

Bildung und Eigenschaften von Aerosolen aus Holzfeuerungen

T. Nussbaumer, P. Hasler

Aerosole aus Verbrennungsprozessen stammen aus zwei Quellen: Russ und kohlenstoffhaltige Verbindungen aus unvollständiger Verbrennung sowie mineralische Bestandteile aus der Holzasche. Auf den Oberflächen können zudem unverbrannte Kohlenwasserstoffe angelagert sein. Aerosole aus Verbrennungsprozessen gelten deshalb als toxikologisch relevant, wobei die lungengängigen Aerosole im Größenbereich unter $1\ \mu\text{m}$ von besonderer Bedeutung sind. In früheren Untersuchungen an einfachen Öfen und offenen Kaminen war der Hauptteil der Aerosole auf Produkte einer unvollständigen Verbrennung zurückzuführen. Neuere Untersuchungen zeigen hingegen, dass die Partikelemissionen bei gut betriebenen automatischen Holzfeuerungen hauptsächlich auf Aschebestandteile zurückzuführen sind. Die Kohlenstoffgehalte liegen in der Regel zwischen rund 10 Gew.-% bis unter 1 Gew.-%, wobei üblicherweise mehr als 80 Gew.-% der Partikel kleiner als $1\ \mu\text{m}$ sind und die Partikel eine unimodale Korngrößenverteilung mit einem Maximum zwischen $0,05\ \mu\text{m}$ und $0,2\ \mu\text{m}$ aufweisen. Vor allem bei Rinde kann ein zweites Maximum bei größeren Partikeln um $5\ \mu\text{m}$ auftreten. Ein Grossteil der Stäube aus modernen Holzfeuerungen ist somit im Größenbereich $<1\ \mu\text{m}$, in welchem Trägheitsentstauber praktisch wirkungslos sind. Da die Aerosolimmissionen heute verstärkt beachtet werden und Holzfeuerungen deutlich höhere Aerosolemissionen als Gas- und Ölfeuerungen verursachen, kommt den Mechanismen zur Aerosolbildung und potentiellen Minderungsmaßnahmen in Zukunft erhöhte Priorität zu. Der vorliegende Beitrag gibt eine Einführung in die Thematik der Aerosolbildung in Holzfeuerungen und er stellt Resultate aus Untersuchungen an verschiedenen Feuerungsanlagen vor.

Formation and behavior of aerosols from wood combustion

Aerosols from wood combustion originate from two sources: From unburnt carbon and soot as a result of incomplete combustion and from mineral matter which is released as fly ash. Earlier investigations on aerosols from wood combustion were focussing on unburnt pollutants emitted from wood stoves and open fireplaces. Present investigations from well designed and operated automatic wood furnaces show, that a carbon content in the fly ash below 1 wt.-%. to 10 wt.-%. can be achieved. Therefore,

unburnt carbon is not the prime source of aerosol emissions in well operated automatic furnaces. The particles generally show a unimodal size distribution with a maximum in the range between $0,05\ \mu\text{m}$ and $0,2\ \mu\text{m}$. More than 80 mass-% of the particles are found in the submicron range. One exception is the combustion of bark where a bimodal size distribution with a second maximum at approximately $5\ \mu\text{m}$ is found. Cyclones are not able to reduce the submicron particles significantly. The emissions of submicron particles from wood furnaces are much higher compared to gas or light fuel oil combustors. Since automatic wood furnaces use a renewable energy source and hence contribute to the aim of global sustainability, measures of reducing the aerosol emissions should be considered in the future. The present paper gives an introduction to the main aerosol formation paths and presents recent results from different investigations.

1 Einleitung

Aerosole sind feste und flüssige Partikel und Partikelansammlungen im Grössenbereich zwischen $0,001\ \mu\text{m}$ bis $100\ \mu\text{m}$, welche in einer umgebenden Gasphase suspendiert sind (z.B. Hinds 1982, Baltensperger 1997). Die Gesamtmasse von Aerosolpartikeln wird auch als partikuläre Materie (Particulate matter PM) bezeichnet. Entsprechend der Abscheidecharakteristik einer definierten Probenahme werden PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ und PM_1 bestimmt und zur Festlegung von Immissionsgrenzwerten verwendet. Die Probenahme für den PM_{10} -Wert weist dabei eine 50%-ige Abscheidung für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von $10\ \mu\text{m}$ auf.

Aufgrund ihrer Entstehungsgeschichte weisen die Partikel eines Aerosolkollektivs eine charakteristische Grössenverteilung auf, die oft mit einer logarithmischen Normalverteilung beschrieben werden kann. Die Verteilung kann aufgrund von Partikelanzahl, Partikeloberfläche oder Partikelvolumen bzw. -masse erfolgen. Die Darstellungsart wird in der Regel durch das Messverfahren bestimmt. Bild 1 zeigt die Darstellungsarten der Partikelgrößenverteilung als Anzahl-, Oberflächen- und Volumenverteilung (siehe auch Friedlander 1977, Hinds 1982). Die im Beispiel angenommene bimodale Verteilung ist nur bei der Volumenverteilung zu erkennen. Bei der Oberflächen- und noch verstärkt bei der Anzahlverteilung spielen die grösseren Partikel praktisch keine Rolle, da sie anzahlmässig im Vergleich zu den kleinen Aerosolen vernachlässigbar sind. Die Massenkonzentration zeigt ein

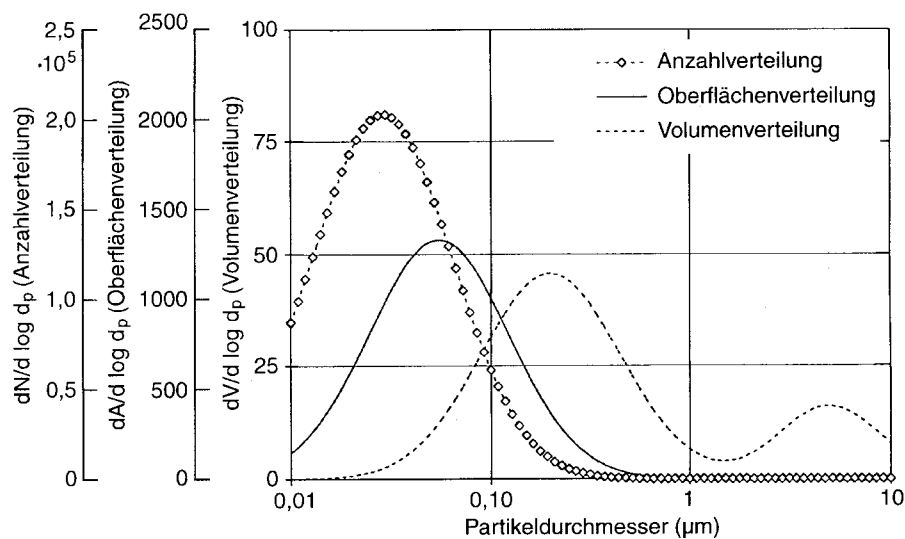


Bild 1. Anzahl-, Oberflächen- und Volumenverteilung am Beispiel einer log-normalverteilten Partikelgrößenverteilung
Fig. 1. Number, surface and volume distribution for the example of a log-normal distributed particles

analoges Verhalten wie die Volumenkonzentration, sofern alle Aerosole eine ähnliche Dichte aufweisen.

1.1

Aerosole in der Atmosphäre

Aerosole in der Atmosphäre bestehen aus Sandpartikeln und Erdabrieb, Salzkristallen aus den Meeren, Pneuabrieb von Fahrzeugen, Blütenstaub und Pflanzenrückständen sowie Aerosolen aus Verbrennungsprozessen. Letztere entstehen sowohl als Produkte einer unvollständigen als auch einer vollständigen Verbrennung. Aerosole aus der unvollständigen Verbrennung beinhalten elementaren Kohlenstoff, Russ und unverbrannte schwerflüchtige organische Kohlenstoffverbindungen, während anorganische Mineralstoffe, Salze und Metalle als Produkte der vollständigen Verbrennung entstehen.

Die Einteilung der Aerosole erfolgt auch aufgrund ihrer Entstehung in primäre und sekundäre Aerosole. *Primäre Aerosole* sind zum Beispiel aus der Verbrennung freigesetzte Kohlenstoffverbindungen und Flugaschepartikel, während *sekundäre Aerosole* durch chemische und physikalische Vorgänge in der Atmosphäre gebildet werden. Beispiele von sekundärer Aerosolbildung in chemischen Reaktionen sind die Bildung von Sulfaten und Nitraten aus gasförmigem SO_2 bzw. NO_x , während eine physikalische Aerosolbildung durch Absorption, Nukleation und Kondensation stattfinden kann (Boubel et al. 1994).

1.2

Bedeutung der Aerosole

Die Belastung der Umgebungsluft mit Aerosolen hat negative Auswirkungen auf Mensch und Tier sowie auf Klima und Vegetation. In der Umgebungsluft befinden sich Aerosole von etwa $0,01 \mu\text{m}$ bis über $50 \mu\text{m}$ Durchmesser (Boubel et al. 1994). Die Partikel werden mit der Atemluft eingeatmet und können je nach ihrer Größe und Art der Atmung unterschiedlich weit eindringen. Während Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser über $10 \mu\text{m}$ in Nase und Rachen fast vollständig zurückgehalten werden, gelangen Teilchen kleiner als etwa $1 \mu\text{m}$ zu einem Großteil in den Bereich der Alveolen und können im

Lungengewebe eingelagert werden (Bild 2). Partikel $<1 \mu\text{m}$ werden deshalb auch als lungengängig bezeichnet (Siegmann und Siegmann 1998).

Lungengängige Aerosole aus Verbrennungsprozessen gelten als besonders schädlich, da sie auf der Oberfläche adsorbierte unverbrannte Kohlenwasserstoffe oder Schwermetalle mit sich führen können. Feine Ruß- und Aschepartikel erfüllen so eine Transportfunktion für Schadstoffe und können teilweise reizend, toxisch und mutagen wirken (Kamens et al., 1984; Lewis et al., 1988; McCrillis et al., 1992; Ramdahl et al., 1982). Von besonderer Bedeutung sind dabei einige polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die ein kanzerogenes Potential aufweisen wie z.B. Benzo(a)Pyren (BaP). Eine exakte Zuordnung zwischen Korngröße und humantoxischer Wirkung ist allerdings wegen der komplexen Abscheidungs- und Wirkmechanismen bis anhin nicht möglich.

Aerosole haben einen direkten und einen indirekten Einfluß auf das Klima. Partikel in der Atmosphäre beeinflussen direkt die Sonnenstrahlung, welche an den Partikeln gestreut und absorbiert wird. Dadurch wird mehr Strahlung in das Weltall reflektiert und die Strahlungsbilanz der Erde verändert. Indirekt beeinflussen Aerosole das Klima, indem sie als Kondensationskeime die Anzahl und Größe der Wolkentröpfchen beeinflussen, welche ihrerseits ebenfalls einen starken Einfluss auf den Strahlungshaushalt haben. Bei Waldbränden und bei der Waldrodung werden große Mengen von unverbrannten Partikeln freigesetzt. Su und Song (1990) weisen zum Beispiel darauf hin, dass die Biomasseverbrennung bei Waldbränden zu sehr unvollständiger Verbrennung mit schwarzen, rußhaltigen Partikeln führt, welche regional sowie global das Klima beeinflussen können.

Abgesehen vom indirekten Einfluß der Aerosole auf die Vegetation über Änderung von Klima und Strahlung können Partikel das Pflanzenwachstum auch direkt beeinflussen, da sie sich auf der Blatt- und Nadeloberfläche anlagern. Dadurch reduziert sich der Lichteinfall und die Photosynthese wird reduziert. Ferner können die Poren durch Partikelanlagerung verstopft werden, wodurch die

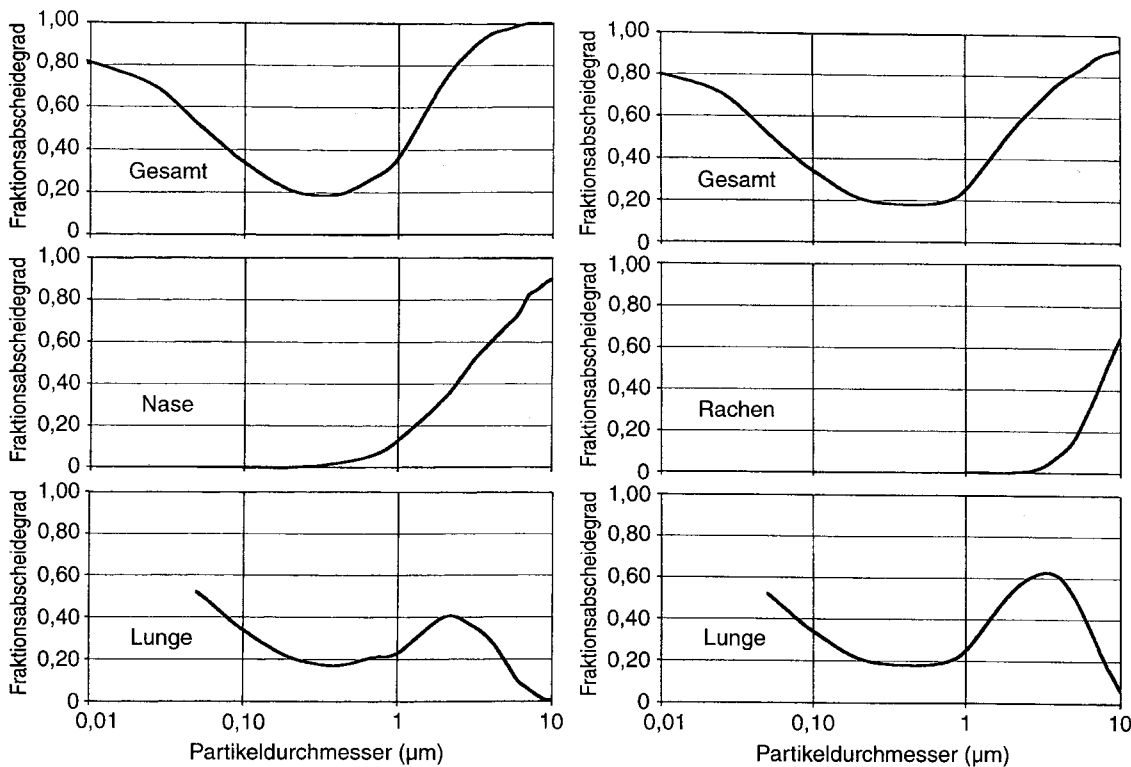


Bild 2. Partikelabscheidegrad in den Atemwegen bei Nasenatmung (links) und Mundatmung (rechts), (Heyder et al. 1986)
 Fig. 2. Particle separation efficiency in the respiratory tract for nose (left) and mouth breathing (right), (Heyder et al. 1986)

Respiration der Pflanze beeinträchtigt wird. Untersuchungen über Wald- und Steppenbrände zeigen zudem, dass die Aerosole aus der Biomasseverbrennung den lokalen Stoffhaushalt signifikant beeinflussen (Carvalho et al. 1992). In den emittierten Aerosolen wurden als Spurenelemente insbesondere K, P, S, Ca, Mg, Cl, Si und Zn nachgewiesen. Durch die großflächige Biomasseverbrennung werden dem Boden nebst der Zerstörung von Lebensraum somit auch die wichtigen Nährstoffe P und K entzogen. Da zudem gebundener Stickstoff vor allem in Form von N_2 , NO, HCN, NH_3 und N_2O verflüchtigt wird, erfolgt auch eine Denitrifikation des Bodens (Lobert et al. 1990).

1.3

Größenverteilung von atmosphärischen Aerosolen

Aufgrund der verschiedenen Quellen atmosphärischer Aerosole können in der kontinentalen Umgebungsluft zwei typische Partikelgrößenmaxima bezogen auf das Volumen beobachtet werden. Das erste Maximum umfaßt die submikronen Aerosole bei etwa $0,2 \mu m$. Diese stammen von Verbrennungsprozessen und sekundären Aerosolen. Das zweite Maximum tritt zwischen $1 \mu m$ und $10 \mu m$ auf und stammt vorwiegend von Erdkrustenabrieb (Patterson 1982, Boubel et al. 1994). In Bild 3 sind zwei typische Korngrößenverteilungen kontinentaler Aerosole dargestellt. Sie zeigen, daß die absolute Menge der beiden Aerosolfractionen eine große Variationsbreite aufweisen kann, die bimodale Verteilung mit den typischen Korngrößenmaxima jedoch immer deutlich zu erkennen ist

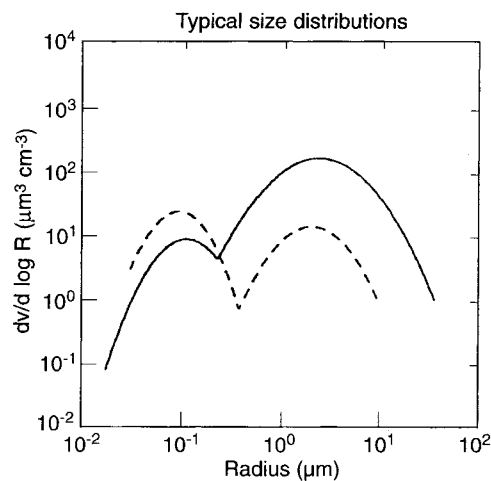


Bild 3. Typische Korngrößenverteilungen kontinentaler Aerosole in der Atmosphäre (Volumenverteilung), (Patterson 1982)
 Fig. 3. Typical particle size distributions of continental aerosols (Patterson 1982)

(Patterson 1982). In anderen Untersuchungen wird auch von einer trimodalen Größenverteilung der atmosphärischen Aerosole mit Primärpartikeln zwischen 20 nm und 30 nm , Agglomeraten zwischen $0,2 \mu m$ und $0,3 \mu m$ sowie einer Grobfraction um $3 \mu m$ berichtet (Pui und Liu 1988). Eine trimodale Verteilung kann zum Beispiel auch im Abgas eines Verbrennungsmotors beobachtet werden (Kittelson 1997).

1.4

Bedeutung der Aerosole aus Holzfeuerungen

In einigen Ländern stehen Immissionsgrenzwerte für PM_{10} , $PM_{2.5}$ und PM_1 zur Diskussion oder sind bereits eingeführt. In der Schweiz gelten seit dem 1. März 1998 ein PM_{10} -Jahresmittelwert von $20 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ sowie ein PM_{10} -Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$, für welchen eine einmalige Überschreitung pro Jahr zulässig ist. Aktuelle Messungen zeigen, daß der Jahresmittelwert für PM_{10} in der Schweiz mit Ausnahme der in den Bergregionen gelegenen Messorten an allen Standorten überschritten wird (Gehrig und Vonmont 1998). Die Orte mit Grenzwertüberschreitungen umfassen nicht nur verkehrsbelastete Situationen, sondern auch Wohnsituationen in Agglomerationen und ländlichen Regionen. Der Tagesmittelwert wird an den belasteten Orten bis über 50 mal pro Jahr überschritten. Zur Einhaltung der PM_{10} -Grenzwerte ist somit ein Handlungsbedarf gegeben. Da Holzfeuerungen einen pro Nutzenergie überproportionalen Beitrag zu den PM_{10} -Emissionen verursachen, wird den Massnahmen zur Minderung von Aerosolen aus Holzfeuerungen in Zukunft eine erhöhte Bedeutung zukommen. Im vorliegenden Beitrag sollen deshalb bisherige Erfahrungen über Aerosole aus Holzfeuerungen aufgezeigt und weitere Handlungsmöglichkeiten diskutiert werden.

2

Aerosole aus Verbrennungsprozessen

Primäre Aerosole aus Verbrennungsprozessen entstehen als Produkte einer unvollständigen Umsetzung des Brennstoffs und als Flugaschepartikel aus den mineralischen Bestandteilen. Bei der Holzverbrennung sind damit folgende Quellen von primären Aerosolen zu unterscheiden:

- a) Aerosole aus unvollständiger Verbrennung (unverbrannte Kohlenstoffverbindungen in Form von Aerosolen)
 - C-haltige feste oder flüssige Zersetzungsprodukte aus dem Brennstoff
 - in Form von unverbrannten Holzbestandteilen
 - in Form von Holzkohle
 - in Form von organischen Verbindungen, welche aus der thermischen Zersetzung des Brennstoffs als Pyrolyseprodukte entstehen
 - C-haltige kondensierte Syntheseprodukte
 - in Form von Ruß
 - in Form von organischen Verbindungen, welche durch Synthese von Zersetzungsprodukten entstehen (z.B. PAK):
- b) Aerosole aus vollständiger Verbrennung (Aschebestandteile und Fremdstoffe)
 - Schwerflüchtige, mineralische Holzaschebestandteile (z.B. CaO , Al_2O_3 , SiO_2)
 - Holzascheverbindungen, die durch Verdampfung und Kondensation oder Neubildung in der Feuerung entstehen, z.B. KCl , K_2SO_4 und Nitrate
 - Schwerflüchtige Verunreinigungen im Holz wie Sand und Erde
 - Schwermetalle aus Verunreinigungen (z.B. Farben und Beschichtungen).

2.1

Unvollständige Verbrennung

Aerosole aus unvollständiger Verbrennung entstehen aufgrund verschiedener Prozesse. Unverbrannte Partikel aus Holz oder Holzkohle können aufgrund lokal erhöhter Geschwindigkeiten aus dem Feuerraum ausgetragen und abgekühlt werden, was einen vollständigen Abbrand verhindert. Dadurch werden relativ große Partikel mit Korngrößen zwischen $5 \mu\text{m}$ bis $100 \mu\text{m}$ freigesetzt.

Aufgrund des hohen Flüchtigengehalts von Holz von rund 80 bis 85 Gew.-% werden bei der thermischen Zersetzung Fragmente der polymeren Holzbestandteile Zellulose, Hemizellulose und Lignin als flüchtige organische Verbindungen freigesetzt. Ein Teil dieser Pyrolyseprodukte kann in das Abgas gelangen, wenn die Vermischung oder die Verweilzeit im Brennraum ungenügend ist.

Ruß entsteht in der Flamme durch Agglomeration kleinster Kohlenstoffkluster, welche ihrerseits aus Fragmenten z.B. von Ethin entstehen. Die Rußbildung wird durch ungenügende Luftzufuhr, ungleichmäßige Entzündung und schlechte Durchmischung von Brennstoff und Luft begünstigt (Goldberg 1985). Russpartikel aus Dieselmotoren weisen Durchmesser zwischen $0.01 \mu\text{m}$ bis $0.1 \mu\text{m}$ auf (Czerwinski 1997, Kittelson 1997).

Aus den thermischen Zersetzungsprodukten bei der Verbrennung können durch Synthese bei hohen Temperaturen neue organische Verbindungen entstehen, insbesondere zum Beispiel polyaromatische Kohlenwasserstoffe wie das kanzerogene Benzo(a)pyren.

2.2

Aschebestandteile

Die wichtigsten Prozesse zur Freisetzung von mineralischen Aerosolen aus Biomasse umfassen nach der *Fragmentierung* die Mechanismen der *Verdampfung*, der *chemischen Abspaltung* und der *konvektiven Abspaltung* (Baxter 1992, Baxter et al. 1997). Die wichtigsten Ascheumformungsprozesse, welche zur Bildung von Flugstaub führt, sind für die Kohleverbrennung detailliert untersucht (Bild 4). Sie gelten im Grundsatz auch für die Biomasseverbrennung, wobei die relative Bedeutung der einzelnen Pfade unterschiedlich sein kann.

Die Bildungsprozesse von Flugstäuben durch Ascheumformung sowie Koksabbrand umfassen nach Fragmentierung, Verdampfung und Abspaltung des Brennstoffpartikels die *Nukleation* mit anschliessender *Koagulation* sowie der direkten *Kondensation* (Kauppinen und Pakkanen 1990, Jokoniemi et al. 1990). Als Nukleation wird das Wachstum einer Ansammlung von Molekülen, eines sogenannten Klusters zu einem Kern bezeichnet. Dieser Vorgang ist abhängig vom Dampfdruck der kondensierbaren Spezies. Der Molekülcluster beginnt zu wachsen, sobald die Sättigungsgrenze überschritten ist, also der Dampfdruck des Gases lokal den Gleichgewichtsdampfdruck übersteigt. Allerdings ist ein dynamischer Zustand der Übersättigung möglich, welcher erst nach unendlich langer Zeit in ein Gleichgewicht gelangt. Kondensation tritt in einem übersättigten Medium als Resultat eines Zusammenstoßes zwischen einem Gas-

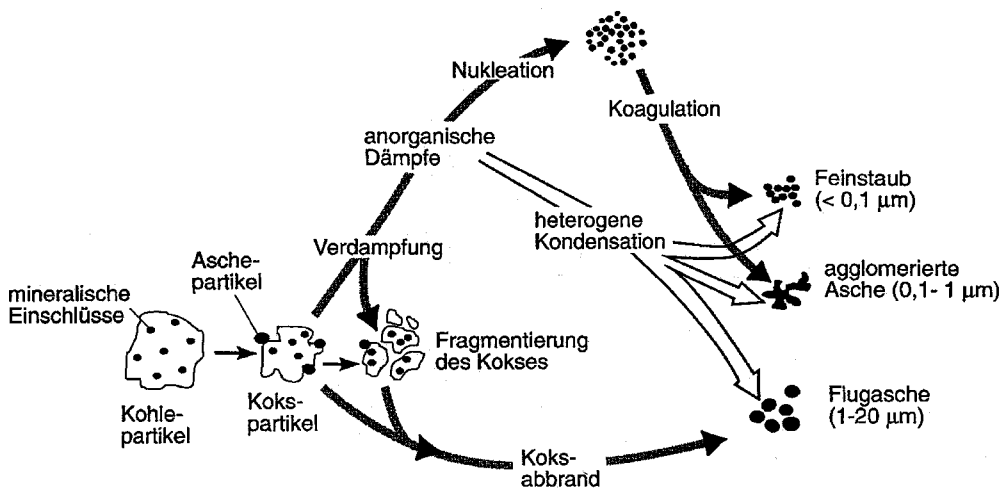


Bild 4. Ascheumformungsprozesse bei der Kohleverbrennung nach Kauppinen und Pakkanen (1990), übersetzt nach Baumbach (1994) **Fig. 4.** Ash formation mechanisms during coal combustion after Kauppinen and Pakkanen (1990), translated by Baumbach (1994)

molekül und einem bereits existierenden partikulären Keim auf. Da Kondensation im Gegensatz zur Nukleation bereits bei einer sehr geringen Übersättigung in relevantem Maß auftritt, ist sie der dominierende Bildungsprozess in einem übersättigten Medium, sofern bereits Partikel in ausreichender Menge vorhanden sind. Durch Koagulation von Partikeln, welche aufeinander stoßen und durch Oberflächenkräfte haften bleiben, erfolgt zudem ein Korngrößenwachstum bereits gebildeter Aerosole. Die Anzahlkonzentration nimmt dabei ab, während die Gesamtmasse der Aerosolmaterie unverändert bleibt. Im Gegensatz zur Koagulation tritt bei der *Koaleszenz* ein Aufschmelzen der Partikel auf, welches ebenfalls zu einem Korngrößenwachstum führt (Koch und Friedlander 1990).

Je nach Koagulierungsgrad werden so einerseits Feinstäube $< 0,1 \mu\text{m}$, agglomerierte Aschepartikel mit einer Korngröße zwischen $0,1 \mu\text{m}$ und $1 \mu\text{m}$ und Flugaschepartikel zwischen $1 \mu\text{m}$ und $20 \mu\text{m}$ gebildet (Bild 4). Durch Interaktion zwischen Aerosolen sowie zwischen Aerosolen und gasförmigen Substanzen können in Feuerraum, Kessel und Abgasreinigung auch Verbindungen entstehen, welche auf mehrere Ursachen zurückzuführen sind.

Bei der Holzverbrennung ist davon auszugehen, dass sowohl Kohlenstoffpartikel als auch mineralische Flugaschepartikel mit organischen Verbindungen beladen sein können. Die organischen Verbindungen aus der thermischen Zersetzung des Brennstoffs oder der Synthese von Zersetzungsprodukten liegen bei den üblichen Temperaturen und Konzentrationen im Feuerraum in der Regel dampfförmig vor. Bei der Abkühlung und/oder in Gegenwart von festen Oberflächen können die organischen Verbindungen jedoch kondensieren oder auf der Oberfläche adsorbieren und werden somit Teil der partikulären Masse. Die auf Flugaschepartikel adsorbierten organischen Verbindungen (z.B. PAK) werden unter dem Begriff organischer Kohlenstoff zusammengefasst. Im Unterschied dazu wird z.B. Ruß oder Holzkohle als elementarer Kohlenstoff bezeichnet (Ferrari 1997). Die mineralischen Aerosole aus Holzfeuerungen können so zu Trägern kanzerogener Substanzen werden, was besonders unerwünscht ist, da sie im lungengängigen Größenbereich liegen.

3 Aerosole aus Holzfeuerungen

3.1 Aerosole aus unvollständiger Verbrennung

Ein Großteil der bisherigen Untersuchungen über Aerosolemissionen von Holzfeuerungen widmete sich der Verbrennung in einfachen, handbeschickten Öfen sowie in offenen Cheminées (zum Beispiel Butcher und Sorenson 1979, Cooper 1980, Fissan et al. 1980, Hall und De Angelis 1980, Butcher und Ellenbecker 1982, Muhlbaier 1982, Travis et al. 1982, Baltensperger 1985, Edgerton et al. 1986, Rau 1989, Houck 1993). Diese Arbeiten zeigen, daß unter schlechten Verbrennungsbedingungen in einfachen Öfen beträchtliche Mengen unverbrannter Partikel emittiert werden, welche aufgrund der unvollständigen Verbrennung organische Substanzen mit kanzerogenem Potential enthalten können.

Sowohl die Gesamtemission an Feststoffen als auch der organische Anteil im Staub kann während eines Abbrands erhebliche Schwankungen aufweisen. In der ersten Phase nach der Beschickung kann bei handbeschickten und auch bei kontinuierlich beschickten Feuerungen ein drastisch erhöhter organischer Gehalt in den Feststoffen nachgewiesen werden (Marutzky 1991). In der Ausbrandphase liegen dagegen nahezu reine Ascheemissionen vor. Auch bei Waldbränden und der Waldrodung werden große Mengen von unverbrannten Aerosolen freigesetzt. Die Zusammensetzung der organischen Partikel ist dabei abhängig von der Pflanzenart, während die Art der organischen Verbindungen weitgehend unabhängig von der Waldart ist (Su und Song 1990).

Bei schlechten Verbrennungsbedingungen und der Möglichkeit des Mitreißen größerer Partikel durch einen kalten Brennraum ohne genügende Vermischung mit Verbrennungsluft können im Abgas noch praktisch unveränderte Holzbestandteile gefunden werden. So konnten im Abgas eines offenen Kamins partikelförmige Emissionen gefunden werden, bei welchen zum Beispiel Tracheiden mit Hoftüpfeln und Holzbestandteile mit Größen bis über $50 \mu\text{m}$ in Rasterelektronen-Aufnahmen klar erkennbar waren (Baltensperger 1985).

Das Mitreißen größerer Partikel aus dem Glutbett ist auch bei heutigen Feuerungen bis zu einem bestimmten Maß unvermeidbar. In den vergangenen Jahren sind jedoch vor allem in einigen europäischen Ländern große Fortschritte bei der Feuerungs- und Regelungstechnik gemacht worden (z.B. Nussbaumer und Hustad 1997). Die Resultate von Untersuchungen an einfachen Feuerungen können deshalb nicht ohne weiteres auf moderne Holzfeuerungen mit signifikant verbesserten Ausbrandbedingungen übertragen werden. So ist in den erwähnten Arbeiten über Holzöfen aus früheren Jahren von Kohlenmonoxidgehalten um 5000 mg/Nm³ bis über 15 000 mg/Nm³ bei 10 Vol.% O₂ auszugehen. Gute moderne Stückholzkessel weisen dagegen über eine ganze Abbrandperiode gemittelte Kohlenmonoxidgehalte von 100 mg/Nm³ bis 1000 mg/Nm³ bei 10 Vol.-% O₂ auf und moderne automatische Holzfeuerungen erzielen Werte unter 50 mg/Nm³. Allerdings werden auch heute noch Resultate von Holzfeuerungen vorgestellt, die auf einen schlechten Stand der Feuerungs- und Regelungstechnik schließen lassen (z.B. Hubbard 1995). Entsprechende Resultate aktueller Untersuchungen können ebenfalls nicht auf gute Feuerungsanlagen übertragen werden.

3.2

Aerosole aus vollständiger Verbrennung

Aufgrund der Fortschritte bei Feuerungs- und Regelungstechnik ist zu erwarten, dass die Aerosolemissionen von modernen automatischen Holzfeuerungen zum Großteil auf Produkte einer vollständigen Verbrennung zurückzuführen sind. Ein wichtiges Charakterisierungsmerkmal dazu ist der Kohlenstoffgehalt der Partikel. Nach Tabelle 1 variiert er in neueren Anlagen je nach Aschefraktion, Brennstoff und Verbrennungsbedingungen im Bereich von <1 Gew.-% bis zu rund 10 Gew.-%. Bei den untersuchten Feuerungen und Brennstoffen sind somit Aerosole aus Aschebestandteilen vorherrschend.

Die Aerosolbildung durch unverbrannte Stoffe ist demnach zumindest bei gut betriebenen automatischen Feuerungen nur von untergeordneter Bedeutung, was einen deutlichen Unterschied zu einfachen Holzöfen, aber auch zu Ölfeuerungen und Verbrennungsmotoren dar-

stellt. In einer Ölfeuerung sowie in einem Diesel- und Ottomotor konnten Partikel mit einem Schichtaufbau gefunden werden, bei welchen der Partikelkern mit schwerflüchtigen Verbindungen (vor allem polyaromatischen Kohlenwasserstoffen) bedeckt ist, welche ihrerseits mit leichtflüchtigen Verbindungen beladen sind (Mohr 1993).

Bild 5 zeigt Aufnahmen von Stäuben aus der Verbrennung von Gras und Holz in einer automatischen Feuerungsanlage mittels Rasterelektronenmikroskop (REM). Die Partikel weisen Korngrößen um 0,1 µm auf. Im Fall der Grasverbrennung ist die kristalline Struktur der salzartigen Aerosole zu erkennen, wobei mit Röntgenstrahldiffraktometrie (XRD) KCl als Hauptkomponente identifiziert werden kann (Kaufmann 1997). Diese Ergebnisse stimmen mit anderen Untersuchungen bei der Verbrennung ein- und mehrjähriger halmgutartiger Brennstoffe wie Gras, Stroh und Chinaschilf überein. Die salzartigen Verbindungen von K, Cl, S und P machen den Hauptanteil der Aerosolfracht aus (Weber et al. 1995, Obernberger und Widmann 1995, Kaufmann 1997). Bei Stroh tragen KCl und K₂SO₄ zu 80–90 Gew.-% an der gesamten Aerosolfracht bei (Christensen und Livbjerg 1996). Das Verhältnis zwischen diesen beiden Verbindungen ist insofern von Bedeutung, als bei der Umwandlung von KCl und SO₂ zu K₂SO₄ in der Feuerung HCl freigesetzt wird (Someshwar 1994), welches als toxische, gasförmige Emission in Erscheinung tritt und zudem die Hochtemperaturkorrosion fördert (Michelsen et al. 1996). Kalium ist außerdem hauptverantwortlich für die Bildung unerwünschter Ablagerungen in Feuerraum und Kessel bei der Verbrennung grasartiger Brennstoffe (Baxter et al. 1996, Kaufmann et al. 1998). Der Hauptanteil der Aerosole aus automatischen Biomassefeuerungen ist unter guten Ausbrandbedingungen demnach auf die Mineralstoffe im Brennstoff sowie die entsprechenden Umformungsprozesse während der Verbrennung zurückzuführen.

3.3

Partikelgrößenverteilung

Die Partikel aus Holzfeuerungen weisen üblicherweise eine unimodale Korngrößenverteilung auf. Das Maximum liegt

Tabelle 1. Gehalt an Kohlenstoff (C), organisch gebundenem Kohlenstoff (org. C) sowie Glühverlust (GV) in verschiedenen Aschen aus Holzfeuerungen von Untersuchungen in der Schweiz und in Österreich in den 90er-Jahren. Quellen: 1 = Nussbaumer (1988), 2 = Obernberger und Biedermann (1995), 3 = Noger et al. (1996), 4 = Kaufmann (1997). * Kondensatschlamm und Flugasche, ** Flugasche

Table 1. Content of carbon (C), organic carbon (org. C) and unburned matter (GV) in different ashes from wood furnaces from investigations in Switzerland and Austria in the 90's. Literature: 1 = Nussbaumer (1988), 2 = Obernberger und Biedermann (1995), 3 = Noger et al. (1996), 4 = Kaufmann (1997). * Sludge from condensation and fly sh, ** Fly ash

Asche	Brennstoff	C [Gew.-%]	org. C [Gew.-%]	GV [Gew.-%]	Quelle
Rostasche	Stückholz		<0,2		1
	Rinde und Hackgut		0,2–3,4		2
	Altholz	0,2–1,4	0,6–1,4	1,7–5,2	3
Zyklonasche	Rinde und Hackgut		<0,1–6		2
	Altholz	2,7–9	1–9	4–12	3
Filterasche	Rinde und Hackgut		0,2–6*		2
	Altholz	3,4–6,8	3–7	15–34	3
	Gras	0,05**			4

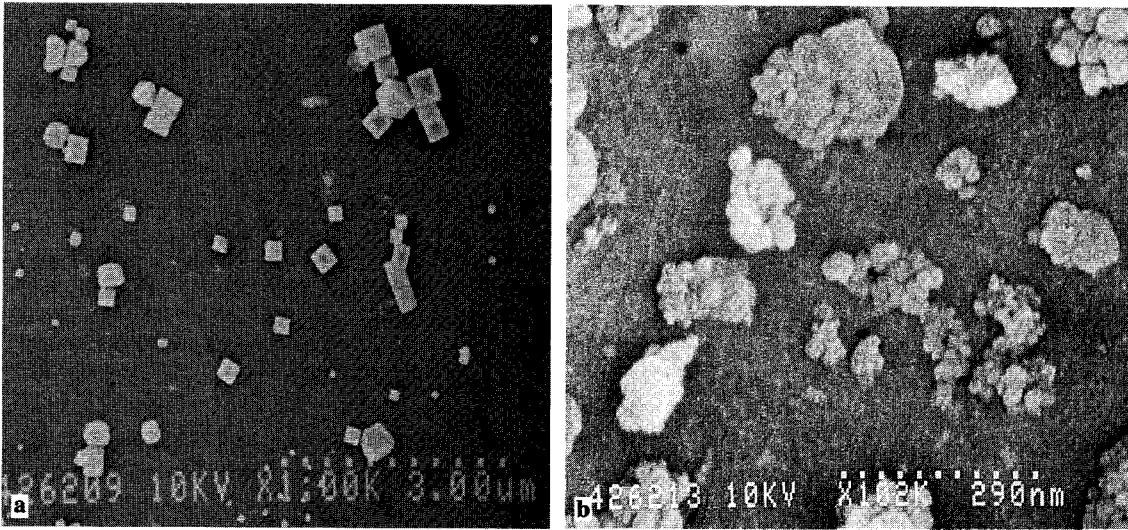


Bild 5. Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen von Flugaschepartikeln aus der Verbrennung von Gras (links) und Holz (rechts) bei der Verbrennung in einer Rostfeuerung (Kaufmann und Nussbaumer 1998)
Fig. 5. Photographs of fly ash particles from the combustion of grass (left) and wood (right) by scanning electron microscopy (Kaufmann und Nussbaumer 1998)

zwischen $0,05 \mu\text{m}$ und $0,2 \mu\text{m}$ mit Verschiebungen zu geringfügig größeren oder kleineren Partikeln für unterschiedliche Brennstoffe oder Verbrennungsbedingungen (Muhlbaier 1982, Nussbaumer 1988, Hüglin 1996, Hasler und Nussbaumer 1997, Mohr und Schmatloch 1998), (Bild 6–8).

Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz, Spanplatten, Altholz und Gras in automatischen Feuerungen wurden mehr als 80% der Partikelmasse im Bereich aerodynamischer Partikeldurchmesser $<1 \mu\text{m}$ gefunden (Hasler und Nussbaumer 1997). Die submikronen Partikelgehalte variieren dabei auf einer Rostfeuerung von $70 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ bei 11 Vol.-% O_2 (naturbelassenes Holz) bis $580 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ (Gras). Eine Ausnahme bilden Brennst-

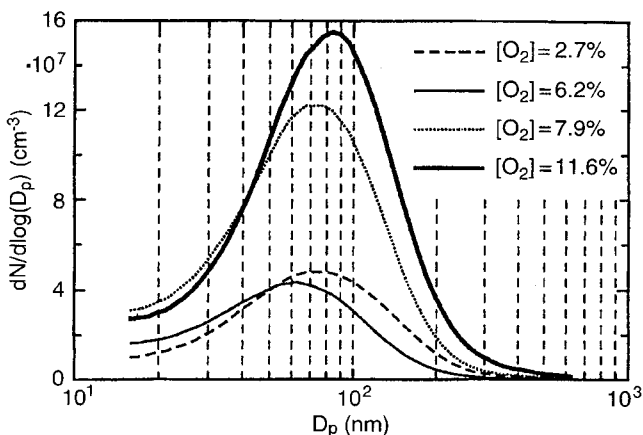


Bild 6. Partikelanzahlverteilung als Mobilitätswert D_p bestimmt mittels Scanning mobility particle sizer (SMPS) im Abgas einer Holzschnitzfeuerung bei variablem Luftüberschuss (Hüglin 1996), normiert auf 13% O_2
Fig. 6. Particle size distribution by Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) in the flue gas of an understoker furnace at different excess air ratios (Hüglin 1996), at 13% O_2

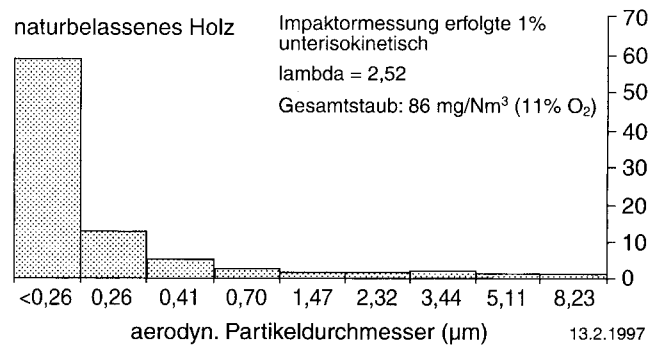


Bild 7. Partikelgrößenverteilung (Massenverteilung mittels Kaskadenimpaktor) bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz in einer Vorschubrostfeuerung (Hasler und Nussbaumer 1997)
Fig. 7. Particle size distribution by cascade impactor during the combustion of native wood in a moving grate furnace (Hasler und Nussbaumer 1997)

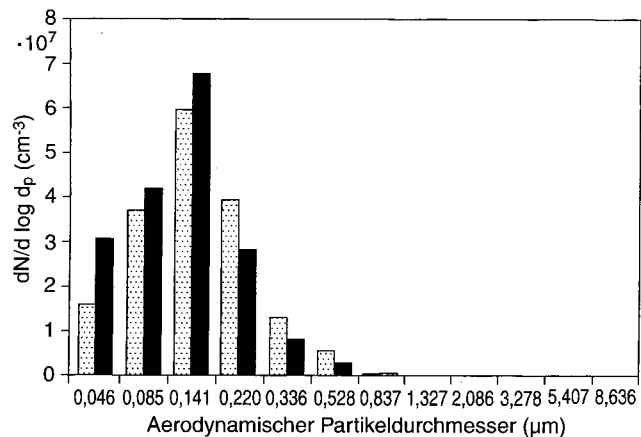


Bild 8. Partikelgrößenverteilung bei zwei verschiedenen Abbränden in einem Stückholzkessel (Anzahlverteilung mittels elektrischem Niederdruckimpaktor, Mohr und Schmatloch 1998)
Fig. 8. Particle size distribution by electric low pressure impactor (ELPI) during the combustion of wood in a log wood boiler (Mohr und Schmatloch 1998)

offe mit erhöhtem Rindenanteil, bei deren Verbrennung lediglich rund 50% der Flugstaubpartikel im Submikronbereich beobachtet werden und die Partikel bimodal verteilt sind mit Maxima bei ca. $0,1 \mu\text{m}$ und $5 \mu\text{m}$ (Bild 9). Für die verwendeten Brennstoffe wurde ein annähernd linearer Zusammenhang zwischen dem Gesamtstaubgehalt im Abgas und dem Aschegehalt im Brennstoff abgeschätzt (Hasler und Nussbaumer 1998).

3.4 Beeinflussung der Aerosolemissionen

Verschiedene Untersuchungen zeigen, daß die Zusammensetzung und die Korngrößenverteilung der Aerosole abhängig ist vom Brennstoff und den Verbrennungsbedingungen. So hat zum Beispiel Muhlbaier (1982) gezeigt, daß der organisch gebundene Kohlenstoffgehalt in einem Ofen von der Brennstoffgröße beeinflusst wird. Weitere Untersuchungen mit Holzbrennstoffen haben gezeigt, daß der Luftüberschuß eine Veränderung der Partikelanzahlverteilung hervorruft (Bild, Hüglin 1996) und daß auch Abgasrezirkulation den Staubgehalt im Abgas beeinflusst (Hasler und Nussbaumer 1997). Obwohl somit Hinweise über die verschiedenen Einflußfaktoren der Aerosolbildung vorliegen, fehlen bis anhin systematische Untersuchungen zur Bestimmung von Maßnahmen zur Verminderung der Aerosolbildung in Holzfeuerungen. Um die Auslegung und Betriebsweise zukünftiger Feuerungsanlagen zu optimieren, sind deshalb entsprechende Untersuchungen erforderlich. Vordringlich zur Vermeidung von unverbrannten Produkten ist dabei die Erzielung einer vollständigen Verbrennung durch hohe Temperatur, gute Einmischung der Verbrennungsluft sowie optimales Brennstoff-/Luftverhältnis. Diese Maßnahmen führen jedoch nicht zu einer Vermeidung von Aerosolen aus Aschebestandteilen, weshalb bei größeren Feuerungen Abscheideverfahren notwendig sind. Aufgrund der bisherigen Erfahrungen ist nicht zu erwarten, daß mit Primärmaßnahmen allein Reingaswerte wie mit filternden Abscheidern erzielbar sind. Das Potential zur Verminderung der Aerosole in Feuerungsanlagen betrifft aber nicht nur die Feststoffemissionen, sondern auch die Vermeidung

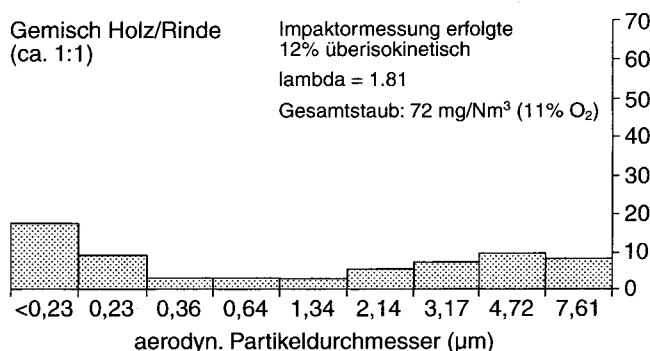


Bild 9. Partikelgrößenverteilung (Massenverteilung mittels Kaskadenimpaktor) bei der Verbrennung von einem Gemisch aus Holz und Rinde in einer Vorschubrostfeuerungsanlage (Hasler und Nussbaumer 1997)

Fig. 9. Particle size distribution by cascade impactor during the combustion of a mixture of wood and bark in a moving grate furnace (Hasler und Nussbaumer 1997)

von unerwünschten Auswirkungen der Aerosole in Feuerung und Abgasreinigung wie Ablagerungen, Korrosion und Ascheerweichung. Da für die Luftstufung zur prozeßinternen Stickoxidminderung hohe Temperaturen erforderlich sind (z.B. Nussbaumer 1989 und 1997), kann die Gefahr von Ascheerweichung und -schmelzen derzeit den Einsatz der Luftstufung behindern. Die Aerosolbildung ist somit kein isoliertes Problem der Feststoffumsetzung, sondern sie steht in Wechselwirkung mit dem gesamten Verbrennungsprozess und auch der Bildung gasförmiger Emissionen.

3.5 Abscheidemaßnahmen

Für die Feinstäube unter $1 \mu\text{m}$ weisen Zyklone praktisch keine Abscheidewirkung auf, so daß bei guten Ausbrandbedingungen nur ein beschränkter Abscheidegrad (typischerweise unter 20%) erreicht wird. Ein höherer Abscheidegrad ist möglich aufgrund größerer Partikel, wie sie zum Beispiel bei der Rindenverbrennung auftreten können. Mit Multizyklonen können in heutigen Feuerungen in der Regel Feststoffgehalte im Reingas von 150 mg/Nm^3 bei 11 Vol.-% O_2 eingehalten werden. Zur Einhaltung wesentlich tieferer Reingaswerte (zum Beispiel unter 10 mg/Nm^3) ist der Einsatz von Elektro- oder Gewebefiltern erforderlich. Mit neuartigen Trägheitsentstaubern wird im Vergleich zu konventionellen Zyklonen eine verbesserte Abscheidung erwartet. Erste Erfahrungen mit einem rotierenden Partikelseparator zeigen, daß mit naturbelassenem Holz bei guter Verbrennung Reingaswerte zwischen 20 mg/Nm^3 und 70 mg/Nm^3 möglich sind [Hasler et al. 1998]. Die Einhaltung von Staubgrenzwerten unter 50 mg/Nm^3 kann mit Trägheitsentstaubern derzeit allerdings nicht sicher gewährleistet werden. Weitere Erfahrungen zur Abgasentstaubung bei Holzfeuerungen sind an anderer Stelle behandelt (von Turegg 1997, Hasler und Nussbaumer 1998).

4 Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Untersuchungen über die Aerosolbildung zeigen, daß die Partikelemissionen aus automatischen Feuerungen mit guter Verbrennungstechnik bei stationärem Betrieb zum überwiegenden Teil aus der Freisetzung von anorganischen Substanzen im Brennstoff stammen. Für die meisten Brennstoffe weisen die Partikel eine unimodale Verteilung mit einem Korngrößenmaximum zwischen $0,05 \mu\text{m}$ und $0,2 \mu\text{m}$ auf, wobei über 80 Gew.-% im submikronen Bereich vorliegen. Vor allem bei der Verbrennung von Rindenbrennstoffen kann auch eine bimodale Korngrößenverteilung mit einem zweiten Maximum in der Größenordnung von $5 \mu\text{m}$ auftreten. Der Kohlenstoffgehalt der Flugaschen ist bei guten Ausbrandbedingungen in der Regel gering (<1 Gew.-% bis rund 10 Gew.-%), so daß die Aerosole vorwiegend aus Aschebestandteilen stammen.

Unter ungünstigen Bedingungen wie in einfachen Öfen und auch in schlechten oder falsch betriebenen automatischen Holzfeuerungen können die Aerosolemissionen dagegen hauptsächlich aus unverbrannten Kohlenstoffverbindungen bestehen. Erfahrungen von

Untersuchungen unter schlechten Verbrennungsbedingungen können deshalb nicht übertragen werden auf korrekt betriebene, gute Feuerungsanlagen.

Untersuchungen mit unterschiedlichen Betriebsbedingungen zeigen, daß die Aerosolbildung durch die Feuerungstechnik und die Betriebsparameter in gewissen Grenzen beeinflusst werden kann. Systematische Daten über die Einflüsse der Betriebsparameter auf die Aerosolbildung fehlen bis anhin jedoch, weshalb das Potential zur Verminderung der Aerosole durch Primärmaßnahmen derzeit noch nicht mit Sicherheit abgeschätzt werden kann. Systematische Untersuchungen zur Beeinflussung der Aerosolbildung in Holzfeuerungen sollen deshalb für die Zukunft entsprechende Erkenntnisse liefern.

5

Literatur

- Baltensperger U** (1997) Analysis of Aerosols, *Chimia*, 51(10): 686–689
- Baltensperger U** (1985) Chemische und morphologische Charakterisierung von partikelförmigen Luftfremdstoffen, Diss Universität Zürich
- Baumbach G** (1984) Luftreinhaltung, Springer, Berlin
- Baxter LL** (1992) Char Fragmentation and Fly Ash Formation During Pulverized-Coal Combustion, *Combust. Flame*, 90(2): 174–184
- Baxter LL, Miles T, Miles T Jr., Jenkins B, Dayton D, Milne T, Bryers R, Oden L** (1996) Alkali Deposits found in Biomass Boilers, Sandia National Laboratory, Livermore
- Baxter LL, Mitchell RE, Fletcher TH** (1997) Release of inorganic material during coal devolatilization, *Combust. Flame*, 108(4): 492
- Boubel RW, Fox DL, Tuner DB** (1994) Fundamentals of Air Pollution, Academic Press, San Diego
- Butcher S, Ellenbecker M** (1982) Particulate Emission Factors for Small Wood and Coal Stoves, *J. Air Pollution Control Association*, 32: 380–384
- Butcher SS, Sorenson EM** (1979) A Study of Wood Stove Particulate Emissions, *J. Air Pollution Control Association*, 29(7): 724–728
- Carvalho S, Artaxo P, Yamasoe M, Kocinas S, Martins JV** (1992) Trace elements in atmospheric aerosols from background regions and biomass burning from the Amazon Basin, Proceedings of an international symposium, Applications of isotopes and radiation in conservation of the environment, Karlsruhe, 9–13 March 1992: 495–508
- Christensen KA, Livbjerg H** (1996) A Field Study of Submicron Particles from the Combustion of Straw, *Aerosol Sci. Tech.*, 25: 185–199
- Cooper J** (1980) Environmental Impact of Residential Wood Combustion Emissions and its Implications, *J. Air Pollution Control Association*, 30: 855–861
- Czerwinski J** (1997) Combustion Particles Number Concentrations with Different Engines and Fuels, 1st Int. ETH-Workshop on Nanoparticle Measurement, 7. Aug. 1997, ETH Zürich
- Edgerton S et al** (1986) Source Emission Characterization of Residential Wood-Burning Stoves and Fireplaces, *Env. Sci. Technol.* 20: 803–807
- Ferrari S** (1997) Chemische Charakterisierung des Kohlenstoffs in Rückständen von Müllverbrennungsanlagen, Diss ETH Nr. 12 200, Zürich
- Fissan H, Helsper C, Muggli J, Scheidweiler A** (1980) Particle Number Distribution of Aerosols from Test Fires, *J. Aerosol. Science*, 11: 439–446
- Friedlander SK** (1977) Smoke, Dust and Haze, Fundamentals of Aerosol Behaviour, John Wiley and Sons, New York
- Fritz H, Kern W** (1990) Reinigung von Abgasen, Vogel Buchverlag, Würzburg
- Gehrig R, Vonmont H** (1998) Partikelemissionen des Strassenverkehrs, Seminar Zentrum für Abgas- und Partikelanalytik, 7.5.1998, EMPA Dübendorf
- Goldberg E** (1985) Black Carbon in the Environment, John Wiley and Sons, New York
- Hall R, De Angelis D** (1980) EPA's Research Program for Controlling Residential Wood Combustion Emissions, *J. Air Pollution Control Association*, 30: 862–867
- Hasler P, Nussbaumer T** (1997) Partikelgrößenverteilung bei der Verbrennung und Vergasung von Biomasse, Bundesamt für Energie, Bern
- Hasler P, Nussbaumer T, Schaffner HP, Brouwers JJH** (1998) Reduction of Aerosol Particles in Flue Gases from Biomass Combustion with a Rotational Particle Separator RPS, Biomass for Energy and Industry, 10th European Conference and Technology Exhibition, June 8–11 1998, Würzburg: 1353–1355
- Hasler P, Nussbaumer T** (1998) Aerosole aus Biomasse-feuerungen: Grundlagen, Eigenschaften und Abscheidung, 5. Holzenergie-Symposium, 16. Oktober 1998, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern: 45–74
- Heyder J, Gebhart J, Rudolf G, Schiller CF, Stahlhofen W** (1986) Deposition of particles in the human respiratory tract in the size range 0.005–15 µm, *J. Aerosol Sci.*, 17(5): 811–825
- Hinds WC** (1982) Aerosol Technology, Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles, John Wiley
- Houck JE** (1993) Atmospheric emissions of carbon dioxide, carbon monoxide methane, non-methane hydrocarbons, and sub-micron elemental carbon particles from residential wood combustion, Air ampersand Waste Management Association 86th annual meeting ampersand exhibition, Pittsburgh, 1993: 245–246
- Hubbard AJ** Hazardous Air Emissions Potential from a Wood-Fired Furnace, *Combust. Sci. Tech.*, 108: 297–309
- Hüglin C** (1996) New Applications of Aerosol Photoemission: Characterisation of Wood Combustion Particles and Time Resolved Thermal Desorption Studies, Diss. ETH Nr. 11975, ETH Zürich
- Jokoniemi J, Mäkynen J, Kauppinen E** (1990) Aerosol Behaviour in Coal Combustion Processes, *J. Aerosol Sci.*, 21(1): 741–744
- Kamens RM, Rives GD, Perry JM, Bell DA, Paylor RF Jr., Goodman RG, Claxton LD** (1984) Mutagenic Changes in Dilute Wood Smoke as it Ages and Reacts with Ozone and Nitrogenic Dioxide, An Outdoor Chamber Study. *Environmental Science Technology*, 18(7): 523–530
- Kaufmann H** (1997) Chlorine compounds in emissions and residues from the combustion of herbaceous biomass, PhD 12429, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich
- Kaufmann H, Nussbaumer T** (1998) Characteristics and Formation of Fly Ash Particles in Biomass Furnaces, Biomass for Energy and Industry, 10th European Conference and Technology Exhibition, June 8–11 1998, Würzburg: 1326–1329
- Kaufmann H, Nussbaumer T, Baxter L, Young N** (1998) Mechanisms of Deposition Formation during Biomass Combustion. Biomass for Energy and Industry, 10th European Conference and Technology Exhibition, June 8–11 1998, Würzburg: 1322–1325
- Kauppinen EI, Pakkanen TA** (1990) Coal Combustion Aerosols: A Field Study, *Environ. Sci. Technol.*
- Kittelson DB** (1997) Engines and Nanoparticles, 1st Int. ETH-Workshop on Nanoparticle Measurement, 7. Aug. 1997, Laboratorium für Festkörperphysik, ETH Zürich
- Koch W, Friedlander SK** (1990) Particle Growth by Coalescence and Agglomeration, *J. Aerosol Sci.*, 21(1): 73–76
- Lewis CW, Baumgardner RE, Stevens RK, Claxton LD, Lewtas J** (1988) Contribution of Woodsmoke and Motor Vehicle Emissions to Ambient Aerosol Mutagenicity, *Environ. Sci. Technol.*, 22(8): 968–971
- Lobert JM, Scharffe DH, Hao WM, Crutzen PJ** (1990) Importance of biomass burning in the atmospheric budgets of nitrogen-containing gases, *Nature*, 346: 552–554

- Marutzky R** (1991) Erkenntnisse zur Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz und Spanplatten, WKI-Bericht 26, Wilhelm-Klauditz-Institut, Braunschweig
- McCullis RC, Randall RW, Warren SH** (1992) Effects of Operating Variables on PAH Emissions and Mutagenicity of Emissions from Woodstoves, *Journal of the Air Waste Management Association*, 42: 691-694
- Michelsen HP, Larsen OH, Fleming F, Dam-Johansen K** (1996) Deposition and high temperature corrosion in a 10 MW straw fired boiler, Eng. Foundation Conference on Biomass Usage for Utility Ind. Power, Snowbird, Utah
- Mohr M** (1993) Physik der Verbrennungspartikel, Diss ETH Nr. 10191, Zürich
- Mohr M, Schmatloch V** (1998) Charakterisierung der Partikelemission aus Stückholzfeuerungen mit modernen Messtechniken, 5. Holzenergie-Symposium, 16. Oktober 1998, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern: 75-84
- Muhlbaier J** (1982) Particulate and Gaseous Emissions from Wood-Burning Fireplaces, *Environ. Sci. Technol.*, 16(10): 639-645
- Noger D, Felber H, Pletscher E, Hasler P** (1996) Verwertung und Beseitigung von Holzaschen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 269, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- Nussbaumer T** (1988) Emissionen von Holzfeuerungen, Institut für Energietechnik, ETH Zürich
- Nussbaumer T** (1989) Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz, Diss ETH Nr. 8838, Zürich
- Nussbaumer T** (1997) Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Stickoxidminderung bei Holzfeuerungen. Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz und Holzabfällen, Springer-VDI, Düsseldorf: 279-308
- Nussbaumer T, Hustad J** (1997) Overview on Biomass Combustion, *Developments in Thermochemical Biomass Conversion*, Blackie Academic, Chapman Hall, London: 1229-1243
- Obernberger I, Biedermann F** (1995) Fraktionierte Schwermetallabscheidung in Biomasseheizwerken, Jahresbericht, Technische Universität Graz
- Obernberger I, Widmann W** (1995) Beurteilung der Umweltverträglichkeit des Einsatzes von Einjahresgraspflanzen und Stroh zur Fernwärme, Jahresbericht, Technische Universität Graz
- Patterson EM** (1982) Size Distributions, Concentrations, and Composition of Continental and Marine Aerosols, *Atmospheric Aerosols*, Spectrum Press, Hampton (USA): 1-38
- Pui DYH, Liu BYH** Advances in instrumentation for atmospheric aerosol measurement, *Physica scripta*, 37: 252-269
- Ramdahl T, Alfheim I, Rustad S, Olsen T** (1982) Chemical and Biological Characterization of Emissions from Small Residential Stoves Burning Wood and Charcoal, *Chemosphere*, 11: 601-611
- Rau JA** (1989) Composition and Size Distribution of Residential Wood Smoke Particles, *J. Aerosol Sci. Technol.*, 10: 181-192
- Siegmann K, Siegmann HC** (1998) Molekulare Vorstudien des Russes und das Gesundheitsrisiko für den Menschen, *Phys. Bl.*, 54(2): 149-152
- Someshwar AV** (1994) A study of kraft recovery furnace hydrochloric acid emissions, *Tech. bull.*, 674, Nat. council of the paper ind. for air and steam improvement (CASI), New York
- Su WH, Song WZ** (1990) The effects of particulates emitted from forest biomass burning on atmospheric extinction, Chapman conference on global biomass burning, Washington, American Geophysical Union, 43
- Travis C et al** (1985) Health Risks of Residential Wood Heat, *Environmental Management*, 9(3): 209-216
- von Turegg R** (1997) Richtige und effiziente Staubabscheidung - Technologien und Potentiale, VDI-Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung, Tagung Salzburg 23./24.4.1997, Düsseldorf: 167-198
- Weber R, Moxter W, Pilz M, Pospischil H, Roleder G** (1995) Untersuchungen zum Einfluss der biogenen Brennstoffe und -qualität sowie der Fahrweise der Anlage auf die gas- und partikelförmigen Emissionen des Strohheizwerkes Schkölen, Thüringer Landesanstalt für Umwelt