

Gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub in der Innenraumluft

Mitteilungen der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumluft-hygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden

1 Einleitung

Mit der Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft [1] wollte die Europäische Union zukunftsorientierte Grenzwerte u. a. für Feinstaub festlegen. Um allen Mitgliedsländern ausreichend Zeit für emissionsmindernde Maßnahmen zu gewähren, sollten diese anspruchsvollen Grenzwerte bis zum 1. Januar 2005 erreicht werden. Für die Festlegung der Grenzwerte für Feinstaub in der Luft standen Wirkungsdaten vorwiegend für PM_{10} aus Zeitreihenuntersuchungen (bezogen auf 24-Stunden-Mittelwerte) und aus wenigen Kohortenstudien (bezogen auf Mittelungszeiträume von mehreren Jahren) zur Verfügung. Deshalb wurden zwei Grenzwerte angegeben, definiert über den 24-h-Mittelwert und den Jahresmittelwert. Damit sollte einerseits die Datenlage zur Wirkung berücksichtigt werden, die sich auf diese Mittelungszeiträume bezog, andererseits sollten sowohl kurz- als auch langfristige Extremsituationen vermieden werden. Deshalb sollten der 24-h-Mittelwert und das Jahresmittel etwa gleichwertig sein. Diese Empfehlungen¹ im Positi-

onspapier [2], das die Grundlage der politischen Entscheidung darstellte, wurden im Verlauf der Verhandlungen jedoch nur teilweise umgesetzt mit dem Ergebnis, dass der „Kurzzeitwert“ (maximal 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes für PM_{10} von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nun viel „strenger“² war als der auf $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgesetzte Jahresmittelwert. Daraus, dass eher die zulässigen Tagesmittelwerte als das Jahresmittel überschritten werden, darf also nicht geschlossen werden, dass unter gesundheitlichen Gesichtspunkten Überschreitungen des Tagesmittelwertes grundsätzlich schädlicher seien als Überschreitungen des Jahresmittelwertes.³

von einem Bereich von $15\text{--}40 \mu\text{g } PM_{10}/\text{m}^3$ für den Jahresmittelwert und von $30\text{--}100 \mu\text{g } PM_{10}/\text{m}^3$ für den Tagesmittelwert aus. Sie hielt die Festlegung eines absoluten Grenzwertes nicht für angemessen, sondern empfahl für den Tagesmittelwert eine Obergrenze von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als 98. Perzentil, d. h. mit etwa 7 Überschreitungen pro Jahr. Angesichts eines typischen Verhältnisses von Tagesmittel zu Jahresmittel von 2,5 empfahl sie eine Kombination des genannten Tagesmittelwertes mit einem Jahresmittelwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In den Beratungen wählte der Rat mit einer zulässigen Überschreitungshäufigkeit von 35 pro Jahr eine Begrenzung im Bereich des 90. Perzentils.

² Der Jahresmittelwert hätte für eine Gleichwertigkeit etwa $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen müssen.

³ Die EU-Richtlinie wird derzeit überarbeitet (COM 05/447). Das Europa-Parlament hat am 10.12.2007 folgende Ziel- und Grenzwerte, die

Die Grenzwerte, die mit der 22. Bundes-Immissionsschutz-Verordnung in nationales Recht umgesetzt wurden, gelten für die Außenluft. Für die Bewertung von Feinstaub in der Innenraumluft gibt es keine Grenz- oder Richtwerte. Vor dem Hintergrund, dass die Grenzwerte für die Außenluft insbesondere an Verkehrsmesspunkten nicht immer eingehalten werden und in Innenräumen teilweise höhere Feinstaubkonzentrationen als in der Außenluft auftreten, stellt sich die Frage nach der Bewertung der Staubbelastung in Innenräumen im Hinblick auf deren Auswirkung auf die Gesundheit.

Inzwischen liegen Untersuchungen zum Vorkommen von Feinstaub in der Raumluft ausgewählter Innenräume u. a. auch aus Deutschland vor, die in einem erweiterten Bericht für die Länderarbeitsgruppe Umweltbezogener Gesundheitsschutz (LAUG) zusammengestellt sind [3]. Auf der Grundlage dieses Berichtes hat die LAUG deshalb die Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der IRK des UBA und der Obersten Landesgesundheitsbehörden im September 2007

vom Ministerrat gebilligt wurden, verabschiedet: für $PM_{2,5}$ ab 2010 als Zielwert und ab 2015 als Grenzwert einen Jahresmittelwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der ab 2020 auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgesenkt werden soll. Der PM_{10} -Jahresmittelwert und der auf ein Jahr bezogene PM_{10} -Tagesmittelwert sollen unverändert bleiben.

¹ Die Technical Working Group ging für die Beratungen im Rahmen der Grenzwertfestlegung

gebeten, eine Stellungnahme zur Festsetzung von Richtwerten bis zur nächsten LAUG-Sitzung⁴ abzugeben. Sie bittet die Ad-hoc-Arbeitsgruppe ferner um Vorschläge für die weitere Vorgehensweise unter Berücksichtigung der Aspekte von Größe, Morphologie, Inhaltsstoffen des Feinstaubes, deren toxikologischen Wirkungsprofilen sowie Dosis-Wirkungs-Beziehungen.

2 Physikalisch-chemische Eigenschaften

Als Schwebstaub werden feste oder flüssige Teilchen (Partikel) bezeichnet, die sich in der Luft gleichmäßig verteilen und zumindest einige Zeit in der Schwebelage bleiben. Mit zunehmender Korngröße nimmt diese Schwebelzeit ab, woraus sich im Schwebstaub eine obere Korngröße von etwa 30 (bis maximal 100) μm ergibt. Bei Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von 30 μm liegt die Schwebedauer im Bereich von Minuten. Kleinere Partikel, z. B. mit einem aerodynamischen Durchmesser von 0,3 μm , verbleiben hingegen über Tage im Zustand der Schwebelage. Je kleiner die Partikel sind, desto eher lagern sie sich an andere Partikel an und wachsen zu größeren Partikeln zusammen, die dann sedimentieren. Partikel können direkt emittiert werden („Primärpartikel“) oder sich in der Atmosphäre aus Gasen bilden („Sekundärpartikel“).

Nach ihrer Korngröße unterscheidet man verschiedene Schwebstaubfraktionen, wobei es sich nicht um eine scharfe Trennung handelt. Als PM_{10} (PM vom Englischen „Particulate Matter“) bezeichnet man Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 μm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Mit abnehmender Wahrscheinlichkeit werden aber auch noch Partikel > 10 μm , bis hin zu ca. 20 μm erfasst. Die Definition von $\text{PM}_{2,5}$ oder anderen PM-Fraktionen ist entsprechend.

Unter „Feinstaub“ verstand man früher PM_{10} . Grobstaub war entsprechend der größere Anteil des Gesamt-Schwebstaubes (TSP, „total suspended particulate matter“). Seit etwa Mitte der 1990er-Jahre

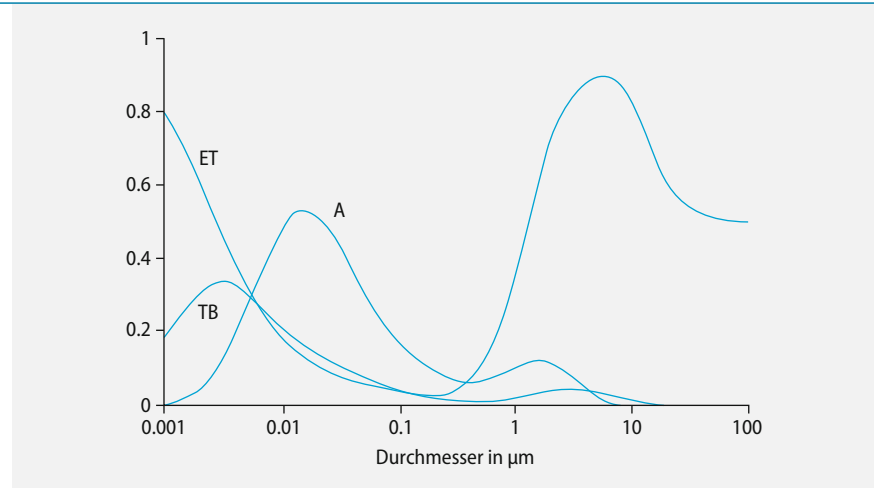


Abb. 1 ▲ Anteil der regionalen Deposition im Atemtrakt des Menschen. ET extrathorakale Region; TB tracheobronchiale Region; A alveoläre Region (nach [44])

wird immer öfter $\text{PM}_{2,5}$ als „Feinstaub“ (englisch „fine particles“) bezeichnet, und der Anteil von PM_{10} zwischen 2,5 und 10 μm ($\text{PM}_{10-2,5}$) gilt als gröbere oder grobe Fraktion („coarse particles“).

In den letzten Jahren nehmen Hinweise zu, dass auch sehr kleine Partikel eine eigenständige gesundheitliche Bedeutung haben können. Diese sogenannten „ultrafeinen Partikel“ (UF) besitzen einen Durchmesser von kleiner 0,1 Mikrometer bzw. 100 Nanometer (1 Nanometer = 1 nm = 1 millionstel Millimeter). Ultrafeinstäube sind ein Teil des Feinstaubes der Luft. Sie tragen viel zur Zahl der Teilchen in der Luft bei, aber wenig zur Masse.

Die Korngröße entscheidet maßgeblich darüber, welche Teile des Atemtraktes ein Staubeilchen erreichen und wo es sich ablagern kann [4]. In der **Abb. 1** ist dieser Zusammenhang für Erwachsene grafisch dargestellt. Zu berücksichtigen ist dabei, dass Kinder z. B. aufgrund ihrer anderen Atemwegsgeometrie und ihres – auf das Körpergewicht bezogen – größeren Atemvolumens eine höhere Partikeldeposition im Atemtrakt zeigen.

Die Stauffraktionen haben teilweise unterschiedliche Quellen. $\text{PM}_{10-2,5}$ stammt eher aus mechanischen Prozessen wie Bauarbeiten, Resuspension abgelagerter Partikel oder Erosion, während $\text{PM}_{2,5}$ und kleinere Partikelfraktionen eher mit Verbrennungsprozessen (Autoabgase, Holz- und Kohlebrand, Tabakrauch) in Zusammenhang stehen.

Abgesehen von ihren physikalischen Eigenschaften (z. B. Morphologie, Porosi-

tät, Oberflächeneigenschaften) unterscheiden sich Staubpartikel auch in ihrer chemischen und biologischen (Pollen und Pollenbestandteile, Bakterien und Viren) Zusammensetzung.

3 Exposition gegenüber Feinstaub in der Innenraumluft

Innenräume von Gebäuden unterscheiden sich erheblich hinsichtlich ihrer baulichen Bedingungen, ihrer konkreten Nutzung, Art und Intensität potenzieller Innenraumquellen, der Nähe zu Außenluftquellen und der Partikelbewegungen von außen nach innen und umgekehrt sowie der vorherrschenden meteorologischen Bedingungen. Wesentliche Innenraumquellen sind: Verbrennungsprozesse wie das Betreiben von offenen Brennstellen (Kamine, Gastherme, Gasherde), Abbrennen von Kerzen und insbesondere Rauchen im Innenraum, Kochen, der Betrieb elektronischer Geräte, u. a. Laserdrucker, Heimwerkertätigkeiten, das mechanische Auf- und Verwirbeln von sedimentierten Partikeln ebenso wie der Eintrag u. a. von anhaftenden Stäuben an Schuhen und Kleidungsstücken. Vor diesem Hintergrund stellt sich ein zeitlich und räumlich komplexes Belastungsmuster der einzelnen Partikelfraktionen ein. Bei Vergleichen ist zudem zu beachten, dass insbesondere unterschiedliche Probenahmestrategien und Messmethoden von Partikeln die Ergebnisse der Messungen stark beeinflussen können.

⁴ Voraussichtlich im September 2008

Tabelle 1

Konzentration von PM_{2,5}, PM₄ und PM₁₀ in der Innenraumluft von Wohnungen in Deutschland und angrenzenden Ländern

Anzahl	Median [µg PM _{2,5} /m ³]	Median [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkungen	Probenahmeort und Probenahmezeit	Probenahmezeit [h]	Autor
2 (PM _{2,5}) 7 (PM ₁₀)	– 18 und 26	26 –		Zürich, 1996	48–42	[6]
40 47	26* 36*	–	Basel Prag	Basel und Prag, 1996–2000	30–32	[7]
35	14	–		Amsterdam, Winter/Frühling, 1998/99	24	[8]
30	13 10	–	< 8 °C Außentemperatur > 8 °C Außentemperatur	Kopenhagen, 1999–2000	48 (in 4 Jahreszeiten)	[9]
60 62	27 (PM ₄) 30 (PM ₄) 57 (PM ₄) 66 (PM ₄)	–	Sommer, Nichtraucher Winter, Nichtraucher Sommer, Raucher Winter, Raucher	Berlin, Winter 1997/98 und Sommer 2000	7–8	[10]
126	19	–		Baden-Württemberg, 2001–2002	Wochenmittel	[11]
19	36	39		Antwerpen, 2001–2002	24	[12]
7 3	– –	4–63+ 13–62+	Nichtraucher Raucher	Großraum München, 2003–2005	Mittel über 1 Woche in 4 Jahreszeiten	[13]
105	–	~48–50 ~21–28	Glatter Bodenbelag Teppichboden	Nordrhein-Westfalen	8	[5]

* Mittelwert, + Mediane der 1-h-Tagesmittelwerte

Tabelle 2

Konzentration von PM₄ in der Innenraumluft von Kindertagesstätten

N	Median [µg PM ₄ /m ³]	Median [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkungen	Autor
73	54	–	Berlin, 2000/2001, während Betreuungszeit	[10]

Neben Einzelmessungen wurden in den letzten Jahren insbesondere in Baden-Württemberg, Bayern, Berlin und Niedersachsen in größerem Umfang ausgewählte Innenräume untersucht [3]. Internationale Studien bestätigen im Wesentlichen die in Deutschland gefundenen Größenordnungen. Im Folgenden werden beispielhaft Ergebnisse vorgestellt.

Wohnungen. Grundsätzlich konnte gezeigt werden, dass Rauchen der wichtigste Einflussfaktor auf die Feinstaubgehalte in Wohninnenräumen ist und in etwas geringerem Maße auch das Staubsaugen, das Kochen und Abbrennen von Räucherstäbchen.

Veröffentlichte Studien aus Deutschland zur Feinstaubbelastung liegen derzeit

nur begrenzt vor. So ergaben Untersuchungen Berliner Wohnungen tagsüber in Raucherhaushalten – in denen während der Probenahme nicht geraucht wurde – PM₄-Konzentrationen von 18 bis 787 µg/m³ (Winter) bzw. von 57 bis 140 µg/m³ (Sommer). Demgegenüber bewegten sich die Gehalte in Nichtraucherhaushalten von 12 bis 47 µg/m³ (Winter) und von 12 bis 59 µg/m³ (Sommer). In 126 Wohnungen in Baden-Württemberg lagen die PM_{2,5}-Gehalte zwischen 3 und 209 µg/m³, wobei im Gegensatz zu den Berliner Ergebnissen kein statistisch bedeutsamer Zusammenhang zwischen den Innenraum- und Außenluftwerten gefunden wurde. Auch ließ sich kein wesentlicher Stadt-Land-Unterschied beobachten. In einer Studie im Großraum München und

Umgebung lagen die Gehalte in den Innenräumen insgesamt eher niedriger als in der Außenluft. Hier wurde insbesondere eine Abhängigkeit vom Rauchen und vom Lüftungsverhalten beobachtet. Eine Veröffentlichung von Winkens und Praetorius [5] ergab erste Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen den Raumluftgehalten an PM₁₀ und der Art des Bodenbelags, wobei in diesem Fall unklar bleibt, ob andere Einflussfaktoren berücksichtigt wurden (■ **Tabelle 1**).

Kindertagesstätten. Bisher sind aus Deutschland nur Ergebnisse einer Untersuchung aus Berlin veröffentlicht worden, bei der in 73 Kindergärten von November 2000 bis März 2001 während der Betreuungszeit PM₄-Gehalte zwischen 13 und 128 µg/m³ gemessen wurden (■ **Tabelle 2**).

Schulen. Umfangreichere Untersuchungen liegen aus Baden-Württemberg, Bayern und Berlin vor. So bewegten sich z. B. die PM_{2,5}-Gehalte in Baden-Württemberg zwischen 5 und 40 µg/m³ und in

Bayern von 3 bis 79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Winter) bzw. von 4 bis 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sommer). In Berlin lagen die PM_{10} -Konzentrationen zwischen 24 und 106 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auffällig ist der ausgeprägte Unterschied der Feinstaubbelastung zwischen dem Winter- und dem Sommerhalbjahr. Insbesondere die hohen Gehalte an größeren Partikeln deuten darauf hin, dass Aufwirbelungsphänomene eine wesentliche Bedeutung zukommt. So wurde z. B. im Winter in bayerischen Untersuchungen eine Assoziation der Feinstaubgehalte (PM_{10}) mit der Anzahl und Aktivität der Raumnutzer, dem Raumvolumen und der Raumfläche in Klassenräumen beobachtet (■ **Tabelle 3**).

Büros. Bisher liegen nur begrenzt Messergebnisse aus deutschen Büroräumen und vergleichbaren Innenräumen vor. So wurden in 25 typischen Büroräumen (Nicht-raucher) in Berlin PM_{10} -Konzentrationen von 5 bis 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ während der Kernzeit (Probenahmedauer: 6–7 Stunden, mindestens 9–15 Uhr) ermittelt. In einer Pilotstudie wurden 63 ausgewählte Büroräume untersucht, in denen Laserdrucker, Fotokopierer und Multifunktionsgeräte auf Laserbasis betrieben wurden. Verglichen wurde dabei der Ruhebetrieb (nachts bei geschlossenen Fenstern und Türen) mit einem standardisierten Druckbetrieb (500 Blätter Schwarz-Weiß-Druck bzw. 250 Blätter Farb-Druck mit standardisierten Druckvorlagen bei geschlossenen Fenstern und Türen und ohne Personen im Raum) und dem Arbeitsbetrieb (normaler Bürobetrieb). Es konnte ein Anstieg der medianen Partikelkonzentrationen von der Ruhebetriebsphase zur Druckbetriebsphase und von der Ruhebetriebsphase zur Arbeitsbetriebsphase festgestellt werden. Die aus einer Grafik der Studie abgelesenen Mediane für PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ finden sich in ■ **Tabelle 4**.

Gaststätten und Diskotheken. In der Innenraumluft von Gaststätten und vergleichbaren öffentlichen Einrichtungen, in denen das Rauchen zur Zeit der Probenahme noch nicht eingeschränkt war, ließen sich die höchsten Partikelmassengehalte von allen Innenräumen nachweisen, die sehr oft Konzentrationen von einigen hundert $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} erreichten. Untersuchungen aus verschie-

Bundesgesundheitsbl - Gesundheitsforsch - Gesundheitsschutz 2008 · 51:1370–1378
DOI 10.1007/s00103-008-0708-1
© Springer Medizin Verlag 2008

Bekanntmachung des Umweltbundesamtes

Gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub in der Innenraumluft. Mitteilungen der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden

Zusammenfassung

Bei der gesundheitlichen Bewertung von Feinstaub in der Innenraumluft kommt der Dynamik der Innenraumprozesse sowie der physikalischen, chemischen und biologischen Zusammensetzung des Feinstaubes eine große Bedeutung zu. Die Feinstaubfraktion $\text{PM}_{2,5}$ in der Raumluft stammt überwiegend aus der Außenluft. Nach Ansicht der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der IRK und AOLG ist es bei Abwesenheit von Verbrennungsprozessen (z. B. Tabakrauchen) in Wohnräumen angemessen, als Beurteilungswert für Feinstaub den Tageswert der Weltgesundheitsorganisation (2006) von 25 μg $\text{PM}_{2,5}$ pro Kubikmeter heranzuziehen. Im Unterschied dazu liegen die Konzentrationen an größerem Feinstaub (PM_{10}) in Innenräumen wie Schulen, Kindertagesstätten, Wohnungen usw. deutlich höher

und deuten auf eigenständige Quellen im Innenraum bzw. auf zusätzliche Einträge in den Innenraum hin. Angesichts der im Vergleich zur Außenluft deutlich unterschiedlichen Zusammensetzung des gröberen Feinstaubes und des Fehlens von Ergebnissen zu Dosis-Wirkungs-Beziehungen für PM_{10} in der Innenraumluft lässt sich diese Feinstaubfraktion im Innenraum derzeit nicht abschließend bewerten. Eine ausreichende Lüftung stellt in jedem Fall eine unabdingbare Grundlage zur Reduzierung der PM -Gehalte in Innenräumen dar. Außerdem sollten bekannte Feinstaubquellen im Innenraum konsequent aufgespürt und minimiert werden.

Schlüsselwörter

Feinstaub · Innenraumluft · $\text{PM}_{2,5}$ · PM_{10} · Richtwert · Wirkungen

Health evaluation of fine particulate matter in indoor air

Abstract

When evaluating the health effects of indoor air fine particulate matter, the indoor dynamics as well as the physical, chemical and biological properties of fine particles have to be considered. The indoor air fraction $\text{PM}_{2,5}$ largely stems from outdoor air. Accordingly, the German Working Group on Indoor Guideline Values of the Federal Environmental Agency and the States' Health Authorities also recommends WHO's (2006) 24-hour mean guideline value of 25 μg $\text{PM}_{2,5}$ per cubic meter for indoor air evaluation. In contrast to $\text{PM}_{2,5}$, coarse particles (PM_{10}) in schools, kindergartens and dwellings show much higher indoor air concentrations. Additional sources indoors have to

be assumed. Because of the different composition of indoor air compared to outdoor air and due to the lack of dose-response relationships of coarse particles in indoor air, the health effects of indoor air PM_{10} can not be evaluated yet. Sufficient and consistent ventilation is an indispensable basis to reduce PM concentrations in indoor spaces. Furthermore, known sources of PM indoors should be detected consequently and subsequently minimized.

Keywords

particulate matter · indoor air · $\text{PM}_{2,5}$ · PM_{10} · guideline value · health effects

Tabelle 3

Konzentration von PM_{2,5}, PM₄ und PM₁₀ in der Innenraumluft von Schulen in Deutschland und angrenzenden Ländern

N (Klassenräume)	Median [µg PM _{2,5} /m ³]	Median [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkung	Probenahmezeit	Autor
3	–	81	Amsterdam und Wageningen, 1994/95, je 11–15 Messungen	24 h	[14]
12	–	73*	Niederlande, 1995	Wochenmittel	[15]
24	23	–	Amsterdam, 1997/1998, je 5–10 Messungen	Unterrichtszeit	[16]
54	13	–	Baden-Württemberg, 2001/2002	Wochenmittel	[11]
27	61*	–	Antwerpen, 2002/2003	12 h tagsüber	[12]
33	60 (PM ₄)	–	Berlin, 2003	Unterrichtszeit	[17]
153	20 13	92 65	Winter München Sommer 2004/2005	Unterrichtszeit	[18]
38	18	–	Baden-Württemberg, 2005/2006	Wochenmittel, Unterrichtszeit	[19]

* Mittelwert

Tabelle 4

Konzentration von PM_{2,5}, PM₄ und PM₁₀ in der Innenraumluft von Büroräumen

N	Median [µg PM _{2,5} /m ³]	Median [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkungen	Autor
55	26	–	Paris, inkl. Raucher (42 Nichtraucher), 1999/2000	[20]
25	29 (PM ₄)	–	Berlin, reale Arbeitsbedingungen, überw. natürliche Lüftung, 2001, 6–7 h	[21]
63 (Ruhebetrieb)	18	33	63 Räume an 4 Standorten, 2006	[22]
63 (Druckbetrieb)	23	40		
63 (Arbeitsbetrieb)	30	42		

Tabelle 5

Konzentration von PM_{2,5} und PM₁₀ in der Innenraumluft von Gaststätten in Deutschland

N	Median [µg PM _{2,5} /m ³]	Median [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkungen	Autor
Restaurants = 37	223*	–	Deutschland	[23]
Cafes = 20	191*	–	Betriebszeiten, 2005	
Bars/Kneipen = 10	543*	–	Kurzzeitmessungen	
Diskotheiken = 10	638	–		
Restaurants, Cafes = 11	164	199	Großraum München	[24]
Kneipen, Pubs = 7	203	219	Betriebszeiten	
Diskotheiken = 10	869	1014	2005/2006	

* Mittelwerte

denen anderen Ländern konnten eindeutig belegen, dass nach dem Inkrafttreten eines Rauchverbotes in diesen Einrichtungen eine deutliche Reduktion auf üblicherweise in Innenräumen zu beobachtende Gehalte eintrat (■ Tabelle 5).

Verkehrsmittellinnenräume. Aus Deutschland sind bisher nur zwei Studien veröffentlicht, bei denen Feinstäube während Auto- und U-Bahn-Fahrten in Berlin sowie in Bussen und Straßenbahnen in München untersucht wurden. In der Regel lagen die Konzentrationen innen deut-

lich höher als in der Umgebungsluft, z. B. wurde in Münchener Bussen ein Innenluft-zu-Außenluft-Quotient von 1,7 bis 4,0 beobachtet. Zu beachten ist, dass die Exposition im Kraftfahrzeuginnenraum durch vielfältige Faktoren, wie z. B. Lüftung, Fahrweise, Verkehrsdichte, Bebauung und Meteorologie, stark beeinflusst wird. Auch Klimaanlage und Filtersysteme haben, in Abhängigkeit von der Güte und dem Abscheidungsgrad der eingesetzten Systeme, maßgeblichen Einfluss auf die Höhe der Gehalte.

In Personenwagen der Berliner U-Bahn beschreibt die einzige deutsche Studie sehr hohe PM₄-Gehalte von 121–176 µg/m³ im Sommer bzw. 124–169 µg/m³ im Winter (■ Tabelle 6).

Tabelle 6

Konzentration von PM₄ und PM₁₀ in der Innenraumluft von Verkehrsmitteln in Deutschland

N	Mittelwert [µg PM ₄ /m ³]	Mittelwert [µg PM ₁₀ /m ³]	Bemerkungen	Autor
14 Buslinien	–	80–236	München, 1993–1996	[25]
1 Auto über 14 Tage	44 (So) 43 (Wi)	–	Berlin, Winter und Sommer 1995/1996	[26]
1 U-Bahn über 14 Tage	153 (So) 141 (Wi)	–		

4 Kurzübersicht zu gesundheitlichen Wirkungen von Feinstäuben

Partikel können als Fremdkörper dort, wo sie sich in den Atemwegen ablagern, je nach Löslichkeit eine kurz oder lang anhaltende Reizwirkung ausüben. Dies führt zu entzündlichen Veränderungen, wodurch wegen des engen funktionellen Zusammenspiels zwischen Atmung und Blutkreislauf beide Systeme beeinträchtigt werden können. Je kleiner die Partikel sind, desto weiter können sie in die Atemwege vordringen. Partikel über 10 µm Teilchengröße kommen kaum über den Kehlkopf hinaus, nur ein kleiner Teil davon kann die kleineren Bronchien und die Lungenbläschen erreichen. Ultrafeine Partikel können sogar über die Lungenbläschen in die Blutbahn vordringen und sich über den Blutweg im Körper verteilen.

Endotoxine, Übergangsmetalle sowie organische Verbindungen (z. B. Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe) bilden wesentliche Bestandteile mit eigenem toxischem Potenzial. Es ist anzunehmen, dass Partikel aus unterschiedlichen Quellen eine unterschiedliche Toxizität aufweisen. Dies gilt nicht nur beim Vergleich von Außenluft und Innenraumluft, sondern auch beim Vergleich unterschiedlich genutzter Innenräume.

Die relativen Risiken durch Staub sind für die Gesamtbevölkerung zwar gering, betreffen aber praktisch die ganze Bevölkerung und sind daher für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz von Bedeutung. Eine Erhöhung des Risikos um einige Prozent – wie sie bei „umweltrelevanter“ Feinstaub-Exposition vorliegt – lässt sich nur mit ausreichend großen Stichproben

feststellen. Daher bezieht sich ein großer Teil der verfügbaren Zeitreihen- und Kohortenstudien auf Untersuchungen zur Mortalität [27] und zu Krankenhausaufnahmen, wozu Daten auch für große Kollektive mit relativ geringem Aufwand erhältlich sind.

Als Risikogruppen bei Feinstaubbelastungen (in der Außenluft) gelten ältere Menschen, Kinder sowie Personen mit bestehenden Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen sowie Asthmatiker (Zusammenfassung in [28]).

Eine zusammenfassende Auswertung europäischer Zeitreihen- und Panelstudien zu Wirkungen von Partikeln und Ozon aus der Außenluft wurde 2004 für die WHO durchgeführt [29]. Dabei ergaben sich statistisch signifikante Risikoerhöhungen bei der Gesamt-Mortalität und der Mortalität durch Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen aller Altersgruppen sowie bei Krankenhausaufnahmen älterer Patienten wegen Atemwegserkrankungen. Für Husten und den Verbrauch an Asthma-Medikamenten ergaben sich keine statistisch signifikanten Zusammenhänge. Diese Aussagen beziehen sich jeweils auf PM₁₀; für PM_{2,5} lagen zu wenige Studien für eine Meta-Analyse vor. Ohne Beschränkung auf europäische Studien gibt die Weltgesundheitsorganisation (WHO) in ihren Air Quality Guidelines for Europe 2000 [30] auch statistisch signifikante Risikoerhöhungen für Husten, die Verwendung von Bronchien erweiternden Medikamenten und Symptome der unteren Atemwege bei Exposition gegenüber PM₁₀ an. Die Sekundenkapazität (FEV₁) bei Kindern zeigte bei Langzeitstudien Korrelationen mit PM₁₀ und PM_{2,5}. Korrelationen mit Wirkungen am Herz-Kreislauf-System

werden insgesamt bei PM_{2,5} deutlicher, während Wirkungen im Atemtrakt eher mit PM₁₀ oder PM_{10-2,5} assoziiert sind.

Im „Global update 2005“ der Luftgüteleitwerte bekräftigt die WHO [31], dass ein großer Teil der Partikelwirkung auf entzündliche Vorgänge zurückzuführen ist. Da unerwünschte Wirkungen auch bei den derzeitigen Konzentrationen in städtischen Gebieten Europas, Asiens und Amerikas auftreten und keine Wirkungsschwelle erkennbar sei, können keine Grenzwerte angegeben werden, mit denen die Bevölkerung vor adversen Wirkungen (erhöhte Mortalität und mehr Krankenhausaufnahmen, Beeinträchtigungen des Herz-Kreislauf-Systems, vermehrtes Auftreten von Krankheitssymptomen, schlechtere Lungenfunktionswerte und Mehrverbrauch an Medikamenten) mit hoher Wahrscheinlichkeit geschützt werden könne. Vor diesem Hintergrund gibt die WHO folgende Luftgüteleitwerte an:

Tabelle 7

Luftgüteleitwerte der WHO [31]

	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)
Jahresmittelwert	20	10
24-Stunden-Mittelwert (99. Perzentile)	50	25

Da diese Werte derzeit kaum erreichbar sind, nennt die WHO auch „Zwischenziele“ in drei Stufen, die etwa beim Dreifachen, Doppelten und Anderthalbfachen der Leitwerte liegen.

5 Zur Übertragbarkeit von Ergebnissen aus der Außenluft auf Innenräume

Da sich der Mensch den größten Teil des Tages im Innenraum aufhält, stellt sich die Frage, inwieweit die in der Außenluft gemessene Feinstaubkonzentration ein guter Indikator für die tatsächliche Belastung eines Menschen ist.

In epidemiologischen Studien zur Wirkung von Feinstaub werden üblicherweise Korrelationen zwischen den Staubkonzentrationen in der Außenluft und gesundheitlichen Wirkungen untersucht.

Hierbei werden die Außenluftkonzentrationen des Feinstaubes in der Regel an fest eingerichteten Messstellen ermittelt und den Bewohnern des jeweiligen (oft mehrere Quadratkilometer großen) Einzugsgebiets zugeordnet. Damit wird die Exposition umso besser abgebildet, je homogener die Verteilung ist. Kleinräumige Unterschiede und lokale Quellen werden nicht explizit berücksichtigt. Die so entstehenden, nicht systematischen Unschärfen der Expositionsbestimmung (sog. „nondifferential misclassification“) wirken sich häufig so aus, dass statistische Zusammenhänge zwischen Exposition und gesundheitlichen Effekten abgeschwächt werden.

Manche Untersuchungen arbeiten auch mit eher qualitativen Expositionsmaßen wie der Entfernung der Wohnung von Hauptverkehrsstraßen. Bei solchem Vorgehen lassen sich keine Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen ermitteln, und die gefundenen Wirkungen können mit der Feinstaubbelastung, aber auch mit anderen verkehrsbedingten Ursachen zusammenhängen.

Mit Expositionsmodellen, die sich auf Messungen in unterschiedlichen Mikrokompartimenten und die Aufenthaltszeiten in diesen Lebenswelten stützen, wurde versucht, die „Gesamt“-Exposition und den Beitrag der einzelnen Kompartimente besser abzuschätzen. Insgesamt zeigen die Ergebnisse einer mittlerweile größeren Anzahl von Studien einen moderaten bis starken Zusammenhang zwischen den Feinstaubgehalten der Innenraumluft von Wohnungen und den Außenluftgehalten sowie den Ergebnissen des Personal-Monitoring [8, 9, 32, 33, 34]. Aufgrund der Verschiedenartigkeit der Studienregionen, der meteorologischen und baulichen Bedingungen sowie des persönlichen Expositionsmusters sind die Unterschiede auf individueller Ebene groß. Insbesondere für die Partikelfraktion $PM_{2,5}$ ergibt sich trotzdem eine gute Assoziation, während gröbere Fraktionen und auch die Partikelanzahlkonzentrationen einen deutlich geringeren Zusammenhang zeigten. Die Korrelation wird besser, wenn verbrennungstypische Parameter wie Sulfat, Black Smoke oder Ruß einbezogen werden. Die vorgenannten Zusammenhänge trafen insbesondere

dann zu, wenn in den Innenräumen nicht geraucht wurde und keine raumlufttechnischen Anlagen vorlagen. So kommen z. B. Hoek et al. [34] in einer sehr umfangreichen Untersuchung in vier europäischen Städten zu dem Ergebnis, dass Außenluftmessungen an einer stationären Messstation auch hinreichend genau die Innenraumluftgehalte abbilden. Die Autoren merken aber gleichzeitig kritisch an, dass vor dem Beginn einer epidemiologischen Studie die realen Bedingungen am Studienort überprüft werden sollten. Auch die WHO kommt zu dem Schluss, dass Außenluftmessungen auf Populationsebene für Langzeitbeobachtungen ein gutes Expositionsmaß darstellen [31].

Bisher liegen erst vereinzelt Ergebnisse aus Studien vor, bei denen versucht wurde, explizit die Exposition im Innenraum bzw. ihren Beitrag an der Gesamtexposition zu berücksichtigen. So zeigte sich bei Unterteilung der gesamten Feinstaubbelastung in einen Außenluft- und Innenraumbeitrag in einer Untersuchung mit 16 Patienten, dass der Außenluft-, aber nicht der Innenraumbeitrag des $PM_{2,5}$ mit kardiovaskulären Effekten und Lungenfunktionsveränderungen zusammenhing [35]. Demgegenüber fanden Delfino et al. [36] eine inverse Beziehung zwischen Feinstaubkonzentrationen und dem FEV_1 bei 19 asthmatischen Kindern, wobei die Assoziation bei dem personenbezogenen PM am engsten war. Auch das exhalierete Stickoxid (eNO), als Marker eines entzündlichen Geschehens, war verknüpft mit der $PM_{2,5}$ -Konzentration im Innenraum [37].

In einer Vielzahl von Tierexperimenten und In-vitro-Untersuchungen wurde versucht, Wirkungen von Reinsubstanzen und typischen Umweltpartikeln aufzuklären, wobei hinsichtlich der Zuordnung von Effekten zu verschiedenen Feinstaubfraktionen und Staubinhaltsstoffen noch erhebliche Wissenslücken bestehen. Demgegenüber wurde bisher in nur sehr wenigen Studien ein Vergleich zwischen Stäuben aus dem Innenraum und der Außenluft vorgenommen (Zusammenfassung in [3]). Die Ergebnisse aus In-vitro-Tests sind dabei nicht einheitlich und zeigen in einer Studie stärkere Effekte von Innenraumluftstäuben aus Wohnungen und in einer anderen stärkere von Feinstäuben

der Außenluft. Die mutagene Aktivität von Stäuben aus beiden Umweltkompartimenten scheint vergleichbar zu sein. Hingegen zeigen Untersuchungen, dass Stäube aus U-Bahnhöfen und Tunneln ein deutlich höheres toxisches Potenzial zu besitzen scheinen als Außenluftstäube, wahrscheinlich aufgrund der hohen Gehalte an Übergangsmetallen.

6 Gesundheitliche Bewertung von Feinstaub in der Innenraumluft

Für die Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft liegen bisher noch keine geeigneten Bewertungsgrundlagen vor. Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte weist hinsichtlich der Übertragung der Ergebnisse aus der Außenluft auf die Situation in Innenräumen daher auf folgende Einschränkungen hin:

- Die epidemiologischen Studien zur Wirkung von Feinstaub basieren weitgehend auf Daten zur Belastung der Außenluft mit Feinstaub. Obwohl sich der Mensch überwiegend in Innenräumen aufhält (90 % des Tages), wurden überzeugende Korrelationen zwischen Feinstaubkonzentrationen in der Außenluft und Auswirkungen auf die Gesundheit gefunden. Daraus kann man folgern, dass der Feinstaubanteil aus der Außenluft im Innenraum einen wesentlichen Beitrag zu den beobachteten Wirkungen leistet. Dies wird unterstützt durch die in Kapitel 5 beschriebenen Studien.
- Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass es „den Innenraum“ nicht gibt: Die bisherigen Untersuchungen in Wohnungen, Kindertagesstätten, Schulen, Gaststätten, Diskotheken und Fahrzeuginnenräumen weisen auf sehr stark variable Konzentrationen in Innenräumen hin.
- Epidemiologische Studien weisen darauf hin, dass Feinstaub aus unterschiedlichen Quellen zu unterschiedlichen Gesundheitseffekten führt. Z. B. scheint vornehmlich Feinstaub, stammend von Fahrzeugabgasen oder von Verbrennungsprozessen, für die kardiovaskulären Wirkungen verantwortlich zu sein [38, 39, 40, 41].
- Um Studien einbeziehen zu können, bei denen PM_{10} oder $PM_{2,5}$ gemessen

wurde, legte die WHO auf der Basis der weltweit verfügbaren Studien ein festes Verhältnis von $PM_{10}/PM_{2,5}$ von 2 zugrunde. Die WHO regt jedoch für den Fall, dass entsprechende Daten vorhanden sind, an, landesspezifische Werte für das Verhältnis von $PM_{10}/PM_{2,5}$ einzusetzen [31]. Die bisherigen Messungen zu PM_{10} und $PM_{2,5}$ in der Innenraumluft unterschiedlicher deutscher Gebäude zeigen, dass das Verhältnis von PM_{10} zu $PM_{2,5}$ in bestimmten Innenräumen (z. B. in Schulen) mit 5 (Tagesmittel) bis 10 (Einzelwerte) deutlich höher als 2 liegt, in anderen Innenräumen, wie z. B. Gaststätten, jedoch um 1 (vgl. **Tabellen 3–6**).

- Über die gesundheitliche Bedeutung ultrafeiner Stäube liegt derzeit weder für die Außenluft noch für die Innenraumluft ausreichendes Wissen vor. Das geeignete Expositionsmaß hierfür wäre die Partikelanzahlkonzentration oder ggf. auch die Partikeloberfläche.

Die WHO hat angekündigt, Innenraumrichtwerte für Feinstaub festlegen zu wollen, und dabei auf die bereits vorhandenen Interims- und Zielwerte für Feinstaub in der Umgebungsluft verwiesen [42]. Nach Ansicht der WHO können die 2006 vorgeschlagenen globalen Interims- und Zielwerte für Feinstaub in der Umgebungsluft (siehe auch **Tabelle 7**) grundsätzlich auch für Innenraumsituationen angewendet werden [31], jedoch wird diese Aussage in dem WHO-Papier primär auf Partikel bezogen, die aus Verbrennungsquellen emittiert werden. Dies sind zumeist Partikel der Fraktion $PM_{2,5}$ oder noch kleinere Partikel (z. B. Dieselsruß).

Verbrennungsvorgänge treten in Innenräumen in unterschiedlichem Maße auf, in manchen Innenräumen (z. B. Klassenräumen) sind sie von untergeordneter Bedeutung. Für viele Innenräume stellt das Rauchen den wesentlichen Einflussfaktor auf die Feinstaubbelastung der Raumluft dar. Es ist davon auszugehen, dass die im 2. Halbjahr 2007 bzw. 2008 in den deutschen Bundesländern wirksam werdenden Regelungen zum Nichtraucherschutz in öffentlich zugänglichen Gebäuden zu einer wesentlichen Verringerung der Feinstaubkonzentrationen in

vielen Innenräumen beitragen werden. Ob dies auch zu einem veränderten Rauchverhalten in Wohnräumen führen wird, bleibt abzuwarten.

Angesichts der dargestellten Kenntnislücken sieht die Ad-hoc-Arbeitsgruppe folgenden Forschungsbedarf:

- Erarbeitung von Strategien zur Messung von Feinstäuben in Innenräumen,
- Etablierung von Messverfahren zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der Exposition durch Innenraumfeinstaubquellen,
- Ermittlung relevanter Innenraumquellen und Untersuchung des Verhaltens von Feinstäuben in Innenräumen,
- Untersuchung der chemischen und biologischen Zusammensetzung der Innenraumfeinstäube, ihrer Korngrößenverteilung und morphologischen Struktur,
- Entwicklung von In-vitro-Versuchen zur Abschätzung des von einer Feinstaubquelle ausgehenden Risikos,
- Klassifizierung des von den Innenraumfeinstaubquellen ausgehenden Risikos,
- Erarbeitung von Kriterien zur gesundheitlichen Beurteilung von Feinstäuben in Innenräumen,
- Untersuchung der Möglichkeiten, die Feinstaubbelastung zu minimieren.

Zur Messmethodik hat sich bereits eine Arbeitsgruppe „Planung von Innenraumluftmessungen“ bei der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN etabliert, die eine VDI-Richtlinie „Messungen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für die Erfassung von Feinstaub“ erarbeitet.

7 Zusammenfassende Bewertung

Vor diesem Hintergrund stellt die Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte fest:

- Weder die Immissionsgrenzwerte der 22. Bundes-Immissionsschutz-Verordnung, mit der die europäische Richtlinie 1999/30/EG [1] in nationales Recht umgesetzt wurde, noch die von der WHO [31] vorgeschlagenen Jahresdurchschnittswerte oder

Tagesmittelwerte für Feinstaub in der Umgebungsluft können als generelle Beurteilungswerte für die Innenraumluft verwendet werden.

- In Abwesenheit spezifischer eigener Staubquellen werden die Konzentrationen an $PM_{2,5}$ in reinen Wohnräumen maßgeblich durch Feinstäube aus der Außenluft bestimmt. Daher erscheint es vertretbar, den von der WHO abgeleiteten $PM_{2,5}$ -Tagesmittelwert für reine Wohnräume ohne spezifische eigene Quellen zur Orientierung heranzuziehen.
- Der vorgenannte Bewertungsmaßstab der WHO kann jedoch grundsätzlich nicht auf andere Innenräume wie Küchen, Kellerräume, Räume, in denen Bastel- und Hobbyarbeiten ausgeführt werden, Gemeinschaftseinrichtungen oder Verkehrsmittel-Innenräume übertragen werden.
- Das derzeitige Fehlen geeigneter Bewertungsmaßstäbe, die für alle Innenräume anwendbar sind, bedeutet jedoch in keinem Fall, dass Feinstaub in der Innenraumluft als „gesundheitlich unbedenklich“ einzustufen ist. Solange noch keine gültige Bewertung in Form von Richt- oder Grenzwerten möglich ist, sollte auf die üblichen Maßnahmen zur Verbesserung der Innenraumluftqualität verwiesen werden. So dürften in vielen Fällen geeignete Lüftungsregime auch zur Minderung der Feinstaubproblematik beitragen. Die Kohlendioxid-Konzentration der Innenraumluft kann hierbei als geeigneter Luftqualitätsindikator für die Lüftungssituation herangezogen werden. Insofern ist auf die Einhaltung der Richtwerte für Kohlendioxid in der Innenraumluft abzustellen [43]. Darüber hinaus könnten innenraumtypische Quellen aufgespürt und ihre Emissionen minimiert werden.

8 Anmerkungen

Der Text dieser Empfehlung wurde federführend von Dr. Hermann Fromme, Dr. Norbert Englert und Dr. Helmut Sagunski mit Beiträgen von Dr. Thomas Gabrio, Thomas Lahrz, Dr. Inge Mangelsdorf und Friederike Neisel erarbeitet. Die Literatur-

recherche wurde im März 2008 abgeschlossen.

9 Literatur

- EU (1999) Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt Nr. L 163 vom 29.6.1999: 41–60
- Technical Working Group on Particles (1997) Ambient air pollution by particulate matter. Position paper. Online: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_pm.pdf
- Fromme H, Gabrio T, Lahrz T, et al. (2007) Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen. Materialien zur Umweltmedizin, Band 18. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (Hrsg), München
- Englert N (2002) Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit – Welche Partikel-Eigenschaften korrelieren mit der Wirkung? In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN (Hrsg) Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität. 91–100. VDI, Düsseldorf
- Winkens A, Praetorius F (2006) Feinstaubbelastungen in der Innenraumluft. VDI-Bericht 1921: 111–119
- Monn C, Fuchs A, Hogger D, et al. (1997) Particulate matter less than 10 microns (PM_{10}) and fine particles less than 2.5 microns ($PM_{2.5}$): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations. *Sci Total Environ* 208:15–21
- Hänninen OO, Lebrecht E, Ilacqua V, et al. (2004) Infiltration of ambient $PM_{2.5}$ and levels of indoor generated non-ETS $PM_{2.5}$ in residences of four European cities. *Atmos Environ* 38:6411–6423
- Janssen NAH, Lanki T, Hoek G, et al. (2005) Association between ambient, personal, and indoor exposure to fine particulate matter constituents in Dutch and Finnish panels of cardiovascular patients. *Occup Environ Med* 62:868–877
- Sørensen M, Loft S, Andersen HV, et al. (2005) Personal exposure to $PM_{2.5}$, black smoke and NO_2 in Copenhagen: relationship to bedroom and outdoor concentrations covering seasonal variation. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15:413–422
- Fromme H, Lahrz T, Hainsch A, et al. (2005) Elemental carbon and respirable particulate matter in the indoor air of apartments and nursery schools and outdoor air in Berlin (Germany). *Indoor Air* 15: 335–341
- Link B, Gabrio T, Zöllner I, et al. (2004) Feinstaubbelastung und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern. Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, Stuttgart
- Stranger M, Potgieter-Vermaak SS, Van Grieken R (2007) Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. *Environ Int* 33:789–797
- Deichsel H, Schierl R, Nowak D (2006) Erfassung und Charakterisierung von Partikelkonzentrationen (PM_{10} , $PM_{2.5}$, Ultrafein) innerhalb und außerhalb von Wohnungen in unterschiedlich belasteten Gebieten und mit verschiedenen Innenraumquellen (PIA). Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, München
- Janssen NAH, Hoek G, Harssema H, et al. (1997) Childhood exposure to PM_{10} : relation between personal, classroom, and outdoor concentrations. *Occup Environ Med* 54:888–894
- Roorda-Knappe MC, Janssen NAH, De Hartok JJ, et al. (1998) Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos Environ* 32:1921–1930
- Janssen NAH, van Vliet PHN, Aarts F, et al. (2001) Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmos Environ* 35:3875–3884
- Lahrz T, Piloty M, Oddoy A, Fromme H (2003) 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
- Fromme H, Twardella D, Dietrich S, et al. (2007) Particulate matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding. *Atmos Environ* 41:854–866
- Gabrio T (2007) Langzeituntersuchungen zu Auswirkungen von Reinigungsmaßnahmen. In: Fromme H, Gabrio T, Lahrz T, et al. (Hrsg) Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen. Materialien zur Umweltmedizin, Band 18. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (Hrsg), München
- Mosqueron L, Momas I, Moulec Y (2002) Personal exposure of Paris office workers to nitrogedioxides and fine particles. *Occup Environ Med* 59:550–556
- Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigsmann I (2002) Messungen von Schadstoffen an Berliner Büroarbeitsplätzen. Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen. Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz, Berlin
- Mersch-Sundermann V, Gminski R, et al. (2007) Pilotstudie – Evaluierung möglicher Beziehungen zwischen Emissionen aus Büromaschinen, insbesondere aus Fotokopierern und Laserdruckern, und Gesundheitsbeeinträchtigungen bzw. Gesundheitsschäden bei exponierten Büroangestellten. Abschlussbericht vom 8.1.2008. Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin. Online: <http://www.bfr.bund.de/cd/8644>
- Schaller K, Pötschke-Langer M (2007) Gesundheitliche Risiken durch Tabakrauchbelastung in Gastronomiebetrieben. *J Verbr Lebensm* 2:315–322
- Bolte G, Heitmann D, Kiranoglu M, et al. (2008) Exposure to environmental tobacco smoke in German restaurants, pubs and discotheques. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 18:262–271
- Praml C, Schierl R (2000) Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-year survey in buses and trams. *Int Arch Occup Environ Health* 73:209–214
- Fromme H, Oddoy A, Lahrz T, et al. (1998) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Sci Total Environ* 217:165–173
- Englert N (2007) Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf Mortalität und Lebenserwartung. Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 50:112–118
- Schlesinger RB, Kunzli N, Hidy GM, et al. (2006) The health relevance of ambient particulate matter characteristics: coherence of toxicological and epidemiological interferences. *Inhal Toxicol* 18: 95–125
- Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, et al. (2004) Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O_3). World Health Organization, Geneva
- WHO (2000) Air quality guidelines for Europe. Second Edition. World Health Organization – Regional Office for Europe, Copenhagen
- WHO (2006) Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter. World Health Organization, Geneva. Online: http://www.euro.who.int/InformationSources/Publications/Catalogue/20070323_1
- Jacquemin B, Lanki T, Sunyer J, et al. (2007) Levels of outdoor $PM_{2.5}$, absorbance and sulphur as surrogates for personal exposures among post-myocardial infarction patients in Barcelona, Spain. *Atmos Environ* 41:1539–1549
- Johannesson S, Gustafson P, Molnar P, et al. (2007) Exposure to fine particles ($PM_{2.5}$ and PM_{10}) and black smoke in the general population: personal, indoor, and outdoor levels. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 17:613–624
- Hoek G, Kos G, Harrison R, et al. (2008) Indoor-outdoor relationship of particle number and mass in four European cities. *Atmos Environ* 42:156–169
- Ebel ST, Wilson WE, Brauer M (2005) Exposure to ambient and non-ambient components of particulate matter: a comparison of health effects. *Epidemiology* 16:396–405
- Delfino RJ, Quintana PJE, Floro J, et al. (2004) Association of FEV₁ in asthmatic children with personal and microenvironmental exposure to airborne particulate matter. *Environ Health Perspect* 112: 932–941
- König JQ, Mar TF, Allen RW, et al. (2005) Pulmonary effects of indoor- and outdoor-generated particles in children with asthma. *Environ Health Perspect* 113:499–503
- Mar TF, Norris GA, Koenig JQ, Larson TV (2000) Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995–1997. *Environ Health Perspect* 108:347–353
- Laden F, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J (2000) Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect* 108:941–947
- Janssen NA, Schwartz J, Zanobetti A, Suh HH (2002) Air conditioning and source-specific particles as modifiers of the effect of PM_{10} on hospital admissions for heart and lung disease. *Environ Health Perspect* 110:43–49
- Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, et al. (2006) Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environ Health Perspect* 114:655–660
- WHO (2006) Development of WHO guidelines for indoor air quality. World Health Organization – Regional Office for Europe, Copenhagen. Online: http://www.euro.who.int/document/AIQ/IAQ_mtgrep_Bonn_Oct06.pdf
- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der IRK/AOLG (2008) Gesundheitliche Bewertung von Kohlendioxid in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz 51:1358–1369
- US-EPA (2004) Air quality criteria for particulate matter. US Environmental Protection Agency EPA/600/P-99/002aF bis bF. Washington, DC