

Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen

Band 17 der Schriftenreihe

Materialien zur Umweltmedizin

Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen Band 17 der Schriftenreihe

Die Fachinformationen zur Umweltmedizin dienen der allgemeinen Information und im Besonderen der Fachinformation der Gesundheitsbehörden zu Themen aus den Bereichen Umweltmedizin, Toxikologie und Umweltepidemiologie.

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit
Eggenreuther Weg 43
91058 Erlangen
Telefon: 09131 764-0
Telefax: 09131 764-102
Internet: www.lgl.bayern.de
Fotos: Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit
E-Mail: poststelle@lgl.bayern.de
Druck: Stmugv, München
Stand: Dezember 2007

© Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, alle Rechte vorbehalten

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier

Autorinnen und Autoren des Berichts:

Hermann Fromme¹, Thomas Gabrio², Thomas Lahrz³, Silvio Dietrich¹, Helmut Sagunski⁴, Herbert Grams⁵, Bernhard Link², Dorothee Twardella¹

¹ Sachgebiet Umweltmedizin, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit

² Regierungspräsidium Stuttgart – Landesgesundheitsamt

³ Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen Berlin im BBGes, Landesmessstelle für Gefahrstoffrecht und Innenraumhygiene

⁴ Behörde für Soziales, Familie, Gesundheit und Verbraucherschutz, Fachabteilung Gesundheit und Umwelt, Hamburg

⁵ Niedersächsisches Landesgesundheitsamt

Erweiterter Text eines Berichtes für die Länder-Arbeitsgruppe Umweltbezogener Gesundheitsschutz (LAUG)

ISSN 1862-8052 Print Ausgabe
ISBN 978-3-939652-45-8 Print Version

ISSN 1862-9601 Online Ausgabe
ISBN 978-3-939652-46-5 Online Version

Diese Druckschrift wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung.

Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars erbeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt.

Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt.

Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden.

Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Arbeitsauftrag und Beschlüsse der LAUG	5
2	Einführung.....	7
3	Grundsätzliches zu Feinstäuben.....	10
3.1	Allgemeines	10
3.2	Wichtige Begriffsbestimmungen	12
4	Messverfahren zur Charakterisierung von Partikeln	15
5	VDI/DIN-Normen im Bereich von Partikelmessungen.....	18
6	Verhalten und Transport von Feinstäuben in Innenräumen.....	21
6.1	Infiltration / Penetration	22
6.2	Deposition	23
6.3	Resuspension	23
6.4	Partikelneubildung, Koagulation und Phasenübergänge	25
7	Ergebnisse zur Expositionssituation in Innenräumen	26
7.1	Feinstäube in Wohnungen / Häusern	26
7.1.1	Messungen zur Partikelmasse.....	26
7.1.2	Messungen von ultrafeinen Partikeln.....	30
7.2	Feinstäube Gemeinschaftseinrichtungen.....	31
7.2.1	Messungen zur Partikelmasse.....	31
7.2.2	Messungen von ultrafeinen Partikeln.....	34
7.2.3	Hinweise zu den Quellen der Feinstaubbelastung in Schulen.....	36
7.2.4	Interventionsstudien zu Reinigung/Lüftung und Feinstaubbelastung	37
7.2.5	Zusammenfassende Schlussfolgerungen für den Bereich Schulen	38
7.3	Feinstäube in Bürogebäuden.....	40
7.3.1	Messungen zur Partikelmasse.....	40
7.3.2	Messungen zur Partikelanzahl.....	42
7.3.3	Zusammenfassende Bemerkung für den Bereich Büroräume.....	43
7.4	Feinstaubemissionen von Kopiergeräten und Druckern in Innenräumen	44
7.5	Feinstäube in Gaststätten und vergleichbaren Einrichtungen	46
7.5.1	Messungen zur Partikelmasse.....	46
7.5.2	Messungen von ultrafeinen Partikeln.....	50
7.5.3	Messungen in Küchenbereichen	51
7.5.4	Zusammenfassende Schlussfolgerungen für den Bereich Gaststätten.....	52
7.6	Feinstäube in Verkehrsmitteln.....	53
7.6.1	Feinstäube in oberirdischen Verkehrsmitteln.....	53
7.6.1.1	Messungen zur Partikelmasse	53
7.6.1.2	Messungen in tabakrauchbelasteten Kraftfahrzeugen	55
7.6.1.3	Messungen von ultrafeinen Partikeln	56
7.6.2	Feinstäube in unterirdischen Verkehrsmitteln.....	57
7.6.2.1	Messungen zur Partikelmasse	57
7.6.2.2	Messungen von ultrafeinen Partikeln	58
8	Wichtige Quellen und Einflussfaktoren auf Feinstäube in Innenräumen.....	59
8.1	Verbrennungsprozesse in Innenräumen.....	59
8.2	Kochaktivitäten.....	61
8.3	Reinigungsaktivitäten.....	63
8.4	Biologische Quellen	64
8.5	Sekundäre organische Aerosole (SOA).....	66
8.6	Beitrag der Außenluft an den Innenraumluftgehalten	68
9	Toxikologische Aspekte von Feinstäuben in der Innenraumluft.....	72
10	Epidemiologische Aspekte von Feinstäuben in der Innenraumluft.....	75
11	Risikoabschätzung von Feinstäuben in der Innenraumluft.....	82

12	Offene Fragen / Forschungsbedarf	84
13	Vorläufige Empfehlungen	86
14	Zusammenfassung	88
15	Short summary	93
16	Literaturverzeichnis (Bericht und Anhang)	98

Anhang

- A Untersuchungen des Landesgesundheitsamtes Baden-Württemberg
- B Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Gesundheit und
Lebensmittelsicherheit
- C Untersuchungen des Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und
Tierseuchen Berlin...
- D Interventionsstudien „Feinstaub und Lüftung/Reinigung“

(ein genaueres Inhaltsverzeichnis für den Anhang ist am Anfang des Anhangs zu finden)

1 **Arbeitsauftrag und Beschlüsse der LAUG**

Ausgangsbeschluss

Die LAUG hat auf ihrer Sitzung am 19./20. September 2005 in Bremen die Länder Baden-Württemberg, Bayern, Berlin und Hamburg gebeten, ihre Untersuchungsergebnisse im Bereich "Exposition durch Feinstaub in Innenräumen und ihre gesundheitliche Bewertung" zusammenzufassen. Inzwischen hat sich Bayern bereit erklärt, diese Bewertung vorzunehmen. Die Länder werden deshalb gebeten, Bayern Ihre entsprechenden Daten zur Verfügung zu stellen sowie ihre laufenden oder geplanten Vorhaben mitzuteilen. Bayern wird gebeten, die Ergebnisse zusammenzuführen, einen abgestimmten Bericht mit gesundheitlicher Bewertung zu erstellen und ggf. Handlungsempfehlungen zu erarbeiten. Bayern wird ferner um Prüfung gebeten, welche der laufenden oder geplanten Vorhaben der Länder in diesem Bereich für eine engere Kooperation geeignet sind und hierzu ggf. Vorschläge zu unterbreiten.

Auf ihrer 9. Sitzung am 18./19. September 2006 hat die LAUG beschlossen, den vorgelegten Zwischenbericht vom September 2006 unter Beteiligung interessierter Länder fortzuschreiben und einen abgestimmten Endbericht zur nächsten Sitzung der LAUG vorzulegen.

Abschließender Beschluss der LAUG auf ihrer Sitzung am 24./25. September 2007

Die LAUG dankt Bayern und den beteiligten Ländern Baden-Württemberg, Berlin, Hamburg und Niedersachsen für den vorgelegten Bericht zur Belastung von Wohnungen, Schulen, Kindertagesstätten, Büroräumen, Gaststätten, Diskotheken und Verkehrsmittellinnenräumen mit Feinstaub und nimmt ihn zur Kenntnis. Bayern wird gebeten, eine Druckfassung einschließlich einer englischen Zusammenfassung zu erstellen.

Die LAUG bittet die Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Innenraumrichtwerte der IRK / AOLG“, auf der Basis des Berichtes eine Stellungnahme zur Festsetzung von Richtwerten bis zur nächsten LAUG-Sitzung abzugeben. Sie bittet die Ad-hoc-Arbeitsgruppe ferner um Vorschläge für die weitere Vorgehensweise unter Berücksichtigung der Aspekte von Größe, Morphologie, In-

Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen

haltsstoffen des Feinstaubes, deren toxikologischen Wirkungsprofilen sowie Dosis-Wirkungsbeziehungen.

Die LAUG bittet die AOLG, über die GMK den Bericht der Bundesregierung zur Kenntnis zu geben mit der Bitte, Mittel zur Untersuchung der gesundheitlichen Wirkungen von Feinstäuben in Innenräumen (z. B. im Rahmen des Ufoplans des UBA) bereitzustellen.

Die LAUG bittet die AOLG, über die GMK die Bitte an die Bundesregierung heranzutragen, den Bericht an die einschlägigen europäischen Gremien (DG SANCO, SCHER) mit der Bitte um Kenntnisnahme zu übersenden.

2 Einführung

Veränderte Lebens- und Arbeitsgewohnheiten haben dazu geführt, dass wir uns in Industrieländern täglich zu über 90 Prozent im Inneren von Gebäuden aufhalten. In ihnen können wir dabei einer Vielzahl an zum Teil gesundheitlich bedenklichen Fremdstoffen ausgesetzt sein.

Aufgrund ihrer Heterogenität stellen sich in Innenräumen sehr komplexe Expositionsmuster ein, bei denen neben Einträgen aus der Außenluft auch wichtige Quellen im Innenraum selbst berücksichtigt werden müssen. Dies trifft grundsätzlich auch auf die Feinstaubbelastung in Innenräumen zu, die in ihrer Vielschichtigkeit betrachtet und gesundheitlich differenziert bewertet werden muss. In jeden Fall sind unterschiedlich genutzte Räume (z.B. Wohn-, Schlaf-, Bastel-, Freizeit- und Kellerräume, Arbeitsräume und Arbeitsplätze in Gebäuden, öffentliche Gebäude mit Publikumsverkehr, Gaststätten, Gemeinschaftseinrichtungen wie Schulen und Kindergärten sowie Räume in Kraftfahrzeugen und anderen Verkehrsmitteln) zu unterscheiden. Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass die Höhe der in Innenräumen auftretenden Feinstaubgehalte räumlich, aber auch zeitlich sehr variabel sein kann. Neben den im nahen Umfeld des Innenraumes vorherrschenden Bedingungen in der Außenluft (z.B. Lage an einer stark befahrenen Straße oder in einer ländlichen Region) und den aktuellen klimatischen Verhältnissen, sind die baulichen Gegebenheiten des Gebäudes und die Lüftungsbedingungen von Bedeutung. Daneben können Aktivitäten in den Innenräumen selbst erheblich zur aktuellen Belastungssituation beitragen. Daher sollten folgende Einflussfaktoren bei der Betrachtung und Bewertung der partikulären Innenraumluftgehalte jeweils besonders berücksichtigt werden:

- Umweltbedingungen
 - Außenluftgehalte
 - Meteorologie (z.B. Winddruck, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Feuchtigkeit)
 - Lage des Objektes (z.B. zu potentiellen Quellen)
- Gebäudebedingungen
 - Lüftungsbedingungen (z.B. natürliche, technische Lüftung)
 - Bauweise, „Dichtigkeit“ des Gebäudes
- Innenraumbedingungen
 - Rauchen von Tabakprodukten
 - direkte Innenraumquellen (z.B. offene Feuerquellen der Energie- und Wärmeversorgung, Reinigungs- und Kochaktivitäten)
 - indirekte Quellen: Depositions- und Resuspensionsvorgänge (z.B. Luftbewegung,

körperliche Aktivität im Raum)

- Hobby- und Freizeitaktivitäten
- der Mensch oder Haustiere als Quelle (z.B. durch Kleidung, Haut und Haare [das Phänomen „personal cloud“])

Wesentliche Erkenntnisse zum Thema „Feinstaub“ resultieren derzeit aus Außenluftmessungen im Bereich Verkehr, Industrie und Gewerbe (z.B. stationäre und mobile Messstellen von Umweltbehörden). Bei ihnen handelt es sich primär um quellenorientierte Messprogramme im Zusammenhang mit der Feinstaubrichtlinie der EU bzw. der Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (EU-Richtlinie 1999/30/EG, 22. BImSchV). Während Partikelmessungen in der Außenluft häufig durchgeführt werden und Ergebnisse in großem Umfang und oft zeitlich hoch aufgelöst vorliegen, gibt es, auch aufgrund ihrer Komplexität, deutlich weniger Daten zur Belastungssituation von Innenräumen.

Die in den letzten 20 Jahren gewonnenen Erfahrungen mit chemischen und biologischen Schadstoffen in der Innenraumluft und im Hausstaub zeigen, dass sich die Zusammensetzung und die gesundheitliche Wirkung der Innenraumluft, resultierend aus der andersartigen Quellenlage und der unterschiedlichen Dynamik, deutlich von der Außenluft unterscheiden kann. Die Feinstaubbelastung in Innenräumen wird zwar je nach Nutzungsart, Bauart und Lage des Objekts auch von der Außenluft mitbestimmt, in der Regel sind hier aber zusätzliche Quellen relevant.

Auch die Sedimentation des Hausstaubes als Sammelprodukt führt einerseits zu einer Abnahme des Staubgehalts in der Luft, der Staub kann jedoch andererseits durch Aktivitäten im Innenraum (Reinigungsmaßnahmen, Bewegung) wieder aufgewirbelt werden. Auch vorhandene filmbildende schwerflüchtige organische Verbindungen wie z.B. Fette, Fettsäuren, Wachse, Silikone und Weichmacher können mit dem Staub Konglomerate bilden und beeinflussen so die Feinstaubpartikel im Innenraum.

Eine wesentliche Ursache des Unterschiedes zwischen Feinstaub in der Innenraum- und der Außenluft sind neben zusätzlichen Quellen auch die andersartigen Ausbreitungsmodalitäten in der Innenraumluft, die auf die oft geringen Luftaustauschraten und die kürzeren Abstände zu den Quellen zurückgeführt werden können. Des Weiteren treten in der Innenraumluft auf engem Raum Wechselwirkungen zwischen der Staubfreisetzung, seiner Verteilung in der Raumluft und der Abscheidung auf unterschiedlich strukturierten Oberflächen auf.

Vor diesem Hintergrund will der vorgelegte Bericht den derzeitigen Kenntnisstand zur Expositionssituation in Innenräumen und den gesundheitlichen Wirkungen von Innenraumstäuben darstellen, erste Eckpunkte für eine Bewertung setzen und weiteren Forschungsbedarf aufzeigen.

Im Anhang sind zudem die umfangreichsten bisher in Deutschland durchgeführten Studien zur partikulären Belastung der Innenraumluft zusammengestellt.

Grundsätzliches zu Feinstäuben

3.1 Allgemeines

Partikuläre Luftinhaltsstoffe bilden, wenn sie dispers in der Luft verteilt sind, mit den Gasen kolloidale Systeme, die auch als Aerosol bezeichnet werden. Der Begriff umfasst sowohl „feste“ (Stäube) als auch „flüssige“ Partikel (Nebel). Neben den natürlichen Aerosolquellen (z.B. Seesalz der Meere, Vulkanausbrüche, aufgewirbelter Saharasaand) und biogenen Aerosolen (z.B. Pollen, Sporen, Bakterien, Viren) spielen anthropogene Quellen (z.B. Verbrennungsprozesse) eine wichtige Rolle.

Nach ihrer Freisetzung bilden die anorganischen und organischen Reaktionszwischenprodukte schnell ultrafeine Partikel (Nukleation), die im weiteren Verlauf aus thermodynamischen Gründen zu größeren Einheiten aggregieren (Koagulation). Diese Umwandlungsprozesse sind schematisch in der Abbildung 1 dargestellt.

Die Partikel der feinen Fraktion entstehen primär durch diese Umwandlungsprozesse aus Gasen oder im Rahmen von Verbrennungsprozessen. Sie setzen sich typischerweise zusammen aus Nitraten, Sulfaten, Ammonium, elementarem Kohlenstoff, einer großer Anzahl organischer Verbindungen und Spurenelementen. Die Partikel in der groben Feinstaubfraktion entstehen hingegen weitgehend mechanisch durch den Zerfall größerer fester Partikel. In städtischer Umgebung beinhaltet diese Fraktion typischerweise aufgewirbelten Staub von Straßen und von industriellen Prozessen, sowie biologisches Material wie Pollen und Bakterien und deren Fragmente. Sie enthält ebenfalls vom Wind getragenes Erdkrustenmaterial aus landwirtschaftlichen Prozessen, unbedecktem Boden, Schotterstraßen und Bergbauaktivitäten.

Vor diesem Hintergrund wird klar, dass Aerosole äußerst komplexe dynamische Systeme sind, die im zeitlichen Verlauf beständigen Veränderungen unterworfen sind, die u.a. ihr Verhalten und ihren Verbleib in der Atmosphäre wesentlich beeinflussen.

Die Zusammensetzung des Umweltaerosols enthält sehr unterschiedliche Partikel, die sich insbesondere in Größe, Form und chemischer Zusammensetzung erheblich unterscheiden können. Während die größeren Partikel dabei überwiegend die Masse des Umweltaerosols bestimmen, wird die Anzahlkonzentration und auch die Oberfläche fast ausschließlich durch die ultrafeinen Partikel dominiert. Dieser Zusammenhang ist beispielhaft in der Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Relativer Einfluss der Partikelgröße auf Anzahl und Oberfläche (modifiziert nach Harrison et al. 2003)

Table 1: Relative contribution of particle size on particle number and surface (from Harrison et al. 2003)

Partikeldurchmesser (μm)	Partikelanzahl	Partikeloberfläche
10	1	1
1	1000	100
0,1	1.000.000	10.000
0,01	1.000.000.000	1.000.000

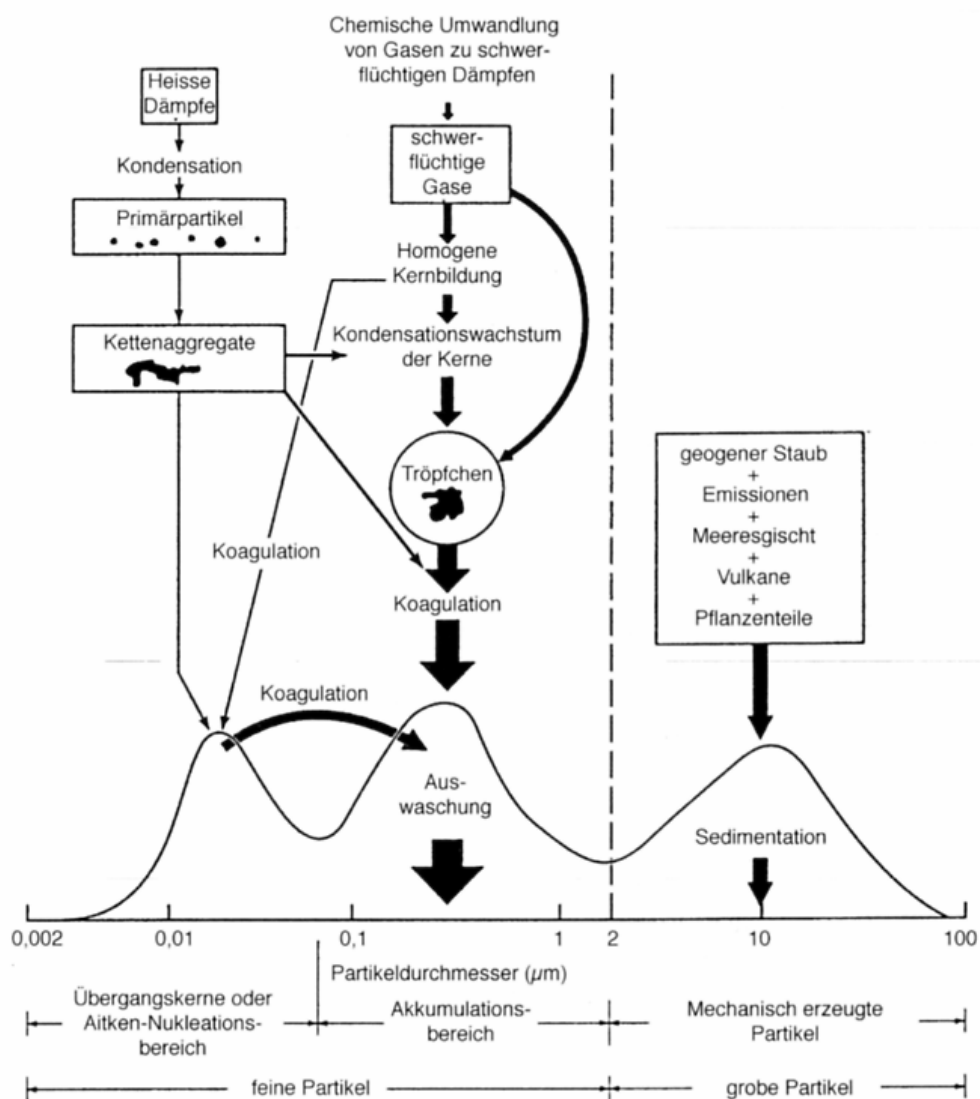


Abb. 1: Schematische Darstellung der Transformations- und Umwandlungsprozesse von Partikeln (nach Peters et al. 1998)

Figure 1: Transformation and growth mechanisms of ambient particles (nach Peters et al. 1998)

3.2 Wichtige Begriffsbestimmungen

In der wissenschaftlichen Literatur werden die verschiedenen Begriffe zur Partikelcharakterisierung oft nicht einheitlich gebraucht. Dies liegt insbesondere daran, dass sich die Begrifflichkeit in unterschiedlichen Bereichen (z.B. Arbeitsschutz, Umweltschutz, Regulation) entwickelt hat und an die speziellen Bedürfnisse und analytischen Möglichkeiten angepasst wurden. Es haben sich drei Klassifikationen herausgebildet, eine nach der beobachteten Partikelverteilung und den Bildungsmechanismen (z.B. Nucleation Mode, Aitken Mode, Accumulation Mode, Fine Mode Particles, Coarse Mode Particles) und zwei weitere, die sich auf den aerodynamischen Partikeldurchmesser als einen möglichen Äquivalentdurchmesser beziehen. Eine Klassifikation charakterisiert dabei die Partikel aufgrund ihrer Fähigkeit bestimmte Lungenkompartimente zu erreichen und die andere orientiert sich am cut point des jeweiligen Sammelsystems.

Im Bereich des Arbeitsschutzes folgte über lange Zeit die Definition des luftgetragenen Feinstaubes der Johannesburger Konvention von 1959. Hierbei liegt der Durchlassgrad eines Vorabscheiders, der dieser Konvention folgt, bei 50 % für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 5,0 μm und geht auf 0 % für Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmessers von 7,1 μm zurück. Um eine weltweite Harmonisierung von Probenahmekonventionen zur Messung von Schwebstoffen in der Luft am Arbeitsplatz zu erreichen, wurde 1993 die DIN EN 481 (DIN 1994) veröffentlicht, mit der unter anderem eine alveolengängige Fraktion (A-Staub) bestimmt wird. Sie entspricht der amerikanischen Definition der Respirable Particulate Matter (RPM) der American Conference of Governmental Industrial Hygienists von 1994 (ACGIH 1994). Ein Vergleich mit der Johannesburger Konvention zeigt, dass bei Partikeln bis 2,5 μm Durchmesser eine vollständige Übereinstimmung besteht. Bei Partikeln zwischen 2,5 und 6,5 μm wird nach der Johannesburger Konvention aber ein größerer Anteil (ca. 20 % Unterschied bei 5 μm) gesammelt als nach der DIN EN 481. Partikel größer als 7,1 μm werden nach der Johannesburger Konvention von Sammlern dagegen nicht mehr erfasst. Es kann davon ausgegangen werden, dass beide Konventionen in der Praxis der vorkommenden Partikelverteilungen gut übereinstimmen (Siekmann & Blome 1994).

Insbesondere im Rahmen von Immissionsmessungen im Umweltschutz haben sich andere Definitionen entwickelt (siehe [EPA 2004]). So wurde 1987 in den USA der Begriff Total Suspended Particulate (TSP) eingeführt, der bei den (damals) gebräuchlichen High - Volume - Samplern mit einem cut-off-Punkt bis 70 μm definiert war. Im weiteren Verlauf wurde, auch um der menschlichen Atemcharakteristik besser zu entsprechen, insbesondere im Rahmen von Immissionsmessungen der Begriff PM_{10} (Particulate Matter) bzw. $\text{PM}_{2,5}$ von der amerikanischen Umweltschutzbehörde eingeführt. Auch die europäischen Regelungen zum Immissionsschutz gehen derzeit von der PM_{10} -Fraktion aus und beziehen sich auf eine Referenzmethode, die in der DIN EN 12341 (1999) beschrieben wurde.

In der Abbildung 2 ist beispielhaft eine charakteristische Partikelverteilung für einige der gebräuchlichsten Konventionen dargestellt. Zum besseren Verständnis sind darüber hinaus einige gebräuchliche Definitionen in der Tabelle 2 zusammengestellt.

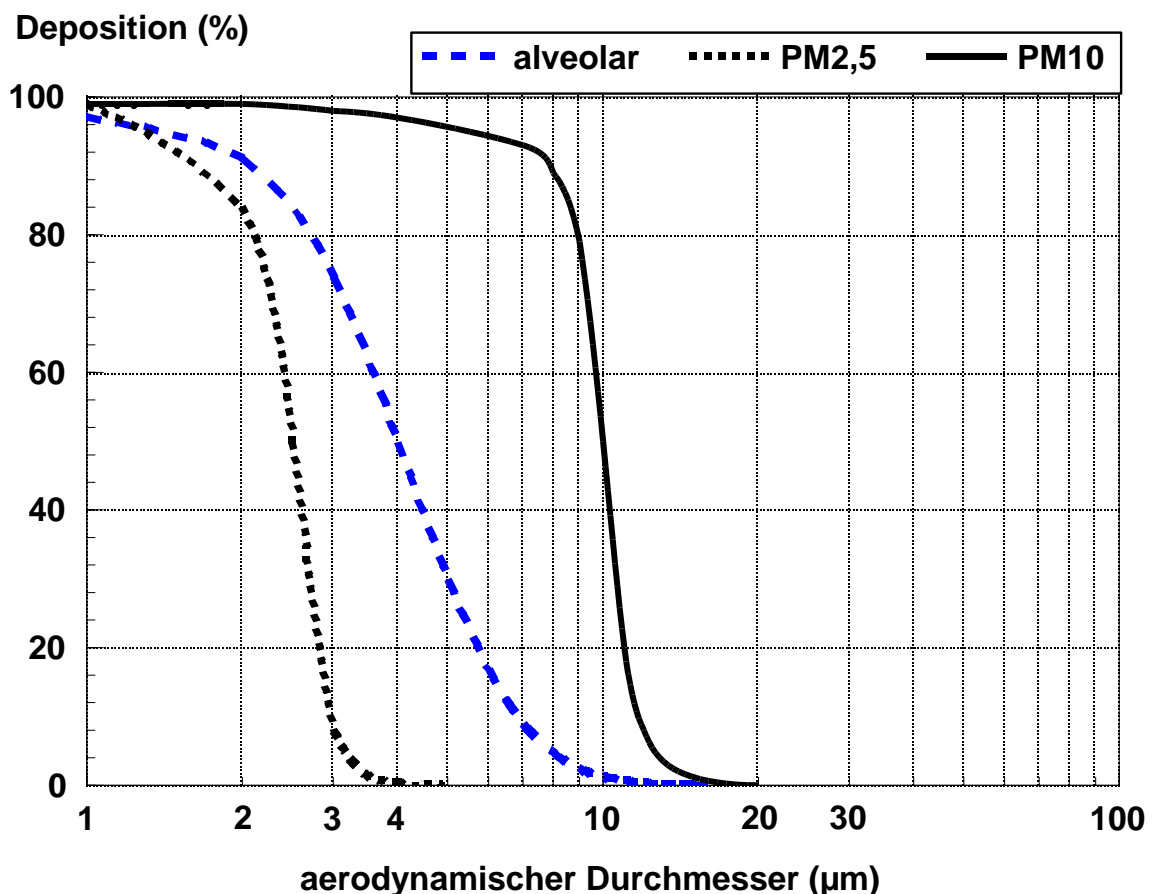


Abb. 2: Abscheidegrad als Massenanteil am gesamten luftgetragenen Partikelkollektiv für verschiedene Probenahmekonventionen

Figure 2: Percent deposition of particles in accordance to different sampling conventions

Tab. 2: Wichtige Begriffsbestimmungen (nach DIN EN 481 und EPA 2004)

Table 2: Important definitions (in accordance to DIN EN 481 and EPA 2004))

Begriff	Definition
Gebräuchliche Definitionen im Arbeitsschutz	
Einatembare Fraktion	Der Massenanteil aller Schwebstoffe, der durch Mund und Nase eingeatmet wird
Extrathorakale Fraktion	Der Massenanteil eingeatmeter Partikel, der nicht über den Kehlkopf hinaus eindringt
Thorakale Fraktion	Der Massenanteil eingeatmeter Partikel, der über den Kehlkopf hinaus vordringt (Partikel bis maximal ca. 50 µm*)
Alveolengängige Fraktion	Der Massenanteil eingeatmeter Partikel, der bis in die nichtcilierten Luftwege vordringt (sogenannter A-Staub) (entspricht ungefähr PM ₄ ; Partikel bis maximal ca. 16 µm*)
RPM oder RSP	Respirable particulate matter, respirable suspended particulate; entspricht der alveolengängigen Fraktion (definiert von der American Conference of Governmental Industrial Hygienists)
Gebräuchliche Definitionen im Umweltschutz und Gesundheitsschutz	
TSP	Total suspended particulates; Gesamtschwebstaub bis zu einem Partikeldurchmesser bis ca. 70 µm*
PM ₁₀	Partikelfraktion, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passiert, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm* eine Abscheidewirksamkeit von 50 % hat (Partikel bis maximal ca. 20 µm*)
PM ₄	Entspricht ungefähr der alveolengängigen Fraktion und dem RPM
PM _{2,5}	Partikelfraktion, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passiert, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm* eine Abscheidewirksamkeit von 50 % hat (Partikel bis maximal ca. 5-6 µm*)
Coarse mode particles	Partikelfraktion größer als 2,5 µm* Durchmesser, die wesentlich durch mechanischem Abrieb und Aufwirbelungen von Bodenstaub besteht
Fine mode particles	Feinstaub mit einem Durchmesser kleiner als 2,5 µm*, die primär aus Gasen oder sekundär durch Nukleation und Kondensation gebildet werden
Ultrafeine Partikel	Partikel mit einem Durchmesser < 100 nm
Nanopartikel	Partikel mit einem Durchmesser < 50 nm

*: angegeben als aerodynamischer Durchmesser. Hierbei handelt es sich um den geometrischen Durchmesser bezogen auf eine Kugel mit der Dichte 1 g/cm³, welche die gleiche Sinkgeschwindigkeit in ruhender oder laminar strömender Luft hat

4 Messverfahren zur Charakterisierung von Partikeln

Zur Probenahme bzw. Messung von Partikeln kommen unterschiedliche Systeme zum Einsatz, deren Methoden z.B. in einem Leitfaden des Umweltbundesamtes (UBA 2004) ausführlich dargestellt sind und im Folgenden nur kurz beschrieben werden.

- Zur kontinuierlichen und diskontinuierlichen Schwebstaubprobenahme wird von einer volumengesteuerten Pumpe Luft angesaugt und nach dem Impaktionsprinzip auf einem Filter abgeschieden. Je nach Wahl des Probenahmekopfes mit einem gröbenselektierenden Einlass können in der Folge unterschiedliche Größenfraktionen des Umweltaerosols (z.B. PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁) ermittelt werden. Die Partikelmasse wird gravimetrisch durch Differenzwägung vor und nach der Beladung mit luftgetragenen Partikeln bestimmt und in Verbindung mit den aufgezeichneten Volumenströmen in Massenkonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) umgerechnet. Das Prinzip des Impaktors beruht darauf, dass die Probeluft durch eine Düse mit hoher Geschwindigkeit auf eine Impaktionsplatte geleitet wird. Dort wird der Staub durch seine Trägheit entsprechend der Korngröße abgeschieden, während die Luft mit nicht abgeschiedenen (feineren) Staubfraktionen seitlich abgeführt wird (siehe Abbildung 3).
- Dem Messprinzip des TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) Verfahrens liegt eine Frequenzänderung einer mit einem Filter verbundenen oszillierenden Einheit zu Grunde. Bewirkt wird diese Änderung der Frequenz durch sich auf dem Filter absetzende Partikel, die durch eine Mikrowaage gewogen werden. Die Massenbestimmung erfolgt dabei quasi in Echtzeit gleichzeitig mit der Probenahme.
- Bei der Staubmessung mittels der Betastrahlenabsorption wird die Probeluft durch ein Filterband gesaugt. Die auf dem Filterbandabschnitt abgeschiedene Staubmenge wird über die Schwächung der Betastrahlung beim Durchtritt durch den bestaubten Filter gemessen. Als Strahlungsquelle wird eine künstlich hergestellte radioaktive Quelle (z.B. Krypton 85) und als Detektor ein Geiger-Müller-Zählrohr oder eine Ionisationskammer benutzt.
- Bei der Bestimmung der Partikelmasse mittels Aethalometer wird die (kontinuierlich erfasste) Abschwächung eines Lichtstrahls durch einen Filter während dessen Beladung mit Aerosolteilchen erfasst. Dabei werden durch eine Lampe gleichmäßig die beladenen und unbeladenen Teile der Filterfläche beleuchtet und die jeweils transmittierte Strahlung mittels zweier Photodioden gemessen.

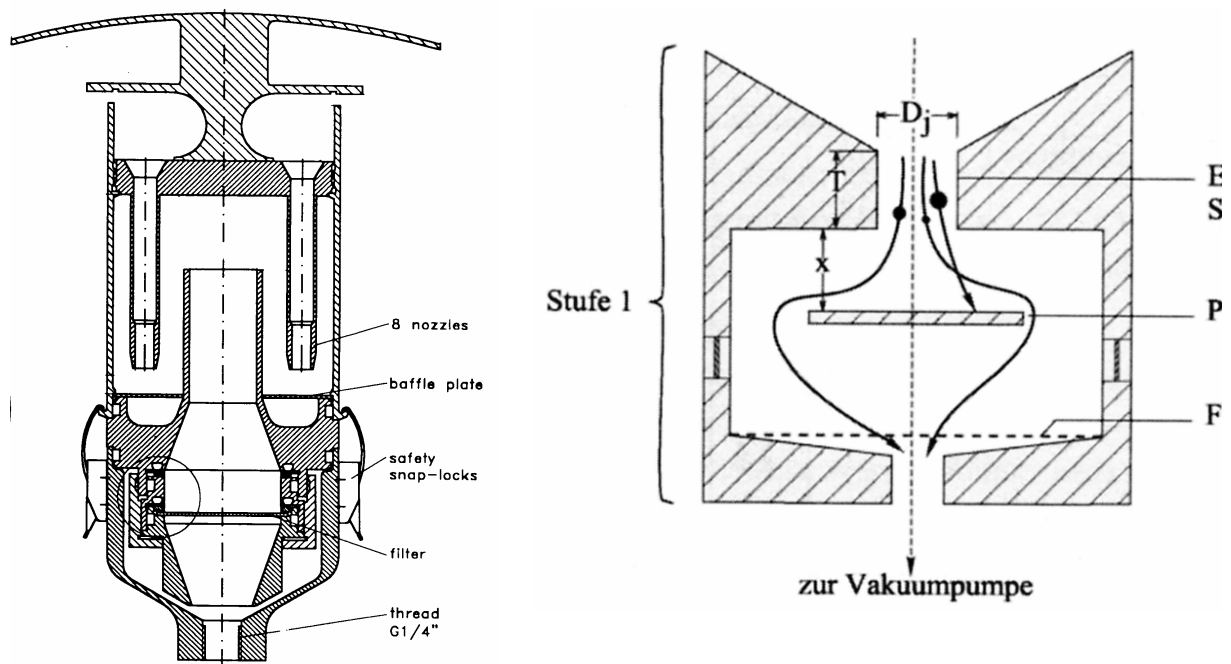


Abb. 3: Links Querschnitt eines typischen Staubsammlers (z.B. für PM_{10}) (der Firma Thermo Electron Erlangen) und rechts Flugbahn von unterschiedlichen Partikeln (nach [Siegel 2004])

Figure 3: Left: profile of a typical PM sampler unit; right: trajectories of different particles inside a sampler

- Die Lichtstreuung an kleinen Partikeln kann zur kontinuierlichen photometrischen Messung von Aerosolen genutzt werden. Mittels eines vorgeschalteten Impaktors und gegebenenfalls eines virtuellen Impaktors kann diese Messung so gestaltet werden, dass, wie bei der gravimetrischen Messung, Partikel ab einer vorgegebenen Partikelgröße bestimmt werden. Bei entsprechender thermischer Regulierung und Volumenstromregulierung sowie Führung des Luftflusses über entsprechende Vorabscheider ist es möglich, nach Kalibrierung mit einem solchen Gerät quasi parallel unterschiedliche Partikelgrößenkonzentrationen z. B. PM_{10} und $PM_{2,5}$ zu messen.
- Bei den optischen Partikelzählern (Aerosolspektrometern) werden einzelne Partikel mit dem Probenahmeluftstrom durch ein beleuchtetes Messvolumen transportiert. Im Messraum streuen die Partikel das Laserlicht, das von einem Photodetektor in elektrische Signale umgewandelt wird. Vorteil dieser kleinen, mobilen Geräte ist die gleichzeitige Bestimmung von Anzahl und Verteilung der Partikel sowie der Feinstaubmasse (z.B. PM_{10} , $PM_{2,5}$,

PM₁) in einem Größenbereich von ca. 0,1 bis 30 µm. Zu bedenken ist, dass die Umrechnung von Partikelanzahl nach Masse aufgrund verschiedener Grundannahmen erfolgt, deren Validität in Abhängigkeit von der Natur der Partikel variieren kann.

- Bei dem APS (Aerodynamic Particle Sizer) werden Partikel nach ihrer Masse und ihrem Strömungswiderstand getrennt. Hierbei können Aussagen über Anzahl und Verteilung von Partikeln im Bereich über ca. 0,1 µm getroffen werden.
- Gesamtpartikelzahlen lassen sich mit dem Prinzip des Kondensationskernzählers (CNC/CPC) bestimmen. Da die als Messgröße dienende Lichtabsorption mit dem Partikeldurchmesser stark abnimmt, werden die Feinpartikel künstlich (z.B. durch Anlagerung von Butanol) vergrößert. Zur Bestimmung von Korngrößen kann dem Kondensationskernzähler ein elektrischer Klassierer (DMA, Differential Mobility Analyzer) vorgeschaltet werden. Dabei werden die im Messgasstrom enthaltenen Partikel nach ihrer elektrischen Mobilität im Anschluss an die elektrische Aufladung getrennt. Eine Kombination aus Kondensationskernzähler und elektrischem Klassierer wird auch als DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) oder SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) bezeichnet. Der untere Messbereich umfasst Partikel mit einem Durchmesser ab ca. 3 nm.
- Bei dem Black-Smoke-Verfahren wird der bei niedrigem Probeluftvolumenstrom auf einem Filter abgeschiedene Staub mittels eines Reflexionsphotometers gemessen. Die photometrisch gemessenen Black-Smoke-Werte werden mit Hilfe einer früher aufgestellten Kalibrierkurve in gravimetrische Werte (µg/m³) umgerechnet. Zu berücksichtigen ist bei diesem einfachen Verfahren, dass z.B. die Staubfarbe wegen des unterschiedlichen Reflexionsgrades der Partikel einen erheblichen Einfluss auf das Messergebnis hat.
- Die Schwärzung von feinstaubbeladenen Filtern kann mittels eines Reflektometers gemessen werden, mit dem die Reflektion des Lichtes in Prozent ermittelt werden kann. Mit Hilfe von Leerfiltern kann die Reflektion vor jeder Messung auf 100% gesetzt werden und der Absorptionskoeffizient in Anlehnung an die ISO 9835 mit Hilfe der folgenden Formel bestimmt werden

$$Abs_{coeff} = (0,5A) \ln(R_0/R_f)/V,$$

wobei A die beladene Filterfläche (in m²), R₀ die Reflexion des Leerfilters (in %), R_f die Reflexion des beladenen Filters (in %) und V das gesammelte Luftvolumen (in m³) ist.

5 VDI/DIN-Normen im Bereich von Partikelmessungen

DIN EN 12341: 1999-03 Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM₁₀-Fraktion von Schwebstaub – Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren Referenzmessmethode. Berlin: Beuth Verlag

DIN EN 14907, November 2005, Luftbeschaffenheit, Gravimetrische Referenzmessmethode für die Bestimmung der PM_{2,5}-Massenfraktion des Schwebstaubes; Deutsche Fassung prEN 14907;2005

DIN EN ISO/IEC 17025: 2000-04 Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien Berlin: Beuth Verlag

DIN 66141: 1974-02 Darstellung von Korn-(Teilchen-)größenverteilungen; Grundlagen. Berlin: Beuth Verlag

VDI 2066 Blatt 5 : 1994-11 Messen von Partikeln – Staubmessung in strömenden Gasen; Fraktionierende Staubmessung nach dem Impaktionsverfahren – Kaskadenimpaktor

VDI 2463, Blatt 1, November 1999, Messen von Partikeln, Messen der Massenkonzentrationen, Grundlagen

VDI 2463, Blatt 7, August 1982, Messen von Partikeln, Messen der Massenkonzentrationen (Immission, Filterverfahren, KleinfILTERGERÄT GS 050

VDI 3489 Blatt 1 Messen von Partikeln, Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen (Übersicht), Januar 1990

VDI 3489 Blatt 2 Messen von Partikeln, Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen, Kondensationskernzähler mit kontinuierlichem Durchfluss, Dezember 1995

VDI 3489 Blatt 3 Messen von Partikeln, Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen, Optischer Partikelzähler, März 1997

VDI 3489 Blatt 8 Messen von Partikeln, Methoden zur Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen, Relaxationszeitspektrometer, Dezember 1996

VDI 3491 Blatt 1 Messen von Partikeln, Kennzeichnung von Partikeldispersionen in Gasen, Begriffe und Definitionen, September 1980

- VDI 3491 Blatt 3 Messen von Partikeln, Herstellungsverfahren für Prüfaerosole, Herstellung von Latexaerosolen unter Verwendung von Düsenzerstäubern, November 1980
- VDI 3491 Blatt 13 Messen von Partikeln, Herstellungsverfahren für Prüfaerosole, Herstellung von Prüfaerosolen mittels eines Schwingblenden-Aerosolgenerators, Juni 1996
- VDI 3491 Blatt 15 Messen von Partikeln, Herstellungsverfahren für Prüfaerosole, Verdünnungssysteme mit kontinuierlichem Durchfluss, Dezember 1996
- VDI 3867 Blatt 1 : 2006-02 Messen von Partikeln in der Außenluft – Charakterisierung von Prüfaerosolen – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung – Grundlagen. Berlin: Beuth Verlag
- VDI 3867 Blatt 2 Messen von Partikeln in der Außenluft – Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung – Kodensationskernzähler (in Vorbereitung)
- VDI 3867 Blatt 3 Messen von Partikeln in der Außenluft – Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung – Mobilitätsspektrometer (in Vorbereitung)
- VDI 3867 Blatt 4 Messen von Partikeln in der Außenluft – Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung – Optischer Partikelzähler (in Vorbereitung)
- VDI 3867 Blatt 5 Messen von Partikeln in der Außenluft – Charakterisierung und Überwachung von Prüfaerosolen – Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung – Relaxationszeitspektrometer (in Vorbereitung)
- VDI 4202 Blatt 1 : 2002-06 Mindestanforderungen an automatische Immissionsmeseinrichtungen bei der Eignungsprüfung, Punktmessverfahren für gas- und partikelförmige Luftverunreinigungen. Berlin: Beuth Verlag
- VDI 4203 Blatt 3 : 2004-08 Prüfpläne für automatische Immissionsmeseinrichtungen, Prüfprozeduren für Messeinrichtungen zur punktförmigen Messung von gas- und partikelförmige Immissionen. Berlin: Beuth Verlag
- VDI 4280 Blatt 1 : 1996-11: Planung von Immissionsmessungen – Allgemeine Regeln für Untersuchungen der Luftbeschaffenheit. Berlin: Beuth Verlag
- VDI 4280 Blatt 2 : 2000-12 Planung von Immissionsmessungen – Regeln zur Planung von Untersuchungen verkehrsbedingter Luftverunreinigungen an Belastungsschwerpunkten. Berlin: Beuth Verlag

Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen

VDI 4280 Blatt 3 : 2003-06 Planung von Immissionsmessungen – Messstrategien zur Ermittlung von Luftqualitätsmerkmalen in der Umgebung ortsfester Emissionsquellen. Berlin: Beuth Verlag

6 Verhalten und Transport von Feinstäuben in Innenräumen

Im Rahmen des Transports und des Verbleibs von Partikeln in Innenräumen werden sie durch eine Reihe physikalischer und chemischer Prozesse grundlegend beeinflusst, was zu erheblichen Veränderungen ihrer chemischen Zusammensetzung, ihrer physikalischen Charakteristika, ihrer Verteilungsmuster aber auch der messbaren Gehalte führt (Morawska & Salthammer 2003, Nazaroff 2004, EPA 2004). Wesentliche Prozesse (siehe auch Abbildung 4), die in diesem Zusammenhang berücksichtigt werden müssen, sind:

- Infiltration (Penetration) der Partikel in den Innenraum durch Lüftung über Fenster und Türen sowie durch Undichtigkeiten bzw. Lücken der Gebäudehülle
- Exfiltration der Partikel durch Entlüftung über Fenster und Türen
- Deposition der Partikel auf Oberflächen des Innenraums
- Resuspension durch Aufwirbelung der Partikeln von Raumboberflächen
- Chemische Prozesse, die zu Neubildung und Koagulation von Partikeln führen.

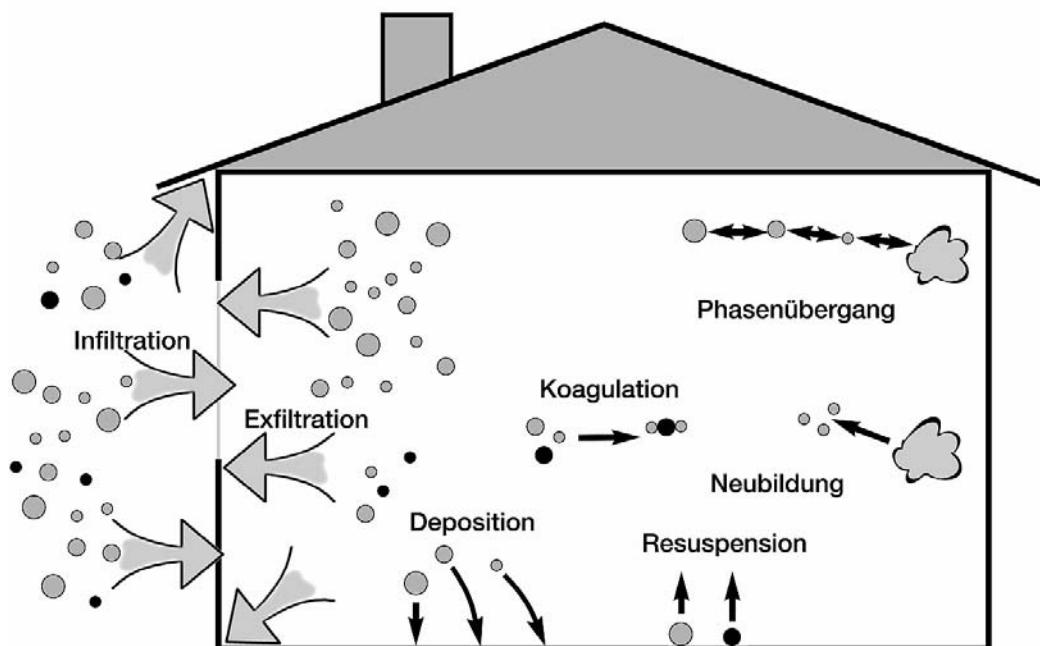


Abb. 4: Transportvorgänge und Transformationsprozesse mit Auswirkung auf die Partikelbelastung in Innenräumen

Figure 4: Transport and transformation processes with impact of the indoor concentration of particulate matter

6.1 Infiltration / Penetration

Der Penetrationsfaktor (P) ist definiert als der Anteil der Partikelfraktion mit einem spezifischen Durchmesser, der mit der einströmenden Außenluft den Innenraum erreicht. Er ist eine dimensionslose Maßzahl zwischen 0 und 1. Penetrationsraten lassen sich nur für nicht genutzte Räume bestimmen.

In der wissenschaftlichen Literatur liegen Ergebnisse verschiedener Studien vor, die auf Beobachtung des Innen zu Außen Verhältnisses der Partikel (Long et al. 2000, Vette et al. 2001, Riley et al. 2002), auf Manipulationen der Gebäudehülle (Thatcher et al. 2003), experimentelle Simulationen im Labor (Mosley et al. 2001, Liu & Nazaroff 2003) oder auf mathematische Modellierungen (Liu & Nazaroff 2001, Thornburg et al. 2001, Riley et al. 2002) zurückgehen.

Die Modellierung der Penetration durch Undichtigkeiten mit kleineren bzw. größeren Durchmessern zeigt, dass bei gleicher Gesamtfläche der Partikeldurchlass durch größere Querschnitte überproportional zunimmt (Liu & Nazaroff 2001). Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass für verschiedene Gebäudetypen und Lückendurchmesser der größte Penetrationsfaktor für die Partikel im Durchmesserbereich $< 2 \mu\text{m}$ besteht. Beispielhaft ist dieser Zusammenhang in der Abbildung 5 dargestellt.

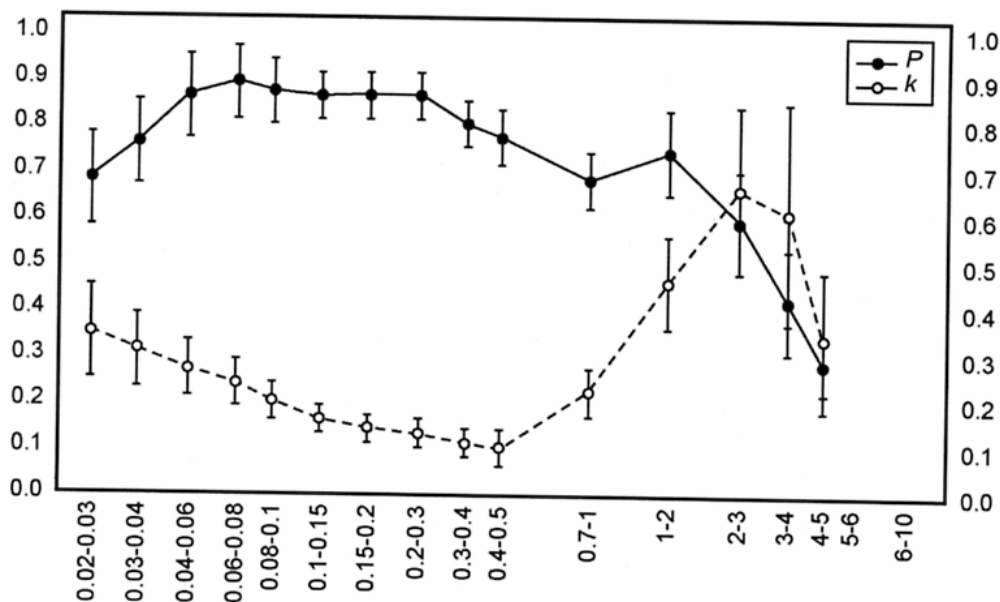


Abb. 5: Penetrationsrate (P) und Depositionsrate (k) von Partikeln modelliert aus mittleren (Standardfehler) Daten (Long et al. 2001b)

Figure 5: Penetration efficiencies (P) and deposition rates (k) from models of nightly average (standard errors) data (Long et al. 2001b)

6.2 Deposition

Der Deposition von Partikeln auf Oberflächen liegen unterschiedliche physikalische Mechanismen z.B. der Gravitation und Diffusion zugrunde, die Partikel in die Nähe der Oberflächen bringen und letztlich abscheiden. Neben der Depositionsgeschwindigkeit wird dieser Prozess durch die sogenannte Depositionsrate (k) beschrieben, die beispielhaft in der Abbildung 5 dargestellt ist. Es wird dabei deutlich, dass dieser Prozess stark vom Partikeldurchmesser abhängt und ein Minimum bei Partikeln mit einem Durchmesser von ca. $0,4 \mu\text{m}$ erreicht. Allerdings lässt sich aus den bisher vorliegenden Studien insgesamt eine erhebliche Variationsbreite belegen (Lai 2002, Morawska & Salthammer 2003, Miguel et al. 2005). Verschiedene andere Faktoren haben einen Einfluss auf die Depositionsrate. So wird die Partikeldeposition, insbesondere der größeren Partikel, mit steigendem Luftzug im Raum und mit zunehmender Raumfläche erhöht und verändert sich auch mit steigendem Raumausstattungsgrad (Thatcher et al. 2002).

Im Rahmen der Deposition wird der luftgetragene Staub zum Bestandteil des Hausstaubs. Im repräsentativen Umwelt-Survey von 1990/1992 finden sich Angaben zu Hausstaubniederschlägen in Haushalten (Seifert 1998). Die gemessenen Staubbiederschlagsraten zeigten Abhängigkeiten vom Gebäudealter, Stadt-/Landsituation, der Personenzahl im Haushalt und dem Raucherstatus. In den Surveys werden als Median (95. Perzentil) für die Bundesrepublik Werte von $4,6 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$ ($21,0 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$) angegeben. Es wurde unter realen Nutzungsbedingungen gemessen.

6.3 Resuspension

Auf den Oberflächen des Raumes abgelagerte Partikel können insbesondere durch Aktivitäten im Innenraum wieder in die Raumluft resuspendiert werden (Thatcher & Layton 1995, Ferro et al. 2004a und b, Hussein et al. 2006). Hu et al. (2005) stellen fest, dass im Wesentlichen 3 Einflussgrößen (mechanische Vibration, aerodynamische sowie elektrostatische Kräfte) eine größere Wirkung als die Gravitation erreichen können und so die Resuspension von Partikeln beeinflussen. Während Vibrationen und aerodynamische Kräfte in unterschiedlichem Maße zu einer Erhöhung der Resuspension beitragen können, ist die Adhäsion der Resuspension entgegenwirkt.

In der Arbeit von Ferro et al. (2004b) werden verschiedene Innenraumaktivitäten in Bezug auf die Resuspension modelliert (Testaktivitäten: Textilien falten, Staubsaugen, Betten machen,

auf einem Vorleger tanzen, auf Holzböden tanzen, staubwischen, herumlaufen, sitzen auf Polstermöbeln) und die Veränderung der $PM_{2,5}$ -Gehalte und die Partikelanzahlkonzentrationen gemessen. Aktivitäten wirkten am stärksten auf die größten gemessenen Partikel $> 5\mu m$ und waren in den meisten Fällen nicht mehr im Partikelbereich von $0,3-0,5\mu m$ nachweisbar. Die in mg/Minute angegebenen Effektstärke bei der Aktivität „2 Personen laufen/sitzen“ war 3 mal höher als die Effektstärke bei einer Person. Tanzen auf einem Läufer (Teppich) war 3x partikelintensiver als gehen auf dem Läufer. Weiter war tanzen auf dem Läufer 7-9 x partikelintensiver als tanzen auf einem Holzboden.

Auch in verschiedenen Feldstudien wurde gezeigt, dass Aktivitäten im Innenraum (z.B. laufen, spielende Kinder) zu einer deutlichen Erhöhung der Feinstaubgehalte führte, wobei im Wesentlichen nur gröbere Partikel aufgewirbelt wurden (Thatcher & Layton 1995, Long et al. 2000, Miguel et al. 2005). In der Abbildung 6 sind diese Zusammenhänge grafisch dargestellt. Darüber hinaus zeigte sich, dass die Resuspension in Räumen mit Teppichböden signifikant höher war als in Räumen mit einem glatten Bodenbelag (Long et al. 2000).

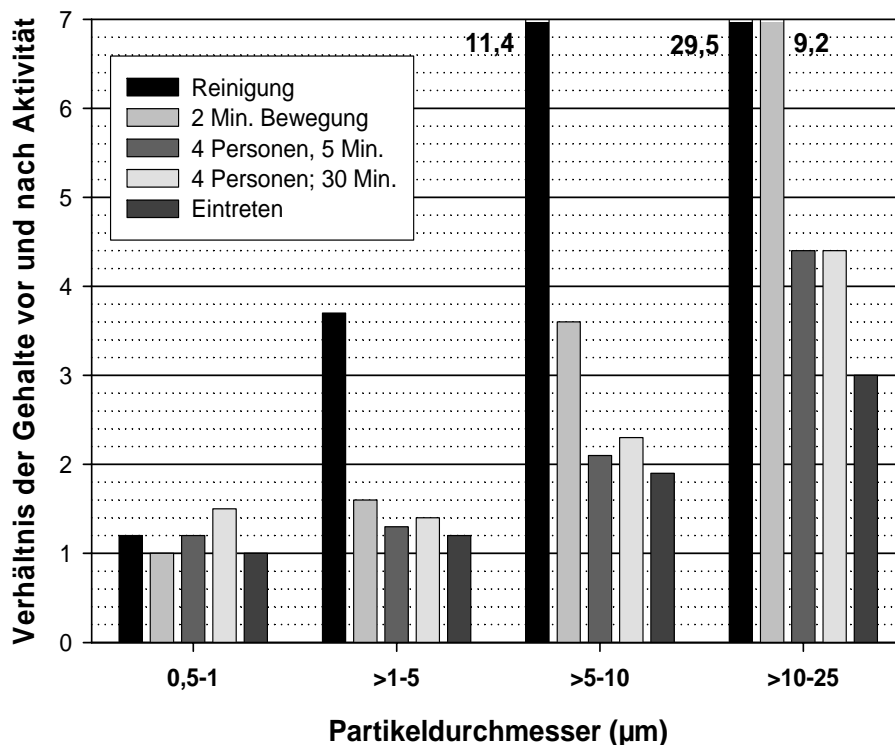


Abb. 6: Verhältnis der Innenraumluftgehalte unterschiedlicher Partikelfractionen vor und nach Aktivitäten, die mit einer Resuspension von Partikeln verbunden sind (Thatcher & Layton 1995)

Figure 6: The ratio of the suspended particle concentration after resuspension activity to the indoor concentration before that activity, by particle size (Thatcher & Layton 1995)

6.4 Partikelneubildung, Koagulation und Phasenübergänge

Im Rahmen chemischer Prozesse im Innenraum können Partikel neu gebildet werden beziehungsweise es zum Partikelgrößenwachstum kommen. Erläuterungen zu diesem sogenannten sekundären organischen Aerosol (SOA) findet sich im Kapitel 8.5.

Der Koagulation in Innenräumen liegt zugrunde, dass Partikel in Innenräumen in Abhängigkeit von z.B. der Anzahl mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit miteinander zusammentreffen und dann die Tendenz haben zu agglomerieren. Dieser Vorgang ist zum Beispiel von Bedeutung bei Quellen ultrafeiner Partikel im Innenraum. Da diese z.B. beim Abbrennen von Kerzen in hohen Anzahlkonzentrationen vorliegen, tendieren sie im weiteren zeitlichen Verlauf dazu, sich zusammenzuballen, was durch eine Verschiebung der Maxima der Partikelverteilung zu beobachten ist (Dennekamp et al. 2001).

Auch das Phänomen des Phasenübergangs beschreibt einen „Alterungsprozess“, bei dem z.B. ein Wachstum der Partikel durch Anlagerung von organischen Substanzen oder Wasser beobachtet wird. Hierunter fällt auch der Wechsel von der Gas- zur kondensierten Phase und zurück.

7 Ergebnisse zur Expositionssituation in Innenräumen

7.1 Feinstäube in Wohnungen / Häusern

7.1.1 Messungen zur Partikelmasse

Innenraumluftbürtiger Feinstaub unterscheidet sich in der physikalischen Qualität und Quantität sowie in der chemischen Zusammensetzung deutlich von der Umgebungsluft außerhalb von Gebäuden und ist daher in keinem Fall direkt miteinander zu vergleichen.

Aufgrund ihrer Komplexität muss bei Innenräumen grundsätzlich beachtet werden, dass auch die Feinstaubgehalte von vielfältigen Einflussfaktoren abhängig sind. Die zeitlich und räumlich sehr variablen partikulären Belastungsmuster sind dabei z.B. abhängig von der Art und Stärke der Quellen, den Senken im Raum, der Art und Intensität der Aktivität der Nutzer, den Lüftungsbedingungen, den physiko-chemischen Umwandlungsprozessen und der Hintergrundbelastung, die direkt oder indirekt von der Außenluftqualität und hier wesentlich von der meteorologischen Lage bestimmt wird. Darüber hinaus spielen die baulichen Bedingungen des Gebäudes (z.B. Dichtigkeit der Hülle) und der Räume eine wichtige Rolle.

In der wissenschaftlichen Literatur ist eine Vielzahl von Messungen der Partikelmassenkonzentrationen in der Innenraumluft beschrieben. In der folgenden Tabelle 3 sind Ergebnisse zu den massebezogenen Messungen in Wohninnenräumen und in der Außenluft zusammengestellt. Zu beachten ist dabei, dass unterschiedliche Probenahmezeiten und Messmethoden die Ergebnisse stark beeinflussen können.

In verschiedenen Studien konnte gezeigt werden, dass Rauchen der wichtigste Einflussfaktor auf die $PM_{2,5}$ -Gehalte war und in etwas geringerem Maße auch das Kochen und das Abbrennen von Räucherstäbchen (z.B. Özkaynak et al. 1995, Wallace & Howard-Reed 2002, Wallace 2003, Lai et al. 2004, Simoni et al. 2004, Fromme et al. 2005, Breyse et al. 2005).

Veröffentlichte Studien aus Deutschland liegen bisher nur begrenzt vor. Beispielhaft ergab die Untersuchung Berliner Wohnungen im Winter mittlere PM_4 -Konzentrationen (tagsüber, 6-8 Stunden) in Raucherhaushalten von $109 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (18 bis $787 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. von $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (57 bis $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Sommer. In Nichtraucherhaushalten lagen die Gehalte mit $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12

und $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Winter und $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12 und $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Sommer signifikant niedriger. Darüber hinaus bestand bei Nichtraucherwohnungen eine signifikante Korrelation der Feinstäube in der Innenraumluft mit denen in der Außenluft (Fromme et al. 2005).

Für Baden-Württemberg wurde in der Zeit vom November 2001 bis Mai 2002 in 126 Wohnungen und in 68 Fällen parallel dazu in der Außenluft der $\text{PM}_{2,5}$ als Wochenmittel bestimmt. Die Gehalte bewegten sich in der Innenraumluft von 3 bis $209 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und in der Außenluft zwischen 4 und $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Es wurde kein statistisch bedeutsamer Stadt-Land-Unterschied und keine Korrelation zwischen den Innenraum- und Außenluftwerten beobachtet (Link et al. 2004).

In einer weiteren Studie in München und Umgebung wurden in Stadtwohnungen im Sommer PM_{10} -Mediane zwischen $7,0$ und $35,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Winter von $13,8$ bis $63,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen (Deichsel et al. 2005). Die Gehalte lagen in den Innenräumen insgesamt niedriger als in der Außenluft und zeigten sich insbesondere vom Lüftungsverhalten abhängig.

Winkens und Praetorius (2006) beschreiben einen Zusammenhang zwischen den Raumluftgehalten an PM_{10} und der Art des Bodenbelags in Kinder-, Schlaf- und Wohnzimmern von 105 Wohnungen in Nordrhein-Westfalen. Die Mittelwerte waren bei glattem Bodenbelag bei $30,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während sie in Räumen mit Teppichböden bei $62,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. Leider enthält die bisher vorliegende Veröffentlichung keinen Hinweis auf möglichen Einflussfaktoren auf die partikuläre Luftbelastung wie z.B. das Rauchverhalten der Nutzer, das Alter der Bodenbeläge und die Anwesenheit von Personen während der Probenahme. Vor diesem Hintergrund können die Ergebnisse nicht abschließend bewertet werden.

Tab. 3: Studien zur PM_{2,5}- und PM₁₀-Belastung in Wohninnenräumen und in der Außenluft in µg/m³ (erweitert nach Fromme 2006b)**Table 3:** Concentrations of PM_{2,5} and PM₁₀ in indoor air of residences and outdoor air in µg/m³

Quelle	PM _{2,5} (Median)		PM ₁₀ (Median)		Bemerkungen
	Innen	Außen	Innen	Außen	
Europa					
Simoni et al. 2004+	87 (W, R) 51 (W, NR) 57 (S, R) 42 (S, NR)	-	-	-	Pisa, Italien; n: 282; 1991-94
Monn et al. 1997	18,3/26,0	33,9/21,0	25,8	18,1	Zürich, Schweiz; städtisch; n: 2 für PM _{2,5} ; n: 17 für PM ₁₀ ; 1996
Janssen et al. 2005	14,1 (A) 9,8 (H)	15,7 (A) 11,4 (H)	-	-	A: Amsterdam, H: Helsinki; n: 80; Winter/Frühling 1998/99
Hänninen et al. 2004+	31 (A) 26 (B) 13 (H) 36 (P)	37 (A) 19 (B) 10 (H) 27 (P)	-	-	Europäische Städte; A: Athen, B: Basel, H: Helsinki, P: Prag; n: 186, 1996-2000
Lai et al. 2004	17,3 19,8 (R) 9,9 (NR)	9,1	-	-	Oxford, UK; n: 42; 1998-2000
Dermentzoglou et al. 2003+	74,0 (NR) 146 (R)	82,1	-	-	Thessaloniki, Griechenland; n : 6 (NR) und 6 (R)
Fromme et al. 2005#	30 (W, NR) 66 (W, R) 27 (S, NR) 57 (S, R)	24 (S)	-	-	Berlin, Deutschland; n: 62 (NR), 60 (R) und 50 außen, Winter 1997/98 und Sommer 2000
Sørensen et al. 2005	13,4 (x) 9,5 (y)	9,2 (x) 7,8 (y)	-	-	Kopenhagen, Dänemark; x: < 8°C außen, y:> 8°C außen; 1999-2000
Link et al. 2004	19	16	-	-	Baden-Württemberg; n: 126 innen; n: 68 außen; 2001-2002
Winkens & Praetorius 2006	-	-	~ 48-50 (x) ~ 21-28 (y)	-	Nordrhein-Westfalen, n: 105 Haushalte**, x: glatter Bodenbelag, y: Teppichboden
Stranger et al. 2007+	36,0	36,0	39,0	41,0	Antwerpen, Belgien; n: 19, 24h Sammlung; 2002-2003
Osman et al. 2007	(NR) 71 (R)	-	-	-	Norost Schottland; n: 75 (NR) und 73 (R); 2004/2005

Fortsetzung Tab. 3: Studien zur PM_{2,5}- und PM₁₀-Belastung in Wohninnenräumen und in der Außenluft in µg/m³

Quelle	PM _{2,5} (Median)		PM ₁₀ (Median)		Bemerkungen
	Innen	Außen	Innen	Außen	
Amerika					
Pellizzari et al. 1992	33,5 (a) 25,9 (b)	35,5 (a) 35,0 (b)	81,8 (a) 51,6 (b)	84,1 (a) 74,1 (b)	Riverside, USA; n: 161-173; innen (a) und außen (b); 1990
Leaderer et al. 1999	17,4 (W) 18,7 (S, AC) 21,1 (S, nAC)	12,7 (W) 21,8 (S)	25,7 (W) 28,9 (S, AC) 33,3 (S, nAC)	23,9 (W) 26,0 (S)	Virginia, USA; n: 223 (Winter) und 58 (Sommer); AC: air conditioned, nAC: Ohne Air Condition; 1994-1998
Rojas-Bracho et al. 2000	12,9 (W) 9,0 (S)	6,1 (W) 10,2 (S)	34,7 (W) 12,7 (S)	9,2 (W) 12,1 (S)	Boston, USA; n: 18 über je 6-12 Tage; 1996/97
Rojas-Bracho et al. 2002	61,0	60,9	92,5	103,5	Santiago, Chile; n: 20 über 5 Wochentage; Winter 1999
Long et al. 2000	9,0	8,3	16,0	9,8	Boston, USA; Vororte; n: 9; 1998
Kinney et al. 2002	20,9 (W) 19,0 (S)	11,9 (W) 13,6 (S)	-	-	New York, USA; n: 48; 1999
Wallace et al. 2003+	27,7	13,6	-	-	7 Städte, USA; n: 294
Sawant et al. 2004	45,4	21-72	-	-	Mira Loma, USA; n: 16; 2001-2002
Meng et al. 2005	14,4	15,5	-	-	Kalifornien, Texas und New Jersey; n: 212; 1999-2001
Wallace & Williams 2005	14	19	-	-	Raleigh, USA; n: 36
Breyse et al. 2005+	59,1 (R) 25,8 (NR)	-	71,2 (R) 37,7 (NR)	-	Baltimore, USA; n: 90
Simons et al. 2007	35 (a) 9,8 (b)	48 (a) 18 (b)	-	-	Baltimore und Umgebung, USA; n: 100 city (a) und 20 Vorstadt (b)
Baxter et al. 2007	16,7	12,6	-	-	Boston, USA; n: 43; verschiedene Jahreszeiten; 2003-2005
Asien / Australien					
Lee et al. 1997+	25,3	26,3	-	-	Chongju, Korea; n: 8; Sommer 1995
Lung et al. 2007+	-	-	79,8	95,5	Taiwan; 3 Städte; n: 45; 1998-99
Morawska et al. 2003+	11,1 (n) 15,5 (j)	-	-	-	Brisbane, Australien; Vorort; mit (j) und ohne (n) Aktivität im Innenraum; n: 15; 1999
Li & Lin 2003+	38,7 (W) 36,6 (S)	38,3 (W) 36,3 (S)	-	-	Taipeh, Taiwan; städtisch; n: 10; 1999-2000
Chao & Wong 2002+	45,0	47,0	63,3	69,5	Hong Kong, City; n: 34; 1999-2000
Mönkkönen et al. 2005	55,5 (a) 144,6 (b)	-	-	-	Indien; städtisch; n: 11; ohne Kochen (a) und mit Kochaktivitäten (b); 2002
Ho et al. 2004*+	55,4	78,4	-	-	Hong Kong, verkehrsnah; n: 3; 2002-2003

W: Winter; S: Sommer; R: Raucher; NR: Nichtraucher; *: einschl. 2 Büros und eines Schulraums; #: PM₄; +: Mittelwerte; **: Mediane aus Kinder-, Schlaf- und Wohnzimmer

7.1.2 Messungen von ultrafeinen Partikeln

Systematischere Untersuchungen der Partikelanzahlkonzentration (particle number concentration, PNC) in Wohnungen liegen derzeit nur begrenzt vor. Allerdings lassen sich in der wissenschaftlichen Literatur einige orientierende Messungen finden, die einen ersten Eindruck der Belastungssituation aufzeigen. So beschreiben Link et al. (2004) in einem städtischen Gebiet Baden-Württembergs PNCs (Partikel von 10 nm bis 1 µm) von 20.400 (innen) bzw. 28.500 Pt./cm³ (außen) und in einem ländlichen Bereich von 19.900 (innen) bzw. 8.100 Pt./cm³ (außen). McLaughlin et al. (2005) berichten in 7 irischen Wohnungen über mittlere PNCs (0,02-1 µm) zwischen 4.900 und 105.200 Pt./cm³ mit einem Maximalwert bis zu 485.300 Pt./cm³. In einer weiteren schwedischen Studie wurden 3 Wohnungen untersucht, wobei sich mittlere Tageswerte zwischen ca.1.800 und 8.300 Pt./cm³ (innen) und 2.000 bis 7.000 Pt./cm³ (außen) ergaben (Matson 2005). Das Innen zu Außen Verhältnis bewegte sich dabei zwischen 0,7 und 2,5. In einer Nichtraucher-Wohnung in Athen wurden während einer Woche über 24 Stunden im Schlafzimmer (tagsüber keine Anwesenheit von Personen) gemessen und mittlere PNCs von 14.500 Pt./cm³ (4.400-108.000 Pt./cm³) ermittelt (Diapouli et al. 2007b).

In einem Apartment in Bosten lagen die mittleren PNC bei 16.000 Pt./cm³ und das Innen- zu Außenverhältnis bei 0,6 (Levy et al. 2002). Auch bei der kontinuierlichen Messung in einem Wohnhaus bei Washington D.C. lagen die mittleren PNCs beim Vorliegen von Innenraumquellen bei 18.700 Pt./cm³ (Maximum: 300.000 Pt./cm³) und ohne Innenraumquellen bei 2.400 Pt./cm³ (Maximum: 58.000 Pt./cm³) (Wallace & Howard-Reed 2002). Vergleichbare Konzentrationen beschreiben Hughes et al. (1998) in einer Studie in Los Angeles. In 36 Häusern in Kanada wurden am Nachmittag mittlere Gehalte von 21.600 Pt./cm³ bestimmt, während in der Nacht die durchschnittlichen Gehalte bei 6.700 Pt./cm³ lagen (Weichenthal et al. 2007)

In Australien wurden von Morawska et al. (2003) bei der Untersuchung von Küchen in 15 Wohnungen 1999 mittlere PNCs (7 bis 808 nm) von 18.200 Pt./cm³ (während Innenraumaktivitäten) und 12.400 Pt./cm³ (ohne Aktivitäten) gemessen.

Insgesamt ist bekannt, dass beim wesentlichen Fehlen von Innenraumquellen die Innenraumgehalte signifikant niedriger liegen als in der Außenluft, aber auch ein anderes Verteilungsmuster aufweisen (Franck et al. 2003).

7.2 Feinstäube Gemeinschaftseinrichtungen

7.2.1 Messungen zur Partikelmasse

In der Tabelle 4 sind die in Innenräumen von Gemeinschaftseinrichtungen derzeit veröffentlichten Untersuchungsergebnisse zur Feinstaubbelastung zusammengestellt. Außerhalb Europas sind Studien in Nordamerika (Keeler et al. 2002, Scheff et al. 2000, Ligman et al. 1999, Shaughnessy et al. 2002, Turner et al. 2002, Yip et al. 2004, John et al. 2007, Ward et al. 2007), in Korea (Son et al. 2005) und Hong Kong (Lee & Chang 2000) durchgeführt worden. Die Beschreibung typischer Belastungssituationen auf der Grundlage dieser Studien ist schwierig, da die Variabilität zwischen den Klassenräumen hoch ist, der Untersuchungsumfang oft klein und die Randbedingungen (z.B. Lüftungssysteme) nicht immer deutlich beschrieben sind. Im Vergleich zu den europäischen Studien scheint das Belastungsniveau in einem vergleichbaren Niveau zu liegen.

In niederländischen Studien aus den neunziger Jahren lagen die medianen PM_{10} -Gehalte bei 73 und 81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Janssen et al. 1997, Roorda-Knape et al. 1998) bzw. die $PM_{2,5}$ -Konzentrationen bei 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Janssen et al., 2001). Die Feinstaubgehalte variierten stark, sowohl zwischen den Schulgebäuden als auch zwischen den Klassenräumen und waren nicht von der Nähe zur nächsten Straße oder der Verkehrsbelastung abhängig (Roorda-Knape et al. 1998). Bezogen auf den $PM_{2,5}$ berichten hingegen Janssen et al. (2001) im Rahmen der Untersuchung von 24 Schulen von April 1997 bis Mai 1998 von einer Assoziation hoher Innenraumgehalte mit einem hohen Anteil an Lkw-Verkehr und geringerer Nähe zur nächsten Straße.

In einer aktuelleren Studie in Belgien wurden hingegen relativ hohe $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in 27 Schulen beschrieben (Stranger et al. 2007).

Die Ergebnisse einiger europäischer Untersuchungen sind beispielhaft in der folgenden Abbildung 7 dargestellt.

Tab. 4: Feinstaubbelastung in Gemeinschaftseinrichtungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)**Table 4:** Indoor air concentration of PM in schools and kindergarten (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Quelle	Median/Mittelwert (Min; Max)	Fraktion	Beschreibung
Europa			
Janssen et al. 1997	81/157 (57; 234)	PM ₁₀	Amsterdam und Wageningen, Niederlande; 3 Schulen; Unterrichtszeit; 1994/95
Roorda-Knape et al. 1998	73/92 (51; 166)	PM ₁₀	Niederlande; 12 Schulen; Wochenmittel; 1995
Janssen et al. 2001	23/23 (7,7; 52,8)	PM _{2,5}	Amsterdam, Niederlande; 24 Schulen; Unterrichtszeit; 1997/1998
Link et al. 2004	13/14,5 (5; 40)	PM _{2,5}	Baden-Württemberg; 54 Klassenräume; Wochenmittel; 2001/2002
Fromme et al. 2005	54/55 (13; 128)	PM ₄	Berlin; 73 Kindergärten; Betreuungszeit; 2000/2001
Stranger et al. 2007	61 (11;166)	PM _{2,5}	Antwerpen, Belgien; 27 Schulen; städtisch und ländlich; 12h tags; 2002/2003
Lahrz et al. 2003	60/62 (24; 106)	PM ₄	Berlin; 33 Schulen; Unterrichtszeit; 2003
Diapouli et al. 2007a	-/229 -/ 82	PM ₁₀ PM _{2,5}	Athen, Griechenland; 7 Schulen; Unterrichtszeit; 2003-04
Molnár et al. 2007	-/8 (3,3; 19,0)	PM _{2,5}	Stockholm, Schweden; 10 Klassenräume in 5 Schulen; Unterrichtszeit; 2003/2004
Fromme et al. 2007a	92/105 (16; 313) (W)	PM ₁₀	München; Winter 79 und Sommer 74 Klassenräume; Unterrichtszeit; 2004/2005
	65/71 (18; 178) (S)		
	20/23 (3; 81) (W) 13/13 (5; 35) (S)	PM _{2,5}	
Nordamerika			
Ward et al. 2007	- (14,2; 54,0) (E) - (4,6; 10,8) (M)	PM _{2,5}	Libby, USA; 2 Schulen (E: elementary school; M: middle school); 24h; 2005
John et al. 2007	15,6/17,3/16,2	PM _{2,5}	Columbus, USA; 3 Schulen; 1 Woche; 1999
Keeler et al. 2002	-/8,0-16,4 -/8,7-31,6	PM _{2,5} PM ₁₀	Detroit, USA; 2 Schulen zu 5 Zeitpunkten; 24 h; 1999/2000
Shaughnessy et al. 2002	-/13 (4-25)	PM _{2,5}	5 Staaten, USA; 15 Klassenräume in 5 Schulen; Unterrichtszeit
Asien			
Son et al. 2005	-/46 (6,2; 135,5)	PM ₁₀	Choongnam, Korea; 40 Klassenräume; 2003
Lee & Chang 2000	-/- (21-617)	PM ₁₀	Hong Kong, China; 5 Schulen; 1997/1998
Liu et al. 2004a	-/44 (~10-180) -/133 (~70-390)	PM _{2,5} PM ₁₀	Peking, China; 7 Klassenräume; 2002/2003

W: Winter; S: Sommer

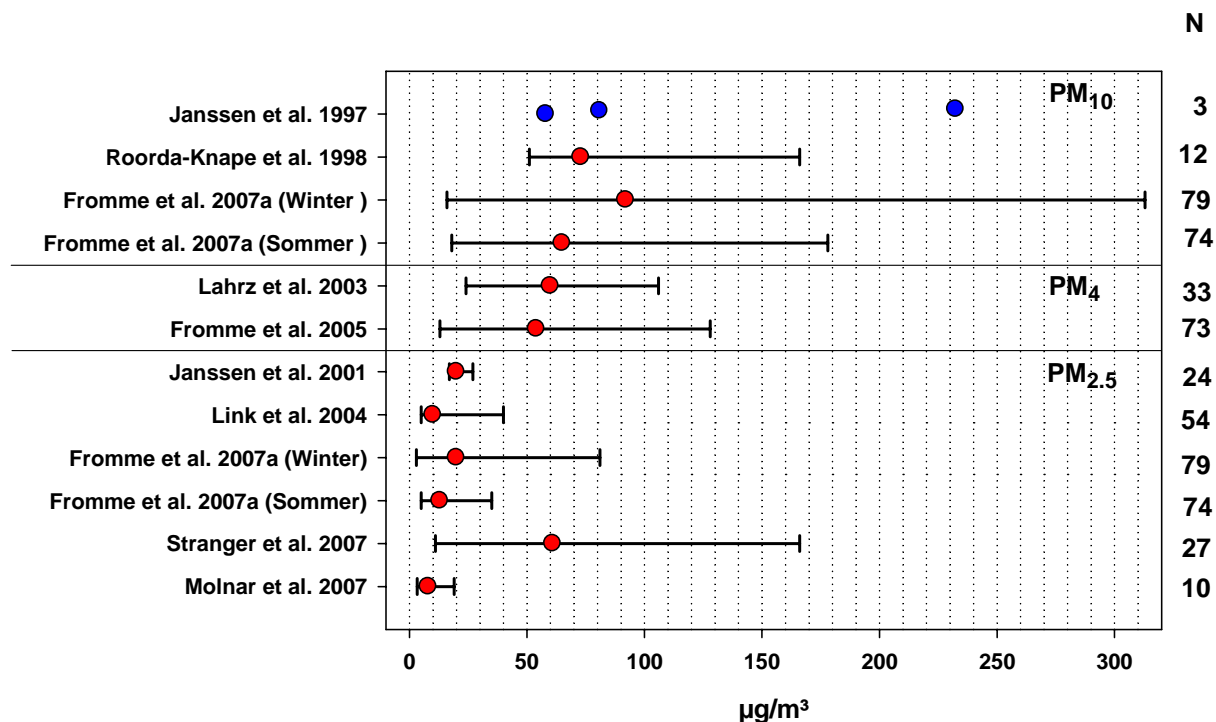


Abb. 7: Auswahl europäischer Studien zur Feinstaubbelastung in Gemeinschaftseinrichtungen (Minimum, Median, Maximum)

Figure 7: Particulate matter in the indoor air of schools and kindergarten in Europe (minimum, median, maximum)

So wurden in 73 Berliner Kindergärten, die von November 2000 bis März 2001 während der Betreuungszeit untersucht wurden, relativ hohe PM₄-Gehalte zwischen 13 und 128,4 µg/m³ (Median: 52,6 µg/m³) gemessen (Fromme et al. 2005). Weiterhin ließen sich in 33 Klassenräumen Berliner Schulen von September 2002 bis zum Februar 2003 während der Unterrichtszeit PM₄-Konzentrationen von 24 bis 106 µg/m³ (Median: 60 µg/m³) nachweisen (Lahrz et al. 2003).

In einer Studie in Baden-Württemberg wurden 54 Klassenräumen an 29 Schulen zwischen November 2001 und Mai 2002 untersucht. Im Wochenmittel lagen die medianen PM_{2.5}-Gehalte bei 13 µg/m³ (Spannweite: 5 - 40 µg/m³) (Link et al. 2004). In den Klassenzimmern wurden in der Regel etwas niedrigere PM_{2.5}-Konzentrationen gemessen als in der Außenluft. Zu beachten ist hierbei, dass der Probenahmezeitraum auch Zeiten einschloss, in der kein Unterricht stattfand (z.B. nachts).

In einer Untersuchung zur Luftqualität bayerischer Schulen wurden in der Wintermessperiode 2004 / 2005 und in der Sommermessperiode 2005 in insgesamt 92 bzw. 76 Klassenräumen Messungen durchgeführt (Fromme et al. 2007a). Die während eines Schultages bestimmten $PM_{2,5}$ -Tagesmediane bewegten sich im Winter zwischen 2,5 und 79,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: 26,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und die PM_{10} -Konzentrationen im Bereich von 16,3 bis 313 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: 91,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bei den Sommermessungen wurden hingegen für $PM_{2,5}$ Tagesmediane zwischen 4,0 und 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: 13,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und für PM_{10} von 18,3 bis 178,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median: 64,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) beobachtet. Für PM_{10} bzw. $PM_{2,5}$ wurde im Mittel eine ca. 34 %ige jahreszeitbedingte Reduktion beobachtet. In den Grundschulen ließen sich statistisch signifikant höhere Gehalte als in den weiterführenden Schulen finden. Nur in der Wintermessperiode korrelierten die Anzahl der Raumnutzer, das Raumvolumen und die Raumfläche signifikant mit der PM_{10} -Belastung in den Klassenzimmern. Für $PM_{2,5}$ -Gehalte konnte eine derartige Assoziation nicht beobachtet werden.

In der Untersuchung wurde jeweils an einem Tag in einer Schule 2 Klassenräume untersucht. Die mediane Feinstaubkonzentration in einem Klassenraum ist somit abhängig von den allgemeinen Bedingungen an diesem Tag in dieser Schule (z.B. Außenluftkonzentrationen, allgemeine bauliche Bedingungen, Reinigungsverfahren etc.) und klassenraumspezifischen Bedingungen (z.B. Anzahl der Schüler im Raum und deren Aktivität, Lüftung). Die gesamte Variabilität zwischen den Tagesmedianen der Feinstaubkonzentration lässt sich daher aufteilen in den Teil, der durch die Schule und den Tag bedingt ist (der zeitliche und schulische Zusammenhang lässt sich nicht trennen), und den Teil, der auf den spezifischen Klassenraum zurückzuführen ist. Für PM_1 ergibt sich, dass 90 % der Variabilität der Tagesmediane auf Unterschiede zwischen den Schulen bzw. den Tagen und nur 10 % auf Unterschiede zwischen den Klassenräumen zurückzuführen sind. Für gröbere Partikel (PM_{10}) lagen die Werte bei 45 % und 55 %, das heißt hier wirken sich verstärkt die Unterschiede zwischen den Klassenräumen aus.

7.2.2 Messungen von ultrafeinen Partikeln

Über Ergebnisse von Messungen zur Partikelanzahlkonzentration (PNC) sind in Deutschland bisher erst zwei Studien veröffentlicht worden. In bayerischen Schulen wurden im Sommer 2005 in 36 Klassenräumen PNCs von 2.600 bis 12.100 Partikeln/ cm^3 gemessen (Fromme et al. 2007a). In Klassenräumen Baden-Württembergs bewegten sich die PNCs im Jahr 2001/2002 zwischen 2.400 und 75.500 Pt./ cm^3 (Stadt) bzw. 1.720 und 47.100 Pt./ cm^3 (ländli-

cher Bereich) (Link et al. 2004). Die Mediane betragen in dieser Studie 8.300 (Stadt) bzw. 4.100 Pt./cm³ (Land), während in Bayern die Mediane über alle Klassenräume betrachtet im Sommer bei 5.700 Pt./cm³ lagen. Da in Schulinnenräumen in der Regel klassische Quellen für ultrafeine Partikel fehlen, scheint in dieser Hinsicht keine außergewöhnliche Belastungssituation vorzuliegen.

In einer weiteren Studie in Griechenland wurde in 7 Grundschulen in Athen mittlere PNCs von 24.000 Pt./cm³ während der Unterrichtszeit bestimmt, die gut mit den Außenluftgehalten (32.000 Pt./cm³) übereinstimmten (Diapouli et al. 2007a).

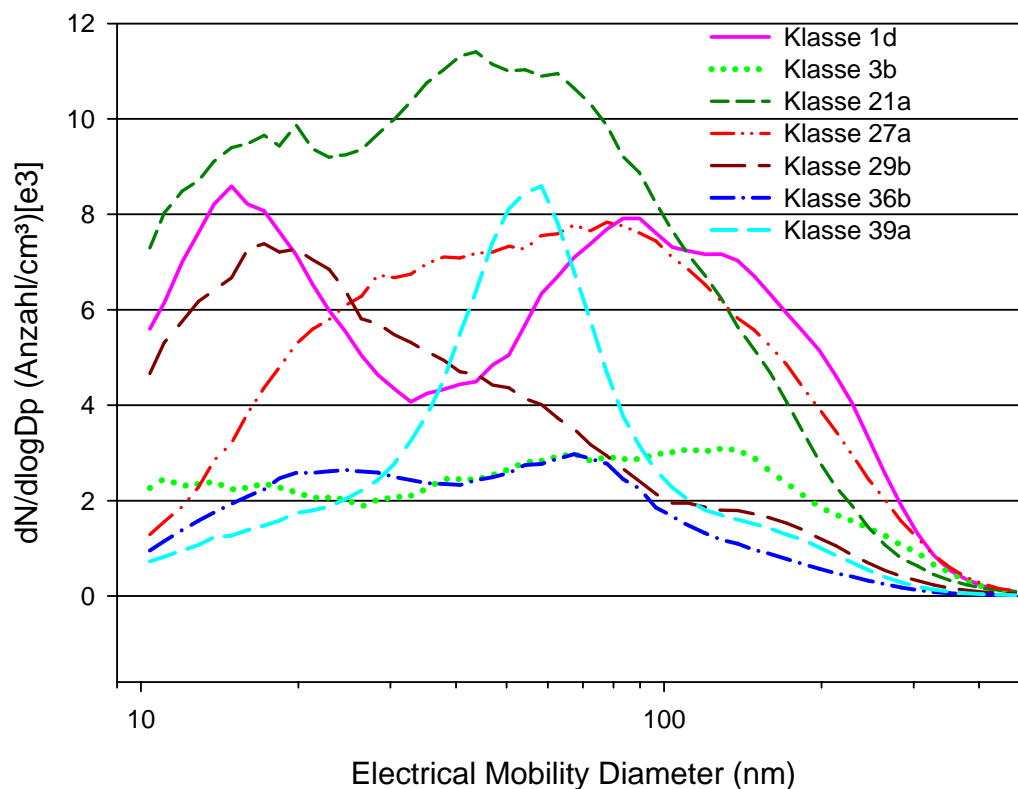


Abb. 8: Verteilung der Partikelanzahlkonzentrationen (Median) nach dem Mobilitätsdurchmesser in 7 Klassenräumen (Fromme et al. 2007a)

Figure 8: Indoor size distribution of particles (median) in seven classrooms using electrical mobility diameter (Fromme et al. 2007a)

7.2.3 Hinweise zu den Quellen der Feinstaubbelastung in Schulen

Eine Möglichkeit den Außenluftanteil an der Innenraumluftbelastung zu bestimmen besteht in der Messung der Staubzusammensetzung (z.B. Elemente oder Ionen). Während mittlerweile viele Studien zur Zusammensetzung des Feinstaubes in Wohninnenräumen und in der korrespondierenden Außenluft vorliegen, sind Ionen bisher nur in drei Studien im luftgetragenen Staub in Schulinnenräumen bestimmt worden (Diapouli et al. 2007a, John et al. 2007, Fromme et al. 2007b).

So wurden in 7 Schulen in Athen jeweils über 2 bis 5 Tage die Sulfat- und Nitratgehalte im PM_{10} und $PM_{2,5}$ gemessen (Diapouli et al. 2007a). Die Messperioden lagen in den Wintermonaten 2003 und 2004 und umfassten nur in fünf Schulen Klassenräume. Der prozentuale Anteil am PM_{10} und $PM_{2,5}$ in Innenräumen lag für Sulfat bei 2,3 % und 5,8 % und für Nitrat bei 1,0 % und 1,9 %. In der Außenluft war der Anteil dieser Ionen an den Massengehalten beider Fraktionen ca. doppelt so hoch.

In der zweiten Untersuchung wurden in Ohio in einer ländlichen und zwei städtischen Schulen die Ionen im $PM_{2,5}$ zwischen September 1999 und August 2000 während der Schulzeit bestimmt (John et al. 2007). Die Autoren ermitteln insbesondere einen deutlich höheren Anteil an Sulfat (ca. 13 %) in den Innenräumen als in den anderen Studien. Das Innen zu Außen Verhältnis lag in diesem Fall bei 0,8. Da in dieser Studie auch der Außenluftanteil des Sulfat am $PM_{2,5}$ in bei ca. 17 % lag, müssen im näheren Umfeld aktive Quellen vorhanden sein. Auch die anteiligen Nitratgehalte ergaben in dieser Studie ein ungewöhnlich hohes Innen/Außen Verhältnis von ca. 1,3 (vs. 0,2 wie in den anderen Studien). Auffällig ist, dass die $PM_{2,5}$ -Gehalte in der Innenraumluft im Vergleich mit den anderen Studien deutlich niedriger waren und quasi kein Unterschied zwischen Innen und Außen bestand. Hinweise zum Lüftungssystem in den Schulen wurden von den Autoren nicht gegeben.

In einer Pilotuntersuchung in Bayern wurden verschiedene Feinstaubfraktionen und 10 wasserlöslichen Ionen, der elementare und organische Kohlenstoff in zwei Klassenräumen einer städtischen Schule und parallel in der Außenluft über 7 Wochen gemessen (Fromme et al. 2007b). Insgesamt bestimmten im Inneren Calcium (30 %) und Sulfat (28 %), außen hingegen Nitrat (36 %) und Sulfat (27 %) die Gesamtgehalte an wasserlöslichen Ionen in der PM_{10} -Staubfraktion. Das Innen/Außen-Verhältnis der prozentualen Anteile an der Partikel-

masse betrug z.B. im PM_{10} ($PM_{2,5}$) 0,3 (0,4) für Sulfat, 0,1 (0,2) für Nitrat, 0,1 (0,3) für Ammonium und 1,4 (1,6) für Calcium. Die gemessenen Innen zu Außen Verhältnisse für Nitrat und Ammonium wurden auch in Wohnungsinnenräumen beobachtet. Sulfat ist hingegen ein typischer Indikator für Verbrennungsprodukte in der Außenluft und Quellen in Schulinnenräumen sind in der Regel nicht zu erwarten. Vor diesem Hintergrund ergab eine grobe Abschätzung, dass im Median 57 % des $PM_{2,5}$ und 76 % des PM_{10} nicht aus der Außenluft stammt und in den Klassenräumen selbst generiert wird.

Gleichzeitig wurden in dieser Studie elektronenoptische Untersuchungen der Filter einschließlich von EDX-Messungen (energiedispersive Mikroanalyse) durchgeführt. Die deutlich höheren Calcium-Gehalte im Innenraum und der im Vergleich zur $PM_{2,5}$ -Fraktion und zur Außenluft wesentlich höhere Nachweis von Kalium und Magnesium im PM_{10} , weisen zusammenfassend darauf hin, dass die massenbezogenen Feinstaubgehalte sich insbesondere auf Bodenpartikel und andere mineralische Substanzen, Abrieb von Baumaterialien und Kreidestaub zurückführen lassen.

7.2.4 Interventionsstudien zu Reinigung/Lüftung und Feinstaubbelastung

Zu der Bedeutung von Lüftung und Reinigung auf die Feinstaubgehalte in Klassenräumen liegen Ergebnisse aus Berlin (Lahrz et al. 2004), Frankfurt (Heudorf 2006) und München (Twardella et al. 2007) als Bericht vor.

In Berlin wurden im Oktober/November 2003 bzw. im Januar/Februar 2004 zwei Klassenräume untersucht. Die Ergebnisse deuten daraufhin, dass eine verstärkte Lüftung (z.B. Stoß- oder Dauerlüftung) sowie ein tägliches staubbindend-feuchtes Wischen und anschließendes Nasswischen der Böden zu einer Reduktion der alveolengängigen Staubfraktion und des PM_{10} führt. Die Reinigungshäufigkeit allein nach den Mindestanforderungen gemäß Anhang A der DIN 77400 (Mindestreinigungshäufigkeit ausgehend von einem optimalen Gebäudezustand) zeigte sich hingegen als nicht ausreichend.

Im Februar/März 2006 wurden 4 Klassenräume in Frankfurt untersucht. Als Ergebnis war ein positiver Einfluss auf die PM_{10} -Gehalte durch ein verbessertes Lüftungsverhalten zu beobachten. Auch eine verstärkte Reinigung zeigte grundsätzlich diesen Effekt, allerdings war die Reduktion der PM_{10} -Gehalte (gravimetrisch bestimmt) nur in einem der 4 Klassenräumen statistisch signifikant. Das parallel angewandte laseroptische Verfahren belegte eine signifikante Verminderung in 3 Klassenräumen und einen signifikanten Anstieg in einem Klassenraum. Das intensivierete Reinigungsverfahren bestand in diesem Fall aus dem täglichen nas-

sen Wischen der Böden, Tische und Stühle und dem Abwischen von Schränken, Fensterbänken und Kreideleisten.

In einer Pilotstudie in Bayern wurde die Entwicklung der Feinstaubgehalte in 2 Klassenräumen über 6 Wochen im Oktober / November 2005 verfolgt. Hierbei zeigte sich, dass kontinuierliches Lüften in den Pausen die PM_{10} -Gehalte dann signifikant reduzieren konnte, wenn keine hohe physische Aktivität der Schüler vorherrschte. Die $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in den Klassenräumen ließen sich durch diese Methode nicht beeinflussen. Eine zweimal pro Woche intensivierete Reinigung (erst Staubsaugen und anschließendes nasses Wischen) bewirkte eine signifikante Verminderung der PM_{10} -Gehalte, nicht aber der $PM_{2,5}$ -Werte. Den bedeutendsten Einflussfaktor auf die PM_{10} -Konzentrationen im Raum stellt die Aktivität der Schüler dar, die in diesem Fall mittels eines persönlichen Aktivitätsmonitors minütlich ermittelt wurde, während die $PM_{2,5}$ -Gehalten wesentlich von den Außenluftgehalten abhängig waren.

Unter Beteiligung von 4 Bundesländern (Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Niedersachsen) wird derzeit in einer abgestimmten Studie (LUPE I) nach einem praktikablen Reinigungsverfahren gesucht, das einerseits die Feinstaubgehalte reduziert, andererseits die finanziellen Ressourcen schont. Erste Ergebnisse (siehe auch das entsprechende Kapitel im Anhang) deuten an, dass ein einfaches Reinigungsverfahren (tägliches Feuchtwischen¹ und einmal pro Woche Nasswischen des Bodens) nicht den gewünschten Erfolg erbracht hat.

7.2.5 Zusammenfassende Schlussfolgerungen für den Bereich Schulen

Im Rahmen der kontinuierlich gemessenen Partikelmassenkonzentrationen fällt auf, dass die Gehalte, z.B. in Abhängigkeit von verschiedenen Aktivitäten der Raumnutzer, erheblichen Schwankungen unterliegen. Untersuchungen zum Tagesprofil der Feinstaubbelastung in Schulen oder in Kindertagesstätten bzw. zum Beitrag bestimmter Quellen zur Feinstaubbelastung fehlen bisher weitgehend. Erste Untersuchungen in Schulen weisen jedoch auf unterschiedliche Quellen hin.

Auffällig ist der ausgeprägte Unterschied der Feinstaubbelastung zwischen dem Winter- und dem Sommerhalbjahr. So lagen in bayerischen Schulen die PM_{10} -konzentrationen im Som-

¹ Feuchtwischen ist ein staubbindendes Wischen des Bodenbelages in einer Arbeitsstufe mit nebelfeuchten oder präparierten Reinigungstextilien zur Beseitigung von lose aufliegendem Feinschmutz (Staub, Flaum) und in geringem Umfang auch für aufliegenden Grobschmutz (Papierknäuel, Pappbecher, Zigarettenstummel etc.).

mer deutlich niedriger als im Winterhalbjahr. Es ist anzunehmen, dass im Sommerhalbjahr häufiger und länger als im Winterhalbjahr gelüftet wird. Unterstützt wird diese Annahme indirekt durch den gefundenen Zusammenhang zwischen der PM₁₀-Konzentration und der Kohlendioxid-Konzentration in Klassenräumen.

Überraschenderweise stellt in Schulen die Jahrgangsstufe einen bedeutsamen Einflussfaktor auf die Feinstaubbelastung dar. Die höchsten Feinstaubbelastungen fanden sich in den Grundschulklassen, während in den Klassen der Jahrgänge 5 - 7 bzw. 8 - 11 deutlich niedrigere Gehalte vorlagen. Die Klassen unterschieden sich dabei nicht hinsichtlich Klassengröße oder Raumvolumen. Für diesen Effekt könnte einerseits die Tatsache sein, dass Grundschulklassen zunehmend „wohnlicher“, z.B. mit sog. Kuschelecken, eingerichtet werden. Zudem sind Oberflächen vielfach mit Schulmaterialien wie z. B. den Bastelergebnissen der Grundschüler voll gestellt. Es ist zu vermuten, dass Grundschulklassen deshalb weniger gut einer gründlichen Reinigung und damit Staubentfernung zugänglich sind als die Klassen der höheren Jahrgangsstufen. Andererseits ist die physische Aktivität der Kinder in den Grundschulklassenräumen höher (z.B. Spiele während des Unterrichts) und führt zu Aufwirbelungsphänomenen.

Bodenbeläge in Schulen werden nach wie vor kontrovers diskutiert. Während in der bayerischen Untersuchung kein Unterschied zwischen Klassen mit Teppichböden und glatten Bodenbelägen beobachtet werden konnte, beschreiben Shaughnessy et al. (2002) signifikante Differenzen bei PM_{2,5}-Messungen, mit höheren Gehalten in Räumen mit Teppichböden (17 vs. 10 µg/m³). Auch in einer Studie in zwei Gymnastikräumen wurde kein Unterschied in Abhängigkeit von dem Bodenbelag gesehen. Aufgrund der geringen Anzahl untersuchter Räume ist die Aussagekraft aller Studien jedoch eingeschränkt.

7.3 Feinstäube in Bürogebäuden

7.3.1 Messungen zur Partikelmasse

Im Rahmen eines Untersuchungsprogramms zur Luftqualität an Berliner Büroarbeitsplätzen wurden im Verlauf des Jahres 2001 insgesamt in 25 typischen Büroräumen (Nichtraucher) auch Messungen der alveolengängigen Feinstaubfraktion (PM_4) durchgeführt (Lahrz et al. 2002).

Die Messungen wurden über eine Probenahmedauer von 6-7 Stunden während der Kernzeit (mindestens 9-15 Uhr) und unter den üblichen Arbeitsbedingungen durchgeführt. Die Probenahme erfolgte grundsätzlich in Atemhöhe und unmittelbarer Nähe der Beschäftigten. Die Feinstaubkonzentrationen zeigten einen Mittelwert von $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einer Bandbreite von 5 bis $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Abbildung 9).

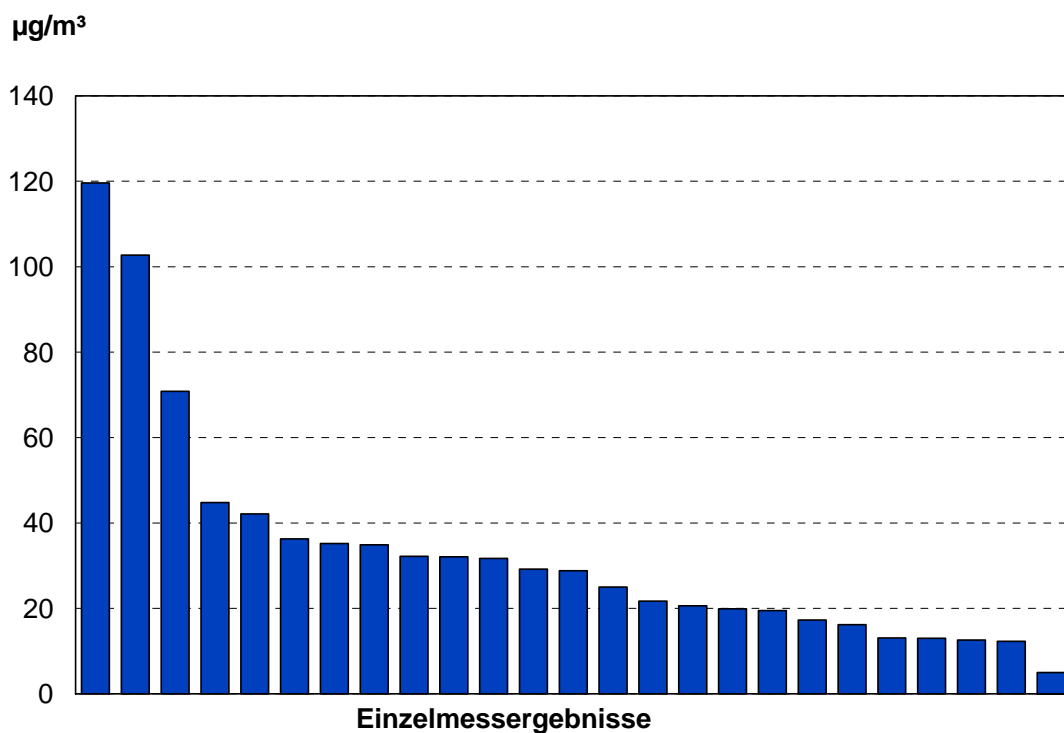


Abb. 9: PM_4 -Messergebnisse in 25 Büroräumen in Berlin (Lahrz et al. 2002)

Figure 9: PM_4 in indoor air of 25 office rooms in Berlin, Germany (Lahrz et al. 2002)

Tab. 5: Mittelwerte und Bereiche der Feinstaubbelastung in Büroräumen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Table 5: Concentrations of particulate matter in the indoor air in office buildings in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Quelle	Median (Min; Max)	Fraktion	Beschreibung
Europa			
Phillips et al. 1998	53 (NR) * 63 (R) *	PM ₁₀	Paris, Frankreich; n: 222 personenbezogene Messungen ; 1995
Mosqueron et al. 2005	26 (5; 265)	PM _{2,5}	Paris; n: 55 Büros; inkl. Raucher (42 Nichtraucher); 1999/2000
Lahrz et al. 2002	29 (5; 120) (NR)	PM ₄	Berlin; n: 25 Büros, 6-7 h; reale Arbeitsbedingungen, überw. natürliche Lüftung; 2001
Gemenetzi et al. 2006	77 (11; 250) (alle) 103 (25; 370) (alle) 67 ± 32 (NR) 93 ± 43 (NR) 111 ± 65 (R) 139 ± 78 (R)	PM _{2,5} PM ₁₀ PM _{2,5} PM ₁₀ PM _{2,5} PM ₁₀	Griechenland; n: 40 Räume in 2 Gebäuden, überwiegend Büros oder Labor-Büroarbeitsplätze; 7 h; natürliche Lüftung; Winter
Nordamerika			
Turk et al. 1989	15 (1; 77) (NR) + 44 (11; 308) (R) +	RSP	USA, Nordwesten; n: 38
Turner et al. 1992	20 (NR) * 46 (R) *	RSP	USA; n: 254 (NR) und 331 (R); 1989
Heavner et al. 1996	30 (<BG; 98)(NR) * 67 (18; 217) (R) *	PM ₁₀ PM ₁₀	New Jersey und Pennsylvania, USA; n: 52 (NR) und 28 (R); 1992
Burton et al. 2000	7 (1; 25) + 11 (3; 35) +	PM _{2,5} PM ₁₀	USA ; n: 100 Bürogebäude mit RLT; je 3 Messorte für PM ₁₀ und je 1 Messort für PM _{2,5} ; 1994-1998
Reynolds et al. 2001	14 bis 36 #	PM ₁₀	Iowa, Nebraska und Minnesota, USA; n: 6 Bürogebäude mit RLT; 1996/1997
Asien			
Baek et al. 1997	92 (12; 392)	RSP	Seoul und Taegu, Korea; n: 6; Nichtraucher und Raucher; 1994/1995
Chao et al. 2001b	49 (26; 79)	RSP	Hong Kong, China; n: 25 Gebäude; 1999/2000
Liu et al. 2004	28 (3; 103) 63 (14; 166)	PM _{2,5} PM ₁₀	Peking, China; n: 11 Büros; (inkl. 1 Raucherbüro); 2002/2003

*: arithmetischer Mittelwert; +: geometrische Mittelwert; #: geometrische Mittelwert je Gebäude; BG: Bestimmungsgrenze; RSP: respirable suspended particles

Die Studienergebnisse aus anderen Ländern sind schwer vergleichbar, da häufig auch die Feinstaubkonzentrationen aus Raucherbüros (in sehr unterschiedlichem Umfang) in die Be-

rechnung der Mediane oder Mittelwerte eingegangen sind. Die Ergebnisse und entsprechende Kurzbeschreibungen der Studien sind in der Tabelle 5 zusammengestellt.

Auffällig niedrige Werte ergaben sich bei der umfangreichsten Untersuchung (Burton et al. 2000) in 100 Gebäuden (mit raumluftechnischen Anlagen) der USA mit geometrischen Mittelwerten von $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ bzw. $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . Die hohen Feinstaubkonzentrationen (Mediane) mit $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ bzw. $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} in griechischen Büros (Gemenetzis et al. 2006) werden hingegen auf hohe Außenluftkonzentrationen und den Raucheranteil zurückgeführt.

7.3.2 Messungen zur Partikelanzahl

Abgesehen von Untersuchungen, die sich mit der Emission von Tonerstäuben aus Laserdruckern und Kopiergeräten beschäftigen, liegen bisher nur wenige Veröffentlichungen vor, bei denen die Anzahl ultrafeiner Partikel in Büroräumen systematisch bestimmt wurde.

In einer schwedischen Veröffentlichung wird eine Methode vorgestellt, mit Hilfe eines Rechenmodells Partikelzahlen abzuschätzen (Matson & Ekberg 2005). Für einen Vergleich zur Prüfung der Methode wurden Messdaten in fünf Büros zum Vergleich herangezogen und ein Innen zu Außen Verhältnis (I/A) zwischen 0,48 und 0,78 ermittelt (ohne Angabe der Partikelzahlen). In einer weiteren Veröffentlichung werden die gleichen I/A-Ratios benannt (Matson 2005). Bei den Raucherräumen (2 von 5) wurden höhere Partikelzahlen gefunden. Aus einer Grafik der Veröffentlichung ist in den 5 Büros eine Spannweite von ca. 1.000 bis 13.000 Pt./ cm^3 zu entnehmen. Die Gebäude waren mit raumluftechnischen Anlagen ausgerüstet. In einer australischen Studie wird aus einem Großraumbüro mit raumluftechnischer Anlage und Rauchverbot während der Arbeitszeit eine Durchschnittskonzentration von 6.500 (+ 8.200) Pt./ cm^3 angegeben (He et al. 2007). Während der Arbeitszeit lag die Partikelkonzentration ca. fünfmal höher als in den Nichtarbeitszeiten, was mit der Partikelemission von Laserdruckern in Verbindung gebracht wird. Die höchste gemessene Konzentration lag in dieser Untersuchung bei 38.200 Partikel/ cm^3 .

Zu Partikeln mit einem Durchmesser $> 1 \mu\text{m}$ liegen Daten aus dem ProKlima-Projekt vor (Bischof et al. 2003). In mehreren Bürogebäuden wurden zahlreiche Daten (n_{ges}=1462) zu dieser „gröberen“ Partikelfraktion ermittelt. Der arithmetische Mittelwert lag bei 585 Pt./l, das 50. und 95. Perzentil bei 500 bzw. 1.200 Pt./l. Die mittlere Partikelanzahl war bei natürlich belüf-

teten Räumen mit 870 Pt./l höher als in klimatisierten Räumen (380 Pt./l). Saisonal betrachtet wurden in der kalten Jahreszeit eine größere Anzahl an Partikeln $> 1 \mu\text{m}$ beobachtet als bei höheren Außentemperaturen.

7.3.3 Zusammenfassende Bemerkung für den Bereich Büroräume

Hinsichtlich der Partikelmasse ergeben die vorliegenden Untersuchungen in Büroräumen Feinstaubgehalte in vergleichbarer Größenordnung wie sie auch in Wohnräumen gefunden werden.

Für eine vergleichende Betrachtung der Partikelzahlen liegen keine ausreichenden Daten vor.

7.4 Feinstaubemissionen von Kopiergeräten und Druckern in Innenräumen

Emissionen beim Betrieb von Kopiergeräten und Laserdrucker werden immer wieder mit gesundheitlichen Beschwerden in Zusammenhang gebracht und kritisch diskutiert (z.B. Gminski & Mersch-Sundermann 2006, Roller 2006, Ewers & Nowak 2006). Bei den Staubemissionen könnte es sich insbesondere um Papier- und Tonerstaub handeln. Aufgrund der physikalisch-technischen Bedingungen, die beim Betreiben dieser Geräte vorliegen, wird die Möglichkeit einer relevanten Freisetzung von Partikeln aber eher nicht erwartet (Ewers & Nowak 2006, Bake & Moriske 2006).

Gminski & Mersch-Sundermann (2006) fassen Untersuchungen in Prüfkammern zusammen. Unter der Annahme bestimmter Randbedingungen (Raumvolumen: 17,4 m³, einstündiger Druckbetrieb, Luftwechsel: 0,5 pro Stunde) gehen sie davon aus, dass Raumluftkonzentrationen zwischen 90 und 165 µg/m³ resultieren könnten.

Demgegenüber gibt es bisher nur sehr wenige Untersuchungen, die die Belastungssituation realer Büroräume durch Stäube gemessen haben. So wurden in einer älteren dänischen Studie im Luftaustritt von 5 verschiedenen Kopierern Staubgehalte (nicht weiter spezifiziert) von 90 bis 460 µg/m³ (Mittelwert: 240 µg/m³) gefunden (Hansen & Andersen 1986). In zwei Büroräumen mit Kopierern in Deutschland wurden während eines Messtages gravimetrisch bestimmte E-Staubgehalte von 41,8 µg/m³ und 46,2 µg/m³ gemessen (Müller & Wappler 2001). In einem Raum mit Laserdrucker lag die Konzentration bei 49,2 µg/m³, während in einem Kontrollraum 62,0 µg/m³ bestimmt wurden. Bei ersten Ergebnissen einer Untersuchung von 63 Büroräumen in neun Gebäuden wurden 20 bis 250 µg/m³ (Median: 60 - 80 µg/m³) bestimmt, wobei keine Angaben zur Partikelfraktion gegeben wurden (BfR 2007).

Bisher sind in nur wenigen Untersuchungen Ergebnisse zur Anzahl ultrafeiner Partikel veröffentlicht worden. Nach Kagi et al. (2007) ließen sich beim Betrieb von 2 Laserdruckern und einem Bubblejet-Printer sehr unterschiedliche PNCs (particle number concentrations) in der Raumluft finden, deren Durchmesser insbesondere im Bereich von 50 nm lagen.

Bake und Moriske (2006) testeten 7 Laserdrucker und einen Tintenstrahldrucker unterschiedlichen Alters und Druckkapazität in einem Prüfraum und einen neuwertigen Drucker 5-mal in einem Büroraum (ca. 50 m³) unter normalen Nutzungsbedingungen. Das Maximum

der Partikelgröße lag bei den feinen Partikeln (0,1-10 µm) bei einem Durchmesser von 1 µm, während die ultrafeinen Partikel ein Maximum bei 65 nm (Schwarz-Weiß-Druck) bzw. 110 nm (Farb-Druck) zeigten. Die Autoren folgern, dass neue Drucker teilweise höhere Partikelemissionen zeigen, bei älteren Druckern schon beim elektrischen Anschalten eine Emission auffiel und auch bei dem Tintenstrahldrucker eine, wenn auch geringere, Emission an Partikeln beobachtet werden konnte. Bei einem weiteren Versuch bewegten sich die PNCs (5-350 nm) in dem Büroraum ohne Druckaktivitäten zwischen ca. 6.000 und 10.000 Pt./cm³, die auf Spitzenkonzentrationen von ca. 13.000 bis 22.000 Pt./cm³ beim Drucken von 20 Seiten anstiegen, wenn Tür und Fenster geschlossen waren (Bake 2007).

In einer neueren australischen Untersuchung wurden in einem Büroraum während Arbeitszeiten mit Laserdruckerbetrieb mittlere Gehalte von 6.500 Pt./cm³ (Maximum: 38.200 Pt./cm³) bestimmt, die in Arbeitszeiten ohne Druckarbeiten bei 1.200 Pt./cm³ lagen (He et al. 2007). In der gleichzeitig bestimmten Außenluft wurden während des Druckbetriebs maximal 10.900 Pt./cm³ gefunden. Mittelwerte werden von den Autoren dieser Arbeit nicht angegeben, können aber aus einer Abbildung auf ca. 5.000 Pt./cm³ geschätzt werden.

Im Hinblick auf die Frage, welcher Art die ultrafeinen Partikel sind, liegen bisher nur wenige veröffentlichte Daten vor. Wensing et al. (2006) teilten mit, dass „ihre Ergebnisse darauf hindeuten, dass neben Tonerpartikeln auch Aerosole, die während des Druckprozesses gebildet werden, das Ergebnis der Partikelmessung beeinflussen können. Die Art der Partikel wird von den Autoren als gasförmigen Siloxan-Oligomeren aus der Fixiereinheit angegeben (Wensing et al. 2007).

7.5 Feinstäube in Gaststätten und vergleichbaren Einrichtungen

7.5.1 Messungen zur Partikelmasse

Verschiedene Arbeitsgruppen haben die Feinstaubbelastung in Gaststätten, Restaurants und vergleichbaren Einrichtungen gemessen (siehe Tabelle 6).

In der international umfangreichsten Studie von Bohanon et al. (2003) wurden insgesamt 34 Restaurants in 7 Ländern untersucht. Für Einrichtungen in Frankreich, der Schweiz und England wurden dabei mediane PM_4 -Gehalte von 75 bis $194 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gefunden (Maximalkonzentrationen bis $391 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In den anderen europäischen Studien wurde ein etwas höheres durchschnittliches Konzentrationsniveau beschrieben (meist gemessen als $PM_{2,5}$), wobei in englischen Pubs Maximalwerte von ca. $1400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht wurden (Edwards et al. 2006a). Eine aktuelle bayerische Untersuchung, die im Jahr 2006 durchgeführt wurde, ergab in Diskotheken ($n = 10$) für PM_{10} einen Median von $1014 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für $PM_{2,5}$ von $869 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Bolte et al. 2007). In Gaststätten ($n = 18$) wurden von der gleichen Arbeitsgruppe Mediane von $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{10}) und von $195 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($PM_{2,5}$) gemessen. In der Abbildung 10 ist beispielhaft der PM_{10} -Konzentrationsverlauf der Feinstaubgehalte in drei Einrichtungen, die in der vorgeannten Studie untersucht wurden, dargestellt.

In Sydney konnten in Freizeitsportclubs PM_{10} -Konzentrationen zwischen 185 und $798 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median $460 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beobachtet werden, wobei die Außenluftgehalte bei $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen (Cains et al. 2004). In einer amerikanischen Studie wurden sowohl personenbezogene Messungen bei nichtrauchendem Personal als auch raumluftbezogene Messungen in Restaurants und Bars durchgeführt (Maskarinec et al. 2000). Die Ergebnisse zeigten zum einen die große Schwankungsbreite der Feinstaubbelastung, zum anderen systematische Unterschiede, da Barkeeper höher exponiert waren als die Bedienungen im Restaurant und da Nichtraucherbereiche mit einem Median $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_4) eine etwas geringere Belastung aufwiesen als Raucherzonen (Median $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

In der Arbeit von Cains et al. (2004) wurde eine durchschnittlich 50 %ige Verbesserung der Belastungssituation durch die Ausweisung von Nichtraucherzonen oder von räumlich vollständig getrennten Nichtraucherzimmern beschrieben, allerdings wurden in dieser Studie verschiedene wichtige Randbedingungen (z.B. Rauchaktivität, bauliche Bedingungen) nicht genau benannt. Auch Lambert et al. (1993) beschrieben in 6 von 7 Restaurants etwas niedrigere Gehalte in den ausgewiesenen Nichtraucherzonen. Eine andere Studie aus Australien ergab für baulich vollständig getrennte Nichtraucherbereiche (mit Rauchabzügen) eine weit-

gehende Reduktion des PM_{10} , während sich die Gehalte in weniger abgetrennten Bereichen im Mittel nur um 20 % reduzierten (Cenko et al. 2004). Die Auswirkungen einer raumluftechnischen Anlage, durch die ein unidirektionaler Luftstrom vom Nichtraucherbereich in den Raucherbereich sichergestellt wurde, führte im Durchschnitt zu vergleichbaren Konzentrationen wie in 2 anderen Einrichtungen, in denen das Rauchen verboten war (Jenkins et al. 2001). Limitiert wird diese Aussage jedoch dadurch, dass die Lüftungsbedingungen in den Nichtraucheranlagen ungünstiger gewesen zu sein scheinen. Darüber hinaus waren die Maximalwerte in dem Restaurant mit dem Raucherbereich noch höher.

In 7 amerikanischen Restaurants / Bars mit Rauchern wurden mittlere PM_4 -Gehalte von $231 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Median $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemessen, die zwei Monate nach dem Inkrafttreten des Rauchverbots um 90-95 % niedriger lagen (Repace 2004). Ott et al. (1996) beschrieben für eine Taverne, die an 76 Tagen im Verlauf von drei Jahren beobachtet wurde, eine Abnahme der mittleren PM_4 -Belastung von $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu Zeiten, als das Rauchen noch erlaubt war, auf $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach dem Rauchverbot (Reduktion um ca. 80 %). In einer Untersuchung der New Yorker Gesundheitsbehörde in 14 Bars und Restaurants wurde nach dem Rauchverbot eine mittlere Feinstaubreduktion ($PM_{2,5}$) um 90 % (von $412 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beobachtet (Travers et al. 2004). Auch in einer Studie in 28 Einrichtungen in Massachusetts kommen die Autoren zu dem Ergebnis, dass die $PM_{2,5}$ -Gehalte von im Mittel $206 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor dem Rauchverbot auf durchschnittlich $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abfielen (Connolly et al. 2005). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Untersuchungen aus Texas und Irland (Waring & Siegel 2007, Mulcahy et al. 2005, Goodman et al. 2007). So berichten Goodman et al. (2006), dass nach der Einführung des Rauchverbots in 42 Pubs in Irland die $PM_{2,5}$ -Gehalte um 84 % und die PM_{10} -Konzentrationen um 37 % zurückgingen. Die Autoren beschreiben, neben einer Reduktion der internen Exposition, eine Verbesserung der Lungenfunktion und eine Reduktion der berichteten Symptome der nichtrauchenden Pub-Angestellten.

Tab. 6: Feinstaubbelastung in Restaurants, Bars, Diskotheken und vergleichbaren Einrichtungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (nach Fromme et al. 2006b)**Table 6:** Concentrations of particulate matter in indoor air of restaurants, pubs and discotheques in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Quelle	Median (Min; Max)	Fraktion	Beschreibung
Europa			
Bohanon et al. 2003	194 (56; 312) 75 (0; 277) 201 (62; 391)	PM ₄ PM ₄ PM ₄	Restaurants; Frankreich Restaurants; Schweiz Restaurants; England
Künzli et al. 2003	164	PM _{2,5}	1 Rauchercafe; Basel; 2000/2001
Edwards et al. 2006a	167 (54; 1395) 217 (15; 1227)	PM _{2,5} PM _{2,5}	33 Pubs mit Essensausgabe; UK; 2004 31 Pubs ohne Essen; UK; 2004
Goodman et al. 2007	35,5 * 72,1 *	PM _{2,5} PM ₁₀	42 Pubs; Dublin, Irland; 2004/2005
Valente et al. 2007	119	PM _{2,5}	40 Bars und andere Einrichtungen; Rom, Italien; 2005
Bolte et al. 2007	164 (55; 570)	PM _{2,5}	11 Restaurants, Cafés; D; 2005/2006
	203 (103; 1250)	PM _{2,5}	7 Kneipen, Pubs
	869 (291; 4475)	PM _{2,5}	10 Diskotheken
	199 (80; 592)	PM ₁₀	11 Restaurants, Cafés; D; 2005/2006
	219 (115; 1297)	PM ₁₀	7 Kneipen, Pubs
	1014 (358; 4806)	PM ₁₀	10 Diskotheken
Nordamerika			
Lambert et al. 1993	53 (22; 131)	PM ₄	7 Restaurants; Albuquerque, USA; 1989
Ott et al. 1996	57 (25; 181)**	PM ₄	1 Taverne; Kalifornien, USA; 1992/1994
Maskarinec et al. 2000	66 (0; 233)	PM ₄	Restaurants; USA; 1996/1997
	82 (0; 768)	PM ₄	Bars; USA; 1996/1997
Brauer et al. 2000	(11; 163)	PM _{2,5}	11 Restaurants; Vancouver, Kanada
	(47; 253)	PM _{2,5}	4 Bars; Vancouver, Kanada
Repace et al. 2006	178 (43; 323)	PM _{3,5}	6 Pubs; Boston, USA; 2003
Connolly et al. 2005	206 (23; 727)	PM _{2,5}	28 Einrichtungen in 5 Orten Massachusetts, USA; 2005

*: Mittelwert; **: Mittelwert und Bereich der Tagesmittelwerte; Messungen als RPM wurden vereinfacht als PM₄ dargestellt

Fortsetzung Tab. 6: Feinstaubbelastung in Restaurants, Bars, Diskotheken und vergleichbaren Einrichtungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Quelle	Median (Min; Max)	Fraktion	Beschreibung
Asien / Australien			
Baek et al. 1997	159 (33 ; 475)	PM ₄	6 Restaurants ; Seoul und Taegu, Korea; 1994/1995
Bohanon et al. 2003	194 (0; 611) 107 (54; 172)	PM ₄ PM ₄	Restaurants; Japan Restaurants; Korea
Lee et al. 1999	400 - 1760	PM ₁₀	3 Restaurants und 2 Einkaufszentren; Hongkong, China; 1996/1997
Lung et al. 2004	105 und 80,4	PM _{2,5}	Raucherbereiche in 2 Coffee Shops; Taichung, Taiwan; 2000/2001
Cenko et al. 2004	279 (22; 1348) 443 (8; 3003)	PM ₁₀	3 Clubs; Australien; 2002 3 Bars; Australien; 2002
Cains et al. 2004	460 (185; 798) (a) 210 (67; 904) (b)	PM ₁₀	17 Freizeitclubs; Sydney, Australien; Raucherbereich (a) und Nichtraucherbereich (b)

*: Mittelwert; **: Mittelwert und Bereich der Tagesmittelwerte; Messungen als RPM wurden vereinfacht als PM₄ dargestellt

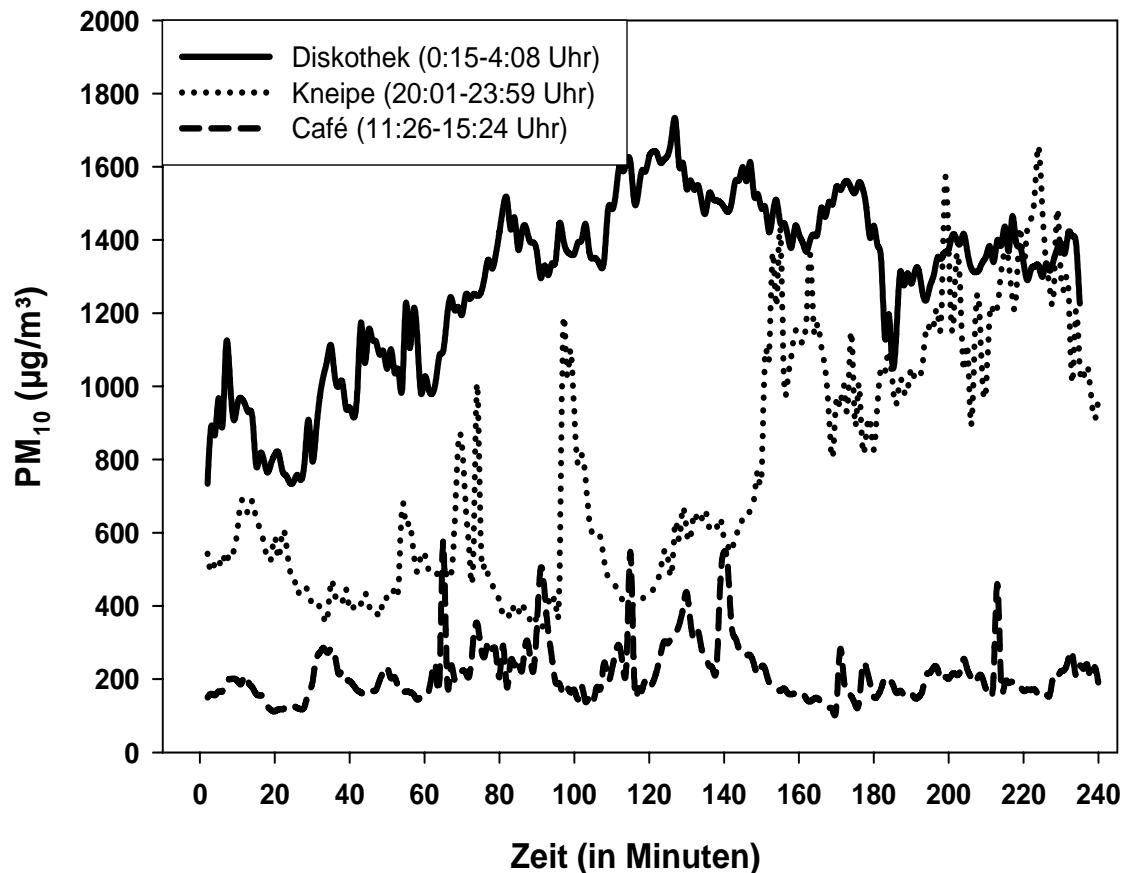


Abb. 10: Zeitlicher Verlauf der PM₁₀-Konzentrationen in drei öffentlichen Einrichtungen (modifiziert nach Bolte et al. (2007))

Figure 10: Time dependent course of PM₁₀ in public venues (dicotheques, bars and cafés) (Bolte et al. 2007)

7.5.2 Messungen von ultrafeinen Partikeln

Bisher liegen in der wissenschaftlichen Literatur erst zwei Studien vor, bei denen die Anzahl ultrafeiner Partikel in diesen Einrichtungen bestimmt wurde.

Milz et al. (2007) untersuchten 2 Restaurants in zwei amerikanischen Städten, wobei 1 Restaurant in jeder Stadt eine Nichtraucher-Gaststätte mit einem separaten Raucherraum war. Während in Nichtraucher-Restaurants die mittleren Gehalte bei ca. 15.000 Pt./cm³ lagen, wurden in Raucher-Räumen von Nichtraucher-Restaurants ca. 82.000 Pt./cm³ und in reinen Raucher-Restaurants ca. 106.000 Pt./cm³ beobachtet. Auch bezüglich der ultrafeinen Partikel führen Raucherräume zu einer Belastung in angrenzenden Bereichen, in denen das Rauchen nicht erlaubt ist.

In Deutschland sind Studienergebnisse zur Partikelanzahl (Partikel von 10 bis 487 nm) bisher lediglich im Rahmen einer bayerischen Studie beschrieben, die 2005/06 in München und Augsburg durchgeführt wurde (Bolte et al. 2007). In ihr wurden sehr hohe mediane PNCs von 221.100 Pt./cm³ in 4 Cafes/ Restaurants, 119.100 Pt./cm³ in 2 Bars und 289.900 Pt./cm³ in 7 Diskotheken gemessen. Eine Partikelverteilung ist beispielhaft in der folgenden Abbildung 11 dargestellt und zeigt ein Verteilungsmaximum bei Partikeln mit einem Durchmesser von ca. 100 nm.

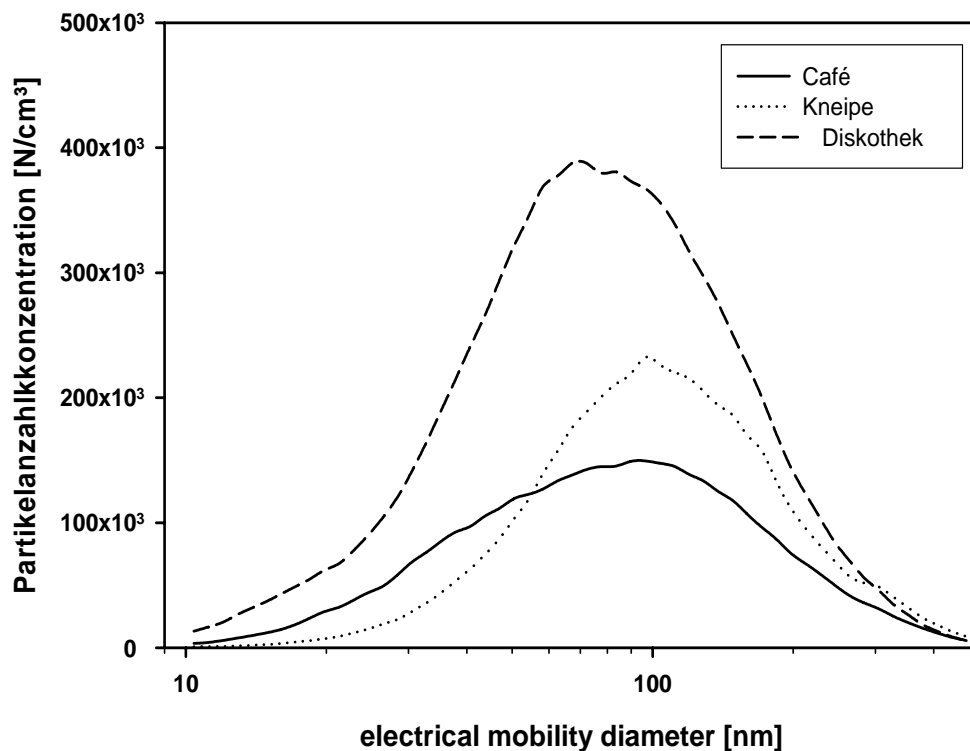


Abb. 11: Partikelverteilung (10-487 nm Mobilitäts-Durchmesser) in der Innenraumlufte von öffentlichen Einrichtungen (Bolte et al. 2007)

Figure 11: Size distribution of particles (10-487 nm electrical mobility diameter) in the indoor air of public venues (Bolte et al. 2007)

7.5.3 Messungen in Küchenbereichen

In den Küchenbereichen von Gaststätten / Restaurants sind bisher nur gelegentlich Messungen in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben, während die Belastungssituation in den Küchen von privaten Wohnungen und Häusern öfter untersucht wurden.

So berichten See & Balasubramanian (2006) bei der Untersuchung in einem chinesischen Imbiss in Singapur, dass der mittlere $PM_{2,5}$ -Gehalt außerhalb von Kochzeiten bei $26,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, während er beim Kochen mit Gasöfen auf durchschnittlich $312,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anstieg. Auch die PNCs stiegen um den Faktor 85 von 9.100 Pt./cm^3 auf 770.000 Pt./cm^3 an. In einer Studie in Hong Kong wurden in 4 Restaurants, in Abhängigkeit von der Art der Zubereitung, sehr unterschiedliche Feinstaubkonzentrationen gefunden (Lee et al. 2001). Während in einem koreanischen Barbecue-Restaurant mittlere Gehalte von $1442 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{10}) bzw. $1167 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($PM_{2,5}$) gemessen wurden, lagen die mittlere Gehalte in einem chinesischen Dim-Sum-Restaurant bei lediglich $33,9$ bzw. $28,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Autoren beschreiben, dass alle Restaurants über eine zentrale Raumlufanlage verfügen, während keine Aussagen zum Rauchverhalten gemacht werden.

7.5.4 Zusammenfassende Schlussfolgerungen für den Bereich Gaststätten

In der Innenraumluf von Gaststätten und vergleichbaren öffentlichen Einrichtungen, in denen geraucht wird, lassen sich die höchsten Partikelmassengehalte und Partikelanzahlkonzentrationen von allen Innenräumen nachweisen. Aus gesundheitlicher Sicht ist dieses Konzentrationsniveau nicht akzeptabel. Vor dem Hintergrund der Belastungssituation mit Feinstäuben, dem Auftreten von anderen, z.T. kanzerogenen Substanzen, und den bekannten gesundheitlichen Auswirkungen einer Passivrauchbelastung, sind hier kurzfristig gezielte und konsequente Maßnahmen zum Nichtraucherschutz dringend notwendig.

7.6 Feinstäube in Verkehrsmittellinnenräumen

7.6.1 Feinstäube in oberirdischen Verkehrsmitteln

7.6.1.1 Messungen zur Partikelmasse

Die Gehalte an Feinstäuben in oberirdisch betriebenen Verkehrsmitteln sind in der Tabelle 7 zusammengestellt.

Die höchsten Gehalte in Autos und Bussen sind in asiatischen Städten beobachtet worden, mit mittleren Konzentrationen im Bereich von 90 – 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$) und 110 – 200 (PM_{10}). Lediglich in einer Studie in Boston und in Peru werden ähnlich hohe Konzentrationen beschrieben. Die anderen Untersuchungen, insbesondere in Europa, beschreiben hingegen ein Belastungsniveau für $\text{PM}_{2,5}$ von ca. 20 – 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei in der Regel die Konzentrationen innen deutlich höher lagen als in der Umgebungsluft.

Aus Deutschland sind bisher nur zwei Studien veröffentlicht, bei denen Feinstäube während Autofahrten in Berlin sowie in Bus- und Straßenbahnlinien in München untersucht wurden (Fromme et al. 1998, Praml & Schierl 2000).

So wurde in München in den Jahren 1993 bis 1996 die PM_{10} -Gehalte auf 14 Buslinien (je 4 Stunden Fahrzeit) bestimmt und durchschnittlich 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen (Praml & Schierl 2000). Maximale Konzentrationen lagen bei einer Messfahrt sogar bei 686 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Innenraumluftgehalte waren dabei um den Faktor 1,7 bis 4,0 höher als die Ergebnisse der stationären Außenluftmessstation.

In der anderen Untersuchung wurde 1995/96 bei Autofahrten im Sommer und im Winter in einem handelsüblichen Pkw, ohne Klimaanlage oder Luftfiltersysteme, die Innenraumluft während der Fahrt durch die Berliner City untersucht (Fromme et al. 1998). Die mittleren Gehalte an PM_4 lagen bei ca. 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und es zeigte sich kein bedeutsamer Unterschied zwischen den beiden Jahreszeiten.

Eine Studie in den Münchener Straßenbahnen ergab auf 5 Linien mittlere PM_{10} -Gehalte zwischen 71 und 279 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Praml & Schierl 2000). In einer Untersuchung in Peking wurden in oberirdisch eingesetzten, klimatisierten Zügen, die einen Vorort mit der City verbanden, Gehalte von 108 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{10}) bzw. 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$) gemessen (Li et al. 2006). In oberirdisch verkehrenden U-Bahn Zügen in London wurden hingegen ähnliche mittlere Konzentrationen von 29,3 $\mu\text{gPM}_{2,5}/\text{m}^3$ gemessen wie in Autos und Bussen (Adams et al. 2001).

Tab. 7: Feinstaubbelastung (PM_{2,5}) in Verkehrsmittellinnenräumen in µg/m³**Table 7:** Concentrations of PM_{2,5} in public transportation systems

Quelle	Mittelwert	Min- Max	Beschreibung
Europa			
Praml & Schierl 2000	80-236 ^c	43-686	München, Deutschland; 14 Buslinien; 1993-1996
Fromme et al. 1998	44 (S) ^d 43 (W) ^d	18,7-70,3 27,0-72,2	Berlin, Deutschland; 1 Auto über 2 Wochen im Winter und Sommer; 1995/1996
Pfeifer et al. 1999	33,4	-	London, England; 10 Taxis über jeweils 7 Tage; 1995 und 1996
Gee et al. 1999	42 ^d	19-65	Manchester, UK; 31 Autofahrten
Gee & Raper 1999	338 ^d 252 ^d		Manchester, UK; 2 Buslinien in der City
Adams et al. 2001	39,0 (Bus) 37,7 (Auto)	7,9-97,4 15,1-76,9	London, UK; Sommer; 36 Busse; 42 Autos; 1999/2000
	38,9 (Bus) 33,7 (Auto)	5,9-87,3 6,6-94,4	London, UK; Winter; 32 Busse; 12 Autos; 1999/2000
Gulliver & Briggs 2004	15,5 43,2 ^c	- -	Northhampton, UK; 2 Autorouten; 1999/2000
Kaur et al. 2005	34,5 (Bus) 38,0 (Auto) 41,5 (Taxi)	6,0-64,6 15,2-58,5 17,9-71,8	London, UK; 42 Busse, 29 Autos, 22 Taxis; 2003
Krausse & Mardaljevic 2005	-	9,7-25,6	Leicester, UK; 133 Kleintransporter
Amerika			
Rodes et al. 1998	- -	4-22 29-107	Sacramento, USA; Auto Los Angeles, USA; Auto
Levy et al. 2002	~110 (Bus) ~110 (Auto)	75-175 90-130	Boston, USA; 1 Bus und 1 Auto; jeweils 2h morgens und nachmittags; 2000
Riediker et al. 2004	23	7,1-38,7	North Carolina, USA; 9 Highway-Polizisten auf je 4 Fahrten; 2001
Sabin et al. 2004	- -	36-60 (X) 13-56 (Y)	Los Angeles, USA; 31 Schulbusfahrten; X: Fenster zu, Y: Fenster auf; 2002
Han et al. 2005	161	-	Trujillo, Peru; Bus; Winter 2002
Gomez-Perales et al. 2004	71 (Bus) 68 (Kleinbus)	23-137 12-106	Mexiko City, Mexico; Bus und Minibus über 6 Tage, während Rush Hour; 2002

a: geometrischer Mittelwert; b: Median; c: PM₁₀; d: PM₄

Fortsetzung Tab. 7: Feinstaubbelastung (PM_{2,5}) in Verkehrsmittelnräumen in µg/m³

Quelle	Mittelwert	Min- Max	Beschreibung
Asien / Australien			
Chan et al. 2002a	93 (Bus) 97 (Kleinbus) 112 (Bus) ^c 137 (Kleinbus) ^c	78-109 48-137 80-161 74-204	Hong Kong; 12 Busfahrten, 7 Kleinbusfahrten; nicht klimatisiert; 1999/2000
Chan et al. 2002b	145 (Bus) 106 (Taxi) 203 (Bus) ^c 150 (Taxi) ^c	- - 99-374 94-212	Guangzhou, China; 15 Busse, 8 Taxis; Sommer 2000
Sohn et al. 2005	152 (Bus) 176 (Taxi)	- -	Seoul, Korea; 20 Busse, 20 Taxis; 2003/2004
Chertok et al. 2004	20,8 ^a (E) 29,6 ^a (Z)	9,1-32,8 21,4-45,2	Sydney; Australien, 16 Autos, E: erste Woche, Z: zweite Woche; 2002

a: geometrischer Mittelwert; b: Median; c: PM₁₀; d: PM₄

Insgesamt wird die Exposition im Pkw-Innenraum durch vielfältige Faktoren, z.B. Lüftung, Fahrweise, Verkehrsdichte, Bebauung und Meteorologie, beeinflusst. Insgesamt scheinen Pkw-Insassen dabei einer höheren Belastung ausgesetzt zu sein als Radfahrer und Fußgänger (Adams et al. 2001, Kaur et al. 2005), wobei Gulliver & Briggs (2004) diesen Zusammenhang nicht bestätigen konnten. Jahreszeitliche Abhängigkeiten sind wenig untersucht. Adams et al. (2001) fanden aber signifikant höhere PM_{2,5}-Gehalte im Sommer verglichen zum Winter (Geometrische Mittelwerte: 35,0 vs. 23,7 µg/m³).

Zu beachten sind ferner Klimaanlage und Filtersysteme, die in Abhängigkeit von der Güte und dem Abscheidungsgrad maßgeblichen Einfluss auf die Gehalte in Verkehrsmittelnräumen haben können.

7.6.1.2 Messungen in tabakrauchbelasteten Kraftfahrzeugen

Bei einer Autofahrt in Wellington / Neuseeland wurden mit einem kontinuierlichen Messgerät bei voll geöffnetem Seitenfenster mittlere PM_{2,5}-Gehalte während des Rauchens einer Zigarette von 169 µg/m³ (Spitzenkonzentration: 217 µg/m³) gemessen (Edwards et al. 2006b). Im Anschluss wurde bei geschlossenem Fenster geraucht, wobei die durchschnittlichen Gehalte während der Rauchphase bei 2962 µg/m³, mit Spitzengehalten von 3645 µg/m³ lagen.

Erst 40 Minuten nach Rauchende erreichten die Gehalte wieder das Basisniveau. In einer kanadischen Studie stieg die Grundbelastung von ca. $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei geschlossenen Fenstern in 3 Autos während des Rauchvorgangs auf mittlere $\text{PM}_{2,5}$ -Gehalte zwischen 790 und $4626 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Maximum: $7635 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Sendzik et al. 2006). In einem Auto mit weit geöffneten Seitenfenstern lag die durchschnittliche Konzentration hingegen bei $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Rees & Connolly (2006) bestimmten bei 45 Messungen mit einem kontinuierlichen Messgerät während des Rauchens bei geschlossenen Fenstern mittlere $\text{PM}_{2,5}$ -Werte von $271 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Maximum: ca. $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Bei geöffneten Seitenfenstern lagen die Mittelwerte bei ca. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Maximum: ca. $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Grundbelastung in den Autoinnenräumen lag vor dem Experiment bei ungefähr $10\text{-}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

7.6.1.3 Messungen von ultrafeinen Partikeln

In der Tabelle 8 sind veröffentlichte Ergebnisse zur Messung ultrafeiner Partikel in Autos und Bussen zusammengefasst, die in England und den USA durchgeführt wurden. Messungen aus Deutschland sind in der wissenschaftlichen Literatur bisher nicht publiziert. Im Mittel ergibt sich eine PNC im Bereich von 25.000 bis 50.000 Partikeln/ cm^3 . Sehr hohe Gehalte wurden hingegen von Kaur et al. (2005) in der City von London beschrieben, die im Mittel bei ca. 90.000 bis 100.000 Pt./ cm^3 lagen. Auch in New York wurden sehr hohe mittlere Konzentrationen bei der Fahrt auf dem Freeway mit geöffnetem Fenster beschrieben (Eiguren-Fernandez et al. 2005). Auffällig sind in dieser Studie die niedrigeren Gehalte, wenn die Klimaanlage eingeschaltet war. Insgesamt deuten alle Studien darauf hin, dass neben den konkreten Lüftungsbedingungen im Auto insbesondere die Außenluftgehalte und damit die Fahrbedingungen von Bedeutung für die Belastung im Inneren sind. Unter besonderen Bedingungen, z.B. ein vorausfahrender Diesel-Lkw, wurden kurzfristige Spitzenkonzentrationen von bis zu 500.000 Pt./ cm^3 beobachtet (Abraham et al. 2002, Eiguren-Fernandez et al. 2005).

Tab. 8: Ultrafeine Partikel (UFP) in Verkehrsmitteln Innenräumen (in 10^3 Partikel/cm³)**Table 8:** Ultrafine particles (UFP) in indoor air of transportation systems (10^3 particles/cm³)

Quelle	Mittelwert	Min - Max	Messbereich (μm)	Beschreibung
Europa				
Dennekamp et al. 2002	53,0 ^a	-	0,02 - >1,0	Aberdeen, UK; 11 Busse
Mackay 2004	43,6 (Bus) 58,3 (Auto)	9,9-142,8 8,0-281,6	0,01- >1,0	Leeds, UK; Bus,
Krausse & Mardaljevic 2005	-	46,1-115,6	0,02- >1,0	Leicester, UK; 133 Kleintransporter
Kaur et al. 2005	101,4 (Bus) 99,7 (Auto) 87,5 (Taxi)	64,5-158,7 36,5-151,8 51,5-114,0	0,02- >1,0	London, UK; während Bus-, Auto- und Taxifahrten; 2003
Diapouli et al. 2007b	94,1 (Auto)	25,4-217,0	001- >1,0	Athen, Griechenland; Routen durch die City; 2004
Nordamerika				
Abraham et al. 2002	29,9 ^b	4,3-190,2	0,02- >1,0	New York, USA; 3 Stadtfahrten
Levy et al. 2002	~32,0 (Bus) ~39,0 (Auto)	12,0-80,0 11,0-83,0	0,02- >1,0	Boston, USA; Auto; 2000
Eiguren-Fernandez et al. 2005	24,8 (X, AC) 54,7 (X, nAC) 68,6 (Y, AC) 245,7 (Y, nAC)	- - - -	0,005-~2,0	Los Angeles, USA, Autofahrt; AC: air condition, nAC: Fenster geöffnet; X: kleine Straße; Y: Freeway

a: Median; b: Mittelwert aus drei Touren

7.6.2 Feinstäube in unterirdischen Verkehrsmitteln

7.6.2.1 Messungen zur Partikelmasse

Für diese Verkehrsmitteln Innenräume liegen Messungen derzeit insbesondere aus England vor. So wurden 1996 in der Londoner U-Bahn im Sommer mittlere $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen von $247 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($105 - 371 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und im Winter von $157 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($12 - 263 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemessen (Adams et al. 2001). In einer aktuelleren Studie in drei U-Bahn Linien in London wurden im Mittel $180 - 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$) gemessen, während auf den Bahnsteigen von drei U-Bahnhöfen durchschnittliche $\text{PM}_{2,5}$ -Gehalte von $270 - 480 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt wurden (Hurley et al. 2004). Eine Studie in Boston ergab durchschnittliche Konzentrationen von $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$

im U-Bahn Wagen, während auch hier die Gehalte auf dem U-Bahnhof mit $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich höher waren (Levy et al. 2002).

In der U-Bahn von Mexico-City lagen die durchschnittlichen $\text{PM}_{2,5}$ -Gehalte hingegen bei $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($31 - 99 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Gómez-Perales et al. 2004).

PM_{10} -Messungen sind in der U-Bahn von Seoul und in einer chinesischen Stadt durchgeführt worden und zeigten eine Belastung in den Zügen von $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sohn et al. 2005) bzw. $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($26-123 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Chan et al. 2002b).

Die einzige Veröffentlichung aus Deutschland beschreibt die Belastung in der Berliner U-Bahn, die 1995/96 in Zügen einer zentralen U-Bahn Route gemessen wurden (Fromme et al. 1998). Die mittleren PM_4 -Gehalte lagen in dieser Studie bei $153 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($121-176 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Sommer und $141 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($124-169 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Winter. In der gleichen Studie wurde bei einmaligen Messungen auf 4 U-Bahnsteigen gravimetrische PM_4 -Konzentrationen während des Betriebs zwischen 128 und $311 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt.

Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen, dass die Belastungssituation in den U-Bahnzügen die Gehalte in den oberirdischen Verkehrsmitteln deutlich übersteigen kann. Darauf deuten insbesondere die Studien aus London und Berlin hin. Es ist darüber hinaus nicht bekannt, welche chemische Zusammensetzung diese Partikel haben und wo ihre Quellen zu suchen sind (z.B. lediglich Aufwirbelungen oder Dieselmotorabgas). Die wenigen Messungen zur Partikelanzahl lassen wahrscheinlich eher gröbere Partikel vermuten. Auffällig ist, dass die Belastung in den U-Bahnhöfen oft höher ist als in den Zügen. Es fehlen aktuelle Daten aus Deutschland, um eine Risikoabschätzung treffen zu können.

7.6.2.2 Messungen von ultrafeinen Partikeln

Für die Innenräume von U-Bahnen liegen derzeit kaum Messungen zur Partikelanzahl vor. In drei U-Bahn Linien von London wurden im Mittel $17.000 - 23.000 \text{ Pt.}/\text{cm}^3$ ($>50 \text{ nm}$) gemessen, während auf den Bahnsteigen von drei U-Bahnhöfen durchschnittliche Gehalte von $14.000 - 29.000 \text{ Pt.}/\text{cm}^3$ bestimmt wurden (Hurley et al. 2004). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Messungen in der U-Bahn von Boston, bei der im Mittel ca. $21.000 \text{ Pt.}/\text{cm}^3$ gemessen wurde (Levy et al. 2002).

8 Wichtige Quellen und Einflussfaktoren auf Feinstäube in Innenräumen

Aus den bisher in der wissenschaftlichen Literatur veröffentlichten Untersuchungen lassen sich folgende Aktivitäten und Faktoren beschreiben, denen ein bedeutender Einfluss auf die Feinstaubkonzentrationen in der Innenraumluft zukommt.

8.1 Verbrennungsprozesse in Innenräumen

Das Rauchen auch eine wesentliche Partikelquelle sein kann belegen Studien zur Charakterisierung der Tabakrauchbestandteilen und Untersuchungen in Testräumen, in denen geraucht wurde. So ließen sich in einem Testraum beim Rauchen einer Zigarette Spitzenkonzentrationen an alveolengängigen Partikeln von ca. $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und beim Rauchen einer Zigarre Maximalwerte von ca. $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nachweisen (Klepeis et al. 1999). In der folgenden Abbildung 12 sind beispielhaft die zeitlichen Entwicklungen der Feinstaubgehalte in diesem Testraum dargestellt.

In vielen Studien wurde darüber hinaus beobachtet, dass das Rauchen auch in Innenräumen zu einer deutlichen Zunahme der Partikelmasse als auch der Partikelanzahlkonzentration führt. So gehen z.B. Özkaynak et al. (1995) davon aus, dass der zusätzliche mittlere Beitrag durch das Rauchen in einer Erhöhung der Grundbelastung an PM_{10} um $27 - 37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$: $29 - 37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) besteht. Die gleichen Autoren rechneten mit einem Beitrag zum PM_{10} (als 12 Stunden Mittelwert) von $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Zigarette. Auch in der umfangreichen Harvard Six-City Study lagen die Jahresmittelwerte in Raucherhaushalten ca. um den Faktor 3 höher als in Nichtraucherhaushalten (Neas et al. 1994). Die Verteilungsparameter sind für diese Studie in der Abbildung 13 dargestellt und belegen einen deutlichen Anstieg der Innenraumbelastung mit der Anzahl gerauchter Zigaretten.

Auch die Partikelanzahl stieg beim Zigarettenrauchen erheblich an, z.T. auf Werte bis zu $213.000 \text{ Partikel}/\text{cm}^3$ (He et al. 2004, Bake et al. 2004, Afshari et al. 2005, Hussein et al. 2006).

Verschiedene Studien ergaben auch beim Abbrennen von Kerzen bzw. Öllampen in Räumen und Testkammern einen Anstieg der ultrafeinen Partikel, allerdings lag dieser eher unter den

Spitzenkonzentrationen, die beim Kochen beschrieben worden sind (Fine et al. 1999, Birmili et al. 2003, Bake et al. 2004, Hussein et al. 2006). Dabei traten deutlich höhere Gehalte beim Löschen von Kerzen auf als beim Brennen selbst (Hussein et al. 2006). Bake et al. (2004) beschrieben beim Abbrennen von Kerzen und Teelichtern einen erheblichen Anstieg von Partikeln < 50 nm in der Raumluft, der sich allerdings bereits nach 1 Stunde wieder normalisiert hatte.

Auch beim Abbrennen von Räucherstäbchen lassen sich hohe Massengehalte in der Innenraumluft nachweise (Chao et al. 1998, Jetter et al. 2002). In einer Studie wurden insbesondere Partikel im Bereich von $0,06$ bis $2,5$ μm (Verteilungsmaximum: $0,26$ und $0,65$ μm) in der Raumluft beobachtet, die bei der Untersuchung von 23 verschiedenen Räucherstäbchen zu Emissionsraten von 7 bis 56 mg/h führten (Jetter et al. 2002).

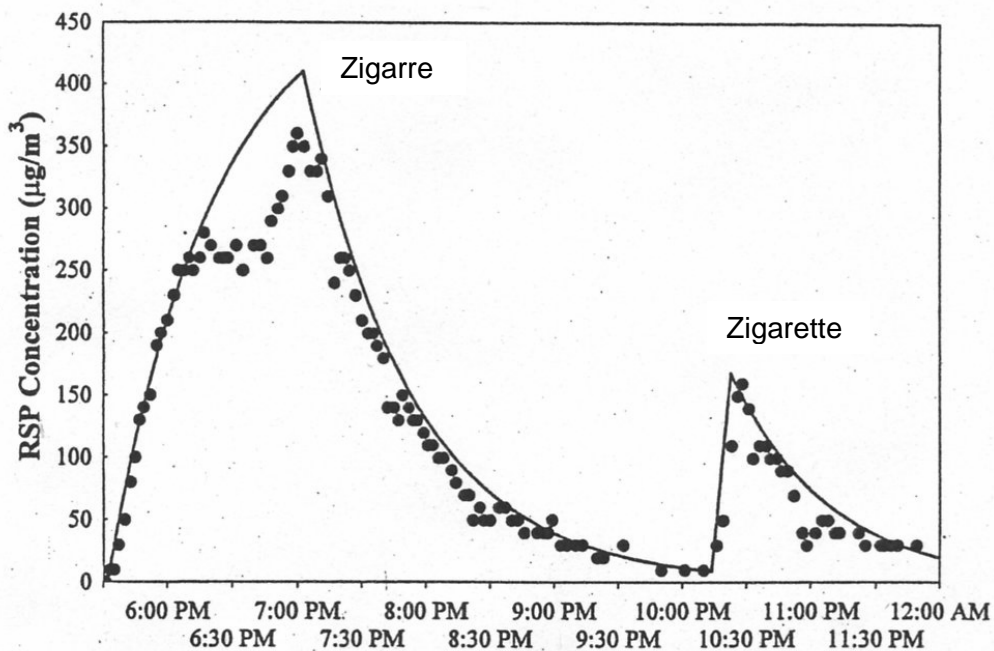


Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Gehalte an alveolengängigem Feinstaub in einem Wohnzimmer (97 m^3) beim Rauchen einer Zigarre und einer Zigarette (Punkte: gemessen; Linie: Modellrechnung) (Klepeis et al. 1999)

Figure 12: Time series of respirable suspended particles (RSP) in a parlor (97 m^3) smoking a cigar and a cigarette (dots: measured; line: predicted by model) (Klepeis et al. 1999)

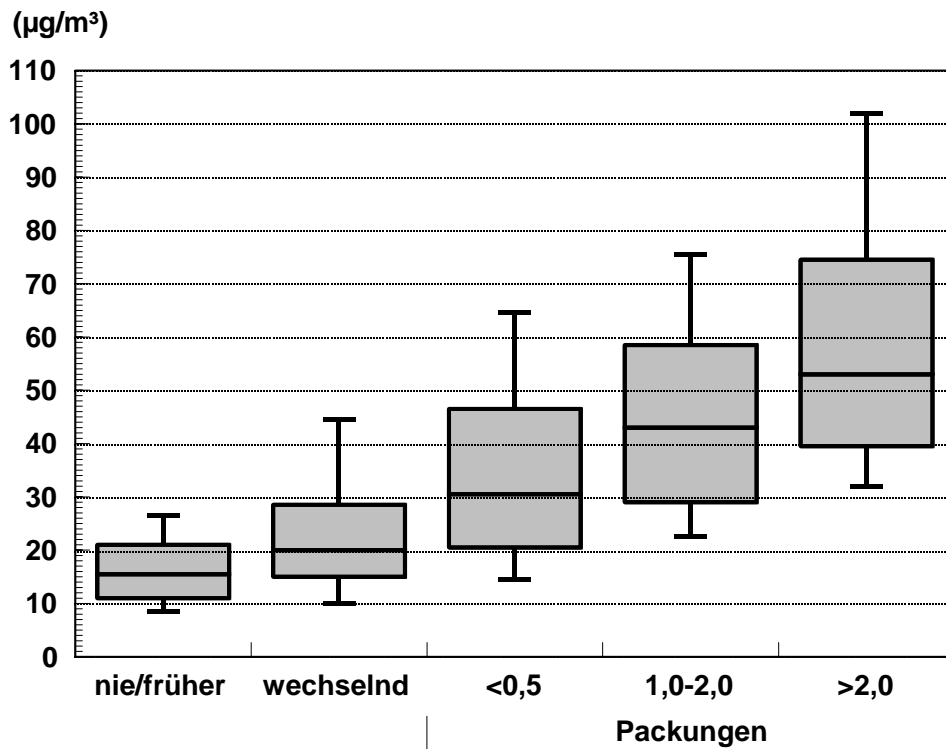


Abb. 13: Verteilung der Perzentilwerte (10., 25., 50., 75., 90. Perzentil) für Jahresmittelwertgehalte an PM_{2,5} im Innenraum nach Rauchstatus bzw. Anzahl gerauchter Zigaretten (Neas et al. 1994)

Figure 13: Distribution percentiles (10th, 25th, 50th, 75th, 90th percentile) for annual average concentrations of indoor PM_{2.5} by smoking status and number of cigarette packs smoked (Neas et al. 1994)

8.2 Kochaktivitäten

Auch bei Kochaktivitäten ist die Freisetzung feiner und ultrafeiner Partikel (20 – 500 nm Durchmesser) beschrieben (Abt et al. 2000). Verschiedene Arbeitsgruppen berichteten über kurzfristig sehr hohe Spitzenbelastungen beim Kochen mit Elektroherden und insbesondere bei Gasherden von 100.000 bis 560.000 Partikeln/cm³ (Morawska et al. 2003, Dennekamp et al. 2001, He et al. 2004, Afshari et al. 2005, Ogulei et al. 2006, Hussein et al. 2006). Dabei lässt sich der weite Konzentrationsbereich insbesondere durch die unterschiedlichen Kochaktivitäten (z.B. Backen, Braten, Frittieren, Toasten), den Energieeinsatz, das jeweilige Kochgut, die Lüftungsbedingungen und die Raumgeometrie erklären.

Dennekamp et al. (2001) beschrieben Anzahlkonzentrationen von bis zu 110.000 bzw. 150.000 ultrafeiner Partikel/cm³ bei der Benutzung von 4 Elektro- bzw. Gaskochfeldern und Spitzenwerte von bis zu 590.000 ultrafeiner Partikel/cm³ beim Braten von Schinken auf ei-

nem Gasherd. Partikel mit einem Durchmesser von 16 bis 72 nm dominierten in der Partikelgrößenverteilung. Nach kurzer Zeit kommt es durch Koagulation der Partikel in der Raumluft zu einer Verschiebung in Richtung größerer Durchmesser. Kurze Zeit nach Beendigung der Kochaktivität (<1-4 Stunden) werden wieder übliche Anzahlkonzentrationen erreicht, auch weil die ultrafeinen Partikel sehr schnell zu größeren aggregieren (Abt et al. 2000, Dennekamp et al. 2001, Hussein et al. 2006). Ein Beispiel für diese hohen PNCs gibt die folgende Abbildung 14.

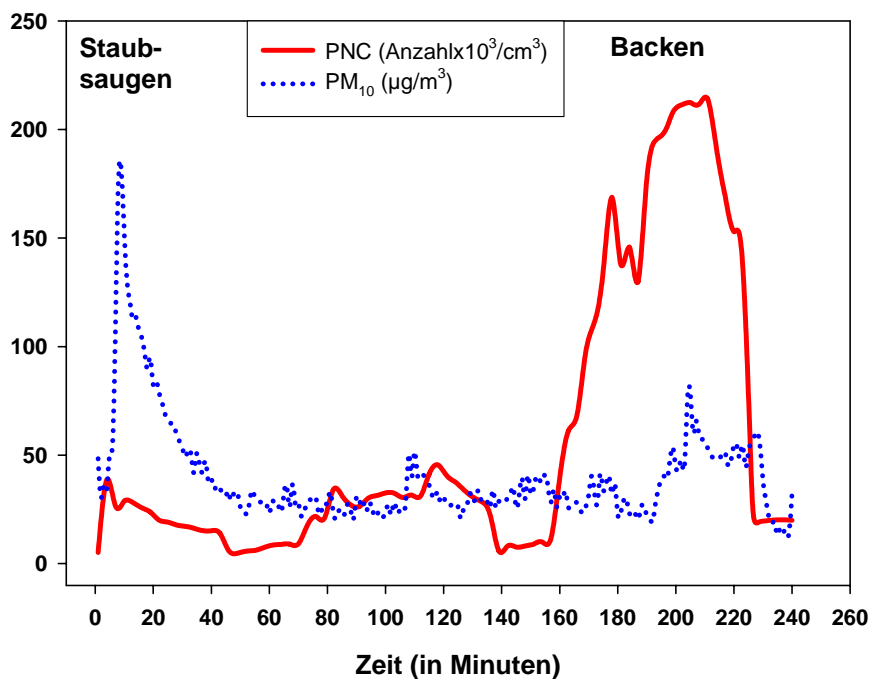


Abb. 14: Partikelanzahlkonzentration (PNC) und PM_{10} -Gehalte in der Küche beim Backen mit einem elektrischen Backofen

Figure 14: Particle number concentration (PNC) and PM_{10} in the kitchen baking with an electric oven.

Auch bezogen auf die Partikelmasse stellen diese Aktivitäten eine Quelle dar (Jones et al. 2000). In einer amerikanischen Studie wurde bei typischen Kochaktivitäten $\text{PM}_{2,5}$ - bzw. PM_{10} -Konzentrationen von einigen hundert $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Küche beobachtet, wobei die Partikel im Wesentlichen aus der feinen und ultrafeinen Fraktion bestanden (Fortmann et al. 2001). In den angrenzenden Wohn- und Schlafräumen waren die $\text{PM}_{2,5}$ -Gehalte erheblich niedriger. Für PM_{10} war dies auch der Fall, aber nicht so ausgeprägt. Die höchsten Gehalte wurden während der automatischen Selbstreinigung der Geräte beobachtet. In der amerikanischen

PTEAM-Studie wurde mit Hilfe eines Regressionsmodell ermittelt, dass durch das Kochen die Grundbelastung an PM_{10} im Innenraum um ca. $12 - 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($PM_{2,5}$: ca. $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ansteigt (Özkaynak et al. 1995, Wallace et al. 2003). Außergewöhnlich hohe Belastung sind beim Kochen unter Verwendung offener Feuerstellen zu erwarten, die insbesondere in Ländern der Dritten Welt zu $PM_{2,5}$ -Gehalte bis in den unteren mg/m^3 erwarten lassen (z.B. Naeher et al. 2000).

8.3 Reinigungsaktivitäten

Bei der Wohnungsreinigung (insbesondere beim Staubsaugen) wird in der Innenraumluft eine Zunahme an gröberen Partikeln ($2,5-10 \mu\text{m}$ Durchmesser) und damit insbesondere der Partikelmasse beobachtet (Abt et al. 2000) (siehe auch Abbildung 14). In zwei Studien aus den Vereinigten Staaten wurde der Beitrag von Reinigungsaktivitäten an der $PM_{2,5}$ -Innenraumbelastung auf $23-32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geschätzt (Long et al. 2000, Ferro et al. 2004).

Afshari et al. (2004) beschreiben dagegen für ultrafeine Partikel lediglich einen nicht signifikanten geringfügigen Anstieg. In einer Untersuchung verschiedener Staubsauger in einem Versuchsraum kam es beim Einsatz von zwei Geräten ohne HEPA-Filter zu einer Abnahme der Partikelanzahl $> 100 \text{ nm}$, aber zu einem Anstieg der Partikel $< 50 \text{ nm}$ in der Raumluft. Bei einem Staubsauger mit HEPA-Filter ließ sich hingegen eine deutliche Reduktion im gesamten Partikelspektrum beobachten (Bake et al. 2004).

In der Studie von Long et al. (2000) wurde darüber hinaus untersucht, welchen Einfluss das Reinigen eines Wohnraumes mit einem handelsüblichen Reinigungsmittel, das zu 15 % aus Pinienöl bestand, auf die partikuläre Belastung besitzt. Während der Tätigkeiten stiegen die PNCs von anfangs $2.000 \text{ Pt.}/\text{cm}^3$ auf ein Maximum von $190.000 \text{ Pt.}/\text{cm}^3$ (Partikel $> 20 \text{ nm}$) und die $PM_{2,5}$ -Gehalte von 5 auf $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Spitze der Partikelverteilung lag 10 Minuten nach dem Reinigen bei 60 nm und stieg nach 1 Stunde auf 110 nm an. Als Erklärung für dieses Phänomen, das teilweise noch über Stunden beobachtet werden konnte, wurde die Partikelneubildung bzw. ein Partikelwachstum durch oxidative Prozesse im Innenraum (siehe Kapitel 8.5) angenommen.

Auch andere Arbeitsgruppen konnten in Testkammern, die wie ein Wohnraum eingerichtet waren, bei der Anwesenheit von Ozon und gleichzeitiger Anwendung terpenhaltiger Reinigungsmittel einen deutlichen Anstieg der Partikelanzahlkonzentrationen und der Partikelmasse sowie auch von Carbonylverbindungen (Formaldehyd, Aceton) nachweisen (Sarwar

et al. 2004, Singer et al. 2006, Destailats et al. 2006). In der Abbildung 15 ist dieser Zusammenhang dargestellt.

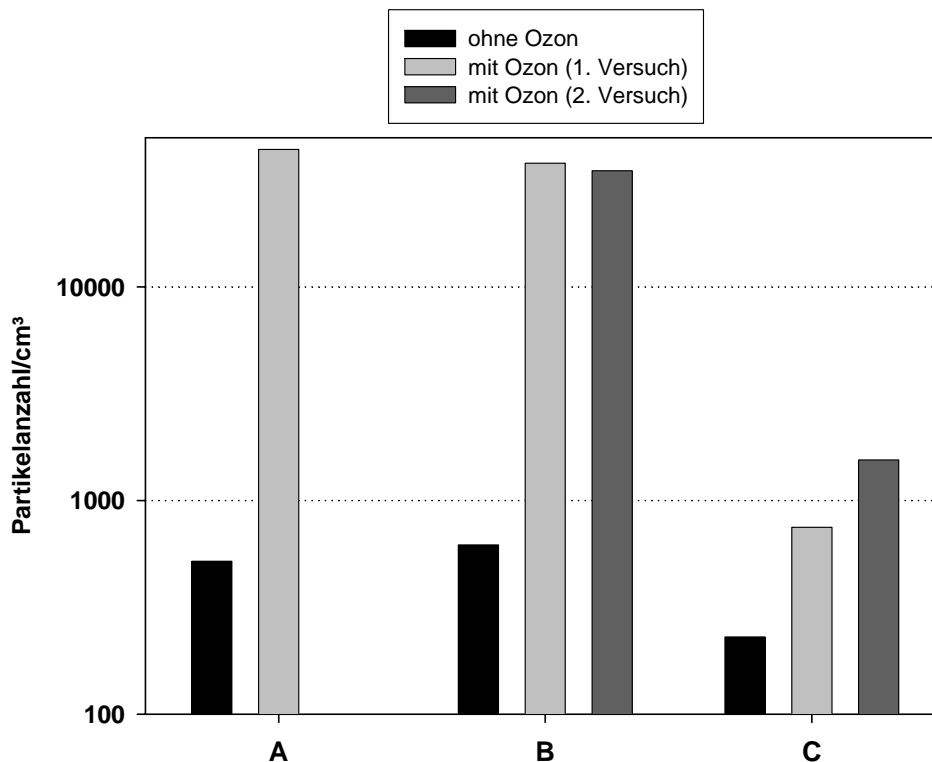


Abb. 15: Maximale Partikelanzahl (PNC) in einem Testraum nach der Anwendung von Reinigungsmitteln und einem Luftverbesserer (A: Entfetter auf Orangenöl-Basis; B: Reiniger auf Pinienöl-Basis; C: Luftverbesserer) (nach Singer et al. 2006)

Figure 15: Maximum number of particles (PNC) in a test chamber resulting from the use of cleaning products and an air freshener (A: orange oil-based degreaser; B: pine oil-based cleaner; C: air freshner) (from Singer et al. 2006)

8.4 Biologische Quellen

Quellen für Feinstaubpartikel in Innenräumen können mitunter auch biologischen Ursprungs sein. Hierbei kann es sich um lebensfähige oder schon abgestorbene Mikroorganismen (Bakterien, Schimmelpilze) oder Viren handeln. Es können aber auch Bestandteile, Zersetzungsprodukte, Stoffwechselprodukte oder Inhaltstoffe von Mikroorganismen oder unter anderem auch von Pollen, Parasiten und höheren Organismen in die Luft übergehen. Zu nennen wäre hierbei z.B. Toxine, Endotoxine, beta-Glucane und Allergene. Die auf biologische

Quellen zurückzuführenden Feinstaubpartikel können im Bereich der natürlichen Hintergrundkonzentration auftreten und damit in der Höhe abhängig von der Jahreszeit sein.

Es können aber auch fallbezogene Schadensquellen vorliegen, die zur Folge haben können, dass es zum Auftreten von biologischen Partikeln kommt, die in der Art und in der Konzentration über das hinausgehen, was allgemein in der Umgebungsluft auftritt. Dies könnte z. B. ein Feuchteschaden sein, der zu einem Schimmelpilzbefall und damit zu erhöhten Schimmelpilzkonzentrationen im betreffenden Innenraum führt. Nach Einschätzung einer Kommission des Robert-Koch-Institutes ist die quantitative Bestimmung z. B. einer derartigen Exposition nicht möglich (RKI 2006). Ähnlich sind sicher auch die bei den anderen biologischen Schadstoffen auftretenden Expositionen quantitativ nicht zu bestimmen. Bestenfalls sind qualitative Einschätzungen möglich. Einerseits unterliegen die Schimmelpilze großen zeitlichen und räumlichen Konzentrationsschwankungen und einige Arten kommen dominant auch in der Außenluft vor. Dabei wird die Konzentration in den einzelnen Medien von den unterschiedlichsten Faktoren (Jahreszeit, Größe zusätzlicher Innenraumquellen, Wachstumsphase, Nährstoffangebot, Feuchte, mechanische Aktivitäten, Nutzungsgewohnheiten sowie spezifische Stabilität, Flugfähigkeit, abgegebene Konzentration von Sporen oder anderen Substanzen usw.) beeinflusst.

Vor dem Hintergrund der möglichen starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen der Konzentration an Schimmelpilzen, vor allem in der Luft, ist es für eine Expositionsabschätzung problematisch, dass Schimmelpilzmessungen nur über relativ kurze Zeiträume (Minuten, Stunden) durchgeführt werden können. Eine Verallgemeinerung der erhaltenen Konzentrationsergebnisse ist nur mit Einschränkung möglich. Echte Langzeitmessungen, die den Verlauf der Konzentration über Wochen erfassen und auch kurzfristige Spitzenwerte erkennen lassen, sind bei Schimmelpilzmessungen nicht möglich.

Andererseits ist unklar, welches Medium (z. B. Luft, Baumaterialien, Hausstaub) und welcher Parameter (z. B. Gesamtsporenzahl, kultivierbare Schimmelpilzsporen, Toxine, MVOC, β -Glukane, sonstige Zellbestandteile oder Stoffwechselprodukte) eine gesundheitlich relevante Exposition des Menschen im Innenraum am besten charakterisiert. Die Ergebnisse verschiedener Studien haben gezeigt, dass die in den einzelnen Medien ermittelten Konzentrationen oft nur schwach oder gar nicht miteinander korrelieren. Darüber hinaus kommen Schimmelpilze meist gleichzeitig mit anderen Allergenen vor, so dass eine Abgrenzung schimmelpilzspezifischer Wirkungen problematisch ist. Antigene der Hausstaubmilben, das Katzenantigen (fel d 1), von außen in den Innenraum eingetragene Antigene sowie Bakterien und Endotoxine müssen mitberücksichtigt werden. Hausstaubmilben (und auch Bakterien) stellen einen

besonderen Confounder dar, da sie genau wie Schimmelpilze in Räumen höherer Luft- und Materialfeuchtigkeit gehäuft auftreten. Besonders problematisch ist, dass zahlreiche Allergene biologischen Ursprungs einem saisonalen Zyklus ähnlich dem der außenlufttypischen Schimmelpilze unterliegen. So finden sich in Außen- und Innenraumluft gerade im Sommer/Spätsommer nicht nur vermehrt Schimmelpilzsporen (v.a. *Cladosporium* spp. und *Alternaria* spp.), sondern auch zahlreiche Gräser- und Kräuterpollen.

8.5 Sekundäre organische Aerosole (SOA)

Obwohl seit langer Zeit immer wieder diskutiert, wurde erst in den neunziger Jahren damit begonnen systematischer die komplexen Bildungs- und Transformationsprozesse von Partikeln in Innenräumen zu untersuchen. Hierbei wurde deutlich, dass chemische Reaktionen der Gas- und Aerosolphase auch in Innenräumen für die Neubildung sogenannter sekundärer organischer Aerosole (SOA) und für die Modifizierung existierender Partikel verantwortlich sind (Zusammenfassung in Weschler et al. 2006).

Insbesondere die Bildung von SOA durch die Reaktion von Ozon mit Terpenen und anderen ungesättigten organischen Verbindungen wurde in vielen experimentellen Testkammerversuchen nachvollzogen und bestätigt (z.B. Wainman et al. 2000, Fan et al. 2003, Sarwar et al. 2004, Liu et al. 2004b, Vertiainen et al. 2006, Destailats et al. 2006, Aoki & Tanabe 2007). Bei dieser Reaktion wurde nicht nur eine Partikelneubildung beobachtet, sondern auch Carbonylverbindungen (Formaldehyd, Aceton), unterschiedliche organische Säuren, Stickstoffverbindungen, Wasserstoffperoxid und verschiedene Radikale, wie das Hydroxylradikal, gebildet. Weiterreaktionen des Hydroxylradikals mit anderen flüchtigen organischen Verbindungen in Innenräumen (z.B. Toluol, Xylole) sind gleichfalls beschrieben (Shaughnessy et al. 2001, Fan et al. 2003). Es wird davon ausgegangen, dass in der simultanen Bildung von z.B. Wasserstoffperoxid und dem hygroskopischen SOA ein Mechanismus besteht, der partikelgebundenes H₂O₂, aber auch andere irritative Substanzen, tiefer in die Atemwege eindringen lassen könnte, ohne dass sie bereits an den peripheren Atemwegen abreagieren (Weschler et al. 2003). Grundsätzlich scheint bei höherer relativer Luftfeuchte ein verstärktes Partikelwachstum aufzutreten (Wainman et al. 2000). Darüber hinaus wurde beobachtet, dass es auch in solchen Innenräumen zu einem Partikelwachstum kommt in denen eigentlich keine flüchtigen Vorläufersubstanzen in der Raumluft vorhanden sind (Shaughnessy et al. 1999). Erklärt wird dies mit der Reaktion des Ozons mit ungesättigten Substanzen in Raumausstattungsmaterialien, wie z.B. Linoleumbelägen, Teppichböden (Morrison et al. 2002).

Weschler & Shields (1999) untersuchten erstmals SOAs, indem sie einen von zwei Büroräumen, bei eingestellter Ozonkonzentration (<5 bis 45 ppb), mit verschiedenen Terpenen belasteten. Die Autoren geben an, dass es unter realistischen Ozon- und Limonengehalten in einem Raum mit Limonen zu einer mittleren Massenzunahme von 2,5 - 5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber dem Kontrollraum kam. Gleichzeitig wurde eine Zunahme der Partikelanzahl um den Faktor 10 beobachtet. Ozon war in diesen Experimenten der limitierende Faktor in der Bildung von SOAs. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 16 grafisch dargestellt.

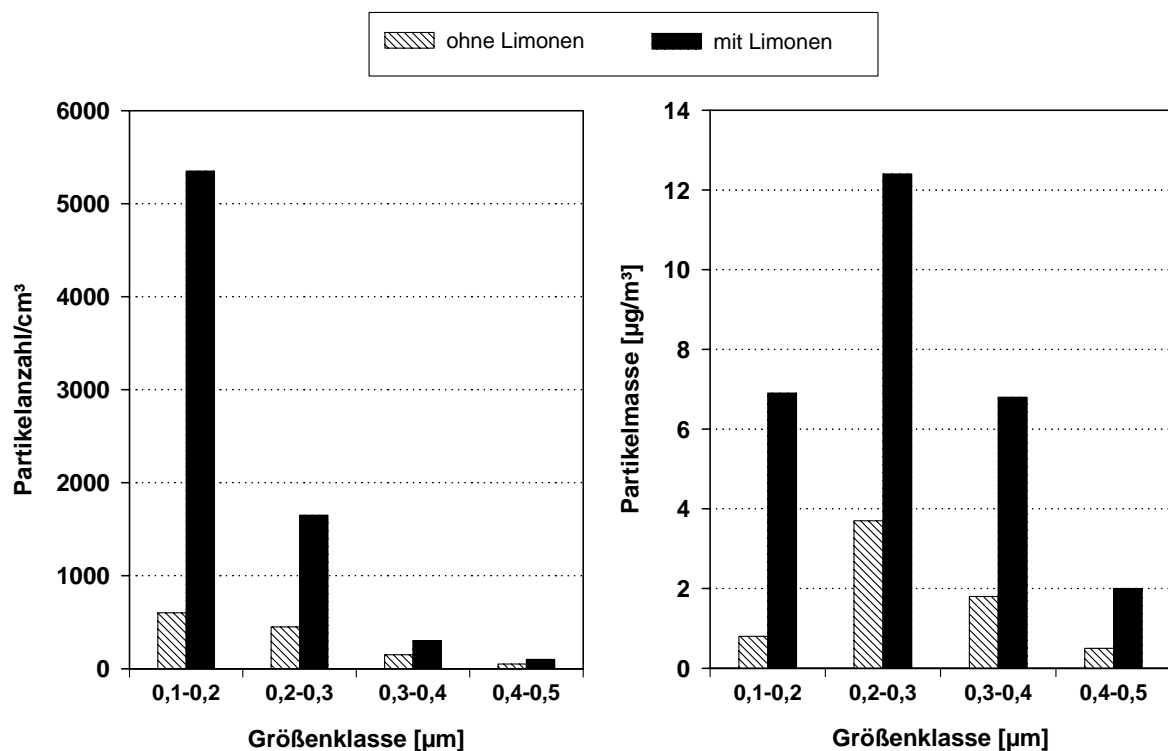


Abb.16: Vergleich der Partikelkonzentrationen (links: Anzahl; rechts: Masse) in einem Büro mit einer Limonen-Quelle und einem Raum ohne (Weschler 2003).

Figure 16: Comparison between the concentrations of particles (left: number; right: mass) in an office with a limonene source and one without (Weschler 2003).

Bisher sind zwei Studien veröffentlicht, in denen reale Wohnungen untersucht wurden (Long et al. 2000, Hubbard et al. 2005) bzw. eine in einem wohnähnlich eingerichtete Testraum (Singer et al. 2006; Ergebnisse siehe Kapitel Reinigungsaktivitäten). Während in der Studie von Long et al. (2000) der SOA-Effekt nach Aufbringung eines Pinienöl-haltigen Reinigungsmittels und eines Luftverbesserers ermittelt wurde (siehe Kapitel 8.3 Reinigungsaktivitäten), untersuchten Hubbard et al. (2005) den Effekt von ozonbildenden Luftreinigern bei

gleichzeitiger Anwendung terpenhaltiger Reinigungsmittel in drei Wohnräumen in Texas. Diese Studie kommt zu dem Ergebnis, dass bei der Anwesenheit von Ozon und Terpenen die Anzahl der Partikel in allen Größenklassen ansteigt und eine Verschiebung von kleinen zu größeren Partikeldurchmessern beobachtet werden kann.

8.6 Beitrag der Außenluft an den Innenraumluftgehalten

Der Beitrag der Außenluft zur Höhe der Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft ist neben der betrachteten Partikelfraktion insbesondere abhängig vom Lüftungsverhalten der Raumnutzer, von der Dichtigkeit der Gebäudehülle (Penetrationsfaktor), den Staubdepositionsraten im Innenraum, den Resuspensionseffekten im Raum und dem Koagulationsverhalten der Partikel, wobei das Lüftungsverhalten naturgemäß in starkem Maße von der Jahreszeit und von der Witterung abhängt (Chao & Tung 2001, Nazaroff 2004, Janssen et al. 2005, Gabrio et al. 2007a,b). Insgesamt sind diese Prozesse sehr komplex und müssen für jede Partikelfraktion gesondert betrachtet werden. Über die Fenster und Türen, aber auch über Undichtigkeiten in der Gebäudehülle erfolgt ein Luftwechsel zwischen der Innenraumluft und der Außenluft. Diese stark variierende Luftwechselrate führt in der Folge auch zu einem starken Einfluss der Außenluft auf die Höhe der Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft. Auch gravierende Kurzzeitbelastungen in der Außenluft können sich selbst bei geschlossenen Fenstern in Abhängigkeit von der Dichtigkeit der Gebäudehülle im Innenraum bemerkbar machen.

Auch die Höhe des Stockwerks in dem der Innenraum liegt kann einen deutlichen Einfluss auf die Belastungssituation haben. In größeren Gebäudekomplexen muss auch ein Einfluss auf die Feinstaubkonzentration in einem Raum aufgrund erhöhter bzw. erniedrigter Feinstaubkonzentrationen in Nachbarräumen und der Luftströmungsverhältnisse im Gesamtobjekt beachtet werden.

Auch Cyrus et al. 2004 berichten bei der Untersuchung von zwei Modellräumen ohne eine weitergehende Innenraumaktivität, dass 75 % der Innenraumluftgehalte an $PM_{2,5}$ aber nur 43 % der Anzahl ultrafeiner Partikel durch die jeweiligen Außenluftgehalte erklärbar sind.

Ergebnisse im Rahmen einer epidemiologischen Untersuchung ergaben einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Außenluft- und der persönlichen Partikelbelas-

tung (Kim et al. 2005). Von den Autoren wird berichtet, dass in Abhängigkeit vom Luftwechsel der Außenluftanteil an der Innenraumbelastung zwischen 5 und >90 % schwanken kann.

In einer Untersuchung wurden in 10 Klassen (5 Schulen) sowie in 10 Vorschulen und 20 Nichtraucherhaushalten gravimetrisch $PM_{2,5}$ -Messungen (innen und außen) durchgeführt und der Staub auf verschiedene Elementen untersucht. Begleitet wurden Luftwechselfmessungen durchgeführt (0,4/h-3,5/h in Schulen; 0,2/h-1,3/h in Wohnungen; Vorschulen: 0,3/h-5,8/h). Mit einer Ausnahme (Titan) waren die Außenkonzentrationen der untersuchten Stoffe größer als die Innenkonzentrationen; für Titan wurden Innenraumquellen (Farbpigmente) vermutet. Für Blei wurde keine signifikante Korrelation zwischen Luftwechselrate und Partikelinfiltration gefunden, für Schwefel lediglich bei den Wintermessungen in den Wohnungen. Das I/O-Verhältnis lag bei Blei und Schwefel zwischen 0,4-0,9 in Abhängigkeit vom Ort und der Jahreszeit (Molnar et al. 2007).

In der Abbildung 17 sind die Ergebnisse einer amerikanischen Arbeitsgruppe dargestellt, die die lüftungsbedingte Beeinflussung der Partikelpenetration von Außen in Wohninnenräume ermittelt haben (Riley et al. 2002). Lediglich beim Vorhandensein einer raumluftechnischen Anlagen kann, aufgrund entsprechender Filtersysteme, mit einem sehr geringen Anteil an Außenluftpartikeln an der Innenraumlufbelastung gerechnet werden.

Vergleichende Messungen der Partikelanzahlkonzentrationen um den Außenluftanteil im Innenraum zu ermitteln liegen nur sehr begrenzt vor. Bei der parallelen Messungen der Partikelverteilung in Räumen ohne Innenraumquelle (siehe Abbildung 18) ergaben sich bei geschlossenen Fenster und Türen im Innenraum deutlich niedrigere Gehalte in den Partikelgrößenklassen als Außen, wobei die Differenz mit der Höhe der Außenluftbelastung zunahm (Franck et al. 2003). Darüber hinaus war im Innenraum das Konzentrationsmaximum zu höheren Durchmessern verschoben.

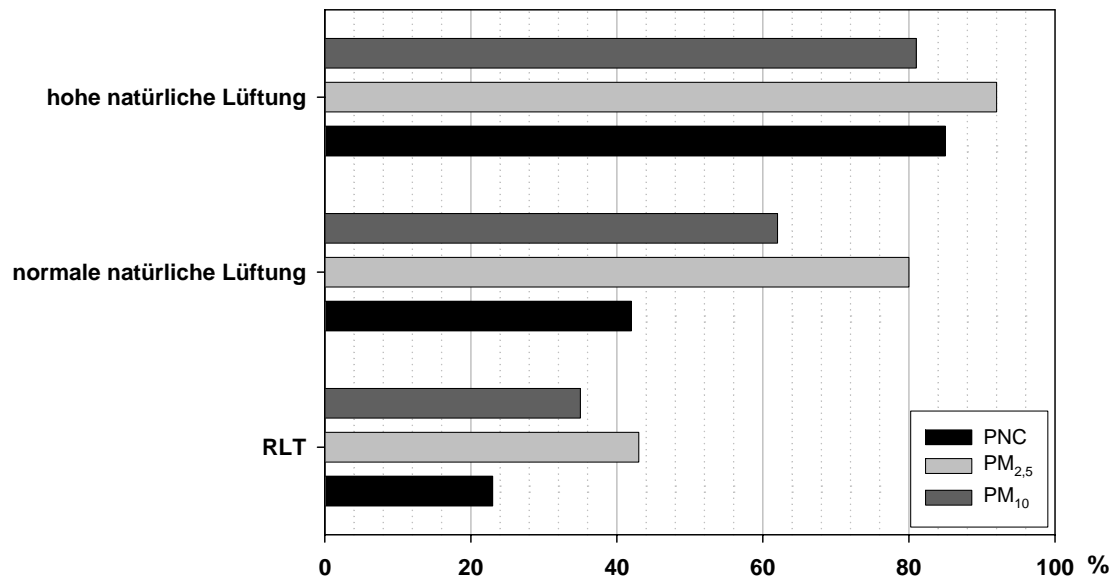


Abb. 17: Anteil der Außenluftpartikel an den Innenraumpartikeln in drei städtischen Wohnungen mit raumluftechnischen Anlagen und mit üblichen natürlichen Lüftungsbedingungen sowie hohem natürlichem Lüftungsverhalten (modifiziert nach Riley et al. 2002).

Figure 17: Predicted indoor proportion of outdoor particles in three urban residential scenarios with an air conditioned equipment and with normal or high natural ventilation (modified from Riley et al. 2002)

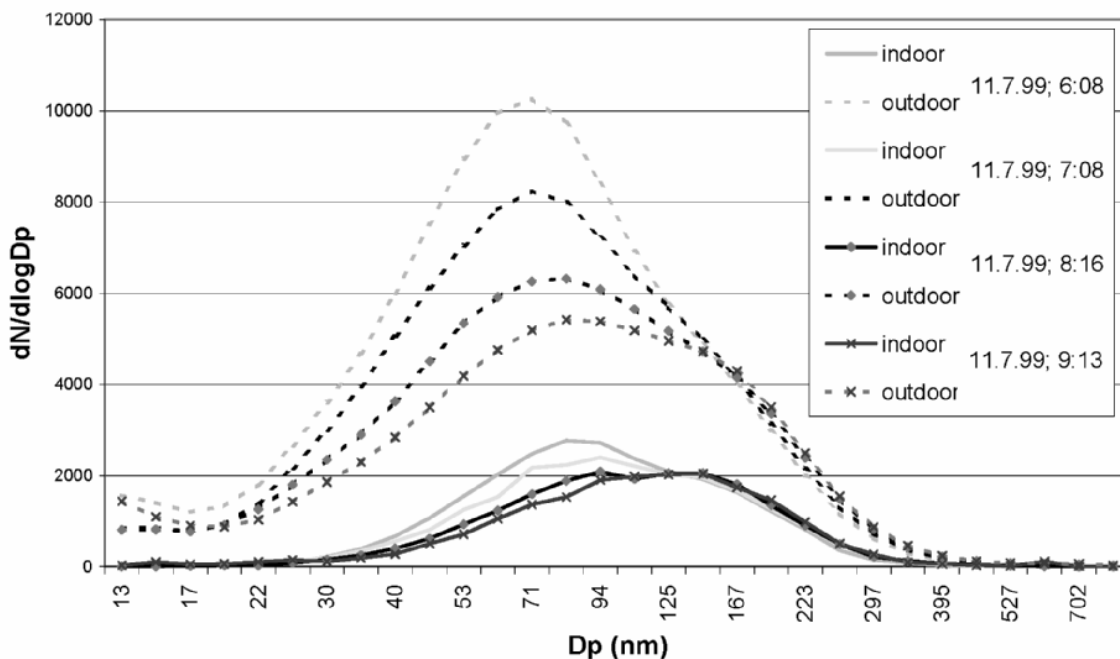


Abb. 18: Partikelverteilung im Innenraum und in der Außenluft (Beispiele von parallelen Messungen Innen und Außen) (Franck et al. 2003)

Figure 18: Indoor and outdoor size distributions of particles (example of paired outdoor and indoor measurements) (Franck et al. 2003)

9 Toxikologische Aspekte von Feinstäuben in der Innenraumluft

In einer Vielzahl von Tierexperimenten und In-vitro-Untersuchungen wurde versucht, den Wirkungsmechanismus von Feinstaubpartikeln aufzuklären, der (auch auf Grund seiner Komplexität) noch nicht vollständig verstanden wird. Es ließ sich insbesondere zeigen, dass Partikel im Bereich der Atemwege zu einer vermehrten Freisetzung von Chemokinen / Cytokinen führen. Diese niedermolekularen Signalproteine induzieren den Einstrom von neutrophilen Leukozyten aus dem Blutstrom in das Bronchiallumen und üben eine proinflammatorische Wirkung aus. Darüber hinaus wird durch die Interaktion der Partikel mit der Zellwand von Makrophagen und nach ihrer Phagozytose bzw. Endozytose die Bildung von Eicosanoiden und reaktiven Sauerstoffspezies (ROS) und Stickstoffspezies angeregt. Die vermehrte Bildung von ROS führt, durch Reaktionen mit kritischen Zellbestandteilen (z.B. DNA, Zellmembranen), zu strukturellen und funktionalen Veränderungen insbesondere im Bereich der alveolären Epithelzellen und zur Apoptosis von Alveolarmakrophagen.

Hinsichtlich der Zuordnung von Wirkungen zu verschiedenen Feinstaubfraktionen und Staubinhaltsstoffen bestehen noch deutliche Wissenslücken. Mit den bisher üblichen Messmethoden für PM₁₀ bzw. PM_{2,5} wird lediglich die Partikelmasse erfasst; über die Größenverteilung, die Oberflächenstruktur und -eigenschaften, die chemische und biologische Zusammensetzung der Partikel, die für die toxische Wirkung von wesentlicher Bedeutung sein dürften, geben diese Messungen hingegen keine Informationen. So weisen einige Untersuchungen darauf hin, dass die Art der Quelle und atmosphärische Transformationsprozesse nicht nur die Zusammensetzung (EC-Anteil, Gehalt an organischen Substanzen etc.), sondern auch wesentlich die Wirkung sowohl in In-vitro-Versuchen als auch im Tierexperiment beeinflusst (DeMarini et al. 2003, Singh et al. 2004, Becker et al. 2005, Jalava et al. 2007, Happo et al. 2007, Pérez et al. 2007). Auch epidemiologische Untersuchungen, bei denen jedoch nur Expositionsdaten aus der Außenluft herangezogen wurden, gestatten den Schluss, dass feine Partikel (< 2,5 µm D_a) sich hinsichtlich Mortalität und Herz-Kreislauf- oder Atemwegserkrankungen als risikoreicher erwiesen haben als die gröberen Partikel.

Daten zur Toxizität von Feinstäuben liegen derzeit fast ausschließlich zu Reinsubstanzen bzw. zu typischen Außenluftpartikeln vor.

Lediglich in einer In-vitro-Studie in Boston wurde an 14 gepaarten Innen- und Außenluftproben ($PM_{2.5}$) die Bioaktivität an Alveolarmakrophagen näher untersucht (Long et al. 2001a). Auch nach Adjustierung auf die Endotoxingehalte der jeweiligen Proben zeigten Innenraumstäube eine stärkere proinflammatorische Wirkung (TNF Produktion) als vergleichbare Außenluftstäube. In einer anderen Studie von Monn & Becker (1999) wurde die Cytotoxizität und das proinflammatorische Potential der wasserlöslichen Komponenten von "fine" and "coarse particles" auf Blutmonozyten untersucht. Toxizität und Cytokinproduktion zeigten sich abhängig von der $PM_{10-2.5}$ -Partikelfraktion aus der Außenluft, nicht aber von der $PM_{2.5}$ -Fraktion und von Innenraumluftstäuben. Allerdings merken die Autoren kritisch an, dass eine Beeinflussung der Ergebnisse durch gram-negative Bakterien bzw. Endotoxin nicht ausgeschlossen werden kann. In einer schwedischen Studie wurde vergleichend das Potential oxidativen Stress auf Lungenzellen auszuüben von Feinstaub aus einem U-Bahnhof und einer nahen stark befahrenen Straße betrachtet (Karlsson et al. 2005). Die oxidative und genotoxische Potenz von Stäuben aus der U-Bahn war um den Faktor 4 bzw. 8 höher. Das oxidative Potential scheint dabei sehr stark von den hohen Eisengehalten (insbesondere Fe_3O_4) im U-Bahn Staub abhängig zu sein.

Wenn das Gleichgewicht zwischen Partikelaufnahme und Elimination (Clearance) über längere Zeit durch eine erhöhte Aufnahme von Partikeln gestört ist, kann es zum sog. Overload-Phänomen kommen. Hierunter versteht man, dass die Clearance des alveolär deponierten Staubs ab einer bestimmten Beladung der Makrophagen mit Partikeln abnimmt und bei einer Überladung ganz zum Erliegen kommt. Dies hat zur Folge, dass die beschriebenen Entzündungsprozesse intensiver ablaufen. Bei Säugetieren (z. B. Ratte) konnten auf diese Weise Tumor bildende Prozesse in Gang gesetzt werden. Auch wenn derartige Prozesse beim Menschen bisher nicht hinreichend belegt sind, ist angesichts der tierexperimentellen Ergebnisse anzunehmen, dass ähnliche Mechanismen auch beim Menschen grundsätzlich möglich sind.

Kado et al. (1994) konnten zeigen, dass die mutagene Aktivität, bestimmt mit dem Salmonella microsuspension assay, von Außenluftproben und Innenraumluftproben aus Nichtraucher-Wohnungen vergleichbar ist.

Bei der Untersuchung des Schulpersonals in 12 schwedischen Schulen ($n=234$) in den Jahren 1993-1995 wurde der inflammatorische Effekt von verschiedenen chemischen und biologischen Innenraumluftverunreinigungen auf die Nasenschleimhaut beobachtet (Norbäck et al. 2000). Für die in je zwei Klassenräumen pro Schule kontinuierlich gemessenen Fein-

staubgehalte (alveoläre Fraktion) ließen sich keine signifikanten Beziehungen zu den in der nasalen Lavage gewonnen Entzündungsparametern finden (im Gegensatz zu Formaldehyd und NO₂). Hingegen zeigten sich die Ergebnisse der rhinometrischen Messungen abhängig vom Feinstaubgehalt, der sich in den Klassenräumen allerdings nur zwischen 12 und 32 µg/m³ bewegte. Die gleiche Arbeitsgruppe beschreibt jedoch eine deutliche Verringerung der Entzündungsparameter von Personen in solchen Klassenräumen mit einem ausreichenden Luftaustausch, geringen sedimentierten Staubgehalten und guter Reinigung der Räume (Walinder et al. 1998).

In einer amerikanischen Studie (3 Schulen, 7 Klassenräume) wurden als Marker einer bakteriellen Belastung des Staubs die Muraminsäure (Muc) und Lipopolysaccharide (LPS) bestimmt (Fox et al. 2005). Sowohl die Feinstaubgehalte (zwischen 33 und 58 µg/m³) als auch die Muc- und LPS-Gehalte waren in den besetzten Klassenräumen höher als in der Außenluft, allerdings zeigten sich erhebliche Unterschiede zwischen den Schulen.

In einem Versuch wurden 10 Personen (Nichtraucher) in einem Testraum über 3 Stunden gegenüber „reiner“ Luft (41 µg/m³) bzw. Bürostaub (33 bis 462 µg/m³) exponiert (Pan et al. 2000). Der Staub wird als Gesamtstaub angegeben und nicht näher charakterisiert. Die schlechtere Innenraumluftqualität war signifikant mit verschiedenen Fragebogenitems zur Befindlichkeit (trockene Augen und Nasen, Irritationen von Haut und Nase) verknüpft und als akuter Effekt zeigte sich ein Einfluss auf die wahrgenommene Geruchsintensität. In einer weiteren Klimakammerstudie über 3 Stunden wurden 6 erwachsene Frauen und Männer mit einer definierten Atopie 75 µg TSP/m³, 0,3 ppm Ozon oder einer Mischung aus TSP und Ozon in diesen Konzentrationen ausgesetzt. Die Mischung führt bei den Probanden im Vergleich zur Exposition gegenüber TSP oder Ozon allein zu einer signifikanten Erhöhung der Zahl der Eosinophilen in der Nasallavage und zu einem signifikanten Absinken des PEF (peak expiratory flow) (Mølhave et al. 2005).

10 Epidemiologische Aspekte von Feinstäuben in der Innenraumluft

Ergebnisse von epidemiologischen Studien zu den gesundheitlichen Folgen von Feinstaubbelastung wurden oft dahingehend kritisch hinterfragt, dass sie sich auf Feinstaubkonzentrationen in der Außenluft beziehen und diese nicht unbedingt die tatsächliche Exposition gegenüber Feinstaub wiedergeben, da sich Menschen den Großteil der Zeit in Innenräumen aufhalten. Typische Quellen für Feinstaub in der Außenluft sind der Straßenverkehr und Industrieprozesse, während in Wohnräumen insbesondere Zigarettenrauch, andere Verbrennungsprozesse (z.B. beim Kochen und Heizen) sowie Aufwirbelungen von sedimentiertem Hausstaub eine Rolle spielen können. Bei Feinstaub handelt es sich um eine komplexe Mischung aus verschiedenen Komponenten mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften. Verschiedene Eigenschaften können relevant für unterschiedliche gesundheitliche Wirkungen sein.

Primär wird Feinstaub anhand der Größe der Partikel charakterisiert. Daraus resultieren die Bezeichnungen PM_{10} , $PM_{2,5}$ etc. sowie die Einteilung in eine grobe Fraktion (coarse fraction, PM_{10} - $PM_{2,5}$), eine feine Fraktion ($PM_{2,5}$) und eine ultrafeine Fraktion ($PM_{0,1}$). In Abhängigkeit von der Größe können Partikel unterschiedlich weit in den Atemtrakt gelangen. Es wird daher angenommen, dass feinere Partikel stärkere Gesundheitseffekte hervorrufen als gröbere. Untersuchungen weisen jedoch auch darauf hin, dass die Zusammensetzung der Stäube für die gesundheitliche Wirkung von Bedeutung ist (Laden et al. 2000; Schwarze et al. 2006, Ostro et al. 2007).

Die Partikel in der groben Feinstaubfraktion (PM_{10} - $PM_{2,5}$) entstehen weitgehend mechanisch durch den Zerfall größerer fester Partikel. In städtischer Umgebung beinhaltet diese Fraktion typischerweise aufgewirbelten Staub von Straßen und von industriellen Prozessen, sowie biologisches Material wie Pollen und Bakterienfragmente. Sie enthält ebenfalls vom Wind getragenes Erdkrustenmaterial aus landwirtschaftlichen Prozessen, unbedecktem Boden, Schotterstraßen und Bergbauaktivitäten.

Die Partikel aus der feinen Fraktion ($PM_{2,5}$) entstehen primär aus Gasen oder durch Verbrennungsprozesse. Sie setzt sich typischerweise zusammen aus Nitraten, Sulfaten, Ammonium, schwarzem (elementarem) Kohlenstoff, einer großen Anzahl organischer Verbindungen und Spurenelementen.

Experimentelle Studien weisen darauf hin, dass feinere Partikel zwar stärkere Effekte auslösen, die Zusammensetzung der Stäube aber eine größere Bedeutung für die Wirkung hat.

So scheinen Metalle, die generell vermehrt in der gröberen Feinstaubfraktion auftreten, eine wichtige Rolle bei der Entzündungsreaktion in der Lunge, den kardiovaskulären Effekten und auch bei allergischen Reaktionen zu spielen. Einige Studien haben weiterhin gezeigt, dass die stärkere Wirkung der gröberen Fraktion auf Zytokine und Chemokine auf den höheren Gehalt an Endotoxinen zurückzuführen ist. Sulfate wurden lange Zeit als schädliche Komponente des Feinstaubes eingestuft. Epidemiologische und toxikologische Evidenz weisen jedoch nicht darauf hin, dass Sulfate bei üblichen Außenluftkonzentrationen mit Gesundheitsrisiken verbunden sind (Reiss et al. 2007). Sulfate könnten vielmehr einen Marker für andere Inhaltstoffe des Feinstaubes, insbesondere des Verkehrs- und Industrieversuchten Staubes, darstellen. Feinstaub aus natürlicher, geologischer Quelle scheint mit der Entwicklung von Asthma verbunden zu sein (Chimonas und Gessner 2007). Die Rolle der löslichen organischen Komponenten ist noch ungeklärt.

In verschiedenen Studien wurde versucht, mit Hilfe von Faktorenanalyse den Beitrag verschiedener Quellen zu der Gesamt-Feinstaub-Konzentration in der Außenluft zu bestimmen. Diese Faktoren können dann in üblicher Weise in Regressionsmodellen nach ihrem Zusammenhang mit Gesundheitseffekten untersucht werden.

In 6 Gebieten der USA wurde für die Jahre 1979-88 die Zusammensetzung des Feinstaubes in der Außenluft bestimmt und 3 Hauptquellen identifiziert: Boden- und Erdkrustenmaterial, Fahrzeugmotorenabgase und Kohleverbrennung (Laden et al. 2000). Bei Analyse von Register-basierten Sterblichkeitsdaten zeigte sich, dass ein Anstieg in der Sterblichkeit besonders mit Feinstaub aus Fahrzeugmotoren (3,4 % je $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und auch mit Feinstaub aus Kohleverbrennung (1,1 % je $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), nicht jedoch mit Feinstaub aus Erdkrustenmaterial verbunden war. Die Partikel aus Fahrzeugabgasen waren insbesondere mit Sterbefällen an ischämischen Herzerkrankungen verbunden, während Partikel aus der Kohleverbrennung vornehmlich mit Sterblichkeit aufgrund von respiratorischen Symptomen assoziiert waren. Dies könnte auf unterschiedliche Mechanismen der Wirkung hinweisen.

Von 1995 bis 1997 sind in Phönix, Arizona Daten zur Gesamt- und kardiovaskulären Sterblichkeit erhoben worden (Mar et al. 2000). Parallel wurde am Monitoring-Standort $\text{PM}_{2.5}$ gemessen und folgende Komponenten identifiziert: Feinstaub aus Abgasen und Straßenabrieb, Boden oder Vegetationsbrände. Die Konzentration an Feinstaub aus Autoabgasen und von Bränden war mit der kardiovaskulären Sterblichkeit verbunden, nicht jedoch mit der Gesamtsterblichkeit. Feinstäube aus Bodenpartikeln zeigten keinen Zusammenhang mit der Sterblichkeit.

Tsai et al. (2000) analysierten Sterblichkeitsdaten aus 3 Städten in New Jersey aus den Jahren 1981-83. Als Quellen des Feinstaubes wurde Ölverbrennung, Industrielle Quellen 1 bis 3, geologische, motorisierter Straßenverkehr und Sulfate identifiziert. Einen Zusammenhang mit der Gesamtmortalität ließ sich für Feinstaub aus Ölverbrennung, Industriell 2 und Sulfate beobachten. Bezüglich der Sterblichkeit aufgrund kardio-respirativer Erkrankungen zeigten sich Zusammenhänge mit dem Feinstaub aus der Ölverbrennung, dem Straßenverkehr, Industriell 1 und 3 und Sulfaten.

In 14 US-Städten wurden Daten zu Krankenhauseinweisungen aufgrund der Chronisch Obstruktiven Lungenerkrankung (COPD), kardiovaskulären Erkrankungen und Lungenentzündung erhoben (Janssen et al. 2002). Diese wurden mit dem Prozentsatz des PM_{10} , der aus bestimmten Quellen stammt, in Beziehung gesetzt: Straßenverkehr, Diesel, Kohleverbrennung, Ölverbrennung, Holzverbrennung, Metallverarbeitung, flüchtiger Staub. Diese Prozentsätze wurden anhand von Statistiken der EPA berechnet. Ziel war herauszufinden, ob die unterschiedliche örtliche Zusammensetzung des PM_{10} die Unterschiede in der Ursache-Wirkungsbeziehung (PM_{10} – Erkrankungsrate) zwischen den Städten erklären können. Hierbei wurde beobachtet, dass der Zusammenhang zwischen PM_{10} und Krankenhauseinweisungen aufgrund kardiovaskulärer Erkrankungen bei einem hohen Anteil an Verkehrs- und Verbrennungs-verursachtem Feinstaub besonders hoch lag. Dies zeigt, dass besonders diese Quellen des Feinstaubes für die Ursache-Wirkungs-Beziehung verantwortlich sind.

In einer prospektiven Studie in Helsinki, Finnland, wurde das Auftreten von Bewegungs-induzierter Ischämie unter älteren Menschen mit koronarer Herzerkrankung in Abhängigkeit von verschiedenen Feinstaubfraktionen bestimmt: Erdkrustenmaterial, Langstrecken-Transport, Ölverbrennung, Salz, Verkehr (Lanki et al. 2006). Auch hier wurde beobachtet, dass vor allem Feinstaub, der aus Verbrennungsprozessen stammt, insbesondere aus dem Straßenverkehr, eine negative Wirkung auf das kardiovaskuläre System ausübt.

Eine neue Untersuchung weist auf einen Einfluss des Straßenverkehrs-bezogenen $PM_{2.5}$ auf das Geburtsgewicht hin (Slama et al. 2007). Bei 1016 Neugeborenen in München, die ein mindest-Geburtsgewicht von 2500 g aufwiesen, wurde die Außenluft- $PM_{2.5}$ Konzentration am Wohnort der Mutter während der Schwangerschaft geschätzt; sie lag im Durchschnitt bei $14.4 \mu\text{g} / \text{m}^3$. Das Risiko eines Geburtsgewichtes von kleiner 3.000 g vergrößerte sich in dem adjustierten Modell um 13 % je Anstieg der $PM_{2.5}$ -Konzentration um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ein ähnlicher Zusammenhang war zuvor bereits in anderen Studien gezeigt worden. Ebenso zeigte sich in einer neuen Untersuchung, dass Straßenverkehrs-bedingtes $PM_{2.5}$ das Risiko einer ärztlich

diagnostizierten Mittelohrentzündung bei Kleinkindern bis zum Alter von 2 Jahren erhöht (Brauer et al. 2006).

Insgesamt kann auf Basis der bisherigen Studienergebnisse vermutet werden, dass insbesondere Feinstaub, der aus Verbrennungsprozessen stammt (inklusive Straßenverkehr) gesundheitsschädigende Wirkung hat. Endgültige Aussagen über die gesundheitsrelevanten Komponenten des Feinstaubes sind jedoch noch nicht möglich. Die Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass unterschiedliche Komponenten mit unterschiedlichen Risiken einhergehen und somit Feinstaub im Innenraum, der möglicherweise anders zusammengesetzt ist und aus anderen Quellen stammt, eine andere Wirkung auf die menschliche Gesundheit haben kann als Feinstaub in der Außenluft.

In einigen Studien wurde daraufhin die Innenraumbelastung mit Feinstaub gemessen und diese in Beziehung zu Gesundheitseffekten gesetzt. In einer kleinen Untersuchung in Seattle, die 27 gesunde Erwachsene, 34 Erwachsene mit respiratorischer und 27 Personen mit kardialer Vorerkrankung einschloss, lagen die Innenraumkonzentrationen (es handelte sich durchgehend um Nichtraucher-Wohnungen, 7,4 - 9,5 $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$, 12,6 - 16,2 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$) unterhalb der Außenluftwerte. Es wurden nur wenige signifikante Effekte der Innenraum-, Außenluft und personellen Exposition zu $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} auf den Blutdruck oder die Herzfrequenz beobachtet (Mar et al. 2005). Eine weitere kleine Untersuchung umfasste 19 Kinder mit Asthma, bei denen jeweils im Frühjahr und Herbst über 2 Wochen die Feinstaubbelastung im Innenraum und in der Außenluft sowie über personenbezogene Messgeräte erfasst wurde (Delfino et al. 2004). Hier lagen die Belastungen in der Innenraumluft bei 12,1 $\mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$ bzw. 30,3 $\text{PM}_{10}/\text{m}^3$. Personendosimetrische Messungen zeigten tagsüber höhere Werte (durchschnittlich 55,7 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$) als nachts (durchschnittlich 22,3 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$). Es zeigte sich ein Zusammenhang der Lungenfunktion mit der personenbezogenen Belastung und auch, wenn auch schwächer, mit den Innenraum- und Außenluft-Werten.

In einer Studie wurde bei gesunden 1.237 Kindern im Sommer und Winter Innenraumkonzentrationen von $\text{PM}_{2,5}$ gemessen (Neas 1994). Hier zeigte sich, dass das von Eltern berichtete Auftreten an Symptomen der unteren Atemwege mit steigender $\text{PM}_{2,5}$ -Innenraumkonzentration anstieg, dieser Anstieg erreichte jedoch nicht statistische Signifikanz. Weiterhin gab es keinen Zusammenhang zwischen der $\text{PM}_{2,5}$ -Innenraumkonzentration und der im Rahmen der Studie gemessenen Lungenfunktion der Kinder. In dieser Studie war die $\text{PM}_{2,5}$ -Innenraumkonzentration deutlich beeinflusst durch das Rauchverhalten der Er-

wachsenen in der Wohnung: in Raucherwohnungen lagen sie bei durchschnittlich 48,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in Nichtraucherwohnungen bei durchschnittlich 17,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In Italien wurden Querschnittserhebungen unter Personen aus der Po-Ebene und in Pisa durchgeführt (Simoni et al. 2004). Hierbei wurde in 421 Häusern $\text{PM}_{2,5}$ im Innenraum im Sommer und Winter für jeweils eine Woche gemessen. Parallel wurden Haus-Charakteristika mittels Interview und individuelle Angaben mittels Fragebogen erfasst. Die Lungenfunktion wurde mittels peak expiratory flow viermal täglich gemessen. Der Zusammenhang zwischen Innenraum-Exposition und Gesundheit wurde nur im Winter analysiert ($n = 1.090$, 49 % Männer). Zu diesem Zeitpunkt nimmt man an, dass aufgrund des geringeren Luftaustausches die Innenraumluft primär durch Innenraum-Quellen beeinflusst wird. Dies mag insbesondere dann der Fall sein, wenn die Fenster sehr dicht sind, wie es in städtischen Gebieten eher der Fall ist.

Die $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration war insbesondere durch das Rauchverhalten der Bewohner und durch das Lüftungsverhalten beeinflusst, dazu kam in Pisa die Dichtigkeit der Fenster und die Verwendung von Gasfeuerung. Obwohl die Außenkonzentrationen an $\text{PM}_{2,5}$ in der städtischen Region höher lag, lagen die Innenwerte in der ländlichen Region höher (im Winter bei durchschnittlich 76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf dem Land und 67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Stadt).

Eine erhöhte $\text{PM}_{2,5}$ -Innenraumkonzentration war in dieser Studie mit einem erhöhten Risiko für akute respiratorische Erkrankungen und bronchitischen oder asthmatischen Symptomen verbunden.

Neben der Untersuchung der Wirkung von Feinstäuben gemessen im Innenraum und in der Außenluft ist es weiterhin interessant, die Gesamtbelastung in Komponenten aufzuteilen, die durch Außenluftquellen und solche, die durch Innenraumquellen hervorgerufen werden. Die Bestimmung dieser Komponenten ermöglicht dann eine Abschätzung, inwieweit Außenluftquellen oder Innenraumquellen für Gesundheitseffekt verantwortlich sind.

In einer Untersuchung von Ebel et al. (2005) wurde bei 16 Patienten mit COPD die Belastung mit $\text{PM}_{2,5}$ und das Auftreten von respiratorischen und kardiovaskulären Symptomen erhoben. Auf Basis von Aktivitätsprotokollen und der Sulfatkonzentration wurde der Außenluft- und Innenluft-Beitrag zur PM-Belastung bestimmt. Hierbei wurde wie folgt konzeptionell vorgegangen:

Die Gesamtexposition E eines Menschen ist abhängig von der Konzentration in der Außenluft (C_0), der Zeit, die sich die Person im Freien aufhält (T_0), der Konzentration in Innenräumen C_1 und der Aufenthaltszeit in Innenräumen T_1 .

$$E = C_o \cdot T_o + C_i \cdot T_i$$

Während davon ausgegangen wird, dass die Außenluftkonzentration ausschließlich durch Quellen in der Außenluft bestimmt wird, ist die Innenraumkonzentration bestimmt durch Feinstäube aus der Außenluft, die nach der Infiltrationsrate R in den Innenraum einströmen, und der Feinstäube, die aus Innenraumquellen selbst stammen.

Der Beitrag der Gesamtexposition E , der auf Außenluftquellen zurückzuführen ist (E_{OS}), beträgt somit

$$E_{OS} = C_o \cdot T_o + C_o \cdot R \cdot T_i,$$

während der Beitrag durch Innenraumquellen (E_{IS}), durch

$$E_{IS} = (C_i - C_o \cdot R) \cdot T_i$$

berechnet werden kann.

Wenn die Gesundheitsschädigung durch Außenluftquellen beurteilt werden soll, eignet sich die Außenluftkonzentration nur dann, wenn sie eng mit dem Außenluft-Beitrag E_{OS} korreliert. Um diese Annahme zu verifizieren, ist eine Identifikation der verschiedenen Komponenten der Feinstaubbelastung notwendig. Hierfür werden Indikatorelemente eingesetzt, für die keine bzw. keine relevante Innenraumquelle bekannt ist, wie z.B. das Sulfat. Bisher liegen nur wenige kleine epidemiologische Studien vor, in denen eine separate Bestimmung des Außenluft- und Innenraumbeitrags von Feinstaub durchgeführt wurde und diese mit gesundheitlichen Parametern verglichen wurden.

In der Untersuchung von Ebel et al. (2005) stellte sich heraus, dass die Gesamtexposition gegenüber $PM_{2,5}$ vor allem von der Exposition durch Innenraumquellen abhängig ist. Die Gesamtexposition wie die Exposition durch Innenraumquellen war nicht mit einem der untersuchten gesundheitlichen Parameter verbunden. Es wurden jedoch signifikante Zusammenhänge zwischen der Exposition durch den Außenluft-Beitrag des $PM_{2,5}$ und gesundheitlichen Effekten (Erhöhung des systolischen Blutdrucks, Verschlechterung der Lungenfunktion und Arrhythmien) beobachtet. Die Zusammenhänge waren nicht so deutlich, wenn statt der Exposition durch den Außenluft-Beitrag die Außenluftkonzentration herangezogen wurde.

In einer Untersuchung aus den USA wurde mit speziellen Modellrechnungen aus Ergebnissen von Messungen der Außenluft, des Innenraums und personenbezogener Messungen der Außenluft- und Innenraumbeitrags zur $PM_{2,5}$ Exposition bestimmt (Koenig et al. 2005). Bei 19 Kindern mit Asthma wurde parallel zur Bestimmung der Feinstaubbelastung die Lungenfunktion bestimmt, Symptome und Medikamenteneinnahme erhoben und Stickoxid in der

Ausatemluft als Marker für Atemwegsinfektionen gemessen. Der Innenraumbeitrag der Exposition war nicht mit der Stickoxidkonzentration verbunden, eine Erhöhung des Außenluftbeitrags war jedoch zumindest unter den Kindern, die keine Medikamente nahmen, mit einer Erhöhung der Stickoxidkonzentration verbunden. Im Gegensatz dazu war der Innenraumbeitrag, aber nicht der Außenluftbeitrag, mit Änderungen der Lungenfunktion verbunden.

Trotz der umfassenderen Expositionserfassung in diesen Studien kann diese noch nicht als optimal angesehen werden, da die Innenraumkonzentration in der Regel nur in der Wohnung erfasst wird. Konzentrationen in anderen Innenräumen, in denen sich die Kinder lange aufhalten, wie z.B. Schulen, können deutlich anders ausfallen.

Während diese beiden kleinen Untersuchungen noch keine Schlüsse auf die tatsächlichen Gesundheitseffekte von Feinstäuben aus Außenluft- und Innenraumquellen zulassen, weisen sie doch darauf hin, dass Feinstäube aus diesen Quellen unterschiedliche Effekte haben können und somit eine separate Betrachtung von Feinstaubbelastung durch Außenluftquellen und durch Innenraumquellen sinnvoll ist.

11 Risikoabschätzung von Feinstäuben in der Innenraumluft

Der EU-Grenzwert für PM_{10} in der Außenluft basiert auf Risikoabschätzungen einer Exposition gegenüber einer, mehr oder weniger gut definierten, physikalischen und chemischen Zusammensetzung der Außenluft. Auch wenn Innenraumluft durch die Außenluft beeinflusst wird, zeigen sich doch deutliche Unterschiede in der physikalischen, chemischen und biologischen Zusammensetzung und zum zeitlichen Verlauf der einzelnen Konzentrationen. Ferner sind für den Innenraum zahlreiche Expositionsspitzen typisch. Eine direkte Übertragung des EU-Grenzwertes zur gesundheitlichen Bewertung der Feinstaubbelastung der Innenraumluft ist daher in keinem Fall möglich.

Soweit Dosis-Wirkungsbeziehungen vorliegen, beziehen sich diese auf Staubbelastungen am Arbeitsplatz und insbesondere für bestimmte Staubqualitäten wie z. B. Gießereistäube. Als Wirkungsgröße wurde dabei in der Regel die Abnahme des Atemstoßvolumens (FEV_1 – forciertes Expirationsvolumen in der ersten Sekunde) ermittelt, das einen relativ einfach messbaren, gut reproduzierbaren und klinisch relevanten Parameter für den Wirkungsendpunkt chronisch obstruktive Lungenerkrankungen darstellt. Als weitere Beurteilungsgröße wurde vielfach die Änderung der forcierten expiratorischen Vitalkapazität (FVC) bestimmt. Einschränkend ist bei der Bewertung dieser Studien anzumerken, dass neben den Partikeln auch bestimmte Eigenschaften des Staubes wie z. B. sein Quarzanteil die Wirkung beeinflusst haben. In der Gesamtschau der verfügbaren epidemiologischen Studien kam die Deutsche Forschungsgemeinschaft zu dem Schluss, dass eine Erhöhung der Grundprävalenz der chronischen bronchialen Reaktion um 5 % ab 4 – 6 mg einatembaren Staubs pro Kubikmeter zu erwarten ist. Für die alveolengängige Feinstaubfraktion (entspricht etwa PM_4) wurde eine 5%ige Zunahme der Grundprävalenz der chronischen bronchialen Reaktion bei 1,6 - 1,7 mg Feinstaub pro Kubikmeter abgeschätzt. Aus tierexperimentellen Clearance-Studien wurde zusätzlich abgeleitet, dass beim Menschen eine deutliche Einschränkung der Clearance-Funktion bei 1,2 mg pro Kubikmeter für alveolengängige Stäube mit einer Staubbichte von 1 g/cm^3 auftreten könnte. Als Maximale Arbeitsplatzkonzentration³ für eine Feinstaubfraktion mit einer Staubbichte von 1 bis 2 g/cm^3 wurde eine Konzentration von 1,5 mg pro Kubikmeter vorgeschlagen (DFG 1997). Für eine arbeitsplatztypische Staubbichte um $2,5 \text{ g/cm}^3$ hat der

³ Der MAK-Wert ist die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Aerosol in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger, in der Regel täglich 8-stündiger

Ausschuss für Gefahrstoffe einen gesundheitsbasierten Luftgrenzwert für alveolengängigen Feinstaub von 3 mg/m^3 abgeleitet (AGS 2001). Eine Staumdichte von 1 g/cm^3 ist typisch für Kunststoffstäube, Metallstäube weisen eine Staumdichte über 5 g/cm^3 auf (DFG 1997).

Insgesamt sollte die Bewertung von Feinstaub auf eine wesentlich breitere Grundlage gestellt werden. Dabei muss auch die Tatsache berücksichtigt werden, dass sich die Menschen hierzulande über 80 – 90 % ihrer Zeit in Innenräumen aufhalten. Auch aus anderen umfangreichen Untersuchungen zur Innenraumluftqualität ist bekannt, dass sich ihre Zusammensetzung und Qualität wesentlich von der der Außenluft unterscheiden kann. Innenraum-Feinstäube haben andere Quellen als Feinstäube in der Außenluft und führen somit zu gänzlich anderen Belastungen. Ohne die Kenntnis der quantitativen und qualitativen Feinstaubbelastung im Innenraum sind mögliche Zusammenhänge zwischen der Feinstaubbelastung innen und außen nicht interpretierbar; die alleinige Betrachtung von Staubbelastungen der Außenluft ist hinsichtlich einer möglichen Gesundheitsschädigung nicht befriedigend.

Angesichts der nur begrenzt zur Verfügung stehenden Daten zur Exposition gegenüber Feinstäuben in Innenräumen, insbesondere zur chemischen Zusammensetzung des Feinstaubes und zu Dosis-Wirkungsbeziehungen, lässt sich derzeit keine fundierte Risikobewertung von Feinstaub in der Innenraumluft vornehmen.

Exposition, jedoch bei Einhaltung einer durchschnittlichen Wochenarbeitszeit von 40 Stunden im Allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belastigt.

12 Offene Fragen / Forschungsbedarf

Die Ergebnisse einer Vielzahl von Studien legen nahe, dass unterschiedliche Partikelfraktionen von Verkehrs- und anderen anthropogenen Emissionen, aber auch natürliche Feinstaubbelastungen an der Belastung der Luft beteiligt sind und zu einer Beeinträchtigung der Gesundheit führen können. Technische Verbesserungen wie z.B. der Einbau von Filteranlagen oder die Nutzung feinstaubärmerer Technologien, besonders bei der Wärmergewinnung (z.B. Hausbrand) und teilweise im Verkehrswesen, haben zu einer generellen Reduktion der Emissionen geführt. Diese Verminderung bezieht sich jedoch in den letzten Jahren hauptsächlich auf den Massenanteil der Emissionen.

Folgende offene Fragen bzw. erforderlicher Forschungsbedarf lässt sich zusammenfassend darstellen:

- Bei der Vielzahl der eingesetzten Messmethoden müssen in der Zukunft verstärkt qualitätssichernde Maßnahmen ergriffen werden. In diesem Zusammenhang ergibt sich z.B. ein erheblicher Bedarf an Methodvalidierungen. Einer Anregung der LAUG folgend hat sich mittlerweile eine VDI/DIN-Arbeitsgruppe (AG 4/4/01) „Planung von Innenraumluftmessungen“ konstituiert, die sich am 12. Juli 2007 zum ersten Mal getroffen hat.
- Die üblichen Verfahren zur Bestimmung von Feinstäuben (PM_{10} , $PM_{2,5}$) ermitteln die Feinstaubkonzentration aufgrund der Abscheidungscharakteristik einer definierten Partikelfraktion in einem Sammelkopf. Die biologische, chemische und physikalische Zusammensetzung der Partikel, ihre Größe, Oberfläche, Form, Anzahl usw. werden dabei nicht berücksichtigt. Hier sind dringend Studien notwendig, die zu einem besseren Verständnis der Art und Zusammensetzung der Innenraumluftstäube aus unterschiedlichen Einrichtungen im Vergleich zur Außenluft liefern. Aus diesen Informationen sollte insbesondere versucht werden gezielte Quellenzuordnungen zu treffen.
- Zusätzliche Belastungen durch chemische Schadstoffe wie z.B. Stickoxide, Schwefeldioxid, Ozon, flüchtige organische Verbindungen und andere bedeutsame Einflussfaktoren, wie

Klima oder Umgebungslärm, werden in der gesundheitlichen Bewertung in der Regel nicht ausreichend berücksichtigt. Darüber hinaus sollte die gegenseitige Beeinflussung dieser Faktoren in Innenräumen untersucht werden.

- Ein deutlicher Mangel besteht an epidemiologischen Kenntnissen zu solchen Gesundheitseffekten, die spezifisch durch die Innenraumluftbelastung mit Feinstäuben hervorgerufen werden. Aufgrund des hohen Aufwandes von epidemiologischen Untersuchungen, erscheint es in einem ersten Schritt erforderlich, die Machbarkeit derartiger Studien kritisch zu prüfen und nach sinnvoll einsetzbaren Effektmarkern zu suchen.
- Auch über die toxikologische Relevanz von Feinstäuben aus unterschiedlichen Innenräumen bzw. verschiedenen Innenraumquellen gibt es kaum Erkenntnisse. Diese grundlegenden Daten sind für eine fundierte Risikoabschätzung aber unverzichtbar. Vor diesem Hintergrund sind vergleichende toxikologische Untersuchungen zur biologischen Aktivität von Innenraumluft- und Außenluftstäuben dringend erforderlich.
- Insgesamt sollte die Datenlage bezüglich der durch Innenräume bedingten gesundheitlichen Effekte besser untersucht werden. Hierzu ist es dringend erforderlich, bessere Parameter zu finden, die diese Effekte beschreiben können. Im Rahmen von Interventionsstudien sollten die Auswirkungen von Maßnahmen auf die gesundheitliche Situation der Raumnutzer in jedem Fall eingehend dokumentiert werden.
- Es ist erforderlich, durch geeignete Studie zu prüfen, inwieweit auch die Feinstaubsituation in Innenräumen (insbesondere in Schulen) durch technische Lüftungsmaßnahmen verbessert werden sollte. Dies könnte insgesamt zu einer verbesserten Raumluftqualität in diesen Einrichtungen führen, wobei andere Fragen (z.B. Wartungsaufwand, Hygieneprobleme) unbedingt bedacht werden sollten. Hiermit könnten zudem Aspekte der Energieeinsparung und mittelbar des Klimaschutzes befördert werden.

13 Vorläufige Empfehlungen

Aus den derzeit vorliegenden Ergebnissen werden einige vorläufige Empfehlungen deutlich:

1. Es wird angeregt, die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Landesgesundheitsbehörden um eine zeitnahe Bewertung der Feinstaubbelastung im Innenraum auf der Basis dieses Sachstandsberichtes zu bitten. Diese könnte mit dazu beitragen, dass Fehlinterpretationen und zu große Unterschiede in der konkreten Bewertung der Feinstaubgehalte in Innenräumen vermieden werden. Ferner wird angeregt, diese Bewertungsproblematik in die zuständigen europäischen bzw. internationalen Bewertungsgremien (insbesondere EU-SCHER und WHO) heranzutragen, auch um den deutschen Standpunkt in den künftigen Diskussionen in diesen Gremien zu betonen.
2. Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen dem Feinstaubgehalt in Innenräumen und der Lüftungssituation, näherungsweise angegeben z.B. durch den Kohlendioxidgehalt der Innenraumluft, auf. Eine verbesserte Lüftung führt, neben einer Vielzahl anderer positiver Auswirkungen auf die Luftqualität und das Befinden in Innenräumen, in der Regel auch zu einer deutlichen Verbesserung der Belastung mit Feinstäuben. Vor diesem Hintergrund sollten insbesondere in Gemeinschaftseinrichtungen verstärkt Maßnahmen ergriffen werden, die Lüftungsmaßnahmen zu verbessern.
3. Die höchsten Innenraumbelastungen mit Feinstäuben entstehen beim Rauchen. Um eine Passivrauchbelastung im privaten Bereich zu vermeiden sollte in allen Räumen, in denen sich Kinder und Jugendliche aufhalten, das Rauchen unterlassen werden. In diesem Zusammenhang sollten entsprechende Informationen deutlich auf die Risiken der Passivrauchbelastung hinweisen und nachhaltige Verhaltensänderungen gebahnt werden.
4. Die Empfehlung, nicht in Gegenwart von Kindern und Jugendlichen zu rauchen, gilt nicht nur für den privaten Bereich, sondern natürlich auch für den öffentlichen Bereich. Darüber hinaus ist zum Schutz der Kindergesundheit und zur Senkung der Feinstaubgehalte ein

Rauchverbot in Kindertagesstätten, Schulen, Gaststätten, Diskotheken, Veranstaltungsräumen, Verkehrsmittelnräumen und anderen öffentlich zugänglichen Innenräumen unverzichtbar. Die ausgesprochen hohen Feinstaubgehalte in Gaststätten und vergleichbaren Einrichtungen lassen aus gesundheitlicher Sicht ein umfassendes Rauchverbot zum Nichtraucherschutz dringend notwendig erscheinen.

14 Zusammenfassung

Veränderte Lebens- und Arbeitsgewohnheiten haben dazu geführt, dass wir uns in Industrieländern täglich zu über 90 Prozent in Innenräumen aufhalten. Dabei können diese Innenräume nicht nur von ihrer Struktur sehr verschieden sein, sondern in ihnen zeigt sich auch ein sehr unterschiedliches Nutzungsmuster. Grundsätzlich müssen z.B. Wohn-, Schlaf-, Kinder-, Freizeit- und Kellerräume in Wohnungen und Häusern, Arbeitsräume und Arbeitsplätze in Gebäuden, öffentliche Gebäude mit Publikumsverkehr wie Restaurants, Pubs und Bars, aber auch Gemeinschaftseinrichtungen wie Schulen und Kindergärten sowie Räume in Kraftfahrzeugen und anderen Verkehrsmitteln unterschieden werden. Vor diesem Hintergrund wird leicht verständlich, dass auch die Schadstoffbelastungen in Innenräumen und ihre gesundheitlichen Auswirkungen sehr differenziert bewertet werden müssen.

Aufgrund ihrer Komplexität müssen, auch bezogen auf die partikuläre Belastungssituation, in Innenräumen vielfältige Einflussfaktoren berücksichtigt werden. Die zeitlich und räumlich sehr variablen Belastungsmuster sind dabei z.B. abhängig von der Art und Stärke der Quellen und den Senken im Raum, der Art und Intensität der Aktivitäten der Nutzer, den Lüftungsbedingungen, den physiko-chemischen Umwandlungsprozessen und der Hintergrundbelastung, die direkt oder indirekt von der Außenluftqualität und hier wesentlich von der meteorologischen Lage bestimmt wird. Darüber hinaus spielen die baulichen Bedingungen des Gebäudes (z.B. Dichtigkeit der Hülle) und der Räume selbst eine wichtige Rolle.

Wohninnenräume

In der wissenschaftlichen Literatur ist eine Vielzahl von Messungen zur Partikelmassen in der Innenraumluft beschrieben. Zu beachten ist dabei jedoch, dass die Ergebnisse in sehr unterschiedlichen Probenahmeorten und mit verschiedenen Probenahme- und Messmethoden ermittelt wurden, die einen Vergleich nur eingeschränkt möglich machen.

In verschiedenen Studien konnte aber eindeutig gezeigt werden, dass das Rauchen der wichtigste Einflussfaktor auf die PM-Gehalte in Innenräumen ist und in etwas geringerem Maße auch häusliche Aktivitäten wie z.B. Staubsaugen und Kochen oder das Abbrennen von Räucherstäbchen die Feinstaubkonzentrationen erhöhen können. In Nichtraucherinnenräumen bewegten sich in Europa die PM_{2,5}-Gehalte im Median in den neueren Studien zwischen ca.

10 und 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM_{10} : ca. 20 – 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Im Vergleich mit den korrespondierenden Außenluftgehalten ergibt sich insgesamt ein vergleichbares oder gelegentlich tendenziell erhöhtes Konzentrationsniveau. Demgegenüber zeigen Innenräume in denen geraucht wird mit medianen Gehalten von 20 bis 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$) deutlich höhere Gehalte. Auch diverse Studien aus den USA bzw. Asien und Australien kommen zu vergleichbaren Ergebnissen.

Messungen der Partikelanzahlkonzentrationen (PNC) in Wohnräumen liegen derzeit nur begrenzt vor. Im Wesentlichen werden, bei der Abwesenheit spezifischer Innenraumquellen, Konzentrationen wie in der Außenluft beobachtet. Bei Verbrennungsprozessen in Innenräumen, wie z.B. dem Rauchen, Kochen, Backen, Frittieren und dem Abbrennen von Kerzen und Öllampen muss hingegen mit kurzfristigen Spitzenkonzentrationen gerechnet werden.

Gemeinschaftsräume in Schulen und vergleichbaren Einrichtungen

Im Rahmen der kontinuierlich gemessenen Partikelmassenkonzentrationen in Schulen und vergleichbaren Einrichtungen fällt auf, dass die Gehalte erheblichen Schwankungen unterliegen. Erste Untersuchungen weisen darauf hin, dass unterschiedliche Quellen und Einflüsse von Bedeutung sind. Einflussfaktoren sind z.B. das Lüftungs- und Reinigungsverhalten. Wesentlich für die Partikelbelastung in den Klassenräumen scheinen zudem Aufwirbelungsphänomene durch die Aktivitäten der Raumnutzer selbst zu sein.

Auffällig ist der ausgeprägte Unterschied der Feinstaubbelastung zwischen dem Winter- und dem Sommerhalbjahr, mit deutlich niedrigeren Gehalten im Sommer. Hierfür scheint wesentlich das andere Lüftungsverhalten verantwortlich zu sein. Unterstützt wird diese Annahme indirekt durch den gefundenen Zusammenhang zwischen der PM_{10} -Konzentration und der Kohlendioxid-Konzentration in Klassenräumen.

Überraschenderweise stellt in Schulen auch die Jahrgangsstufe einen bedeutsamen Einflussfaktor auf die Feinstaubbelastung dar. Die höchsten Feinstaubbelastungen fanden sich in den Grundschulklassen, während in weiterführenden Schulen deutlich niedrigere Gehalte in den Klassenräumen vorlagen. Die Klassen unterschieden sich dabei nicht hinsichtlich Klassengröße oder Raumvolumen. Für diesen Effekt könnte einerseits die Tatsache sein, dass Grundschulklassen zunehmend „wohnlicher“, z.B. mit sog. Kuschecken, eingerichtet werden. Zudem sind Oberflächen vielfach mit Unterrichtsmaterialien voll gestellt. Es ist zu vermuten, dass Grundschulklassen deshalb weniger gut einer gründlichen Reinigung und damit Staubentfernung zugänglich sind als die Klassen der höheren Jahrgangsstufen. Darüber hinaus ist die physische Aktivität der Kinder in den Grundschulklassenräumen höher

(z.B. Spiele während des Unterrichts) was zur verstärkten Mobilisierung von Bodenpartikeln führt.

Bodenbeläge in Schulen werden auch aus hygienischen Gründen nach wie vor kontrovers diskutiert. In den bisher vorliegenden Studien ergeben sich widersprüchliche Ergebnisse, ob eine Abhängigkeit der Feinstaubgehalte in der Luft vom Bodenbelag besteht.

Büroräume

Die partikuläre Belastungssituation in Büroräumen ist bisher nur begrenzt untersucht worden. Zudem muss berücksichtigt werden, dass oft keine genauen Daten zum Rauchverhalten gegeben werden und insbesondere in den amerikanischen Untersuchungen überwiegend Räume mit technischen Lüftungsanlagen untersucht wurden. Hinsichtlich der Partikelmasse lässt sich vorläufig folgern, dass die Feinstaubgehalte in einer vergleichbaren Größenordnung liegen wie sie auch in Wohnräumen gefunden werden können. Aufgrund der eingeschränkten Datenlage ist eine vergleichende Betrachtung bezüglich der Partikelanzahl nicht möglich.

Einen Sonderfall stellt der Betrieb von Kopiergeräten und Laserdrucker in Büroarbeitsräumen dar, von dem bekannt ist, dass auch Partikelemissionen auftreten können. Umfangreichere Untersuchungen werden hierzu derzeit durchgeführt. Ergebnisse zur PNC liegen nur sehr begrenzt vor. Im Ergebnis belegen sie, dass es während des Druckbetriebs zu einer Erhöhung der Partikelanzahl (ca. um das Doppelte) kommt, die sich aber insgesamt in einem Bereich bewegt, der auch in der Außenluft beobachtet werden kann.

Gaststätten und vergleichbare Einrichtungen

In der Innenraumlufte von Restaurants, Bars, Pubs, Diskotheken und vergleichbaren öffentlichen Einrichtungen, in denen geraucht wird, lassen sich die höchsten Partikelmassengehalte und Partikelanzahlkonzentrationen von allen Innenräumen nachweisen. Mittlere Gehalte von einigen hundert $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sind in vielen Studien weltweit beschrieben. Darüber hinaus liegen mittlerweile eine ganze Anzahl an Studien vor, die nach der Einführung eines Rauchverbotes in diesen Einrichtungen einen drastischen Abfall der Feinstaubgehalte belegen.

Messungen der PNC liegen für diese Innenräume bisher kaum vor. Aus den veröffentlichten zwei Studie lässt sich vorsichtig folgern, dass die PNCs in Einrichtungen in denen geraucht wird im Median um ca. den Faktor 10 bis 30 höher liegt als in Nichtraucher-Einrichtungen.

Aus gesundheitlicher Sicht sind die vorgenannten Konzentrationsniveaus unakzeptabel. Vor dem Hintergrund der Belastungssituation mit Feinstäuben, dem Auftreten von anderen, z.T. kanzerogenen Substanzen, und den bekannten gesundheitlichen Auswirkungen einer Passivrauchbelastung, sind hier kurzfristig gezielte und konsequente Maßnahmen zum Nichtraucherschutz dringend notwendig.

Verkehrsmittelinnenräume

Insgesamt wird die Exposition in Innenräumen von Verkehrsmitteln durch vielfältige Faktoren, z.B. Lüftung, Fahrweise, Verkehrsdichte, Bebauung und Meteorologie, beeinflusst. Insgesamt scheinen Pkw-Insassen dabei einer höheren Belastung ausgesetzt zu sein als andere Verkehrsteilnehmer. Zu beachten sind ferner Klimaanlage und Filtersysteme, die in Abhängigkeit von der Güte und dem Abscheidungsgrad maßgeblichen Einfluss auf die Gehalte in diesen sehr spezifischen Innenräumen haben können.

Insgesamt wurden in den Untersuchungen mittlere $PM_{2,5}$ -Gehalte im Bereich von 20 bis 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beobachtet. Auch wenn bisher erst wenige Studien vorliegen, zeigen diese ein hohes Belastungsniveau bezüglich PNC in Autos und Bussen. Dies trifft insbesondere auf Fahrzeuge zu, die sich in städtischen, verkehrsreichen Gebieten bewegen.

Untersuchungen im Passagierbereich von U-Bahnzügen kommen zu dem Ergebnis, dass die Konzentrationen in diesen Transportmitteln die Gehalte in oberirdischen Verkehrsmitteln deutlich übersteigen können. Über die Quellen dieser Partikel ist kaum etwas bekannt. Möglicherweise sind die oft schlechten Lüftungsbedingungen, der Abrieb beim Fahren auf den Gleisen und Aufwirbelungen von sedimentiertem Staub von Bedeutung. Die wenigen Messungen zur Partikelanzahl zeigen keine außergewöhnliche Belastungssituation und deuten darauf hin, dass wahrscheinlich eher gröbere Partikel in diesem Innenraum vorliegen.

Schlussfolgerungen

Der EU-Grenzwert für PM_{10} in der Außenluft basiert auf Risikoabschätzungen einer Exposition gegenüber einer, mehr oder weniger gut definierten, physikalischen und chemischen Zusammensetzung der Außenluft. Auch wenn die Innenraumluft durch die Außenluft beeinflusst wird, zeigen sich doch deutliche Unterschiede in der physikalischen, chemischen und biologischen Zusammensetzung sowie im zeitlichen Verlauf der einzelnen Konzentrationen. Ferner sind für den Innenraum Expositionsspitzen typisch.

Ohne eine genauere Kenntnis der quantitativen und qualitativen Feinstaubbelastung in Innenräumen sind mögliche Zusammenhänge zwischen der Feinstaubbelastung im Innenraum und in der Außenluft nicht interpretierbar. Die alleinige Betrachtung der Exposition gegenüber Feinstaub in der Außenluft ist hinsichtlich möglicher Gesundheitseffekte nicht befriedigend. Sowohl aus ersten toxikologischen als auch epidemiologischen Untersuchungen lässt sich folgern, dass Feinstäube aus Außenluftquellen sowohl quantitativ als auch qualitativ andere gesundheitliche Wirkungen aufweisen als solche die im Innenraum generiert werden. Allerdings muss betont werden, dass die wissenschaftlichen Kenntnisse in diesem Bereich noch große Lücken aufweisen und Forschungsaktivitäten notwendig sind. Eine fundierte und abschließende Risikobewertung von Feinstäuben in der Innenraumluft ist vor diesem Hintergrund derzeit nicht möglich. Auch eine direkte Übertragung des PM_{10} -Grenzwertes der EU für die Außenluft auf Innenräume ist daher in keinem Fall möglich.

15 Short summary

Changing ways of living and working have resulted in us spending more than 90 percent indoors in industrialised countries. Those interior spaces can not only be very different in their structure, but they also show a very different use pattern. Principally, one has to distinguish between, living, children's, leisure and cellar rooms in flats and houses, offices and workplaces in buildings, public buildings open to the public, such as restaurants, pubs and bars, but also shared facilities, such as schools, kindergartens, as well as spaces in automobiles and other transports. In light of this, it is easily understandable that the pollution level in interior spaces and its effects on health have to be evaluated with a differentiated approach.

On the basis of its complexity, also with regards to particulate matter, manifold influence factors have to be taken into consideration. The varying pollution patterns with regards to time and location are, for example, dependent on the type and intensity of the sources and sinks in the room and the type and intensity of the activities of the user, the ventilation conditions, the physicochemical transformation processes and the background pollution, which is directly or indirectly determined by the quality of the outside air and substantially by the meteorological location. Furthermore, the structural specifications of the building, (e.g. thickness of the shell) and the rooms itself play an important role.

Residential interior spaces

In scientific literature numerous measurements of particle mass in indoor air are described. However, one has to keep in mind that the results have been determined in very different sample locations using different sampling and measuring methods, which only allows for limited comparison.

However, it was possible to clearly show that smoking was the most important influence factor on the PM levels in interior spaces and also to a small degree, domestic activities, such as hovering, cooking and the burning of incense sticks, which can increase the concentration of particulate matter. In non-smoking interior spaces, the median PM_{2,5}-Concentration in Europe lies, according to later studies, between approx. 10 and 35 µg/m³. In comparison with corresponding outdoor levels, there is a similar or higher concentration level. In contrast to this, interior spaces, in which smoking occurs, show significantly higher concentration levels

with a median concentration of 20 to 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{PM}_{2,5}$). Other studies from the US, Asia and Australia have revealed similar results.

Measurements of the particle number concentration (PNC) in residential accommodation are very limited. Basically, concentration levels similar to those in the outdoor air are observed with the absence of indoor sources. During the combustion process in interior spaces, such as smoking, cooking, baking, frying and the burning of candles and oil lamps, temporary peak concentration levels might occur.

Common rooms in schools and similar facilities

Within the scope of continuously measured particle mass concentration levels in schools and similar facilities, it can be noticed that the concentration levels are subject to considerable fluctuations. Early studies indicate that different sources and influences play a significant role. Influence factors are for example the ventilation and cleaning behaviour. The particle mass in the classrooms is substantially caused by the whirling up through physical activities by the room users.

Conspicuous is the pronounced difference of the particulate matter concentration between the winter and summer term, with obvious lower concentration levels in summer. The main reason seems to be a substantially different ventilation behaviour. Indirectly supporting this assumption is the correlation between the PM_{10} concentration and the carbon dioxide concentration in classrooms.

Surprisingly, the classes in schools also represent a significant influence factor to the particulate matter pollution. The highest levels of particulate matter was found in primary schools classes, whereas significantly lower values were found in classrooms of secondary schools. The classes were not different with regards to the size of the classroom or the volume. This effect might be caused by the fact that primary school classes are increasingly furnished more "cosily", e.g. with so-called comfort zones. Furthermore, surfaces are often crowded with lecture materials. It can be assumed, that because of this, primary school classes do not have such a good access to cleaning and dust removal compared to classes of higher grades. On top of that, the physical activities of children in primary school classrooms are higher (e.g. playing during classes), which lead to an increased mobilisation of floor particles.

Flooring in schools is still controversially discussed due to hygienic reasons. The previously existing studies show conflicting results regarding whether there is a connection between the concentration of particulate matter in air and the type of flooring.

Office spaces

The particle pollution situation in offices has only been investigated to a certain extent. Furthermore, it has to be taken into consideration, that usually inaccurate data regarding smoking behaviour is provided and mainly rooms with technical ventilation systems are investigated in e.g. American studies. Regarding the particle mass, it can be provisionally concluded that the particulate matter levels are at a scale comparable to what we can find in residential accommodations. Due to the limited data available, a comparative viewing on the particle number concentration is not possible.

The operation of photocopiers and laser printers in offices represent a special case, as it is known that particle emissions can occur. Initial comprehensive studies will be conducted at present. Findings regarding PNCs are very limited. In conclusion, they verify that during the printing operation, there is an increase in particle numbers (approx. double the amount), which is within a range comparable to the one being observed in the ambient air.

Restaurants and similar facilities

The highest level of particle mass and particle numbers of all interior spaces can be found in the indoor air of restaurants, bar, pubs, discotheques and similar public facilities, in which smoking occurs. Average levels of a few hundred $\mu\text{g}/\text{m}^3$ are mentioned in many studies worldwide. Furthermore, there are now a number of studies which supply evidence for a drastic decrease in particulate matter levels since the introduction of smoking bans in those facilities.

Measurements of PNC for those interior spaces hardly exist. The two published studies lead to the cautious conclusion that PNCs in facilities where smoking occurs are higher by a median factor of 10 to 30 times than in non-smoking facilities.

From a perspective of health, the previously mentioned concentration levels are not acceptable. In light of the pollution situation regarding particulate matter, the occurrence of other, partly cancerogenic, substances and the well known health effects of passive smoking, short-term measures for non-smoker protection, which are well-directed and systematic, are strongly necessary.

Interior of transportation means

Overall, the exposure in the interior of transportation means is influenced by many factors, such as ventilation, way of driving, traffic density, building density and meteorology. Overall it seems that automobile passengers are exposed to greater pollution than other road users. Attention has to be paid to air conditioners and filtering systems which, depending on the quality and precipitator efficiency, can have a substantial impact on the concentration levels in these very specific interior spaces.

Altogether, $PM_{2,5}$ levels in the range of 20 to 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ have been observed in several studies. Even though there are only few studies available, they do show a high pollution level regarding PNC in cars and buses. This applies especially to cars which are in urban, busy areas.

Investigations in the passenger compartments of underground trains showed that the concentration levels in those transportation means can significantly exceed those of above-ground transportations. Information about the sources on these particles is hardly available. Probably the often bad ventilation conditions, the abrasion while running on the tracks and the whirling up of settled dust are of importance. The few measurements on particle number concentrations do not show particular exposure situations and indicate that this interior space is dominated by larger particles.

Conclusion

The EU threshold level for PM_{10} in the ambient air is based on risk estimations of exposure regarding a more or less well defined physical and chemical composition of the ambient air. Even though the indoor air is influenced by the outdoor environment, there are still significant differences in the physical, chemical and biological composition such as the course of the individual concentrations over time. Furthermore, exposure peaks are typical for interior spaces.

Without more specific knowledge on the quantitative and qualitative particulate matter pollution in interior spaces, possible correlation between the particulate matter strain indoors and outdoors are not interpretable. The sole consideration of the exposure in view of particulate matter in the ambient air is not satisfying with regards to health issues. Both from toxicological and epidemiological research, it can be concluded that particulate matter from ambient air sources have different effects on health both in quantity and quality compared to those which

were generated indoors. However, it must be emphasised, that scientific knowledge in this area still shows great gaps and research activities are necessary. An established and concluding risk evaluation on particulate matter in indoor air is therefore currently not possible. Even a direct application of the PM₁₀ threshold levels of the EU for ambient air on indoor air is therefore impossible.

16 Literaturverzeichnis (Bericht und Anhang)

22. BImSchV. Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft - 22. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. Juni 2007, BGBl. I S. 1006.
- Abraham J.L, Siwinski G, Hunt A. Ultrafine particulate exposures in indoor, outdoor, personal and mobile environments: effects of diesel, traffic, pottery kiln, cooking and HEPA filtration on micro-environmental particle number concentration. *Ann Occup Hyg* 2002; 46 (suppl 1): 406-411.
- Abt E, Suh HH, Allen G, Koutrakis P. Characterization of indoor particle sources: a study conducted in the metropolitan Boston area. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 35-44.
- ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) Threshold limited values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices. Appendix D: Particle size - selective sampling criteria for airborne particulate matter. 2004.
- Adams H.S, Nieuwenhuijsen M.J, Colvile R.N, McMullen M.A.S, Khandelwal P. Fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Sci Total Environ* 2001; 279: 29-44.
- Afshari A, Matson U, Ekberg LE. Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air* 2005; 15: 141-150.
- AGS (2001) Begründung zum allgemeinen Staubgrenzwert in TRGS 900. Unter: http://www.baua.de/AGS/TRGS_900/Begründungen.
- Aoki T, Tanabe S. Generation of sub-micron particles and secondary pollutants from building materials by ozone reaction. *Atmos Environ* 2007; 41: 3139-3150.
- Baek SO, Kim YS, Perry R. Indoor Air quality in homes, offices and restaurants in Korean urban areas – indoor/outdoor relationships. *Atmos Environ* 1997; 31: 529-544.
- Bake D, Moriske H-J, Süßenbach B. Feine und ultrafeine Partikel im Innenraum. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* 2004; 64: 84-87.
- Bake D, Moriske H-J. Untersuchungen zur Freisetzung feiner und ultrafeiner Partikel beim Betrieb von Laserdruckgeräten. *Umweltmed Forsch Prax* 2006; 11: 301-308.
- Bake D. Ultrafeine Partikel im Innenraum: Entstehung und Vorkommen. Vortrag auf der Fortbildungsveranstaltung für den Öffentlichen Gesundheitsdienst am 19.-21. März 2007 in Berlin.
- Ballach J, Hitzemberger R, Schultz E, Jaeschke W. Development of an improved optical transmission technique for black carbon (BC) analysis. *Atmos Environ* 2001; 35: 2089-2100.
- Baxter LK, Clougherty JE, Laden F, Levy JI. Predictors of concentrations of nitrogen dioxide, fine particulate matter, and particle constituents inside lower socioeconomic status urban homes. *J Expos Sci Environ Epidemiol* 2007; 17: 433-444.
- Becker S, Dailey LA, Soukup JM, Grambow SC, Devlin RB, Huang Y-C. Seasonal variations in air pollution particle-induced inflammatory mediator release and oxidative

- stress. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 1032-1038.
- BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung). Pilotstudie: Erste Ergebnisse erlauben keine Rückschlüsse auf gesundheitliche Probleme durch Toner-Emissionen. Bericht des BfR vom 25. Januar 2007.
- Birmili W, Kinnersley RP, Baker J. Factors influencing human exposure to fine and ultrafine particles in a city centre office. Abstract presented at the European Aerosol Conference 2003.
- Bischof W, Bullinger-Naber M, Kruppa B, Müller BH, Schwab R. Expositionen und gesundheitliche Beeinträchtigungen in Bürogebäuden. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart, 2003.
- Bohanon HR, Piadé J-J, Schorp MK, Saint-Jalm Y. An international survey of indoor air quality, ventilation, and smoking activity in restaurants: a pilot study. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2003; 13: 378-392.
- Bolte G, Heitmann D, Kiranoglu M, Schierl R, Diemer J, Körner W, Fromme H. Exposure to environmental tobacco smoke in German restaurants, pubs and discotheques. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007; advance online publication 13.06.07 doi:10.1038/sj.jes.7500590.
- Brauer M, Hirtle R, Lang B, Ott W. Assessment of indoor fine aerosol contributions from environmental tobacco smoke and cooking with a portable nephelometer. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000; 10: 136-144.
- Brauer M, Gehring U, Brunnekreef B, de Jongste J, Gerritsen J, Rovers M, Wichmann HE, Wijga A, Heinrich J. Traffic-related air pollution and otitis media. *Environ Health Perspect* 2006; 114: 1414-1418.
- Breyse PN, Buckley TJ, Williams DA, Beck CM, Jo S-J, Merriman B, Kanchanaraks S, Swartz LJ, Callahan KA, Butz AM, Rand CS, Diette GB, Krishnan JA, Moseley AM, Curtin-Brosnan J, Durkin NB, Eggleston PA. Indoor exposures to air pollutants and allergens in the homes of asthmatic children in inner-city Baltimore. *Environ Res* 2005; 98: 167-176.
- Brunekreef B, Janssen NA, de Hartog JJ, Oldenwening M, Meliefste K, Hoek G, Lanki T, Timonen KL, Vallius M, Pekkanen J, Van Grieken R. Personal, indoor, and outdoor exposures to PM_{2.5} and its components for groups of cardiovascular patients in Amsterdam and Helsinki. Research Report No. 127, Health Effects Institute, 2005, Boston, USA.
- Burton LE, Girman JG, Womble SE. Airborne particulate matter within 100 randomly selected office buildings in the united states (BASE), *Proceedings of Healthy Buildings* 2000; Vol.1: 157-162.
- Cains T, Cannata S, Poulos R, Ferson MJ, Stewart BW. Designated "no smoking" areas provide from partial to no protection from environmental tobacco smoke. *Tobacco Control* 2004; 13: 17-22.
- Cenko C, Pisaniello D, Esterman A. A study of environmental tobacco smoke in South Australian pubs, clubs and cafes. *Int J Environ Health Res* 2004; 14: 3-11.
- Chan LY, Lau WL, Lee SC, Chan CY. Commuter exposure to particulate matter in public transportation modes in Hong Kong. *Atmos Environ* 2002a; 36: 3363-3373.
- Chan LY, Lau WL, Zou SC, Cao ZX, Lai SC. Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. *Atmos Environ* 2002b; 36: 5831-5840.

- Chao YH, Tung TCW, Burnett J. Influence of different indoor activities on the indoor particulate levels in residential buildings. *Indoor Built Environ* 1998; 7: 110-121.
- Chao CYH, Tung TC. An empirical model for outdoor contaminant transmission into residential buildings and experimental verification. *Atmos Environ* 2001a; 35: 1585-1596.
- Chao YC, Chan GY, Ho L. Feasibility Study of an Indoor Air Quality Measurement Protocol on 12 Parameters in Mechanically Ventilated and Air-Conditioned Buildings; *Indoor Built Environ* 2001b; 10: 3-19.
- Chao CY, Wong KK. Residential indoor PM₁₀ and PM_{2.5} in Hong Kong and the elemental composition. *Atmos Environ* 2002; 36: 265-277.
- Chertok M, Voukelatos A, Sheppard V, Rissel C. Comparison of personal exposures to air pollutants by commuting mode in Sydney. BTEX & NO₂. Report prepared for NSW Department of Health, Australia. 2004.
- Chimonas MA, Gessner BD. Airborne particulate matter from primarily geologic, non-industrial sources at levels below National Ambient Air Quality Standards is associated with outpatient visits for asthma and quick-relief medication prescription among children less than 20 years old enrolled in Medicaid in Anchorage, Alaska. *Environ Res* 2007; 103: 397-404.
- Connolly GN, Carpenter C, Alpert HR, Skeer M, Travers M. Evaluation of the Massachusetts smoke-free workplace law. A preliminary report of the Division of Public Health Practice, Harvard School of Public Health, Tobacco Research Program. 2005. Online: http://www.hsph.harvard.edu/php/pri/tcrtp/Smoke-free_Workplace.pdf.
- Cyrus J, Pitz M, Bischof W, Wichmann H-E, Heinrich J. Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004; 14: 275-284.
- Deichsel H, Schierl R, Qorolli I, Nowak D. Erfassung und Charakterisierung von Partikelkonzentrationen (PM₁₀, PM_{2.5}, Ultrafein) innerhalb und außerhalb von Wohnungen in unterschiedlich belasteten Gebieten und mit verschiedenen Innenraumquellen (PIA). Zweiter Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben. München: 2005
- Delfino RJ, Quintana PJ, Floro J, Gastanaga VM, Samimi BS, Kleinman MT, Liu LJ, Bufalino C, Wu CF, McLaren CE. Association of FEV₁ in asthmatic children with personal and microenvironmental exposure to airborne particulate matter. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 932-941.
- DeMarini DM, Brooks RB, Warren SH, Kobayashi T, Gilmour MI, Singh P. Bioassay-directed fractionation and salmonella mutagenicity of automobile and forklift diesel exhaust particles. *Environ Health Perspect* 2003; 112: 814-819.
- Dennekamp M, Howarth S, Dick CAJ, Cherrie W, Donaldson K, Seaton A. Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking. *Occup Environ Med* 2001; 58: 511-516.
- Dennekamp M, Mehenni O, Cherrie J, Seaton A. Exposure to ultrafine particles and PM_{2.5} in different microenvironments. *Ann Occup Hyg* 2002; 46 (suppl. 1): 412-414.
- Dermentzoglou M, Manoli E, Voutas D, Samara C. Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in fine indoor particulate matter of Greek houses. *Fresenius Environ Bull* 2003; 12: 1511-1519.

- Destailats H, Lunden MM, Singer BC, Coleman BK, Hodgson AT, Weschler CJ, Nazaroff WW. Indoor secondary pollutants from household product emissions in the presence of ozone: a bench-scale chamber study. *Environ Sci Technol* 2006; 40: 4421-4428.
- DFG (1997) Allgemeiner Staubgrenzwert. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten. Wiley-VCH, Weinheim.
- Diapouli E, Chaloulakou A, Mihalopoulos N, Spyrellis N. Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environ Monit Assess* 2007a; online published doi 10.1007/s10661-007-9724-0.
- Diapouli E, Chaloulakou A, Spyrellis N. Levels of ultrafine particles in different microenvironments – implications to children exposure. *Sci Total Environ* 2007b; 388:128-136.
- Dietrich, WC. Evaluation of the intensive airing and cleaning methods in relation to carbon dioxide concentration and particulate matters levels in two classrooms. Report prepared for the Bavarian Health and Food Safety Authority, Unterschleissheim, 2006.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). DIN - EN 481. Arbeitsplatzatmosphäre: Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel. 1994.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). DIN EN 12341. Luftbeschaffenheit – Ermittlung der PM₁₀-Fraktion von Schwebstaub – Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmethode. 1999.
- Ebelt ST, Wilson WE, Brauer M. Exposure to ambient and nonambient components of particulate matter: a comparison of health effects. *Epidemiology* 2005; 16: 396-405.
- Edwards R, Hasselholdt CP, Hargreaves K, Probert C, Holford R, Hart J, Van Tongeren M, Watson AFR. Levels of second hand smoke in pubs and bars by deprivation and food-serving status: a cross-sectional study from North West England. *BMC Public Health* 2006a; 6: 42
- Edwards R, Wilson N, Pierse N. Highly hazardous air quality associated with smoking in cars: New Zealand pilot study. *NZMJ* 2006b; 119: No. 1244, 27 October 2006.
- Eiguren-Fernandez A, Miguel AH, Zhu YF, Hering SV. In-cabin passenger exposure to ultrafine and nano-particles during daily commute in Los Angeles roads and freeways: evaluation of a HEPA filtration system. *Proceedings: Indoor Air 2005*: 1763-1767. Peking.
- Eltschka R, Kühr J, Schultz E. Luftverunreinigungen und Atemwegserkrankungen: lufthygienische Messungen und epidemiologische Untersuchungen im Raum Freiburg. Landsberg, ecomed. 1995.
- EPA (US-Environmental Protection Agency) (Ed.) Air quality criteria for particulate matter. EPA/600/P-99/002aF bis bF. Washington, DC. 2004.
- EU-Richtlinie 1999/30/EG vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. *ABl. EG Nr. L 163 S. 41*.
- Ewers U, Nowak D. Erkrankungen durch Emissionen aus Laserdruckern und Kopiergeräten? *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* 2006; 66: 203-210.
- Fan ZH, Liyo P, Weschler CJ, Fiedler N, Kipen H, Zhang JF. Ozone-initiated reactions with mixtures of volatile organic compounds under simulated indoor conditions. *Environ Sci Technol* 2003; 37: 1811-1821.
- Ferro AR, Kopperud RJ, Hildemann LM. Elevated personal exposure to particulate matter from human activities in a residence. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004a; 14: S34-

S40.

- Ferro AR, Kopperud RJ, Hildemann LM. Source Strengths for Indoor Human Activities that Resuspend Particulate Matter. *Environ Sci Technol* 2004b; 38: 1759-1764.
- Fine PM, Cass GR, Simoneit BRT. Characterization of fine particle emissions from burning church candles. *Environ Sci Technol* 1999; 33: 2352-2362.
- Fortmann R, Kariher P, Clayton R. Indoor air quality: residential cooking exposures. Final report for the State of California Air Resources Board. Sacramento, USA, 2001.
- Fox A, Harley W, Feigley C, Salzberg D, Toole C, Sebastian A, Larsson L. Large particles are responsible for elevated bacterial marker levels in school air upon occupation. *J Environ Monit* 2005; 7: 450-456.
- Franck U, Herbarth O, Wehner B, Wiedensohler A, Manjarrez M. How do the indoor size distributions of airborne submicron and ultrafine particles in the absence of significant indoor sources depend on outdoor distributions? *Indoor Air* 2003; 13: 174-181.
- Fricker M, Schultz E. Rußbestimmung nach der Öl-Immersionmethode unter niedrig belasteten ländlichen Bedingungen." *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 2002; 62: 385-390.
- Fromme H, Oddoy A, Lahrz T, Krause M, Piloty M. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Sci Total Environ* 1998; 217: 165-173.
- Fromme H, Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigmann I, Gebhardt H, Oddoy A. Schwerpunktprogramm - Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin, 2002
- Fromme H, Lahrz T, Hainsch A, Oddoy A, Piloty M, Rüden H. Elemental carbon and respirable particulate matter in the indoor air of apartments and nursery schools and outdoor air in Berlin (Germany). *Indoor Air* 2005; 15: 335-341.
- Fromme H, Dietrich S, Kiranoglu M, Twardella D, Schierl R, Nowak D, Heitmann D, Körner W. Frische Luft an bayerischen Schulen. Untersuchungen zur Verbesserung der Luftqualität. Vorläufiger Abschlussbericht. Oberschleißheim, 2006a.
- Fromme H. Partikuläre Belastungssituation in Innenräumen, unter besonderer Berücksichtigung von Wohninnenräumen, Gemeinschaftseinrichtungen und Gaststätten. *Das Gesundheitswesen* 2006b; 68: 714-723.
- Fromme H, Twardella D, Dietrich S, Heitmann D, Schierl R, Liebl B, Rüden H. Particulate matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding. *Atmos Environ* 2007a; 41: 854-866.
- Fromme H, Diemer J, Dietrich S, Cyrus J, Heinrich J, Lang W, Kiranoglu M, Twardella D. Chemical and morphological properties of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}) from indoor of schools and outdoor air. *Sci Total Environ* 2007b (submitted).
- Gabrio T, Volland G, Baumeister I, Bendak J, Flicker-Klein A, Gickeleiter M, Kersting G, Maisner V, Zöllner I. Messung von Feinstäuben in Innenräumen. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 2007a; 67: 96-102.
- Gabrio T, Volland G. Feinstaubbelastungen in Schulen. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 2007b (eingereicht).
- Gee IL, Coleman B, Raper DW. Commuter exposure to respirable particles inside vehicles in Manchester, UK. Proceedings of the 8th conference on Indoor Air and Climate,

- Edinburgh, Scotland, 1999: 1066-1071.
- Gee IL, Raper DW. Commuter exposure to respirable particles inside buses and by bicycle. *Sci Total Environ* 1999; 235: 403-405.
- Gemenetzis P, Moussas P, Arditsoglou A. Mass concentration and elemental composition of indoor PM_{2.5} and PM₁₀ in University rooms in Thessaloniki, northern Greece. *Atmos Environ* 2006; 40: 3195-3206.
- Gminski R, Mersch-Sundermann V. Gesundheitliche Bewertung der Exposition gegenüber Tonerstäuben und gegenüber Emissionen aus Laserdruckern und Kopiergeräten – aktueller Kenntnisstand. *Umweltmed Forsch Prax* 2006; 11: 269-300.
- Gomez-Perales J.E, Colville R.N, Nieuwenhuijsen M.J, Fernandez-Bremauntz A, Gutierrez-Avedoy V.J, Paramo-Figueroa V.H, Blanco-Jimenez S, Bueno-Lopez E, Mandujano F, Bernabe-Cabanillas R, Ortiz-Segovia E. Commuters` exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmos Environ* 2004; 38: 1219-1229.
- Goodman P, Agnew M, McCaffrey M, Paul G, Clancy L. Effects of the Irish smoking ban on respiratory health of bar workers and air quality in Dublin pubs. *Am J Respir Crit Care Med* 2007; 175: 840-845.
- Gulliver J, Briggs D.J. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. *Atmos Environ* 2004; 38: 1-8.
- Han X, Aguilar-Villalobos M, Allen J, Charlton C.S, Ronbinson R, Bayer C, Naeher L. Traffic-related occupational exposures to PM_{2.5}, CO and VOCs in Trujillo, Peru. *Int J Occup Environ Health* 2005; 11: 276-288.
- Hänninen OO, Lebret E, Ilacqua V, Katsouyanni K, Künzli N, Sráme RJ, Jantunen M. Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmos Environ* 2004; 38: 6411-6423.
- Hansen TB, Andersen B. Ozone and other air pollutants from photocopying machines. *Am Ind Hyg Assoc J* 1986; 47: 659-665.
- Happo MS, Salonen O, Hälinen AI, Jalava PI, Pennanen AS, Kosma VM, Sillanpää M, Hillamo R, Brunekreef B, Katsouyanni K, Sunyer J, Hirvonen M-R. Dose and time dependency of inflammatory responses in the mouse lung to urban air coarse, fine, and ultrafine particles from six European cities. *Inhal Toxicol* 2007; 19: 227-246.
- Harrison RM, Shi JP, Xi S, Khan A, Mark D, Kinnersley R, Yin J. Measurement of number, mass and size distribution of particles in the atmosphere. In: Brown LM, Collings N, Harrison RM, Maynard AD, Maynard RL (Hg.) *Ultrafine particles in the atmosphere*. Imperial College Press. London, 2003.
- He C, Morawska L, Hitchins J, Gilbert D. Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses. *Atmos Environ* 2004; 38: 3405-3415.
- He C, Morawska L, Tablin L. Particle emission characteristics of office printers. *Environ Sci Technol* 2007 ; 41:6039-6045.
- Heavner DL, Morgan WT, Ogden MW. Determination of volatile organic compounds and respirable suspended particulate matter in New Jersey an Pennsylvania homes and workplaces, *Environ Int* 1996; 22: 159-183.
- Heudorf U. Innenraumklima in Schulen. Bericht für das Dezernat Bildung, Umwelt und Frauen. Stadtschulamt Frankfurt. Mai 2006.

- Hidy GM, Lachenmayer C, Chow J, Watson J. Urban outdoor-indoor PM_{2.5} concentrations and personal exposure in the deep south. Part II: inorganic chemistry. *Aerosol Sci Technol* 2000; 33: 357-375.
- Ho KF, Cao JJ, Harrison RM, Lee SC, Bau KK. Indoor/outdoor relationships of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in PM_{2.5} in roadside environment of Hong Kong. *Atmos Environ* 2004; 38: 6327-6335.
- Hu B, Freihaut JD, Bahnfleth W, Gomes CAS, Brandolyn T. Literatur review and parametric study: indoor particle resuspension by human activity. *Proceedings: Indoor Air 2005*, 1541-1545.
- Hubbard HF, Coleman BK, Sarwar G, Corsi RL. Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings. *Indoor Air* 2005; 15: 432-444.
- Hughes LS, Cass GR, Gond J, Ames M, Salmeiz I. Physical and chemical characterization of atmospheric ultrafine particles in the Los Angeles area. *Environ Sci Technol* 1998; 32: 1153-1161.
- Hurley F, Cherrie J, Donaldson K, Seaton A, Tran L. Assessment of health effects of long-term occupational exposure to tunnel dust in the London underground. University of Aberdeen. Research report TM/02/04. 2004.
- Hussein T, Glytsos T, Ondráček J, Dohányosová P, Zdimal V, Hämeri K, Lazaridis M, Smolik J, Kulmala M. Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a home. *Atmos Environ* 2006; 40: 4285-4307.
- Jalava PI, Salonen RO, Pennanen AS, Sillanpää M, Hälinen AI, Happonen MS, Hillamo R, Brunekreef B, Katsouyanni K, Sunyer J, Hirvonen M-R. Heterogeneities in inflammatory and cytotoxic responses of RAW 264.7 macrophage cell line to urban air coarse, fine, and ultrafine particles from six European sampling campaigns. *Inhal Toxicol* 2007; 19: 213-225.
- Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B. Childhood exposure to PM₁₀: relation between personal, classroom, and outdoor concentrations. *Occup Environ Med* 1997; 54: 888-894.
- Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, Harssema H, Brunekreef B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmos Environ* 2001; 35: 3875-3884.
- Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH. Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM₁₀ on hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 43-49.
- Janssen NAH, Lanki T, Hoek G, Vallius M, de Hartog JJ, van Grieken R, Brunekreef B. Association between ambient, personal, and indoor exposure to fine particulate matter constituents in Dutch and Finnish panels of cardiovascular patients. *Occup Environ Med* 2005; 62: 868-877.
- Jetter JJ, Guo Z, McBrien JA, Flynn MR. Characterization of emissions from burning incense. *Sci Total Environ* 2002; 295: 51-67.
- Jenkins RA, Finn D, Tomkins BA, Maskarinec MP. Environmental tobacco smoke in the nonsmoking section of a restaurant: a case study. *Regul Toxicol Pharmacol* 2001; 34: 213-220.
- John K, Karnae S, Crist K, Kim M, Kulkarni A. Analysis of trace elements and ions in ambi-

- ent fine particulate matter at three elementary schools in Ohio. *J Air Waste Manag Assoc* 2007; 57: 394-406.
- Jones NC, Thornton CA, Mark D, Harrison RM. Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations. *Atmos Environ* 2000; 34: 2603-2612.
- Kado NY, Colome SD, Kleinman MT, Hsieh DPH, Jaques P. Indoor-outdoor concentrations and correlations of PM₁₀-associated mutagenic activity in nonsmokers` and asthmatics` homes. *Environ Sci Technol* 1994; 28: 1073-1078.
- Kagi N, Fujii S, Horiba Y, Namiki N, Ohtani Y, Emi H, Tamura H, Kim YS. Indoor air quality for chemical and ultrafine particle contaminants from printers. *Build Environ* 2007; 42: 1949-1954.
- Karlsson HL, Nilsson L, Moller L. Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells. *Chem Res Toxicol* 2005; 18: 19-23.
- Kaur S, Nieuwenhuijsen M, Colvile R. Personal exposure of street canyon intersection users to PM_{2.5}, ultrafine particle counts and carbon monoxide in central London, UK. *Atmos Environ* 2005; 39: 3629-3641.
- Keeler GJ, Dvonch T, Yip FY, Parker EA, Israel BA, Marsik FJ, Morishita M, Barres JA, Robins TG, Brakefield-Caldwell W, Sam M. Assessment of personal and community-level exposure to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan, as part of Community Action Against Asthma (CAAA). *Environ Health Perspect* 2002; 110 (suppl. 2): 173-181.
- Kim D, Sass-Kortsak A, Purdham JT, Dales RE, Brook JR. Sources of personal exposure to fine particles in Toronto, Ontario, Canada. *J Air Waste Manag Assoc*. 2005; 55:1134-1146.
- Kinney PL, Chillrud SN, Ramstrom S, Ross J, Spengler JD. Exposure to multiple air toxics in New York City. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 539-546.
- Klepeis NE, Ott WR, Repace JL. The effect of cigar smoking on indoor levels of carbon monoxide and particles. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1999; 9: 622-635.
- Koenig JQ, Mar TF, Allen RW, Jansen K, Lumley T, Sullivan JH, Trenga CA, Larson T, Liu LJ. Pulmonary effects of indoor- and outdoor-generated particles in children with asthma. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 499-503.
- Koistinen K, Edwards RD, Mathys P, Ruuskanen J, Künzli N, Jantunen MJ. Sources of fine particulate matter in personal exposures and residential indoor, residential outdoor and workplace microenvironments in the Helsinki phase of the EXPOLIS study. *Scand J Work Environ Health* 2004; 30, suppl. 2: 36-46.
- Krause B, Mardaljevic J. Patterns of driver`s exposure to particulate matter. In: Williams K (Ed.). *Spatial planning, urban form and sustainable transport*. Ashgate, Aldershot, UK.
- Künzli N, Mazzeletti P, Adam M, Götschi T, Mathys P, Monn C, Brändli O. Smoke-free café in an unregulated European city: highly welcome and economically successful. *Tobacco Control* 2003; 12: 282-288.
- Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 941-947.

- Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigmann I. Messungen von Schadstoffen an Berliner Büroarbeitsplätzen, Bericht des Institutes für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz, Berlin, 2002.
- Lahrz T, Piloty M, Oddoy A, Fromme H. Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Untersuchungen zur Innenraumluftqualität in Berliner Schulen. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin, 2003.
- Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigmann I. Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Abwehr gesundheitlicher Beeinträchtigungen durch Luftschadstoffe in Berliner Schulen. Messprogramm 2003. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin, 2004.
- Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigmann I. Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Abwehr gesundheitlicher Beeinträchtigungen durch Luftschadstoffe in Berliner Schulen. 2006.
- Lai ACK. Particle deposition indoors: a review. *Indoor Air* 2002; 12: 211-214.
- Lai HK, Kendall M, Ferrier H, Lindup I, Alm S, Hänninen O, Jantunen M, Mathys P, Colville R, Ashmore MR, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ. Personal exposures and microenvironment concentrations of PM_{2.5}, VOC, NO₂ and CO in Oxford, UK. *Atmos Environ* 2004; 38: 6399-6410.
- Lambert WE, Samet JM, Spengler JD. Environmental tobacco smoke concentrations in non-smoking and smoking sections of restaurants. *Am J Public Health* 1993; 83: 1339-1341.
- Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, Stolzel M, Timonen KL, Vallius M, Vanninen E, Pekkanen J. Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environ Health Perspect* 2006; 114: 655-60.
- Leaderer BP, Naeher L, Jankun T, Balenger K, Holford TR, Toth C, Sullivan J, Wolfson JM, Koutrakis P. Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₄²⁻, H⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, NH₃, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters. *Environ Health Perspect* 1999; 107: 223-231.
- Lee HS, Kang B-W, Cheong J-P, Lee S-K. Relationships between indoor and outdoor air quality during the summer season in Korea. *Atmos Environ* 1997; 31: 1689-1693.
- Lee SC, Chan LY, Chiu MY. Indoor and outdoor air quality investigation at 14 public places in Hong Kong. *Environ Int* 1999; 25: 443-450.
- Lee SC, Li W-M, Chan LY. Indoor air quality at restaurants with different styles of cooking in metropolitan Hong Kong. *Sci Total Environ* 2001; 279: 181-193.
- Lee SC, Chang M. Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere* 2000; 41: 109-113.
- Levy J.I, Dumyahn T, Sprengler J.D. Particulate matter and polycyclic hydrocarbon concentrations in indoor and outdoor microenvironments in Boston, Massachusetts. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002; 12: 104-14.
- Li S-C, Lin C-H. Carbon profile of residential indoor PM₁ and PM_{2.5} in the subtropical region. *Atmos Environ* 2003; 37: 881-888.

- Li T-T, Bai Y-H, Liu Z-R, Liu J-F, Zhang G-S, Li JL. Air quality in passenger cars of the ground railway transit system in Beijing, China. *Sci Total Environ* 2006; 367: 89-95.
- Ligman B, Casey M, Braganza E, Coy A, Redding Y, Womble S. Airborne Particulate matter within school environments in the United States. Proceedings of the 8th conference on Indoor Air and Climate, Edinburgh, Scotland, 1999: 255-261.
- Link B, Gabrio T, Zöllner I, Schwenk M, Siegel D, Schultz E, Scharring S, Borm P. Feinstaubbelastung und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern. Bericht des Landesgesundheitsamtes Baden-Württemberg, 2004.
- Liu DL, Nazaroff WW. Modeling pollutant penetration across building envelopes. *Atmos Environ* 2001; 35: 4451-4462.
- Liu DL, Nazaroff WW. Particle penetration through building cracks. *Aerosol Sci Technol* 2003; 37: 565-573.
- Liu Y, Chen R, Shen X, Mao X. Wintertime indoor air levels of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ at public places and their contributions to TSP. *Environ Int* 2004a; 30: 189-197.
- Liu XY, Mason M, Krebs K, Sparks L. Full-scale chamber investigation and simulation of air freshener emissions in the presence of ozone. *Environ Sci Technol* 2004b; 38: 2802-2812.
- Long CM, Suh HH, Koutrakis P. Characterization of indoor particle sources using continuous mass and size monitors. *J Air & Waste Manage Assoc* 2000; 50: 1236-1250.
- Long CM, Suh HH, Kobzik L, Catalano PJ, Ning YY, Koutrakis P. A pilot investigation of the relative toxicity of indoor and outdoor fine particles: in-vitro effects of endotoxin and other particulate properties. *Environ Health Perspect* 2001a; 109: 1019-1026.
- Long CM, Suh HH, Catalano PJ, Koutrakis P. Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior. *Environ Sci Technol* 2001b; 35: 2089-2099.
- Lunden MM, Thatcher TL, Hering SV, Brown NJ. Use of time- and chemically resolved particulate data to characterize the infiltration of outdoor PM_{2.5} into a residence in the San Joaquin Valley. *Environ Sci Technol* 2003 ; 15 : 4724-4732.
- Lung S.C.C, Wu M.J, Lin C.C. Customers exposure to PM_{2.5} and polycyclic aromatic hydrocarbons in smoking/non-smoking sections of 24-h coffee shops in Taiwan. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004;14: 529-535.
- Lung S-CC, Mao I-F, Liu L-JS. Residents` particle exposures in six different communities in Taiwan. *Sci Total Environ* 2007; 377: 81-92.
- Mackay E. An investigation of the variation in personal exposure to carbon monoxide and particulates on the A660 in Leeds. M.Sc. thesis, University of Leeds, 2004.
- Mar TF, Norris GA, Koenig JQ, Larson TV. Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 347-353.
- Mar TF, Koenig JQ, Jansen K, Sullivan J, Kaufman J, Trenga CA, Siahpush SH, Liu, LJS, Neas L. Fine particulate air pollution and cardiorespiratory effects in the elderly. *Epidemiology* 2005; 16: 681-687.
- Maskarinec MP, Jenkins RA, Counts RW, Dindal AB. Determination of exposure to environmental tobacco smoke in restaurant and tavern workers in one US city. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000; 10: 36-49.
- Matson U. Indoor and outdoor concentrations of ultrafine particles in some Scandinavian ru-

- ral and urban areas. *Sci Total Environ* 2005; 343: 169-176.
- Matson U, Ekberg LE. Prediction of ultrafine particle concentrations in various indoor environments. *Proceedings of the conference Indoor Air 2005*; 1581-1585.
- McLaughlin J, Hogg C, Guo LY. Ultrafine and coarse mode aerosol measurements in selected dwellings in Ireland. *Proceedings: Indoor Air 2005*; 698-701. Peking.
- Meng QJ, Turpin BJ, Korn L, Weisel CP, Morandi M, Colome S, Zhang J, Stock T, Spektor D, Winer A, Zhang L, Lee JH, Giovanetti R, Cui W, Kwon J, Alimokhtari S, Shendell D, Jones J, Farrar C, Maberti S. Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM_{2.5} concentrations: Analyses of RIOPA data. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2005; 15: 17-28.
- Miguel AF, Aydin M, Reis AH. Indoor deposition and forced re-suspension of respirable particles. *Indoor Built Environ* 2005; 14: 391-396.
- Milz S, Akbar-Khanzadeh F, Ames A, Spino S, Tex C, Lanza K. Indoor air quality in restaurants with and without designated smoking rooms. *J Occup Environ Hyg* 2007; 4: 246-252.
- Mølhav L, Kjaergaard SK, Sigsgaard T, Lebowitz M. Interaction between ozone and airborne particulate matter in office air. *Indoor Air* 2005; 15: 383-392.
- Mönkkönen P, Pai P, Maynard A, Lehtinen KEJ, Hämeri K, Rechkemmer P, Ramachandran G, Prasad B, Kulmala M. Fine particle number and mass concentration measurements in urban Indian households. *Sci Total Environ* 2005; 347: 131-147.
- Molnár P, Bellander T, Sällsten G, Boman J. Indoor and outdoor concentrations of PM_{2.5} trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *J Environ Monit* 2007; 9: 348-57.
- Monn C, Fuchs A, Hogger D, Junker M, Kogelschatz D, Roth N, Wanner HU. Particulate matter less than 10 microns (PM₁₀) and fine particles less than 2.5 microns (PM_{2.5}): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations. *Sci Total Environ* 1997; 208: 15-21.
- Monn C, Becker S. Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM_{2.5}) and coarse particles (PM_{10-2.5}) in outdoor and indoor air. *Toxicol Appl Pharmacol* 1999; 155: 245-252.
- Morawska L, He C, Hitchins J, Mengersen K, Gilbert D. Characteristics of particle number and mass concentrations in residential houses in Brisbane, Australia. *Atmos Environ* 2003; 37: 4195-4203.
- Morawska L, Salthammer T. Fundamentals of indoor particles and settled dust. In: Morawska L, Salthammer T. (Eds.) *Indoor environment. Airborne particles and settled dust*. Wiley-VCH Verlag Weinheim, 2003.
- Morrison GC, Nazaroff WW. Ozone interactions with carpet: secondary emissions of aldehydes. *Environ Sci Technol* 2002; 36: 2185-2192.
- Mosley RB, Greenwell DJ, Sparks LE, Guo Z, Tucker WG, Fortmann R, Whitfield C. Penetration of ambient fine particles into the indoor environment. *Aerosol Sci Technol* 2001; 34: 127-136.
- Mosqueron L, Momas I, MoullecY. Personal exposure of Paris office workers to nitrogen, dioxide and fine particulates. *Occup Environ Med* 2002; 59: 550-556.
- Mulcahy M, Byrne MA, Ruprecht A. How does the Irish smoking ban measure up? A before and after study of particle concentrations in Irish pubs. *Proceedings: Indoor Air*

2005: 1659- 1662. Peking.

- Müller H, Wappler I. Asthma bronchiale durch Tonerstaub? Hg.: Landesamt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. 2001. Verfügbar unter:
http://th.osha.de/publications/merkblaetter/merkbl_tonerstaub.pdf
- Naeher LP, Smith KR, Leaderer BP, Mage D, Grajeda R. Indoor and outdoor PM_{2.5} and CO in high- and low-density Guatemalan villages. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000; 10: 544-551.
- Nazaroff WW. Indoor particle dynamics. *Indoor Air* 2004; Suppl. 7: 175-183.
- Neas LM, Dockery DW, Ware JH, Spengler JD, Ferris BG, Speizer FE. Concentration of indoor particulate matter as a determinant of respiratory health in children. *Am J Epidemiol* 1994; 139: 1088-1099.
- Norbäck D, Walinder R, Erwall C, Venge P. Indoor air pollutants in schools: nasal patency and biomarkers in nasal lavage. *Allergy* 2000; 55: 163-170.
- Ogulei D, Hopke PK, Walklace LA. Analysis of indoor particle size distributions in an occupied townhouse using positive matrix factorization. *Indoor Air* 2006; 16: 204-215.
- Osman LM, Douglas JG, Garden C, Reglitz K, Lyon J, Gordon S, Ayres JG. Indoor air quality in homes of patients with chronic obstructive pulmonary disease. *Am J Respir Crit Care Med* 2007; 176: 465-472.
- Ostro B, Feng WY, Broadwin R, Green S, Lipsett M. The effect of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. *Environ Health Perspect* 2007; 115: 13-9.
- Ott W, Switzer P, Robinson J. Particle concentrations inside a tavern before and after prohibition of smoking: evaluating the performance of an indoor air quality model. *J Air & Waste Manage Assoc* 1996; 46: 1120-1134.
- Özkaynak H, Xue J, Weker R, Butler D, Koutrakis P, Spengler JD. The Particle TEAM (PTEAM) Study: analysis of the data. Final report. Vol. III, US - Environmental Protection Agency: 1995.
- Pan Z, Møhlhave L, Kjaergaard SK. Effects on eyes and nose in humans after experimental exposure to airborne office dust. *Indoor Air* 2000; 10: 237-245.
- Pérez IR, Serrano J, Alfaro-Moreno E, Baumgardner D, García-Cuellar C, Martín del Campo JM, Raga GB, Castillejos M, Colín RD, Vargas ARO. Relations between PM₁₀ composition and cell toxicity: a multivariate and graphical approach. *Chemosphere* 2007; 67: 1218-1228.
- Peters A, Schulz H, Kreyling WG, Wichmann H-E. Staub und Staubinhaltsstoffe / Feine und ultrafeine Partikel. In: Wichmann, Schlipköter, Fülgraff (Hg.) *Handbuch Umweltmedizin*. Ecomed Verlag, 1998.
- Pfeifer GD, Harrison RM, Lynam DR. Personal exposures to airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996. *Sci Total Environ* 1999; 235: 253-260.
- Phillips, K, Bentley, MC, Howard DA, Alvan G. Assessment of air quality in Paris by personal monitoring of non-smokers for respirable suspended particles and environmental tobacco smoke. *Environmental Int* 1998; 24: 405-425.
- Praml C, Schierl R. Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-year survey in buses and trams. *Int Arch Occup Environ Health* 2000; 73: 209-214.
- Rees VW, Connolly GN. Measuring air quality to protect children from second hand smoke

- in cars. *Am J Prev Med* 2006; 31: 363-368.
- Reiss R, Anderson EL, Cross CE, Hidy G, Hoel D, McClellan R, Moolgavkar S. Evidence of health impacts of sulphate- and nitrate-containing particles in ambient air. *Inhal Toxicol* 2007; 19: 419-49.
- Repace J. Respirable particles and carcinogens in the air of Delaware hospitality venues before and after a smoking ban. *J Occup Environ Med* 2004; 46: 887-905.
- Repace J, Hyde J.N, Brugge D. Air pollution in Boston bars before and after a smoking ban. *BMC Public Health*. 2006; 6: 266.
- Reynolds SJ, Bleck DW, Borin SS, Breuer G, Burmeister LF, Fuortes LJ, Smith TF, Stein MA, Subramanian P, Thorne PS, Whitten P. Indoor Environmental Quality in Six Commercial Office Buildings in the Midwest United States. *App Occup Environ Hyg* 2001; 16: 1065-1077.
- Riediker M, Cascio WE, Griggs TR, Herbst MC, Bromberg PA, Neas L, Williams RW, Devlin RB. Particulate matter exposure in cars is associated with cardiovascular effects in healthy young men. *Am J Respir Crit Care Med* 2004; 169: 934-940.
- Riley WJ, McKone TE, Lai AC, Nazaroff WW. Indoor particulate matter of outdoor origin: importance of size-dependent removal mechanisms. *Environ.Sci.Technol.* 2002; 36: 200-207. Erratum in: *Environ.Sci.Technol.* 2002; 36: 1868.
- RKI (Robert Koch Institut). Mitteilung der RKI-Kommission „Methoden und Qualitätssicherung in der Umweltmedizin“: Schimmelpilzbelastung in Innenräumen - Befunderhebung, gesundheitliche Bewertung und Maßnahmen. Berlin, 2006.
- Rodes C, Sheldon L, Whitaker D, Clayton A, Fitzgerald K. Measuring concentrations of selected air pollutants inside California vehicles: Final Report prepared for the California State Air Resources Board, Sacramento: 1998.
- Rojas-Bracho L, Suh HH, Koutrakis P. Relationships among personal, indoor, and outdoor fine and coarse particle concentrations for individuals with COPD. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000; 10: 294-306.
- Rojas-Bracho L, Suh HH, Oyola P, Koutrakis P. Measurements of children`s exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago, Chile. *Sci Total Environ* 2002; 287: 249-264.
- Roller M. Quantitative Risikoabschätzung für die Exposition gegenüber Toneremissionen aus Kopiergeräten. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* 2006; 66: 211-216.
- Roorda-Knape MC, Janssen NAH, De Hartok JJ, Van Vliet PHN, Harssema H, Brunekreef B. Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos Environ* 1998; 32: 1921-1930.
- Sabin LD, Behrentz E, Winer AM, Jeong S, Fitz DR, Pankratz DV, Colome SD, Fruin SA. Characterizing the range of children`s air pollutant exposure during school bus commutes. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004: 1-11.
- Sarnat SE, Coull BA, Ruiz PA, Koutrakis P, Suh HH. The influences of ambient particle composition and size on particle infiltration in Los Angeles, CA, residences. *J Air Waste Manage Assoc* 2006; 56: 186-196.
- Sarwar G, Olson DA, Corsi RL, Weschler CJ. Indoor fine particles : the role of terpene emissions from consumer products. *J Air & Waste Manage Assoc* 2004; 54: 367-377.
- Sawant AA, Na K, Zhu X, Cocker K, Butt S, Song C, Cocker DR. Characterization of PM_{2.5} and selected gas-phase compounds at multiple indoor and outdoor sites in Mira

- Loma, California. *Atmos Environ* 2004; 38: 6269-6278.
- Scheff PA, Paulius VK, Curtis L, Conroy LM. Indoor air quality in a middle school, part II: development of emission factors for particulate matter and bioaerosols. *App Occup Environ Hyg* 2000; 15: 835-842.
- Schwarze PE, Øvrevik J, Låg M, Refsnes M, Nafstad P, Hetland RB, Dybing E. Particulate matter properties and health effects: consistency of epidemiological and toxicological studies. *Human & Environmental Toxicology* 2006; 25: 559-79.
- See SW, Balasubramanian R. Risk assessment of exposure to indoor aerosols associated with Chinese cooking. *Environ Res* 2006; 102: 197-204.
- Seifert B. Die Untersuchung von Hausstaub in Hinblick auf Expositionsabschätzungen. *Bundesgesundheitsblatt* 1998; 41: 383-391.
- Sendzig T, Fong G, Travers M, Hyland A. The hazard of tobacco smoke pollution in cars: evidence from an air quality monitoring study. 13th World Conference on Tobacco and Health; 2006 July 12th-15th; Washington DC.
- Shaughnessy RJ, Mcdaniels TJ, Weschler CJ. Indoor chemistry: ozone and volatile organic compounds found in tobacco smoke. *Environ Sci Technol* 2001; 35: 2758-2764.
- Shaughnessy RJ, Turk B, Evans S, Fowler F, Casteel S, Louie S. Preliminary study of flooring in school in the U.S.: airborne particulate exposure in carpeted vs. uncarpeted classrooms. *Proceedings of Indoor Air 2002*: 974-979.
- Siegel D. Europäische Messverfahren für Schwebstaub PM₁₀ und PM_{2,5} sowie für Pb/Cd/As/Ni. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hg.) KRdL-Experten-Forum Staub und Staubinhaltsstoffe. KRdL-Schriftenreihe, Band 33, 2004.
- Simoni M, Scognamiglio A, Carrozzi L, Baldacci S, Angino A, Pistelli F, Di Pede F, Viegi G. Indoor exposures and acute respiratory effects in two general population samples from a rural and an urban area in Italy. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2004; 14 Suppl 1: S144-S152.
- Simons E, Curtin-Brosnan J, Buckley T, Breyse P, Eggleston PA. Indoor environmental differences between inner city and suburban homes of children with asthma. *J Urban Health* 2007; 84: 577-590.
- Singer BC, Coleman BK, Destailats H, Hodgson AT, Lunden MM, Weschler CJ, Nazaroff WW. Indoor secondary pollutants from cleaning products and air freshener use in the presence of ozone. *Atmos Environ* 2006; 40: 6696-6710.
- Singh P, DeMarini DM, Dick CAJ, Tabor DG, Ryan JV, Linak WP, Kobayashi T, Gilmour MI. Sample characterization of automobile and forklift diesel exhaust particles and comparative pulmonary toxicity in mice. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 820-825.
- Slama R, Morgenstern V, Cyrus J, Zutavern A, Herbart O, Wichemann HE, Heinrich J, and the LISA study group. Traffic-related atmospheric pollutants levels during pregnancy and offspring's term birth weigh: a study on a land-use regression exposure model. *Environ Health Perspect* 2007; 115:1283-1292
- Sohn JR, Choi DW, Kim YS, Roh YM, Lee CM. A survey of indoor air quality within public transport vehicles operating in Seoul. *Proceedings: Indoor Air 2005*: 802-805. Peking.
- Sørensen M, Loft S, Andersen HV, Raaschou-Nielsen O, Skovgaard LT, Knudsen LE, Nielsen IV, Hertel O. Personal exposure to PM_{2,5}, black smoke and NO₂ in Copenhagen: relationship to bedroom and outdoor concentrations covering seasonal variation. *J*

- Expo Anal Environ Epidemiol 2005; 15: 413-422.
- Son BS, Song MR, Yang WH. A study on PM₁₀ and VOCs concentrations of indoor environment in school and recognition of indoor air quality. Proceedings: Indoor Air 2005: 827-832. Peking.
- Stranger M, Potgieter-Vermaak SS, Van Grieken R. Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. Environ Int 2007; 33: 789-797.
- Thatcher TL, Layton D. Deposition, Resuspension, and Penetration of Particles within a Residence, Atmos Environ 1995; 29: 1487-1497.
- Thatcher TL, Lunden MM, Revzan KL, Sextro RG, Brown NJ. A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. Aerosol Sci Technol 2003; 37: 847-864.
- Thornburg J D, Ensor S, Rodes CE, Lawless PA, Sparks LE, Mosley RB. Penetration of Particles into Buildings and Associated Physical Factors. Part I: Model Development and Computer Simulation. Aerosol Sci Technol 2001; 34: 284-296.
- Travers MJ, Cummings KM, Hyland A, Repace J, Babb J, Pechacek T, Caraballo R. Indoor air quality in hospitality venues before and after implementation of a Clean Indoor Air Law – Western New York, 2003. MMWR 2004; November 12: 1038-1041.
- Tsai FC, Apte MG, Daisey JM. An exploratory analysis of the relationship between mortality and the chemical composition of airborne particulate matter. Inhal Toxicol 2000; 12 (suppl. 1): 121-135.
- Turk BH, Brown J T, Geisling-Sobotka K, Froehlich D A, Grimsrud DT, Harrison J, Koonce JF, Prill RJ, Revzan KL. Indoor air quality and ventilation measurements in 38 Pacific Northwest commercial buildings: final report to the Bonneville Power Administration, volume I: measurement results and interpretation. Berkeley, CA: U.S. Department of Energy, Lawrence Berkeley Laboratory, Indoor Environment Program; report no. LBL-22315-1/2. Available from: DE88014064/XAB. 1987.
- Turner S, Cyr L, Gross AJ. The measurement of environmental tobacco smoke in 585 office environments. Environ Int. 1992; 18: 19-28.
- Turner WA, Caulfield SC, Ellis T, Lewia R. Realtime measurement of PM₁₀ dust levels in a carpeted and non-carpeted school gym room. Proceedings of Indoor Air 2002, 992-997.
- Twardella D, Fromme H, Dietrich S, Dietrich WC. Feinstaubbelastung in Bayerns Schulen. Das Gesundheitswesen 2007 (eingereicht).
- UBA (Umweltbundesamt) Feststellung und Bewertung von Immissionen - Leitfaden zur Immissionsüberwachung in Deutschland. 3. überarbeitete Auflage. Berlin. 2004.
- Valente P, Forastiere F, Bacosi A, Cattani G, Di Carlo S, Ferri M, Figà-Talamanca I, Marconi A, Paoletti L, Perucci C, Zuccaio P. Exposure to fine and ultrafine particles from secondhand smoke in public places before and after the smoking ban, Italy 2005. Tobacco Control 2007; 16: 312-317.
- Vartiainen E, Kulmala M, Ruuskanen TM, Taipale R, Rinne J, Vehkamäki H. Formation and growth of indoor air aerosol particles as a result of d-limonene oxidation. Atmos. Environ 2006; 40: 7882-7892.
- Vette AF, Rea AW, Lawless PA, Rodes CE, Evans G, Highsmith VR, Sheldon S. Characterization of Indoor-Outdoor Aerosol Concentration Relationships during the Fresno PM Exposure Studies. Aerosol Sci Technol 2001; 34: 118 – 126.

- Vinzents PS, Moller P, Sorensen M, Knudsen LE, Hertel O, Jensen FP, Schibye B, Loft S. Personal Exposure to ultrafine particles and oxidative DANN damage. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 1485-1490.
- Wainman T, Zhang J, Weschler CJ, Liou PJ. Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure. *Environ Health Perspect* 2000; 108: 1139-1145.
- Walinder R, Norbäck D, Wieslander G, Smedje G, Erwall C, Venge P. Nasal patency and biomarkers in nasal lavage – the significance of air exchange rate and type of ventilation in schools. *Int Arch Occup Environ Health* 1998; 71: 479-486.
- Wallace L, Howard-Reed C. Continuous monitoring of ultrafine, fine and coarse particles in a residence for 18 months in 1999-2000. *J Air Waste Manage Assoc* 2002; 52: 828-844.
- Wallace LA, Mitchell H, O'Connor GT, Neas L, Lippmann M, Kattan M, Koeng J, Stout JW, Vaughn BJ, Wallace D, Walter M, Adams K, Liu L-JS. Particle concentrations in inner-city homes of children with asthma: the effect of smoking, cooking, and outdoor pollution. *Environ Health Perspect* 2003; 111: 1265-1272.
- Wallace LA, Williams R. Use of personal-indoor-outdoor sulphur concentrations to estimate the infiltration factor and outdoor exposure factor for individual homes and persons. *Environ Sci Technol* 2005; 39: 1707-1714.
- Ward TJ, Noonan CW, Hooper K. Results of an indoor size fractionated PM school sampling program in Libby, Montana. *Environ Monit Assess* 2007; 130: 163-171.
- Waring MS, Siegel JA. An evaluation of the indoor air quality in bars before and after a smoking ban in Austin, Texas. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007; 17: 260-268.
- Weichenthal S, Dufresne A, Infante-Rivard C, Joseph L. Indoor ultrafine particle exposure and home heating systems: A cross-sectional survey of Canadian homes during the winter months. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2007; 17: 288-297.
- Wensing M, Pinz G, Bednarek M, Scripp T, Uhde E, Salthammer T. Particle Measurement of Hardcopy Devices. *Proceedings of Healthy Buildings 2006*. Lisboa, Portugal Vol. II, 461-464.
- Wensing M, Uhde E, Salthammer T. Leserbrief zum Beitrag von R. Gminski und V. Mersch-Sundermann: Gesundheitliche Bewertung der Exposition gegenüber Tonerstäuben, *Umweltmed Forsch Prax*. 2006; 11:269-300. *Umweltmed Forsch Prax* 2007; 12: 190.
- Weschler CJ, Shields HC. Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particle. *Atmos Environ* 1999; 33: 2301-2312.
- Weschler CJ. Indoor chemistry as a source of particles. In: Morawska L, Salthammer T. (Eds.) *Indoor environment. Airborne particles and settled dust*. Wiley-VCH Verlag Weinheim, 2003.
- Weschler CJ, Wells JR, Poppendieck D, Hubbard H, Pearce TA. Workgroup report : indoor air chemistry and health. *Environ Health Perspect*. 2006; 114: 442-446..
- Winkens A, Praetorius F. Feinstaubbelastungen in der Innenraumlufte. VDI-Bericht Nr. 1921, 2006.
- Yip FY, Keeler GJ, Dvonch JT, Robins TG, Parker EA, Israel BA, Brakefield-Caldwell W. Personal exposure to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan. *Atmos Environ* 2004; 38: 5227-5236.

Notizen

Anlagenverzeichnis

A	Untersuchung des LGA Baden-Württemberg	A-3
A.1	Auswahl und Charakterisierung der Messorte	A-3
A.2	Messmethoden	A-3
A.2.1	Bestimmung von PM _{2,5} mit Pikofiltergeräten.....	A-3
A.2.2	Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration	A-4
A.2.3	Bestimmung des Rußanteils in PM _{2,5} bei Sammlung auf Pikofiltergeräten	A-5
A.2.4	Probenahme und Analytik zur Bestimmung des sedimentierten Grobstaubs. A-5	
A.3	Ergebnisse zu Messungen in Wohnungen und Schulen	A-7
A.3.1	Ergebnisse zur Partikelmasse	A-7
A.3.2	Ergebnisse zu Rußmessungen im PM _{2,5}	A-11
A.3.3	Ergebnisse zum sedimentierten Grobstaub (Gesamtpartikel)	A-12
A.3.4	Ergebnisse zum „schwarzen“ Grobstaub.....	A-16
A.3.5	Ergebnisse zur Partikelanzahlkonzentration.....	A-17
A.4	Langzeituntersuchungen zu Auswirkungen von Reinigungsmaßnahmen	A-23
A.4.1	Auswahl und Charakterisierung der Messorte.....	A-23
A.4.2	Messmethoden	A-25
A.4.3	Ergebnisse zu Messungen in 38 Schulen 2005/06.....	A-26
A.4.4	Ergebnisse zu Messungen in einer Schule von November 2006 bis Juli 2007	A-41
B	Untersuchung des LGL in Bayern	B-1
B.1	Auswahl und Charakterisierung der Messorte	B-1
B.2	Messmethoden	B-2
B.2.1	Bestimmung von PM-Fraktionen mittels Aerosolspektrometer	B-2
B.2.2	Gravimetrische Bestimmung von PM _{2,5} mittels Filtersammlung	B-2
B.2.3	Messmethode der Partikelanzahlkonzentration.....	B-3
B.3	Ergebnisse von Messungen in Schulen.....	B-4
B.3.1	Ergebnisse zur Partikelmasse in der Wintermessperiode	B-4
B.3.2	Ergebnisse zur Partikelmasse in der Sommermessperiode	B-8
B.3.3	Zusammenfassende Ergebnisse über beide Messperioden.....	B-11
B.3.4	Ergebnisse zur Partikelanzahlkonzentration.....	B-13
C	Untersuchungen des ILAT Berlin	C-1
C.1	Auswahl und Charakterisierung der Messorte	C-1
C.2	Messmethoden	C-2
C.2.1	Gravimetrische Bestimmung von alveolengängigem Staub (PM ₄) durch Filtersammlung	C-2
C.2.2	Bestimmung des elementaren und organischen Kohlenstoffs im PM ₄	C-2
C.3	Ergebnisse der Messungen in Schulen und Kindertagesstätten	C-4
C.3.1	Ergebnisse zur Partikelmasse	C-4
C.4	Ergebnisse von Messungen in Wohnungen	C-6
C.4.1	Ergebnisse zur Partikelmasse	C-6
C.4.2	Ergebnisse der EC/OC Messungen.....	C-9
D	Interventionsstudien Feinstaub und Lüftung/Reinigung	D-1
D.1	Untersuchung des ILAT in Berlin	D-1
D.1.1	Untersuchungsbedingungen.....	D-1
D.1.2	Messmethodik.....	D-3
D.1.3	Ergebnisse zum alveolengängigen Feinstaub (~PM ₄).....	D-4
D.1.4	Ergebnisse zum PM ₁₀	D-8
D.1.5	Ergebnisse zur Partikelanzahlkonzentration / Partikelverteilung	D-11
D.2	Untersuchung der Stadt Frankfurt.....	D-15
D.2.1	Untersuchungsbedingungen.....	D-15

D.2.2	Messmethodik.....	D-15
D.2.3	Ergebnisse der gravimetrischen Messungen.....	D-16
D.2.4	Kontinuierliche Messungen der PM ₁₀ -Gehalte.....	D-17
D.2.5	Feinstaub-Untersuchungen in zwei weiteren Klassenräumen 2007.....	D-20
D.3	Untersuchung des LGL Bayern.....	D-22
D.3.1	Untersuchungsbedingungen.....	D-22
D.3.2	Messmethodik.....	D-25
D.3.3	Ergebnisse der gravimetrischen Messungen.....	D-26
D.3.4	Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen.....	D-29
D.3.5	Lüftungs- und Reinigungseffekte.....	D-30
D.4	Länderuntersuchungsprogramm in öffentlichen Einrichtungen (LUPE I).....	D-33

A Untersuchung des LGA Baden-Württemberg

(modifiziert nach Link et al. 2004)

A.1 Auswahl und Charakterisierung der Messorte

Zur Untersuchung der Belastung von Schulen mit $PM_{2,5}$ wurden in Mannheim, Stuttgart, Kehl mit Umgebung und im Kreis Ravensburg in Aulendorf, Bad Waldsee, Reute und Bergatreute in 54 Klassenräumen an 29 Schulen insgesamt 113 Messungen in Verbindung mit den Untersuchungen an den Wohnungen durchgeführt. Die Messungen fanden an unterschiedlichen Wochen im Zeitraum zwischen November 2001 und April 2002 statt. Die Messdauer betrug in der Regel 7 Tage; eine Differenzierung zwischen den Unterrichtszeiten und den unterrichtsfreien Zeiten fand dabei nicht statt.

Die Untersuchung von Wohninnenräumen sollte in jeweils etwa 40 Haushalten der vier Untersuchungsgebiete (Mannheim, Stuttgart, Kehl, Aulendorf/Bad Waldsee) durchgeführt werden. Um Wohnungen mit möglichst unterschiedlichen Verkehrsbelastungen in die Untersuchung einzubeziehen, wurden in jedem Gebiet anhand von Verkehrsfragebögen der zur Teilnahme bereiten Familien die Wohnungen mit den höchsten und mit den niedrigsten Verkehrsbelastungen ausgewählt. Insgesamt konnten im Zeitraum vom 15.11.01 bis 07.05.02 in den Wohnungen von 126 Kindern Messungen durchgeführt werden. Mit Kleinfiltergeräten wurde in den Wohnungen jeweils eine Woche lang $PM_{2,5}$ gesammelt. Parallel dazu wurde an 68 Stellen $PM_{2,5}$ in der Außenluft vor der Wohnung erfasst.

A.2 Messmethoden

A.2.1 Bestimmung von $PM_{2,5}$ mit Pikofiltergeräten

Zur Erfassung der Exposition gegenüber $PM_{2,5}$ in der Außen- und Innenraumluft von Wohnungen und Schulen wurden Pikofiltergeräte verwendet. Die Messungen erfolgten gemäß VDI 2463 Blatt 1:1999 -11; „Messen von Partikeln – Gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft – Grundlagen“, VDI 2463 Blatt 7:1982 - 08; „Messen von Partikeln – Messen der Massenkonzentration (Immission); Filtrationsverfahren; Kleinfiltergerät GS 050“ und VDI 2463 Blatt 8:1982 - 08; „Messen von Partikeln – Messen der Massenkonzentration (Immission); Basisverfahren für den Vergleich von nichtfraktionierenden Verfahren“.

Der Messbereich des Verfahrens erstreckt sich von 5 – 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voraussetzung für eine ausreichende Nachweisgrenze des Verfahrens ist eine entsprechend lange Messzeit. Das Pikofiltergerät arbeitet mit einem Volumenstrom von 3 m^3/h . Bei einer angenommenen Filterbelegung von 100 μg ist mit einem Fehler von 5 μg (5%) zu rechnen.

Bei der Durchführung der Messungen wurde in der Regel die Probenahme über 7 Tage durchgeführt, für die Äquilibration und Auswaage des Filters vor und nach der Probenahme wurden 3 Tage angesetzt. Der Mindestdurchsatz betrug 72 m^3 Luft.

Vor Untersuchungsbeginn erfolgte eine Funktionsüberprüfung des Probenahmegerätes (Pikofiltergerät MVS/PNS 6.1-15 mit Probenahmekopf $\text{PM}_{2,5}$ der Firma Derenda). Unter Vermeidung der Kontamination des Filters wurde der $\text{PM}_{2,5}$ -Probenahmekopf des Probenahmegerätes mit dem Filterhalter und dem vorgewogenen Filter bestückt. Das Probenahmegerät wurde gemäß der Bedienungsanleitung des Herstellers gestartet. Nach der Messung wurde der Filterhalter mit dem Filter unter Vermeidung von Kontaminationen aus dem $\text{PM}_{2,5}$ -Probenahmekopf des Probenahmegerätes entfernt. Der Filter wurde nochmals auf Unversehrtheit geprüft. Ebenfalls wurde überprüft, ob der Filter dicht eingebaut war. Der äußere Rand des Filters (1-2 mm), wo die Abdichtung erfolgte, musste rein weiß geblieben sein. Der Filterhalter wurde mit dem Filter in einer beschrifteten Dose mit 6 cm Durchmesser verpackt.

Die Auswaage der Filter vor und nach der Beaufschlagung erfolgte in Form einer 10-fach Wägung bei einer Temperatur von 24 bis 25 $^{\circ}\text{C}$ und einer Luftfeuchte von 40 bis 45%. Bei einer Auswaage von 100 μg Feinstaub ist mit einem Fehler von ca. 5% zu rechnen.

Nach Auswaage des Filters vor und nach der Beaufschlagung wurde die Differenz der beiden Gewichte und somit die Menge in μg des beaufschlagten Staubes bestimmt. Diese Menge wurde durch das Probenvolumen (m^3) dividiert. Auf diese Weise wird die $\text{PM}_{2,5}$ -Belastung der untersuchten Luft in μg pro m^3 bestimmt.

A.2.2 Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration

Bei einem Teilkollektiv (Wohnungen von Kindern in Mannheim und Aulendorf/Bad Waldsee) wurde die Gesamtpartikelzahl (Partikelanzahlkonzentration) in der Außen- und Innenraumluft über einen Zeitraum von ca. 10 Stunden mit Hilfe von Kondensationspartikelzählern (CPC) gemessen.

Da es sich bei der Partikelmessung mit dem Kondensationspartikelzähler um eine Direktzeitmessung handelt (pro Minute wird ein Messwert gespeichert), ist die aktuell gemessene

Partikelkonzentration sehr stark von der aktuellen Quellenaktivität abhängig und damit sehr starken Schwankungen unterworfen.

Der Messbereich des Verfahrens reicht von $10^3 - 10^5$ Partikel/cm³; der unterste relevante Messwert liegt bei 10^3 Partikel/cm³. Abgeschieden und angezeigt werden Partikel mit einem Durchmesser von $> 0,01$ bis $1 \mu\text{m}$.

Zur Durchführung der Messung wird die mit Isopropanol (Isopropanol Uvasol 100993 VWR) gesättigte Lösungsmittelkartusche in den Kondensations-Partikelzähler (CPC) 3007 der Firma TSI eingeschraubt. Das Gerät wird entsprechend den Angaben des Herstellers eingeschaltet und 10 min konditioniert. Nach Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Gerätes wird der Status Datenaufnahme (Log Mode) aktiviert. Auf dem Display kann die aktuelle Partikelkonzentration abgelesen werden; die anfallenden Daten werden gespeichert. Nach Beendigung der Messung (höchstens 8 h) wird der Status Datenaufnahme deaktiviert und das Gerät ausgeschaltet. Anschließend werden die Daten auf einen PC übernommen und in Excel konvertiert.

Die häuslichen Aktivitäten während der Bestimmung der Partikelanzahl wurden in einem Protokoll vermerkt.

A.2.3 Bestimmung des Rußanteils in PM_{2,5} bei Sammlung auf Pikofiltergeräten

Als wichtige Voraussetzung für die optische Rußbestimmung an Glasfaserfiltern nach der Immersionsmethode (Fricker und Schultz 2002) muss das Fasermaterial optisch unterdrückt werden. Dazu müssen die Brechungsindices von Fasermaterial und Immersionsöl nahezu identisch sein. Für die optische Rußbestimmung wurde das Spektrometer Modell Specord 50 der Firma Analytik Jena gewählt. Das Messergebnis wird als Extinktion angegeben. Diese Größe wird in Lichtabschwächung (Attenuation) umgerechnet. Die Objektträger mit eingebetteten Filterstücken wurden in den Feststoffhalter des Spektrometers eingesetzt und an jeweils fünf Stellen vermessen. Die jeweils vermessene Filterfläche hatte eine Höhe von 8 mm und eine Breite von ca. 0,5 mm. Die Messungen wurden innerhalb eines Bereichs von ca. 8 mm x 8 mm durchgeführt. Die Messergebnisse zeigen einen starken linearen Zusammenhang mit EC-Vergleichsmessungen (Ballach, Hitzenberger et al. 2001).

A.2.4 Probenahme und Analytik zur Bestimmung des sedimentierten Grobstaubs

Die Partikelprobenahme erfolgte auf transparenten, mit einem witterungsbeständigen Kleber beschichteten Haftfolien. Die Haftfolien wurden zur Probenahme an der Außenluft horizontal in dem Probenahmegerät Sigma-2 exponiert. Bei den Innenraummessungen wurde auf eine

entsprechende Schutzvorrichtung verzichtet. Die für Innenraumuntersuchungen entwickelte Probenahmeeinrichtung, als Gondel bezeichnet, besteht aus einer flachen Kunststoffschale, die mit drei Nylonfäden an der Zimmerdecke angebracht werden konnte. Die Probenahmedauer betrug in der Regel 7 Tage. Eine detaillierte Geräte- und Verfahrensbeschreibung wird in der VDI-Richtlinie 2119, Blatt 4, gegeben (VDI 1991).

Aus den exponierten Haftfolien im Format von 65 mm x 65 mm wurden Ausschnitte mit den Abmessungen 18 mm x 18 mm jeweils mittig ausgestanzt. Auf die kleberbeschichtete Seite wurden 5 bis 10 µl einer Immersionslösung zur Einbettung der Staubpartikel aufgegeben. Der Brechungsindex der Immersionslösung war nahe dem Brechungsindex der Akzeptorfläche (Kleber) eingestellt, so dass die Oberflächenstruktur des Klebers optisch weitgehend unterdrückt wurde und ein störender Einfluss auf die Segmentierung der Partikel vermieden werden konnte. Zur Kontrastierung biogener Partikel, insbesondere von Pollen, wurden die Farbstoffe Rhodamin B und Methylgrün in einer wässrigen Karionlösung (Immersionsmedium) verwendet.

Die lichtmikroskopische Untersuchung erfolgte im Durchlicht unter Hellfeldbedingungen. Es wurde ein ZEISS-Mikroskop Axioskop H mit 20-facher Objektivvergrößerung benutzt. Zur Auswertung wurde insgesamt eine Fläche von 2,624mm² verwendet. Aus der bildanalytisch segmentierten Partikelfläche wurde der Durchmesser des flächengleichen Kreises als Maß für die Partikelgröße berechnet. In die Auswertung wurden Partikel im Größenbereich von 3 bis 96 µm einbezogen. In einem zweiten Schritt wurde der mittlere Grauwert jedes Partikels bestimmt und über einen empirisch festgelegten Schwellenwert die Entscheidung zwischen transparenten, d.h. mineralisch-anorganischen oder biologischen Partikeln (z.B. menschliche Epithelyen und Abrieb von tierischen und pflanzlichen Materialien) und nicht-transparenten, d.h. elementar-kohlenstoffhaltigen Partikeln getroffen.

In den vorliegenden Auswertungsergebnissen des gesamten Grobstaubes sind die Pollen nicht enthalten. Sie wurden durch Anfärbung und morphologische Vermessung erkannt und eliminiert. Durch die wässrige Einbettung der Grobstaubproben gingen wasserlösliche Partikel, wie z.B. NaCl und NH₄NO₃, in Lösung und konnten bildanalytisch nicht nachgewiesen werden. Die löslichen Salze im Grobstaub wie im Feinstaub wurden mit Hilfe der IC-Analyse nachgewiesen.

Zur näheren Beschreibung der Methode wird auf die Literatur verwiesen (Eltschka, Kühr et al. 1994; Scharring, Dietze et al. 2004).

An den Schulen der 4 Untersuchungsgebiete wurden im Zeitraum zwischen November 2001 und Ende April/Anfang Mai 2002 jeweils eine Woche lang Grobstaub auf Haftfolie gesammelt

und getrennt für das gesamte Partikelkollektiv sowie für den schwarzen, elementarkohlenstoffhaltigen Partikelanteil ausgewertet. In den Wohnungen der Kinder wurden im Untersuchungszeitraum von Mitte November 2001 bis Ende April/Anfang Mai 2002 eine Woche lang Grobstaub auf Haftfolie gesammelt. Dabei wurden Partikelfractionen mit Partikeldurchmessern in den Bereichen 3 bis 6 µm, 6 bis 12 µm, 12 bis 24 µm, 24 bis 48 µm und 48 bis 96 µm unterschieden.

A.3 Ergebnisse zu Messungen in Wohnungen und Schulen

A.3.1 Ergebnisse zur Partikelmasse

Die Ergebnisse der gravimetrischen Auswertung der gesammelten Feinstäube als PM_{2,5} sind für die Wohnungen und Schulen in den folgenden Tabelle 1 und Tabelle 2 bzw. in Abbildung 1 getrennt nach Untersuchungsorten dargestellt.

Tabelle 1: Messung von PM_{2,5} in und vor den Wohnungen an den vier Untersuchungsorten

	Mannheim		Stuttgart		Kehl		Aulendorf/ Bad Waldsee		Alle Wohnungen	
	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen
Anzahl	34	19	31	15	32	20	29	14	126	68
Mittelwert	46,9	19,3	23,2	17,1	31,0	16,4	22,6	18,4	31,4	17,8
Standardabw.	49,9	9,2	19,2	6,5	42,3	9,1	17,9	11,8	36,9	9,1
Minimum	6	7	6	7	3	6	3	4	3	4
Maximum	182	43	89	33	209	42	91	43	209	43
5. Perzentil	7	7	8	10	4	7	6	4	6	6
25. Perzentil	15	12	12	14	10	10	10	6	11	12
Median	24	19	15	15	20	14	17	20	19	16
75. Perzentil	70	25	30	21	24	21	28	25	32	24
95. Perzentil	166	31	63	27	108	33	47	36	109	32

Tabelle 2: PM_{2,5}-Messungen im Inneren von Schulen

Untersuchungs- region	Mannheim	Stuttgart	Kehl	Aulendorf, Bad Wald- see	gesamt
Anzahl Untersuchun- gen i. Klassenräumen	32	32	29	20	113
Mittelwert	14,3	17,6	13,8	11,0	14,5
Standardabw.	6,9	9,5	6,8	3,0	7,5
Min.	6	6	5	6	5
Max.	33	40	30	15	40
5. Perzentil	6	7	5	6	6
25. Perzentil	10	11	10	9	10
Median	12	15	12	10	13
75. Perzentil	17	21	15	14	17
95. Perzentil	30	39	26	15	30

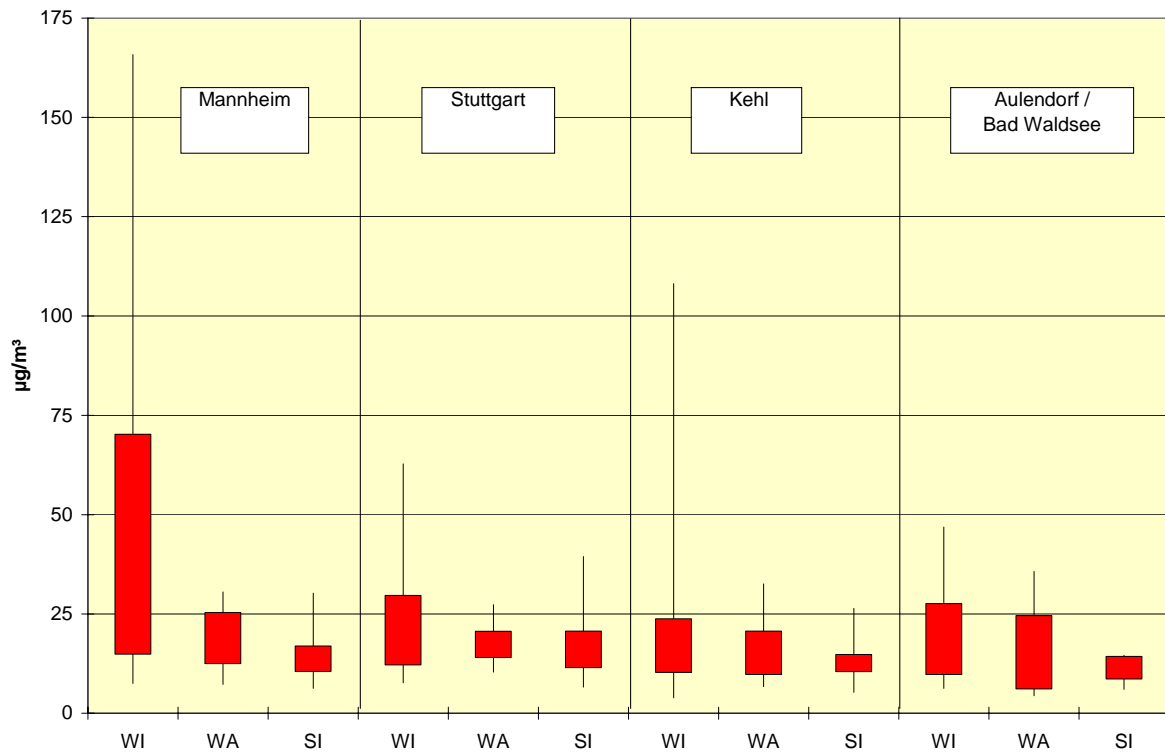


Abbildung 1: Messung von $PM_{2,5}$ in den Wohnungen (WI), vor den Wohnungen (WA) und in den Klassenräumen der Schulen (SI) (jeweils 5., 25., 75. und 95. Perzentil der Verteilung)

Die in der Außenluft vor den Wohnungen ermittelten $PM_{2,5}$ -Konzentrationen bewegen sich im gleichen Bereich wie die Wochenmittelwerte, die sich aus den Messungen der UMEG an ortsfesten Messstationen ergaben. In den Wohninnenräumen waren die Messwerte in der Regel deutlich höher als vor den Wohnungen. Wie die Verteilungsmuster in den Abbildungen 2 und 3 zeigen, waren die Messwerte in der Innenraumluft über einen relativ weiten Bereich zwischen 0 und über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verteilt, während in der Außenluft die Maximalwerte für das Wochenmittel unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen. In den Klassenzimmern wurden in der Regel etwas niedrigere $PM_{2,5}$ -Konzentrationen gemessen als in der Außenluft. Das Verteilungsmuster in Abbildung 4 zeigt, dass die Messwerte bei den Messungen in den Klassenräumen ähnlich wie in der Außenluft über einen relativ engen Bereich zwischen 5 und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ streuten.

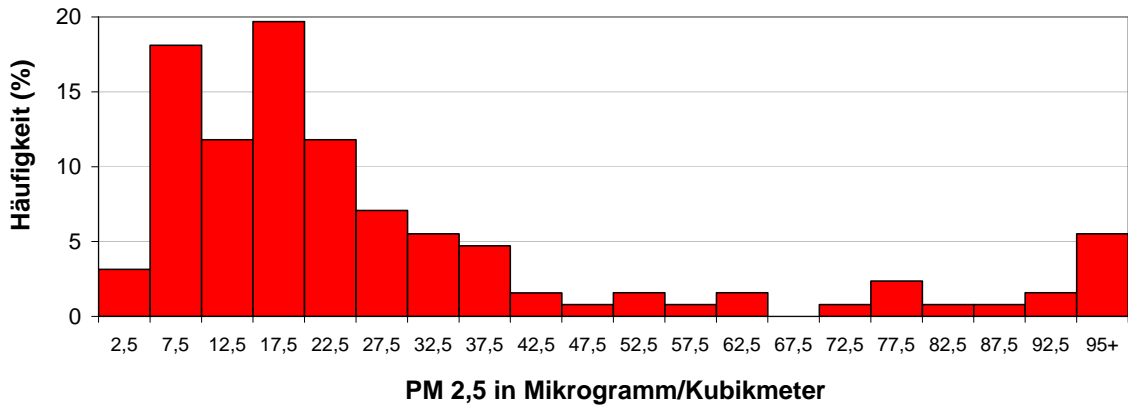


Abbildung 2: Histogramm von PM_{2,5} in Wohnungen

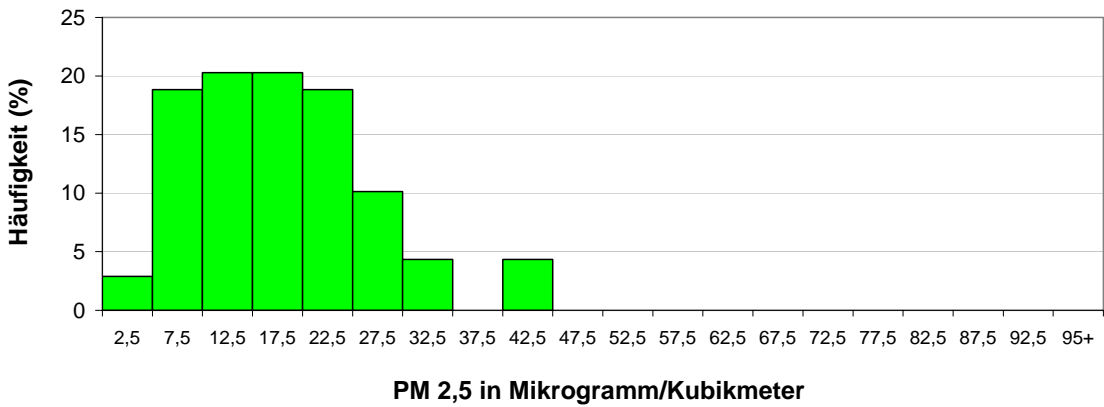


Abbildung 3: Histogramm von PM_{2,5} in der Außenluft vor den Wohnungen

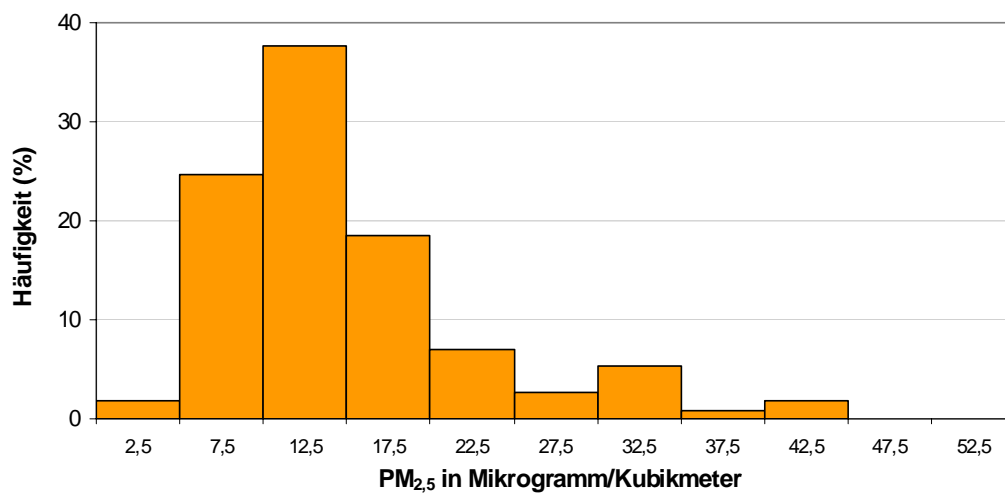


Abbildung 4: Histogramm von PM_{2,5} in Schulen (Innenräume)

Ein Zusammenhang zwischen der Innenraumbelastung und den $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in der Außenluft war nicht erkennbar (Abbildung 5). Dies spricht dafür, dass in einem Teil der Wohnungen starke zusätzliche Quellen für Partikelbelastungen vorhanden waren. Über die zeitliche Variabilität der Innenraumbelastungen lassen sich aus diesen Messungen keine Aussagen ableiten.

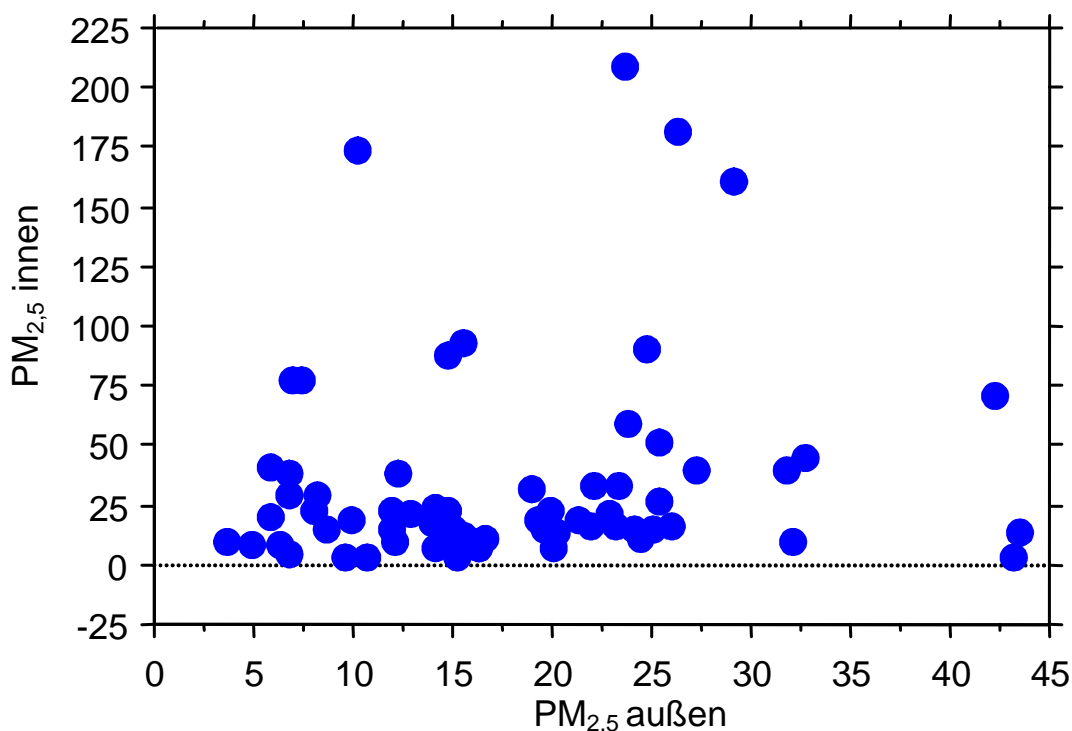


Abbildung 5: Verhältnis der $PM_{2,5}$ -Konzentration im Inneren bzw. in der Außenluft vor den Wohnungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

A.3.2 Ergebnisse zu Rußmessungen im $PM_{2,5}$

Auf den Glasfaserfiltern der $PM_{2,5}$ -Bestimmung wurde der Rußanteil nach der optischen Immersionsmethode bestimmt. Die Rußkonzentrationen (gemessen als Black Carbon) in den Wohnungen lagen im Mittel unterhalb der Konzentrationen in der Außenluft (Tabelle 3). Stuttgart und Mannheim wiesen dabei die höchsten Rußkonzentrationen in der Außenluft auf. Die Rußpartikel, die aus dem Straßenverkehr herrühren, gelangen demnach nur zum Teil in die Innenräume. Zwischen der Rußkonzentration und der $PM_{2,5}$ -Konzentration be-

stand in den Wohnungen ein mäßiger Zusammenhang ($r^2 = 0,48$), der in der Außenluft weniger deutlich ausgeprägt war ($r^2 = 0,33$).

Tabelle 3: Rußkonzentrationen in $PM_{2,5}$ in Innenräumen und in der Außenluft in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Mannheim		Stuttgart		Kehl		Aulendorf/ Bad Wald- see		gesamt	
	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen
Anzahl n	8	32	6	30	12	32	5	27	31	121
Mittelwert	2,09	1,47	2,48	1,50	1,44	1,44	1,46	1,06	1,81	1,37
Standardabw.	0,75	0,99	0,88	0,68	0,59	1,07	0,55	0,64	0,78	0,88

Die Rußkonzentrationen in den Schulräumen lagen im Mittel unterhalb der Konzentrationen in der Außenluft. Zwischen der Rußkonzentration und der $PM_{2,5}$ -Konzentration bestand in den Schulräumen kein enger Zusammenhang ($r^2 = 0,2$).

Tabelle 4: Ruß (BS) in $PM_{2,5}$ in Schulinnenräumen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Untersuchungs- region	Mannheim	Stuttgart	Kehl	Aulendorf, Bad Wald- see	gesamt Schulräu- me
Anzahl	18	23	17	11	69
Mittelwert	1,34	1,53	0,96	1,31	1,30
Standardabw.	0,61	0,75	0,55	1,10	0,76

A.3.3 Ergebnisse zum sedimentierten Grobstaub (Gesamtpartikel)

Grobstaub wurde in den Innenräumen insgesamt in höheren Konzentrationen gefunden als in der Außenluft. Die Größenverteilung in der Außenluft verlief von 3 bis 24 μm nahezu konstant und gingen dann deutlich zurück. In der Größenklasse zwischen 3 und 6 μm war die Konzentration in den Innenräumen doppelt so hoch wie in der Außenluft und nahm mit wachsendem Partikeldurchmesser ab. Ab einem Partikeldurchmesser von 24 μm waren die Partikelkonzentrationen innen geringer als außen.

Tabelle 5: Grobstaubkonzentrationen in Wohnungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Staubfraktion	Durchmesser	Mannheim (Wohnungen)		Stuttgart (Wohnungen)		Kehl (Wohnungen)		Aulendorf Bad Waldsee (Wohnungen)		alle Wohnungen		
		μm	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen	außen	innen
Grobstaub gesamt	3-6		4,72	10,32	4,30	8,02	3,57	5,63	4,23	11,39	4,20	8,82
	6-12		5,42	8,31	5,21	6,85	3,86	4,65	4,83	8,62	4,83	7,11
	12-24		4,88	4,41	4,83	4,26	3,86	2,91	4,74	5,15	4,58	4,17
	24-48		2,30	1,33	2,02	1,26	2,06	0,73	2,37	1,58	2,19	1,22
	48-96		0,37	0,30	0,26	0,37	0,37	0,15	0,40	0,55	0,35	0,34
Grobstaub schwarz	3-6		0,84	0,48	0,93	0,31	0,49	0,20	0,56	0,27	0,70	0,31
	6-12		0,96	0,36	1,32	0,24	0,72	0,14	1,07	0,27	1,02	0,25
	12-24		0,91	0,18	1,57	0,10	0,79	0,06	1,16	0,09	1,11	0,11
	24-48		0,43	0,02	0,33	0,03	0,23	0,01	0,20	0,03	0,30	0,02
	48-96		0,04	0	0	0	0,05	0	0	0	0,02	0

Die erhöhte Belastung in Innenräumen mit Partikeln von 3 bis 12 μm Durchmesser lässt auf die Beteiligung von Innenraumquellen schließen. Dazu gehören u.a. biologische Partikel. Ihre Freisetzung erfolgt durch Abschilferungen des menschlichen Epithels sowie durch Abrieb tierischer und pflanzlicher Materialien. Der Materialabrieb tritt an der üblichen Ausstattung der Wohnungen (Teppiche, Möbelbezüge, etc.) und Materialien des täglichen Gebrauchs (Kleidung, Holzprodukte, etc.) auf. Da die Messdatenerfassung überwiegend in der kalten Jahreszeit stattfand, wurden durch den witterungsbedingten erhöhten Aufenthalt der Bewohner in den Innenräumen verstärkt biologische Partikel produziert und mobilisiert. Die Mobilisation wurde zusätzlich durch von Heizungen angeregte Konvektionsströme und trockene Luft in den beheizten Innenräumen begünstigt.

Eine weitere Quelle für die Staubbelastung bewohnter Innenräume ist erfahrungsgemäß durch den Eintrag mineralisch-anorganischer Partikel gegeben. Der Mineralstaub gelangt typischerweise mit den Schuhen von der Strasse, von unbefestigten Wegen oder aus dem Garten in die Wohnung. Die Mobilisation wird je nach Aktivitätsgrad der Bewohner gefördert. Dies kann die höheren Belastungen in den Schulen im Vergleich zu den Wohnungen erklären. Allerdings liegen die mittleren Konzentrationen von Partikeln mit Durchmesser größer 24 μm in der Regel unterhalb der Werte für die Außenluft, da Fenster und Türen für diese eine gewisse Barriere bilden.

Die Konzentrationen der groben Staubfraktionen waren in der Außenluft an den verschiedenen Orten wenig unterschiedlich (Abbildung 6). In den Wohnungen in Kehl waren sie am niedrigsten und in den Wohngebieten von Aulendorf/Bad Waldsee am höchsten.

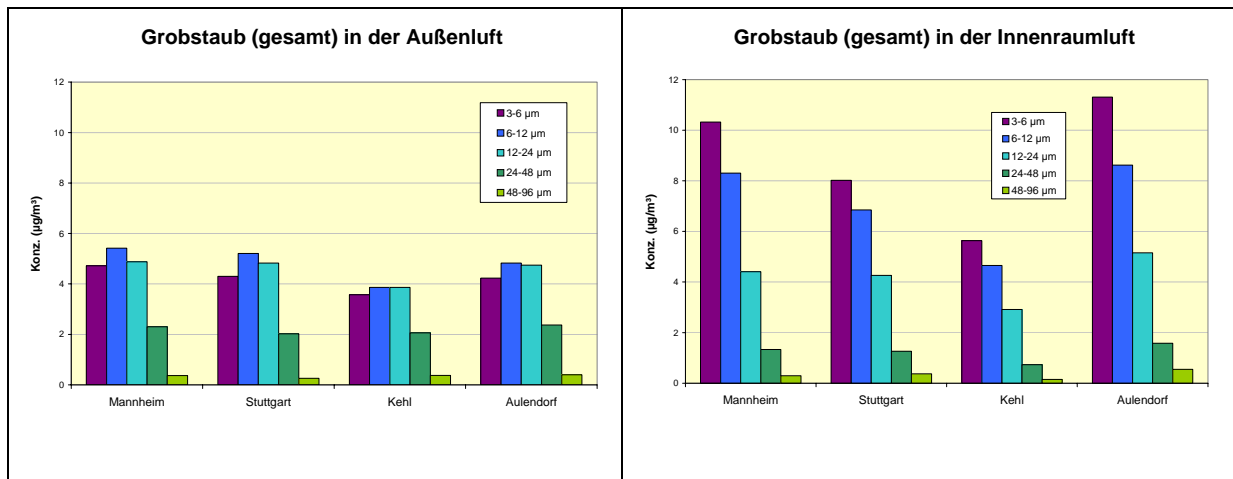


Abbildung 6: Grobstaubkonzentrationen in der Außenluft und in den Wohnungen

Sedimentierfähiger Grobstaub war im Innern der Schulräume insgesamt deutlich stärker vertreten als im Freien vor den Schulen (Tabelle 6 und Abbildung 7). Die Größenverteilung in der Außenluft war zwischen 3 und 24 μm nahezu konstant. In den Fraktionen 24 bis 48 μm ging die Konzentration deutlich zurück, größere Partikel (48 bis 96 μm) spielten nur eine untergeordnete Rolle. Die höheren Konzentrationen in Mannheim und Stuttgart im Vergleich zu den anderen Gebieten können durch industrielle und verkehrsbedingte Stäube (Reifenabrieb sowie Abrieb von Bremsen und Straßenbelägen) erklärt werden.

In den Schulräumen war mit wachsendem Partikeldurchmesser eine monoton fallende Konzentration zu erkennen, wobei die größten Partikel kaum noch in Erscheinung traten. Unterhalb von 12 μm Partikeldurchmesser wies die Innenluft im Mittel erheblich höhere Partikelkonzentrationen auf als die Außenluft. Oberhalb von 24 μm Partikeldurchmesser wurden dagegen innen fast ausschließlich geringere Partikelkonzentrationen als außen beobachtet.

Tabelle 6: Grobstaubkonzentrationen an Schulen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (außen und innen)

Staubfraktion	Durchmesser	Mannheim (Schulen)		Stuttgart (Schulen)		Kehl (Schulen)		Aulendorf Bad Waldsee (Schulen)		alle Schulräume	
		außen	innen	außen	innen	außen	Innen	außen	innen	außen	innen
Grobstaub gesamt	μm										
	3-6	4,35	9,64	4,87	9,15	3,56	10,47	3,27	11,39	4,13	10,02
	6-12	4,69	8,29	5,85	8,11	3,94	9,76	3,11	10,36	4,57	8,98
	12-24	4,93	5,26	5,76	5,81	3,50	6,70	2,68	5,48	4,44	5,81
	24-48	2,58	1,62	2,72	1,67	1,93	1,81	1,20	1,15	2,21	1,59
Grobstaub schwarz	48-96	0,43	0,27	0,38	0,10	0,42	0,19	0,35	0,14	0,40	0,18
	3-6	0,76	0,24	1,09	0,31	0,42	0,14	0,42	0,22	0,72	0,23
	6-12	0,97	0,28	1,75	0,22	0,47	0,12	0,54	0,18	1,01	0,21
	12-24	1,40	0,13	1,88	0,17	0,37	0,09	0,46	0,07	1,14	0,12
	24-48	0,48	0,04	0,59	0,02	0,03	0,05	0,11	0	0,34	0,03
48-96	0,05	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0,03	0

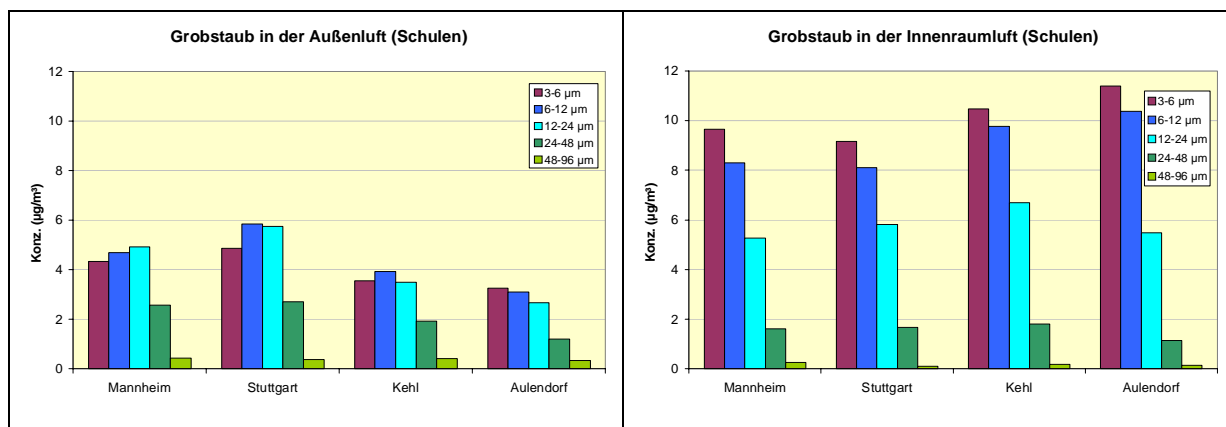


Abbildung 7: Grobstaubkonzentrationen an Schulen (außen und innen)

Die erhöhte Partikelbelastung der Schulräume mit Partikeln kleiner als $12\ \mu\text{m}$ Durchmesser im Vergleich zur Außenluft ist auf die Beteiligung von Innenraumquellen zurückzuführen. In Schulräumen dürften hier vor allem die Aktivitäten der Schüler eine Rolle spielen.

A.3.4 Ergebnisse zum „schwarzen“ Grobstaub

An allen Standorten war die Konzentration der schwarzen, elementarkohlenstoffhaltigen Partikel in den Innenräumen sowohl in Wohnungen als auch in Schulen geringer als in der Außenluft (Tabelle 5 und Tabelle 6 und Abbildungen 8 und 9). Die Partikelgrößenverteilungen der Innen- und Außenluft zeigte charakteristische Unterschiede. Während außen die höchsten Partikelkonzentrationen bei Durchmessern zwischen 6 bis 24 µm auftraten, nahmen innen die Konzentrationen mit zunehmendem Durchmesser ab. Die deutlichsten Konzentrationsunterschiede traten bei Durchmessern zwischen 12 und 24 µm auf. Dies deutet darauf hin, dass die Quelle für diese Partikel fast ausschließlich im Außenluftbereich liegt und beim Übertritt in die Innenräume eine größenabhängige Vorabscheidung stattfindet. Eine typische Quelle für schwarzen Grobstaub ist der kohlenstoffhaltige Reifenabrieb durch den Kraftfahrzeugverkehr. Schwarzem Grobstaub im Bereich von 12 bis 24 µm kommt daher eine Indikatorfunktion für die vorhandene Verkehrsbelastung zu. Dieses Maximum ist in Städten besonders deutlich ausgeprägt. Bei geringerer Verkehrsbelastung im ländlichen Raum findet man typischerweise ein Plateau zwischen 3 und 24 µm Partikeldurchmesser auf niedrigem Konzentrationsniveau.

Zu den kleineren Partikeln der Fraktionen 3 bis 6 µm und 6 bis 12 µm gehören Ruß und Flugasche, die durch Koagulation aus Feinstpartikeln bei folgenden Prozessen entstehen können: Industrielle Verbrennungsprozesse und Verbrennungsprozesse des Kfz-Verkehrs, Heizung, Tabakrauch, Kochen, Backen, Braten sowie Gebrauch von Kerzen und Streichhölzern.

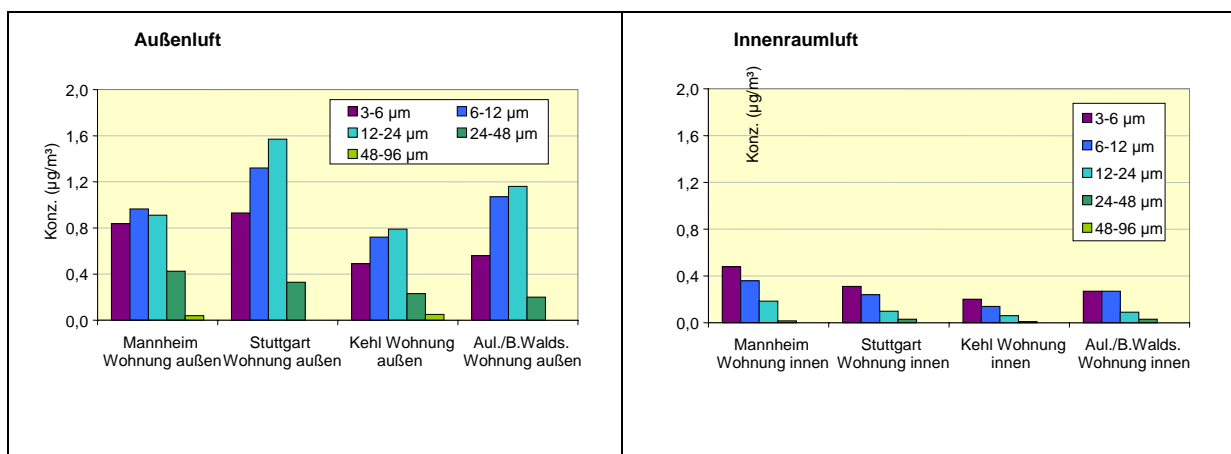


Abbildung 8: Schwarzer Grobstaub in Wohnungen (außen und innen)