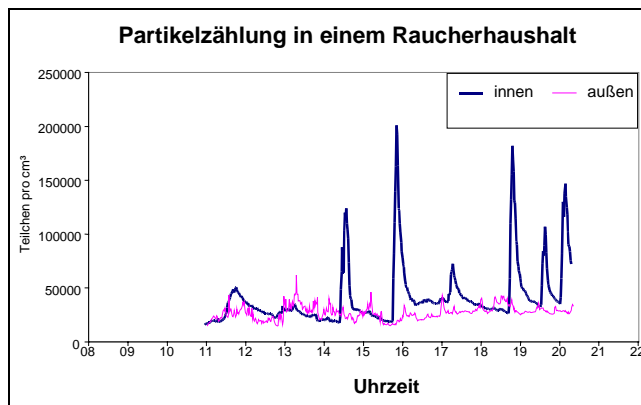




Landes Gesundheits Amt
Baden-Württemberg

Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern

Untersuchung 2001/02
- **Berichtsband** -



im Auftrag des Sozialministeriums Baden-Württemberg
gefördert vom Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)

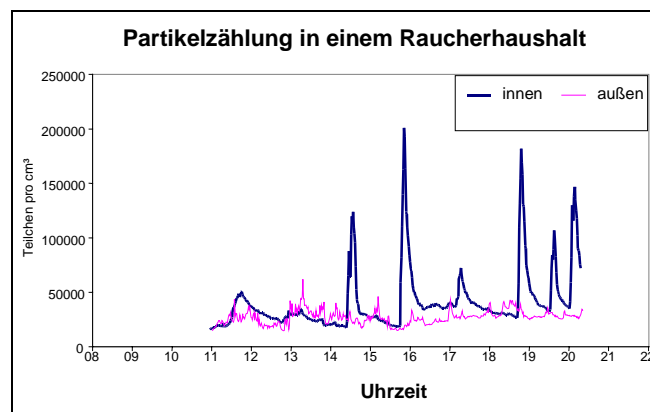


Baden-Württemberg

in Zusammenarbeit mit der UMEG Karlsruhe, dem Deutschen
Wetterdienst Freiburg und dem Institut für Umweltmedizinische
Forschung (IUF) Düsseldorf

Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern

Untersuchung 2001/02
- Berichtsband -



im Auftrag des Sozialministeriums Baden-Württemberg
gefördert vom Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)



Baden-Württemberg

in Zusammenarbeit mit der UMEG Karlsruhe, dem Deutschen Wetterdienst Freiburg und
dem Institut für Umweltmedizinische Forschung (IUF) Düsseldorf

Impressum



Landes Gesundheits Amt
Baden-Württemberg

Abt. 1: Umweltbezogener Gesundheitsschutz, Umwelthygiene, Toxikologie
in Zusammenarbeit mit den Abteilungen 2 (Hygiene, Infektionsschutz)
und Abt. 4 (Epidemiologie und Gesundheitsberichterstattung)
Wiederholdstr. 15
70174 Stuttgart

Tel. 0711/1849-247
Fax 0711/1849-242
poststelle@lga.bwl.de
www.landesgesundheitsamt.de

Juni 2004

**Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)
Forschungsbericht FZKA-BWPLUS**

**Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen
bei Kindern**

von

Bernhard Link¹, Thomas Gabrio¹, Iris Zöllner¹, Michael Schwenk^{1*}
Dieter Siegel², Eckart Schultz³, Stefan Scharring³, Paul Borm⁴

¹Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, Stuttgart
(* seit Febr. 2004 im Ruhestand)

²UMEG Karlsruhe

³Deutscher Wetterdienst, Freiburg

⁴Institut für Umweltmedizinische Forschung gGmbH (IUF), Düsseldorf

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)
wurden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Förderkennzeichen: BWB 21007

Juni 2004

Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern (BWB 21007)

Link, Gabrio, Zöllner, Schwenk, Siegel, Schultz, Scharring, Borm

Zusammenfassung

Zur Charakterisierung der Partikelexposition von Kindern in Baden-Württemberg wurden im Zeitraum zwischen November 2001 und Mai 2002 an stationären Messstellen in Mannheim und im ländlichen Bereich um Aulendorf / Bad Waldsee die Konzentrationen von PM₁₀ und PM_{2,5} (Tagesmittelwerte) in der Außenluft gemessen und in den gesammelten Stäuben verschiedene Staubinhaltsstoffe (BaP, Ruß, Schwermetalle u.a.) untersucht. Im gleichen Zeitraum wurden bei insgesamt 126 Kindern in Mannheim, Stuttgart, Kehl und Aulendorf / Bad Waldsee in den Wohnungen, vor den Wohnungen und in den Schulen PM_{2,5}, Grobstaub und verschiedene Staubinhaltsstoffe als Wochenmittelwerte bestimmt. In Mannheim und Aulendorf / Bad Waldsee wurde zusätzlich die Partikelanzahlkonzentration über einen Zeitraum von 8 Stunden registriert. Zur Erfassung möglicher gesundheitlicher Wirkungen wurde bei den Kindern über einen Elternfragebogen die Häufigkeit von Atemwegserkrankungen und Allergien ermittelt sowie die Lungenfunktion, die Konzentration von endogen gebildetem Stickstoffmonoxid in der Atemluft, das Komplementprodukt C3c im Blut und die Sensibilisierung gegenüber Inhalationsallergenen (SX1-Test auf IgE-Antikörper im Blut) bestimmt.

Der Konzentrationsverlauf von PM_{2,5} in der Außenluft war über den gesamten Untersuchungszeitraum an allen Messstellen ähnlich, wobei die Höhe der PM_{2,5}-Konzentrationen in Abhängigkeit von der Witterungslage in starkem Maße variierte. Im Mittelwert über 5 Monate unterschieden sich die Standorte nur wenig (Mannheim-Neckarstadt/West 22 µg/m³, Aulendorf 18 µg/m³). Deutlichere Unterschiede traten im Hinblick auf die Partikelanzahl und bei verschiedenen Staubinhaltsstoffen in der Außenluft von städtischen und ländlichen Gebieten auf. PM_{2,5}-Partikel aus ländlichen Gebieten wiesen eine geringere Kapazität hinsichtlich der Bildung von OH-Radikalen in Gegenwart von H₂O₂ auf. Regionale Unterschiede ergaben sich auch hinsichtlich der in-vitro-Freisetzung von NO bei Inkubation mit Makrophagen bzw. Freisetzung von IL-8 bei Inkubation mit Vollblut.

Die in den Wohnungen der Kinder gemessenen Wochenmittelwerte von PM_{2,5} lagen im Schnitt deutlich über den Werten der Wohnumgebung und wiesen z.T. hohe Spitzenkonzentrationen von mehreren 100 µg/m³ auf; ein Zusammenhang mit den Außenluftkonzentrationen war nicht erkennbar. Als Einflussgrößen für hohe Partikelzahlen in Innenräumen erwiesen sich vor allem Rauchen, Kochen und Backen, die meist als kurzfristige Belastungsspitzen auftraten. Wesentlicher Einflussfaktor für hohe PM_{2,5}-Belastungen in den Innenräumen war der Tabakrauch.

Bei den umweltmedizinischen Untersuchungen konnten keine Zusammenhänge zwischen der Partikelexposition und gesundheitlichen Effekten festgestellt werden. Unabhängig von der Partikelbelastung wurden bei den untersuchten Kindern aus Aulendorf / Bad Waldsee häufiger Asthma und Sensibilisierungen gegen Inhalationsallergene gefunden als bei den Kindern aus den anderen Regionen. Außerdem wiesen die Kinder aus Aulendorf / Bad Waldsee im Schnitt eine höhere NO-Konzentration in der Ausatemluft auf.

Particle exposure and health effects on children in Baden-Württemberg (BWB 21007)

Link, Gabrio, Zöllner, Schwenk, Siegel, Schultz, Scharring, Borm

Summary

To characterise the exposure of children to particulate matter in Baden-Württemberg, measurements of PM₁₀ and PM_{2,5} (daily averages) were performed at stationary sites in the city of Mannheim and in the rural district Aulendorf between November 2001 and May 2002. Several chemical components (BaP, soot, heavy metals a.o.) of the collected material were analyzed. In the same time period PM_{2,5}, coarse particles and some dust ingredients were determined in the indoor air of dwellings, in the surrounding of the dwellings, and in schools of 126 children in Mannheim, Stuttgart, Kehl, and Aulendorf / Bad Waldsee (weekly averages). Additionally, in Mannheim and Aulendorf / Bad Waldsee indoor and outdoor particle number concentration of the dwellings was recorded over a period of 8 hours. For possible health effects we investigated the frequency of respiratory diseases and allergies with a parent's questionnaire and performed a lung function test. Concentration of endogenous nitric oxide was determined in the exhaled air and complement product C3c and sensitization against inhalation allergens (SX1-test for IgE antibodies) were measured in the blood.

The time course of outdoor PM_{2,5} concentration was similar at all investigated sites, but the concentration varied strongly dependent upon the meteorological situation. The mean concentrations of PM_{2,5} in Mannheim-Neckarstadt/West (22 µg/m³) and Aulendorf (18 µg/m³) hardly differed over a period of 5 month. Differences between rural and municipal areas were more obvious for particle number concentrations and some chemical constituents of particulate matter. Rural sites showed a lower capacity to generate OH-radicals in the presence of H₂O₂. In addition, in vitro testing in macrophages (NO release) and whole blood (IL-8 release) showed differences between the sites.

Indoor PM_{2,5} concentrations often were much higher than outdoor concentrations and sometimes reached peak concentrations of some 100 µg/m³. An association with outdoor concentrations could not be observed. High indoor particle number concentrations were associated with ongoing thermal processes such as smoking, cooking and frying. An outstanding factor was tobacco smoke.

The environmental health examinations did not show an association of the examined parameters with the particle exposure. Independent of the particle concentrations we found a higher frequency of asthma and of sensitisation against inhalation allergens and higher exhalation rates of NO in children from Aulendorf / Bad Waldsee in comparison with the other regions.

Inhaltsverzeichnis

0	Vorbemerkung	1
1	Einleitung (Hintergrund, Fragestellung).....	1
2	Ziele des Forschungsvorhabens	4
2.1	Charakterisierung der Exposition:	4
2.2	Zusammenhänge zwischen der Exposition und gesundheitlichen Wirkungen:	5
3	Material und Methoden	6
3.1	Studiendesign	6
3.1.1	Kollektivauswahl.....	6
3.1.2	Studiendurchführung.....	7
3.2	Ermittlung der Exposition	8
3.2.1	Bestimmung von PM _{2,5} , PM ₁₀ und TSP an den stationären Messstellen der UMEG	8
3.2.2	Bestimmung der Schwermetalle in PM ₁₀ und TSP durch die UMEG.....	9
3.2.3	Bestimmung von BaP in PM _{2,5} , PM ₁₀ und TSP	9
3.2.4	Bestimmung von Ruß in PM _{2,5} und PM ₁₀	9
3.2.5	Probenahme von PM _{2,5} mit Pikofiltergeräten des Landesgesundheitsamts	10
3.2.6	Bestimmung des Rußanteils in PM _{2,5} bei Sammlung auf Pikofiltergeräten	11
3.2.7	Bestimmung der Partikelzahl.....	11
3.2.8	Bestimmung von Grobstaub (gesamt) und schwarzem Grobstaub.....	12
3.2.9	Bestimmung von Pollen und Epithelien im Grobstaub	13
3.2.10	Bestimmung von Schimmelpilzen in der Luft	14
3.2.11	Ermittlung der oxidativen Stärke (oxidant generating capacity).....	15
3.2.12	Bestimmung der Freisetzung von Interleukin-8.....	15
3.2.13	NO-Freisetzung von Alveolarmakrophagen	16
3.2.14	Lärmbelastung durch Verkehr	16
3.2.15	Protokoll der Wohnungsbegehung	16
3.2.16	Erfassung der Aktivitäten der Kinder.....	17
3.3	Gesundheitliche Wirkungen.....	17
3.3.1	Fragebogen zu Atemwegserkrankungen	17
3.3.2	Lungenfunktion.....	17
3.3.3	Bestimmung der NO-Konzentration in der Ausatemluft.....	18
3.3.4	Bestimmung von Komplement C3c im Blut	19

3.3.5	Allergietest SX1.....	19
3.3.6	Dateneingabe, -validierung und Auswertung	19
4	Ergebnisse	20
4.1	Charakterisierung der Partikelbelastung der Außenluft durch Messungen an fest installierten Messstellen der UMEG	20
4.1.1	Messung von PM _{2,5}	20
4.1.2	Vergleich von PM _{2,5} mit PM ₁₀ und TSP an ausgewählten Standorten.....	24
4.1.3	Staubinhaltsstoffe in PM _{2,5} und PM ₁₀	26
4.1.4	Vergleich von PM _{2,5} mit CO und Stickoxiden:	31
4.1.5	Weitere Charakterisierung von PM _{2,5} durch in-vitro-Methoden.....	33
4.2	Charakterisierung der individuellen Partikelbelastungen durch Messungen an und in Wohnungen und Schulen	38
4.2.1	Messung von PM _{2,5} mit dem Kleinfiltergerät.....	38
4.2.2	Ruß (Black Carbon) in PM _{2,5}	41
4.2.3	Sedimentierfähige Partikel (Grobstaub)	42
4.2.4	Ermittlung der Belastung mit Schimmelpilzen	48
4.2.5	Ermittlung der Partikelanzahlkonzentration	50
4.2.6	Exposition gegenüber Verkehrslärm	54
4.2.7	Aktivitäten der Kinder (Aufenthaltszeiten)	56
4.2.8	Einfluss von Zigarettenrauch auf die Innenraumluft	58
4.3	Ergebnisse der gesundheitlichen Untersuchungen der Kinder.....	59
4.3.1	Anthropometrische Beschreibung des Untersuchungskollektivs	59
4.3.2	Lungenfunktionsuntersuchungen	59
4.3.3	Exhalation von NO in der Ausatemluft	61
4.3.4	Komplement C3c im Serum	62
4.3.5	Allergiescreening.....	63
4.3.6	Prävalenz Atemwegserkrankungen und Allergien (Fragebogenauswertung)...	63
4.3.7	Zusammenhänge zwischen Reaktionen mit allergischen Komponenten	64
5	Diskussion.....	65
5.1	Partikelexposition in der Außenluft.....	65
5.1.1	Vergleich zwischen PM _{2,5} , PM ₁₀ , TSP und gasförmigen Immissionen.....	65
5.1.2	Inhaltsstoffe der Feinstäube in der Außenluft.....	68
5.2	Partikelbelastung in der Innenraumluft und Vergleich mit der Außenluftbelastung	70
5.3	Gesundheitliche Untersuchungen.....	72
5.3.1	Zusammenhänge mit Lungenfunktionsparametern	73

5.3.2	Zusammenhang der Feinstaubbelastung mit Atemwegsbeschwerden	74
5.3.3	Exhalation von NO	74
5.3.4	Immunologische Wirkungen	76
5.3.5	Gesundheitliche Einflüsse durch Passivrauchen.....	76
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	77
6.1	Partikelbelastung in der Außenluft.....	77
6.2	Vergleich zwischen der Staubbelastung in der Außenluft und in Innenräumen.....	78
6.3	Gesundheitliche Wirkungen.....	79
6.4	Ausblick	79
7	Literatur	81
8	Dokumenten-Anhänge:.....	90
8.1	Verkehrsfragebogen	90
8.2	Elternbrief	90
8.3	Kinderinformation	90
8.4	Einverständniserklärung	90
8.5	Protokoll Partikelzahl.....	90
8.6	Wohnungsbegehungsprotokoll	90
8.7	Aktivitätsprotokoll Kinder	90
8.8	Elternfragebogen Atemwegserkrankungen.....	90

0 Vorbemerkung

Die vorliegende Studie wurde in Zusammenarbeit mit den Untersuchungsteams des Projekts „Beobachtungsgesundheitsämter“ an den Gesundheitsämtern Mannheim, Ortenaukreis, Ravensburg und Stuttgart durchgeführt:

Fachbereich Gesundheit der Stadt Mannheim:

Frau Dr. Felder-Kennel, Frau Broser

Gesundheitsamt Landratsamt Ortenaukreis:

Frau Dr. Schrimpf †, Frau Kirsch

Gesundheitsamt Landratsamt Ravensburg:

Frau Maisner, Frau Rzonca, Frau Gerlich

Gesundheitsamt Landeshauptstadt Stuttgart

Herr Dr. Schick (bis September 2003), Frau Kahnert, Frau Fichtner, Frau Schröder, Frau Spöcker-Maas

Die Rekrutierung der Teilnehmer, die Untersuchung der Kinder vor Ort und die Durchführung der Probenahme für die Staubuntersuchungen im Bereich der Wohnungen und Schulen der Kinder, die Wohnungsbegehungen und die Mitteilung der Untersuchungsergebnisse an die Teilnehmer wurde zum überwiegenden Teil von den Untersuchungsteams vorgenommen. Wir danken den Untersuchungsteams für diese Arbeit, ohne die die Durchführung der Studie nicht möglich gewesen wäre.

1 Einleitung (Hintergrund, Fragestellung)

In einer Reihe bevölkerungsbezogener Studien wurden Kurzeffekte von Feinstäuben (PM_{10} und $PM_{2,5}$) sowohl bezüglich der Mortalität als auch bezüglich der Morbidität gefunden. Aus verschiedenen Zeitreihenanalysen wurde abgeleitet, dass ein Anstieg der PM_{10} -Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel in der Außenluft zu einem Anstieg in der Mortalität der Gesamtbevölkerung zwischen 0,3 % und 1,6 % führt (Peters, Schulz et al. 1998). Eine Zunahme von Krankenhauseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen, insbesondere von Asthma, chronisch-obstruktiven Lungenerkrankungen und Pneumonien wurde bei erhöhten Konzentrationen von PM_{10} beobachtet. Dabei war ein Anstieg um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} im Tagesmittel mit relativen Risiken zwischen 1,005 und 1,047 assoziiert (Peters, Schulz et al. 1998). Neuere Studien zeigten außerdem einen Zusammenhang zwischen Herz-Kreislaufkrankungen und erhöhten Feinstaubkonzentrationen (Peters, Schulz et al. 1998).

Die Auswirkungen einer langfristigen Partikelexposition wurden im Vergleich dazu weniger häufig untersucht. Als Langzeiteffekte wurden in den Studien ebenfalls Wirkungen bezüglich der Mortalität als auch der Morbidität beobachtet. Im Rahmen der Harvard 6-Städte-Studie wurde in der Stadt mit der höchsten PM_{10} -Konzentration ein gegenüber dem Kontrollgebiet um 26 % erhöhtes Sterberisiko nachgewiesen (Dockery, Pope et al. 1993). Hinsichtlich der Morbidität wurde für Symptome von Atemwegserkrankungen und teilweise auch für Bronchitis bei Erwachsenen (Abbey, Mills et al. 1991) und bei Kindern (Dockery, Speizer et al. 1989; Braun-Fahrländer, Vuille et al. 1997) eine positive Assoziation mit Partikelkonzentrationen gefunden. Bei höheren Konzentrationen von PM_{10} wurde in den USA bei Kindern (Dockery, Cunningham et al. 1996; Raizenne, Neas et al. 1996) und in der Schweiz bei Erwachsenen (Ackermann-Lieblich, Leuenberger et al. 1997) eine Beeinträchtigung von Lungenfunktionsparametern in Zusammenhang gebracht. Bei der Differenzierung zwischen verschiedenen Partikelfractionen konnte häufig sowohl für Kurzzeit- als auch für Langzeiteffekte eine deutlichere Assoziation der gesundheitlichen Effekte mit $PM_{2,5}$ als mit PM_{10} gezeigt werden (Peters, Schulz et al. 1998).

Die Expositionsabschätzung erfolgte bei den Langzeitstudien in der Regel anhand der Jahresmittelwerte der Schwebstaub- bzw. Partikelkonzentration, die an ortsfesten Messstationen in der Außenluft ermittelt wurden. Die individuelle Exposition wird allerdings neben der Partikelkonzentration in der Außenluft auch durch die Konzentration in Innenräumen bestimmt, wobei im Normalfall die Aufenthaltsdauer in Innenräumen weit überwiegt. Untersuchungen von Wallace (Wallace 1996) zeigten sowohl für PM_{10} als auch für $PM_{2,5}$ zwischen außen und innen tagsüber eine gute Übereinstimmung der Konzentrationen, nachts lagen die Konzentrationen in der Außenluft dagegen deutlich höher als in der Innenraumluft. Mit Personal Samplern wurden für PM_{10} (Wallace 1996; Janssen, Hoek et al. 1997) und für $PM_{2,5}$ (Janssen, Hoek et al. 1999) höhere Konzentrationen ermittelt als bei Messungen in der Außenluft. Als Ursache wurden persönliche Aktivitäten in den Innenräumen wie Kochen, Staubsaugen und Rauchen angenommen. In den Untersuchungen von Janssen et al. (Janssen, Hoek et al. 1997; Janssen, Hoek et al. 1999) ergaben sich mit Korrelationskoeffizienten von 0,63 (für PM_{10} ohne Passivrauchexposition) und 0,59 (für PM_{10} mit Passivrauchexposition) bzw. 0,75 ($PM_{2,5}$) für Kinder deutliche Korrelationen zwischen den stationären Außenluftmessungen und Messungen mit Personal Samplern. In verschiedenen anderen Untersuchungen wurden jedoch keine oder nur geringe Zusammenhänge zwischen den Feinstaubkonzentrationen in der Innenraumluft, Außenluft und der Messung mit Personal Samplern festgestellt. Insgesamt sind die Feinstaubbelastungen in (Wohn-)Innenräumen und die Einflussfaktoren auf ihre Höhe nicht ausreichend bekannt.

Der Einsatz von Personal Samplern zur Erfassung der individuellen Exposition ist bei Kindern aufgrund der Unhandlichkeit der Geräte mit Schwierigkeiten verbunden. Als

Alternative hierzu besteht die Möglichkeit, parallel zur Außenluftmessung die Partikelexposition in der Wohnung zu bestimmen und die Gesamtexposition über die Aufenthaltsdauer am jeweiligen Ort abzuschätzen. Dabei kann auch die Partikelexposition in der Schule durch entsprechende Messungen berücksichtigt werden.

An den Luftmessstationen in Baden-Württemberg wurde bis zum Jahr 1998 die Schwebstaubkonzentration mit einem Ringspaltvorabscheider als TSP (Total Suspended Particles) ermittelt. Mit diesem Verfahren werden auch große, nicht lungengängige Partikel mit einem Durchmesser bis etwa 50 µm erfasst. Seit 1999 erfolgt die Messung mit einem PM₁₀-Probenahmekopf, bei dem Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser über 10 µm nicht mehr auf den Filter gelangen. Da Partikel mit einem Durchmesser um 10 µm nur zu einem geringen Teil bis in die Alveolen vordringen, ist zur Ermittlung der lungengängigen Partikelfraktion die Messung mit Hilfe eines PM_{2,5}-Probenahmekopfes erforderlich.

Für die Charakterisierung der Partikelexposition ist die gravimetrische Bestimmung der PM_{2,5}-Fraktion alleine nicht ausreichend. Primär wird die Partikelmasse durch die größeren Partikel in der untersuchten Partikelfraktion bestimmt, sehr feine und ultrafeine Partikel unter einem Durchmesser von 0,1 µm tragen auch bei einer hohen Anzahl kaum zur Gesamtmasse von PM_{2,5} bei. Aufgrund der großen Oberfläche der sehr feinen Partikel könnten diesen jedoch hinsichtlich der Wirkung eine höhere Bedeutung zukommen, als aus der Massenkonzentration hervorgeht. Darüber hinaus sagt die Massenkonzentration nichts über die chemische Zusammensetzung der Partikel aus. Für eine Charakterisierung der Partikelexposition sind daher zusätzliche Informationen über die Zahl und Zusammensetzung der Partikel erforderlich. Wieweit die gesundheitlichen Wirkungen der Feinstäube von diesen Eigenschaften abhängig sind oder mit beeinflusst werden, ist bisher jedoch noch wenig untersucht.

2 Ziele des Forschungsvorhabens

Die Schwerpunkte der Studie liegen primär auf der Charakterisierung der Partikelbelastungen (Exposition) und der Erprobung von Messverfahren für verschiedene Partikelfractionen. Zusätzlich sollten möglicher Zusammenhänge der Feinstaubbelastung mit chronischen Wirkungen auf die Atemwege von Kindern untersucht werden.

2.1 Charakterisierung der Exposition:

Die Routinemessungen der UMEG an den bestehenden Luftmessstationen des Landes erfassen TSP und PM₁₀. Aufgrund Artikel 5 Abs. 2 der EU-Richtlinie 1999/30/EG (EU-Richtlinie 1999) müssen in den Mitgliedsstaaten jedoch auch Messstellen zur Ermittlung von PM_{2,5} vorgesehen werden. Die Methode befindet sich derzeit noch in der Erprobungsphase, flächendeckende Immissionsmessungen und Langzeitvergleiche mit herkömmlichen Messungen (PM₁₀) liegen bisher nicht vor. Neben der Erprobung der PM_{2,5}-Messung sollten in diesem Zusammenhang die Kenntnisse über den Einfluss von Emissionsquellen auf das Verhältnis der einzelnen Partikelfractionen und ihre stofflichen Zusammensetzung sowie deren Einfluss auf die Partikelbelastung der Innenraumluft verbessert werden. Neben den Messungen der Tagesmittelwerte an festen Messstellen in der Außenluft sollten parallel mit Pikofiltergeräten Wochenmittelwerte von PM_{2,5} in der Wohnumgebung, in den Wohnungen und an den Schulen der teilnehmenden Kinder ermittelt werden. Mit diesen Messungen sollte versucht werden, eine Abschätzung der individuellen Exposition gegenüber PM_{2,5} vorzunehmen, um damit Zusammenhänge mit gesundheitlichen Wirkungen empfindlicher messen zu können.

Für die Ermittlung der chemischen Zusammensetzung von PM₁₀ bzw. PM_{2,5} war vorgesehen, den Schwermetallgehalt und den Gehalt an organischen Bestandteilen (Ruß, Benzo(a)pyren) zu bestimmen. Biologische Eigenschaften der Feinstäube sollten mit verschiedenen in-vitro-Testsystemen untersucht werden.

Zur weiteren Charakterisierung der Partikelbelastung erschien neben der gravimetrischen Bestimmung des Feinstaubes die Partikelzahl in der Innenraum- und Außenluft sinnvoll. Die Konzentration größerer Partikel mit einem Durchmesser ab 3 µm sollte mit Hilfe von Sedimentationsabscheidern untersucht werden. Dabei sollten durch die mikroskopische Auswertung des sedimentierfähigen Staubes zusätzliche Informationen zur Zusammensetzung der Partikel (Reifenabrieb, Epithelien, Pollen) gewonnen werden.

Im Einzelnen wurden hinsichtlich der Charakterisierung der Exposition folgende Ziele verfolgt:

- Erprobung und Validierung der PM_{2,5}-Messung für die routinemäßige Erfassung der Feinstaubexposition an den Messstationen der UMEG und Vergleich mit anderen Geräten zur PM_{2,5}-Messung
- Ermittlung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Exposition gegenüber verschiedenen Partikelfractionen (TSP, PM₁₀, PM_{2,5} in der Außen- und Innenraumluft)
- Charakterisierung der physikalischen, chemischen und zelltoxischen Eigenschaften von Feinstaub und sedimentierfähigem Staub an unterschiedlichen Orten
- Bestimmung der Korrelation verschiedener Messgrößen der Partikelkonzentration und der Staubinhaltsstoffe zwischen unterschiedlichen Standorten und zwischen der Außen- und Innenraumluft

2.2 Zusammenhänge zwischen der Exposition und gesundheitlichen Wirkungen:

Durch den Versuch, anstelle des reinen Ortsvergleiches die individuelle Exposition der Kinder als Grundlage der Belastung heranzuziehen, sollten kleinräumigere Expositionsunterschiede (Einfluss des Straßenverkehrs, Lage der Wohnungen) besser erfasst und damit die Power der Studie hinsichtlich möglicher Zusammenhänge mit gesundheitlichen Effekten erhöht werden.

Außerdem sollten neben subjektiven Fragebogenangaben zu Atemwegsbeschwerden bzw. Atemwegserkrankungen und der Messung von Lungenfunktionsparametern empfindliche objektive Parameter für entzündliche Veränderungen (Komplement C3c; NO in der Ausatemluft als nicht-invasiver Untersuchungsparameter) herangezogen werden, die in epidemiologischen Untersuchungen bisher in anderen Zusammenhängen eingesetzt wurden.

Im Einzelnen sollte die Studie folgenden konkreten Fragestellungen nachgehen:

- Werden bei höheren Partikelexpositionen höhere Prävalenzen von Atemwegserkrankungen, von Symptomen einer Atemwegserkrankung oder von Entzündungsmarkern bei den Kindern beobachtet?
- Ist für die gesundheitliche Wirkung die Partikelexposition in der Außenluft, in der Innenraumluft oder die Gesamtexposition entscheidend?
- Gibt es Unterschiede im Hinblick auf den Einfluss verschiedener Partikelfractionen bzw. Partikelbestandteile (biogene Anteile, Gehalt an spezifischen Inhaltsstoffen, cytotoxische Aktivität)?
- Berücksichtigung möglicher Confounder und Störgrößen (Sensibilisierung gegenüber Inhalationsallergenen, Rauchen, Passivrauchen, atopische Erkrankungen u.ä.).

3 Material und Methoden

3.1 Studiendesign

In der Studie sollten vorwiegend verkehrsbedingte Partikelexpositionen bei Kindern erfasst und deren gesundheitliche Langzeitwirkung auf die Atemwege untersucht werden. Dazu wurden die in Baden-Württemberg eingerichteten Beobachtungsgesundheitsämter genutzt, bei denen mehrjährige Erfahrungen bei der Realisierung epidemiologischer Feldstudien vorliegen (Piechotowski, Krämer et al. 2002). Die Untersuchung war als Querschnittsstudie bei Viertklässlern in den Untersuchungsarealen Mannheim, Aulendorf/Bad Waldsee, Stuttgart und Kehl konzipiert worden.

3.1.1 Kollektivauswahl

Die Rekrutierung der Studienteilnehmer erfolgte in zwei Stufen. In der ersten Stufe wurden alle Kinder der vierten Grundschulklassen in den vier Untersuchungsarealen (insgesamt 1925 schulpflichtige Kinder) und deren Eltern in Form eines Kinderinfos und eines Elternbriefs über den Studienablauf informiert und zunächst um die Teilnahme an einer fragebogengestützten Erhebung zum Verkehrsaufkommen an der Wohnung gebeten (s. Anlage 8.1). Von 415 Kindern wurde der ausgefüllte Verkehrsfragebogen zur Auswertung zurückgeschickt; bei 413 dieser Kinder lag eine schriftliche Einwilligungserklärung zur weiteren Teilnahme an der Studie vor. Auf der Grundlage der Verkehrsfragebögen wurde die Lärmbelastung der Wohnungen als Mittelungspegel L_m abgeschätzt (siehe Kap. 3.2.14) und für jedes der vier Studiengebiete nach der Höhe des Mittelungspegels sortiert.

Aufgrund der beschränkten Untersuchungskapazität wurden von den teilnahmebereiten Kindern unter Berücksichtigung des Wohnzeitkriteriums (mindestens während der letzten 2 Jahre Wohnung im Untersuchungsgebiet) insgesamt 162 Kinder in den zweiten Teil der Studie aufgenommen. Dabei wurde die Auswahl der Kinder so getroffen, dass aus einer Studienregion jeweils die eine Hälfte der Kinder die Wohnungen mit den höchsten Lärmpegeln, die andere Hälfte die Wohnungen mit den niedrigsten Lärmpegeln repräsentierten.

Tab. 3.1: Teilnahmeraten

Studienort	angesprochene Kinder	Verkehrsfragebögen abgegeben	Einverständniserklärung lag vor	Auswahl für zweiten Teil	Teilnahmerate
Aulendorf	364	81	80	34	9,3 %
Kehl	475	150	149	34	7,2 %
Mannheim	569	124	124	48	8,4 %
Stuttgart	517	60	60	46	8,9 %
gesamt	1925	415	413	162	8,4 %

3.1.2 Studiendurchführung

Die Information der Kinder und Eltern erfolgte zu Beginn des vierten Schuljahres im Herbst 2001 durch die Verteilung des Elternbriefes, der Kinderinformation, des Verkehrsfragebogens und der Einverständniserklärung (siehe Anlagen 8.1 - 8.4). Wie unter Kapitel 3.1.1 beschrieben, wurden 162 Kinder für die Studie ausgewählt und mit den Eltern dieser Kinder Termine für die Durchführung der Wohnungsuntersuchungen vereinbart. Zum vereinbarten Zeitpunkt wurden die Sammelgefäße für den Grobstaub und die Pikofiltergeräte für die einwöchige Feinstaubmessung in bzw. vor den Wohnungen aufgestellt, die 10-stündige Messung der Partikelzahl durchgeführt (nur in Mannheim und Aulendorf/Bad-Waldsee) und das Wohnungsbegehungsprotokoll erstellt. Nach Ablauf von ca. einer Woche wurden die Filter bzw. Sammelfolien aus den Probenahmegeräten entnommen und zur Analyse an das Landesgesundheitsamt bzw. an den Deutschen Wetterdienst weitergeleitet. Aufgrund der beschränkten Anzahl von Probenahmegeräten konnten von den Gesundheitsämtern 2 bis 3 Wohnungen pro Woche untersucht werden.

Die Blutabnahme für die Bestimmung von Komplement C3c und für den SX1-Test, die Messung von exhaliertem Stickstoffmonoxid und die Spirometrie erfolgten nach Möglichkeit im selben Monat wie die in den Wohnungen vorgenommenen Feinstaubmessungen in den Schulen der Untersuchungsorte. Zur Vermeidung von Untersuchungseffekten wurden alle NO-Messungen und die Spirometrie von der selben Person durchgeführt.

Die Felduntersuchungen erfolgten im Zeitraum vom November 2001 bis Anfang Mai 2002; eine weitere NO-Messung mit Atembeuteln wurde im Juni und Juli 2002 vorgenommen.

Für die Durchführung der Studie lag ein positives Votum der Ethikkommission der Landesärztekammer Baden-Württemberg vor. Die Datenerhebung und Datenverarbeitung

war zuvor mit dem Datenschutzbeauftragten des Landes Baden-Württemberg abgestimmt worden.

3.2 Ermittlung der Exposition

3.2.1 Bestimmung von PM_{2,5}, PM₁₀ und TSP an den stationären Messstellen der UMEG

Expositionsmessungen erfolgten routinemäßig an den Messstellen des Luftmessnetzes Baden-Württemberg, das von der UMEG betrieben wird (Tagesmittelwerte gravimetrisch für PM₁₀, Gesamtstaub TSP). An 5 Messstellen (Mannheim-Humboldt-Schule, Mannheim-Straße, Mannheim-Nord, Aulendorf, Bad Waldsee) wurde zusätzlich die PM_{2,5}-Fraktion mit entsprechenden Probenahmeköpfen gesammelt.

Die gravimetrische Bestimmung der gesammelten Stäube (PM_{2,5}, PM₁₀, TSP) erfolgte gemäß DIN/EN 12341 "Ermittlung der PM₁₀-Fraktion von Schwebstaub", VDI 2463 Blatt 1 "Messen von Partikeln - Gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentration von Partikeln in der Außenluft" und SAV 3105151 "Messung von Schwebstaub - Kleinfiltergerät GS 050 - Staubprobensammler Digital DHA 80".

Die Probenahme der Schwebstaubfraktionen erfolgte als Tagesmittelwert. Der vorgeschaltete grössenselektierende Lufteinlass für PM₁₀ weist eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von >10 µm auf (PM₁₀ Einlass). Für die Probenahme von PM_{2,5} und TSP standen entsprechend modifizierte Lufteinlassvorrichtungen zur Verfügung (PM_{2,5}-Einlass bzw. Ringspaltvorabscheider für TSP). Zur Bestimmung der Schwebstaubmasse erfolgte die Probenahme auf Glasfaserfiltern, zum Teil auch auf Quarzfiltern.

Der Digital High-Volume-Sampler (DHA-80) erfüllt die Anforderungen an Äquivalenzsammler nach DIN/EN 12341. Das Gerät verfügt über einen automatischen Probenwechsler, so dass ohne Wartung 14 Tagesmittelwerte gewonnen werden können. Zusätzlich enthält das Gerät einen Filter zur Blindwertkontrolle. Der Filter hat einen Durchmesser von 150 mm. Der Volumenstrom wird konstant auf 720 m³/24 h geregelt. Die Gerätefunktion wird per Fernübertragung der Pumpenleistung kontrolliert.

Die für die Probenahme mittels Digital DHA-80 verwendeten Filter wurden vor der Bestäubung im Labor äquilibriert, d.h. auf eine definierte Feuchte eingestellt und gewogen. Nach der Bestäubung wurden die Filter wieder äquilibriert und zurückgewogen. Die Waage besitzt eine Genauigkeit von 0,1 mg.

Die relative Nachweisgrenze für dieses Verfahren liegt bei einem Sammelvolumen von 720 m³ bei 1 µg/m³.

3.2.2 Bestimmung der Schwermetalle in PM₁₀ und TSP durch die UMEG

Die Bestimmung der Schwermetalle in den Filtern der verschiedenen Staubfraktionen erfolgte gemäß VDI 2267, Bl. 15 VE "Stoffbestimmung an Partikeln in der Außenluft - Messen der Massenkonzentration von As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, V, Zn mit Hilfe der optischen Massenspektrometrie (ICP-MS) nach Filterprobenahme und Aufschluß in oxidierendem Säuregemisch", SAV 504-32151-0 "Bestimmung an Partikeln in der Außenluft; Analyse von Schwermetallen im Schwebstaub mit Hilfe der Plasmamassenspektrometrie" und SAV 3205151 "Messung von Schwebstaub - Kleinfiltergerät GS 050 - Staubprobensammler Digital DHA 80".

Die Probenahme der Elemente in der Schwebstaubfraktion PM₁₀ bzw. TSP erfolgte als Tagesmittelwert von 0 bis 24 Uhr wie unter Abschnitt 3.2.1 beschrieben. Zur Bestimmung der Elemente im Schwebstaub erfolgte die Probennahme auf Quarzfaserfiltern.

Die bestaubten Filter wurden offen in oxidierendem Säuregemisch (HNO₃/H₂F₂/H₂O₂) aufgeschlossen. Die Elementbestimmung erfolgte durch Massenspektrometrie im induktiv gekoppelten Plasma (ICP-MS).

Die relativen Nachweisgrenzen für dieses Verfahren liegen bei einem Probenahmevolumen von 720 m³ für Arsen, Blei und Nickel bei 0,2 ng/m³, für Cadmium bei 0,1 ng/m³.

3.2.3 Bestimmung von BaP in PM_{2,5}, PM₁₀ und TSP

Die Bestimmung von Benzo(a)pyren in den beaufschlagten Filtern erfolgte gemäß VDI 3875, Bl. 1 "Messen von Immissionen - Messen von Innenraumlufthverunreinigungen - Messen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) - Gaschromatographische Analyse", SAV 504-32131 und SAV 3205151.

Die Probenahme von B(a)P in den Schwebstaubfraktionen erfolgte als Tagesmittelwert von 0 bis 24 Uhr wie unter Abschnitt 3.2.1 beschrieben auf Quarzfaserfiltern.

B(a)P und andere PAK wurden aus einem Teilfilter der Probenahme analysiert. Die auf dem Filter gesammelten PAK wurden mit Toluol heiß extrahiert. Dabei wurden die PAK aus den Schwebstaubpartikeln gelöst. Die Bestimmung erfolgte mittels Hochdruckflüssigkeitschromatographie (HPLC).

Die Nachweisgrenze für B(a)P und ähnliche PAK liegt bei 0,05 ng/m³.

3.2.4 Bestimmung von Ruß in PM_{2,5} und PM₁₀

Die Rußbestimmung in den beaufschlagten Filtern der PM_{2,5}- bzw. PM₁₀-Messung wurde in Anlehnung an die VDI Richtlinie 2465 Bl. 2 "Messen von Ruß (Immission) - Thermographische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes" durchgeführt. Das Verfahren ist äquivalent zu dem in dem

in der 23. BImSchV beschriebenen Verfahren SAV 3205162 Analyse von Ruß (IR-Spektroskopie).

Die Probenahme von Ruß in der Schwebstaubfraktionen erfolgte als Tagesmittelwert von 0 bis 24 Uhr entsprechend Abschnitt 3.2.1 auf Quarzfaserfiltern.

Die Bestimmung des Rußes als elementarer Kohlenstoff (EC) und organischer Kohlenstoff (OC) im abgeschiedenen Feinstaub erfolgte durch Verbrennung der Probe unter Sauerstoffatmosphäre und der IR-spektroskopischen Detektion des dabei gebildeten CO₂.

Das kohlenstoffspezifische Analyseverfahren der Infrarotspektroskopie erlaubt jedoch keine Unterscheidung zwischen organisch gebundenem (OC) und elementarem Kohlenstoff (EC). Die Spezifität des Verfahrens auf elementarem Kohlenstoff wurde durch ein Zweiphasentemperaturprogramm erreicht. Im ersten Schritt wurde der organisch gebundene Kohlenstoff zu CO₂ und H₂O verbrannt. Dies ließ sich auch an dem Auftreten eines Wasserpeaks feststellen. Im zweiten Schritt wurde der verbleibende Kohlenstoff als elementarer Kohlenstoff bestimmt.

Die relative Nachweisgrenze für dieses Verfahren liegt bei einem Sammelvolumen von 720 m³ bei 0,2 µg Kohlenstoff/m³.

3.2.5 Probenahme von PM_{2,5} mit Pikofiltergeräten des Landesgesundheitsamts

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

Der Messbereich des Verfahrens erstreckt sich von 5 – 200 µg/m³. Voraussetzung für eine ausreichende Nachweisgrenze des Verfahrens ist eine entsprechend lange Messzeit. Das Pikofiltergerät arbeitet mit einem Volumenstrom von 3 m³/h. Bei einer angenommenen Filterbelegung von 100 µg ist mit einem Fehler von 5 µg (5%) zu rechnen.

Bei der Durchführung der Messungen wurde in der Regel die Probenahme über 7 Tage durchgeführt, für die Äquibration und Auswaage des Filters vor und nach der Probenahme wurden 3 Tage angesetzt. Der Mindestdurchsatz betrug 72 m³ Luft.

Vor Untersuchungsbeginn erfolgte eine Funktionsüberprüfung des Probenahmegerätes (Pikofiltergerät MVS/PNS 6.1-15 mit Probenahmekopf PM_{2,5} der Firma Derenda). Unter

Vermeidung der Kontamination des Filters wurde der PM_{2,5}-Probenahmekopf des Probenahmegerätes mit dem Filterhalter und dem vorgewogenen Filter bestückt. Das Probenahmegerät wurde gemäß der Bedienungsanleitung des Herstellers gestartet. Nach der Messung wurde der Filterhalter mit dem Filter unter Vermeidung von Kontaminationen aus dem PM_{2,5}-Probenahmekopf des Probenahmegerätes entfernt. Der Filter wurde nochmals auf Unversehrtheit geprüft. Ebenfalls wurde überprüft, ob der Filter dicht eingebaut war. Der äußere Rand des Filters (1-2 mm), wo die Abdichtung erfolgte, musste rein weiß geblieben sein. Der Filterhalter wurde mit dem Filter in einer beschrifteten Dose mit 6 cm Durchmesser verpackt.

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

Nach Auswaage des Filters vor und nach der Beaufschlagung wurde die Differenz der beiden Gewichte und somit die Menge in µg des beaufschlagten Staubes bestimmt. Diese Menge wurde durch das Probenvolumen (m³) dividiert. Auf diese Weise wird die PM_{2,5}-Belastung der untersuchten Luft in µg pro m³ bestimmt.

3.2.6 Bestimmung des Rußanteils in PM_{2,5} bei Sammlung auf Pikofiltergeräten

Als wichtige Voraussetzung für die optische Rußbestimmung an Glasfaserfiltern nach der Immersionsmethode (Fricker and Schultz 2002) muss das Fasermaterial optisch unterdrückt werden. Dazu müssen die Brechungsindices von Fasermaterial und Immersionsöl nahezu identisch sein. Für die optische Rußbestimmung wurde das Spektrometer Modell Specord 50 der Firma Analytik Jena gewählt. Das Messergebnis wird als Extinktion $-\log \frac{I}{I_0}$ angegeben. Diese Größe wird in Lichtabschwächung (Attenuation)

$-\log \frac{I}{I_0}$ angegeben. Diese Größe wird in Lichtabschwächung (Attenuation)

$-100 \ln \frac{I}{I_0}$ umgerechnet. Die Objektträger mit eingebetteten Filterstücken wurden in

den Feststoffhalter des Spektrometers eingesetzt und an jeweils fünf Stellen vermessen. Die jeweils vermessene Filterfläche hatte eine Höhe von 8 mm und eine Breite von ca. 0,5 mm. Die Messungen wurden innerhalb eines Bereichs von ca. 8 mm x 8 mm durchgeführt. Die Messergebnisse zeigen einen starken linearen Zusammenhang mit EC-Vergleichsmessungen (Ballach, Hitzenberger et al. 2001).

3.2.7 Bestimmung der Partikelzahl

Bei einem Teilkollektiv (Wohnungen von Kindern in Mannheim und Aulendorf/Bad Waldsee) wurde die Gesamtpartikelzahl (Partikelanzahlkonzentration) in der Außen-

und Innenraumluft über 10 Stunden mit Hilfe von Kondensationspartikelzählern (CPC) gemessen.

Da es sich bei der Partikelmessung mit dem Kondensationspartikelzähler um eine Direktzeitmessung handelt, ist die gemessene Partikelkonzentration sehr stark von der aktuellen Quellenaktivität abhängig und damit sehr starken Schwankungen unterworfen.

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

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

Die häuslichen Aktivitäten während der Bestimmung der Partikelanzahl wurden in einem Protokoll vermerkt (s. Anlage 8.5).

3.2.8 Bestimmung von Grobstaub (gesamt) und schwarzem Grobstaub

Die Partikelprobenahme erfolgte auf transparenten, mit einem witterungsbeständigen Kleber beschichteten Haftfolien. Die Haftfolien wurden zur Probenahme an der Außenluft horizontal in dem Probenahmegerät Sigma-2 exponiert. Bei den Innenraummessungen wurde auf eine entsprechende Schutzvorrichtung verzichtet. Die für Innenraumuntersuchungen entwickelte Probenahmeeinrichtung, als Gondel bezeichnet, besteht aus einer flachen Kunststoffschale, die mit drei Nylonfäden an der Zimmerdecke angebracht werden konnte. Die Probenahmedauer betrug in der Regel 7 Tage. Eine detaillierte Geräte- und Verfahrensbeschreibung wird in der VDI-Richtlinie 2119, Blatt 4, gegeben (VDI 1991).

Aus den exponierten Haftfolien im Format von $65 \text{ mm} \times 65 \text{ mm}$ wurden Ausschnitte mit den Abmessungen $18 \text{ mm} \times 18 \text{ mm}$ jeweils mittig ausgestanzt. Auf die kleberbeschichtete Seite wurden 5 bis $10 \mu\text{l}$ einer Immersionslösung zur Einbettung der Staubpartikel aufgegeben. Der Brechungsindex der Immersionslösung war nahe dem Brechungsindex der Akzeptorfläche (Kleber) eingestellt, so dass die Oberflächenstruktur des Klebers optisch weitgehend unterdrückt wurde und ein störender Einfluss auf die Segmentierung der Partikel vermieden werden konnte. Zur Kontrastierung biogener Partikel,

insbesondere von Pollen, wurden die Farbstoffe Rhodamin B und Methylgrün in einer wässrigen Karionlösung (Immersionsmedium) verwendet.

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

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

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

3.2.9 Bestimmung von Pollen und Epithelien im Grobstaub

Zur selektiven Bestimmung der **Pollen** wurde eine Anfärbung mit einer wässrigen Safraninlösung durchgeführt. Für eine quantitativ-mikroskopische Auswertung wurde eine Farbbildkamera eingesetzt. Die Auswertefläche wurde auf 9,1 mm² vergrößert. Die automatische Auswertung wurde visuell überprüft. Die Kontrolle an einem Stichprobenkollektiv zeigte eine hohe Präzision der Erkennung und eine hohe Wiederfindungsrate.

Eine selektive Bestimmung der **Epithelien** mittels einer automatischen Farbbildauswertung war nicht möglich. Die Epithelien zeigten wider Erwarten keine vollständige Anfärbung und wurden häufig in zahlreiche Einzelpartikel zerlegt und konnten dadurch nicht zuverlässig segmentiert werden. Daher wurde eine visuelle, halb-quantitative Bestimmung der Epithelien durchgeführt, bei der zwischen starker, mittlerer und niedriger oder fehlender Belegung unterschieden wurde. Auf Angaben zur Konzentration der Epithelien wurde daher verzichtet. Für eine qualitative Beurteilung der Belegungsdichte können bei Bedarf mikroskopische Aufnahmen bereit gestellt werden. Die Aufnahmen können die unterschiedliche Belastung der Wohnungen durch diese für Innenräume typische Partikelkomponente illustrieren.

3.2.10 Bestimmung von Schimmelpilzen in der Luft

In den zu untersuchenden Räumen sollte vor der Probenahme 7 Tage lang keine Reinigung mehr vorgenommen werden. Mindestens 6 bis 8 Stunden vor der Probenahme wurden die Fenster und Türen geschlossen. Gezielte mechanische Verwirbelungen wurden vor und während der Probenahme vermieden. Die Probenahme erfolgte in Raummitte in Höhe von ca. 1-1,2 m nach dem direkten Verfahren mittels Impaktion mit dem MAS 100 der Firma Merck. Es wurden jeweils 3 DG18 (Oxoid CM 0729 B)- und Malzextrakt (Oxoid CM 0059 B)-Nährmedienplatten mit 50 und 100 L Innenraumluft und Außenluft beaufschlagt.

Die Außenluftmessung wurde aus dem Fenster des untersuchten Raumes heraus vorgenommen. Dazu wurde das Gerät ca. 60 – 70 cm aus dem Fenster herausgehalten. Die Probenahme der Außenluft erfolgte, wenn die Probenahme der Innenluft abgeschlossen war. Zwischen der Innenraum- und der Außenluftmessung wurde der Probenahmekopf genauso wie nach der Messung eines Objektes desinfiziert bzw. sterilisiert oder gegebenenfalls ausgewechselt. Die beaufschlagten Nährmedien wurden am Tag der Probenahme in wärmeisolierten Behältern in das LGA versandt, wo sie ab dem folgenden Tag bei 28 °C kultiviert wurden.

Da die einzelnen Schimmelpilzspezies in sehr unterschiedlicher Konzentration vorliegen, erfolgte die Auswertung bei beiden Probevolumina. Da die Proben jeweils auf DG18 und Malzextrakt-Agar kultiviert wurden, wurde die Differenzierung auch auf beiden Nährmedien vorgenommen. In die Bewertung gingen zunächst die Ergebnisse der Auswertung der DG18-Platten ein. Schimmelpilze die auf DG 18 nicht anzüchtbar waren, wurden auf Malzextrakt bewertet (*Acremonium*, *Stachybotrys* oder *Chaetomium*). Folgende Schimmelpilze wurden differenziert, in eine Exceltabelle eingegeben und ausgewertet:

Alternaria spp., *Cladosporium* spp.,

Aspergillus flavus, *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus nidulans*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus ochraceus*, *Aspergillus penicillioides*, *Aspergillus restrictus*,

Aspergillus sydowii, *Aspergillus versicolor*, *Aspergillus ustus*, *Aspergillus* spp., *Eurotium amstelodamii*, *Eurotium herbariorum*, *Eurotium* spp.,

Penicillium brevicompactum, *Penicillium chrysogenum*, *Penicillium expansum*, *Penicillium glabrum*, *Penicillium olsonii*, *Penicillium* spp.,

Hefen,

Mucor spp., *Rhizopus* spp., andere Zygomyceten,

Acremonium spp., *Aureobasidium* spp., *Botrytis*, *Chaetomium* spp., *Fusarium* spp.,

Paecilomyces spp., *Phialophora* spp., *Scopulariopsis* spp., *Stachybotrys chartarum*,

sterile Myzelien, *Tritirachium (Engyodontium) album*, *Trichoderma* spp., *Wallemia sebi*, andere Spezies

Traten auf den drei Platten der Luftkeimsammlung im Mittel mehr als 40 KBE/m³ Luft einer Spezies mit hohem Sporenflug bzw. 10 KBE/m³ Luft mit geringem Sporenflug (z.B. *Stachybotrys* oder *Chaetomium*) auf, das heißt auf der „100 l Platte“ 4 bzw. 1 KBE, so wurden die Schimmelpilze differenziert und aufgrund der phänotypischen Unterscheidung der Isolate auf den Originalplatten (DG 18, MEA) einer der in der Auswertetabelle angegebenen Spezies zugeordnet, die anderen wurden der Gattung z.B. „Sons-tige Aspergillen, Penicillien usw.“ zugeordnet. Ermöglicht die makro- bzw. mikroskopi-sche Betrachtung der Kolonien keine eindeutige Zuordnung, wurden Subkulturen an-gelegt und differenziert. Die Auswertung der Platten erfolgte zwischen dem 2. Tag und 10. Tag.

Die Bewertung der nachgewiesenen Schimmelpilzkonzentrationen erfolgte anhand der vom Qualitätszirkel am Landesgesundheitsamt (LGA 2001) sowie vom Umweltbundes-amt (UBA 2002) vorgegebenen Kriterien.

3.2.11 Ermittlung der oxidativen Stärke (oxidant generating capacity)

Die Untersuchungen zur oxidativen Kapazität (oxidant generating capacity) von Feinstaub wurden am Institut für Umweltmedizinische Forschung (Prof. Dr. Borm) durchgeführt. Dabei wurde die Bildung von OH-Radikalen durch suspendierte Partikel in Gegenwart von Wasserstoffperoxid und dem Spinfänger (spintrap) 5,5-Dimethyl-1-pyrrolin-N-oxid (DMPO) untersucht. Hierzu wurden 50 µl der Partikelsuspension (einges-tellt auf 500 µg PM_{2,5}/ml anhand der vom Filter extrahierten Partikelmasse) mit 50 µl H₂O₂ (0,5 M in PBS) und 100 µl DMPO (0,05 M in PBS) gemischt und in der Dunkelheit unter Schütteln bei 37 °C inkubiert. Das klare Filtrat dieser Lösung wurde in eine 100 µl-Glaskapillare überführt und mit einem Miniscope MS 100 EPR Spectrometer (Magnet-tech, Berlin) untersucht (9,39 GHz, Magnetfeld 3360 G, Feldbreite 100 G, Scandauer 30 s, 3 Scans, Amplitudenmodulation 1,8 G, Verstärkung 1000). Die Quantifizierung er-folgte anhand der ersten Ableitung des EPR-Signals des DMPO-OH-Quartetts (Shi, Schins et al. 2003).

3.2.12 Bestimmung der Freisetzung von Interleukin-8

Als Bioassay zur Ermittlung der Entzündungsaktivität von Feinstäuben (PM_{2,5}-Suspensionen) wurde die in vitro Freisetzung von IL-8 bei Inkubation mit Vollblut be-stimmt. Dazu wurde heparinisiertes Blut von gesunden Nichtrauchern verwendet. Von jeder PM_{2,5}-Probe wurden drei Verdünnungen (100, 50 und 25 µg/ml) hergestellt und 50 µl dieser Suspension zu jeweils 200 µl Vollblut auf 96-Lochplatten zugesetzt und 24 Stunden bei 37°C und 5% CO₂ inkubiert. LPS (10 µg/ml) wurde als Positiv-Kontrolle eingesetzt. Die Platten wurden nach der Inkubation zentrifugiert und der zellfreie Über-stand bei -80°C bis zur Analyse von Interleukin 8 eingefroren. Die Bestimmung von

Interleukin 8 erfolgte im ELISA entsprechend dem Protokoll des Herstellers (Schins, van Hartingsveldt et al. 1996; Schins, Lightbody et al. 2004).

3.2.13 NO-Freisetzung von Alveolarmakrophagen

Zur Bestimmung der Freisetzung von Stickstoffmonoxid (NO) wurden Ratten-Alveolarmakrophagen (NR8383) verwendet. Die NR8383-Zellen wurden in Ham F12 mit L-Glutamin, 15% hitzeinaktiviertem FCS und 30 IU/ml Penicillin/Streptomycin bei 37°C und 5 % CO₂ kultiviert und in 24-Lochplatten in einer Dichte von 10⁵ Zellen pro 500 µl ausgesät. Nach 48 Stunden wurde die PM_{2,5}-Suspension zu einer Endkonzentration von 100 µg/ml zugesetzt. Für die Experimente wurden die aufgetauten Suspensionen 5 min mit Ultraschall behandelt, in 10fach Phosphat-gepufferter Saline 9:10 verdünnt und sofort zu den Zellen zugegeben. LPS (10 µg/ml) und EHC-93 Staub (100 µg/ml) wurden als Positivkontrolle verwendet. Die NO-Bildung der NR8383-Zellen wurde über die Griess-Reaktion bestimmt, bei der das entstehende Nitrit gemessen wird. Dazu wurden 100 µl des Überstands mit einem äquivalenten Volumen Griess-Reagenz (0,1 % N-(1-naphthyl)ethylendiamin x 2HCl, 1 % Sulfanilamid, 2,5 % phosphorige Säure) bei Raumtemperatur für 10 min inkubiert. Mit einem 96-Loch-Mikrotiterplattenleser wurde die Absorption bei 540 nm bestimmt und die Konzentration mit Hilfe einer NaNO₂-Standardkurve ermittelt (Schins, Shi et al. 2002).

3.2.14 Lärmbelastung durch Verkehr

Die Ermittlung der Lärmbelastung erfolgte entsprechend den Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen (RLS-90), Ausgabe 1990 (Bundesverkehrsministerium 1990). Aus den Angaben zur Verkehrszählung (Fragebogen siehe Anlage 8.1) wurde als Maß für die Lärmbelastung der Mittelungspegel L_m berechnet. Der Mittelungspegel wird bei dieser Berechnung in dB(A) angegeben.

Der Fragebogen zur Ermittlung der Verkehrsbelastungen wurde anhand eines von der Stiftung "Warentest" in Zusammenarbeit mit dem UBA entwickelten Fragebogens erstellt.

3.2.15 Protokoll der Wohnungsbegehung

Das Protokoll zur Wohnungsbegehung (s. Anlage 8.6) diene insbesondere der Erfassung möglicher Einflüsse auf die Partikelbelastung in den Wohnungen (z.B. Lage der Wohnung, Heizungsart, Lüftungsverhalten, Feuchtigkeit und Schimmelpilzbelastungen). Die Protokolle wurden von den Mitarbeitern der Gesundheitsämter im Rahmen der Raumluftmessungen ausgefüllt. Für das Wohnungsbegehungsprotokoll wurde das bei bisherigen Studien des LGA verwendete Protokoll zu biologischen Innenraumverunreinigungen übernommen und an die aktuelle Fragestellung angepasst.

3.2.16 Erfassung der Aktivitäten der Kinder

Anhand eines Aktivitätsprotokolls wurden die Aufenthaltszeiten der Kinder in der Wohnung, in der Schule und im Freien sowie Tätigkeiten mit erhöhter Staubbelastung (Staubsaugen, Kochen, Heimwerken etc.) festgehalten (s. Anlage 8.7). Grundlage hierfür war ein vom Medizinischen Institut für Umwelthygiene in Düsseldorf entwickeltes Protokoll.

3.3 Gesundheitliche Wirkungen

3.3.1 Fragebogen zu Atemwegserkrankungen

Über einen maschinenlesbaren Elternfragebogen, der auch in den bisherigen Untersuchungen an den Beobachtungsgesundheitsämtern verwendet wurde, wurden als Zielgrößen gesundheitliche Effekte auf die Atemwege erfasst (siehe Anlage 8.8). Die Fragen umfassten u.a.:

- Elternangaben zu respiratorischen und asthmatypischen Beschwerden (Anzahl der Erkältungen, Prävalenz von Husten, Atemnot, pfeifenden Atemgeräuschen, Asthma)
- ärztlich diagnostizierte Atemwegserkrankungen (Bronchitis, Asthma, Pseudokrapp, Lungenentzündung u.a.)
- Angaben zu sonstigen allergischen Erkrankungen (Heuschnupfen u.a.)

Als mögliche Einflussfaktoren wurden u.a. Alter, Geschlecht, Nationalität, elterlicher Bildungsstatus, familiäre Atopie und Passivrauchen sowie meteorologische Daten (Luftfeuchtigkeit, Temperatur, Nebeltage) erhoben.

3.3.2 Lungenfunktion

Mit einem Spirometer (Flow-Screen der Firma Jaeger) wurden folgende Lungenfunktionsparameter bestimmt: inspiratorische Vitalkapazität (VC), forcierte Vitalkapazität (FVC), forciertes expiratorisches Volumen nach 1 Sekunde (FEV1), FEV1 in % der Vitalkapazität (FEV1%VC), maximaler expiratorischer Fluss (PEF) und maximaler expiratorischer Fluss bei 50 % der Vitalkapazität (MEF 50).

Das Gerät wurde täglich mit einer geeichten 1-Liter-Handpumpe kalibriert. Die Untersuchung der Probanden erfolgte im Fluss-Volumen-Modus mit aufgesetzter Nasenklammer unter standardisierter Anleitung. Nach 4 bis 5 Atemzügen unter Ruheatmung erfolgte eine tiefe Einatmung, eine möglichst schnelle und möglichst tiefe Ausatmung, nochmals eine möglichst tiefe Einatmung und danach wieder eine normale Ruheatmung.

Die Berechnung der Lungenfunktionswerte einschließlich des Bezugs auf die Sollwerte erfolgte nach den durchgeführten Atemmanöver automatisch durch das Gerät selbst; zur Dokumentation wurde Fluss-Volumen-Diagramm zusammen mit den Messwerten ausgedruckt.

3.3.3 Bestimmung der NO-Konzentration in der Ausatemluft

Stickstoffmonoxid (NO) in der Ausatemluft wurde mit einem Chemilumineszenz-Detektor (Sievers NAO 280i) durch Umsetzung mit Ozon zu Stickstoffdioxid (NO₂) bestimmt.

Bei der online-Messung (graphischer Anzeige der Messung auf dem Laptop) erfolgte nach maximaler Einatmung über das Mundstück eine kontrollierte Ausatmung (ebenfalls über das Mundstück), wobei die Ausatemgeschwindigkeit über die kontinuierliche Druckanzeige am Laptop möglichst gleichmäßig auf 50 ml/s (entspricht einem Druck von 17 cm Wassersäule) gehalten wurde. Die Messung galt als valide, wenn dabei mindestens für 2 s ein gleichmäßiges Plateau erreicht wurde. Die Messung wurde mindestens 3mal wiederholt und der Mittelwert dieser Messungen für die weitere Berechnung eingesetzt.

Die offline-Probenahme erfolgte mit 1,5-L-Mylarbeuteln, die über ein 3-Wege-Ventil an ein Mundstück mit aufgesetztem Manometer angeschlossen wurden. Am Lufteinlassventil des Mundstücks war ein Filter zur Adsorption von NO in der eingeatmeten Luft angebracht. Nach maximaler Einatmung über das Mundstück wurde ebenfalls über das Mundstück ausgeatmet und das Ventil ca. 3 s nach Beginn der Ausatmung umgestellt, so dass die ausgeatmete Luft in den Beutel geleitet wurde. Über das Manometer wurde dabei ein Druck von 5 cm Wassersäule eingestellt, was bei dem verwendeten Mundstück einer Flussrate von 50 ml/s entsprach. Für die Füllung des Beutels wurden 1 bis 3 Atemzüge benötigt; pro Person wurden 3 Mylarbeutel gefüllt. Die gefüllten Mylarbeutel wurden innerhalb von maximal 48 h der Analyse zugeführt. Dazu wurde der Proben-einlassschlauch des NO-Detektors direkt an den Mylarbeutel angeschlossen.

Die Eichung des Detektors erfolgte mit einem Prüfgasgemisch von NO in Stickstoff (STABAL 24-Gasgemisch von Messer-Griesheim), das einen zertifizierten NO-Gehalt von 21,5 ppm aufwies. Für die Versorgung des Ozongenerators des NO-Analysers wurde Sauerstoff für medizinische Zwecke (> 99,0 Vol%) verwendet.

Die Vorgaben zur Bestimmung der NO-Konzentration folgten den Empfehlungen der American Thoracic Society (American_Thoracic_Society 1999) und des European Respiratory Society Executive Committee (Baraldi and de Jongste 2002).

3.3.4 Bestimmung von Komplement C3c im Blut

Für die Bestimmung von Komplementfaktor C3c im Serum und für den Allergietest (Abschnitt 3.3.5) wurde den Kindern 5 ml Venenblut mit einer Monovette ohne Gerinnungshemmer entnommen, nach vollständiger Gerinnung zentrifugiert und das dekantierete Serum bis zur weiteren Untersuchung bei -20°C eingefroren.

Die Bestimmung des Komplementspaltprodukts C3c erfolgte 24 bis 48 h nach dem Auftauen der Probe mit der Methode der radialen Immundiffusion unter Verwendung von spezifischem Antiserum gegen humanes C3c (NOR-Partigen C3c, Firma Dade Bering Marburg). Dabei wurde die C3c-Konzentration über den Durchmesser der Immunpräzipitate anhand einer Bezugswertetabelle ermittelt.

Als Referenzbereich für Kinder im Alter von 2 bis 10 Jahre wird eine Konzentration von 0,80 bis 1,50 g/l angegeben (Thomas 1992).

3.3.5 Allergietest SX1

Der Test auf Inhalationsallergene (SX1) umfasst Lieschgras, Roggen, Birke, Beifuß, Hausstaubmilbe (Der p1), Katzenschuppen, Hundeschuppen und Cladosporium herbarum. Die Bestimmung erfolgte im Serum mit dem Analysenautomaten Unicap 100 der Firma Pharmacia & Upjohn, der nach dem ELISA-Prinzip arbeitet. Die Kalibrierung erfolgte über eine Eichkurve mit 6 IgE-Standards, die durch spezielle gerätespezifische Iteration erfolgte. Durch zwei Standards erfolgte täglich eine Kalibrationskontrolle. Außerdem wurde ein Kontrollserum mitgeführt. Proben unterhalb des jeweiligen niedrigsten Kalibrierstandards wurden als negativ, solche darüber als positiv bewertet.

3.3.6 Dateneingabe, -validierung und Auswertung

Die Daten der Staubuntersuchung und -charakterisierung, die Daten aus den Fragebögen und die Daten der Laboruntersuchungen wurden im LGA zusammengeführt und ausgewertet.

Die Berechnungen wurden mit dem Programm StatView für Windows (Version 5.0) und mit dem Statistikpaket SAS (Versionen 6.08 - 6.12) in der PC-Version unter Windows durchgeführt (SAS Institute Inc.). Für statistische Tests wurde allgemein eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ festgelegt. Die mit der Vielzahl der betrachteten Zielgrößen verbundene große Zahl von Tests führt dazu, dass die mitgeteilten p-Werte bzw. Testergebnisse einen eher deskriptiven denn konfirmatorischen Charakter haben.

4 Ergebnisse

4.1 Charakterisierung der Partikelbelastung der Außenluft durch Messungen an fest installierten Messstellen der UMEG

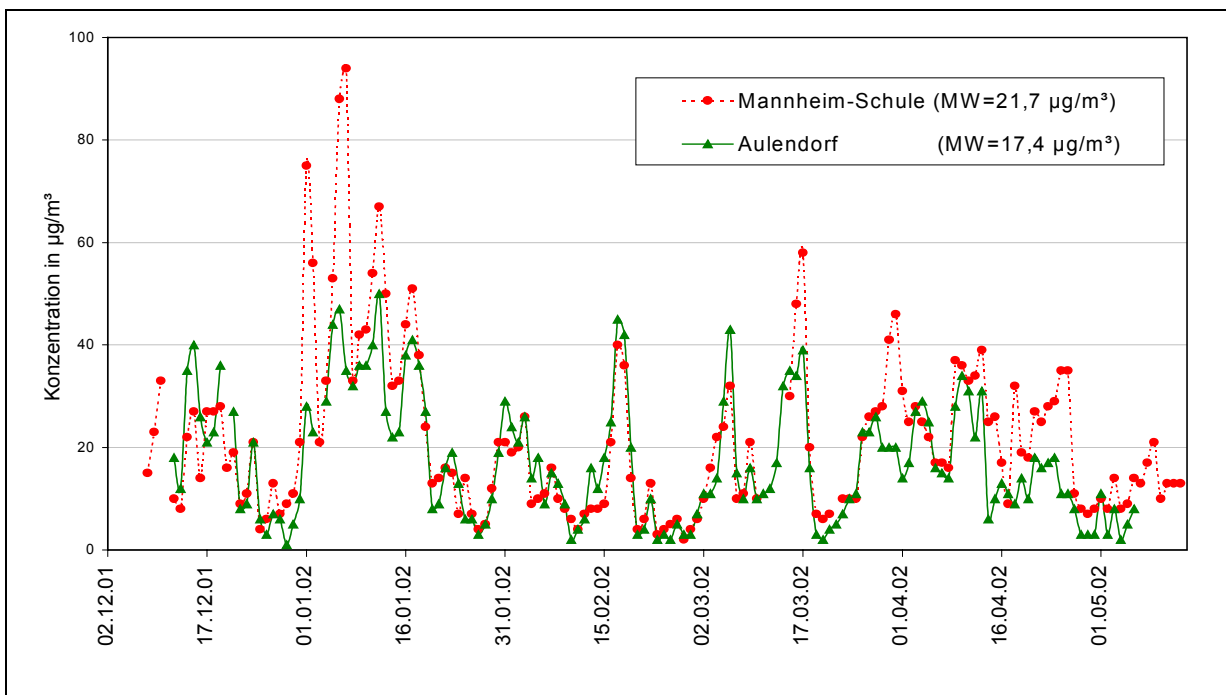
4.1.1 Messung von PM_{2,5}

PM_{2,5} wurde an 5 Messstationen über High-Volume-Sampler der UMEG gesammelt und gravimetrisch der PM_{2,5}-Gehalt bestimmt:

- Mannheim-Schule vom 08.12.2001 bis zum 13.05.2002
- Mannheim-Straße vom 24.02.2002 bis zum 05.06.2002
- Mannheim-Nord vom 27.04.2002 bis zum 09.06.2002
- Aulendorf Einzelhof vom 12.12.2001 bis zum 06.05.2002
- Bad Waldsee Schulzentrum vom 13.02.2002 bis zum 17.06.2002

Die Zeitverläufe der Messungen von den Standorten Mannheim-Schule und Aulendorf sind in Abbildung 4.1 dargestellt (übrige Standorte: Anhang Abb. A 1-3). Insgesamt ergab sich an allen Stationen ein ähnliches Verlaufsmuster der PM_{2,5}-Konzentrationen, wobei Minima und Maxima nahezu zeitgleich auftraten.

Abb. 4.1 Zeitverlauf von PM_{2,5} an den Standorten Ma-Schule und Aulendorf



Nach höheren Belastungen Mitte Dezember fielen die Konzentrationen Ende Dezember zunächst auf ein geringes Niveau ab. Anfang Januar bildete sich eine ausgedehnte Inversionswetterlage über Süddeutschland mit vier deutlichen Maxima aus (UMEG 2002):

1. Maximum am 1./2. Januar 2002,
2. Maximum am 6./7. Januar 2002 (Abb. 4.2)
3. Maximum am 12. Januar 2002
4. Maximum am 17. Januar 2002

Das zweite Maximum war am stärksten ausgeprägt, wobei laut Bericht der UMEG in Baden-Württemberg ein deutliches Nord-Süd-Gefälle der Feinstaubkonzentration vorlag. Dem entsprechen die niedrigeren Konzentrationen in Aulendorf im Vergleich zu Mannheim.

Abb. 4.2 Inversionswetterlage in Stuttgart am 7. Januar 2002

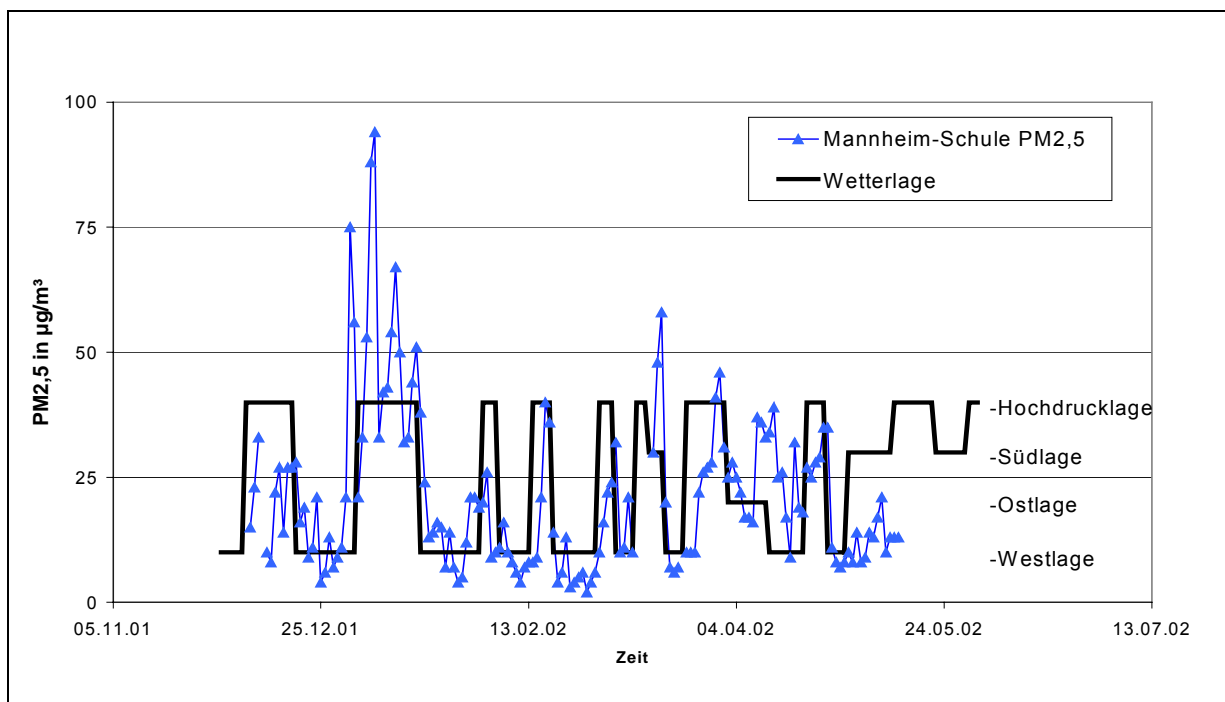


Weitere deutliche Belastungsspitzen waren Anfang Februar, um den 17. Februar, den 6. März und den 17. März zu erkennen. Im April schwankten die Konzentrationen in einem mittleren Bereich und fielen dann Anfang Mai auf ein relativ niedriges Niveau ab. Ein Wochengang war nicht erkennbar, die Konzentrationen folgten vielmehr den Witterungseinflüssen. Die Konzentrationsspitzen bauten sich in den austauscharmen Hochdruckwetterlagen im Winter auf, fielen dann aber im Zusammenhang mit Westwetterlagen schnell wieder ab (Abb. 4.3). In der wärmeren Jahreszeit (ab April) war der Einfluss der Wetterlagen weniger deutlich zu erkennen. Die meteorologischen Verhältnisse unterschieden sich dort auch weniger stark im Hinblick auf die Stabilität der Luftschichtung.

Ortsunterschiede waren bei $PM_{2,5}$ meist relativ gering ausgeprägt. Das Verhältnis der $PM_{2,5}$ -Konzentrationen an den Messstationen zueinander ist im Anhang in Abb. A 5 aufgetragen. Im Dezember 2001 lagen die in Mannheim gemessenen Werte zunächst

etwas unterhalb der Werte von Aulendorf. Dagegen waren während der Inversionswetterlage Anfang Januar 2002 die PM_{2,5}-Konzentrationen in Mannheim deutlich höher. Ab Ende Januar bis Mitte März traten in Mannheim häufig niedrigere Werte als in Aulendorf auf, während sich die Verhältnisse danach wieder umkehrten. An der Messstation in Bad Waldsee lagen generell etwas höhere PM_{2,5}-Konzentrationen vor als in Aulendorf. Ebenso wurden an der Messstation Mannheim-Straße höhere Werte als an der Humboldt-Schule bzw. in Mannheim-Nord gemessen (Abb. A 2 u. A 3).

Abb. 4.3 Einfluss der Wetterlage auf die PM_{2,5}-Konzentration in Mannheim



Tab. 4.1 Messung von PM_{2,5} an ausgewählten Stationen (in µg/m³)

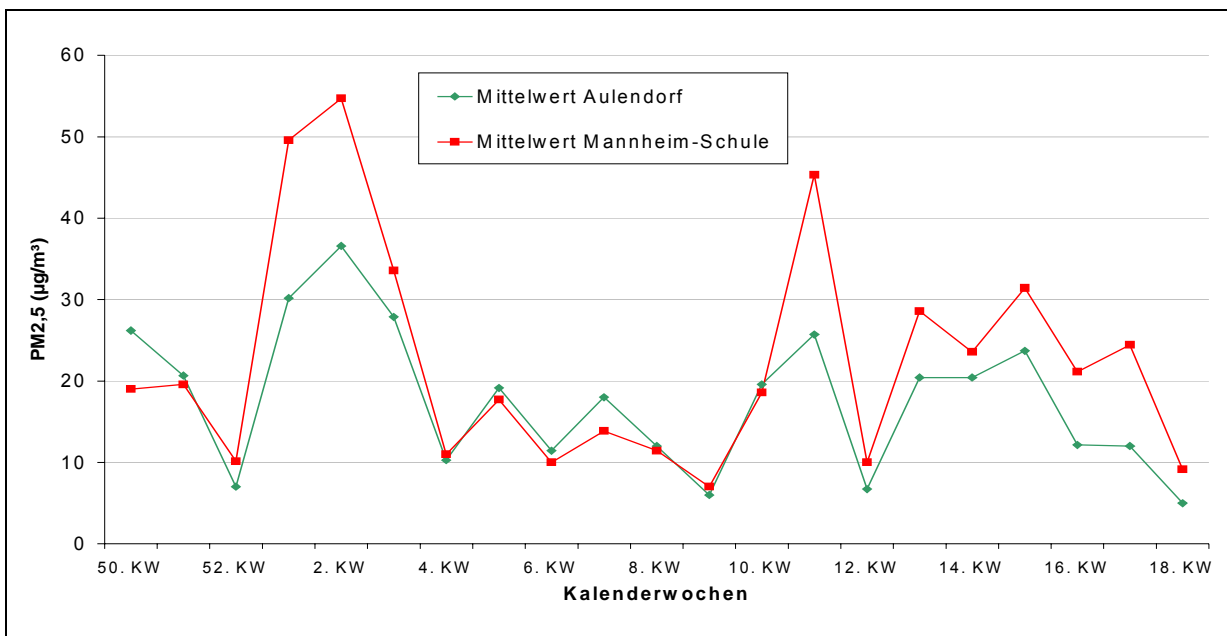
Ort	Auswertezeitraum	n	Min	Max	25%til	Median	75%til	MW	SD
Mannheim Schule	12.12.01- 06.05.02	141	2	94	9	17	28	22	17
Aulendorf	12.12.01- 06.05.02	144	1	50	8	15	26	17	12
Mannheim Schule	12.12.01-23.02.02	74	3	94	9	16	32	23	20
Aulendorf	12.12.01- 23.02.02	72	1	50	9	19	29	20	13
Mannheim Schule	24.02.02- 06.05.02	67	2	58	10	19	28	20	12
Mannheim Straße	24.02.02- 06.05.02	62	6	62	14	27	33	26	12
Aulendorf	24.02.02- 06.05.02	72	2	43	8	13	20	15	10
Bad Waldsee	24.02.02- 06.05.02	72	3	49	8	17	25	18	12

Insgesamt war während des gesamten Messzeitraums die zeitliche Variation an den Standorten stärker ausgeprägt als die Variation zwischen den Standorten. Zwischen

den Messwerten aller Stationen bestanden deutliche Korrelationen; am höchsten waren die Korrelationen zwischen nahe beieinander liegenden Gebieten wie Aulendorf und Bad Waldsee oder den Stationen Mannheim-Schule und Mannheim-Straße (Anhang Abb. A 6 - A 11). Bei Berechnung der Regressionsgeraden (Regressionsgerade durch den Koordinatenschnittpunkt) ergab sich für PM_{2,5} zwischen Aulendorf und Mannheim-Schule ein Verhältnis von 0,72 (Messzeitraum 12.12.01 - 06.05.02), zwischen Aulendorf und Bad Waldsee ein Verhältnis von 0,82 (Messzeitraum 13.02. - 06.05.02) und zwischen Mannheim-Schule und Mannheim-Straße ein Verhältnis von 0,86 (Messzeitraum 24.02. - 13.05.02). Die Korrelationsmatrizes für verschiedene Standorte und Untersuchungszeiten sind im Anhang (Tab. A 1) aufgeführt.

Da bei den Messungen des Landesgesundheitsamtes aus messtechnischen Gründen Wochenmittelwerte zu Grunde gelegt wurden (Kapitel 4.2.1), sollen hier ebenfalls die Wochenmittelwerte für PM_{2,5} an den Stationen Mannheim-Schule und Aulendorf betrachtet werden (Abb. 4.4).

Abb. 4.4 Zeitverlauf der Wochenmittelwerte von PM_{2,5} in Mannheim und Aulendorf



Für den gemeinsamen Messzeitraum vom 12.12.2001 bis zum 06.05.2002 wurden folgende Durchschnittswerte und Standardabweichungen ermittelt (Anhang Tab. A 2):

Mittelwert der Wochenmittelwerte PM_{2,5} Mannheim-Schule. 22,4 ± 13,8 µg/m³

Mittelwert der Wochenmittelwerte PM_{2,5} Aulendorf 17,7 ± 8,8 µg/m³

Mittelwert der Differenz der Wochenmittelwerte 4,7 ± 7,6 µg/m³

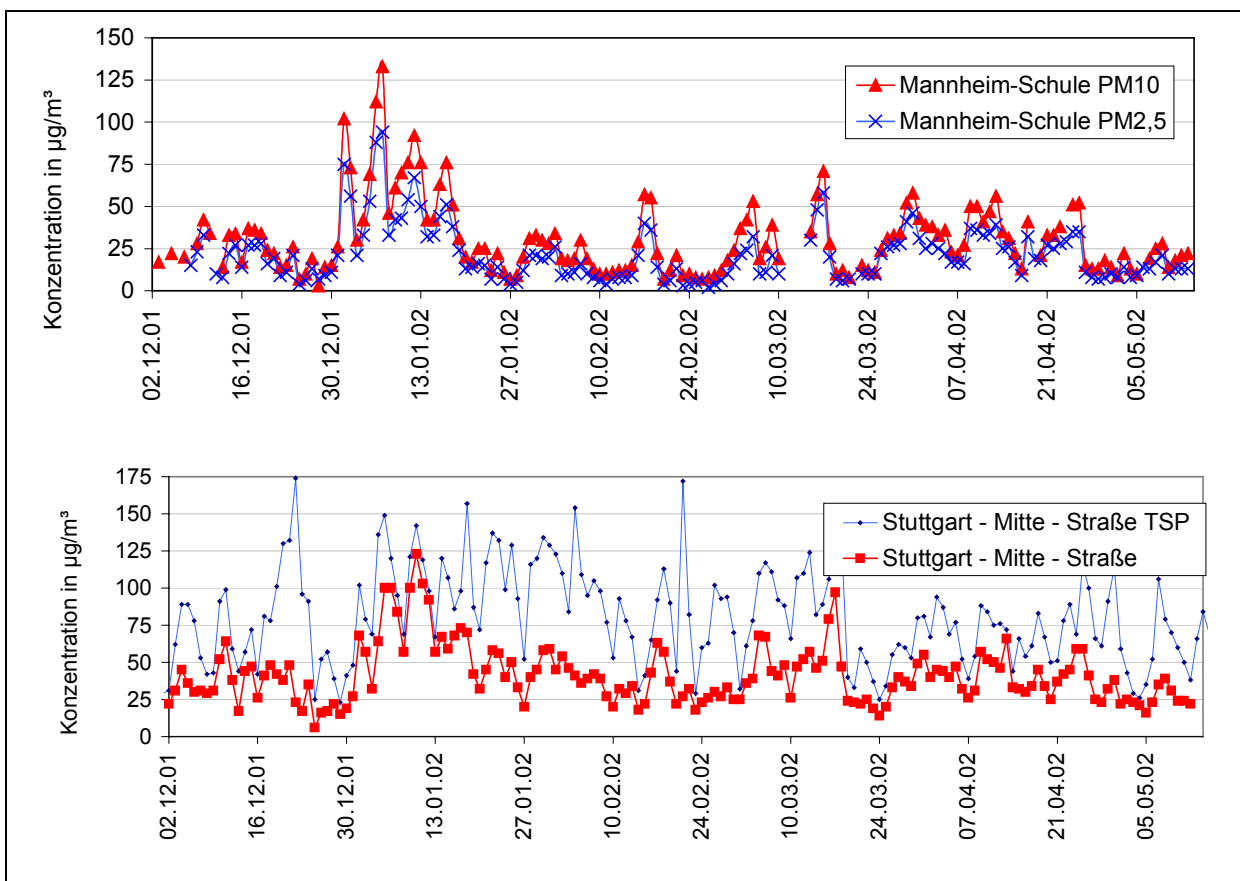
Wegen des parallelen Zeitverlaufs der Konzentration an beiden Messstellen ist die mittlere Differenz der Wochenmittelwerte zwischen Mannheim-Schule und Aulendorf

trotz des geringen Betrages von $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf dem 5 %-Niveau signifikant (gepaarter t-Test). Die Standardabweichungen der Wochenmittelwerte an den beiden Messstellen sind jedoch deutlich größer als diese Differenz. Aus diesem Grund können einzelne Wochenmittelwerte an einer Messstelle nicht als repräsentativ für die Konzentration von $\text{PM}_{2,5}$ über den gesamten Untersuchungszeitraum angesehen werden. Aufgrund der meteorologischen Abhängigkeit sind für einen direkten Vergleich von verschiedenen Standorten Messzeiten von mehreren Monaten erforderlich.

4.1.2 Vergleich von $\text{PM}_{2,5}$ mit PM_{10} und TSP an ausgewählten Standorten

Neben $\text{PM}_{2,5}$ wurde an den Messstellen der UMEG im Bereich der Beobachtungsgesundheitsämter PM_{10} und an einzelnen dieser Messstellen auch der Gesamtstaub (TSP) ermittelt. Der Zeitverlauf dieser Messungen ist in Abb. 4.5 exemplarisch für Ma-Schule und Stuttgart Mitte dargestellt (übrige Zeitverläufe: Anhang Abb. A 13 – A.21).

Abb. 4.5 Zeitverlauf von $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} in Mannheim-Schule (oben) und von PM_{10} und TSP in Stuttgart-Mitte(unten)



Erwartungsgemäß lagen die Konzentrationen von TSP über den Konzentrationen von PM_{10} und diese über den $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen. Deutliche Unterschiede ergaben sich dabei insbesondere zwischen TSP und PM_{10} an den verkehrsnahen Messstationen,

was mit der Aufwirbelung von gröberen Staubpartikeln durch den Straßenverkehr erklärt werden kann.

Das Verhältnis zwischen $PM_{2,5}$ und PM_{10} betrug in Aulendorf und Bad Waldsee im Mittel ca. 0,8, wobei die Werte im Winter nahe bei 1 lagen und zum Sommer hin abnahmen (Anhang Abb. A 22 - A 23 und A 24 – A 28). An den Stationen Mannheim-Schule und Mannheim-Straße lag dieses Verhältnis bei etwa 0,7 und an der Station Mannheim-Nord bei 0,6 (Messzeitraum Mai und Juni 2002).

Im Vergleich der Standorte Mannheim-Schule und Aulendorf ergab sich über den gesamten Messzeitraum für $PM_{2,5}$ eine deutlich bessere Korrelation ($r^2 = 0,61$) als für PM_{10} ($r^2 = 0,45$), was für eine gleichmäßigere Verteilung von $PM_{2,5}$ gegenüber PM_{10} spricht (Anhang Abb. A 29).

Die Korrelation von TSP war zwischen den verschiedenen Messpunkten insgesamt geringer ausgeprägt als bei PM_{10} (Anhang Tab. A3). Auch hier bestand zwischen benachbarten Messpunkten am gleichen Ort eine bessere Übereinstimmung als beim Vergleich weiter entfernter Standorte. Ebenso bestand an den einzelnen Stationen mit Ausnahme der verkehrsnahen Station Stuttgart Mitte ein relativ enger Zusammenhang zwischen TSP und PM_{10} . Eine Zusammenstellung der Partikelmessungen gibt Tab. 4.2 und Tab. A 4 im Anhang.

Tabelle 4.2 Messung von PM_{10} und TSP an ausgewählten Stationen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

PM ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)									
Ort	Auswertezeitraum	n	Min	Max	25%til	Median	75%til	MW	SD
Mannheim Schule	12.12.01- 06.05.02	137	3	133	14	25	39	31	22
Aulendorf	12.12.01- 06.05.02	135	3	55	12	20	31	22	13
Mannheim Schule	12.12.01- 23.02.02	73	3	133	14	25	42	33	27
Aulendorf	12.12.01- 23.02.02	71	3	55	11	22	31	22	13
Mannheim Schule	24.02.02- 06.05.02	64	7	71	13	26	39	29	16
Mannheim Straße	24.02.02- 06.05.02	68	14	79	21	34	49	36	16
Aulendorf	24.02.02- 06.05.02	64	4	55	12	19	31	22	13
Bad Waldsee	24.02.02- 06.05.02	72	3	63	11	20	31	22	14
Mannheim Nord	24.02.02- 06.05.02	136	6	114	13	24	37	28	20
Kehl Hafen	24.02.02- 06.05.02	87	4	100	15	26	36	28	17
Kehl Süd	24.02.02- 06.05.02	75	3	100	13	24	36	27	18
Stuttgart Mitte	24.02.02- 06.05.02	146	6	123	26	40	51	42	20
Bad Cannstatt	24.02.02- 06.05.02	75	5	96	14	28	42	31	21
Stuttgart Hafen	24.02.02- 06.05.02	75	5	120	15	29	41	31	22
TSP (ng/m ³)									
Ort	Auswertezeitraum	n	Min	Max	25%til	Median	75%til	MW	SD
Mannheim Nord	12.12.01- 06.05.02	128	8	232	17	31	47	36	28
Stuttgart Mitte	12.12.01- 06.05.02	146	23	174	57	81	106	82	33
Bad Cannstatt	12.12.01- 06.05.02	75	8	141	26	45	58	45	26
Stuttgart Hafen	12.12.01- 06.05.02	75	7	127	24	44	54	43	24

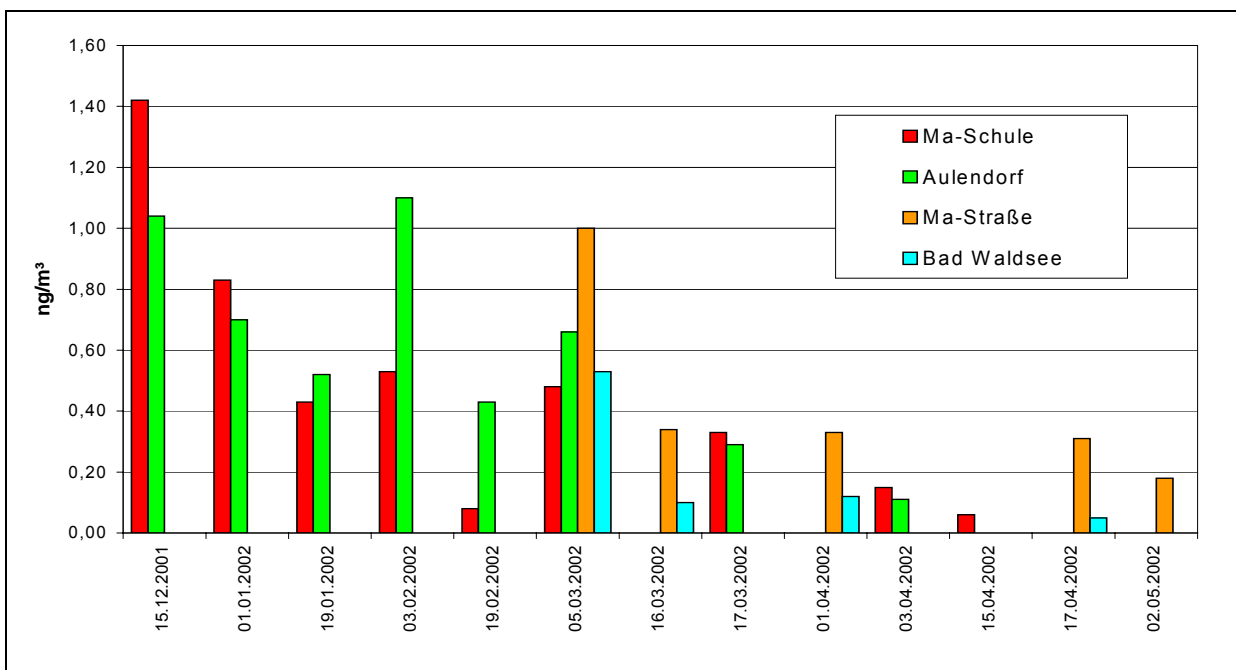
4.1.3 Staubinhaltsstoffe in PM_{2,5} und PM₁₀

Benzo(a)pyren in PM_{2,5}

In ausgewählten Filtern der PM_{2,5}-Messung an den Standorten Mannheim-Schule, Mannheim-Straße, Aulendorf und Bad Waldsee wurde in ca. 14-tägigem Abstand der Gehalt von Benzo(a)pyren (BaP) bestimmt (Abb. 4.6). Die Konzentrationen variierten in einem weiten Bereich; aufgrund der geringen Anzahl der Messpunkte war keine eindeutige Systematik hinsichtlich der Belastung der verschiedenen Standorte festzustellen (Höhe in Aulendorf, Mannheim, Bad Waldsee wechselt). Die BaP-Konzentration war in den Wintermonaten deutlich höher als im März und April. Ein Zusammenhang zwischen dem BaP-Gehalt und dem PM_{2,5}-Gehalt war nicht zu erkennen (Abb. A 30).

Einschränkend muss bei der Interpretation der Messung darauf hingewiesen werden, dass die Bestimmung von BaP in PM_{2,5} erst im September 2003 erfolgte. Bei vergleichenden BaP-Messungen in PM₁₀ waren bei den im September 2003 durchgeführten Messungen deutliche Minderbefunde gegenüber den Ergebnissen aus dem Jahr 2002 zu verzeichnen. Die Wiederfindungsraten von BaP in PM₁₀ lagen am Standort Ma-Schule bei ca. 59 % und am Standort Ma-Straße bei ca. 90 % im Vergleich zur ersten Messung. Insofern könnten auch in PM_{2,5} möglicherweise standortabhängig unterschiedliche Wiederfindungsraten bei der BaP-Bestimmung vorliegen.

Abb. 4.6 Benzo(a)pyren in PM_{2,5}



Staubinhaltsstoffe in PM₁₀ bzw. TSP:

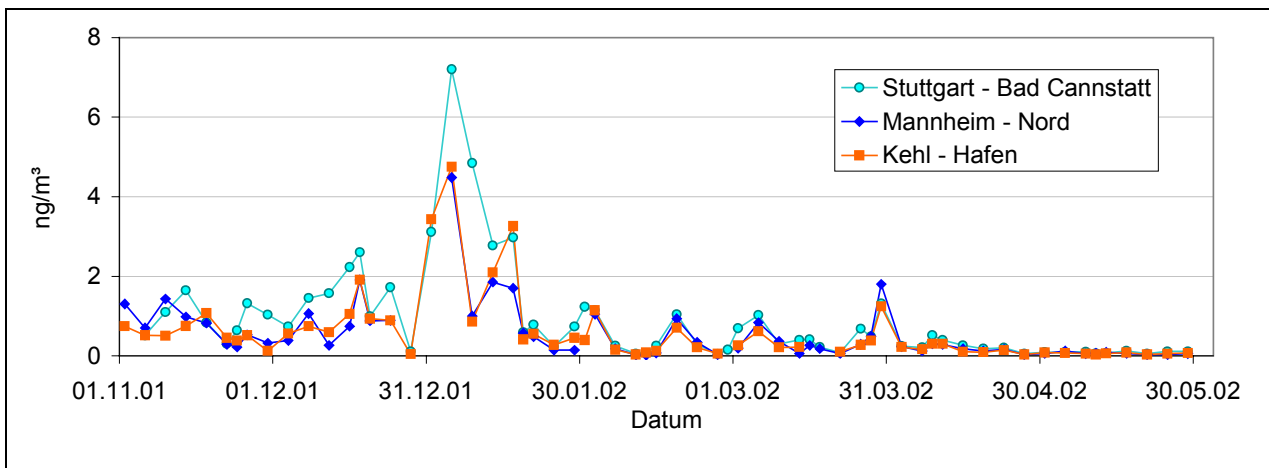
Staubinhaltsstoffe (BaP, Ruß, Pb, Cd, Ni, As) wurden in PM₁₀ bzw. TSP von der UMEG routinemäßig an jedem vierten Tag bestimmt. In Bad Waldsee wurden dabei jedoch

keine Messungen auf BaP und Ruß durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 4.7 – 4.12 sowie im Anhang (Tabellen A 5 und A 6) aufgeführt.

Benzo(a)pyren (BaP):

BaP trat insbesondere während der Inversionswetterlage im Januar 2002 in höheren Konzentrationen auf, zeigte dann aber mit Beginn der wärmeren Jahreszeit einen deutlichen Rückgang (Abb. 4.7). Stuttgart wies insgesamt deutlich höhere Konzentrationen auf als Mannheim und Kehl (siehe auch Anhang Tab. A 5). Der höhere Gewichtsanteil von BaP in PM_{10} im Vergleich zu TSP deutet darauf hin, dass BaP vorwiegend an kleinere Partikel gebunden war. Aus dem gleichen Grund ergab sich eine bessere Korrelation von BaP mit PM_{10} als mit TSP (Anhang Tab. A 6). Insgesamt war der Zusammenhang mit der PM_{10} -Konzentration wegen des ausgeprägten Jahresgangs von BaP aber nur mäßig. Die geringen BaP-Konzentration in der warmen Jahreszeit sprechen gegen eine starke Beteiligung des Verkehrs an den BaP-Emissionen; hier dürfte der Hausbrand die Hauptquelle darstellen.

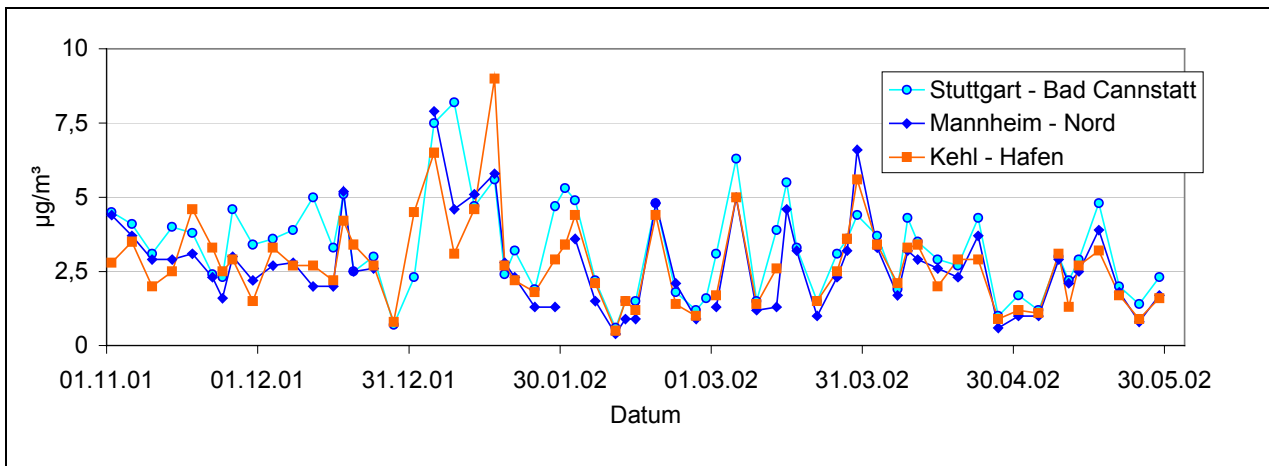
Abb. 4.7 Benzo(a)pyren in PM_{10}



Ruß in PM_{10} und TSP:

Der Rußgehalt zeigte an allen Orten einen ähnlichen Verlauf, deutliche Jahreszeiteinflüsse traten dabei nicht auf (Abb. 4.8). Die Rußkonzentration war am höchsten an straßennahen Standorten, in Mannheim-Nord und Kehl war die Belastung deutlich niedriger als an den Standorten in Stuttgart. In TSP war der Rußanteil geringer als in PM_{10} , was für eine Anreicherung der Rußpartikel im Feinstaub spricht. Mit Ausnahme des Standorts Stuttgart Mitte (Straße) zeigte sich eine relativ hohe Korrelation der Rußkonzentration mit der PM_{10} -Konzentration; der Rußanteil an PM_{10} schwankte dabei an den verschiedenen Standorten zwischen 9 und 17 Prozent (Anhang Tab. A 6). Insgesamt kann der Rußgehalt als gutes Maß für die Verkehrsbelastung angesehen werden.

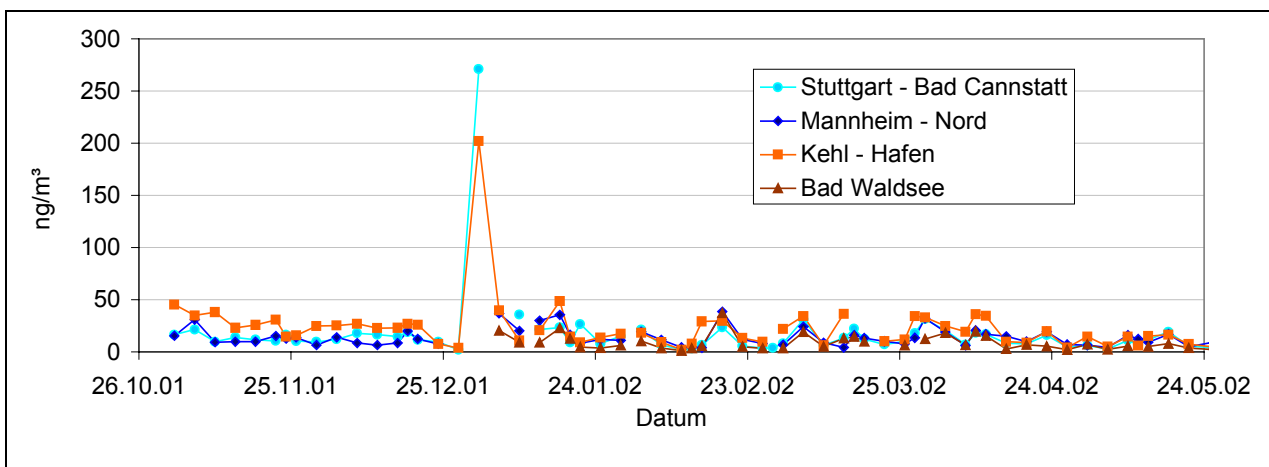
Abb. 4.8 Ruß in PM₁₀



Blei in PM₁₀ und TSP:

Auffällig bei den Messungen waren die hohen Bleikonzentrationen am 1. Januar 2002, die offensichtlich durch das Abbrennen von Feuerwerkskörpern verursacht waren (Abb. 4.9). So werden Bleioxide in Feuerwerkskörpern teilweise als Oxidationsmittel verwendet (verzögerte Zündung bei Knattersternen). Ansonsten zeigten die Bleikonzentrationen ein deutliches Stadt-Land-Gefälle mit den höchsten Konzentrationen in Stuttgart-Mitte (Straße), Mannheim-Straße und Kehl-Hafen (Anhang Tab. A 5). Insgesamt war die Bleikonzentration in starkem Maße mit dem PM₁₀-Gehalt korreliert (ohne Ausreißer am 1.1.02 und 10.3.02). Auch hier wiesen bei einem Vergleich zwischen PM₁₀ und TSP die kleineren Partikel einen höhern Bleianteil auf. Als Quelle für Blei im Feinstaub wird primär die Verbrennung von fossilen Brennstoffen angesehen. Daneben kann an straßennahen Standorten die Aufwirbelung von bleihaltigem Staub zu höheren Bleikonzentrationen führen.

Abb. 4.9 Blei in PM₁₀



Cadmium in PM₁₀ und TSP

Etwas höhere Cd-Konzentrationen in der Luft (gebunden an PM₁₀) traten während der Inversionsperiode Anfang Januar 2002 auf (Abb. 4.10). Ansonsten zeigten sich keine besonderen Auffälligkeiten. Regionale Unterschiede der Belastung waren gering ausgeprägt, den Hauptbeitrag bildete offenbar die allgemeine Hintergrundbelastung. Straßennahe Standorte zeigten keine wesentlich höheren Cd-Konzentrationen. Der Anteil von Cadmium am Gesamtstaub war hier eher geringer, was gegen den Verkehr als relevante Cadmiumquelle spricht.

Abb. 4.10 Cadmium in PM₁₀

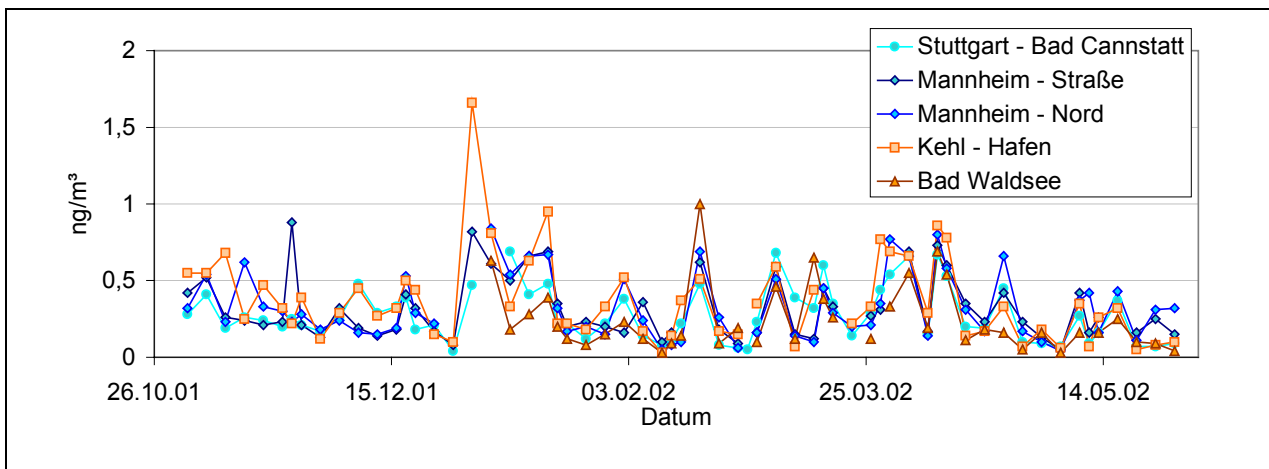
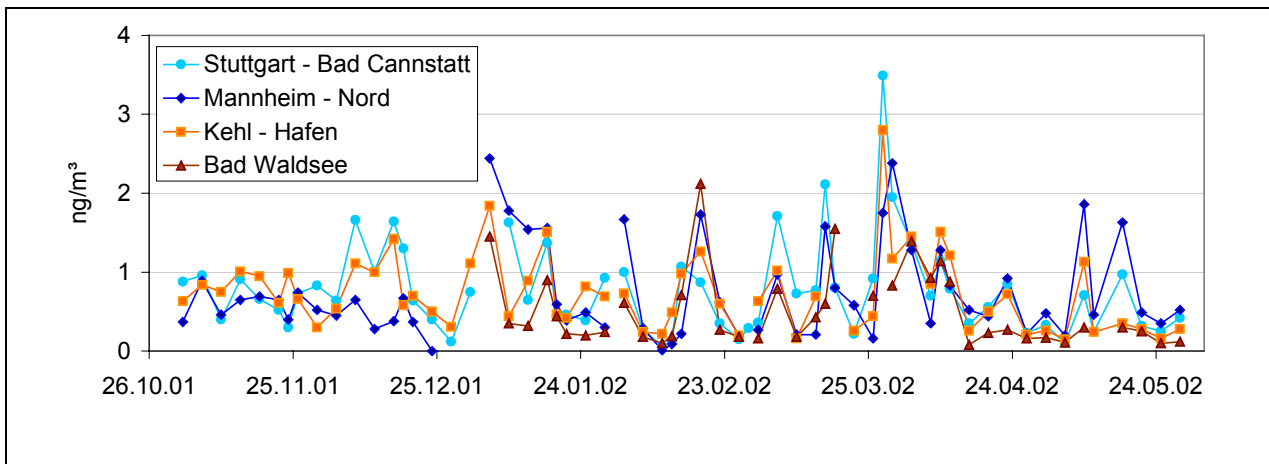


Abb. 4.11 Arsen in PM₁₀



Arsen in PM₁₀ und TSP:

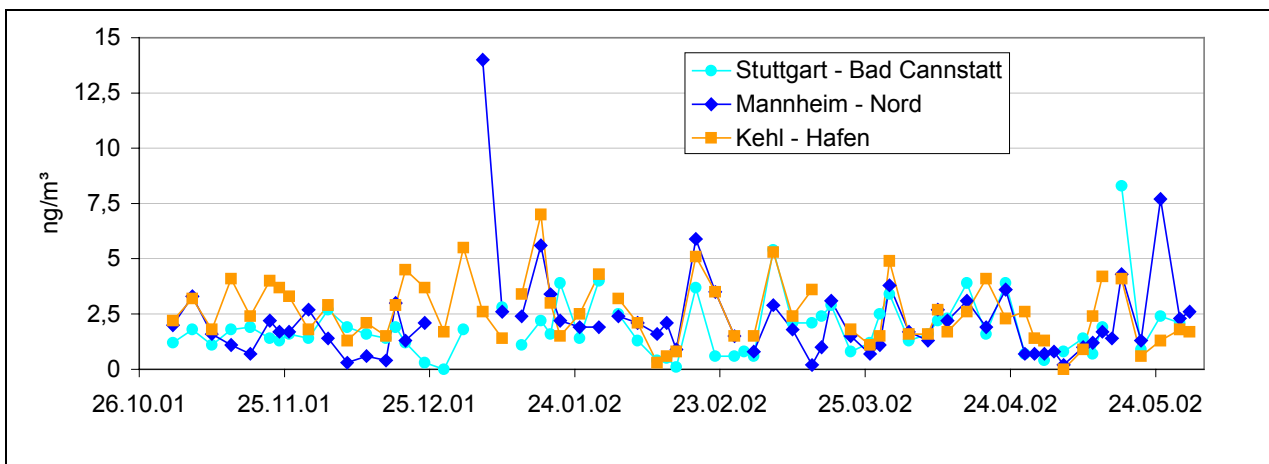
Die höchsten Konzentrationen von Arsen traten während der Untersuchungsperiode nicht im Januar, sondern Ende März (28.03.02) auf (Abb. 4.11). In Norddeutschland wurden am Ostersonntag (31.03.02) insgesamt hohe Arsenkonzentrationen gemessen, die auf Emissionen der Osterfeuer in Verbindung mit einer Inversionswetterlage zurückgeführt wurden (LUNG-MV 2002; Staatliches_Umweltamt_Itzehoe 2003). Die erhöhten

Arsenkonzentrationen bereits am 28.03.02 lassen sich damit jedoch nicht erklären. Möglicherweise stammen sie aus dem Ferntransport von arsenhaltigen Feinstäuben aus östlichen Gebieten (Verbrennung von Braunkohle) während des ausgeprägten Hochdruckgebietes Ende März.

Nickel in PM₁₀ und TSP

Die Konzentrationen von staubgebundenem Nickel zeigten bis auf einen Ausreißer am 05.01.02 in Mannheim keine besonderen Auffälligkeiten (Abb. 4.12). Ein Jahresgang war nicht erkennbar. Die Konzentrationen waren an den straßennahen Standorten am höchsten; in Mannheim lagen an den übrigen Standorten die Werte etwas höher als in Stuttgart. Die niedrigsten Belastungen waren in Bad Waldsee zu verzeichnen. Die höheren Luftkonzentrationen von TSP-gebundenem Nickel in Stuttgart deuteten darauf hin, dass Nickel hier vorwiegend als Grobstaub emittiert wurde. In Mannheim-Nord waren jedoch kaum Unterschiede zwischen TSP- und PM₁₀-gebundenem Nickel vorhanden. Insgesamt zeigte sich nur eine geringe Korrelation mit PM₁₀ und TSP (Anhang Tab. A 6). Als Quelle für nickelhaltige Stäube wird einerseits aufgewirbelter Straßentaub, andererseits die metallverarbeitende Industrie angesehen.

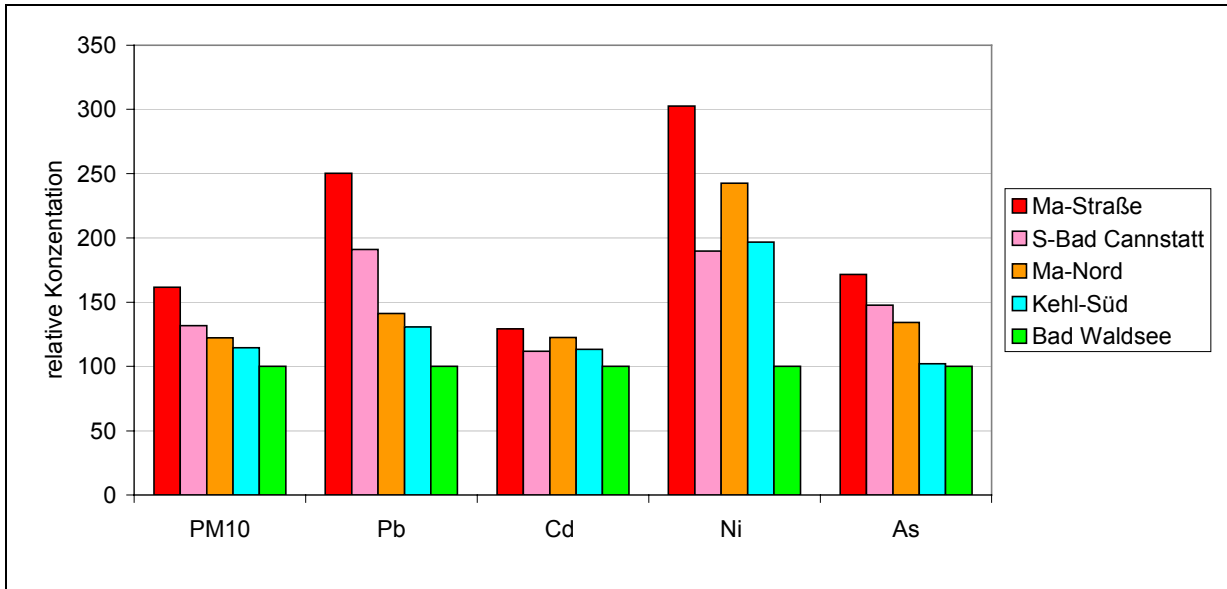
Abb. 4.12 Nickel in PM₁₀



Die Konzentrationen der Staubinhaltsstoffe in PM₁₀ sind in Abb. 4.13 zusammengefasst wiedergegeben, jeweils im relativen Bezug auf die Messstelle Bad Waldsee. Im Vergleich aller Messungen (Anhang Tab. 5 und 6) zeigt sich, dass sich die einzelnen Inhaltsstoffe sowohl hinsichtlich ihres Vorkommens in städtischen und ländlichen Gebieten als auch im Hinblick auf ihren Anteil in verschiedenen Staubfraktionen (Größenklassen) unterschiedlich verhalten. Während Blei und Nickel an den städtischen Standorten wesentlich höhere Konzentrationen in der Luft aufwiesen als an ländlichen Standorten, waren regionale Unterschiede bei Arsen und insbesondere bei Cadmium weniger stark ausgeprägt. Dementsprechend waren in städtischen Gebieten die Anteile von Blei und Nickel in PM₁₀ höher als in den ländlichen Gebieten, während der Arsenanteil in PM₁₀

nur eine geringe Standortabhängigkeit zeigte und der Cadmiumanteil in PM₁₀ teilweise in straßennahen Standorten geringer war als auf dem Lande.

Abb. 4.13 Relative Konzentration der Staubinhaltsstoffe in der Luft, bezogen auf Konzentration in Bad Waldsee (100 %)

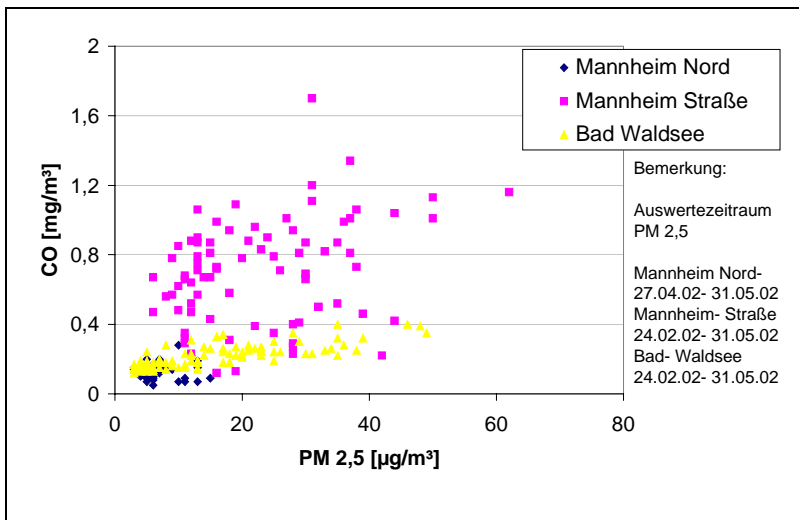


4.1.4 Vergleich von PM_{2,5} mit CO und Stickoxiden:

Kohlenmonoxid und Stickoxide sind Luftschadstoffe, die vorwiegend aus dem Verkehr (Verbrennungsmotoren) und zu einem geringeren Teil aus dem Hausbrand und der Industrie stammen. Daher sollte untersucht werden, inwieweit diese Schadstoffe als Indikatoren bzw. als Surrogate für die Belastung mit Feinstäuben herangezogen werden können. Die Tagesmittelwerte von Kohlenmonoxid, Stickstoffmonoxid, Stickstoffdioxid und NO_x (Summe der Stickoxide) der Stationen Mannheim- Straße, Mannheim-Mitte, Mannheim- Nord und Bad Waldsee im Zeitraum 12.12.01- 6.05.02 sind als Zeitreihen im Anhang in den Abb. A 31 – A 54 dargestellt.

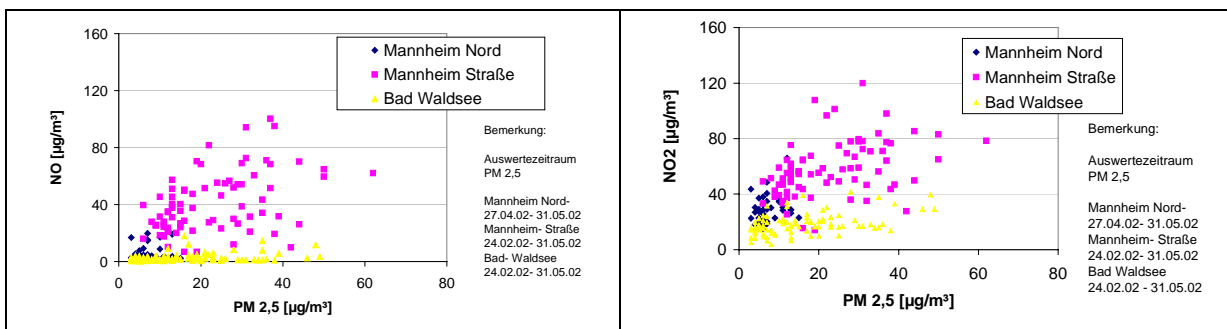
Auch hier zeigte sich im zeitlichen Verlauf eine deutliche Abhängigkeit der Konzentration von den meteorologischen Verhältnissen. Kohlenmonoxid wies die höchsten Konzentrationen an der Station Mannheim-Straße auf ($0,90 \pm 0,43 \text{ mg/m}^3$), gefolgt von Mannheim-Mitte ($0,37 \pm 0,27 \text{ mg/m}^3$), Mannheim-Nord ($0,32 \pm 0,25 \text{ mg/m}^3$) und schließlich Bad Waldsee mit den geringsten Konzentrationen ($0,29 \pm 0,15 \text{ mg/m}^3$). Ein Vergleich mit den Messwerten von PM_{2,5}, die in Mannheim- Nord an 10 Tagen, an den beiden anderen Messstationen an etwas mehr als zwei Monaten ermittelt wurden, zeigten einen deutlichen Zusammenhang des CO/PM_{2,5}-Verhältnisses mit dem Standort (höhere Werte am straßennahen Standort) und insgesamt nur eine geringe Korrelation der beiden Parameter (Abb. 4.14).

Abb. 4.14 Zusammenhang zwischen PM_{2,5} und CO



Ähnlich waren die Verhältnisse auch bei den Stickoxiden. Auch sie zeigten wie CO und PM_{2,5} zwar eine gewisse Ähnlichkeit des zeitlichen Musters in der Abhängigkeit von der Meteorologie, doch auch hier waren die absoluten Konzentrationen wesentlich stärker vom Standort abhängig als bei PM_{2,5}. (Abb. 4.15 links und rechts). Weder bei NO₂, NO oder NO_x zeigte sich eine eindeutige Korrelation mit den PM_{2,5}-Konzentrationen (Anhang Abb. A 55 – A 60).

Abb. 4.15 Zusammenhang zwischen PM_{2,5}, NO (links) und NO₂ (rechts)



Die Konzentrationen der verschiedenen Schadstoffe sind in Tabelle 4.3 in Form der Mittelwerte zusammengefasst. Der Vergleich zeigt, dass sich PM₁₀ und insbesondere Maße PM_{2,5} über weite Flächen relativ gleichförmig verteilen. Im Gegensatz dazu ist die Höhe der Konzentration von Kohlenmonoxid und den Stickoxiden wesentlich stärker vom Abstand zur Quelle abhängig und steigt in Straßennähe sehr stark an. Bei der Verteilung der gasförmigen Schadstoffe über die Fläche scheinen diese offensichtlich stärkeren Veränderungen ausgesetzt zu sein als der gravimetrisch ermittelte Feinstaub (Partikelmasse). Dies zeigt sich auch beim direkten Vergleich der Konzentrationen von PM_{2,5} und NO₂ in Mannheim und Aulendorf (Anhang Abb. A 61 und A 62).

Tab. 4.3 Mittelwerte verschiedener Luftschadstoffe im Zeitraum vom 12.12.01 bis 06.05.02

	Mannheim-Straße	Mannheim-Mitte	Mannheim-Schule	Mannheim-Nord	Bad Waldsee	Aulendorf
PM _{2,5} (µg/m ³)			21,7 ± 16,6			17,4 ± 12,0
PM ₁₀ (µg/m ³)	37,4 ± 20,7	31,4 ± 21,5	30,9 ± 22,4	28,3 ± 19,5	23,2 ± 15,0	22,2 ± 13,3
CO (mg/m ³)	0,90 ± 0,43	0,37 ± 0,27		0,32 ± 0,25	0,29 ± 0,15	
NO ₂ (µg/m ³)	58,8 ± 18,6	35,4 ± 18,4		37,8 ± 17,0	21,4 ± 12,3	
NO (µg/m ³)	58,5 ± 37,8	23,8 ± 30,9		19,6 ± 26,3	5,1 ± 5,9	
NO _x (ppb)	77,3 ± 38,7	37,4 ± 33,3		35,3 ± 28,8	15,2 ± 10,6	

4.1.5 Weitere Charakterisierung von PM_{2,5} durch in-vitro-Methoden

OH-Radikalfreisetzung bei Inkubation von PM_{2,5} mit Wasserstoffperoxid

An den Standorten Mannheim-Schule und Aulendorf wurden zwischen dem 12.12.01 und dem 06.05.02 an verschiedenen Tagen paarweise Filter der PM_{2,5}-Messung zur Bestimmung der OH-Radikalfreisetzung ausgewählt. Wegen der besonderen Immissionssituation am 1. Januar 2002 wurden Filter von diesem Tag nicht in die Auswertung einbezogen. Analog wurden Filterpaare aus den PM_{2,5}-Messungen an den Standorten Mannheim-Straße und Bad Waldsee zwischen dem 24.02.02 und dem 06.05.02 entnommen. Da von der UMEG alternierend Quarzfilter und Glasfaserfilter verwendet wurden, waren beide Filtersorten bei den ausgewählten Filtern vertreten.

Aus den Filtern wurden gleiche Flächen ausgestanzt und entsprechend der in Kapitel 3.2.10 erläuterten Methode mit aliquoten Mengen Wasser resuspendiert, mit DMPO und Wasserstoffperoxid versetzt und anschließend die ESR-Spektren aufgenommen. Von den gemessenen Signalen wurden die Leerwerte für Quarz- bzw. Glasfaserfilter abgezogen und die weiteren Auswertungen getrennt nach der Filterart vorgenommen. Dabei wurden jeweils die für den selben Tag ermittelten Messwerte des Standortes Aulendorf mit den Messwerten des Standortes Mannheim-Schule bzw. die Messwerte des Standortes Bad Waldsee mit den Messwerten am Standort Mannheim-Straße verglichen (gepaarte Messwerte), sofern an beiden Standorten gleiche Filter verwendet wurden. Insgesamt standen von den Standorten Aulendorf / Mannheim-Schule 24 Paare Glasfaserfilter und 11 Paare Quarzfilter, von den Standorten Mannheim-Straße / Bad Waldsee 7 Paare Glasfaser- und 5 Paare Quarzfilter zur Verfügung.

Abb. 4.16 PM_{2,5} auf Quarzfaserfilter

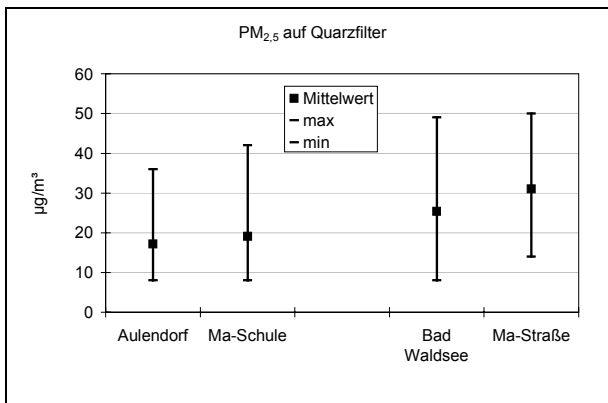


Abb. 4.17 PM_{2,5} auf Glasfaserfilter

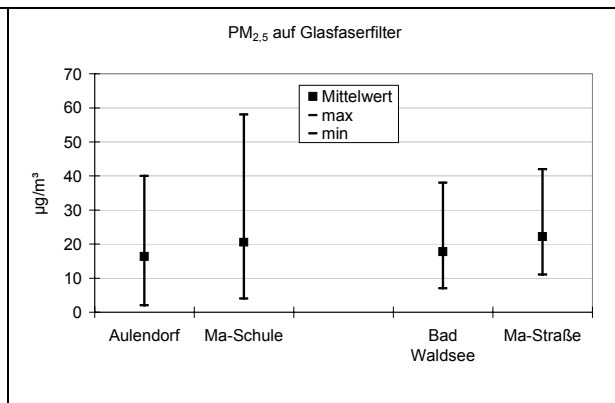


Abb. 4.18 ESR-Signale auf Quarzfilter bezogen pro m³ Luft

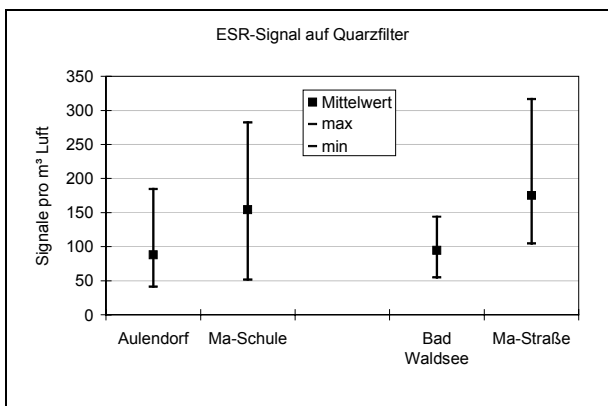


Abb. 4.19 ESR-Signale auf Glasfaserfilter bezogen pro m³ Luft

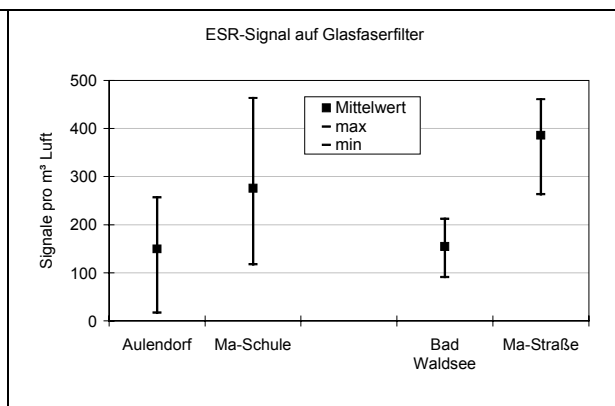


Abb. 4.20 ESR-Signale auf Quarzfilter bezogen pro µg PM_{2,5}

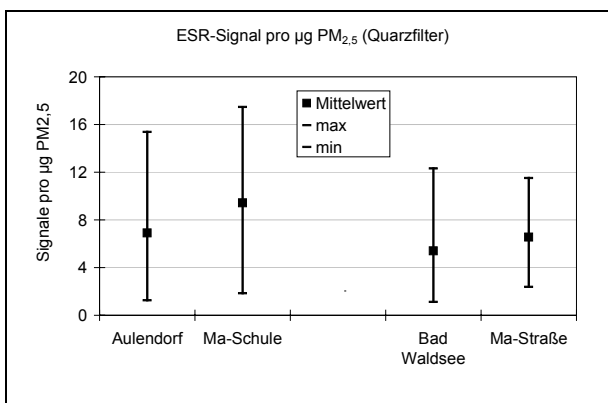
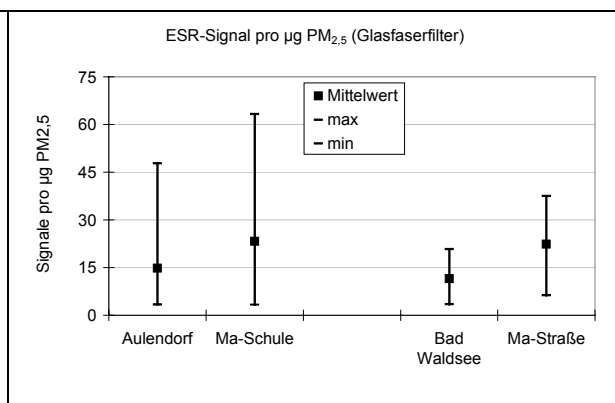


Abb. 4.21 ESR-Signale auf Glasfaserfilter bezogen pro µg PM_{2,5}



In den Abb. 4.16 – 4.21 sind die Mittelwerte einschließlich der Streubreiten (Minimal- und Maximalwerte) für PM_{2,5}, für die auf die Luftmenge normierten ESR-Signale und für die auf die Partikelmasse bezogenen ESR-Signale in Abhängigkeit vom Filtertyp an den jeweiligen Standorten dargestellt. Im Vergleich zu den PM_{2,5}-Konzentrationen zeigten sich bei den Filtern aus Mannheim eine wesentlich stärkere Bildung von OH-Radikalen

als bei den Filtern aus Aulendorf und Bad Waldsee. Auch das Verhältnis der ESR-Signale bezogen auf die Partikelmasse lag an den Standorten in Mannheim höher als in Aulendorf und Bad Waldsee.

Tab. 4.4 Vergleich der Mittelwerte der Untersuchungen zwischen Aulendorf und Mannheim-Straße bzw. Bad Waldsee und Mannheim-Straße

Untersuchung	Mittelwert Aulendorf	Mittelwert Mannheim-Schule	p-Wert (Wilcoxon-Test)	Mittelwert Bad Waldsee	Mittelwert Mannheim-Straße	p-Wert (Wilcoxon-Test)
PM _{2,5} (Quarzfilter)	17,2 µg/m ³ (n=11)	19,1 µg/m ³ (n=11)	p=0,357	25,4 µg/m ³ (n=5)	31,0 µg/m ³ (n=5)	p=0,141
PM _{2,5} (Glasfaser)	16,3 µg/m ³ (n=24)	20,5 µg/m ³ (n=24)	p=0,020	17,7 µg/m ³ (n=7)	22,1 µg/m ³ (n=7)	p=0,150
ESR-Sign./m ³ (Quarzfilter)	88 (n=11)	154 (n=11)	p=0,021	94 (n=5)	175 (n=5)	p=0,043
ESR-Sign./m ³ (Glasfaser)	150 (n=24)	276 (n=24)	p<0,0001	154 (n=7)	386 (n=7)	p=0,018
ESR/µg PM _{2,5} (Quarzfilter)	6,89 (n=11)	9,4 (n=11)	p=0,026	5,39 (n=5)	6,6 (n=5)	p=0,080
ESR/µg PM _{2,5} (Glasfaser)	14,8 (n=24)	23,3 (n=24)	p=0,008	11,5 (n=7)	22,3 (n=7)	p=0,018

Im Studiendesign war ursprünglich vorgesehen, neben der Bildung von Hydroxyl-Radikalen die Freisetzung von IL-8 bei der Inkubation mit Vollblut und die Freisetzung von NO bei Inkubation von PM_{2,5} mit Alveolarmakrophagen zu untersuchen. Dabei zeigte sich, dass für diese Bestimmungen Glasfaser- und Quarzfilter aufgrund zu hoher Blindwerte nicht eingesetzt werden konnten, sondern Teflonfilter verwendet werden mussten. Da diese Materialien von der UMEG in den High Volume Samplern aus Kostengründen nicht verwendet werden, wurden im Zeitraum von Januar bis Mai 2002 in Mannheim und Aulendorf Kleinfiltergeräte mit Teflonfiltern zur Sammlung von PM_{2,5} (als Wochenmittelwerte) eingesetzt. Wegen der geringeren mechanischen Stabilität der Teflonfilter gab es bei der Aufarbeitung der Filter jedoch häufiger Ausfälle, so dass letztlich lediglich 11 Teflonfilter aus Mannheim und 5 Teflonfilter aus Aulendorf ausgewertet werden konnten. Bei der Aufarbeitung wurden die Filter zunächst auf einen einheitlichen PM_{2,5}-Gehalt in der Lösung eingestellt und die Messwerte über die Sammelzeit auf die Luftkonzentration umgerechnet. Ein Vergleich der PM_{2,5}-Konzentrationen, die einerseits unter Verwendung der Teflon-Filter, andererseits mit den Filtern der UMEG an den Messstellen in Aulendorf und Mannheim gemessen wurden, zeigte eine befriedigende Übereinstimmung zwischen beiden Methoden mit Ausnahme der ersten

zwei Teflonfilter von Mannheim; diese beiden Filter wurden daher als Ausreißer behandelt und in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt (Anhang Abb. A 63 und A 64).

Ähnlich wie bei den Quarz- und Glasfaserfiltern war auch bei den Teflonfiltern aus Mannheim eine höhere Bildungsrate von Hydroxylradikalen in den suspendierten PM_{2,5}-Partikeln im Vergleich zu Aulendorf zu erkennen (Abb. 4.23 – 4.24).

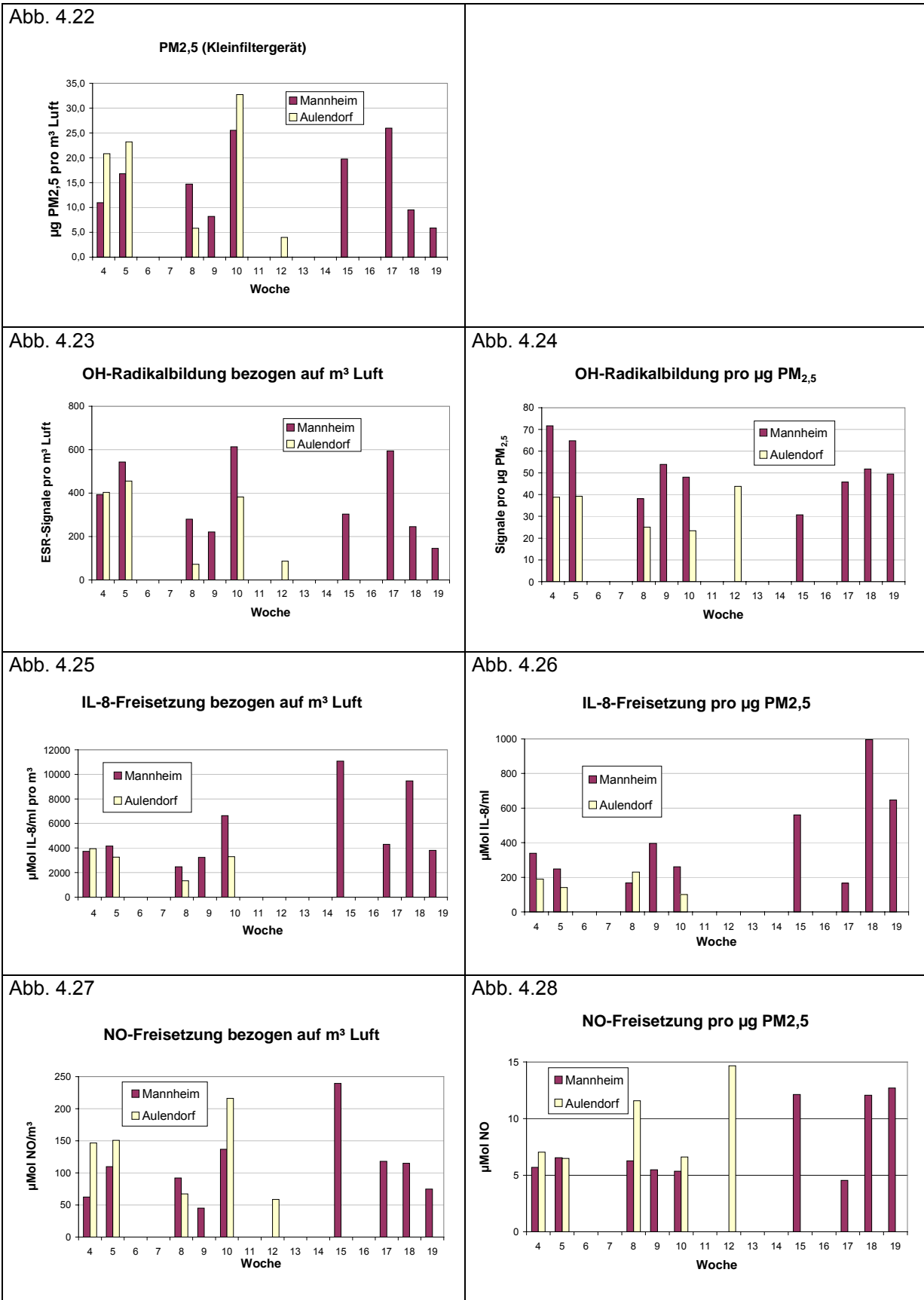
IL-8-Freisetzung und NO-Bildung in vitro bei Inkubation mit PM_{2,5}-Partikel

Aliquote Mengen der resuspendierten PM_{2,5}-Partikel aus den Teflonfiltern wurden mit Vollblut bei 37°C inkubiert und dabei die Freisetzung von Interleukin 8 gemessen (siehe Kap. 3.2.11). Bei den ermittelten Werten zeigten sich sehr starke Schwankungen zwischen den Wochen. Insgesamt führten die Partikel aus Mannheim zu einer höheren Interleukin-F8-Freisetzung als die Partikel aus Aulendorf (Abb. 4.25 – 4.26).

Analog zur Inkubation mit Vollblut wurden aliquote Mengen der resuspendierten PM_{2,5}-Partikel mit einer Alveolarmakrophagen-Zelllinie aus Ratten (NR8383-Zellen) inkubiert und die Bildung von Stickstoffmonoxid als Entzündungsmarker bestimmt. Hier zeigte sich eine tendenziell höhere Aktivität bei den Proben aus Aulendorf im Vergleich zu Mannheim (Abb. 4.27 – 4.28).

Auf eine statistische Auswertung wurde wegen der geringen Anzahl der Messwerte bei diesen Untersuchungen verzichtet.

Abb. 4.22 – 4.28 Oxidative Stärke, IL-8-Freisetzung und Bildung von NO bei Inkubation mit PM_{2,5} aus Mannheim und Aulendorf

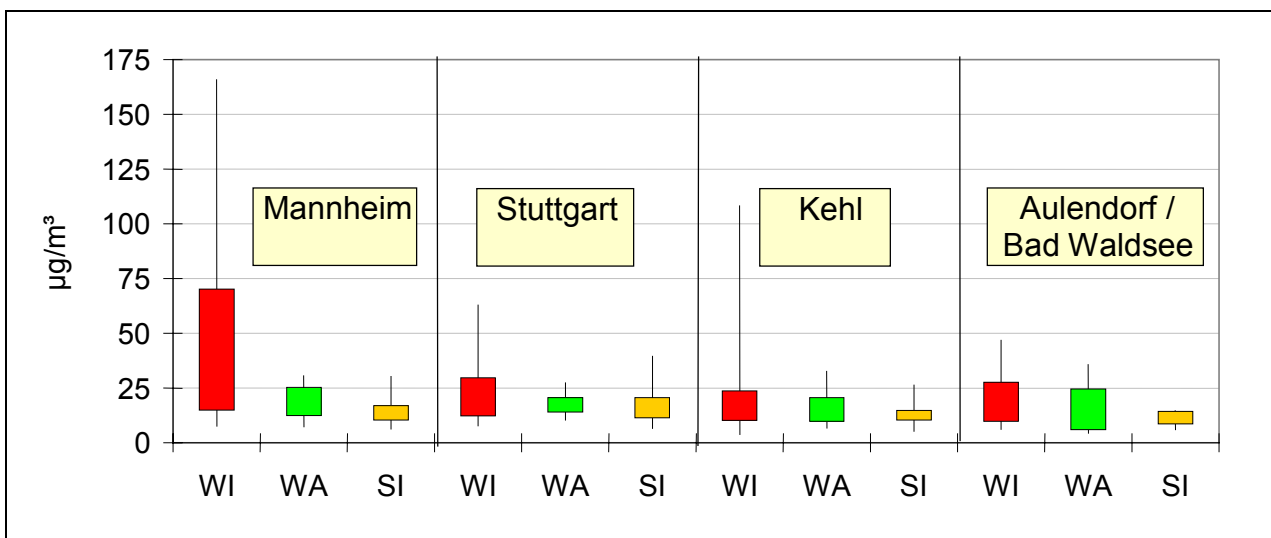


4.2 Charakterisierung der individuellen Partikelbelastungen durch Messungen an und in Wohnungen und Schulen

4.2.1 Messung von PM_{2,5} mit dem Kleinfiltergerät

Eine Charakterisierung der individuellen Belastung erfolgte bei 126 Kindern an den Untersuchungsarealen der Beobachtungsgesundheitsämter im Zeitraum vom 15.11.01 bis 07.05.02. Dabei wurde mit Kleinfiltergeräten eine Woche lang in den Wohnungen PM_{2,5} gesammelt. Parallel dazu wurde bei 68 dieser Kinder PM_{2,5} in der Außenluft vor der Wohnung und bei 113 der Kinder PM_{2,5} im Klassenraum der Schule erfasst. Die Ergebnisse der gravimetrischen Auswertung der gesammelten Stäube sind in Abb. 4.29 getrennt nach Orten dargestellt (Anhang Tab. A 7).

Abb. 4.29 Messung von PM_{2,5} in den Wohnungen (WI), vor den Wohnungen (WA) und in den Klassenräumen der Schulen (SI) (jeweils 5., 25., 75. und 95. Perzentil der Verteilung)



Die in der Außenluft vor den Wohnungen ermittelten PM_{2,5}-Konzentrationen bewegen sich im gleichen Bereich wie die Wochenmittelwerte, die sich aus den Messungen der UMEG an den ortsfesten Messstationen ergaben. In den Klassenzimmern wurden in der Regel etwas niedrigere PM_{2,5}-Konzentrationen gemessen als in der Außenluft. Dagegen wurden in den Wohninnenräumen im Durchschnitt deutlich höhere Konzentrationen gefunden. Wie die Verteilungsmuster in Abb. 4.30 – 4.32 zeigen, waren die Messwerte bei den Außenluftmessungen und den Messungen in den Klassenräumen über einen relativ engen Bereich zwischen 0 und 50 µg/m³ verteilt. Demgegenüber wiesen die in den Wohnungen ermittelten Messwerte eine sehr viel größere Streuung im oberen Bereich über 50 µg/m³ auf mit Maximalwerten über 200 µg/m³ als Wochenmittelwert.

Abb. 4.30 Histogramm von PM_{2,5} in Wohnungen

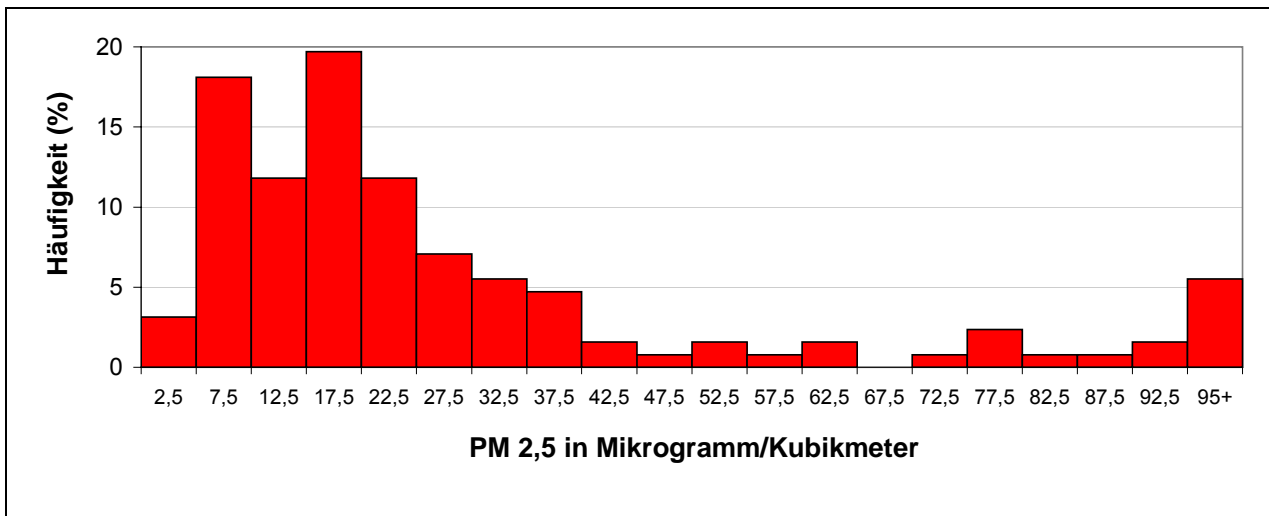


Abb. 4.31 Histogramm von PM_{2,5} in der Außenluft vor den Wohnungen

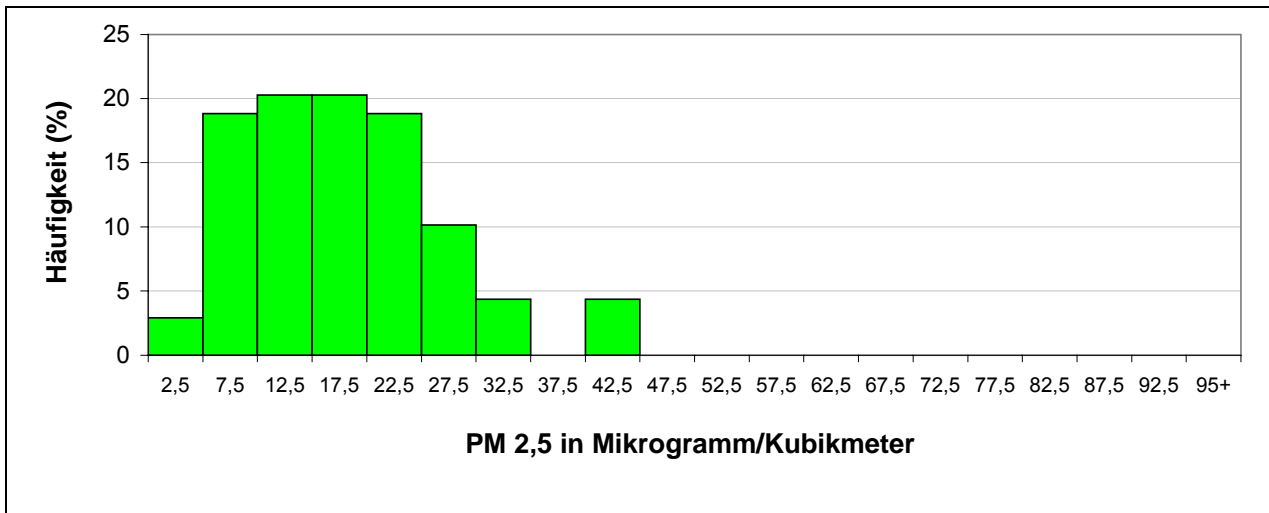
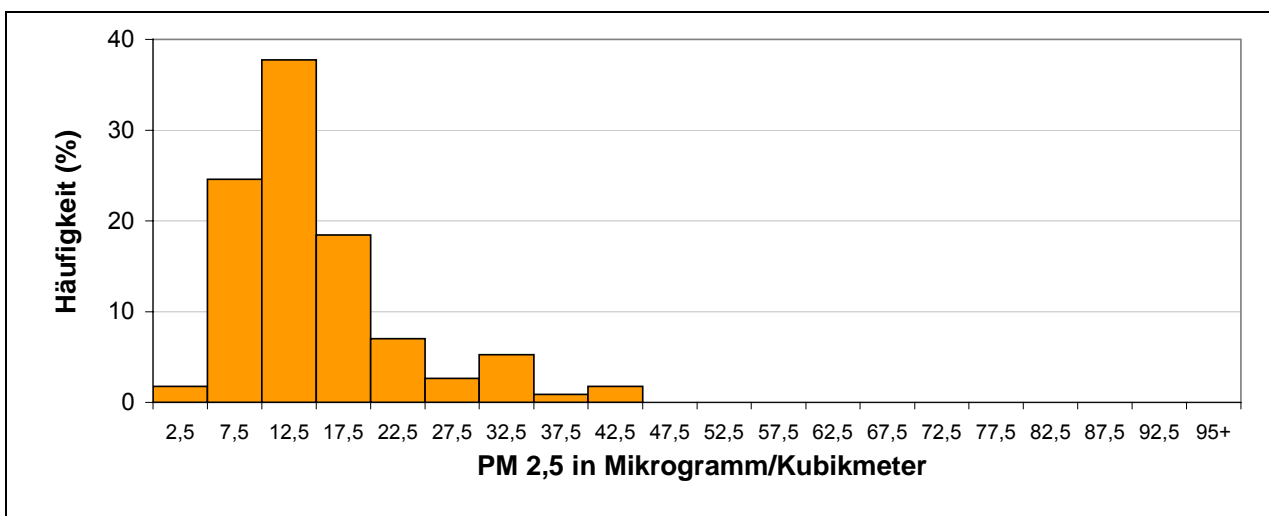
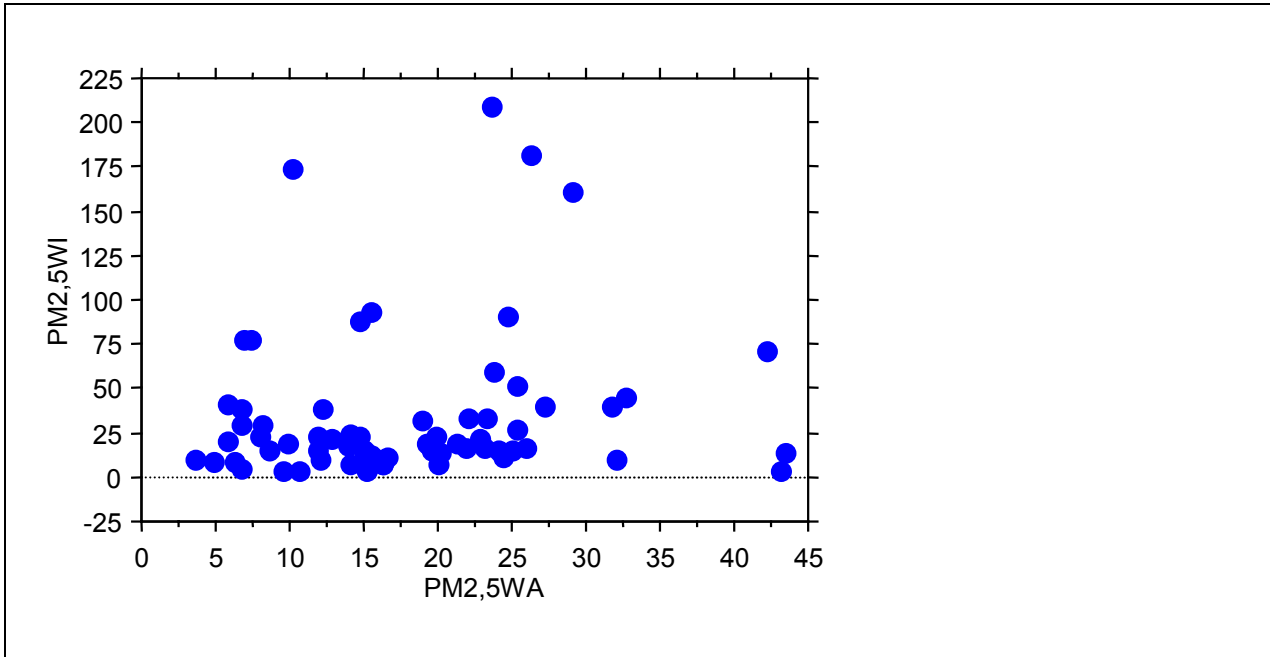


Abb. 4.32 Histogramm von PM_{2,5} in Schulen (Innenräume)



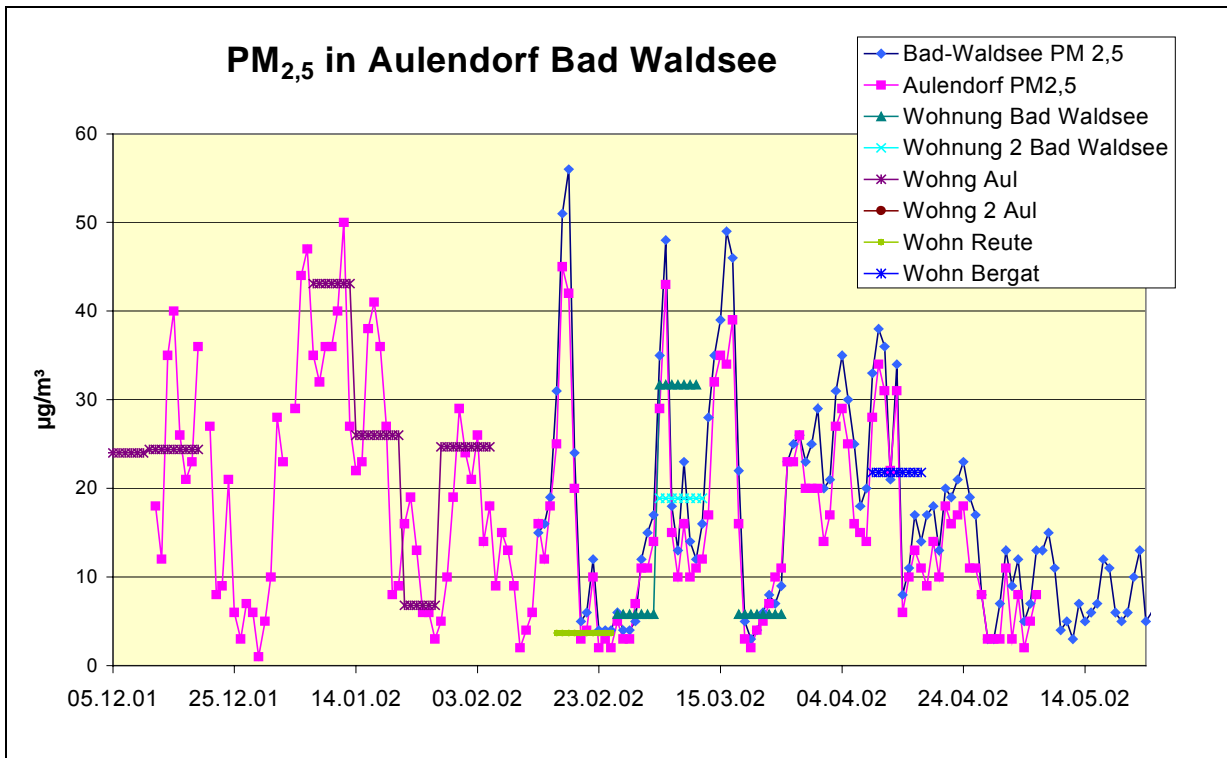
Ein Zusammenhang zwischen der Innenraumbelastung und den $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in der Außenluft war nicht erkennbar (Abb. 4.33). Dies spricht dafür, dass in einem Teil der Wohnungen starke zusätzliche Quellen für Partikelbelastungen vorhanden waren. Über die zeitliche Variabilität der Innenraumbelastungen lassen sich aus diesen Messungen keine Aussagen ableiten.

Abb. 4.33 Verhältnis der $PM_{2,5}$ -Konzentration in (WI) bzw. vor (WA) den Wohnungen



In Abb. 4.34 sind die im Landkreis Ravensburg mit den Pikofiltergeräten in der Außenluft ermittelten $PM_{2,5}$ -Konzentrationen (Wochenmittelwerte) den Tagesmittelwerten an den Messstellen der UMEG in Aulendorf und Bad Waldsee im zeitlichen Verlauf gegenübergestellt. Dabei wird ersichtlich, dass die Konzentrationsunterschiede an den einzelnen Wohnungen in erster Linie auf die unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse während der Messungen und weniger auf Unterschiede in der Standortbelastung zurückzuführen sind. Dieser Sachverhalt zeigt sich auch, wenn man die mit den Pikofiltergeräten ermittelten Konzentrationen mit den Mittelwerten vergleicht, die sich im jeweiligen Messzeitraum aus den Tagesmittelwerten der UMEG-Messungen am nächstgelegenen Standort berechnen lassen (Anhang Abb. A 65 und A 66). Wegen der starken zeitlichen Variabilität der Außenluftkonzentration kann der Wochenmittelwert nicht als repräsentativ für die Durchschnittsbelastung an den Wohnungen angesehen werden. Aufgrund der nur geringen örtlichen Konzentrationsunterschiede wären für eine ausreichend genaue Charakterisierung der mittleren Außenluftbelastung eines Standortes Messungen über mehrere Monate erforderlich.

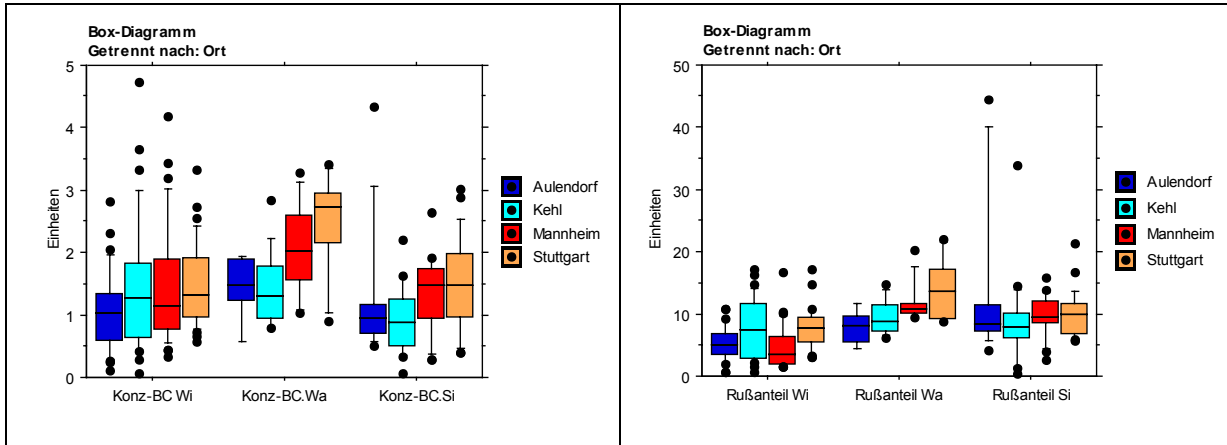
Abb. 4.34 Vergleich der Wochenmittelwerte für PM_{2,5} vor den Wohnungen und den Tagesmittelwerten für PM_{2,5} an den Messstellen Aulendorf und Bad Waldsee



4.2.2 Ruß (Black Carbon) in PM_{2,5}

Auf den Glasfaserfiltern der PM_{2,5}-Bestimmung (Sammlung mit dem Pikofiltergerät des Landesgesundheitsamts) wurde der Rußanteil nach der optischen Immersionsmethode (Kap. 3.2.6) bestimmt. Wie aus Tab. A 8 (Anhang) bzw. Abb. 4.35 (links) hervorgeht, lagen die Rußkonzentrationen in den Wohnungen und in den Schulräumen im Mittel unterhalb der Konzentrationen in der Außenluft. Stuttgart und Mannheim wiesen dabei die höchsten Rußkonzentrationen in der Außenluft auf. Die Rußpartikel, die primär aus dem Straßenverkehr herrühren, gelangen demnach nur zum Teil in die Innenräume. Bezieht man den Rußanteil auf die PM_{2,5}-Masse (Abb. 4.35 (rechts) bzw. Tab. A 9), zeigte sich der höchste Anteil in der Außenluft (ca. 10,7 % Rußanteil an PM_{2,5}), gefolgt von der Raumluft in den Schulräumen (ca. 10,3 %); während in den Wohnungen der Rußanteil an PM_{2,5} nur 6,4 % erreichte. Zwischen der Rußkonzentration und der PM_{2,5}-Konzentration bestand in den Wohnungen ein mäßiger Zusammenhang, der in der Außenluft und den Schulräumen noch weniger deutlich ausgeprägt war (Anhang Abb. A 67 – A 75).

Abb. 4.35 Ruß (Black Carbon) in PM_{2,5} (Boxplot mit Median, 10.,25.,75. und 90. Perz.)
 links: Konzentration von Ruß in µg/m³;
 rechts: Rußanteil in PM_{2,5} (Gew. %)
 Wi = Wohnung innen, Wa = Wohnung außen, Si = Schule innen



4.2.3 Sedimentierfähige Partikel (Grobstaub)

An den Wohnungen und Schulen der Kinder wurden im Untersuchungszeitraum von Mitte November 2001 bis Ende April/Anfang Mai 2002 jeweils über eine Woche Grobstaub auf Haftfolie gesammelt (Kap. 3.2.8) und getrennt für das gesamte Partikelkollektiv sowie für den schwarzen, elementarkohlenstoffhaltigen Partikelanteil ausgewertet. Dabei wurden Partikelfractionen mit Partikeldurchmessern in den Bereichen 3 bis 6 µm, 6 bis 12 µm, 12 bis 24 µm, 24 bis 48 µm und 48 bis 96 µm unterschieden.

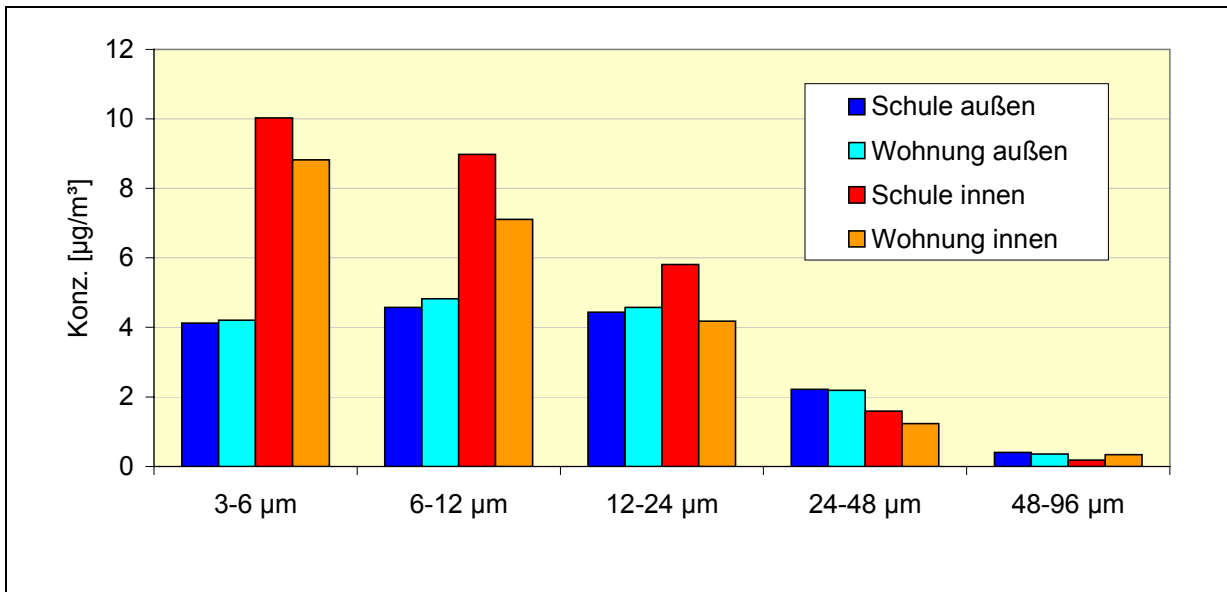
Grobstaub (Gesamtpartikel)

Sedimentierfähiger Grobstaub war in den Innenräumen insgesamt deutlich stärker vertreten als in der Außenluft, wobei die Schulräume im Mittel etwas höher belastet waren als die Wohnräume (Abb. 4.36 und Anhang Tab. A 10).

Die Größenverteilung in der Außenluft verlief von 3 bis 24 µm nahezu konstant. In der Fraktionen 24 bis 48 µm ging die Konzentration deutlich zurück, größere Partikel (48 bis 96 µm) spielten nur eine untergeordnete Rolle.

Das Maximum der Außenluftverteilung im Bereich von 6 bis 24 µm Partikeldurchmesser kann auf Partikelemission durch mechanische Prozesse (z.B. Arbeiten in der Landwirtschaft oder an Baustellen) zurückgeführt werden. In den Städten ist durch den hohen Versiegelungsgrad besonders die verkehrsbedingte Staubeinstehung von Bedeutung. Darunter fallen beispielsweise Reifenabrieb sowie Abrieb von Bremsen und Straßenbelägen. Die Aufwirbelung dieser Partikel wird an der Außenluft durch den natürlichen Turbulenzgrad der Atmosphäre unterstützt.

Abb. 4.36: Konzentration von Grobstaub außen und innen (jeweils Schulen und Wohnungen) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser



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

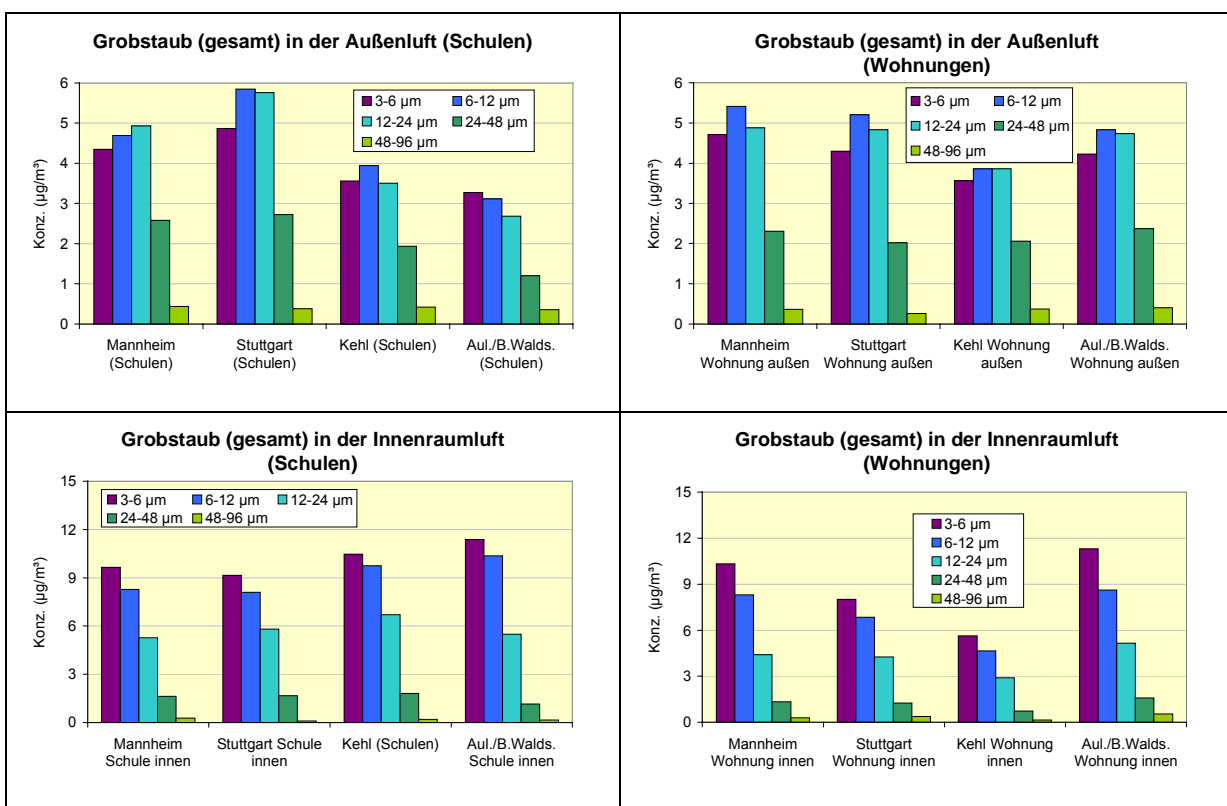
Die auffällig erhöhte Partikelbelastung der Innenräume mit Partikeln kleiner als 12 µm Durchmesser lässt auf die Beteiligung von Innenraumquellen schließen. Dazu gehören u.a. biologische Partikel. Ihre Freisetzung erfolgt durch Abschilferungen des menschlichen Epithels sowie durch Abrieb tierischer und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

Eine weitere Quelle für die Staubbelastung bewohnter Innenräume ist erfahrungsgemäß durch den Eintrag mineralisch-anorganischer Partikel gegeben. Der Mineralstaub gelangt typischerweise mit den Schuhen von der Strasse, von unbefestigten Wegen oder aus dem Garten in die Wohnung. Die Mobilisation wird je nach Aktivitätsgrad der Bewohner (in Schulklassen sowie in Kinderzimmern überdurchschnittlich) gefördert. Dies kann die höheren Belastungen in den Schulen im Vergleich zu den Wohnungen erklä-

ren. Allerdings liegen die mittleren Konzentrationen von Partikeln mit Durchmesser größer 24 µm in der Regel unterhalb der Werte für die Außenluft, da Fenster und Türen für diese eine gewisse Barriere bilden.

Die Konzentrationen der groben Staubfraktionen waren in der Außenluft in Mannheim und Stuttgart am höchsten, wobei die Unterschiede an den Schulstandorten ausgeprägter waren als an den Wohnungen (Abb. 4.37 u. 4.38). Die Grobstaubkonzentrationen zeigten in den Schulen an allen Standorten einen relativ ähnlichen Verlauf (Abb. 4.39), in den Wohnungen von Kehl waren sie am niedrigsten und in den Wohngebieten von Aulendorf/Bad Waldsee am höchsten (Abb. 4.40).

Abb. 4.37 – 4.40 Grobstaubkonzentrationen in Abhängigkeit vom Standort.



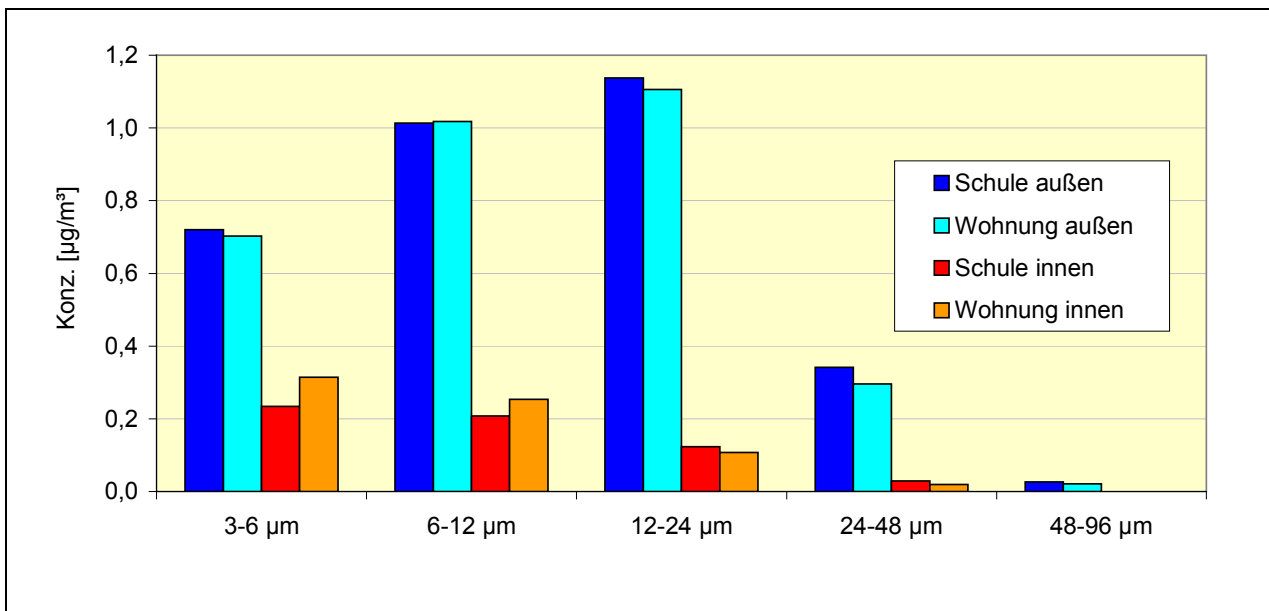
Schwarzer Grobstaub

An allen Standorten wurden in den Innenräumen im Vergleich zu den Außenmessungen deutlich niedrigere Konzentrationen des schwarzen, elementarkohlenstoffhaltigen Partikelanteils festgestellt (Abb. 4.41 und Anhang Tab. A 10).

Ein Vergleich der Partikelgrößenverteilungen der Innen- und Außenluft zeigte charakteristische Unterschiede. Während die Maxima der Partikelkonzentrationen außen bei Partikeldurchmessern im Bereich von etwa 6 bis 24 µm auftraten, waren innen die höchsten Konzentrationen bei Durchmessern in den Bereichen 3 bis 6 µm festzustellen und nahmen bei größeren Durchmessern kontinuierlich ab. Die deutlichsten Konzentrationsunterschiede traten bei den Partikeln mit Durchmessern zwischen 12 und 24 µm

auf. Dies deutet darauf hin, dass die Quelle für diese Partikel fast ausschließlich im Außenluftbereich liegt und beim Übertritt in die Innenräume eine größenabhängige Vorabscheidung stattfindet. Eine typische Quelle für schwarzen Grobstaub ist der kohlenstoffhaltige Reifenabrieb durch den Kraftfahrzeugverkehr. Schwarzem Grobstaub im Bereich von 12 bis 24 μm kommt daher eine Indikatorfunktion für die vorhandene Verkehrsbelastung zu. Dieses Maximum ist in Städten besonders deutlich ausgeprägt. Bei geringerer Verkehrsbelastung im ländlichen Raum findet man typischerweise ein Plateau zwischen 3 und 24 μm Partikeldurchmesser auf niedrigem Konzentrationsniveau.

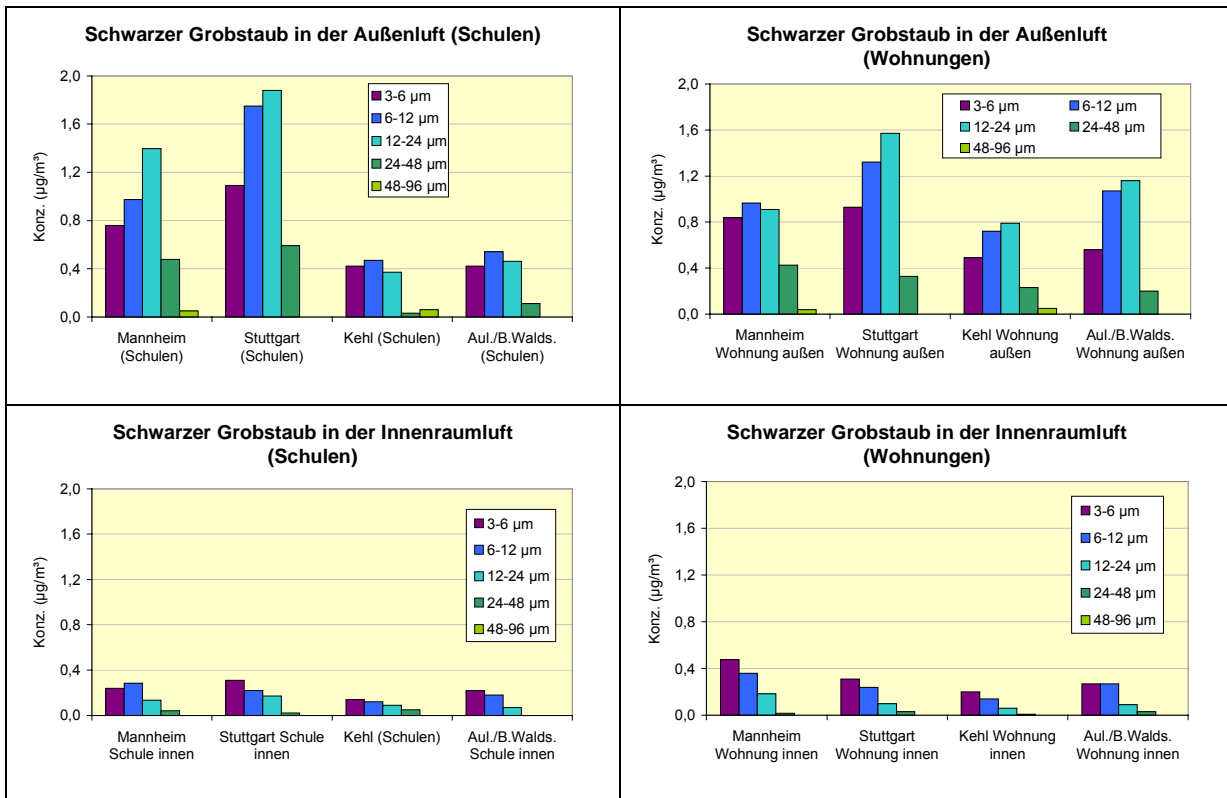
Abb. 4.41 Konzentration von schwarzem Grobstaub außen und innen (jeweils Schulen und Wohnungen) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser



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

Ortseinflüsse beim schwarzen Grobstaub waren in der Außenluft für den Großraum Stuttgart am stärksten, gefolgt von Mannheim, während Aulendorf/Bad Waldsee und Kehl an den Schulstandorten deutlich niedrigere Werte aufwiesen (Abb. 4.42). An den Wohnungen waren die Unterschiede zwischen den Orten dagegen weniger stark ausgeprägt (Abb. 4.43). In der Innenraumluft waren die Belastungen durch schwarzen Grobstaub an allen Standorten auf sehr niedrigem Niveau (Abb. 4.44 – 4.45).

Abb. 4.42 – 4.45: Einfluss des Standorts auf die Konzentration von schwarzem Grobstaub außen und innen



Im Bereich der Außenluft an den Wohnungen bestand im Größenbereich 3 bis 24 μm ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Konzentration des gesamten Grobstaubs und der Konzentration des schwarzen Grobstaubs ($r^2 > 0,5$; s. Abb. A.76). Dieser Zusammenhang war an den Schulen weniger deutlich ausgeprägt ($r^2 = 0,29 - 0,37$; Abb. A.77), was daran liegen könnte, dass an den Schulen andere Staubquellen als der Straßenstaub eine größere Rolle einnehmen.

Zusammenhänge zwischen dem $\text{PM}_{2,5}$ -Gehalt und dem Grobstaub waren nicht erkennbar (Daten nicht gezeigt).

Pollen im Grobstaub

Im sedimentierten Grobstaub wurde mit Hilfe optischer Bildauswerteverfahren der Gehalt an Pollen ermittelt. Abb. 4.46 zeigt den Verlauf der Pollenkonzentration in der Außenluft an den Schulen und Wohnungen der Kinder. Erstmals traten gegen Ende Januar hohe Pollenkonzentrationen in der Luft auf, danach sank die Konzentration auf relativ niedrige Werte ab und stieg im März und April wieder an. In der Innenraumluft traten nur geringe Pollenkonzentrationen auf. Die Abschirmung lag in Mannheim, Stuttgart und Kehl über 90 %; in Aulendorf / Bad Waldsee wurden in den Innenräumen etwas mehr Pollen gefunden als an den anderen Standorten (Abb. 4.47; Anhang Tab. A 11). In der

Außenluft an den Schulstandorten bestand ein schwacher Zusammenhang zwischen der Pollenkonzentration und dem Grobstaubgehalt im Größenbereich zwischen 3 und 24 µm (Anhang Abb. A 78).

Abb. 4.46: Zeitlicher Verlauf der Pollenkonzentration in der Außenluft (alle Standorte)

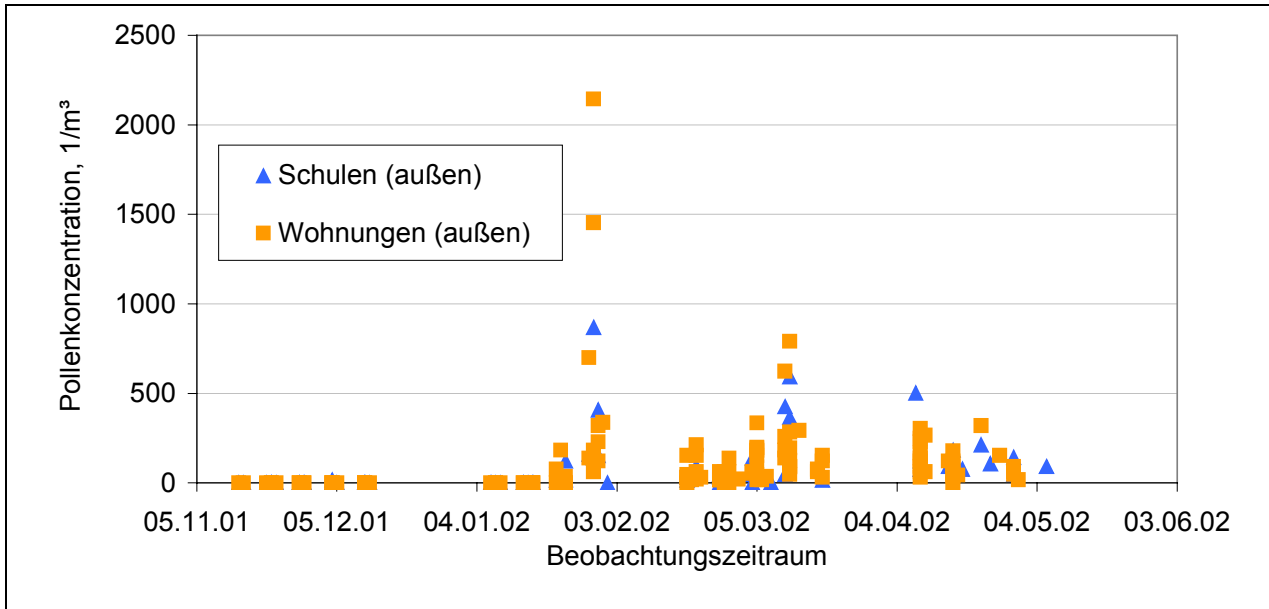
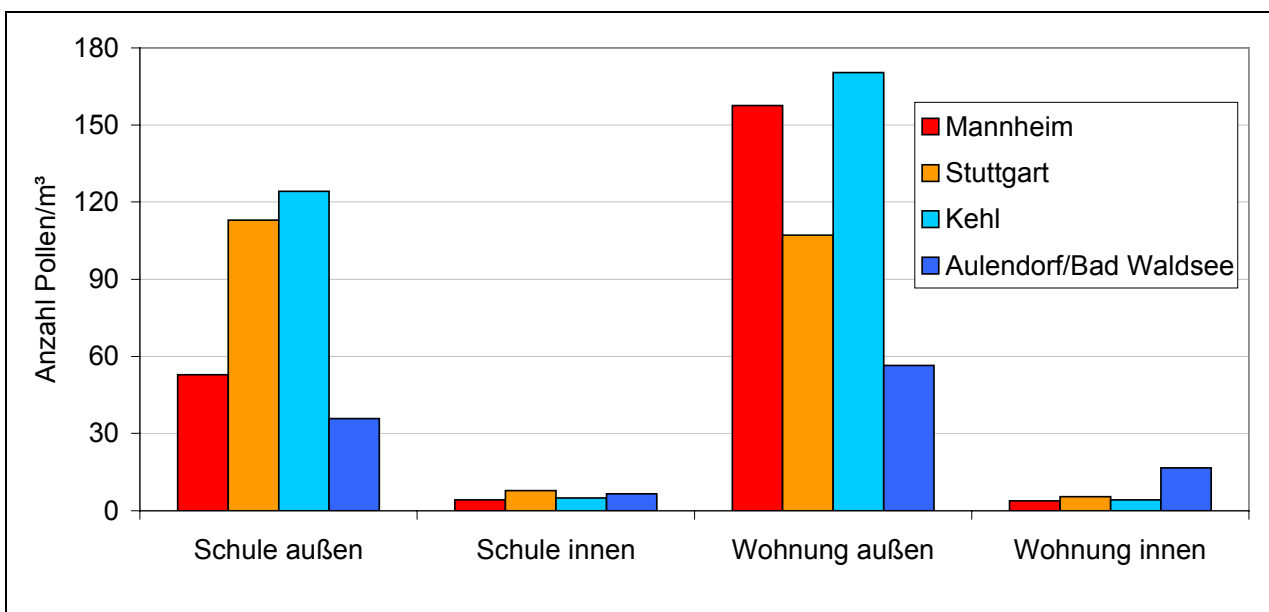


Abb 4.47 Pollenkonzentration in der Außen- und Innenraumluft (Mittelwerte an den Schulen und Wohnungen)

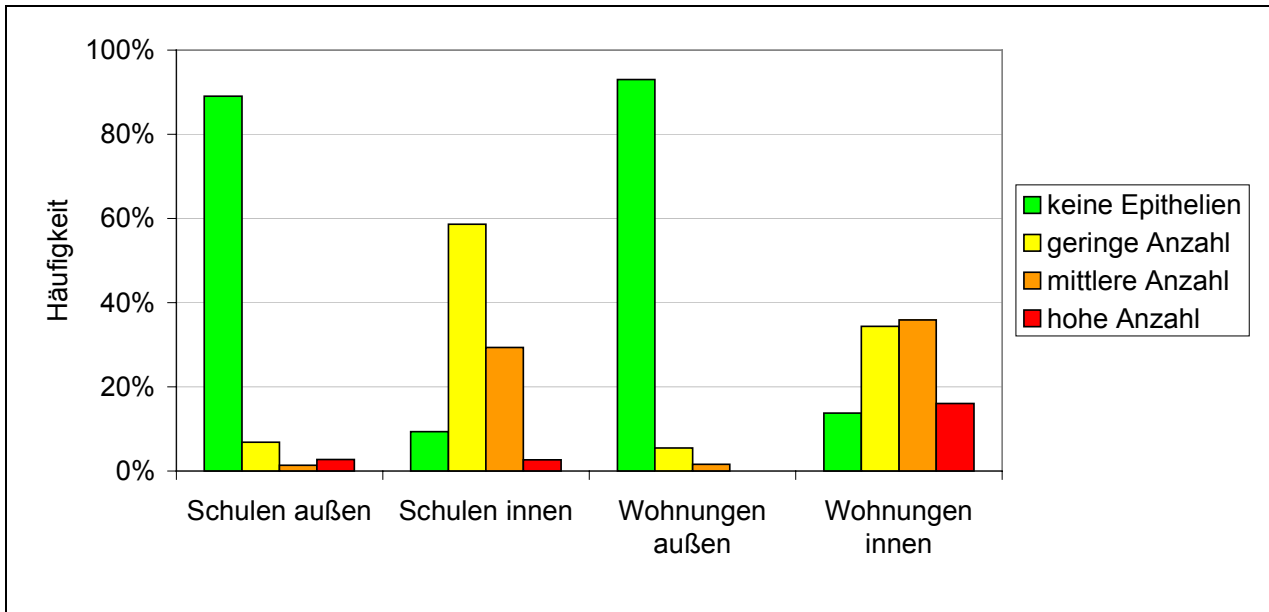


Epithelien im Grobstaub

Epithelien wurden im sedimentierten Staub mit optischen Methoden (Kap. 3.2.9) bestimmt. Die Ergebnisse sind in Abb. 4.48 dargestellt (Tab. A 12 und Abb. A 79 im Anhang). Während im Grobstaub aus der Außenluft meist keine Epithelien nachgewiesen

wurden, traten in Innenräumen meist geringe bis mittlere Epithelkonzentrationen auf, wobei in den Wohnungen insgesamt mehr Epithelien gefunden wurden als in den Schulräumen. In den Innenräumen der Wohnungen war insgesamt ein gewisser Zusammenhang mit der Grobstaubmenge festzustellen (Anhang Abb. A 80).

Abb. 4.48 Häufigkeit von Epithelien im Grobstaub

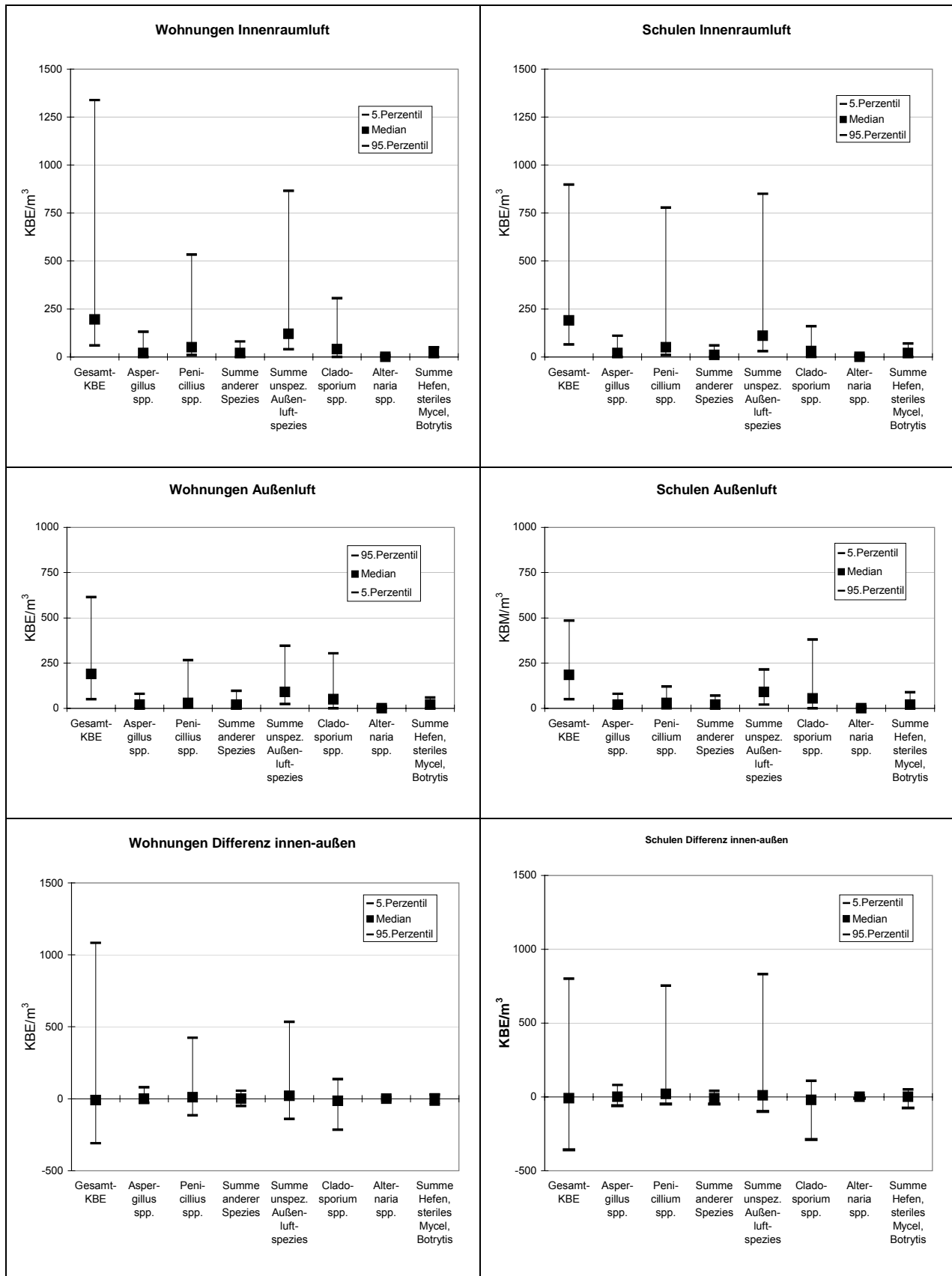


4.2.4 Ermittlung der Belastung mit Schimmelpilzen

Zur Bestimmung der Luftbelastung mit keimfähigen Schimmelpilzen wurden Kurzzeitluftproben in der Außen- und Innenraumluft gesammelt und die darin enthaltenen Schimmelpilzkeime nach Kultivierung bestimmt (Kap. 3.2.10). Aus den erhaltenen Werten wurde außerdem die für die Bewertung relevante Differenz Innenraum- minus Außenluft errechnet. Da die einzelnen gemäß dem Nachweisschema differenzierten Schimmelpilzarten nicht in allen Proben vorhanden waren, wurden die Konzentrationen der einzelnen Schimmelpilzarten zusammengefasst und als Gattung dokumentiert. Die Ergebnisse dieser Kurzzeitmessungen, die in der Regel am ersten Tag der PM_{2,5}-Messung durchgeführt wurden, sind zusammenfassend in den Abbildungen 4.49 – 4.54 dargestellt (Zahlenwerte siehe Anhang Tab. A 13).

Die ermittelten Schimmelpilze setzten sich vorwiegend aus Penicillien, Cladosporien und anderen unspezifischen Außenluftspezies zusammen. Die Unterschiede zwischen der Belastung der Innenraumluft und der Außenluft waren bei Betrachtung der Mediane gering, bei den Mittelwerten zeigten sich aber aufgrund einzelner Innenräume mit hohen Belastungen deutliche Unterschiede, die hier vorwiegend auf erhöhte Konzentrationen von Penicillien und anderen unspezifischen Außenluftspezies zurückzuführen waren.

Abb. 4.49 – 4.54: Schimmelpilzbelastungen in Wohnungen (links) und Schulen (rechts) bei Kurzzeitmessungen in der Innenraumluft und in der Außenluft



Die Daten zeigen, dass es statistisch keine relevanten Unterschiede zwischen der nachgewiesenen Schimmelpilzkonzentration im häuslichen und schulischen Bereich gab. Auch der Vergleich der Schimmelpilzkonzentrationen zwischen den vier Beobachtungsgesundheitsämtern zeigte, dass es statistisch keine regionalen Unterschiede gab. Auffällig war allerdings die große Spannweite der nachgewiesenen Schimmelpilzkonzentrationen.

Nach den vom Landesgesundheitsamt entwickelten Bewertungskategorien (LGA 2001) waren 101 Wohnräume der Kategorie 1 (keine Anhaltspunkte für eine relevante Schimmelpilzquelle), 16 Wohnungen der Kategorie 2 (Schimmelpilzquelle kann nicht ausgeschlossen werden) und 13 Wohnungen der Kategorie 3 (Anhaltspunkte für eine Schimmelpilzquelle, die weitergehende Untersuchungen sinnvoll erscheinen lassen) zuzuordnen. An den Schulen fielen 86 Klassenräume in die Kategorie 1, 21 in die Kategorie 2 und 10 in die Kategorie 3 (siehe Anhang Tab. A 14).

In 10 Schulen, bei denen aufgrund der durchgeführten Untersuchungen die Wahrscheinlichkeit einer Schimmelpilzbelastung vorlag, wurden von Mitarbeitern des LGA Nachuntersuchungen und eine Schimmelpilzquellensuche durchgeführt. In vier Fällen bestätigte die erneute Begehung des Objektes, dass ein Schimmelpilz- bzw. ein Feuchteschaden vorlag bzw. einem Fall vorgelegen hat. In den anderen Fällen war die erhöhte Schimmelpilzkonzentration von untypischen Außenluftschimmelpilzspezies wahrscheinlich auf verschimmelte Essensreste oder eine unzureichende Reinigung und Lüftung zurückzuführen.

Zusammenhänge zwischen der als Momentanwert ermittelten Schimmelpilzbelastung (angegeben als KBE/m³) und der Wochenmittelwerte für PM_{2,5} oder den sedimentierten größeren Staubpartikeln waren weder in der Außenluft noch in der Innenraumluft der untersuchten Wohnungen und Schulräumen zu erkennen (Daten nicht gezeigt).

4.2.5 Ermittlung der Partikelanzahlkonzentration

Zusätzlich zur Massenkonzentration von Feinstaub (PM_{2,5}) wurde in Mannheim und in Aulendorf/Bad Waldsee die Partikelzahl an den Wohnungen der Kinder und an den Schulen in parallelen Messungen im Innern der Räume und in der Außenluft ermittelt. Die Messungen wurden mit Kondensationspartikelzählern durchgeführt, mit denen Partikel ab einer Größe von etwa 10 nm erfasst wurden (Kap. 3.2.7). In bzw. vor den Wohnungen wurde die Partikelanzahlkonzentration kontinuierlich über einen Zeitraum etwa 10 Stunden aufgezeichnet, an den Schulen in der Regel nur während der Schulstunden am Vormittag. Alle Einzelmessungen sind im Anhang abgebildet:

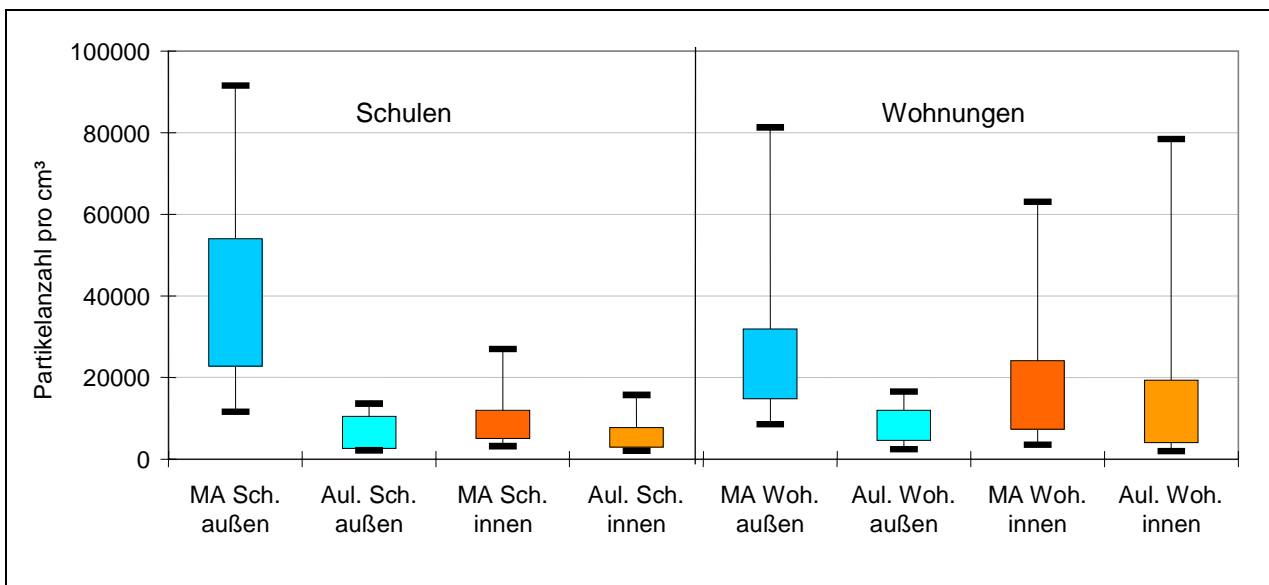
- Mannheim Wohnungen innen: Abb. A 82 – A 108
- Mannheim Wohnungen außen: Abb. A 109 – A 118

- Mannheim Wohnungen Vergleich innen und außen Abb. A 119 – A 127
- Mannheim Schulen innen: Abb. A 128 – A 143
- Mannheim Schulen außen: Abb. A 144 – A151

- Aulendorf/Bad Waldsee Wohnungen innen: Abb. A 152 – A 181
- Aulendorf/Bad Waldsee Wohnungen außen: Abb. A 182 – A 185
- Aulendorf/Bad Waldsee Wohnungen innen und außen Abb. A 186 – A 189
- Aulendorf/Bad-Waldsee Schulen innen Abb. A 190 – A 198
- Aulendorf/Bad-Waldsee Schulen außen Abb. A 199 – A 200

Die statistischen Kenngrößen der Untersuchungen in Mannheim und in Aulendorf/Bad Waldsee sind in im Anhang in Tab. A15 und Abb. A 81 zusammengefasst. Abb. 4.55 zeigt die 5., 25., 75. und 95. Perzentile der mittleren Partikelanzahl an den einzelnen Messpunkten. In Aulendorf/Bad Waldsee waren dagegen die Anzahlkonzentrationen in der Außenluft niedriger als in den Wohnräumen. In den Innenräumen waren die Ortsunterschiede weniger stark ausgeprägt. In den Schulräumen trat im Vergleich zu den Wohnräumen durchschnittlich eine geringere Partikelanzahl auf.

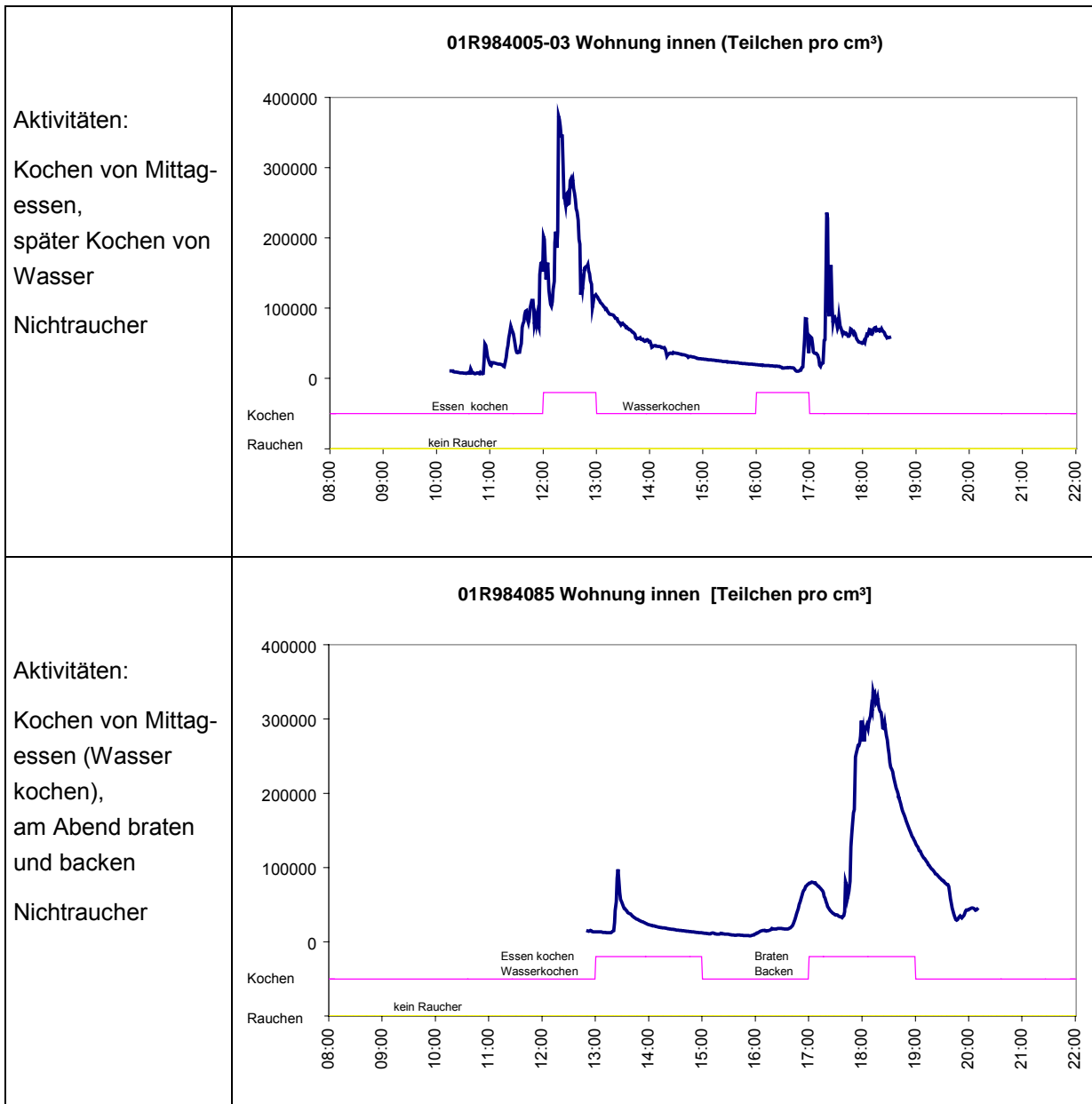
Abb. 4.55 Vergleich der Partikelanzahl an Schulen (links) und Wohnungen (rechts) in Mannheim und Aulendorf/Bad Waldsee (jeweils 5., 25., 75. und 95. Perzentil aus den Mittelwerten der Messungen über ca. 10 Stunden)

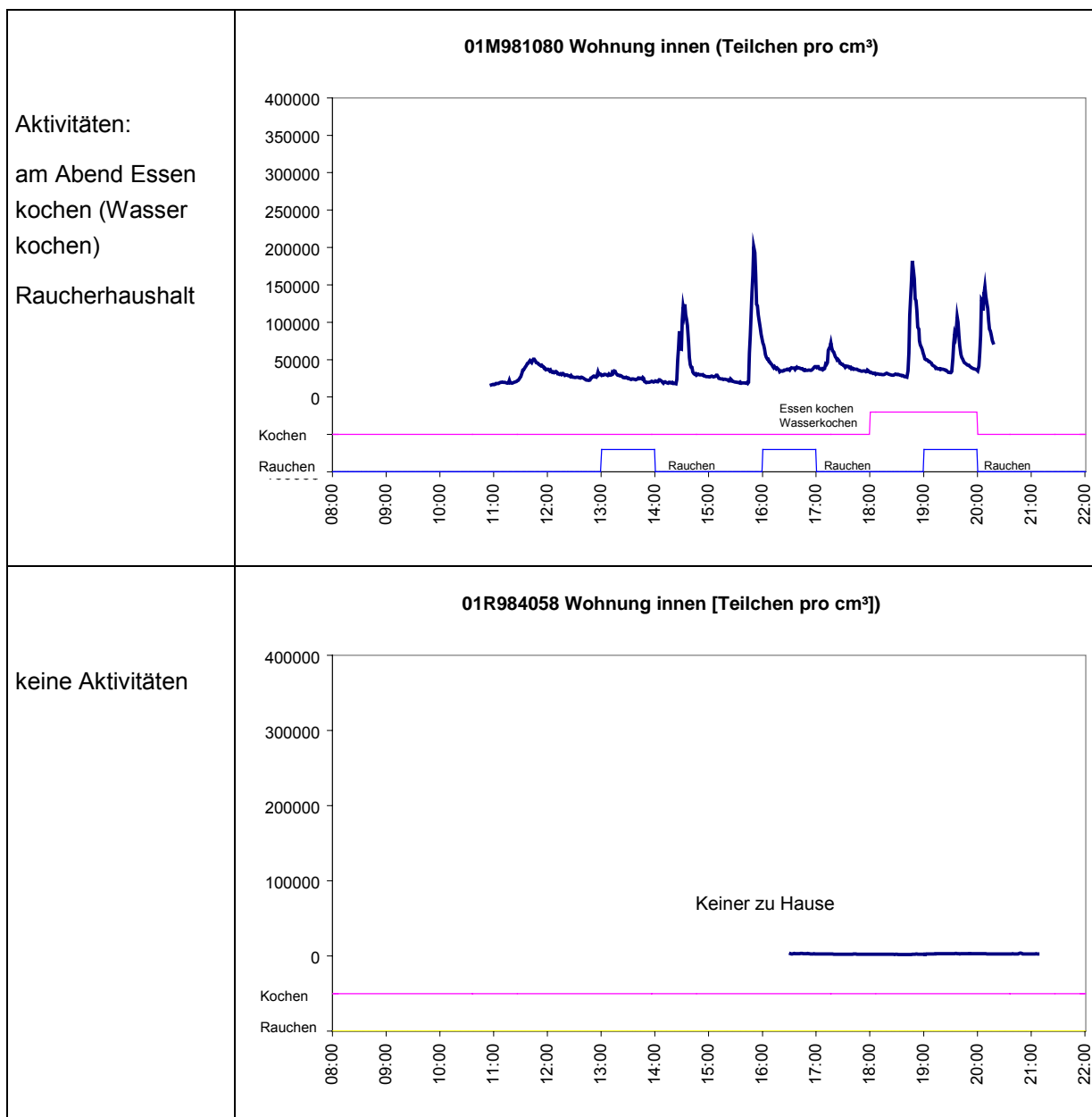


Der zeitliche Verlauf der Partikelanzahlkonzentration war individuell sehr unterschiedlich ausgeprägt. In den Wohninnenräumen fielen häufig einzelne peakförmige Belastungen auf, die anhand der Aktivitätsprotokolle in verschiedenen Fällen mit dem Kochen von Wasser, der Zubereitung von Mahlzeiten (kochen, backen, braten) oder mit dem Rau-

chen von Zigaretten in Verbindung gebracht werden konnten (Abb. 4.56 - 4.59). Dabei wurden Maximalwerte von mehreren 100.000 Partikel/cm³ erreicht. In der Regel fielen die Konzentrationen exponentiell relativ rasch ab. Ein einheitliches durchgehendes Muster im Konzentrationsverlauf war nicht zu erkennen.

Abb. 4.56-4.59: Zeitlicher Verlauf der Partikelkonzentration in verschiedenen Innenräumen mit unterschiedlichem Aktivitätsmuster

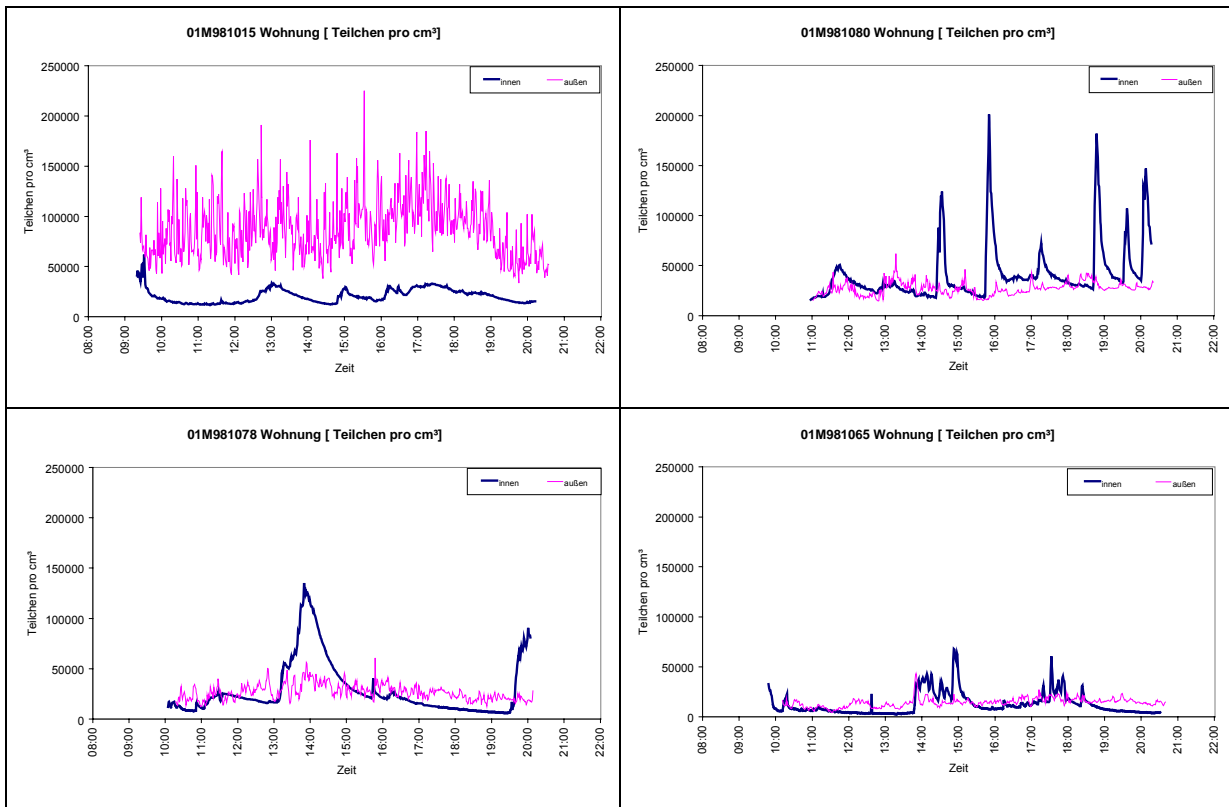




In der Außenluft war die Dauer von Belastungsspitzen deutlich geringer als in der Innenraumluft; insgesamt zeigte die Hintergrundbelastung der Partikelanzahlkonzentration einen größeren Rauschpegel als in der Innenraumluft (Abb. 4.60 – 4.63). In der Umgebung verkehrsnaher Wohnungen traten höhere Partikelzahlen auf als an wenig verkehrsbelasteten Standorten. Das Maximum betrug in Mannheim in der Außenluft 225.000 Partikel/cm³, in Aulendorf 77.000 Partikel/cm³.

Ein Zusammenhang zwischen der Partikelkonzentration in der Außenluft und im Innern der Räume war bei den zeitgleich durchgeführten Messungen nicht zu erkennen (Abb. 4.60 – 4.63). Hohe Partikelzahlen in der Außenluft machten sich in der Innenraumluft kaum bemerkbar; Quellen für eine erhöhte Partikelanzahl waren den Aktivitäten in den Innenräumen zuzuordnen.

Abb. 4.60 – 4.63: Vergleich der Partikelanzahlkonzentration in der Außen- und Innenraum von Wohnungen



4.2.6 Exposition gegenüber Verkehrslärm

Aufgrund der Studienausswahl (Kap. 3.1.1) war keine gleichmäßige Verteilung über den gesamten Lärmbereich, sondern eine Häufung bei geringen und bei starken Verkehrs-lärmbelastungen zu erwarten.

Abb. 4.64: Verteilung der Lärmbelastung an den Wohnungen der Kinder

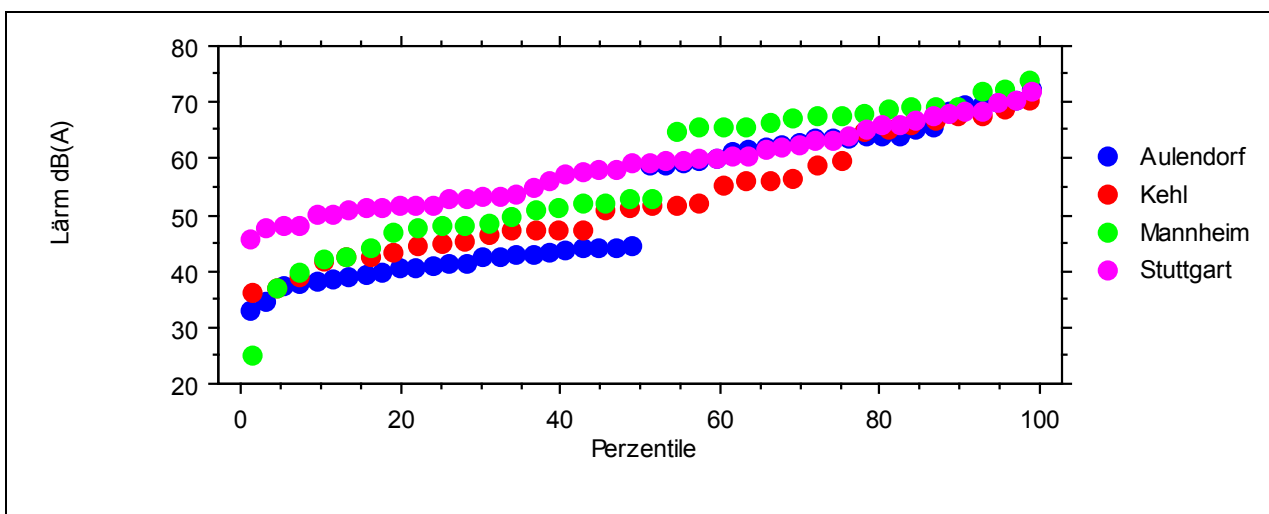
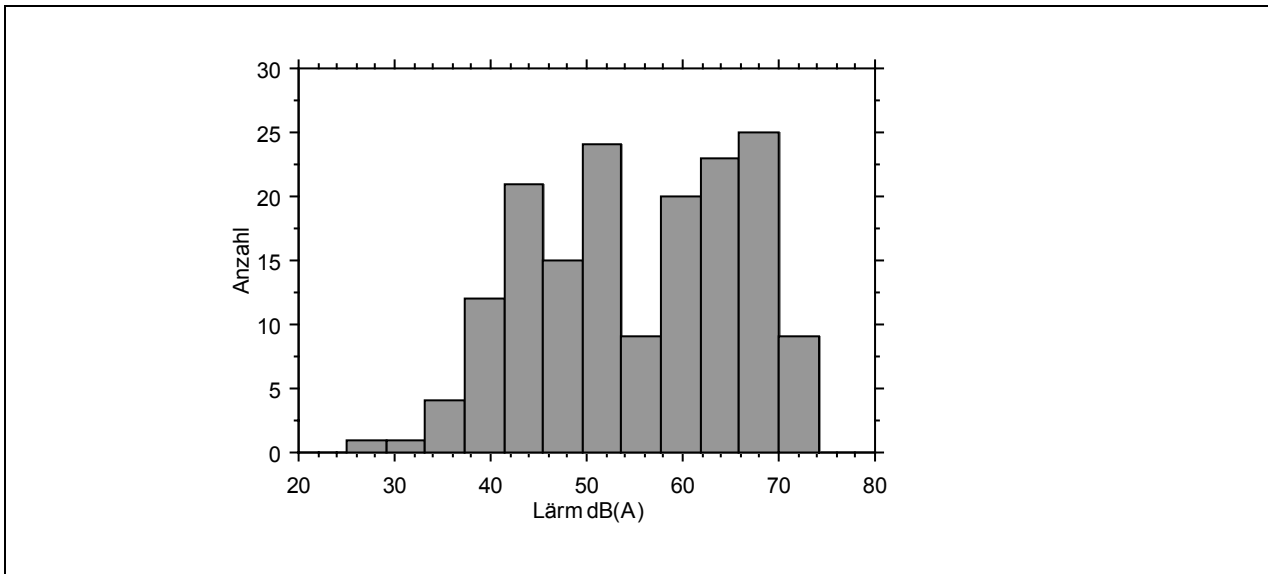


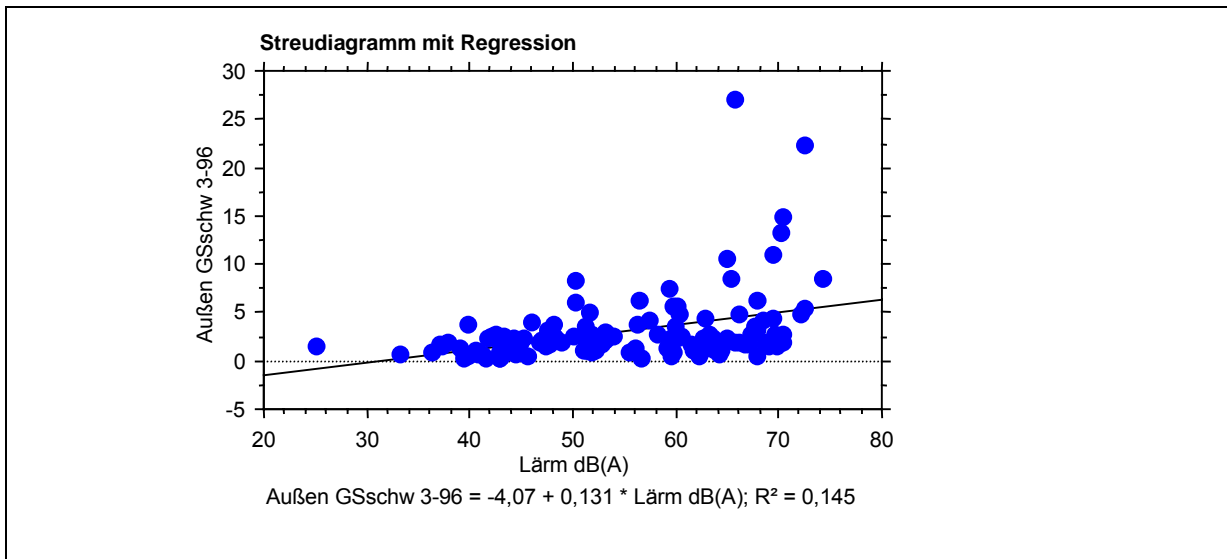
Abb. 4.64 und 4.65 zeigen, dass der mittlere Belastungsbereich um 55 dB unterrepräsentiert war und eine zweigipflige Verteilung mit einer Häufung im Bereich 40 – 55 und 55 – 70 dB vorlag. Dabei war die Trennung in zwei separate Bereiche in Mannheim und Aulendorf deutlicher ausgeprägt als in Stuttgart und Kehl (Anhang Abb. A 201). Die mittlere Lärmbelastung betrug in Aulendorf und Kehl 53 dB und war damit deutlich niedriger als in Mannheim (57 dB) und Stuttgart (59 dB) (siehe Tabelle Anhang A 16).

Abb. 4.65: Histogramm der Lärmbelastung an den Wohnungen der teilnehmenden Kinder



Im Studiendesign diente die Lärmbelastung, die aus den Angaben im Verkehrsfragebogen abgeschätzt wurde, als Kriterium für die Auswahl von gering und stark verkehrsbelasteten Wohnungen. Da der schwarze Grobstaub hauptsächlich dem Reifenabrieb zuzuordnen ist, kann dieser ebenfalls als Kriterium für eine Verkehrsbelastung herangezogen werden (Kap. 4.2.3). Wie Abb. 4.66 zeigt, bestand ein – wenn auch nur mäßig ausgeprägter - Zusammenhang zwischen beiden Größen. Bei einer Einteilung der Messwerte für die groben schwarzen Staubpartikel nach dem Lärmscore in belastete (> 55 dB) und unbelastete Wohnungen (< 55 dB) ergab sich ein signifikanter Unterschied beider Gruppen. Insofern erscheint der aus dem Verkehrsfragebogen errechnete Lärmscore als geeignetes Maß zur Abschätzung der Verkehrsbelastung. Eine analoge Zuordnung der Messwerte für PM_{2,5} oder der mittleren Partikelanzahlkonzentration in der Außenluft zur Lärmbelastung erbrachte dagegen keine signifikanten Gruppenunterschiede (Anhang Tab. A 16 und Abb. A 202 – A 204).

Abb. 4.66 Zusammenhang zwischen Lärmbelastung (dB(A)) und schwarzem Grobstaub in der Außenluft (GSschw3-96) an den Wohnungen der Kinder



4.2.7 Aktivitäten der Kinder (Aufenthaltszeiten)

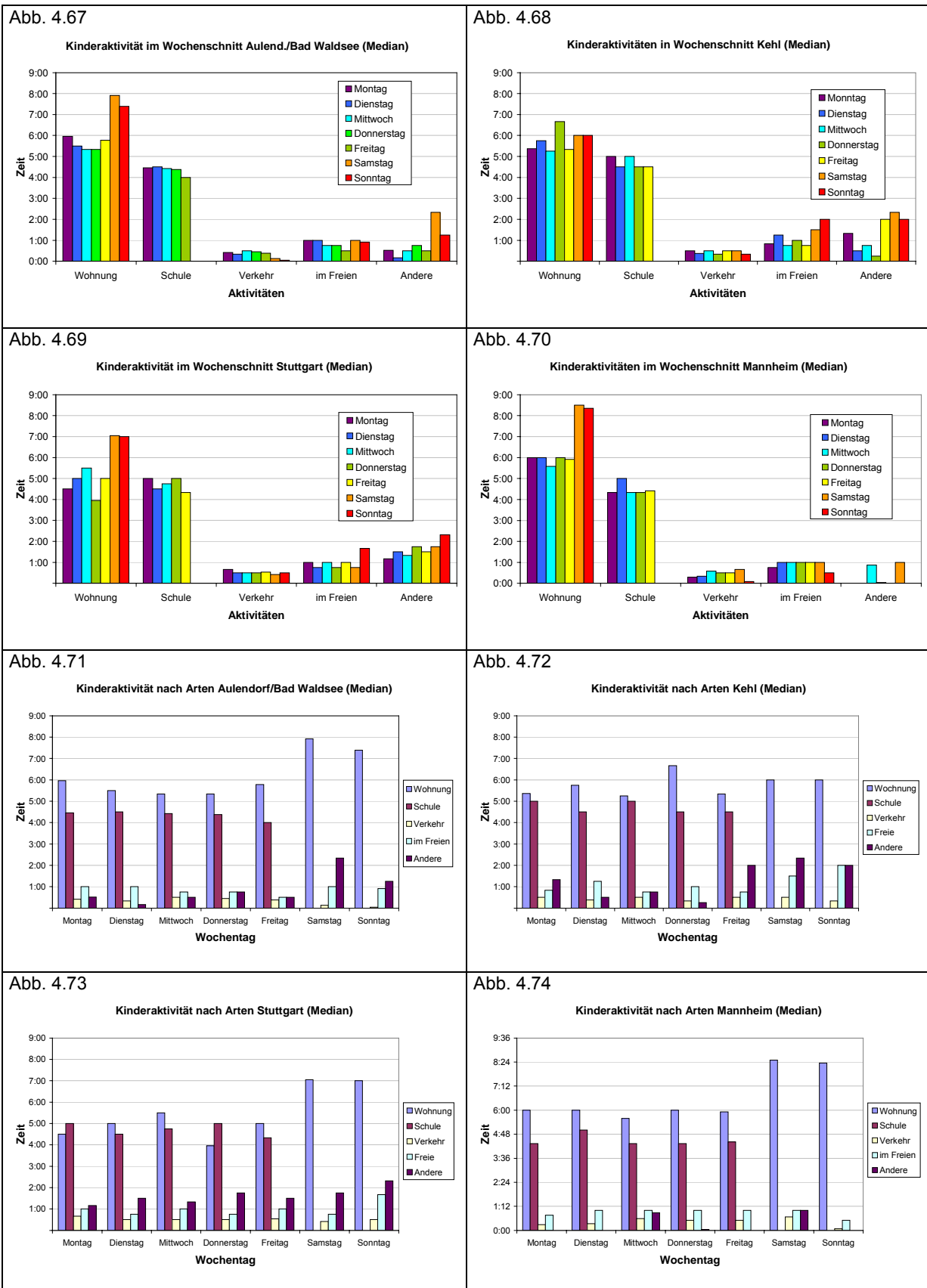
An Hand eines Protokolls (Anhang 8.7) notierten die Kinder während der Untersuchungen ihre Aktivitäten und die Zeitdauer, die sie an verschiedenen Aufenthaltsorten verbrachten. Die Auswertung der Protokolle ist in den Abbildungen 4.67 bis 4.74 für die vier verschiedenen Standorte dargestellt (Zahlenwerte siehe Anhang Tab. A 18).

Die Kinder waren während der Werktage zwischen 13 und 14 Stunden aktiv, am Freitag waren die Gesamtaktivitäten etwas länger, dafür am Sonntag mit Ausnahme von Kehl etwas kürzer. Die Schlafdauer betrug demnach zwischen 10 und 11 Stunden. Während der aktiven Phase hielten sich die Kinder in Stuttgart in den Wohnungen am kürzesten auf (Median werktags 5:30 h), in Mannheim dagegen am längsten (Median werktags 6:40 h). An den Wochenenden verbrachten die Kinder aus Mannheim, Stuttgart und Aulendorf/Bad Waldsee deutlich mehr Zeit zu Hause als die Kinder aus Kehl. Der Schulbesuch dauerte an allen Orten werktags zwischen 4 und 5 Stunden; im Verkehr waren die Kinder täglich etwa eine halbe Stunde unterwegs. Der durchschnittliche Aufenthalt im Freien lag bei etwas weniger als einer Stunde; am Wochenende verbrachten die Kinder aus Kehl etwas mehr Zeit im Freien, die Kinder aus Mannheim etwas weniger. Für andere Aktivitäten wurde von den Stuttgarter und Kehler Kindern mehr Zeit angegeben als von den Kindern aus Ravensburg und Mannheim.

Unter Einbeziehung des Schlafes verbrachten die Kinder im Mittel zwischen 16 und 17 Stunden zu Hause. Hinzu kamen an den Werktagen etwa 4 ½ Schulstunden in den Schulräumen. Im Freien hielten sich die Kinder während des Winters nur etwa 1 Stunde

pro Tag auf. Insofern hatten Luftbelastungen in den Wohnungen den größten Einfluss auf die Kinder.

Abb. 4.67 – 4.74 Aktivitäten der Kinder während der Feinstaubuntersuchungen

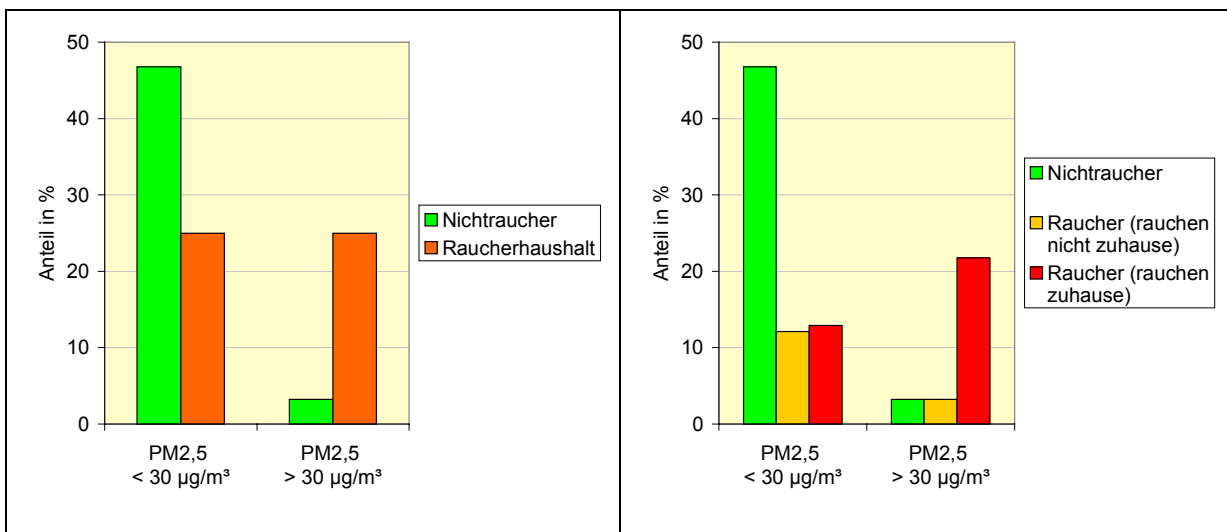


4.2.8 Einfluss von Zigarettenrauch auf die Innenraumluft

Im Elternfragebogen wurde nach der Zahl der rauchenden Personen in den Haushalten gefragt. Als Raucherhaushalte wurden diejenigen Haushalte definiert, in denen Raucher lebten, unabhängig davon, ob in den Wohnungen selbst geraucht wurde. Außerdem wurde nach der Anzahl der Zigaretten gefragt, die in den Wohnungen täglich geraucht wurden (7 Kategorien von 0 bis über 30 Zigaretten pro Tag).

Entsprechend der ermittelten Wochenmittelwerte für den PM_{2,5}-Feinstaubgehalt wurden die Wohnungen als belastet (PM_{2,5} ≥ 30 µg/m³) oder unbelastet (PM_{2,5} < 30 µg/m³) eingestuft. Während von den Nichtraucherhaushalten nur 6,5 % den belasteten Wohnungen zuzuordnen waren, betrug dieser Anteil bei den Raucherhaushalten 50 %. Insgesamt war das Odds Ratio für Raucherhaushalte, in belasteten Wohnungen zu leben, 14,5-fach höher als für Nichtraucherhaushalte (Abb. 4.75a und Anhang Tab. A 19a).

Abb. 4.75 a und b: Anteil der Raucher- und Nichtraucherhaushalte bei Wohnungen mit hoher und niedriger Partikelbelastung



Differenziert man nach Rauchern, die nicht (bzw. wohl nur selten) in der Wohnung rauchten und solchen, die angaben, in den Wohnungen zu rauchen, zeigte sich ebenfalls ein klarer und statistisch signifikanter Zusammenhang (Mantel-Haenszel-Test: $p < 0,0001$) zwischen der Feinstaubkonzentration und dem Ausmaß der Rauchgewohnheiten (Abb. 4.75 b und Tab. A 19b). Im Bezug auf den Rußanteil (optische Rußbestimmung) in PM_{2,5} war dagegen ein solcher Zusammenhang nicht zu erkennen (Tab. A 20).

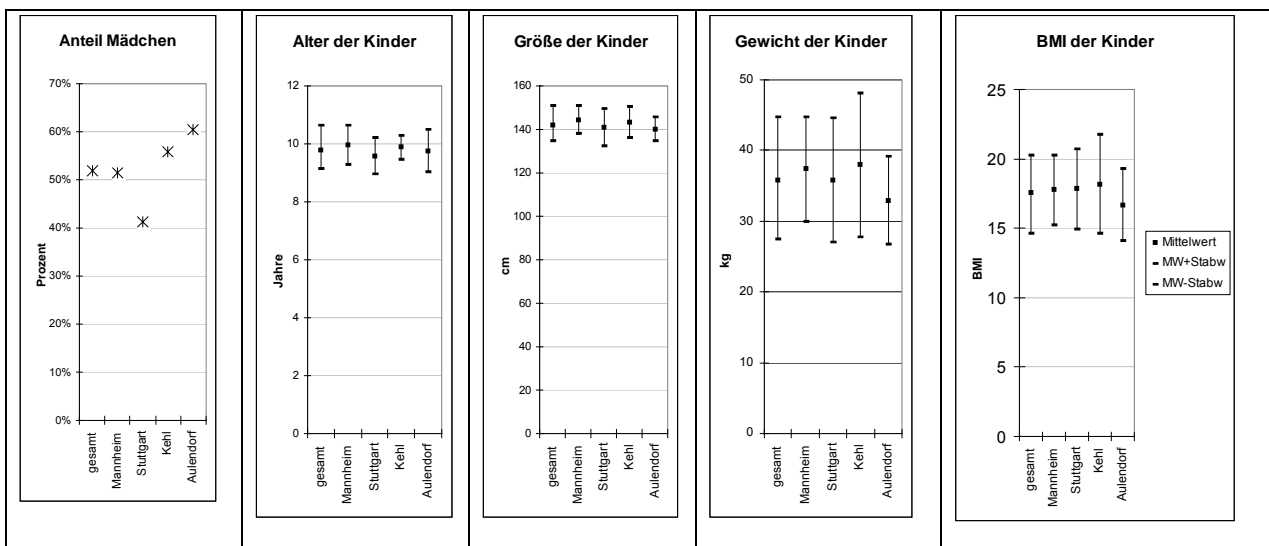
4.3 Ergebnisse der gesundheitlichen Untersuchungen der Kinder

Die umweltmedizinischen Untersuchungen und die Blutabnahme zur Bestimmung von Serumparametern erfolgte im Zeitraum zwischen Januar und Anfang Mai 2002; eine Wiederholung der Messung der NO-Abatmung wurde in den Monaten Juni und Juli 2002 durchgeführt. Eine direkte zeitliche Kopplung mit den Staubmessungen in den Wohnungen bzw. den Schulen bestand dabei nicht.

4.3.1 Anthropometrische Beschreibung des Untersuchungskollektivs

Als anthropometrische Grunddaten wurden bei den Kindern Alter, Größe und Gewicht erhoben. Abb. 4.6 und Tab. A 21 (Anhang) geben einen Überblick über diese Daten. Das Geschlechterverhältnis war insgesamt ausgewogen; in Stuttgart waren Mädchen mit 41 % etwas unterrepräsentiert, dagegen in Kehl (56%) und Aulendorf/Bad-Waldsee (61 %) etwas überproportional vertreten. Die Kinder waren im Durchschnitt in allen Untersuchungsgebieten knapp 10 Jahre alt. Ihre Körpergröße variierte nur geringfügig und betrug durchschnittlich 142 cm. Dagegen waren beim Gewicht der Kinder stärkere individuelle Unterschiede zu verzeichnen (Standardabweichung 23 %). Die Kinder aus Aulendorf/Bad Waldsee hatten im Durchschnitt ein etwas geringeres Gewicht als die anderen Kinder (signifikanter Unterschied gegenüber Kehl und Mannheim). Der aus Körpergewicht und Körpergröße errechnete Body-Mass-Index betrug im Durchschnitt 17,6 kg/m².

Abb. 4.76: Anthropometrische Daten

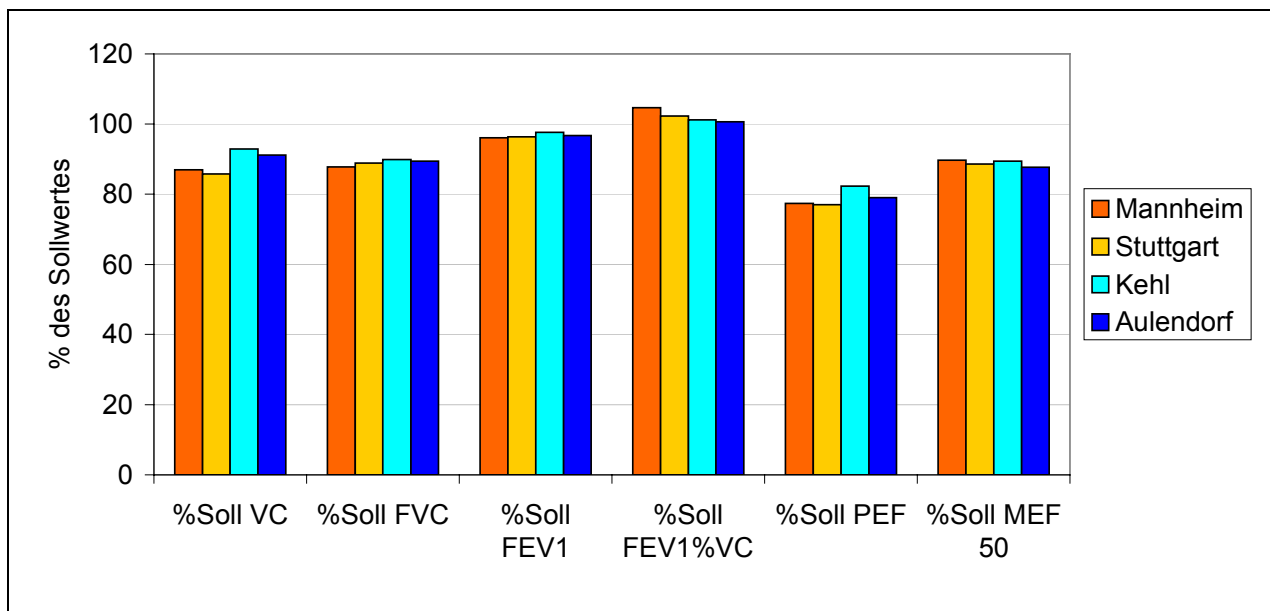


4.3.2 Lungenfunktionsuntersuchungen

Die Ergebnisse der Lungenfunktionsuntersuchungen sind in Abb. 4.77 und Tab. A 22 (Anhang) aufgeführt. Insgesamt waren zwischen den Untersuchungsorten nur geringfü-

gige Unterschiede in der Lungenfunktion der Kinder zu erkennen. Die Vitalkapazität (und die forcierte expiratorische Vitalkapazität) wurde im Mittel zu 2,21 Liter bestimmt und betrug damit knapp 90 % des Sollwertes. Als Kenngrößen der Atemdynamik wurden die expiratorische Sekundenkapazität (FEV1), der maximale expiratorische Fluss (PEF) und die maximale expiratorische Atemstromstärke bei 50 % der forcierten Vitalkapazität (MEF 50) gemessen. Die ermittelten Werte lagen im Mittel unterhalb der Sollwerte (FEV1: 97 %, PEF: 79 %, MEF 50: 89 % des Sollwertes); die auf die Vitalkapazität bezogene expiratorische Sekundenkapazität (FEV1%VC) erreichte jedoch über 100 % des Sollwertes. Insgesamt wurden bei 12 der untersuchten Kinder auffällige Lungenfunktionsbefunde festgestellt (leichte bis mittlere expiratorische Flusslimitierung, leichtgradig restriktive Kurvenformen).

Abb. 4.77: Ergebnisse der Lungenfunktionsuntersuchungen (in % des Sollwertes)



Wegen der starken Abhängigkeit des maximalen expiratorischen Flusses (PEF) von der Mitarbeit der Kinder und der im Vergleich zum Sollwert deutlich niedrigeren Messwerte wurde dieser Parameter in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Anstelle der absoluten Größe der expiratorischen Sekundenkapazität wurde die auf die Vitalkapazität bezogene expiratorische Sekundenkapazität (FEV1%VC) in die weitere Betrachtung einbezogen.

Neben der Auswertung nach dem Wohnort wurde eine Auswertung nach der Verkehrsbelastung an den Wohnungen (Lärmbelastung > bzw. < 55 dB) und nach der Innenraumbelastung in den Wohnungen (PM_{2,5} > bzw. < 30 µg/m³) vorgenommen (Tab. A 23 u. A 24 und Abb. A 205 – 206). Dabei ergaben sich nur geringfügige und nicht signifikante Unterschiede in der Lungenfunktion zwischen den verschiedenen Gruppen.

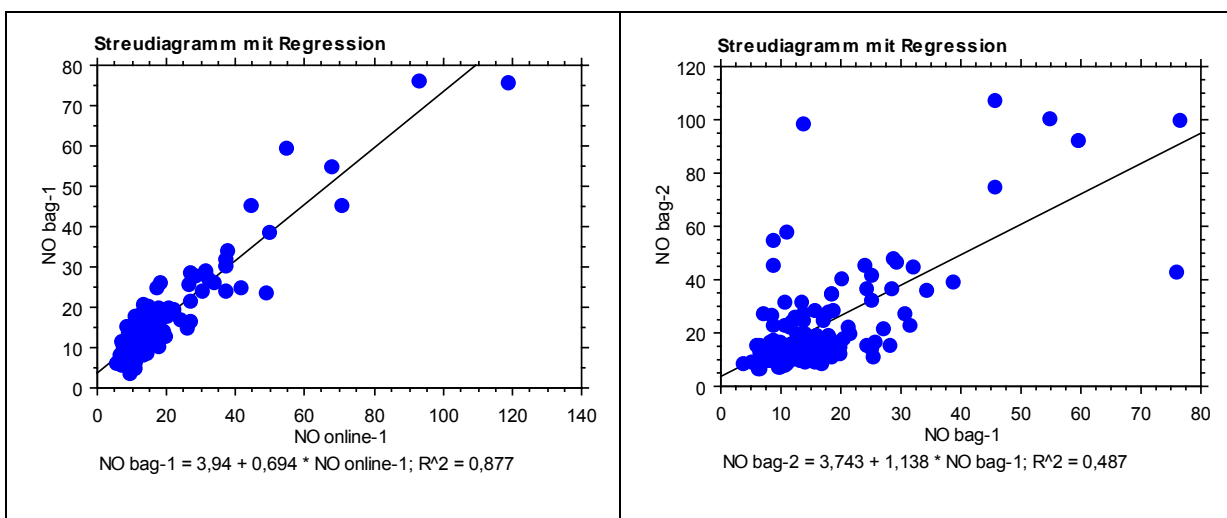
4.3.3 Exhalation von NO in der Ausatemluft

Die Konzentration von Stickstoffmonoxid in der Ausatemluft der Kinder wurde sowohl direkt (online) als auch nach Sammlung der ausgeatmeten Luft in Gasbeuteln (offline) und Analyse am darauffolgenden Tag bestimmt. Die erste Messung erfolgte im Zeitraum zwischen Mitte Januar und Anfang Mai 2002. Eine zweite Messserie, bei der Atemluft nur in Gasbeuteln gesammelt und am folgenden Tag in Stuttgart analysiert wurde, wurde im Juni und Juli 2002 durchgeführt.

Wie aus Abb. 4.78 hervorgeht, bestand eine hohe Korrelation zwischen den NO-Konzentrationen bei der online-Messungen und den Messwerten der am gleichen Tag gesammelten Atemgasproben ($R^2 = 0,88$), wobei die online-Messungen etwas höhere Messwerte erbrachten als die in den Beuteln ermittelten Werte. Innerhalb der ersten 48 Stunden konnte dabei kein Einfluss der Zeit auf die NO-Konzentration in den Mylar-Beuteln festgestellt werden; so erbrachten Messungen, die einen Tag bzw. zwei Tage nach der Probenahme durchgeführt wurden, nahezu identische Werte. Eine Wiederholung der NO-Messung im Juni und Juli 2002 führte im Vergleich zu der im Januar bis Anfang April durchgeführten Messung insgesamt zu höheren NO-Konzentrationen (Abb. 4.79); dabei bestand zwischen den Messwerten der ersten und zweiten Untersuchung eine mäßig starke Korrelation ($R^2 = 0,49$).

Abb. 4.78 (links): Vergleich der NO-Konzentration in der Ausatemluft (in ppb) bei online-Messung und Sammlung der Luft in Mylar-Beuteln und Messung innerhalb von 24 Stunden (NO bag-1)

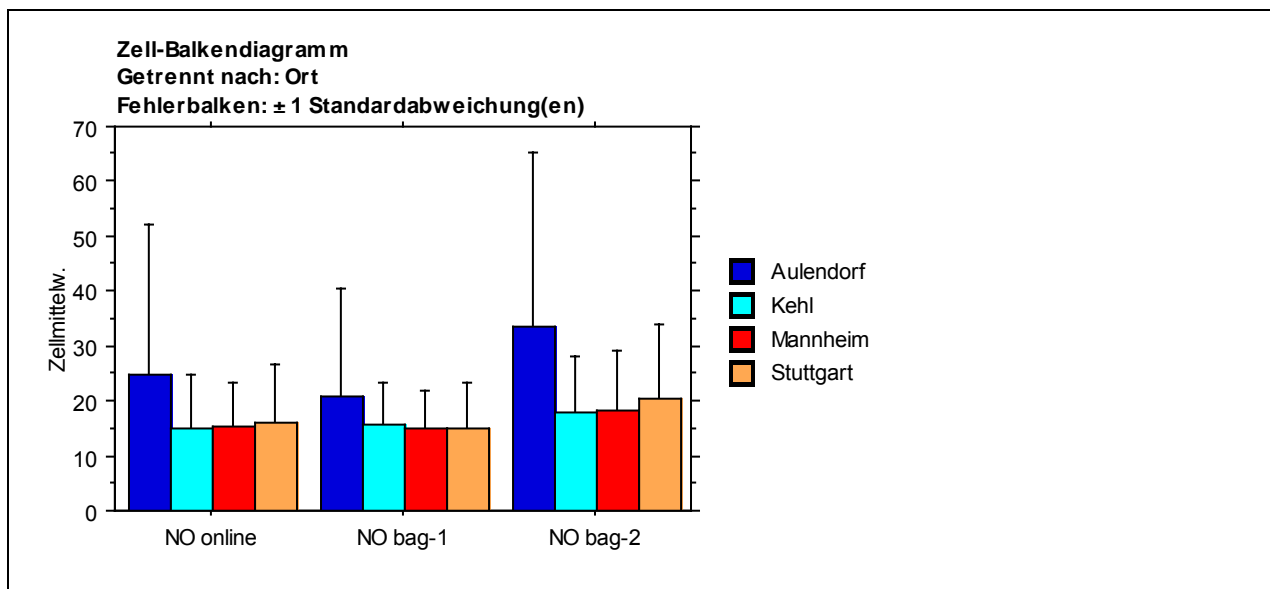
Abb. 4.79 (rechts): Vergleich der NO-Konzentration in der Ausatemluft (in ppb) bei Messung im Winter (NO bag-1) und Sommer 2002 (NO bag-2)



Werte über 40 ppb NO bei der Messung im Atembeutel wurden als auffällig definiert; dies war bei der 1. Messung bei 6 von 157 Kindern (3,8 %), bei der 2. Messung bei 15 von 141 Kindern (10,6 %) der Fall. Alle Kinder, die in der 1. Messung Werte über 40

ppb NO aufwiesen, waren auch in der 2. Messung auffällig. In allen Untersuchungsreihen wurden die höchsten NO-Konzentrationen bei den Kindern aus Aulendorf/Bad Waldsee gefunden (Abb. 4.80 und Anhang Tab. A 25) . Dabei waren dort die Unterschiede bei der zweiten Messung gegenüber allen 3 anderen Standorten signifikant erhöht (Anhang Tab. A 26 – A 28). Ein Gruppenunterschied bei der NO-Abatmung zwischen Kindern aus stark und weniger stark verkehrsbelasteten Wohnungen (Zuordnung über Lärmbelastung) war nicht zu erkennen (Abb. A 207). Bei den Kindern aus Wohnungen mit einer mittleren PM_{2,5}-Konzentration über 30 µg/m³ wurde durchschnittlich eine etwas höhere NO-Abatmung gemessen als bei Kindern aus den geringer belasteten Wohnungen (Abb. A 208); eine Korrelation zwischen der Höhe der PM_{2,5}-Messwerte und der Stärke der NO-Abatmung bestand jedoch nicht (Abb. A 209).

Abb. 4.80: NO-Abatmung (in ppb): Mittelwerte an unterschiedlichen Orten bei online-Messung im Winter (NO online), Messung über Atembeutel im Winter (NO bag-1) und im Sommer 2002 (NO bag-2)

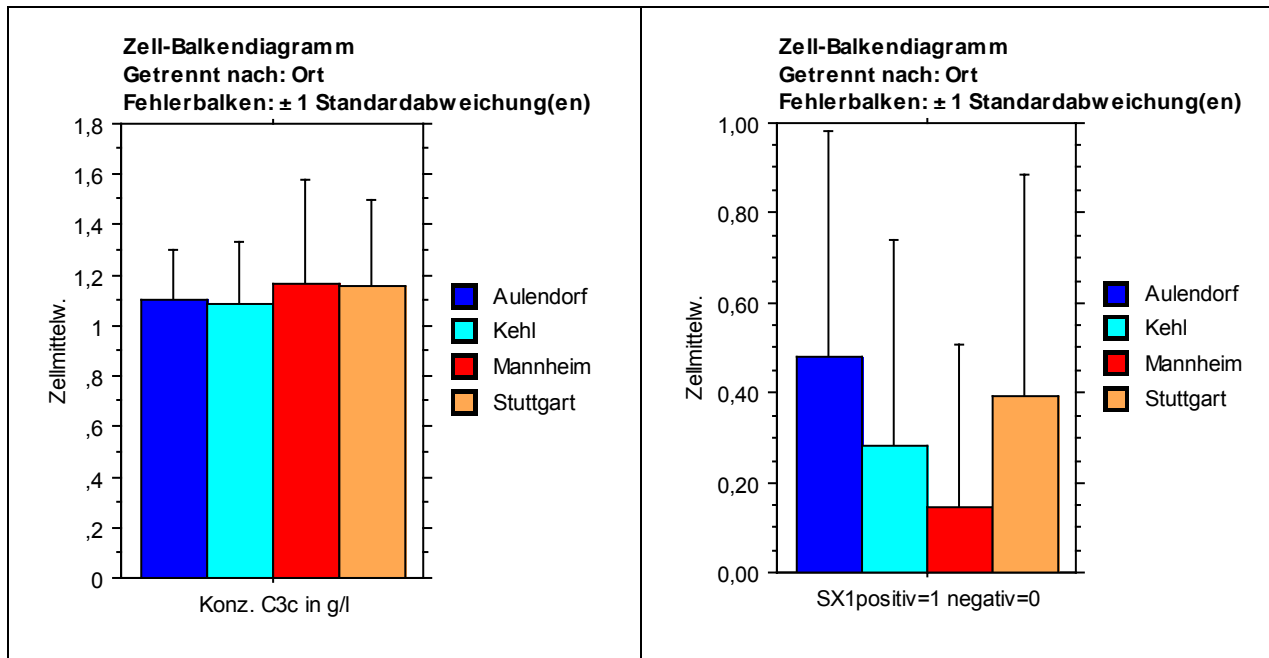


4.3.4 Komplement C3c im Serum

Als Maß für entzündliche Prozesse, die im Organismus unter Beteiligung des unspezifischen (angeborenen) Immunsystems ablaufen, wurde die Konzentration des Komplementspaltprodukts C3c im Serum bestimmt (Abb. 4.81 und Tab. A 29). Als Referenzbereich werden Konzentrationen zwischen 0,8 und 1,5 g C3c/l angegeben (Thomas 1992). Über diesem Bereich lagen 13 Messwerte (8,2 %), darunter 16 Messwerte (10,1 %). Die Komplementkonzentrationen waren bei den Kindern aus Stuttgart und Mannheim geringfügig höher als bei den Kindern aus den ländlichen Gebieten. Kinder aus feinstaubbelasteten Wohnungen zeigten insgesamt eine etwas höhere C3c-Konzentration im Serum (Anhang Abb. A 211).

Abb. 4.81 (links): Komplement C3c im Serum in g/l (MW \pm StAbw., getrennt nach Untersuchungsorten)

Abb. 4.82 (rechts): Anteil der Kinder mit positivem SX1 im Serum (MW \pm StAbw., getrennt nach Untersuchungsorten; 1,00 = 100 %)



4.3.5 Allergiescreening

Zur Erfassung von allergischen Reaktionen auf Inhalationsallergene wurde der SX1-Test im Serum durchgeführt (Abb. 4.82 und Tab. A 30). Bei 34 % der Kinder war dieser Test positiv. Die höchste Sensibilisierungsrate lag in Aulendorf/Bad-Waldsee vor (48 %), gefolgt von Stuttgart (39 %), Kehl (28 %); in Mannheim hatte die Sensibilisierungsrate mit 15 % das niedrigste Niveau. Eine Interpretation dieser Unterschiede ist angesichts der geringen Fallzahlen nicht möglich. Ein Einfluss der Verkehrsbelastung und der Feinstaubbelastung in den Wohnungen auf die Sensibilisierungsrate war nicht erkennbar (Abb. A 210 – A 211 im Anhang).

4.3.6 Prävalenz Atemwegserkrankungen und Allergien (Fragebogenauswertung)

Die Häufigkeit von Atemwegserkrankungen und Allergien, die über einen Elternfragebogen ermittelt wurden, sind in Tab. A 31 aufgeführt. Mehr als 2 Erkältungen im letzten Jahr hatten 77 von 128 Kindern; starke Erkältungen oder Bronchitis traten bei mehr als der Hälfte der Kinder auf. Schwerere Infektionskrankheiten wie Pseudokrupp, Lungenentzündungen und Keuchhusten hatten zwischen 13 und 16 Kinder.

Allergien waren bei 29 von 122 Kindern vom Arzt festgestellt worden. Ein endogenes Ekzem trat bei 26 von 122 Kindern auf, Heuschnupfen wurde bei 11 von 122 Kindern als ärztliche Diagnose angegeben und Asthma bei 6 von 122 Kinder. Herzerkrankungen wurden bei 4 Kindern genannt.

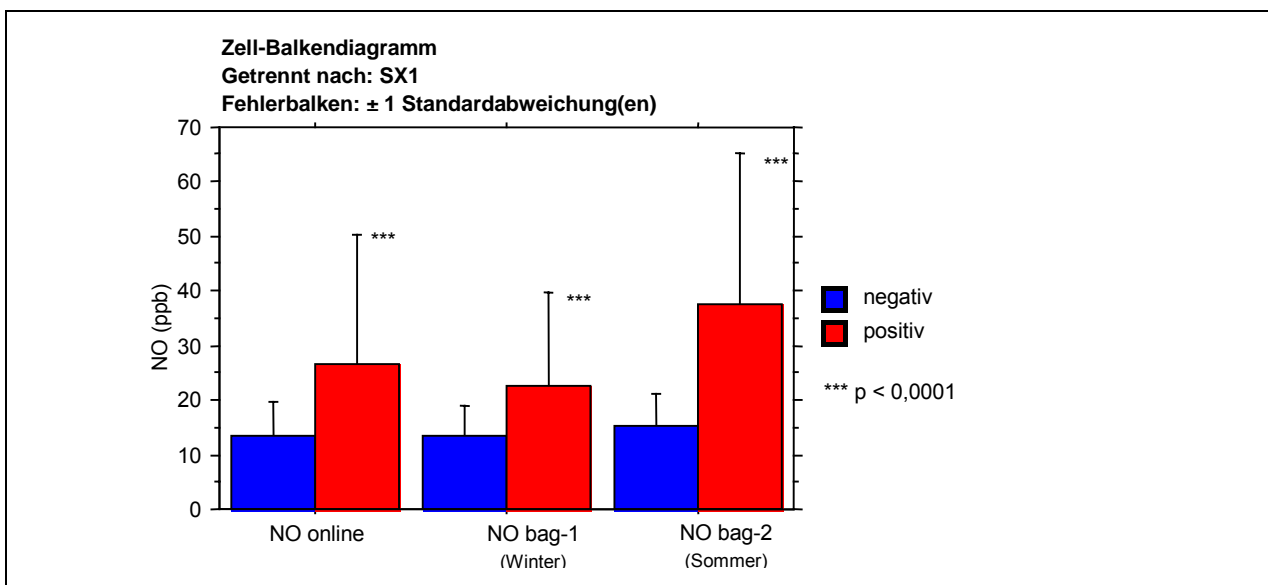
Ein Vergleich der Erkrankungshäufigkeit der Kinder in Wohnungen, in denen erhöhte Feinstaubbelastungen ($PM_{2,5} > 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemessen wurden, mit den Kindern aus den geringer belasteten Wohnungen ergab keine signifikanten Unterschiede (Tab. A 32)

4.3.7 Zusammenhänge zwischen Reaktionen mit allergischen Komponenten

Die NO-Konzentration in der Ausatmluft gilt als Maß für Entzündungsreaktionen in der Lunge und sollte insbesondere bei Kindern mit bestimmten chronischen Atemwegserkrankungen wie Asthma erhöht sein (American_Thoracic_Society 1999; Barreto, Villa et al. 2001; Silvestri, Sabatini et al. 2001; Leuppi, Downs et al. 2002). Aus diesem Grund wurde die Erkrankungshäufigkeit von Kindern mit NO-Konzentrationen unter bzw. über 50 ppb miteinander verglichen (Tab. A 33). Dabei war bei Kindern mit erhöhter NO-Abatmung signifikant häufiger Asthma aufgetreten als bei den Kindern mit geringerer NO-Abatmung.

In ähnlicher Weise war auch bei Kindern, die eine Sensibilisierung gegen Inhalationsallergene im SX1-Test aufwiesen, die NO-Konzentration in der ausgeatmeten Luft signifikant höher als bei nicht sensibilisierten Kindern (Abb. 4.83 und Tab. A 34). Dies galt unabhängig davon, ob die NO-Messungen im Winter oder im Sommer durchgeführt wurden.

Abb. 4.83: Abhängigkeit der NO-Abatmung von der SX1-Reaktion gegen Inhalationsallergene



5 Diskussion

5.1 Partikelexposition in der Außenluft

5.1.1 Vergleich zwischen PM_{2,5}, PM₁₀, TSP und gasförmigen Immissionen

Zusammenhänge zwischen der Partikelbelastung und gesundheitlichen Effekten sind gegenüber PM_{2,5} meist deutlicher nachgewiesen worden als gegenüber PM₁₀ (Dockery, Pope et al. 1993; Pope, Burnett et al. 2002; Kappos, Bruckmann et al. 2003). Dies kann mit der besseren Lungengängigkeit der kleineren Partikelfraktion erklärt werden. Aus diesem Grund ist in der „Richtlinie 1999/30/EG der Europäischen Union über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft“ der Prüfauftrag enthalten, zusätzlich zu den PM₁₀-Messungen PM_{2,5}-Messungen durchzuführen und gegebenenfalls entsprechende Grenzwerte für PM_{2,5} abzuleiten (EU-Richtlinie 1999). Bisher sind PM_{2,5}-Messreihen in Deutschland jedoch nur in beschränktem Maße durchgeführt worden (Kappos, Bruckmann et al. 2003).

Die hier vorgelegten Messungen der UMEG in der Außenluft zeigten an den untersuchten Standorten in Baden-Württemberg deutlich geringere Konzentrationen für PM_{2,5} als für PM₁₀. Dabei waren auch die Standortunterschiede zwischen städtisch und ländlich geprägten Gebieten in Baden-Württemberg für PM_{2,5} weniger deutlich ausgeprägt als für PM₁₀. Da die PM_{2,5}-Konzentrationen zwischen verschiedenen Standorten besser miteinander korrelieren als die PM₁₀-Konzentrationen, kann für PM_{2,5} insgesamt eine gleichmäßigere Verteilung als für PM₁₀ angenommen werden. So war trotz der Entfernung von ca. 200 km zwischen Aulendorf und Mannheim an beiden Standorten der Konzentrationsverlauf über die Zeit recht ähnlich und im Wesentlichen durch die meteorologische Situation beeinflusst. Die gleichmäßige Verteilung der PM_{2,5}-Fraktion lässt sich mit der Lebensdauer der Partikel erklären, die bei einem Durchmesser von ca. 0,1 bis 1 µm ihr Maximum im Bereich von ca. 5 Tagen besitzt (Brüggemann, Franck et al. 2000). Partikel dieser Größe werden primär mit dem Niederschlag ausgewaschen. Größere Partikel sedimentieren rascher, kleinere Partikel neigen stärker zur Akklomeration. Die Masse der Partikel nimmt bei austauscharmen Wetterlagen, insbesondere an Hochdruckwetterlagen im Winter zu, bei Tiefdruckwetterlagen nehmen die Konzentrationen dagegen durch den erhöhten Luftaustausch und die Auswaschung bei Regen ab.

Im Unterschied zur Feinstaubbelastung ist bei den gasförmigen Schadstoffen Kohlenmonoxid (CO) und den Stickoxiden (NO, NO₂), die vor allem aus dem motorisierten Straßenverkehr emittiert werden, eine deutlich stärkere Abhängigkeit vom Emissionsort festzustellen. Offenbar finden hier chemische Abbau- bzw. Umwandlungsprozesse statt, die im Vergleich zu PM_{2,5} zu einer schnelleren Abnahme der ursprünglichen Konzentra-

tion und damit zu einer weniger gleichförmigen Verteilung führen. Dies zeigt sich auch in den größeren Unterschieden im zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Vergleich von Aulendorf und Mannheim (Abb. 4.61 und Abb. 4.62). Insofern sind diese gasförmigen Stoffe keine geeigneten Komponenten zur Abschätzung der Feinstaubkonzentration.

Die vergleichsweise hohe räumliche Homogenität der Feinstäube wurde auch in verschiedenen anderen Untersuchungen nachgewiesen. So zeigten Untersuchungen in der Umgebung von Basel untereinander eine sehr hohe Korrelation der Messwerte für PM_{10} und PM_4 und nur einen schwachen Zusammenhang mit der Verkehrsdichte an den Messstellen (Oglesby, Kunzli et al. 2000; Roosli, Braun-Fahrlander et al. 2000). Dabei war allerdings die Korrelation bei PM_{10} besser als bei PM_4 . Verschiedene andere Studien in europäischen (Lee, Garland et al. 1994; Hazenkamp-von Arx, Gotschi Fellmann et al. 2003) und amerikanischen Städten (Quackenboss, Krzyzanowski et al. 1991; Suh, Koutrakis et al. 1993; Ozkaynak, Xue et al. 1996; Wallace 1996; Wilson and Suh 1997; Leaderer, Naeher et al. 1999) berichteten über homogene $PM_{2,5}$ -Konzentrationen, während bei den gröberen Staubfraktionen (PM_{10} und gröbere) eine höhere Variabilität zu beobachten war (Suh, Nishioka et al. 1997; Wilson and Suh 1997; Lillquist, Lee et al. 1998; Goswami, Larson et al. 2002). Bei Untersuchungen, die im Jahr 1. Halbjahr 2002 in Sachsen-Anhalt an zwei 80 km voneinander entfernten Städten (Zerbst und Hettstedt) durchgeführt wurden, lag ebenfalls eine sehr gute Übereinstimmung der Wochenmittelwerte für $PM_{2,5}$, aber auch für die Fraktion $PM_{2,5-10}$, vor (Heinrich, Pitz et al. 2003). Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass bei $PM_{2,5}$ der Anteil der sekundären Aerosole (Hintergrundbelastung) höher und der Anteil lokal erzeugten Aerosols geringer ist als bei PM_{10} (Kappos, Bruckmann et al. 2003).

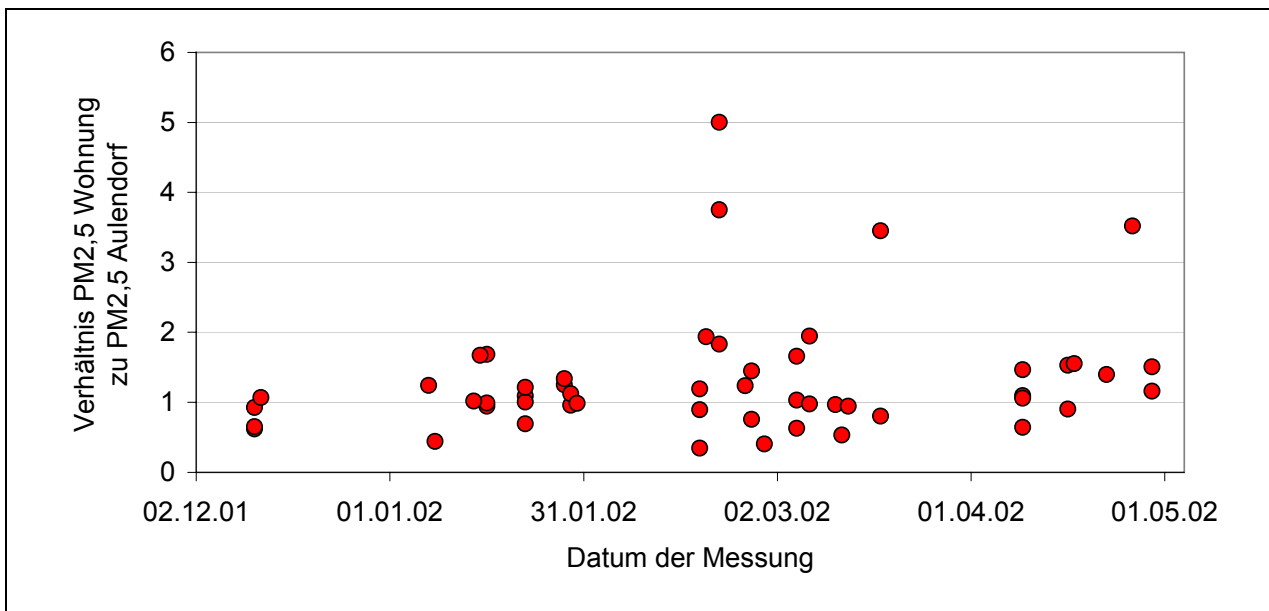
In vorausgegangenen PM_{10} -Messungen der UMEG aus dem Jahr 1999 waren an den Messstationen in Mannheim Jahresmittelwerte zwischen 26 und 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in Bad Waldsee ein Jahresmittelwert von 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt worden (UMEG 2000). Daher waren in unserer Studie von vornherein relativ geringe Standortunterschiede für die $PM_{2,5}$ -Konzentration an den verschiedenen Untersuchungsorten zu erwarten gewesen. Um die Power der Studie im Hinblick auf mögliche gesundheitliche Effekte in Abhängigkeit von der Feinstaubbelastung zu erhöhen, sollte daher in der Studie versucht werden, nicht nur die Konzentration an den stationären Messstellen der UMEG, sondern durch zusätzliche Messungen die individuelle Feinstaubbelastung der Kinder im Bereich der Wohn- und Schulumgebung zu ermitteln.

Auch in anderen Querschnittsstudien wurde die Forderung erhoben, zur Charakterisierung der Feinstaubbelastung wegen der Abhängigkeit der Konzentration von lokalen Quellen eine größere Zahl von Messpunkten an den Untersuchungsorten einzurichten (Cyrus, Heinrich et al. 1998). Teilweise wurde in solchen Studien auch versucht, die individuelle Belastung über eine Modellierung der Feinstaubemissionen zu erfassen

(Hruba, Fabianova et al. 2001), teilweise wurde anstelle der Feinstaubkonzentration die Verkehrsdichte (Wjst, Reitmeir et al. 1993) oder der Abstand zu stark befahrenen Straßen (van Vliet, Knape et al. 1997) als Surrogat für die Feinstaubkonzentration herangezogen.

In unserer Untersuchung sollte eine individuelle Charakterisierung der Umgebungsbelastung über die Messung der $PM_{2,5}$ -Konzentration vor den Wohnungen als Mittelwert über 7 Tage erfolgen. Wie bei Untersuchungen in anderen Regionen (Goswami, Larson et al. 2002) waren auch in Baden-Württemberg die zeitlichen Schwankungen der $PM_{2,5}$ -Messwerte an der gleichen Messstelle wesentlich größer als die Konzentrationschwankungen zwischen verschiedenen Messstellen bei zeitgleichen Messungen (Abb. 4.1). Aus diesem Grund ist ein direkter Vergleich der Konzentrationen an verschiedenen Standorten, die zu unterschiedlichen Zeiten gemessen wurden, nicht sinnvoll. Wegen der zeitlichen Koinzidenz der $PM_{2,5}$ -Konzentrationsverläufe war jedoch beabsichtigt, die individuelle Belastung in der Wohnumgebung durch den Quotient zwischen dem $PM_{2,5}$ -Wochenmittelwert an der Wohnung und dem $PM_{2,5}$ -Wochenmittelwert an der stationären Messstelle in Aulendorf als Referenzstation darzustellen (siehe Abb. 5.1).

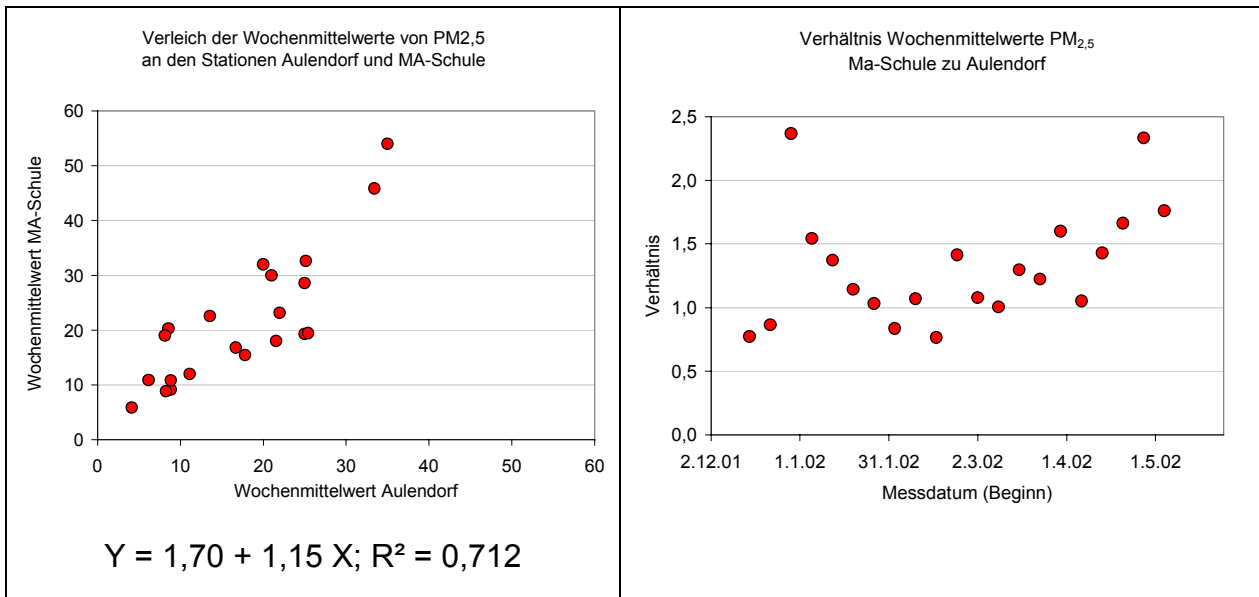
Abb. 5.1 Verhältnis von $PM_{2,5}$ in der Außenluft an den Wohnungen zum zeitgleich gemessenen Wert an der Messstelle in Aulendorf (Wochenmittelwert) in Abhängigkeit vom Datum der Messung



Der Vergleich der $PM_{2,5}$ -Wochenmittelwerte zwischen den beiden stationären Messstationen Mannheim-Schule und Aulendorf über die gesamte Untersuchungsperiode zeigte jedoch, dass trotz der relativ hohen Korrelation der Messwerte beider Stationen (Abb. 5.2) der Quotient aus den Messwerten über einen weiten Bereich streut (Median 1,22; 90. Perzentil 1,99; 10. Perzentil 0,81) (Abb. 5.3).

Abb. 5.2 (links) Korrelation der Wochenmittelwerte von $PM_{2,5}$ an den Messstellen Mannheim-Schule und Aulendorf (Werte in $\mu g/m^3$)

Abb. 5.3 (rechts) Verhältnis von $PM_{2,5}$ zwischen MA-Schule und Aulendorf



Ein einzelner Wochenmittelwert (bzw. der Quotient dieser Konzentration im Verhältnis zur Referenzstation) ist daher zur Charakterisierung der Partikelbelastung der Wohnumgebung angesichts der geringen absoluten Konzentrationsunterschiede nicht ausreichend. Für längere Messperioden an den Wohnungen bzw. Schulen wären jedoch zusätzliche Probenahmegeräte erforderlich geworden, die den finanziellen Rahmen des Projekts gesprengt hätten. Eine Alternative zu solchen Messungen könnten kleinräumige Modellierung der $PM_{2,5}$ -Konzentration bieten, die in einigen Studien zur Charakterisierung der individuellen Belastung eingesetzt wurden (Clench-Aas, Bartonova et al. 1999; Clench-Aas, Bartonova et al. 1999; Gehring, Cyrus et al. 2002).

5.1.2 Inhaltsstoffe der Feinstäube in der Außenluft

Die durchschnittlichen Gehalte der organischen und anorganischen Inhaltsstoffe in PM_{10} und TSP bewegten sich im Rahmen der in Baden-Württemberg zu erwartenden Konzentrationen und lagen deutlich unterhalb wirkungsbezogener Grenzwerte (UMEG 2003). Spitzenbelastungen, wie sie am 1. Januar 2002 als Folge des Silvesterfeuerwerks (Pb, Ni) oder Ende März 2002 (As) auftraten, sind wegen der kurzen Dauer kaum von gesundheitlicher Relevanz. Erhöhte Bleibelastungen in der Silvesternacht sind auch bei anderen Untersuchungen beschrieben worden (Schneider and Lorbeer 2002). Hier stellt sich die Frage, ob aus allgemeinen Umweltschutzgründen problematische Bleiver-

bindungen in Feuerwerkskörpern nicht durch weniger kritische Stoffe ersetzt werden können.

Höhere Gehalte an Ruß, elementarem Kohlenstoff und PAHs in PM₁₀, wie sie in unseren Untersuchungen im städtischen Bereich gefunden wurden, sind an verkehrsnahen Standorten zu erwarten (Kappos, Bruckmann et al. 2003). Ähnliches gilt auch für Blei und Nickel, die auch in anderen Untersuchungen eine deutlich höhere Belastung in Ballungsgebieten aufwiesen, während für Cadmium die Stadt-Land-Unterschiede gering ausfielen (Schneider and Lorbeer 2002). Für die Inhaltsstoffe in PM_{2,5} scheinen hinsichtlich der Stadt-Land-Unterschiede ähnliche Verhältnisse vorzuliegen wie für PM₁₀; insgesamt ist dabei eine leichte Anreicherung der Schwermetalle in der feineren Staubfraktion zu erkennen (Schneider and Lorbeer 2002).

Der höhere Gehalt an Metallen im Feinstaub aus der städtischen Umgebung kann auch als Erklärung für die höhere Freisetzung von Hydroxylradikalen bei der Inkubation mit H₂O₂ herangezogen werden. Verschiedene Metallverbindungen wie z. B. Fe²⁺, Cu²⁺, V²⁺, V⁵⁺ gehen mit H₂O₂ eine Fenton-Reaktion unter Bildung von Hydroxylradikalen ein. Bei amerikanischen Untersuchungen von Feinstäuben mit unterschiedlichen Metallgehalten verlief das oxidative und zytotoxische Potential parallel zum Metallgehalt der Stäube (Frampton, Ghio et al. 1999). Ähnliche Unterschiede bei der Bildung von Hydroxylradikalen zwischen ländlichen und städtischen Gebieten wurden auch in Nordrhein-Westfalen (Borken im Vergleich zu Duisburg) gefunden (Shi, Schins et al. 2003).

Für die inflammatorische Wirkung von Stäuben kann sowohl die Partikelgröße als auch die Zusammensetzung der Stäube von Bedeutung sein. Insbesondere Endotoxine haben als Bestandteile von Stäuben eine starke entzündliche Wirkung, wobei aus verschiedenen Untersuchungen hervorgeht, dass der Endotoxingehalt in den gröberen Staubfraktionen deutlich höher ist als im Feinstaub und während der Sommermonate zunimmt (Carty, Gehring et al. 2003; Heinrich, Pitz et al. 2003). Parallel zum Endotoxingehalt stieg bei der Inkubation mit Monozyten/Vollblut oder Alveolarmakrophagen auch die Freisetzung von Cytokinen an (Monn and Becker 1999; Soukup and Becker 2001). Stäube aus ländlichen Regionen führten zu einer geringeren Bildung von OH-Radikalen, wiesen aber größere Gehalte an Endotoxinen auf und verursachten eine stärkere Interleukin-8-Freisetzung als Stäube aus städtisch-industriellen Regionen (Schins, Lightbody et al. 2004). Für die erhöhte NO-Freisetzung bei der Inkubation von PM_{2,5} aus Aulendorf mit Alveolarmakrophagen könnte daher ein höherer Endotoxingehalt in diesen Stäuben mitverantwortlich sein. Allerdings wäre dabei auch eine höhere IL-8-Freisetzung in diesen Stäuben zu erwarten. Insofern ist eine eindeutige Zuordnung der verschiedenen Effekte zu einzelnen Staubinhaltsstoffen aus unseren Untersuchungen nicht möglich. Die Untersuchungen belegen jedoch, dass trotz ähnlicher gravimetrisch bestimmter Gehalte an PM_{2,5} die biologische Wirkung der Stäube aus städtischer

und ländlicher Umgebung unterschiedlich ausfallen kann, wobei nicht bei allen Parametern die größeren Wirkungen in der städtischen Umgebung auftraten.

5.2 Partikelbelastung in der Innenraumluft und Vergleich mit der Außenluftbelastung

Die Gesamtexposition der Kinder gegenüber Staubpartikeln setzt sich in Abhängigkeit von der jeweiligen Aufenthaltsdauer aus den Belastungen in der Wohnung, der Belastung während des Schulbesuchs und der Belastung der Außenluft zusammen. Im Hinblick auf $PM_{2,5}$ lagen die niedrigsten durchschnittlichen Konzentrationen in den Schulräumen vor; die Werte in der Außenluft waren i.d.R. etwas höher. Die Hauptbelastung durch Feinstäube erfolgte nach unseren Messungen im Kinder- bzw. Wohnzimmer zuhause, wobei hier eine hohe Variationsbreite der Belastung ermittelt wurde. Ein Zusammenhang zwischen der Konzentration von $PM_{2,5}$ in den Innenräumen und der Außenluft war bei unseren Untersuchungen nicht zu erkennen.

Untersuchungen zum Vergleich der Partikelbelastung ($PM_{2,5}$ oder PM_{10}) zwischen der Außen- und Innenraumluft liegen in großer Zahl vor. Häufig wurde zusätzlich zu stationären Messungen personenbezogene Messungen mit transportablen Probenahmegegeräten (personal sampling) durchgeführt. Dabei wurden in vielen Untersuchungen in Innenräumen und in der Außenluft ähnliche Feinstaubkonzentrationen gefunden, die für einen schnellen Austausch der feinen Partikel zwischen außen und innen sprechen (Li 1994; Janssen, Hoek et al. 1997; Janssen, Hoek et al. 1999; Gotschi, Oglesby et al. 2002). Erhöhte Außenluftbelastungen mit PM_{10} und $PM_{2,5}$ lagen dabei in der unmittelbaren Umgebung stark befahrener Straßen vor und spiegelten sich teilweise in der Innenraumluft (Jamriska, Thomas et al. 1999; Levy, Houseman et al. 2000).

Deutlich höhere Partikelkonzentrationen in der Innenraumluft sind jedoch ebenfalls in einer Reihe von Untersuchungen gefunden worden (Brauer, Hrubá et al. 2000; Oglesby, Kunzli et al. 2000). Als Quelle für die erhöhten Innenraumbelastungen mit PM_{10} oder $PM_{2,5}$ wurden dabei insbesondere der Tabakrauch identifiziert (Monn, Fuchs et al. 1997; Mücke, Blum et al. 1999; Wigzell, Kendall et al. 2000; Wallace, Mitchell et al. 2003). Bei einer Studie in verschiedenen Städten Europas war der $PM_{2,5}$ -Gehalt in Raucherwohnungen im Durchschnitt etwa doppelt so hoch wie in Nichtraucherwohnungen (Gotschi, Oglesby et al. 2002); in einer amerikanischen Studie führte das Rauchen zu einer durchschnittlichen Erhöhung von $PM_{2,5}$ um $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wallace, Mitchell et al. 2003). Weitere Feinstaubquellen waren besondere häusliche Aktivitäten wie Kochen, Backen, Staubsaugen, aber auch die Benützung offener Kamine oder Öfen in den Räumen (Leaderer, Naeher et al. 1999; Naeher, Leaderer et al. 2000). Während von Pellizzari et al. der Anteil des Rauchens und Kochens auf 4 – 5 % der Feinstaubbelastung geschätzt wurde (Pellizzari, Thomas et al. 1993), gehen andere Autoren von wesentlich höheren

Anteilen dieser Aktivitäten aus (Ozkaynak, Xue et al. 1996). Wallace et al. schätzten den Beitrag des Kochens auf etwa 3 – 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für $\text{PM}_{2,5}$ (Wallace, Mitchell et al. 2003). In Innenräumen, in denen entsprechende Aktivitäten fehlen, können die Innenraumkonzentrationen der Feinstäube unter die Außenluftkonzentrationen fallen, wie unsere Messungen in den Klassenzimmern zeigten.

Messungen unter Verwendung von personenbezogenen Messgeräten (personal sampling) führten häufig zu höheren Werten als die stationären Messungen. Als Ursache wurde hier die direkte Staubaufwirbelung bzw. die Feinstaubfreisetzung durch die Untersuchungspersonen selbst („personal cloud“) angesehen (Wallace 1996) (Janssen, Hoek et al. 1998; Janssen, Hoek et al. 1999; Ebelt, Petkau et al. 2000; Williams, Suggs et al. 2000). Daneben tragen auch Aktivitäten wie Auto- oder Busfahren, der Besuch von Läden und Gaststätten zur Belastung bei (Rea, Zufall et al. 2001).

Bei Staubpartikeln mit Durchmessern zwischen 3 und 12 μm überwiegen offensichtlich die Belastungen aus den Innenräumen gegenüber den Einträgen aus der Außenluft sowohl in den Wohnungen wie in den Schulen. Wichtige Inhaltsstoffe sind hier die Epithelien; andere Untersuchungen zeigen, dass im Bereich der Partikeldurchmesser zwischen 2,5 und 10 μm Reinigungsmaßnahmen wie Staubsaugen oder Staubwischen oder das Umhergehen in der Wohnung zu erhöhten Partikelbelastungen führt (Long, Suh et al. 2000). Pollen können in der Außenluft saisonal einen Beitrag zur Partikelbelastung leisten; im Allgemeinen tragen sie aber wenig zur Gesamtbelastung bei. Je größer die Partikel sind, um so wirksamer sind die Gebäudewände als Barriere für den Ausgleich der Konzentrationen. Grobe Partikel $> 24 \mu\text{m}$ sind überwiegend in der Außenluft vorhanden. Als spezifische Quelle für schwarze Partikel im Bereich von 6 bis 24 μm kann der Straßenverkehr (Straßen- und Reifenabrieb) angesehen werden, wobei sich am ehesten Zusammenhänge mit dem Verkehrsaufkommen zeigten.

Die Partikelzahl, die primär die Belastung mit Partikeln unter 0,1 μm anzeigt, wies in unseren Untersuchungen keinen Zusammenhang zwischen Innenraum- und Außenluft auf. Hohe Außenluftkonzentrationen, die primär vom Verkehr beeinflusst waren, konnten in der Innenraumluft nur sehr abgeschwächt wiedergefunden werden. Im Vergleich zu $\text{PM}_{2,5}$ zeigte sich in den vorliegenden Außenluftmessungen ein sehr viel deutlicherer Unterschied zwischen städtischen und ländlichen Gebieten.

Als Quellen für eine hohe Partikelanzahlkonzentration konnten in Innenräumen das Rauchen und häusliche Aktivitäten, die mit thermischen Belastungen verbunden sind (Kochen, Braten, Backen u.ä.), ermittelt werden. Dies entspricht Untersuchungen, die in amerikanischen Wohnungen durchgeführt wurden (Abt, Suh et al. 2000; Long, Suh et al. 2000). Dort wurde in Innenräumen eine wesentlich höhere Variationsbreite der Feinstaubbelastung gefunden als in der Außenluft, wobei aber eine deutliche Korrelation zwischen der Außen- und Innenraumkonzentration bestand. Als wesentliche Quelle

für Feinstaubbelastungen im Bereich zwischen 0,02 und 0,5 μm wurde auch hier das Kochen (auf dem Ofen kochen, sautieren, braten, tosten, grillen) ermittelt, während Stäube mit Durchmessern von 0,7 bis 10 μm hauptsächlich durch mechanische Prozesse (Reinigung, Staubsaugen, Umhergehen der Kinder) und Sautieren verursacht waren. Typisch war auch hier, dass keine kontinuierlichen Belastungen, sondern jeweils kurzzeitige Belastungsspitzen auftraten.

hnlichen Studien in England zeigten ebenfalls kurzzeitige hohe Partikelanzahlkonzentrationen durch Rauchen und Kochen, wobei zwischen Küche und Wohnzimmer eine sehr starke zeitliche Übereinstimmung des Belastungsmusters bestand (Wiggzell, Kendall et al. 2000). Auch in anderen Studien wurde Rauchen und Kochen als wesentliche Quelle für die Partikelanzahlkonzentration bzw. für Partikel mit Durchmessern unter 0,1 μm in den Innenräumen ermittelt (Kamens, Lee et al. 1991; Lyons and Morawska 1996; Dennekamp, Howarth et al. 2001; Morawska and Zhang 2002; Wallace and Howard-Reed 2002).

Eine Korrelation der Rußkonzentration (optische Rußbestimmung) mit der $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration sowohl in der Innenraumluft wie in der Außenluft wurde auch bei Untersuchungen in 4 europäischen Städten nachgewiesen (Gotschi, Oglesby et al. 2002). In dieser Studie bestand zudem ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Konzentration im Innenraum und in der Außenluft, sowohl für Ruß als auch für $\text{PM}_{2,5}$.

Zusammenfassend lässt sich beim gegenwärtigen Kenntnisstand ableiten, dass in Innenräumen das Rauchen den größten Beitrag zur Feinstaubbelastung sowohl hinsichtlich der Partikelzahl als auch der Partikelmasse $< 2,5 \mu\text{m}$ liefert. Die Nahrungszubereitung (Kochen, Backen, Frittieren, Braten etc.) führt ebenfalls zu einer erhöhten Belastung der ultrafeinen Partikel $< 0,1 \mu\text{m}$, die aber hinsichtlich der $\text{PM}_{2,5}$ -Menge keinen so hohen Beitrag liefert. Mechanische Prozesse wie Staubsaugen, Umhergehen etc. führen eher zu einer Aufwirbelung größerer Partikel $< 2,5 \mu\text{m}$, ohne die Gesamtpartikelzahl wesentlich zu beeinflussen. Grundsätzlich können dabei je nach Ursprung und Größe die toxischen Eigenschaften der Partikel unterschiedlich sein. In Innenräumen mit vergleichsweise geringen menschlichen Aktivitäten zeigen sich die stärksten Korrelationen mit der Feinstaubbelastung der Außenluft, wobei die größeren Partikel stärker abgeschirmt werden als die kleineren.

5.3 Gesundheitliche Untersuchungen

Aus den anthropometrischen Daten der untersuchten Kinder lassen sich keine Besonderheiten bei den untersuchten Viertklässlern gegenüber den bisherigen Untersuchungen an den Beobachtungsgesundheitsämtern (LGA 2002) ableiten. Zusammenhänge zwischen der Feinstaubbelastung der Kinder und gesundheitlichen Wirkungen konnten

in der vorliegenden Studie nicht nachgewiesen werden. Auffälligkeiten bestanden jedoch in der Gruppe der Kinder aus Aulendorf/Bad Waldsee hinsichtlich der Häufigkeit gesundheitlicher Effekte, die in Zusammenhang mit allergischen Reaktionen standen.

Aus der Literatur kann eine gesundheitlich nachteilige Wirkung durch die Langzeitbelastung mit Feinstäuben aus der Luft als ausreichend belegt angesehen werden (Heinrich, Grote et al. 2002; Kappos, Bruckmann et al. 2003). In mehreren größeren epidemiologischen Studien wurde sowohl eine erhöhte Sterblichkeit als auch eine erhöhte Morbidität als Folge einer erhöhten Staubkonzentration nachgewiesen. Hinsichtlich der Morbidität wurden dabei Zusammenhänge der Partikelbelastung mit Lungenfunktionsparametern, respiratorischen Beschwerden, dem Lungenwachstum und Einflüssen auf das Immunsystem gefunden.

5.3.1 Zusammenhänge mit Lungenfunktionsparametern

In der Harvard-24-Cities-Studie fanden sich signifikante Assoziationen zwischen der Exposition gegenüber Feinstaub und Lungenfunktionsparametern (Raizenne, Neas et al. 1996). Eine Erhöhung von $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} im Jahresmittelwert war mit einem statistisch signifikanten Abfall der forcierten Vitalkapazität (FVC) um 2,4 % und dem forcierten expiratorischen 1-Sekunden-Volumen (FEV_1) um 2,1 % assoziiert. Für Erwachsene wurde im Rahmen der SAPALDIA-Studie in der Schweiz pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} -Zunahme ein Abfall des FVC um 3,4 % abgeleitet (Ackermann-Liebrich, Leuenberger et al. 1997; Zemp, Elsasser et al. 1999). Ein Zusammenhang zwischen erhöhten PM_{10} - bzw. $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen und der Abnahme von FVC und FEV_1 wurde auch bei einer prospektiven 10-Jahresstudie mit Schulkindern in Südkalifornien ermittelt (Peters, Avol et al. 1999).

In einer neueren Studie mit erwachsenen Asthmatikern war eine negative Assoziation der Partikelzahl (ultrafeine Partikel), nicht aber mit der Partikelmasse, mit dem maximalen expiratorischen Peakflow (PEF), festzustellen (Penttinen, Timonen et al. 2001). Dies könnte darauf hindeuten, dass ultrafeine Partikel hinsichtlich gesundheitlicher Effekte wirksamer sind als Feinstäube mit Durchmessern im Bereich oberhalb von $0,1 \mu\text{m}$. Allerdings war in der Untersuchung keine eindeutige Trennung von der Wirkung gasförmiger verkehrsabhängige Emissionen (CO , NO_x) möglich.

Bei dem in unserer Studie gefundenen Unterschied der Halbjahresmittelwerte von $9 \mu\text{g}$ $\text{PM}_{10}/\text{m}^3$ zwischen Mannheim-Schule ($31 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Aulendorf ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sind auf der Grundlage der Daten aus der Harvard-24-Cities-Studie Unterschiede bei den genannten Lungenfunktionsparametern im Bereich von 1 % zu erwarten. Da die Standardabweichungen der Lungenfunktionsparameter in unserer Untersuchung bei ca. 10 % lagen, war unsere Studie für die Ermittlung möglicher Unterschieden nicht empfindlich genug.

5.3.2 Zusammenhang der Feinstaubbelastung mit Atemwegsbeschwerden

Die Exposition gegenüber PM₁₀ bzw. PM_{2,5} war in verschiedenen Studien mit einer Zunahme der Bronchitis-Prävalenz und anderer Atemwegsbeschwerden verbunden. Bei Untersuchungen in Ostdeutschland war eine Konzentrationsdifferenz von 50 µg TSP/m³ mit einer 2- bis 3-fachen Erhöhung der Prävalenz von Bronchitis, Sinusitis und Erkältungen verbunden (Heinrich, Hoelscher et al. 1999; Heinrich, Hoelscher et al. 2000; Heinrich, Grote et al. 2002). Die Reduktion der TSP-Belastung von 60 auf 30 µg/m³ war mit einem Rückgang der Bronchitisprävalenz um 30 % und häufiger Erkältungen um 20 % assoziiert. Auch bei einer Querschnittsstudie in der Schweiz waren Zusammenhänge zwischen respiratorischen Symptomen von Kindern mit Feinstaubbelastungen und anderen Luftschadstoffen zu erkennen (Braun-Fahrlander, Vuille et al. 1997). Einer Erhöhung von 20 µg/m³ für PM₁₀ entsprach dabei eine Zunahme der Bronchitis-Symptome in den letzten 12 Monaten um ca. das Doppelte.

In einer Studie aus der Slowakei, in der bei 7- bis 11-jährigen Kindern signifikante Zusammenhänge zwischen Atemwegssymptomen bzw. damit in Verbindung stehenden Krankenhauseinweisungen und der Partikelbelastung gefunden wurden, war die Staubexposition unter Einbeziehung von Emissionsdaten für die direkte Wohnumgebung modelliert worden (Hruba, Fabianova et al. 2001). Dabei entsprach eine TSP-Zunahme um 15 µg/m³ einer 1,5-fachen Risikoerhöhung für Bronchitis (jemals vom Arzt diagnostiziert).

Auf der Grundlage der 24-Cities-Studie (Dockery, Cunningham et al. 1996) wird von der WHO ein relatives Risiko von 1,34 für das Auftreten von Bronchitis-Symptomen bei einer Zunahme der PM_{2,5}-Exposition um 10 µg/m³ angegeben (WHO 2000). Für den mittleren Unterschied der PM_{2,5}-Belastung von 5 µg/m³ zwischen Mannheim und Aulendorf wäre daher ein 1,17-fach höheres Risiko für Bronchitis in Mannheim zu erwarten. Um eine solche Risikoerhöhung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit für α von 5 % und einer Power (1 - β) von über 80 % erfassen zu können, wäre die Untersuchung von mindestens 300 Kindern an jedem Untersuchungsort erforderlich gewesen.

5.3.3 Exhalation von NO

Mit der Bestimmung von NO in der Ausatemluft steht eine nichtinvasive Methode zum Nachweis entzündlicher Atemwegsveränderungen zur Verfügung (American_Thoracic_Society 1999; Baraldi and de Jongste 2002). Wegen der einfachen Durchführbarkeit ist die Methode auch in epidemiologischen Studien zur Untersuchung des Einflusses von Luftverunreinigungen auf die Atemwege eingesetzt worden (Steerenberg, Snelder et al. 1999; Franklin, Dingle et al. 2000; Steerenberg, Nierkens et al. 2001; Sofia, Maniscalco et al. 2002).

Im Zusammenhang mit Partikelbelastungen sind Assoziationen zwischen einer kurzfristigen PM₁₀- bzw. der PM_{2,5}-Erhöhung in der Luft und einer Steigerung der ausgeatmeten NO-Menge gefunden worden (Koenig, Jansen et al. 2003; Adamkiewicz, Ebel et al. 2004). Möglicherweise führen Stäube über eine erhöhte Freisetzung von Zytokinen zu einer verstärkten Expression der induzierbaren NO-Synthetase (iNOS) und damit zu einer erhöhten NO-Bildung in der Lunge (Gillissen, Löseke et al. 2000). Bei der Inkubation von PM_{2,5} mit humanen Alveolar-Typ II-Epithelzellen wurde eine erhöhte NO-Freisetzung im Zusammenhang mit einer Aktivierung des Transkriptionsfaktors NFκB festgestellt (Nam, Choi et al. 2004).

In unseren Untersuchungen fanden wir keinen Hinweis auf Zusammenhänge zwischen der Partikelbelastung der Luft und der NO-Abatmung. Dagegen war erwartungsgemäß ein deutlicher Zusammenhang zwischen allergischen Einflüssen und einer erhöhten NO-Freisetzung festzustellen. In der Gruppe von Kindern mit NO-Konzentrationen in der Ausatemluft über 50 ppb waren häufiger Asthmatiker vertreten als in der Gruppe der übrigen Kinder. Kinder, die gegenüber Inhalationsallergenen einen positiven SX1-Test aufwiesen, zeigten eine signifikant höhere NO-Abatmung als Kinder mit negativem SX1-Test. Das abgeatmete NO gilt als empfindlicher Inflammationsmarker insbesondere bei Asthma, aber auch bei chronischer Bronchitis und einer Reihe anderer entzündlicher Lungenerkrankungen (van Amsterdam, Hollander et al. 1999; Delen, Sippel et al. 2000; Henriksen, Lingsas-Holmen et al. 2000; Silvestri, Sabatini et al. 2001). Ein Zusammenhang zwischen der NO-Abatmung und Personen mit positivem Haut-Prick-Test bzw. mit positivem Nachweis spezifischer IgE gegen Allergene wie Katzen- oder Hundehaare, Hausstaubmilben, Pollen oder Schimmelpilze wurde in verschiedenen Untersuchungen gefunden (Ho, Wood et al. 2000; Barreto, Villa et al. 2001; Leuppi, Downs et al. 2002; Langley, Goldthorpe et al. 2003; van Amsterdam, Janssen et al. 2003). Insofern hat sich die NO-Bestimmung in der Ausatemluft als empfindliche Methode zur Erkennung allergischer Einflüsse erwiesen.

Auch bei früheren Untersuchungen an den Beobachtungsgesundheitsämtern wurden in Aulendorf/Bad Waldsee die höchste und in Mannheim die niedrigste Sensibilisierungsraten gegen Inhalationsallergene im Vergleich der vier Standorte beobachtet. Teilweise lässt sich dieser Unterschied durch den deutlich höheren Ausländeranteil in Mannheim im Vergleich zu Aulendorf erklären. Bei türkischen Kindern wurde in früheren Untersuchungen nur etwa halb so häufig eine Sensibilisierung im SX1-Test gefunden als bei deutschen Kindern.

Die gefundenen Zusammenhänge zwischen einer erhöhten Abatmung von NO, der Prävalenz von Asthma bronchiale und der Sensibilisierung gegenüber SX1 sind biologisch plausibel. Zu der Ursache, warum diese Parameter in Aulendorf/Bad Waldsee gegenüber den übrigen Regionen erhöht sind, ergeben sich aus der Studie keine klaren Hinweise. Denkbar wäre jedoch, dass im ländlichen Gebiet von Aulendorf/Bad Waldsee

ein höherer Endotoxingehalt in der Luft vorgelegen haben könnte als in den übrigen Gebieten (siehe 4.1.5), und dadurch eine erhöhte NO-Abatmung ausgelöst worden sein könnte (Kirsten, Jorres et al. 1997; Stitt, Dubois et al. 1997). Da der Endotoxingehalt in der Luft im Sommer höher ist als im Winter (Carty, Gehring et al. 2003), ließe sich damit auch die höhere NO-Abatmung in den Sommermonaten erklären.

5.3.4 Immunologische Wirkungen

Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffbelastungen und immunologischen Parametern waren in unseren Untersuchungen nicht zu erkennen, sind jedoch ebenfalls in verschiedenen Untersuchungen beschrieben worden. In der europäischen Studie "Central European Study on Air quality and Respiratory Health" (CESAR) wurde ein Anstieg der Lymphozytenzahl und der IgG-Konzentration im Serum parallel zur PM_{2,5}-Konzentration in der Luft von 17 Orten gefunden (Leonardi, Houthuijs et al. 2000). Ein Zusammenhang zwischen der Höhe des Komplementspaltproduktes C3c und der Schadstoffbelastung der Luft wurde bei Untersuchungen zu den Wirkungen verkehrsbedingter Immissionen auf Kinder in Deutschland und Japan gefunden (Hadnagy, Stiller-Winkler et al. 1996; Stiller-Winkler, Idel et al. 1996; Shima, Adachi et al. 1999). CRP als Marker einer akuten Entzündungsreaktion war dabei nicht erhöht.

5.3.5 Gesundheitliche Einflüsse durch Passivrauchen

Als wesentliches Ergebnis fand sich in unserer Untersuchung eine erhöhte Feinstaubbelastungen in zahlreichen Wohnungen, bei denen im Fragebogen unter den Mitbewohnern (Eltern oder Geschwister) Raucher angegeben waren. Als eine wichtige Ursache für die erhöhte Innenraumbelastung muss daher der Tabakrauch angesehen werden. Einflüsse der erhöhten Innenraumbelastung auf die Gesundheit der Kinder konnten wir jedoch nicht feststellen.

Ein schädigender Einfluss der Tabakrauchbelastung auf die Atemwege insbesondere bei Kindern ist jedoch in zahlreichen Untersuchungen belegt (neuere Reviews: (Chan-Yeung and Dimich-Ward 2003; Janson 2004). Untersuchungen von Stäuben, die in Innenräumen aus Raucherhaushalten gesammelt wurden, zeigten bei der Inkubation mit embryonalen Mäusefibroblasten eine stärkere Zytotoxizität und im Ames-Test eine erhöhte Mutagenität (Mücke, Blum et al. 1999). Eine primär durch Tabakrauch verursachte Erhöhung der PM_{2,5}-Konzentration um 30 µg/m³, was etwa dem Rauchen einer Packung Zigaretten pro Tag in der Wohnung entspricht, war eine leichte Erhöhung von Atemwegssymptomen bei 7- bis 11-jährigen Kindern gefunden worden (OR = 1,13, 95 % CI 0,99 bis 1,30) (Neas, Dockery et al. 1994). Für den gesicherten Nachweis eines Effekts in dieser Größenordnung wäre in unserer Untersuchung ein größeres Untersuchungskollektiv erforderlich gewesen.

Insgesamt können die Partikelbelastungen aus der Außen- und Innenraumlufte als weitgehend unabhängig voneinander angesehen werden. Dies könnte auch die Tatsache erklären, dass Zusammenhänge zwischen der Außenluftbelastung und gesundheitlichen Effekten in epidemiologischen Untersuchungen gefunden wurden, obwohl sich die Menschen überwiegend in Innenräumen aufhalten (Cyrus, Heinrich et al. 2002).

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

6.1 Partikelbelastung in der Außenluft

Die Tagesmittelwerte der $PM_{2,5}$ -Konzentration in der Luft variierten im Messzeitraum in Abhängigkeit der meteorologischen Situation zwischen 1 und $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Mittel über 5 Monate lagen die Tagesmittelwerte von $PM_{2,5}$ an dem ländlichen Standort Aulendorf um ca. 22 % unter den Werten der städtischen Messstelle Mannheim-Schule. Wegen des parallelen Verlaufs der Belastungen über die Zeit an beiden Stationen waren diese Unterschiede trotz der großen Streuung der Einzelwerte signifikant. Einzelne Wochenmittelwerte können aufgrund der Streubreite einen Standort jedoch nicht repräsentativ beschreiben.

Messungen von PM_{10} und in noch stärkerem Maße von TSP wiesen vor allem in städtischen Regionen deutlich höhere Werte gegenüber $PM_{2,5}$ auf. Besonders hohe Konzentrationen von TSP ergaben sich dabei in Straßennähe wegen der Aufwirbelung von Straßenstaub. Die Korrelation der Messwerte von PM_{10} und TSP zwischen verschiedenen Standorten war geringer ausgeprägt als bei $PM_{2,5}$.

Die mittleren Anteile der an Partikel gebundenen Schwermetalle wiesen standort- und elementspezifische Unterschiede auf, wobei in der Regel Stäube aus städtischen Regionen höhere Belastungen aufwiesen als Stäube aus ländlichen Regionen. In Verbindung mit den höheren Staubkonzentrationen in städtischen Regionen führte dies insbesondere bei Blei und Nickel in Ballungsgebieten zu deutlich höheren Schwermetallkonzentrationen in der Luft.

Die Außenluftkonzentrationen von Kohlenmonoxid und Stickstoffoxide zeigten im Unterschied zu $PM_{2,5}$ eine wesentlich stärkere Standortabhängigkeit und wiesen insbesondere in Straßennähe hohe Konzentrationen auf. Aus diesem Grund sind sie als Indikator für die Feinstaubbelastung wenig geeignet.

Feinstaub aus der städtisch-industriell geprägten Region Mannheim zeigte eine höhere Kapazität zur Freisetzung von Hydroxylradikalen in Gegenwart von Wasserstoffperoxid als Feinstaub aus der ländlichen Region um Aulendorf und Bad Waldsee. Analog dazu setzte der Feinstaub aus der städtischen Region bei Inkubation mit Humanblut mehr Interleukin 8 frei. Dagegen führte die Inkubation von Feinstaub aus dem ländlichen Bereich mit Alveolarmakrophagen zu einer stärkeren Induktion der NO-Freisetzung.

Die Partikelanzahlkonzentration war im Stadtgebiet von Mannheim in der Außenluft um ein Mehrfaches höher als im ländlichen Gebiet von Aulendorf/Bad Waldsee; wichtige Einflussgröße ist dabei offensichtlich der Straßenverkehr.

Die in der Außenluft durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass in Baden-Württemberg die regionalen Unterschiede in der Belastung mit $PM_{2,5}$ geringer sind als bei PM_{10} und TSP. Dabei variierte die zeitliche Belastung der Feinstäube in Abhängigkeit von den meteorologischen Verhältnissen insbesondere in den Wintermonaten noch relativ stark. Die Ermittlung der individuellen durchschnittlichen Exposition gegenüber Feinstäuben erfordert aus diesem Grunde sehr lange Messzeiten, die den Messaufwand für ein ausreichend großes Untersuchungskollektiv sprengen. Deutlichere Unterschiede zwischen ländlichen und städtischen Regionen bestehen dagegen noch hinsichtlich der Staubbestandteile und hinsichtlich der Belastung mit ultrafeinen Stäuben.

6.2 Vergleich zwischen der Staubbelastung in der Außenluft und in Innenräumen

Bei Untersuchungen zur Partikelbelastung in Schulräumen fanden wir im Allgemeinen etwas geringere Gehalte von $PM_{2,5}$ als in der Außenluft. Im Gegensatz dazu streuten die $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in den Wohnungen der Kinder über einen großen Bereich mit Spitzenbelastungen über $200 \mu\text{g } PM_{2,5}/\text{m}^3$ als Wochenmittelwerte. Zwischen dem $PM_{2,5}$ -Gehalt in der Außen- und Innenraumlufte bestand kein enger Zusammenhang.

Staubpartikel mit Durchmessern zwischen $2,5$ und $24 \mu\text{m}$ überwogen in Innenräumen deutlich gegenüber der Außenluft. Als Inhaltsstoffe des Grobstaubs in den Innenräumen waren Epithelien zu finden. Dagegen war der Anteil von schwarzem Grobstaub, der vorwiegend aus Reifenabrieb besteht, im Staub in der Außenluft erhöht und gelangte kaum in das Innere der Räume. In der Außenluft können Pollen saisonal zur Partikelbelastung beitragen.

Durch Kurzzeitmessungen der Partikelzahl mit direktanzeigenden Geräten konnten wir zeigen, dass Aktivitäten wie Tabakrauchen, Kochen, Braten und Backen, die mit thermischen Belastungen verbunden sind, den größten Beitrag zur Anzahl der freigesetzten Partikel leisten. Die Partikelanzahlkonzentration in Innenräumen war dabei weitgehend unabhängig von der Außenluft.

Im Hinblick auf die PM_{2,5}-Konzentration und auf die Rußbelastung in Innenräumen hat sich der Tabakrauch als wesentliche Einflussgröße erwiesen. So waren Wohnungen mit PM_{2,5}-Belastungen über 30 µg/m³ in der überwiegenden Zahl in Raucherhaushalten zu finden. Die Förderung von Maßnahmen zur Reduktion der Passivrauchbelastung der Kinder bleibt damit eine wichtige Aufgabe des öffentlichen Gesundheitsdienstes.

6.3 Gesundheitliche Wirkungen

Die Tatsache, dass wir bei unseren Untersuchungen keinen Zusammenhang zwischen der Feinstaubbelastung der Kinder und Atemwegseffekten gefunden haben, ist angesichts der geringen Belastungsunterschiede und des im Verhältnis dazu kleinen Untersuchungskollektives nicht verwunderlich. Untersuchungen chronischer gesundheitlicher Wirkungen von Feinstäuben, gemessen als PM_{2,5}, erscheinen in Baden-Württemberg wenig Erfolg versprechend. Untersuchungen von Kurzzeiteffekten durch kurzfristig erhöhte Feinstaubbelastungen, wie sie beispielsweise bei Inversionswetterlagen regelmäßig auftreten, könnten hier eher Aussicht auf Erfolg haben. Sofern im Rahmen von Untersuchungen auf EU-Ebene oder in Zusammenarbeit mit außereuropäischen Ländern stärkere Belastungsunterschiede im Hinblick auf die Feinstaubkonzentrationen gefunden werden, könnten sich jedoch Möglichkeiten für vergleichende Untersuchungen im Hinblick auf gesundheitliche Wirkungen eröffnen.

6.4 Ausblick

Trotz der geringen Unterschiede im Bezug auf die Partikelmasse von PM_{2,5} in städtischen und ländlichen Gebieten ergaben sich aus unseren Untersuchungen Hinweise darauf, dass Stäube aus unterschiedlichen Regionen bei gleichen PM_{2,5}-Gehalt unterschiedliche biologische Wirkungen ausüben können. So zeigten sich gegenläufige Effekte von PM_{2,5}-Stäuben aus städtischen und ländlichen Gebieten hinsichtlich der Interleukin-8-Freisetzung bei der Inkubation mit Vollblut bzw. der NO-Freisetzung bei Inkubation mit Alveolarmakrophagen. Hier sollte in vertieften Untersuchungen der Frage nachgegangen werden, wie weit hier charakteristische Unterschiede in der Luftbelastung zwischen ländlichen und städtisch-industriell geprägten Gebieten vorhanden sind, die unterschiedliche gesundheitliche Wirkungen verursachen können.

Möglicherweise bietet die Untersuchung der Außenluft auf Endotoxine und andere pyrogen wirksame Bestandteile einen Ansatzpunkt zur Erklärung der höheren Prävalenz allergischer Erkrankungen in ländlichen Gebieten, die wir bei Untersuchungen im Rahmen des Projekts "Beobachtungsgesundheitsämter" in den letzten Jahren immer wieder gefunden haben. Auch bei der hier vorliegenden Studie hatten Kinder aus der Region Aulendorf/Bad Waldsee eine höhere Rate bei allergischen Erkrankungen und bei der

Sensibilisierung gegenüber Inhalationsallergenen und wiesen im Durchschnitt höhere NO-Konzentrationen in der Ausatemluft auf als Kinder aus den anderen Untersuchungsregionen.

Weiteren Untersuchungsbedarf sehen wir auch im Hinblick auf die Ultrafeinstäube. Hier scheinen in der Außenluft die Unterschiede zwischen ländlichen und städtischen Regionen deutlich stärker ausgeprägt zu sein als bei $PM_{2,5}$. Dies könnte möglicherweise aus gesundheitlicher Sicht von Bedeutung sein. Ebenso liegen noch unzureichende Kenntnisse im Hinblick auf die gesundheitliche Relevanz der Innenraumbelastungen mit Ultrafeinstäuben vor. Dabei stellt sich insbesondere die Frage, inwiefern die Herkunft bzw. die chemische Zusammensetzung der Staubpartikel (z.B. Wasser kochen / Tabakrauch) für die .gesundheitliche Wirkung von Bedeutung ist.

7 Literatur

- Abbey, D. E., P. K. Mills, et al. (1991). "Long-term ambient concentrations of total suspended particulates and oxidants as related to incidence of chronic disease in California Seventh-Day Adventists." Environ Health Perspect 94: 43-50.
- Abt, E., H. H. Suh, et al. (2000). "Characterization of indoor particle sources: A study conducted in the metropolitan Boston area." Environ Health Perspect 108(1): 35-44.
- Ackermann-Lieblich, U., P. Leuenberger, et al. (1997). "Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team." Am J Respir Crit Care Med 155(1): 122-9.
- Adamkiewicz, G., S. Ebel, et al. (2004). "Association between air pollution exposure and exhaled nitric oxide in an elderly population." Thorax 59(3): 204-9.
- American_Thoracic_Society (1999). "Recommendations for standardized procedures for the on-line and off-line measurement of exhaled lower respiratory nitric oxide and nasal nitric oxide in adults and children-1999. This official statement of the American Thoracic Society was adopted by the ATS Board of Directors, July 1999." Am J Respir Crit Care Med 160(6): 2104-17.
- Ballach, J., R. Hitzinger, et al. (2001). "Development of an improved optical transmission technique for black carbon (BC) analysis." Atmospheric Environment 35: 2089-2100.
- Baraldi, E. and J. C. de Jongste (2002). "Measurement of exhaled nitric oxide in children, 2001." Eur Respir J 20(1): 223-37.
- Barreto, M., M. P. Villa, et al. (2001). "Exhaled nitric oxide in asthmatic and non-asthmatic children: influence of type of allergen sensitization and exposure to tobacco smoke." Pediatr Allergy Immunol 12(5): 247-56.
- Brauer, M., F. Hrubá, et al. (2000). "Personal exposure to particles in Banská Bystrica, Slovakia." J Expo Anal Environ Epidemiol 10(5): 478-87.
- Braun-Fahrlander, C., J. C. Vuille, et al. (1997). "Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen." Am J Respir Crit Care Med 155(3): 1042-9.
- Brüggemann, E., U. Franck, et al. (2000). Korngößendifferenzierte Identifikation der Anteile verschiedener Quellgruppen an der Feinstaubbelastung. Leipzig, Institut für Troposphärenforschung Leipzig UFZ Leipzig-Halle: 136.

- Bundesverkehrsministerium (1990). "Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen RLS-90." Allg. Rundschreiben Straßenbau 8.
- Carty, C. L., U. Gehring, et al. (2003). "Seasonal variability of endotoxin in ambient fine particulate matter." J Environ Monit 5(6): 953-8.
- Chan-Yeung, M. and H. Dimich-Ward (2003). "Respiratory health effects of exposure to environmental tobacco smoke." Respirology 8(2): 131-9.
- Clench-Aas, J., A. Bartonova, et al. (1999). "Air pollution exposure monitoring and estimating. Part I. Integrated air quality monitoring system." J Environ Monit 1(4): 313-9.
- Clench-Aas, J., A. Bartonova, et al. (1999). "Air pollution exposure monitoring and estimation. Part IV. Urban exposure in children." J Environ Monit 1(4): 333-6.
- Cyrus, J., J. Heinrich, et al. (1998). "Spatial variability of acidic aerosols, sulfate and PM₁₀ in Erfurt, Eastern Germany." Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology 8(4): 447-464.
- Cyrus, J., J. Heinrich, et al. (2002). "Emission, Immission und Messung feiner und ultrafeiner Partikel." Umweltmed. Forsch. Prax. 7(2): 67-77.
- Delen, F. M., J. M. Sippel, et al. (2000). "Increased exhaled nitric oxide in chronic bronchitis: comparison with asthma and COPD." Chest 117(3): 695-701.
- Dennekamp, M., S. Howarth, et al. (2001). "Ultrafine particles and nitrogen oxides generated by gas and electric cooking." Occup Environ Med 58(8): 511-6.
- Dockery, D. W., J. Cunningham, et al. (1996). "Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms." Environ Health Perspect 104(5): 500-5.
- Dockery, D. W., C. A. Pope, 3rd, et al. (1993). "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities." N Engl J Med 329(24): 1753-9.
- Dockery, D. W., F. E. Speizer, et al. (1989). "Effects of inhalable particles on respiratory health of children." Am Rev Respir Dis 139: 587-594.
- Ebelt, S. T., A. J. Petkau, et al. (2000). "Exposure of chronic obstructive pulmonary disease patients to particulate matter: relationships between personal and ambient air concentrations." J Air Waste Manag Assoc 50(7): 1081-94.
- Eltschka, R., J. Kühr, et al. (1994). Luftverunreinigungen und Atemwegserkrankungen: lufthygienische Messungen und epidemiologische Untersuchungen im Raum Freiburg. Landsberg, ecomed.
- EU-Richtlinie (1999). "Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft." Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 163(29.06.1999): 41- 60.

- Frampton, M. W., A. J. Ghio, et al. (1999). "Effects of aqueous extracts of PM(10) filters from the Utah valley on human airway epithelial cells." Am J Physiol 277(5 Pt 1): L960-7.
- Franklin, P., P. Dingle, et al. (2000). "Raised exhaled nitric oxide in healthy children is associated with domestic formaldehyde levels." Am J Respir Crit Care Med 161(5): 1757-9.
- Fricker, M. and E. Schultz (2002). "Rußbestimmung nach der Öl-Immersionmethode unter niedrig belasteten ländlichen Bedingungen." Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 62(9): 385-390.
- Gehring, U., J. Cyrys, et al. (2002). "Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life." Eur Respir J 19(4): 690-8.
- Gillissen, A., S. Löseke, et al. (2000). Regulative Mechanismen der Genexpression intrazellulärer NO-Synthese in bronchoepithelialen Zellen in vivo und in vitro nach Exposition mit faser- und partikelförmigen Stäuben. Karlsruhe, BWPLUS-Projekträger Forschungszentrum Karlsruhe: 25.
- Goswami, E., T. Larson, et al. (2002). "Spatial characteristics of fine particulate matter: identifying representative monitoring locations in Seattle, Washington." J Air Waste Manag Assoc 52(3): 324-33.
- Gotschi, T., L. Oglesby, et al. (2002). "Comparison of black smoke and PM2.5 levels in indoor and outdoor environments of four European cities." Environ Sci Technol 36(6): 1191-7.
- Hadnagy, W., R. Stiller-Winkler, et al. (1996). "Immunological alterations in sera of persons living in areas with different air pollution." Toxicol Lett 88(1-3): 147-53.
- Hazenkamp-von Arx, M. E., T. Gotschi Fellmann, et al. (2003). "PM2.5 assessment in 21 European study centers of ECRHS II: Method and first winter results." J Air Waste Manag Assoc 53(5): 617-28.
- Heinrich, J., V. Grote, et al. (2002). "Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub: Epidemiologie der Langzeiteffekte." Umweltmed Forsch Prax 7(2): 91-99.
- Heinrich, J., B. Hoelscher, et al. (2000). "Decline of ambient air pollution and respiratory symptoms in children." Am J Respir Crit Care Med 161(6): 1930-6.
- Heinrich, J., B. Hoelscher, et al. (1999). "Respiratory diseases and allergies in two polluted areas in East Germany." Environ Health Perspect 107(1): 53-62.
- Heinrich, J., M. Pitz, et al. (2003). "Endotoxin in fine (PM 2.5) and coarse (PM 2.5-10) particle mass of ambient aerosols. A temporo-spatial analysis." Atmospheric Environment 37: 3659-3667.

- Henriksen, A. H., T. Lingsas-Holmen, et al. (2000). "Combined use of exhaled nitric oxide and airway hyperresponsiveness in characterizing asthma in a large population survey." Eur Respir J 15(5): 849-55.
- Ho, L. P., F. T. Wood, et al. (2000). "Atopy influences exhaled nitric oxide levels in adult asthmatics." Chest 118(5): 1327-31.
- Hruba, F., E. Fabianova, et al. (2001). "Childhood respiratory symptoms, hospital admissions, and long-term exposure to airborne particulate matter." J Expo Anal Environ Epidemiol 11(1): 33-40.
- Jamriska, M., S. Thomas, et al. (1999). "Relation between indoor and outdoor exposure to fine particles near a busy arterial road." Indoor Air 9(2): 75-84.
- Janson, C. (2004). "The effect of passive smoking on respiratory health in children and adults." Int J Tuberc Lung Dis 8(5): 510-6.
- Janssen, N. A., G. Hoek, et al. (1998). "Personal sampling of particles in adults: relation among personal, indoor, and outdoor air concentrations." Am J Epidemiol 147(6): 537-47.
- Janssen, N. A., G. Hoek, et al. (1997). "Childhood exposure to PM10: relation between personal, classroom, and outdoor concentrations." Occup Environ Med 54(12): 888-94.
- Janssen, N. A., G. Hoek, et al. (1999). "Personal exposure to fine particles in children correlates closely with ambient fine particles." Arch Environ Health 54(2): 95-101.
- Kamens, R., C.-T. Lee, et al. (1991). "A study to characterize indoor particles in the non-smoking homes." Atmos. Environ. 25A: 939-948.
- Kappos, A., P. Bruckmann, et al. (2003). "Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft." Umweltmed Forsch Prax 8: 257-278.
- Kirsten, A. M., R. A. Jorres, et al. (1997). "Effect of a nasal challenge with endotoxin-containing swine confinement dust on nasal nitric oxide production." Eur J Med Res 2(8): 335-9.
- Koenig, J. Q., K. Jansen, et al. (2003). "Measurement of offline exhaled nitric oxide in a study of community exposure to air pollution." Environ Health Perspect 111(13): 1625-9.
- Langley, S. J., S. Goldthorpe, et al. (2003). "Exposure and sensitization to indoor allergens: association with lung function, bronchial reactivity, and exhaled nitric oxide measures in asthma." J Allergy Clin Immunol 112(2): 362-8.

- Leaderer, B. P., L. Naeher, et al. (1999). "Indoor, outdoor, and regional summer and winter concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₄(²⁻), H⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, NH₃, and nitrous acid in homes with and without kerosene space heaters." Environ Health Perspect 107(3): 223-31.
- Lee, D. S., J. A. Garland, et al. (1994). "Atmospheric concentrations of trace elements in urban areas of the United Kingdom." Atmos. Environ. 28: 2691-2713.
- Leonardi, G. S., D. Houthuijs, et al. (2000). "Immune biomarkers in relation to exposure to particulate matter: a cross-sectional survey in 17 cities of Central Europe." Inhal Toxicol 12(Suppl 4): 1-14.
- Leuppi, J. D., S. H. Downs, et al. (2002). "Exhaled nitric oxide levels in atopic children: relation to specific allergic sensitisation, AHR, and respiratory symptoms." Thorax 57(6): 518-23.
- Levy, J. I., E. A. Houseman, et al. (2000). "Particle concentrations in urban microenvironments." Environ Health Perspect 108(11): 1051-7.
- LGA (2001). Schimmelpilze in Innenräumen - Nachweis, Bewertung, Qualitätsmanagement. Abgestimmtes Arbeitsergebnis des Arbeitskreises "Qualitätssicherung - Schimmelpilze in Innenräumen" am Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg. Stuttgart, Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg: 168.
- LGA (2002). Beobachtungsgesundheitsämter: Belastungs- und Wirkungsmonitoring - Untersuchung 2000/01. Stuttgart, Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (LGA): 136.
- Li, C. S. (1994). "Relationships of indoor/outdoor inhalable and respirable particles in domestic environments." Sci Total Environ 151(3): 205-11.
- Lillquist, D. R., J. S. Lee, et al. (1998). "A comparison of indoor/outdoor PM₁₀ concentrations measured at three hospitals and a centrally located monitor in Utah." Appl. Occup. Environ. Hyg. 13: 409-415.
- Long, C. M., H. H. Suh, et al. (2000). "Characterization of indoor particle sources using continuous mass and size monitors." J Air Waste Manag Assoc 50(7): 1236-50.
- LUNG-MV (2002). Monatsbericht zur lufthygienischen Überwachung - Materialien zur Umwelt - Januar bis März 2002. Güstrow, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG-MV): 17.
- Lyons, R. and L. Morawska (1996). "Cross sectional characterisation of indoor exposure to particulate pollution." Proc. Indoor Air 2: 711-716.
- Monn, C. and S. Becker (1999). "Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM_{2.5}) and coarse particles (PM_{10-2.5}) in outdoor and indoor air." Toxicol Appl Pharmacol 155(3): 245-52.

- Monn, C., A. Fuchs, et al. (1997). "Particulate matter less than 10 microns (PM10) and fine particles less than 2.5 microns (PM2.5): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations." Sci Total Environ 208(1-2): 15-21.
- Morawska, L. and J. J. Zhang (2002). "Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures." Chemosphere 49(9): 1045-58.
- Mücke, W., M. Blum, et al. (1999). "Toxikologische Untersuchung des Luftstaubs in Innenräumen bei gleichzeitiger Erfassung der Außenluft." Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 59(7/8): 385-388.
- Naeher, L. P., B. P. Leaderer, et al. (2000). "Particulate matter and carbon monoxide in highland Guatemala: indoor and outdoor levels from traditional and improved wood stoves and gas stoves." Indoor Air 10(3): 200-5.
- Nam, H. Y., B. H. Choi, et al. (2004). "The role of nitric oxide in the particulate matter (PM2.5)-induced NFkappaB activation in lung epithelial cells." Toxicol Lett 148(1-2): 95-102.
- Neas, L. M., D. W. Dockery, et al. (1994). "Concentration of indoor particulate matter as a determinant of respiratory health in children." Am J Epidemiol 139(11): 1088-99.
- Oglesby, L., N. Kunzli, et al. (2000). "Validity of ambient levels of fine particles as surrogate for personal exposure to outdoor air pollution--results of the European EX-POLIS-EAS Study (Swiss Center Basel)." J Air Waste Manag Assoc 50(7): 1251-61.
- Ozkaynak, H., J. Xue, et al. (1996). "Personal exposure to airborne particles and metals: results from the Particle TEAM study in Riverside, California." J Expo Anal Environ Epidemiol 6(1): 57-78.
- Pellizzari, E. D., K. W. Thomas, et al. (1993). Particle Total Exposure Assessment Methodology (PTEAM): Riverside, California Pilot Study. Springfield, VA, National Technical Information Service.
- Penttinen, P., K. L. Timonen, et al. (2001). "Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics." Eur Respir J 17(3): 428-35.
- Peters, A., H. Schulz, et al. (1998). Staub und Staubinhaltsstoffe/Feine und ultrafeine Partikel. München, ecomed.
- Peters, J. M., E. Avol, et al. (1999). "A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. II. Effects on pulmonary function." Am J Respir Crit Care Med 159(3): 768-75.
- Piechotowski, I., D. Krämer, et al. (2002). Umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung/Stand in Baden-Württemberg. München, ecomed.

- Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, et al. (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution." Jama 287(9): 1132-41.
- Quackenboss, J. J., M. Krzyzanowski, et al. (1991). "Exposure assessment approaches to evaluate respiratory health effects of particulate matter and nitrogen dioxide." J Expo Anal Environ Epidemiol 1(1): 83-107.
- Raizenne, M., L. M. Neas, et al. (1996). "Health effects of acid aerosols on North American children: pulmonary function." Environ Health Perspect 104(5): 506-14.
- Rea, A. W., M. J. Zufall, et al. (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.
- Roosli, M., C. Braun-Fahrländer, et al. (2000). "Spatial variability of different fractions of particulate matter within an urban environment and between urban and rural sites." J Air Waste Manag Assoc 50(7): 1115-24.
- Scharring, S., V. Dietze, et al. (2004). An alternative approach to the measurement and identification of airborne particles in the 2.5 - 10 µm range (Abstract). Conference "Particles in the size of 2.5 to 10 microns in urban areas", FU Berlin.
- Schins, R., T. Shi, et al. (2002). "Cytotoxic and inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in macrophages and epithelial cells." Annals of Occup Hygiene 46(suppl 1): 203-206.
- Schins, R. P., J. H. Lightbody, et al. (2004). "Inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in relation to chemical and biological constituents." Toxicol Appl Pharmacol 195(1): 1-11.
- Schins, R. P., B. van Hartingsveldt, et al. (1996). "Ex vivo cytokine release from whole blood. A routine method for health effect screening." Exp Toxicol Pathol 48(6): 494-6.
- Schneider, J. and G. Lorbeer (2002). Inhaltsstoffe von PM 10- und PM 2,5- an zwei Messstationen. Wien, Umweltbundesamt GmbH: 66.
- Shi, T., R. P. Schins, et al. (2003). "Hydroxyl radical generation by electron paramagnetic resonance as a new method to monitor ambient particulate matter composition." J Environ Monit 5(4): 550-6.
- Shima, M., M. Adachi, et al. (1999). "Serum complement levels in children in communities with different levels of air pollution in Japan." Arch Environ Health 54(4): 264-70.
- Silvestri, M., F. Sabatini, et al. (2001). "Exhaled nitric oxide levels in non-allergic and allergic mono- or polysensitised children with asthma." Thorax 56(11): 857-62.

- Sofia, M., M. Maniscalco, et al. (2002). "Exhaled nitric oxide as a marker of adverse respiratory health effect in environmental disease." Monaldi Arch Chest Dis 57(3-4): 182-7.
- Soukup, J. M. and S. Becker (2001). "Human alveolar macrophage responses to air pollution particulates are associated with insoluble components of coarse material, including particulate endotoxin." Toxicol Appl Pharmacol 171(1): 20-6.
- Staatliches_Umweltamt_Itzehoe (2003). Messung der Luftqualität in Itzehoe - Bericht der Lufthygienischen Überwachung Schleswig-Holstein. Itzehoe, Staatliches Umweltamt Itzehoe: 15.
- Steerenberg, P. A., S. Nierkens, et al. (2001). "Traffic-related air pollution affects peak expiratory flow, exhaled nitric oxide, and inflammatory nasal markers." Arch Environ Health 56(2): 167-74.
- Steerenberg, P. A., J. B. Snelder, et al. (1999). "Increased exhaled nitric oxide on days with high outdoor air pollution is of endogenous origin." Eur Respir J 13(2): 334-7.
- Stiller-Winkler, R., H. Idel, et al. (1996). "Influence of air pollution on humoral immune response." J Clin Epidemiol 49(5): 527-34.
- Stitt, J. T., A. B. Dubois, et al. (1997). "Exhalation of gaseous nitric oxide by rats in response to endotoxin and its absorption by the lungs." J Appl Physiol 82(1): 305-16.
- Suh, H. H., P. Koutrakis, et al. (1993). "Validation of personal exposure models for sulfate and aerosol strong acidity." J Air Waste Manage Assoc 43(6): 845-50.
- Suh, H. H., Y. Nishioka, et al. (1997). "The metropolitan acid aerosol characterization study: results from the summer 1994 Washington, D.C. field study." Environ Health Perspect 105(8): 826-34.
- Thomas, L. (1992). Komplement-System. Labor und Diagnose. L. Thomas. Marburg, Die Medizinische Verlagsgesellschaft: 964-980.
- UBA (2002). Leitfaden zur Vorbeugung, Untersuchung, Bewertung und Sanierung von Schimmelpilzwachstum in Innenräumen. Berlin, Umweltbundesamt.
- UMEG (2000). Jahresbericht 1999. Karlsruhe, Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH: S. 65.
- UMEG (2002). Besondere Immissionsverhältnisse während der Inversionswetterlagen im Januar 2002. Karlsruhe, UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg.
- UMEG (2003). Jahresbericht 2002. Karlsruhe, Gesellschaft für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg: 184.

- van Amsterdam, J. G., A. Hollander, et al. (1999). "The effect of air pollution on exhaled nitric oxide of atopic and nonatopic subjects." Nitric Oxide 3(6): 492-5.
- van Amsterdam, J. G., N. A. Janssen, et al. (2003). "The relationship between exhaled nitric oxide and allergic sensitization in a random sample of school children." Clin Exp Allergy 33(2): 187-91.
- van Vliet, P., M. Knape, et al. (1997). "Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways." Environ Res 74(2): 122-32.
- VDI (1991). "VDI-Richtlinie 2119, Blatt 4." .
- Wallace, L. (1996). "Indoor particles: a review." J Air Waste Manag Assoc 46(2): 98-126.
- Wallace, L. and 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. A., H. Mitchell, et al. (2003). "Particle concentrations in inner-city homes of children with asthma: the effect of smoking, cooking, and outdoor pollution." Environ Health Perspect 111(9): 1265-72.
- WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe. Copenhagen.
- Wizzell, E., M. Kendall, et al. (2000). "The spatial and temporal variation of particulate matter within the home." J Expo Anal Environ Epidemiol 10(3): 307-14.
- Williams, R., J. Suggs, et al. (2000). "The 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology-Exposure Study: part 2. Personal exposure assessment associated with an elderly study population." J Expo Anal Environ Epidemiol 10(6 Pt 1): 533-43.
- Wilson, W. E. and H. H. Suh (1997). "Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies." J Air Waste Manag Assoc 47(12): 1238-49.
- Wjst, M., P. Reitmeir, et al. (1993). "Road traffic and adverse effects on respiratory health in children." Bmj 307(6904): 596-600.
- Zemp, E., S. Elsasser, et al. (1999). "Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). The SAPALDIA Team." Am J Respir Crit Care Med 159(4 Pt 1): 1257-66.

8 Dokumenten-Anhänge:

8.1 Verkehrsfragebogen

8.2 Elternbrief

8.3 Kinderinformation

8.4 Einverständniserklärung

8.5 Protokoll Partikelzahl

8.6 Wohnungsbegehungsprotokoll

8.7 Aktivitätsprotokoll Kinder

8.8 Elternfragebogen Atemwegserkrankungen