

Thomas Nussbaumer: Dieselmotoren und Holzfeinstaub grundverschieden,
Holz-Zentralblatt, 70 (2005), 932–933

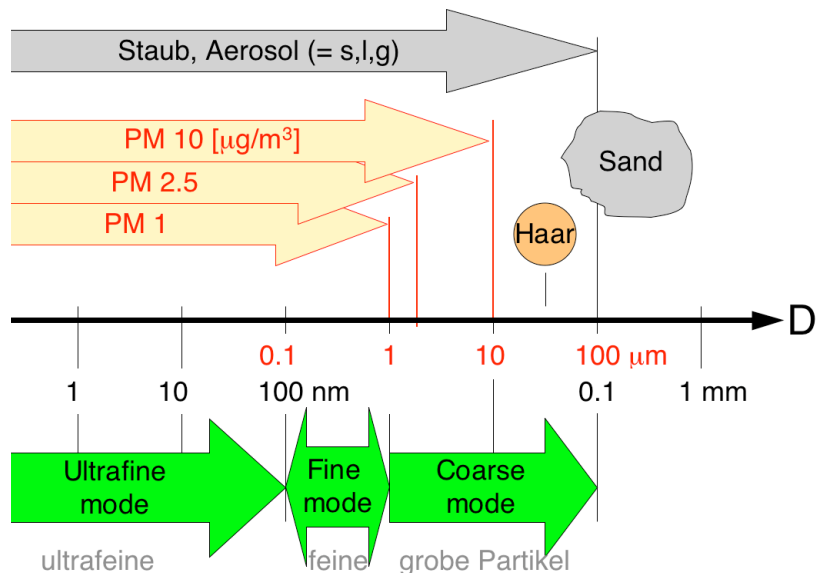


Abbildung 1 Grössenbereich und Bezeichnung von Stäuben bzw. Aerosolen (Partikel und Tröpfchen in einer Gasphase, d.h.: s=solid, l=liquid, g=gas in Mischung).

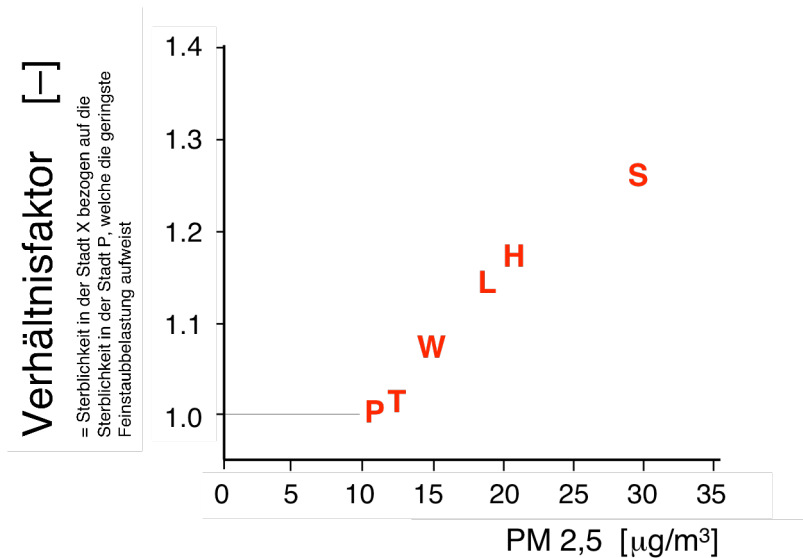


Abbildung 2 Sterblichkeit in sechs Städten der USA bezogen auf die Sterblichkeit in der Stadt mit der geringsten Feinstaubbelastung in Abhängigkeit des Feinstaubgehalts in der Umgebungsluft angegeben als PM 2.5 nach [Dockery et al. 1993]. Der Verhältnissfaktor ist = 1 für die Stadt P. Die Buchstaben stehen für P = Portage, T = Topeka, W = Watertown, L = St. Louis, H = Harriman, S = Steubenville.

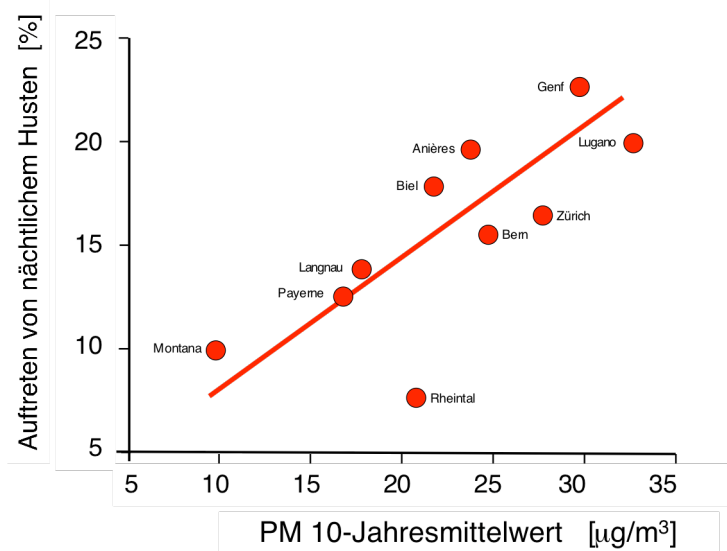


Abbildung 3 Auftreten von nächtlichem Husten bei Kindern in verschiedenen Ortschaften der Schweiz in Abhängigkeit der Feinstaub-Belastung angegeben als PM 10 nach [Braun-Fahrländer et al. 1997].

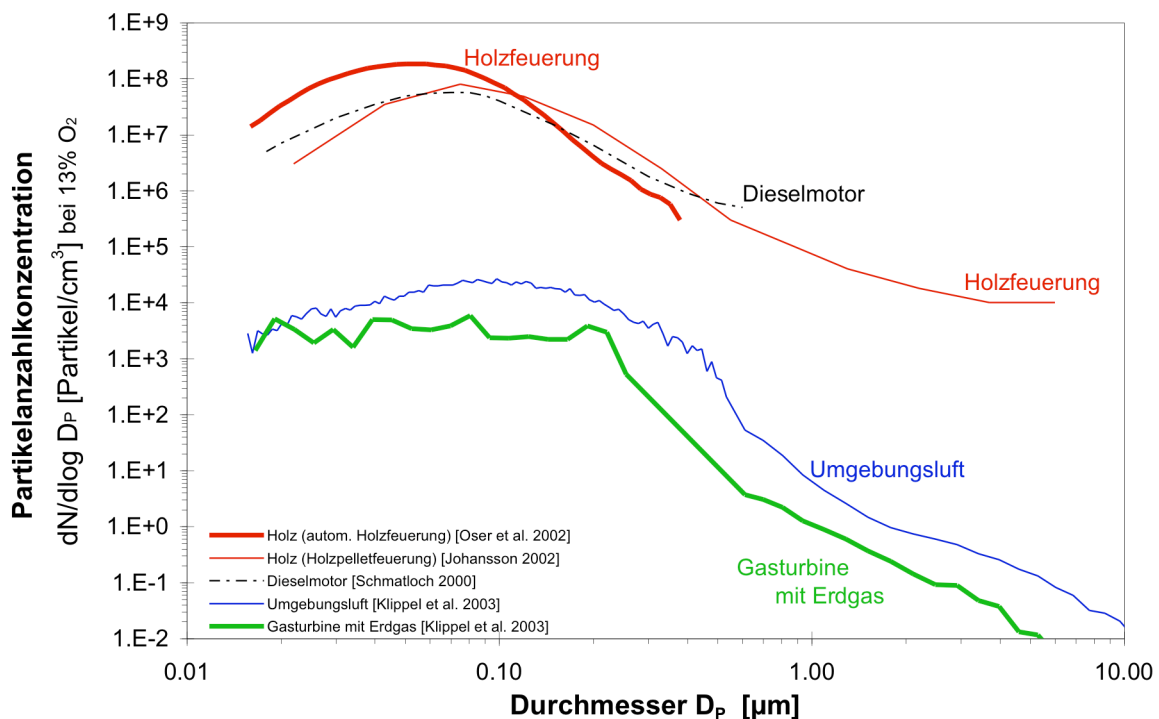


Abbildung 4 Korngrößenverteilung von Feinstaub angegeben als Anzahlkonzentration für Umgebungsluft im Vergleich zum Abgas einer mit Erdgas befeuerten Gasturbine und dem Abgas von zwei Holzfeuerungen und einem Dieselmotor. Messungen von [Klippel et al. 2003] mit SMPS und OPC, wobei Umgebungsluft und Gasturbine in der Nähe von Baden (CH) gemessen wurden. Messungen [Oser et al. 2000] und [Schmatloch 2000] mit SMPS, Messungen [Johansson 2002] mit ELPI umgerechnet auf Stokes-Durchmesser.

Dieseldruß und Holzfeinstaub grundverschieden

Feinstaub: Quellen, Wirkungen und Vergleich zwischen Dieselmotor und Holzfeuerung

Von Dr. Thomas Nussbaumer*, Zürich

Staubpartikel mit einer Größe von weniger als 10 Tausendstel-millimetern (kurz PM 10 für Particulate Matter kleiner 10 Mikrometer) werden als Feinstaub bezeichnet und von zahlreichen technischen Prozessen emittiert. Bisher standen die Dieselmotoren im Mittelpunkt der Diskussion zur Verminderung der Feinstaubemissionen, doch auch Holzfeuerungen weisen insgesamt relativ hohe Staubemissionen auf. So tragen sie zum Beispiel in der Schweiz in vergleichbarem Maß zur PM 10-Belastung bei wie sämtliche Dieselmotoren, obwohl Diesel dreimal so viel zur Energieversorgung beiträgt wie Holz. Die Feinstaubproblematik gewinnt deshalb auch für Holzfeuerungen zunehmend an Bedeutung.

Feinstaub ist um ein vielfaches kleiner als ein Menschenhaar oder ein feines Sandkorn, welche rund 100 µm oder 0,1 mm Durchmesser aufweisen (Abbildung 1). Daraus resultiert ein spezifisches physikalisches Verhalten in der Atmosphäre. Während ein Sandkorn unter normalen Bedingungen nach kurzer Zeit durch Sedimentation auf den Boden zurückfällt, verbleibt Feinstaub wegen der geringen Masse und der großen Oberfläche während langer Zeit in Schwebelage und wird deshalb auch als Schwebestaub bezeichnet. Neben festen Partikeln sind in der Umgebungsluft auch kleine Flüssigkeitstropfen enthalten. Die Mischung von Feinstaub, Tröpfchen und Gas wird als Aerosol bezeichnet. Nicht sedimentierte Partikel und Tröpfchen treten ab einer gewissen Konzentration als sichtbarer Smog in Erscheinung.

Quellen von Feinstaub

Die wichtigsten anthropogenen Quellen von Feinstäuben sind Verbrennungsprozesse, Abrieb von Reifen, Straßen und Bremsbelägen, industrielle Prozesse sowie die Aufwirbelung von Staub durch Verkehr und Bodenbearbeitung in Landwirtschaft und Bauwesen.

Feinstaub aus Verbrennungsprozessen stammt vor allem von Dieselmotoren sowie aus der Verbrennung von Kohle, Biomasse und Abfall in Feuerungsanlagen und – was zu verhindern ist – von offenen Feuern. Natürliche Ae-

rosole stammen von Vulkanausbrüchen und Waldbränden, von Salztropfen aus dem Meer sowie von der Absonderung von pflanzlichen Mikroorganismen wie Sporen von 1 bis 50 µm. Pollen sind demgegenüber bereits zwischen 20 und 100 µm groß und zählen somit nicht zum Feinstaub.

Neben primären Aerosolen von emittierten Feststoffen und Tröpfchen können in der Atmosphäre auch sekundäre Aerosole durch Umwandlung von gasförmigen Schadstoffen entstehen. Von Bedeutung sind zum Beispiel aus Stickstoffoxiden (NO_x) gebildete Nitrate sowie aus Schwefeldioxid (SO₂) gebildetes Sulfat.

Weil Feinstäube während langer Zeit in der Umgebungsluft schweben, können sie mit dem Wind über Hunderte von Kilometern transportiert werden. Durch physikalische und chemische Vorgänge verändern sich die Eigenschaften der Stäube in der Atmosphäre zum Teil erheblich, was auch als Alterung bezeichnet wird. Es gibt Hinweise, dass frische, direkt am Auspuff oder Kamin austretende Partikel am schädlichsten sind, da ihre Reaktivität in der Atmosphäre zum Beispiel durch Oxidation vermindert wird.

Gesundheitswirkungen von Feinstaub

Feinstaub kann allein und in Kombination mit gasförmigen Luftverunreinigungen zu starken gesundheitlichen Schädigungen führen. Da mit der Umgebungsluft eingeatmete Feinstäube nur zu einem geringen Teil in Nase und Rachen abgeschieden werden, kommen sie mit dem gesamten Atemtrakt in Kontakt und gelangen über die Bronchien bis in die Lungen. Feinstaub führt deshalb zu Husten, Bronchitis und Asthma und er kann auch chronisch obstruktive Lungenerkrankungen (kurz COPD für Chronic Obstructive Pulmonary Disease) auslösen. Im weiteren sind zumindest Feinstäube wie Dieseldruß oder Zigarettenrauch kanzerogen und können somit zum Beispiel Lungenkrebs auslösen.

Je feiner die Teilchen sind, umso weiter können sie sich im Körper ausbreiten. Ultrafeine Partikel kleiner 0,1 µm

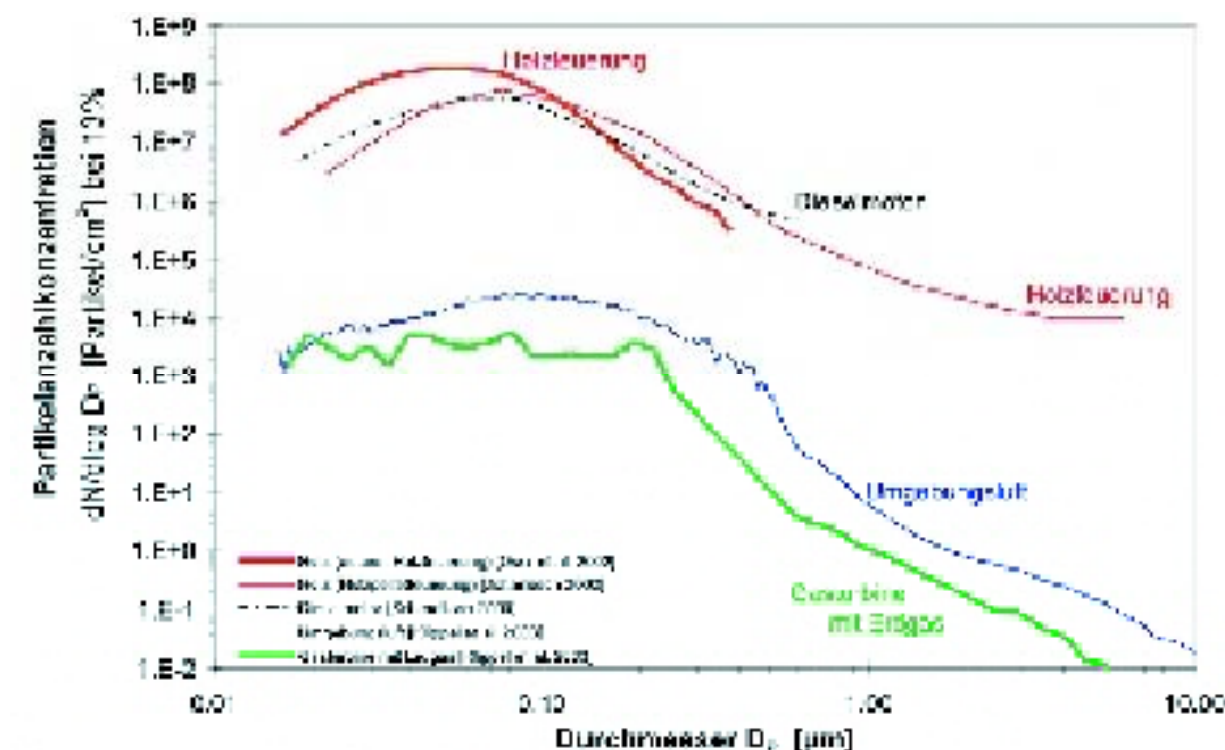


Abbildung 4 Korngrößenverteilung von Feinstaub angegeben als Anzahlkonzentration für Umgebungsluft im Vergleich zum Abgas einer mit Erdgas befeuerten Gasturbine und dem Abgas von Holzfeuerungen und Dieselmotoren. Messungen von [Klippel et al. 2003] mit SMPS und OPC, wobei Umgebungsluft und Gasturbine in der Nähe von Baden (CH) gemessen wurden. Messungen [Oser et al. 2000] und [Schmatloch 2000] mit SMPS, Messungen [Johansson 2002] mit ELPI umgerechnet auf Stokes-Durchmesser.

können über das fein verästelte System der Lunge von der Luft in das Blut übertreten. Via Blut breiten sie sich im ganzen Körper aus und führen so unter anderem zu Herz-Kreislauf-Erkrankungen und zu möglichen Schädigungen des Zentralnervensystems. Besonders bedenklich ist, dass ultrafeine Teilchen auch direkt von der Nase ins Gehirn gelangen können.

Die Gefährlichkeit von Feinstäuben ist deshalb unter anderem eine Folge ihrer geringen Größe, welche die Aufnahme im Körper begünstigt. Feinstaub angegeben als PM 10 oder PM 2.5 gilt deshalb seit den 1990-er Jahren als wichtigster Indikator der Gesundheitsschädigung durch Luftschadstoffe. So zeigt zum Beispiel eine Studie in den USA eine ausgeprägte Korrelation zwischen Todesfallrate und Feinstaubbelastung (Abbildung 2), während eine Untersuchung in der Schweiz eine Abhängigkeit zwischen nächtlichem Husten bei Kindern und Feinstaub in der Umgebungsluft nachweist (Abbildung 3).

Es ist heute unbestritten, dass Feinstäube gesundheitsschädlich und deshalb an der Quelle zu verhindern sind. Dies ist umso dringlicher, als die zum Schutz der Menschen eingeführten Grenzwerte in der Umgebungsluft zum Teil erheblich und oft überschritten werden. So wird in vielen Städten in Deutschland, der Schweiz und Österreich der zulässige Tagesmittelwert an PM 10 von 50 µg pro m³ an weit mehr als den erlaubten 35 Tagen pro Jahr überschritten und dies in Konzentrationen, die teilweise bis zum Dreifachen des Grenzwerts ausmachen.

Maßnahmen zur Partikelminderung

Zur Verminderung der Feinstäube kommen einerseits Primärmaßnahmen wie optimierte Verbrennungstechniken oder abriebfestere Bremsbeläge in Frage. Für viele Anwendungen bieten sich anstatt oder in Ergänzung zu Primärmaßnahmen auch Sekundärmaßnahmen an. Dazu zählen zum Beispiel Abscheidesysteme für feste Brennstoffe. Aus der Biomasseverbrennung allein resultieren schon als Folge der Aschebestandteile hohe Feinstaubemissionen, die durch feuerungstechnische Maßnahmen allein nicht auf ein für Großanlagen tolerierbares Maß reduziert werden können. Im Zuge der weiteren Anstrengungen zur Luftreinhaltung werden deshalb Abscheideverfahren für Feststofffeuerungen an Bedeutung gewinnen.

Für Anwendungen über 1 MW stehen dazu heute bereits Abscheidesysteme als Stand der Technik zur Verfügung.

So erreichen vor allem Gewebefilter eine fast vollständige Abscheidung auf Staubgehalte im Abgas von bis zu unter 5 mg/m³ bei 11 Vol.-% O₂. Derzeit werden allerdings bevorzugt Elektrofilter eingesetzt, welche typische Reingaswerte zwischen 10 mg/m³ und 20 mg/m³ erzielen.

Es ist denkbar, dass in Zukunft auch kleinere Anlagen, möglicherweise bis hin zu häuslichen Heizsystemen, mit Abscheidesystemen ausgerüstet werden. Dies setzt die Entwicklung und Praxiseinführung von für kleine Leistungen optimierten Abscheidern voraus. Erste Anstrengungen dazu wurden in der Schweiz in einem Projekt der Empa Dübendorf mit einem Industriepartner bereits gemacht.

Messung von Partikeln im Abgas

Obwohl die Notwendigkeit der Feinstaubminderung unbestritten ist, bestehen bezüglich Zielgrößen und Messverfahren noch Unsicherheiten, die begleitend zur Einführung von Reduktionsmaßnahmen zu klären sind. So beziehen sich heutige Emissionsgrenzwerte ausschließlich auf die Masse an Feinstaub im Abgas. Das Gefährdungspotenzial der Stäube wird aber durch die Masse allein nur unvollständig beschrieben, da ihre Schädlichkeit durch weitere Faktoren beeinflusst wird.

Weil feine Partikel bis in die Lunge gelangen und Feinstpartikel in das Blut übertreten können, ist vor allem die Korngröße von besonderer Bedeutung. Mit abnehmender Größe nimmt auch die spezifische Oberfläche zu, welche als potenzielle Reaktionsfläche wirksam werden kann. Beide Effekte werden durch die Bewertung der Masse nicht erfasst. So weist eine bestimmte Masse von Partikeln mit einer Größe von 0,1 µm die zehnfache Oberfläche der gleichen Masse von Partikeln mit 1 µm Größe auf. Bezüglich der Anzahl beträgt der Unterschied gar das Tausendfache.

Für die Festlegung künftiger Emissionsgrenzwerte ist deshalb zu prüfen, ob zusätzlich zur Masse weitere Parameter berücksichtigt werden sollten. Bei Emissionsgrenzwerten geschieht dies ansatzweise bereits durch die Unterscheidung verschiedener Größenklassen wie PM 10, PM 2.5 und PM 1. Bei Emissionsmessungen können dagegen neben der Partikelmasse auch die Partikelanzahl und die Korngrößenverteilung erfasst werden. Heutige Messverfahren erlauben so auch einen direkten Vergleich zwischen Abgas und Umgebungsluft.

So wurde zum Beispiel nachgewie-

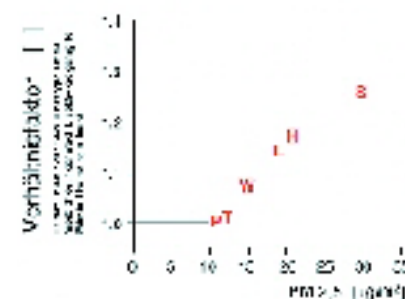


Abbildung 2 Sterblichkeit in sechs Städten der USA bezogen auf die Staubbelastung in der Stadt mit der geringsten Feinstaubbelastung in Abhängigkeit des Feinstaubgehalts in der Umgebungsluft angegeben als PM 2.5 nach [Dockery et al. 1993]. Der Verhältnisfaktor ist = 1 für die Stadt P. Die Buchstaben stehen für P = Portage, T = Topeka, W = Watertown, L = St. Louis, H = Harriman, S = Steubenville.

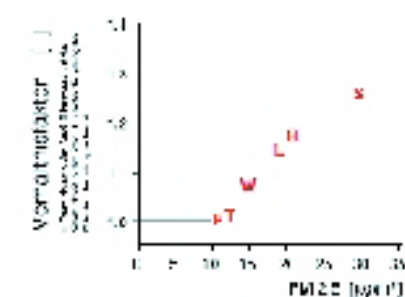


Abbildung 3 Auftreten von nächtlichem Husten bei Kindern in verschiedenen Ortschaften der Schweiz in Abhängigkeit der Feinstaub-Belastung angegeben als PM 10 nach [Braun-Fahrlander et al. 1997]

sen, dass das Abgas einer mit Erdgas befeuerten Gasturbine weniger Feinstaub enthält als die Umgebungsluft (Abbildung 4). Dies zeigt, dass in der Luft vorhandener Ruß in der Gasturbinebrennkammer verbrannt wird. Im Vergleich dazu zeigt das Abgas einer Holzfeuerung oder eines Dieselmotors einen um mehrere Zehnerpotenzen erhöhten Gehalt an Feinstaub, den es in Zukunft zu vermindern gilt.

Neben der Korngröße steht für künftige Messverfahren auch die Erfassung weiterer Parameter wie der reaktiven Oberfläche zur Diskussion. Daneben kann aber auch die chemische Zusammensetzung die Gesundheitswirkung von Feinstäuben beeinflussen, was mit heutigen Emissionsgrenzwerten ebenfalls nicht berücksichtigt wird. So werden bei Feinstaub-Inventaren zum Beispiel Dieseldruß und Staub von automa-

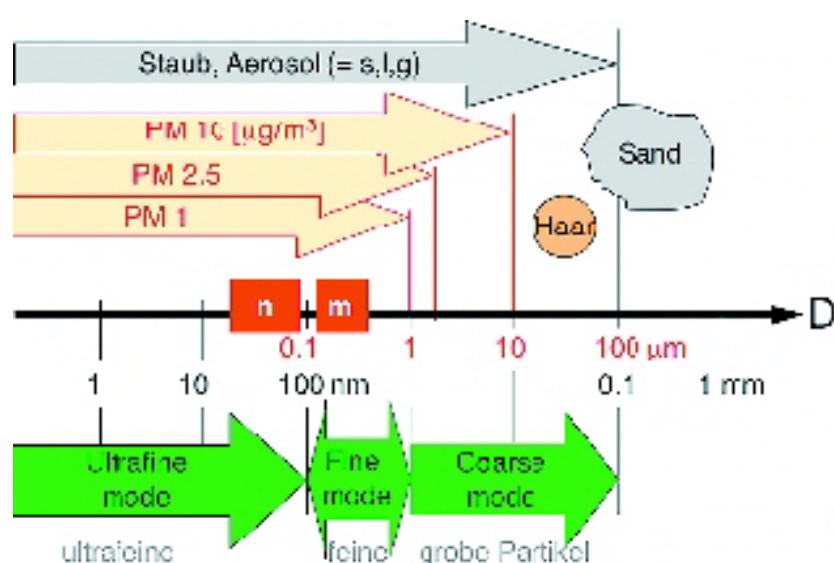


Abbildung 1 Größenbereich und Bezeichnung von Stäuben bzw. Aerosolen (Partikel und Tröpfchen in einer Gasphase, d.h.: s=solid, l=liquid, g=gas in Mischung).

Fortsetzung auf Seite?????

Dieseleruß und Holzfeinstaub grundverschieden

Fortsetzung von Seite 000

tischen Holzfeuerungen lediglich anhand der Masse verglichen, obwohl die chemische Zusammensetzung völlig unterschiedlich ist.

Staubemissionen von Holzfeuerungen

Obwohl automatische Holzfeuerungen bei korrektem Betrieb einen hohen Wirkungsgrad und eine hohe Ausbrandqualität erzielen können, verursachen sie eine vergleichsweise hohe Umweltbelastung durch Luftschadstoffe. Von Bedeutung sind vor allem die Emissionen an Stickoxiden (NO_x) und

Feinstaub, weshalb Maßnahmen zur Reduktion dieser zwei Schadstoffe hohe Priorität haben. So zeigt eine Ökobilanz, dass Stickoxide und Feinstaub einer Holzheizung ohne weitergehende Abgasreinigung je knapp 40% der gesamten Umweltbelastung ausmachen (vgl. Tabelle).

Je nach Gewichtung des Treibhauseffekts weist die Holzheizung damit eine vergleichbare, tiefere oder gar höhere Umweltbelastung auf als eine Öl- oder Gasheizung (vgl. Abbildung 5). Holz und fossile Brennstoffe führen allerdings zu ganz unterschiedlichen Belastungen. Langfristige Klimaveränderungen durch zusätzliches CO₂ von Erdöl und Erdgas stehen einer heutigen Luftverunreinigung durch Holzheizungen gegenüber.

Ein ökologischer Vergleich von Holz mit Öl oder Gas bleibt deshalb subjektiv, solange Holzheizungen höhere Emissionen an Stickoxiden und Feinstaub aufweisen als Öl- oder Gasheizungen. Wenn Holzfeuerungen dagegen mit weitergehender Abgasreinigung für diese beiden Schadstoffe ausgerüstet sind, ist ihre Umweltbelastung auch bei geringer Bewertung des Treibhauseffekts tiefer als von fossilen Anlagen.

Vergleich von Dieseleruß und Stäuben von Holzfeuerungen

Da Holzfeuerungen relativ hohe Staubemissionen aufweisen, tragen sie überproportional zur PM 10-Belastung bei. Dass verschiedene Feinstäube stark unterschiedliche Umweltauswirkungen verursachen können, ist allerdings bei einem solchen Vergleich anhand der

Masse nicht berücksichtigt. So besteht Dieseleruß vorwiegend aus Kohlenstoff und er kann zudem gesundheitsschädliche organische Substanzen wie kanzerogene polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffen (PAK) enthalten.

Staub aus vollständiger Holzverbrennung besteht dagegen hauptsächlich aus Salzen, wie zum Beispiel Kaliumchlorid, das auch als Düngemittel verwendet wird und eine geringere Gefährdung als Ruß darstellt. Zudem verkürzt die Wasserlöslichkeit der Salze möglicherweise die Aufenthaltszeit in der Atmosphäre.

Der grundlegende Unterschied zwischen Dieseleruß und Staub aus quasi-vollständiger Holzverbrennung ist bereits visuell erkennbar, wie Abbildung 6 zeigt.

Auch bei der Holzverbrennung kann Ruß als Folge einer unvollständigen Verbrennung gebildet werden, was zum Beispiel bei Verwendung von feuchtem Holz in einem Holzofen typisch ist. Die Flugasche zeigt dann bereits eine dunkle Verfärbung. In modernen Holzfeuerungen lässt sich dieser Staubanteil bei korrektem Betrieb allerdings weitgehend vermeiden.

Während die Gesundheitswirkungen von Dieseleruß bereits vielfach untersucht wurden, ist bis heute kein Vergleich zwischen Dieseleruß und salzartigen Partikeln aus Holzfeuerungen bekannt. Diese Thematik ist deshalb Gegenstand eines laufenden Forschungsprojekts, das vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und vom Bundesamt für Energie (BFE) unterstützt wird. Die bisherigen in-vitro Tests mit Partikeln an Lungenzellen von Hamstern zeigen, dass Dieseleruß eine deutlich höhere Toxizität aufweist als Partikel aus vollständiger Holzverbrennung (Abbildung 7). Untersuchungen zur Kanzerogenität sind derzeit im Gang.

Obwohl die Anstrengungen zur Staubminderung bei Biomassefeuerungen dadurch nicht in Frage gestellt werden, unterstreicht dieser Vergleich zum einen die Bedeutung von Dieseleruß. Es unterstützt aber auch die Forderung, dass Energieholz nur in optimal ausgelegten und korrekt betriebenen Feuerungen eingesetzt werden sollte, welche einen annähernd vollständigen Feststoffausbrand erzielen und den Auswurf an Ruß auf ein Minimum reduzieren.

Die dann noch als anorganische Verbindungen verbleibenden Feinstäube gilt es mit geeigneten Abscheideverfahren auf ein tolerierbares Maß zu vermindern. So kann Holz als erneuerbarer Energieträger vermehrt genutzt werden und einen maximalen Beitrag zur Energieversorgung und zur Erreichung der Klimaziele leisten, ohne durch gesundheitliche Bedenklichkeit infrage gestellt zu werden.

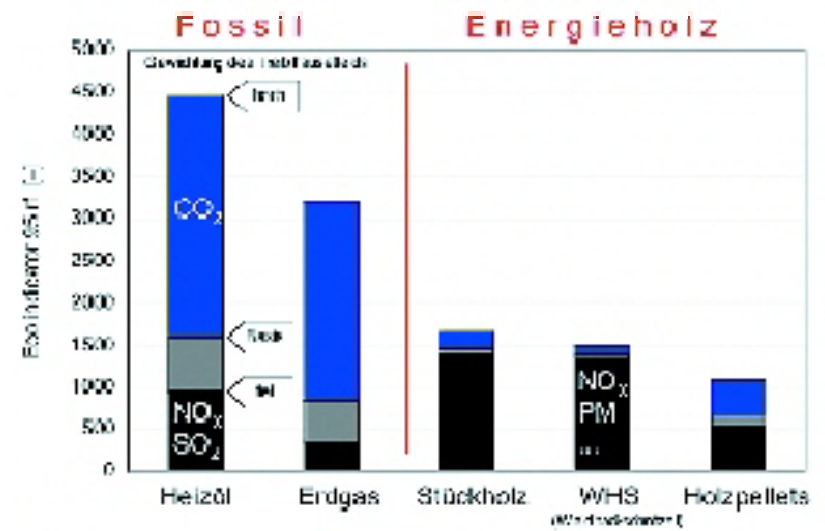


Abbildung 5 Umweltbelastung nach Eco indicator-Methode angegeben als Eco indicator Punkte pro TJ Nutzenergie für Öl-, Gas-, Holz- und Holzpelletheizungen für die drei Gewichtungsvarianten des Treibhauseffekts „hoch“, „mittel“ und „tief“. Daten nach Kessler, F., Knechtle, N., Frischknecht, R. (2000) außer Holzpellets, diese nach Hasler, Ph., Nussbaumer, Th. (2001).

Text 1 Umweltbelastung* und relativer Anteil der wichtigsten Schadstoffe an der Umweltbelastung**

Holzschnittel, Standardfall	Umweltbelastungspunkte [UBP/GJ]	[%]
Stickoxide (NO _x)	13 030	38,6
Feinstaub PM 10	12 600	36,5
Kohlendioxid CO ₂	670	2,0
SOX, NH ₃ , CH ₄	8 200	22,9
NMVO, Primärenergie, Rückstände u.a.		
Total	34 500	100%

*nach der Methode der ökologischen Knappheit (angegeben als Umweltbelastungspunkte pro GJ Nutzenergie)
** für automatische Holzfeuerungen ohne weitergehende Abgasreinigung beim Betrieb mit Waldhackschnitzeln nach Kessler, F., Knechtle, N., Frischknecht, R. (2000)

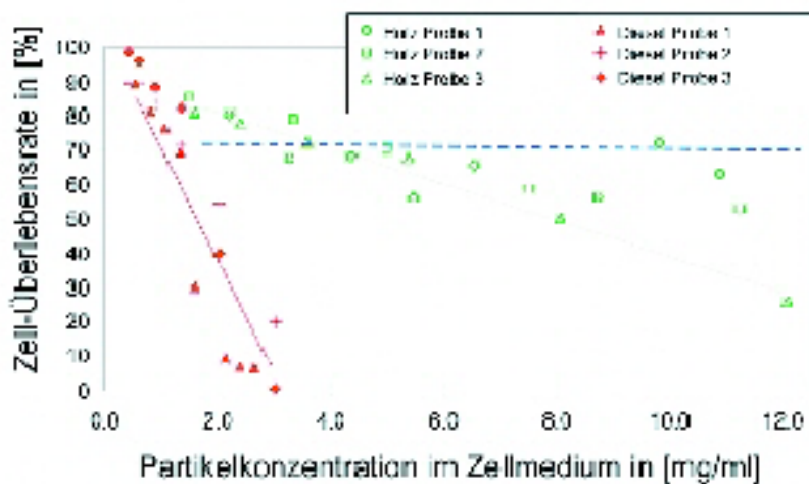


Abbildung 7 Vergleich der Zell-Überlebensrate von Dieseleruß und Partikeln aus einer automatischen Holzfeuerung in Zytotoxizitätstests nach [Nussbaumer et al. 2005].

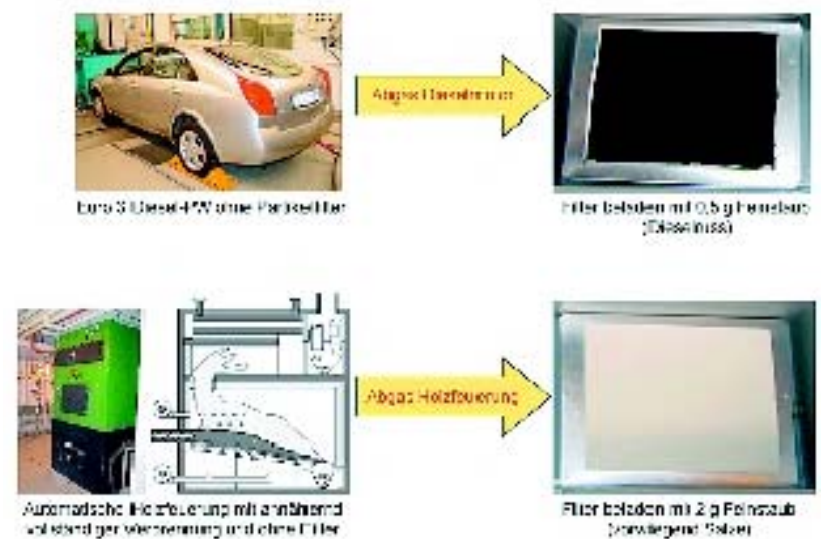


Abbildung 6 Vergleich von Dieseleruß (Kohlenstoff und organische Verbindungen) und Staub einer automatischen Holzfeuerung (hauptsächlich Salze) nach [Nussbaumer et al. 2005].

Literatur

- Braun-Fahrländer, C., Vuille, J.C., Sennhauser, F.H., Neu, U., Künzle, T., Grize, L., Gasser, M., Minder, C., Schindler, C., Varonier, H.S., Wuthrich, B. (1997). Am. J. Respir. Crit. Care Med. 155, 1042-1049
Dockery D., Pope, C., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., Ferris, B., Speizer, F. (1993). The New England J. of Medicine 329, 1753-1759
Hasler, Ph., Nussbaumer, Th.: Herstellung von Holzpellets - Einfluss von Presshilfsmitteln auf Produktion, Qualität, Lagerung, Verbrennung sowie Energie- und Ökobilanz von Holzpellets. Bundesamt für Energie, Bern 2001
Johansson, L. (2002). Thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg
Kessler, F., Knechtle, N., Frischknecht, R.: Heiz-

- energie aus Heizöl, Erdgas oder Holz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 315, Bern 2000
Klippel, N., Kasper, M., Bengtsson, K. (2002). 6th ETH Conference on Nanoparticle-Measurement, ETH Zürich
Nussbaumer, T. (2003). Energy & Fuels, Vol. 17, No 6, 1510-1521
Nussbaumer, T., Klippel, N., Oser, M. (2005). Series Thermal Biomass Utilization, Graz University of Technology, Vol. 6, 45-54
Oser, M., Nussbaumer, T., Schweizer, B., Mohr, M., Figi, R. (2000). Tagungsband 6. Holzenergie-Symposium, Bundesamt für Energie, Bern 2000, 51-68
Schmatloch, V. (2000). Proceedings 4th ETH Conference on Nanoparticle Measurement, ETH Zürich