

Aus Institut und Poliklinik für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin
der Ludwig-Maximilians-Universität München
Direktor: Prof. Dr. med. Dennis Nowak

**Zeitliches Profil von Partikeln verschiedener Größe
der Außen- und Innenraumlufte genutzter Räume
in München und Umgebung**

Dissertation
zum Erwerb des Doktorgrades der Humanbiologie
an der Medizinischen Fakultät der
Ludwig-Maximilians-Universität zu München

vorgelegt von
Heike Deichsel

aus
Herne

2007

Mit Genehmigung der Medizinischen Fakultät
der Universität München

Berichterstatter: Prof. Dr. med. Dennis Nowak

Mitberichterstatter: Priv.-Doz. Dr. med. Josef Rosenecker

Mitbetreuung durch den
promovierten Mitarbeiter: Dr. rer. nat. Rudolf Schierl

Dekan: Prof. Dr. med. Dietrich Reinhardt

Tag der mündlichen Prüfung: 10.09.2007

Danksagung

Danken möchte ich Herrn Prof. Dr. Nowak, Direktor von Institut und Poliklinik für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin der Ludwig-Maximilians-Universität München, der mir dieses aktuelle und anspruchsvolle Thema anvertraut und mich bei der komplexen Auswertung durch seine konstruktive Kritik unterstützt hat. Gleichzeitig bedanke ich mich bei Herrn Dr. Schierl, durch welchen ich erst den Kontakt mit diesem Institut erhalten habe. Er hat mich während meiner Dissertation betreut und mir eine eigenständige Planung und Durchführung der Studie ermöglicht.

Besonders bedanke ich mich bei den Versuchsteilnehmern, welche vier einwöchige Messungen in ihren Wohnungen zuließen. Ohne ihre Unterstützung wäre es nicht möglich gewesen, aussagekräftige Daten in diesem Umfang zu erheben.

Auch möchte ich mich bei Herrn Melchart von der Firma Grimm für seinen Arbeitseinsatz bei der Umrechnung der Partikelanzahlkonzentrationen in Massekonzentrationen und seine Geduld bei diversen Fragen zu den Staubmessgeräten bedanken.

Herrn Dr. Tschiersch vom Institut für Strahlenschutz der GSF danke ich für seine Kooperationsbereitschaft und sein Entgegenkommen beim Ausleihen des Ultrafeinstaubmessgerätes.

Weiterhin bedanke ich mich bei Herrn Dipl.-Met. Lösslein vom Meteorologischen Institut der Universität München für die Bereitstellung und Erläuterung zu allen Wetterparametern der letzten drei Jahre.

Herrn Dipl.-Met. Böllmann und Herrn Ofner vom Landesamt für Umweltschutz danke ich für die Bereitstellung der PM10-Daten der Messstationen Luise-Kiesselbach-Platz und Lothstrasse der letzten drei Jahre.

Herrn Dr. Schneider von der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft danke ich für die Nutzung seiner Berechnungs-Formel zu den Partikelverteilungen.

Darüber hinaus bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. Pruscha und Frau Ditschak vom Mathematischen Institut der LMU für die Unterstützung bei den statistischen Auswertungen.

Des weiteren bedanke ich mich bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern von Institut und Poliklinik für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin der Ludwig-Maximilians-Universität München für ihre Unterstützung und die gute Arbeitsatmosphäre. Besonderen Dank möchte ich Frau PD Dr. Radon, MSc und Herrn Dr. Jörres für die Anregungen zur epidemiologischen Auswertung und Statistik aussprechen.

Insbesondere möchte ich mich bei Frau Dipl.-Met. Eva Wanka für ihre direkte und offene Art bedanken. Viele gute Stunden haben wir gemeinsam im Büro und in der Freizeit verbracht und alle Höhen und Tiefen bei der Erstellung unserer Dissertationen zusammen bewältigt.

Meinen Eltern möchte ich vor allem für die moralische und finanzielle Unterstützung während meines Studiums, speziell seit der Zeit in München danken.

Mein besonderer Dank geht an meinen Freund Josef Schmölz. Er war mir nicht nur im Aufbau und der Anwendung der umfassenden PIA-Datenbank in Access behilflich, sondern hat mich stets in meiner Arbeit motiviert und mir den Rücken vor vielen Unwegsamkeiten des Lebens freigehalten.

Zusammenfassung

Zahlreiche internationale epidemiologische Studien wiesen gesundheitliche Effekte in Abhängigkeit von der Konzentration von PM₁₀, PM_{2.5} und Ultrafeinstaub nach. Daraufhin wurde ab dem 01.01.2005 für PM₁₀ ein europäischer Richtgrenzwert von 50 µg/m³ eingeführt, der maximal an 35 Tagen im Jahr überschritten werden darf. Die deutsche Bevölkerung befindet sich laut neuesten Untersuchungen aber zu mehr als 65 % der Zeit in Innenräumen. Deshalb stellt sich die Frage, inwieweit sich die für die Außenluft gemessenen Partikelkonzentrationen und die darauf basierenden epidemiologischen Studien auf Personen, mit überwiegend im Innenraum verbrachter Zeit, übertragen lassen. Ziel dieser Dissertation war es deshalb, die Partikelkonzentrationen innen und außen unter realen Bedingungen zu bestimmen, um Aussagen über die Beeinflussung von Innenraumpartikeln durch Außenluftpartikel festzustellen und gezielt Partikelquellen im Innenraum zu benennen.

Im Innenraum und in der Außenluft wurde parallel mit zwei identischen Staubmessgeräten Partikel gemessen. Für den Einsatz in Wohnungen sollten die Geräte kompakt sein, sowie mit einem geringen Lärmpegel, einer hohen zeitlichen Auflösung (wenigstens 5-Minuten-Messintervalle) und einem Datenlogger arbeiten. Deshalb wurde mit optischen Streulichtphotometern gearbeitet, welche die Partikel zusätzlich auf Backup-Filtern sammelten. So konnten an 10 unterschiedlichen Messorten jeweils 4 jahreszeitliche einwöchige Wiederholungsmessungen mit 5-Minuten-Mittelwerten für 15 Partikelanzahlfraktionen (0,3 bis > 20 µm) im Innenraum und an der Außenluft durchgeführt werden. Ergänzend wurde für den Innenraum die Temperatur, relative Feuchte und die CO₂-Konzentration gemessen sowie Tagesprotokolleinträge erfasst. Ebenso wurden für die Außenluft die Temperatur und die relative Feuchte vor Ort, sowie allgemeine Wetterparameter des Meteorologischen Instituts (Theresienstrasse, München) integriert.

Die Analyse der einzelnen Messungen bestätigte die Ergebnisse bereits publizierter Studien. Für feine Partikel (< 1 µm) überwog die Außenluftkonzentration an Messorten mit fehlenden Innenraumquellen (z. B. Rauchen und Kochen) oder

hohen Verkehrsbelastungen (urban). Für gröbere Partikel ($> 1 \mu\text{m}$) traten die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum an Messorten mit fehlenden Innenraumquellen (z. B. Anwesenheit und Aktivitäten der Bewohner) unabhängig von der Außenluftkonzentration auf, wobei oft die Innenraumquellen überwogen. Durch Lüften gelangten in dieser Studie vorrangig Partikel kleiner $2 \mu\text{m}$ Durchmesser, in Abhängigkeit von den Luftaustauschraten der jeweiligen Wohnungen, in nennenswerter Konzentration von außen nach innen. Für die errechneten PM10-Tagesmittelwerte zeigte sich, dass über 90 % der gemessenen Außenluftwerte und zudem die Innenraumwerte der Nichtraucherhaushalte den Richtgrenzwert ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unterschritten. Da das Rauchen hohe Partikelkonzentrationen in der Innenluft verursachte, wurden innerhalb dieser Wohnungen bei mehr als 45 % der Tagesmittelwerte Resultate über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erzielt. Statistische Analysen aller Messungen zeigten, dass parallele Außenluftmessungen an unterschiedlichen Standorten im Großraum München häufig gute Korrelationen aufwiesen. Hingegen ergaben parallele Messungen von Innenraum und Außenluft an einem Standort meist schlechte Korrelationen. Im Vergleich der Messorte konnten für den Innenraum, wie auch für die Außenluft, jeweils signifikante Unterschiede bestimmt werden. Ferner zeigten sich auch für die Partikelkonzentrationen in der Außenluft signifikante Unterschiede zwischen den Jahreszeiten. Die deskriptiven Resultate hinsichtlich der Partikelverteilung zwischen Außenluft und Innenraum wurden bestätigt. Zusammenfassend entsteht der Eindruck, dass Grobstaub primär im Innenraum produziert wird. Demgegenüber gelangt Feinstaub sowie Ultrafeinstaub anscheinend primär über die Außenluft nach innen, jedoch nur während geöffneter Fenster und bei fehlenden Innenraumquellen wie Küchenaktivitäten (schwacher Einfluss) oder brennenden Kerzen und Rauchen (starker Einfluss).

Da nachgewiesen wurde, dass insbesondere Grobstaub, aber z. T. auch Fein- und Ultrafeinstaub innen produziert wird, sollten die bis dato durchgeführten Studien bezüglich der Übertragbarkeit von Partikelkonzentrationen der Außenluft auf den Innenraum kritisch betrachtet werden. Bei zukünftigen epidemiologischen Studien sollten die Daten von zeitlich aufgelösten parallelen Innenraum und personenbezogenen Messungen integriert werden. Darüber hinaus wäre es wichtig, die toxische Relevanz von Partikeln aus Innenräumen im direkten Vergleich mit parallel gesammelten Partikeln aus der Außenluft zu ermitteln.

Summary

Many international epidemiology studies have proven that particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and ultra fine particles effect human health dependent on their concentration. Thus on 01/01/2005 a recommended European limit of PM₁₀ of 50 µg/m³ at a maximum of 35 days per year for outdoors was established. However latest studies show that Germans stay indoors over 65 % of their daily life. Hence the question arises how far the results of epidemiological studies of particle concentration outdoors can be transferred on individuals who spend their time mainly indoors. Therefore the purpose of this dissertation is to measure simultaneously the particle concentration indoors and outdoors under real conditions, to assert mutual influence of indoor particle concentration caused by outdoor particle concentration and to identify specific sources of indoor particle concentration.

Two identical instruments were used to measure concurrent particle concentration indoors and outdoors. For indoor use measuring instruments had to be compact as well as quiet. They also had to provide real-time monitoring in at least 5 min intervals and be equipped with data storage. For this reason particle laser counters which also collected particles on backup filters have been used. In ten characteristically different locations indoors and outdoors measurements for each season were taken over the course of one week in 5 min means and 15 particle size fractions (0,3 – > 20 µm). For indoor measurements, temperature, relative humidity, CO₂-concentration as well as daily reports were added. For outdoor measurements temperature, relative humidity and general weather parameters of the meteorological institute in Munich were integrated.

Analysis of these measurements confirmed the results of studies published prior. The concentration of fine particle (< 1 µm) outdoors was higher at locations with no indoor particle sources (e.g. cigarette smoke or cooking) or in urban areas with much traffic. The lowest concentration of coarse particle (> 1 µm) occurred indoors at locations with no indoor particle sources (residents are at home and active) and was found to be independent of outdoor particle concentration. Depending on the

air exchange rate of each residence, only particle smaller than 2 μm in diameter was transferred inside in a noticeable concentration while windows were open. The calculated daily means of PM₁₀ showed that outdoors 90 % of the measured daily means and indoors the daily means of all the non-smoking homes fall below the recommended limit of 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In smoking homes 45 % of the calculated daily means exceeded the recommended limit of 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Statistic analysis showed that simultaneous outdoor measurements correlated at different locations in Munich. However simultaneous indoor and outdoor studies at the same locations indicated bad correlation. When comparing the results of different locations, significant discrepancies occurred for indoor and outdoor measurements alike. Significant discrepancies of particle concentration outdoors have also been found between the seasons. In the statistic analysis the influence of outdoor on indoor particle concentration and vice versa have been confirmed.

In conclusion, coarse particle occur predominately indoors. However fine and ultra fine particle are transferred from outdoors to the indoors unless there are indoor particle sources such as kitchen activity (low impact), burning candles or smoke (both high impact).

Particularly coarse particles but also in some cases fine and ultra fine particles are produced primarily indoors. Therefore prior studies are debatable because they mainly focus on outdoor and disregard indoor particle concentration. The study also reveals that no particle source outdoors produces a particle concentration indoors as high as smoking.

With regards to future epidemiological studies the integration of indoor particle concentration is recommended. When improving the measuring technique, additional personal measurements should also yield informative results. Furthermore it is necessary to study and compare the toxic relevance of particles collected indoors, outdoors and personally.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	3
1.1	Einführung	3
1.2	Ziele	4
1.3	Naturwissenschaftlicher und medizinischer Hintergrund von Partikeln	5
1.4	Stand der Forschung	12
2	Methoden	21
2.1	Versuchsteilnehmer	21
2.2	Messparameter	23
2.2.1	Messprinzip	23
2.2.2	Messgeräte	24
2.2.3	Kohlenstoffdioxid Messung	26
2.2.4	Backup-Filter	27
2.3	Überprüfung der Messgeräte	27
2.3.1	Interner Vergleich der Messgeräte	27
2.3.2	Interner Vergleich optischer und gravimetrischer Messgeräte	29
2.3.3	Externer Vergleich zu Staubmessungen des LfU	30
2.4	Integration externer Wetterdaten	31
2.5	Datenverarbeitung	32
2.6	Erweiterte Analysen und Messungen	34
2.6.1	Partikeldurchmesser-, Oberflächen- und Volumenverteilung	34
2.6.2	Massenkonzentrationen	35
2.6.3	Statistische Analysen	36
2.6.4	Ultrafeinstaubmessungen	38
3	Ergebnisse	40
3.1	Lokale Messungen	40
3.1.1	Ländliche Messorte	41
3.1.2	Urbane Messorte	47
3.1.3	Messorte mit Rauchern	62
3.1.4	Vergleichende Analyse der lokalen Messungen	72
3.1.5	Berechnung der PM10-Werte der lokalen Messungen	73
3.2	Partikelverteilungen in speziellen Situationen	76

3.2.1	Haushaltsaktivitäten	76
3.2.2	Lüften	77
3.2.3	Personenanzahl	79
3.2.4	Kerzen als Partikelquelle	81
3.3	Statistische Analysen	82
3.3.1	Korrelationen von lokalen zu stationären Messungen.....	82
3.3.2	Varianzanalysen zu Innenraum- und Außenluft	87
3.3.3	Regressionsanalyse der Innenraum Einflussgrößen.....	95
3.4	Partikeldurchmesser-, Oberflächen- und Volumenteilung	97
3.5	Ultrafeinstaubmessungen	103
3.6	Auswertung der Backup-Filter	105
4	Diskussion	108
4.1	Methodendiskussion	108
4.1.1	Datengrundlage	108
4.1.2	Beschreibung der Messorte	108
4.1.3	Eingesetzte Messgeräte	110
4.1.4	Ergänzende Messparameter.....	111
4.1.5	Reduktion des Datensatzes	112
4.2	Ergebnisdiskussion	113
4.2.1	Vergleich der Partikelanzahlkonzentrationen Innen zu Außen.....	113
4.2.2	Vergleich der PM10-Konzentrationen Innen zu Außen	114
4.2.3	Entscheidende Faktoren zur Partikelanzahl im Innenraum.....	115
4.2.4	Resultate der statistischen Analysen	117
4.2.5	Erkenntnisse durch ergänzende Messparameter.....	123
4.2.6	Epidemiologische Aspekte	124
5	Schlussfolgerung mit Ausblick.....	126
6	Literaturverzeichnis	128
7	Abkürzungsverzeichnis	135
8	Abbildungsverzeichnis	136
9	Tabellenverzeichnis	138
10	Anlagen	140

1 Einleitung

1.1 Einführung

Die Bevölkerung ist täglich gegenüber unterschiedlichsten Partikeln exponiert. Zahlreiche epidemiologische Studien zeigen mit großer Übereinstimmung zusätzliche Mortalitätsrisiken durch Partikel in der Umwelt (Künzli et al. 2000; Samet et al. 2000). Nachdem in älteren Studien vor allem die Exposition gegenüber PM10-Staub mit Gesundheitseffekten assoziiert war, sehen Studien ab 1995 eher einen Einfluss der PM2.5-Fraktion. Neuste Arbeiten belegen auch weiterhin die Gefährlichkeit der etwas größeren Partikelgrößen (PM10-2.5) (Brunekreef et al. 2005; Pope 3rd et al. 2006; Schwarze et al. 2006). Seitens der EU-Kommission wird deshalb erwogen, neben der PM10- auch die PM2.5-Fraktion zu bestimmen. Denn neue Mortalitätsdaten der europäischen Gemeinschaft für saubere Luft in Europa (European Community Clean Air For Europe, CAFE), welche auch den bestehenden EU-Richtgrenzwert für PM10 initiierte, bestätigten nun auch negative gesundheitliche Effekte von PM2.5 (WHO Working Group 2003; WHO Working Group 2004).

Als erster Schritt zum Schutz der menschlichen Gesundheit ist eine einheitliche Reduzierung der Partikelkonzentration in Europa angestrebt. Deshalb gilt seit dem 1. Januar 2005 ein Richtgrenzwert; dieser schreibt vor, dass $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 (24-h-Mittel) nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden dürfen. An vielen Messstationen konnte dies 2005 nicht eingehalten werden. So wurden in Baden-Württemberg (Stuttgart, Am Neckartor) 187 und in Bayern (München, Landshuter Allee) 107 statt erlaubter 35 Überschreitungen registriert. Von den 389 Messstationen in ganz Deutschland wurde immerhin an 60 Messstationen (= 15,4 %) der gesetzte Grenzwert mit 35 Überschreitungen übertroffen. Auch für das Jahr 2006 wurde der gesetzliche Richtgrenzwert an vielen der nunmehr 436 Standorte öfter als 35-mal überschritten wird. Prozentual gesehen gab es 2006 mehr Messorte mit Überschreitungen als 2005 (Stand 06.01.2007: 22,9%).

Die kontinuierliche Kontrolle der Partikelkonzentrationen und die angestrebte Reduzierung der Partikel sind sehr wichtig, doch die erfassten Konzentrationen beschreiben nur Außenluftszenerarien. Bei Brasche et al. (2005) wurde ermittelt, dass sich die Deutschen zu mehr als 65 % in Innenräumen aufhalten. Erstaunlich ist deshalb auch, dass Ergebnisse von Mortalitäts- und Morbiditätsstudien oft nur auf Korrelationen mit den Partikelkonzentrationen der Außenluftstationen beruhen. In der Fachliteratur gibt es zwar einige Vergleichsuntersuchungen von Innenräumen und Außenluft (Monn et al. 1997; Leaderer et al. 1999; Patterson et al. 2000; Tsai et al. 2000), diese können aber aufgrund unterschiedlicher Wohnsituationen, Feinstaubquellen, Wetterverhältnisse und der Partikel-Messgrößen (z. B. Messsystem, zeitliche Auflösung) nicht ohne weiteres auf Deutschland übertragen werden.

1.2 Ziele

Zahlreiche publizierte Studien beschreiben zwar Messungen in der Außenluft und z. T. auch im Innenraum, doch nach wie vor herrscht ein Mangel an Daten zu Partikelanzahlkonzentrationen von parallelen Innen- und Außenmessungen, insbesondere aus realen Lebenssituationen. Um diese Datenlücke zu reduzieren wurden folgende Messsituationen realisiert:

- Echtzeitmessung (maximal 5-Minuten-Werte) mit identischen Geräten parallel im Innenraum und in der Außenluft unter alltäglichen Bedingungen über 7 Tage zu allen 4 Jahreszeiten
- Wohnungen mit unterschiedlichen Immissionsbelastungen (Stadt / Land, verkehrsnah / -fern, etc.) in der Außenluft
- Versuchsteilnehmer mit verschiedenen Lebensgewohnheiten und Wohnsituationen (Heizsystem, Rauchen, Kochen, etc.)

Die dabei erhobenen Daten dienen:

- dem Nachweis spezifischer Innenraumquellen und deren Auswirkungen auf Anzahl und Größe der Partikel.
- der Prüfung der Beeinflussung von Partikelanzahlkonzentrationen zwischen Innenraum und Außenluft.
- der Untersuchung des Einflusses der Jahreszeit.
- und dem Erkennen von Mustern durch Analyse der Veränderung einzelner Variablen.

1.3 Naturwissenschaftlicher und medizinischer Hintergrund von Partikeln

Die Troposphäre der Erde setzt sich aus den drei Hauptbestandteilen Stickstoff (78 %), Sauerstoff (21 %) und Argon (0,9 %) sowie einer Vielzahl an Spurengasen (Kohlenstoffdioxid, Neon, Helium oder Methan) und Aerosolen zusammen. Werden diese Substanzen eingeatmet, können sie je nach ihrer Größe, Oberfläche und chemischen Zusammensetzung unterschiedliche z. T. gesundheitsschädliche Prozesse direkt in der Lunge oder im gesamten Organismus (z. B. Herz und Kreislauf) bewirken. Deshalb war es Ziel dieser Arbeit, Messungen von Aerosolpartikeln aus natürlichen Prozessen und anthropogenen Quellen im Innenraum und in der Außenluft im Großraum München durchzuführen.

Um einen ersten Überblick über die verschiedenen Arten von Partikeln zu erhalten, sind in der folgenden Abbildung Partikel stratifiziert nach ihrer Größe dargestellt.

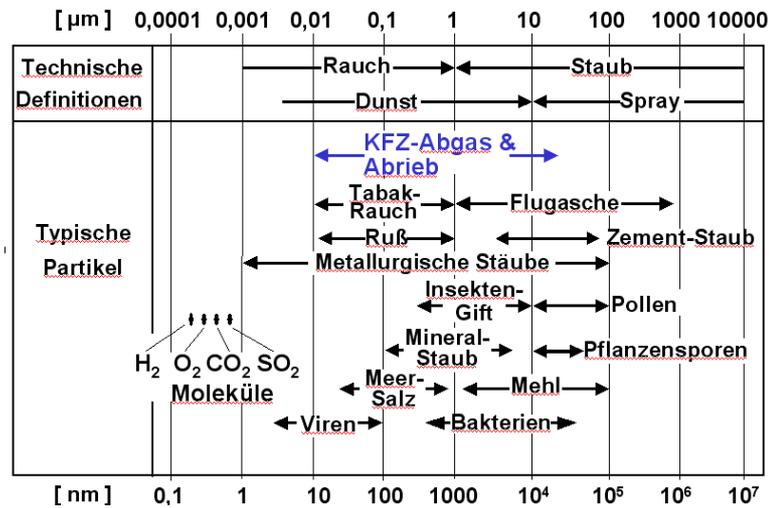


Abbildung 1: Größenverteilung von Aerosolen (Partikeln)

Aerosolpartikel können aus unterschiedlichsten Quellen emittiert werden. Sie können sich aus festen und gasförmigen Substanzen entwickeln und sich auf unterschiedliche Art und Weise zusammenlagern (siehe Abbildung 2).

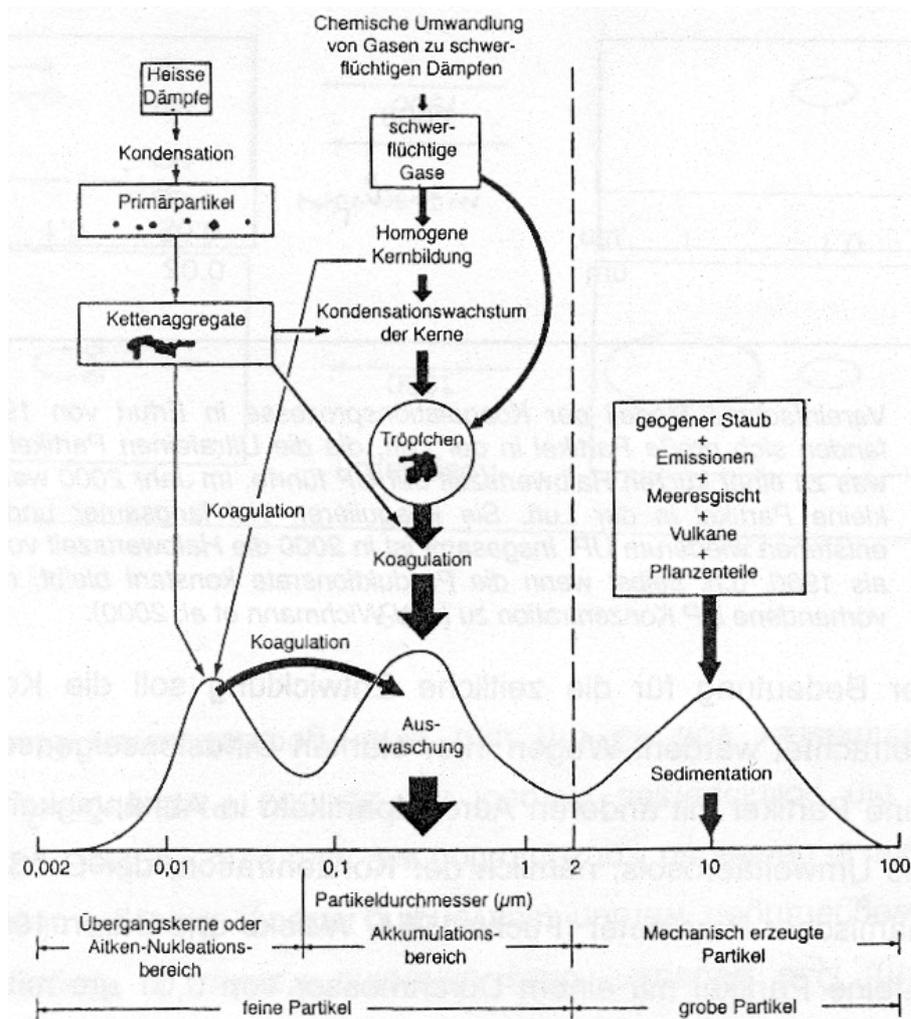


Abbildung 2: Darstellung von Partikelentstehung und -wachstum (Wichmann H.E. 2002)

Für Aerosolpartikel gibt es diverse Klassifizierungsmöglichkeiten. Laut der Arbeitsgruppe „Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN gibt es in Abhängigkeit von den eingesetzten Messverfahren folgende definierte Fraktionen:

- Schwebstaub (TSP, total suspended particulates): Die Aerosolkomponente der in der Luft vorhandenen Partikel bis zu einem oberen aerodynamischen Durchmesser von rund 30 μm .
- Thorakaler Schwebstaub (PM10): Partikel, die einen definierten größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 μm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
- Alveolengängiger Schwebstaub (PM2.5): Partikel, die einen definierten größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 μm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.
- Ultrafeine Partikel: Teilchen mit einem thermodynamischen Durchmesser kleiner 0,1 μm .

Diese Einteilung ist bedingt durch die üblicherweise verwendeten Partikelmessgeräte. Zunächst wurden Partikel gravimetrisch bestimmt. Dabei werden mittels spezieller Probennahmeköpfe Partikel aus einem definiertem Ansaugstrom auf Filtern abgeschieden. Die Trennung spezieller Partikelfraktionen erfolgt hierbei durch vorgeschaltete Probennahmeköpfe, die man nach ihrer Funktionsweise in Impaktoren (Harvard), selektive Einlässe (Hi-Vol-Sampler) oder Cyclonen unterscheidet (<http://www.tsi.com>).

Bei den beschriebenen Messgeräten werden Partikel definierter Größe auf Filtern gesammelt und gewogen. Diese Filter bestanden früher aus Quarz-, Glas-, Cellulosenitrat- oder Kunststofffasern. Inzwischen werden jedoch überwiegend Membranfilter (je nach anschließender Analyse meist aus Teflon) verwendet, da diese während der chemischen Analyse die geringste Verfälschung der gesammelten Stäube verursachten (Höppe et al. 2005).

An vielen stationären, kontinuierlichen Messstationen werden β -Absorptionsgeräte eingesetzt. Diese Geräte haben den Vorteil, dass sie einfach zu bedienen sind, eine geringe Wartung verursachen und über lange Messperioden präzise arbeiten. Bei der β -Absorption werden die im Ansaugstrom befindlichen Partikel auf einem sich fortschreitenden Filterband verteilt. Danach gelangt das Band zu einer radioaktiven β -Quelle (Isotope) und es erfolgt die „Belichtung“ eines Films. An den Stellen mit abgelagerten Partikeln wird nicht belichtet, so dass ein Negativabdruck entsteht. Nun wird mittels eines Detektors die Partikelkonzentration bestimmt und zusätzlich das Filterband, mit den gesammelten Partikeln, für folgende Analysen durch eine Folie geschützt und verstaut (<http://www.esm-online.de>).

Zusätzlich haben sich inzwischen optische Messgeräte etabliert (z. B. APS der Firma TSI oder Modell 1.108 der Firma Grimm). Überwiegend werden dabei Geräte mit Lasern eingesetzt. Das Messprinzip hierbei ist eine Detektion von Streulicht, welches beim Auftreffen von Partikeln im Ansaugstrom entsteht. Die gemessene Streuung kann charakterisiert werden und ergibt nach einer Kalibrierung die Partikelanzahlen und Größenverteilungen. Aufgrund der physikalischen Beschaffenheit von Licht liegt jedoch die untere Messgrenze bei Partikeln mit einem Durchmesser von ca. $0,3 \mu\text{m}$. Deshalb wurden sogenannte Kondensationspartikelzähler (z. B. CPC, Firma TSI) entwickelt. Diese Geräte können Partikel ab 3 nm Durchmesser nachweisen, indem die Partikel durch eine mit 1-Butanol gesättigte Kondensationskammer geleitet werden und definiert an Größe zunehmen. Die abschließende Detektion der gewachsenen ultrafeinen Partikel (Partikeldurchmesser $< 0,1 \mu\text{m}$) kann dann wieder durch eine Streuung von Laserlicht erfolgen. Als zusätzliche Komponente kann ein SMPS (scanning mobility particle sizer) oder ein DMPS (differential mobility particle sizer) vorgeschaltet werden. Diese ermöglichen eine zusätzliche Differenzierung der Partikel ab 3 nm in vorgegebene Größenklassen (<http://www.grimm-aerosol.com>).

Um einen Eindruck vom Aufbau, der Form und der Oberfläche der gesammelten Partikel zu erhalten bietet sich die Betrachtung mit einem Mikroskop an. Mit einem Lichtmikroskop kann man Partikel bis ca. $0,2 \mu\text{m}$ mit geringer Vorbereitung mikroskopieren. Kleinere Partikel (bis ca. $0,3 \text{ nm}$) müssen zunächst mit Gold bedampft

werden und können anschließend in Elektronenmikroskopen betrachtet werden. Hierbei unterscheidet man noch die Rasterelektronenmikroskopie (SEM) und die Transmissionsrasterelektronenmikroskopie (TEM) (<http://www.zeiss.de>).

Ergänzend kann man weitere Nachweisverfahren für die gesammelten Staubproben einsetzen. Ablagerungen von „Black Carbon“ können mittels verschiedenster optischer und chemischer Verfahren bestimmt werden. Auch bietet sich eine chemische Analyse der gesammelten Stäube an, um eine prozentuale Verteilung der chemischen Zusammensetzung zu belegen.

Diese technischen Weiterentwicklungen der Messmethoden ermöglichen eine bessere Selektion und Identifizierung gesundheitlich relevanter Partikel. Da Partikel in der Luft vorkommen, werden sie mit jedem Atemzug in die Atemorgane (Trachea, Bronchien, Alveolen) aufgenommen. Bezugnehmend auf die bereits beschriebenen unterschiedlichen Eindringtiefen in die menschlichen Atemorgane (VDI und DIN) können ebenfalls unterschiedliche negative gesundheitliche Effekte hervorgerufen werden.

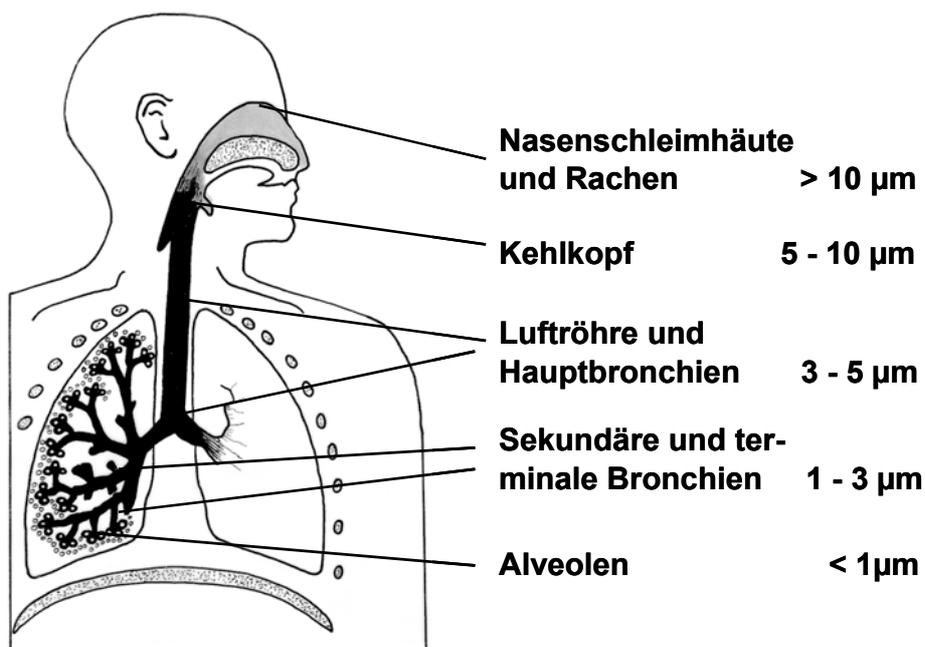


Abbildung 3: Eindringtiefen verschiedener Partikelfractionen (Cozzarini et al. 1998)

Zudem sind Durchmesser, chemische Zusammensetzung und Oberfläche von Partikeln entscheidend für deren gesundheitliche Effekte. Je nach chemischer Zusammensetzung und insbesondere in Abhängigkeit einer hydrophilen oder hydrophoben Eigenschaft kann dabei auch eine unterschiedliche Deposition und Kinetik im Organismus beobachtet werden. Diese negativen gesundheitlichen Auswirkungen können lokal oder systemisch im gesamten Organismus auftreten.

In zahlreichen epidemiologischen Studien (z. B. American Cancer Society (ACS) Study, Harvard Six Cities Study, NMMAPS oder APHEA) wurden Kurzzeit- und Langzeiteffekte von Partikeln beobachtet und deren gesundheitliche Auswirkungen in Bezug auf die Morbidität und auf die Mortalität geschildert. So konnte eine erhöhte respiratorische Mortalität (z. B. nicht-maligne und maligne Mortalität) eine erhöhte kardiovaskuläre Mortalität (z. B. erhöhte Sterblichkeit für koronare Herzkrankheiten) und eine erhöhte kardiopulmonale Mortalität nachgewiesen werden, u. a. bei Wallace (1996), Pope 3rd et al. (2002) oder Harrison et al. (2004). Die Summe dieser einzelnen Faktoren führt insgesamt zu einer erhöhten Gesamtmortalität. Darüber hinaus wird ein möglicher Zusammenhang der Exposition gegenüber PM₁₀ bzw. Schwebstaub und intrauteriner Wachstumsverzögerung, vermehrten Frühgeburten und vermindertem Geburtsgewicht dargestellt (Glinianaia et al. 2004). Ferner wurde beschrieben, dass in verschiedenen Untersuchungen ein höheres Sensibilisierungsrisiko gegenüber Inhalationsallergenen für Kinder besteht, wenn sie in stark befahrenen Straßen wohnen. Auch der Schweregrad an Heuschnupfensymptomen war dabei deutlich erhöht. Insgesamt zeigen die bisherigen Ergebnisse, dass Luftschadstoffe (insbesondere auch partikuläre) inhalative und kutane Allergien fördern und bestehende allergische Reaktionen verstärken können (von Mutius et al. 1998; Kramer et al. 2000; Kramer et al. 2004; Schwartz 2004). In Studien u. a. von Kramer et al. (2000; 2004) und Heinrich et al. (2004), wurde insbesondere für Dieselruß (als Teil des PM₁₀) tierexperimentell und in Versuchen an menschlichen Probanden eine adjuvante Wirkung im Rahmen einer IgE-vermittelten allergischen Reaktion belegt.

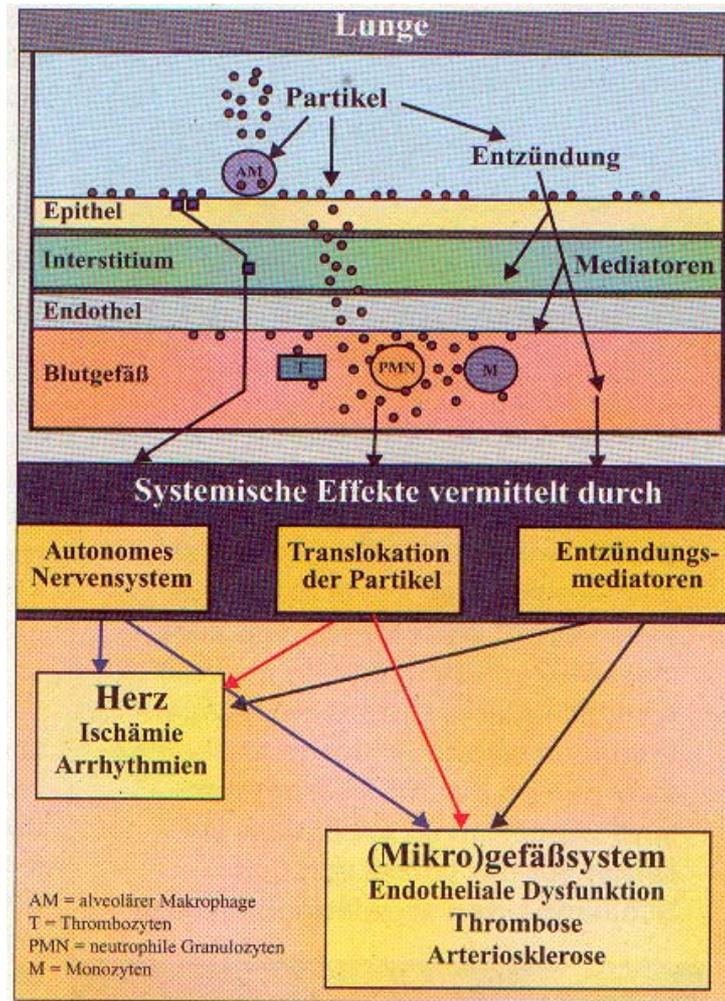
Durch ergänzende Experimente an Zellen und Tieren wurden zudem Befunde aus humanen epidemiologischen Studien bestätigt. Es zeigte sich, dass analog dem

Anstieg der Mortalität und Morbidität vor allem bei alten Menschen und Personen mit Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen, entsprechende gesundheitliche Wirkungen meist bei älteren und bei vorgeschädigten Tieren auftraten. Unterschiedlichste Partikel verursachten morphologische Veränderungen, Entzündungsreaktionen und Schädigungen in den Lungen von Versuchstieren. Diese Vorgänge wurden durch Bildung von Chemokinen und z. B. Zytokinen oder Sauerstoffradikalen initiiert, welche zu Entzündungsreaktionen, Zellschäden, Zellproliferationen und ggf. Tumorentstehung führen können. Insgesamt waren junge Tiere empfindlicher auf Umweltstaub und ältere empfindlicher auf Kombinationen von Industrieruß und Ozon. Dargestellt wurden diese Ergebnisse erstmals in einer älteren Studie von Heinrich et al. (1986), doch wurden diese Ergebnisse z. T. von Driscoll et al. (2002) bestätigt.

Ferner konnte eine systemische kardiovaskuläre Toxizität von Partikeln nachgewiesen werden. Es zeigte sich, dass es nach Inhalation von Partikeln zu Veränderungen kardiopulmonaler Funktionen kommt, die vermutlich über Veränderung der Fließeigenschaften des Blutes erklärbar sind, u. a. in einer Publikation von Höppe et al. (2005).

Auch Ultrafeine Partikel zeigten in toxikologischen Untersuchungen gesundheitliche Effekte. In Abbildung 4 wurden aktuelle Forschungsergebnisse der Wirkmechanismen zusammengefasst. Über drei unterschiedliche Mechanismen (vegetatives Nervensystem, direkter Transfer von Partikeln in die Blutbahn und Freisetzung von Mediatoren) können Herzrhythmusstörungen, Ischämien, endotheliale Dysfunktionen, Thrombosen oder Arteriosklerose entstehen (Peters et al. 2006).

Weitere Aspekte zu möglichen negativen gesundheitlichen Effekten von Partikeln finden sich u. a. in einer Metaanalyse von Fromme et al. (2005).

Abbildung 4: Verteilung Ultrafeiner Partikel im Körper (<http://www.gsf.de>)

1.4 Stand der Forschung

Wallace (1996) hat in einer Übersichtsarbeit Publikationen bis Mitte der 90er Jahre zusammengestellt; diese bietet einen Überblick über den Stand der Forschung bis ca. 1995. Hierbei wurden primär die Ergebnisse der Harvard Six City Study, der New Yorker ERDA Study und der Riverside PTEAM Study einbezogen. Es ergab sich beispielsweise, dass für die Partikelgröße PM_{2.5} bei niedrigen Außenluft-Konzentrationen bis zu zweifach höhere Partikelkonzentrationen im Innenraum gefunden wurden und dass bei sehr hohen Außenluft-Konzentrationen die Innenraum-Konzentrationen maximal 90 % der Außenluft Werte erreichten. Dabei waren die Luftaustauschrate (typischer Wert ca. 0,75 h⁻¹) und die Deposition der Partikel von großer Bedeutung. Als Innenraumquellen zählten Rauchen (Erhöhung des

PM2.5-Tagemittelwertes um 25 - 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Kochen (Erhöhung PM2.5 um 10 bis 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oder besondere Quellen wie z. B. Kerosinöfen (Erhöhung PM2.5 um bis zu 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) bei Leaderer et al. (1999). Ca. 25 % der Innenraumstäube konnten nicht definiert werden, doch geht Wallace davon aus, dass es sich hierbei um eine Resuspension von vorher abgesetztem Staub handelt. Ferner beschreibt Wallace, dass personenbezogene Messungen stets höhere Konzentrationen aufwiesen als die Innenraum- oder Außenluft-Messungen.

Neuere Veröffentlichungen lassen sich in Partikelmassestudien, Partikelanzahlstudien und kombinierte Studien untergliedern. Hierbei wurden nur Publikationen berücksichtigt, die mit dieser Arbeit vergleichbare Innenraum- und Außenluftbedingungen aufweisen.

Partikelmassestudien

Eine sehr umfassende Studie wurde von 1994 bis 1996 in Zürich (Schweiz) in 17 Wohnungen durchgeführt (Monn et al. 1997; Monn 2001). Die PM10-Konzentrationen betragen hierbei im Innenraum zwischen 10,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 32,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in der Außenluft zwischen 12,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 38,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In der ersten Publikation (1997) wurde gefolgert, dass die Innenraum-Konzentration – bei fehlenden Innenraumquellen – bis 70 % der Außenluft-Konzentration betragen kann („Baseline Indoor“) und dass sich größere Partikel schneller absetzen. In der zweiten Publikation (2001) wurden einige Aussagen ergänzt: bessere Korrelation der Innenraum- zu den Außenluft-Konzentrationen mit abnehmendem Partikeldurchmesser, stets höhere Werte bei personenbezogenen PM10-Messung im Vergleich zu stationären Innenraum- oder Außenluft-Messungen sowie unterschiedliche chemische Zusammensetzungen von PM10-Partikeln in Innenraum-, Außenluft- und in personenbezogenen Messungen.

In einer niederländischen Studie von 1995 (Fischer et al. 2000) wurden die Partikelmassen innerhalb und außerhalb von 36 Wohnungen in Amsterdam gemessen, wobei die eine Hälfte dieser Wohnungen in verkehrsarmen und die andere Hälfte in verkehrsreichen Gebieten lag. PM10 und PM2.5 wurden mit Harvard Impaktoren gemessen und zusätzlich flüchtige organische Bestandteile bestimmt.

Für die Partikelmassen konnten folgende Ergebnisse ermittelt werden: Im Mittel betrug PM10 in verkehrsreicher Lage $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innen und $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ außen sowie in verkehrsarmer Lage $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innen und $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ außen (PM2.5: 27 und $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie 12 und $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Allein anhand der unterschiedlichen Belastung durch Straßenverkehr zeigten sich 15 bis 20 % höhere Konzentrationen beim Außenwert.

In der EXPOLIS Studie (Air Pollution Exposure Distribution within Adult Urban Populations in Europe) wurden von Hänninen et al. (2004) vergleichende PM2.5-Messungen für Innen und Außen in Europa beschrieben (Tabelle 1).

Tabelle 1: PM2.5-Konzentrationen der EXPOLIS-Studie

PM2.5 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Außen		Innen mit Rauchern		Innen ohne Raucher	
	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich	Mittelwert	Bereich
Athen	37	9-140	31	12-75	23	12-52
Basel	19	5-59	26	6-140	17	6-39
Helsinki	10	2-45	13	2-122	9	2-27
Prag	27	10-48	36	10-124	25	10-96

Dabei variierten die Außenluftwerte je nach Land. Sobald in Räumen geraucht wurde, stieg überall die Innenraum-Konzentration der PM2.5-Partikel stark an.

In Birmingham (UK) führten Jones et al. (2000) eine, mit den bereits beschriebenen Studien von Monn und Fischer vergleichbare, Untersuchung durch. In insgesamt sieben Wohnungen (ländlich, städtisch) konnte festgestellt werden, dass es im Innenraum eine durch die Außenluft (PM_{10} $13 - 27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) verursachte Hintergrundbelastung an Partikeln gab. Der Mittelwert für PM2.5 im Innenraum ($7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Außenluft) wurde primär durch Rauchen und Kochen bewirkt, während die Partikelgröße PM10 ($15 - 88 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zusätzlich durch Putzen und andere Aktivitäten beeinflusst wurde.

Im Rahmen einer Herz-Kreislauf-Studie (ULTRA-Studie) bei älteren Menschen wurden in Amsterdam, Erfurt und Helsinki PM2.5-Messungen sowohl personenbezogen als auch stationär im Innenraum und in der Außenluft durchgeführt. Diese

Studie (Janssen et al. 2000; de Hartog et al. 2003; Vallius M. 2005) dauerte insgesamt von Oktober 1998 bis Juni 1999. Die Außenluft-Werte waren in Amsterdam deutlich höher als in Helsinki. Auch die Innenraumwerte und die personenbezogenen Ergebnisse waren in Amsterdam höher. Der Median betrug in Amsterdam $16,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Erfurt $16,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und war mit $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Helsinki deutlich niedriger. Insgesamt stellten der lokale Straßenverkehr sowie Sekundärpartikel die Hauptquellen für PM_{2.5} dar.

Eine der umfangreichsten Studien in den USA war die RIOPA-Studie (Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air), zu der verschiedene Publikationen erschienen sind u. a. Weisel et al. (2005). Im Rahmen dieser Studie wurden 1999 bis 2001 in Elizabeth (New Jersey), Houston (Texas) und Los Angeles (Kalifornien) für 48 Stunden in jeweils ca. 100 Nichtraucher-Haushalten Innenraum- und Außenluft- sowie personenbezogene PM_{2.5}-Messungen parallel durchgeführt. Zudem wurden von den Versuchsteilnehmern umfangreiche Fragebögen beantwortet. Es zeigte sich, dass die personenbezogenen Messungen kaum von den Partikeln der Außenluft beeinflusst wurden. Während der Mittelwert (MW) der personenbezogenen Messergebnisse bei $37,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Standardabweichung (SD) $24,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lag, wiesen die Werte der stationären Innenraum- und Außenluftmessungen deutlich geringere Konzentrationen auf (innen: MW $17,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, SD $12,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, außen: MW $18,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, SD $10,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Auch in St. Paul (USA) wurde 1999 PM_{2.5} in Nichtraucher Haushalten innen, außen sowie personenbezogen gemessen (Adgate et al. 2002; Adgate et al. 2003). Dabei zeigten sich folgende Ergebnisse: MW personenbezogen $26,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD $30,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), MW innen $13,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sowie MW außen $10,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Diese Studie bekräftigt ebenfalls die Hypothese, dass die personenbezogenen Messungen die höchsten Ergebnisse lieferten (48-h-Messungen), jedoch lagen hier die Innenraum-Werte leicht über den Außenluft-Werten. Interessant ist ebenfalls, dass die i/o-ratio (Verhältnis von Innenraumpartikeln zu Außenluftpartikeln) im Sommer unter der von Frühling und Herbst lag.

In einem ähnlichen Zeitrahmen wie die RIOPA-Studie wurden in Toronto (Kanada) ebenfalls Partikelmessungen für PM_{2.5} von August 1999 bis November 2001 durchgeführt (Kim et al. 2005; Wallace 2005). Im Vergleich zur RIOPA-Studie waren hier die Werte (MW außen 11 µg/m³, personenbezogen 22 µg/m³) deutlich niedriger, jedoch vergleichbar mit den Ergebnissen der Studie aus St. Paul. Insgesamt konnte nachgewiesen werden, dass sich die Zusammensetzung der Innenraumpartikel zu 5 bis 90 % von der Zusammensetzung der Außenluftpartikel (wahrscheinlich bedingt durch unterschiedliche Innenraumsituationen) unterscheidet. In diesem Zusammenhang wurde außerdem ein Modell der Innenraum-, Außenluft- und personenbezogenen Messungen erstellt, welches ähnlich zu den bereits bestehenden Modellen von Ott (2000), Abt (2000) und Riley et al. (2002) war. Vergleichbare Faktoren bei ihrer Berechnung der Infiltrationsfaktoren (0,26 bis 0,87; Faktoren, die beschreiben inwieweit Luft von außen nach innen eindringen kann) verwendeten auch Kim und Wallace (Kim et al. 2005; Wallace 2005).

Die U.S. EPA hat 2000 und 2001 eine der umfangreichsten Längsschnittuntersuchungen in North Carolina (USA) durchgeführt (Williams et al. 2003), die sogenannte „Research Triangle Park (RTP) Particulate Matter (PM)“-Studie. Die mittleren PM_{2.5}-Konzentrationen lagen für Innenraum und Außenluft gleichermaßen bei 19 µg/m³ und für die personenbezogenen Messungen bei 23 µg/m³. Es zeigten sich keine Unterschiede für Jahreszeiten und Wiederholungsmessungen.

Kombinierte Studien

1997 und 1998 führten Williams et al. (2000) eine groß angelegte Vergleichsmessung bei 21 älteren Personen in Baltimore (USA) durch. In Tabelle 2 sind die arithmetischen Mittelwerte (MW) der Impaktor Messungen dargestellt.

Tabelle 2: Messdaten der Baltimore-Studie

PM [µg/m ³]	personenbezogen (n=23)	innen (n=16)	innen, zentral (n=26)	außen (n=28)	Umgebung (n=26)
PM ₁₀ MW	-	13,5	11,0	30,0	29,9
PM _{2.5} MW	13	10,0	9,4	22,0	22,0

Bei fehlenden markanten Innenraumquellen korrelierten die verschiedenen Messungen sehr gut miteinander und zeigten in der Außenluft höhere Werte.

In einer sehr komplexen Studie von Long et al. (2001) wurden 1998 in neun Nicht-raucher-Wohnungen in Boston (USA), zu ein bis zwei Jahreszeiten, für jeweils mehr als 7 Tage Messungen durchgeführt. Für PM_{2.5} lagen die Werte, in dem beschriebenen Zeitrahmen, an der Außenluft (MW 10,1 µg/m³) höher als im Innenraum (MW 7,1 µg/m³). Aus Daten von Nachtmessungen der Innenraum- und Außenluft-Konzentration errechneten Long et al. für PM_{2.5} einen Infiltrationsfaktor von 0,74 (SD 0,41) und für grobe Partikel (PM_{2.5}-PM₁₀) einen Infiltrationsfaktor von 0,28 (SD 0,19). Diese Ergebnisse stimmen mit einer Studie von Abt et al. (2000) überein, die 1996 in Boston (USA) durchgeführt wurde. Zusätzlich wurden in dieser Studie auch die Infiltrationsfaktoren für die Größenkanäle 0,02 - 0,5 µm (0,38 - 0,94) und 0,7 - 10,0 µm (0,12 - 0,53) berechnet. Eine ähnliche Studie wurde 1999 - 2001 von Allen et al. (2003) in Seattle (USA) durchgeführt. Dabei wurden mittels Harvard-Impaktoren und Nephelometern (Trübungsmesser) Tagesmittelwerte an zehn Tagen an 55 Messorten erhoben. Die Mittelwerte lagen dabei für PM_{2.5} im Innenraum bei ca. 8 µg/m³ und in der Außenluft bei ca. 10 µg/m³, wobei vermutlich 80 % der Innenraum-Partikel aus der Außenluft stammten.

Eine Fortsetzung der EXPOLIS-Studie mit Teilnehmern aus Oxford wurde im Sommer 1999 mit erweiterten Messtechniken durchgeführt (Wigzell et al. 2000). In zehn Wohnungen wurden 2-Tages-Messungen für PM_{2.5}, für TSP (Gravimetrie mit optischem Grimm 1.105) und für Partikelanzahlen (feine Partikel: akkumulativ < 2 µm, Grimm 1.105) durchgeführt (Tabelle 3).

Tabelle 3: Messdaten der Oxford-Studie (Werte in Klammern ohne Raucherhaushalte)

	PM _{2.5} [µg/m ³]		TSP [µg/m ³]		Feinpartikel [n/l]		PM ₁₀ [µg/m ³]
	Küche	Wohnzimmer	Küche	Wohnzimmer	Küche	Wohnzimmer	außen
MW	18 (12)	17 (10)	41 (29)	46 (37)	1156 (820)	1284 (901)	20
Min.	5 (5)	6 (6)	15 (15)	26 (26)	666 (666)	499 (499)	8
Max.	77 (20)	71 (19)	155 (50)	118 (53)	4185 (1072)	4732 (1266)	27

Die zeitlich aufgelösten Messungen ergaben jedoch starke Schwankungen. Zwischen Küche und Wohnzimmer offenbarten sich nur geringe Unterschiede, doch an beiden Messorten fanden sich sehr starke Einflüsse durch das Rauchen.

1999 wurde in Fresno (USA) ebenfalls die PM_{2.5}-Konzentration im Innenraum und in der Außenluft eines wenig genutzten Wohnhauses ohne bekannte Innenraumquellen gemessen (Evans et al. 2000; Vette et al. 2001). Hierbei ergaben sich aus der Gravimetrie für PM_{2.5} im Innenraum im Winter 3,4 µg/m³, im Sommer 3,7 µg/m³ und in der Außenluft 20,5 µg/m³ bzw. 10,1 µg/m³. Zu dieser Studie und der o. g. Baltimore Studie von 1998 (Williams et al. 2000; Williams et al. 2003) erstellten Rea et al. (2001) ein Modell, mit dessen Hilfe festgestellt werden konnte, dass 54 % (± 31 %) der täglichen PM_{2.5}-Belastung aus den Innenraumquellen kommt (angenommene Aufenthaltsdauer 20 h ± 2 h). Ebenfalls in der Außenluft und in zwei Räumen ohne Innenraumquellen haben Cyrus et al. (2004) im Sommer 2001 und Winter 2002 PM_{2.5} in Erfurt gemessen. Als Median der Tagesmittelwerte erhielten sie innen 6,9 µg/m³ und außen 9,2 µg/m³. Das Hauptaugenmerk dieser Studie lag dabei auf den Partikelverteilungen bei unterschiedlichen Lüftungsbedingungen. So ergaben die Mediane der i/o-ratios 0,63 für geschlossene und ca. 0,83 für gekippte oder geöffnete Fenster. Die Korrelationskoeffizienten für Innenraum zu Außenluft betragen in dieser Studie 0,91 für geschlossene Fenster bzw. 0,93 für gekippte oder geöffnete Fenster.

In einer weiteren amerikanischen Studie wurden an fünf Tagen in einer Wohnung unterschiedliche Messungen durchgeführt (Ferro et al. 2004; Kopperud et al. 2004). Für PM_{2.5} wurden dabei im Innenraum Partikelmassen von 6,5 bis 13,9 µg/m³ und in der Außenluft von 5,0 bis 10,2 µg/m³ bestimmt. Ferner wurde festgestellt, dass bei PM_{2.5} in Abwesenheit von Bewohnern 27 - 47 % der Innenraumpartikel von innen beeinflusst sind, wohingegen bei hoher Aktivität bereits 60 - 90 Minuten ausreichen, um den Tagesmittelwert maßgeblich zu beeinflussen. Als Hauptinnenraumquellen für PM₁₀ konnte „Tanzen auf einem Teppich“ (> 400 µg/m³), Kleider zusammenlegen (> 250 µg/m³) und Bett machen (> 225 µg/m³) identifiziert werden.

Partikelanzahlstudien

In ihrer Veröffentlichung stellten Hussein et al. (2004) für Helsinki die Partikelanzahlen in Abhängigkeit der Partikeldurchmesser von 7 nm bis 25 µm dar. Dabei zeigte sich, dass bei Partikeln $< 0,8 \mu\text{m}$ die i/o-ratio stets geringer war als bei größeren Partikelfraktionen.

Ebenfalls mit Verteilungen von Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum befasste sich eine Übersichtsarbeit von Nazaroff (2004). So identifizierte er für den Ultrafeinmodus das Kochen mit Gas (Hauptbestandteil Ruß) als Hauptinnenraumquelle. Für den Akkumulationsmodus (0,1 – 2 µm) identifizierte er Tabakrauch als Hauptinnenraumquelle (Hauptbestandteil organische Stoffe) und für den Grobpartikelmodus ($> 2 \mu\text{m}$) das Putzen (Hauptbestandteil mineralischer Staub). Seinfeld et al. (1998) beschrieben, dass es für städtische und ländliche Partikelverteilungen (Anzahlen, Volumen, Masse) in Abhängigkeit von den Partikeldurchmessern typische Kurvenverläufe gibt.

Eine reine Innenraum-Studie führten Afshari et al. (2005) in einer Messkammer durch. Interessant war hierbei, dass beim Rauchen von Zigaretten zuerst ein Anstieg im Ultrafeinstaubbereich auftrat, aber nach zwei Stunden ebenfalls ein Anstieg von Partikeln mit einem Durchmesser von 0,4 - 0,6 µm zu verzeichnen war. Außerdem zeigte sich, dass Kerzen während des Abbrennens Partikel $< 0,1 \mu\text{m}$ produzierten, nach dem Verlöschen jedoch ein Anstieg der Fraktion $> 0,3 \mu\text{m}$ zu vermerken war. Außerdem stellten sie fest, dass heiße Oberflächen vor allem sekundäre Partikel produzierten.

Eine gute Vergleichsmöglichkeit zu dieser Arbeit erlauben die Veröffentlichungen von Wallace et al. (2000; 2002; 2004). In diesen Studien wurden von Oktober 1996 bis September 1998 sowie von Juli 1999 bis Dezember 2000 mit unterschiedlichsten Messgeräten innerhalb und außerhalb eines bewohnten Hauses in Virginia (USA) Messungen durchgeführt und Tagesprotokolle angelegt. In einem Nichtraucher-Haushalt identifizierte er als Hauptinnenraumquellen für Feinstaub Küchenaktivitäten (z. B. Kochen, Braten oder Rösten) und für gröbere Fraktionen (2,5 - 10 µm) physikalische Bewegung. Die Ultrafeinstaubquellen waren meist

außerhalb zu finden (outdoor > indoor), doch sobald es eine Innenraumquelle gab, stiegen die Innenraum-Konzentrationen schnell, deutlich über die Außenluft-Konzentrationen an. Straßenverkehr zeigte nur während der morgendlichen Rushhour einen minimalen Effekt im Ultrafeinstaubbereich. In einer weiteren Studie von Wallace et al. (2006) wurden zusätzlich Messgeräte zur Echtzeitmessung an unterschiedlichen Standorten integriert, um eine besseren Identifizierung von Innenraum- und Außenluftquellen zu ermöglichen. Hierbei wurden, wie erwartet die höchsten Partikelkonzentrationen im Innenraum von Aktivitäten der Bewohner (z. B. Kochen und Aufräumen) sowie Rauchen erzeugt. Ferner konnte eine Reduzierung der Partikelkonzentrationen durch Lüften, sowie eine "personal cloud" (von jedem Organismus verursachte Staubaufwirbelungen) für PM_{2.5} nachgewiesen werden.

Eine Studie von Morawska et al. (2001) beschäftigte sich mit unterschiedlichen Lüftungssituationen in leeren Wohnungen in Brisbane (Australien). Als Messgeräte wurden SMPS (Messbereich 0,015 nm - 0,685 nm), APS (Messbereich 0,54 µm - 19,81 µm) und ein Dust Trak (optische PM_{2.5}-Messung) der Firma TSI eingesetzt. Bei Messungen mit dem SMPS wurde die i/o-ratio bei geringem Lüften niedriger, da weniger Partikel von außen nach innen eindringen konnten. Die APS-Messungen blieben eher konstant und zeigten Innenraum-Konzentrationen, welche den Außenluft-Konzentrationen in etwa entsprachen oder nur minimal geringer waren. Auch die Dust Trak-Messungen blieben eher konstant, wobei die Innenraum-Konzentrationen ebenfalls den Außenluft-Konzentrationen entsprachen oder minimal höher waren.

2 Methoden

2.1 Versuchsteilnehmer

Im Rahmen dieser Promotionsarbeit sollten diverse Parameter zu Innenraum- und Außenluftbedingungen in Wohnsituationen ausgewählter Studienteilnehmer untersucht werden. Als Innenraum-Parameter wurden beispielsweise die Heizungssituation (Zentral, Gas-/Öl-Einzelofen oder Holz-/Kohleofen), Kochverhalten, Anzahl der Bewohner einschließlich Kinder, Raucher (ja/nein mit Angabe der Gewohnheiten), Büro und Haustiere in die Auswertungen einbezogen. Für die Beurteilung der Lüftungssituation, die eine erhebliche Einflussgröße auf die Partikelsituation im Innenraum darzustellen scheint, sollte von den Versuchsteilnehmern protokolliert werden, ob Fenster und Türen geschlossen, gekippt oder offen waren. Als Außenluft-Parameter wurden die Wohnungslagen „Stadt verkehrsreich“ (urban, Rush-hour), „Stadt verkehrsarm“ (urban) und „Land“ (rural) in die Untersuchungen integriert.

Insgesamt wurden zwölf Messorte (Tabelle 4) ausgewählt, die den gestellten Anforderungen entsprachen.

Tabelle 4: Darstellung wichtiger Parameter der Versuchsstandorte

Messort	Region	Rush-hour	Innenmessort	Bewohner	Kinder	Tiere	Raucher	Bodenbelag	Herd	Heizung
1	urban	ja	Wohnraum	2	1	keine	0	Teppich	elektrisch	zentral
2	urban	nein	Wohnraum	3	1	keine	0	Parkett, Teppich	elektrisch	zentral
3	rural	nein	Wohnraum	5	2	keine	0	Holzdielen	elektrisch	zentral
4	urban	ja	Wohnraum	3	1	1 Kaninchen	0	Parkett, Teppich	elektrisch	zentral
5	urban	ja	Wohnraum	2	0	keine	0	Teppich	elektrisch	zentral
6	urban	nein	Wohnraum	2	0	1 Katze	2	Teppich	elektrisch	zentral
7	urban	nein	Küche	2	0	1 Katze	1	PVC	Gas	Gas zentral
8	urban	ja	Wohnschlafraum	1 - 2	0	1 Katze, 1 Vogel	0	Laminat	elektrisch	Gas zentral
9	rural	nein	Küche	3	0	Katzen (draußen)	0	Fliesen	elektrisch + Holzofen	zentral
10	rural	nein	Wohnraum	0	0	keine	0	Teppich	elektrisch	zentral
11	urban	nein	Wohnraum	2	0	1 Katze	1	Teppich	elektrisch	Einzelöfen
12	urban	ja	Büro	0 - 4	0	keine	0	Teppich	kein	zentral

Die Daten wurden in der Zeit vom 05.08.2003 bis 16.03.2005 erhoben (Tabelle 5). Vollständige Messdaten in allen vier meteorologischen Jahreszeiten (Frühling: 01.03. – 31.05., Sommer: 01.06. – 31.08., Herbst: 01.09. – 30.11., Winter: 01.12. – 28./29.02.) liegen von zehn Versuchsteilnehmern vor. Diese decken ein breites Spektrum der Innen- und Außen-Parameter ab.

Tabelle 5: Zeitliche Verteilung der durchgeführten Messungen.

Nr.	Frühling		Sommer		Herbst		Winter	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
1	16.03.2005	22.03.2005	05.08.2003	13.08.2003	14.09.2004	21.09.2004	30.01.2004	06.02.2004
2	26.04.2004	03.05.2004	14.08.2003	25.08.2003	31.08.2004	07.09.2004	16.01.2004	23.01.2004
3	18.04.2004	26.04.2004	27.08.2003	07.09.2003	04.10.2004	12.10.2004	27.12.2004	03.01.2005
4	-	-	-	-	09.09.2003	16.09.2003	-	-
5	18.05.2004	25.05.2004	29.06.2004	06.07.2004	18.09.2003	24.09.2003	23.01.2004	30.01.2004
6	10.03.2004	18.03.2004	02.06.2004	09.06.2004	25.09.2003	02.10.2003	19.01.2005	26.01.2005
7	10.05.2004	17.05.2004	16.07.2004	23.07.2004	18.11.2003	25.11.2003	06.02.2004	13.02.2004
8	26.03.2004	02.04.2004	15.06.2004	22.06.2004	12.11.2004	19.11.2004	27.11.2003	04.12.2003
9	27.05.2004	02.06.2004	06.07.2004	13.07.2004	24.09.2004	01.10.2004	09.01.2004	16.01.2004
10	05.03.2004	10.03.2004	-	-	-	-	-	-
11	19.03.2004	26.03.2004	27.07.2004	03.08.2004	12.10.2004	19.10.2004	28.01.2005	04.02.2005
12	02.04.2004	14.04.2004	22.06.2004	29.06.2004	02.11.2004	11.11.2004	10.02.2005	18.02.2005

Die geografische Lage der Messorte im Großraum München ist in Abbildung 5 dargestellt.

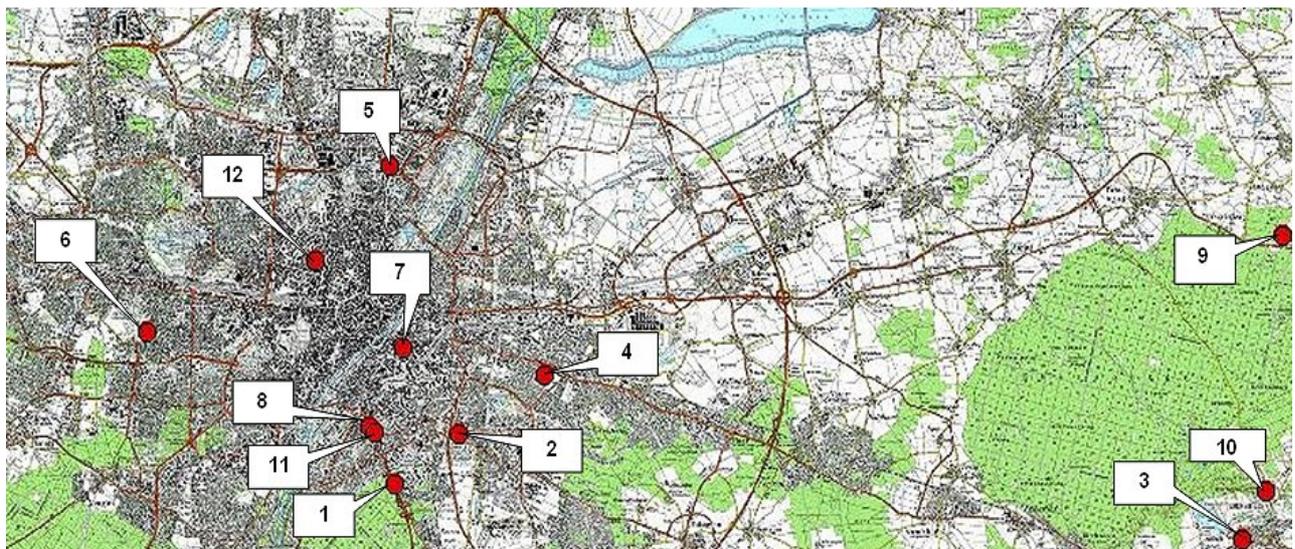


Abbildung 5: Lage der Messorte in München und Umgebung

2.2 Messparameter

2.2.1 Messprinzip

Zur Partikelmessung können verschiedene Verfahren angewendet werden. Hier wurden optische Staubmessgeräte (siehe Abbildung 6) der Firma Grimm (Modell 1.108) mit Echtzeitauflösung zur Partikelmessung eingesetzt. Die Partikelanzahlkonzentrationen gingen als 5-Minuten-Mittelwerte in die Auswertung ein. Die Partikelanzahlkonzentrationen wurden in 15 Größenklassen unterschiedlicher Durchmesser (0,3 - 0,4 μm , 0,4 - 0,5 μm , 0,5 - 0,65 μm , 0,65 - 0,8 μm , 0,8 - 1,0 μm , 1,0 - 1,6 μm , 1,6 - 2,0 μm , 2,0 - 3,0 μm , 3,0 - 4,0 μm , 4,0 - 5,0 μm , 5,0 - 7,5 μm , 7,5 - 10,0 μm , 10,0 - 15,0 μm , 15,0 - 20,0 μm , > 20,0 μm) ermittelt.

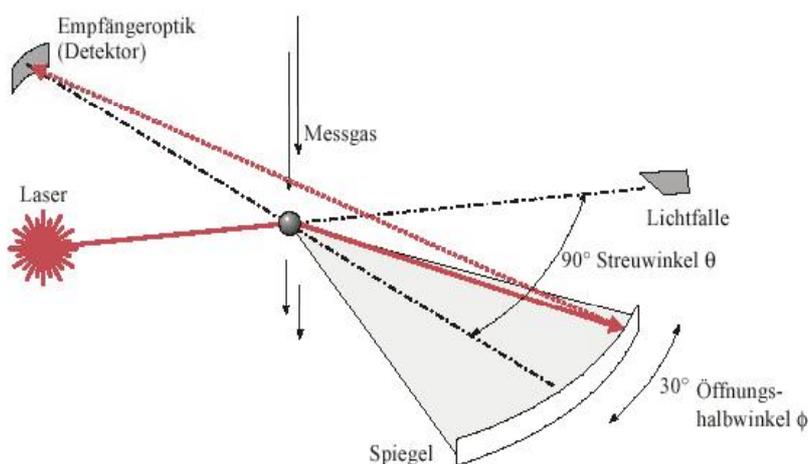


Abbildung 6: Optisches Messsystem des Grimmgerätes 1.108.

Der Vorteil dieser Messstrategie ist, dass auf diese Weise akute Ereignisse (z. B. Lüften, Wäsche aufhängen, Rauchen usw.), welche einen kurzzeitigen direkten Einfluss auf die Partikelverteilung in Innenraum und Außenluft haben, nachgewiesen werden können.

2.2.2 Messgeräte

Die Grimm-Staubmessgeräte für Innen- und Außenluft-Messungen (Abbildung 7, Abbildung 8 und Abbildung 9) ermittelten neben den Partikelanzahlkonzentrationen auch Daten für Temperatur und relative Feuchte. Zusätzlich wurde (als weiteres Messgerät im Innenraum) das QTRAK Messgerät der Firma TSI eingesetzt, welches die CO₂-Konzentrationen bestimmte. Das Außenluft-Messgerät war in einem Wetterschutzgehäuse untergebracht, in welchem sich ein Ventilator zur Kühlung bei Hitze (aktiv zwischen 20 °C und 40 °C Außentemperatur) und eine Heizung zum Erwärmen des Gerätes bei Kälte (aktiv zwischen + 18 °C und – 20 °C Außentemperatur) befand. Um eine Verfälschung der Messergebnisse bei hoher Luftfeuchte zu vermeiden, wurde eine Trockenkartusche aktiviert, sobald die Werte der relativen Feuchte über 75 % stiegen. Diese „getrocknete“ Luft wurde mit der regulären Ansaugluft im Verhältnis 1 + 1 gemischt. Diese Zumischung blieb so lange aktiv bis die Werte der relativen Feuchte wieder unter 70 % fielen. Ergänzend wurde bei den Außenmessungen die Windgeschwindigkeit mit einem Schalenkreuz-Anemometer der Firma Friedrichs aufgezeichnet.

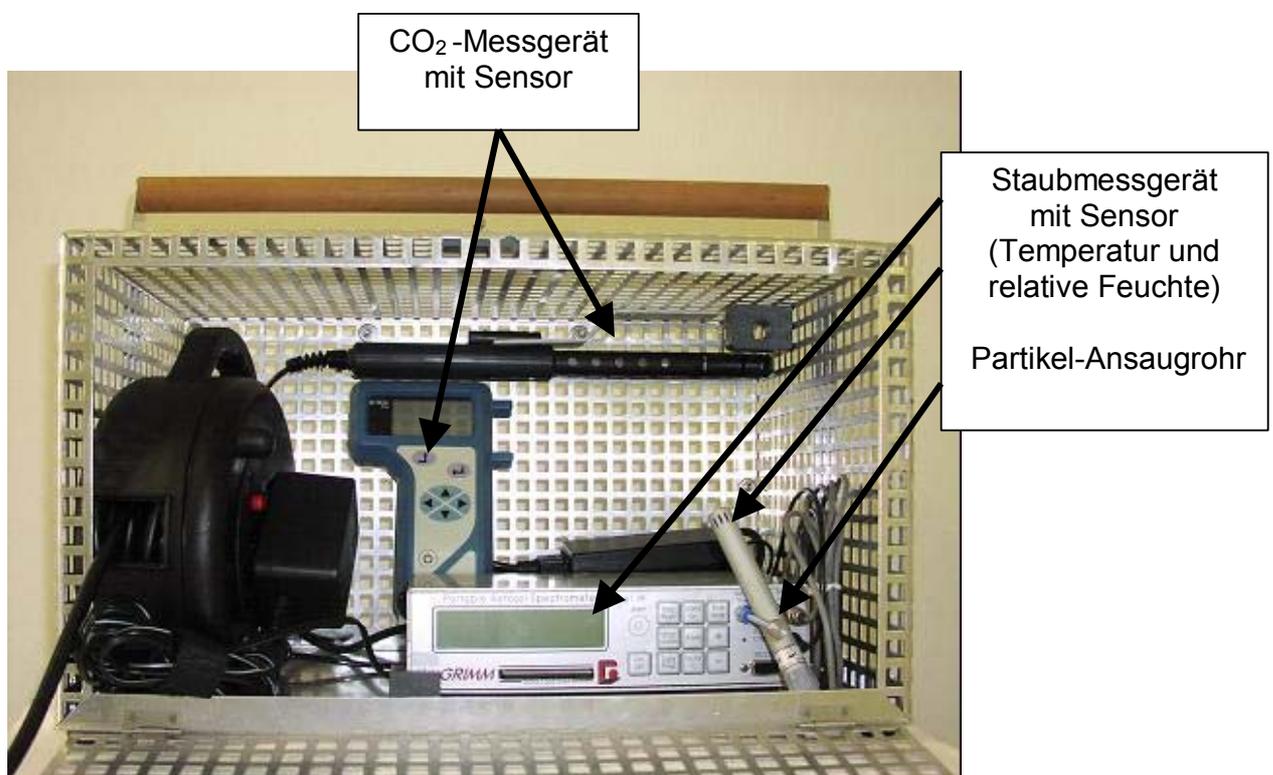


Abbildung 7: Messgeräte der Innenraummessung

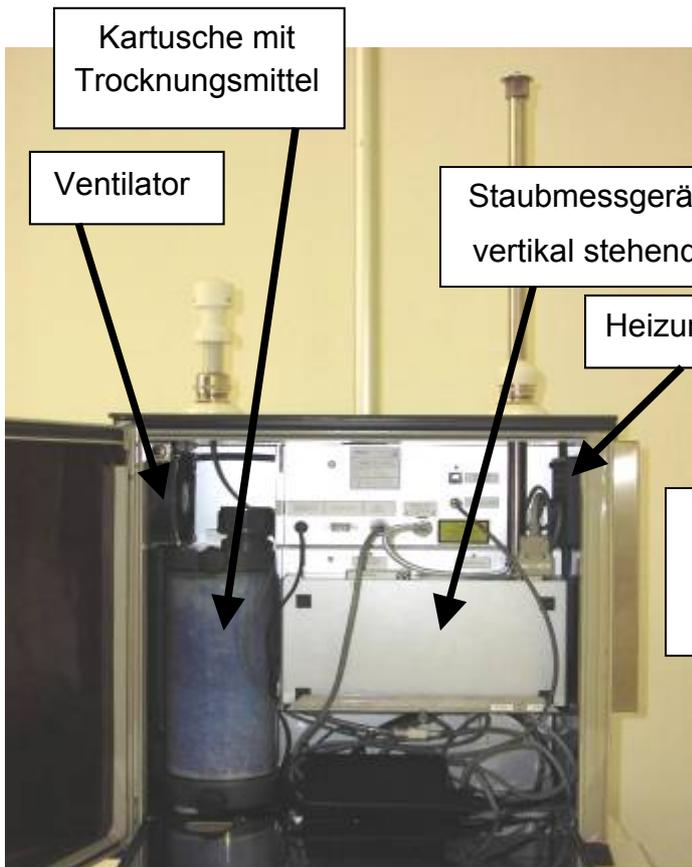


Abbildung 8: Außenmessgerät geöffnet

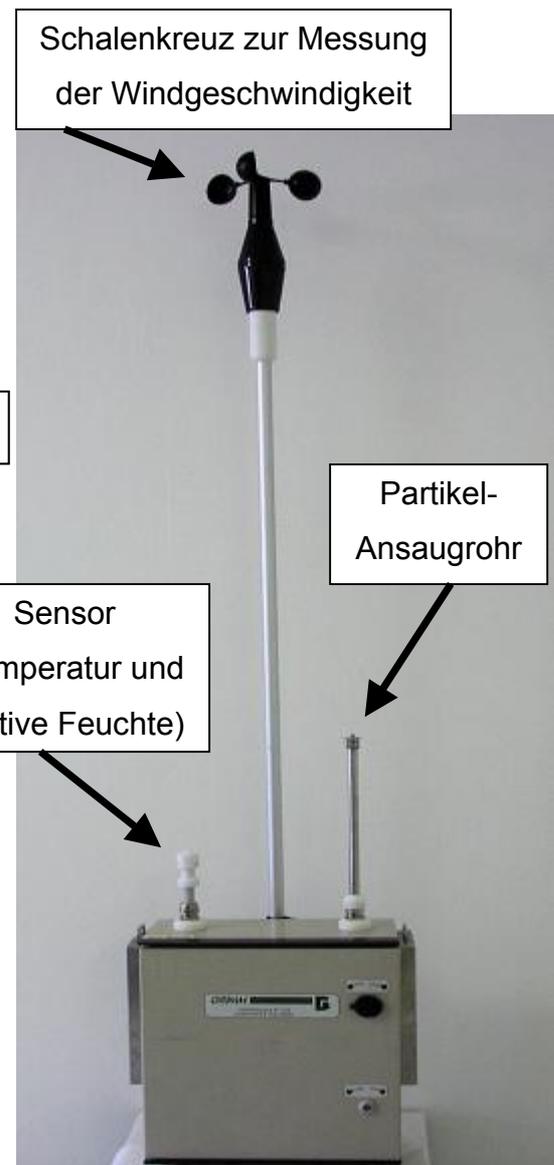


Abbildung 9: Außenmessgerät geschlossen

Im Verlauf der Datenerhebung zeigte sich aber, dass die aufgezeichnete Windgeschwindigkeit nicht aussagekräftig war, da durch die messortbedingte Positionierung (auf Balkon oder Terrasse nahe der Hauswand) meist zu niedrige Werte gemessen wurden. Daher wurden zur Beurteilung der Windgeschwindigkeit ausschließlich Daten des Meteorologischen Instituts der Universität München (MIM, siehe Abschnitt 2.4) verwendet.

2.2.3 Kohlenstoffdioxid Messung

Vergleich der CO₂-Verläufe mit den Einträgen der Tagesprotokolle

Die CO₂-Konzentration in Räumen veränderte sich direkt proportional zu der Anzahl der anwesenden Personen (CO₂-Konzentration steigt mit zunehmender Anzahl der Personen) und indirekt proportional zu dem Lüftungsverhalten (CO₂-Konzentration sinkt bei Frischluftzufuhr). Daher diente die CO₂-Konzentration als Plausibilitätskontrolle für die Auswertung der Aufzeichnungen (Protokolle) und der Messdaten der Staubmessgeräte.

Die Verläufe der CO₂-Konzentrationen ermöglichten außerdem eine Ergänzung unvollständig geführter Tagesprotokolle. So lässt z. B. ein Anstieg der Partikelfraktionen bei geschlossenen Fenstern und Türen auf eine anwesende Person schließen. Ebenso beweist ein Abfall der CO₂-Konzentration, dass ein Fenster oder eine Tür geöffnet wurde (siehe Klassifizierung Kapitel 2.5 Datenverarbeitung).

Bestimmung der Luftaustauschrate

Die Luftaustauschrate (**Air Exchange Rate**) wurde exemplarisch für einige Messorte (2, 3, 5 und 7) nach zwei unterschiedlichen Methoden berechnet. Die erste Berechnung erfolgte nach einer Formel von Zhu et al. (2005) und die zweite Berechnung erfolgte nach einer VDI-Richtlinie (VDI 2001). Die Ergebnisse der beiden Berechnungsmöglichkeiten waren nahezu identisch. Schwierig gestaltete sich dagegen die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse am gleichen Messort, da bei geschlossenen Fenstern und Türen die AER von der speziellen Wohnungssituation mit unterschiedlichen Möglichkeiten der Luftzufuhr abhing (z. B. Kamine, Dunstabzugshauben, Altbau, Fenster etc.). Im Mittel wurden jedoch bei geschlossenen Fenstern und Türen in den untersuchten Räumen Luftaustauschraten von 0,33 h⁻¹ bis 0,35 h⁻¹ gefunden.

In Lüftungssituationen wurden Luftaustauschraten von $0,28 \text{ h}^{-1}$ bis $10,13 \text{ h}^{-1}$ errechnet, wobei der Mittelwert bei $1,82 \text{ h}^{-1}$ lag. War lediglich ein einzelnes Fenster gekippt fand nur ein geringer Luftaustausch statt und man erhielt eine $\text{AER} < 1 \text{ h}^{-1}$. Je besser die Luft zirkulieren konnte, desto höher stieg die Luftaustauschrate. Bei einer geöffneten Balkontür lag sie über eins, oft auch zwischen zwei und drei. Herrschte ein Durchzug, bedingt durch mehrere geöffnete Fenster oder Türen, stiegen die Werte z. T. auf über 10 h^{-1} .

2.2.4 Backup-Filter

Über das Partikel-Ansaugrohr wurde kontinuierlich $1,2 \text{ l}$ Luft pro Minute angesaugt. Die im Ansaugstrom vorhandenen Partikel wurden innen und außen auf einem Filter gesammelt. Nach jeder ca. einwöchigen Messung erfolgte ein Wechsel der Filter. Jeder Filter wurde anschließend gewogen (Mettler Toledo Analysenwaage, Abweichung $\pm 20 \mu\text{g}$), um eine gravimetrisch ermittelte Gesamtpartikelmasse für den Messzeitraum zu erhalten. Danach wurde jeder Filter, unter vergleichbaren Bedingungen, digital fotografiert.

2.3 Überprüfung der Messgeräte

2.3.1 Interner Vergleich der Messgeräte

Um Messungenauigkeiten zu ermitteln, erfolgte zunächst ein Vergleich der beiden Grimm Staubmessgeräte für Innenraumluft (Gerät A) und Außenluft (Gerät B) am IPAUM. Obwohl die Geräte vom Hersteller kalibriert wurden, erfolgte ein Testmessung der parallel nebeneinanderstehenden Geräte, um eventuelle Abweichungen feststellen zu können.

Die Messung zeigte gute Übereinstimmungen der 5-Minuten-Mittelwerte. Im Folgenden sind exemplarisch die Aufzeichnungen zweier Kanäle, für die parallel betriebenen Geräte A und B, dargestellt (Abbildung 10).

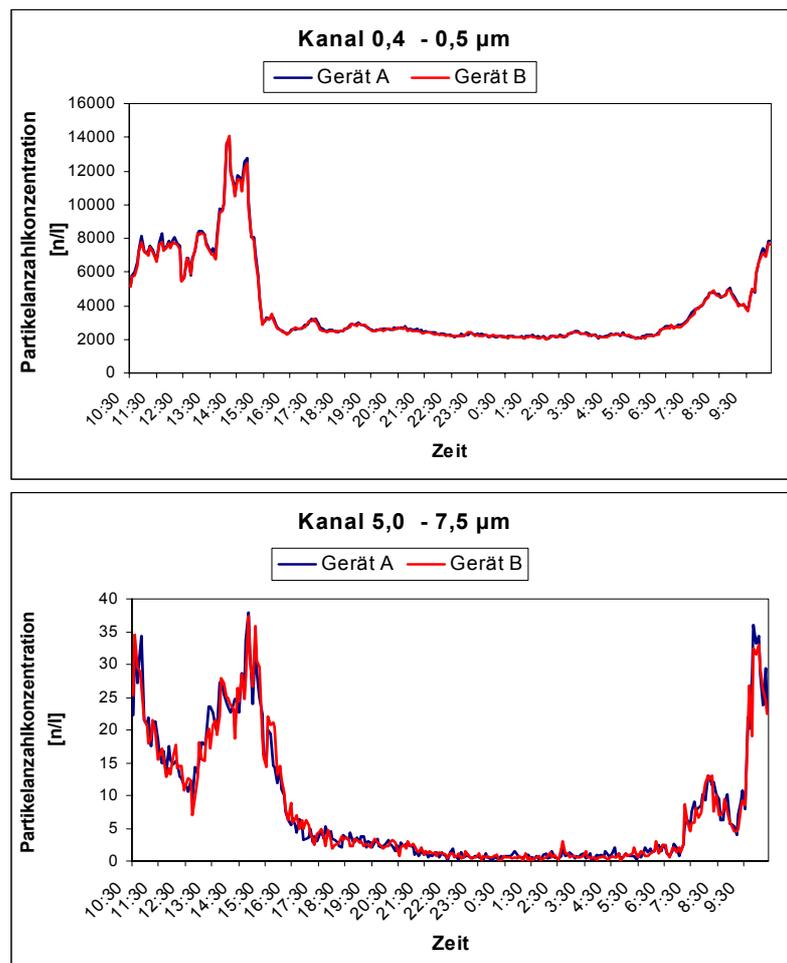


Abbildung 10: Gerätevergleich mit gleichen Messmodi

Wie erwartet, stimmten die Ergebnisse für die Partikelfractionen mit geringeren Durchmessern besser überein, als die Partikelfractionen mit größeren Durchmessern. Dieses Ergebnis lässt sich mit Hilfe der absoluten Anzahlen der gemessenen Partikel erklären. Die Partikelfraction von 0,4 - 0,5 µm Durchmesser ergab beispielsweise Konzentrationen von 3.000 bis 12.000 Partikel/l, wobei die Ergebnisse beider Geräte nur um 3 % voneinander abwichen. Demgegenüber wurden bei der Partikelfraction mit dem größeren Durchmesser von 5,0 - 7,5 µm lediglich 2 bis 30 Partikel/l gemessen. Daher war der Unterschied der Messwerte zwischen den beiden Geräten erwartungsgemäß größer und betrug 23 %. Die anderen Kanäle lagen mit 6 - 20 % Abweichung dazwischen.

Gestützt wurden die oben getroffenen Aussagen durch zusätzliche Versuche, bei denen die Geräte parallel (in einem Raum), aber mit einem räumlichen Abstand

von ca. 5 m, bzw. in unterschiedlicher Höhe von ca. 1,5 m Differenz liefern. Hier unterschieden sich die Ergebnisse der kleinen Partikelfractionen um 2 - 3 % und die der größeren Partikel um 10 – 16 %. Dadurch wurden die vorhergehenden Ergebnissen bestätigt und es ließ sich ableiten, dass der Standort im Innenraum an den unterschiedlichen Messorten nur eine geringe Auswirkung zeigen dürfte.

2.3.2 Interner Vergleich optischer und gravimetrischer Messgeräte

Zur weiteren Absicherung der zu erwartenden Messwerte wurde mit beiden Geräten parallel zu bereits etablierten Gravimetrieern gemessen. Dabei wurden die PM2.5- und PM10-Fractionen über jeweils 24 Stunden bestimmt. In Abbildung 11 erkennt man, dass die gemittelten Werte der optischen Geräte immer etwas geringere Partikelmassen anzeigten als die der Gravimetrieern. Setzt man nun die Gravimetrieern als 100 % ein, so zeigen die Mittelwerte von A und B bei der PM2.5-Fraktion 23 - 29 % und bei der PM10-Fraktion 15 - 21 % weniger Masse an. Diese Abweichungen der Messungen entsprechen den normalen Abweichungen von optischen Messgeräten im Vergleich zu gravimetrisch ermittelten Werten.

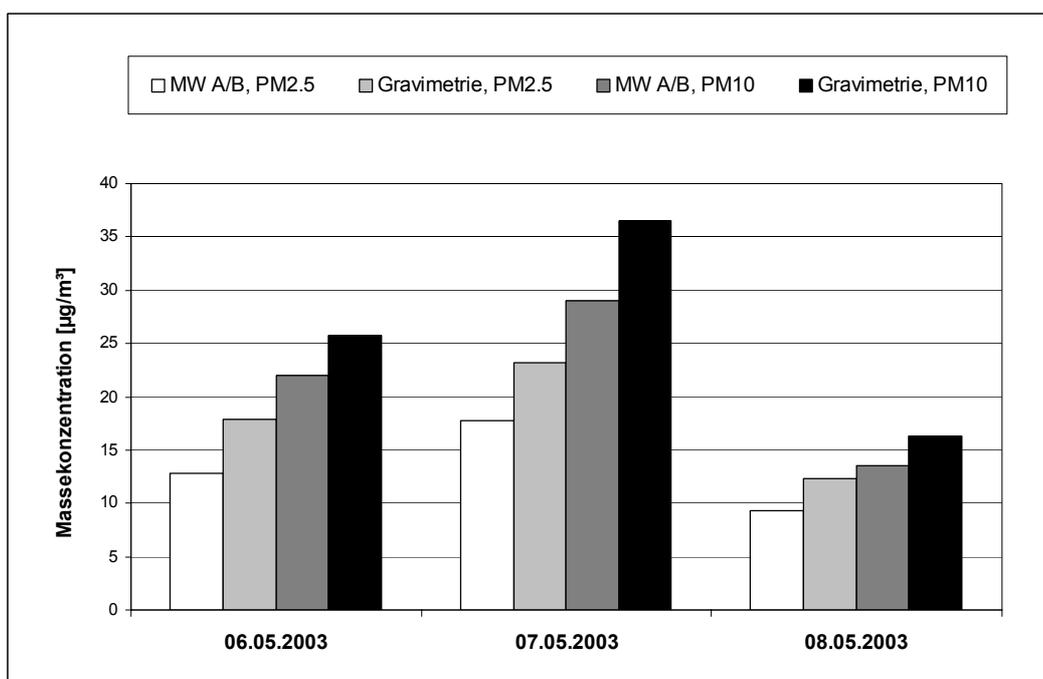


Abbildung 11: Vergleich der optischen Geräte zu Institutseigenen Gravimetrieern

2.3.3 Externer Vergleich zu Staubmessungen des LfU

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) führt seit Jahren kontinuierliche Staubmessungen (PM₁₀) an zahlreichen Messstationen durch. Diese Daten wurden zum Vergleich mit den institutseigenen Messungen zur Verfügung gestellt. Für einen direkten Vergleich mit den LfU-Messdaten wurden an der LfU-Messstation am Luise-Kiesselbach-Platz an vier Tagen (30.07. - 03.08.2003) Parallelmessungen zu den kontinuierlichen Staubmessungen des LfU (PM₁₀-Messung mittels β -Absorption) durchgeführt. Hierfür wurden das Grimm-Außenmessgerät (Gerät B) sowie vier institutseigene Gravimetrieeräte auf dem Dach der LfU-Messstation positioniert (Abbildung 12).

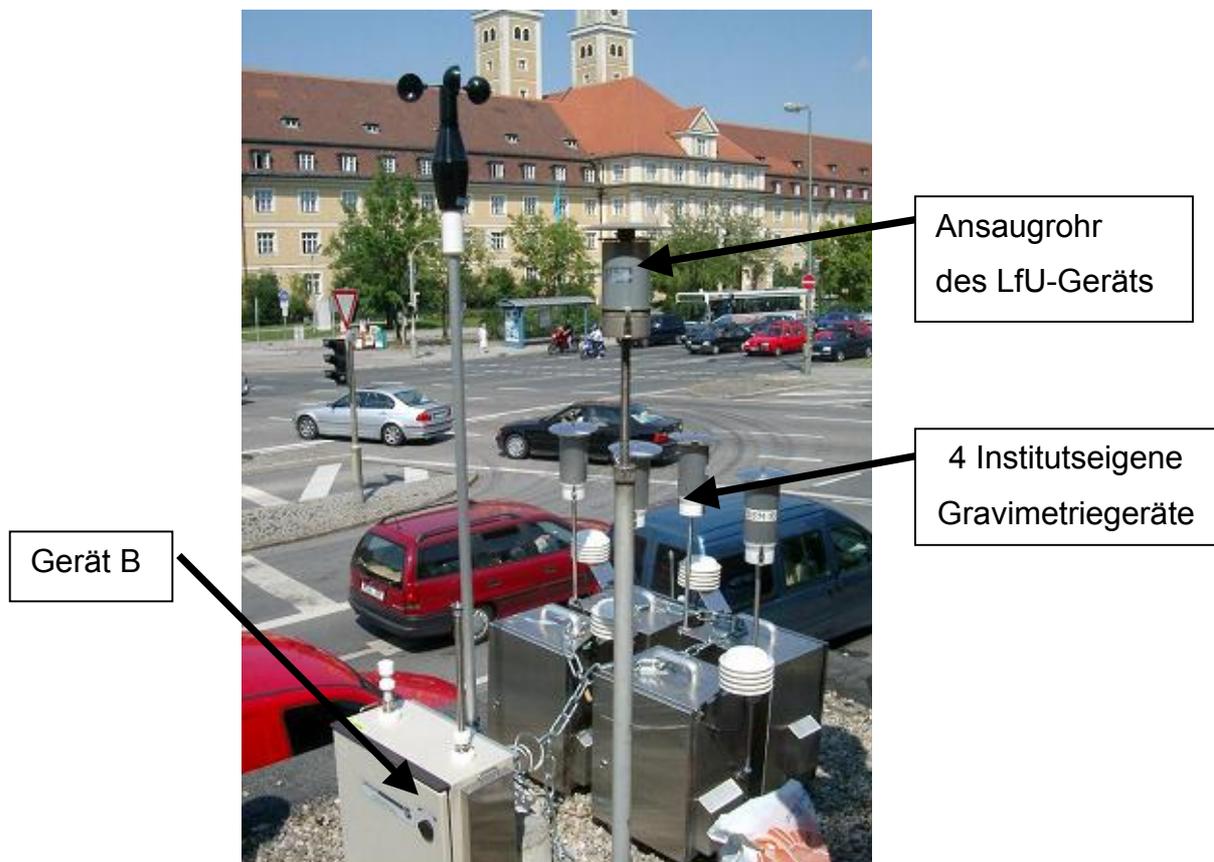


Abbildung 12: LfU-Messstation am Luise-Kiesselbach-Platz

Die LfU-Messungen lieferten 3-h-Mittelwerte für PM₁₀-Konzentrationen im oben genannten Zeitraum. Die Gravimetrieeräte bestimmten 24-h-Mittelwerte für die

Partikelgrößen PM_{2.5} und PM₁₀. Vergleicht man die PM₁₀-3-h-Mittelwerte des LfU mit den Gravimetrie-Ergebnissen über den gesamten Messzeitraum, so zeigt sich eine hochsignifikante Übereinstimmung (Korrelationskoeffizient $r^2 = 0,89$) im zeitlichen Verlauf (Abbildung 13). Allerdings waren die absolut gemessenen Werte bei der LfU-Messung durchweg höher. Betrachtet man die gravimetrisch ermittelten 24-h-Werte als „Goldstandard“, so zeigt sich, dass das Grimmgerät – wie auch schon im Laborvergleich – um etwa 27 % geringere Werte maß. Die LfU-Werte lagen hingegen um 32 % über den gravimetrischen Ergebnissen. Entscheidend für die Messungen dieser Arbeit waren in erster Linie jedoch nicht die absoluten Konzentrationen, sondern die zeitlichen Konzentrationsänderungen, die sehr gut übereinstimmten.

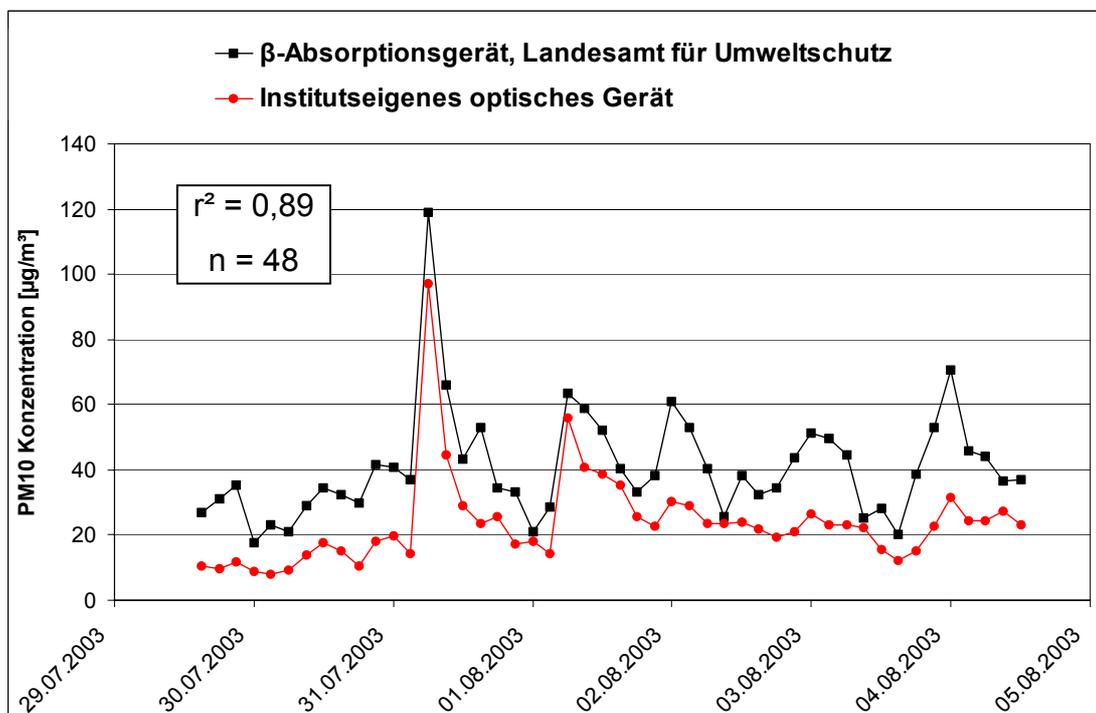


Abbildung 13: Vergleich der PM₁₀ Konzentrationen (3-h-Mittelwerte)

2.4 Integration externer Wetterdaten

Für den Messzeitraum konnten die wichtigsten meteorologischen Parameter des Meteorologischen Instituts der Universität München (MIM) verwendet werden. Die

Messstation befindet sich in der Theresienstrasse (Abbildung 14), in 30 m Höhe. Das MIM stellte einminütige Werte in Mitteleuropäischer Ortszeit (MOZ) zur Verfügung, welche an die Mitteleuropäische Zeit (MEZ) bzw. Mitteleuropäische Sommerzeit (MESZ) angepasst, sowie in 5-Minuten-Mittelwerte umgerechnet wurden.

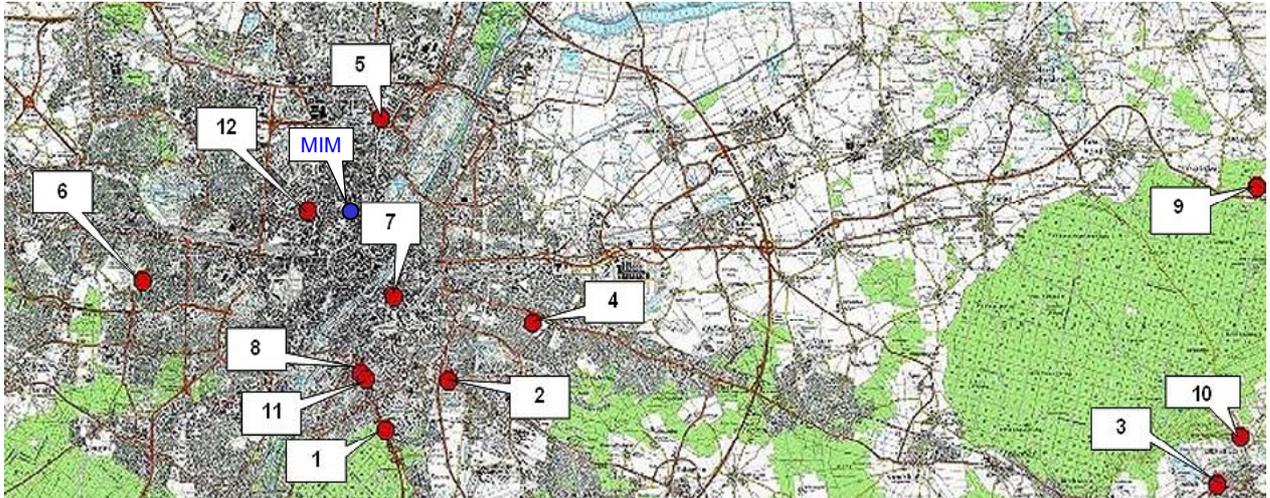


Abbildung 14: Standort der Messstation des Meteorologischen Instituts der Universität München (MIM) im Vergleich zu den lokalen Messorten

2.5 Datenverarbeitung

Alle Daten wurden zunächst von den verschiedenen Messgeräten in eine Excel-Datei exportiert. Um die Datenmenge zu reduzieren, wurden von 15 Kanälen vier repräsentative Kanäle ($0,4 - 0,5 \mu\text{m}$, $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$, $2,0 - 3,0 \mu\text{m}$, $5,0 - 7,5 \mu\text{m}$) ausgewählt. Die Auswahl erfolgte nach statistischer Berechnung der Korrelationen mittels Spearman-Rangkorrelationstest. Wie in Tabelle 6 zu sehen ist, lagen die Korrelationskoeffizienten (r) der ausgewählten Kanäle mit den Nachbarkanälen fast immer über 0,90 und können somit als repräsentativ betrachtet werden.

Tabelle 6: Korrelationen des Auswahlkanals zu den entsprechenden Nachbarkanälen

Kanäle [µm Durchmesser]	Min – Median – Max des Korrelationskoeffizient (r)	
	Gerät A	Gerät B
0,3 - 0,4	0,9388 - 0,9865 - 0,9990	0,9011 - 0,9775 - 0,9953
0,4 - 0,5*	1	1
0,5 - 0,65	0,8234 - 0,9651 - 0,9977	0,7794 - 0,9567 - 0,9898
0,65 - 0,8	0,7800 - 0,9540 - 0,9935	0,6800 - 0,9004 - 0,9762
0,8 - 1,0*	1	1
1,0 - 1,6	0,8506 - 0,9505 - 0,9840	0,5463 - 0,9169 - 0,9688
1,6 - 2,0	0,8614 - 0,9656 - 0,9901	0,7498 - 0,9235 - 0,9688
2,0 - 3,0*	1	1
3,0 - 4,0	0,8601 - 0,9625 - 0,9890	0,6733 - 0,8699 - 0,9718
4,0 - 5,0	0,6586 - 0,9521 - 0,9773	0,5111 - 0,8616 - 0,9796
5,0 - 7,5*	1	1
7,5 - 10,0	0,5207 - 0,9004 - 0,9606	0,2868 - 0,7438 - 0,9627
10,0 - 15,0	0,4264 - 0,8550 - 0,9245	0,1378 - 0,6497 - 0,9148

(* = ausgewählter Kanal)

Die Kanäle 15,0 – 20 µm und > 20 µm wurden vernachlässigt, da diese sehr groben Partikelfractionen nur in sehr geringen Anzahlen in der Luft vorkommen.

Die Einträge aus den Tagesprotokollen wurden nach den Variablen Personen, Aktivitäten, Fenster/Tür, Rauchen, Kerze und Haustier klassifiziert, um sie in die Auswertungen einbeziehen zu können. Die Angaben wurden in Zahlen codiert und für jeden Messzeitpunkt in die entsprechende Spalte der Variablen eingegeben. Wenn eine Angabe im Protokoll fehlte, wurde das entsprechende Feld leer gelassen. Die Zuordnungen der Zahlen zu den unterschiedlichen Variablen sind in Tabelle 7 aufgeführt. Da die Protokolle teilweise unvollständig ausgefüllt waren, wurde zusätzlich eine auf Plausibilität (z. B. Verläufe der Partikelanzahlkonzentrationen und CO₂-Konzentrationen) geprüfte und entsprechend korrigierte Variable (K-Variable) ergänzt.

Tabelle 7: Klassifizierung der Tagesprotokoll-Einträge für die jeweiligen Variablen

Klasse	Variable						
	Personen	Aktivitäten	Fenster	Tür	Rauchen	Kerze	Haustier
leer	Keine Angabe						
0	0	niemand in der Wohnung	zu	zu	nein	aus	nein
1	1	niemand im Zimmer	gekippt	gekippt	verrauchter Raum	an	Hund
2	2	nur anwesend	offen	offen	ja	anzünden/ ausblasen	Katze
3	3	z. B. Fernsehen, Telefonieren					Vogel
4	4	z. B. Lesen, Schreiben					Katze und Vogel
5	5	langsames Gehen im Raum					
6	6	z. B. Aufräumen, Putzen					
7	7	z. B. Kochen					
8	8	Stoff (Bett, Vorhänge, Wäsche) in Bewegung					
9	9	schnelles Gehen im Raum					
10	10	Anheizen					
11	11	Asche entfernen					
12	12	Gerät bewegen					

Von Excel wurden die Daten in eine Access Datenbank überführt und zentral verwaltet. Dies war nötig, da im Verlauf der Arbeit über 90.000 Datensätze anfielen. Jeder Datensatz wiederum beinhaltete alle Parameter der Innen- und Außenmessungen, des MIM und der digitalisierten Angaben der Tagesprotokolle (mehr als 50 Werte).

2.6 Erweiterte Analysen und Messungen

2.6.1 Partikeldurchmesser-, Oberflächen- und Volumenverteilung

Freundlicherweise stellte Herr Dr. Schneider eine Excel-Datei aus seiner Dissertation (2005) zur Verfügung. Mit deren Hilfe wurden – ausgehend von den differenziell gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen – für jeden Messkanal folgende Parameter berechnet:

- Änderung der gemessenen Partikelanzahlkonzentration normiert auf die Intervallbreite ($dN/d\log D$ [cm^{-3}])
- Änderung der berechneten Partikeloberfläche normiert auf die Intervallbreite ($dA/d\log D$ [$\mu\text{m}^2/\text{cm}^{-3}$])
- Änderung des berechneten Partikelvolumens normiert auf die Intervallbreite ($dV/d\log D$ [$\mu\text{m}^3/\text{cm}^{-3}$])

Wie aus Abbildung 15 ersichtlich, wurden die hieraus errechneten Mittelwerte der jeweiligen Kanäle durch interpolierte Linien sichtbar gemacht. Zur Darstellung der Partikelanzahlen, -oberflächen und -volumina in Abhängigkeit des Durchmessers eignete sich ein doppelt logarithmisches Diagramm am besten. Zur leichteren Interpretation des Diagramms kennzeichnen die Gitternetzlinien der X-Achse die Grenzen der Kanäle der Messgeräte der Firma Grimm.

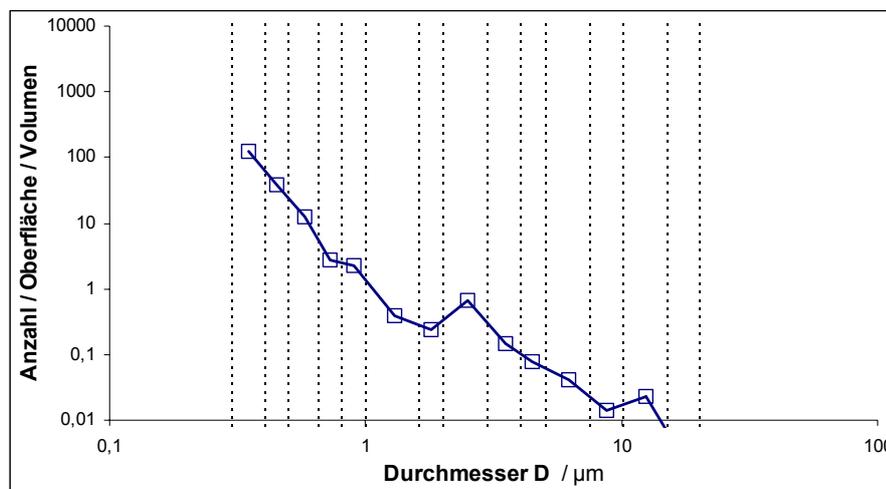


Abbildung 15: Beispiel für Verteilungen der Partikel in Abhängigkeit vom Durchmesser

2.6.2 Massenkonzentrationen

Die optisch gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen konnten mit einem patentierten Rechenprogramm des Geräteherstellers (Firma Grimm) in Partikelmassekonzentrationen umgewandelt werden. Dadurch erhielt man neben den

eigentlich gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen auch die PM10 und PM2.5-Massenkonzentrationen. Dies erlaubte den annähernden Vergleich mit publizierten Messdaten. Allerdings stellte man beim Vergleich der Messgeräte mit gravimetrischen Verfahren fest (siehe 2.3.2), dass die berechneten Partikelmassen geringer sein können.

Bei den Raucherhaushalten trat das Problem auf, dass bei einer Reihe von Messwerten die Gesamtpartikelanzahl über 2 Millionen pro Liter lag. Da dies nach Herstellerangaben die Auflösung des Partikelzählers überschreitet, ist auch keine valide Berechnung der PM10-Werte möglich. Da bei der deskriptiven Statistik ohnehin nur Perzentile angegeben werden, stellte dies kein Problem dar.

2.6.3 Statistische Analysen

Korrelationen von lokalen zu stationären Messungen

Die Spearman-Rangkorrelationen der Außenluft-3-h-PM10-Mittelwerte wurden für die lokalen Messungen in Bezug zu der stationären Messstation des LfU (Lothstraße) mit dem Statistik-Programm WinSTAT® (für Microsoft® Excel, Version 2000.1) berechnet. Die Korrelationen für den Vergleich der 24-h-PM10-Mittelwerte wurden mit Excel (Microsoft® Excel 2000) bestimmt.

Varianzanalysen zu Innenraum- und Außenluft

Mittels des Programms Statistica (Version 5) erfolgten Varianzanalysen (ANOVA, Analysis of Variance) der 24-h-Mittelwerte einer „Normwoche“ (Montag bis Sonntag). Die 24-h-Mittelwerte wurden nur dann berechnet, wenn mindestens 144 von 288 5-Minuten-Mittelwerten eines Tages vorhanden waren. Für die Analysen der Innenraum- und Außenluft wurden als unabhängige Variablen Messort (Mo), Jahreszeit (Jz) und Wochentag (Wt) eingesetzt, ferner die sich daraus ergebenden Wechselwirkungen (Mo + Jz, Mo + Wt und Jz + Wt). Abhängige Variablen waren jeweils die 15 Kanäle der Partikelgrößen des Messgerätes (siehe Seite 23, Kapitel 2.2.1). Die Varianzanalysen erfolgten in einem Block-Design, in dem jeweils einer

der Faktoren, z. B. die Wochentage, als Wiederholungsmessungen angenommen wurden. In der Tat erwiesen sich die Wochentage in der Korrelationsanalyse als nur geringgradig oder gar nicht korreliert und konnten daher als unabhängige Wiederholungen betrachtet werden. Dadurch waren höchstens Wechselwirkungen dritter Ordnung definiert. Im allgemeinen wurde die Analyse auf Interaktionen zweiter Ordnung eingeschränkt. Die Zulässigkeit der impliziten Unabhängigkeitsannahme der Daten wurde durch die Analyse von Korrelationen und Residuen überprüft.

Trat ein signifikanter Unterschied in der Varianzanalyse auf, so erfolgte zusätzlich ein Post-hoc-Vergleich nach Student-Newman-Keuls, welcher dem Auffinden homogener, d. h. statistisch nicht unterscheidbarer Untergruppen diene. Dieses Verfahren berücksichtigte bereits vom Ansatz her das Problem der multiplen Vergleiche, welches bekanntlich zu einem Anwachsen des realen gegenüber dem nominellen Fehler erster Art führt. Auf diese Weise ließ sich ermitteln, ob bestimmte Ausprägungen der Faktoren, beispielsweise bestimmte Jahreszeiten, ähnliche oder unterschiedliche Auswirkungen auf die Partikelanzahlen hatten. Die zur Entscheidung erforderliche kritische Mittelwertdifferenz wurde mit einem Fehler erster Art von $\alpha = 0,05$ errechnet.

Regressionsanalyse der Innenraum Einflussgrößen

Aufgrund der großen Anzahl möglicher Einflussfaktoren auf die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum ist die Bestimmung der wesentlichen Einflussfaktoren ohne statistische Analyse nur schwer möglich. Aus diesem Grund erfolgte für die kompletten Daten eine stufenweise multiple lineare Regression, um die lineare Abhängigkeit einer Variablen von einer Reihe verschiedener Einflussfaktoren zu untersuchen. Mittels des Statistikprogramms SPSS 12.0 wurde für die vier Hauptkanäle der Innenraummessung zu jeder Jahreszeit und für jeden Messort separat eine Regression mit sämtlichen zur Verfügung stehenden Variablen durchgeführt. Als Resultat ergaben sich die Prädiktionsvariablen stufenweise geordnet nach abnehmendem Einfluss auf die Zielvariable. Als Maß diene das korrigierte Bestimmtheitsmaß (r^2 -Wert). Dieses drückt aus, welcher Prozentsatz der Varianz der

Zielvariablen durch die benutzten Regressoren erklärt werden kann. Als unabhängige Variablen wurden sämtliche Innenraumparameter (CO₂-Konzentration, Temperatur, Wasserdampfdruck) und der entsprechende Außenluftkanal eingesetzt. Des Weiteren wurden alle übrigen Parameter der Außenluft (z. B. Temperatur, Wasserdampfdruck) sowie korrigierte (siehe Kapitel 2.5, Seite 32) Klassifizierungen (z. B. Personenanzahl innen, Fenstersituation, Kombination beider Variablen) als unabhängige Variable in die Regressionsanalyse eingeschlossen. Aufgrund des hohen Stichprobenumfangs (ca. 2.000 Messwerte/Woche) war dieses Verfahren zulässig, da die Zahl der Messwerte gegenüber der Zahl der Variablen deutlich höher war.

2.6.4 Ultrafeinstaubmessungen

Die Partikelanzahlkonzentration für die Ultrafeinstaubfraktion wurde mit einem gesonderten Verfahren (Partikel-Kondensationszähler) gemessen. Hierbei dienen die ultrafeinen Partikel als Kondensationskerne in einer mit 1-Butanol gesättigten Kondensationskammer. Durch die Anlagerung der Partikel an Butanol entstehen größere kondensierte Aerosole, welche von Laserlicht optisch detektiert werden können. Aufgrund der intensiven Geruchsbelästigung durch das Butanol sowie der Lärmbelästigung durch die Betriebsgeräusche des Kondensations-Partikelzählers konnten an den Messorten nur kurzzeitige, exemplarische Ultrafeinstaubmessungen durchgeführt werden.

Neben einem institutseigenen Partikelzähler (TSI 3025A, Detektionsgrenze > 3 nm, obere Grenze des Messbereichs: 10⁵ n/cm³) stand ein zweiter Partikelzähler (TSI 3022A, Detektionsgrenze > 7 nm, obere Grenze des Messbereichs: 10⁶ n/cm³) zur Verfügung. Dieses Gerät wurde freundlicherweise von Herrn Dr. Tschiersch (Institut für Strahlenschutz der GSF) für die Messungen zur Verfügung gestellt (siehe Abbildung 16). So konnten parallel die Innenraum- und Außenluftkonzentrationen erfasst werden.



Abbildung 16: Ultrafeinstaub-Partikelzähler

Aufgrund der unterschiedlichen Grenzen des Messbereichs wurden die Messgeräte je nach vorliegender spezifischer Messort-Situation und zu erwartender Partikelkonzentration innen oder außen aufgestellt. Das Gerät 3022A (Detektionsgrenze $> 7 \text{ nm}$) wurde vorwiegend an den Stellen positioniert, an welchen mit höheren Partikelkonzentrationen gerechnet wurde, z. B. im Innenraum von Raucherwohnungen oder außen bei Standorten mit hoher Verkehrsbelastung.

3 Ergebnisse

3.1 Lokale Messungen

Im Laufe der Messungen zeichnete sich ab, dass es für jeden einzelnen Messort und zu jeder Jahreszeit spezifische Partikelanzahlkonzentrationen und Partikelverteilungen gab. Deshalb wurden die Messorte zunächst in folgende Gruppen untergliedert: ländliche Messorte, urbane Messorte sowie urbane Messorte mit hohen Innenraum-Partikelanzahlen (Raucher). Die Beschreibungen der Messorte erfolgt nicht numerisch sondern nach steigenden Partikelanzahlkonzentrationen. Die Auswertungen der einzelnen Messorte gliedern sich folgendermaßen auf:

- Beschreibung des Messortes (Umfeld, Personen, Lokalisation der Messgeräte, Besonderheiten während einzelner Messungen).
- Beschreibung der meteorologischen Parameter (Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und Hauptwindrichtung sowie Niederschlag).
- Partikelanzahlkonzentrationen (n/l) als Perzentile einer Feinpartikelfraktion ($0,4 - 0,5 \mu\text{m}$) und einer Grobpartikelfraktion ($2,0 - 3,0 \mu\text{m}$); dargestellt sind jeweils das 5er, 25er, 50er, 75er und 95er Perzentil der 5-Minuten-Mittelwerte als Box-Whisker-Plot der jeweiligen Jahreszeit für innen und außen
- Innen/Außen-Verhältnis (indoor/outdoor-ratio) der Partikelanzahlkonzentrationen (5-Minuten-Mittelwerte). Hierbei wird jeweils der Quotient der einzelnen entsprechenden Werte von Innenraum- und Außenluft berechnet. Präsentiert sind die Anzahlen der integrierten Quotienten sowie deren 25er, 50er und 75er Perzentile stratifiziert nach den Jahreszeiten. (Bei einer i/o -ratio > 1 sind demzufolge die Innenkonzentrationen höher, während eine i/o -ratio < 1 höheren Außenwerten entspricht.)

Das jeweilige Datum der einzelnen Messungen, die geografische Verteilung der Messorte und eine zusammenfassende Beschreibung der Messorte wurde bereits in Kapitel 2.1 angegeben.

Bei der Auswertung des meteorologischen Parameters Außentemperatur ist zu beachten, dass das Außenluft Messgerät ortsbedingt nicht immer im Schatten aufgestellt werden konnte; somit heizte sich das Wetterschutzgehäuse durch direkte Sonneneinstrahlung auf und speicherte die Wärme gegebenenfalls auch über Stunden. Da die Sensoren im Gehäuse integriert waren, wurden dadurch teilweise erhöhte Außentemperaturen aufgezeichnet. Um falsche Interpretationen zu unterbinden, wurden deshalb zusätzlich die meteorologischen Parameter des MIM (siehe Kapitel 2.4, Seite 31) angegeben. Auch wurden die Daten der Windgeschwindigkeit vom MIM übernommen, da die lokalen Messungen durch die Nähe zu den Häusern z. T. unglaubliche Ergebnisse lieferten.

3.1.1 Ländliche Messorte

Messort 9

Messortbeschreibung

Als Messort diente ein ca. 30 km östlich von München gelegener, nicht mehr bewirtschafteter Bauernhof. Die Innenraummessung fand in der Küche im Erdgeschoss statt, in welcher neben einem elektrischen Herd auch ein Holzherd benutzt wurde. In diesem Haushalt leben drei Erwachsene, deren zwei Katzen für gewöhnlich nicht ins Haus durften. Während der Wintermessung stand das Innenraummessgerät auf dem Boden hinter der Küchenarbeitsfläche, für die Messungen während der anderen Jahreszeiten wurde es auf der Küchenarbeitsfläche platziert. Das Außenluftmessgerät wurde an der südlichen Hausseite auf der Terrasse vor dem Innenmessraum aufgebaut.

Meteorologische Parameter

Die Temperaturen für Frühling, Sommer und Herbst waren ähnlich. Lediglich in Windgeschwindigkeit und Niederschlag gab es Variationen (Tabelle 8). Während im Frühling und Herbst wenige Niederschläge stattfanden, waren die Niederschlagsraten im Sommer und Winter erhöht. Die Hauptwindrichtung im Messzeitraum war West/Südwest; lediglich im Frühling kam der Wind vermehrt aus Ost/Nordost.

Tabelle 8: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 9

		Messort 9				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	2009	4	14,2	29	68,8	7,4	13,3	21,3	2,4	6,4	78,7	6,9
Sommer	2011	9	16,0	38	76,4	9,6	15,5	27,7	3,3	10,6	86,8	36,3
Herbst	2007	6	11,5	22	85,4	7,3	11,6	17,0	2,8	6,3	91,6	7,1
Winter	1929	-3	2,9	11	87,6	-0,5	4,8	11,9	4,4	13,0	88,8	27,5

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Wie in Abbildung 17 gezeigt, waren die Werte der Innenraummessung über alle Jahreszeiten ähnlich niedrig, nur während der Sommermessung war die Partikelkonzentration für das 75er und 95er Perzentil leicht erhöht. Die Mediane der Außenluft-Werte zeigten tendenziell eine Abnahme von Frühling und Herbst zu Sommer und Winter. Die Partikelanzahlkonzentrationen der Fraktion 0,4 - 0,5 µm in der Außenluft im Frühling und Herbst waren im Gegensatz zu den größeren Fraktionen erhöht.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Die Mediane zeigten sowohl für alle Jahreszeiten als auch für Innenraum- und Außenluft einen ähnlichen Verlauf, wobei die Werte im Innenraum etwas über den Werten der Außenluftmessung lagen. Lediglich beim 95er Perzentil ragte im Innenraum der Sommerwert deutlich heraus. In der Außenluft waren im Vergleich

zum Innenraum alle Werte niedriger, aber auch hier waren die Sommerwerte für das 95er Perzentil, im Vergleich zu den anderen Jahreszeiten, etwas erhöht.

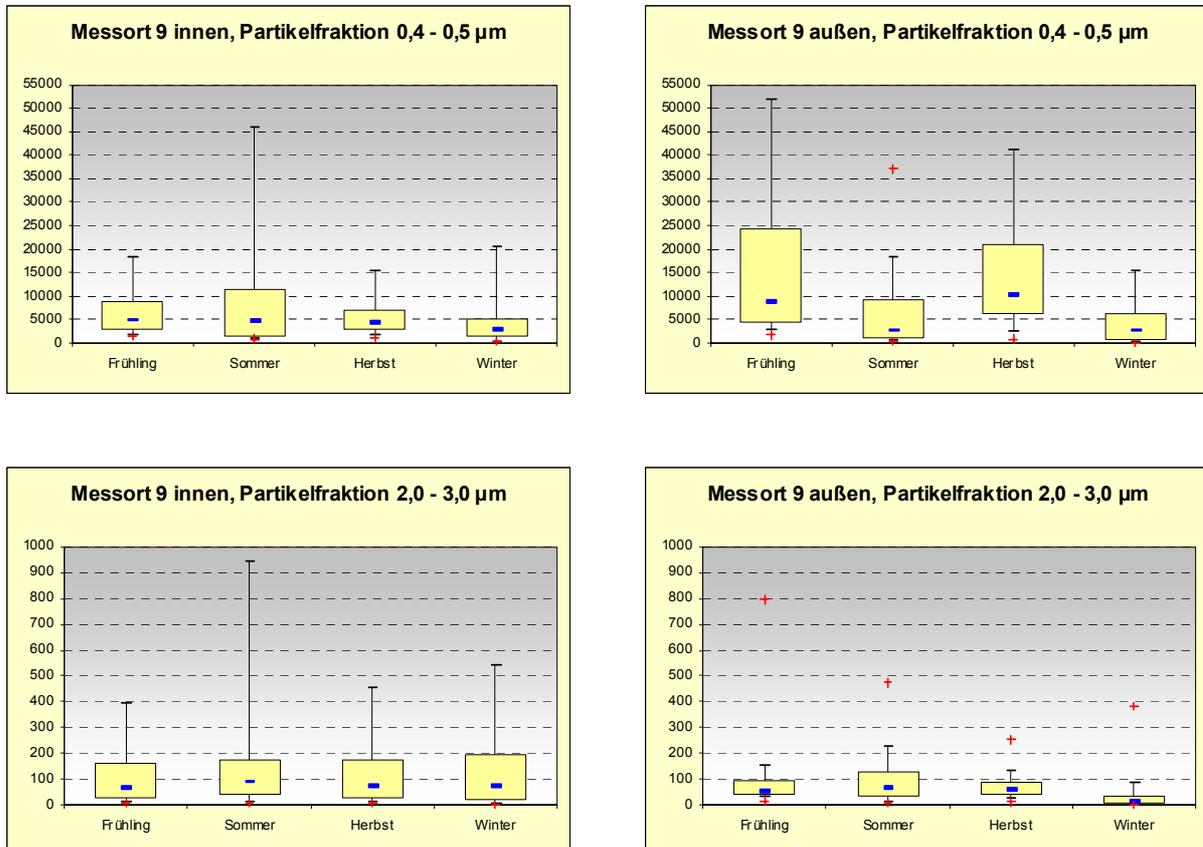


Abbildung 17: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 9

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Bei der Fraktion 0,4 - 0,5 μm lag die i/o-ratio im Median im Sommer und Winter nahe 1 und im Frühjahr und Herbst nur nahe 0,5 (siehe Tabelle 9). Die Mediane der Größenklasse 0,8 - 1,0 μm lagen hingegen immer über eins, was bedeutet, dass hier die Innenraumquellen überwogen. Ähnliches galt auch für die beiden größeren Fraktionen (Sommermessung ausgenommen). Da die Grobpartikelfraktionen sehr stark von der Nutzung und der Frequentierung eines Raumes (in diesem Fall einer Küche) abhängen, ist dies plausibel. In der Küche von Messort 9 waren vorwiegend konstante Anzahlen an Partikeln zu messen. Demzufolge

beruhten unterschiedliche i/o-ratios meist auf Schwankungen der Partikelkonzentrationen in der Außenluft.

Tabelle 9: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 9

		Messort 9			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	2002	2010	2002	1918
	25.	0,30	0,71	0,23	0,54
	50.	0,54	0,98	0,40	0,91
	75.	0,88	1,66	0,66	2,06
0,8 - 1,0 µm	n	2002	2010	2002	1918
	25.	0,75	0,86	0,55	0,83
	50.	1,10	1,22	1,02	1,62
	75.	1,73	4,02	2,00	3,62
2,0 - 3,0 µm	n	2002	2010	2002	*1914
	25.	0,52	0,61	0,35	1,22
	50.	1,06	0,92	1,20	3,78
	75.	2,43	2,87	3,32	10,87
5,0 - 7,5 µm	n	*1582	*1772	*1502	*680
	25.	0,50	0,32	0,50	2,50
	50.	1,33	0,73	2,33	10,00
	75.	4,00	2,76	7,00	22,00

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 3

Messortbeschreibung

Messort 3 befand sich in einer Kleinstadt (ca. 30 km östlich von München), in einer Sackgasse innerhalb eines Wohngebietes. Als Standort für die Innenraum-Messungen wurde das Wohnzimmer im Erdgeschoss gewählt, dessen Terrassentüren nach Westen und Süden in den Garten führen. Der Raum wurde von drei Erwachsenen und zwei Jugendlichen genutzt. Das Außenluftmessgerät war auf der Terrasse vor einer der Türen auf der Westseite positioniert. Während der Herbstmessung fanden in der Nachbarschaft Bauarbeiten statt.

Meteorologische Parameter

Die meteorologischen Parameter zeigten einen normalen jahreszeitlichen Verlauf mit den höchsten Niederschlagsmengen im Herbst. Im Winter kam der Wind

hauptsächlich aus West/Südwest, ansonsten war die Hauptwindrichtung wechselnd. Diese Parameter ließen keine direkten Einflüsse auf die jahreszeitlichen Variationen der Außenluft-Partikel erkennen (Tabelle 10).

Tabelle 10: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 3

		Messort 3				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	2141	0	12,1	32	66,0	3,9	11,6	21,2	2,5	7,0	74,4	13,8
Sommer	3107	4	14,8	39	73,0	7,9	15,7	29,4	2,4	9,3	79,8	19,6
Herbst	2005	4	12,9	31	86,4	5,0	13,9	27,1	2,6	7,0	86,8	29,0
Winter	2620	-6	0,7	9	84,4	-2,4	2,6	8,3	3,7	9,1	86,9	1,9

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Alle Werte der Innenraummessung (Abbildung 18) waren ähnlich niedrig, nur während der Herbstmessung war für die Feinpartikelfraktion das 75er Perzentil leicht und während der Wintermessung das 95er Perzentil deutlich erhöht. In der Außenluft waren die Partikelanzahlkonzentrationen im Frühling und Winter ähnlich, während im Sommer geringere und im Herbst höhere Werte gemessen wurden. Die höheren Werte im Innenraum im Herbst könnten durch die erhöhte Außenluft-Konzentration bedingt sein, die wahrscheinlich durch die bereits erwähnte Baustelle auf dem Nachbargrundstück verursacht war. Eine auffällig hohe Partikelkonzentration des 95er Perzentil der kleinen Partikelfraktionen im Innenraum im Winter wurde wahrscheinlich durch das Abbrennen von Kerzen während der Advents- und Weihnachtszeit verursacht.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Für das 25er, 50er und 75er Perzentil waren die Werte im Innenraum für alle Jahreszeiten sehr ähnlich. Der Vergleich der Konzentrationen für das 95er Perzentil zeigte die größten jahreszeitlichen Unterschiede. Die höchsten Werte innen traten im Sommer auf, gefolgt von den Wintermesswerten. Die höchsten Außenluft-Konzentrationen wurden im Herbst verzeichnet, als in direkter Nachbarschaft

Bauarbeiten stattfanden. Im Winter konnten demgegenüber die geringsten Partikelanzahlkonzentrationen gemessen werden. Wie schon bei Messort 9 waren auch hier die Partikelanzahlkonzentrationen für diese Partikelgröße innen höher als außen.

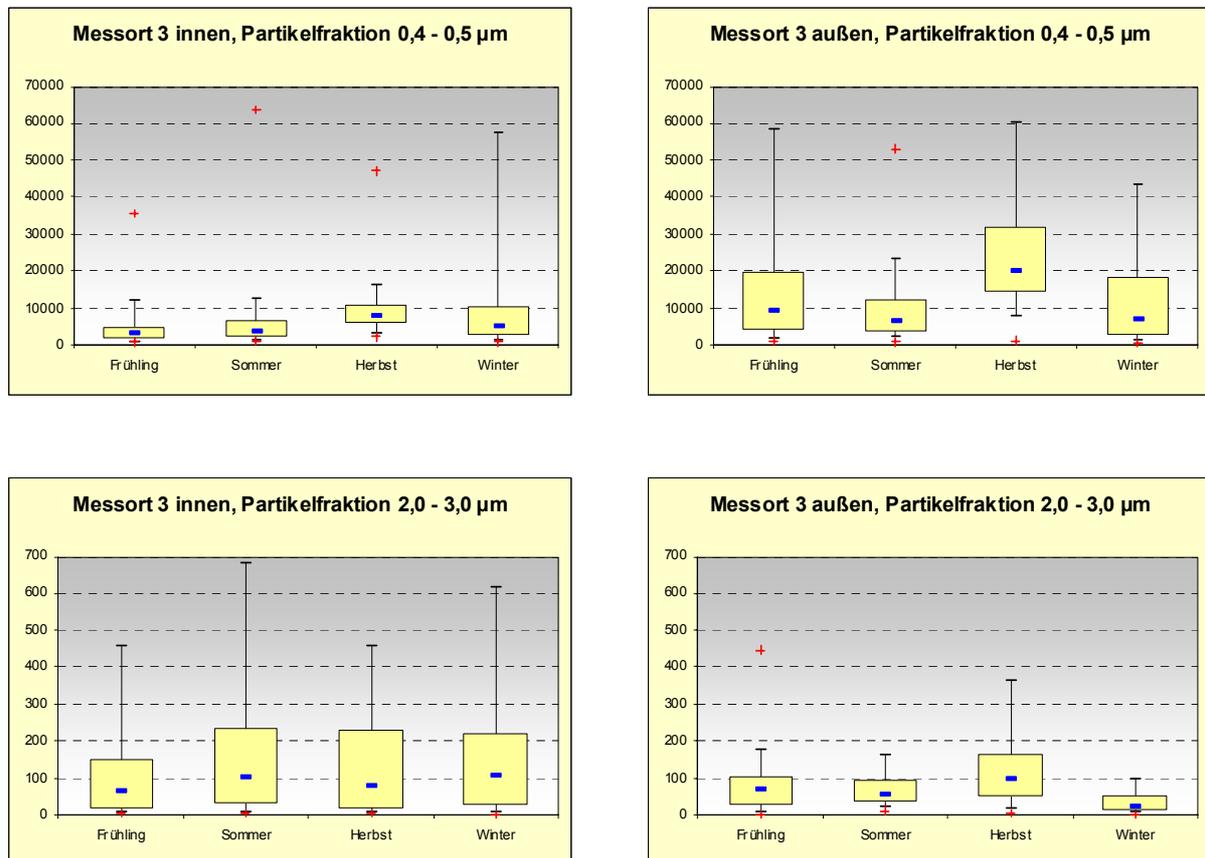


Abbildung 18: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 3

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Während für den Kanal 0,4 - 0,5 µm nur im Winter – vermutlich durch brennende Kerzen – für die Partikelkonzentrationen im 75er-Perzentil ein i/o-ratio-Wert > 1 erreicht wurde, zeigten die nächst größeren Kanäle teilweise bereits im Median und durchgehend im 75er Perzentil i/o-Werte > 1 (siehe Tabelle 11). Insgesamt betrachtet, herrschten somit bei den kleineren Kanälen höhere Partikelanzahlkonzentrationen in der Außenluft vor, wohingegen für die beiden größeren Kanäle die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum überwogen (Mediane i/o > 1).

Eine Ausnahme stellt hierbei die Herbstmessung des Kanals 2,0 – 3,0 μm dar, die vermutlich durch eine Baustelle beeinflusst wurde.

Tabelle 11: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 3

		Messort 3			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 μm	n	2140	3107	1998	2051
	25.	0,20	0,39	0,28	0,32
	50.	0,41	0,63	0,39	0,65
	75.	0,65	0,93	0,50	1,30
0,8 - 1,0 μm	n	2140	3107	1998	2051
	25.	0,32	0,91	0,49	0,69
	50.	0,85	1,37	0,87	1,68
	75.	1,40	2,86	1,38	3,88
2,0 - 3,0 μm	n	*2139	3107	1998	2051
	25.	0,27	0,63	0,28	1,17
	50.	1,23	1,31	0,83	3,80
	75.	3,43	4,08	2,28	11,75
5,0 - 7,5 μm	n	*1283	*2617	*1472	*926
	25.	1,25	0,50	0,33	3,54
	50.	4,00	1,50	1,30	11,00
	75.	13,00	6,25	4,00	23,00

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

3.1.2 Urbane Messorte

Messort 1

Messortbeschreibung

Messort 1 befand sich in einem ruhigen Wohngebiet im Süden von München. In westlicher Richtung verlief in ca. 1 km eine Autobahn. Das Haus selbst war von einem großen Garten mit hohen Hecken und Bäumen umgeben. Die Messungen fanden im Erdgeschoss im Wohnzimmer statt. Dieser Raum wurde von zwei Personen (ein Erwachsener, ein Kind) genutzt. Vom Wohnzimmer aus gelangt man über eine Terrasse in den Garten. Das Außenluft-Messgerät wurde vor dem Fenster des Innenmessraums an der Südwestseite des Hauses aufgestellt.

Meteorologische Parameter

Aus Tabelle 12 wird ersichtlich, dass die meteorologischen Parameter einen der Jahreszeit entsprechenden Verlauf mit typischen Variationen in Windgeschwindigkeit und Niederschlag zeigten. Im Herbst wurde verstärkter Niederschlag registriert, wohingegen die anderen Jahreszeiten weitgehend niederschlagsfrei waren. Die Hauptwindrichtung war Süd/Südwest.

Tabelle 12: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 1

		Messort 1				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	1679	-2	9,6	31	63,6	0,2	9,3	19,4	3,5	9,1	73,8	0,3
Sommer	2333	16	26,9	44	46,9	21,2	27,9	35,0	2,0	5,7	61,1	0,0
Herbst	2012	-*	-*	-*	-*	8,0	15,1	23,0	2,8	9,7	86,0	8,1
Winter	1987	-9	6,7	28	57,2	-2,7	8,6	17,5	3,8	10,3	65,3	0,0

*Messgerät-Ausfall

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Im Innenraum waren die Medianwerte der Partikelanzahlkonzentrationen im Frühling, Herbst und Winter vergleichbar, im Sommer jedoch um etwa das 4fache erhöht (siehe Abbildung 19). Dieser Anstieg war vermutlich auf offene Fenster und Türen und dem damit verbundenen Eindringen von Außenluftpartikeln zurückzuführen. Dafür sprach auch, dass sich die Innenraum-Konzentrationen in diesem Zeitraum auf dem Level der Außenluft-Konzentrationen befanden. Im Winter war das 95er Perzentil für diese Partikelfraktion erhöht, was auf den häufigen Gebrauch von Kerzen zurück geführt werden konnte. In der Außenluft zeigten sich für Frühling und Sommer ähnlich hohe Werte, während die Konzentrationen für die feinen Partikel im Herbst und vor allem im Winter wesentlich niedriger lagen.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Für diese Partikelgröße waren die Werte im Innenraum und in der Außenluft in allen Jahreszeiten sehr ähnlich, lediglich hinsichtlich der Streuung traten geringe Unterschiede auf. In der Außenluft erbrachten die Frühlings- und Herbstmessun-

gen ähnliche Resultate. Im Sommer waren die Ergebnisse dagegen leicht erhöht und im Winter leicht erniedrigt.

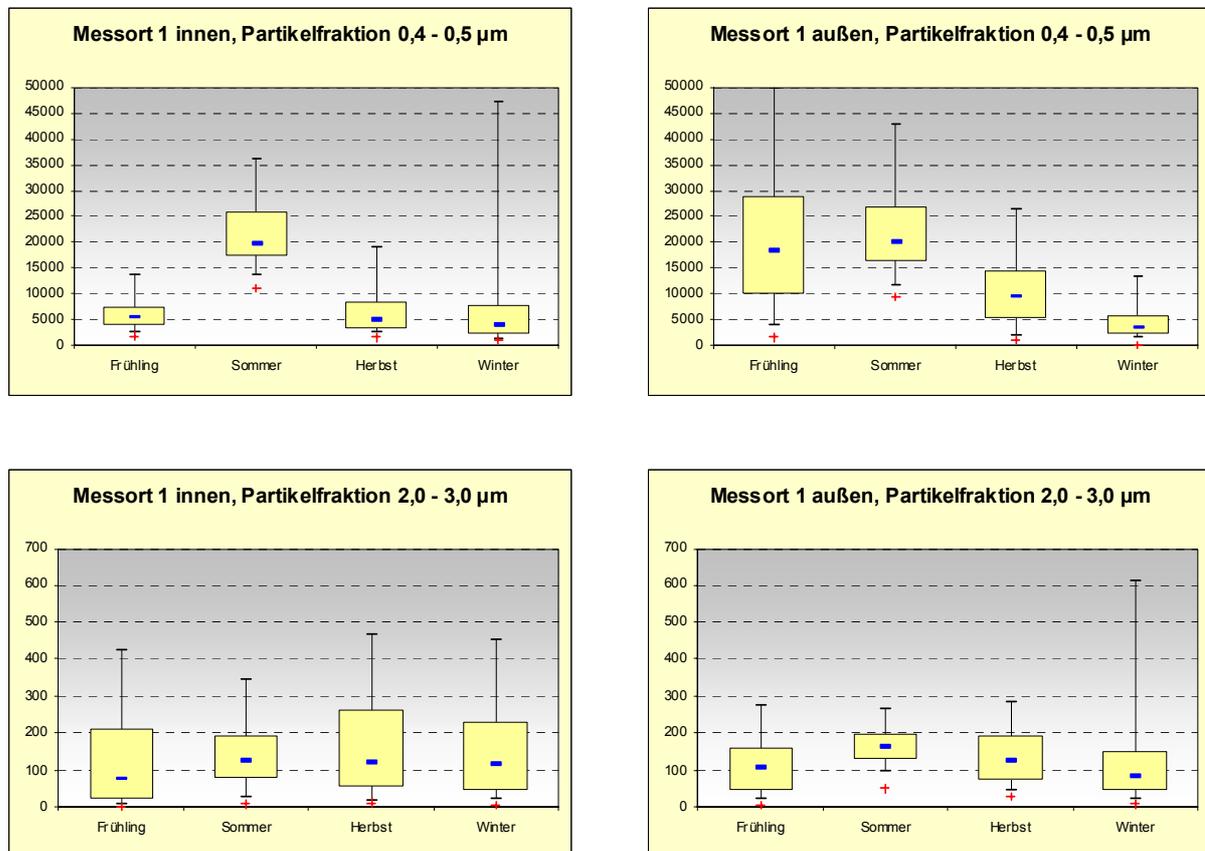


Abbildung 19: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 1

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Beim kleinsten und beim größten dargestellten Kanal in Tabelle 13 waren bis zum Median alle i/o-ratios < 1 , d. h. die Konzentrationen in der Außenluft waren höher als die im Innenraum. Insgesamt zeigte sich, dass nur 3 der 16 ermittelten Mediane für die i/o-ratios an diesem Messort Werte deutlich > 1 ergaben. Dies deutet darauf hin, dass hier Innenraumpartikelquellen im Vergleich zur Außenluft nur eine geringe Rolle spielten. Allerdings waren – mit Ausnahme je eines Wertes für den kleinsten und größten Kanal – bei allen Partikelkonzentrationen die i/o-ratios der 75er Perzentile > 1 , was auf starke Innenraumquellen während kurzer Perioden im Frühling, Herbst und Winter schließen ließ.

Tabelle 13: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 1

		Messort 1			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	1674	2320	2011	1986
	25.	0,23	0,90	0,37	0,69
	50.	0,33	0,98	0,60	0,96
	75.	0,52	1,10	1,10	2,30
0,8 - 1,0 µm	n	1674	2320	2011	1986
	25.	0,49	0,87	0,81	0,75
	50.	0,87	0,98	1,36	1,36
	75.	1,38	1,13	2,32	2,82
2,0 - 3,0 µm	n	1674	2320	2011	1986
	25.	0,27	0,53	0,42	0,46
	50.	0,95	0,76	1,04	1,18
	75.	2,11	1,03	1,90	2,80
5,0 - 7,5 µm	n	*1200	*2197	*1832	*1758
	25.	0,25	0,22	0,22	0,19
	50.	1,00	0,45	0,70	0,69
	75.	2,96	0,93	2,76	2,28

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 2

Messortbeschreibung

Die Wohnung des Messortes 2 befand sich im 6. Stockwerk eines Hochhauses in unmittelbarer Nähe zu einem Park im Münchner Südosten. Bewohnt wurde sie von einem Ehepaar mit einem Kleinkind. Die Innenraum-Messung fand im Wohnzimmer und die Außenluft-Messung auf dem an das Wohnzimmer angrenzenden, nach Westen ausgerichteten, Balkon statt.

Meteorologische Parameter

Während Temperatur und Windgeschwindigkeiten den Jahreszeiten entsprechende Werte ergaben, zeigt sich in Tabelle 14, dass an Messort 2 der Frühling und der Winter im Vergleich zum Herbst und Sommer niederschlagsreicher waren. Die Hauptwindrichtung war über alle Jahreszeiten wechselnd von Ost bis West.

Tabelle 14: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 2

		Messort 2				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	1907	8	16,5	39	54,4	6,9	14,7	24,6	2,3	6,8	72,1	18,7
Sommer	1938	17	23,3	43	60,6	16,5	22,1	30,0	2,2	10,0	80,2	9,1
Herbst	2007	12	21,3	41	56,9	11,7	18,8	27,8	2,0	5,4	79,5	2,0
Winter	1926	-6	0,7	7	76,9	-8,0	-0,2	6,1	3,2	9,8	90,9	23,4

Ein direkter Einfluss der Wetterparameter auf die Außenluftpartikel ist schwer nachzuweisen, doch wurden im Frühling und Winter (höchste Niederschlagsmengen) die niedrigsten Grobpartikelkonzentrationen gemessen.

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

In Abbildung 20 zeigte sich im Innenraum nur eine geringe Streuung der Werte mit Ausnahme der etwas höheren Konzentrationen im Sommer. Dies deutete auf geöffnete Fenster hin, denn zu dieser Jahreszeit wurden vergleichbar hohe Außenluftwerte gemessen. Im Frühling wie im Winter waren die Fenster und Türen überwiegend geschlossen. Daher lag im Vergleich zur Außenluft in diesen Jahreszeiten die Partikelkonzentration des 75er Perzentil niedriger. Während der Wintermessung führten zusätzliche Innenraumpartikelquellen (Kerzen) dazu, dass der Medianwert im Innenraum höher als außen war. In der Außenluft waren die Mediane und die 75er Perzentile der Konzentrationen jeweils im Sommer und Frühling höher als im Herbst und Winter. Eine Ausnahme bildeten die Partikel des 75er und 95er Perzentil im Winter; hier wurden die höchsten Außenluftwerte gemessen.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Die Mediane im Innenraum entsprachen in etwa den Medianen der Außenluft, wobei außen im Sommer und im Herbst höhere Werte als im Frühling oder Winter gemessen wurden. Die Konzentrationen für das 75er und 95er Perzentil von Sommer und Herbst zeigten ebenfalls ähnliche Werte für Innenraum und Außen-

luft, wohingegen im Frühling und Winter im Innenraum höhere Konzentrationen für diese Perzentile zu finden waren.

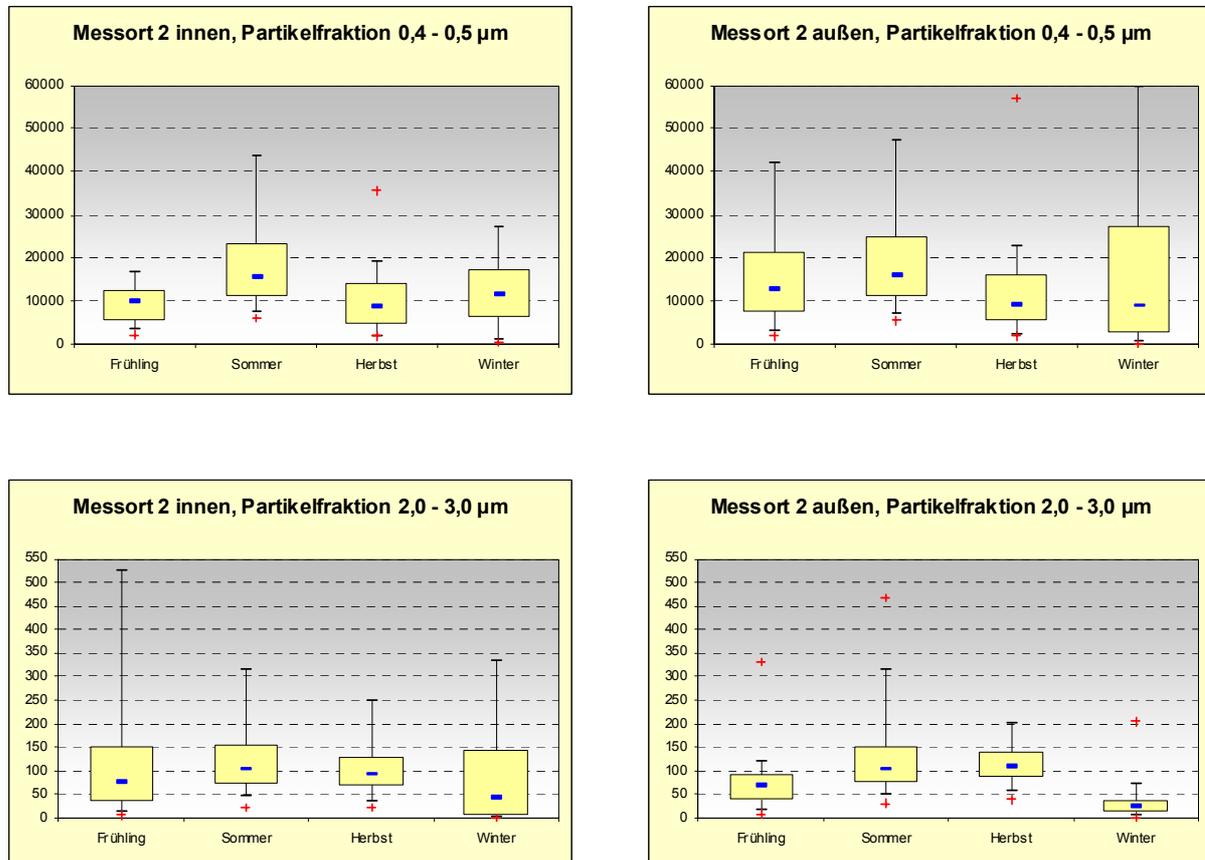


Abbildung 20: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 2

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

In Tabelle 15 waren hinsichtlich der Jahreszeiten und Partikelgrößen in den meisten Fällen die 25er Perzentile für die i/o-ratios < 1 . Dagegen lagen die 75er Perzentile der i/o-ratios fast ausnahmslos > 1 , was auf Innenraumpartikelquellen – vor allem im Winter durch Abbrennen von Kerzen – schließen ließ. Die Mediane der Sommermessungen betragen immer ca. 1, vermutlich durch den Luftaustausch über geöffnete Fenster. Für Frühling und Herbst überwogen bei den Medianen Werte < 1 , wohingegen im Winter – bei vorwiegend geschlossenen Fenstern – die Mediane stets > 1 waren.

Tabelle 15: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 2

		Messort 2			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	1907	1930	1999	1919
	25.	0,53	0,93	0,78	0,45
	50.	0,72	0,99	0,89	1,12
	75.	0,99	1,06	1,00	2,78
0,8 - 1,0 µm	n	1907	1930	1999	1919
	25.	0,78	1,01	0,83	1,11
	50.	1,03	1,10	0,94	1,89
	75.	1,44	1,19	1,04	3,30
2,0 - 3,0 µm	n	1907	1930	1999	1909
	25.	0,60	0,91	0,71	0,52
	50.	1,09	0,99	0,89	1,67
	75.	2,67	1,08	1,04	4,59
5,0 - 7,5 µm	n	*1586	*1920	*1930	*1056
	25.	0,33	0,70	0,50	0,71
	50.	0,85	1,00	0,77	1,63
	75.	2,33	1,25	1,00	5,35

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 5

Messortbeschreibung

Messort 5 befand sich im 7. Stock eines Hochhauses im Norden Münchens, in der Nähe zweier verkehrsreicher Straßen. Gemessen wurde in einem Wohnzimmer, das im Herbst und Winter von einem Nichtraucher-Ehepaar bewohnt wurde. Während dieser Messungen erhielten die Bewohner gelegentlich Besuch von Rauchern. Im Frühling und Sommer änderte sich die Messsituation, da eine zusätzliche Person im Wohnzimmer übernachtete. Die Außenmessung fand auf dem an das Wohnzimmer angrenzenden Balkon mit Ostausrichtung statt.

Meteorologische Parameter

Wie aus Tabelle 16 ersichtlich, waren die meteorologischen Parameter innerhalb der für die Jahreszeiten typischen Variationsbreite. Der meiste Niederschlag wurde im Sommer verzeichnet, wodurch eventuell die geringen Partikelanzahlkonzentrationen vor allem in der Feinpartikelfraktion bedingt sein könnten. Im

Herbst herrschte Südwind vor, ansonsten waren die Hauptwindrichtungen wechselnd.

Tabelle 16: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 5

		Messort 5				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	1944	5	15,9	37	52,6	4,1	13,4	24,8	2,5	7,5	72,2	4,4
Sommer	1999	13	20,2	35	52,8	12,5	18,1	25,1	2,9	10,7	74,8	14,0
Herbst	1762	10	20,5	33	54,9	9,3	19,4	27,9	2,1	6,6	75,2	0,3
Winter	1284	-10	-1,5	6	78,9	-9,8	-2,0	2,7	2,4	6,7	92,0	7,4

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Im Innenraum waren die Messergebnisse durch die gelegentliche Anwesenheit von rauchenden Besuchern (insbesondere im Winter) stark beeinflusst (siehe 95er Perzentil in Abbildung 21). Da in allen vier Messwochen nur selten Fenster geöffnet wurden, war der Einfluss von außen eher gering. Während im Sommer die Werte in der Außenluft insgesamt sehr niedrig und im Winter sehr hoch waren, lagen die Partikelanzahlkonzentrationen der Übergangsjahreszeiten dazwischen.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Im Frühling und Sommer übernachtete eine Person im Messraum, wodurch vermutlich erhöhte Partikelanzahlkonzentrationen in diesen Jahreszeiten verursacht wurden. Die Medianwerte der Konzentrationen nahmen von Frühling bis Winter stufenweise ab. Die Perzentile der Außenluftwerte waren über die Jahreszeiten betrachtet relativ einheitlich auf einem niedrigen Niveau, was eventuell auf die Lage im 7. Stock zurückzuführen war.

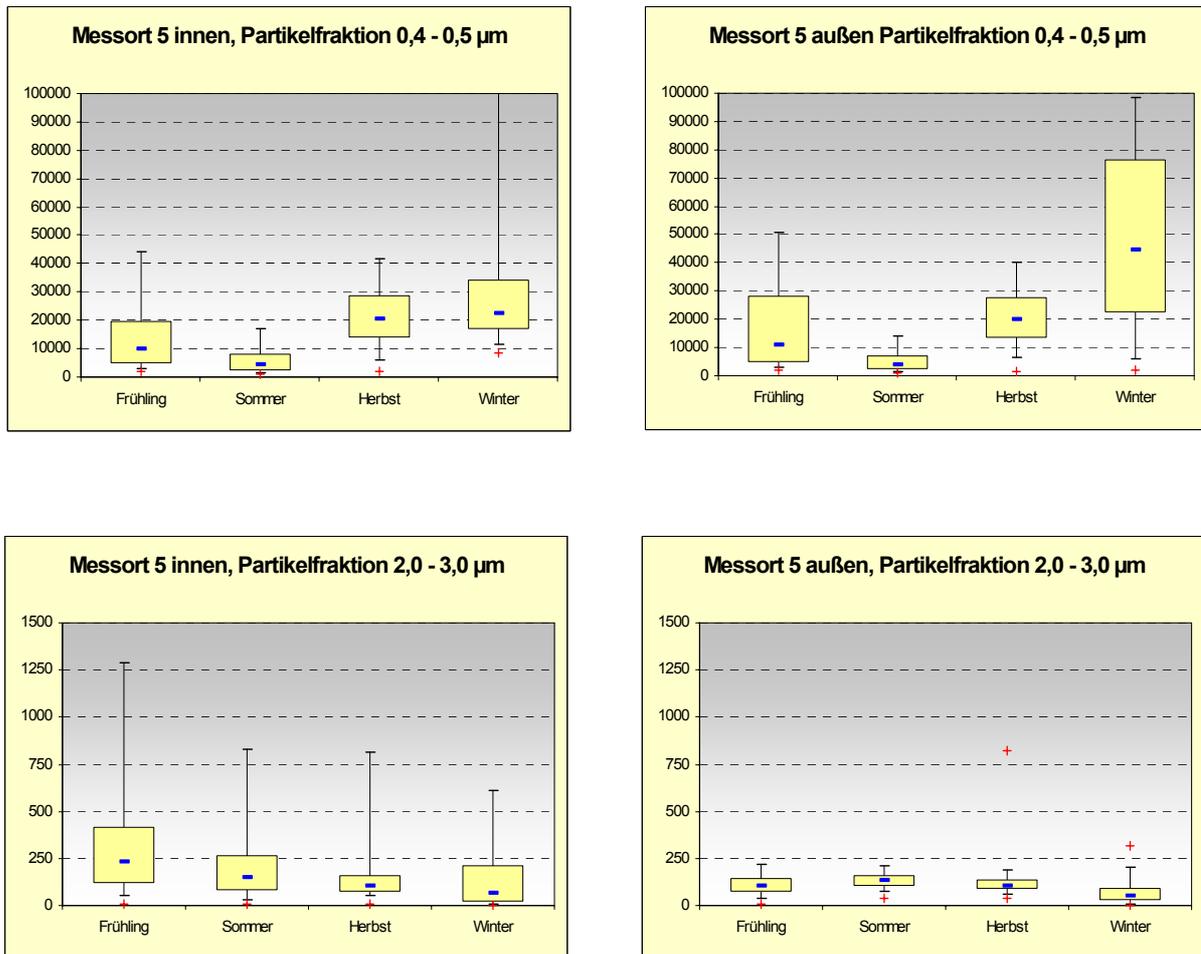


Abbildung 21: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 5

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

In Tabelle 17 ist zu erkennen, dass alle 75er Perzentile der *i/o*-ratio und ein Großteil der Mediane ≥ 1 sind, was auf starke Innenraumquellen in 25 - 50 % der Messperiode hinweist (rauchender Besuch, Übernachtungsgast). Demgegenüber sind die 25er Perzentile meist < 1 , wobei man hier im Winter stets die niedrigsten Werte fand. Für die größte Partikelfraktion lagen die Mediane der *i/o*-ratio im Frühling und Sommer > 1 , vermutlich durch die Anwesenheit des Übernachtungsgastes bedingt. Für die Feinpartikelfraktion 0,4 - 0,5 μm lagen die Mediane bei ca. 1, lediglich im Winter lag der Median der *i/o*-ratios deutlich < 1 , allerdings war in diesem Zeitraum die Außenluft Partikelanzahlkonzentrationen ebenfalls sehr hoch.

Tabelle 17: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 5

		Messort 5			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	1944	1999	1762	1284
	25.	0,65	0,82	0,92	0,34
	50.	0,94	1,06	1,00	0,64
	75.	1,17	1,41	1,11	3,08
0,8 - 1,0 µm	n	1944	1999	1762	1284
	25.	0,89	0,68	1,03	0,60
	50.	1,12	0,98	1,14	1,26
	75.	1,73	1,26	1,51	4,80
2,0 - 3,0 µm	n	1944	1999	1762	1284
	25.	1,12	0,72	0,77	0,47
	50.	2,06	1,11	0,91	2,27
	75.	3,88	1,88	1,29	7,20
5,0 - 7,5 µm	n	*1926	*1929	*1705	*835
	25.	0,67	0,63	0,50	0,33
	50.	1,12	1,25	0,67	2,00
	75.	2,46	2,43	1,00	8,63

*Berechnung der i/o-ratios nur wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 12

Messortbeschreibung

Als Messort 12 wurde ein Büroraum gewählt. Dieser lag im 1. Stock an einer verkehrsreichen Straße im Zentrum von München. Bis zu sechs Personen nutzten diesen Raum, welcher mit Computern und einem Drucker (in einem offen angrenzenden Vorraum) ausgestattet war. Das Außenluft-Messgerät wurde auf der Balustrade vor dem Büro aufgebaut. Diese war westwärts ausgerichtet und ging auf die von Süd nach Nord verlaufende Straße hinaus. Im Herbst und zum Teil auch im Winter fanden im Gebäude Umbauarbeiten statt, die einen Einfluss auf die Messergebnisse hatten. Zusätzlich musste bei den Auswertungen beachtet werden, dass während der Sommermessung das Fenster im Vorraum während der gesamten Messperiode gekippt war, um eine Stromversorgung der Messgeräte zu ermöglichen.

Meteorologische Parameter

Die meteorologischen Parameter wie Windgeschwindigkeit, relative Feuchte und Niederschlag zeigten keine auffälligen Verläufe. Im Sommer ließ sich für Messort 12 der geringste Niederschlag aufzeichnen (Tabelle 18). Die Windrichtungen waren wechselnd mit westlicher Tendenz (Nordwest bis Südwest).

Tabelle 18: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 12

		Messort 12				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	3425	-*	-*	-*	-*	1,0	7,2	20,0	3,4	9,0	83,1	11,8
Sommer	2011	-*	-*	-*	-*	12,5	18,7	28,3	3,0	10,1	75,1	2,8
Herbst	2516	0	6,4	19	83,2	-0,8	5,6	14,2	2,3	5,7	93,3	-*
Winter	2355	-3	1,6	14	78,8	-3,5	1,0	10,9	4,5	12,7	91,1	11,3

*Messgerät-Ausfall

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Für Messort 12 (Abbildung 22) wurden innen im Winter leicht und im Herbst deutlich höhere Partikelanzahlen gemessen als im Frühling und Sommer. Da insbesondere im Herbst und zum Teil auch noch im Winter eine komplette Innensanierung im Flur und in angrenzenden Räumen stattfand, ist davon auszugehen, dass dies eine der möglichen Innenraumquellen, auch für die feinen Partikelfraktionen darstellte. Ferner waren im Herbst die Fenster fast immer geschlossen, so dass die hohen Partikelanzahlkonzentrationen in der Außenluft nur einen geringen Einfluss auf die Innenraumluft haben konnten. Dagegen wurde das Fenster im Frühling und Winter geöffnet, so dass die ebenfalls erhöhten Konzentrationen in der Außenluft möglicherweise die Innenraumwerte beeinflusst haben. Die niedrigsten Werte, sowohl im Innenraum als auch in der Außenluft, wurden im Sommer gemessen.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Auch für die Grob-Partikelfraktion fand man im Innenraum die höchsten Konzentrationen für das 75er und 95er Perzentil im Herbst, vermutlich als Folge der Re-

novierung. Im Frühling wurden dagegen die niedrigsten Werte gemessen. In der Außenluft waren die Werte im Herbst und Sommer im Vergleich zum Frühling und Winter leicht erhöht.

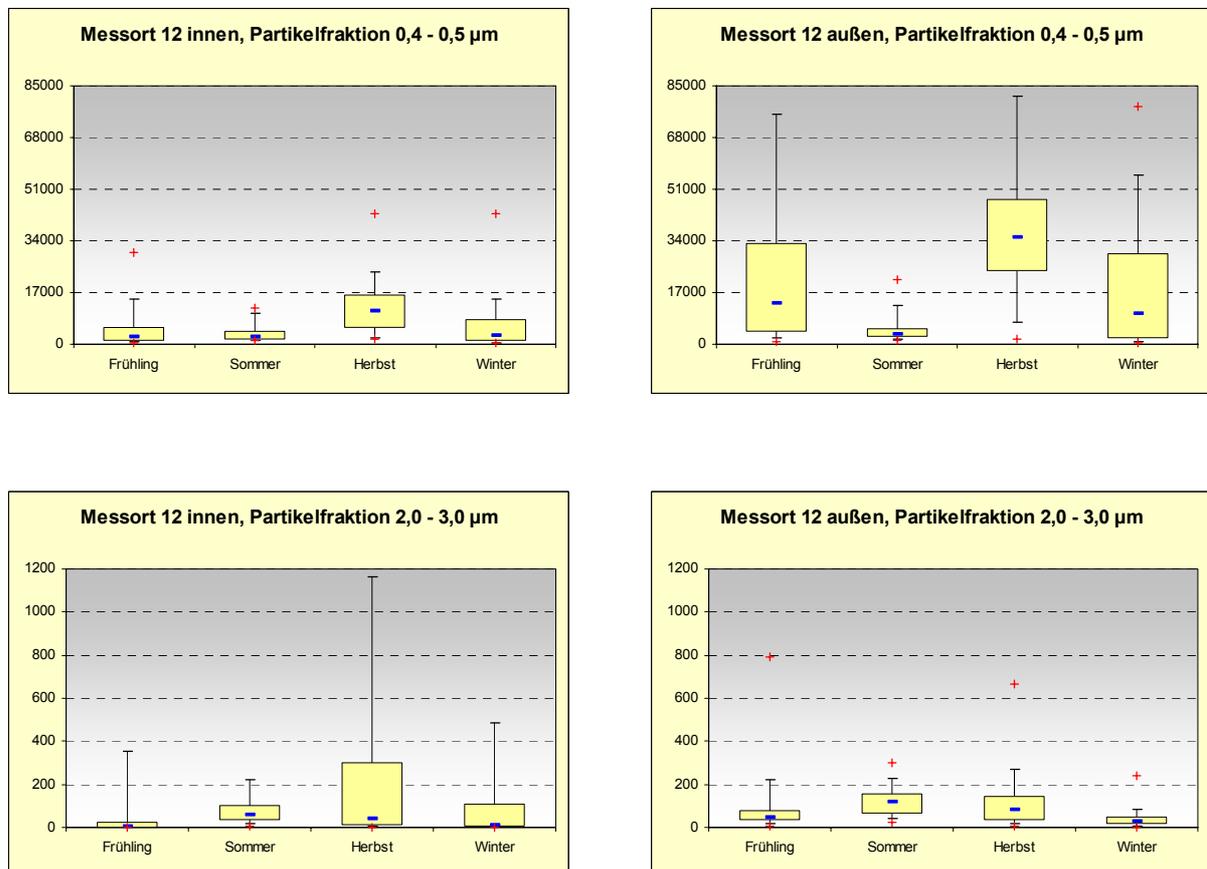


Abbildung 22: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 12

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Da es sich bei Messort 12 um ein Büro handelt, waren die Zeiten mit Anwesenheit von Personen eher gering, wodurch sich mögliche Partikelquellen für Grobstaub im Innenraum zeitlich stark reduzierten. Eine Ausnahme bildete der Zeitraum der Renovierungsarbeiten im Herbst und Winter. Hier zeigten sich ab dem 50er bzw. 75er Perzentil i/o-ratios zum Teil deutlich > 1 (Tabelle 19). Da die feinen Partikelfractionen im Innenraum überwiegend von den Außenluft-Konzentrationen und dem Lüftungsverhalten der anwesenden Personen beeinflusst wurden, lagen die i/o-ratios für die Feinpartikel fast immer < 1 .

Tabelle 19: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 12

		Messort 12			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	3406	2011	2516	2328
	25.	0,15	0,69	0,20	0,24
	50.	0,25	0,80	0,28	0,36
	75.	0,42	0,89	0,39	0,55
0,8 - 1,0 µm	n	3406	2011	2516	2328
	25.	0,24	0,67	0,38	0,46
	50.	0,39	0,81	0,53	0,62
	75.	0,58	0,93	1,29	0,93
2,0 - 3,0 µm	n	*3368	2011	2516	*2321
	25.	0,07	0,45	0,18	0,25
	50.	0,15	0,61	0,38	0,57
	75.	0,38	0,79	4,02	2,42
5,0 - 7,5 µm	n	*940	*1806	*1343	*870
	25.	0,33	0,22	0,50	1,50
	50.	1,50	0,36	3,50	6,00
	75.	6,00	0,67	17,39	17,29

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 8

Messortbeschreibung

Am Messort 8 fand die Innenraummessung in einem kombinierten Wohn-Schlafrum statt. Dieser Haushalt war eine Wohngemeinschaft mit zwei Personen, die einen Vogel (nicht im Herbst) und eine Katze besaßen. Der Messraum wurde meist nur von einer Person genutzt, gelegentlich hatte diese Person an Wochenenden aber auch Besuch. Die Wohnung lag in der 1. Etage eines Mehrparteienhauses an einer stark befahrenen Straße im Süden von München. Das Außenluftmessgerät wurde auf dem, an den Innenmessraum angrenzenden, Süd-West-Balkon zur Straße hin aufgebaut.

Meteorologische Parameter

Die niedrigste gemessene Niederschlagsrate wurde im Frühling verzeichnet und die größten Windgeschwindigkeiten im Herbst, ansonsten zeigten sich unauffällige jahreszeitliche Verläufe an Messort 8 mit wechselnden Windrichtungen (Tabelle

20). Im Herbst war das Messgerät des MIM für die Niederschlagsaufzeichnungen in der Theresienstraße ausgefallen.

Tabelle 20: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 8

		Messort 8				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	1959	-4	8,5	27	57,0	-5,3	5,9	17,3	2,4	7,2	79,9	0,1
Sommer	2014	7	16,7	34	63,1	8,4	15,3	23,8	2,7	8,5	82,4	12,6
Herbst	2055	-2	3,9	15	72,5	-2,3	3,0	9,6	4,0	13,8	88,6	-*
Winter	2007	0	4,3	11	83,5	-1,2	3,3	7,6	2,4	6,5	94,6	8,9

*Messgerät-Ausfall

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum waren im Sommer am niedrigsten, im Herbst höher und im Winter und Frühling am höchsten (Abbildung 23). In der Außenluft wies zwar ebenfalls der Sommer die niedrigsten Werte auf, aber hier waren im Frühjahr eindeutig die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen festzustellen. Insgesamt lagen die Außenluftwerte deutlich über den Innenraumwerten. An diesem Ergebnis lässt sich gut erkennen, dass durch häufig geschlossene Fenster nur wenige Partikel von außen nach innen gelangen können.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 µm

Die Perzentile der Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum stiegen für die größeren Partikel von Frühling über Sommer zu Winter an. Die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen waren im Herbst zu verzeichnen. Ursache dafür war, dass der Wohn-/Schlafraum nur wenig benutzt wurde. Auch in der Sommer-Messwoche wurde in dem Zimmer nicht übernachtet, doch wurde der Raum mehrfach zum Wäschetrocknen benutzt. In der Außenluft waren die Werte für die Partikelfraktion von 2,0 - 3,0 µm relativ konstant. Lediglich der Wert der Frühlingsmessung war etwas erhöht, was eventuell mit Aufwirbelungen von Resten an Streusplitt aus dem Winter zusammenhängen könnte.

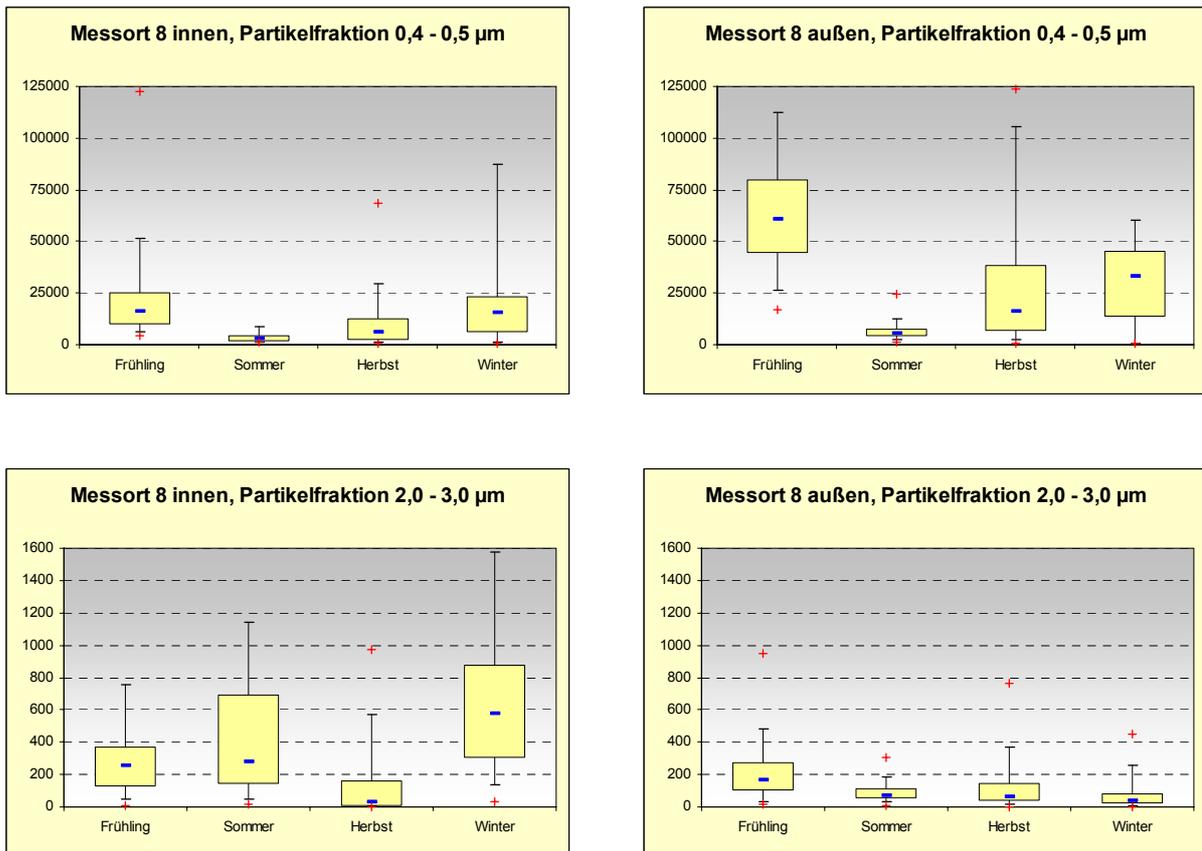


Abbildung 23: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 8

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Da Messort 8 direkt an einer sehr verkehrsreichen Straße lag, war in Tabelle 21 für die Fraktion 0,4 - 0,5 µm die Partikelanzahlkonzentration in der Außenluft eine Haupteinflussgröße für diejenige im Innenraum. Hier wiesen alle i/o-ratios Werte < 1 auf. Da die Straße aber einen hohen Geräuschpegel verursachte, wurde der Messraum immer nur kurz und stoßweise gelüftet, so dass nur zu wenigen Zeiten Außenluftpartikel in den Innenraum gelangen konnten. Im Frühling waren die Werte in der Außenluft extrem hoch, so dass man für alle Partikelgrößen in der Regel erst beim 75er Perzentil i/o-ratios > 1 fand. Im Herbst waren fast alle Perzentile für die i/o-ratios < 1, was durch die geringe Nutzung des Raumes verursacht sein könnte. Im Sommer und Winter fanden sich im Innenraum hohe Konzentrationen an größeren Partikeln (siehe auch Abbildung 23), so dass die Perzentile für die Partikeldurchmesser ab 0,8 µm zum Großteil > 1 waren. Die Ursache hierfür lag wahrscheinlich in der Nutzung des Raumes (Wohn- und Schlafraum) und den Aktivitäten der Bewohner.

Tabelle 21: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 8

		Messort 8			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	1950	2005	2054	2007
	25.	0,18	0,41	0,27	0,37
	50.	0,26	0,57	0,34	0,47
	75.	0,38	0,83	0,46	0,90
0,8 - 1,0 µm	n	1950	2005	2054	2007
	25.	0,44	0,89	0,30	1,30
	50.	0,65	1,21	0,52	2,40
	75.	1,02	2,05	0,98	5,89
2,0 - 3,0 µm	n	1950	2005	2054	2007
	25.	0,67	1,61	0,17	5,60
	50.	1,35	3,57	0,34	11,89
	75.	2,90	8,11	2,42	26,13
5,0 - 7,5 µm	n	*1909	*1980	*1274	*1627
	25.	0,31	1,55	0,17	2,00
	50.	0,66	3,75	0,85	5,00
	75.	1,41	8,33	3,40	13,00

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

3.1.3 Messorte mit Rauchern

Messort 11

Messortbeschreibung

Die Messung fand im Wohnzimmer eines in den 50er Jahren errichteten, umgebauten Schrebergartenhauses statt. Der Raum war verhältnismäßig klein, mit einem Einzelöfen ausgestattet und grenzte direkt an die Küche. Das Haus wurde von einem Ehepaar bewohnt, wovon eine Person rauchte. Während der Wintermessung war diese Person allerdings nur an zwei Tagen anwesend. Des weiteren lebte eine Katze in diesem Haushalt. Das Außenluft-Messgerät wurde im Garten vor dem Messzimmer an der Hausfront in Richtung Süd-Osten aufgestellt.

Meteorologische Parameter

Wie aus Tabelle 22 ersichtlich, waren die Wetterverhältnisse innerhalb der für die Jahreszeiten typischen Variationsbreiten, so dass sich kein Einfluss auf die Partikelanzahlen an Messort 11 vermuten lässt. Sehr viel Niederschlag wurde nur im

Frühling verzeichnet. Die Hauptwindrichtung bewegte sich meist zwischen Nordwest und Südwest, nur im Herbst waren auch Nordost/Ost-Richtungen vorhanden.

Tabelle 22: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 11

		Messort 11				MIM						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	2001	-2	5,8	22	76,2	-0,5	6,1	17,9	4,3	11,6	86,5	21,0
Sommer	1997	9	19,8	36	64,8	11,7	20,8	28,5	2,0	6,9	70,6	5,3
Herbst	1991	2	7,1	18	84,9	3,4	7,7	13,4	2,5	9,9	90,0	4,0
Winter	2020	-13	-3,2	3	84,4	-10,0	-2,5	2,2	3,5	9,4	90,6	6,8

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

In Abbildung 24 zeigten die Innenraum Partikelanzahlkonzentrationen für die Fraktion 0,4 - 0,5 µm ein relativ einheitliches, von der Außenluft-Konzentration unabhängiges Muster. Deshalb konnte davon ausgegangen werden, dass primär Innenraumquellen einen Einfluss auf die Partikelanzahlkonzentrationen hatten. Das Rauchen konnte hierbei als Hauptquelle für die Feinpartikelfraktion betrachtet werden. Da der rauchende Bewohner im Winter nur an zwei Tagen anwesend war und auch wenig gelüftet wurde, waren die Werte des 75er und 95er Perzentile im Winter geringer. Im Sommer wurde viel gelüftet, so dass sich die Partikel gut mit der Außenluft vermischen konnten. Im Frühling und Herbst dominierten zwar die Innenraumquellen, doch scheint es hier einen zusätzlichen Einfluss der Außenluft auf die Partikelanzahlkonzentrationen gegeben zu haben. In der Außenluft waren die Werte für Frühling und Sommer vergleichbar. Im Herbst waren zwar die Partikelkonzentrationen des Median vermindert, doch für das 75er und 95er Perzentil erhöht und für diese weiter steigend im Winter. Da ein Holzofen (für Warmwasser) sowie ein Öfen (als Heizung) vor Ort als Einzelofen eingesetzt wurde, entstand viel Rauch. Dieser hat, je nach Wetterlage im Winter (Inversion), vermutlich auch die Außenmessungen in dieser Jahreszeit beeinflusst.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 μm

Im Innenraum fanden sich auch für diese Partikelgröße im Winter (meist nur eine Person anwesend) sehr niedrige Werte. Bei geringen Unterschieden der Mediane von Frühling, Sommer und Herbst wies die Frühlingsmessung für die Grobpartikelfraktion die höchsten Konzentrationen der 75er und 95er Perzentile auf. Während in der Außenluft die Partikelanzahlkonzentrationen bis zum 75er Perzentil für alle Jahreszeiten relativ ähnlich waren, wies der Sommer einen höheren Median mit nur minimalen Schwankungen der Konzentration auf.

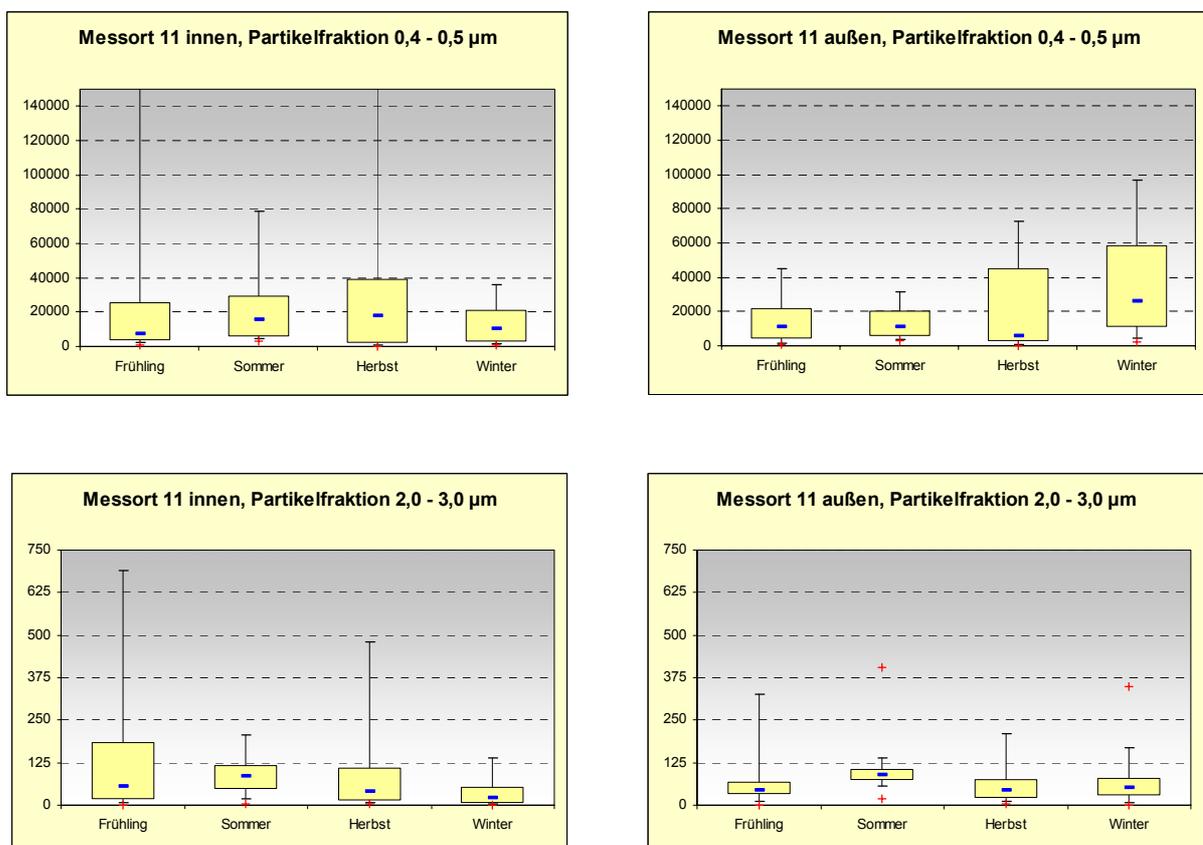


Abbildung 24: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 11

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

In Tabelle 23 waren die 25er Perzentile der i/o-ratios für alle Jahreszeiten < 1 . Demgegenüber waren alle 75er Perzentile > 1 , ausgenommen die feineren Partikelfraktionen im Winter, weil der rauchende Bewohner nur an zwei Tagen anwesend war. Dies entsprach der typischen Verteilung der Innenraum-Außenluft-

Verhältnisse der Partikelkonzentrationen in Räumen von arbeitenden Personen, die über ein Drittel des Tages außer Haus sind. Bei den Medianen zeigten sich unterschiedlichste Muster. So fand man im Winter für alle Kanäle i/o-ratios ≤ 1 (meist nur der Nichtraucher anwesend), im Frühling und Herbst waren für die Partikelfraktionen $< 2,0 \mu\text{m}$ die Mediane < 1 und im Sommer > 1 . Bei den groben Fraktionen $> 2,0 \mu\text{m}$ war das Ergebnis genau umgekehrt; hier fand man bei den Medianen im Sommer i/o-ratios < 1 , im Herbst in etwa 1 und im Frühling > 1 .

Tabelle 23: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 11

		Messort 11			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 μm	n	2001	1997	1984	2012
	25.	0,26	0,89	0,39	0,25
	50.	0,57	1,16	0,76	0,35
	75.	3,65	1,43	3,30	0,44
0,8 - 1,0 μm	n	2001	1997	1984	2012
	25.	0,48	0,80	0,41	0,31
	50.	0,85	1,02	0,70	0,44
	75.	1,79	1,23	1,76	0,62
2,0 - 3,0 μm	n	*2000	1997	1984	*2004
	25.	0,47	0,61	0,27	0,17
	50.	1,19	0,95	0,97	0,37
	75.	3,20	1,20	2,63	1,04
5,0 - 7,5 μm	n	*1472	*1790	*1357	*1071
	25.	0,67	0,50	0,50	0,40
	50.	2,00	0,85	1,50	1,00
	75.	6,77	1,40	4,67	3,40

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

Messort 7

Messortbeschreibung

Am Messort 7 fand die Innenraummessung in der Küche einer Wohnung statt. Die Wohnung lag in der 2. Etage eines Mehrfamilienhauses in der Seitenstraße einer belebten Straße. Das Außenluftmessgerät war auf dem Balkon mit West-Ausrichtung, vor der Küche in Richtung Innenhof, aufgebaut. Dieser Innenhof war von 5- bis 6-stöckigen Häusern umgeben. In der Küche war ein Gasboiler für warmes Wasser und ein Gasherd installiert. Zwei Personen und eine Katze lebten

in diesem Haushalt. Eine der Personen rauchte und war auch tagsüber öfters zuhause. Im Frühling fanden Renovierungsarbeiten in der Nachbarwohnung statt.

Meteorologische Parameter

Die meteorologischen Parameter zeigten keine auffälligen Verläufe. Im Frühling und Sommer ließen sich für Messort 7 die höchsten Niederschläge aufzeichnen (Tabelle 24). Die Windrichtungen waren wechselnd, wobei im Winter West- bis Südwestwinde vorherrschten.

Tabelle 24: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 7

		Messort 7				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	2041	7	13,9	32	61,7	6,5	12,3	19,5	2,2	5,8	79,8	8,2
Sommer	2018	16	23,0	36	64,0	16,5	22,4	29,5	2,2	9,0	80,4	11,3
Herbst	1899	4	7,6	15	76,6	2,1	7,4	13,1	1,5	5,0	90,4	0,0
Winter	1922	-2	2,8	15	68,6	-2,0	2,9	15,3	5,1	13,0	82,4	6,2

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

An diesem Messort war der alles dominierende Faktor für die feinen Partikel im Innenraum die Anwesenheit des rauchenden Bewohners. Wie in Abbildung 25 dargestellt, waren dabei die Innenraum-Konzentrationen im Sommer am niedrigsten, da die Partikel des Zigarettenrauchs durch beinahe ausnahmslos geöffnete Oberlichter und Balkontüren besser diffundieren konnten. Im Frühling wurde die Nachbarwohnung renoviert, was eventuell zu einer Erhöhung der Innenraumwerte geführt haben könnte, jedoch sollten in diesem Zusammenhang nicht nur die feinen, sondern auch die gröberen Partikel betroffen sein. In der Außenluft waren in den Übergangsjahreszeiten alle Perzentile am Höchsten. Dies wurde wahrscheinlich durch die Gesamtwetterlage mit einer großräumigen Staubbelastung mitverursacht.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 μm

Die Mediane zeigten sowohl für alle vier Jahreszeiten als auch zwischen Innenraum und Außenluft vergleichbare Werte. Lediglich im Sommer waren die Partikelkonzentrationen des 75er und 95er Perzentils im Innenraum etwas niedriger, was vermutlich mit der besseren Luftzirkulation zusammenhing. In der Außenluft war das 95er Perzentil der Partikelanzahlkonzentrationen für die Frühlingsmessung etwas erhöht, was eventuell durch die Renovierung der Nachbarwohnung verursacht sein könnte.

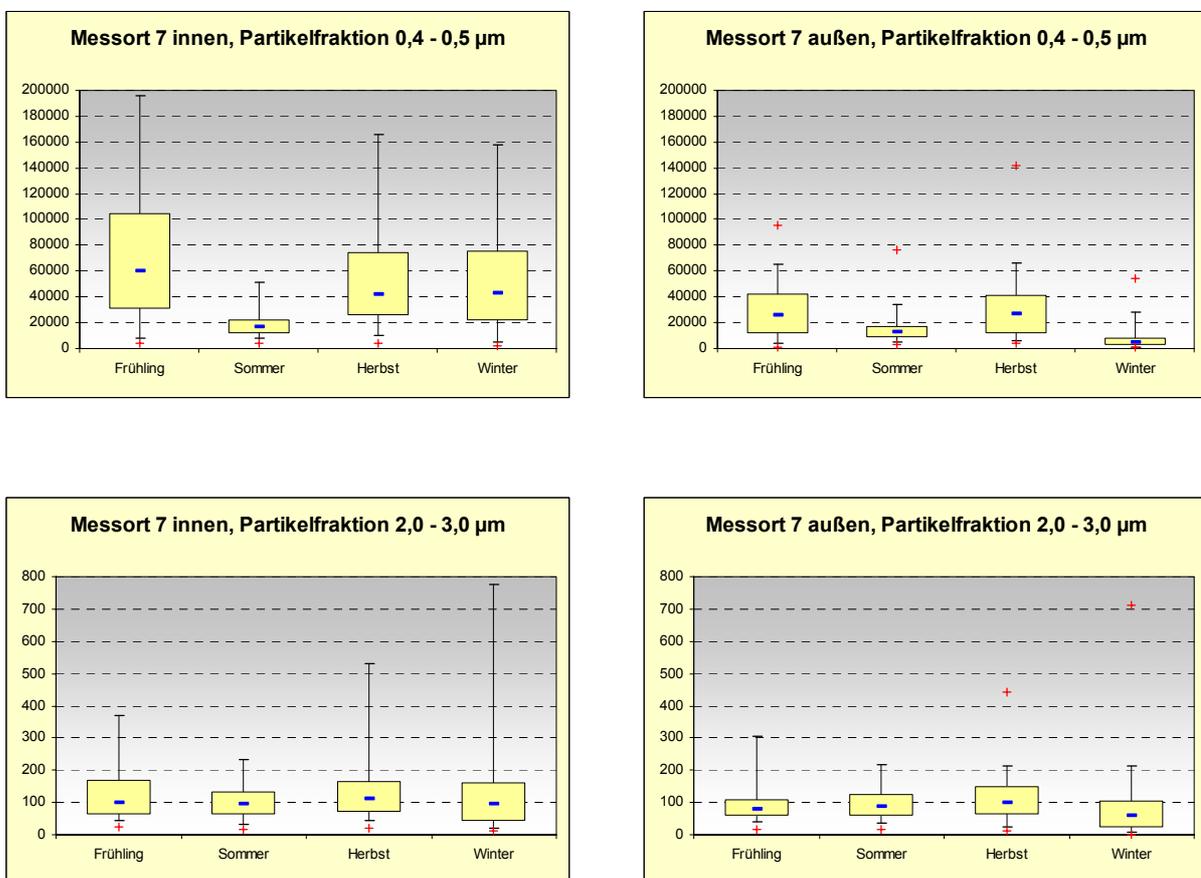


Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 7

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

Da die Messungen an Messort 7 in der Küche eines Raucherhaushaltes stattfanden, konnte primär von der Anwesenheit feiner Partikel aus Verbrennungsprozessen als Innenraumquelle ausgegangen werden. Dies bestätigte sich in

Tabelle 25, in welcher die i/o-ratios der beiden feineren Kanäle in fast allen Perzentilen > 1 waren. Doch auch für Grobstaubpartikel (ab $2,0 \mu\text{m}$ Durchmesser) wiesen die Innenraum/Außenluft-Verhältnisse bereits in 7 von 8 Fällen Mediane ≥ 1 auf.

Tabelle 25: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 7

		Messort 7			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 μm	n	2041	2011	1899	1920
	25.	1,25	1,06	1,14	3,16
	50.	2,38	1,19	1,59	8,95
	75.	4,54	1,38	2,62	16,00
0,8 - 1,0 μm	n	2041	2011	1899	1920
	25.	1,35	0,99	1,18	1,46
	50.	2,07	1,10	1,58	2,71
	75.	3,83	1,25	2,34	4,85
2,0 - 3,0 μm	n	2041	2011	1899	*1919
	25.	0,84	0,94	0,83	0,90
	50.	1,16	1,04	1,10	1,55
	75.	1,77	1,17	1,71	3,37
5,0 - 7,5 μm	n	*2016	*1993	*1879	*1543
	25.	0,57	0,80	0,43	0,50
	50.	1,06	1,00	0,91	1,11
	75.	2,19	1,40	2,14	3,00

*Berechnung der i/o-ratios nur möglich, wenn Partikelanzahlen > 0

Messort 6

Messortbeschreibung

Der Messort 6 befand sich in einem ruhigen Wohngebiet mit Doppelhäusern aus den 60er Jahren, welche jeweils einen kleinen Garten hatten. Die Außenluftmessung wurde an der Südseite des Hauses im Vorgarten neben der Einfahrt und den Mülltonnen, unmittelbar vor dem Innenmessraum durchgeführt. Die Innenluftmessung fand im Wohnzimmer des Hauses statt. Die Bewohner (Ehepaar) waren beide starke Raucher, wobei sie meistens abends nach der Arbeit bzw. am Wochenende im Wohnzimmer (Messraum) rauchten. Ferner besaßen sie eine Katze, die sich ungehindert im Haus bewegen konnte.

Meteorologische Parameter

Die höchsten Niederschlagsraten an Messort 6 wurden im Sommer und Winter verzeichnet (Tabelle 26). Auffallend waren die hohen Temperaturmaxima vor Ort, die durch die Aufheizung des Messgeräts (direkte Sonneneinstrahlung) auf der Südseite des Hauses verursacht wurde. Die vorherrschenden Windrichtungen waren wechselnd zwischen West und Südost.

Tabelle 26: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 6

		Messort 6				München, Theresienstraße (MIM)						
		Temperatur °C			% rel. Feuchte	Temperatur °C			Wind (m/s)		% rel. Feuchte	Niederschlag (mm)
Jahreszeit	n	Min	MW	Max	MW	Min	MW	Max	MW	Max	MW	Summe
Frühling	2030	-6	8,3	34	63,1	-2,1	7,2	22,0	2,0	6,1	77,4	0,0
Sommer	1966	6	16,5	40	75,1	9,7	15,7	29,6	2,4	6,2	80,9	13,9
Herbst	1910	2	14,2	32	70,9	6,7	14,1	23,7	2,2	6,3	82,7	5,2
Winter	2021	-8	-0,8	8	82,6	-7,8	-0,4	7,7	4,6	13,2	90,5	8,5

Partikelanzahlkonzentrationen

Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm

Insbesondere an diesem Messort war wiederum die Anwesenheit der beiden rauchenden Bewohner der alles dominierende Faktor für die feinen Partikel im Innenraum. Wie zu erwarten, waren die Anzahlkonzentrationen für feine Partikel im Innenraum im Vergleich zu den Messorten ohne Raucher meist sehr hoch (Abbildung 26) und lagen weit über den Konzentrationen der Außenluft. Diese Innenraumwerte waren nahezu ausschließlich durch das Rauchverhalten der Bewohner geprägt. So verbrachten die Bewohner von Frühling bis Herbst etwa die gleiche Zeitspanne in diesem Raum, im Sommer wurde jedoch wesentlich häufiger gelüftet. Die Werte im Winter lagen niedriger, da die Personen seltener anwesend waren und weniger geraucht wurde. Die hohen Partikelanzahlkonzentrationen in der Außenluft im Frühling stehen eventuell für eine Wetter bedingte (Inversionslage) allgemein hohe Staubbelastung in München.

Partikelfraktion 2,0 - 3,0 μm

Für die gröbere Partikelfraktion wichen die Innenraumwerte jahreszeitlich kaum voneinander ab. Die gemessenen Konzentrationen entsprachen bis zum 75er Perzentil der normalen Raumnutzung als Wohnzimmer (Katze als Haustier). Die Partikelanzahlkonzentrationen im Bereich der 95er Perzentile waren dagegen relativ hoch. Die Außenluftwerte waren - unabhängig von den Jahreszeiten - niedrig.

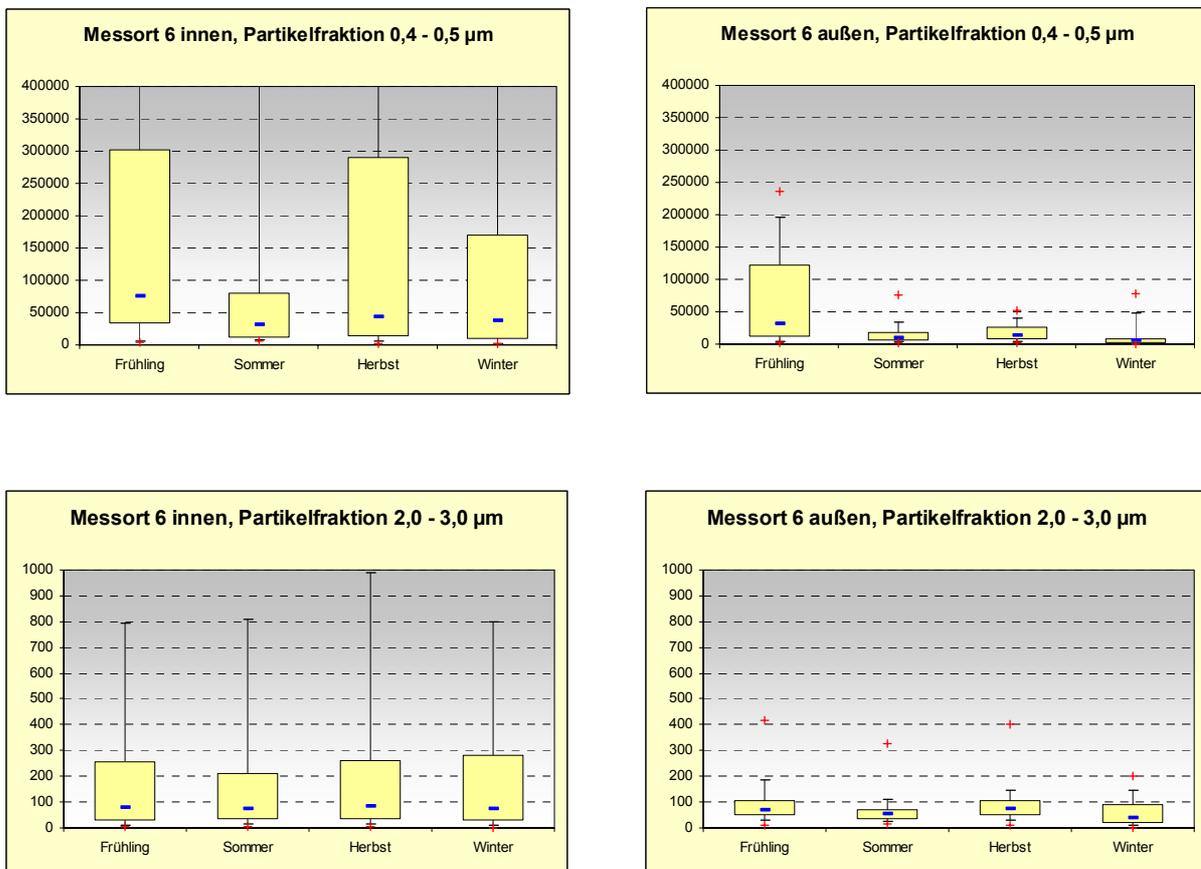


Abbildung 26: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 6

Verhältnisse von Innenraum zu Außenluft

In Tabelle 27 fällt bei der Betrachtung der i/o-ratio auf, dass bei den beiden Feinpartikel-Kanälen ($< 2,0 \mu\text{m}$) die meisten Perzentile der Partikelanzahlkonzentrationen > 1 lagen, was auf das starke Rauchen der Bewohner als Innenraumpartikelquelle zurückzuführen war. Bei Partikeln $> 2 \mu\text{m}$ waren ab dem Median ebenfalls

alle Werte der i/o-ratios > 1. In Anbetracht der Tatsache, dass beide Bewohner berufstätig waren, muss man davon ausgehen, dass die beim Rauchen produzierten Partikel auch nach dem Lüften zum Großteil im Zimmer verblieben und somit auch in Abwesenheit der Bewohner hohe Innenraumwerte verursacht haben. Auch die Anwesenheit der Katze im Messzimmer (bevorzugter Sitzplatz auf der Fensterbank über dem Messgerät) könnte einen Beitrag dazu geleistet haben.

Tabelle 27: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 6

		Messort 6			
		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
0,4 - 0,5 µm	n	2030	1966	1908	1681
	25.	0,82	1,67	1,07	1,30
	50.	2,08	2,52	2,42	7,44
	75.	8,51	7,16	27,55	51,97
0,8 - 1,0 µm	n	2030	1966	1908	1681
	25.	0,98	1,57	1,07	0,90
	50.	1,75	2,41	1,74	1,63
	75.	5,87	7,43	12,34	5,86
2,0 - 3,0 µm	n	2030	1966	1908	1681
	25.	0,49	0,69	0,50	0,71
	50.	1,20	1,37	1,22	2,42
	75.	3,13	4,57	3,37	6,67
5,0 - 7,5 µm	n	*1650	*1594	*1611	*989
	25.	0,43	0,50	0,33	1,00
	50.	1,50	1,43	1,32	6,50
	75.	3,78	7,00	3,88	26,40

*Berechnung der i/o-ratios nur, wenn Partikelanzahlen innen und außen > 0

3.1.4 Vergleichende Analyse der lokalen Messungen

Perzentile der Partikelanzahlkonzentrationen

Im Innenraum wurden die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen der feineren Fraktion (0,4 – 0,5 µm) in den Wohnungen mit regelmäßig rauchenden Bewohnern (Messort 6 und 7) gemessen, wobei der Median der vier Jahreszeiten dieser Messorte mehr als 40.000 Partikel/l betrug. Im Vergleich dazu lagen die mäßig belasteten Haushalte (Messorte 1, 2, 5, 8 und 11) mit jeweils ca. 10.000 Partikeln/l und die gering belasteten Haushalten (Messorte 3, 9 und 12) mit jeweils weniger als 5.000 Partikeln/l deutlich niedriger. Die Maximalwerte der Raucher überschritten die Obergrenze des Messbereichs (bis 2 Mio. Partikel/l) der eingesetzten Geräte. Für die Außenluft wurde der geringste Median am ländlichen Messort 9 (ca. 4.000 Partikel/l) und der höchste Median am stark verkehrsbelasteten Messort 8 (fast 30.000 Partikel/l) ermittelt. Die anderen Messorte lagen zwischen 10.000 und 20.000 Partikel/l. Bei der gröberen Partikelfraktion (2,0 – 3,0 µm) konnten im Innenraum drei Gruppen unterteilt werden: Messort 12 hatte mit ca. 30 Partikeln/l über die vier Messperioden den niedrigsten Median, gefolgt von den Messorten 2, 3, 6, 7, 9 und 11 mit ≤ 100 Partikeln/l und den Messorten 1, 5 und 8 mit > 110 Partikeln/l. In der Außenluft wurde an Messort 9 der niedrigste Median (< 40 Partikel/l) ermittelt. Hier folgten Messort 3, 6 und 11 mit ca. 60 Partikeln/l, Messort 2, 7, 8, 9 und 12 mit 70 - 90 Partikeln/l und Messort 1 und 5 mit ≥ 100 Partikeln/l.

i/o-ratios der Partikelanzahlkonzentrationen

Für die Fraktion 0,4 – 0,5 µm lagen bei Raucherwohnungen (Messort 6 und 7) nahezu alle Ratios > 1 . Demgegenüber waren die Ratios der Konzentrationen bis zum 75er Perzentil für Messorte mit geringen Innenraumquellen (Messort 3 und 12) nahezu immer < 1 . An den übrigen Messorten mit mäßigen Innenraumquellen war für die Partikelkonzentrationen das 25er Perzentil der Ratios < 1 , aber das 75er Perzentil der Ratios oft > 1 . An Messort 8 mit hohen Außenluftwerten waren alle Ratios deutlich < 1 , da hier aufgrund der Lärmbelästigung durch den Verkehr die Fenster meistens geschlossen waren. Auch für die Fraktion 0,8 – 1,0 µm lagen die Perzentile der Ratios für Raucherwohnungen deutlich > 1 . Fehlten dagegen Innenraumquellen für diese Partikelfraktion, wie z. B. an Messort 12, waren fast

alle Ratios < 1 . An den anderen Messorten lagen die Ratios je nach vorhandenen Innenraumquellen öfters > 1 als bei der Partikelfraktion $0,4 - 0,5 \mu\text{m}$.

In der nächsten Fraktion ($2,0 - 3,0 \mu\text{m}$) gab es nur noch einen geringen Einfluss durch Tabakrauch. So waren für alle Messorte bereits ab dem 25er Perzentil der Ratios Veränderungen der Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum in Abhängigkeit von spezifischen Innenraumquellen zu beobachten. Dies zeigte sich auch daran, dass bei mehr als der Hälfte der Werte die *i/o*-ratio > 1 lag. Auch hier variierten die Ergebnisse unabhängig von den Jahreszeiten. So lagen beispielsweise die Werte der Ratios an den Messorten 3, 8 und 9 primär im Winter > 1 , wohingegen am Messort 5 diese insbesondere im Frühling erhöht waren. Für die größte Staubfraktion ($5,0 - 7,5 \mu\text{m}$) zeigte sich ein ähnliches Bild wie für die Fraktion $2,0 - 3,0 \mu\text{m}$. Allerdings war bei dieser Fraktion der Einfluss von Personen noch ausgeprägter, so dass z. B. an Messort 3 die Werte der *i/o*-ratios häufig > 1 lagen.

3.1.5 Berechnung der PM10-Werte der lokalen Messungen

1-h-Mittelwerte (PM10)

Wie in den Methoden (Kapitel 2.6.2, ab Seite 35) bereits beschrieben, konnten die gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen in Massenkonzentrationen für PM10 umgewandelt werden. Die so ermittelten 1-h-Mittelwerte der PM10-Konzentrationen sind in Tabelle 28 wiedergegeben. Dargestellt sind die 25er, 50er und 75er Perzentile aus Innenraum und Außenluft für alle vier Jahreszeiten ($n = 106$ bis 232 , $MW = 169$, $SD = 20,4$).

Auf den ersten Blick fallen die Ergebnisse für die Raucherhaushalte (Messort 6, 7 und 11) auf. Dort liegen die 75er Perzentile teilweise über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Eindeutig zu erkennen ist hier auch ein jahreszeitlicher Effekt, da generell im Sommer die Werte kleiner waren. Dies ist zum Teil durch vermehrte Lüftung der Zimmer im Sommer (offen stehende Fenster und Türen) verursacht. Dabei vermischt sich die Außenluft mit der Luft im Innenraum. Außerdem halten sich die Personen im

Sommer sicherlich mehr im Freien auf und rauchen zum Teil auch dort. Die hohen PM10-Werte in der Außenluft an Messort 8 sind vermutlich durch die Lage der Wohnung an einer großen, verkehrsreichen Straße verursacht, an der gerade im Frühling Staubbelastungen durch Aufwirbelung von Streusplitt-Resten auftreten können. Bei den städtischen Messorten (Messort 1 und 2) mit geringem Verkehrsaufkommen liegen die Außenluftwerte meist etwas über den Innenraumwerten. Allerdings waren hier zu keiner Zeit starke Innenraumquellen vorhanden.

Tabelle 28: Perzentile der 1-h-Mittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Messort	Standort	Frühling			Sommer		
		25.	50.	75.	25.	50.	75.
1	innen	4,9	11,7	30,6	25,1	30,6	39,7
	außen	18,3	26,1	34,0	32,2	35,2	40,7
2	innen	10,5	15,9	21,5	14,7	18,9	25,4
	außen	11,6	18,7	27,0	15,6	21,0	25,9
3	innen	3,5	8,9	23,3	5,8	14,6	28,2
	außen	7,5	13,0	22,4	8,5	12,1	20,7
5	innen	19,4	29,2	46,3	9,1	17,4	31,2
	außen	12,8	20,5	43,7	11,1	16,6	19,8
6 *	innen	34,5	66,6	284,6	18,2	35,2	83,6
	außen	18,7	40,2	90,7	12,4	16,3	21,4
7 *	innen	38,1	61,7	109,0	16,9	22,7	30,5
	außen	17,6	25,1	36,0	15,9	21,1	27,3
8	innen	24,8	35,9	51,2	14,3	28,6	46,0
	außen	50,7	64,9	87,3	10,2	13,5	17,0
9	innen	7,6	13,0	25,2	5,7	13,0	23,0
	außen	9,8	17,1	29,3	4,5	10,6	20,1
11 *	innen	7,1	15,5	79,4	14,9	29,3	43,3
	außen	10,1	17,8	29,4	14,8	22,3	36,1
12	innen	2,1	3,8	9,8	5,2	7,0	10,0
	außen	10,0	19,0	38,8	11,0	13,4	15,2
Messort	Standort	Herbst			Winter		
		25.	50.	75.	25.	50.	75.
1	innen	7,8	15,7	37,0	6,4	13,7	31,7
	außen	15,0	18,7	25,7	6,5	10,9	23,0
2	innen	12,5	17,5	23,0	7,2	14,0	22,0
	außen	15,0	21,6	28,3	5,7	14,8	27,5
3	innen	7,5	14,6	30,4	6,7	18,0	32,8
	außen	23,0	30,5	41,3	5,1	9,3	21,6
5	innen	21,8	27,1	39,7	15,4	23,7	40,1
	außen	24,4	31,5	39,1	28,6	37,4	59,2
6 *	innen	22,9	47,5	279,3	13,6	42,6	190,4
	außen	13,3	21,3	32,4	6,9	10,5	14,3
7 *	innen	34,3	49,5	76,5	28,3	52,5	88,7
	außen	21,5	33,5	50,7	5,2	11,4	19,7
8	innen	3,4	8,4	22,0	37,0	63,4	89,6
	außen	12,9	23,2	45,5	15,8	33,7	47,1
9	innen	5,7	11,4	27,5	3,2	11,1	30,2
	außen	10,9	14,8	22,2	1,7	4,5	9,0
11 *	innen	8,3	22,7	70,7	5,0	13,2	22,1
	außen	4,9	10,6	47,4	16,4	26,5	42,8
12	innen	7,3	12,9	41,1	1,4	6,9	17,8
	außen	24,5	33,6	43,7	4,6	13,4	29,8

* = Messorte mit Rauchern

24-h-Mittelwerte (PM10)

Für die Feinstaubbelastung der Außenluft gibt es seit dem 01.01.2005 einen PM10 Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24-h-Mittelwert), der pro Jahr maximal 35mal überschritten werden darf.

Tabelle 29: Prozentuale Verteilung der 24-h-Mittelwerte

PM10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Außenmessung		Innenmessung	
	Nichtraucher n = 192	Raucher n = 105	Nichtraucher n = 188	Raucher n = 106
0 - 25	59%	56%	63%	20%
25 - 50	33%	35%	27%	35%
50 - 75	6%	5%	6%	13%
> 75	2%	4%	4%	32%

Aus Tabelle 29 lässt sich erkennen, dass in der Außenluft im Großraum München in über 90 % der 297 Messtage dieser Grenzwert nicht überschritten wurde (Gesamtsumme der Messtage, da keine signifikanten Unterschiede zwischen Raucher- und Nichtraucherhaushalten). Somit scheint die Einhaltung der Richtlinie in vielen Wohngebieten möglich.

Betrachtet man nun die Innenraum-Werte, ist zu erkennen, dass in Nichtraucherhaushalten ebenfalls der für die Außenluft geltende Grenzwert in 90 % der Fälle unterschritten wurde und an 63 % der Tage weniger als der halbe Grenzwert ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) erreicht wurde. Demgegenüber hat innerhalb der Raucher-Wohnungen mehr als jeder zweite PM10-Tagesmittelwert den EU-weiten Grenzwert überschritten. Dabei sollte bedacht werden, dass dieser Grenzwert nur für die Außenluft aufgestellt wurde.

3.2 Partikelverteilungen in speziellen Situationen

3.2.1 Haushaltsaktivitäten

Einige typische Haushaltsaktivitäten sind exemplarisch für Messort 2 in Abbildung 27 aufgezeigt. Die Partikelanzahlkonzentrationen sind auf den jeweiligen Wert vor der Tätigkeit normiert und logarithmisch dargestellt. Die Messungen erfolgten hierfür in einminütigen Messintervallen.

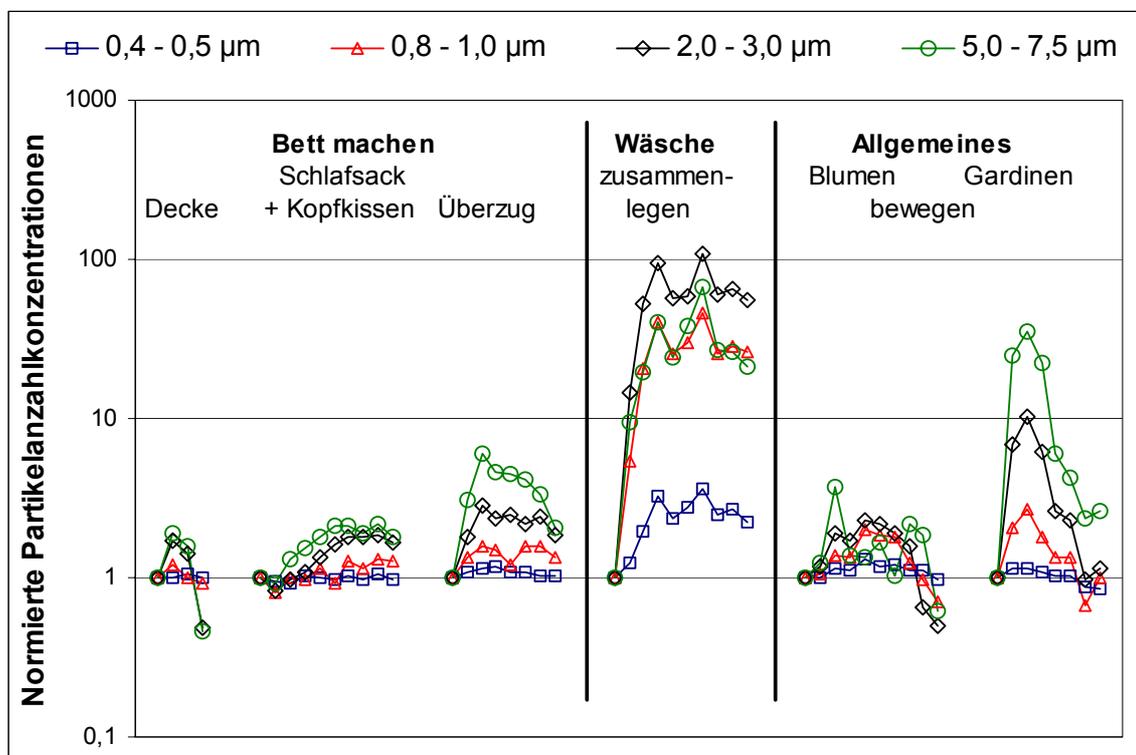


Abbildung 27: Normierte Partikelanzahlkonzentrationen von Haushaltsaktivitäten

Je nach Art der Tätigkeit kann man unterschiedliche Amplituden für verschiedene Kanäle feststellen. So zeigen sich beispielsweise beim Bettenmachen unterschiedliche Ergebnisse, je nachdem ob die Decke, das Kopfkissen oder der Bettüberzug aufgeschüttelt wurden. Die größeren Partikel (2,0 - 3,0 µm, 5,0 - 7,5 µm) stiegen beim Bettenmachen jeweils stärker an als die feineren Partikel (0,4 - 0,5 µm, 0,8 - 1,0 µm). Dies war besonders ausgeprägt beim Aufschütteln des Überzugs, bei welchem die Anzahlkonzentrationen der groben Partikel in den ersten Minuten rapid bis auf das Sechsfache anstiegen und in den darauf folgen-

den Minuten schnell wieder absanken. Während beim Aufschütteln der Decke die groben Partikel in der ersten Minute schnell um den Faktor 2 anstiegen und anschließend auf Werte kleiner dem Ausgangswert abfielen, fand beim Kopfkissen-Aufschütteln dieser Anstieg langsamer statt und hielt sich einige Minuten in etwa auf dem gleichen Niveau. Beim Zusammenlegen von Wäsche (z. B. Kleidung oder Handtücher) zeigten sich die größten Anstiege der Partikelanzahlkonzentrationen in der Innenraumluft. Das Partikelmuster zeigte hierbei die unterschiedlichsten Ausprägungen. Mit Ausnahme der kleinsten Partikelgrößen (0,4 - 0,5 μm), die maximal das 3,5fache des Ausgangswertes erreichten, zeigten alle Partikelgrößen in den ersten Minuten rasche Anstiege um den Faktor 40 (0,8 - 1,0 μm), den Faktor 67 (5,0 - 7,5 μm) bzw. den Faktor 94 (2,0 - 3,0 μm) und blieben dann ungefähr auf diesem Niveau. Insbesondere das Zusammenlegen von Handtüchern ergab sehr hohe Werte. Dies warf die Frage auf, inwieweit Material, Verarbeitung oder Staubablagerungen auf den Textilien einen Einfluss auf die Zusammensetzung und Anzahl der produzierten Partikel hatten. Bei Tätigkeiten wie z. B. dem Entstauben von Blumen erhöhten sich die Partikelanzahlkonzentrationen der größeren Partikel um maximal das 4fache (5,0 - 7,5 μm). Wurden dagegen Gardinen auf und zu gezogen, erhöhte sich die Partikelfraktion 5,0 - 7,5 μm auf das über 30fache des Ausgangswertes, fiel aber in den Minuten nach Beendigung der Tätigkeit ebenso schnell wieder ab. Die feinsten Partikel (0,4 - 0,5 μm) waren von diesen beiden Tätigkeiten dagegen kaum betroffen.

3.2.2 Lüften

Die bisher dargestellten Ereignisse im Innenraum beschrieben Situationen mit Innenraumquellen, welche die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum beeinflussten. Als abschließendes Ereignis mit Wirkung auf die Innenraumpartikel wurde das Lüften (gekippte oder geöffnete Fenster oder Türen) untersucht. Das personen- und wetterabhängige Lüften hatte einen großen Einfluss auf die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum. Zum einen konnte ein Angleichen der feineren Partikel im Innenraum an die Konzentration der Partikel in der Außenluft beobachtet werden, welches – abhängig vom Konzentrationsverhältnis von innen

und außen – einen Anstieg oder Abfall der Partikelanzahlkonzentration im Innenraum bewirkte. Zum anderen wurden gröbere Partikel durch das Bewegen von Gardinen und Fenstern sowie durch eintretende Luft aufgewirbelt.

Tabelle 30: i/o-ratio bei unterschiedlichem Lüftungsverhalten

Messort	Auswertung	n	Mittelwert der i/o ratio			
			0,4-0,5µm	0,8-1,0µm	2,0-3,0µm	5,0-7,5µm
1	zu	7570	1,63	1,97	1,64	1,64
	offen	421	1,07	1,26	1,41	1,53
2	zu	4244	1,35	2,68	3,45	2,14
	gekippt	2539	0,97	1,04	0,98	0,96
	offen	585	1,04	1,22	1,38	1,56
3	zu	7989	0,67	2,37	4,81	7,25
	gekippt	389	0,90	1,34	2,10	3,50
	offen	756	1,16	3,00	6,55	10,17
5	zu	6539	2,45	2,60	3,35	2,62
	offen	442	1,39	1,22	1,56	2,10
6 *	zu	6074	37,82	12,53	3,79	6,25
	offen	798	10,94	4,80	2,51	3,95
7 *	zu	5947	6,09	3,64	3,34	2,40
	gekippt	155	9,96	11,85	17,78	15,04
	offen	1769	1,38	1,20	1,10	1,25
8	zu	4298	0,65	2,69	12,46	7,49
	gekippt	311	2,47	4,95	17,93	15,58
	offen	3408	0,53	1,70	4,46	3,87
9	zu	2412	3,32	9,49	6,96	6,01
	offen	4744	2,07	4,95	4,93	4,35
11 *	zu	8037	4,50	2,03	2,38	3,17
	gekippt	249	11,62	4,22	5,26	5,78
	offen	1637	2,98	2,22	2,50	2,99
12	zu	9729	0,45	0,90	1,95	4,01
	gekippt	32	0,47	0,94	1,94	12,54
	offen	479	0,49	1,09	4,35	9,47

(* = Messorte mit Rauchern)

Wie aus Tabelle 30 ersichtlich, zeichnete sich für die Raucherhaushalte (Messorte 6, 7 und 11) ein klares Bild ab. Bis auf wenige Ausnahmen zeigte sich für alle vier Größenfraktionen, dass bei geschlossenen Fenstern höhere i/o-ratios vorlagen als bei geöffneten Fenstern. Gekippte Fenster verursachten offensichtlich zunächst eine bessere Durchmischung der vorhandenen Partikel und deshalb einen Anstieg der i/o-ratios. Auffallend ist hierbei, dass bei Rauchern die Außenluftwerte stets kleiner als die Innenraumwerte waren ($i/o\text{-ratio} > 1$). Die Ergebnisse von Messort 1, 5 und 9 verhielten sich ähnlich, wobei hier die Effekte nicht von einer starken Innenraumpartikelquelle wie z. B. bei den Raucherhaushalten beeinflusst wurden,

sondern durch das Fehlen von Innenraumquellen und zum Teil durch niedrige Außenluftwerte verursacht waren. Für den Messort 2 zeigte sich ein entgegengesetztes Verhalten, nämlich zunächst ein Abfall der Partikelanzahlen bei gekipptem Fenster, gefolgt von einem Anstieg bei offenem Fenster. Dabei erreichten die Partikelanzahlen aber nie das Ausgangsniveau bei geschlossenem Fenster. Einen besonderen Effekt bei den feinen Partikelfractionen sieht man vor allem bei den Messorten 3 und 8. Hier sind die Mittelwerte der i/o-ratio zunächst < 1 , doch durch das Kippen oder Öffnen von Fenstern stiegen die Werte meist an. Dieses Muster kann nur durch das Einströmen von Partikeln aus der Außenluft in den Innenraum verursacht worden sein. Selbst bei den gröberen Partikelfractionen sah man z. T. noch eine Erhöhung der Werte durch das Kippen oder Öffnen der Fenster.

3.2.3 Personenanzahl

Für die Partikelanzahlen der groben Fraktionen im Innenraum ist vor allem die Anwesenheit von Personen ausschlaggebend. Deshalb wurde für jeden Messort und alle Jahreszeiten eine Gruppierung nach der Personenanzahl vorgenommen. Dabei gilt:

- 0: keine Person anwesend
- 1: eine Person anwesend
- 2: zwei oder mehr Personen anwesend

Von diesen gruppierten Datensätzen wurden die Mittelwerte der i/o-ratios für die Partikelanzahlkonzentrationen der Fraktionen 0,4 - 0,5 μm und 5,0 - 7,5 μm gebildet (Tabelle 31).

Tabelle 31: Mittelwerte der i/o-ratios in Abhängigkeit von anwesenden Personen

Messort	Personen	n	Mittelwerte der i/o-ratio	
			i / o 0,4 - 0,5 µm	i / o 5,0 - 7,5 µm
1	0	4570	1,46	0,77
	1	1308	1,33	3,62
	2	730	4,79	3,63
2	0	4406	1,13	0,89
	1	315	1,02	2,18
	2	1706	1,36	3,41
3	0	1326	0,86	2,22
	1	669	0,72	14,81
	2	1257	1,01	18,99
5	0	2287	1,44	1,01
	1	2052	1,36	2,63
	2	1357	6,36	5,56
6	0	4180	12,65	2,52
	1	816	91,40	13,55
	2	758	111,97	15,98
7	0	6621	4,80	1,75
	1	987	4,49	3,59
	2	237	16,52	15,20
8	0	3182	0,49	3,08
	1	2292	0,58	4,55
	2	675	0,49	9,33
9	0	2672	0,69	1,58
	1	1110	6,43	10,74
	2	771	2,42	16,56
11	0	4628	1,01	0,85
	1	1966	5,77	3,71
	2	1399	11,74	9,61
12	0	8335	0,42	1,87
	1	478	0,78	14,85
	2	1095	0,58	16,69

Die Partikelfraktion 0,4 - 0,5 µm zeigte für die unterschiedlichen Messorte keine einheitliche Tendenz. So blieb die i/o-ratio gleich oder wurde sogar etwas niedriger, wenn eine Person anwesend war (Messort 1, 2, 3, 5 und 7). Bei zwei oder mehr anwesenden Personen lagen demgegenüber höhere Werte vor. Ausnahmen stellten dabei die Messorte 8 (verkehrsbelastet), 9 (ländlich) und 12 (Büro) dar. Bei Messorten mit starken Feinstaubquellen während der Anwesenheit von Personen (z. B. Messort 6 und 7 mit Rauchern) stieg die i/o-ratio direkt proportional mit der Personenanzahl. Im Gegensatz dazu war bei der gröberen Partikelfraktion (5,0 - 7,5 µm) die direkte Proportionalität zwischen Personenanzahl und der i/o-ratio bei allen Messorten vorhanden. Dies bedeutet, dass Personen die entscheidende Quelle für Grobstaub im Innenraum waren, sie aber auch Partikel feinerer Fraktionen verursachen konnten.

3.2.4 Kerzen als Partikelquelle

Häufig wird außer Acht gelassen, dass in Wohnungen neben dem Rauchen und Kochen noch weitere Verbrennungsprozesse als Feinstaubquellen auftreten. Auch Kerzen in der Advent- und Weihnachtszeit oder Stövchen und Duftlampen stellen potente Partikelquellen dar. Bezüglich der Feinstaubbildung werden sie nur noch von Räucherkerzen oder -stäbchen übertroffen. Doch produzieren Kerzen nicht nur Feinstaub sondern auch Ultrafeinstaub (Durchmesser $< 0,1 \mu\text{m}$, Abschnitt 2.6.4). Abbildung 28 (Messort 3, Weihnachten 2004) zeigt einen typischen Verlauf dieser beiden Partikelgrößenfraktionen. Die Messung der Partikelfraktion $0,4 - 0,5 \mu\text{m}$ ist hierbei in Partikeln/Liter (Primärachse) und die Ultrafeinstaub-Messung (Sekundärachse) in Partikeln/ cm^3 angegeben.

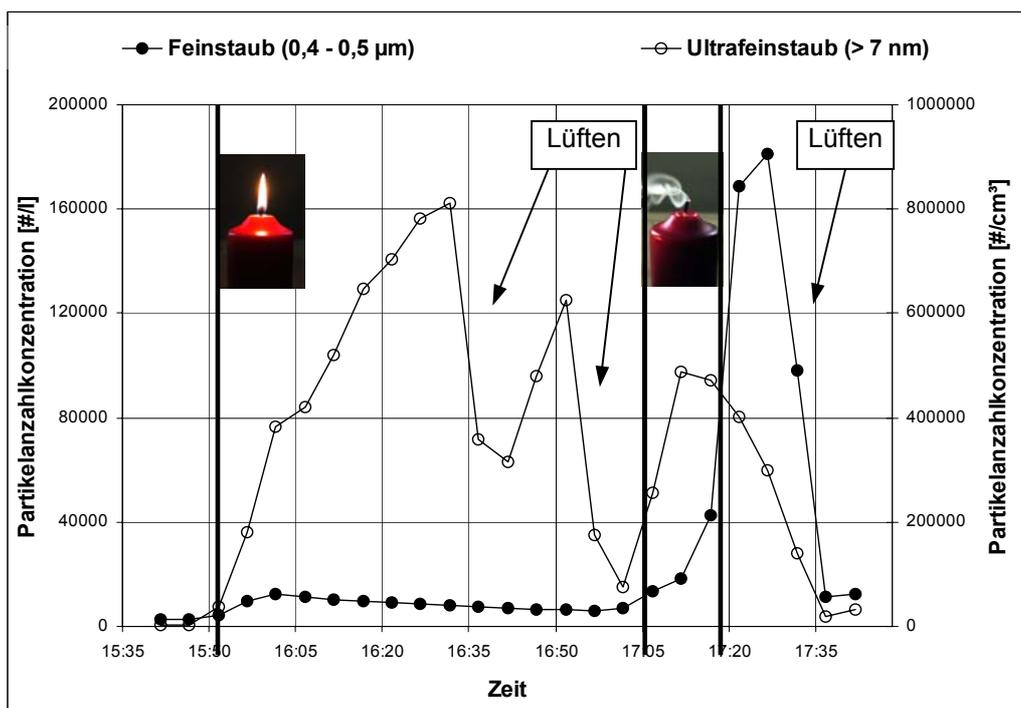


Abbildung 28: Ultra-/ Feinstaubmessung bei Verbrennungsprozessen

Zu Beginn der Messung waren zwei Personen anwesend, die um 15:47 Uhr zehn Kerzen angezündet haben. Mit dem Anzünden der Kerzen konnte man einen geringen Anstieg des Feinstaubes und einen starken Anstieg des Ultrafeinstaubes beobachten. Ab 16:05 Uhr waren fünf Personen anwesend und die Zimmertür war etwas geöffnet, was aber keinen Einfluss auf die abgebildete Konzentration feiner

Partikel hatte. Von 16:32 bis 16:38 Uhr wurde die Zimmertür zum Gang komplett geöffnet. Sofort ließ sich ein starker Abfall der Ultrafeinstaubkonzentration vermerken. Sobald die Tür wieder geschlossen wurde, gab es wiederum einen Anstieg. Ab 16:52 Uhr wurde durch das Öffnen der Terrassentür der Raum gelüftet. Wieder war ein Abfall im Ultrafeinstaubbereich – wie zuvor beim Öffnen der Zimmertür – zu verzeichnen, nur war der Abfall diesmal schneller und ging auf ein tieferes Niveau. Gegenläufige Effekte konnte man ab ca. 17:04 Uhr verfolgen, da ab diesem Zeitpunkt die zehn Kerzen innerhalb von zehn Minuten von selbst verlöschten. Dabei stieg die Fraktion 0,4 - 0,5 μm stark an (dies betraf alle Fraktionen bis $< 2,0 \mu\text{m}$). Die Konzentration des Ultrafeinstaubes fiel dagegen in diesem Zeitraum rapide ab. Von 17:29 bis 17:35 Uhr wurde der Raum mit Durchzug gelüftet, weshalb die Partikelanzahlkonzentrationen aller Fraktionen auf die ungefähre Höhe des Ausgangsniveaus absanken. Allgemein konnte man bei vollständigen Verbrennungsprozessen primär einen Anstieg der Ultrafeinstaubkonzentration beobachten, wohingegen bei unvollständigen Verbrennungen (sichtbarer Rauch) Feinstaub bis 2,0 μm Durchmesser emittiert wird.

3.3 Statistische Analysen

3.3.1 Korrelationen von lokalen zu stationären Messungen

Korrelationen der Außenluft 3-h-PM10-Mittelwerte

Die einwöchigen Messungen der Staubkonzentrationen an unterschiedlichen Messorten in jeder Jahreszeit ließen Rückschlüsse auf die großräumige Verteilung der Feinstaubkonzentration zu. Tabelle 32 zeigt, dass die Messorte zwischen 0,1 und 31,9 km Luftlinie von der LfU-Messstation (Landesamt für Umweltschutz) in der Lothstraße entfernt lagen. Die PM10-Daten (3-h-Mittelwerte) dieser Station wurden als Indikator der städtischen Belastung verwendet. Die Korrelationen zwischen den Daten der jeweiligen Messorte und den Daten der LfU-Messstation wurden für jede Jahreszeit als Spearman-Rangkorrelationen berechnet (Abbildung 29).

Tabelle 32: Entfernung zwischen der LfU-Messstation und den Messorten der PIA-Studie

Messort	1	2	3	5	6	7	8	9	11	12
Entfernung (km Luftlinie)	8,2	7,8	31,3	3,2	5,8	4,3	5,0	31,9	5,8	0,1

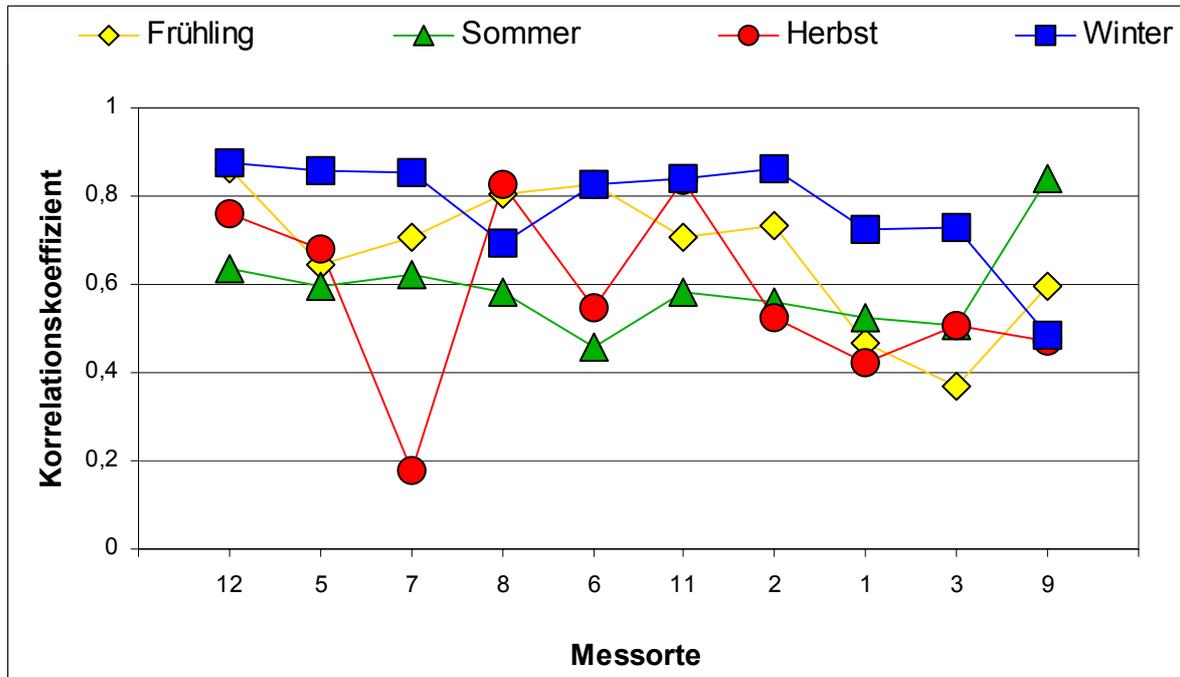


Abbildung 29: Korrelationskoeffizienten der PM10-Werte zwischen lokalen (Wohnungen) und stationären (LfU) Messwerten, dargestellt nach steigender räumlicher Distanz

Für die einzelnen Messorte und Jahreszeiten zeigten sich angesichts der Heterogenität der lokalen Verhältnisse gute Korrelationen (Ausnahme Messort 7 im Herbst). Beinahe alle Korrelationskoeffizienten lagen zwischen 0,5 und 0,9 und waren stets signifikant ($p < 0,001$) von Null verschieden.

Korrelationen der 24-h-PM10-Mittelwerte

(lokal innen und außen sowie stationär)

Sowohl in der Literatur als auch in Form allgemeiner Richtwerte werden die PM10-Konzentrationen meist als 24-h-Mittelwerte angegeben. Aus diesem Grund wurden diese Mittelwerte für die lokale Innen- und Außenluft sowie der LfU-Messstation miteinander korreliert (Abbildung 30).

mit Raucherwohnungen (n= 229)

ohne Raucherwohnungen (n = 281)

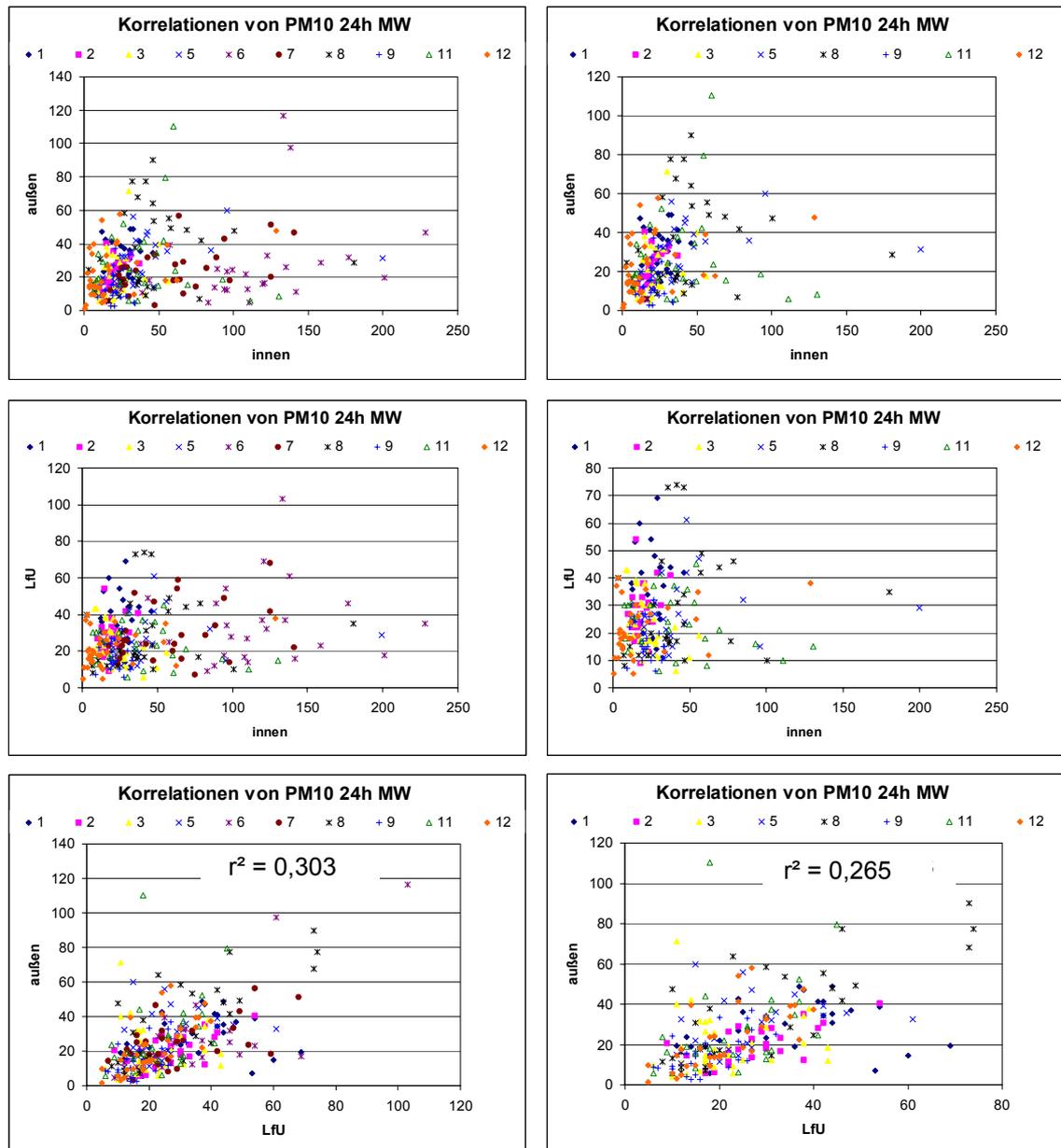


Abbildung 30: Korrelationen der 24-h-PM10-Mittelwerte

In der linken Spalte von Abbildung 30 sind alle Messorte dargestellt, in der rechten Spalte wurden die Messorte mit starken Rauchern (Messort 6 und 7) ausgeschlossen. Sowohl für die Korrelation der Mittelwerte von lokalem Innenraum und Außenluft als auch für die Korrelation der LfU-Station und lokaler Innenraumluft ergaben sich unabhängig von den Raucherhaushalten nur sehr niedrige Bestimmtheitsmaße ($r^2 < 0,1$). Lediglich für die Korrelationen der lokalen Außenluft-

werte mit der zentralen LfU-Messstation fanden sich geringfügig höhere statistisch signifikante Bestimmtheitsmaße ($r^2 \leq 0,3$).

Vergleich der PM10-Werte in der Außenluft

Basierend auf den vorliegenden 3-h-PM10-Mittelwerten wurden die zeitlich zugehörigen Perzentile der Messorte und der LfU-Station für jede Jahreszeit separat dargestellt (Abbildung 31).

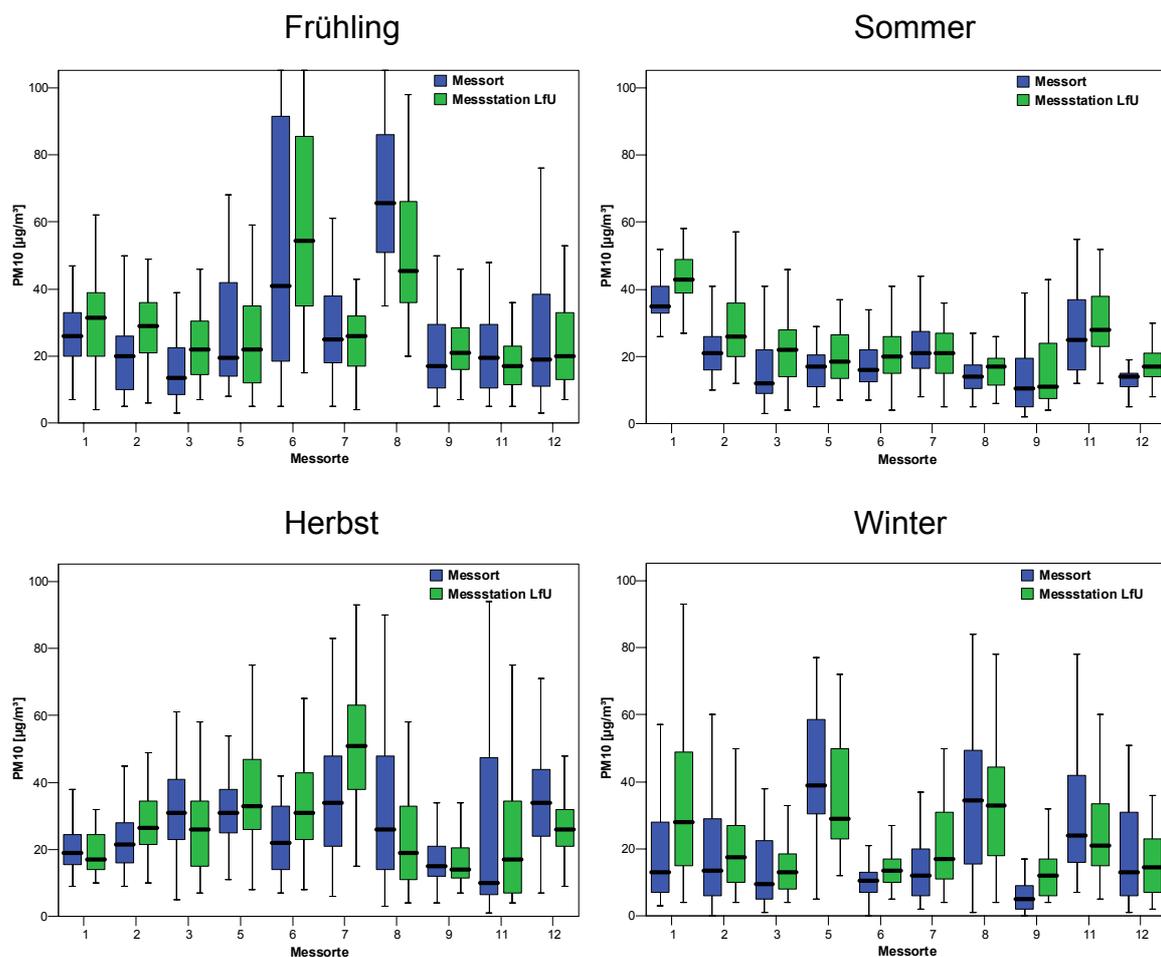


Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der 3-h-Mittelwerte von PM10 nach Jahreszeit und Messort

Aus Abbildung 31 ist ersichtlich, dass die Perzentile (insbesondere der Median) der PM10 Konzentrationen an der LfU-Messstation meist höher lagen als an den einzelnen Messorten. Die Streuungen der Werte vom 25er bis zum 75er Perzentil waren an den Messorten jedoch meist ausgeprägter. Im Sommer traten die geringsten Streuungen auf. Die genauere Betrachtung der Medianwerte zeigt, dass

im Herbst fünf, im Winter drei, im Frühling zwei und im Sommer nur noch ein Messortmedian der zehn Messungen höher als der Median der LfU Messstation lag. Diese Unterschiede wurden noch statistisch geprüft (siehe Kapitel 3.3.2). Entscheidend ist jedoch, dass hohe PM10 Konzentrationen oft unabhängig von den Partikelquellen vor Ort (z. B. Verkehr) an unterschiedlichen Orten parallel im Großraum München auftraten. Dies sieht man am deutlichsten während den zwei Messperioden im Frühling (Messort 6 und 8) sowie zwei Perioden im Winter (Messort 5 und 8). Insgesamt wird der Eindruck einer großräumig ähnlichen Partikelverteilung, bedingt durch eine Inversions-Wetterlage, erweckt.

In Abbildung 32 wurden die Perzentile für alle Messorte zusammengefasst und nicht weiter nach den Jahreszeiten aufgelöst.

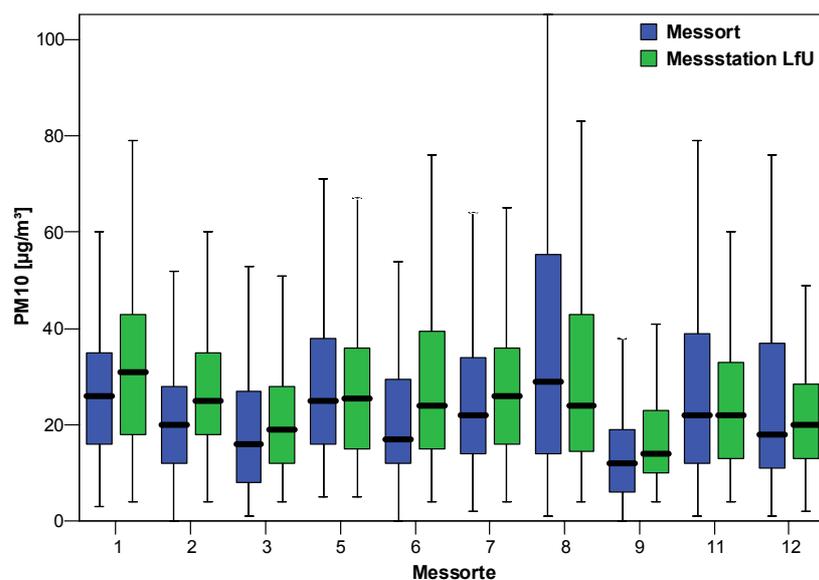


Abbildung 32: Box-Whisker-Plots der 3-h-Mittelwerte von PM10, stratifiziert nach Messorten

Anhand Abbildung 32 erkennt man im direkten Vergleich der Messorte zueinander, dass trotz unterschiedlicher Einflussfaktoren die geringsten Konzentrationen an Messort 9 (ländlich) und die höchsten Konzentrationen an Messort 8 (urban, mit hohem Verkehrsaufkommen) auftraten. Insgesamt waren die Perzentile der PM10 Konzentrationen an den Messorten oft vergleichbar mit denen der LfU-Messstation.

3.3.2 Varianzanalysen zu Innenraum- und Außenluft

Die 24-h-Mittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen aller Kanäle (Kapitel 2.2.1, Seite 23) wurden einzeln mittels ANOVA auf Abhängigkeiten von verschiedenen Einflussfaktoren geprüft. Beim Auftreten signifikanter Unterschiede erfolgte zusätzlich ein Post-hoc-Test nach Student-Newman-Keuls. Dargestellt sind jeweils die Partikelanzahlkonzentrationen der repräsentativen und die p-Werte aller Kanäle.

Analyse der unabhängigen Variablen Messort, Jahreszeit und innen versus außen

Zunächst wurde für den Vergleich von Innenraum- zu Außenluft die beschriebene Varianzanalyse mit anschließendem Post-hoc-Test durchgeführt. Hierbei konnten die Wochentage als Wiederholungen betrachtet werden, da sie sich in einer Korrelationsanalyse als voneinander unabhängig erwiesen. Dargestellt werden zuerst Mittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen für die vier repräsentativen Kanäle in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Abbildung 33 bis Abbildung 36: 0,4 – 0,5 μm , 0,8 – 1,0 μm , 2,0 – 3,0 μm und 5,0 – 7,5 μm).

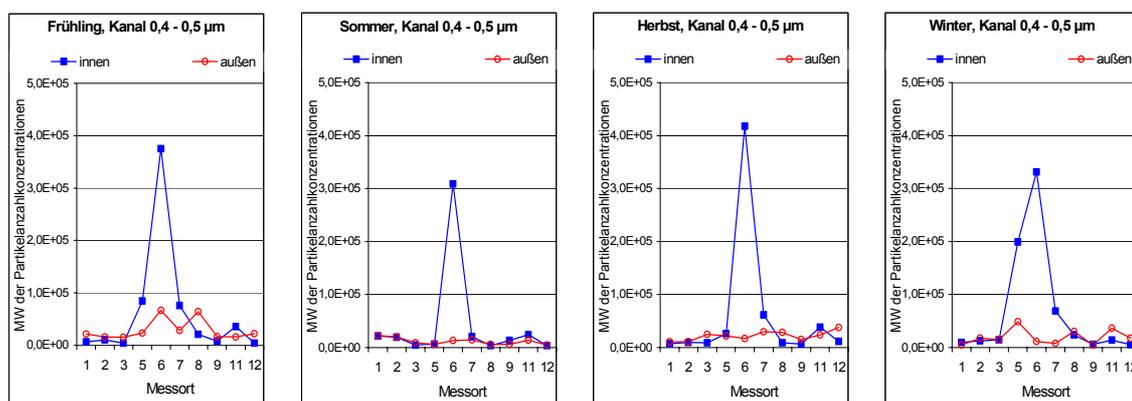


Abbildung 33: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 0,4 – 0,5 μm)

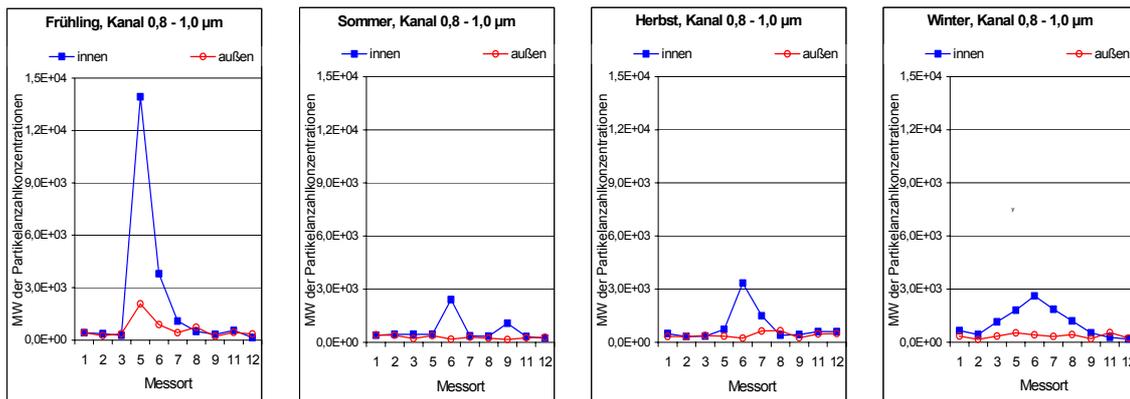


Abbildung 34: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 0,8 – 1,0 µm)

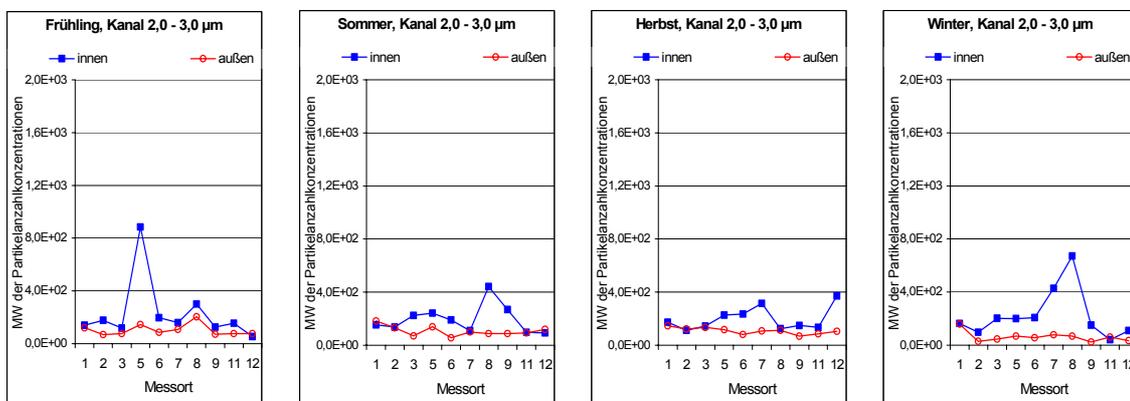


Abbildung 35: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 2,0 – 3,0 µm)

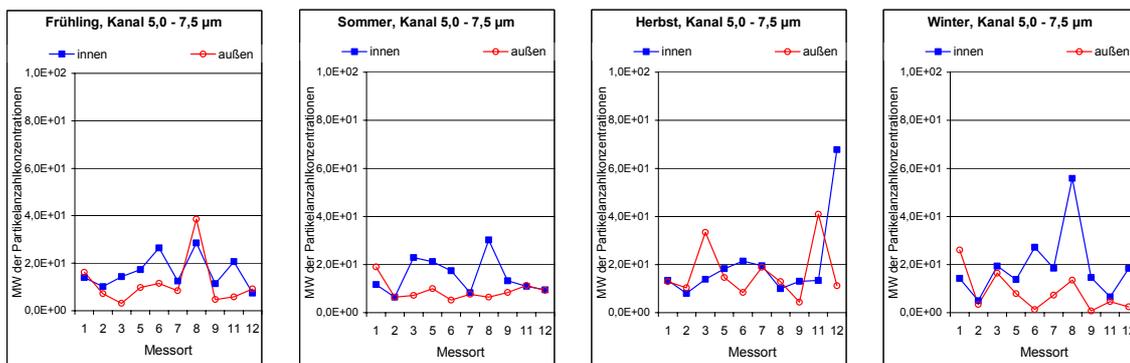


Abbildung 36: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 5,0 – 7,5 µm)

Zur Erleichterung der Interpretation sind zusätzlich die errechneten p-Werte der einzelnen Terme der Varianzanalyse in Abbildung 37 gezeigt. Dargestellt sind die p-Werte der Messorte (Mo), der Jahreszeiten (Jz), des Verhältnisses von Innen- zu Außenluft (i/a) sowie deren Kombinationen jeweils in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser aller Kanäle. Aufgrund der logarithmischen Darstellung und der

damit verbundenen Achsenskalierung wurden p-Werte $< 0,001$ auf den Wert $0,001$ festgelegt. Die rote Linie stellt das Signifikanzniveau ($p = 0,05$) dar.

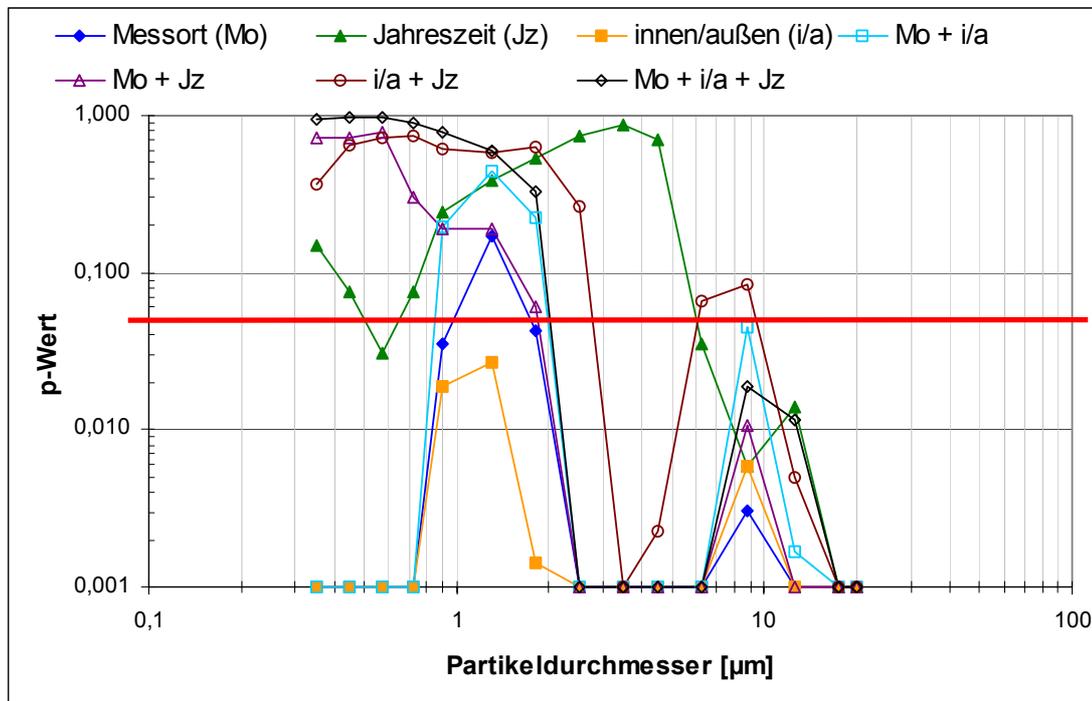


Abbildung 37: p-Werte der Einzelfaktoren sowie der Interaktionsterme der Varianzanalysen für innen und außen in logarithmischer Darstellung

Für die einzelnen Messorte lagen große Unterschiede für die Mittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen vor (siehe Abbildung 33 bis Abbildung 36). Mit Ausnahme der Fraktion $1,0 - 1,6 \mu\text{m}$ fanden sich hierbei signifikante Unterschiede zwischen den Messorten (Abbildung 37). Auch im Vergleich innen-versus-außen waren alle Unterschiede statistisch signifikant. Demgegenüber konnten bezüglich der Jahreszeiten nur für die Partikelfraktionen $0,5 - 0,65 \mu\text{m}$ und $> 5,0 \mu\text{m}$ signifikante Unterschiede nachgewiesen werden.

Bezüglich der Interaktion von unabhängigen Variablen konnte für die Kombination aus Messorten und innen-versus-außen in allen Fraktionen ein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden (Ausnahme: Partikel mit $0,8 - 2,0 \mu\text{m}$ Durchmesser). Die Analyse von innen-versus-außen kombiniert mit der Jahreszeit zeigte lediglich für Partikel zwischen $3,0 - 4,0 \mu\text{m}$ und $> 10 \mu\text{m}$ signifikante Unterschiede. Für die Kombination aus Messort und Jahreszeit sowie die Kombination der drei

unabhängigen Variablen ergaben sich nur signifikante Unterschiede für Partikel $> 2,0 \mu\text{m}$.

Analyse der unabhängigen Variablen Messort, Jahreszeit und Wochentag für die Außenluft

Analog zu den vorstehend beschriebenen Analysen erfolgten Varianzanalysen der Außenluft. Allerdings wurden hier die Wochentage (Wt) separat betrachtet. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen dargestellt. Zunächst werden wiederum die Mittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen für die vier repräsentativen Kanäle in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Abbildung 38 bis Abbildung 41: $0,4 - 0,5 \mu\text{m}$, $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$, $2,0 - 3,0 \mu\text{m}$ und $5,0 - 7,5 \mu\text{m}$) und dann zur besseren Übersicht die über alle gemessenen Partikelgrößen ermittelten p-Werte in der bereits beschriebenen Form abgebildet (Abbildung 42).

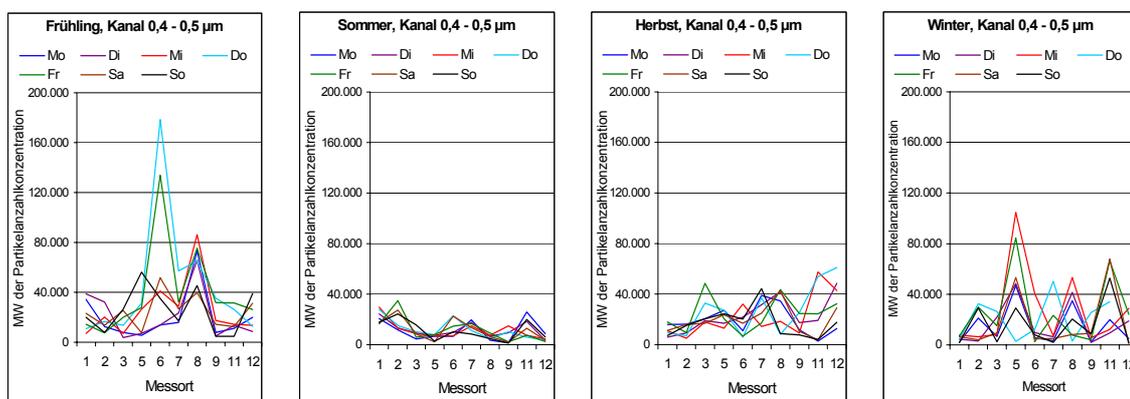


Abbildung 38: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal $0,4 - 0,5 \mu\text{m}$)

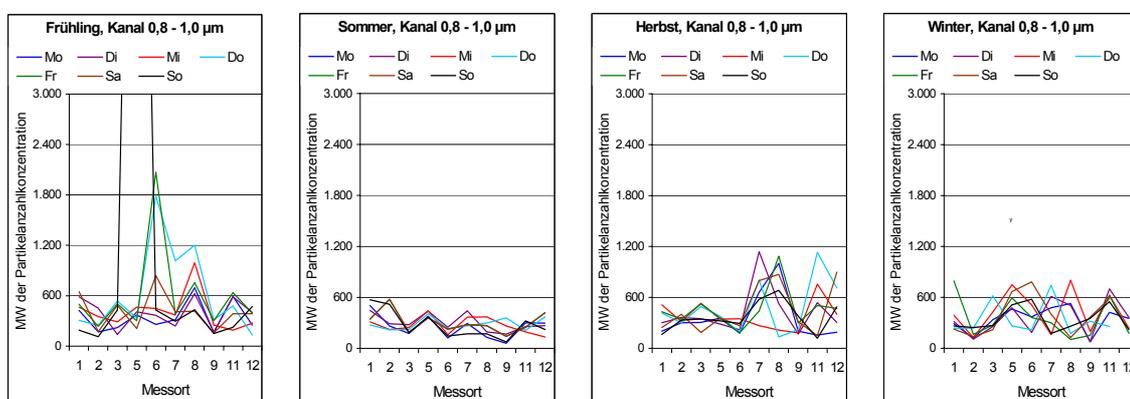


Abbildung 39: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$)

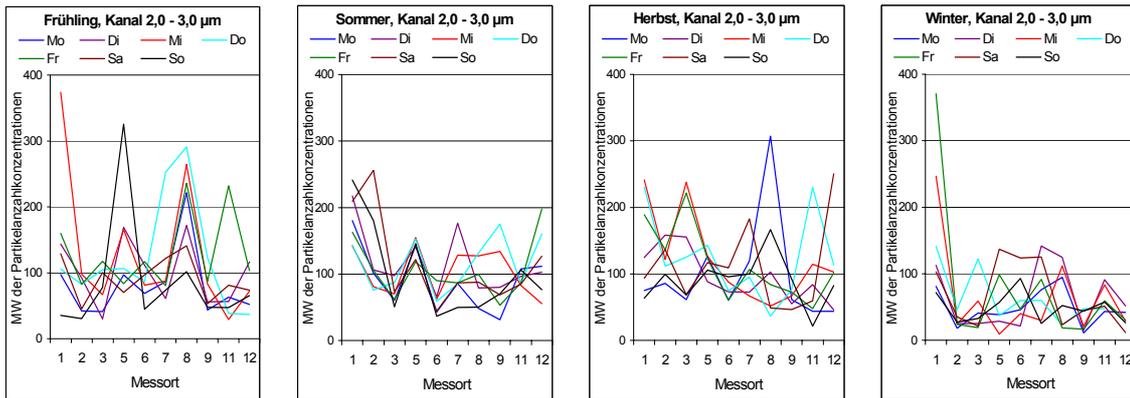


Abbildung 40: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 2,0 – 3,0 µm)

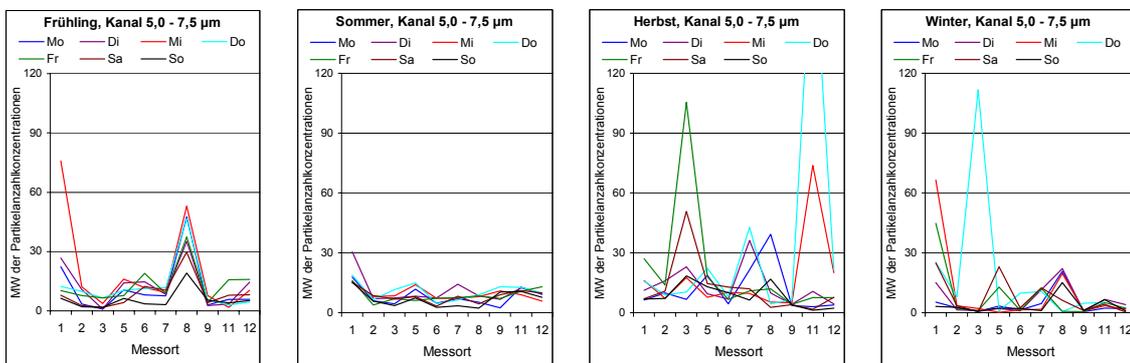


Abbildung 41: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 5,0 – 7,5 µm)

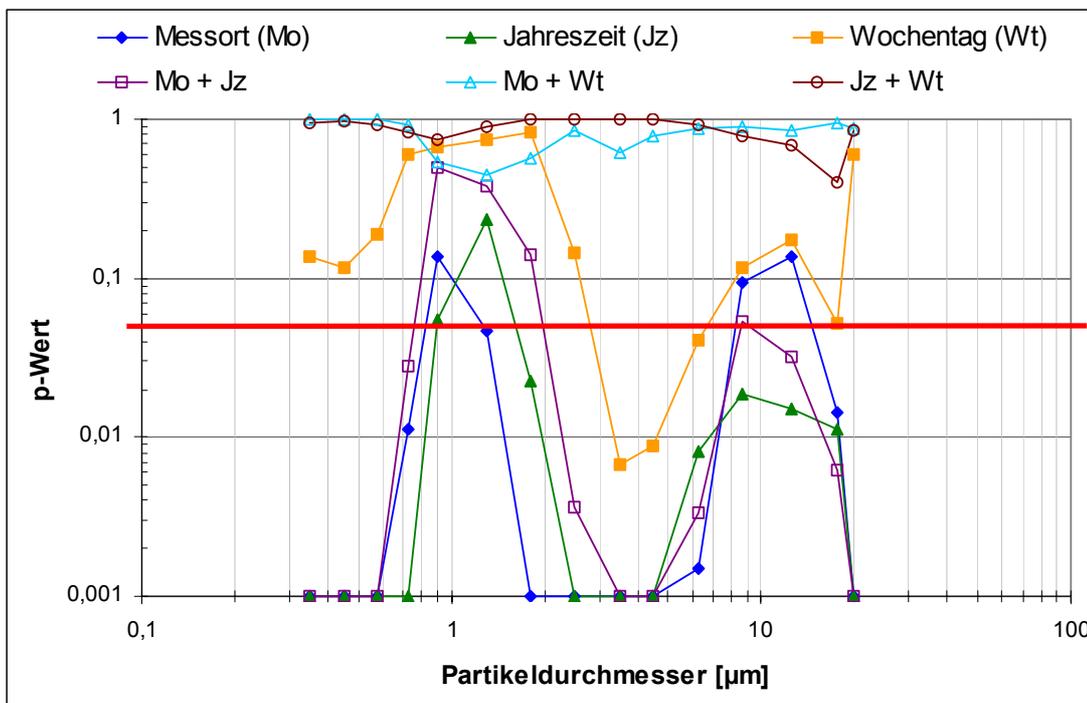


Abbildung 42: p-Werte der Varianzanalyse der Außenluft in logarithmischer Darstellung

Da man in den Abbildung 38 bis Abbildung 41 aufgrund der Anzahl der Grafiken und der jeweiligen Kurvenverläufe eindeutige Ergebnisse schwer beschreiben kann, wurden die Varianzen der Variablen der Außenluft primär anhand Abbildung 42 diskutiert. Die Abbildungen sind jedoch insofern wichtig, da sie die Rohdaten darstellen und sich aus ihnen Partikelanzahlen und z. T. auch bestimmte Partikelquellen ableiten lassen. In Abbildung 42 zeigten die Messorte eindeutig signifikante Unterschiede für die Partikelanzahlkonzentrationen der Außenluft (Ausnahme Partikel mit Durchmesser $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$ und $7,5 - 15 \mu\text{m}$). Für die signifikant unterschiedlichen Fraktionen wurden hierbei am Messort 9 die niedrigsten Konzentrationen erzielt. Für feinere Partikel wurden an den Messorten 8 und 5 sowie für die gröberen Partikel an den Messorten 8 und 1 die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen bestimmt.

Für die Jahreszeiten bestanden in jedem Fall signifikante Unterschiede der Partikelanzahlen in der Außenluft (Ausnahme: Partikel mit $0,8 - 2,0 \mu\text{m}$ Durchmesser). Für die feinen Fraktionen wurden im Sommer niedrigere und im Frühling höhere Werte als zu den anderen Jahreszeiten gemessen. Bei den gröberen Partikeln fanden sich im Winter niedrigere und im Herbst meist höhere Werte.

Auch für die Wochentage ließen sich signifikante Unterschiede feststellen, jedoch lediglich für Partikel zwischen $3,0$ und $7,5 \mu\text{m}$. Dabei wurden sonntags die niedrigsten Werte und mittwochs bzw. donnerstags die höchsten Werte der Partikelanzahlkonzentrationen der Außenluft registriert.

Bezüglich der Interaktion zweier abhängiger Variablen fanden sich nur bei der Kombination von Messort und Jahreszeit signifikante Unterschiede für die meisten der Partikelfractionen.

Einfluss der unabhängigen Variablen Messort, Jahreszeit und Wochentag bezüglich der Innenraumluf

Abschließend erfolgte die Varianzanalyse der Innenraumluf. Dabei werden die Mittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen für die vier repräsentativen Kanäle

in Abhängigkeit von den Jahreszeiten (Abbildung 43 bis Abbildung 46: 0,4 – 0,5 μm , 0,8 – 1,0 μm , 2,0 – 3,0 μm und 5,0 – 7,5 μm) der Messorte ohne Raucher-Wohnungen dargestellt. Anschließend werden zur besseren Übersicht, die über alle gemessenen Partikelgrößen ermittelten p-Werte aller Messorte (Abbildung 47 a) und der Messorte ohne Raucher-Wohnungen (Abbildung 47 b; Messort 6 und 7) in der bereits erläuterten Weise abgebildet.

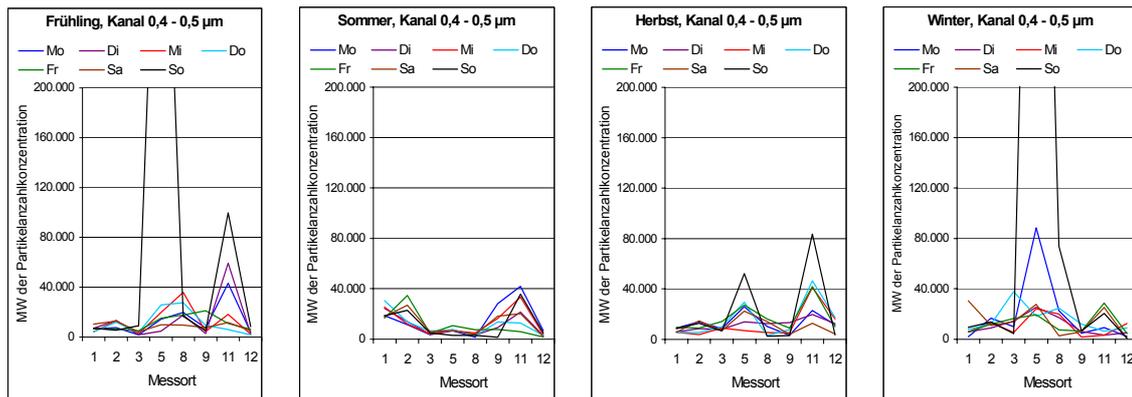


Abbildung 43: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 0,4 – 0,5 μm)

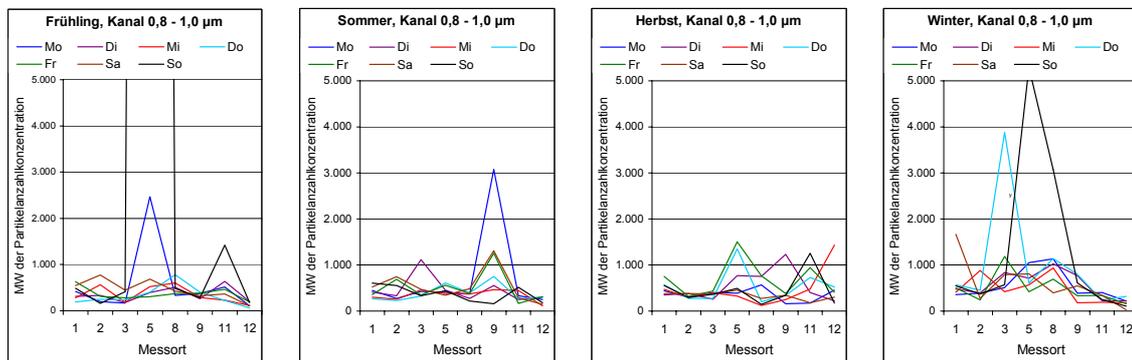


Abbildung 44: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 0,8 – 1,0 μm)

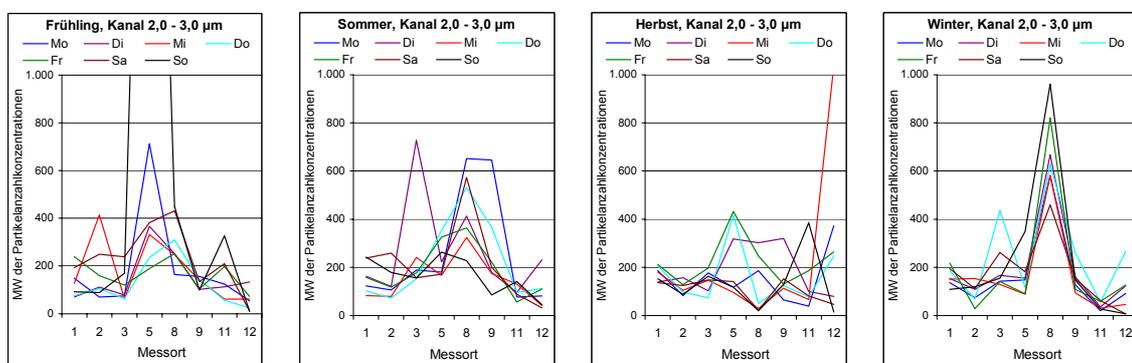


Abbildung 45: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 2,0 – 3,0 μm)

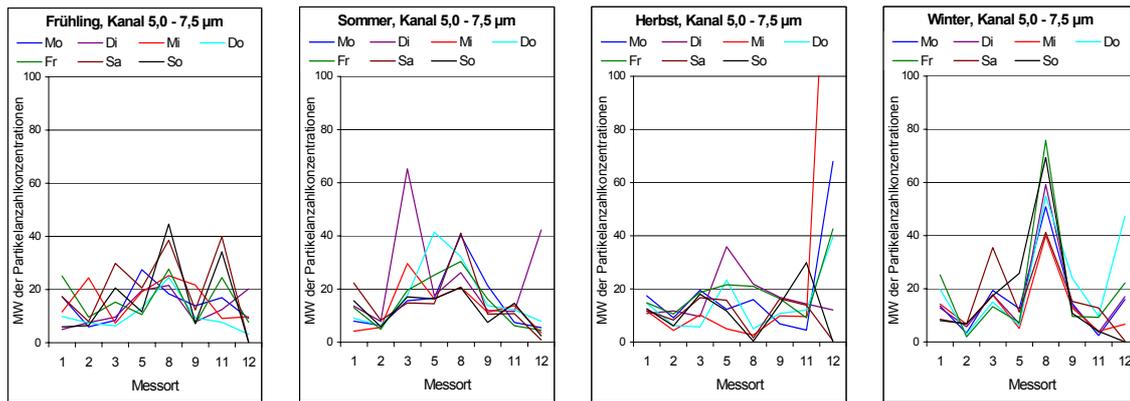


Abbildung 46: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluf (Kanal 5,0 – 7,5 µm)

alle Messorte (a)

Messorte ohne Raucher (b)

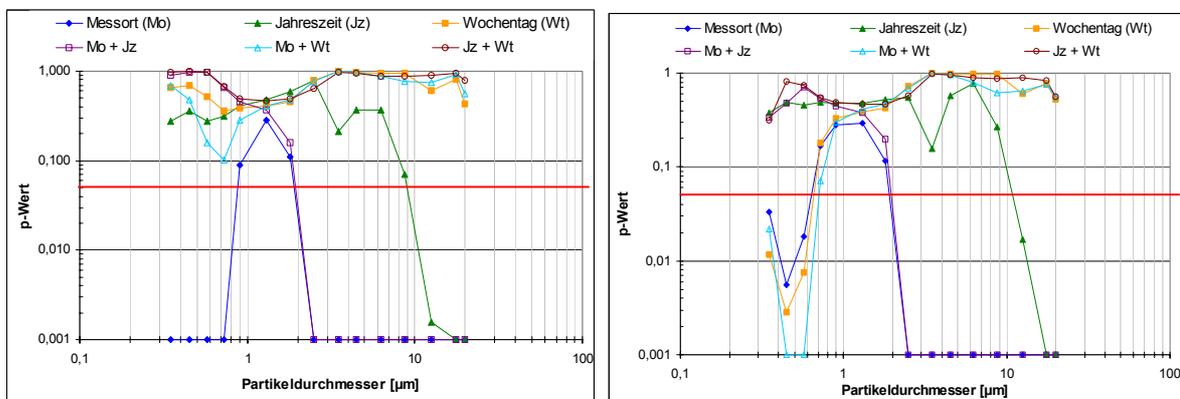


Abbildung 47: p-Werte der Varianzanalyse für die Innenraumluf mit (a) und ohne (b) Raucher in logarithmischer Darstellung

In der Varianzanalyse der Partikelanzahlkonzentrationen in der Innenraumluf aller Messorte (Abbildung 47 (a)) fanden sich die folgenden Ergebnisse. Die Messorte zeigten stets signifikante Unterschiede, Ausnahme bildeten die Partikel von 0,8 – 2,0 µm Durchmesser. Dabei erreichte Messort 6 für feinere Partikel extrem hohe Werte (Abbildung 43 und Abbildung 44). Für gröbere Partikel wurden für Messort 2 und 12 niedrigere (indirekt proportional zum steigenden Durchmesser) und für Messort 6 und 8 höhere Werte gemessen.

Für die Jahreszeiten traten signifikante Unterschiede erst für Partikel > 10 µm auf. Hierbei erzielten die Messungen im Winter die höchsten Messergebnisse. Demgegenüber fand man im Sommer meist die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum. Beim Vergleich der Wochentage fanden sich in keinem Fall statistisch signifikante Unterschiede im Innenraum.

Wertete man die Interaktion zweier abhängiger Variablen aus, so fand sich nur für die Kombination aus Messort und Jahreszeit ein signifikanter Unterschied für Partikel größer $2 \mu\text{m}$.

Wurden die Wohnungen mit starken Rauchern (Abbildung 47 (b)) von den Analysen ausgeschlossen, so zeigten sich folgende Ergebnisse: Zwischen den Messorten bestanden im Innenraum für Partikel $< 0,65 \mu\text{m}$ und $> 2 \mu\text{m}$ statistisch signifikante Unterschiede. Hierbei wiesen die kleinere Fraktion der Messorte 5 und 11 stets und die gröbere Fraktionen der Messorte 2, 8 und 11 z. T. erhöhte Werte auf.

Für die Wochentage konnten signifikante Unterschiede für Partikel $< 0,65 \mu\text{m}$ ermittelt werden, wobei sonntags die höchsten Partikelanzahlen im Innenraum gemessen wurden. Bei einer Kombination aus Messort und Wochentag ergaben sich identische signifikante Effekte.

Für die Jahreszeiten wurden in der Analyse der Messorte ohne Raucher vergleichbare Ergebnisse wie für alle Messorte bestimmt.

3.3.3 Regressionsanalyse der Innenraum Einflussgrößen

Charakteristische Haupteinflussvariablen Außenluft und Personenzahl

Um die Haupteinflussfaktoren für die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum zu ermitteln, wurde für alle Daten eine stufenweise multiple lineare Regression durchgeführt. Hierbei wurde berechnet, durch welche Variablen die Partikelanzahlkonzentration der vier repräsentativen Kanäle ($0,4 - 0,5 \mu\text{m}$, $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$, $2,0 - 3,0 \mu\text{m}$ und $5,0 - 7,5 \mu\text{m}$) in jeder Messwoche primär beeinflusst war. Die Variablen Partikelanzahlkonzentration in der Außenluft und Anwesenheit von Personen im Innenraum erwiesen sich als primäre Einflussfaktoren. In der linken Hälfte von Abbildung 48 ist zu erkennen, dass die beiden Innenraum-Kanäle für feine Partikel ($0,4 - 0,5 \mu\text{m}$ und $0,8 - 1,0 \mu\text{m}$) häufig allein durch die Variable Partikel Außenluft beeinflusst wurden, erkenntlich durch die unterschiedliche Anzahl der abgebildeten Symbole. Für die Partikelfraktion von $0,4 - 0,5 \mu\text{m}$ war dies in 25 von 42

Messwochen und für die nächstgrößere Partikelfraktion (0,8 - 1,0 μm) in 12 Messwochen der Fall. In einigen Messwochen konnte über 80 % der Varianz ($r^2 > 0,8$) allein durch den Einfluss des jeweiligen Außenkanals erklärt werden. Die höchsten Werte von r^2 (ca. 0,9) wurden dabei für alle Partikelgrößen (bis auf Kanal 5,0 - 7,5 μm mit $r^2 = 0,6$) in der Sommermessung an Messort 2 gefunden. Auch im Herbst ergaben sich hier für die kleinste Partikelfraktion noch r^2 -Werte von ca. 0,9.

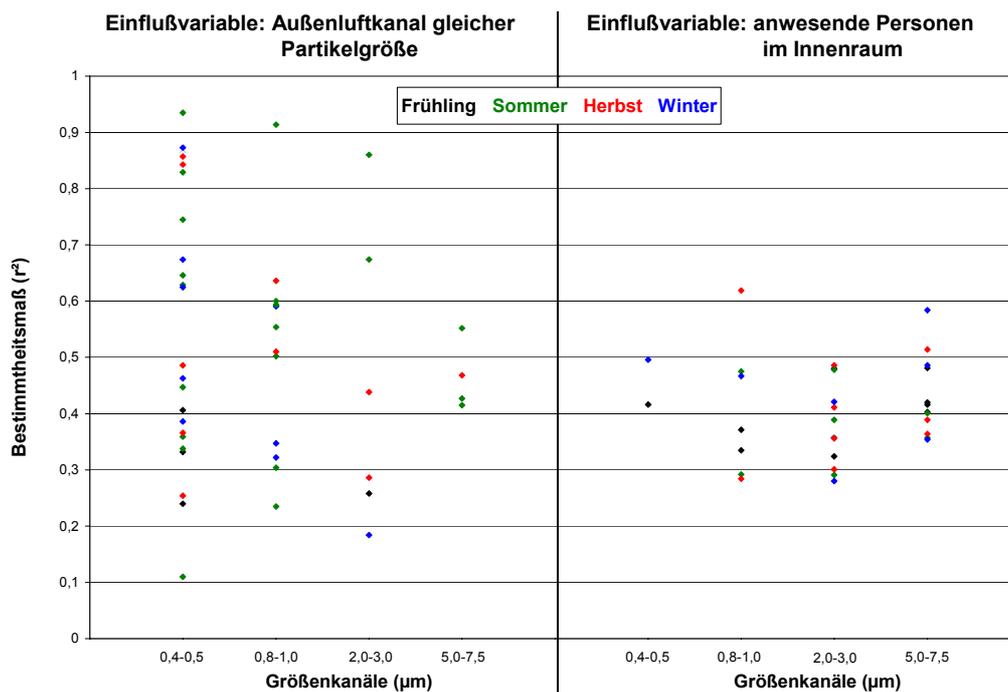


Abbildung 48: Bestimmtheitsmaß der Variablen Partikel Außenluft und Personen Innenraum für vier Innenraum-Größenkanäle der Partikel

Die rechte Hälfte von Abbildung 48 zeigt, dass sich im Gegensatz dazu die Anzahlkonzentrationen größerer Partikel (2,0 - 3,0 μm und 5,0 - 7,5 μm) im Innenraum vor allem durch die Anwesenheit von Personen erklären ließen. Für die Partikel mit einem Durchmesser von 2,0 - 3,0 μm traf dies für 13 von 42 Messwochen zu. Für Partikelgrößen von 5,0 - 7,5 μm waren in 14 Messwochen die anwesenden Personen im Innenraum die Haupteinflussvariable für die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) war allerdings geringer, betrug jedoch noch bis zu 0,6, d. h. in einigen Messwochen waren fast 60 % der Partikelzahlen durch die Variable Anwesenheit von Personen im Innenraum verursacht.

Haupteinflussvariablen in Abhängigkeit der Jahreszeiten

Auswertungen hinsichtlich der Jahreszeiten erbrachten die im Folgenden genannten Charakteristika: Im Frühling waren die Innenraumparameter (Aktivität, Personen und CO₂) in über 50 % der betrachteten Messungen die Haupteinflussvariablen für die Partikelanzahlkonzentrationen der vier Innenraum-Kanäle. Im Sommer hingegen traten die Außenluftpartikel in den Vordergrund. Im Herbst zeigte sich wieder eine Annäherung an die Verhältnisse im Frühling. Im Winter überwogen die Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen am stärksten.

Übersicht aller Haupteinflussvariablen

Fasst man die Haupteinflussvariablen für Außenluft und Innenraum zusammen, lassen sich unabhängig von Größenkanal und Jahreszeit folgende Charakteristika der einzelnen Messorte aufzeigen: Nur an Messort 8 (verkehrsreich, häufig gekippte Fenster) waren die Haupteinflussvariablen der entsprechenden Innenraumkanäle zu allen Jahreszeiten primär durch die Außenluftparameter gegeben. An Messort 1 (urban, Räume wenig genutzt) stellten in etwa gleichem Maße sowohl Innenraum- als auch Außenluftparameter die Haupteinflussvariablen. An allen übrigen Messorten wirkten vermehrt die Innenraumparameter als Haupteinflussfaktoren. Insbesondere die ländlichen Messorte (Messort 3 und 9) sowie die Messorte mit starken Rauchern (Messort 6 und 7) wiesen überwiegend Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen auf.

3.4 Partikeldurchmesser-, Oberflächen- und Volumenverteilung

In vielen veröffentlichten Studien hat sich gezeigt, dass neben der Partikelmasse und der Partikelanzahl insbesondere die Partikeloberfläche und das Partikelvolumen wichtige Parameter zur Beurteilung von Partikelwirkungen auf die Atemorgane sind. Deshalb wurden in den folgenden Abbildungen diese Parameter für unterschiedliche Innenraum- und Außenluftsituationen in Abhängigkeit von der Partikelgröße (Durchmesser: 0,3 - 20 µm) dargestellt (vgl. Kapitel 2.6.1). Gezeigt wer-

den die Verläufe der Parameter für alle vier Jahreszeiten sowohl im Innenraum (linke Spalte) als auch in der Außenluft (rechte Spalte). Präsentiert werden Messorte mit typischen Partikelverteilungen der Außenluft (ländlich / städtisch) und des Innenraumes (Nichtraucher / Raucher).

Als charakteristische Verteilungen der Partikeldurchmesser in Abhängigkeit von Außenluftpartikeln wurde Messort 9 (ländlich, wenig Verkehr) und Messort 8 (städtisch, hohes Verkehrsaufkommen) gewählt.

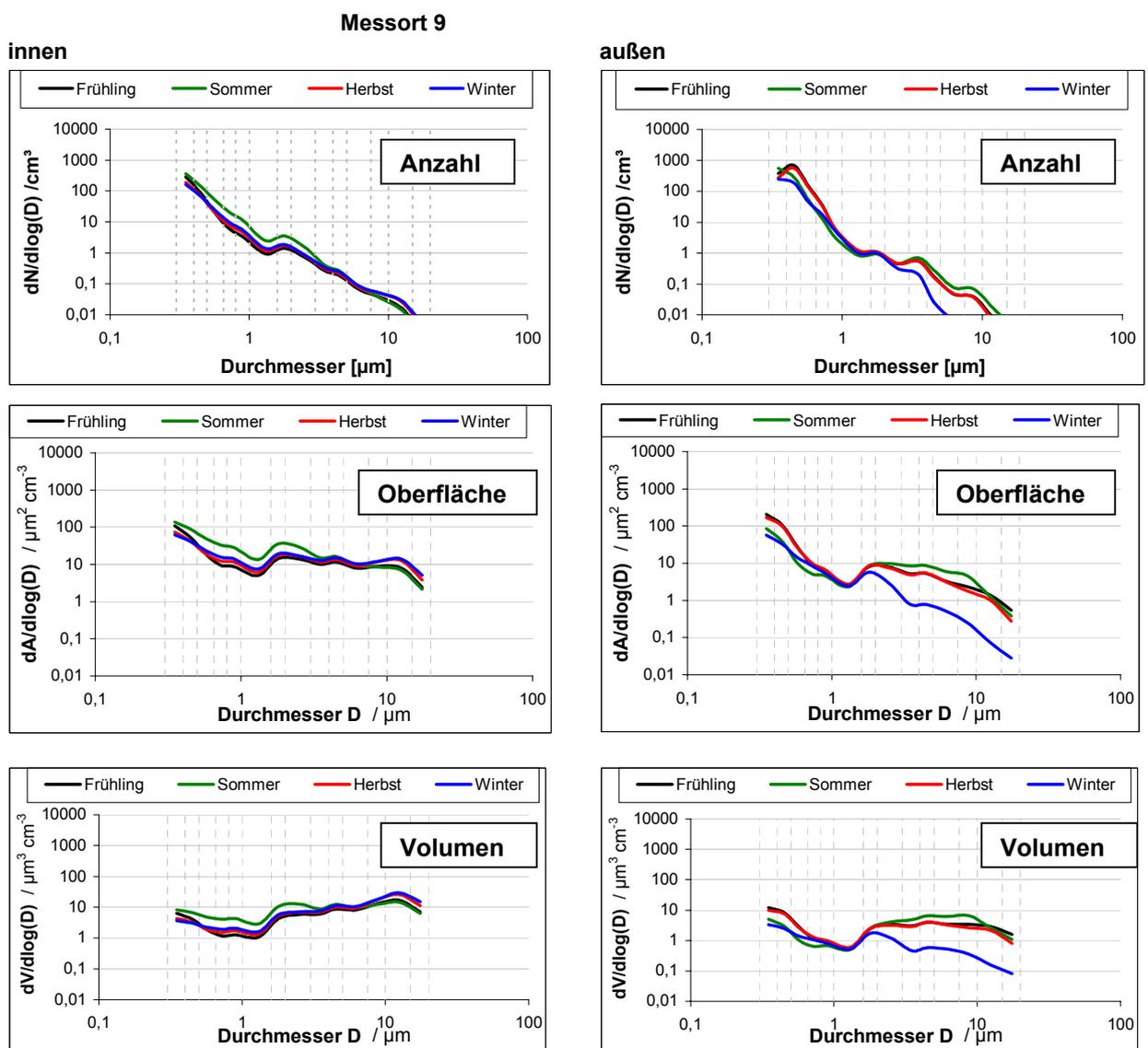


Abbildung 49: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 9

In Abbildung 49 erkennt man in Abhängigkeit von der Partikelgröße eine typische Abnahme der Anzahlen von den kleineren zu den größeren Partikeln, wobei sich bei etwa 2 μm Partikeldurchmesser eine geringe Konzentrationserhöhung zeigte. Während im Innenraum kaum jahreszeitliche Abweichungen festzustellen waren (lediglich im Sommer waren die Partikel bis ca. 5 μm erhöht), verliefen die Partikelanzahlen in der Außenluft in den vier Jahreszeiten nicht mehr konform. Im Winter zeigten sich im Bereich größerer Durchmesser vergleichsweise die geringsten Partikelanzahlen. Die Anzahlen für Partikel kleinerer Durchmesser waren in der Außenluft höher als im Innenraum, doch fielen sie im Bereich mit zunehmender Partikelgröße ab ca. 2 μm Durchmesser rapide unter die Werte der Innenraum-Partikelanzahlen ab. Bei Betrachtung der Partikeloberflächen zeigte sich im Innenraum generell ein etwa gleich bleibender Wert für alle Partikelgrößen. Das bedeutet, dass sich die große Anzahl der kleinen Partikel nicht so stark auf die Partikeloberfläche auswirkte. In der Außenluft variierten die Werte für die Partikeloberflächen hingegen deutlich, wobei die Oberflächen im Winter deutlich unter denjenigen anderer Jahreszeiten lagen. Die Partikelvolumina wiesen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die Partikeloberflächen auf, indes in geringerer Ausprägung.

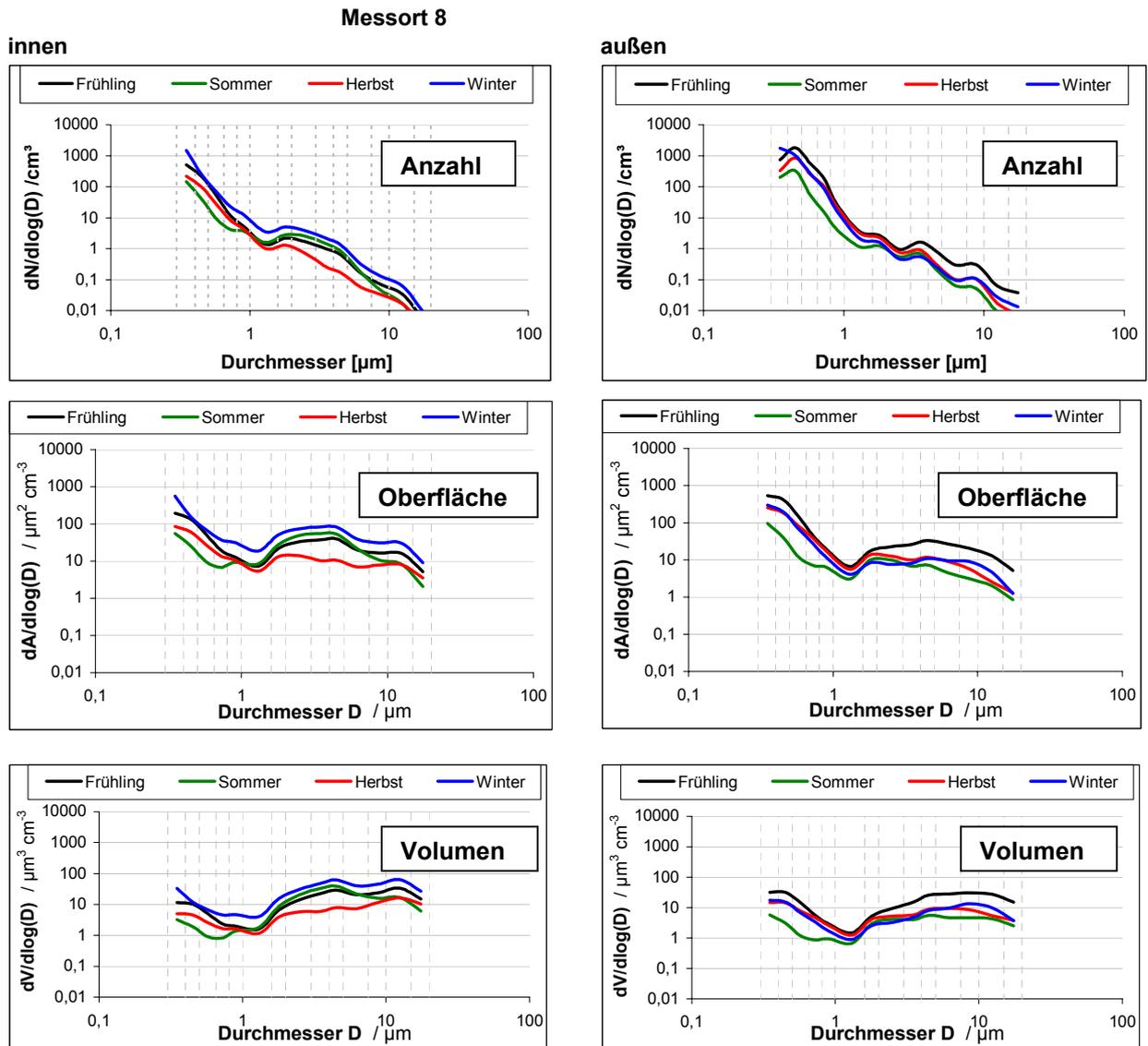


Abbildung 50: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 8

Bei den Verläufen der Innenraummessungen waren im Sommer Partikel mit einem Durchmesser $< 1 \mu\text{m}$ seltener zu finden. Geringere Konzentrationen an feinen Partikeln kann man ebenfalls im Sommer in der Außenluft beobachten. Im Frühling fand man in der Außenluft Anstiege aller drei Parameter bei Partikeln ab einem Durchmesser $> 3 \mu\text{m}$, was z. B. auf Split-Aufwirbelungen durch den Verkehr zurückzuführen sein könnte.

Als charakteristische Verteilungen der Partikeldurchmesser in Abhängigkeit von Innenluftpartikeln wurde Messort 2 (Nichtraucher, Wohnzimmer ohne besondere

Partikelquellen) und Messort 6 (starke Raucher, Wohnzimmer mit häufiger Nutzung von Teelichter / Kerzen). gewählt.

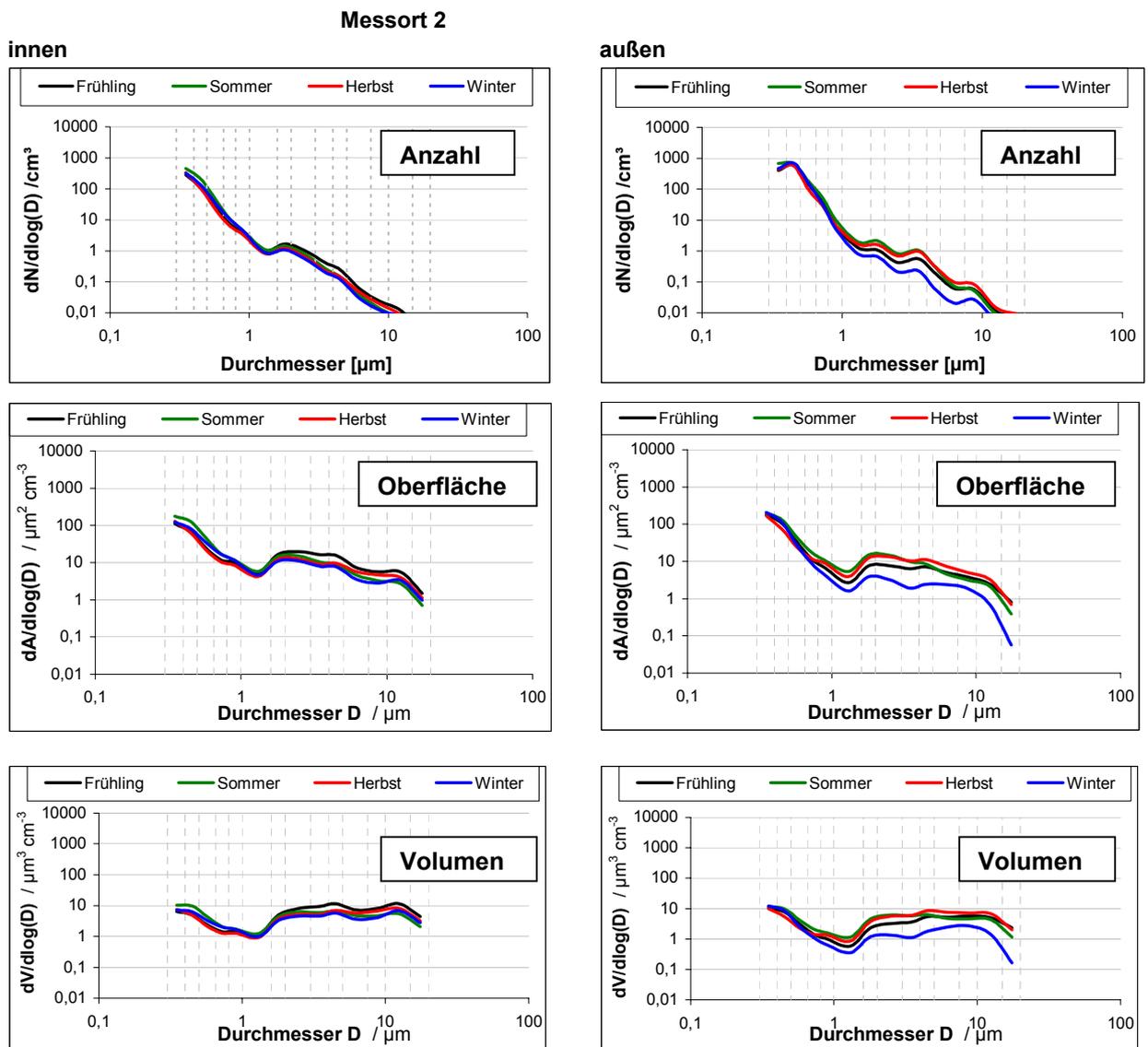


Abbildung 51: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 2

Bei den Innenraummessungen zeigten sich weder für die Partikelanzahlen noch für die Partikeloberflächen und -volumina jahreszeitliche Unterschiede. Die Verteilungen der Partikelanzahlkonzentrationen waren im Innenraum und in der Außenluft ähnlich. In der Außenluft fanden sich im Verlauf ab einem Durchmesser $> 1 \mu\text{m}$ im Winter weniger Partikelanzahlen als in den anderen Jahreszeiten (analog gilt das für Partikeloberflächen und -volumina).

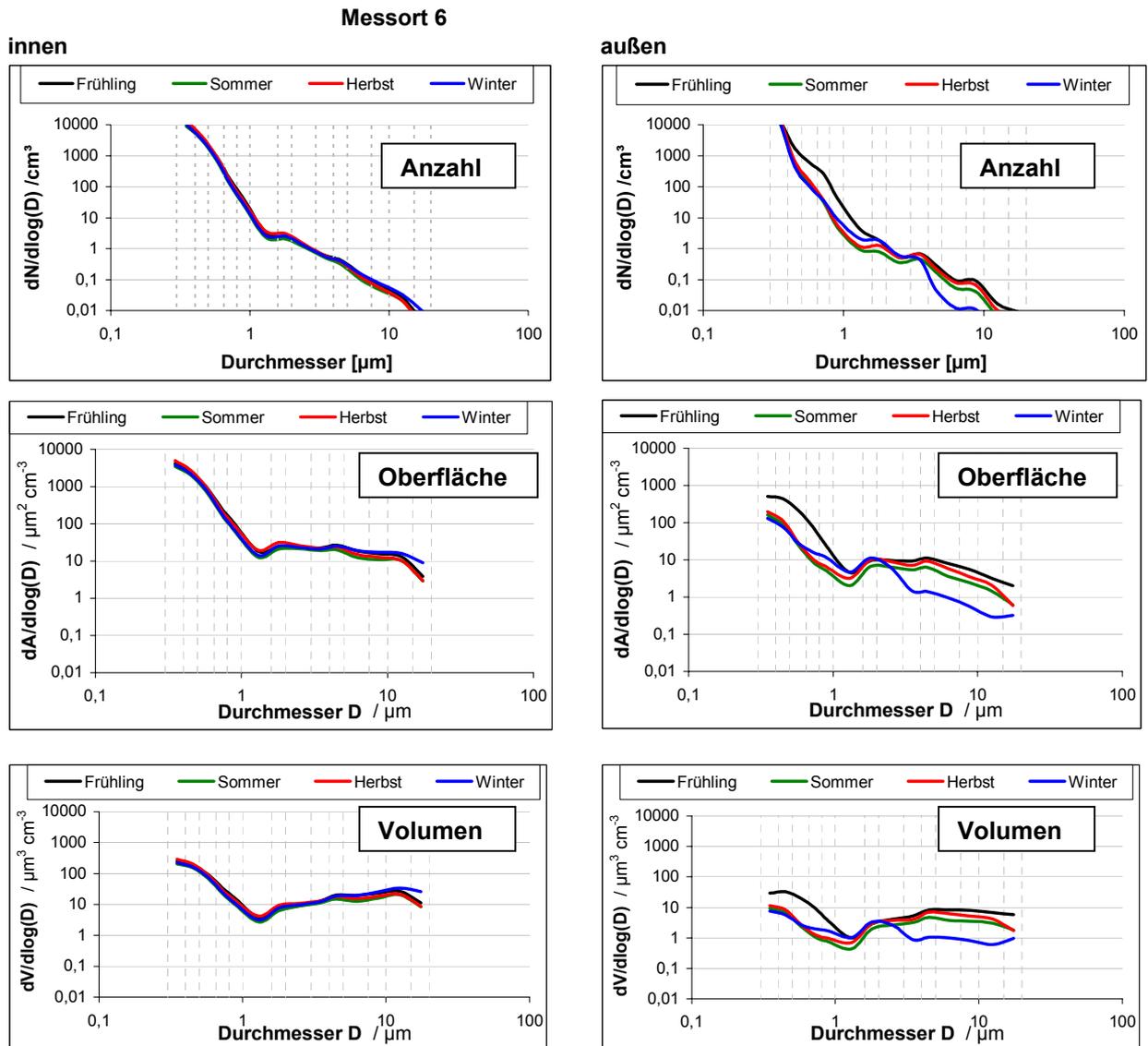


Abbildung 52: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 6

Bei Messort 6 (Abbildung 52) war die Innenraummessung ausschließlich durch die Rauchgewohnheiten geprägt. Deshalb zeigten sich für die Partikelanzahl, -oberflächen- und -volumenverteilung sehr hohe Werte im Feinstaubbereich jedoch keine jahreszeitlichen Unterschiede. Auch in der Außenluft waren die Werte relativ hoch und zeigten für die feinste Partikelfraktion einen untypischen von Beginn an steilen Kurvenverlauf. Anders als in der Innenraumluft wichen hier aber im Frühling die Fraktionen ab $0,5 \mu\text{m}$ bis $1,6 \mu\text{m}$ minimal nach oben und im Winter die Fraktionen über $3,0 \mu\text{m}$ nach unten ab.

Im Vergleich der ausgewählten charakteristischen Messorte wies Messort 9 (ländliche Region, wenig Verkehr) die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen auf. Demgegenüber waren die Partikelanzahlkonzentrationen von Messort 8 (städtisch, Messorte mit hohem Verkehrsaufkommen) innen und außen erhöht. Dabei waren die Differenzen außen über alle Partikeldurchmesser konstant hoch, doch innen im Bereich 1 - 2 μm eher gering. Ursachen dafür könnte für Partikel $< 1 \mu\text{m}$ die geringere Außenluft-Konzentration und für Partikel $> 2 \mu\text{m}$ die unterschiedliche Raumnutzung sein (Messort 9: Küche, Messort 8: Wohn-, Schlafraum).

In der Raucher-Wohnung (Messort 6) zeigten sich für die Innenraumpartikelverteilungen extrem erhöhte Werte für alle Partikelparameter $< 1,6 \mu\text{m}$ gegenüber der Nichtraucher-Wohnung. Da die Versuchsteilnehmer auch im Freien rauchten (Frühling), wurden z. T. auch in der Außenluft hohe Konzentrationen gemessen.

3.5 Ultrafeinstaubmessungen

An allen Messorten wurde zusätzlich Ultrafeinstaub gemessen. Ergänzend zu den optischen Feinstaubmessgeräten wurde je ein Ultrafeinstaubmessgeräte im Innenraum und in der Außenluft eingesetzt. In den zwei- bis dreistündigen Messperioden wurden messorttypische Verhaltensweisen und Aktivitäten (z. B. Staubsaugen) durchgeführt und exakt protokolliert. In Abbildung 53 ist eine dieser Messungen (i = innen; a = außen) exemplarisch dargestellt.

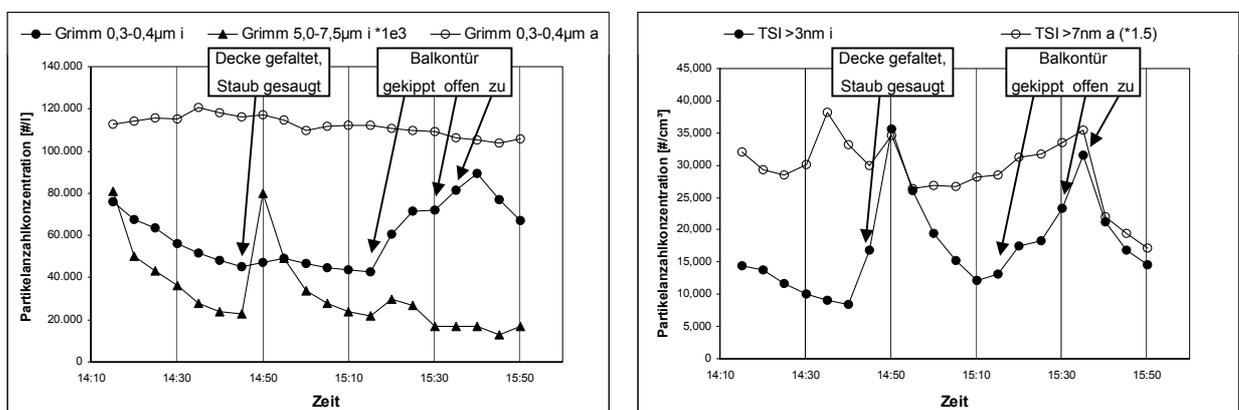


Abbildung 53: Feinstaub- (links) und Ultrafeinstaubmessungen (rechts) an Messort 5

Zu Beginn der Messung waren vier Personen anwesend sowie Türen und Fenster geschlossen. In der Abbildung 53 kann man erkennen, dass die Außenluftwerte (Partikelzähler TSI > 3 nm a) höher als die Innenraumwerte (Partikelzähler TSI > 7 nm i) waren. Von 14:45 bis 14:47 Uhr wurde zunächst eine Decke gefaltet und anschließend Staub gesaugt. Diese Aktivitäten produzierten Partikel unterschiedlicher Größe. Durch Aufschütteln oder Zusammenlegen von Decken wurden hauptsächlich grobe Partikel produziert (hier 5,0 - 7,5 µm), was bereits in Abschnitt 3.2.1 erläutert wurde. Die Feinstaubfraktion von 0,3 - 0,4 µm reagierte hierbei kaum. Die Ultrafeinstaubwerte stiegen dagegen beim Staubsaugen (Staubsauger mit integriertem Staubfilter) stark an. Nach Ende dieser Aktivität konnte man einen langsamen Abfall der Staubkonzentrationen auf das Ausgangsniveau beobachten. Um 15:15 Uhr wurde dann die Balkontür gekippt, um 15:31 Uhr komplett geöffnet und um 15:36 wieder geschlossen. Sowohl die feinen als auch die ultrafeinen Partikel stiegen aufgrund einströmender Außenluft in etwa auf das Niveau der Außenluftpartikelanzahlkonzentrationen an. Sobald die Balkontür geschlossen wurde, fielen auch die Partikelanzahlkonzentrationen im Innenraum wieder ab. Für den Abfall der Außenluft-Ultrafeinpartikel nach dem Schließen der Balkontür gab es keinen eindeutigen Hinweis. Da die Anzahlkonzentrationen an Grobstaubpartikeln in der Außenluft geringer waren als im Innenraum, konnte man nur einen kurzen und geringen Anstieg durch Aufwirbelungen beim Öffnen der Balkontür beobachten (Effekte durch Gardinen, siehe ebenfalls Kapitel 3.2.1).

Die exemplarischen Ultrafeinstaubmessungen an den anderen Messorten zeigten folgende Ergebnisse:

- Bei Messungen während der Weihnachtszeit stiegen die Ultrafeinstaubkonzentrationen (UFK) durch zehn Christbaumkerzen (Messort 3) auf über eine Millionen Partikel pro cm³. Auch bereits das Anzünden eines Teelichts (Messort 1 und 6) erbrachte Konzentrationen über 200.000 #/cm³.
- Hohe UFK in der Außenluft (z. B. durch hohe Verkehrsbelastung) konnten bei geschlossenen Fenstern praktisch nicht in den Innenraum gelangen. Öffnete man hingegen ein Fenster, so stiegen beispielsweise die UFK im Innenraum von 9.000 #/cm³ rasch auf 100.000 #/cm³ an (Messort 12). Nach

Schließen des Fensters erreichte die UFK erst ca. 20 Minuten später wieder den Ausgangswert.

- Durch Anzünden einer Zigarette wurden ca. 90.000 \#/cm^3 (Messort 6) erreicht.
- Neben Kerzen und Zigarettenrauch konnten in einem Fall (Messort 11) bedingt durch einen Öleinzelfofen UFK bis zu 250.000 \#/cm^3 gemessen werden. Durch Lüften sank die Konzentration rasch auf 30.000 \#/cm^3 (Außenluftwert). Nach Schließen des Fensters war wieder ein rascher Anstieg der Innenraum-Konzentrationen zu verzeichnen. In einer anderen Wohnung (Messort 9) mit einem Holzofen war dieser Effekt ebenfalls zu beobachten. Hier wurden allerdings nur 35.000 \#/cm^3 Partikel gemessen.

3.6 Auswertung der Backup-Filter

Optische Bewertung

Nach den Messungen wurden die Filter der Innenraum- und Außenluft-Messgeräte entnommen, in Petrischalen aufbewahrt und digital fotografiert. Die folgende Abbildung zeigt die Bilder einiger charakteristischer Filter.

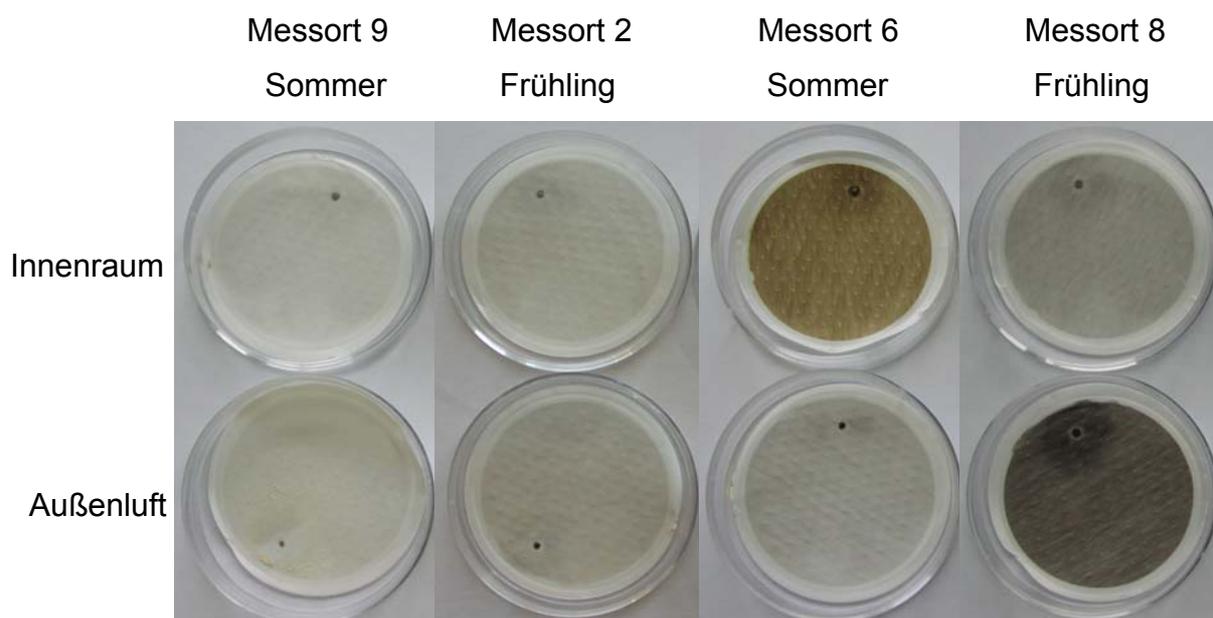


Abbildung 54: Charakteristische Bilder von ausgewählten Backup-Filtern

Bei den Außenluft-Filtern sieht man eine deutliche Zunahme der Partikelablagerung von ländlich (Messort 9, Sommer) über urban mit geringem Verkehrsaufkommen (Messort 2, Frühling und Messort 6, Sommer) zu urban mit hohem Verkehrsaufkommen (Messort 8, Frühling). Für die Innenraum-Filter lassen sich zwei Einflussfaktoren beschreiben. Je nach Lüftungsverhalten verursachten einerseits Partikel aus der Außenluft die Färbung der Innenraum-Filter (Messort 2 und 8). Bei geringer Außenluftbelastung (Messort 9) und fehlenden Innenraumquellen war dies nicht der Fall. Andererseits beeinflussten im Innenraum vor allem Inhaltsstoffe des Zigarettenrauchs die Filterfarbe im Innenraum (Messort 6).

Gravimetrie (Filterwägung)

Die Backup-Filter wurden vor und nach den jeweiligen Messungen unter einheitlichen Bedingungen gewogen. Mit Hilfe des Luftdurchsatzes (1,2 l/min) wurde die durchschnittliche Staubkonzentration für die jeweiligen Messwochen berechnet (Tabelle 33).

Tabelle 33: Staubkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] der Backup-Filter

Messort		Frühling	Sommer	Herbst	Winter
1	innen	21,5	31,7	25,4	19,9
	außen	35,0	39,6	97,6	32,3
2	innen	21,0	24,4	18,8	15,6
	außen	18,0	22,6	27,4	24,0
3	innen	11,7	24,7	23,4	21,3
	außen	51,2	13,8	22,2	12,0
5	innen	60,6	23,7	34,0	46,3
	außen	29,0	19,1	36,5	14,5
6	innen	150,4	111,9	176,2	136,6
	außen	34,5	15,0	34,9	5,5
7	innen	54,7	8,0	70,4	64,1
	außen	28,7	17,6	27,5	12,1
8	innen	39,7	20,1	1,1	89,7
	außen	95,1	16,6	31,6	41,3
9	innen	35,6	22,1	23,3	23,1
	außen	x	15,7	10,4	28,5
11	innen	32,7	29,2	*	24,5
	außen	7,5	23,6	*	28,4
12	innen	15,0	21,0	37,3	22,4
	außen	18,5	18,8	24,0	24,1

* = nicht bestimmt, x = Fehlmessung

Die Staubkonzentrationen, die sich auf den Backup-Filtern abgeschieden haben, variierten sehr stark zwischen den Messorten sowie innerhalb der Jahreszeiten. Diese Variationen sind durch diverse Außenluftquellen und unterschiedliche Nutzungen der Innenräume bedingt. In mehr als der Hälfte der Fälle waren die Innenraum-Werte höher als die Außenluft-Werte. Insbesondere bei Rauchern (Messort 6 und 7) fand man sehr hohe Innenraum-Werte. Nur Messort 1 zeigte stets höhere Werte in der Außenluft. Aufgrund des geringen Ansaugstroms und der z. T. geringen Staubbelastungen wurden für manche Messungen nur bedingt aussagekräftige Massen ermittelt.

Zur Überprüfung der vom Gerätehersteller berechneten PM10-Daten (berechnet extern) wurden diese mit den gravimetrisch ermittelten (gewogenen) und vom Gerät berechneten (Formel, berechnet intern) Gesamtstaub-Filtergewichten verglichen. Im Innenraum ergaben sich gute Korrelation zwischen den gewogenen und den berechneten Filtergewichten ($r^2 = 0,88$, gewogen zu berechnet intern), den berechneten Filtergewichten und PM10 ($r^2 = 0,64$, berechnet intern zu berechnet extern) und den gewogenen Filtergewichten und PM10 ($r^2 = 0,56$, gewogen zu berechnet extern). In der Außenluft zeigten sich dagegen unterschiedliche Korrelationen (entsprechend $r^2 = 0,28$, $0,75$ und $0,25$). Dies war vermutlich durch die unterschiedlichen Quellen in der Außenluft bedingt. Betrachtete man die jahreszeitlichen Unterschiede der Außenluft, so ließ sich z. B. für den Sommer ein gemittelter Korrelationskoeffizient von $0,83$ und $0,57$ für den Frühling berechnen.

4 Diskussion

4.1 Methodendiskussion

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile der gewählten Messgeräte und deren praktischer Einsatz an den verschiedenen Messorten diskutiert. Ferner erfolgt eine Diskussion der Auswertung der dabei erhobenen Daten sowie der ergänzenden Messparameter aus anderen Quellen.

4.1.1 Datengrundlage

Über einen Zeitraum von 1,5 Jahren wurden umfassende Daten erhoben. In diesem Zeitraum fanden parallele Messungen der Partikelanzahlkonzentrationen mit einer zeitlichen Auflösung von 5 Minuten für Partikel zwischen 0,3 μm und 20 μm im Innenraum und in der Außenluft statt. Die Versuchsteilnehmer an Messorten mit unterschiedlichen Immissionsbelastungen (Innen und Außen) gestatteten einwöchige Messungen zu jeder Jahreszeit. Dadurch konnten auch saisonale Unterschiede untersucht werden. Während der Messungen behielten die Versuchsteilnehmer ihre alltäglichen Lebensgewohnheiten bei und ermöglichten durch ihre Protokollierung die Identifizierung von Partikelquellen im Innenraum sowie einen Einfluss von Partikeln der Außenluft.

4.1.2 Beschreibung der Messorte

Durch persönliche Nachfragen, Anzeigen und Postwurfsendungen konnten zunächst 12 Messorte gefunden werden. Diese Messorte erfüllten sowohl die gewünschten Außenluft-Bedingungen „Stadt verkehrsreich“, „Stadt verkehrsarm“ und „Land verkehrsarm“ als auch die Innenraum-Bedingungen Heizungssituation (Zentral, Gas-/Öl-Einzelofen oder Holz-/Kohleofen), Kochverhalten, unterschiedliche Anzahl der Bewohner (auch Kinder), Raucher und Haustiere. Die Messorte

waren über den Großraum München verteilt. Mittels der zu Beginn der ersten Messwoche ausgefüllten, umfassenden Fragebögen wurden die jeweiligen räumlichen Besonderheiten erfasst und die Innenraumausstattung grob skizziert. Durch die übersichtlich gestalteten Tagesprotokoll-Vorlagen und die Notizen der Versuchsteilnehmer konnten die Anwesenheit der Bewohner, die Lüftungssituation und die durchgeführten Tätigkeiten nachvollzogen werden. Durch persönliche Gespräche insbesondere vor der ersten Messperiode und z. T. auch vor den Wiederholungsmessungen wurden die Versuchsteilnehmer bezüglich der Erfassung der Daten für die Tagesprotokolle unterwiesen.

In der Zeit vom 05.08.2003 bis 16.03.2005 konnten für zehn der zwölf Messorte vollständige Messdaten erhoben werden. An zwei Messorten war nur jeweils eine Messung möglich, da die Teilnehmer an keinen weiteren Messungen teilnehmen wollten. Als nachteilig erwiesen sich nicht planbare Änderungen an den Messorten, wie z. B. Baustellen oder Renovierungsarbeiten im bzw. vor dem Gebäude, zusätzliche Übernachtungsgäste, Besuch von Rauchern, Veränderungen bei Haustieren. Ebenso stellte auch das Wetter ein Problem dar, da innerhalb der meteorologischen Jahreszeiten Schwankungen von Temperatur, Windgeschwindigkeit und Niederschlag auftraten. Zudem konnten alle jahreszeitlichen Wiederholungsmessungen aus organisatorischen Gründen nicht im gleichen Kalenderjahr durchgeführt werden. Für die Versuchsteilnehmer war es zum Teil schwierig, kontinuierliche und ausführliche Tagesprotokolle über insgesamt vier Wochen zu führen. Durch eine zeitnahe Auswertung der Partikelanzahlen und die Überprüfung der Tagesprotokolle bei extremen Veränderungen der Partikelanzahlen im Innenraum konnten jedoch einige Unstimmigkeiten durch Nachbefragungen der Versuchsteilnehmer aufgeklärt werden. Eine Protokollierung der Ereignisse außerhalb der Wohnungen (z. B. Tätigkeiten an Baustellen) wäre sinnvoll gewesen, war jedoch nicht durchführbar. Eine Video-Aufzeichnung innerhalb und außerhalb der Wohnungen wäre rasch an die Grenzen der Akzeptanz und Durchführbarkeit gestoßen. Insgesamt konnten jedoch trotz der eher geringen Anzahl von Messorten und Wiederholungsmessungen bei gezielten Fragestellungen aussagekräftige und z. T. unerwartete Ergebnisse gefunden werden.

4.1.3 Eingesetzte Messgeräte

Die für diese Studie ausgewählten Staubmessgeräte wiesen Vor- und Nachteile auf. Die hohe Echtzeitauflösung (5-Minuten-Mittelwerte) und die 15 Größenklassen der Partikelanzahlkonzentrationen waren besonders gut für die Auswertungen in Abhängigkeit der Tagesprotokolle geeignet. Ferner waren die geringen Ausmaße und der relativ geringe Geräuschpegel insbesondere für die Innenraummessungen geeignet. Als sehr positiv erwies sich auch die Möglichkeit, Daten von mehr als einer Woche zu speichern. Das beheiz- und kühlbare Wetterschutzgehäuse des Außengerätes, mit einer Vorkehrung zur Trocknung feuchter Luft hat sich prinzipiell bewährt. Allerdings war der Temperatursensor ebenfalls im Gehäuse integriert, was bei direkter Sonneneinstrahlung teilweise zu einer Verfälschung der Temperaturangaben führte. Generell war die Platzierung des Außenluftmessgerätes oft limitierend für die Auswahl der Messorte, da ein geeigneter Balkon oder eine Terrasse vorhanden sein musste. Dort war eine Stromversorgung notwendig, da die Akkuleistung für den vorgegebenen Messzeitrahmen nicht ausreichte. Das Gehäuse sollte gesichert (angekettet) aufgestellt sein, um eine Entwendung durch Fremde zu verhindern.

Für die Fragestellung dieser Studie war die Auswahl von Messgeräten mit einer hohen zeitlichen Auflösung von großem Vorteil. Lediglich im Vergleich der absoluten Partikelanzahlkonzentrationen mit bereits publizierten Studien ergaben sich Schwierigkeiten, da in vielen Studien nur die Konzentrationen von PM_{2.5} oder PM₁₀ bestimmt wurden. Da aber die Geräte zur PM-Bestimmung eine geringe zeitliche Auflösung besitzen, waren sie für die Fragestellung dieser Arbeit nicht geeignet gewesen. Zudem ging es primär um die Relationen von Innenraum zu Außenluft, also einen relativen Vergleich vor Ort. Ferner bestand die Möglichkeit, die gemessenen Partikelanzahlkonzentrationen durch eine vom Gerätehersteller patentierte Formel in PM-Daten umzuwandeln, so dass auch PM-Daten ausgewertet werden konnten. Die Plausibilität dieser Umrechnung konnte durch Vergleichsmessungen mit dem LfU nachgewiesen werden. Insgesamt waren die Korrelationen für Messungen im Innenraum stets besser als in der Außenluft.

Die Überprüfung der Messgenauigkeit der Geräte zueinander zeigte eine gute Übereinstimmung. Dabei stimmten die Ergebnisse für die Partikelfractionen mit geringeren Durchmessern besser überein als die Partikelfractionen mit größeren Durchmessern, was durch die abnehmende Anzahl der Partikel erklärbar ist. Ein räumlicher Abstand und unterschiedliche Messhöhen der Geräte lieferten ebenfalls eine gute Übereinstimmung. Im Vergleich zu PM2.5- und PM10-Gravimetrieeräten wurden übliche Abweichungen (ca. 20 %) von optischen Messgeräten im Vergleich zu gravimetrisch ermittelten Werten bestimmt. Auch ein Vergleich von optischen und gravimetrischen Geräten zu den kontinuierlichen Staubmessungen des LfU (PM10-Messung mittels β -Absorption) wurde durchgeführt. Betrachtet man hierbei gravimetrisch ermittelte 24-h-Werte als „Goldstandard“, so zeigten sich für das optische Gerät geringere und für die LfU-Messung etwas höhere Werte. Allerdings korrelierten beide Geräte im zeitlichen Verlauf sehr gut.

4.1.4 Ergänzende Messparameter

Als positiv erwies sich die Entscheidung, kombiniert zu den Partikelanzahlkonzentrationen sowohl die Temperatur, die relative Feuchte als auch die CO₂-Konzentration in den Räumen zu bestimmen. Diese Daten dienten als Orientierungsgrößen, um gegebenenfalls eine Ergänzung oder Korrektur unvollständig geführter Tagesprotokolle durchzuführen.

Zusätzlich wurden exemplarisch die Luftaustauschraten einzelner Wohnungen berechnet, um einen Hinweis auf eine mögliche Partikelverteilung zwischen Innenraum und Außenluft zu erhalten. Dies erwies sich jedoch als problematisch, da die Versuchsteilnehmer die gesamte Wohnung nutzen und somit durch offene Türen und Fenster zu bzw. in angrenzenden Räumen unkontrollierbare Lüftungsverhältnisse herrschten. Hier wäre auch der Einsatz von Tracergas (Nachweisgas) vermutlich keine Lösung gewesen.

Neben den optisch bestimmten Partikelanzahlen wurden die Partikel jeder Messung auf einem Backup-Filter gesammelt. Eine gravimetrische Analyse der Filter war nicht das primäre Ziel dieser Untersuchung, da nicht die Masse der einwöchigen Messungen, sondern direkte, zeitnahe Einflüsse von Innenraum- oder Außenluft-Ereignissen analysiert werden sollten. Ferner waren die Partikelmassen aufgrund des geringen Ansaugvolumens und der teilweise geringen Partikelkonzentrationen eher niedrig, was in einigen Fällen zu Wägeproblemen führte.

Die zusätzliche Verwendung von Wetterdaten des Meteorologischen Instituts der Universität München ermöglichte die Charakterisierung der Wetterlage im Großraum München. Weiterhin war ein Vergleich zu den lokal erhobenen Daten möglich. Dies wiederum erlaubte das Erkennen unplausibler Temperaturmesswerte der vor Ort aufgestellten Geräte.

4.1.5 Reduktion des Datensatzes

Aufgrund der umfangreichen Daten (insgesamt über 90.000 Messzeitpunkte mit den jeweiligen Parametern der Innen- und Außenmessungen, Wetterdaten des Meteorologischen Institutes München und den klassifizierten Angaben der Tagesprotokolle) hat sich das Erfassen aller Daten in einer Access-Datenbank sehr bewährt. Die damit mögliche zentrale Verwaltung der umfangreichen Datenmenge war gut geeignet, um Auswertungen nach speziellen Parametern oder in Statistikprogrammen durchzuführen. Bei den durchgeführten Analysen zeigte sich eine Gruppierung der 15 Einzelkanäle in vier Bereiche. Aus diesen vier Bereichen wurde deshalb je ein repräsentativer Kanal (siehe Kapitel 2.5, Seite 32) ausgewählt, welcher bei allen Messungen bezüglich seiner Korrelation zu den NachbarKanälen überprüft wurde. Da diese Korrelationen gute Ergebnisse lieferten, erwies sich die Reduktion von 15 auf 4 Partikelfraktionen während vieler Analysen als hilfreich. Ferner ermöglichten die im PC erfassten Tagesprotokolle Auswertungen verschiedener Variablen, wie z. B Lüftungsverhalten, Anzahl anwesender Personen sowie Einfluss von Kochen oder Rauchen, hinsichtlich ihres Einflusses auf die Partikelanzahlkonzentrationen.

4.2 Ergebnisdiskussion

Viele publizierte Studien zeigten Teilbereiche der Einflussmöglichkeiten von Innenraumpartikeln durch Außenluft oder Innenraumquellen auf. In dieser Dissertation wurde nun eine Kombination dieser einzelnen Einflussfaktoren realisiert.

4.2.1 Vergleich der Partikelanzahlkonzentrationen Innen zu Außen

Die Auswertungen der einzelnen Messorte bestätigten prinzipiell Ergebnisse bereits publizierter Studien. Die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen für feine Partikel (0,4 – 0,5 μm) im Innenraum wurden an Messorten mit ebenfalls geringen Außenluft-Konzentrationen (Messort 3 und 9) oder an Messorten mit fehlenden Innenraumquellen (Messort 12) gemessen. Ferner wurde Rauchen als die wesentliche Quelle für hohe Partikelbelastungen in Innenräumen festgestellt. Bemerkenswert hierbei ist, dass auch mehrere Stunden nach Beendigung des Rauchens im Innenraum höhere Feinstaubkonzentrationen vorlagen als in Nicht-raucher-Haushalten. Offensichtlich wurden die Partikel an verschiedenen Oberflächen (Vorhänge, Tapeten, Teppiche etc.) adsorbiert und über längere Zeit wieder an die Raumluft abgegeben. Zur detaillierten Beurteilung und Quantifizierung dieses Effektes wären jedoch zusätzliche gezielte Studien erforderlich, die aber im Rahmen dieser Doktorarbeit nicht durchführbar waren.

Für die gröbere Partikelfraktion (2,0 – 3,0 μm) wurde ermittelt, dass im Innenraum die niedrigsten Partikelanzahlkonzentrationen für Messorte mit fehlenden Innenraumquellen z. B. Anwesenheit von Personen und mit Bewegung verbundene Aktivitäten der Bewohner auftraten (Messort 12, Büro). Waren solche Quellen vorhanden (Messorte 5 und 8), wurden hohe Konzentrationen von Partikelanzahlen bestimmt. Auch in der Außenluft wurden am ländlichen Messort 9 mit geringen anthropogenen Quellen die geringsten Partikelanzahlkonzentrationen gemessen. Diese Ergebnisse decken sich mit Ergebnissen von Studien zu PM₁₀- und PM_{2.5}-Messungen. Zum Beispiel wurde in der EXPOLIS-, ULTRA-, RIOPA- oder RTP-PM-Studie (Wallace 1996; Fischer et al. 2000; Janssen et al. 2000; Adgate et al.

2002; Adgate et al. 2003; de Hartog et al. 2003; Williams et al. 2003; Hänninen et al. 2004; Kim et al. 2005; Vallius M. 2005; Wallace 2005; Weisel et al. 2005) gezeigt, dass für PM₁₀ und PM_{2.5} in fast allen Fällen die Innenraumwerte und die personenbezogenen Ergebnisse höher als die Außenluftwerte waren, wobei die personenbezogenen Werte meist noch über denen der Innenraumwerte lagen. Dieses Bild innerhalb der genannten Studien verstärkte sich mit der Anwesenheit von Personen und insbesondere in Gegenwart von Rauchern. Fehlten dagegen Innenraumquellen (Monn et al. 1997; Evans et al. 2000; Williams et al. 2000; Long et al. 2001; Monn 2001; Vette et al. 2001; Allen et al. 2003), war die Innenraumkonzentration für PM₁₀ und PM_{2.5} niedriger als die Außenluftkonzentration. Ferner fanden sich dort gute Korrelationen zwischen Innen und Außen. Die Innenraumwerte konnten bis zu 80 % der Außenluftwerte betragen.

In der Betrachtung der i/o-ratios zeigten sich die unterschiedlichen Verhältnisse von Innen zu Außen noch deutlicher. Für die Partikelfraktionen < 1 µm überwogen bei Raucherhaushalten (Messort 6 und 7) stets die Innenraumkonzentrationen. An Messorten mit fehlenden Innenraumquellen (z. B. Kochen, Messort 12) oder hohen Verkehrsbelastungen (Messort 8) überwogen die Außenluftkonzentrationen. An den übrigen Messorten mit mäßigen Innenraumquellen waren zunächst nur maximal 25 % der Werte durch diese Quellen beeinflusst. Mit steigendem Durchmesser der Partikel wurde jedoch mindestens die Hälfte der Ergebnisse jeder einwöchigen Messung zu 50 % von diesen Quellen beeinflusst. Für die Partikelfraktionen > 1 µm überwogen in allen Wohnungen - auch Nichtraucherhaushalten - die Innenraumquellen.

4.2.2 Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen Innen zu Außen

Die errechneten PM₁₀-Konzentrationen der Messorte zeigten vergleichbare Ergebnisse zu den Partikelanzahlkonzentrationen. Bei den 1-h-Mittelwerten lagen die Werte der Raucherhaushalte (Messort 6, 7 und 11) stets am Höchsten. Ferner wurden im Sommer generell die niedrigsten Werte erzielt. Die höchsten PM₁₀-Werte in der Außenluft wurden am Messort 8 erreicht. Aufgrund der seit

01.01.2005 gültigen EU-Feinstaub-Richtlinie ist die Berechnung der Tagesmittelwerte (24-h-Mittelwerte) von PM₁₀ besonders wichtig. Für die Außenluft der Messorte im Großraum München zeigte sich, dass über 90 % der Tageswerte den derzeit bestehenden Grenzwert von 50 µg/m³ nicht überschritten. Auch im Innenraum von Nichtraucherhaushalten ergab sich dasselbe Resultat. Hingegen wurde in Raucher-Wohnungen nur noch in 55 % der Tageswerte dieser vorgeschriebene Grenzwert unterschritten, was die Bedeutung des Tabakrauchs für PM₁₀ als wesentliche Innenraumquelle unterstreicht.

4.2.3 Entscheidende Faktoren zur Partikelanzahl im Innenraum

Weiterhin wurde untersucht, inwieweit Partikelanzahlkonzentrationen der Außenluft in Abhängigkeit vom Lüften in die Innenräume der Wohnungen gelangen. Einige Studien präsentierten relativ hohe Infiltrationsraten (Long et al. 2001; Kim et al. 2005; Wallace 2005), die durch diese Arbeit nicht bestätigt werden konnten. Es zeigte sich vielmehr, dass nur bei entsprechender Lüftung (z. B. geöffnete Fenster) Partikel in nennenswerten Konzentrationen von der Außenluft in den Innenraum gelangten. Dieser Effekt war jedoch nur bei Partikelfractionen unter 2 µm Durchmesser deutlich zu sehen. Dies lässt vermuten, dass Infiltrationseffekte unabhängig vom Lüften nur in bestimmten Wohnungen auftreten, bei denen beispielsweise die Fenster nicht dicht schließen. Die vorliegenden Daten ergaben, dass durch ein Schließen der Fenster bei hohen Außenluft-Konzentrationen (z. B. an verkehrsreichen Straßen) eine starke Reduzierung der Partikelkonzentrationen erreicht wurde. In Studien zu Lüftungssituationen ohne Innenraumquellen z. B. in ungenutzten Räumen (Morawska et al. 2001; Cyrus et al. 2004) wurde demgegenüber beschrieben, dass sich für PM_{2.5} und die Partikelanzahlkonzentrationen die i/o-ratios von geschlossenen zu gekippten oder geöffneten Fenster stets in Richtung i/o-ratio = 1 annäherten.

Eine wichtige Erkenntnis der vorliegenden Untersuchung ist, dass die Partikelkonzentrationen im Innenraum bei Anwesenheit von Personen anstiegen, auch wenn keine besonderen Aktivitäten erfolgten. Dies gilt allerdings nur für die Partikelgrö-

ßen $> 2 \mu\text{m}$, die aber eine wesentliche Komponente des PM₁₀-Staubes darstellen. Diese Resultate finden sich auch in früheren Studien u. a. von Wallace (2000) oder Ferro et al. (2004). Sobald spezifische Innenraumquellen wie Zigarettenrauch, Kochen oder brennende Kerzen auftraten, waren alle Partikelgrößen bis hin zu den ultrafeinen Partikeln erhöht. Auch diese Ergebnisse konnten bereits in früheren Studien, u. a. von Jones et al. (2000) und Wigzell et al. (2000) gezeigt werden.

Sobald sich Personen in den Wohnungen aufhielten, waren die Konzentrationen an gröbereren Staubpartikeln ($> 2 \mu\text{m}$) in der Regel im Innenraum größer als in der Außenluft. Dies galt auch bei Wohnungen, die an stark befahrenen Straßen lagen. In diesen Fällen zeigte sich häufig, dass durch Lüften zwar die gröbereren Staubkonzentrationen im Innenraum abnahmen, dafür aber die verkehrsbedingt höheren Konzentrationen an Feinstaubpartikeln der Außenluft nach innen gelangten. In diesen Fällen ist es vorteilhaft, eine Lüftungsmöglichkeit zu einer verkehrsabgewandten Seite zu nutzen.

Bei zusätzlichen Haushaltsaktivitäten konnten je nach Art der Tätigkeit unterschiedliche Amplituden der vier repräsentativen Kanäle (0,4 - 0,5 μm , 0,8 - 1,0 μm , 2,0 - 3,0 μm und 5,0 - 7,5 μm) festgestellt werden. Insbesondere das Zusammenlegen von Textilien ergab sehr hohe Werte, welche in früheren Studien (Afshari et al. 2005) zum Teil durch Staubablagerungen auf diesen begründet wurden. Sehr hohe Amplituden für den Anstieg der Partikel erhielt man für die Fraktionen 2,0 - 3,0 μm , gefolgt von 5,0 - 7,5 μm und 0,8 - 1,0 μm . Diese Ergebnisse wurden sowohl unter realen Alltagsbedingungen als auch für nachgestellte Situationen an Messorten gefunden. Hier ergaben sich vergleichbare Werte zu den bisher ausschließlich nachgestellten Messanordnungen anderer Studien (Wallace 2000; Afshari et al. 2005).

4.2.4 Resultate der statistischen Analysen

Zusätzlich zu den deskriptiven Darstellungen der Ergebnisse der Messorte sollten mit Hilfe ergänzender statistischer Auswertungen wichtige Zusammenhänge aufgedeckt werden. Die Diskussion der statistischen Auswertungen erfolgt hierbei primär in Form einer kritischen Betrachtung der Einzelaspekte, denn auf vergleichbare Literatur kann kaum zurückgegriffen werden. In dieser Studie wurden erstmals Daten für einwöchige parallele Innen und Außenmessungen an zehn unterschiedlichen Messorten mit einer zeitlichen Auflösung von 5 min, in jeder Jahreszeit (mit ergänzenden Wetterparametern, PM10-Daten von stationären Messstationen und digital erfassten Tagesprotokollen) erhoben.

Korrelationsanalysen

Für die Korrelation der 3-h-PM10-Mittelwerte der Außenluft zwischen der zentralen LfU-Messstation und den unterschiedlichen Messorten fanden sich oft Korrelationskoeffizienten über 0,6. Wider Erwarten wiesen die ausgewählten Messorte trotz einer Distanz von bis zu 30 km keine großen Unterschiede auf. Dies deutet auf eine eher großräumige Hintergrundbelastung bezüglich PM10 hin, die wesentlich durch die Großwetterlage (Inversionswetter) bedingt wurde. Einen Hinweis darauf gaben auch die Korrelationskoeffizienten welche in den austauschärmeren Wintermonaten die höchsten Werte zeigten. Im Sommer waren die Korrelationskoeffizienten deutlich niedriger, wohingegen die Werte im Frühling und Herbst zwischen denen von Winter und Sommer lagen.

Betrachtete man die 24-h-PM10-Mittelwerte der Außenluft, die in vielen epidemiologischen Studien verwendet werden und auf deren Basis der europäische Grenzwert definiert wurde, so waren die Korrelationen geringer. Auch ein Ausschluss der Raucher-Wohnungen brachte für die Korrelationen nur eine geringe Verbesserung ($r^2 = 0,27$ auf $r^2 = 0,30$). Weitere Korrelationsanalysen für Innen- versus Außenluft sowie Innenluft versus LfU-Station ergaben Korrelationskoeffizienten kleiner 0,1. Dieses Ergebnis lässt vermuten, dass von den 24-h-Mittelwerten einer zentralen Messstation nicht immer auf die Partikelanzahlkonzentration an jedem

Ort einer Region und ebenso wenig auf die Partikelanzahlkonzentrationen innerhalb von Wohnungen geschlossen werden kann.

Im anschließenden Vergleich der PM₁₀-Perzentile in der Außenluft konnte man erkennen, dass die Perzentile der Außenluftwerte an den unterschiedlichen Messorten oft ähnlich zu denen der zeitgleich gemessenen Daten der zentralen, stationären Messstation des LfU waren (siehe Abbildung 31, Seite 85). Wiederum zeigten die Sommermessungen die schlechtesten Übereinstimmungen, jedoch auch die geringsten absoluten Werte. Auch dieser Befund scheint auf einen Einfluss der Wetterlage zu deuten. Von Bedeutung ist hierbei, dass anscheinend nur mit Messungen über längere Messperioden und anschließenden Wiederholungsmessungen ein repräsentatives Ergebnis hinsichtlich der Partikelanzahlkonzentration an einem bestimmten Messort ermittelt werden kann.

Die PM₁₀-Perzentile in Abhängigkeit vom Messort (Abbildung 32) zeigten sowohl für die unterschiedlichen Messorte als auch für die zentrale Messstation unterschiedliche Ausprägungen. Diese Unterschiede könnten vermutlich auf die unterschiedlichen Messzeiträume zurückzuführen sein. Interessant war jedoch, dass sowohl an Messort 8 (städtisch, starke Verkehrsbelastung) als auch an der zentralen Messstation parallel und unabhängig von den Jahreszeiten die höchsten Werte auftraten, wohingegen an Messort 9 (ländlich, sehr wenig Verkehr) und der zentralen Messstation ebenso parallel die niedrigsten Werte gemessen wurden. Für diese Beobachtung gibt es derzeit noch keine Erklärung; es könnte lediglich von einer großräumigen Partikelverteilung mit unterschiedlichen Amplituden ausgegangen werden.

Varianzanalysen

Betrachtete man den Zusammenhang zwischen Innenraum und Außenluft in den Varianzanalysen (abhängige Variablen: 15 Partikelfraktionen; unabhängige Variablen: Messort, Jahreszeit, Wochentag und innen-versus-außen), so zeigten sich die unterschiedlichsten Möglichkeiten und Kombinationen der Einflüsse auf Partikel. Im Vergleich von Innenraum zu Außenluft waren für alle Partikelfraktionen

signifikante Unterschiede vorhanden. Außerdem wiesen die Messorte meist signifikante Unterschiede (Ausnahme 1,0 – 1,6 μm) auf. Hier könnten unterschiedliche Partikelquellen im Innenraum (z. B. Rauchen oder Anwesenheit von Personen) und in der Außenluft (z. B. Lage des Messortes, Baustellen, Wetter oder Lüften) ursächlich gewesen sein.

Bezüglich der Jahreszeiten fanden sich primär erst für Partikel $> 5,0 \mu\text{m}$ Unterschiede. Dabei gab es jedoch keine einheitliche Tendenz (siehe Abbildung 36), sondern die Partikelanzahlen der Jahreszeiten variierten unterschiedlich für die einzelnen Messorte. Dadurch wurde der Versuch eine Musterbildung für typische Partikelverteilungen an bestimmten Messorten zu beliebigen Jahreszeiten zu identifizieren undurchführbar.

Bei den Kombinationen der Variablen zeigten sich meist ab einem Partikeldurchmesser $> 2,0 \mu\text{m}$ signifikante Unterschiede in den Interaktionen. Für die Kombination Messort und innen-versus-außen kamen zusätzlich Partikel $< 0,8 \mu\text{m}$ hinzu. Auch hier kann man keine eindeutigen Aussagen treffen, da anscheinend jeder Messort eine eigenständige Verteilung der Partikelanzahlkonzentrationen aufwies.

In der Varianzanalyse für die Außenluft ergaben sich ebenfalls meist signifikante Unterschiede bei den Messorten. Messort 9 (ländlich) zeigte beispielsweise stets die niedrigsten Werte. Diese Unterschiede waren durch die verschiedenen Regionen (städtisch / ländlich) mit ihren jeweiligen Feinstaubquellen, Abschirmungen (durch z. B. Bäume) und besonderen Umständen (z. B. Baustellen) bedingt.

Auch für die Jahreszeiten stellten sich signifikante Unterschiede heraus. Für die feinen Fraktionen wurden - wie in den Korrelationsanalysen - im Sommer niedrigere und im Frühling höhere Werte als zu den anderen Jahreszeiten gemessen. Bei den gröbereren Partikeln fand man im Winter niedrigere und im Herbst meist höhere Werte. Dies resultierte wahrscheinlich ebenfalls aus der bereits beschriebenen, je nach Jahreszeit unterschiedlichen Partikelzusammensetzungen. Ein Sonderfall ohne signifikante Unterschiede war hier wieder die Fraktion 0,8 - 2,0 μm .

Demgegenüber traten zwischen den Wochentagen meist keine Unterschiede auf. Ein Problem könnte darin bestanden haben, dass ausschließlich mit Tagesmittelwerten gerechnet wurde. Samstags und sonntags fanden zwar im allgemeinen keine berufsbedingten Aktivitäten statt, jedoch Freizeitaktivitäten. Ferner sollten Unterschiede, die durch den Verkehr bedingt waren, primär im Ultrafeinstaubbereich zu finden sein. Eine mögliche Tendenz könnte in der Partikelfraktion 3,0 – 7,5 µm angedeutet sein, denn hier wurden sonntags signifikant niedrigere und mittwochs und donnerstags signifikant höhere Werte als an den anderen Wochentagen ermittelt.

Auch in der Kombination der Variablen ließen sich für Messort und Jahreszeit in der Außenluft signifikant unterschiedliche Interaktionen beobachten (Ausnahme wiederum 0,8 - 2,0 µm). Diese unterschiedlichen Interaktionen erschwerten die Auswertung der Analyse, da kein homogener Zusammenhang mehr vorlag. Auch ist fraglich, ob angesichts der Vielzahl möglicher Einflussfaktoren die in dieser Untersuchung realisierbare Zahl von Messungen und Messorten ausreichte, um in jedem Fall konsistente Muster zu erkennen. Hierzu wären vermutlich mehrere, benachbarte oder vergleichbare Wohnungen erforderlich gewesen.

Für den Innenraum zeigten sich häufig klare Unterschiede zwischen den einzelnen Messorten. Meist wurden am Messort 6, bedingt durch zwei starke Raucher, die höchsten Partikelanzahlkonzentrationen in der Innenraumluft gefunden. Für Partikel > 2,0 µm Durchmesser ergaben sich demgegenüber für die Messorte 2 und 12 sehr geringe Partikelanzahlen. Diese Differenzen wurden vermutlich durch die Unterschiede der Anwesenheit der Bewohner (Messort 12: Büro), der allgemeinen Raumnutzung (z. B. Küche, Wohnzimmer, kombinierter Wohn-Schlafrum oder Büro), Raumeinrichtung (Teppich, Parkett) und durchgeführter Tätigkeiten (z. B. Aufräumen, Putzen oder Lesen) hervorgerufen.

Die Jahreszeiten zeigten im Innenraum, im Gegensatz zur Außenluft, meist keine signifikanten Unterschiede (unabhängig von den Raucher-Wohnungen). Dies lässt darauf schließen, dass die überwiegende Anzahl der Partikel des Innenraums dort auch direkt emittiert wurden. Lediglich bei Partikeln > 10 µm, die in ihrer Anzahl

sehr gering und stark variabel waren, fanden sich signifikante Unterschiede zwischen den Jahreszeiten.

Der starke Einfluss des Rauchens zeigte sich unter anderem auch darin, dass in der Analyse aller Messorte für die Wochentage keine Muster zu finden waren. Erst nach Ausschluss der Messorte mit starken Rauchern ergab sich für feinere Partikel ($< 0,65 \mu\text{m}$) eine Differenzierung nach Wochentagen wobei sonntags die höchsten Werte auftraten. Die höheren Werte von feinen Partikeln an Sonntagen lassen sich möglicherweise durch anwesende, rauchende Besucher (laut Protokolleinträgen z. B. Messort 5 und 11) erklären. Als weitere Faktoren kommen theoretisch das Lüftungsverhalten sowie häusliche Aktivitäten in Betracht. Demgegenüber wurden (nach Ausschluss der Raucher-Wohnungen) im kombinierten Wohn-Schlafraum (Messort 8) und einer Wohnung mit einer Vielzahl von Polstermöbeln und Teppichen (Messort 11), vermutlich bedingt durch Aufwirbelungen von Grobstaub bei anwesenden Bewohnern, für die gröberen Fraktionen die höchsten Partikelkonzentrationen im Innenraum gemessen.

Regressionsanalysen

Auf der Suche nach den Hauptinnenraumquellen für feinere und gröbere Partikel ließ sich mit Hilfe einer stufenweisen multiplen linearen Regression erkennen, dass zum einen die entsprechenden Außenluftkanäle und zum anderen die Personenzahl als Haupteinflussvariablen des Innenraums ausschlaggebend waren. Je feiner die Partikelfraktionen waren, desto öfter wurden die Innenraummessungen primär von dem entsprechenden Außenluftkanal beeinflusst. Dabei traten diese Beeinflussungen überwiegend im Sommer und Herbst auf. Dies hing wahrscheinlich mit der besseren Diffusion kleinerer Partikel sowie den vorwiegend im Sommer und Herbst geöffneten Fenstern zusammen. Je gröber die Partikelfraktionen wurden, desto häufiger konnte für die Messperioden die Anwesenheit von Personen im Innenraum als Haupteinflussvariable festgestellt werden (vor allem Frühling und Winter). Dieser Effekt fiel vor allem bei Partikel größer $0,8 \mu\text{m}$ auf, wobei die prägnantesten Übereinstimmungen in den kühleren Jahreszeiten bei meist geschlossenem Fenster zu finden waren.

Betrachtete man die Haupteinflussvariablen in Abhängigkeit zu den Jahreszeiten, ließen sich drei verschiedene Gruppen unterscheiden. Im Sommer, der wärmsten Jahreszeit mit meist geöffneten Fenstern und vielen Aktivitäten im Freien, wurden die Außenluftpartikel als Haupteinflussvariable identifiziert. In den Übergangsjahreszeiten Frühling und Herbst nahmen die Außenluftpartikel als Haupteinflussvariable ab und in ca. 50 % der Fälle konnten bereits Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen bestimmt werden. In der kältesten Jahreszeit Winter, mit meist geschlossenen Fenstern und Türen und vielen Innenraumaktivitäten (u. a. Weihnachten), zeigten sich die Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen.

Eine abschließende Betrachtung der Haupteinflussfaktoren der einzelnen Messorte ließ für die Messorte drei Gruppen bezüglich der Variablen erkennen. Messort 8 (verkehrsreich, häufig gekippte Fenster) hatte als Haupteinflussvariable die entsprechenden Außenluftkanäle. An Messort 1 (urban, Räume wenig genutzt) waren die Haupteinflussvariablen zwischen innen und außen ausgeglichen. An allen übrigen Messorten überwogen die Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen. Insbesondere die ländlichen Messorte (Messort 3 und 9) mit geringeren Außenluft-Konzentrationen und die Messorte mit starken Rauchern (Messort 6 und 7) mit sehr starken Innenraumquellen wiesen primär Innenraumparameter als Haupteinflussvariablen auf.

In diesem Zusammenhang erscheint es selbstverständlich, dass Partikelverteilungen in der Außenluft von den Jahreszeiten abhängig sind und je nach Jahreszeit auch unterschiedliche Aktivitäten von den Menschen durchgeführt werden. Aufgrund dieser Tatsache sollten bei künftigen Studien zusätzlich die Korrelationen zwischen Außenluftpartikeln, Mortalität und Morbidität verschiedener Länder verglichen werden. Ein solcher Vergleich könnte zu dem Ergebnis kommen, dass sich die Korrelationen innerhalb der EU wie folgt darstellen könnten: Es wäre denkbar, dass der Zusammenhang zwischen stationärer Außenluftmessung, Mortalität und Morbidität in südlichen Ländern enger als in nördlichen Ländern ist. Hintergrund wäre die Annahme, dass durch häufiger geöffnete Fenster im Süden die Innen- und Außenkonzentrationen ähnlicher sind und somit durch die stationären Messungen der Außenluft die Exposition in südlichen Ländern besser abgeschätzt

wird. Innerhalb eines Landes wären ähnliche Effekte für die Jahreszeiten (bessere Korrelation im Sommer als im Winter) zu erwarten. Das Problem, dass im Süden meist höhere Partikelkonzentrationen als im Norden auftreten (Katsouyanni et al. 1995; Brunekreef et al. 2005; Samoli et al. 2005) lässt diesen Ländervergleich allerdings undurchführbar werden.

4.2.5 Erkenntnisse durch ergänzende Messparameter

Beim Vergleich der Verteilungen der Partikelanzahlen, -oberflächen und -volumen in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser zeigte Messort 9 zumeist die niedrigsten, für innen und außen vergleichbaren, Werte. Für die weiteren Messorte ohne Raucher waren die Werte bei ähnlichen Verläufen innen wie außen leicht erhöht. Für Messort 6 (Messort mit starken Rauchern) waren sowohl die Innenwerte im Bereich $< 1 \mu\text{m}$ als auch die Außenwerte im Bereich $< 0,4 \mu\text{m}$, bedingt durch Rauchen als Feinstaubquelle, erhöht. Diese Darstellungen zeigen die zu Beginn der Studie erwarteten Ergebnisse.

Durch die exemplarisch durchgeführten Ultrafeinstaubmessungen konnte nachgewiesen werden, dass hohe Ultrafeinstaubkonzentrationen der Außenluft (z. B. hohe Verkehrsbelastung) bei geschlossenen Fenstern zu weniger als 10 % in den Innenraum gelangten. Wurde ein Fenster geöffnet, so stiegen die Konzentrationen im Innenraum rasch auf das Außenniveau an. Nach dem Schließen des Fensters wurde binnen 20 Minuten wieder der Ausgangswert erreicht. Neben Kerzen- und Zigarettenrauch konnte noch eine weitere wichtige Innenraumquelle für Ultrafeinstaub identifiziert werden. Wurden Einzelöfen (Öl-, Holzöfen) stark erhitzt, entstanden auf den heißen Oberflächen wahrscheinlich Verschmelzungen von Stäuben, welche dann ultrafeine Partikeln freisetzen. An diesen Messorten (9 und 11) wurden dadurch sehr hohe Ultrafeinstaubkonzentrationen im Innenraum gemessen, die durch keine anderen Ursachen erklärbar waren. Durch Lüften sank die Innenraum-Konzentration rasch auf den Außenluftwert ab. Nach dem Schließen der Fenster erfolgte, bei dieser starken und weiterhin vorhandenen Innenraumquelle, wiederum ein rascher Anstieg der Ultrafeinstaubkonzentration.

Neben den Auswertungen der optischen Partikelanzahlmessungen ermöglichten die Backup-Filter weitere Analysen. Die rein visuelle Beurteilung der Innenraum-Filter erbrachte je nach Lüftungsverhalten eine Einfärbung durch Partikel der Außenluft (Messort 2 und 8). Wurde im Innenraum geraucht, wurde die Filterfarbe durch die Inhaltsstoffe des Zigarettenrauchs beeinflusst (Messort 6). Bei der Außenluftmessung war die Schwärzung der Filter direkt proportional zum Verkehrsaufkommen. Aufgrund der zum Teil geringen Filtergewichte, extremer Feinstaubquellen im Innenraum (Zigarettenrauch oder Kerzen) und unterschiedlichster Quellen in der Außenluft wurde eine gravimetrische Auswertung nicht weiter verfolgt, da diese Effekte nicht kontrollierbare Einflüsse auf die Filtergewichte ausübten.

4.2.6 Epidemiologische Aspekte

In dieser Arbeit bleiben einige Diskrepanzen weiterhin bestehen. So erzielte man sowohl durch das Rauchen als auch durch das Abbrennen von Kerzen stark erhöhte Konzentrationen an ultrafeinen Partikeln in Innenräumen. Bereits durch ein Teelicht werden mehr als 200.000 Partikel/cm³ gemessen; dies ist die doppelte Konzentration von ultrafeinen Partikeln in der Außenluft an stark befahrenen Straßen. Bedenkt man, dass in manchen Wohnungen Teelichter und Kerzen - zumindest im Winterhalbjahr - häufig verwendet werden, stellt sich die Frage nach der gesundheitlichen Relevanz. Aus epidemiologischer Sicht geht man bei Ultrafeinstaub in der Außenluft von einer Zunahme an Herz-Kreislauf-Erkrankungen aus (de Hartog et al. 2005; Harder et al. 2005; Schulz et al. 2005). Möglicherweise sind die durch Kerzen erzeugten ultrafeinen Partikel gesundheitlich weniger relevant als diejenigen aus Kfz-Abgasen. Andererseits scheint es auch bei Ultrafeinstaub einen generellen Partikeleffekt unabhängig von der Zusammensetzung zu geben (Khandoga et al. 2004).

Aber auch bei den gröbereren Partikeln stellt sich die Frage einer gesundheitlichen Relevanz: sobald Personen im Innenraum anwesend waren, lagen die Partikelanzahlkonzentrationen höher als in der Außenluft. Da es sich im Innenraum bei

diesen Partikelgrößen häufig um resuspendierte Stäube handelt, sind andere biologische Wirkmechanismen als in der Außenluft zu erwarten. Hier sollte neben den bereits bekannten Aspekten wie allergene Potenz (z. B. Hausstaubmilben) oder entzündungsauslösender Wirkung (Endotoxin) auch die toxische Relevanz geklärt werden. Wenn nun aber die meisten epidemiologischen Studien Effekte zwischen Partikeln der Außenluft und gesundheitlichen Aspekten aufweisen, könnte dies auch in der chemischen Zusammensetzung - also einer allgemein unterschiedlichen Wirkung oder einer veränderten Toxizität - begründet sein.

Eine Missklassifikation der Exposition in epidemiologischen Studien (Greenland et al. 2006; Vrijheid et al. 2006; Vrijheid et al. 2006) könnte sich wie folgt auswirken: Unter der Voraussetzung, dass die Wirksamkeit von Partikeln im Innenraum derjenigen von Partikeln in der Außenluft entspricht, würde dies in einer nichtdifferenziellen Missklassifikation der Exposition durch Verwendung der Partikelanzahlkonzentrationen in der Außenluft münden. Hierbei würden die tatsächlichen Effekte durch die vorhandenen Studien vermutlich unterschätzt. Unter der Annahme, dass Partikel im Innenraum toxisch relevanter sind als jene der Außenluft, würde sich die Missklassifikation der Exposition verstärken. Es wäre dann der tatsächliche Zusammenhang zwischen Feinstaubexposition im Innenraum und gesundheitlichen Effekten nicht aus Studien mit stationären Außenluftmessungen abzuleiten. Sollten jedoch die Partikel im Innenraum harmloser als diejenigen der Außenluft sein wären gesundheitliche Effekte primär durch Außenluftpartikel bedingt. Demzufolge wären die bis dato veröffentlichten Studien relevant und Außenluftmessungen hinreichend aussagekräftige, um Daten für gesundheitliche Gefährdungen abzuleiten.

Interessant hierbei ist, dass in Veröffentlichungen bereits erste Erkenntnisse zu den Unterschieden in den biologischen Effekten von Innenraum- und Außenluftstäuben zu finden waren (Kado et al. 1994; Risom et al. 2005; Schulz et al. 2005; Thurston et al. 2005; Pope 3rd et al. 2006; Schlesinger et al. 2006). Die vorliegende Arbeit befasste sich jedoch nicht mit der Zusammensetzung der gemessenen Stäube. Diese Fragestellung wird derzeit in einem biologischen Folgeprojekt erörtert.

5 Schlussfolgerungen mit Ausblick

Die Auswertungen der in dieser Arbeit erhobenen Daten erlauben, ungeachtet der in der Diskussion beschriebenen Schwierigkeiten, Schlussfolgerungen, die zum weiteren Umgang mit den stets auftretenden Partikelkonzentrationen in der Luft befähigen.

Zum einen belegen die Daten, dass Partikel zum Großteil im Innenraum produziert werden. Dabei werden feinere Partikelfractionen durch Rauchen, Kochen oder brennende Kerzen erzeugt. Größere Partikelfractionen treten vornehmlich während der Anwesenheit von den Bewohnern, in Abhängigkeit von möglichen Aktivitäten auf.

Zum anderen konnte bei geschlossenen Fenstern nur ein minimaler Einfluss der Außenluftpartikel auf den Innenraum gemessen werden. Wurden jedoch Fenster und Türen geöffnet stieg der Einfluss der Außenluftpartikel auf den Innenraum. In Anbetracht dieser Tatsache sollte eine Partikelreduzierung in der Außenluft auch weiterhin von höchster Präsenz sein.

Insgesamt zeigte jeder einzelne Messort ein eigenes Muster der Partikelverteilung im Innenraum und in der Außenluft. Bezüglich der Partikel im Innenraum sollte die Bevölkerung besser informiert und sensibilisiert werden, wie stark Rauchen aber auch brennende Kerzen gesundheitsschädigende Partikel emittieren. Insbesondere während der Anwesenheit von Kindern, älteren oder gesundheitlich vorbelasteten Personen sollte hierauf Rücksicht genommen werden. Für die Außenluft zeichnete sich ab, dass die Partikelverteilung großräumig zu betrachten ist, was durch Inversionswetterlagen hervorgerufen wird. Deshalb könnte eine Reduzierung der Partikel in einem engen räumlichen Areal - je nach Wetterlage - voraussichtlich nicht immer die angestrebte Partikelreduzierung bewirken.

In dieser Studie wurden die ultrafeinen Partikel nur exemplarisch betrachtet. Doch zeigen neueste Studien, dass Ultrafeinstaub ebenso als potente Gefahr für negative gesundheitliche Effekte betrachtet werden muss. Deshalb sollte in weiteren Studien Ultrafeinstaub ebenfalls unter realen Alltagsbedingungen im Innenraum gemessen werden.

Ferner sollte in künftigen Studien die Toxizität von Stäuben aus Innenräumen unter realen Wohnbedingungen untersucht werden. Um einen Vergleich mit den jeweiligen lokalen Verhältnissen zu gewährleisten, bietet sich das parallele Staubsammeln im Innenraum und der Außenluft an. Liegen diese Ergebnisse vor, lassen sich aus der Synopse von Epidemiologie und Toxikologie wissenschaftlich basierte Handlungsempfehlungen für Politik und Gesellschaft ableiten, wie z. B. in öffentlichen Gebäuden den Nichtraucherschutz auszuweiten und den Einstieg zum Rauchen für Jugendliche zu erschweren.

Bei zukünftigen epidemiologischen Studien sollten deshalb die Innenraumstäube nicht mehr außer Acht gelassen werden und zusätzliche personenbezogene Messungen - bei einer verbesserten Messtechnik – integriert werden.

6 Literaturverzeichnis

- Abt, E., H. H. Suh, P. Catalano, P. Koutrakis (2000). "Relative contribution of outdoor and indoor particle sources to indoor concentrations." Environmental Science & Technology **34**(17): 3579-3587.
- Adgate, J. L., G. Ramachandran, G. C. Pratt, L. A. Waller, K. Sexton (2002). "Spatial and temporal variability in outdoor, indoor, and personal PM_{2.5} exposure." Atmospheric Environment **36**(20): 3255-3265.
- Adgate, J. L., G. Ramachandran, G. C. Pratt, L. A. Waller, K. Sexton (2003). "Longitudinal variability in outdoor, indoor, and personal PM_{2.5} exposure in healthy non-smoking adults." Atmospheric Environment **37**(7): 993-1002.
- Afshari, A., U. Matson, L. E. Ekberg (2005). "Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber." Indoor Air **15**(2): 141-50.
- Allen, R., T. Larson, L. Sheppard, L. Wallace, L. J. Liu (2003). "Use of real-time light scattering data to estimate the contribution of infiltrated and indoor-generated particles to indoor air." Environ Sci Technol **37**(16): 3484-92.
- Brasche, S., W. Bischof (2005). "Daily time spent indoors in German homes--baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants." Int J Hyg Environ Health **208**(4): 247-53.
- Brunekreef, B., B. Forsberg (2005). "Epidemiology evidence of effects of coarse airborne particles on health." Eur Respir J **26**(2).
- Cozzarini, C., H. P. Lenz (1998). Emissionen und Luftqualität. Düsseldorf, VDI-Verlag.
- Cyrus, J., M. Pitz, W. Bischof, H. E. Wichmann, J. Heinrich (2004). "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 **14**(4): 275-83.
- de Hartog, J. J., G. Hoek, A. Mirme, T. Tuch, G. P. Kos, H. M. ten Brink, B. Brunekreef, J. Cyrus, J. Heinrich, M. Pitz, T. Lanki, M. Vallius, J. Pekkanen, W. G. Kreyling (2005). "Relationship between different size classes of particulate matter and meteorology in three European cities." J Environ Monit **7**(4): 302-10.
- de Hartog, J. J., G. Hoek, A. Peters, K. L. Timonen, A. Ibaldo-Mulli, B. Brunekreef, J. Heinrich, P. Tiittanen, J. H. van Wijnen, W. Kreyling, M. Kulmala, J. Pekkanen (2003). "Effects of fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease: the ULTRA study." Am J Epidemiol **157**(7): 613-23.
- Driscoll, K. E., J. M. Carter, P. J. Borm (2002). "Antioxidant defense mechanisms and the toxicity of fibrous and nonfibrous particles." Inhal Toxicol **14**(1): 101-18.
- Evans, G. F., R. V. Highsmith, L. S. Sheldon, J. C. Suggs, R. W. Williams, R. B. Zweidinger, J. P. Creason, D. Walsh, C. E. Rodes, P. A. Lawless (2000). "The 1999 Fresno particulate matter exposure studies: comparison of community, outdoor, and residential PM mass measurements." J Air Waste Manag Assoc **50**(11): 1887-1896.

- Ferro, A. R., R. J. Kopperud, L. M. Hildemann (2004). "Elevated personal exposure to particulate matter from human activities in a residence." J Expo Anal Environ Epidemiol **14 Suppl 1**: S34-40.
- Ferro, A. R., R. J. Kopperud, L. M. Hildemann (2004). "Source strengths for indoor human activities that resuspend particulate matter." Environ Sci Technol **38**(6): 1759-64.
- Fischer, P. H., G. Hoek, H. van Reeuwijk, D. J. Briggs, E. Lebret, J. H. van Wijnen, S. Kingham, P. E. Elliott (2000). "Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam." Atmospheric Environment **34**(22): 3713-3722.
- Fromme, H., G. Bolte, E. Roscher (2005). Umweltmedizinische Bedeutung von Dieselruß/Feinstaub, Materialien zur Umweltmedizin, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Bayerische Staatsregierung, Erlangen.
- Glinianaia, S. V., J. Rankin, R. Bell, T. Pless-Mulloli, D. Howel (2004). "Does particulate air pollution contribute to infant death? A systematic review." Environ Health Perspect **112**(14): 1365-71.
- Greenland, S., P. Gustafson (2006). "Accounting for Independent Nondifferential Misclassification Does Not Increase Certainty that an Observed Association Is in the Correct Direction." American Journal of Epidemiology **164**((1)): 63-68.
- Hänninen, O. O., E. Lebret, V. Ilacqua, K. Katsoyanni, N. Künzli (2004). "Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities." Atmospheric Environment- Elsevier **38**(37): 6411-6423.
- Harder, V., P. Gilmour, B. Lentner, E. Karg, S. Takenaka, A. Ziesenis, A. Stampfl, U. Kodavanti, J. Heyder, H. Schulz (2005). "Cardiovascular responses in unrestrained WKY rats to inhaled ultrafine carbon particles." Inhal Toxicol **17**(1): 29-42.
- Harrison, R. M., D. J. Smith, A. J. Kibble (2004). "What is responsible for the carcinogenicity of PM_{2.5}?" Occup Environ Med **61**(10): 799-805.
- Heinrich, J., H. E. Wichmann (2004). "Traffic related pollutants in Europe and their effect on allergic disease." Curr Opin Allergy Clin Immunol **4**(5): 341-8.
- Heinrich, U., H. Muhle, S. Takenaka, H. Ernst, R. Fuhst, U. Mohr, F. Pott, W. Stober (1986). "Chronic effects on the respiratory tract of hamsters, mice and rats after long-term inhalation of high concentrations of filtered and unfiltered diesel engine emissions." J Appl Toxicol **6**(6): 383-95.
- Höppe, P., W. Guth, R. Schierl, D. Nowak (2005). Longitudinale Kohortenstudie zur Erfassung akuter pulmonaler, kardialer und hämatologischer/hämostaseologischer Wirkungen von Feinstaub unter realen Umweltbedingungen (CorPuScuala), Materialien zur Umweltmedizin, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Bayerische Staatsregierung, Erlangen.
- Hussein, T., K. Hameri, P. Aalto, A. Asmi, L. Kakko, M. Kulmala (2004). "Particle size characterization and the indoor-to-outdoor relationship of atmospheric aerosols in Helsinki." Scand J Work Environ Health **30 Suppl 2**: 54-62.
- Janssen, N. A., J. J. de Hartog, G. Hoek, B. Brunekreef, T. Lanki, K. L. Timonen, J. Pekkanen (2000). "Personal exposure to fine particulate matter in elderly

- subjects: relation between personal, indoor, and outdoor concentrations." J Air Waste Manag Assoc **50**(7): 1133-1143.
- Jones, N. C., C. A. Thornton, D. Mark, R. M. Harrison (2000). "Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations." Atmospheric Environment **34**(16): 2603-2612.
- Kado, N. Y., S. D. Colome, M. T. Kleinman, D. P. H. Hsieh, P. Jaques (1994). "Indoor-Outdoor Concentrations and Correlations of PM10-Associated Mutagenic Activity in Nonsmokers' and Asthmatics' Homes." Environmental Science & Technology **28**: 1073-1078.
- Katsouyanni, K., D. Zmirou, C. Spix, J. Sunyer, J. P. Schouten, A. Ponka, H. R. Anderson, Y. Le Moullec, B. Wojtyniak, M. A. Vigotti (1995). "Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time-series data. The APHEA project: background, objectives, design." Eur Respir J **8**(6): 1030-8.
- Khandoga, A., A. Stampfl, S. Takenaka, H. Schulz, R. Radykewicz, W. Kreyling, F. Krombach (2004). "Ultrafine particles exert prothrombotic but not inflammatory effects on the hepatic microcirculation in healthy mice in vivo." Circulation **109**(10): 1320-5.
- Kim, D., A. Sass-Kortsak, J. T. Purdham, R. E. Dales, J. R. Brook (2005). "Sources of personal exposure to fine particles in Toronto, Ontario, Canada." J Air Waste Manag Assoc **55**(8): 1134-46.
- Kopperud, R. J., A. R. Ferro, L. M. Hildemann (2004). "Outdoor versus indoor contributions to indoor particulate matter (PM) determined by mass balance methods." J Air Waste Manag Assoc **54**(9): 1188-96.
- Kramer, U., T. Koch, U. Ranft, J. Ring, H. Behrendt (2000). "Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas." Epidemiology **11**(1): 64-70.
- Kramer, U., C. H. Lemmen, H. Behrendt, E. Link, T. Schafer, J. Gostomzyk, G. Scherer, J. Ring (2004). "The effect of environmental tobacco smoke on eczema and allergic sensitization in children." Br J Dermatol **150**(1): 111-8.
- Künzli, N., U. Ackermann-Liebrich, O. Brandli, J. M. Tschopp, C. Schindler, P. Leuenberger (2000). "Clinically "small" effects of air pollution on FVC have a large public health impact. Swiss Study on Air Pollution and Lung Disease in Adults (SAPALDIA) - team." European Respiratory Journal **15**(1): 131-136.
- Leaderer, B. P., L. Naeher, T. Jankun, K. Balenger, T. R. Holford, C. Toth, J. Sullivan, J. M. Wolfson, P. Koutrakis (1999). "Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM10, PM2.5, SO4(2)-, H+, NH4+, NO3-, NH3, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters." Environ Health Perspect **107**(3): 223-31.
- Long, C. M., H. H. Suh, P. J. Catalano, P. Koutrakis (2001). "Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior." Environ Sci Technol **35**(10): 2089-99.
- Monn, C. (2001). "Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone." Atmospheric Environment **35**(1): 1-32.
- Monn, C., A. Fuchs, D. Hogger, M. Junker, D. Kogelschatz, N. Roth, H. U. Wanner (1997). "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 **208**(1-2): 15-21.
- Morawska, L., C. R. He, J. Hitchins, D. Gilbert, S. Parappukkaran (2001). "The relationship between indoor and outdoor airborne particles in the residential environment." Atmospheric Environment **35**(20): 3463-3473.
- Nazaroff, W. W. (2004). "Indoor particle dynamics." Indoor Air **14** (7): 175-83.
- Ott, W., L. Wallace, D. Mage (2000). "Predicting particulate (PM₁₀) personal exposure distributions using a random component superposition statistical model." J Air Waste Manag Assoc **50**(8): 1390-1406.
- Patterson, E., D. J. Eatough (2000). "Indoor/outdoor relationships for ambient PM_{2.5} and associated pollutants: epidemiological implications in Lindon, Utah." J Air Waste Manag Assoc **50**(1): 103-10.
- Peters, A., B. Veronesi, L. Calderon-Garciduenas, P. Gehr, L. C. Chen, M. Geiser, W. Reed, B. Rothen-Rutishauser, S. Schurch, H. Schulz (2006). "Translocation and potential neurological effects of fine and ultrafine particles a critical update." Part Fibre Toxicol **3**: 13.
- Pope 3rd, C. A., R. T. Burnett, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, K. Ito, G. D. Thurston (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution." Jama **287**(9): 1132-41.
- Pope 3rd, C. A., D. W. Dockery (2006). "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect." J Air Waste Manag Assoc **56**(6): 709-42.
- Rea, A. W., M. J. Zufall, R. W. Williams, L. Sheldon, C. Howard-Reed (2001). "The influence of human activity patterns on personal PM exposure: a comparative analysis of filter-based and continuous particle measurements." J Air Waste Manag Assoc **51**(9): 1271-9.
- Riley, W. J., T. E. McKone, A. C. K. Lai, W. W. Nazaroff (2002). "Indoor particulate matter of outdoor origin: Importance of size-dependent removal mechanisms." Environmental Science & Technology **36**(2): 200-207.
- Risom, L., P. Moller, S. Loft, R. J. Delfino, C. Sioutas, S. Malik, H. Schulz, V. Harder, A. Ibaldo-Mulli, A. Khandoga, W. Koenig, F. Krombach, R. Radykewicz, A. Stampfl, B. Thorand, A. Peters, R. B. Schlesinger, N. Kunzli, G. M. Hidy, T. Gotschi, M. Jerrett (2005). "Oxidative stress-induced DNA damage by particulate air pollution." Mutat Res **592**(1-2): 119-37.
- Samet, J. M., F. Dominici, F. C. Curriero, I. Coursac, S. L. Zeger (2000). "Fine particulate air pollution and mortality in 20 US Cities, 1987-1994." New England Journal of Medicine **343**(24): 1742-1749.
- Samoli, E., A. Analitis, G. Touloumi, J. Schwartz, H. R. Anderson, J. Sunyer, L. Bisanti, D. Zmirou, J. M. Vonk, J. Pekkanen, P. Goodman, A. Paldy, C. Schindler, K. Katsouyanni (2005). "Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the APHEA multicity project." Environ Health Perspect **113**(1): 88-95.
- Schlesinger, R. B., N. Kunzli, G. M. Hidy, T. Gotschi, M. Jerrett (2006). "The health relevance of ambient particulate matter characteristics: coherence of toxicological and epidemiological inferences." Inhal Toxicol **18**(2): 95-125.
- Schneider, F. (2005). Charakterisierung von Aerosolpartikeln aus der Landwirtschaft. Selbstverlag, Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreise Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI (VDI-MEG), 431, Universität Hohenheim. Dissertation.

- Schulz, H., V. Harder, A. Ibalid-Mulli, A. Khandoga, W. Koenig, F. Krombach, R. Radekewicz, A. Stampfl, B. Thorand, A. Peters (2005). "Cardiovascular effects of fine and ultrafine particles." J. Aerosol Med. **18**(1): 1-22.
- Schwartz, J. (2004). "Air pollution and children's health." Pediatrics **113**(4 Suppl): 1037-43.
- Schwarze, P. E., J. Ovrevik, M. Lag, M. Refsnes, P. Nafstad, R. B. Hetland, E. Dybing (2006). "Particulate matter properties and health effects: consistency of epidemiological and toxicological studies." Hum Exp Toxicol **25**(10): 559-79.
- Seinfeld, J. H., S. N. Pandis (1998). Atmospheric Chemistry and Physics; From Air Pollution to Climate Change. New York, Wiley.
- Thurston, G. D., K. Ito, T. Mar, W. F. Christensen, D. J. Eatough, R. C. Henry, E. Kim, F. Laden, R. Lall, T. V. Larson, H. Liu, L. Neas, J. Pinto, M. Stolzel, H. Suh, P. K. Hopke (2005). "Workgroup report: workshop on source apportionment of particulate matter health effects--intercomparison of results and implications." Environ Health Perspect **113**(12): 1768-74.
- Tsai, F. C., K. R. Smith, N. Vichit-Vadakan, B. D. Ostro, L. G. Chestnut, N. Kungskulniti (2000). "Indoor/outdoor PM10 and PM2.5 in Bangkok, Thailand." J Expo Anal Environ Epidemiol **10**(1): 15-26.
- Vallius M., J. N. A. H., Heinrich J., Hoek G., Ruuskanen J., Cyrys J., Van Grieken R., de Hartog J.J., Kreyling W.G. and Pekkanen J. (2005). "Sources and elemental composition of ambient PM2.5 in three European cities." Science of The Total Environment **337**(1-3): 147-162.
- VDI (2001). "Messen von Innenraumluftverschmutzungen, Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen, Indoor air pollution measurement, Measurement of the indoor air exchange rate." VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 5.
- Vette, A. F., A. W. Rea, P. A. Lawless, C. E. Rodes, G. Evans, V. R. Highsmith, L. Sheldon (2001). "Characterization of indoor-outdoor aerosol concentration relationships during the Fresno PM exposure studies." Aerosol Science and Technology **34**(1): 118-126.
- von Mutius, E., S. K. Weiland, C. Fritzsche, H. Duhme, U. Keil (1998). "Increasing prevalence of hay fever and atopy among children in Leipzig, East Germany." Lancet **351**(9106): 862-6.
- Vrijheid, M., E. Cardis, B. K. Armstrong, A. Auvinen, G. Berg, K. G. Blaasaas, J. Brown, M. Carroll, A. Chetrit, H. C. Christensen, I. Deltour, M. Feychting, G. G. Giles, S. J. Hepworth, M. Hours, I. Iavarone, C. Johansen, L. Klæboe, P. Kurttio, S. Lagorio, S. Lonn, P. A. McKinney, L. Montestrucq, R. C. Parslow, L. Richardson, S. Sadetzki, T. Salminen, J. Schuz, T. Tynes, A. Woodward (2006). "Validation of short term recall of mobile phone use for the Interphone study." Occup Environ Med **63**(4): 237-43.
- Vrijheid, M., I. Deltour, D. Krewski, M. Sanchez, E. Cardis (2006). "The effects of recall errors and of selection bias in epidemiologic studies of mobile phone use and cancer risk." J Expo Sci Environ Epidemiol **16**(4): 371-84.
- Wallace, L. (1996). "Indoor particles: a review." J Air Waste Manag Assoc **46**(2): 98-126.
- Wallace, L. (2000). "Real-time monitoring of particles, PAH, and CO in an occupied townhouse." Appl Occup Environ Hyg **15**(1): 39-47.

- Wallace, L. (2005). "Ultrafine particles from a vented gas clothes dryer." Atmospheric Environment **39**(32): 5777-5786.
- Wallace, L., C. Howard-Reed (2002). "Continuous monitoring of ultrafine, fine, and coarse particles in a residence for 18 months in 1999-2000." J Air Waste Manag Assoc **52**(7): 828-44.
- Wallace, L., R. Williams, A. Rea, C. Croghan (2006). "Continuous weeklong measurements of personal exposures and indoor concentrations of fine particles for 37 health-impaired North Carolina residents for up to four seasons." Atmospheric Environment **40**(3): 399-414.
- Wallace, L. A., S. J. Emmerich, C. Howard-Reed (2004). "Source strengths of ultrafine and fine particles due to cooking with a gas stove." Environ Sci Technol **38**(8): 2304-11.
- Weisel, C. P., J. Zhang, B. J. Turpin, M. T. Morandi, S. Colome, T. H. Stock, D. M. Spektor, L. Korn, A. Winer, S. Alimokhtari, J. Kwon, K. Mohan, R. Harrington, R. Giovanetti, W. Cui, M. Afshar, S. Maberti, D. Shendell (2005). "Relationship of Indoor, Outdoor and Personal Air (RIOPA) study: study design, methods and quality assurance/control results." J Expo Anal Environ Epidemiol **15**(2): 123-37.
- WHO Working Group (2003). "Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide."
- WHO Working Group (2004). "Health Aspects of Air Pollution – answers to follow-up questions from CAFE."
- Wichmann H.E., H. J. P. A. (2002). Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub. Landsberg, ecomed Verlagsgesellschaft AG & CO. KG.
- Wigzell, E., M. Kendall, M. J. Nieuwenhuijsen (2000). "The spatial and temporal variation of particulate matter within the home." J Expo Anal Environ Epidemiol **10**(3): 307-314.
- Williams, R., J. Suggs, A. Rea, K. Leovic, A. Vette, C. Croghan, L. Sheldon, C. Rodes, J. Thornburg, A. Ejire, M. Herbst, W. Sanders (2003). "The Research Triangle Park particulate matter panel study: PM mass concentration relationships." Atmospheric Environment **37**(38): 5349-5363.
- Williams, R., J. Suggs, R. Zweidinger, G. Evans, J. Creason, R. Kwok, C. Rodes, P. Lawless, L. Sheldon (2000). "The 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology-Exposure Study: part 1. Comparison of ambient, residential outdoor, indoor and apartment particulate matter monitoring." J Expo Anal Environ Epidemiol **10**(6 Pt 1): 518-32.
- Zhu Yifang, H. W. C., Krudysz Margaret, Kuhn Thomas, Froines John, Sioutas Constantinos (2005). "Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments." Journal of Aerosol Science **36**(3): 303-322.

Quellenangaben aus dem Internet

<http://www.esm-online.de/andersen/brochure.pdf>, 06.01.2007

<http://www.grimm-aerosol.com/html/de/products/occupational-11xx.htm>,
19.11.2006

<http://www.tsi.com>, 06.01.2007

<http://www.zeiss.de/C1256A770030BCE0/WebViewAllE/81F3F5E25F032132C12571BC00217799>, 02.02.2007

(http://www.gsf.de/neu/Aktuelles/Zeitschriften/Aerosole/34-37_B07.pdf,
19.11.2006)

Teile dieser Promotion basieren auf dem Abschlussbericht „Erfassung und Charakterisierung von Partikelkonzentrationen (PM10, PM2.5, Ultrafeinstaub) innerhalb und Außerhalb von Wohnungen in unterschiedlich belasteten Gebieten mit verschiedenere Innenraumquellen“, gefördert vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, verfasst von H. Deichsel, R. Schierl und D. Nowak im Juli 2006.

7 Abkürzungsverzeichnis

#/l	Partikelanzahl/l
AER	Air Exchange Rate, Luftaustauschrate
APS	Aerodynamic Particle Sizer (Aerodynamisches Partikelgrößenspektrometer)
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CPC	Condensation Particle Counter (Kondensationspartikelzähler)
i/o-ratio	indoor/outdoor-ratio
l	Liter
LfU	Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
LÜB	Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern
MESZ	Mitteleuropäische Sommerzeit
MEZ	Mitteleuropäische Zeit
MOZ	Mitteleuropäische Ortszeit
MIM	Meteorologisches Institut der Universität München
MW	Mittelwert
PM10	Particulate Matter für Partikel < 10 µm Durchmesser
PM2.5	Particulate Matter für Partikel < 2,5 µm Durchmesser
ppm	parts per million
r	Korrelationskoeffizient (Spearman Rangkorrelation)
r ²	Bestimmtheitsmaß
SD	Standardabweichung
SMPS	Scanning Mobility Particle Sizer™-Spektrometer
TSP	Total Suspended Particulates, Schwebstaub
U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency (US-Umweltschutzbehörde)
UF	Ultrafeinstaub, Partikel < 0,1 µm
VDI-Richtlinie	Richtlinie des Vereins Deutscher Ingenieure

8 Abbildungsverzeichnis

<i>Abbildung 1: Größenverteilung von Aerosolen (Partikeln)</i>	<i>6</i>
<i>Abbildung 2: Darstellung von Partikelentstehung und –wachstum (Wichmann H.E. 2002) 6</i>	<i>6</i>
<i>Abbildung 3: Eindringtiefen verschiedener Partikelfraktionen (Cozzarini et al. 1998).....</i>	<i>9</i>
<i>Abbildung 4: Verteilung Ultrafeiner Partikel im Körper (http://www.gsf.de).....</i>	<i>12</i>
<i>Abbildung 5: Lage der Messorte in München und Umgebung.....</i>	<i>22</i>
<i>Abbildung 6: Optisches Messsystem des Grimmgerätes 1.108.</i>	<i>23</i>
<i>Abbildung 7: Messgeräte der Innenraummessung</i>	<i>24</i>
<i>Abbildung 8: Außenmessgerät geöffnet.....</i>	<i>25</i>
<i>Abbildung 9: Außenmessgerät geschlossen.....</i>	<i>25</i>
<i>Abbildung 10: Gerätevergleich mit gleichen Messmodi</i>	<i>28</i>
<i>Abbildung 11: Vergleich der optischen Geräte zu Institutseigenen Gravimetrieegeräten ...</i>	<i>29</i>
<i>Abbildung 12: LfU-Messstation am Luise-Kiesselbach-Platz.....</i>	<i>30</i>
<i>Abbildung 13: Vergleich der PM10 Konzentrationen (3-h-Mittelwerte)</i>	<i>31</i>
<i>Abbildung 14: Standort der Messstation des Meteorologischen Instituts der Universität München (MIM) im Vergleich zu den lokalen Messorten</i>	<i>32</i>
<i>Abbildung 15: Beispiel für Verteilungen der Partikel in Abhängigkeit vom Durchmesser</i>	<i>35</i>
<i>Abbildung 16: Ultrafeinstaub-Partikelzähler.....</i>	<i>39</i>
<i>Abbildung 17: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 9</i>	<i>43</i>
<i>Abbildung 18: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 3</i>	<i>46</i>
<i>Abbildung 19: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 1</i>	<i>49</i>
<i>Abbildung 20: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 2</i>	<i>52</i>
<i>Abbildung 21: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 5</i>	<i>55</i>
<i>Abbildung 22: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 12</i>	<i>58</i>
<i>Abbildung 23: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 8</i>	<i>61</i>
<i>Abbildung 24: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 11</i>	<i>64</i>
<i>Abbildung 25: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 7</i>	<i>67</i>
<i>Abbildung 26: Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen, Messort 6</i>	<i>70</i>
<i>Abbildung 27: Normierte Partikelanzahlkonzentrationen von Hauhaltsaktivitäten.....</i>	<i>76</i>
<i>Abbildung 28: Ultra-/ Feinstaubmessung bei Verbrennungsprozessen.....</i>	<i>81</i>

<i>Abbildung 29: Korrelationskoeffizienten der PM10-Werte zwischen lokalen (Wohnungen) und stationären (LfU) Messwerten, dargestellt nach steigender räumlicher Distanz</i>	83
<i>Abbildung 30: Korrelationen der 24-h-PM10-Mittelwerte</i>	84
<i>Abbildung 31: Box-Whisker-Plots der 3-h-Mittelwerte von PM10 nach Jahreszeit und Messort</i>	85
<i>Abbildung 32: Box-Whisker-Plots der 3-h-Mittelwerte von PM10, stratifiziert nach Messorten</i>	86
<i>Abbildung 33: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 0,4 – 0,5 µm).</i>	87
<i>Abbildung 34: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 0,8 – 1,0 µm).</i>	88
<i>Abbildung 35: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 2,0 – 3,0 µm).</i>	88
<i>Abbildung 36: MW der Partikelanzahlen für Innen- und Außenluft (Kanal 5,0 – 7,5 µm).</i>	88
<i>Abbildung 37: p-Werte der Einzelfaktoren sowie der Interaktionsterme der Varianzanalysen für innen und außen in logarithmischer Darstellung</i>	89
<i>Abbildung 38: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 0,4 – 0,5 µm)</i>	90
<i>Abbildung 39: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 0,8 – 1,0 µm)</i>	90
<i>Abbildung 40: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 2,0 – 3,0 µm)</i>	91
<i>Abbildung 41: MW der Partikelanzahlen der Außenluft (Kanal 5,0 – 7,5 µm)</i>	91
<i>Abbildung 42: p-Werte der Varianzanalyse der Außenluft in logarithmischer Darstellung</i>	91
<i>Abbildung 43: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 0,4 – 0,5 µm).....</i>	93
<i>Abbildung 44: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 0,8 – 1,0 µm).....</i>	93
<i>Abbildung 45: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 2,0 – 3,0 µm).....</i>	93
<i>Abbildung 46: MW der Partikelanzahlen der Innenraumluft (Kanal 5,0 – 7,5 µm).....</i>	94
<i>Abbildung 47: p-Werte der Varianzanalyse für die Innenraumluft mit (a) und ohne (b) Raucher in logarithmischer Darstellung.....</i>	94
<i>Abbildung 48: Bestimmtheitsmaß der Variablen Partikel Außenluft und Personen Innenraum für vier Innenraum-Größenkanäle der Partikel.....</i>	96
<i>Abbildung 49: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 9.....</i>	98
<i>Abbildung 50: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 8.....</i>	100
<i>Abbildung 51: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 2.....</i>	101
<i>Abbildung 52: Verteilung von Partikelanzahlen / Oberflächen / Volumen, Messort 6.....</i>	102
<i>Abbildung 53: Feinstaub- (links) und Ultrafeinstaubmessungen (rechts) an Messort 5 ..</i>	103
<i>Abbildung 54: Charakteristische Bilder von ausgewählten Backup-Filtern.....</i>	105

9 Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: PM2.5-Konzentrationen der EXPOLIS-Studie</i>	14
<i>Tabelle 2: Messdaten der Baltimore-Studie</i>	16
<i>Tabelle 3: Messdaten der Oxford-Studie (Werte in Klammern ohne Raucherhaushalte)</i> ...	17
<i>Tabelle 4: Darstellung wichtiger Parameter der Versuchsstandorte</i>	21
<i>Tabelle 5: Zeitliche Verteilung der durchgeführten Messungen.</i>	22
<i>Tabelle 6: Korrelationen des Auswahlkanals zu den entsprechenden Nachbarkanälen</i>	33
<i>Tabelle 7: Klassifizierung der Tagesprotokoll-Einträge für die jeweiligen Variablen</i>	34
<i>Tabelle 8: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 9</i>	42
<i>Tabelle 9: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 9</i>	44
<i>Tabelle 10: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 3</i>	45
<i>Tabelle 11: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 3</i>	47
<i>Tabelle 12: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 1</i>	48
<i>Tabelle 13: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 1</i>	50
<i>Tabelle 14: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 2</i>	51
<i>Tabelle 15: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 2</i>	53
<i>Tabelle 16: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 5</i>	54
<i>Tabelle 17: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 5</i>	56
<i>Tabelle 18: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 12</i>	57
<i>Tabelle 19: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 12</i>	59
<i>Tabelle 20: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 8</i>	60
<i>Tabelle 21: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 8</i>	62
<i>Tabelle 22: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 11</i>	63
<i>Tabelle 23: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 11</i>	65
<i>Tabelle 24: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 7</i>	66
<i>Tabelle 25: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 7</i>	68
<i>Tabelle 26: Meteorologische Parameter der Außenluft, Messort 6</i>	69
<i>Tabelle 27: Perzentile der indoor/outdoor ratios, Messort 6</i>	71
<i>Tabelle 28: Perzentile der 1-h-Mittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	74
<i>Tabelle 29: Prozentuale Verteilung der 24-h-Mittelwerte</i>	75
<i>Tabelle 30: i/o-ratio bei unterschiedlichem Lüftungsverhalten</i>	78

Tabelle 31: Mittelwerte der i/o-ratios in Abhängigkeit von anwesenden Personen 80

*Tabelle 32: Entfernung zwischen der LfU-Messstation und den Messorten der PIA-Studie
..... 83*

Tabelle 33: Staubkonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] der Backup-Filter..... 106

10 Anlagen

Einverständniserklärung

Klinikum der Universität München
 Institut und Poliklinik für Arbeits- und
 Umweltmedizin – Innenstadt
 Direktor: Prof. Dr. med. Dennis Nowak

LMU
 Ludwig Maximilians-
 Universität München

Klinikum der Universität München • Institut und Poliklinik für Arbeits- und Umweltmedizin
 Ziemssenstraße 1 • D-80336 München

Informationsblatt

PIA-Studie



München, den 23.01.2004

Informationsblatt zur Teilnahme an der wissenschaftlichen Studie

„Vergleichende Partikelmessung im Innenraum und in der Außenluft“

Sehr geehrte Versuchsteilnehmerin, sehr geehrter Versuchsteilnehmer!

Erläuterungen zur Studie

Inzwischen ist in vielen Studien bewiesen worden, dass partikuläre Umweltbelastungen (Feinstaub, vor allem durch Verkehr) Gesundheitsschäden verursachen können. Die Messungen dieser Partikelbelastungen erfolgten jedoch meist nur in der Außenluft, sodass nicht berücksichtigt wurde, dass sich die Menschen überwiegend in Innenräumen aufhalten. Zusammenhänge zwischen der Staubbelastung im Innenraum und in der Außenluft, vor allem auch im Hinblick auf die klimatischen Bedingungen (Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit) sind bis jetzt weitestgehend unerforscht.

Wir möchten deshalb repräsentative Vergleichsdaten für die Innenraumbelastung und die Außenluftbelastung im Münchner Raum erheben. Dafür werden in verschiedenen Wohnungen viermal im Jahr für jeweils 1 Woche Messungen durchgeführt, um jahreszeitlich bedingte klimatische Schwankungen zu erfassen.

Anschritt: D-80336 München • Ziemssenstraße 1 • Telefon (0 89) 51 60-0 (Vermittlung)
 Verkehrsverb.: U1, U2, U3, U6, U7, U8, 16, 17, 18, 27, 31 u. 56 bis Haltestelle Sendlinger Tor
 Verkehrsverb.: U3, U6 oder 58 bis Haltestelle Goetheplatz



Vorlage: 01.01.003 - Nr. (01.02.13)

Die Wohnungen wählen wir nach unterschiedlichen Belastungssituationen aus. Als Belastungssituation betrachtet man außerhalb der Wohnung unter anderem die Verkehrssituation (z.B. Stadt/Land, verkehrsnah/-fern) und innerhalb der Wohnung unterschiedliche Ausstattungen (Art der Heizung und des Herdes) und Lebensgewohnheiten (Bewegung, Kochen, Zeitung lesen, Rauchen, etc.).

Es werden 15 verschiedene Staubfraktionen mit Durchmessern von $0,3 \mu\text{m}$ bis $20 \mu\text{m}$ sowohl zeitlich aufgelöst gemessen, als auch auf einem Filter gesammelt. In diesen Proben werden charakteristische Inhaltsstoffe quantifiziert. Ferner erfolgen Messungen der Temperatur, der relativen Feuchte, der CO_2 -Konzentration (nur innerhalb der Wohnung) und der Windgeschwindigkeit (nur außerhalb der Wohnung).

Voraussetzungen zur Teilnahme?

Die Wohnung muss einen Balkon oder eine Terrasse mit einem Stromanschluss haben.

Was bedeutet die Teilnahme für Sie genau?

Zu Beginn der Messung kommen wir zu Ihnen und erklären Ihnen die aufzustellenden Geräte. Wir füllen mit Ihnen den Fragebogen zu Bedingungen innerhalb und außerhalb Ihrer Wohnung aus und füllen ebenfalls gemeinsam mit Ihnen das erste Tagesprotokoll mit Angaben über mögliche Partikelveränderungen innerhalb und außerhalb Ihrer Wohnung aus. An jedem weiteren Tag der Messung füllen Sie selbstständig ein Tagesprotokoll aus. Der Zeitaufwand hierfür beträgt pro Tag insgesamt maximal 15 Minuten.

Was bringt Ihnen die Studie?

Sie erhalten Einblick in die Partikelbelastung innerhalb Ihrer Wohnung durch z.B. Verunreinigungen von außen, Heizungsanlage, Kochgelegenheit oder elektrische Geräte wie Staubsauger. Weiterhin erfahren Sie, wie stark die Luft in der Umgebung Ihrer Wohnung durch Partikel belastet ist.

Aufwandsentschädigung

Am Ende jeder abgeschlossenen Messwoche erhalten Sie 75 €. Damit möchten wir anfallende Stromkosten (verursacht durch die Messgeräte in Ihrer Wohnung) und alle weiteren Unannehmlichkeiten (Aufstellen der Geräte, Ausfüllen der Tagesprotokolle) honorieren.

- **Natürlich ist Ihre Teilnahme in jeder Phase freiwillig und Sie können diese auch jederzeit, ohne Angabe von Gründen beenden. Wir bitten Sie, uns schriftlich oder telefonisch mitzuteilen, wenn Sie die Teilnahme beenden möchten.**
- **Es wird zugesichert, dass keine persönlichen Daten an Dritte weitergegeben werden.**

Wenn Sie weitere Fragen haben, beantworten wir Ihnen diese gerne. Wenn Sie keine Fragen mehr haben und an der Versuchsreihe teilnehmen möchten, bitten wir Sie, Ihr Einverständnis durch Ihre Unterschrift auf dem gesonderten Blatt "Einverständniserklärung" zu geben.

München, den 02.03.2004

Dr. R. Schierl

Dipl.-Biol. H. Deichsel

Name: _____

Einverständniserklärung zur Teilnahme an der Studie

„Vergleichende Partikelmessung im Innenraum und in der Außenluft“

Studienleiter: Dr. R. Schierl, Dipl.-Biol. H. Deichsel

Hiermit bestätige ich, das Informationsblatt zur Studienteilnahme gelesen und weiterführende Fragen mit den für die Studie Verantwortlichen besprochen zu haben. Mir wird zugesichert, dass keine persönlichen Daten weiter gegeben werden.

Ich erkläre mich zu folgender Mitwirkung an der Studie einverstanden:

- Aufstellen zweier Staubmessgeräte (innen und außen) mit Sensoren zur Erfassung von Temperatur, relativer Feuchte
- Aufstellen eines Windgeschwindigkeitsmessers außerhalb der Wohnung
- Aufstellen eines CO₂-Messgeräts in der Wohnung
- Ausfüllen eines Fragebogens zu den Messgerätestandorten
- Ausfüllen von Tagesprotokollen über den Zeitraum der Messungen
- Fotografische Erfassung der Messgerätestandorte

Als Aufwandsentschädigung erhalte ich am Ende jeder Messwoche 75 €.

Mir ist bekannt, dass ich auf eigenen Wunsch die Studienteilnahme jederzeit abbrechen kann, ohne dass mir Nachteile entstehen. Eine Kopie der Einverständniserklärung habe ich erhalten. Am Ende der Studie erhalte ich Auskunft über die Partikelbelastung innerhalb und außerhalb meiner Wohnung.

München, den _____
(Datum)

(Unterschrift d. Teilnehmerin/d. Teilnehmers)

Fragebogen

Fragebogen

Institut für Arbeits- und Umweltmedizin der Universität München

Projekt: PIA

Partikel im Innenraum und der Außenluft

Datum von _____ bis _____

Teilnehmer/in: _____

Codierung:

(Laborinterne Angabe)

Lage der Wohnung

Straße, Nr., Etage: _____

PLZ, Ort: _____ Tel.: _____

Fenster/Balkontür nach Osten Süden Westen Norden

Einschätzung der Verkehrsbelastung durch den/die Versuchsteilnehmer/in:

ruhig mittel belastet
 stark belastet während rush-hour belastet

Messorte

Innenraummessung in Wohnraum Schlafrum Wohn/Schlafraum
 Arbeitszimmer Küche Büro

Standort der Innenraummessgeräte: _____
 (Bitte auf der Rückseite eine grobe Skizze für den Standort des Innenraummessgeräts anfertigen.)

Standort des Außenluftmessgeräts: _____

Angaben zu dem/den Bewohner/n

Anzahl der Bewohner: ____ Erwachsene/r, ____ Kind/er (Alter des/r Kindes/r ____)

Haustier/e: _____ (wenn ja, welche und wie viele)

Raucher: _____
 (wenn ja, bitte Anzahl der rauchenden Bewohner und deren Gewohnheiten)

Angaben zum Zimmer

Bodenbelag: _____ Heizung: _____

Gardinen: _____ Polstermöbel: _____

Pflanzen: _____ weitere Heizung / Herd: _____
 (bitte wenden)

Bemerkungen:

Standortskizze des Innenraummessgeräts

Lebenslauf

Angaben zur Person

Name Heike Deichsel
Geburtsdatum 27.05.1973
Geburtsort Herne
Staatsangehörigkeit deutsch

Schulischer und beruflicher Werdegang

Juli '92 Abitur am Hermann-Staudinger-Gymnasium in Erlenbach am Main
Aug. '92 - Dez. '94 Ausbildung zur Biologielaborantin, Merck KGaA in Darmstadt
Jan. '95 - Dez. '95 Biologielaborantin bei Merck KGaA,
Abteilung Biomedizinische Forschung/ Spezielle Pharmakologie
Okt. '95 - Sep. '97 Studium der Biologie an der TH Darmstadt (Grundstudium mit Vor-
diplom)
Okt. '97 - Dez. '01 Studium der Biologie an der Ludwig-Maximilians-Universität Mün-
chen, (Fachkombination: Zoologie/Zellbiologie, Humangenetik, Bio-
chemie, Immunologie, Musikpädagogik)
Diplomarbeit "Target Ranging mittels Echoabbildung beim Men-
schen" an der LMU München, Neurobiologie
Feb. '98 - Nov. '00 Halbtagsstelle als BTA, Zoologisches Institut der LMU in München
Nov. '01 - Okt. '05 Tutorin des Fernstudiums Biologie für Laboranten mit Abschluss
Bachelor of Science, Spektrum Akademischer Verlag in Heidelberg
Juni '02 - Aug. '02 Assistentin der Herstellungsleitung, Caremark in Neufahrn
Sep. '02 – Aug. '06 Angestellte im Lehrdienst, Berufsschule für Zahntechnik, Chemie-,
Biologie- und Drogerieberufe in München
Nov. '02 - April '05 Dozentin in Färbelehre für ZTA, Walner-Schulen in München
April '03 - heute Dissertation „Zeitliches Profil von Partikeln verschiedener Größe der
Außen- und Innenraumluft genutzter Räume in München und Um-
gebung“ an der LMU München, Institut und Poliklinik für Arbeits-,
Sozial- und Umweltmedizin
April '03 – heute Teilnahme an Kongressen im In- und Ausland mit eigenen Präsen-
tationen und Auszeichnungen für Poster
Aug '05 Fortbildung (CBACCI and iLEAPS Summer School 05: „Formation
and growth of atmospheric aerosols“), Hyytiälä, Finnland
Sep. '06 – heute Teilnahme an der Sondermaßnahme zur Sicherung des Lehrer-
nachwuchses an Berufsschulen, Berufsschule für Zahntechnik,
Chemie-, Biologie- und Drogerieberufe in München