dass zur Erfassung der Partikelemissionen die erste Abbrandhälfte und dabei insbesondere der Anfahrvorgang entscheidend ist, während der Ausbrand für die Partikelemissionen nur von untergeordneter Bedeutung ist. Gleichzeitig zeigen diese Resultate auch auf, dass alleinig anhand des Kohlenmonoxidgehalts nicht sicher die Höhe der Feinstaubemissionen geschlossen werden kann, da Staub und Kohlenmonoxid ein unterschiedliches Verhalten während der verschiedenen Abbrandbedingungen aufweisen.

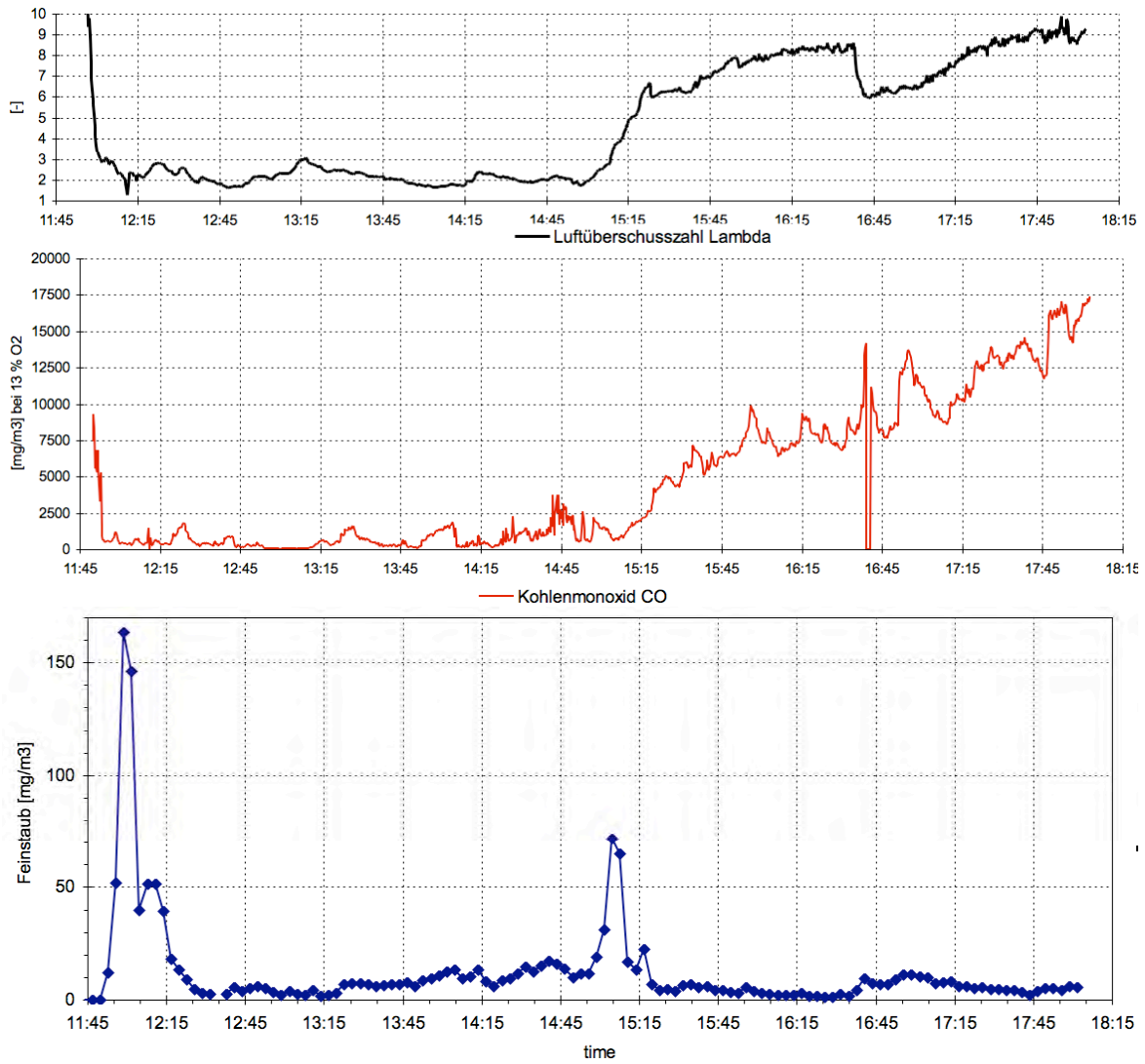


Bild 10 Zeitlicher Verlauf von Luftüberschuss, Kohlenmonoxid und Partikelemissionen während eines Abbrands im Holzofen mit zweistufiger Verbrennung.

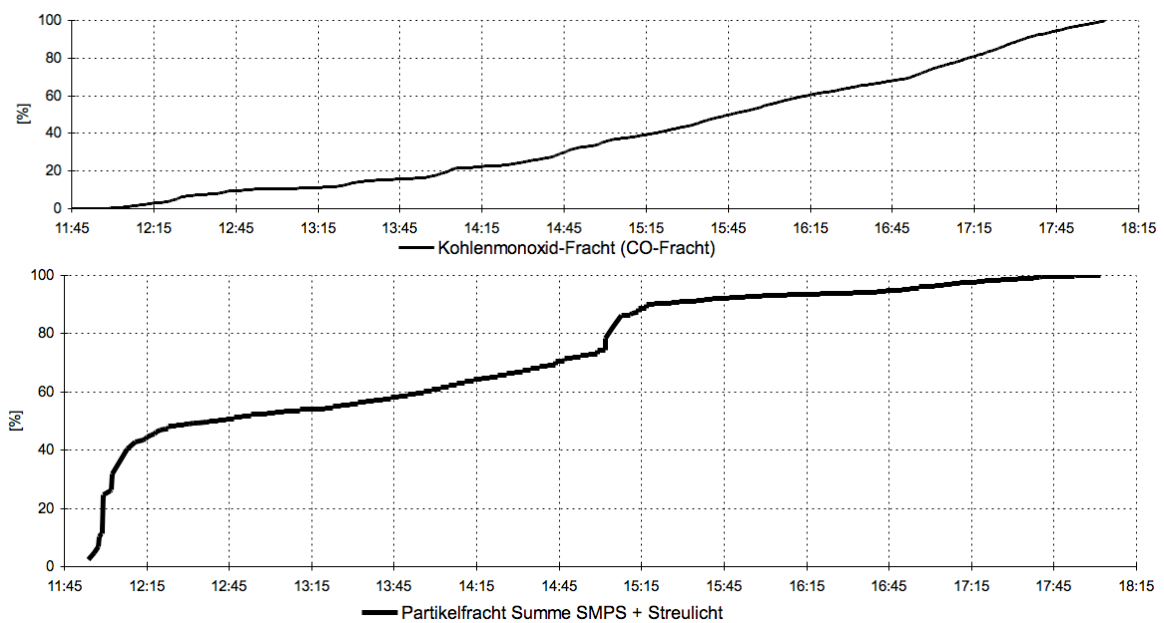


Bild 11 Zeitlicher Verlauf des prozentualen Anteils an den Gesamtemissionen an Kohlenmonoxid und Partikelemissionen während des gleichen Abbrands wie in Bild 10.

5 Emissionen eines Pelletofens

Als Vergleich zu den Stückholzöfen wurde das Emissionsverhalten eines Pelletofens (8 kW Nennleistung) gemessen. Da der Betrieb eines solchen Ofens automatisiert ist, ist der Einfluss des Betreibers gering. Die Emissionen konnten daher bei normalen Betriebseinstellungen des Ofens charakterisiert werden.

Der Pelletofen ist für den Betrieb mit Holzpellets ausgelegt. Testweise wurde auch der Betrieb mit Getreidpellets gemessen, um den Einfluss auf die Emissionen zu beurteilen.

Die Emissionen mit Holzpellets betragen bei diesem Ofentyp stabil rund 15 bis 17 mg/m³ bei effektivem O₂-Gehalt im Abgas, allerdings bei einem mittleren Luftüberschuss von 4, so dass die Staubemissionen 24 bis 26 mg/m³ bei 13% Vol.-% O₂ betragen.

Mit Getreidpellets steigen die unnormierten Staubemissionen auf doppelt so hohe Werte wie bei Holzpellets, allerdings bei gleichzeitig erhöhtem Luftüberschuss von 8, so dass die Staubemissionen rund 165 mg/m³ bei 13% bei 13% Vol.-% O₂ betragen. Gleichzeitig erhöhten sich auch die NO_x-Emissionen von 200 mg/m³ auf 800 mg/m³ bei 13% Vol.-% O₂. Der Hauptteil der Partikelemissionen liegt in beiden Fällen im Feinstbereich unter 1 μm. Bild 12 zeigt das Korngrössenspektrum mittels SMPS bis 1 μm. Ergänzende Messungen der grösseren Partikel mit OPC ergaben keinen wesentlichen Zusatzbeitrag zu den Gesamtemissionen.

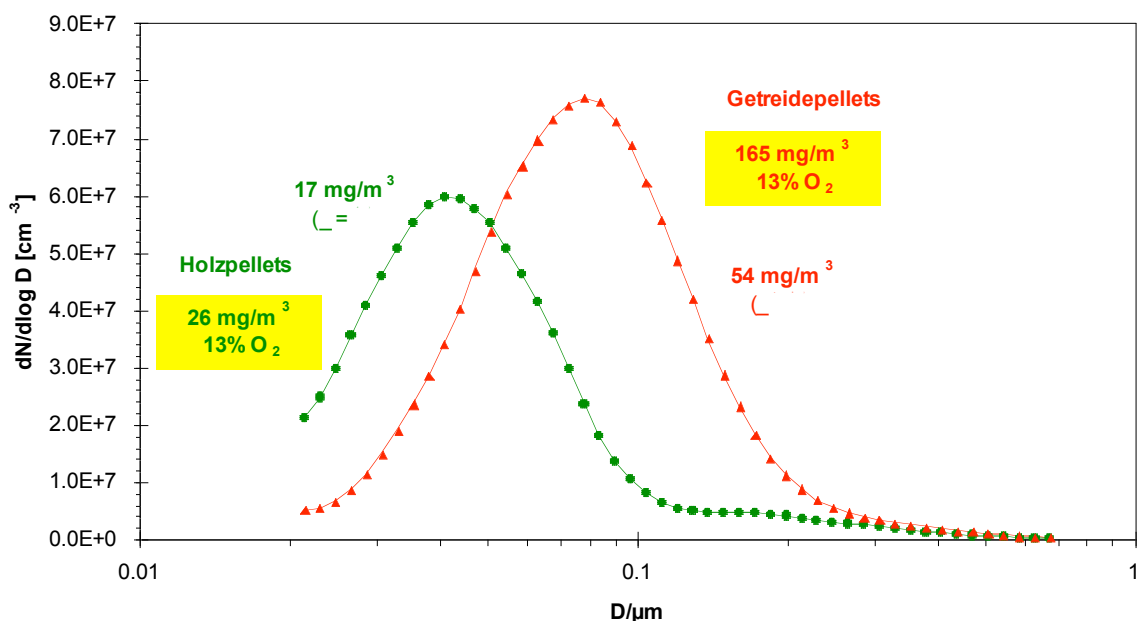


Bild 12 Anzahlgrössenverteilung der Partikel im Abgas des Pelletofens mit Holzpellets und Getreidpellets.

6 Zelltests

6.1 Mögliche Schädigungsmechanismen

Verbrennungsaerosole aus Holzfeuerungen und Dieselmotoren gelangen aufgrund ihrer Grösse in alle Bereiche des Atmungstrakts. Die biologische Schädigung durch die Inhalation von (nichtradioaktiven) Feinstäuben kann grundsätzlich auf die folgenden drei Arten erfolgen:

1. Direkte Schädigung von Zellen mit der Folge des Zelltods eines Teils der Zellen.
2. Schädigung der Chromosomen einiger Zellen, ohne dass ein nennenswerter Teil der Zellpopulation abstirbt. Fehlerhaft reparierte Chromosomenbrüche können dann zu potenziellen Vorläufern von kanzerogenen Zellen werden.
3. Schädigung des Körpers durch die Immunantwort auf die inhalierten Schadstoffe.

In dieser Arbeit wurden Indikatoren für die ersten beiden Schädigungsmechanismen durch biologische Tests an Zellkulturen untersucht.

6.2 Methodik

Die biologischen Zelltests wurden mit V79-Lungenfibroplastzellen des chinesischen Hamsters durchgeführt [10]. Vorteil dieser Zelllinie ist, dass die Zellkerne sehr verschieden geformte Chromosomen haben und sich dadurch Chromosomenschäden leicht nachweisen lassen. In einer ersten Testreihe wurde die Toxizität der Stäube untersucht. Hierzu wurde eine genau definierte Menge an gesammelten Feinpartikeln der Nährlösung der Zelle zugegeben. Die Überlebensrate der Zellen wurde für verschiedene Partikelkonzentrationen im Medium untersucht. Zur Messung der Zellaktivität, und damit des Überlebens der Zellen, diente bei diesem Test die mitochondriale Aktivität, die sich mit einem entsprechenden Testverfahren messen lässt (XTT-Test [11]).

In einer zweiten Testreihe wurden Chromosomenschäden in Abhängigkeit der zugegebenen Partikelkonzentration untersucht. Chromosomenschäden lassen sich einerseits durch festgestellte Chromosomenbrüche detektieren. Alternativ dazu kann auch untersucht werden, ob sich sogenannte Mikrokerne gebildet haben. Diese Mikrokerne entstehen aus abgebrochenen Chromosomenbruchstücken und sind ein Mass für Chromosomenbrüche während der Zellteilung. Bei diesen Tests wurde die Schwellenkonzentration bestimmt, ab der sich Chromosomenbrüche, also Mikrokerne, nachweisen lassen.

Die biologischen Tests wurden von RCC Cytotest Cell Research in Darmstadt, Deutschland, durchgeführt.

6.3 Probennahme

Für die spätere Durchführung biologischer Tests wurde an den Kleinf Feuerungen eine Probenahme parallel zur gravimetrischen Staubmessung durchgeführt. Hierzu wurde ein Teil des Abgases zunächst in zwei Waschflaschen mit destilliertem Wasser geleitet und abgekühlt. Der grösste Teil der Partikelfracht wurde dabei nicht im Wasserbad abgeschieden, da Russpartikel hydrophob sind. Diese Partikel wurden auf einem nachgeschalteten Planfilter bei Raumtemperatur gesammelt. Sowohl die Flüssigkeit in den Waschflaschen als auch die Partikel auf dem nachgeschalteten Filter wurden für ausgewählte Versuche analysiert.

Bei sehr schlechtem Betrieb des einfachen Metallofens mit Staubemissionen von mehr als 5000 mg/m³ ergab sich eine hohe Filterbeladung und die Flüssigkeit in den Waschflaschen verfärbte sich dunkelbraun (Bild 13). Sowohl Filter als auch die Flüssigkeit hatten einen beissenden Geruch.



Bild 13 Anzahlgrößenverteilung der Partikel im Abgas des Pelletofens mit Holzpellets und Getreidepellets.

Die Probennahme an einer automatischen Holzfeuerung und an einem Dieselmotor erfolgte an der EMPA Dübendorf [8]. Hierzu wurden zunächst umfangreiche Probennahmen mit grossen Planfiltern im Abgasstrom eines Personenwagens mit Dieselmotor ohne Partikelfilter nach Euro 3 auf dem Motorenprüfstand durchgeführt. Die Probennahme für die automatische Holzfeuerung erfolgte mit dem selben Filteraufbau an einer Unterschubfeuerung mit 100 kW Leistung. Die unterschiedlichen Filterproben ergeben einen typischen schwarz-weiss Vergleich (Bild 14). Obwohl die Filter aus der automatischen Holzfeuerung stärker beladen wurden, blieben sie weiss, während alle Dieselfilter schwarz waren.



Bild 14 Filterproben von einem Dieselmotor (links) und einer automatischen Holzfeuerung (rechts).

Die so gesammelten Proben konnten gut chemisch analysiert werden, waren aber nur bedingt geeignet für biologische Zelltests, da sich der gesammelte Staub oder Russ nicht vollständig vom Filtermaterial separieren liess. Für besonders sensitive biologische Tests wurde eine weitere Dieselmotorprobe verwendet. Der Dieselmotor stammt aus einem Partikelfilter grosser Fläche und sehr tiefer Strömungsgeschwindigkeit, wie er testweise an einem Stadtbus nach Euro 2 eingesetzt wurde [12]. Wegen der geringen Filtrationsgeschwindigkeit konnte dieser Filter über einen längeren Zeitraum sehr stark beladen werden. Der Russ lässt sich dann als trockenes Pulver entfernen, ohne dass Filterfasern mitgerissen werden. Diese Probe wurde von der Firma TTM zur Verfügung gestellt.

Bei gutem Betrieb der Holzöfen waren die Staubkonzentrationen im Abgas zu gering, um genügende Probemengen für biologische Zelltests zu sammeln. Um einen Anhaltspunkt für die Wirksamkeit von Stäuben aus guten bis durchschnittlichen Verbrennungsbedingungen zu erhalten, wurde vor dem Beginn der gesamten Versuchsreihe Staub aus dem Ofenrohr des Versuchsstandes entnommen. Der dort abgesetzte Staub entstand beim Testbetrieb mit verschiedenen Öfen über mehrere Monate. Diese Probe dient als Abschätzung für einen durchschnittlichen Betrieb.

6.4 Zelltoxizität (Zytotoxizitätstests)

In einer ersten Testreihe wurde die Zytotoxizität der Filterproben vom Diesel-Personenwagen und der automatischen Holzfeuerung verglichen. In Bild 15 ist die Zellüberlebensrate als Funktion der Partikelkonzentration in der Nährlösung der Zellen (Zellmedium) aufgetragen.

Der gesammelte Staub wurde zusammen mit dem Filtern zunächst vollständig in Zellkulturflüssigkeit dispergiert. Diese Flüssigkeit enthielt noch keine lebenden Zellen. Anschliessend erfolgte eine bestmögliche Abtrennung der Filterfasern aus der Flüssigkeit, so dass ein konzentriertes Gemisch aus Nährlösung mit Partikeln zur Verfügung stand. Diese Lösung wurde in verschiedener Verdünnung einer Zellkultur zugegeben. Die Beobachtung der Zellüberlebensrate erfolgte durch eine Messung der mitochondrialen Aktivität der behandelten Zellen im Vergleich zu einer unbehandelten Referenzgruppe.

Als Blindproben wurden unbeladene Filter in der gleichen Weise aufbereitet wie die partikelbeladenen Filter. Die so erhaltene Konzentratlösung war partikelfrei, enthielt aber noch unvollständig separierte Filterfasern. Diese führten in den Zelltests ebenfalls zu einer Schädigung. Die mittlere Überlebensrate war dabei praktisch unabhängig von der Menge zugegebenen Konzentrats und betrug etwa 70%. Hieraus ergibt sich eine reduzierte Nachweisempfindlichkeit bei diesen Proben, d. h. Zellschädigungen sind erst dann signifikant durch die zugegebenen Partikel hervorgerufen, wenn die Überlebensrate weniger als 70% beträgt.

Die Zellschädigung durch Dieselpartikel war deutlich grösser als durch Partikel aus der automatischen Holzfeuerung (Bild 15). Bei einer Dieselpartikel-Konzentration von 3 mg/ml sind praktisch alle Zellen abgestorben, während bei der selben Konzentration an Partikeln aus der automatischen Holzfeuerung die Zellschädigung noch an der Nachweisgrenze liegt.

Da diese Art von Holzfeuerung vorwiegend anorganische Salze emittiert, wurde als weiterer Vergleichstest eine reine Kalium-Salzlösung zu den Zellkulturen gegeben. Dieser Test hat den Vorteil, dass keinerlei Filterfasern in der Zellkulturlösung mehr vorliegen und damit auch kleine Schädigungen gut erfasst werden. Eine K_2SO_4 - oder KCl-Lösung führte praktisch zur gleichen Dosis-Wirkungskurve wie die Holzfeuerungspartikel. Auch reine Salzpartikel sind also in hohen Konzentrationen zelltoxisch. Die beobachtete Toxizität dieser Holzfeuerungspartikel kann also allein durch deren Hauptbestandteil, die anorganischen Salze, erklärt werden.

Die Partikelemissionen aus den Kleinf Feuerungen sind nur teilweise auf die Bildung anorganischer Salze zurückzuführen. Bei hohen Emissionen dominiert die Bildung von Russ und führt zur Schwärzung der Filter. Unter optimierten Bedingungen ist ein Gemisch aus Russ und anorganischen Salzen zu erwarten. Die vier Teilproben von Holzverbrennungsstaub aus dem Kaminrohr der Versuchsanlage ergeben entsprechend Zellschädigungskurven, die zwischen dem Dieselryss und den rein salzhaltigen Stäuben aus der automatischen Verbrennung liegen (Bild 16). Als Vergleichsbasis wurde hierbei die pulverförmige Dieselryssprobe verwendet, um den Untergrundeffekt durch Filterfasern ganz auszuschliessen.

Die Filterproben aus sehr schlechter Verbrennung ($\geq 5 \text{ g/m}^3$ Emission) waren hoch beladen, so dass eine Abtrennung der Russpartikel von den Filtern gut möglich war. Die Zelltests mit

diesen Partikeln ergaben eine deutlich höhere Toxizität als für Dieseleruss. Geringfügige Restverunreinigungen von Filterfasern hatten in Blindtests keinerlei signifikante Auswirkungen, so dass die beobachtete Schädigung eindeutig auf die Holzrusspartikel zurückzuführen ist. Ein Vergleich der 50% Schädigungskonzentration zeigt, dass diese Holzrusspartikel aus sehr schlechter Verbrennung etwa 10 mal zelltoxischer sind als Dieseleruss (Bild 14).

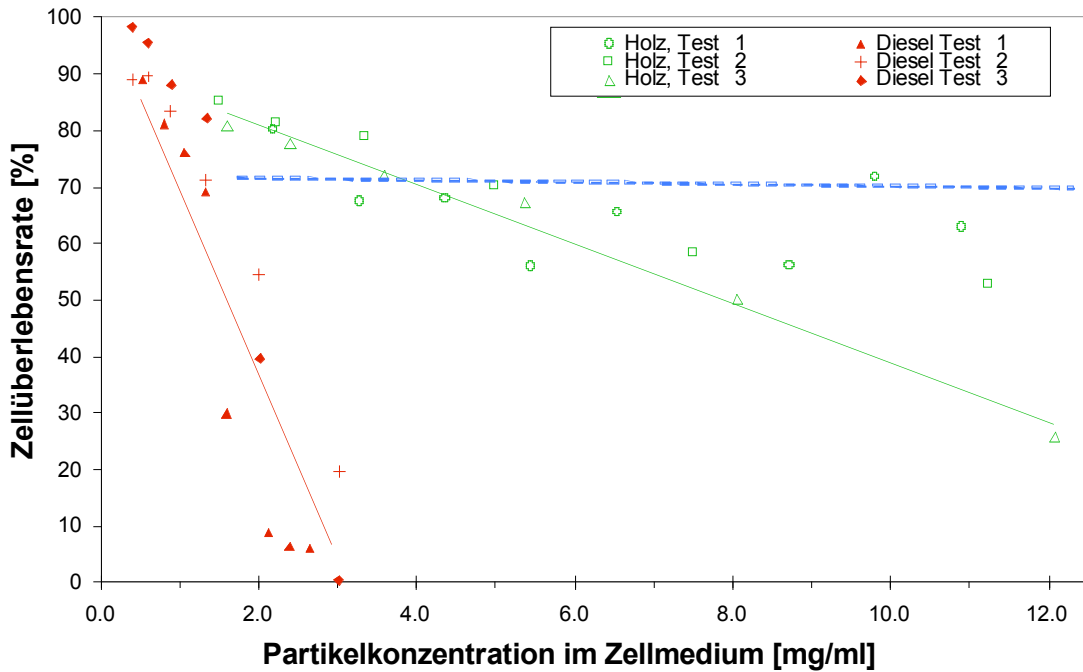


Bild 15 Zytotoxizitätstests für Staub aus einer automatischen Holzfeuerung im Vergleich zu Dieseleruss. Die gestrichelte Linie gibt die Grenze der Nachweisempfindlichkeit dieses Tests an, d. h. erst bei einer Überlebensrate unter 70% ist die Schädigung signifikant.

Biologische Zelltests: Holzruss im Vergleich zu Dieseleruss

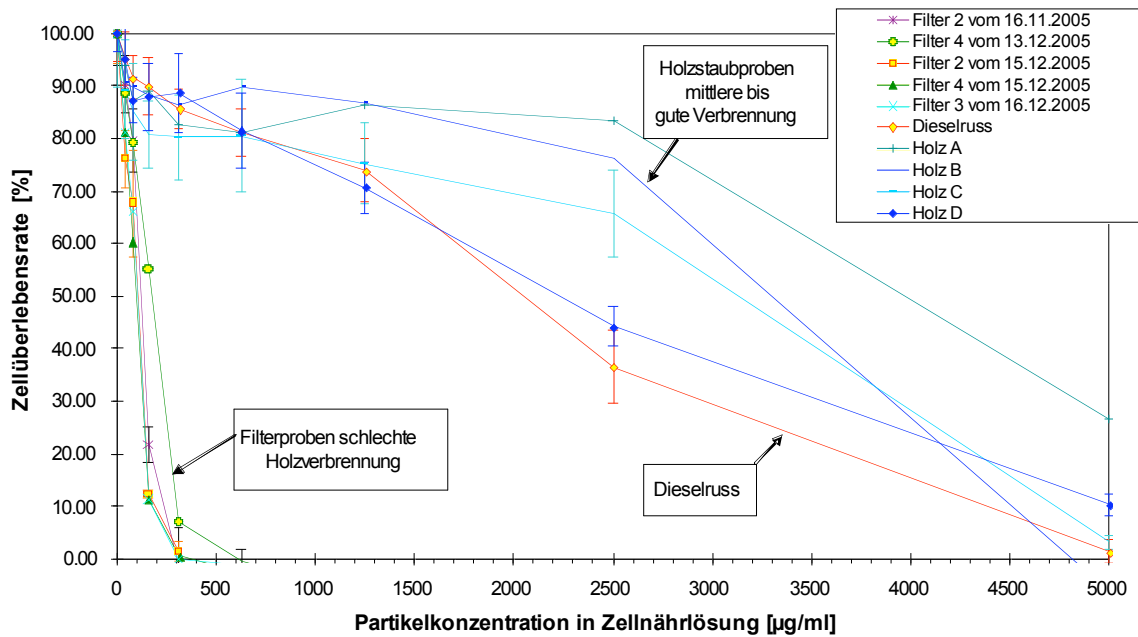


Bild 16 Zytotoxizitätstest für Holzruss aus Kleinfeuerungen im Vergleich zu Dieseleruss.

6.5 Mikrokerntests für Chromosomendefekte

Für ausgewählte Proben wurden zusätzlich Mikrokerntests durchgeführt, um die Schwellenkonzentration für Chromosomendefekte nachzuweisen. Diese Tests ergaben ein vergleichbares Bild wie die Zytotoxizitätstests, allerdings sind die Konzentrationen hierbei deutlich geringer (Bild 17). Für die Staubproben vom Dieselmotor und gesammelten Holzstaub aus dem Kaminrohr lagen die Schwellenkonzentrationen für den Nachweis von Chromosomenbrüchen bei $300 \mu\text{g/ml}$ und $600 \mu\text{g/ml}$. Dieser scheinbar grosse Unterschied entspricht einer Stufe in der gewählten Verdünnungsreihe und ist an der Grenze der Signifikanz. Ähnlich wie beim Zytotoxizitätstest ist also auch hier die Holzstaubprobe vergleichbar bis geringfügig weniger toxisch als Dieseleruss.

Ein sehr deutlicher und signifikanter Unterschied ergab der Mikrokerntest für die beiden Proben aus sehr schlechter Holzverbrennung. Hier lag die Schwellenkonzentration für eine Schädigung bereits bei $6 \mu\text{g/ml}$ und $20 \mu\text{g/ml}$. Auch hier korreliert das Ergebnis des Mikrokerntests mit dem Zytotoxizitätstest, d. h. die etwas weniger toxische Probe hat auch eine höhere Schwellenkonzentration für das Auftreten von Chromosomenbrüchen. Ein Vergleich zur Dieselerussprobe ergibt für die getesteten Proben aus sehr schlechter Holzverbrennung eine mindestens 15 mal tiefere Schwellenkonzentration für den Nachweis von Chromosomenbrüchen.

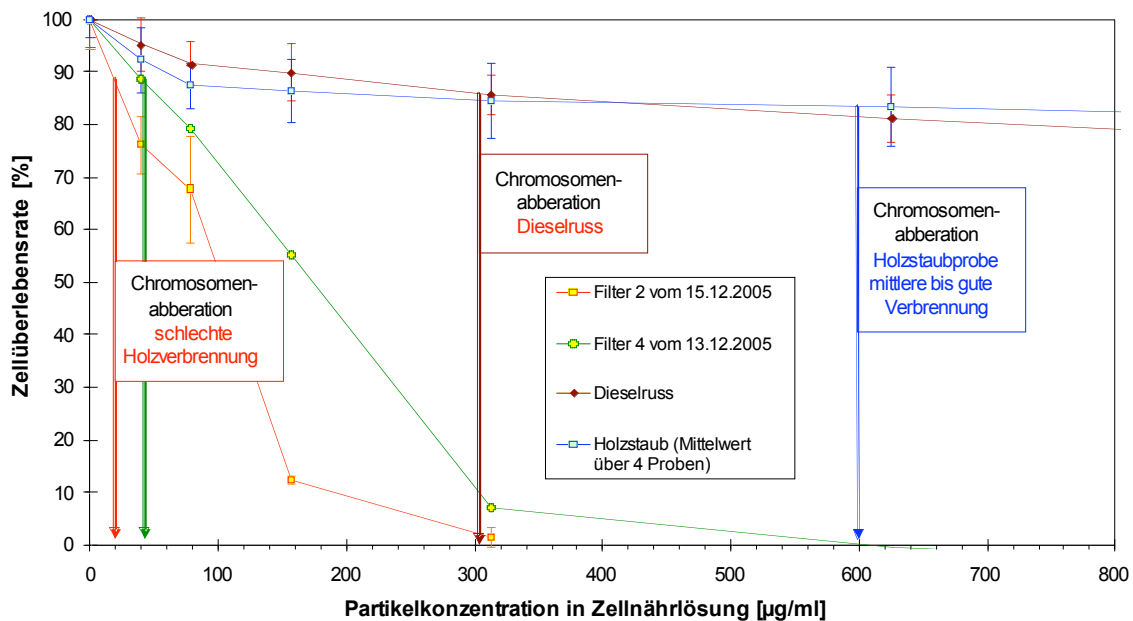


Bild 17 Mikrokerntest für Holzruss aus Kleinf Feuerungen im Vergleich zu Dieseleruss.

7 PAK-Analyse von Staubproben

Einige polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind bekanntermassen kanzerogen. Der bekannteste Vertreter hierbei ist das Benzo(a)pyren. Die amerikanische Umweltbehörde EPA (Environmental Protection Agency) hat eine Liste von 16 PAK herausgegeben, die als kanzerogene Leitsubstanzen gelten. PAK entstehen als Syntheseprodukte während der Holzverbrennung und werden nur bei unvollständigem Ausbrand der Gase emittiert. Um zu prüfen, ob die höhere Toxizität der Probe aus unvollständiger Verbrennung mit einem hohen PAK-Gehalt korreliert, wurde eine chemische Analyse dieser Probe im Vergleich zu einer Dieselrussprobe durchgeführt. Das Ergebnis der PAK-Analyse ist in Tabelle 1 zusammengefasst und zeigt, dass der Staub aus schlechter Holzverbrennung mit 1,12 g/kg oder 0,112 Gew.-% etwa 20 mal mehr PAK enthält als die Dieselrussprobe. Besonders hohe Konzentrationen im Holzstaub weisen Fluoren, Phenanthren, Fluoranthen und Pyren auf. Fluoren zählt zu den besonders toxischen PAK und wird unter anderem zur Pestizidherstellung verwendet.

Tabelle 1 Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in der Staubprobe aus sehr schlechter Holzverbrennung im Vergleich zu Dieselruss.

PAK-Komponente		Staub von Holzverbrennung	Dieselruss
Naphthalin	mg/kg	13	42
Acenaphthylen	mg/kg	129	7.1
Acenaphthen	mg/kg	17	< 3
Fluoren	mg/kg	173	< 3
Phenanthren	mg/kg	231	3.7
Anthracen	mg/kg	65	< 3
Fluoranthen	mg/kg	154	< 3
Pyren	mg/kg	170	< 3
Chrysen	mg/kg	54	< 3
Benzo(a)anthracen	mg/kg	44	< 3
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	30	< 3
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	11	< 3
Benzo(a)pyren	mg/kg	25	< 3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	9	< 3
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg	< 8	< 3
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg	< 8	< 3
EPA-PAK-Gehalt im Staub	mg/kg	1 120	53
bei Staubgehalt im Abgas von	mg/m ³	5 000	100
beträgt der EPA-PAK-Gehalt im Abgas	µg/m ³	5 600	5,3

8 Schlussfolgerungen

8.1 Methodik

- In der vorliegenden Untersuchung wird eine Methode vorgestellt zur indikativen Beurteilung der potenziellen Gesundheitsrelevanz von Feinstäuben. Dazu erfolgt eine Probenahme der Partikel im Abgasstrom, welche nach einer Probenaufbereitung für biologische Tests an Lungenzellen von Hamstern verwendet werden. Die durchgeführten Zelltests an Partikeln von Holzfeuerungen und Dieselmotoren erlauben einen relativen Vergleich der biologischen Wirksamkeit der Stäube. Untersucht wurden die Zelltoxizität sowie Chromosomendefekte als Indikator für das karzinogene Potenzial. Eine vergleichbare Information geht aus im Abgas messbaren physikalischen Messgrößen nicht hervor und sie kann auch nicht mit Sicherheit aus chemischen Einzelanalysen abgeleitet werden. Die vorgestellte Methode ermöglicht somit die zusätzliche Erfassung einer wesentlichen Eigenschaft der Abgasemissionen und dient damit als wichtige Ergänzung zur Kenntnis der Partikelmassenkonzentration und der Korngrößenverteilung sowie allfälliger chemischer Analysen.
- Die quantitative Beurteilung der Wirksamkeit von auf Filterproben gesammelten Partikeln mit geringer Toxizität wird dadurch eingeschränkt, dass auch inertes Filtermaterial eine biologische Reaktion bewirken kann. Die Toxizität von auf Filtermaterial gesammelten Partikeln kann somit erst ab einem bestimmten Schwellenwert bewertet werden, weshalb teilweise auch eine Beprobung ohne Filter erfolgte und für künftige Untersuchungen allenfalls eine Probenahme mit höherer Sensitivität eingesetzt werden könnte. Im Weiteren ist zur Durchführung der vorgestellten Tests eine Mindestprobenmenge von einigen Gram Partikeln erforderlich, die bei sehr geringen Partikelgehalten im Abgas nur mit erheblichem Beprobungsaufwand gesammelt werden kann. Aufgrund des geringen Massenstroms an Partikeln aus sehr guter Verbrennung von Holz in einer Kleinfeuerung konnten deshalb noch keine entsprechenden Partikel im Rahmen der vorliegenden Untersuchung analysiert werden.
- Zur Ableitung der Konsequenzen von Feinstaub in der Umgebungsluft ist zu beachten, dass die Methode lediglich die biologische Reaktivität der Feinstäube sowie der an den Feinstäuben adsorbierter Schadstoffe erfasst. Einwirkungen gasförmiger Schadstoffe im Abgas sowie kombinierte Wirkungen von Schadgasen und Partikeln werden damit nicht erfasst. Ebenso werden allfällige Veränderungen der Partikel in der Atmosphäre, aber auch mögliche Veränderungen zwischen Probenahme und Zelltest nicht erfasst.

8.2 Gesundheitswirkung der untersuchten Feinstäube

- Holzfeuerungen und Dieselmotoren weisen bei normaler Betriebsweise Feinstaubemissionen mit vergleichbaren Massenkonzentrationen in der Größenordnung von 100 mg/m^3 und ähnlichen Korngrößen mit einem Maximum um $0,1 \text{ }\mu\text{m}$ auf. Bei sehr unvollständiger Verbrennung von Holz steigt der Staubgehalt deutlich an, was gleichzeitig mit einer Verschiebung des Korngrößenmaximums zu grösseren Partikeln verbunden ist. Holzstaub und Dieselmotoren sind aber in jedem Fall zum überwiegenden Teil lungengängige Feinstäube kleiner $2,5 \text{ }\mu\text{m}$ und damit potenziell gesundheitsrelevant. Aufgrund ihrer Korngrösse ist bei allen untersuchten Staubarten davon auszugehen, dass sie in den Atemtrakt und insbesondere auch in die Alveolen der Lunge eindringen können.
- Feinstaub aus der nahezu vollständigen Verbrennung von naturbelassenem Holz in automatischen Holzfeuerungen ist grossteils anorganisch und besteht hauptsächlich aus

Salzen. Dieser Feinstaub weist eine mindestens rund fünffach geringere Zelltoxizität auf als der untersuchte Dieseleruss.

- Feinstaub aus dem Kamin von unter Prüfstandsbedingungen betriebenen Kleinfeuerungen mit Holz weisen eine vergleichbare Toxizität und Chromosomenschädigung auf wie Dieseleruss.
- Der Feinstaub aus sehr unvollständiger Verbrennung von Stückholz aus einem schlecht betriebenen Holzofen besteht grossteils aus Russ und organischen Substanzen und er weist einen rund 20-fach höheren PAK-Gehalt auf als der untersuchte Dieseleruss. Dieser russartige Holzstaub ist rund zehnmal wirksamer in Bezug auf Zelltoxizität und Chromosomenschädigung als Dieseleruss und somit rund zwei Grössenordnungen schädlicher als salzartiger Holzstaub aus einer automatischen Holzfeuerung.
- Der Anfahrvorgang führt bei Holzfeuerungen zu erhöhten Emissionen an Feinstaub und gasförmigen Schadstoffen aus unvollständiger Verbrennung. Zur Beurteilung der Emissionen von handbeschickten Holzfeuerungen ist deshalb die Erfassung des Anfahrvorgangs entscheidend. Der Ausbrand führt zwar als Folge der Vergasung von Holzkohle zu hohen Kohlenmonoxidemissionen, in der Regel nur zu geringen Emissionen an Feinstaub und organischen Verbindungen. Da die Kohlenmonoxidemissionen gesundheitlich kaum relevant sind im Vergleich zu Feinstaub und organischen Verbindungen, ist der Ausbrand lufthygienisch unkritisch im Vergleich zum Anfeuern.
- Die Bedeutung des Anfahrvorgangs bestätigen auch Praxismessungen an handbeschickten Holzfeuerungen im Kanton Zürich [13]. Für eine einfache Praxisüberwachung kann daraus abgeleitet werden, dass Rauch (nicht Wasserdampf) nur während kurzer Zeit während der Anfahrphase auftreten darf, da Rauch in der Regel mit einer deutlichen Überschreitung des Grenz- bzw. Orientierungswerts von 150 mg/m^3 bei 13 Vol.-% O_2 verbunden ist. Dabei wurde ein optisches Rauchbild definiert mit 0% (kein Rauch sichtbar), 10% (kaum sichtbar), 20% (schwach sichtbar), bis 100% (starker Rauch) und gezeigt, dass bereits ab 20% Rauchbild die Feinstaubemissionen in der Regel überschritten waren. Umgekehrt kann aufgrund von nicht erkennbarem Rauch nicht sicher auf geringe Feinstaubemissionen geschlossen werden, weil auch eine starke Verdünnung durch hohen Luftüberschuss bewirken kann, dass kaum Rauch sichtbar ist, die normierten Staubemissionen jedoch über dem Grenzwert liegen. Obwohl die Emissionen an Kohlenmonoxid und Feinstaub wie oben beschrieben nicht eindeutig miteinander korrelieren, zeigte sich für die ausgewählten Messungen an handbeschickten Holzfeuerungen, dass der Staubgrenzwert in der Regel eingehalten wird, wenn der heutige Grenzwert an Kohlenmonoxid von $4'000 \text{ mg/m}^3$ unterschritten ist.

8.3 Konsequenzen

- Wenn automatische Holzfeuerungen in Zukunft mit Feinstaubabscheidern ausgerüstet werden, welche eine Verminderung der Staubfracht um rund eine Grössenordnung auf Werte deutlich unter 20 mg/m^3 ermöglichen, tragen diese Anlagen nur noch zu einem geringen Teil der Partikel aus der Holzverbrennung bei. Da diese Partikel gleichzeitig eine geringere Schädlichkeit aufweisen, wird dieser verbleibende Anteil im Vergleich zu den restlichen Quellen als kaum mehr relevant bewertet.
- Handbeschickte Holzöfen weisen mit Emissionswerten von unter 20 mg/m^3 bis zu über $5'000 \text{ mg/m}^3$ (bei 13 Vol.-% O_2) eine riesige Bandbreite der Feinstaubemissionen auf. Obwohl die Feinstaubemissionen von der Feuerungstechnik abhängig sind, kann zumindest bei Holzöfen die Betriebsweise einen meist noch wesentlicheren Einfluss haben: So stiegen die Emissionen eines Holzofens mit Qualitätssiegel von unter 50 mg/m^3 , wenn

anstelle eines idealen Betriebs mit sehr kleinen Chargen an sehr kleinen und trockenen Holzscheitern ein Betrieb mit einer grösseren Charge von üblich grossen Holzscheitern erfolgte auf rund 250 mg/m^3 an. Bei Verwendung von feuchtem Holz betrug die Emissionen sogar rund 500 mg/m^3 .

In einem einfachen Holzofen resultierten unter schlechten Betriebsbedingungen durch Schliessen der Luftklappen Staubemissionen von über 5000 mg/m^3 , was im Vergleich zu einem Idealbetrieb mit kleinen Holzchargen im gleichen Ofen eine Erhöhung um mehr als ein Faktor 100 entspricht.

- Aufgrund dieser riesigen Bandbreite ist davon auszugehen, dass die Emissionsfrachten handbeschickter Feuerungen in der Praxis deutlich unterschätzt werden, sofern für Emissionsinventare Emissionsfaktoren von Prüfstandsmessungen verwendet werden.
- Die grosse Bandbreite der Feinstaubemissionen zwischen Idealbetrieb und schlechtem Betrieb verdeutlicht, dass für die Praxis nicht nur das Abfallverbrennungsverbot in Holzfeuerungen durchgesetzt werden muss, sondern dass gleichzeitig auch Massnahmen notwendig sind, welche einen unsachgemässen Betrieb mit naturbelassenem Holz in Praxisanlagen sicher verhindert.
- Im Weiteren ist zu beachten, dass die Innenraumbelastung von schlecht betriebenen Holzfeuerungen ein erhöhtes Gesundheitsrisiko für die Bewohner darstellen kann. Untersuchungen an Personen, welche in Mexiko auf einfachen Feuerstellen mit Holz kochen, bestätigen denn auch ein mit Rauchen vergleichbares Lungenkrebsrisiko [14]. Erhebungen in Indien zeigen, dass in Indien jährlich rund 500'000 Kinder unter 14 Jahren an den Folgen der Innenraumbelastung durch Kochen mit biogenen Feststoffen sterben und dass zwei Drittel aller an Lungenkrebs erkrankten Frauen Nichtraucherinnen sind [15].
- Ein Holzofen mit räumlicher Trennung von Füllschacht und Brennkammer sowie mit zweistufiger Verbrennung durch in einer verjüngten Zone eingemischter Sekundärluft vor der Nachbrennkammer erzielte bei idealem Betrieb sehr geringe Feinstaubemissionen von unter 20 mg/m^3 . Der wesentliche Vorteil dieses Verbrennungsprinzips besteht jedoch darin, dass selbst bei unüberwachtem Normalbetrieb mit typischen Holscheitern und gefülltem Füllschacht Emissionen von sicher unter 50 mg/m^3 eingehalten wurden. Ein drastisches Ansteigen der Emissionen durch Überfüllen ist konstruktionsbedingt ausgeschlossen. Das Konstruktionsprinzip weist aber auch für andere Arten von Fehlbedienung ein geringeres Risiko auf. Bei Befüllung mit nassem Holz erfolgt nach kurzer Zeit ein Ablöschen, so dass ein langfristiger Betrieb mit dramatisch erhöhten Emissionen im Gegensatz zu dem einfachen untersuchten Holzofen nicht möglich ist. Weil die heutigen Vorschriften zur Typenprüfung jedoch einen weitgehend idealen Betrieb während der Prüfstandsmessung nicht sicher ausschliessen, weist das zweistufige Verbrennungsprinzip bei der heutigen Typenprüfung keinen relevanten Vorteil gegenüber konventionellen Holzöfen auf. Im Weiteren ermöglicht es für den Betreiber systembedingt nur eine eingeschränkte Betriebsart, welche auf das korrekte Heizen mit Stückholz ausgerichtet ist. Aus diesem Grund hat sich ein Funktionsprinzip in der beschriebenen Art oder allfällige weitere Alternativen zu konventionellen Holzöfen auf dem Markt nicht durchgesetzt.
- Um die Feinstaubemissionen neuer Holzfeuerungen im Praxisbetrieb zu vermindern, sollten nebst der Umsetzung bisheriger Massnahmen wie FairFeuern auch praxismässige Messvorschriften zur Typenprüfung und für das Qualitätssiegel eingeführt werden. Diese sollten einen idealisierten Prüfstandsbetrieb verhindern und auch das Anfahren und Nachlegen erfassen.

9 Literatur

- [1] Dockery D., C. Pope, X. Xu, J. Spengler, J. Ware, M. Fay, B. Ferris, F. Speizer. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *The New England J. of Medicine*, Vol. 329, 1753-1759.
- [2] Pope C., Thun M., Namboodiri M., Dockery D., Evans J., Speizer F., Heath C. (1995): Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151, 669–74
- [3] Braun-Fahrländer Ch.: Health effects of aerosols: What is the epidemiologic evidence? *Aerosols from Biomass Combustion*, International Energy Agency and Swiss Federal Office of Energy, Verenum, Zürich, 2006, ISBN 3-908705-00-2, 11–18
- [4] Gehr, P. et al.: Surfactant-ultrafine particle interactions: what can we learn from PM10 studies, *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, (2000) 358, 2707-2718
- [5] Gehr, P.; Geiser, M.; Schürch, S.; Rothen, B.; Kapp, N.: How ultrafine particles may interact with pulmonary cells. *7th ETH Conf. on Nanoparticle Measurement*, Zurich 2003
- [6] Kreyling, W.; Semmler, M.; Möller, W.: Translocation of ultrafine solid combustion particles into the vascular and the central nervous system. *7th ETH Conf. on Nanoparticle Measurement* (2003), Zurich
- [7] Nussbaumer. T.; Hasler, P.: Bildung und Eigenschaften von Aerosolen aus Holzfeuerungen. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 57 (1999), 13–22.
- [8] Oser, M.; Nussbaumer, Th.; Müller, P.; Mohr, M.; Figi, R.: Mechanisms of Particle Formation in Biomass Combustion. *Second World Biomass Conference*, 10-14 May 2004, Rome, ETA Florence and WIP Munich, ISBN 88-89407-04-2, 1246–1249
- [9] Schüepf, K. et al.: In vitro determination of the optimal particle size for nebulized aerosol delivery to infants, *Journal of Aerosol Medicine*, Vol. 18, no. 2 (2005), 225-235
- [10] Ford, D.; Yerganian, G.: Observations on the chromosomes of Chinese hamster cells in tissue culture. *J. Natl. Cancer Inst.*, 21: 393-425, (1958)
- [11] Roehm, N., Rodgers, G.; Hatfield, S.; Glasebrook, A.: An improved colorimetric assay for cell proliferation and viability utilizing the tetrazolium salt XTT. *Journal of Immunological Methods*, 142 (1991), 257-265.
- [12] Mayer, A.: Persönliche Mitteilung, TTM, 2006
- [13] Wehrli, T.: *Messbericht*, Emissionsmessung an 4 Stückholzfeuerungen, Messbericht vom 28.7.06 zu Handen AWEL Kanton Zürich Abteilung Lufthygiene, Zürich 2006
- [14] Delgado, J.; Martinez, L.; Sanchez, T.; Ramirez, A.; Iturria, C.; Gonzalez-Avila, G.: Lung Cancer Pathogenesis Associated With Wood Smoke Exposure, *Chest* (2005) 128, 124–131
- [15] Ali, Z.; Narain, M.: Case Study: Indian Cookstove Program, *Rethinking our Energy Future, Dialogue on Science*, Academia Engelberg, October 9 to 11, 2006, Engelberg

Verdankung

Die vorliegende Untersuchung wurde unterstützt von:

- Bundesamt für Energie (BfE)
- Bundesamt für Umwelt (BAFU)
- Direktion für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA)
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), Santiago de Chile.

Die Durchführung erfolgte in Zusammenarbeit mit:

- EMPA Dübendorf, Abteilung Verbrennungsmotoren, Dübendorf
- Müller Holzfeuerungen, Balsthal
- Tiba Holzfeuerungen, Bubendorf
- Terraconsult, Bern
- RCC Cytotest Cell Research, Darmstadt, Deutschland
- Bachema Chemische Laboratorien, Schlieren.