

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

**Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen  
bei Kindern**

von

Bernhard Link<sup>1</sup>, Thomas Gabrio<sup>1</sup>, Iris Zöllner<sup>1</sup>, Michael Schwenk<sup>1\*</sup>  
Dieter Siegel<sup>2</sup>, Eckart Schultz<sup>3</sup>, Stefan Scharring<sup>3</sup>, Paul Borm<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, Stuttgart  
(\* seit Febr. 2004 im Ruhestand)

<sup>2</sup>UMEG Karlsruhe

<sup>3</sup>Deutscher Wetterdienst, Freiburg

<sup>4</sup>Institut 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  $PM_{10}$  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  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , Aulendorf  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). 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  $\text{H}_2\text{O}_2$  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  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  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 of children in Baden-Württemberg and health effects (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 PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> (daily averages) were performed between November 2001 and May 2002 at stationary sites in the city of Mannheim and in the rural district Aulendorf. Several chemical components (BaP, soot, heavy metals a.o.) of the collected material were analyzed. In the same time period PM<sub>2,5</sub>, 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 blood.

The time course of outdoor PM<sub>2,5</sub> concentration was similar at all investigated sites, but the concentration varied strongly dependent upon the meteorological situation. The mean concentrations of PM<sub>2,5</sub> in Mannheim-Neckarstadt/West (22 µg/m<sup>3</sup>) and Aulendorf (18 µg/m<sup>3</sup>) differed hardly 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 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. In addition, in vitro testing in macrophages (NO release) and whole blood (IL-8 release) showed differences between the sites.

Indoor PM<sub>2,5</sub> concentrations often were much higher than outdoor concentrations and sometimes reached peak concentrations of some 100 µg/m<sup>3</sup>. 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

<b>0</b>	<b>Vorbemerkung</b> .....	<b>1</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung (Hintergrund, Fragestellung)</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Ziele des Forschungsvorhabens</b> .....	<b>4</b>
<b>2.1</b>	<b>Charakterisierung der Exposition:</b> .....	<b>4</b>
<b>2.2</b>	<b>Zusammenhänge zwischen der Exposition und gesundheitlichen Wirkungen:</b> .....	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	<b>6</b>
<b>3.1</b>	<b>Studiendesign</b> .....	<b>6</b>
3.1.1	Kollektivauswahl.....	6
3.1.2	Studiendurchführung.....	7
<b>3.2</b>	<b>Ermittlung der Exposition</b> .....	<b>8</b>
3.2.1	Bestimmung von PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub> und TSP an den stationären Messstellen der UMEG .....	8
3.2.2	Bestimmung der Schwermetalle in PM <sub>10</sub> und TSP durch die UMEG.....	9
3.2.3	Bestimmung von BaP in PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub> und TSP .....	9
3.2.4	Bestimmung von Ruß in PM <sub>2,5</sub> und PM <sub>10</sub> .....	9
3.2.5	Probenahme von PM <sub>2,5</sub> mit Pikofiltergeräten des Landesgesundheitsamts .....	10
3.2.6	Bestimmung des Rußanteils in PM <sub>2,5</sub> 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
<b>3.3</b>	<b>Gesundheitliche Wirkungen</b> .....	<b>17</b>
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
<b>4</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>20</b>
<b>4.1</b>	<b>Charakterisierung der Partikelbelastung der Außenluft durch Messungen an fest installierten Messstellen der UMEG .....</b>	<b>20</b>
4.1.1	Messung von PM <sub>2,5</sub> .....	20
4.1.2	Vergleich von PM <sub>2,5</sub> mit PM <sub>10</sub> und TSP an ausgewählten Standorten.....	24
4.1.3	Staubinhaltsstoffe in PM <sub>2,5</sub> und PM <sub>10</sub> .....	26
4.1.4	Vergleich von PM <sub>2,5</sub> mit CO und Stickoxiden: .....	31
4.1.5	Weitere Charakterisierung von PM <sub>2,5</sub> durch in-vitro-Methoden.....	33
<b>4.2</b>	<b>Charakterisierung der individuellen Partikelbelastungen durch Messungen an und in Wohnungen und Schulen .....</b>	<b>38</b>
4.2.1	Messung von PM <sub>2,5</sub> mit dem KleinfILTERgerät.....	38
4.2.2	Ruß (Black Carbon) in PM <sub>2,5</sub> .....	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
<b>4.3</b>	<b>Ergebnisse der gesundheitlichen Untersuchungen der Kinder.....</b>	<b>59</b>
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
<b>5</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>65</b>
<b>5.1</b>	<b>Partikelexposition in der Außenluft.....</b>	<b>65</b>
5.1.1	Vergleich zwischen PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>10</sub> , TSP und gasförmigen Immissionen.....	65
5.1.2	Inhaltsstoffe der Feinstäube in der Außenluft.....	68
<b>5.2</b>	<b>Partikelbelastung in der Innenraumluft und Vergleich mit der Außenluftbelastung .....</b>	<b>70</b>
<b>5.3</b>	<b>Gesundheitliche Untersuchungen.....</b>	<b>72</b>
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
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....</b>	<b>77</b>
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
<b>7</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>81</b>
<b>8</b>	<b>Dokumenten-Anhänge:.....</b>	<b>90</b>
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 PM<sub>10</sub>-Probenmekopf, 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<sub>2,5</sub>-Probenmekopfes erforderlich.

Für die Charakterisierung der Partikelexposition ist die gravimetrische Bestimmung der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> 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 Partikelfraktionen. 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 PM<sub>10</sub>. 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<sub>2,5</sub> vorgesehen werden. Die Methode befindet sich derzeit noch in der Erprobungsphase, flächendeckende Immissionsmessungen und Langzeitvergleiche mit herkömmlichen Messungen (PM<sub>10</sub>) liegen bisher nicht vor. Neben der Erprobung der PM<sub>2,5</sub>-Messung sollten in diesem Zusammenhang die Kenntnisse über den Einfluss von Emissionsquellen auf das Verhältnis der einzelnen Partikelfraktionen 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> vorzunehmen, um damit Zusammenhänge mit gesundheitlichen Wirkungen empfindlicher messen zu können.

Für die Ermittlung der chemischen Zusammensetzung von PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub>-Messung für die routinemäßige Erfassung der Feinstaubexposition an den Messstationen der UMEG und Vergleich mit anderen Geräten zur PM<sub>2,5</sub>-Messung
- Ermittlung der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Exposition gegenüber verschiedenen Partikelfractionen (TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> 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 %
<b>gesamt</b>	<b>1925</b>	<b>415</b>	<b>413</b>	<b>162</b>	<b>8,4 %</b>

### 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<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub>, Gesamtstaub TSP). An 5 Messstellen (Mannheim-Humboldt-Schule, Mannheim-Straße, Mannheim-Nord, Aulendorf, Bad Waldsee) wurde zusätzlich die PM<sub>2,5</sub>-Fraktion mit entsprechenden Probenahmeköpfen gesammelt.

Die gravimetrische Bestimmung der gesammelten Stäube (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>, TSP) erfolgte gemäß DIN/EN 12341 "Ermittlung der PM<sub>10</sub>-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 PM<sub>10</sub> weist eine Abscheidewirksamkeit von 50 % für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von >10 µm auf (PM<sub>10</sub> Einlass). Für die Probenahme von PM<sub>2,5</sub> und TSP standen entsprechend modifizierte Lufteinlassvorrichtungen zur Verfügung (PM<sub>2,5</sub>-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 m<sup>3</sup>/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 m<sup>3</sup> bei 1 µg/m<sup>3</sup>.

### **3.2.2 Bestimmung der Schwermetalle in PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub> 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 (HNO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>F<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) aufgeschlossen. Die Elementbestimmung erfolgte durch Massenspektrometrie im induktiv gekoppelten Plasma (ICP-MS).

Die relativen Nachweisgrenzen für dieses Verfahren liegen bei einem Probenahmevolumen von 720 m<sup>3</sup> für Arsen, Blei und Nickel bei 0,2 ng/m<sup>3</sup>, für Cadmium bei 0,1 ng/m<sup>3</sup>.

### **3.2.3 Bestimmung von BaP in PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> und TSP**

Die Bestimmung von Benzo(a)pyren in den beaufschlagten Filtern erfolgte gemäß VDI 3875, Bl. 1 "Messen von Immissionen - Messen von Innenraumluftverunreinigungen - 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/m<sup>3</sup>.

### **3.2.4 Bestimmung von Ruß in PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>**

Die Rußbestimmung in den beaufschlagten Filtern der PM<sub>2,5</sub>- bzw. PM<sub>10</sub>-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 CO<sub>2</sub>.

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 CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>O 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 m<sup>3</sup> bei 0,2 µg Kohlenstoff/m<sup>3</sup>.

### **3.2.5 Probenahme von PM<sub>2,5</sub> mit Pikofiltergeräten des Landesgesundheitsamts**

Zur Erfassung der Exposition gegenüber PM<sub>2,5</sub> 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/m<sup>3</sup>. Voraussetzung für eine ausreichende Nachweisgrenze des Verfahrens ist eine entsprechend lange Messzeit. Das Pikofiltergerät arbeitet mit einem Volumenstrom von 3 m<sup>3</sup>/h. Bei einer angenommenen Filterbelegung von 100 µg ist mit einem Fehler von 5 µg (5%) zu rechnen.

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

Vor Untersuchungsbeginn erfolgte eine Funktionsüberprüfung des Probenahmegerätes (Pikofiltergerät MVS/PNS 6.1-15 mit Probenahmekopf PM<sub>2,5</sub> der Firma Derenda). Unter



Vermeidung der Kontamination des Filters wurde der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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 (m<sup>3</sup>) dividiert. Auf diese Weise wird die PM<sub>2,5</sub>-Belastung der untersuchten Luft in µg pro m<sup>3</sup> bestimmt.

### **3.2.6 Bestimmung des Rußanteils in PM<sub>2,5</sub> 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)

$-100 \ln \frac{I}{I_0}$  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 Innenraumlufte 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/cm<sup>3</sup>; der unterste relevante Messwert liegt bei  $10^3$  Partikel/cm<sup>3</sup>. Abgeschieden und angezeigt werden Partikel mit einem Durchmesser von > 0,01 bis 1 µm.

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 mm x 65 mm wurden Ausschnitte mit den Abmessungen 18 mm x 18 mm jeweils mittig ausgestanzt. Auf die kleberbeschichtete Seite wurden 5 bis 10 µl einer Immersionslösung zur Einbettung der Staubpartikel aufgegeben. Der Brechungsindex der Immersionslösung war nahe dem Brechungsindex der Akzeptorfläche (Kleber) eingestellt, so dass die Oberflächenstruktur des Klebers optisch weitgehend unterdrückt wurde und ein störender Einfluss auf die Segmentierung der Partikel vermieden werden konnte. Zur Kontrastierung biogener Partikel,

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

Die lichtmikroskopische Untersuchung erfolgte im Durchlicht unter Hellfeldbedingungen. Es wurde ein ZEISS-Mikroskop Axioskop H mit 20-facher Objektivvergrößerung benutzt. Zur Auswertung wurde insgesamt eine Fläche von 2,624mm<sup>2</sup> 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 NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, 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, Kühn 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 mm<sup>2</sup> 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/m<sup>3</sup> Luft einer Spezies mit hohem Sporenflug bzw. 10 KBE/m<sup>3</sup> 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 ange-legt 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 Fein-staub wurden am Institut für Umweltmedizinische Forschung (Prof. Dr. Borm) durchge-führt. Dabei wurde die Bildung von OH-Radikalen durch suspendierte Partikel in Ge-genwart von Wasserstoffperoxid und dem Spinfänger (spintrap) 5,5-Dimethyl-1-pyrrolin-N-oxid (DMPO) untersucht. Hierzu wurden 50 µl der Partikelsuspension (eingestellt auf 500 µg PM<sub>2,5</sub>/ml anhand der vom Filter extrahierten Partikelmasse) mit 50 µl H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (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 erfolg-te 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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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% CO<sub>2</sub> 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 % CO<sub>2</sub> kultiviert und in 24-Lochplatten in einer Dichte von 10<sup>5</sup> Zellen pro 500 µl ausgesät. Nach 48 Stunden wurde die PM<sub>2,5</sub>-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 NaNO<sub>2</sub>-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<sub>m</sub> 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 (NO<sub>2</sub>) 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 Probeneinlassschlauch 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

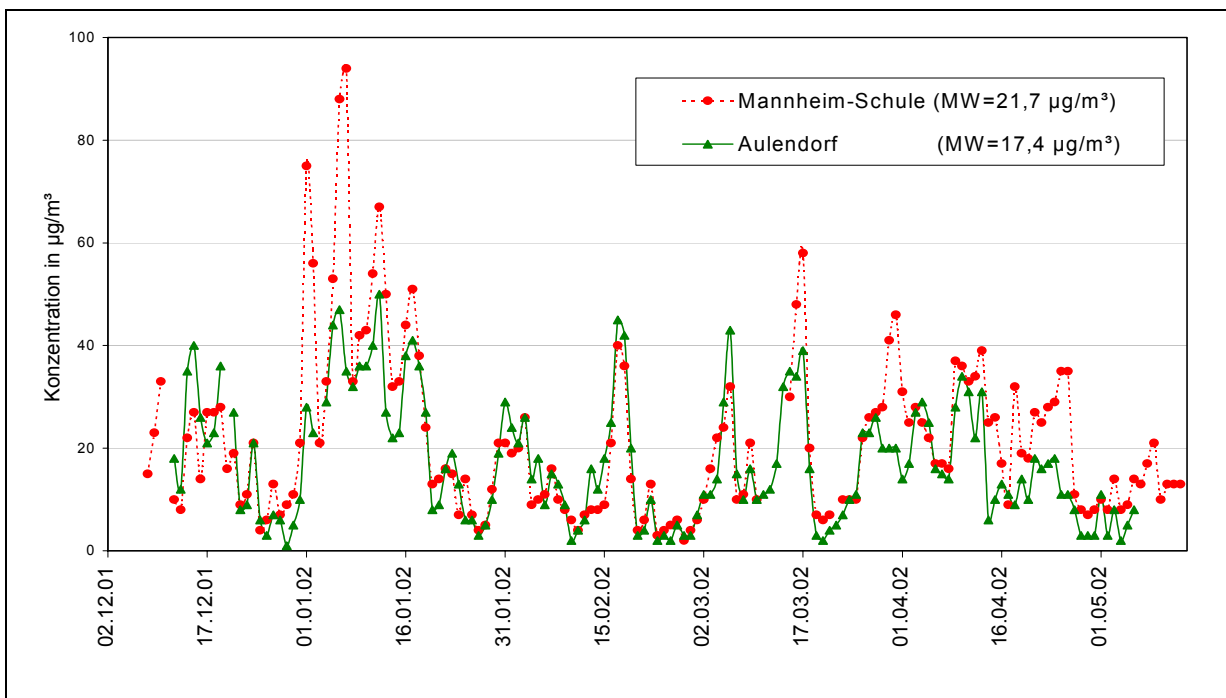
#### 4.1.1 Messung von PM<sub>2,5</sub>

PM<sub>2,5</sub> wurde an 5 Messstationen über High-Volume-Sampler der UMEG gesammelt und gravimetrisch der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-Konzentrationen, wobei Minima und Maxima nahezu zeitgleich auftraten.

Abb. 4.1 Zeitverlauf von PM<sub>2,5</sub> 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

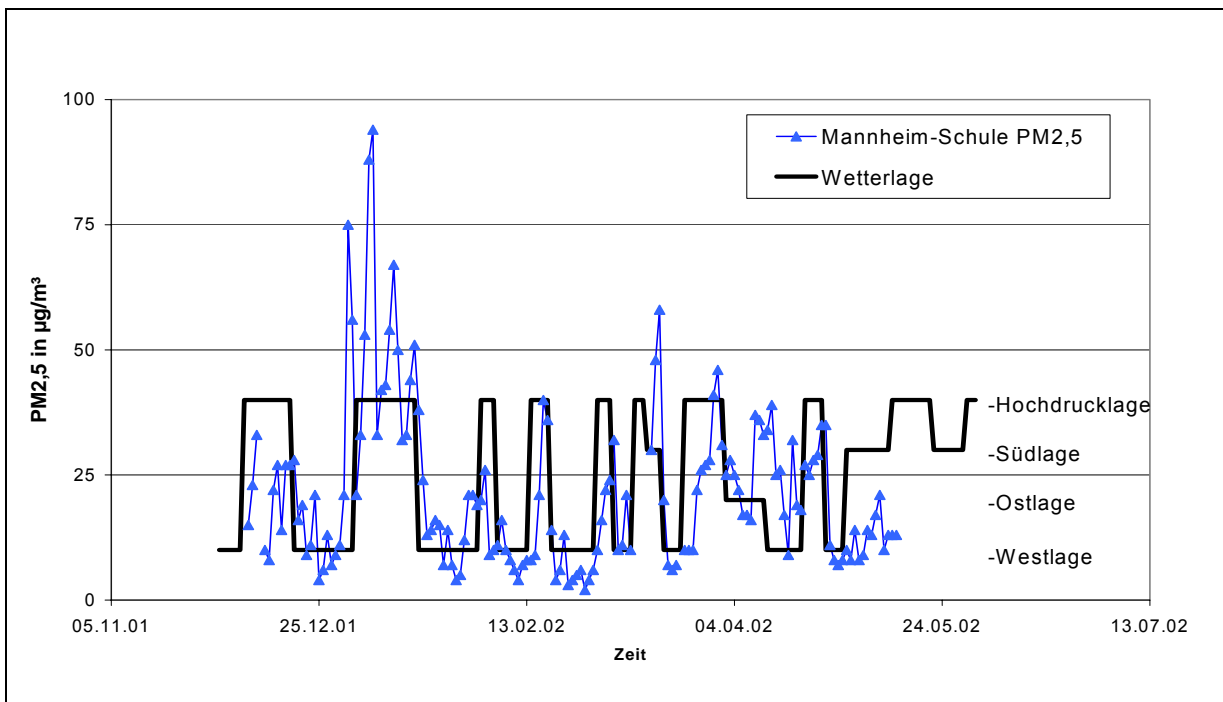


Weitere deutliche Belastungsspitzen waren Anfang Februar, um den 17. Februar, den 6. März und den 17. März zu erkennen. Im April schwankten die Konzentrationen in einem mittleren Bereich und fielen dann Anfang Mai auf ein relativ niedriges Niveau ab. Ein Wochengang war nicht erkennbar, die Konzentrationen 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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-Konzentration in Mannheim



Tab. 4.1 Messung von PM<sub>2,5</sub> an ausgewählten Stationen (in µg/m<sup>3</sup>)

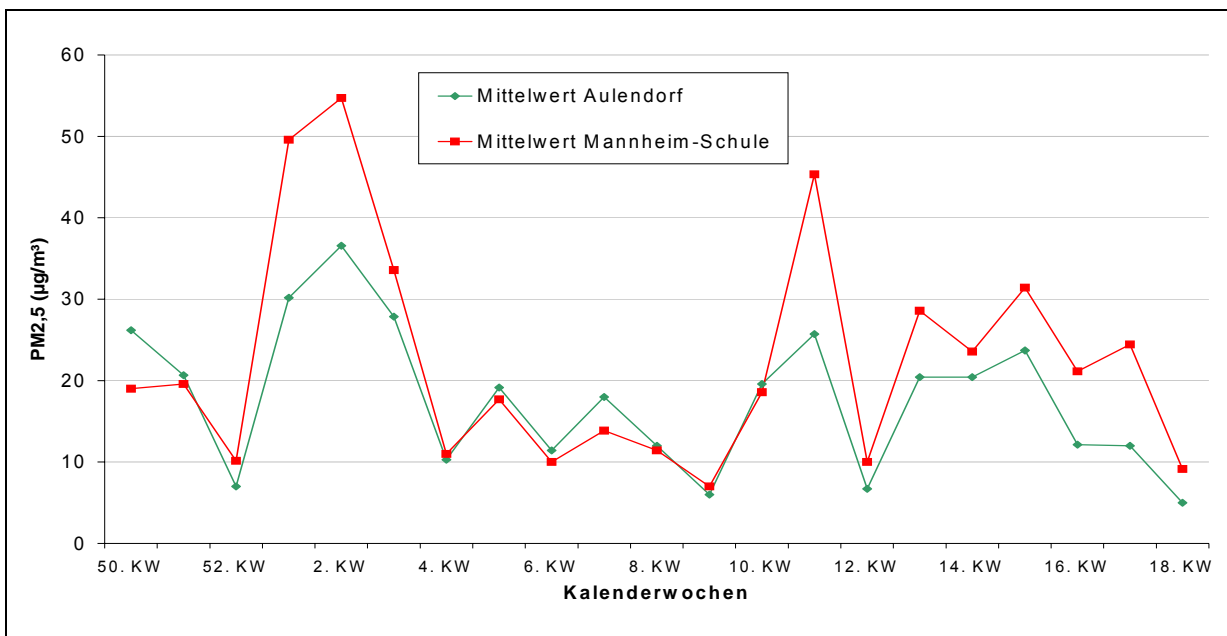
Ort	Auswertezeitraum	n	Min	Max	25%til	Median	75%til	MW	SD
Mannheim Schule	12.12.01- 06.05.02	141	2	94	9	17	28	22	17
Aulendorf	12.12.01- 06.05.02	144	1	50	8	15	26	17	12
Mannheim Schule	12.12.01-23.02.02	74	3	94	9	16	32	23	20
Aulendorf	12.12.01- 23.02.02	72	1	50	9	19	29	20	13
Mannheim Schule	24.02.02- 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> an den Stationen Mannheim-Schule und Aulendorf betrachtet werden (Abb. 4.4).

Abb. 4.4 Zeitverlauf der Wochenmittelwerte von PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> Mannheim-Schule.  $22,4 \pm 13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Mittelwert der Wochenmittelwerte PM<sub>2,5</sub> Aulendorf  $17,7 \pm 8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Mittelwert der Differenz der Wochenmittelwerte  $4,7 \pm 7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

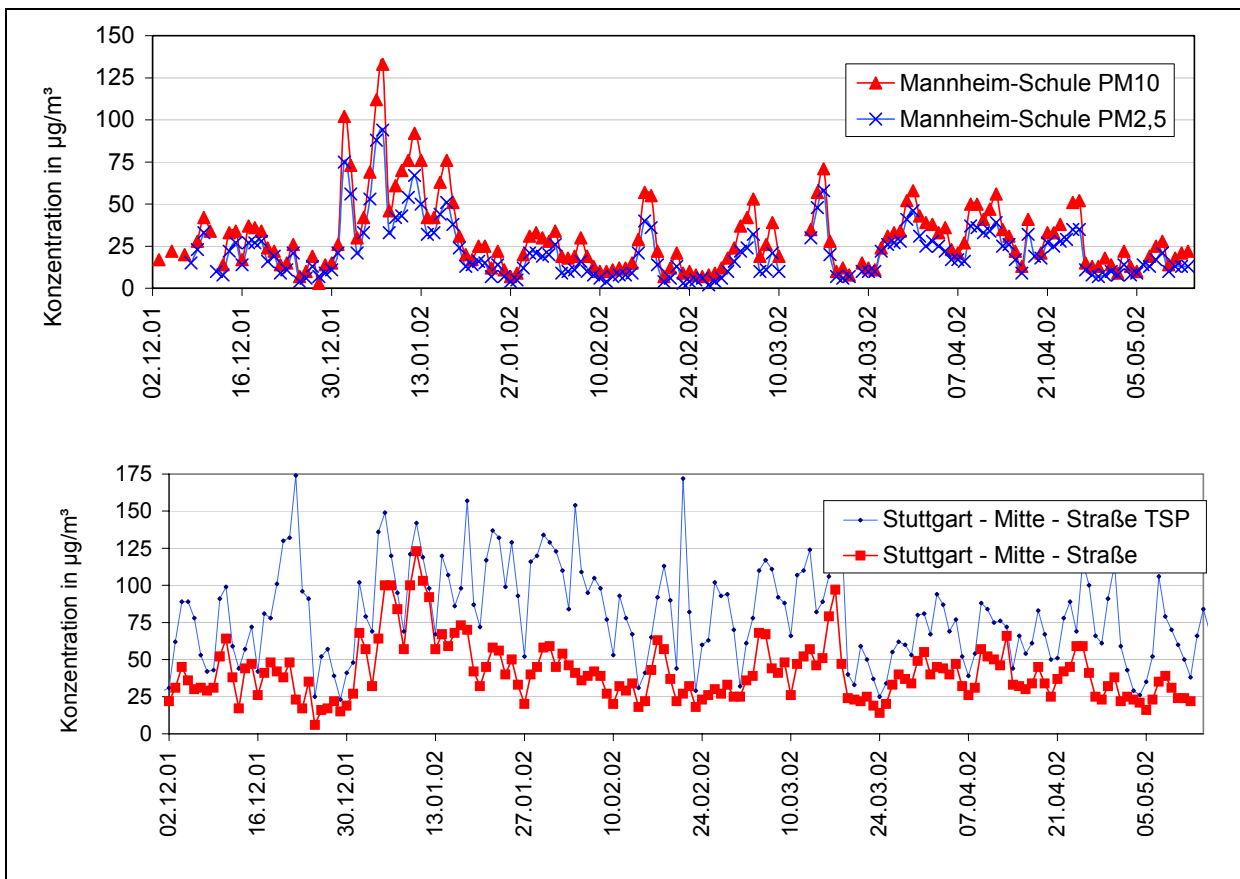
Wegen des parallelen Zeitverlaufs der Konzentration an beiden Messstellen ist die mittlere Differenz der Wochenmittelwerte zwischen Mannheim-Schule und Aulendorf

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 $\text{PM}_{10}$ und TSP an ausgewählten Standorten

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

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



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

was mit der Aufwirbelung von gröberem 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 <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )									
Ort	Auswertzeitraum	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 <sup>3</sup> )									
Ort	Auswertzeitraum	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

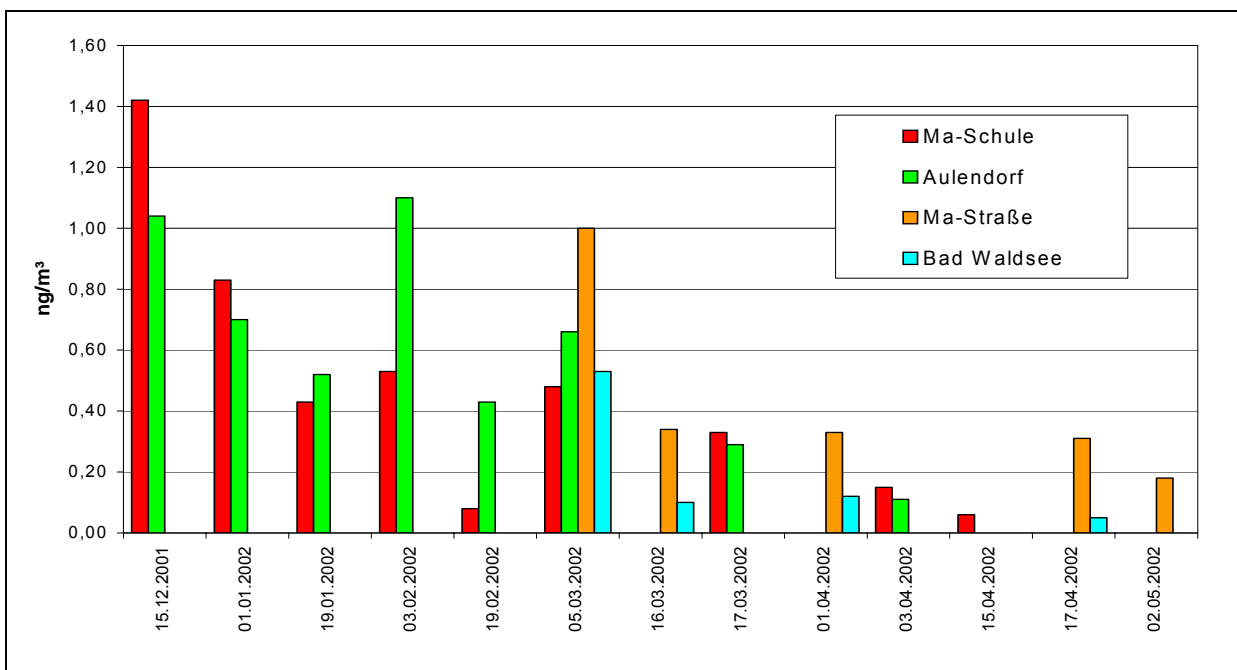
### 4.1.3 Staubinhaltsstoffe in PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>

#### Benzo(a)pyren in PM<sub>2,5</sub>

In ausgewählten Filtern der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> erst im September 2003 erfolgte. Bei vergleichenden BaP-Messungen in PM<sub>10</sub> waren bei den im September 2003 durchgeführten Messungen deutliche Minderbefunde gegenüber den Ergebnissen aus dem Jahr 2002 zu verzeichnen. Die Wiederfindungsraten von BaP in PM<sub>10</sub> 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<sub>2,5</sub> möglicherweise standortabhängig unterschiedliche Wiederfindungsraten bei der BaP-Bestimmung vorliegen.

Abb. 4.6 Benzo(a)pyren in PM<sub>2,5</sub>



#### Staubinhaltsstoffe in PM<sub>10</sub> bzw. TSP:

Staubinhaltsstoffe (BaP, Ruß, Pb, Cd, Ni, As) wurden in PM<sub>10</sub> bzw. TSP von der UMEG routinemäßig an jedem vierten Tag bestimmt. In Bad Waldsee wurden dabei jedoch

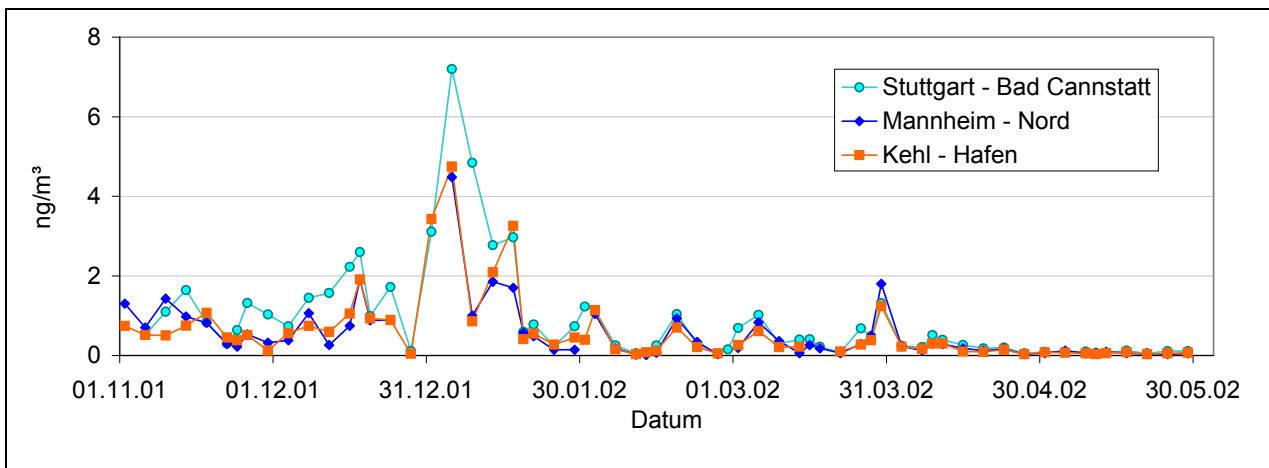


keine Messungen auf BaP und Ruß durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 4.7 – 4.12 sowie im Anhang (Tabellen A 5 und A 6) aufgeführt.

### 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.

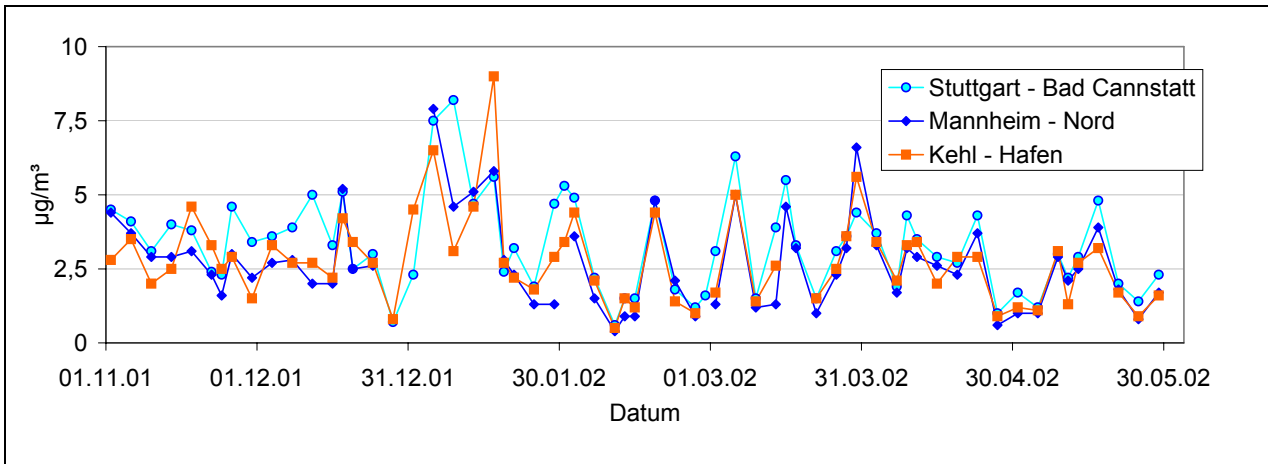
Abb. 4.7 Benzo(a)pyren in  $PM_{10}$



### 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.

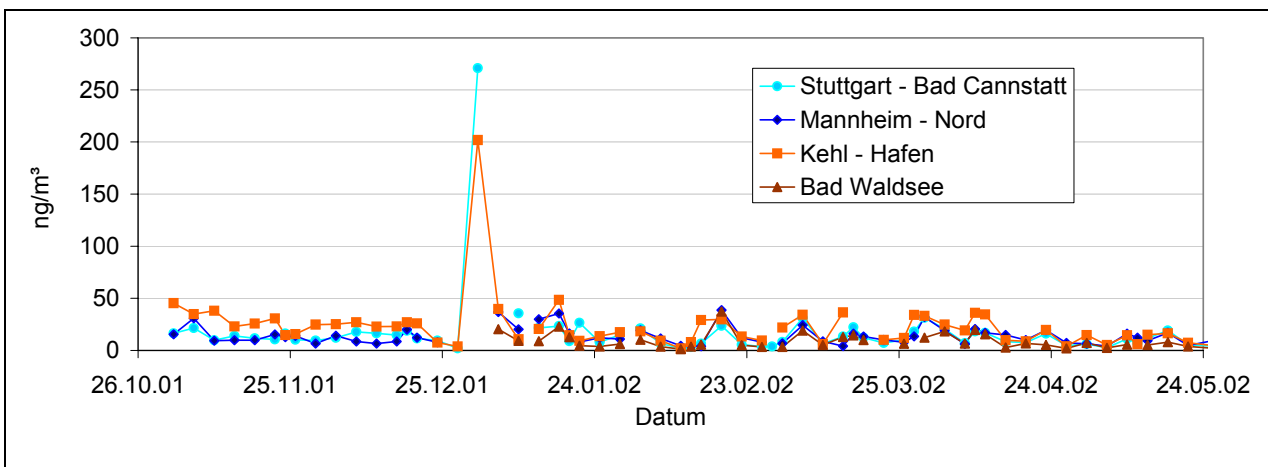
Abb. 4.8 Ruß in PM<sub>10</sub>



**Blei in PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub>-Gehalt korreliert (ohne Ausreißer am 1.1.02 und 10.3.02). Auch hier wiesen bei einem Vergleich zwischen PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub>



## Cadmium in PM<sub>10</sub> und TSP

Etwas höhere Cd-Konzentrationen in der Luft (gebunden an PM<sub>10</sub>) 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 PM<sub>10</sub>

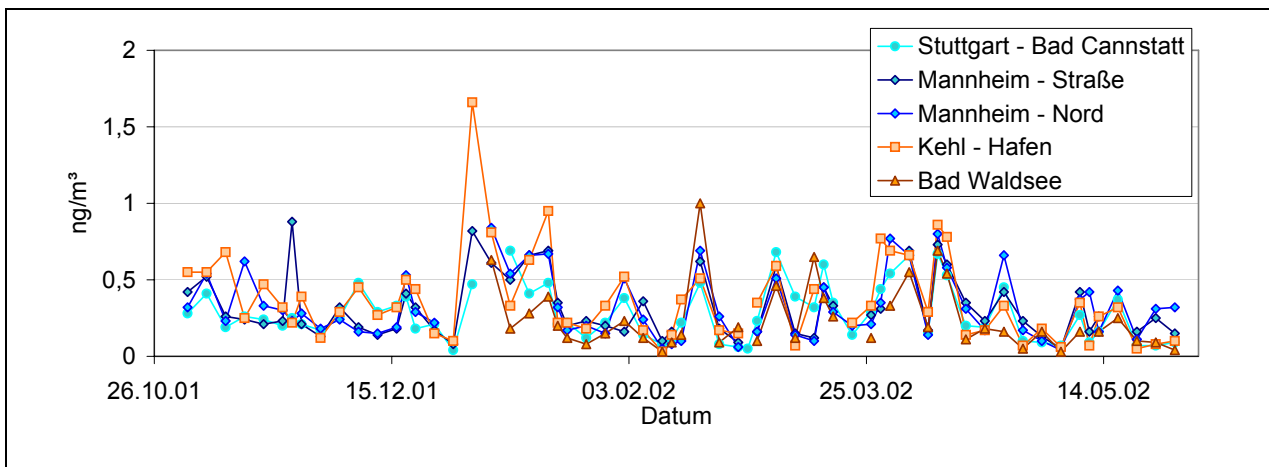
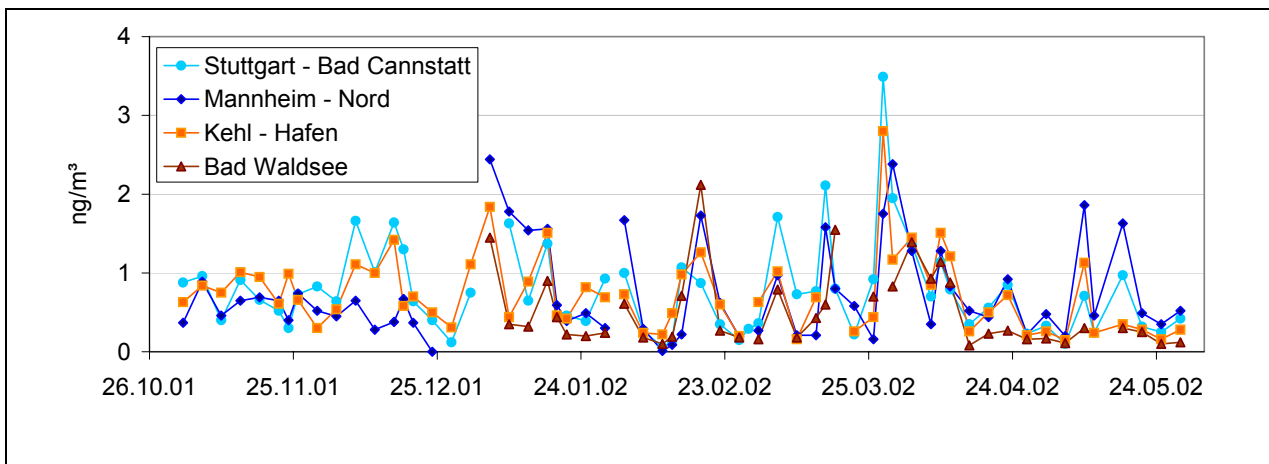


Abb. 4.11 Arsen in PM<sub>10</sub>



## Arsen in PM<sub>10</sub> und TSP:

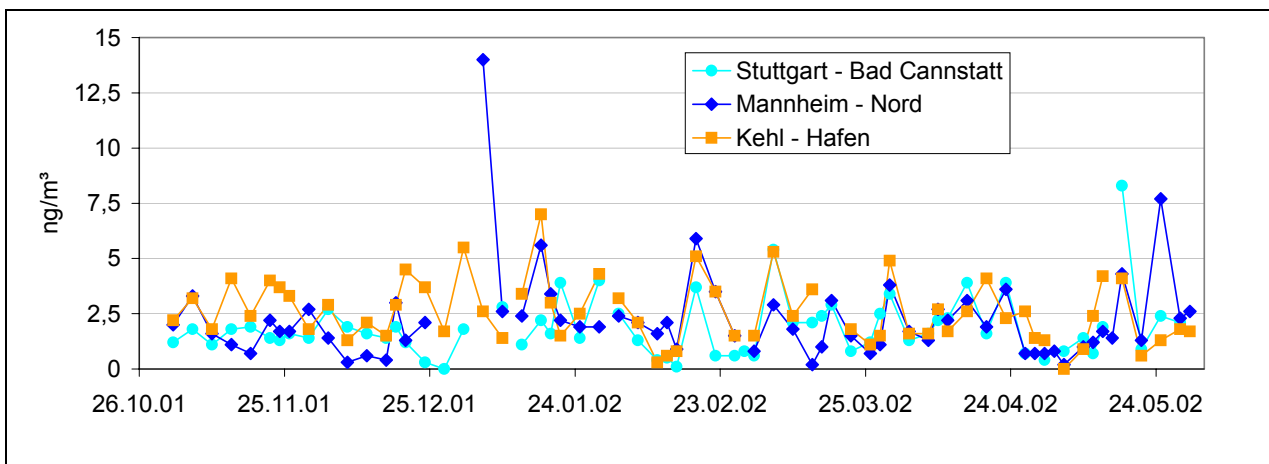
Die höchsten Konzentrationen von Arsen traten während der Untersuchungsperiode nicht im Januar, sondern Ende März (28.03.02) auf (Abb. 4.11). In Norddeutschland wurden am Ostersonntag (31.03.02) insgesamt hohe Arsenkonzentrationen gemessen, die auf Emissionen der Osterfeuer in Verbindung mit einer Inversionswetterlage 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 PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub>-gebundenem Nickel vorhanden. Insgesamt zeigte sich nur eine geringe Korrelation mit PM<sub>10</sub> und TSP (Anhang Tab. A 6). Als Quelle für nickelhaltige Stäube wird einerseits aufgewirbelter Straßentaub, andererseits die metallverarbeitende Industrie angesehen.

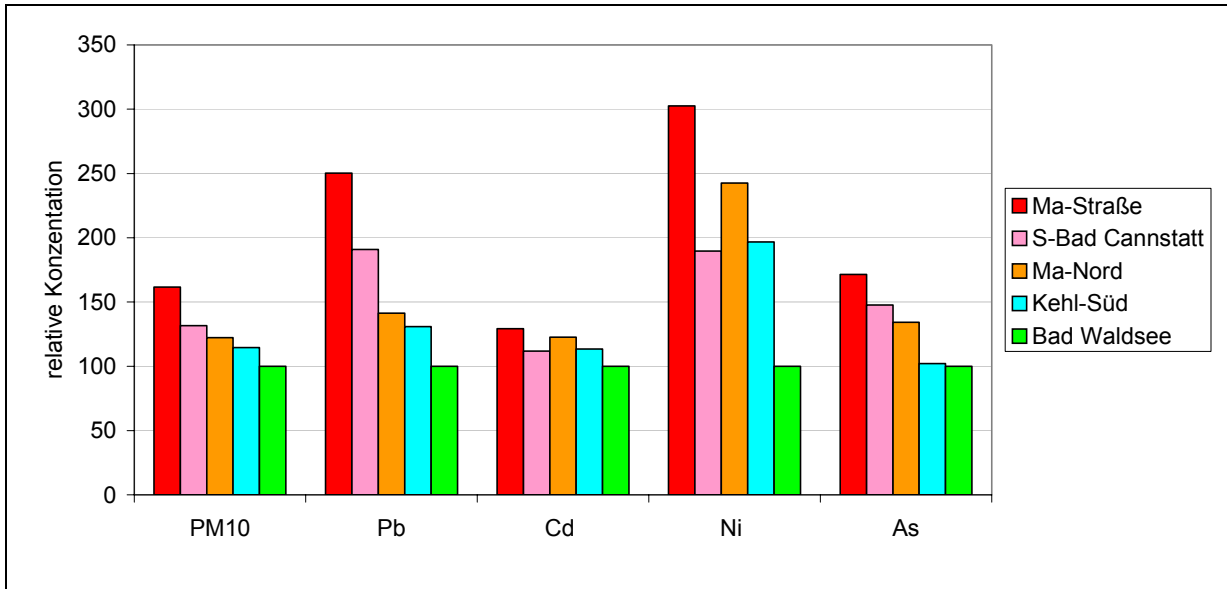
Abb. 4.12 Nickel in PM<sub>10</sub>



Die Konzentrationen der Staubinhaltsstoffe in PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub> höher als in den ländlichen Gebieten, während der Arsenanteil in PM<sub>10</sub>

nur eine geringe Standortabhängigkeit zeigte und der Cadmiumanteil in PM<sub>10</sub> 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 %)

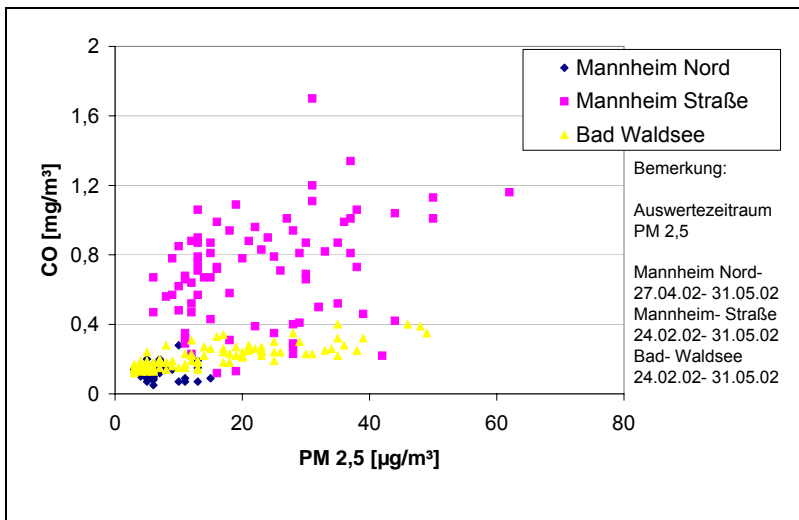


#### 4.1.4 Vergleich von PM<sub>2,5</sub> mit CO und Stickoxiden:

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<sub>x</sub> (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.

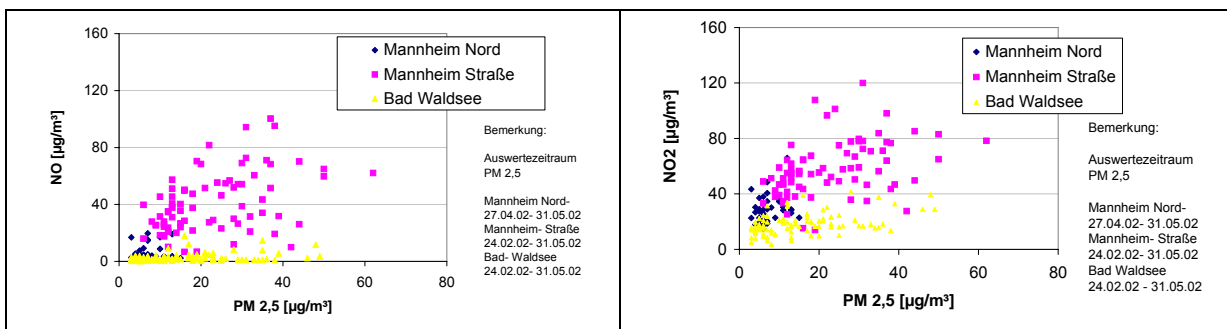
Auch hier zeigte sich im zeitlichen Verlauf eine deutliche Abhängigkeit der Konzentration von den meteorologischen Verhältnissen. Kohlenmonoxid wies die höchsten Konzentrationen an der Station Mannheim-Straße auf ( $0,90 \pm 0,43 \text{ mg/m}^3$ ), gefolgt von Mannheim-Mitte ( $0,37 \pm 0,27 \text{ mg/m}^3$ ), 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<sub>2,5</sub>, 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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> und CO



Ähnlich waren die Verhältnisse auch bei den Stickoxiden. Auch sie zeigten wie CO und PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub>. (Abb. 4.15 u. 4.16). Weder bei NO<sub>2</sub>, NO oder NO<sub>x</sub> zeigte sich eine eindeutige Korrelation mit den PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen (Anhang Abb. A 55 – A 60).

Abb. 4.15 u. 4. 16 Zusammenhang zwischen PM<sub>2,5</sub>, NO (links) und NO<sub>2</sub> (rechts)



Die Konzentrationen der verschiedenen Schadstoffe sind in Tabelle 4.3 in Form der Mittelwerte zusammengefasst. Der Vergleich zeigt, dass sich PM<sub>10</sub> und insbesondere Maße PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> und NO<sub>2</sub> 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 <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )			21,7 ± 16,6			17,4 ± 12,0
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	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 <sup>3</sup> )	0,90 ± 0,43	0,37 ± 0,27		0,32 ± 0,25	0,29 ± 0,15	
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	58,8 ± 18,6	35,4 ± 18,4		37,8 ± 17,0	21,4 ± 12,3	
NO (µg/m <sup>3</sup> )	58,5 ± 37,8	23,8 ± 30,9		19,6 ± 26,3	5,1 ± 5,9	
NO <sub>x</sub> (ppb)	77,3 ± 38,7	37,4 ± 33,3		35,3 ± 28,8	15,2 ± 10,6	

#### 4.1.5 Weitere Charakterisierung von PM<sub>2,5</sub> durch in-vitro-Methoden

##### OH-Radikalfreisetzung bei Inkubation von PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> auf Quarzfaserfilter

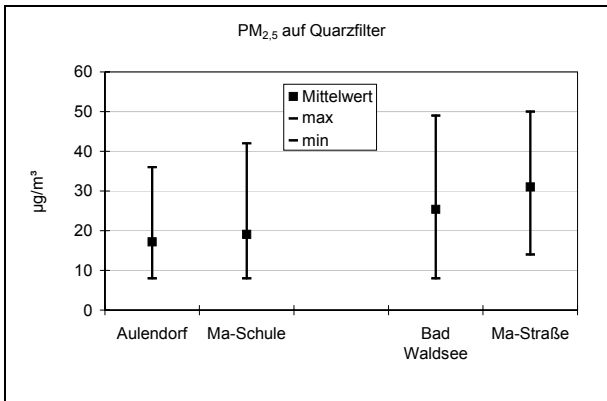


Abb. 4.17 PM<sub>2,5</sub> auf Glasfaserfilter

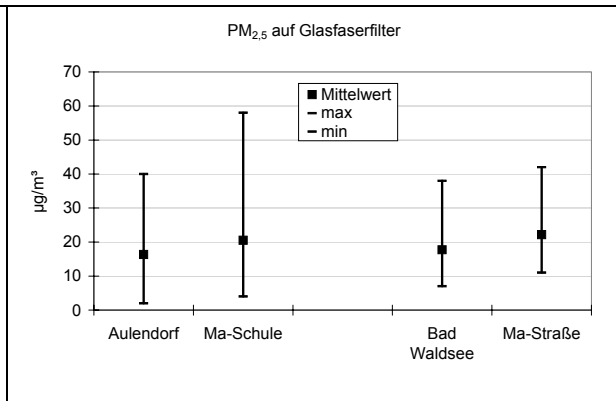


Abb. 4.18 ESR-Signale auf Quarzfilter bezogen pro m<sup>3</sup> Luft

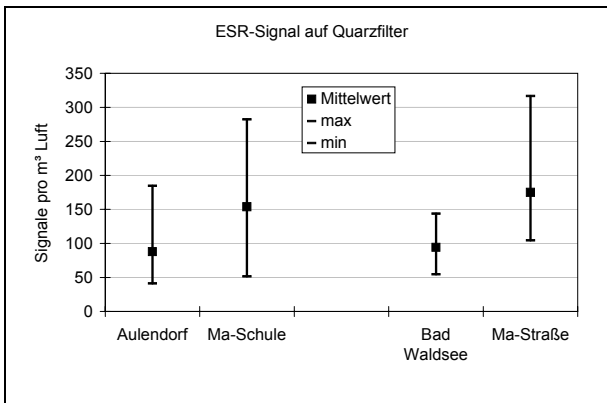


Abb. 4.19 ESR-Signale auf Glasfaserfilter bezogen pro m<sup>3</sup> Luft

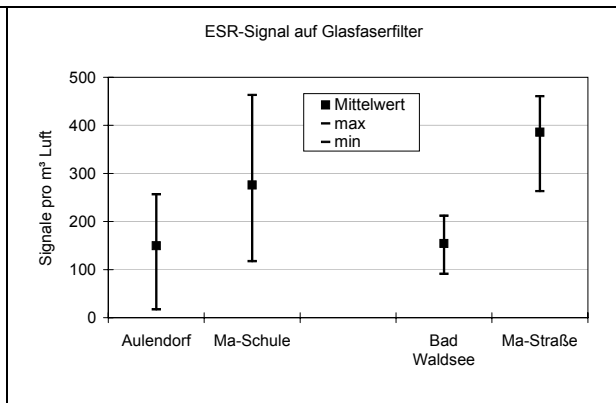


Abb. 4.20 ESR-Signale auf Quarzfilter bezogen pro µg PM<sub>2,5</sub>

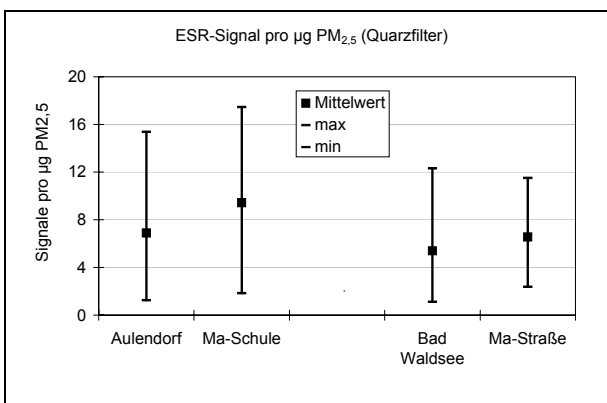
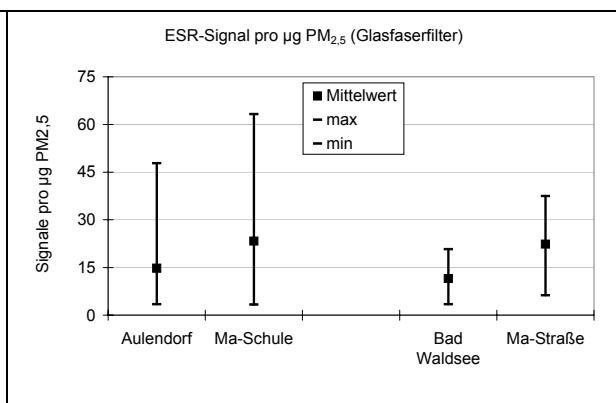


Abb. 4.19 ESR-Signale auf Glasfaserfilter bezogen pro µg PM<sub>2,5</sub>



In den Abb. 4.16 – 4.21 sind die Mittelwerte einschließlich der Streubreiten (Minimal- und Maximalwerte) für PM<sub>2,5</sub>, 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<sub>2,5</sub>-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 Ma-Schule 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 <sub>2,5</sub> (Quarzfilter)	17,2 µg/m <sup>3</sup> (n=11)	19,1 µg/m <sup>3</sup> (n=11)	p=0,357	25,4 µg/m <sup>3</sup> (n=5)	31,0 µg/m <sup>3</sup> (n=5)	p=0,141
PM <sub>2,5</sub> (Glasfaser)	16,3 µg/m <sup>3</sup> (n=24)	20,5 µg/m <sup>3</sup> (n=24)	p=0,020	17,7 µg/m <sup>3</sup> (n=7)	22,1 µg/m <sup>3</sup> (n=7)	p=0,150
ESR-Sign./m <sup>3</sup> (Quarzfilter)	88 (n=11)	154 (n=11)	p=0,021	94 (n=5)	175 (n=5)	p=0,043
ESR-Sign./m <sup>3</sup> (Glasfaser)	150 (n=24)	276 (n=24)	p<0,0001	154 (n=7)	386 (n=7)	p=0,018
ESR/µg PM <sub>2,5</sub> (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 <sub>2,5</sub> (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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> (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<sub>2,5</sub>-Gehalt in der Lösung eingestellt und die Messwerte über die Sammelzeit auf die Luftkonzentration umgerechnet. Ein Vergleich der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-Partikeln im Vergleich zu Aulendorf zu erkennen (Abb. 4.23 – 4.24).

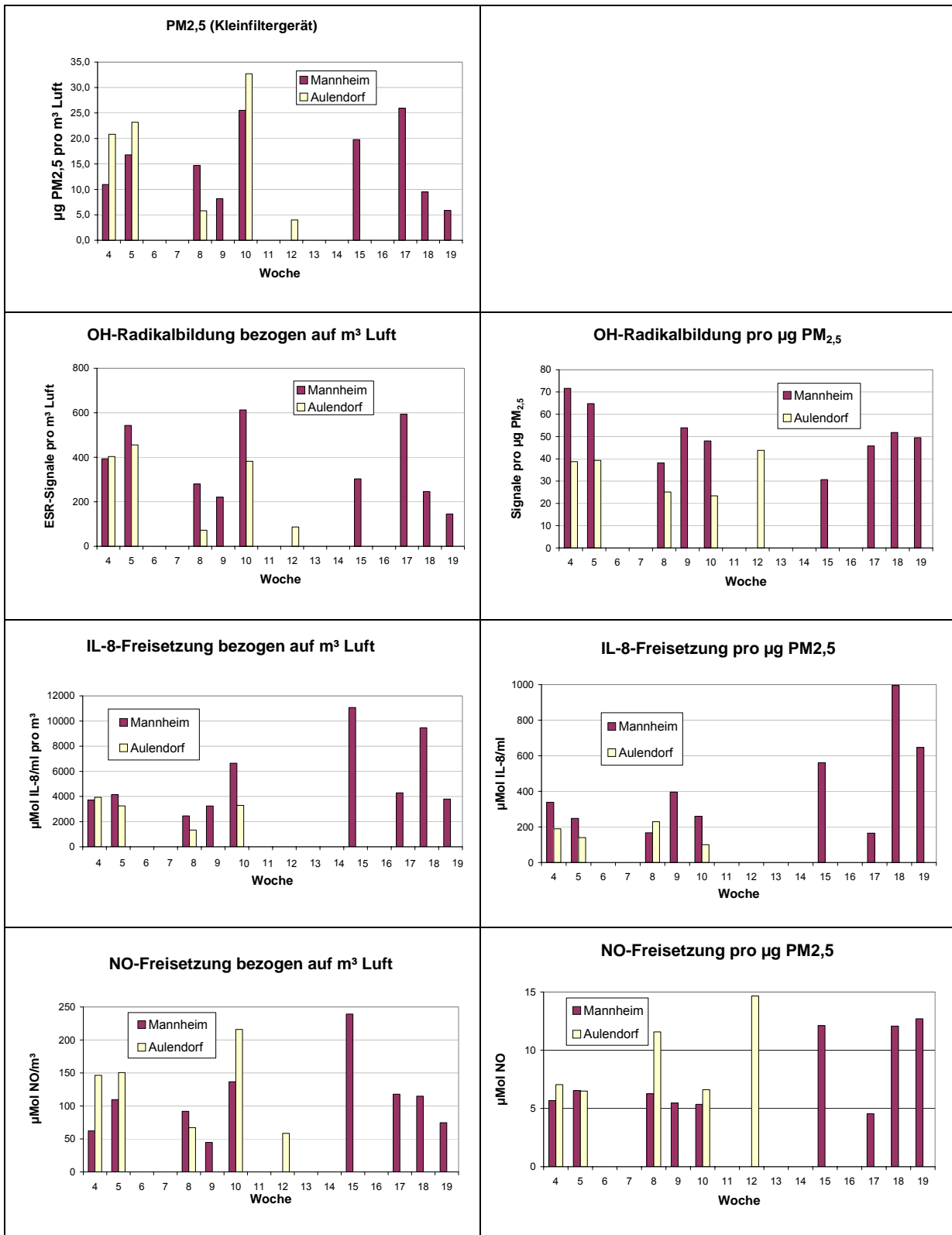
### **IL-8-Freisetzung und NO-Bildung in vitro bei Inkubation mit PM<sub>2,5</sub>-Partikel**

Aliquote Mengen der resuspendierten PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> aus Mannheim und Aulendorf

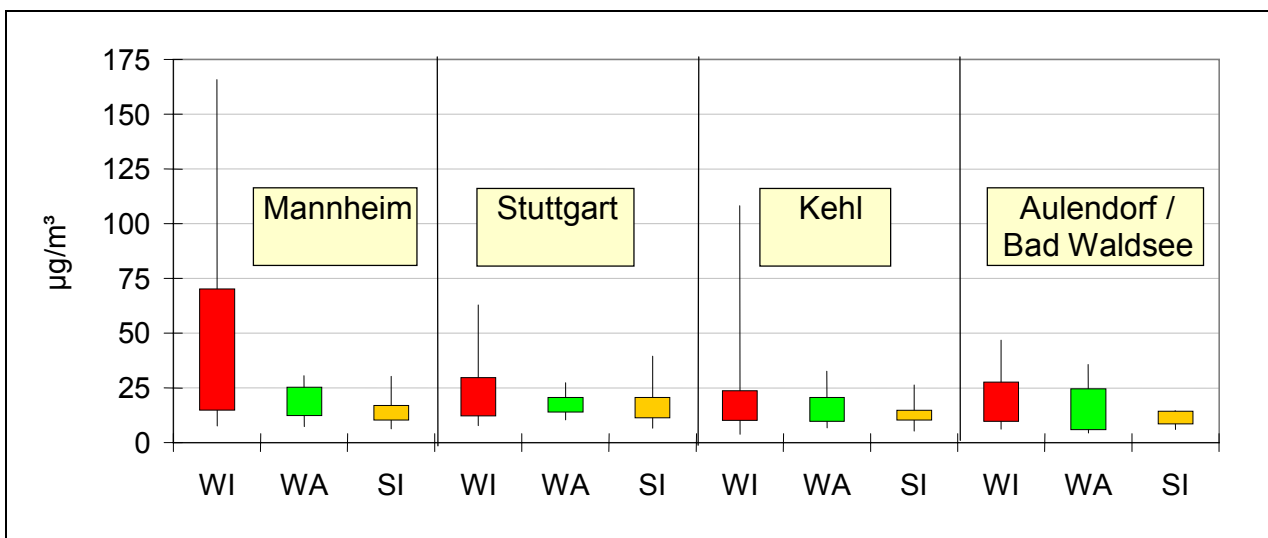


## 4.2 Charakterisierung der individuellen Partikelbelastungen durch Messungen an und in Wohnungen und Schulen

### 4.2.1 Messung von PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> gesammelt. Parallel dazu wurde bei 68 dieser Kinder PM<sub>2,5</sub> in der Außenluft vor der Wohnung und bei 113 der Kinder PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-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/m<sup>3</sup> verteilt. Demgegenüber wiesen die in den Wohnungen ermittelten Messwerte eine sehr viel größere Streuung im oberen Bereich über 50 µg/m<sup>3</sup> auf mit Maximalwerten über 200 µg/m<sup>3</sup> als Wochenmittelwert.

Abb. 4.30 Histogramm von PM<sub>2,5</sub> in Wohnungen

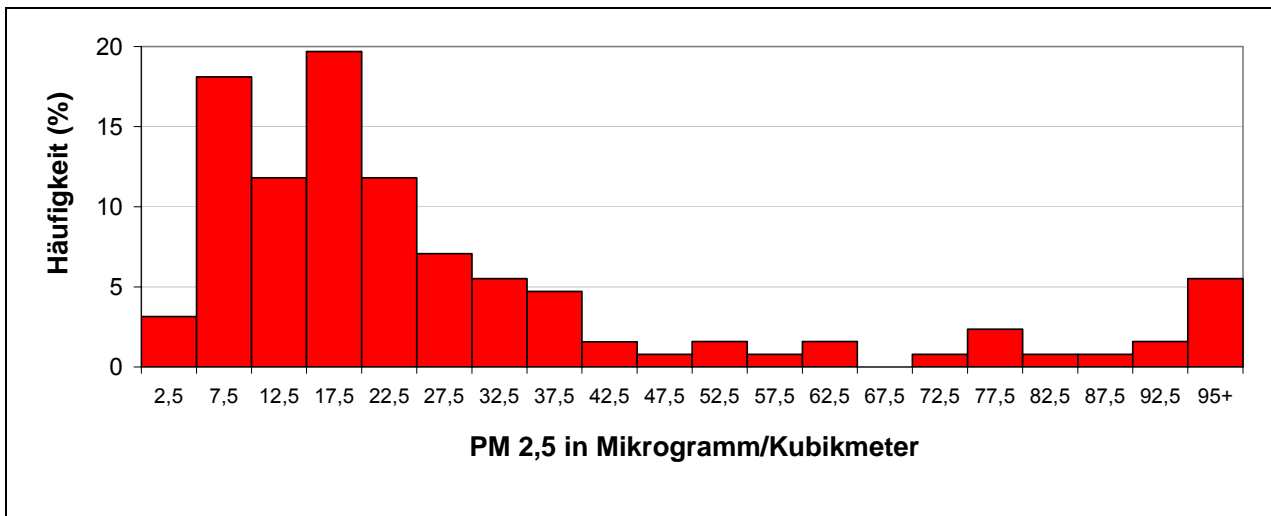


Abb. 4.31 Histogramm von PM<sub>2,5</sub> in der Außenluft vor den Wohnungen

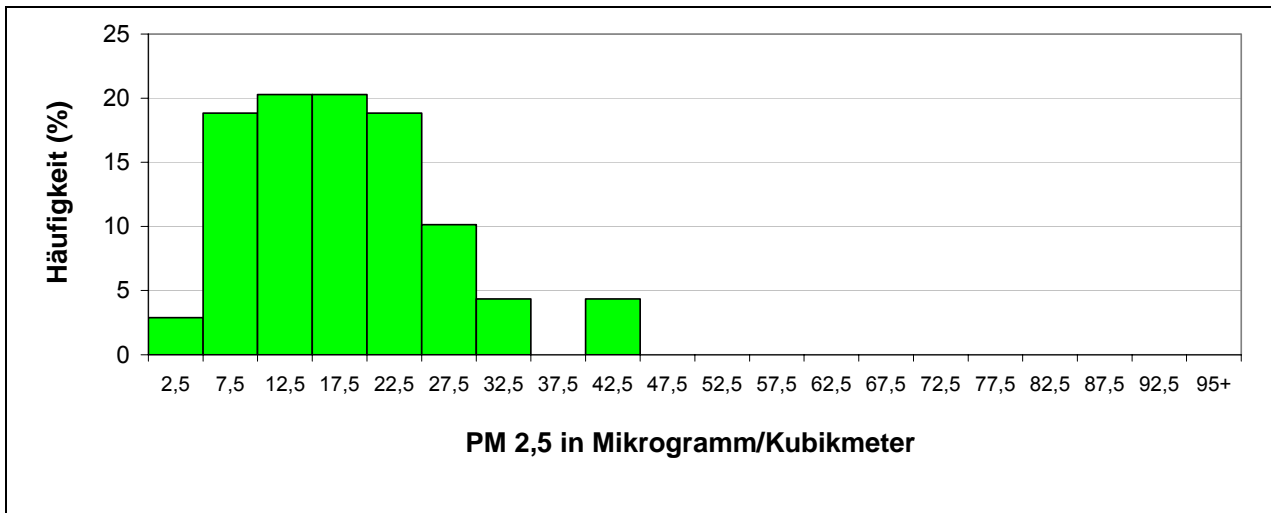
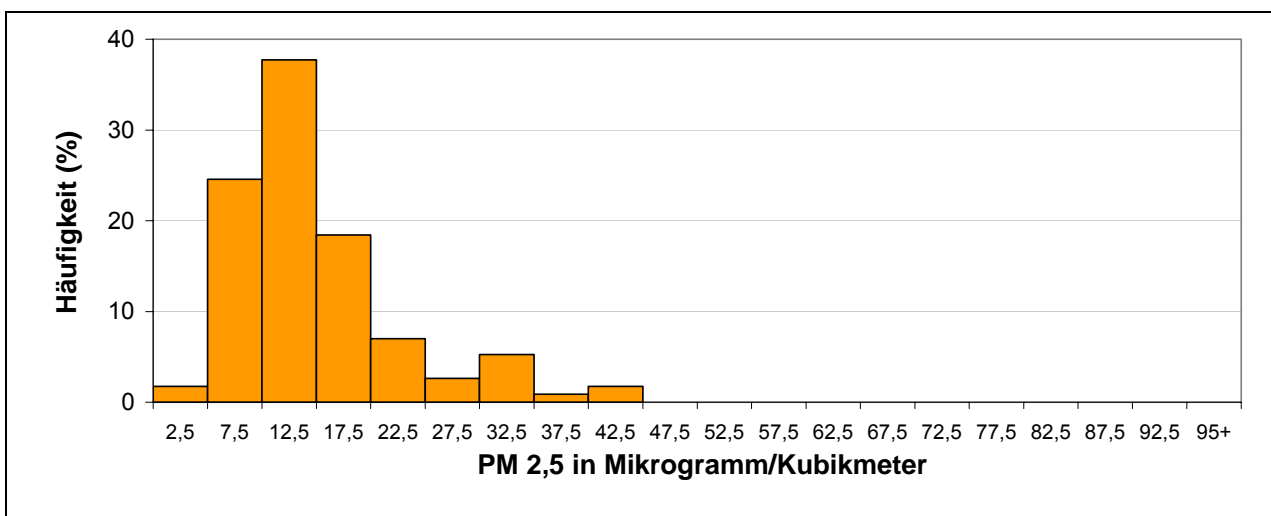
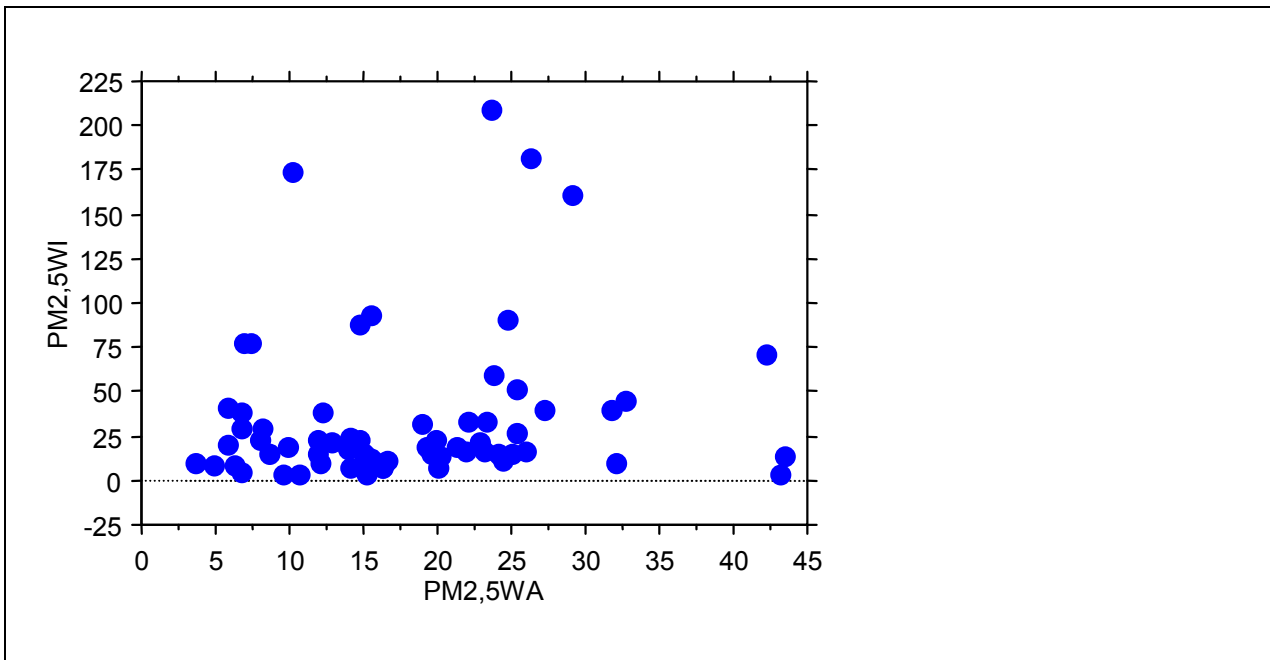


Abb. 4.32 Histogramm von PM<sub>2,5</sub> in Schulen (Innenräume)



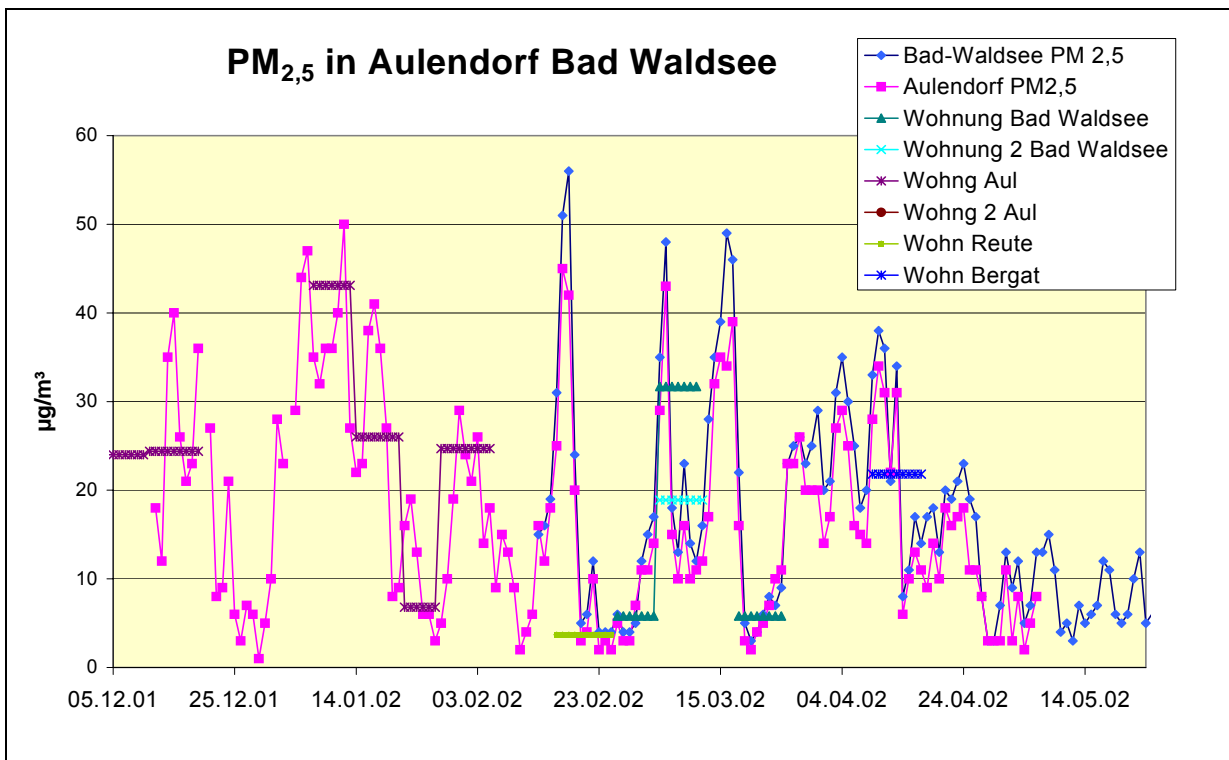
Ein Zusammenhang zwischen der Innenraumbelastung und den  $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in der Außenluft war nicht erkennbar (Abb. 4.33). Dies spricht dafür, dass in einem Teil der Wohnungen starke zusätzliche Quellen für Partikelbelastungen vorhanden waren. Über die zeitliche Variabilität der Innenraumbelastungen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

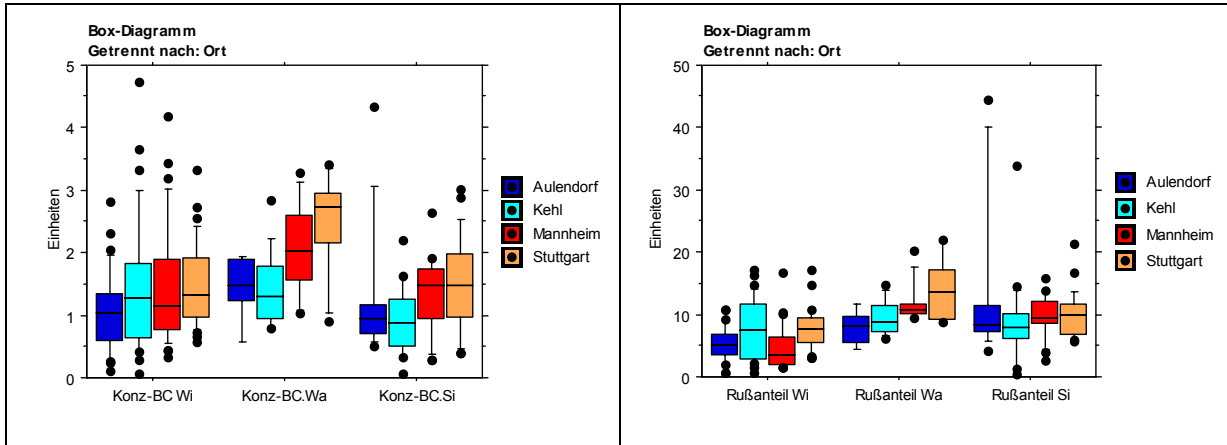
Abb. 4.34 Vergleich der Wochenmittelwerte für PM<sub>2,5</sub> vor den Wohnungen und den Tagesmittelwerten für PM<sub>2,5</sub> an den Messstellen Aulendorf und Bad Waldsee



#### 4.2.2 Ruß (Black Carbon) in PM<sub>2,5</sub>

Auf den Glasfaserfiltern der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-Masse (Abb. 4.35 (rechts) bzw. Tab. A 9), zeigte sich der höchste Anteil in der Außenluft (ca. 10,7 % Rußanteil an PM<sub>2,5</sub>), gefolgt von der Raumluft in den Schulräumen (ca. 10,3 %); während in den Wohnungen der Rußanteil an PM<sub>2,5</sub> nur 6,4 % erreichte. Zwischen der Rußkonzentration und der PM<sub>2,5</sub>-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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  
 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  $\mu\text{m}$ , 6 bis 12  $\mu\text{m}$ , 12 bis 24  $\mu\text{m}$ , 24 bis 48  $\mu\text{m}$  und 48 bis 96  $\mu\text{m}$  unterschieden.

#### Grobstaub (Gesamtpartikel)

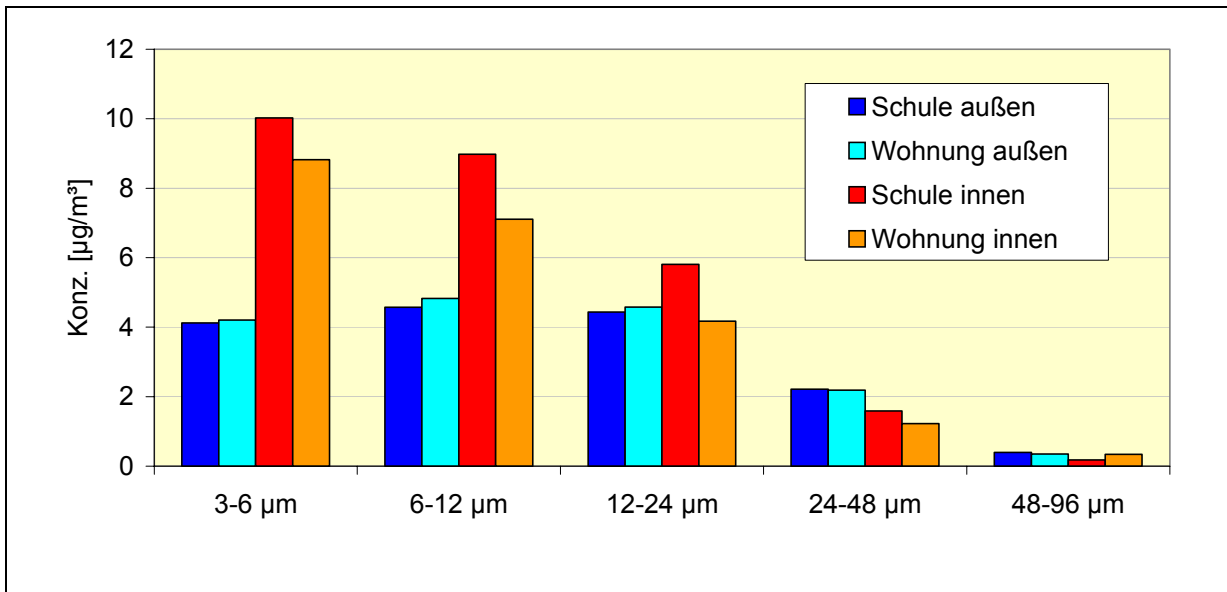
Sedimentierfähiger Grobstaub war in den Innenräumen insgesamt deutlich stärker vertreten als in der Außenluft, wobei die Schulräume im Mittel etwas höher belastet waren als die Wohnräume (Abb. 4.36 und Anhang Tab. A 10).

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

Das Maximum der Außenluftverteilung im Bereich von 6 bis 24  $\mu\text{m}$  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 Staubentstehung 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.

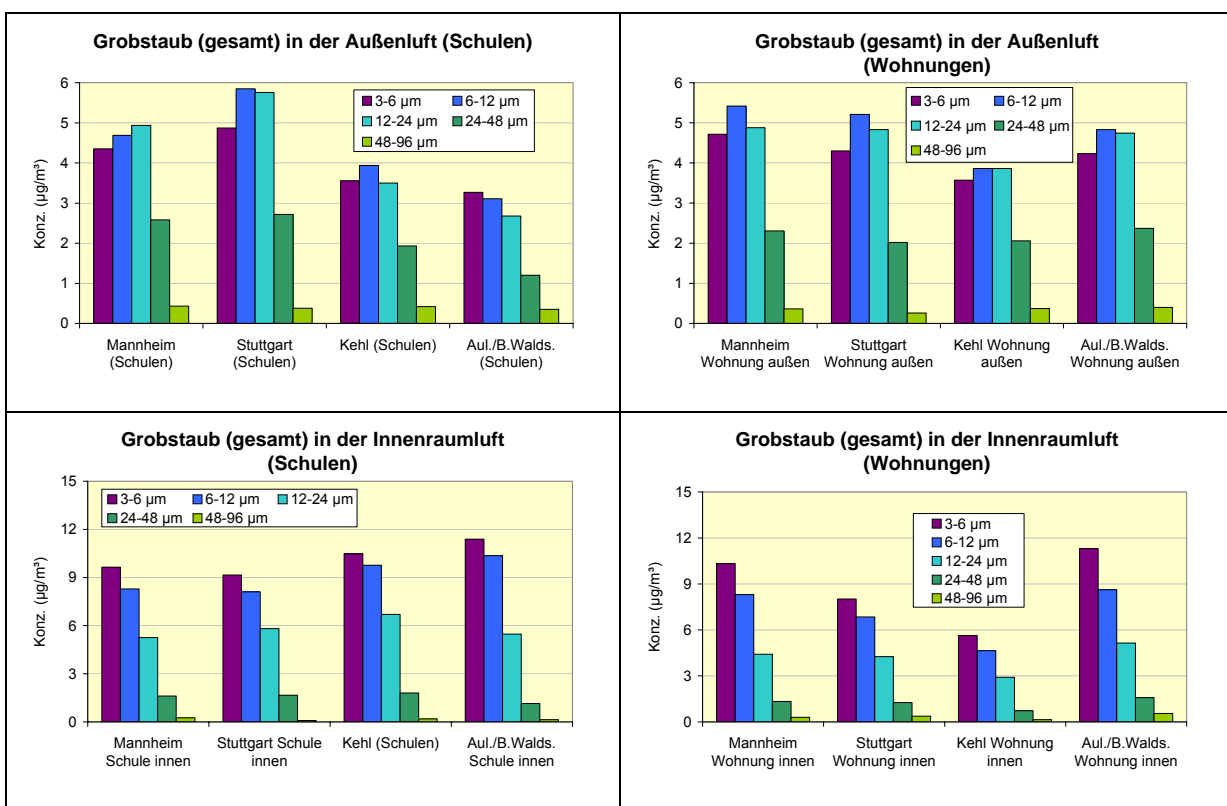
Die auffällig erhöhte Partikelbelastung der Innenräume mit Partikeln kleiner als 12 µm Durchmesser lässt auf die Beteiligung von Innenraumquellen schließen. Dazu gehören u.a. biologische Partikel. Ihre Freisetzung erfolgt durch Abschilferungen des menschlichen Epithels sowie durch Abrieb tierischer und 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.



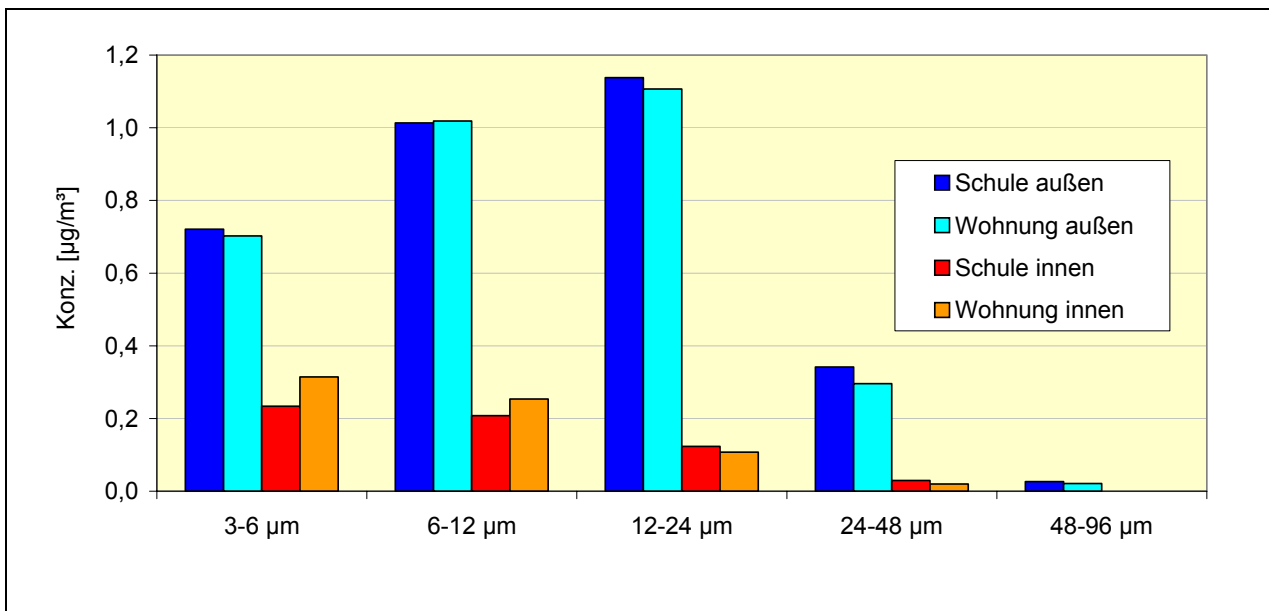
## Schwarzer Grobstaub

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  $\mu\text{m}$  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  $\mu\text{m}$  Partikeldurchmesser auf niedrigem Konzentrationsniveau.

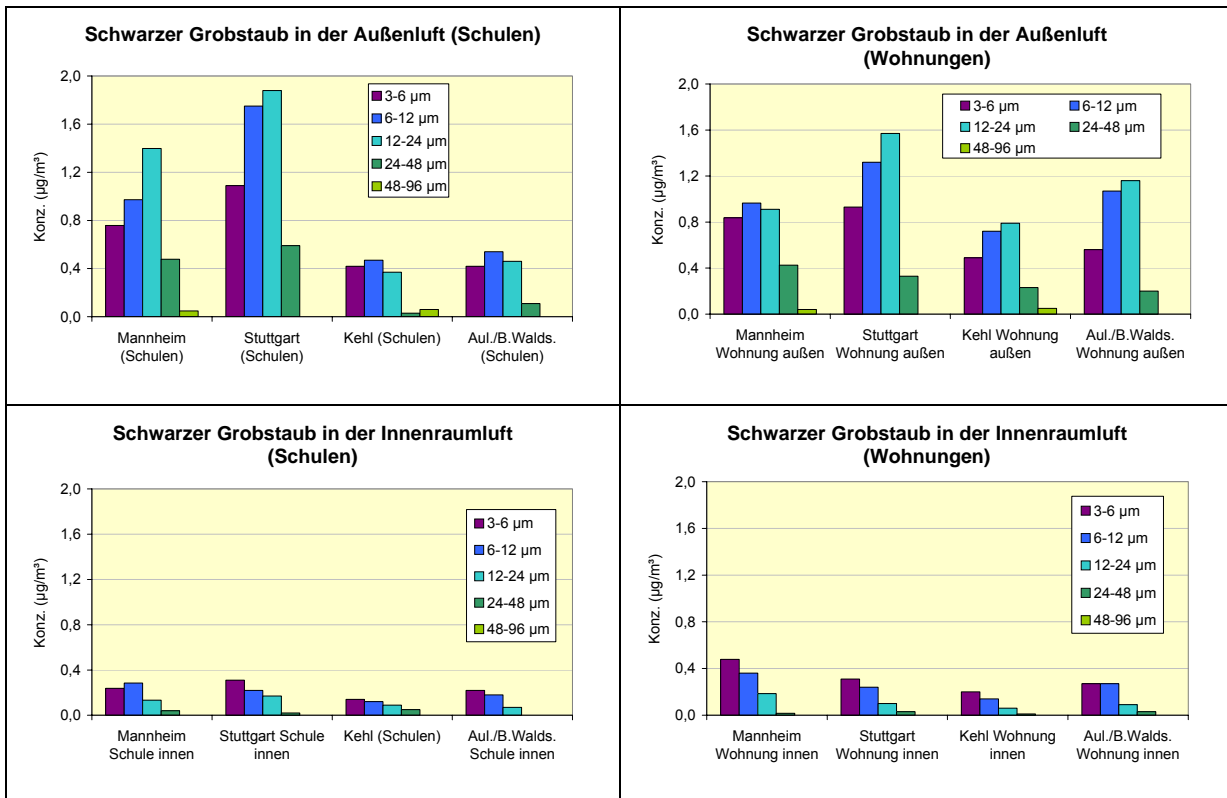
Abb. 4.41 Konzentration von schwarzem Grobstaub außen und innen (jeweils Schulen und Wohnungen) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser



Zu den kleineren Partikeln der Fraktionen 3 bis 6  $\mu\text{m}$  und 6 bis 12  $\mu\text{m}$  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 PM<sub>2,5</sub>-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)

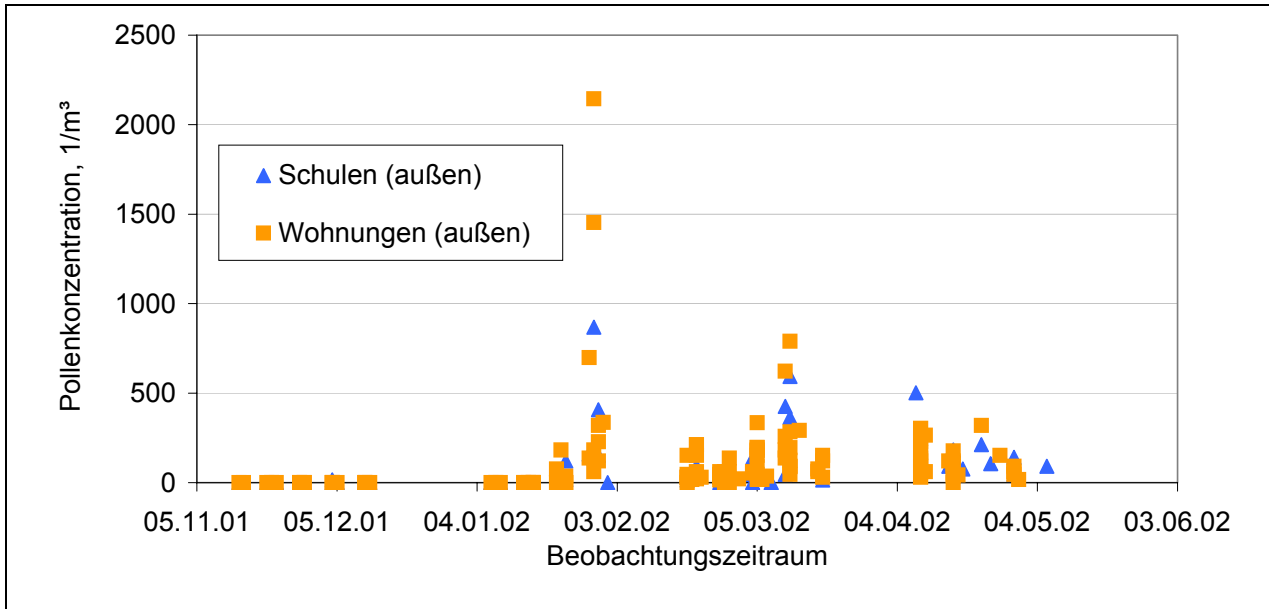
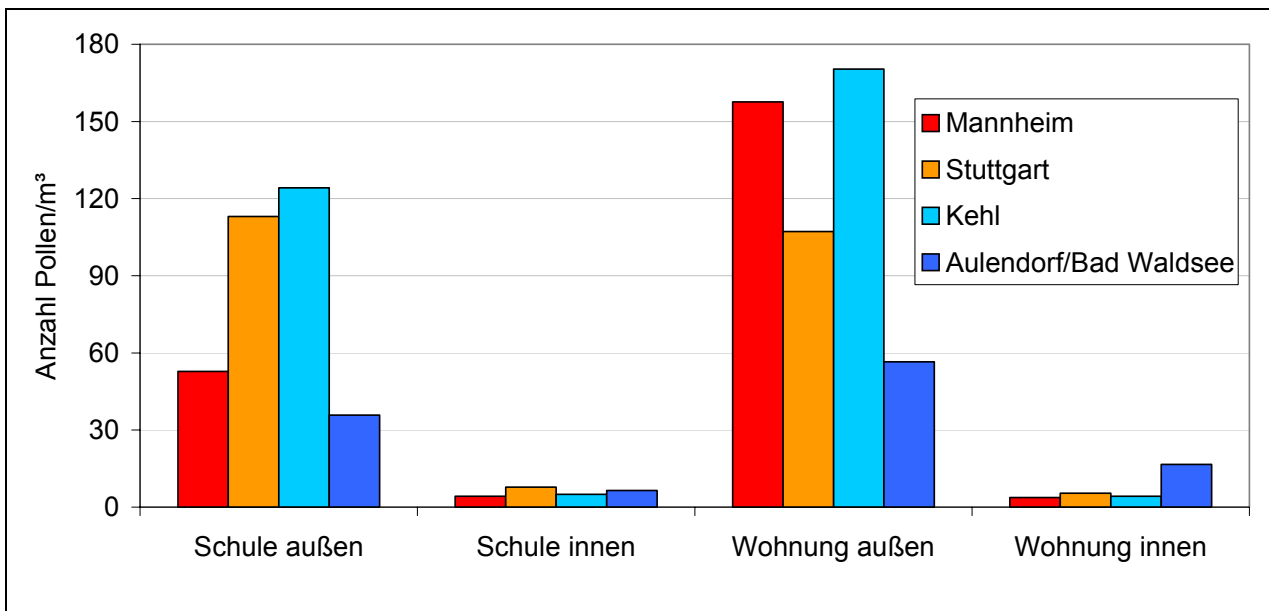


Abb 4.47 Pollenkonzentration in der Außen- und Innenraumluft (Mittelwerte an den Schulen und Wohnungen)

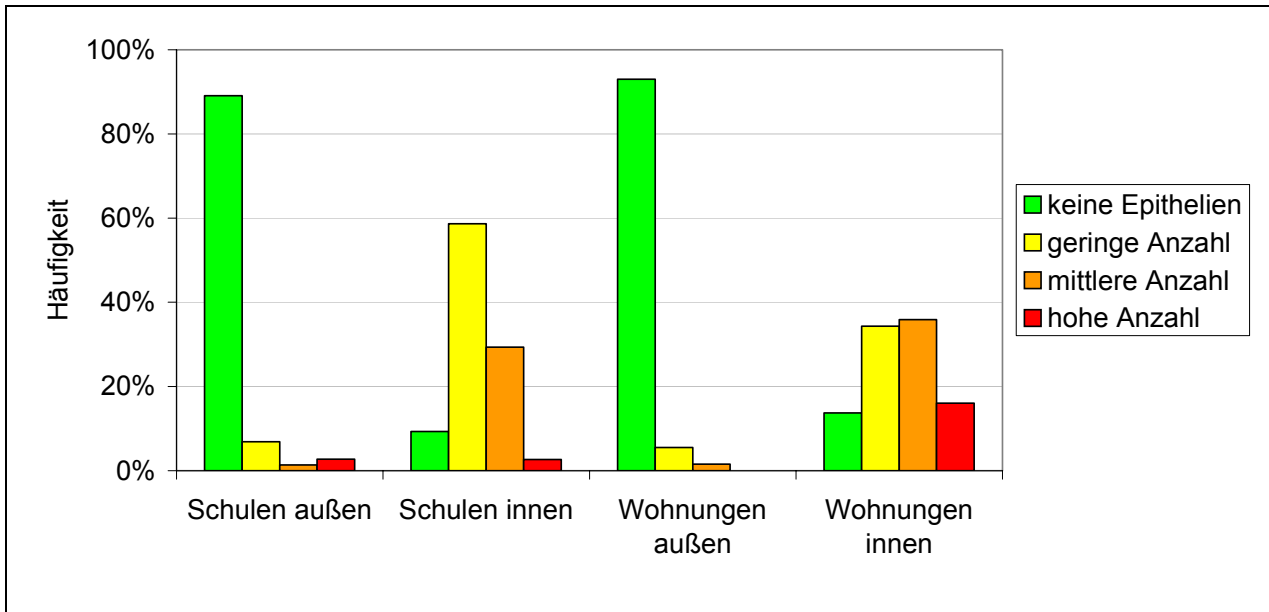


### Epithelien im Grobstaub

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

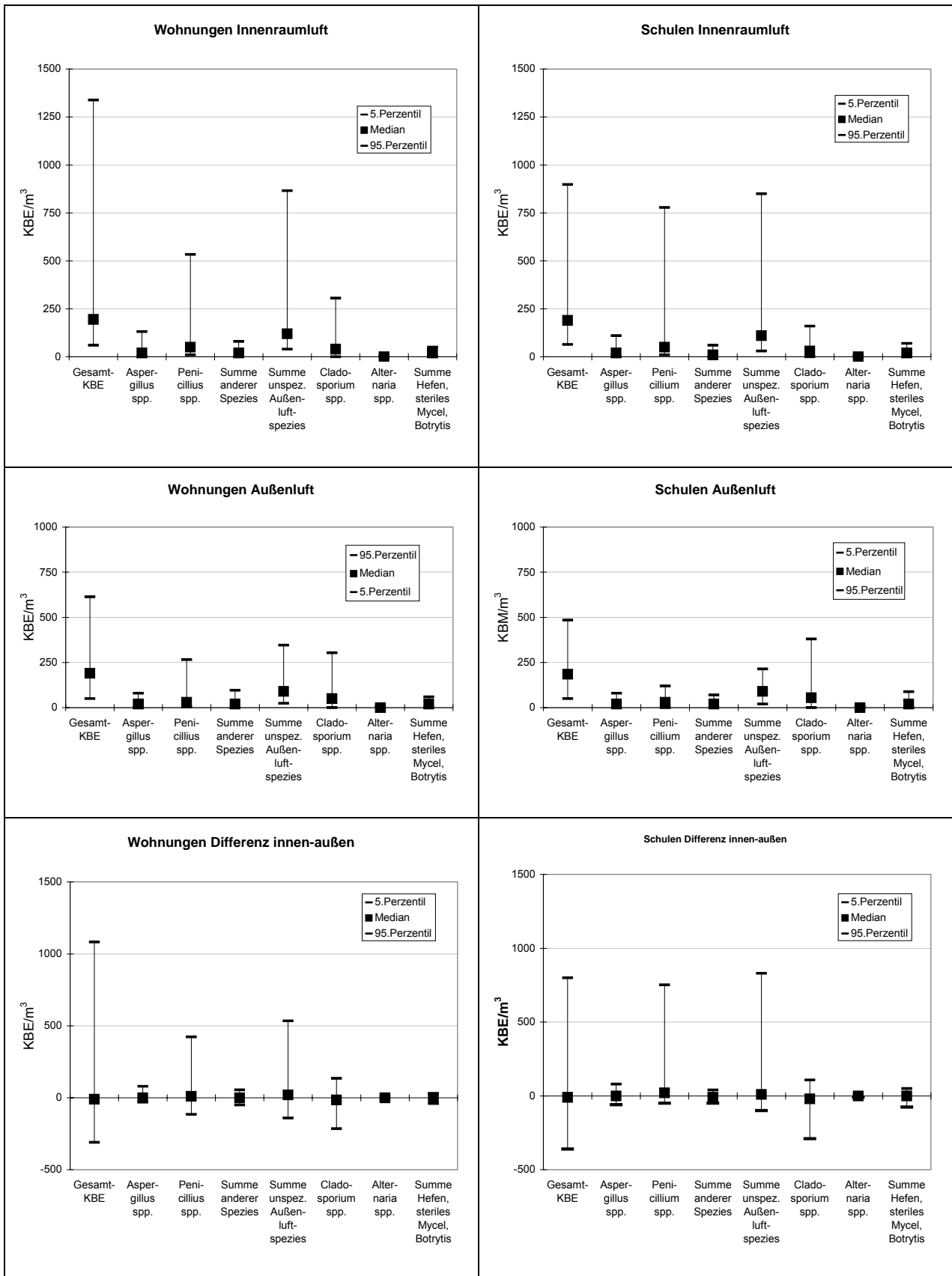


#### 4.2.4 Ermittlung der Belastung mit Schimmelpilzen

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<sub>2,5</sub>-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/m<sup>3</sup>) und der Wochenmittelwerte für PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub>) 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:

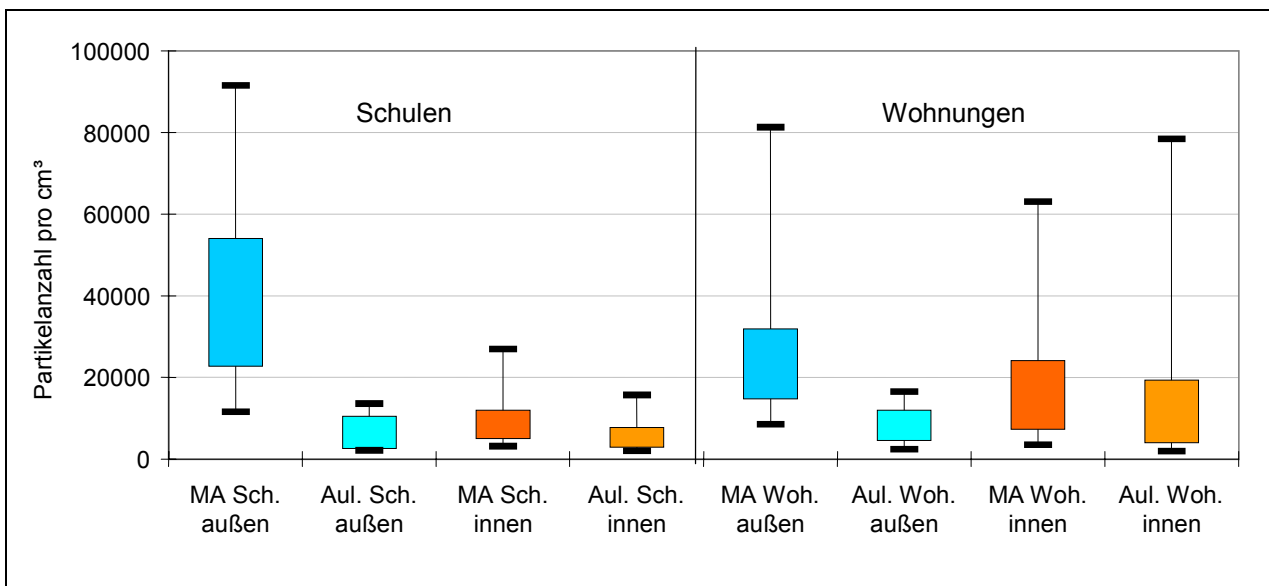
- Mannheim Wohnungen innen: Abb. A 82 – A 108
- Mannheim Wohnungen außen: Abb. A 109 – A 118



- 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.

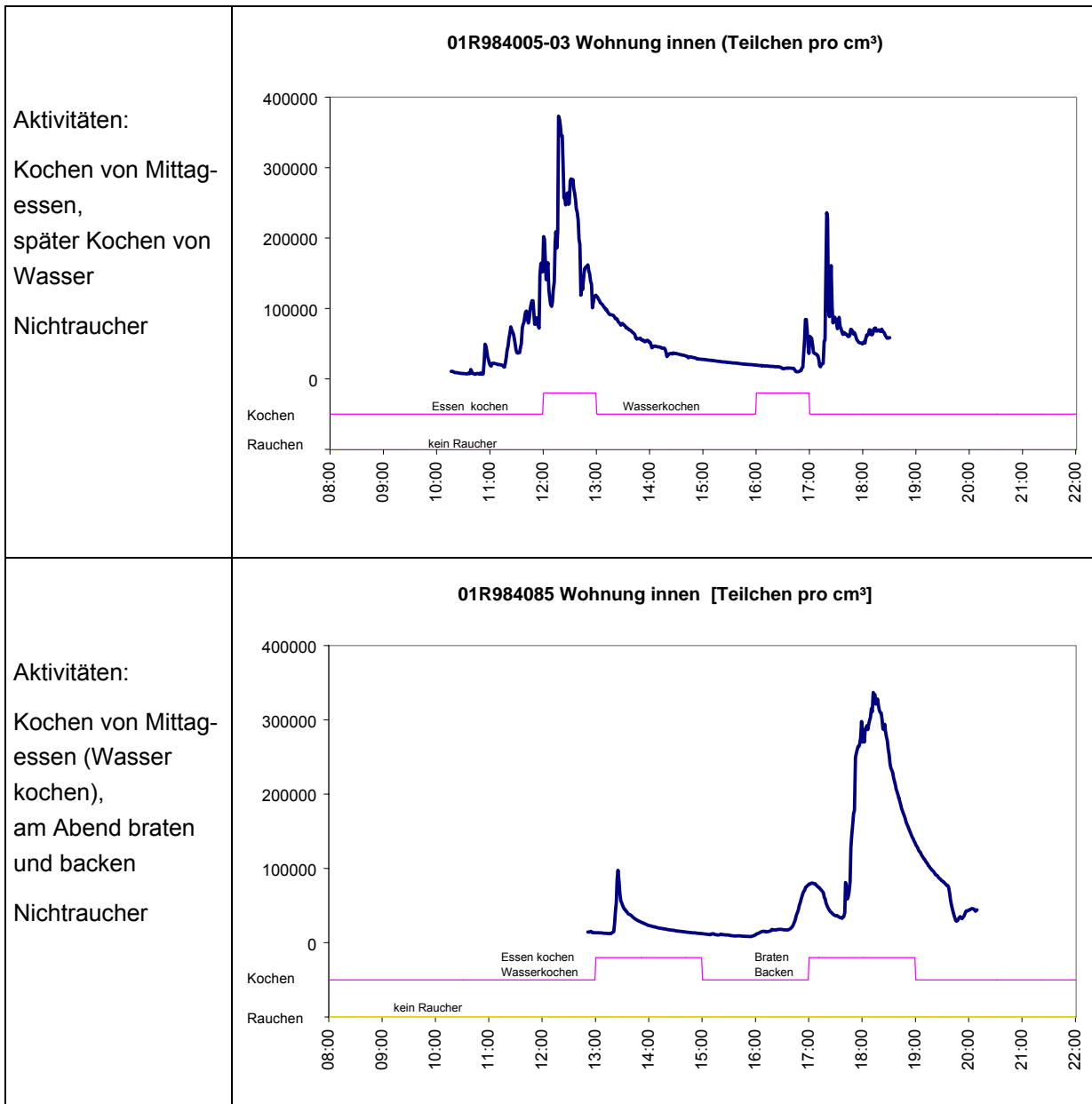
Abb. 4.55 Vergleich der Partikelanzahl an Schulen (links) und Wohnungen (rechts) in Mannheim und Aulendorf/Bad Waldsee (jeweils 5., 25., 75. und 95. Perzentil aus den Mittelwerten der Messungen über ca. 10 Stunden)

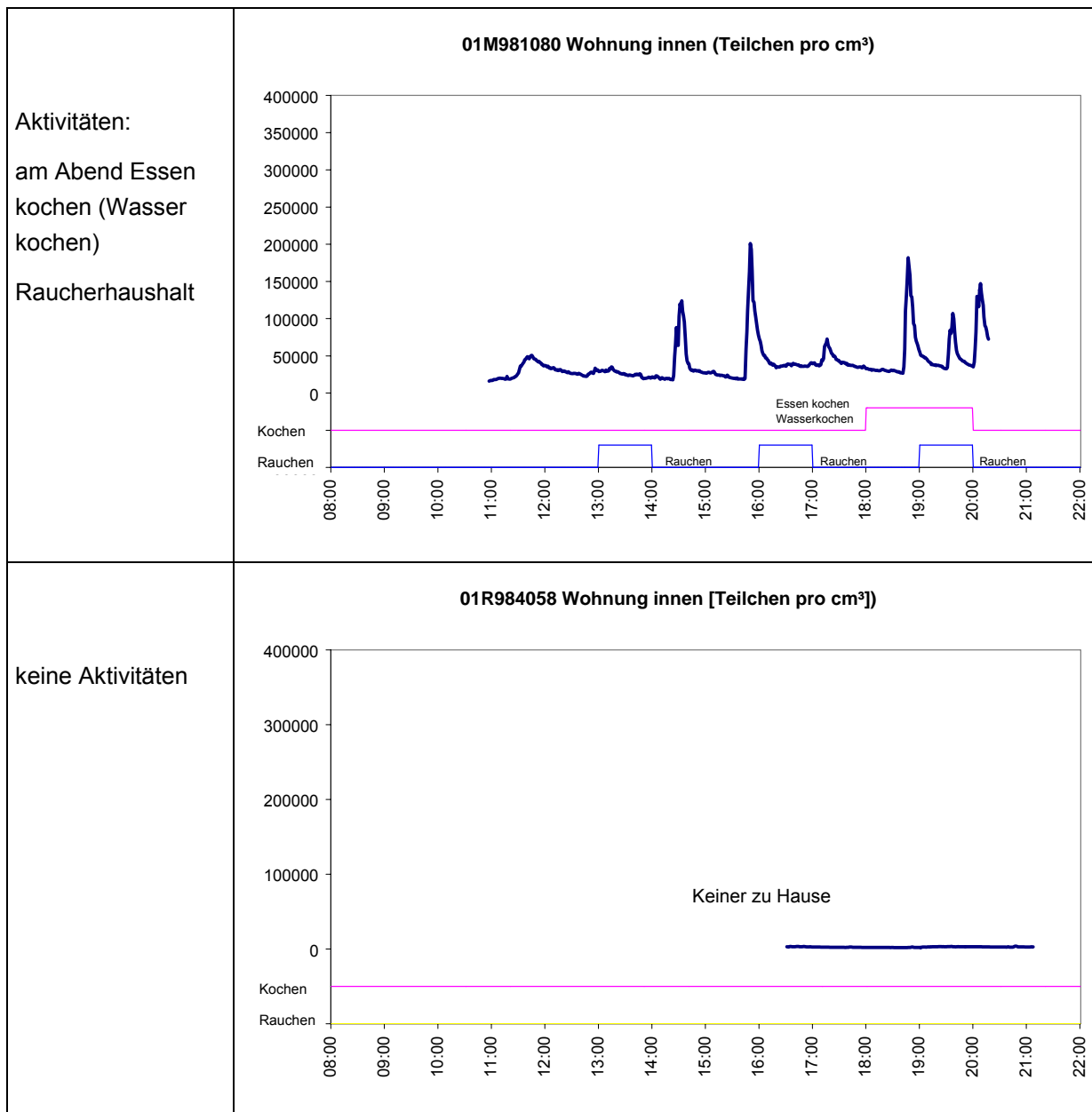


Der zeitliche Verlauf der Partikelanzahlkonzentration war individuell sehr unterschiedlich ausgeprägt. In den Wohninnenräumen fielen häufig einzelne peakförmige Belastungen auf, die anhand der Aktivitätsprotokolle in verschiedenen Fällen mit dem Kochen von Wasser, der Zubereitung von Mahlzeiten (kochen, 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/cm<sup>3</sup> 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

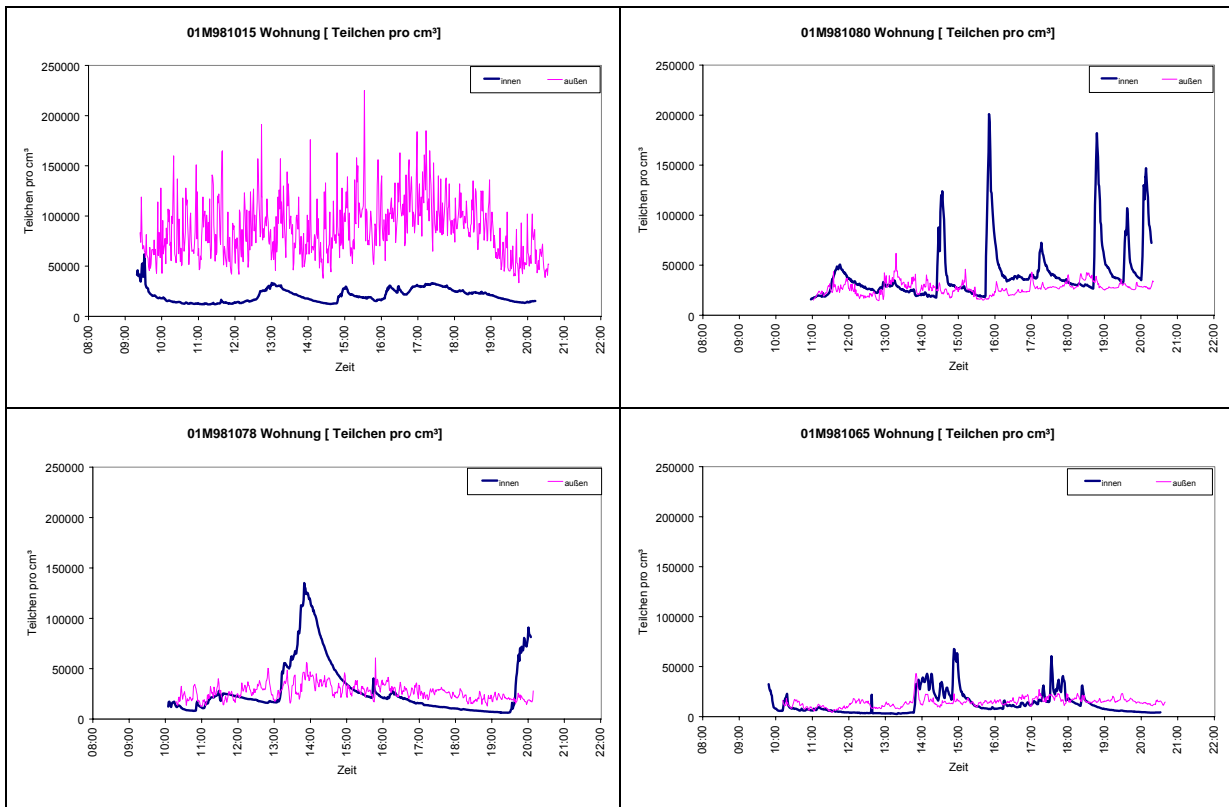




In der Außenluft war die Dauer von Belastungsspitzen deutlich geringer als in der Innenraumluft; insgesamt zeigte die Hintergrundbelastung der Partikelanzahlkonzentration einen größeren Rauschpegel als in der Innenraumluft (Abb. 4.60 – 4.63). In der Umgebung verkehrsnaher Wohnungen traten höhere Partikelzahlen auf als an wenig verkehrsbelasteten Standorten. Das Maximum betrug in Mannheim in der Außenluft 225.000 Partikel/cm<sup>3</sup>, in Aulendorf 77.000 Partikel/cm<sup>3</sup>.

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

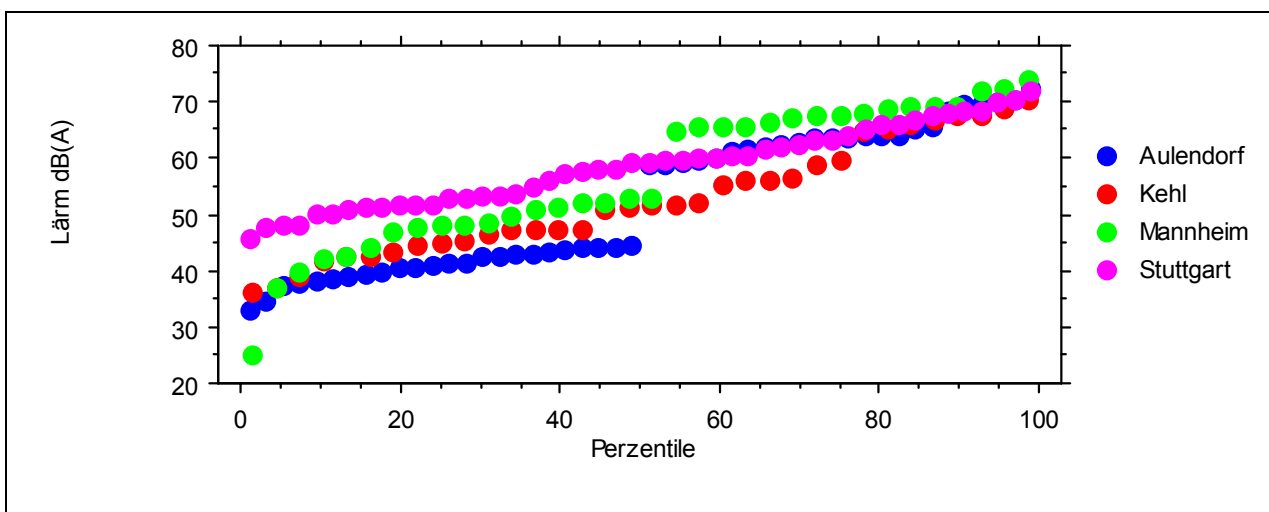
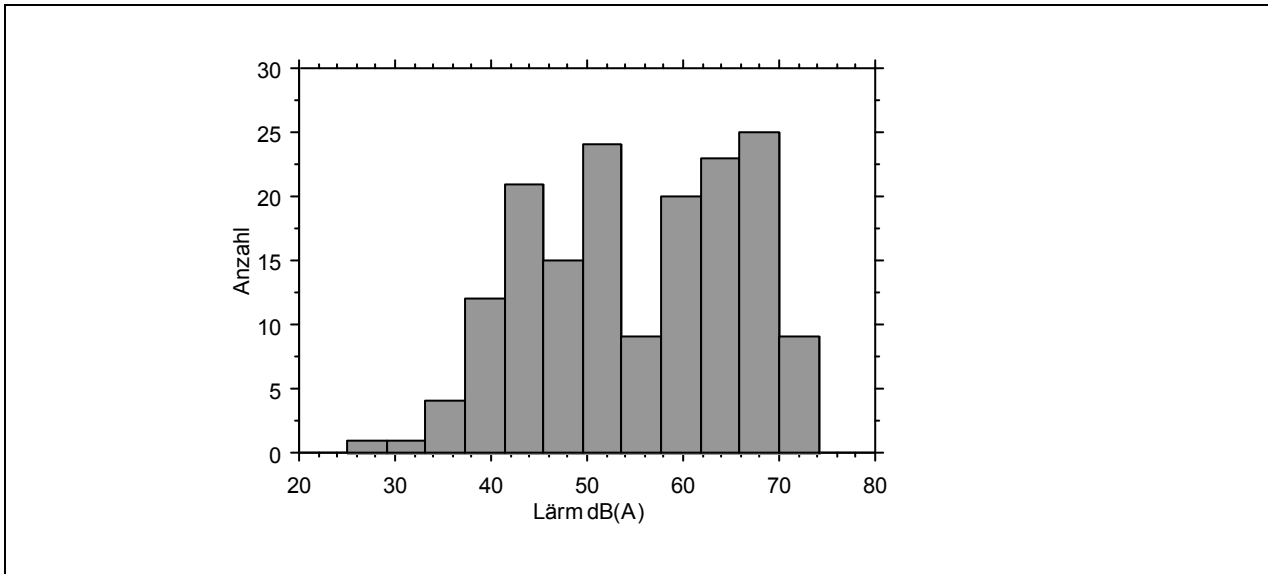


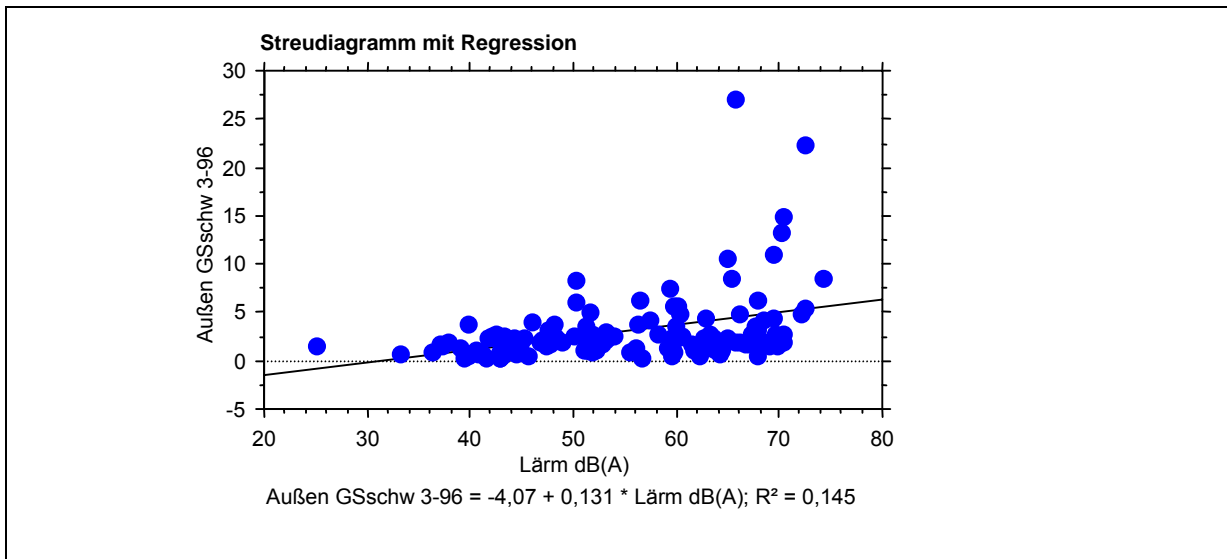
Abb. 4.64 und 4.65 zeigen, dass der mittlere Belastungsbereich um 55 dB unterrepräsentiert war und eine zweigipflige Verteilung mit einer Häufung im Bereich 40 – 55 und 55 – 70 dB vorlag. Dabei war die Trennung in zwei separate Bereiche in Mannheim und Aulendorf deutlicher ausgeprägt als in Stuttgart 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<sub>2,5</sub> oder der mittleren Partikelanzahlkonzentration in der Außenluft zur Lärmbelastung erbrachte dagegen keine signifikanten Gruppenunterschiede (Anhang Tab. A 17 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)

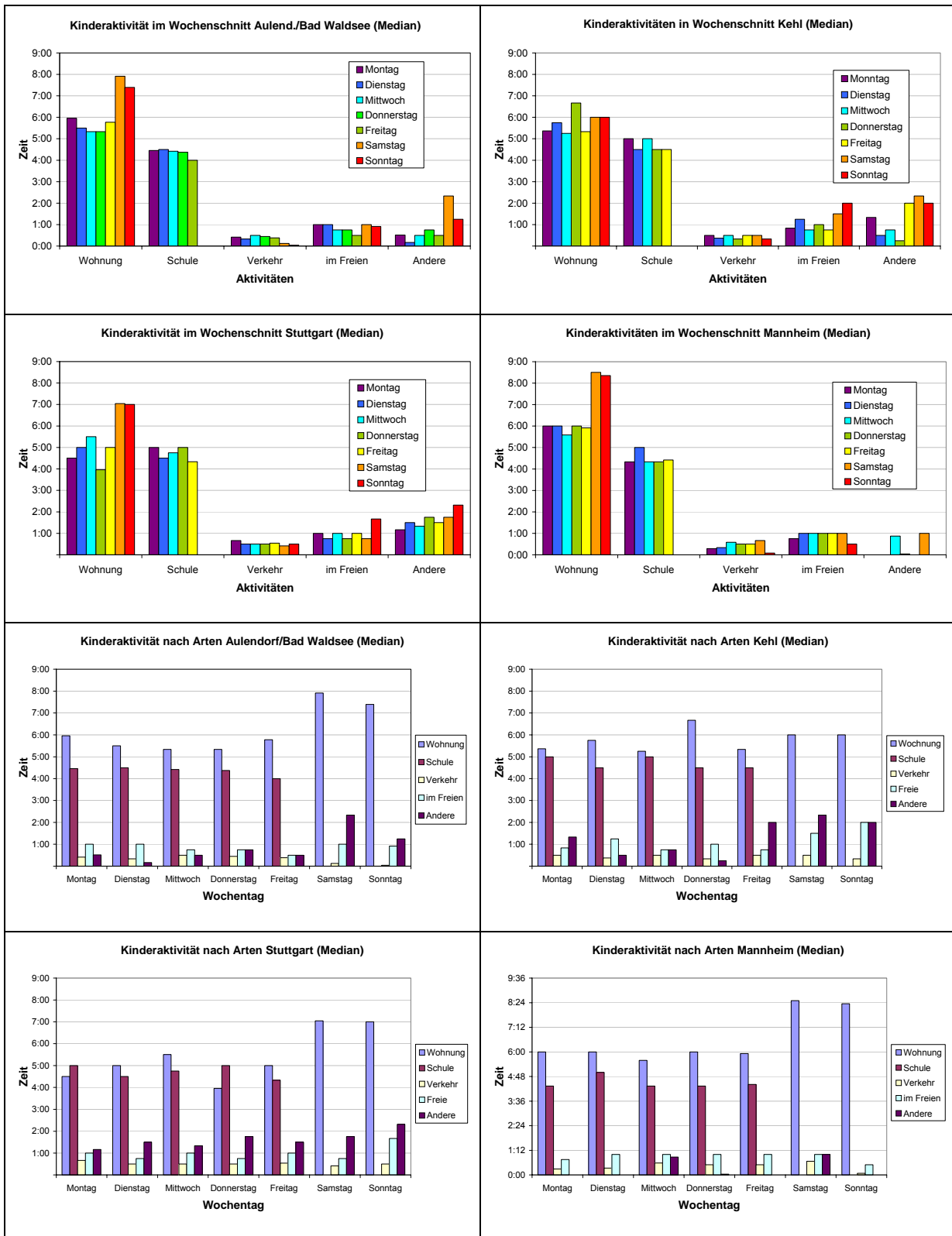
An Hand eines Protokolls (Anhang 8.7) notierten die Kinder während der Untersuchungen ihre Aktivitäten und die Zeitdauer, die sie an verschiedenen Aufenthaltsorten verbrachten. Die Auswertung der Protokolle ist in den Abbildungen 4.67 bis 4.74 für die vier verschiedenen Standorte dargestellt (Zahlenwerte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

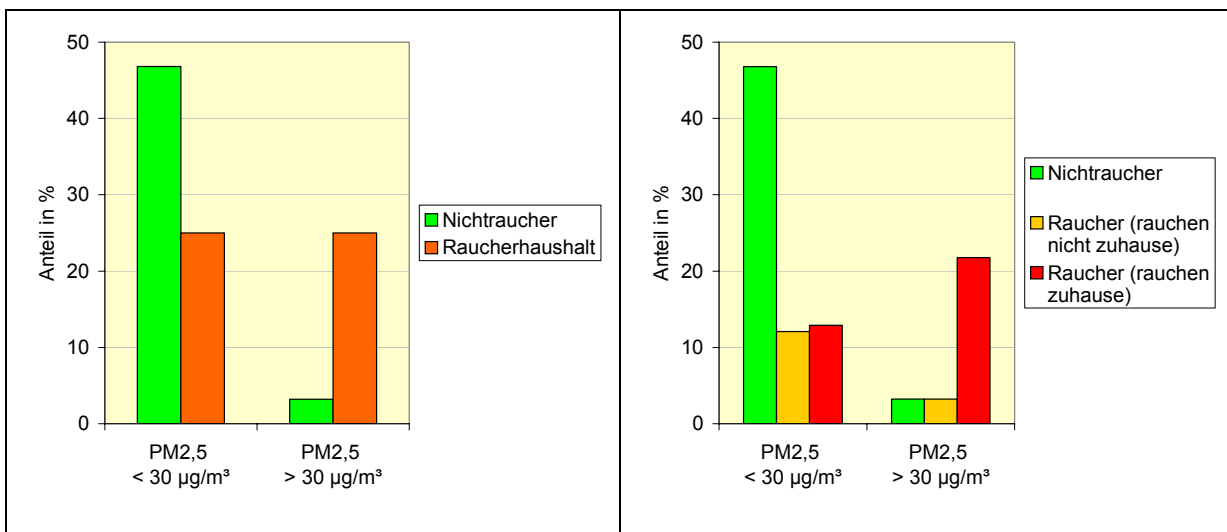


## 4.2.8 Einfluss von Zigarettenrauch auf die Innenraumluft

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<sub>2,5</sub>-Feinstaubgehalt wurden die Wohnungen als belastet (PM<sub>2,5</sub> ≥ 30 µg/m<sup>3</sup>) oder unbelastet (PM<sub>2,5</sub> < 30 µg/m<sup>3</sup>) 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<sub>2,5</sub> war dagegen ein solcher Zusammenhang nicht zu erkennen (Tab. A 20).



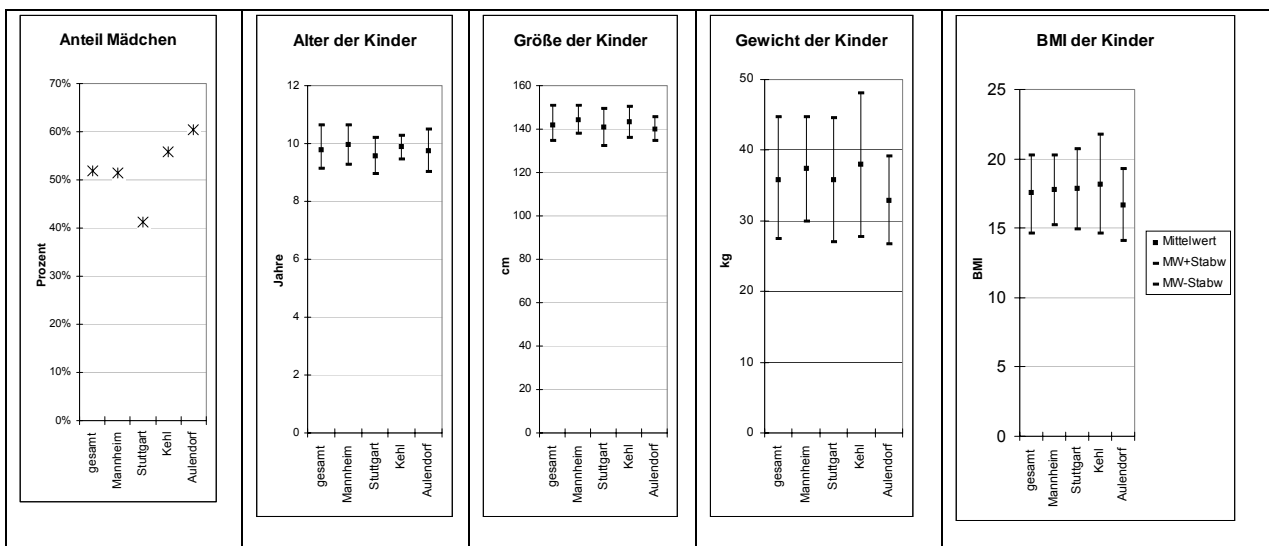
### 4.3 Ergebnisse der gesundheitlichen Untersuchungen der Kinder

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/m<sup>2</sup>.

Abb. 4.76: Anthropometrische Daten

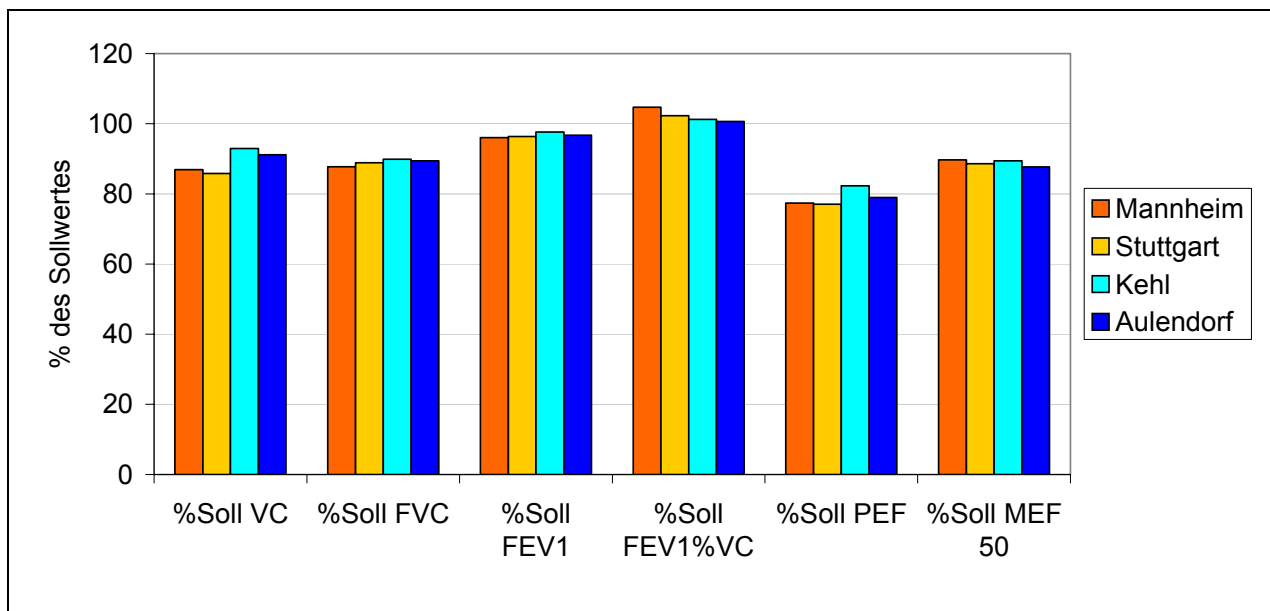


#### 4.3.2 Lungenfunktionsuntersuchungen

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<sub>2,5</sub> > bzw. < 30 µg/m<sup>3</sup>) 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.

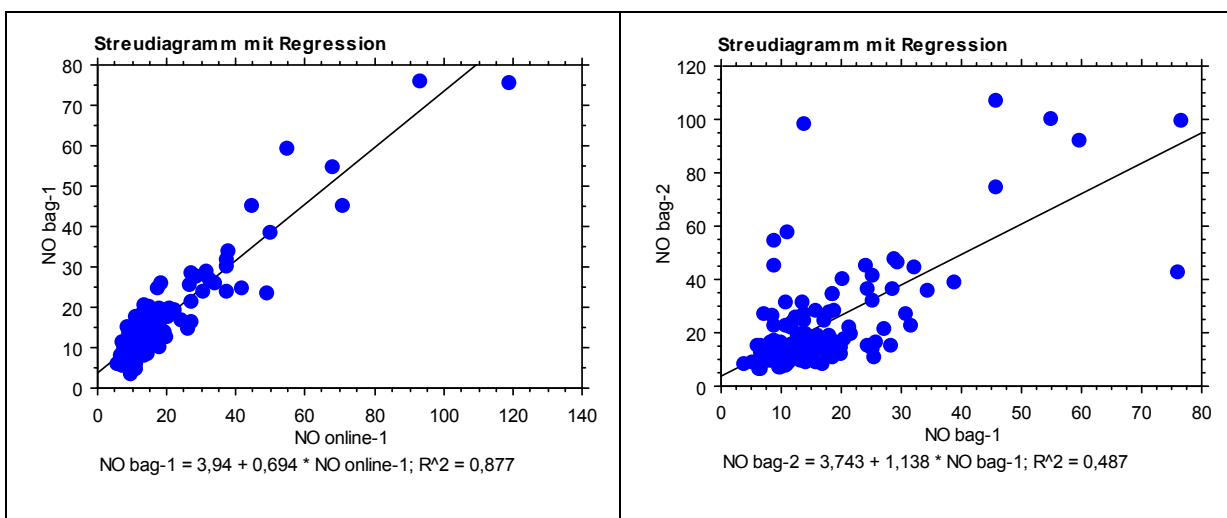
### 4.3.3 Exhalation von NO in der Ausatemluft

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)

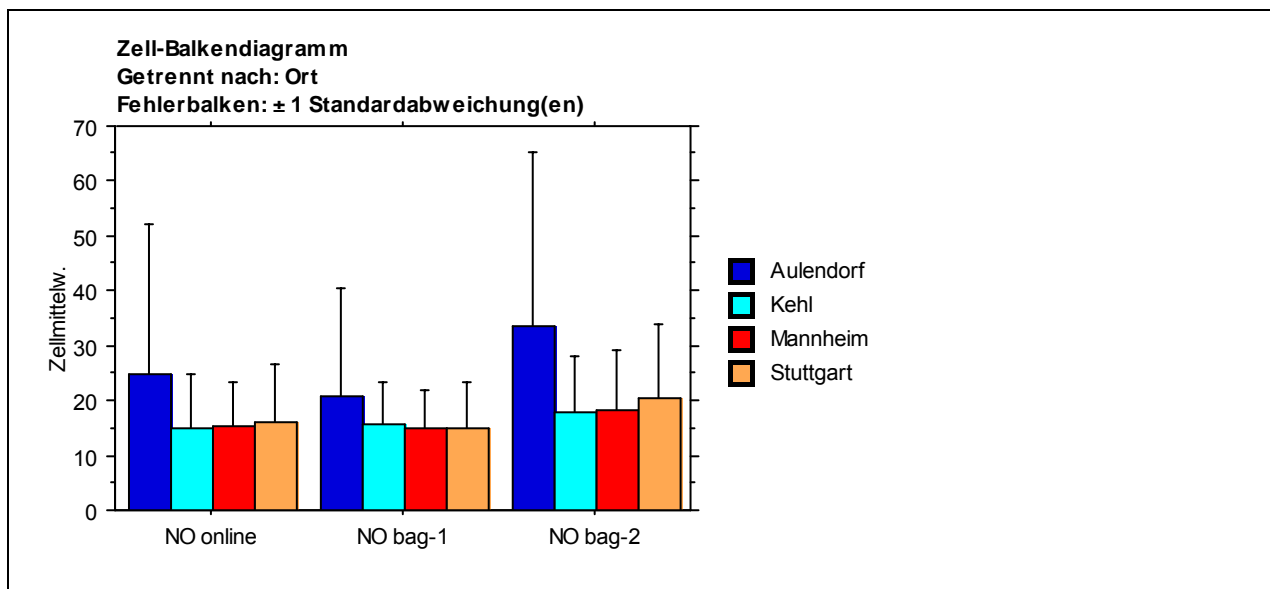
Abb. 4.79 (rechts): Vergleich der NO-Konzentration in der Ausatemluft (in ppb) bei Messung im Winter (NO bag-1) und Sommer 2002 (NO bag-2)



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<sub>2,5</sub>-Konzentration über 30 µg/m<sup>3</sup> 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<sub>2,5</sub>-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)

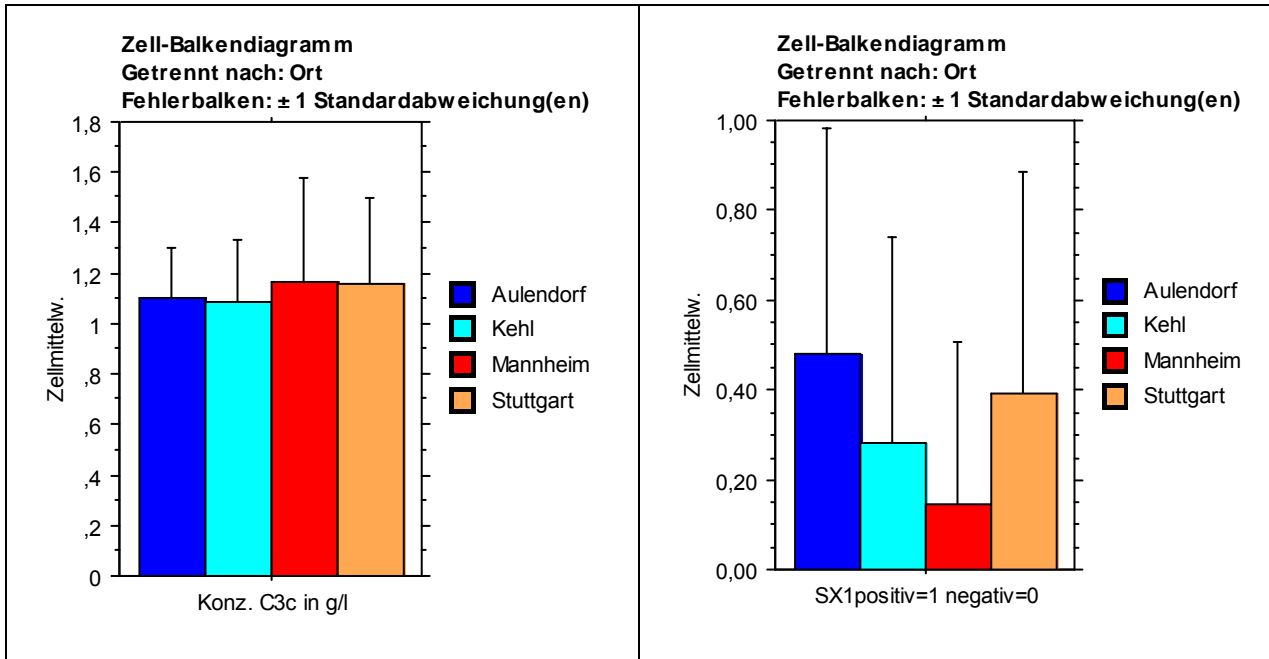


#### 4.3.4 Komplement C3c im Serum

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 geringfügig höhere C3c-Konzentration im Serum (Anhang Abb. A 211).

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

Abb. 4.82 (rechts): Anteil der Kinder mit positivem SX1 im Serum (MW ± 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 Pseudokrapp, 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.

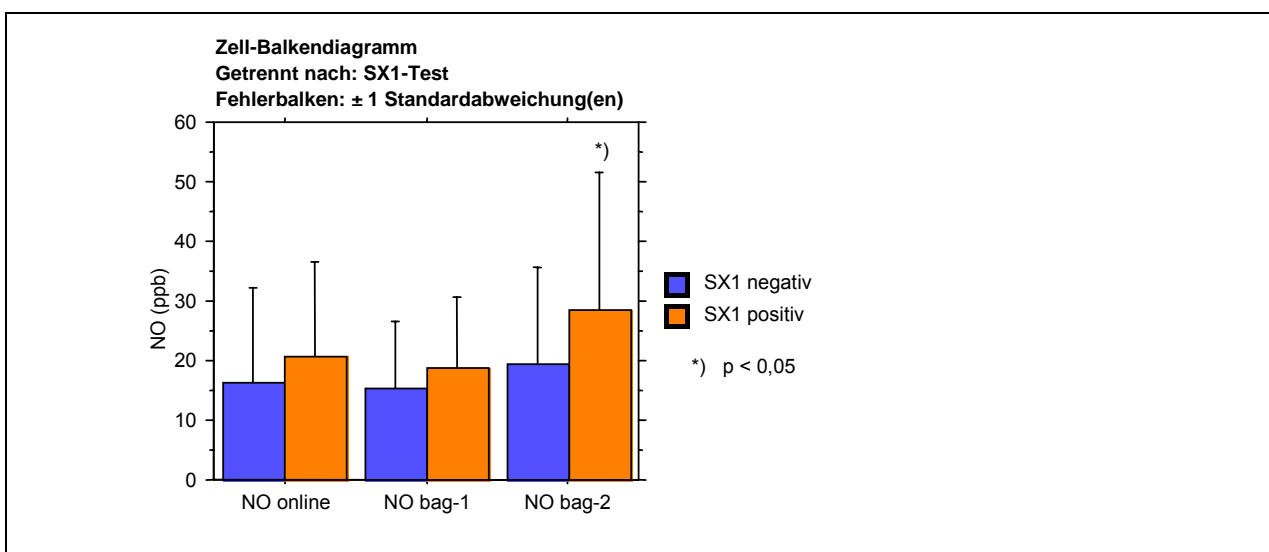
Ein Vergleich der Erkrankungshäufigkeit der Kinder in Wohnungen, in denen erhöhte Feinstaubbelastungen ( $PM_{2,5} > 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gemessen wurden, mit den Kindern aus den geringer belasteten Wohnungen ergab keine signifikanten Unterschiede (Tab. A 32)

#### 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 $PM_{2,5}$ , $PM_{10}$ , TSP und gasförmigen Immissionen

Zusammenhänge zwischen der Partikelbelastung und gesundheitlichen Effekten sind gegenüber  $PM_{2,5}$  meist deutlicher nachgewiesen worden als gegenüber  $PM_{10}$  (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  $PM_{10}$ -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  $PM_{10}$ . Dabei waren auch die Standortunterschiede zwischen städtisch und ländlich geprägten Gebieten in Baden-Württemberg für  $PM_{2,5}$  weniger deutlich ausgeprägt als für  $PM_{10}$ . Da die  $PM_{2,5}$ -Konzentrationen zwischen verschiedenen Standorten besser miteinander korrelieren als die  $PM_{10}$ -Konzentrationen, kann für  $PM_{2,5}$  insgesamt eine gleichmäßigere Verteilung als für  $PM_{10}$  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  $\mu\text{m}$  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,  $\text{NO}_2$ ), 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 gröbereren 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 vorausgegangenem  $PM_{10}$ -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.

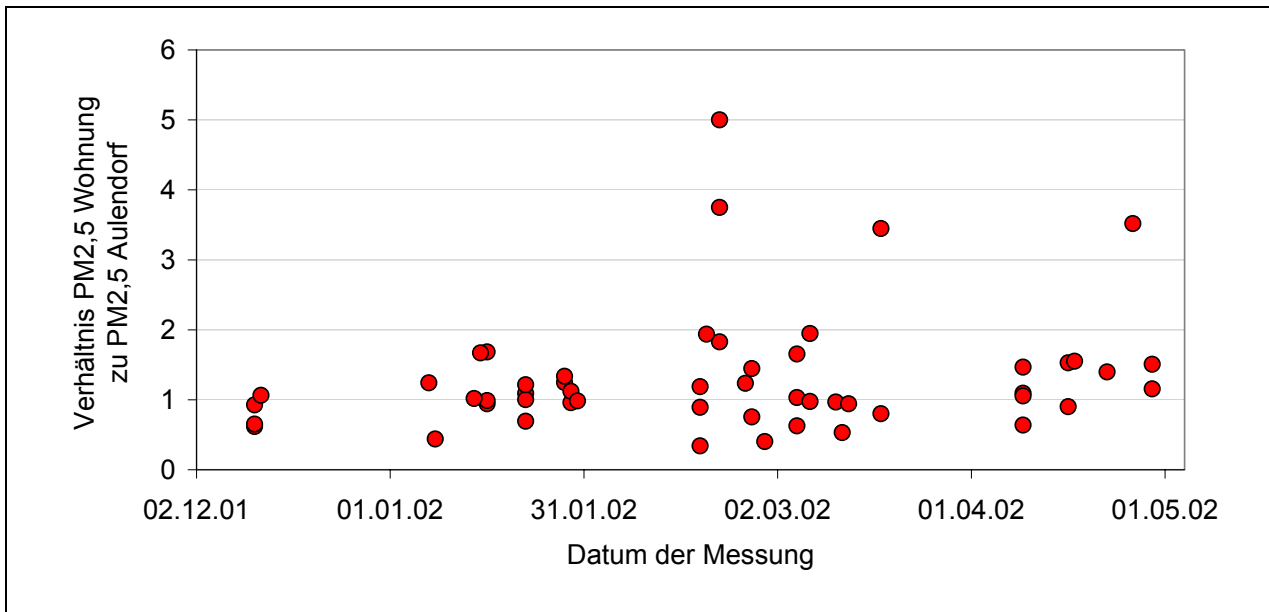
Auch in anderen Querschnittsstudien wurde die Forderung erhoben, zur Charakterisierung der Feinstaubbelastung wegen der Abhängigkeit der Konzentration von lokalen Quellen eine größere Zahl von Messpunkten an den Untersuchungsorten einzurichten (Cyrus, Heinrich et al. 1998). Teilweise wurde in solchen 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, Knappe 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).

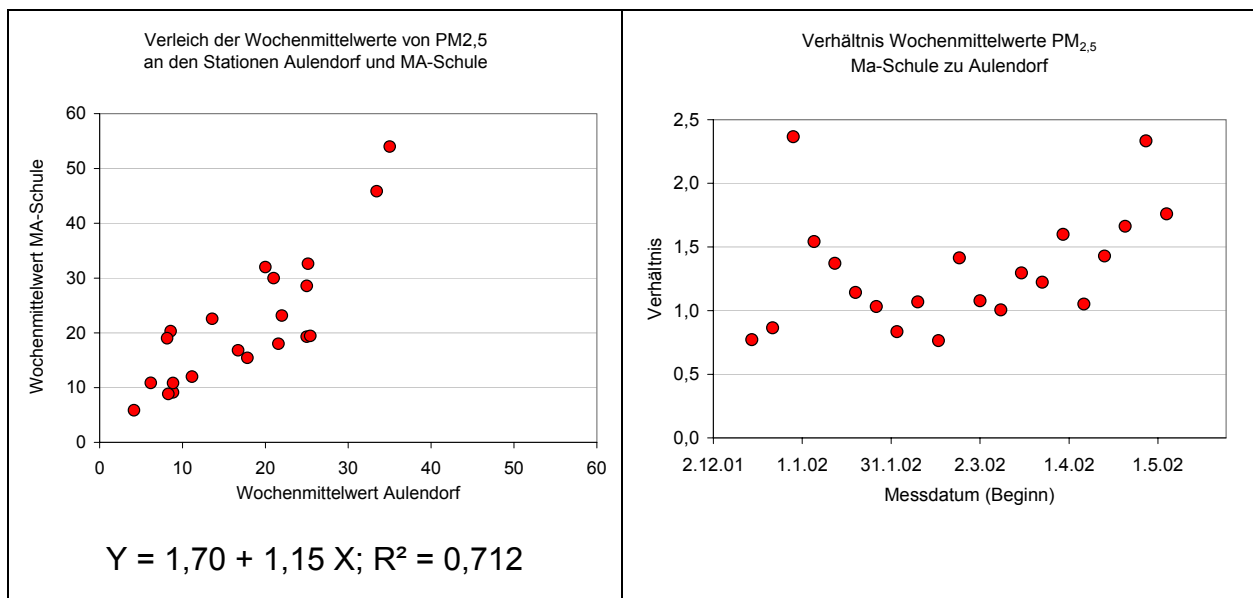
Abb. 5.1 Verhältnis von  $PM_{2,5}$  in der Außenluft an den Wohnungen zum zeitgleich gemessenen Wert an der Messstelle in Aulendorf (Wochenmittelwert) in Abhängigkeit vom Datum der Messung



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 PM<sub>10</sub>, 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<sub>2,5</sub> scheinen hinsichtlich der Stadt-Land-Unterschiede ähnliche Verhältnisse vorzuliegen wie für PM<sub>10</sub>; 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 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> herangezogen werden. Verschiedene Metallverbindungen wie z. B. Fe<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, V<sup>2+</sup>, V<sup>5+</sup> gehen mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> 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  $\mu\text{m}$  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  $\mu\text{m}$  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  $\mu\text{m}$  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  $\mu\text{m}$  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  $\mu\text{m}$  wurde auch hier das Kochen (auf dem Ofen kochen, sautieren, braten, tosten, grillen) ermittelt, während Stäube mit Durchmessern von 0,7 bis 10  $\mu\text{m}$  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.

Ahnlischen 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  $\mu\text{m}$  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  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  im Jahresmittelwert war mit einem statistisch signifikanten Abfall der forcierten Vitalkapazität (FVC) um 2,4 % und dem forcierten expiratorischen 1-Sekunden-Volumen ( $\text{FEV}_1$ ) um 2,1 % assoziiert. Für Erwachsene wurde im Rahmen der SAPALDIA-Studie in der Schweiz pro  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ -Zunahme ein Abfall des FVC um 3,4 % abgeleitet (Ackermann-Liebrich, Leuenberger et al. 1997; Zemp, Elsasser et al. 1999). Ein Zusammenhang zwischen erhöhten  $\text{PM}_{10}$ - bzw.  $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen und der Abnahme von FVC und  $\text{FEV}_1$  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 ( $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ) 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 PM<sub>10</sub> bzw. PM<sub>2,5</sub> 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/m<sup>3</sup> 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/m<sup>3</sup> 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/m<sup>3</sup> für PM<sub>10</sub> 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/m<sup>3</sup> 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<sub>2,5</sub>-Exposition um 10 µg/m<sup>3</sup> angegeben (WHO 2000). Für den mittleren Unterschied der PM<sub>2,5</sub>-Belastung von 5 µg/m<sup>3</sup> 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  $\alpha$  von 5 % und einer Power (1 -  $\beta$ ) 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 PM<sub>10</sub>- bzw. der PM<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub> 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, Lingsaas-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<sub>2,5</sub>-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<sub>2,5</sub>-Konzentration um 30 µg/m<sup>3</sup>, 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  $200 \mu g PM_{2,5}/m^3$  als Wochenmittelwerte. Zwischen dem  $PM_{2,5}$ -Gehalt in der Außen- und Innenraumlufte bestand kein enger Zusammenhang.

Staubpartikel mit Durchmessern zwischen  $2,5$  und  $24 \mu m$  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<sub>2,5</sub>-Konzentration und auf die Rußbelastung in Innenräumen hat sich der Tabakrauch als wesentliche Einflussgröße erwiesen. So waren Wohnungen mit PM<sub>2,5</sub>-Belastungen über 30 µg/m<sup>3</sup> 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 gesundheitlichen Wirkungen von Feinstäuben, gemessen als PM<sub>2,5</sub>, erscheinen in Baden-Württemberg wenig Erfolg versprechend. Untersuchungen von Kurzeiteffekten 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<sub>2,5</sub> in städtischen und ländlichen Gebieten ergaben sich aus unseren Untersuchungen Hinweise darauf, dass Stäube aus unterschiedlichen Regionen bei gleichen PM<sub>2,5</sub>-Gehalt unterschiedliche biologische Wirkungen ausüben können. So zeigten sich gegenläufige Effekte von PM<sub>2,5</sub>-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-Liebrich, 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. Hruby, et al. (2000). "Personal exposure to particles in Banska 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 PM<sub>10</sub> 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 PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>4</sub>(<sup>2-</sup>), H<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>3</sub>, 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 PM<sub>10</sub> 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<sub>2.5</sub>) and coarse particles (PM<sub>10-2.5</sub>) 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-Fahrlander, 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**



Code-Nr. .... (wird vom Gesundheitsamt eingetragen)

## Fragebogen zur Ermittlung der Verkehrsbelastung und zum Straßenverkehrslärm

Liebe Eltern,

sofern Sie mit der Teilnahme Ihres Kindes an der Untersuchung einverstanden sind, bitten wir Sie, diesen Fragebogen möglichst vollständig auszufüllen. Eventuell kann Ihre Tochter / Ihr Sohn bei der Durchführung der Verkehrszählung behilflich sein.

Zur Beantwortung kreuzen Sie bitte die zutreffende Angabe in den Kästchen an oder tragen Sie die Antwort in den umrahmten Bereich ein.

Bitte geben Sie den ausgefüllten Fragebogen zusammen mit der Einverständniserklärung in einem verschlossenen Umschlag Ihrem Kind zur Schule mit.

### Fragen zur Person:

#### Seit wann wohnt Ihr Kind unter der jetzigen Anschrift:

Monat:	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Jahr:	1993 oder früher			1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
	<input type="checkbox"/>			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

### Fragen zur Bebauung:

#### In was für einem Haus wohnen Sie?

- |  |   |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Einfamilienhaus | <input type="checkbox"/> Doppelhaus       |
| <input type="checkbox"/> Reihenhaushaus  | <input type="checkbox"/> Mehrfamilienhaus |

#### In welchem Stockwerk befindet sich das Zimmer, in dem sich Ihr Kind überwiegend aufhält?

- |                                      |  |                                   |
|--------------------------------------|--|-----------------------------------|
| <input type="checkbox"/> Erdgeschoss | <input type="checkbox"/> 1. Stock            | <input type="checkbox"/> 2. Stock |
| <input type="checkbox"/> 3. Stock    | <input type="checkbox"/> 4. Stock oder höher |                                   |

### Fragen zum Straßenverkehr:

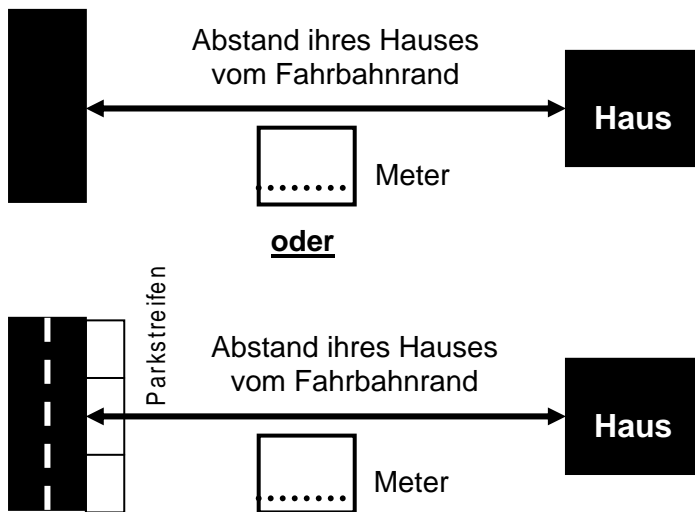
Die Angaben beziehen sich auf die Straße, die den Lärm an Ihrer Wohnung hauptsächlich verursacht. Alle anderen Straßen sind für die Berechnung von untergeordneter Bedeutung.

#### Wie hoch liegt die Wohnung (Kinderzimmer) über der Straße?

ca.  Meter

## 8.1 Verkehrsfragebogen

### Wie weit ist das Haus von der Straße entfernt?



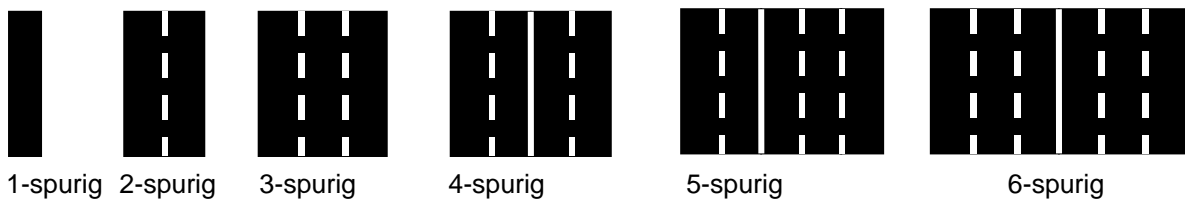
### Um welchen Straßentyp handelt es sich:

- Autobahn
- Bundesstraße
- Landes- oder Staatsstraße
- sonstige Straße (Kreis-, Gemeinde- oder Stadtstraße)

### Wie hoch ist die zulässige Höchstgeschwindigkeit?

- 30 km/h oder weniger
- 40 km/h
- 50 km/h
- 60 km/h
- 70 km/h
- 80 km/h
- 90 km/h
- 100 km/h
- 110 km/h
- 120 km/h
- 130 km/h oder mehr bzw. unbegrenzt

### Wieviele Fahrstreifen hat diese Straße?



- 1-spurig
- 2-spurig
- 3-spurig
- 4-spurig
- 5-spurig
- 6-spurig oder mehr

Wie breit schätzen Sie die gesamte Fahrbahn?

*Bitte keine Messungen auf der Straße durchführen!*

ca.  Meter

## 8.1 Verkehrsfragebogen

### Welchen Fahrbahnbelag hat die Straße?

- Asphalt
- Beton
- ebenes Pflaster (ebene Oberfläche, Fugenbreite weniger als 1 cm)
- unebenes Pflaster (Kopfsteinpflaster, große Fugen größer 1 cm)

### Weist die Straße eine Steigung oder ein Gefälle auf?

Wenn Sie die genaue Steigung bzw. das genaue Gefälle kennen, geben Sie bitte den %-Wert

an:  %

Wenn das nicht der Fall ist, schätzen Sie bitte die Steigung der Straße bzw. ihr Gefälle ein:

Keine Steigung

- keine Steigung (weniger als 5 %)
- mittlere Steigung (5 bis 10 %)
- starke Steigung (mehr als 10 %)

### Belästigung durch verschiedene Lärmquellen

Wie stark fühlen Sie sich im Allgemeinen zu Hause von folgenden Lärmquellen gestört oder belästigt?

<b>Straßenverkehrslärm:</b>	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>Schienenverkehrslärm:</b>	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>Industrie- und Gewerbelärm:</b>	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>Flugverkehrslärm:</b>	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>Lärm von Nachbarn:</b>	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Andere Lärmquellen:** bitte nennen

	wenig	mittelmäßig	stark
tags	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nachts	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

## 8.1 Verkehrsfragebogen

### Angaben zur Verkehrszählung:



Zählen Sie bitte an einem Dienstag, Mittwoch oder Donnerstag in der Zeit zwischen 16.30 Uhr und 17.30 Uhr mindestens eine Viertelstunde (besser eine Stunde) lang.

Zähltag:  Dienstag  Mittwoch  Donnerstag

Datum:

### Erläuterungen:

- Unter Pkw werden hier Pkw, Kombi und Lieferfahrzeuge (bis 3,5 t) verstanden.
- Unter Lkw werden hier Lkw und Busse sowie Lieferfahrzeuge mit Zwillingsreifen an der Hinterachse verstanden (über 3, 5 t).
- Zweiräder (Fahrräder, Mopeds und Motorräder) werden nicht mitgezählt.
- Zählen Sie die Fahrzeuge auf allen Spuren (das heißt in beiden Fahrtrichtungen). Bei vielbefahrenen Straßen ist es sinnvoll, den Zählbogen zu kopieren und zu zweit zu zählen.

Uhrzeit	PKW 	Lkw + Busse 
16.30 – 16.45 Uhr		
Summe:		
16.45 – 17.00 Uhr		
Summe		
17.00 – 17.15 Uhr		
Summe		
17.15 – 17.30 Uhr		
Summe:		
Gesamtsumme:		

Vielen Dank für Ihre Mitarbeit!

**PROJEKT BEOBACHTUNGSGESUNDHEITSÄMTER**  
**Mannheim ♦ Stuttgart ♦ Offenburg ♦ Ravensburg**

**Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern**

Sehr geehrte liebe Eltern,

seit 1992 werden in Baden-Württemberg in ausgewählten Untersuchungsgebieten in den Gesundheitsamtsbezirken Mannheim, Offenburg und Ravensburg Informationen über die Auswirkung der Umweltbelastung auf die menschliche Gesundheit gesammelt. Seit 1995 gehört auch Stuttgart zu diesen Beobachtungsgesundheitsämtern. Neben regelmäßigen Untersuchungen zu allgemeinen Umweltbelastungen, die im zweijährigen Turnus bei Kindern aus den vierten Klassen durchgeführt werden, werden in den Jahren dazwischen in speziellen Untersuchungen besondere Fragestellungen bearbeitet. Im Schuljahr 2001/2002 sind dabei Untersuchungen zur Belastung von Kindern mit Feinstäuben und zu deren gesundheitlichen Wirkungen vorgesehen.

Während die Belastungen durch gasförmige Luftschadstoffe wie Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid oder Stickstoffdioxid in den letzten Jahren zurückgegangen sind, ist dies bei den Schwebstaubbelastungen weniger eindeutig erkennbar. Insgesamt hat die Belastung mit Grobstaub (Partikeldurchmesser größer 10 µm) abgenommen; dies gilt aber nicht in gleicher Masse für die Belastungen durch feine und ultrafeine Partikel, die mit der Atemluft bis tief in die Lunge gelangen.

Für die gesundheitlich negative Wirkungen von Staubb Belastungen auf die Atemwege scheinen insbesondere diese feinen Partikel von besonderer Bedeutung zu sein. Diese Partikel stammen überwiegend aus Verbrennungsprozessen, insbesondere aus dem KFZ-Verkehr. Wir möchten aus diesem Grunde die Partikelbelastung in verkehrsreichen und verkehrsarmen Gebieten miteinander vergleichen. Gleichzeitig wollen wir über Fragebögen und direkte Untersuchungen ermitteln, ob bei den Kindern, die in diesen Gebieten wohnen, Einflüsse auf die Gesundheit feststellbar sind.

**Wer wird untersucht und was soll untersucht werden?**

Die Untersuchung besteht aus 2 Teilen:

Im ersten Teil, an dem sich alle Kinder des 4. Schuljahrgangs der ausgewählten Schulen beteiligen können, wird anhand eines Fragebogens die Verkehrsbelastung in der Wohnumgebung des Kindes ermittelt.

Der zweite Teil der Studie besteht aus Feinstaubmessungen und Untersuchungen zum Gesundheitszustand des Kindes. Da insbesondere die Feinstaubmessungen sehr aufwändig sind, können diese Untersuchungen nur bei ca. 50 Kindern pro Gesundheitsamtsbezirk durchgeführt werden. Die Auswahl erfolgt dabei so, dass über die eingegangenen Fragebögen von den Kindern, die mindestens zwei Jahre an ihrem derzeitigen Wohnort wohnen, jeweils die 25 Kinder mit den stärksten Verkehrsbelastungen und die 25 Kinder mit den geringsten Verkehrsbelastungen ausgesucht werden. Bei diesen Kindern sollen folgende Untersuchungen durchgeführt werden:

1. Untersuchungen zur Staubb Belastung im Kinderzimmer und in der Außenluft der Wohnung:
  - eine Elternbefragung zu wichtigen Merkmalen der Wohnung und Wohnumgebung,
  - ein Protokoll Ihres Kindes über seine Aktivitäten über den Zeitraum von einer Woche,

## 8.2 Elternbrief

- eine Feinstaubsammlung mit einem Minivolumensammelgerät im Zimmer des Kindes und vor der Wohnung für die Dauer von einer Woche,
- eine Sammlung von sedimentierfähigem Staub in einem an der Zimmerdecke und vor der Wohnung aufgehängten Gefäß über eine Woche,
- eine Kurzzeitmessung im Zimmer des Kindes und eine Außenluftprobe zur Erfassung von Luftkeimen (Schimmelpilze),
- eine Kurzzeitmessung mit einem Partikelzählgerät im Zimmer des Kindes (nur in Mannheim, Aulendorf und Bad Waldsee);

### 2. Untersuchungen zum Gesundheitszustand des Kindes:

- eine Blutabnahme
  - zur Bestimmung der Reaktivität gegenüber Stoffen, die häufig eine Allergie auslösen können (Sensibilisierung gegen SX1),
  - und zur Bestimmung von Stoffen, die eine Reaktion des Immunsystems anzeigen (Freisetzung des Komplementspaltprodukts C3c),
- eine Bestimmung von Stickstoffmonoxid in der Ausatemluft des Kindes als Maß für Entzündungsreaktionen der Atemwege,
- eine Bestimmung von Lungenfunktionsparametern während verschiedener Atemmanöver des Kindes (Spirometrie),
- ein Fragebogen zu Atemwegserkrankungen und Allergien des Kindes.

### Wie läuft die Untersuchung ab?

Zusammen mit diesem Informationsblatt ist in den Schulklassen eine Einwilligungserklärung für Sie und Ihr Kind und ein Fragebogen zur Verkehrsbelastung ausgeteilt worden. Wenn Ihr Kind an beiden Teilen der Untersuchung teilnehmen möchte und Sie damit einverstanden sind, sollten Sie den Fragebogen zur Verkehrsbelastung in den nächsten Tagen ausfüllen und zusammen mit den unterschiedenen Einwilligungserklärungen von Ihnen und Ihrem Kind in einem verschlossenen Umschlag wieder zur Schule mitgeben. Der verschlossene Umschlag wird in der Schule in einem Karton gesammelt und vom Klassenlehrer dem Schulleiter übergeben, der ihn unter Verschluss aufbewahrt, bis er von den Mitarbeitern des Gesundheitsamtes abgeholt wird. Vom Gesundheitsamt wird der anstelle des Namens und der Adresse nur mit einer Code-Nummer versehene Fragebogen zur Auswertung an das Landesgesundheitsamt gegeben; die übrigen Unterlagen (Einverständniserklärungen) bleiben am Gesundheitsamt und sind nur den direkt mit der Durchführung des Projekts betrauten Mitarbeitern zugänglich.

Anhand des Verkehrsfragebogens werden vom Landesgesundheitsamt in jedem Gesundheitsamtsbezirk von den Kindern, die mindestens seit 2 Jahren an ihrem derzeitigen Wohnort leben, 25 Kinder aus den Wohngebieten mit den stärksten Verkehrsbelastungen und die 25 Kinder aus den Wohngebieten mit den geringsten Verkehrsbelastungen ausgewählt. Sofern Ihr Kind dazugehört, werden die Mitarbeiter des Gesundheitsamtes dann einen Termin für die Probenahme in Ihrer Wohnung mit Ihnen vereinbaren.

Um den Unterschied zwischen Innen- und Außenluft nicht zu beeinflussen, sollte 6 bis 8 Stunden vor dem vereinbarten Probenahmetermin nicht mehr gelüftet werden. Die Mitarbeiter des Gesundheitsamtes werden an dem Termin zunächst einige wichtige Fragen zu Ihrer Wohnung stellen, die für die Auswertung der Ergebnisse wichtig sind. Dazu gehören auch die Messung der Luftfeuchtigkeit und Temperatur im Kinderzimmer. Außerdem erhalten Sie einen Fragebogen zu Atemwegserkrankungen und Allergien Ihres Kindes und ein Protokollheft für Ihr Kind zur Erfassung der Aufenthaltszeiten. Danach erfolgt eine Kurzzeitmessung mit einem Keimsammelgerät innerhalb und außerhalb der Wohnung und eine Kurzzeitmessung mit einem Partikelzählgerät (nur in Mannheim, Aulendorf und Bad Waldsee). Die Probenahme wird ca. eine Stunde dauern.

## 8.2 Elternbrief

Zur Untersuchung des Feinstaubes wird eine spezielle Luftpumpe für ca. 1 Woche innerhalb des Kinderzimmers und an einem geeigneten Platz vor der Wohnung (z.B. Balkon) aufgestellt. Zur Sammlung von sedimentierfähigem Staub wird ein spezielles Gefäß an der Zimmerdecke und an einem geeigneten Platz im Freien für ca. 1 Woche aufgehängt. Bei der Abholung der aufgestellten Geräte sammeln die Mitarbeiter des Gesundheitsamtes auch den ausgefüllten Fragebogen zu Atemwegserkrankungen und Allergien Ihres Kindes und das Protokollheft über die Aufenthaltszeiten ein.

Die Blutabnahme, die Untersuchung der Ausatemluft und die Messung der Lungenfunktion werden von den Mitarbeitern des Gesundheitsamtes an einem eigenen Termin in der Schule durchgeführt. Dabei wird bei den ausgewählten Kindern eine Blutprobe von etwa 10 ml aus der Vene in der Armbeuge entnommen. Für die Untersuchung der Ausatemluft atmet das Kind für einige Sekunden mit konstanter Geschwindigkeit durch ein Mundstück. Zur Messung der Lungenfunktion werden verschiedene Atemmanöver (normales Atmen, tiefes langsames Ausatmen, langsames maximales Einatmen, schnelles maximales Ausatmen, maximales Einatmen) durchgeführt, wobei das Kind ebenfalls ein Mundstück benutzt. Alle Teile, mit denen Mund und Nase eines Kindes in Berührung kommen, werden nach jeder Untersuchung gegen frisch sterilisierte Teile ausgetauscht.

Alle Untersuchungen sind ungefährlich und dauern etwa 30 Minuten. Bei der Blutentnahme kann es vorübergehend zur Bildung eines blauen Fleckes an der Einstickstelle kommen. Manchen Kindern wird nach der Blutabnahme oder bei der Durchführung der Atemmanöver für kurze Zeit übel.

### **Wie erfahren Sie die Untersuchungsergebnisse?**

Die Ergebnisse der Befragung zur Straßenverkehrsbelastung und – bei Teilnahme am zweiten Teil der Untersuchung - die Ergebnisse der Luftmessung in Ihrer Wohnung und der Untersuchungen bei Ihrem Kind werden Ihnen nach Abschluss der Laboruntersuchungen von Ihrem Gesundheitsamt schriftlich mitgeteilt und erläutert. Da die Untersuchungen jedoch einige Zeit erfordern, werden die Ergebnisse voraussichtlich erst im Herbst 2002 vorliegen.

### **Was geschieht mit den erhobenen Daten und wie sind sie geschützt?**

Sämtliche Untersuchungsergebnisse, die Angaben im Rahmen der Wohnungsuntersuchung, die Angaben in den Fragebögen und im Aktivitätsprotokoll der Kinder unterliegen der ärztlichen Schweigepflicht. Die Einwilligungserklärungen und Untersuchungsdokumentationen, die Angaben zur Person (Name, Anschrift usw.) enthalten, werden im Gesundheitsamt unter Verschluss aufbewahrt. Dieses allein kennt den Namen Ihres Kindes. Diese Unterlagen sind nur den mit der Durchführung der Untersuchung betrauten Mitarbeitern des Gesundheitsamtes zugänglich und werden nach Abschluss einer eventuellen nochmaligen ergänzenden Befragung oder vertieften Untersuchung, spätestens jedoch nach 10 Jahren, vernichtet.

Das Gesundheitsamt leitet alle Probengefäße, die Daten der ärztlichen Untersuchung und der Messungen in den Wohnungen, die ausgefüllten Fragebögen und das Aktivitätsprotokoll mit einer Code-Nummer, aber ohne Name und Anschrift an das Landesgesundheitsamt in Stuttgart zur weiteren Analyse und Auswertung weiter. Sämtliche Studienunterlagen sind im Landesgesundheitsamt nur für den damit befassten Mitarbeitern zugänglich. Die Untersuchungsbefunde und Daten werden ohne Angaben zu Name und Adresse elektronisch gespeichert und ausgewertet. Bei der Auswertung werden Fragen zur Charakterisierung der Feinstaubbelastung in der Außen- und Innenraumluft und zum Zusammenhang zwischen der Feinstaubbelastung und dem Vorliegen von Atemwegserkrankungen und Allergien im Vordergrund stehen. Die zusammengefassten Untersuchungsergebnisse werden vom Sozialministerium Baden-Württemberg veröffentlicht und können eine wichtige Grundlage für gesundheitspolitische Entscheidungen sein.

Nach Abschluss der oben aufgeführten Analysen werden die Blutproben anonymisiert eingefroren, damit sie später für weitergehende Analysen zum Zusammenhang zwischen Umweltfakto-

## 8.2 Elternbrief

ren und der Gesundheit verwendet werden können. Diese Untersuchungen erfolgen in jedem Fall ohne Bezug zu personenbezogenen Daten.

### **Die Teilnahme an der Untersuchung ist freiwillig!**

Ihre Teilnahme und die Teilnahme Ihres Kindes an der genannten Untersuchung zur Ermittlung der Feinstaubbelastungen und deren gesundheitlichen Wirkungen bei Kindern ist freiwillig! Die Freiwilligkeit gilt für alle Bestandteile der Untersuchung (Beantwortung der Fragebögen, Ausfüllen des Aktivitätsprotokolls, Untersuchungen in der Wohnung, Blutabnahme und Untersuchungen der Ausatemluft und der Lungenfunktion). Sollten Sie mit der Teilnahme Ihres Kindes nicht einverstanden sein, entstehen weder Ihnen noch Ihrem Kind daraus Nachteile. Die Einwilligung in die Datenverarbeitung kann jederzeit ohne Angabe von Gründen widerrufen werden.

### **Bitte helfen Sie uns und machen Sie bei der Untersuchung mit!**

Damit die Studie zuverlässige Aussagen ermöglicht, ist es sehr wichtig, dass möglichst alle Kinder der 4. Klasse bei der Erhebung mitmachen und möglichst für alle das Einverständnis zur ärztlichen Untersuchung und zur Wohnungsuntersuchung gegeben wird. Deshalb bitten wir Sie, die Teilnahme Ihres Kindes an dieser freiwilligen Untersuchung durch Ihre Unterschrift auf der Einverständniserklärung zu ermöglichen und den Fragebogen zur Verkehrsbelastung sorgfältig auszufüllen. Es lohnt sich im gesundheitlichen Interesse Ihres Kindes auf jeden Fall, die angebotene Untersuchung wahrzunehmen.

Bei Fragen steht Ihnen Ihr Gesundheitsamt jeden Donnerstag von 10.00 bis 12.00 Uhr unter der Telefonnummer xxxxxxxxxxxx zur Verfügung.

Wir bedanken uns im voraus für Ihre Mitarbeit!





# KinderInfo

über die Untersuchung zu Feinstaubbelastungen



**Hallo, ihr Mädchen und Jungen der 4. Klasse,**

Sicher habt ihr schon gehört, dass eure Schule an dem **Forschungsprojekt "Beobachtungsgesundheitsämter"** beteiligt ist. Bei diesem Projekt werden wichtige Informationen über die **Auswirkungen von Umweltbelastungen** auf die Gesundheit speziell bei Schülerinnen und Schülern der vierten Klassen gesammelt. **Mit einer besonderen Studie wollen wir im kommenden Winter den Einfluss von Feinstaubbelastung auf Kinder untersuchen.**

## **Feinstaub - was ist das und wie wirkt er auf die Gesundheit?**

Staubteilchen können sich in ihrer Größe deutlich unterscheiden. Während grobe Staubpartikel schnell zu Boden sinken, schweben die feinen und ultrafeinen Staubpartikel lange Zeit in der Luft und gelangen beim Einatmen bis tief in die Lunge. Diese feinsten Staubteilchen entstehen in vielen Verbrennungsprozessen, auch in den Motoren von Autos und Lastwagen. Verkehrsreiche Gegenden sind daher stärker mit Feinstäuben belastet als verkehrsarme Gebiete.

Weil diese feinen Staubteilchen bis in die Lunge gelangen können, gibt es die Vermutung, dass sie bei der Entstehung von Atemwegserkrankungen wie Husten oder Schnupfen beteiligt sein können. Wir möchten daher mit eurer Mithilfe untersuchen, wie hoch die Feinstaubbelastung bei euch ist und ob Zusammenhänge mit eurer Gesundheit erkennbar sind.

## **Wie und was wird untersucht und wie läuft die Untersuchung ab?**

Die Teilnahme an der Untersuchung ist freiwillig und besteht zunächst aus

- einem **Fragebogen zum Straßenverkehr**.

Diesen Fragebogen haben alle Kinder in eurer Klasse mit dem Elternbrief und diesem Kinderinfo erhalten. Wenn ihr mitmachen wollt und eure Eltern damit einverstanden sind, könnt ihr die Fahrzeuge in eurer Straße zählen, den Fragebogen zusammen mit euren Eltern ausfüllen und zusammen mit den **unterschiedenen Einverständniserklärungen von euch und euren Eltern** in einer Woche wieder in einem verschlossenen Umschlag bei eurem Lehrer abgeben. Von diesen Kindern werden vom Landesgesundheitsamt dann 50 Kinder ausgewählt, bei denen folgende Erhebungen durchgeführt werden sollen:

### **Erhebungen zur Staubbelastung im Kinderzimmer und in der Außenluft der Wohnung:**

- eine Befragung eurer Eltern zu eurer Wohnung und Wohnungsumgebung,
- Messungen von Feinstaub in eurem Zimmer und in der Nähe der Wohnung mit verschiedenen Geräten bis zu einer Woche lang,
- ein Protokoll von euch, in dem ihr eine Woche lang aufschreibt, wo ihr euch aufhaltet,

**Erhebungen zu eurem Gesundheitszustand:**

- ein Fragebogen zu Atemwegserkrankungen und Allergien bei euch, den eure Eltern ausfüllen,
- eine Blutabnahme für einen Allergietest und einen Test des Körperabwehrsystems
- eine Untersuchung der Luft, die ihr ausatmet,
- Messungen, wie schnell und wie tief ihr ein- und ausatmen könnt.

Die Blutabnahme und die Atemuntersuchungen werden in der Schule durchgeführt; den Termin dafür erfahrt ihr vom Gesundheitsamt. Alle Untersuchungen sind ungefährlich und dauern etwa eine halbe Stunde. Bei der Blutabnahme kann es vorübergehend zur Bildung eines blauen Flecks an der Einstichstelle kommen. Manchen Kindern wird es nach der Blutabnahme oder während der Atemuntersuchungen für kurze Zeit übel.

**Wann erfahrt ihr die Untersuchungsergebnisse?**

Die Untersuchungsergebnisse werden euren Eltern von Gesundheitsamt in einem Brief mitgeteilt. Da die Laboruntersuchungen jedoch einige Zeit erfordern, wird der Brief voraussichtlich erst im Herbst 2002 ankommen.

**Was geschieht mit den Daten und wie sind sie geschützt?**

Alle Angaben und Ergebnisse unterliegen der ärztlichen Schweigepflicht. Das heißt, dass der Arzt nur euren Eltern darüber Auskunft geben darf. Auch die Anforderungen des Datenschutzes werden streng befolgt. Deshalb ist dein Name nur den Mitarbeitern des Gesundheitsamtes bekannt, die an der Untersuchung beteiligt sind. Die Laboruntersuchungen und die Auswertung der Fragebögen erfolgen anhand einer für jedes Kind festgelegten Nummer.

**Die Teilnahme an der Untersuchung ist freiwillig!**

Wenn du nicht mitmachen willst, kannst du dies jederzeit sagen.

**Wir bitten euch aber, möglichst alle mitzumachen.**

Denn nur, wenn viele von euch zum Mitmachen bereit sind, bekommen wir zuverlässige Ergebnisse. Deshalb haben wir deine Eltern (Erziehungsberechtigten) angeschrieben und wir bitten auch dich um dein Einverständnis mit Unterschrift auf beiliegendem Formular.

Falls du oder deine Eltern (Erziehungsberechtigten) noch Fragen habt, könnt ihr gerne beim Gesundheitsamt xxxxxxxxxx anrufen!

Tel.-Nr. xxxxxxxxxx - am besten donnerstags von xxxx bis xxxx Uhr.

Dankeschön für deine Mitarbeit und viele Grüße

Dein Gesundheitsamt

⇒ **Bitte geben Sie den Verkehrsfragebogen und diese Erklärung mit den Unterschriften von Ihnen und Ihrem Kind innerhalb einer Woche im verschlossenen Umschlag über die Schule an das Gesundheitsamt zurück!**

Code-Nr.  
\_\_\_\_\_

**Einverständniserklärung für die ärztliche Untersuchung (einschließlich Blutprobenahme) und Kontaktaufnahme zur Durchführung von Feinstaubmessungen in der Wohnung**

Wir haben/Ich habe von dem Inhalt des Elternbriefes Kenntnis genommen.

Wir sind/Ich bin einverstanden, dass unser/mein Kind

Familienname: \_\_\_\_\_ Vorname: \_\_\_\_\_

Geburtsdatum: \_\_\_\_\_ Schule: \_\_\_\_\_ Klasse: \_\_\_\_\_

Anschrift: \_\_\_\_\_

(Bitte in Druckbuchstaben schreiben, da die Adresse zur Mitteilung der Untersuchungsergebnisse benötigt wird!)

Telefonnummer: \_\_\_\_\_

deren/dessen Personensorge uns/mir zusteht, an der Untersuchung zu Feinstaubbelastungen und deren gesundheitlichen Wirkungen bei Kindern teilnimmt. Des weiteren sind wir/bin ich damit einverstanden, dass das Gesundheitsamt mit mir/uns Kontakt aufnimmt zur Vereinbarung eines Termins zur Durchführung von Feinstaubmessungen in unserer/meiner Wohnung.

**Einwilligungserklärung zur Verarbeitung der erhobenen Daten**

Wir erteilen/Ich erteile die Einwilligung zur Verarbeitung der im Rahmen der oben genannten Untersuchung erhobenen Daten nach Beseitigung des Namensbezuges und der Adresse für die wissenschaftliche Untersuchung von Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern. Uns/Mir wurde bestätigt, dass die Vorschriften über die ärztliche Schweigepflicht und den Datenschutz eingehalten werden.

Umfang, Art und Weise der Durchführung und Zweck der Untersuchung und der Datenverarbeitung sind uns/mir aus dem Elternbrief bekannt.

Des weiteren sind wir/bin ich damit einverstanden, dass sich das Gesundheitsamt eventuell zu einem späteren Zeitpunkt für eine ergänzende Befragung mit uns/mir in Verbindung setzt.

\_\_\_\_\_  
Datum und **Unterschrift des/der Sorgeberechtigten**

\_\_\_\_\_  
Name(n) in Druckschrift

Falls nur eine Unterschrift vorhanden ist, wird durch sie ausdrücklich bestätigt, dass der andere Sorgeberechtigte ebenfalls der Untersuchung und Datenverarbeitung zustimmt.



**Ich habe das KinderInfo gelesen und möchte bei der Untersuchung mitmachen**

\_\_\_\_\_  
Datum und **Unterschrift des Kindes**





## Fragebogen – Begehungsprotokoll im häuslichen Bereich

Code Nr.

### Allgemeine Angaben

#### Art der Probe:

##### Schimmelpilze

Innenluft       Außenluft       Abklatsche (bei sichtbarem Schimmel)

##### Feinstaub PM 2,5

Innenluft       Außenluft       Gesundheitsamt

##### Partikelzählung

Innenluft       Außenluft

##### Passivsammlung

Innenluft       Außenluft

#### In welchem Raum erfolgte die Innenraummessung

Kinderzimmer   
Wohnzimmer   
Küche   
Flur   
sonstiger Raum (welcher) \_\_\_\_\_

Wie viele Personen leben in der gesamten Wohnung     
Wie viele Quadratmeter hat die gesamte Wohnung    m<sup>2</sup>

in welchem Stockwerk liegt die untersuchte Wohnung

Tag der Begehung        
Uhrzeit der Begehung (Beginn)    Uhr

### Ort der Probenahme bzw. Messung

#### Gebäudetyp/Nutzung

Besteht eine mikrobiologische Belastung bzw. Feinstaubbelastung, die durch einen Produktionsprozeß in der Umgebung oder einen Nebeneffekt bedingt ist?

<sub>1</sub> Gärtnerei      <sub>2</sub> Bauernhof      <sub>3</sub> Kompostierung  
<sub>4</sub> Lederverarbeitung      <sub>5</sub> Archiv      <sub>6</sub> Bibliothek  
<sub>7</sub> Deponie      <sub>8</sub> Abfallsortierung      <sub>9</sub> Lebensmittelabfälle (Betriebe)  
<sub>10</sub> Sägewerk/Schreinerei      <sub>11</sub> Kfz-Werkstatt      <sub>12</sub> sonstige

**Lüftungszustand vor der Messung:**

Intensiv gelüftet [Dauer]

l \_ \_ l h

Fenster/Türen geschlossen gehalten [Dauer]

l \_ \_ l h

Übliches Lüftungsverhalten der Bewohner

**Räume mit Raumluftechnischer Anlage:**

ja  nein

**Innenraumklima**

Raumtemperatur:

l \_ \_ l °C

relative Luftfeuchte:

l \_ \_ l %

**Außenluftkontrolle**

Temperatur

l \_ \_ l °C

relative Luftfeuchte:

l \_ \_ l %

Regen

ja  nein

Wind

ja  nein

Abstand des Meßpunktes vom Haus

l \_ \_ l m

**Aufstellung der Meßgeräte: (Innen und Außen)**

**Bauliche Situation**

Renovierung/Sanierung, wann? I I I I I I I I  
 Isolierung, wann? I I I I I I I I  
 Feuchtigkeitisolierung, wann? I I I I I I I I

Um was für einen **Typ** Haus handelt es sich?  
 Ein- oder Zweifamilienhaus, freistehend   
 Ein- oder Zweifamilienhaus, nicht freistehend   
 Mehrfamilienhaus bis 5 Etagen   
 Mehrfamilienhaus mit mehr als 5 Etagen

Weist das Haus eine der folgenden **baulichen Besonderheiten** auf?  
*Mehrere Antworten möglich!*

Energiesparhaus   
 Öko-Haus (z.B. Holzhaus)   
 Flachdachhaus   
 Fertighaus   
 Bauernhaus mit direkt angebautem Stallgebäude,  
 in dem Tiere gehalten werden   
 Bauernhaus, in dem in der Vergangenheit Tiere gehalten wurden

Ist das Haus **unterkellert**?  
 voll unterkellert   
 teilweise unterkellert   
 kein Keller

Bemerkungen (z. B. Feuchtigkeitsdämmung, Horizontalsperre): \_\_\_\_\_

Bemerkungen (z. B. Risse im Putz, verdeckte Wasserschäden, Salzausblühungen,  
 defekte Regenrinne/-fallrohre bzw. Dachziegel): \_\_\_\_\_

**Umgebung**

In welcher **Umgebung** befindet sich das Haus/Gebäude ( $\leq 2$  km) ?

ländlich   
 städtisch (Vorort)   
 städtisch (Zentrum)   
 schwacher Verkehr   
 starker Verkehr   
 Schwerindustrie   
 Chemische Industrie   
 Industriegebiet

Befindet sich in der **Umgebung** des Hauses bis zu 20 m Entfernung

ein Komposthaufen   
 ein Misthaufen   
 eine Biomülltonne   
 sonstige Quellen   
 wenn ja,  
 welche \_\_\_\_\_

<b>Spezifische Fragen, die im Zusammenhang mit der Messung von Schimmelpilzen und Feinstäuben stehen</b>
--

sichtbarer Schimmel wo _____ Größe < 20 cm <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	< 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	> 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
sichtbare Feuchtflecken wo _____ Größe < 20 cm <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	< 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	> 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
Geruchsbelästigung wonach _____	seit wann _____		ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/> I I I I I I I I
zurückliegender Wasserschaden wenn ja, welcher? _____		wann? _____	
Besonderheiten z. B.			
Haustiere (auch Aquarium) welche _____			
Matratze auf dem Boden		ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>	
große Schränke bzw. Schrankwände an der Außenwand		ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>	
Wintergarten		ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>	
<b>Art der Kochstelle</b>			
Gasherd		<input type="checkbox"/>	
Elektroherd		<input type="checkbox"/>	
Mikrowelle		<input type="checkbox"/>	
sonstige _____			
<b>Heizung und Lüftung</b>			
Sind alle Räume beheizbar?		<input type="checkbox"/>	
Welche nicht? _____			
<b>Fern-/Zentralheizung</b> ( <u>kein</u> Brenner <u>in</u> den Räumen sondern Heizkörper oder Fußbodenheizung, die von außerhalb der Räume (z.B. Keller) mit Wärme versorgt werden)			
		<input type="checkbox"/>	
<b>Etagenheizung</b> ( <u>ein</u> Brenner <u>in</u> den Wohnräumen, über den eventuell mehrere Heizkörper mit Wärme versorgt werden)			
		<input type="checkbox"/>	
Wenn <b>ja</b> , wo befindet sich der Brenner?			
Küche, Bad		<input type="checkbox"/>	
Wohnzimmer		<input type="checkbox"/>	
gesonderter Raum		<input type="checkbox"/>	
<b>Einzelraumheizung</b> ( <u>mehrere</u> Öfen <u>in</u> der Wohnung)			
		<input type="checkbox"/>	
Falls Sie <b>Etagen- oder Einzelraumheizung</b> haben, womit heizen Sie überwiegend?			
Holz/Koks/Kohle/Briketts		<input type="checkbox"/>	
Gas		<input type="checkbox"/>	
Öl		<input type="checkbox"/>	
Strom		<input type="checkbox"/>	
<b>Fußbodenheizung</b>			
		<input type="checkbox"/>	



**Rauchen in der Wohnung**

- regelmäßig
- gelegentlich
- nie

Liegt die **Wohnung** an einer Straße mit

- starkem Kfz-Verkehr (Haupt- oder Durchgangsstraße)
- mittlerem Kfz-Verkehr (Nebenstraße)
- mit geringem Kfz-Verkehr (Anliegerstr., verkehrsberuhigte Zone)

Hat das **Zimmer, in dem die Messung stattfindet**, Fenster zu einer Straße mit

- starkem Kfz-Verkehr (Haupt- oder Durchgangsstraße)
- mittlerem Kfz-Verkehr (Nebenstraße)
- mit geringem Kfz-Verkehr (Anliegerstr., verkehrsberuhigte Zone)

Womit ist der **Fußboden** des Zimmers belegt

- mit Teppichboden / großflächigen Teppichen (> Hälfte der Fläche)
- wischbarer Boden mit kleinflächigen losen Teppichen (< Hälfte der Fläche)
- wischbarer Boden ohne lose Teppiche

## Fragebogen – Begehungsprotokoll in der Schule

Code Nr.

### Allgemeine Angaben

#### Art der Probe:

##### Schimmelpilze

Innenluft       Außenluft       Abklatsche (bei sichtbarem Schimmel)

##### Feinstaub PM 2,5

Innen Schule

##### Partikelzählung

Innen Schule       Außen Schule

##### Passivsammlung

Innen Schule       Außen Schule

#### In welchem Raum erfolgte die Innenraummessung

Klassenzimmer

Spezialzimmer (Musikzimmer, Zeichenraum usw.)

Flur

sonstiger Raum (welcher) \_\_\_\_\_

wieviele Personen sind durchschnittlich im Raum   
welche Fläche hat der Raum  m<sup>2</sup>

in welchem Stockwerk liegt der untersuchte Raum

Tag der Begehung   
Uhrzeit der Begehung (Beginn)  Uhr

### Ort der Probenahme bzw. Messung

#### Gebäudetyp/Nutzung

Besteht eine mikrobiologische Belastung bzw. Feinstaubbelastung, die durch einen Produktionsprozeß in der Umgebung oder einen Nebeneffekt bedingt ist?

- |   |  |  |
|---|--|--|
| <input type="checkbox"/> <sub>1</sub> Gärtnerei             | <input type="checkbox"/> <sub>2</sub> Bauernhof        | <input type="checkbox"/> <sub>3</sub> Kompostierung                  |
| <input type="checkbox"/> <sub>4</sub> Lederverarbeitung     | <input type="checkbox"/> <sub>5</sub> Archiv           | <input type="checkbox"/> <sub>6</sub> Bibliothek                     |
| <input type="checkbox"/> <sub>7</sub> Deponie               | <input type="checkbox"/> <sub>8</sub> Abfallsortierung | <input type="checkbox"/> <sub>9</sub> Lebensmittelabfälle (Betriebe) |
| <input type="checkbox"/> <sub>10</sub> Sägewerk/Schreinerei | <input type="checkbox"/> <sub>11</sub> Kfz-Werkstatt   | <input type="checkbox"/> <sub>12</sub> sonstige                      |

#### Lüftungszustand vor der Messung:

Intensiv gelüftet [Dauer]  h

Fenster/Türen geschlossen gehalten [Dauer]  h

Übliches Lüftungsverhalten

**Räume mit Raumluftechnischer Anlage:**

ja  nein

**Innenraumklima**

Raumtemperatur:

|\_|\_| °C

relative Luftfeuchte:

|\_|\_| %

**Außenluftkontrolle**

Temperatur

|\_|\_| °C

relative Luftfeuchte:

|\_|\_| %

Regen

ja  nein

Wind

ja  nein

Abstand des Meßpunktes vom Haus

|\_|\_| m

<b>Aufstellung der Meßgeräte: (Innen und Außen)</b>
---

<b>Bauliche Situation</b>
---------------------------

Renovierung/Sanierung, wann?	I I I I I I I
Isolierung, wann?	I I I I I I I
Feuchtigkeitisolierung, wann?	I I I I I I I

Um was für einen **Typ** Schule handelt es sich?

Steinbau	<input type="checkbox"/>
Betonbau	<input type="checkbox"/>
Pavillonbauweise	<input type="checkbox"/>
Ständerbauweise mit Holzverkleidung	<input type="checkbox"/>

besitzt die untersuchte Schule ein Flachdach	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
--	---

Bemerkungen (z. B. Risse im Putz, verdeckte Wasserschäden, Salzausblühungen, defekte Regenrinne/-fallrohre bzw. Dachziegel): \_\_\_\_\_

In welcher **Umgebung** befindet sich das Haus/Gebäude ( $\leq 2$  km) ?

ländlich	<input type="checkbox"/>
städtisch (Vorort)	<input type="checkbox"/>
städtisch (Zentrum)	<input type="checkbox"/>
schwacher Verkehr	<input type="checkbox"/>
starker Verkehr	<input type="checkbox"/>
Schwerindustrie	<input type="checkbox"/>
Chemische Industrie	<input type="checkbox"/>
Industriegebiet	<input type="checkbox"/>

Befindet sich in der **Umgebung** des Hauses bis zu 20 m Entfernung

ein Komposthaufen	<input type="checkbox"/>
ein Misthaufen	<input type="checkbox"/>
eine Biomülltonne	<input type="checkbox"/>
sonstige Quellen	<input type="checkbox"/>
wenn ja, welche	

**Spezifische Fragen, die im Zusammenhang mit der Messung von Schimmelpilzen und Feinstäuben stehen**

sichtbarer Schimmel	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
wo _____	
Größe < 20 cm <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	< 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> _____
	> 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> _____

sichtbare Feuchtflecken	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
wo _____	
Größe < 20 cm <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>	< 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/> _____
	> 0,5 m <sup>2</sup> <input type="checkbox"/>

Geruchsbelästigung	ja <input type="checkbox"/> nein <input type="checkbox"/>
wonach _____	seit wann
	I I I I I I I

zurückliegender Wasserschaden	wann? _____
wenn ja, welcher? _____	

Besonderheiten z. B.

Haustiere auch (Aquarium) welche \_\_\_\_\_ ja  nein   
Matratze auf dem Boden ja  nein   
große Schränke bzw. Schrankwände an der Außenwand ja  nein   
Wintergarten ja  nein

### **Heizung und Lüftung**

Art der Heizung \_\_\_\_\_

**Rauchen in dem untersuchten Raum bzw. in dessen Nähe,**  
wenn ja, wo \_\_\_\_\_

regelmäßig   
gelegentlich   
nie

Liegt die **Schule** an einer Straße mit

- starkem Kfz-Verkehr (Haupt- oder Durchgangsstraße)
- mittlerem Kfz-Verkehr (Nebenstraße)
- mit geringem Kfz-Verkehr (Anliegerstr., verkehrsberuhigte Zone)

Hat der **Raum, in dem die Messung stattfindet**, Fenster zu einer Straße mit

- starkem Kfz-Verkehr (Haupt- oder Durchgangsstraße)
- mittlerem Kfz-Verkehr (Nebenstraße)
- mit geringem Kfz-Verkehr (Anliegerstr., verkehrsberuhigte Zone)

Womit ist der **Fußboden** des Raumes belegt

- mit Teppichboden / großflächigen Teppichen (> Hälfte der Fläche)
- wischbarer Boden mit kleinflächigen losen Teppichen (< Hälfte der Fläche)
- wischbarer Boden ohne lose Teppiche



# Aktivitätsprotokoll

während der Untersuchung zu Feinstaubbelastungen



*Hallo, liebe Schülerin,  
hallo, lieber Schüler,*

*du hast dich bereit erklärt, an dem Forschungsprojekt zu Feinstaubbelastungen und deren gesundheitliche Wirkungen bei Kindern mitzuwirken. Damit wir möglichst genau ermitteln können, wie stark die Staubbelastung bei dir persönlich ist, möchten wir dich bitten, das beigegefügte Protokoll während der Untersuchung in eurer Wohnung eine Woche lang auszufüllen. Am besten hängst du dir das Blatt an eine geeignete Stelle in deinem Zimmer und trägst jeden Abend die Angaben für den jeweiligen Tag ein. Wenn die Messgeräte wieder abgeholt werden, gibst du oder deine Eltern das Protokoll den Mitarbeitern des Gesundheitsamtes mit oder schickst es an das Gesundheitsamt zurück.*

*Trage bitte deinen Namen und deine Anschrift ein, damit die Mitarbeiter im Gesundheitsamt wissen, zu welchen Messungen das Aktivitätsprotokoll gehört. Die Seite mit dem Namen verbleibt beim Gesundheitsamt, der restliche Teil wird mit einer Code-Nummer versehen und ohne Kenntnis des Namens vom Landesgesundheitsamt ausgewertet.*









*Vielen Dank für deine Teilnahme an der Untersuchung!*

Vorname: ..... Nachname: .....

Straße u. Hausnummer: .....

Postleitzahl: .....Ort: .....

Code-Nr. .... (wird vom Gesundheitsamt eingetragen)

							
Wochentag und Datum	Um welche Uhrzeit bist du aufgestanden?	Um welche Uhrzeit bist du zu Bett gegangen?	Wie lange warst du dazwischen ... zu Hause in der Wohnung	... in der Schule	... unterwegs im Straßenverkehr	... im Freien	... in anderen Häusern, Wohnungen
1. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
2. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
3. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
4. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
5. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
6. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten
7. Tag ..... Datum .....	um ..... Uhr	um ..... Uhr	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten	.... Stunden .... Minuten



Gab es in der Woche Tätigkeiten, die mit besonderen Staubbelastungen verbunden waren,  
z. B. Fußballspielen auf einem staubigen Bolzplatz, staubige Bastelarbeiten oder sonstige staubige Tätigkeiten ?

ja            Y        Was?.....  
Wie viel Zeit hast du insgesamt in der Woche dabei verbracht?        ca. .... Stunden

nein        Y

*Vielen Dankt für deine Mitarbeit!*



# GESUNDHEIT UND UMWELT

## FRAGEBOGEN ZU IHREM KIND

Bitte unbedingt vor dem Ausfüllen lesen !

### WICHTIGE MARKIERHINWEISE

Bitte  
markieren  
Sie nur so:



Nicht so:



1. Bitte nur einen weichen Bleistift "HB" oder "Nr. 2" verwenden
2. Kreise bitte **vollständig** ausfüllen, (siehe Beispiel links) !
3. Falschmarkierungen bitte **komplett** (restlos) radieren !
4. Beleg bitte **nicht knicken** und **nicht verschmutzen** !

In diesem Fragebogen bitten wir Sie um Angaben zu Atemwegserkrankungen, die mit Luftverunreinigung in Zusammenhang gebracht werden, und zu bestimmten Lebensbereichen, wie z.B. Ernährungsgewohnheiten und Wohnumfeld, die Einfluß auf die Untersuchungsergebnisse haben können.

Bitte füllen Sie deshalb diesen Fragebogen sorgfältig aus, indem Sie Ihre zutreffende Antwort...



...in den Kreisen  wie oben markieren  oder in die Kästchen als Zahl eintragen

und die jeweilige Zahl in den darunterstehenden Kreisen markieren...

Sonstiges:

...oder auf die Linien... z.B.: Erdbeeren

...Ihre eigenen Worte möglichst deutlich lesbar eintragen!

0	8	1	5
<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

**Bei einigen Fragen sind mehrere Antworten möglich.**

Die beigelegte Einverständniserklärung, die den Namen Ihres Kindes und die Code-Nummer enthält, wird als vertraulicher Teil in Ihrem Gesundheitsamt unter Verschluss aufbewahrt.

**Schreiben Sie bitte den Namen Ihres Kindes** aus Datenschutzgründen nur auf die Einverständniserklärung, **nicht aber auf diesen Fragebogen !**

Die Angaben auf dem Fragebogen werden ohne Name und Anschrift gespeichert.

Dieses Feld  
bitte nicht  
beschriften !

## ALLGEMEINE FRAGEN ZUM KIND

1. Wann ist Ihr Kind geboren ?

**Geburtsmonat** JAN FEB MÄR APR MAI JUN JUL AUG SEP OKT NOV DEZ

**Geburtsjahr** 1987 1988 1989 1990 1991 1992 1993 1994 1995 1996 1997 1998

Ist das Kind... **...ein Junge?**  **...ein Mädchen?**

Ist Ihr Kind in Deutschland geboren ? **Ja**  **Nein**

2. Wie schwer war das Kind bei der Geburt ? (Steht im Mutterpaß!)

**bis 1.000 Gramm**

**1.000 - 1.499 Gramm**

**1.500 - 1.999 Gramm**

**2.000 - 2.499 Gramm**

**mehr als 2.500 Gramm**

3. Wurde das Kind mehr als drei Wochen vor dem errechneten Geburtstermin geboren ? (Steht im Mutterpaß!)

**Ja**  **Nein**

4. Wurde das Kind nach der Geburt länger als einen Tag mit einer Maschine künstlich beatmet ?

**Ja**  **Nein**

5. Wurde Ihr Kind gestillt ?

**Ja**

**Nein**  **Wenn nein, bitte weiter mit Frage 6**

**Wenn ja, wieviele Wochen wurde Ihr Kind gestillt ?**

0	0
1	1
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9

**Wieviele Wochen wurde Ihr Kind **ausschließlich** gestillt (ohne Zufüttern von Beikost oder Milchflaschennahrung) ?**

0	0
1	1
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9

## WOHNUNG UND WOHNUMGEBUNG

6. Seit wann wohnt das Kind unter seiner jetzigen Anschrift ?

**Monat** JAN FEB MÄR APR MAI JUN JUL AUG SEP OKT NOV DEZ

**Jahr** 1994 1995 1996 1997 1998 1999 2000 2001 2002 2003 2004 2005

oder früher

Falls das Kind in den **letzten 2 Jahren umgezogen** ist:

Lag die vorige Wohnung des Kindes weiter als eine halbe Stunde Fußweg von der jetzigen Wohnung entfernt ?

**Ja**  **Nein**

7. Wie lange ist Ihr Kind derzeit täglich im Straßenverkehr - auch zu Fuß oder mit dem Rad - Autoabgasen ausgesetzt ?

**weniger als 1 Stunde**

**mehr als 1 Stunde**

8. Wie weit liegt Ihre Wohnung von einer verkehrsreichen Straße (Berufs-, Durchgangsverkehr) entfernt ?

**Luftlinie...**

**...bis 50 m**

**...51 - 500 m**

**...mehr als 500 m**

9. *Betreibt die Familie des Kindes einen Landwirtschaftsbetrieb ?* Ja  Nein   
**Wenn ja ...** ... im Vollerwerb  ... im Nebenerwerb

10. *Wann wurde das Haus gebaut, in dem das Kind wohnt ?* bis 1949   
1950 bis 1980   
1981 oder später   
weiß nicht

11. *Schläft das Kind alleine in einem Zimmer ?* Ja  Nein   
**Wenn nein ...** ... es schlafen noch ... ①②③④⑤⑥ ... Personen im selben Raum

12. *Wie wird Ihre Wohnung überwiegend beheizt ?*

**Fern-/Zentralheizung**  **➔ bitte weiter mit Frage 13**  
*(kein Brenner in den Wohnräumen, sondern Heizkörper oder Fußbodenheizung, die von außerhalb der Wohnung (z.B. Keller) mit Wärme versorgt werden).*

**Etagenheizung**   
*(ein Brenner in den Wohnräumen, über den eventuell mehrere Heizkörper mit Wärme versorgt werden).*

**Wenn ja,** **Küche / Bad** **Wohnzimmer** **gesonderter Raum**  
*wo befindet sich der Brenner ?*

---

**Einzelraumheizung**   
*(mehrere Öfen in der Wohnung).*

Falls Sie **Etagen- oder Einzelraumheizung** haben, **womit heizen Sie** überwiegend ? **Holz Koks Kohle Briketts**  **Gas**  **Öl**  **Strom**

13. *Haben Sie in Ihrer Wohnung einen offenen Kamin, einen Kaminofen oder Beistellherd ?* Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 14  
**Falls ja,** **(fast) nie**  **1-2 mal im Monat**  **1-2 mal in der Woche**  **(fast) täglich**   
*wie oft benutzen Sie ihn von Oktober bis April ?*

14. *Benutzen Sie Gas ...* ... zum Kochen ? Ja  Nein   
... zum Warmwasserbereiten ? (mittels Boiler / Durchlauferhitzer) Ja  Nein   
 Gibt es für den Kochherd einen besonderen Abzug (Dunstabzug) **nach draußen** ? Ja  Nein

15. *Welche Art Bodenbelag hat Ihr Kind in seinem Schlafzimmer ?* **Teppichboden**   
*(mehrere Antworten möglich)* **Teppiche, Läufer**   
**Linoleum, PVC**   
**Parkett, Holzdielen**   
**Sonstiges**

16. *Haben Sie in Ihrer jetzigen Wohnung jemals Schimmel oder Feuchtigkeitsflecken beobachtet (außer auf Lebensmitteln) ?* Ja  Nein   
**Wenn ja, in welchen Räumen ?** *(mehrere Antworten möglich)*

**Badezimmer**  **Kinderzimmer**  **Wohnräume**  **Küche**  **sonstige Räume**

Gesundheit und Umwelt Seite 3 / 8.03

17. Halten Sie zur Zeit ein **Haustier** ? Ja  Nein  ➔ wenn nein, bitte weiter mit Frage 18

**Wenn ja, welches ?**  
(mehrere Antworten möglich)

Hund   
 Katze   
 Hamster / Meerschweinchen   
 Vögel   
 Sonstige  Welches ? \_\_\_\_\_

18. Wird das Kind vegetarisch ernährt, d.h. ohne Fleisch, Wurst, Fisch ? Ja  Nein

## ERNÄHRUNG

19. Wie oft werden die folgenden **Lebensmittelgruppen** von Ihrem Kind pro Woche verzehrt ?

	(fast) täglich	mehrmals in der Woche	etwa einmal in der Woche	weniger oder nie
Tee (Früchtetee, schwarzer Tee)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Milch, Kakao	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Säfte	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Limonaden (z.B. auch Cola)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Mineralwasser, Leitungswasser	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Fisch	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Fleisch (ohne Wurstwaren)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Innereien (z.B. Leber, Nieren)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Wurstwaren, Schinken	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Imbißkost (z.B. Hamburger u. Pommes)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Gemüse, Salate	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Frisches Obst	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Kuchen, Kekse	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Süßigkeiten (z.B. Schokolade)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Salziges Gebäck (z.B. Chips, Erdnüsse)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Vollkornbrot, Schwarzbrot	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Weißbrot, Mischbrot	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Eier	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Käse, Quark, Joghurt	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

20. Welches **Fett** verwenden Sie hauptsächlich zum Kochen ?

Butter   
 Kokosfett   
 Margarine   
 Pflanzenöl   
 Sonstiges  Welches ? \_\_\_\_\_

21. Welches **Fett** verwenden Sie hauptsächlich für den Brotaufstrich ?

Butter   
 Margarine   
 Halbfettmargarine   
 Sonstiges  Welches ? \_\_\_\_\_

## GESUNDHEITLICHE BESCHWERDEN DES KINDES ERKÄLTUNGSHÄUFIGKEIT UND HUSTEN

22. Wieviele **Erkältungen** (Schnupfen, Husten oder Halsweh mit oder ohne Fieber) hatte Ihr Kind etwa in den **letzten 12 Monaten** ?

gar keine  ➔ bitte weiter mit Frage 24

ungefähr

0	0
1	1
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9

23. Hatte Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** bei einer Erkältung **Husten**, der **länger als 14 Tage** anhielt ?

Ja  Nein

24. Hat Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** wiederholt gehustet ?

Ja  Nein  ➔ wenn nein, bitte weiter mit Frage 25

**Wenn ja**, kam dies vor ... (mehrere Antworten möglich)

- ... bei Erkältung
- ... ohne Erkältung
- ... nach Anstrengung
- ... bei kalter Luft oder Nebel
- weiß nicht

25. Hat Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** wiederholt **nachts** gehustet ?

- nein
- nur bei Erkältung
- auch ohne Erkältung
- weiß nicht

## ATEMBESCHWERDEN

26. Hatte Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** einmal einen Anfall von **Kurzatmigkeit** oder **Atemnot** ?

nein  ➔ bitte weiter mit Frage 27

ja, einmal

ja, mehrmals

---

**Wenn ja**, kam dieser Anfall... (mehrere Antworten möglich)

- ... nachts ?
- ... bei Erkältung ?
- ... während oder nach Anstrengung ?
- ... bei Kontakt mit Tieren ?
- ... bei Kontakt mit Gras, Blumen ?
- ... bei Kontakt mit Hausstaub ?
- ... weiß nicht

---

Traten die Beschwerden in bestimmten Monaten auf ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 27

**Wenn ja**, in welchen Monaten ? (mehrere Antworten möglich)

JAN  FEB  MÄR  APR  MAI  JUN  JUL  AUG  SEP  OKT  NOV  DEZ

27. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben beim Atmen **pfeifende oder keuchende Geräusche** im Brustkorb? Ja  Nein

28. Hatte Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** beim Atmen irgendwann **pfeifende oder keuchende Atemgeräusche**? Ja  Nein  wenn nein, bitte weiter mit Frage 29

**Wenn ja, wie häufig in den letzten 12 Monaten?** ein- bis dreimal   
vier- bis zwölfmal   
mehr als zwölfmal

Wie häufig ist Ihr Kind im Durchschnitt in den **letzten 12 Monaten** deswegen aufgewacht? **weniger als eine Nacht pro Woche**   
**eine oder mehr Nächte pro Woche**   
**nie**   
**weiß nicht**

Waren die Beschwerden in den **letzten 12 Monaten** jemals so stark, daß das Kind beim Reden schon nach einem oder zwei Worten wieder Luft holen mußte? Ja  Nein

Kamen die Beschwerden vor ... **... bei Erkältung?**   
**... während oder nach Anstrengung?**   
**... bei Kontakt mit Tieren?**   
**... bei Kontakt mit Gras, Blumen?**   
**... bei Kontakt mit Hausstaub?**   
**keiner der genannten Gründe**

Traten die Beschwerden in bestimmten Monaten auf? Ja  Nein  Frage 29

**Wenn ja, in welchen Monaten?** (mehrere Antworten möglich)  
JAN  FEB  MÄR  APR  MAI  JUN  JUL  AUG  SEP  OKT  NOV  DEZ

29. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben **Asthma**? Ja  Nein

**AUGEN UND NASE**

30. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben Niesanfalle oder eine laufende, verstopfte oder juckende Nase, **ohne** erkältet zu sein? Ja  Nein  wenn nein, bitte weiter mit Frage 32

31. Hatte Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** Niesanfalle oder eine laufende, verstopfte oder juckende Nase, **ohne** erkältet zu sein? Ja  Nein  wenn nein, bitte weiter mit Frage 32

**Wenn ja, hatte Ihr Kind in den letzten 12 Monaten gleichzeitig mit diesen Nasenbeschwerden juckende, tränende Augen?** Ja  Nein

In welchen der **vergangenen 12 Monate** traten diese Nasenbeschwerden auf? (mehrere Antworten möglich)  
JAN  FEB  MÄR  APR  MAI  JUN  JUL  AUG  SEP  OKT  NOV  DEZ

Traten diese Nasenbeschwerden auf bei Kontakt mit ... **... Tieren?**   
**... Gras, Blumen?**   
**... Hausstaub?**   
**weiß nicht**

Wie stark war Ihr Kind **in den letzten 12 Monaten** durch diese Nasenbeschwerden in seinen Aktivitäten eingeschränkt? **stark**  **mittelstark**  **wenig**  **gar nicht**

In welchem Alter traten diese Nasenbeschwerden zum ersten Mal auf?  
**mit** 1  2  3  4  5  6  7  8  9  10  11  12  **Jahren**

32. Hatte Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** irgend einmal gerötete oder juckende Augen ohne gleichzeitige Nasenbeschwerden (**nicht** durch gechlortes Schwimmbadwasser) ? Ja  Nein

33. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben **Heuschnupfen** ? Ja  Nein

## HAUT

34. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben einen **juckenden Hautausschlag**, der stärker oder schwächer **während mindestens sechs Monaten** auftrat ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 36

35. Trat dieser **juckende Hautausschlag** jemals in den **letzten 12 Monaten** auf ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 36

Wenn ja, trat dieser **juckende Hautausschlag** jemals an einer der folgenden Körperstellen auf: In der Ellenbeuge oder Kniekehle, am Handgelenk, im Nacken, um die Augen oder Ohren ? Ja  Nein

In welchem Alter trat dieser **juckende Hautausschlag** zum **ersten Mal** auf ?

In den ersten 12 Lebensmonaten	<input type="radio"/>
mit 1 bis 2 Jahren	<input type="radio"/>
mit 3 bis 4 Jahren	<input type="radio"/>
mit 5 Jahren und mehr	<input type="radio"/>

Wie oft ist Ihr Kind im Durchschnitt in den **letzten 12 Monaten** wegen dieses **juckenden Hautausschlags** nachts aufgewacht ?

nie in den letzten 12 Monaten	<input type="radio"/>
weniger als eine Nacht pro Woche	<input type="radio"/>
eine Nacht und mehr pro Woche	<input type="radio"/>

36. Hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben **Neurodermitis, endogenes Ekzem oder atopische Dermatitis** ? Ja  Nein

## KRANKHEITEN DES KINDES

37. Hat oder hatte Ihr Kind **irgend einmal** in seinem Leben eine **Allergie** ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 38

**Wenn ja**, wie äußert/äußerte sich diese Allergie ?

Wogegen ist/war Ihr Kind allergisch ? (mehrere Antworten möglich)

Nahrungsmittel <input type="radio"/>	Hausstaub / Milben <input type="radio"/>
chemische Lebensmittelzusätze <input type="radio"/>	Federn <input type="radio"/>
Waschmittel <input type="radio"/>	Metalle (z.B. Uhren, Schmuck, Ohringe) <input type="radio"/>
Tiere <input type="radio"/>	Insektenstiche (Bienen, Wespen) <input type="radio"/>
Blütenstaub, Gras-, Baumpollen <input type="radio"/>	Medikamente <input type="radio"/>

Sonstiges  wogegen ?

**Fortsetzung: KRANKHEITEN DES KINDES**

38. Gibt es Nahrungsmittel, die Ihr Kind nicht verträgt ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 40

**Wenn ja**, markieren Sie bitte, **welche Nahrungsmittel** Ihr Kind nicht verträgt und **mit welchen Beschwerden** es darauf reagiert !  
(mehrere Antworten möglich)

Beschwerden	Nahrungsmittel					
	Zitrusfrüchte	Tomaten	Nüsse	Eier	Milchprodukte	Sonstige Lebensmittel bitte geben Sie an welche
Bauchschmerzen	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Durchfall	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Übelkeit, Erbrechen	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Hautausschlag	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Verschlechterung der Neurodermitis (des endogenen Ekzems, der atopischen Dermatitis)	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Nesselsucht	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Brennen an Mund und Lippen	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Asthma	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?
Andere Beschwerden	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	welche ?

39. Hat das Kind in den **letzten 12 Monaten** einmal solche Beschwerden auf bestimmte Nahrungsmittel gehabt ? Ja  Nein

40. Hat ein Arzt bei Ihrem Kind **jemals** eine der folgenden **Krankheiten** festgestellt ?  
(bitte alle Zeilen markieren)

**Wenn ja**, war Ihr Kind wegen dieser Krankheiten **jemals** im Krankenhaus ?

Allergie	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Herzleiden	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Pseudokrupp	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Keuchhusten	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Heuschnupfen	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Milchschorf	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Neurodermitis, endogenes Ekzem, atopische Dermatitis	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Lungenentzündung	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Bronchitis (starke Erkältung)	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
asthmoide, spastische oder obstruktive Bronchitis	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>
Asthma bronchiale	Nein <input type="radio"/>	Ja <input type="radio"/>	war deswegen im Krankenhaus <input type="radio"/>



## Fortsetzung: KRANKHEITEN DES KINDES

41. Hat Ihr Kind in den **letzten 14 Tagen** vor dieser Befragung Medikamente eingenommen bzw. hat es Medikamente gespritzt bekommen ?

Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 42

**Wenn ja**, geben Sie bitte unten die Namen der Medikamente an !

1. ....  
 2. ....  
 3. ....

MEDIKAMENTEN-NR. wird vom Amt eingetragen	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

42. Hat Ihr Kind in den **letzten 3 Monaten** Medikamente zur Bekämpfung von Parasiten auf der Haut oder in den Haaren (Läuse, Krätze, Pilzkrankungen) bekommen (z.B. Jacutin, Quellada) ?

Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit den Fragen 43 bis 51 bzw. mit Frage 52

**Wenn ja**, geben Sie bitte unten die Namen der Medikamente an !

1. ....  
 2. ....  
 3. ....

MEDIKAMENTEN-NR. wird vom Amt eingetragen	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

Bitte weiter auf Seite 10 ➔

# BRONCHIALASTHMA

Die folgenden Fragen **43 bis 51** betreffen Sie nur, wenn Ihr Kind bereits einmal an **Asthma bronchiale, asthmoider Bronchitis, spastischer Bronchitis oder obstruktiver Bronchitis** erkrankt war.

**Trifft dies nicht zu, bitte weiter mit Frage 52 im Abschnitt FAMILIE !**

43. Wann trat die Asthma-Erkrankung **erstmal**s auf ?  
 im Alter von ...  1  2  3  4  5  6  7  8  9  10  11  12 ... Jahren

44. Wie oft traten die Beschwerden (Atemnot, Asthmaanfälle, Hustenattacken) in den letzten 12 Monaten auf ?  
 gar nicht   
 ein- bis viermal   
 fünf- bis zehnmal   
 mehr als zehnmal

45. Wie lange halten die Beschwerden Ihres Kindes im Durchschnitt jeweils an ?  
 Stunden   
 1 Tag   
 2 bis 3 Tage   
 4 bis 7 Tage   
 länger als 1 Woche

46. Wie sehr ist Ihr Kind im täglichen Leben durch seine Beschwerden beeinträchtigt ?  
 gar nicht   
 etwas   
 stark

47. Wie lange hat Ihr Kind während der **letzten 12 Monate** wegen Asthmabeschwerden insgesamt in der Schule gefehlt ?  
 keine 5 Tage   
 1 bis 2 Wochen   
 3 bis 6 Wochen   
 länger als 6 Wochen

48. Ist Ihr Kind wegen Asthma, asthmoider, spastischer oder obstruktiver Bronchitis in ständiger, ärztlicher Behandlung ?  
 Ja  Nein

49. Nimmt Ihr Kind **zur Zeit** wegen Asthma, asthmoider, spastischer oder obstruktiver Bronchitis Medikamente ein ?  
 Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 50

**Wenn ja, welche Medikamente (auch Inhalationen und Sprays) nimmt Ihr Kind ein ?**

1. ....  
 2. ....  
 3. ....

MEDIKAMENTEN-NR.  
 wird vom Amt eingetragen

	1.	2.	3.
0	0	0	0
1	1	1	1
2	2	2	2
3	3	3	3
4	4	4	4
5	5	5	5
6	6	6	6
7	7	7	7
8	8	8	8
9	9	9	9

## Fortsetzung: BRONCHIALASTHMA

50. Hat Ihr Kind in den **letzten 12 Monaten** nach einer Anstrengung, nach Laufen, in kalter Luft oder Nachts in der Zeit **zwischen den Attacken** gehustet ?

Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 51

**Wenn ja**, treten die Beschwerden nur in bestimmten Monaten auf, oder falls sie ständig auftreten, verschlimmern sie sich in bestimmten Monaten ?

Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 51

**Wenn ja**, in welchen Monaten ? (Mehrere Antworten möglich)

JAN FEB MÄR APR MAI JUN JUL AUG SEP OKT NOV DEZ

51. Haben Sie in Ihrer Wohnung bereits bestimmte Dinge wegen einer Allergie oder Asthma des Kindes abgeschafft ?

Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 52

**Wenn ja**, welche ?

Tiere   
 Bettzeug   
 Teppiche   
 Sonstiges  welche ? .....

## FAMILIE

52. Wieviele Geschwister hat das Kind insgesamt ?

keines  1  2  3  4  5 oder mehr

Wieviele Geschwister sind älter als das Kind ?

keines  1  2  3  4  5 oder mehr

53. Welche Nationalität hat ...

**(D)** **(TR)** **(GR)** **(I)** Andere

... die Mutter des Kindes ?       
 ... der Vater des Kindes ?       
 ... das Kind ?

54. Welchen Schulabschluß haben die Eltern des Kindes ?

Vater Mutter

kein Schulabschluß    
 Volks-Hauptschule    
 Mittlere Reife | Realschule    
 Abitur | Hochschulreife    
 keine Angabe

### Fortsetzung: FAMILIE

55. Welche Berufsausbildung haben die Eltern des Kindes ?

	Vater	Mutter		Vater	Mutter
keine Berufsausbildung	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Fachhochschulabschluß	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
gewerbl./landwirtschaftl. Lehre	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Hochschulabschluß	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
kaufmännisch/sonstige Lehre	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	z.Zt. in Ausbildung	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Fachschulausbildung	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Sonstiges	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Meister / Techniker	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	keine Angabe	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

56. Hat / hatte ein Familienmitglied endogenes Ekzem, Neurodermitis, Heuschnupfen, Bronchialasthma ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 57

Wenn ja, welches Familienmitglied ? (Mehrere Antworten möglich)

der Vater des Kindes  die Mutter des Kindes  Geschwister des Kindes

57. Hat / hatte ein Familienmitglied eine Neigung zu Erkältungskrankheiten ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 58

Wenn ja, welches Familienmitglied ? (Mehrere Antworten möglich)

der Vater des Kindes  die Mutter des Kindes  Geschwister des Kindes

58. Lebt in Ihrem Haushalt eine Person, die raucht ? Ja  Nein  ➔ bitte weiter mit Frage 59

Wenn ja, geben Sie bitte an, wer raucht ! (Mehrere Antworten möglich)

Vater  Mutter  Geschwister  Kind selbst  Andere

59. Wieviele Zigaretten werden täglich im Durchschnitt **in Ihrer Wohnung** (nicht am Arbeitsplatz) geraucht ? (z.B. Vater 3, Mutter 2, große Schwester 5 = insgesamt 10 Zigaretten)

keine  bis 5  6 bis 10  11 bis 15  16 bis 20  21 bis 30  über 30

60. Hat die Mutter im ersten Lebensjahr des Kindes geraucht ? Ja  Nein

61. Welche Personen waren an der Beantwortung dieses Fragebogens beteiligt ? (Mehrere Antworten möglich)

Vater  Mutter  Geschwister  Kind selbst  Andere

Bitte tragen Sie noch das Datum ein, an dem Sie diesen Fragebogen ausgefüllt haben !

HEUTIGES DATUM			FÜR INTERNEN GEBRAUCH			
Tag	Monat	Jahr				
0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	1	1	1	1
2	2	2	2	2	2	2
3	3	3	3	3	3	3
4	4	4	4	4	4	4
5	5	5	5	5	5	5
6	6	6	6	6	6	6
7	7	7	7	7	7	7
8	8	8	8	8	8	8
9	9	9	9	9	9	9

VIELEN DANK  
FÜR IHRE MITARBEIT !