

Texte

18
06

ISSN
1862-4804

Experten-Workshop

**"Verkehrsbedingte Feinstäube
in der Stadt"**

vom 14./15.02.2005 in Leipzig

**Umwelt
Bundes
Amt**



Für Mensch und Umwelt



Experten-Workshop „Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt“

vom 14./15.02.2005 in Leipzig

durchgeführt vom

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
Umweltbundesamt

**Martin Lanzendorf
Wolfram Birmili
Patrick Franke**

unter Mitarbeit von

**Yvonne J. Appelhans, Erika Brüggemann,
Irene Bröske-Hohlfeld, Ingo Düring, Ulrich Franck,
Axel Friedrich, Thomas Gnauk, Marie Hanusch,
Olf Herbarth, Wolfgang G. Kreyling, Achim Lohmeyer,
Winfried Möller, Annette Peters, Maik Schilde,
Manuela Semmler, Thomas Tuch, H.-Erich Wichmann,
Alfred Wiedensohler**

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet I 3.1

Dessau, Juli 2006

Inhalt

Martin Lanzendorf, Wolfram Birmili, Patrick Franke	
Einleitung – Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt	7
<i>I. Gesundheitliche Wirkungen</i>	
Irene Brüske-Hohlfeld, Annette Peters, H.-Erich Wichmann	
Epidemiologie von ultrafeinen Partikeln	9
Wolfgang G. Kreyling, Manuela Semmler, Winfried Möller	
Ultrafeine Partikel und ihre Wirkungen auf die menschliche Gesundheit	19
<i>II. Messung und Modellierung</i>	
Wolfram Birmili, Thomas Tuch, Ulrich Franck, Erika Brüggemann, Thomas Gnauk	
Umweltpartikel in städtischen Atmosphären: Eigenschaften und zukünftiger Bedarf an Messmethoden	29
Thomas Tuch, Ulrich Franck, Alfred Wiedensohler, Wolfram Birmili, Maik Schilde, Olf Herbarth	
Ultrafeine Partikel aus Verkehrsemissionen – Probleme bei der Auswahl repräsentativer Messstandorte zur Beurteilung der Humanexposition	35
Ingo Düring, Achim Lohmeyer	
Modellierung von PM_x-Emissionen und -Immissionen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchung und Maßnahmeplanung	43
<i>III. Maßnahmen</i>	
Yvonne J. Appelhans, Axel Friedrich	
Verkehrsbedingte Feinstäube – Handlungsbedarf und Maßnahmen aus der Sicht des Umweltbundesamtes	51
Patrick Franke	
Verkehrsbezogene Maßnahmen zur Reduktion der städtischen PM₁₀-Belastung und deren Anwendung in der Luftreinhalteplanung	65
Marie Hanusch	
Heute den Feinstaub von morgen vermeiden – die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Berücksichtigung der Feinstaubproblematik in der Verkehrswege- und Raumplanung	73
Martin Lanzendorf, Wolfram Birmili, Patrick Franke	
Zusammenfassung – Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt	85
Anhang: Teilnehmerverzeichnis des Experten-Workshops	91

Einleitung - Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt

Martin Lanzendorf¹⁾, Wolfram Birmili²⁾, Patrick Franke¹⁾

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Arbeitsgruppe Nachhaltige Mobilität, Leipzig

²⁾ Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Forschungsgruppe Troposphärisches Aerosol: In-Situ Charakterisierung, Prozesse und Klimatologie, Leipzig

In Deutschland ist spätestens mit dem Inkrafttreten verschärfter Grenzwerte zum 1.1.2005 ein lebhaftes öffentliches Interesse an den Ursachen und Folgen verkehrsbedingter Feinstäube erwacht. Entgegen medienwirksam vorgetragenen einfachen Ursache-Wirkungs-Ketten ist die Feinstaubproblematik jedoch ausgesprochen vielschichtig. Während sich etwa die gesetzlichen Regelungen und die öffentliche Diskussion bisher weitgehend auf die Beschränkung von PM₁₀-Immissionen konzentrieren, stellen neuere epidemiologische und toxikologische Befunde die gesundheitsschädliche Wirkung besonders kleiner Feinstaubfraktionen in den Mittelpunkt. Auch wenn diese Erkenntnisse zum Teil noch mit Unsicherheiten behaftet sind, werden gleichwohl bereits heute Fragen zur stärkeren Reglementierung kleinerer Partikelfraktionen diskutiert. Auch erscheint die Einführung und gesetzliche Förderung des Dieselfilters in einem neuen Licht, da durch dieses Instrument ein wesentlicher Emittent von Ultrafeinpartikeln kontrolliert werden könnte.

Um den Stand der Forschung zu verkehrsbedingten Feinstäuben zu diskutieren, führten das Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, das Leibniz-Institut für Troposphärenforschung sowie das Umweltbundesamt gemeinsam einen Experten-Workshop durch¹. Die Diskussionen im Workshop und auch die nachfolgend abgedruckten Beiträge orientierten sich an drei Themenkomplexen: erstens die gesundheitlichen Folgen, zweitens die Messung und Modellierung sowie

drittens Maßnahmen zur Reduzierung der Immissionsbelastungen.

1. Gesundheitliche Folgen:

Was ist der Erkenntnisstand toxikologischer und epidemiologischer Studien zur Wirkung von groben, feinen oder ultrafeinen Partikeln? Welche Partikel müssen hinsichtlich ihrer Toxizität besondere Beachtung finden?

2. Messung und Modellierung:

Welche Bedeutung haben die verkehrsbedingten Anteile an den gesamten Feinstaubimmissionen, welche Messverfahren zur Erfassung derselben werden bisher eingesetzt und wie entwickeln sich diese weiter?

Wie wird die Feinstaubausbreitung derzeit modelliert und ist eine flächenhafte Modellierung der Immissionen in Zukunft für grobe, feine und ultrafeine Partikel möglich?

3. Maßnahmen zur Reduzierung der Immissionen:

Inwiefern genügen die derzeit im Rahmen der PM₁₀-Diskussion erörterten Maßnahmen neueren Erkenntnissen der Humantoxikologie und Humanexposition und welche Möglichkeiten zur weitergehenden Reduzierung der Folgen gibt es?

Zu Beginn des Bandes werden die Erkenntnisse zur gesundheitlichen Wirkung verkehrsbedingter Feinstäube zusammengefasst. Der Beitrag von Brösche-Hohlfeld et al. verweist mit epidemiologischen Fallstudien auf die negativen Folgen der verkehrlichen Feinstaubemissionen für die menschliche Gesundheit und betont hierfür die besondere Relevanz der feinen und ultrafeinen

¹ Eine Liste der Workshop-TeilnehmerInnen findet sich im Anhang.

Partikel. Aus toxikologischer Perspektive verweisen Kreyling et al. auf den noch hohen Grad an Unsicherheit vorliegender Erkenntnisse hinsichtlich der Wirkmechanismen des Feinstaubs im menschlichen Körper. Gleichwohl können sie auf verschiedene empirische Erkenntnisse verweisen, die auf eine erhöhte Gesundheitsgefährdung durch besonders kleine Partikel hindeuten.

Im zweiten Teil wird auf die Messung und Modellierung der verkehrsbedingten Feinstäube eingegangen. Zunächst beschreiben Birmili et al. grundlegende physikalische und chemische Eigenschaften kleiner Partikel, welche es bei den verwendeten Mess- und Modellierungsverfahren zu berücksichtigen gilt und woraus jeweils spezifische Schwierigkeiten erwachsen können. Insbesondere wird die herkömmliche Messung der Partikelmassekonzentrationen vor dem Hintergrund der toxischen Wirkungen ultrafeiner Partikel in Frage gestellt und auf alternative Möglichkeiten zur Messung der Partikelanzahlkonzentrationen eingegangen. Daran anschließend beschreiben Tuch et al. ihre Erfahrungen mit der Messung von Anzahl- sowie Massekonzentrationen ultrafeiner Partikel in einer Leipziger Hauptverkehrsstraße sowie an einer städtischen Hintergrundstation. Aus ihren Ergebnissen ziehen sie Schlussfolgerungen für die zukünftige Ausgestaltung eines Messnetzes sowie zur Bedeutung des Verkehrs für die Feinstaubimmissionen. Schließlich erläutern Düring & Lohmeyer eine häufig verwendete Vorgehensweise zur Modellierung von Partikel-Emissionen bei der Aufstellung von Luftreinhalte- und Aktionsplänen im Rahmen der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung. Hierbei thematisieren sie insbesondere die Schwierigkeit, geeignete Emissionsfaktoren für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb zu bestimmen.

Im dritten Teil schließlich werden aus verschiedenen Perspektiven Möglichkeiten zur Reduzierung der Feinstaubbelastungen in Städten diskutiert. Appelhans & Friedrich betonen die Möglichkeiten zur Emissionsminderung bei Pkw und Nutzfahrzeugen durch Verwendung eines Partikelfilters. Zugleich schlagen sie eine Verschärfung der Partikelgrenzwerte EURO V ab

2008 vor. Franke vergleicht im nachfolgenden Beitrag die Maßnahmen der Luftreinhaltepläne in Berlin, München und Düsseldorf zur Reduktion der Feinstaubbelastungen miteinander. Neben technischen Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffemissionen betrachtet er auch weitere, etwa solche zur Reduzierung, Verlagerung oder Umverteilung des Kraftfahrzeugverkehrs. Schließlich beleuchtet Hanusch den möglichen Nutzen der Strategischen Umweltprüfung für die Reduzierung des Feinstaubproblems, indem sie die zukünftig SUP-pflichtigen Raumordnungs- und Bauleitplanungen, die Bundesverkehrswegeplanung sowie die Luftreinhalteplanung hinsichtlich dieses Aspekts näher untersucht.

Epidemiologie von ultrafeinen Partikeln

Irene Bröske-Hohlfeld¹⁾, Annette Peters¹⁾, H.-Erich Wichmann^{1,2)}

¹⁾ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Epidemiologie, Neuherberg

²⁾ Ludwig-Maximilians-Universität, Institut für medizinische Informationsverarbeitung, Biometrie und Epidemiologie, München

1. Einleitung

Bereits vor mehr als 50 Jahren wurde beschrieben, dass während so genannter Smogepisoden (z.B. im Maas-Tal, Belgien 1930; in Donora, Pennsylvania 1947; und in London 1952) die Gesamtsterblichkeit der Bevölkerung erhöht war. In späteren Analysen ließ sich zeigen, dass dieser Zusammenhang auch im Bereich der alltäglichen, wesentlich niedrigeren Luftschadstoffexposition besteht. Die erhöhte Sterblichkeit stellt dabei den „worst case“ möglicher Folgeschäden dar. Wesentlich häufiger sind Auswirkungen auf die Morbidität, wie eine erhöhte Zahl von Krankenhausaufnahmen, Verschlimmerung bestehender Erkrankungen von Herz und Lunge und Verschlechterung der Lungenfunktion sowie Änderung verschiedener Laborparameter ohne direkt erkennbare gesundheitliche Konsequenzen.

Luftverunreinigungen hängen vom Ausmaß der lokal produzierten Emissionen ab und variieren sowohl durch Ausbreitung und Verdünnung (in Abhängigkeit von der Windrichtung und Windgeschwindigkeit) als auch durch Folgereaktionen der Schadstoffe. Die ersten Untersuchungen der Smogepisoden können in die Rubrik der ökologischen Studien eingereiht werden, deren Schwäche es ist, nicht ausschließen zu können, dass der beobachtete Zusammenhang das Resultat eines anderen, nicht gemessenen Faktors (Confounder) ist. Als Beispiel hierfür sei der Einfluss der Wetterlage genannt: Lufttemperatur, Luftdruck und Luftfeuchtigkeit könnten sowohl mit der Luftverschmutzung als auch dem Gesundheitszustand assoziiert sein. Auch waren diese ersten ökologischen Beobachtungsstudien nicht

in der Lage eine Dosis-Wirkungsbeziehung herzustellen, eine Eigenschaft des Zusammenhangs, der sowohl im Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit des Kausalzusammenhangs bedeutsam ist, als auch von großer praktischer Bedeutung, wenn es um die Festlegung von Grenzwerten geht.

2. Epidemiologische Studien zu Luftschadstoffen

Moderne epidemiologische Studienkonzepte können den Einfluss von Confoundern kontrollieren und die Höhe des Gesundheitsrisikos in Abhängigkeit von der Expositionshöhe quantifizieren.

Diese Studien haben gezeigt, dass ein Zusammenhang zwischen der Höhe der gemessenen Luftschadstoffe und nachteiligen Auswirkungen auf die Gesundheit besteht. Dies gilt sowohl für die unterschiedlichen gasförmigen Schadstoffe wie SO₂, NO₂ und O₃ als auch für die partikelförmigen Bestandteile (Schwebstaub), für welche die meisten epidemiologischen Untersuchungen vorliegen. Dieser Zusammenhang war unabhängig von Confoundern, wie zum Beispiel der Wetterlage.

Ein besonderes Problem liegt in der Bestimmung, welcher Luftschadstoff für bestimmte gesundheitliche Auswirkungen verantwortlich ist, da meist eine Vielzahl dieser dafür in Frage kommen würde. Methodisch lässt sich dieses Problem dadurch lösen, dass man die Messpunkte und ihre Umgebungsbedingungen so wählt, dass ein Bestandteil der Luftverunreinigung fehlt oder nur sehr niedrig konzentriert vorliegt. Die Stärke der Assoziation über die verschiedenen Messpunkte hinweg gibt dann Auskunft über die relative Bedeutung einzelner Bestandteile.

Im Allgemeinen unterscheidet man zwischen Studien, die sich auf eine ganze Population beziehen, und Studien mit individueller personenbezogener Information (Pope et al. 1999 b). Letztere werden oft auch als Panel- oder Kohortenstudien bezeichnet. Durch ihren hohen Informationsgehalt haben sie im Vergleich zu Querschnittsstudien eine bessere interne Validität, allerdings – in Abhängigkeit von der Auswahl der Studienteilnehmer – auf Kosten ihrer Verallgemeinerbarkeit. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal im Studiendesign liegt in der untersuchten Expositionsdauer: Akute Expositionsstudien benutzen kurzfristige zeitliche Veränderungen der Luftverschmutzung als Quelle der Expositionsvariabilität und bewerten diese im Zusammenhang mit kurzfristigen reversiblen/irreversiblen Beeinträchtigungen der Gesundheit. Für chronische Expositionsstudien verwendet man in erster Linie räumliche Luftverschmutzungsunterschiede.

3. Gesundheitliche Auswirkungen von Luftschadstoffen

Mortalität

In 90 städtischen Regionen der Vereinigten Staaten wurden die nationalen Mortalitäts- und Morbiditäts-Daten (NMMAPS) (Dominici 2003) analysiert. Bei einem Anstieg der Partikelmasse um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} zeigte sich ein Anstieg der Sterblichkeitsrate um 0,2%. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich in Europa (APHEA) (Katsouyanni 2001). Hier lag der Anstieg in der täglichen Mortalität pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} bei 0,6%. Sowohl bei der NMMAPS- als auch bei der APHEA-Studie war die Partikelkonzentration stärker mit der Mortalität assoziiert als gasförmige Substanzen. In beiden Studien zeigte sich eine lineare Dosis-Wirkungs-Funktion für PM_{10} , ohne dass ein unterer Schwellenwert festgelegt werden konnte. Anzeichen der Effektmodifikation lassen vermuten, dass die Vulnerabilität der untersuchten Bevölkerung und andere sozioökonomische Faktoren, sowie das unterschiedliche Schadstoffgemisch und andere, z.B. sozioökonomische Faktoren, für die unterschiedlich hohen Risikoschätzer in den verschiedenen amerikani-

schen/europäischen Städten verantwortlich sein können.

In Erfurt wurden Hinweise gefunden, dass ein Anstieg der Mortalität auch mit einer erhöhten Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel assoziiert ist. Als Ursache für die erhöhte Mortalität sind Atemwegs- bzw. Herz-Kreislauf-Erkrankungen zu nennen (Wichmann 2000). Bestehende Atemwegserkrankungen wie COPD und Asthma können sich bei hoher Luftverschmutzung akut verschlechtern. Ebenfalls erhöht ist die Zahl der Lungenkrebstodesfälle (Pope et al. 2002). Im Hinblick auf die erhöhte Herz-Kreislauf-Mortalität haben sich Personen mit vorbestehenden ischämischen und kongestiven Herzerkrankungen sowie Patienten mit Herzrhythmusstörungen als besonders gefährdet erwiesen (Pope et al. 2004).

Morbidität

Entsprechend den Ergebnissen aus den Mortalitäts-Zeitreihen-Analysen wurde ein Anstieg der Krankenhauseinweisungen aufgrund sowohl von Atemwegs- als auch von Herz-Kreislauf-Erkrankungen beobachtet (Peters et al. 1997 a-c).

Atemwegserkrankungen

Kohortenstudien bei Asthmapatienten und Personen mit chronischen Atemwegserkrankungen geben Hinweise, dass Luftschadstoffkonzentrationen mit häufiger vorkommenden Symptomen der unteren bzw. oberen Atemwege assoziiert sind (Pope 1992; Neas 1994; Peters et al. 1997 a, Delfino et al. 2002; Roemer et al. 2000). Diese Assoziation wurde in Verbindung mit Feinstaub beobachtet, aber auch in Verbindung mit Ozon und NO_2 (Bates et al. 1990; Norris et al. 1999). An Tagen mit hohen Luftverschmutzungskonzentrationen waren akute Krankenhauseinweisungen wegen chronisch obstruktiver Lungenerkrankung, Asthma und Pneumonie häufiger. Weiterhin wurde in einigen Studien eine höhere Medikamenteneinnahme in Zusammenhang mit der Luftverschmutzung deutlich. In Mittel- und Osteuropa durchgeführte Studien haben gezeigt, dass erhöhte SO_2 - und Partikelkonzentrationen in den 1980ern mit einer höhe-

ren Prävalenz von Bronchitis bei Schulkindern verbunden war (Nowak et al. 1996; Mutius et al. 1994), während ein Effekt auf die Häufigkeit der Asthmaerkrankung nicht nachweisbar war. Mit der Verbesserung der Luftqualität in den 1990er Jahren war Bronchitis in Ostdeutschland rückläufig (Heinrich et al. 2002). Allerdings ließ sich in den letzten Jahren ein Anstieg von Allergiesymptomen und Asthma beobachten, der im Wesentlichen auf Lebensstil-Faktoren zurückzuführen sein dürfte. Auch konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Höhe von gemessenen Luftschadstoffen eine Verschlechterung der Lungenfunktionswerte eintritt (Gauderman et al. 2002; Peters et al. 1999; Braun et al. 1994; Raizenne et al. 1996).

Kardiovaskuläre Erkrankungen

Seit Mitte der 1990er Jahre haben epidemiologische Studien gezeigt, dass Krankenhausaufnahmen für Herz-Kreislauf-Erkrankungen an Tagen mit hoher Luftverschmutzung häufiger sind (Burnett et al. 1995 und 1997; Prescott et al. 1998; Poloniecki 1997; Schwartz 1995, 1997, 1999 und 2001; Zanobetti et al. 2000). Dieser Zusammenhang ließ sich insbesondere durch den Partikelgehalt der Luft nachweisen. Bei den Erkrankungen handelt es sich vor allem um ischämische Herzerkrankungen (Angina pectoris und Myokardinfarkt), Herzinsuffizienz und -rhythmusstörungen.

Vor kurzem veröffentlichte Studien haben Hinweise auf eine Assoziation zwischen erhöhtem Partikelgehalt der Luft und dem Auslösen eines Herzinfarktes (Peters et al. 2001; D'Ippoliti et al. 2003) erbracht, die eine vorübergehende Erhöhung des Herzinfarkttrisikos für einige Stunden bis zu einem Tag nach der Exposition wahrscheinlich machen. Als Wirkungsmechanismus wird die Ruptur eines vulnerablen aber nicht notwendiger Weise stenotischen atherosclerotischen Plaques diskutiert. In der Folge könnten hämostatische und vasokonstruktive Kräfte auf den Thrombus einwirken, die zum Gefäßverschluss führen (Muller et al. 1994). In diesem Zusammenhang besonders interessant ist eine case-crossover Studie (Peters et al. 2004), wel-

che die Frage untersucht, ob die Exposition im städtischen Straßenverkehr einen Herzinfarkt auslösen kann. In der Region Augsburg wurden 691 Patienten ermittelt, die im Zeitraum 1999-2001 einen Herzinfarkt erlitten und mindestens 24 h überlebt hatten. Sie wurden in einem detaillierten Interview befragt, was sie in den vier Tagen vor dem Herzinfarkt getan und wo sie sich aufgehalten hatten. Es zeigte sich ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten eines Herzinfarktes und der Exposition im Straßenverkehr innerhalb einer Stunde vor dem Herzinfarkt (Odds ratio, 2.92; 95% Konfidenzintervall: 2.22 bis 3.83; $P < 0.001$). Zu den Verkehrsmitteln zählten Autos, öffentliche Verkehrsmittel wie Busse und Straßenbahnen, Fahrräder und Motorräder.

Bei alten Leuten (Pope et al. 1999 a) and c); Liao et al. 1999; Gold et al. 2000) zeigte sich eine Zunahme der Herzfrequenz und eine Abnahme der Variabilität der Herzfrequenz in Abhängigkeit von der Luftverschmutzung. Dieser Effekt war auch in einer Zufallstichprobe aus der Bevölkerung (Peters et al. 2000) und in Berufskohorten (Magari et al. 2001) nachweisbar. Einige der Studien zur Variabilität der Herzfrequenz berichteten eine unmittelbare Reaktion innerhalb von Stunden (Gold et al. 2000; Magari et al. 2001), oder am selben Tag (Pope et al. 1999; Liao et al. 1999). Dagegen war der Effekt einer dauerhaft erhöhten Herzfrequenz nur mit länger anhaltenden Perioden der Luftverschmutzung assoziiert (Pope et al. 1999; Peters et al. 1999). Patienten mit koronarer Herzerkrankung zeigten im Belastungs-EKG ein dreifach erhöhtes Risiko für eine ischämisch bedingte ST-Senkung in Zusammenhang mit einem Anstieg des $PM_{2.5}$ um $10 \mu g/m^3$ mit einer Latenz von 2 Tagen (Pekkanen et al. 2002). Patienten mit implantierten Defibrillatoren zeigten an Tagen mit stärkerer Luftverschmutzung - gemessen als $PM_{2.5}$ - vermehrt therapeutische Interventionen (Peters et al. 2000; Dockery et al. in press), auch Therapien wegen Tachyarrhythmie waren in einer Pilotstudie nach einer Latenzzeit von 2 Tagen (Peters et al. 2000) mit $PM_{2.5}$ und NO_2 assoziiert. In einer großen Studie mit mehr als 500 Patienten war das Latenzzeitintervall jedoch kürzer (Dockery et al. in press). Checkoway und Mitar-

beiter (Checkoway et al. 2000; Levy et al. 2001) untersuchten 362 plötzliche Herztodesfälle ohne kardiovaskuläre Vorerkrankung und konnten keinen Zusammenhang zur PM_{10} -Konzentration beobachten. Als ursächlich für plötzlichen Herztod gelten schwere Herzrhythmusstörungen wie ventrikuläre Fibrillationen und Tachyarrhythmien (Spooner et al. 2001).

Kein einheitliches Bild ergab sich für zerebrovaskuläre Erkrankungen, was vielleicht darauf zurück zu führen ist, dass auf der Grundlage einer administrativ ausgerichteten Datenbasis zwischen ischämischen und hämorrhagischen Insulten nicht sicher unterschieden werden kann.

Besonders gefährdete Bevölkerungsgruppen

Im Zusammenhang mit Luftverschmutzung erhöhen bereits bestehende Erkrankungen das Mortalitätsrisiko (Goldberg et al. 2001; Kwon et al. 2001; Sunyer 2000). Eine Vorverlegung des Todeszeitpunktes um wenige Tage, auch als "harvesting effect" von Smogepisoden bezeichnet, kann die erhöhte Mortalität nicht erklären (Schwartz et al. 2000 und 2001; Zeger et al. 1999). Vielmehr erhöhen Phasen hoher Luftverschmutzung vorübergehend das individuelle Risikoprofil (Naghavi et al. 2003) durch Zunahme der Plaque Vulnerabilität, der pro-thrombotischen Aktivität im Blut und der Neigung zu Herzrhythmusstörungen. Folglich sind von der erhöhten Sterblichkeit vor allem ältere und kranke Personen (Bateson et al. 2004) betroffen. Dies gilt auch für Personen mit Lungenerkrankungen, deren Risiko an einer Lungenentzündung zu erkranken oder zu sterben, an Tagen mit hoher Luftverschmutzung erhöht ist (Schwartz et al. 2003).

4. Besonderheiten von ultrafeinen Partikeln

Exposition

Partikel werden als Gesamt*masse* (TSP= total suspended particulates) gemessen oder auch als Masse in Abhängigkeit von der Partikelgröße (PM_{10} oder $PM_{2.5}$: Partikel mit einem mittleren Durchmesser von 10 μm bzw. 2.5 μm). Für die

ultrafeinen Partikel $<0,1\mu m$ (oder auch Nanopartikel genannt, da sie von der Größe bereits im Nano-Bereich liegen) wird die Partikel*anzahl*-konzentration angegeben.

Die im Vortrag bisher beschriebenen Arbeiten beziehen sich vor allem auf gasförmige Luftschadstoffe und Partikelmasse PM_{10} , da diese in der Vergangenheit gemessen und reguliert wurden. Die Bedeutung der ultrafeinen Partikel wurde erst mit Beginn der 1990er Jahre offenbar. In Deutschland ging die Wiedervereinigung mit sozialen und politischen Veränderungen einher, welche auch die Struktur der wesentlichen Luftschadstoff-Emissionsquellen beeinflusste. So wurden veraltete Kraftwerke und Industrieanlagen geschlossen oder umgebaut und modernisiert (Einbau von Filtern, Nutzung von Gas und Öl statt Kohle als Brennstoff). Parallel zu diesen Maßnahmen wurden die alten Kfz-Fahrzeuge durch neuere Fahrzeuge, meistens westlicher Bauart, ersetzt. Diese Kraftfahrzeuge waren mit vergleichsweise moderner Technologie ausgestattet (Dreiwegekatalysator). Gleichzeitig wuchs der Anteil der Dieselfahrzeuge an der gesamten Kfz-Flotte an. Diese Veränderungen der Emissionsstruktur führten zu einem deutlichen Rückgang der Emissionen von klassischen Luftschadstoffen wie SO_2 und TSP. So fielen die beobachteten SO_2 Jahresmittelwerte in Erfurt von 1991 bis 1998 um 91% und die TSP Jahresmittelwerte um 58% ab (Ebelt et al. 2001).

Zusätzlich zu SO_2 und TSP wurden in Erfurt im Rahmen epidemiologischer Studien seit Beginn der 90 Jahre umfangreiche Messungen der Partikelgrößenverteilung durchgeführt (Ebelt et al. 2001; Wichmann et al. 2001; Kreyling et al. 2003). Zeitliche Trends der Partikelanzahl- und Massekonzentration über mehrere Jahre sind außer Erfurt bisher kaum dokumentiert worden. Betrachtet man den zeitlichen Trend der Partikelanzahl- und Massekonzentration in Erfurt, so wird deutlich, dass die $PM_{2.5}$ -Massekonzentration in den 90er Jahren deutlich abfiel (von 82 $\mu g m^{-3}$ im Winter 1991/92 auf 21 $\mu g m^{-3}$ im Winter 2000/01). Die Partikelanzahlkonzentration der feinen Partikel ($PM_{2.5}$) war dagegen nach einem deutlichen Anstieg 1995/96 auf 27 645 in etwa

stabil und schwankte zwischen 15 000 und 22 000 cm⁻³.

Für das Verständnis der zeitlichen Entwicklung der Partikelanzahlkonzentration muss die Koagulation der Aerosole betrachtet werden. Wegen ihrer starken Diffusionseigenschaften koagulieren ultrafeine Partikel mit anderen Aerosolpartikeln in Abhängigkeit der Umweltbedingungen, insbesondere der Konzentration, der Größenverteilung und der thermodynamischen Parameter (Willeke 1993). So koagulieren ultrafeine Partikel mit einem Durchmesser von 0,01 µm mit feinen Partikeln (polidisperse Koagulation) mit einer Rate, die 10 – 100 mal schneller ist, als die Koagulation ultrafeiner Partikel gleicher Größe (monodisperse Koagulation). Das bedeutet, dass ultrafeine Partikel in Gegenwart von feinen Partikeln „weggefangen“ werden (scavenging effect). Die drastische Reduktion größerer Partikel in den letzten Jahrzehnten führte folglich dazu, dass der früher sehr effektive scavenging effect heute kaum noch zu beobachten ist und die Umweltkonzentration der ultrafeinen Partikel angestiegen sind, auch wenn nicht mehr ultrafeine Partikel emittiert wurden.

Gesundheitliche Effekte

Auch für ultrafeine Partikeln lassen sich nachteilige Gesundheitseffekte nachweisen, wie eine epidemiologische Studie bei 27 erwachsenen Asthmatikern in Erfurt (Peters et al. 1997 c) gezeigt hat. Die Abnahme des „peak expiratory flow (PEF)“ war stärker mit der Anzahl ultrafeiner Partikel korreliert als mit PM_{2,5}. In einer weiteren Studie in Erfurt wurde die Assoziation zwischen Mortalität und feinen bzw. ultrafeinen Partikeln untersucht. Hierfür wurden Daten zur Mortalität über den Zeitraum von August 1995 bis Dezember 1998 gesammelt (Wichmann et al. 2000), welche, unabhängig von der jeweiligen Größenklasse, vergleichbare Effekte für feine und ultrafeine Partikel zeigten. Allerdings waren die Auswirkungen von feinen Partikeln auf die Mortalität unmittelbar nachweisbar, während sie für ultrafeine Partikel mit einer Verzögerung beobachtet wurden. Ein Übersichtsartikel (Ibald-Mulli 2002) fasst die Ergebnisse aus sechs Panelstu-

dien, die bei Patienten mit chronischer Lungenerkrankung bis 2001 in Finnland, Deutschland und Großbritannien durchgeführt wurden, zusammen. Insgesamt zeigte sich in Abhängigkeit von der täglichen Partikelkonzentration eine Abnahme des „peak expiratory flow (PEF)“ und eine Zunahme der täglichen Symptome und Medikamenteneinnahme. Diese Effekte waren sowohl für feine als auch für ultrafeine Partikel nachweisbar.

Epidemiologische Studien allein können nur einen statistisch erkennbaren Zusammenhang aufzeigen. Ob diesem Zusammenhang kausale Bedeutung zukommt, ist nur nach Abwägen der biologischen Plausibilität und mit Hilfe zusätzlicher toxikologischer Untersuchungen (Tierversuche, Experimente an menschlichen Zellkulturen etc.) zu beurteilen. Aus dem Bereich der Luftschadstoffe liegen mittlerweile experimentelle Untersuchungsergebnisse insbesondere für feine und ultrafeine Partikel vor, die den epidemiologisch beobachteten Zusammenhang pathophysiologisch untermauern (vgl. Beitrag Kreyling in diesem Band). Verschiedene Pathomechanismen konnten experimentell aufgezeigt werden: In den Alveolen abgelagerte Partikel regen eine Aktivierung der Zytokinproduktion durch Alveolar-makrophagen (Crystal 1991) und epitheliale Zellen (Dye et al. 1999) an, Entzündungszellen (Driscoll et al. 1997) und Knochenmark (Tan et al. 2000; Terashima et al. 1997) werden aktiviert, die Plasmaviskosität steigt an (Peters et al. 1997 b). In einer Stichprobe von gesunden zufällig ausgewählten Probanden zeigte sich in Abhängigkeit vom Partikelgehalt der Luft eine Erhöhung des Fibrinogens (Pekkanen et al. 2000; Schwartz 2001) und des C-reaktiven Proteins (Peters et al. 2001). In kontrollierten Expositionsversuchen konnte eine endotheliale Dysfunktion (Brook et al. 2002) induziert werden und es zeigte sich ein Anstieg des Blutdrucks (Ibald-Mulli 2001; Linn et al. 1999). Zusammenfassend lässt sich also feststellen, dass Partikel eine pulmonale und systemische Entzündungsreaktion triggern, arteriosklerotische Prozesse beschleunigen und die autonome Herzrhythmusregulation beeinflussen können (Peters and Pope 2002).

Literatur

- Bates, D. V., Baker Anderson, M., Sizto, R. (1990): Asthma attack periodicity: a study of hospital emergency visits in Vancouver. In: *Environ Research* 51(1), S. 51 - 70.
- Bateson, T. F., Schwartz, J. (2004): Who is Sensitive to the Effects of Particulate Air Pollution on Mortality? A Case-Crossover Analysis of Effect Modifiers. In: *Epidemiology* 15(2), S. 143 - 149.
- Braun Fahrlander, C., Kunzli, N., Domenighetti, G., Carell, C. F., Ackermann Liebrich, U. (1994): Acute effects of ambient ozone on respiratory function of Swiss schoolchildren after a 10-minute heavy exercise. In: *Pediatr Pulmonol* 17, S. 169 - 177.
- Brook, R. D., Brook, J. R., Urch, B., Vincent, R., Rajagopalan, S., Silverman, F. (2002): Inhalation of fine particulate air pollution and ozone causes acute arterial vasoconstriction in healthy adults. In: *Circulation* 105(13), S. 1534 - 1536.
- Burnett, R. T., Cakmak, S., Brook, J. R., Krewski, D. (1997): The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. In: *Environ Health Perspect* 105(6), S. 614 - 620.
- Burnett, R. T., Dales, R., Krewski, D., Vincent, R., Dann, T., Brook, J. R. (1995): Associations between ambient particulate sulfate and admissions to Ontario hospitals for cardiac and respiratory diseases. In: *American Journal of Epidemiology* 142(1), S. 15 - 22.
- Checkoway, H., Levy, D., Sheppard, L., Kaufman, J., Koenig, J., Siscovick, D. (2000): A case-crossover analysis of fine particulate matter air pollution and out-of-hospital sudden cardiac arrest. 99, S. 1 - 34. 2000. Cambridge MA, USA, Health Effects Institute.
- Crystal, R. G. (1991): Alveolar Macrophages. In: Crystal, R.G., West, J. B. (eds): *The Lung*: New York: Raven Press, Ltd.: 527 - 535.
- Delfino, R. J., Zeiger, R. S., Seltzer, J. M., Street, D. H., McLaren, C. E. (2002): Association of asthma symptoms with peak particulate air pollution and effect modification by anti-inflammatory medication use. In: *Environ Health Perspect* 110(10), S. A607 - A617.
- D'Ippoliti, D., Forastiere, F., Ancona, C., Agabiti, N., Fusco, D., Michelozzi, P. et al. (2003): Air pollution and myocardial infarction in Rome: a case-crossover analysis. In: *Epidemiology* 14(5), S. 528 - 535.
- Dockery, D. W., Luttmann-Gibson, H., Rich. D. Q., Schwartz, J., Gold, D. R., Koutrakis, P. (in press): Association of Particulate Air Pollution with Arrhythmias Recorded By Implanted Cardioverter Defibrillators. Health Effects Institute Research Report.
- Dockery, D. W., Pope, A. C., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E. et al. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. In: *The New England Journal of Medicine* 329, S. 1753 - 1759.
- Dominici, F., McDermott, A., Daniels, M., Zeger, S. L., Samet, J. M. (2003): Revised Analyses of the National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study (NMMAPS), Part II: Mortality Among Residents of 90 Cities. Revised Analyses of Time-series Studies of Air Pollution and Health. Boston: Health Effects Institute, S. 9 - 24.
- Driscoll, K. E., Carter, J.M., Hassenbein, D. G., Howard, B. W. (1997): Cytokines and particle-induced inflammatory cell recruitment. In: *Environ Health Perspect* 105(Suppl 5), S. 1159 - 1164.
- Dye, J. A., Adler, K. B., Richards, J. H., Dreher, K. L. (1999): Role of soluble metals in oil fly ash-induced airway epithelial injury and cytokine gene expression. In: *American Journal of Physiology* 277(3 Pt 1), S. L498 - L510.
- Ebelt, S., Brauer, M., Cyrys, J., Tuch, T., Kreyling, W. G., Wichmann, H. E. et al. (2001): Air quality in postunification Erfurt, East Germany: associating changes in pollutant concentrations with changes in emissions. In: *Environ Health Perspect* 109(4), S. 325 - 333.
- Gauderman, W. J., Gilliland, G. F., Vora, H., Avol, E., Stram, D., McConnell, R. et al. (2002): Association between air pollution and lung function growth in southern California children: results from a second cohort. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 166(1), S. 76 - 84.
- Gold, D. R., Litonjua, A., Schwartz, J., Lovett, E., Larson, A., Nearing, B. et al. (2000): Ambient pollution and heart rate variability. In: *Circulation* 101(11), S. 1267 - 1273.
- Goldberg, M. S., Burnett, R. T., Bailar, J. C., III, Tamblyn, R., Ernst, P., Flegel, K. et al. (2001): Identification of persons with cardiorespiratory conditions who are at risk of dying from the acute effects of ambient air particles. In: *Environ* 109 Suppl 4, S. 487 - 494.
- Heinrich, J., Grote, V., Peters, A., Wichmann, H. E. (2002): Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub: Epidemiologie der Langzeiteffekte. In: *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 7(2), S. 91 - 99.
- Ibald-Mulli, A., Stieber, J., Wichmann, H. E., Koenig, W., Peters, A. (2001): Effects of air pollution on blood pressure: a population-based approach. In: *American Journal of Public Health* 91(4), S. 571 - 577.
- Ibald-Mulli, A., Wichmann, H., Kreyling, W. G., Peters, A. (2002): Epidemiological Evidence on Health Effects of Ultrafine Particles. In: *Journal of Aerosol Medicine* 15(2), S. 189 - 201.
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Samoli, E., Gryparis, A., Le Tertre, A., Monopoli, Y. et al. (2001): Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. In: *Epidemiology* 12(5), S. 521 - 531.
- Kreyling, W. G., Tuch, T., Peters, A., Pitz, M., Heinrich, J., Stölzel, M. et al. (2003): Diverging long-term trends in ambient urban particle mass and number concentrations associated with emission changes caused by the German

- unification. In: *Atmospheric Environment* 37(27), S. 3841 - 3848.
- Kwon, H. J., Cho, S. H., Nyberg, F., Pershagen, G. (2001): Effects of ambient air pollution on daily mortality in a cohort of patients with congestive heart failure. In: *Epidemiology* 12(4), S. 413 - 419.
- Levy, D., Sheppard, L., Checkoway, H., Kaufman, J., Lumley, T., Koenig, J. et al. (2001): A case-crossover analysis of particulate matter air pollution and out-of-hospital primary cardiac arrest. In: *Epidemiology* 12(2), S. 193 - 199.
- Liao, D., Creason, J., Shy, C., Williams, R., Watts, R., Zweidinger, R. (1999): Daily variation of particulate air pollution and poor cardiac autonomic control in the elderly. In: *Environ Health Perspect* 107(7), S. 521 - 525.
- Linn, W. S., Gong, H., Clark, K. W., Anderson, K. R. (1999): Day-to-Day Particulate Exposure and Health Changes in Los Angeles Area Residents with Severe Lung Disease. In: *Journal of the Air & Waste Management Association* 49, S. 108 - 115.
- Magari, S. R., Hauser, R., Schwartz, J., Williams, P. L., Smith, T. J., Christiani, D.C. (2001): Association of heart rate variability with occupational and environmental exposure to particulate air pollution. In: *Circulation* 104(9), S. 986 - 991.
- Muller, J. E., Abela, G. S., Nesto, R. W., Tofler, G. H. (1994): Triggers, acute risk factors and vulnerable plaques: the lexicon of a new frontier. [Review] [29 refs]. In: *Journal of the American College of Cardiology* 23(3), S. 809 - 813.
- Mutius, E. V., Martinez, F. D., Fritzsche, C., Nicolai, T., Roell, G., Thiemann, H. H. (1994): Prevalence of asthma and atopy in two areas of West and East Germany. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 149, S. 358 - 364.
- Naghavi, M., Libby, P., Falk, E., Casscells, S. W., Litovsky, S., Rumberger, J. et al. (2003): From vulnerable plaque to vulnerable patient: a call for new definitions and risk assessment strategies: Part I. In: *Circulation* 108(14), S. 1664 - 1672.
- Naghavi, M., Libby, P., Falk, E., Casscells, S. W., Litovsky, S., Rumberger, J. et al. (2003): From vulnerable plaque to vulnerable patient: a call for new definitions and risk assessment strategies: Part II. In: *Circulation* 108(15), S. 1772 - 1778.
- Neas, L. M., Dockery, D. W., Ware, J. H., Spengler, J. D., Ferris, B. G., Jr., Speizer, F. E. (1994): Concentration of indoor particulate matter as a determinant of respiratory health in children. In: *American Journal of Epidemiology* 139, S. 1088 - 1099.
- Norris, G., YoungPong, S. N., Koenig, J. Q., Larson, T. V., Sheppard, L., Stout, J. W. (1999): An association between fine particles and asthma emergency department visits for children in Seattle. In: *Environ Health Perspect* 107(6), S. 489 - 493.
- Nowak, D., Heinrich, J., Jorres, R., Wassmer, G., Berger, J., Beck, E. et al. (1996): Prevalence of respiratory symptoms, bronchial hyperresponsiveness and atopy among adults: west and east Germany. In: *European Respiratory Journal* 9(12), S. 2541 - 2552.
- Pekkanen, J., Brunner, E. J., Anderson, H. R., Tiittanen, P., Atkinson, R. W. (2000): Daily concentrations of air pollution and plasma fibrinogen in London. In: *Journal of Occupational Environmental Medicine* 57(12), S. 818 - 822.
- Pekkanen, J., Peters, A., Hoek, G., Tiittanen, P., Brunekreef, B., de Hartog, J. et al. (2002): Particulate air pollution and risk of ST-segment depression during repeated sub-maximal exercise tests among subjects with coronary heart disease: the Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air (ULTRA) study. [see comments.]. In: *Circulation* 106(8), S. 933 - 938.
- Peters, A., Dockery, D. W., Heinrich, J., Wichmann, H. E. (1997): Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children. In: *European Respiratory Journal* 10, S. 872 - 879 a).
- Peters, A., Döring, A., Wichmann, H. E., Koenig, W. (1997): Increased plasma viscosity during air pollution episode: A link to mortality? In: *Lancet* 349, S. 1582 - 1587 b).
- Peters, A., Wichmann, H. E., Tuch, T., Heinrich, J., Heyder, J. (1997): Respiratory effects are associated with the number of ultra-fine particles. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155, S. 1376 - 1383 c).
- Peters, A., Perz, S., Döring, A., Stieber, J., Koenig, W., Wichmann, H. E. (1999): Increases in heart rate during an air pollution episode. In: *American Journal of Epidemiology* 150(10), S. 1094 - 1098.
- Peters, J. M., Avol, E., Gauderman, W. J., Linn, W. S., Navidi, W. (1999): London SJ et al. A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. II. Effects on pulmonary function. In: *American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine* 159(3), S. 768 - 775.
- Peters, A., Liu, E., Verrier, R. L., Schwartz, J., Gold, D. R., Mittleman, M. et al. (2000): Air pollution and incidence of cardiac arrhythmia. In: *Epidemiology* 11(1), S. 11 - 17.
- Peters, A., Fröhlich, M., Döring, A., Immervoll, T., Wichmann, H. E., Hutchinson, W. L. et al. (2001): Particulate air pollution is associated with an acute phase response in men. In: *European Heart Journal* 22(14), S. 1198 - 1204.
- Peters, A., Dockery, D. W., Muller, J. E., Mittleman, M. A. (2001): Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. In: *Circulation* 103, S. 2810 - 2815.
- Peters, A., Pope, C. A. (2002): III. Cardiopulmonary mortality and air pollution. In: *Lancet* 360(9341), S. 1184 - 1185.
- Peters, A., von Klot, S., Heier, M., Trentinaglia, I., Hormann, A., Wichmann, H. E., Lowel, H. (2004): Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. In: *The New England Journal of Medicine* 351 (17), S. 1721 - 1730.

- Poloniecki, J. D., Atkinson, R. W., de la, Anderson, H. R. (1997): Daily time series for cardiovascular hospital admissions and previous day's air pollution in London, UK. In: *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 54(8), S. 535 - 540.
- Pope, C. A. III, Dockery, D. W. (1992): Acute health effects of PM₁₀ pollution on symptomatic and asymptomatic children. In: *American Review of Respiratory Disease* 145, S. 1123 - 1128.
- Pope, C. A. III, Dockery, D. W., Kanner, R. E., Villegas, G. M., Schwartz, J. (1999): Oxygen saturation, pulse rate, and particulate air pollution. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 159, S. 365 - 372 a).
- Pope, C. A. III, Dockery, D. W. (1999): Epidemiology of particle effects. In: Holgate, S.T., Samet, J.M., Koren, H.S., Maynard, R.L. (eds): *Air pollution and health*. San Diego: Academic Press, S. 673 - 705 b).
- Pope, C. A. III, Verrier, R. L., Lovett, E. G., Larson, A. C., Raizenne, M. E., Kanner, R. E. et al. (1999): Heart rate variability associated with particulate air pollution. In: *American Heart Journal* 138, S. 890 - 899 c).
- Pope, C. A. III, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K. et al. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. In: *JAMA* 287(9), S. 1132 - 1141.
- Pope, C. A. III, Burnett, R. T., Thurston, G. D., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D. et al. (2004): Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. In: *Circulation* 109(1), S. 71 - 77.
- Prescott, G. J., Cohen, G. R., Elton, R. A., Fowkes, F. G., Agius, R. M. (1998): Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study. In: *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 55(10), S. 697 - 704.
- Raizenne, M., Neas, L. M., Damokosh, A. I., Dockery, D. W., Spengler, J. D., Koutrakis, P. et al. (1996): Health effects of acid aerosols on North American children: Pulmonary function. In: *Environ Health Perspect* 104(5), S. 506 - 514.
- Roemer, W., Hoek, G., Brunekreef, B. (2000): Pollution effects on asthmatic children in Europe, the PEACE study. [Review] [34 refs]. In: *Clinical & Experimental Allergy* 30(8), S. 1067 - 1075.
- Schwartz, J., Morris, R. (1995): Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. In: *American Journal of Epidemiology* 142(1), S. 23 - 35.
- Schwartz, J. (2001): Air pollution and blood markers of cardiovascular risk. In: *Environ* 109 Suppl 3, S. 405 - 409.
- Schwartz, J. (1997): Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. In: *Epidemiology* 8(4), S. 371 - 377.
- Schwartz, J. (1999): Air pollution and hospital admissions for heart disease in eight U.S. counties. In: *Epidemiology* 10(1), S. 17 - 22.
- Schwartz, J. (2000): Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. In: *American Journal of Epidemiology* 151(5), S. 440 - 448.
- Schwartz, J. (2001): Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? In: *Epidemiology* 12(1), S. 55 - 61.
- Schwartz, J., Zanobetti, A., Bateson, T. F. (2003): Mortality and morbidity among elderly residents of cities with daily PM measurements. In: *Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health*. Boston: Health Effects Institute 25 - 58.
- Spooner, P. M., Albert, C., Benjamin, E. J., Boineau, R., Elston, R. C., George, A. L. Jr. et al. (2001): Sudden cardiac death, genes, and arrhythmogenesis: consideration of new population and mechanistic approaches from a National Heart, Lung, and Blood Institute workshop, Part I. In: *Circulation* 103(20), S. 2361 - 2364.
- Sunyer, J., Schwartz, J., Tobias, A., Macfarlane, D., Garcia, J., Anto, J. M. (2000): Patients with chronic obstructive pulmonary disease are at increased risk of death associated with urban particle air pollution: a case-crossover analysis. In: *Am* 151(1), S. 50 - 56.
- Tan, W. C., Qiu, D., Liam, B. L., Ng, T. P., Lee, S. H., van Eeden, S. F. et al. (2000): The human bone marrow response to acute air pollution caused by forest fires. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 161, S. 1213 - 1217.
- Terashima, T., Wiggs, B., English, D., Hogg, J. C., van Eeden, S. F. (1997): Phagocytosis of small carbon particles (PM₁₀) by alveolar macrophages stimulates the release of polymorphonuclear leukocytes from bone marrow. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155(4), S. 1441 - 1447.
- Wichmann, H. E., Spix, C., Tuch, T., Woelke, G., Peters, A., Heinrich, J. et al. (2000): Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. Health Effects Institute Research Report 2000 (November); 98.
- Wichmann, H. E., Spix, C., Tuch, T., Woelke, G., Peters, A., Heinrich, J. et al. (2001): Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part II: Role of Sources, elemental composition and other pollutants. In: Health Effects Institute Research Report HEI.
- Willeke, K., Baron, P. A. (1993): *Aerosol measurements: principles, techniques and applications*. New York: Van Nostrand Reinhold.

- Zanobetti, A., Schwartz, J., Gold, D.R. (2000): Are there sensitive subgroups for the effects of airborne particles?
In: Environ Health Perspect 108(9), S. 841 - 845.
- Zeger, S. L., Dominici, F., Samet, J. (1999): Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality.
In: Epidemiology 10(2), S. 171 - 175.

Ultrafeine Partikel und ihre Wirkungen auf die menschliche Gesundheit

Wolfgang G. Kreyling^{1,2)}, Manuela Semmler¹⁾, Winfried Möller^{1,3)}

¹⁾ GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit; Institut für Inhalationsbiologie

²⁾ Projektfeld: Gesundheitsrelevanz von Aerosolen; Neuherberg/ München

³⁾ Klinische Kooperationsgruppe Entzündliche Erkrankungen, Gauting/ München

1. Einleitung

Der Begriff „ultrafeine Partikel“ gilt für Partikel, die kleiner als 100 nm sind, und wird überwiegend im Bereich der Wissenschaften gebraucht, die sich mit der Charakterisierung und Exposition partikulärer Luftverschmutzung und deren Wirkung auf die menschliche Gesundheit befassen. Ultrafeine Partikel (UFP) entstehen direkt durch Verbrennungsprozesse und anschließende sekundäre Reaktionen in bzw. mit der Gasphase zu komplexen Partikelzusammensetzungen mit vielfältigen Strukturen. Die Eigenschaften der UFP werden häufig durch quantenphysikalische Vorgänge bestimmt, die erst bei der geringen Größe dieser Partikel zur Geltung kommen. Deshalb können sich die Wechselwirkungen von UFP erheblich von denen grobdisperser und makroskopischer Materialien aus gleichen chemischen Komponenten unterscheiden. Diese besonderen Eigenschaften von UFP haben zur Folge, daß die Wechselwirkung mit biologischen Systemen zu Störungen des biologischen Gleichgewichtes und damit zur Pathogenese von Erkrankungen führen oder beitragen kann, die bei grobdispersen Partikeln nicht auftreten.

Bei diesen Störungen spielt fast immer die Bildung von Radikalen eine Rolle, die zu „oxidativem Stress“ in den beteiligten Zellen und Geweben führen und in der Folge entzündliche Reaktionen auslösen. Daraus können im Atemtrakt verschiedene Erkrankungen verstärkt oder auch initiiert werden, wie z.B. akute Lungenentzündungen, Asthma, Bronchitis, Emphysem und Fibrose.

Neuere Untersuchungen haben auch die Wirkung auf das Herz-Kreislauf-System bestätigt: so wurden Veränderungen der elektrischen Funktionen des Herzens, arteriosklerotische und prothrombotische Gefäßveränderungen, Gerinnungs- und Viskositätsveränderungen des Blutes beschrieben. Spezifische Eigenschaften der Partikel sind die sehr große Oberfläche, die chemische Zusammensetzung (Übergangsmetalle), die Katalyse oxidativer Prozesse und andere biologisch reaktive organische Komponenten (Endotoxin, Biopartikel).

Im ersten Teil dieses Aufsatzes werden im Rahmen der Dosimetrie im Atemtrakt die Ablagerung von UFP in der Lunge, sowie mögliche Reinigungs- und Translokationsmechanismen der UFP dargestellt. Im zweiten Teil dieses Aufsatzes werden aktuelle Forschungsschwerpunkte und Ergebnisse von epidemiologischen und toxikologischen Studien dargestellt und es wird eine mögliche Methodik zur differenzierten Ermittlung von gesundheitlichen Risiken von Partikeln vorgestellt.

2. Dosimetrie ultrafeiner Partikel im Atemtrakt

Deposition

Für die gesundheitlichen Auswirkungen der Partikel sind sowohl die Größe und die Form der Partikel als auch ihre chemischen Komponenten von Bedeutung, da ihre aero- und thermodynamischen Eigenschaften über die Deposition der Partikel und den Depositionsort im Atemtrakt entscheiden, während die chemisch-

physikalischen und biologischen Eigenschaften der Partikel ihre Wechselwirkung mit den Zellen und Geweben determinieren. Wichtig ist dabei, dass ultrafeine Partikel zwar eine kleine Masse haben, dass sie aber, bezogen auf ihre Massenkonzentration in der Luft, durch eine große Anzahl und Oberfläche gekennzeichnet sind. Hydrophile Partikel lagern im Atemtrakt Wasserdampf an, so dass ihr Durchmesser während der Passage deutlich anwächst.

Die Wahrscheinlichkeit, mit der Partikel in den unterschiedlichen Bereichen der Lunge deponiert werden, hängt zum einen von ihren physikalischen Eigenschaften, zum anderen vom Atemmuster und von der Anatomie der Lunge ab, die sich durch Wachstum oder Altern, sowie durch Lungen- und Atemwegserkrankungen verändert. Bei einem gesunden Erwachsenen werden bei ruhiger Mundatmung die meisten Partikel mit einem Durchmesser größer als 5 μm im Mund-Rachenraum und in den großen Bronchien abgeschieden (Heyder et al. 1986; ICRP 1994). Kleinere Partikel gelangen jedoch auch in die Lungenperipherie, so dass sie sowohl in den kleinen Bronchien als auch in respiratorischen

Bronchiolen und Alveolen abgeschieden werden. Wird durch die Nase geatmet, verändert sich das Depositionsmuster deutlich. Die Nase filtert vor allem größere Partikel ($>2,5 \mu\text{m}$) und einen Teil der Partikel mit einem Durchmesser von 1-2,5 μm , so dass weniger von diesen Partikeln in die tieferen Lungenabschnitte gelangen und dort deponiert werden, was die Belastung im Bereich der kleinen Bronchien, der Bronchiolen und der Alveolen reduziert (Abb. 1).

Partikel mit einem Durchmesser zwischen 0,1 und 1 μm verbleiben in der Atemluft und werden kaum in der Lunge abgelagert. Der Grund hierfür liegt in der geringen Eigenbeweglichkeit dieser Partikelgrößen. Wegen ihrer durch den geringeren Durchmesser ansteigenden Diffusivität, ist bei Partikeln mit einem Durchmesser von weniger als 0,1 μm eine zunehmende Deposition zu verzeichnen. Partikel mit einem Durchmesser zwischen 0,02 μm und 0,1 μm werden verstärkt im alveolären Bereich abgelagert. Noch kleinere Partikel werden aufgrund ihres Diffusionsverhaltens bereits größtenteils in den oberen Atemwegen abgeschieden, so dass sie nicht mehr in die Lungenperipherie gelangen können.

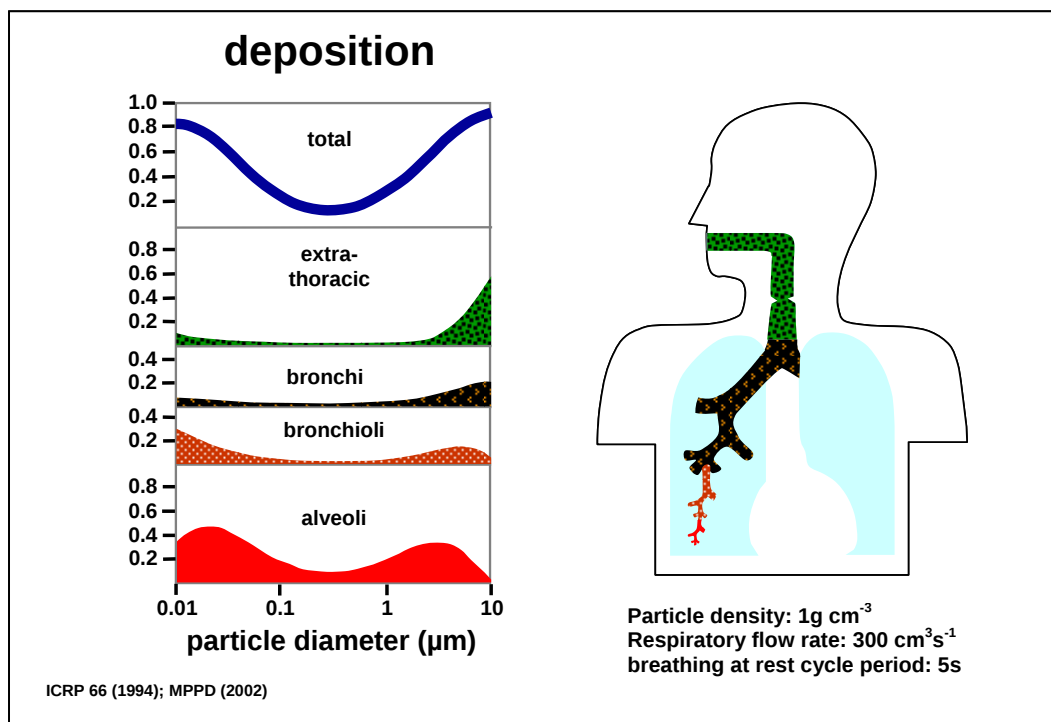


Abb. 1: Depositionswahrscheinlichkeiten in den verschiedenen Regionen des menschlichen Atemtrakts für Mundatmung unter Ruhebedingungen

Reinigungsmechanismen

In verschiedenen Regionen der Lunge stehen unterschiedliche Mechanismen zur Entfernung von Fremdkörpern zur Verfügung. In den extrathorakalen Atemwegen, der Trachea und den Bronchien werden Partikel durch den Mukus (Schleim) gebunden. Im Zuge der normalen Reinigungsprozesse werden sie durch den Mukoziliartransport innerhalb von 1 bis 3 Tagen zum Kehlkopf transportiert und verschluckt. Neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass insbesondere kleinere Partikel auch in den Atemwegen über einen längeren Zeitraum zurückgehalten werden können (Roth and Stahlhofen 1994; Stahlhofen et al. 1994). Die zugrunde liegenden Mechanismen dieser retardierten Atemwegsclearance sind unklar. Die Verweildauer von Partikeln im alveolären Bereich kann dagegen je nach Löslichkeit deutlich länger sein und Jahre andauern. Die Halbwertszeit ist dabei keine Konstante, sondern nimmt mit der Eliminationszeit zu. Freiwandernde Alveolarmakrophagen auf dem Alveolarepithel können Partikel als Fremdkörper erkennen und phagozytieren. Sie bestimmen somit das weitere biokinetische Schicksal der Partikel und ihrer Bestandteile. Wandert solch ein Alveolarmakrophage zu den Bronchien, werden die Partikel mit dem gesamten Makrophagen über den Mukoziliartransport zum Kehlkopf und in den Magen-Darm-Trakt transportiert. Auf diese Weise werden beim Menschen innerhalb eines Jahres aber nur ungefähr ein Drittel der unlöslichen Partikel aus dem Alveolarbereich eliminiert (Kreyling and Scheuch 2000). Der Rest der Partikel verbleibt auf dem Alveolarepithel oder wird interstitiell, subpleural oder im lymphatischen System des Thorax retiniert. Die effektive Phagozytose erfolgt insbesondere für feine und grobdisperse Partikel im Größenbereich zwischen 0,3 und 5 μm . In vitro Versuche haben gezeigt, dass die Phagozytoserate von 1-2 μm großen Partikeln optimal ist und insbesondere für kleinere Partikel erheblich langsamer wird.

Ultrafeine Partikel werden aufgrund der höheren Anzahlverteilung der ultrafeinen Partikel in der eingeatmeten Luft bei vergleichbaren Massenkonzentrationen gleichmäßiger auf dem Alveolar-

epithel deponiert als die größeren Partikel. Man muss davon ausgehen, dass ultrafeine Partikel zu einem erheblichen Teil von Epithelzellen aufgenommen werden, und dass die Phagozytose durch Alveolarmakrophagen eine geringere Rolle spielt als bei größeren Partikeln. Durch Epithelzellen aufgenommene Partikel können grundsätzlich im Epithel verbleiben oder weiter in das Bindegewebe oder die Blutbahn transportiert werden (Ferin and Oberdörster 1992).

Systemische Partikeltranslokation

Zur Translokation von ultrafeinen Partikeln nach Inhalation wurden widersprüchliche Versuchsergebnisse berichtet. Während Oberdörster und Mitarbeiter (Oberdörster *et al.* 2002) eine rasche Verlagerung zur Leber von mehr als 50% der in Ratten eingebrachten ^{13}C -Nanopartikel (26 nm) innerhalb von 24 Stunden beobachteten, konnten Kreyling et al. (2002) lediglich geringe (< 1%) Verlagerungen von Iridium-Nanopartikeln (15-20 nm) in das Blut von Ratten beobachten, die dann nicht nur die Leber, sondern auch Milz, Nieren, Gehirn und Herz erreichten. Widersprüchliche Ergebnisse aus Studien am Menschen sind ebenfalls bekannt: Während Nemmar et al. (2002) eine rasche 3-5 %-ige Aufnahme von radioaktiv markierten, kohlenstoffhaltigen Nanopartikeln in den Blutstrom innerhalb von Minuten und nachfolgender Aufnahme in die Leber zeigen konnten, fanden Brown et al. (2002) keine nachweisbaren Partikelmengen (Nachweisgrenze: <1% inhalierte Nanopartikel) außerhalb der Lungen, den Luftwegen und dem Gastrointestinaltrakt.

Nemmar und Mitarbeiter (Nemmar et al. 2001; Nemmar et al., 2002) betonen in ihrer Arbeit mit Hamstermodellen die wichtige Rolle von Oberflächeneigenschaften wie der Ladung, hervorgerufen durch polare Oberflächenbestandteile, durch die es zu unterschiedlichen Translokationsraten quer durch das respiratorische Epithel in den Kreislauf kommt. Außer bei dieser Studie richtete sich nur selten die Aufmerksamkeit auf Oberflächencharakteristika und Ladungen, die, wie aus der Drogenapplikation (Brooking et al. 2001) wohl bekannt ist, diesen Prozess beeinflussen

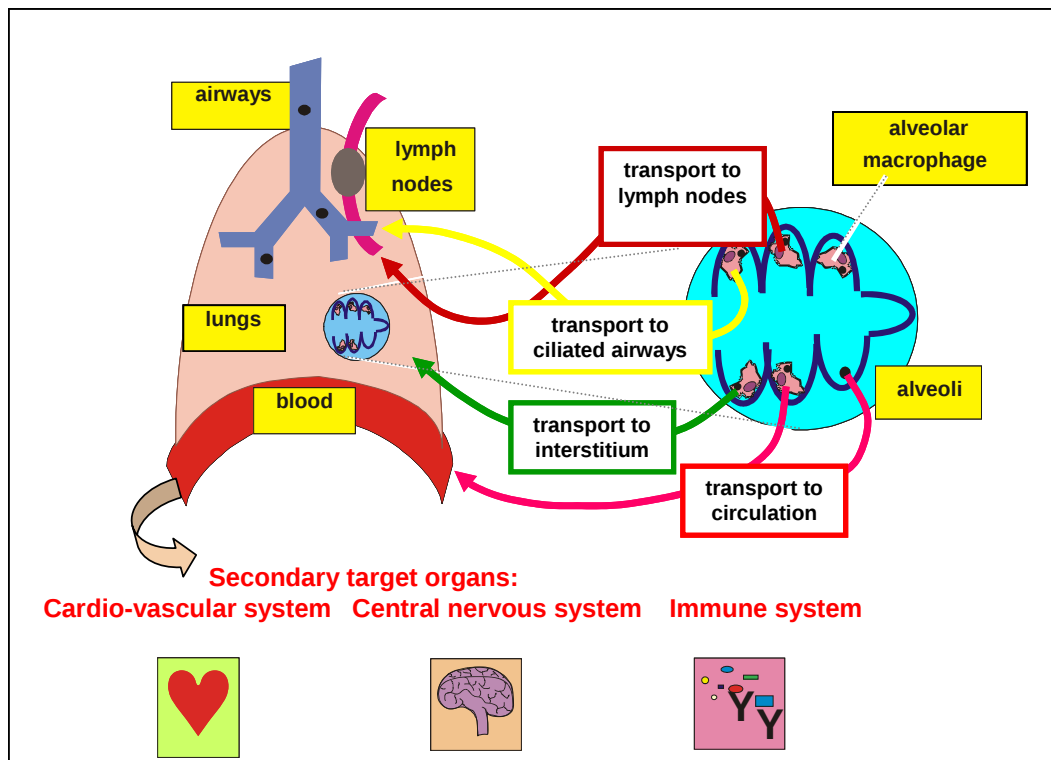


Abb. 2: Reinigungsmechanismen für unlösliche Partikel aus der peripheren Lunge

können; hingegen bestätigen andere Arbeiten zur Drogenapplikation durch die Blut-Hirnschranke weitergehend die Relevanz von Oberflächeneigenschaften, indem gezeigt werden konnte, dass Verbindungen auf der Partikeloberfläche an den ApoE-Rezeptor binden können, der ein Durchdringen dieser anderweitig fest geschlossenen Barriere vermittelt (Kreuter et al. 2002).

Außerdem konzentriert sich die gegenwärtige Diskussion auf eine andere Transportfunktion mit Hilfe von Vesikeln durch Epithel- und Endothelzellen von der luminalen zur Gewebsseite hin. Makromoleküle mit Radien von mehreren Nanometern Durchmesser scheinen mit Hilfe dieser Vesikel vom Lungenepithel ins Blut quer durch die alveolarkapillare Schranke transportiert zu werden. Dieser Mechanismus könnte ebenfalls für solide UFP in Frage kommen, insbesondere, wenn die Größe der Vesikel zwischen 0,04 und 0,1 μm beträgt (Gumbleton 2001).

Ein anderer direkter Weg von UFP in andere sekundäre Zielorgane wie das Gehirn bzw. das zentrale Nervensystem ist der transaxonale Transport über Neuronen und Synapsen (Oberdörster, Utell 2002). Dieser Mechanismus

wurde zuerst für 0,03 μm große Polioviren in Affen von Howe und Bodian (Howe, Bodian 1940) festgestellt und auch später für nasal abgelagerte, kolloidale, 0,05 μm messende Goldpartikel berichtet, die in den Riechkolben von Totenkopffaffen wanderten (de Lorenzo and Darin, 1970). Kohlenstoff-UFP könnten über denselben Pfad in das zentrale Nervensystem gelangen, wie ihr Nachweis im Riechkolben von Ratten nach Inhalation nahe legt (Oberdörster et al. 2004).

UFP unter 40 nm haben eine mit großen Proteinen vergleichbare Größe und von daher vertreten wir folgende Hypothesen:

- abhängig von ihren Oberflächeneigenschaften können unterschiedliche UFP mit verschiedenen endogenen Proteinen eine Komplexbindung eingehen,
- unterschiedliche UFP-Proteinkomplexe können unterschiedliche Biokinetiken aufweisen, einschließlich Translokation durch Membranen,
- endogene Proteine innerhalb dieser Komplexe können eine veränderte Aktivität oder Funktion aufweisen.

Aus vorangegangenen Studien, bei denen verschiedene ultrafeine Partikel verwendet wurden, gab es Hinweise, dass sie sich in unterschiedlicher Weise an einige Proteine binden, die in der bronchoalveolaren Lavageflüssigkeit der Ratte vorkommen (Semmler et al. 2004). Sollten sich diese Hypothesen als wahr erweisen, würde die Biokinetik verschiedener UFP-Proteinkomplexe eine grundlegende Erklärung für die beobachteten, unterschiedlichen Translokationsmuster darstellen, die oben beschrieben wurden. Gleichzeitig könnten Funktionsänderungen in den Proteinen solcher Komplexe ein weiterer Mechanismus sein, mit dem besonders kleine Partikel mit ihrer großen Oberfläche als Grenzfläche Funktionsstörungen in Proteinen auslösen, die zur Pathogenese von Gesundheitsschäden führen.

3. Epidemiologische Studien zur Gesundheitsgefährdung feiner und ultrafeiner Partikel

Seit der ersten Veröffentlichung der so genannten Sechs-Städte-Studie (Dockery et al. 1993), die eine Beziehung beschrieb zwischen der Mortalität in sechs Städten der USA und der durchschnittlichen jährlichen Partikelmasse in der Umwelt mit einem aerodynamischen Durchmesser von $<2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$), haben zahlreiche epidemiologische Studien diese Ergebnisse bestätigt und quantifiziert (Samet et al. 2000; Hoek et al. 2002; Pope et al. 2002). Aus diesen Studien kann abgeschätzt werden, dass pro Erhöhung der $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentration um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die allgemeine Mortalität um 0,9 % steigt, während die Todesrate durch spezifische Erkrankungen des Atemtraktes sogar um bis zu 2,7 % ansteigen kann. Es ist in keiner Weise klar, wie eine PM-Belastung mit so geringen Konzentrationen wie $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, zu den in den epidemiologischen Studien beobachteten gesundheitlichen Wirkungen führt und welche PM-Eigenschaften diese Effekte vermitteln. Es gibt ausreichend Hinweise, dass ultrafeine Partikel, welche nur einem geringen Masseanteil aber einen großen zahlenmäßigen Anteil der in der Luft enthaltenen Partikel ausmachen, adverse Gesundheitseffekte auslösen.

Die begrenzte Zahl von Studien gibt Hinweise darauf, dass ultrafeine Partikel zusätzlich zu feinen Partikeln gesundheitliche Auswirkungen haben (Wichmann and Peters, 2000). Daten aus Erfurt zeigen, dass feine Partikel nicht als Indikatoren für ultrafeine Partikel verwendet werden können. So fiel in den 1990er Jahren der zeitliche Trend für feine Partikel ab, während die Konzentration ultrafeiner Partikel stabil war und der Anteil der kleinsten gemessenen Größenfraktion (Durchmesser $0,01\text{-}0,03 \mu\text{m}$) kontinuierlich anstieg (Wichmann, Peters 2000; Pitz et al. 2001). Die amerikanische Umweltbehörde (US-EPA) kommt anhand neuer epidemiologischer Ergebnisse zu der Bewertung, dass Gesundheitseffekte mit ultrafeinen Partikeln assoziiert sind, jedoch nicht notwendigerweise stärker als für andere feine PM-Komponenten.

4. Toxikologische Studien zur Gesundheitsgefährdung feiner und ultrafeiner Partikel

In den letzten 10-15 Jahren wurde eine fast unübersehbare Zahl von toxikologischen in vivo- und in vitro-Untersuchungen publiziert. Eine ausführliche Übersicht findet sich in dem im Internet zugänglichen vorläufigen Bericht der amerikanischen Umweltbehörde (US-EPA 2004). In Anbetracht der unbestreitbaren Evidenz der epidemiologischen Untersuchungen wurden toxikologische Untersuchungen hauptsächlich mit folgenden Zielrichtungen durchgeführt:

- a) die biologische Plausibilität der statistischen Assoziation zu belegen,
- b) die für die gesundheitlichen Wirkungen verantwortlichen Staubkomponenten zu ermitteln und
- c) den Wirkungsmechanismus und eine Dosis-Wirkungsbeziehung für die verantwortlichen Staubkomponente(n) zu analysieren.

Aus den toxikologischen Untersuchungen ergibt sich ein vielschichtiges Bild, das erste Schlussfolgerungen zulässt. Grundsätzlich lassen sich im Tier- und im "in vitro"-Versuch deutliche Hinweise für eine mechanistische Begründung der epidemiologischen Beobachtungen finden.

Allerdings liegen die Expositionen, bei denen die Effekte auftreten, um bis zu 2 Größenordnungen höher als aus epidemiologischen Studien zu erwarten. Hierbei ist aber auch zu berücksichtigen, dass die tierexperimentellen Befunde nur auf akuten Expositionsstudien beruhen. Sie können folglich nur zum Teil die langjährige Exposition von Probanden und Patienten in epidemiologischen Studien reproduzieren. Bei Inhalation oder Instillation von Partikeln zeigen sich morphologisch Zeichen einer Entzündung und einer Schädigung der Lunge. Daher wurde die Hypothese aufgestellt, dass ultrafeine Partikel verantwortlich seien für die epidemiologische Assoziation zwischen Partikeln und Gesundheitseffekten bei den derzeitigen niedrigen Massenkonzentrationen von Außenluftpartikeln (Oberdörster G. et al. 1995).

Zahlreiche Arbeitsgruppen haben die toxikologischen Unterschiede zwischen feinen und ultrafeinen Partikeln im Tierversuch untersucht, wobei allgemein eine stärkere Wirkung der ultrafeinen bei gleicher Massendosis beobachtet wurde (Oberdoerster et al. 1994; Li et al. 1996, 1997; Li et al. 1999). Eine Schlüsselstudie konnte zeigen, dass ultrafeine TiO_2 Partikel (20 nm) eine stärkere Entzündung (Inflammation) in Rattenlungen hervorriefen als feine TiO_2 Partikel (250nm) bei gleicher Massenkonzentration (Ferin et al. 1992). Bis dahin war TiO_2 als nichttoxischer Staub angesehen worden und hatte sogar als unschädliche Kontrolle in vielen toxikologischen Untersuchungen von Partikeln gedient. Deshalb hatte diese Studie großen Einfluss auf die nachfolgenden Untersuchungen, beleuchtete sie doch, dass ein Material, das in Form feiner Partikel kaum toxisch ist, sich in Form ultrafeiner Partikel doch als toxisch erweisen kann. Spätere Arbeiten haben gezeigt, dass die Entzündungsreaktion, üblicherweise gemessen an der Anzahl neutrophiler Granulozyten (PMN) in der bronchoalveolären Lavage (BAL), in Beziehung zur Oberfläche der inhalierten Partikel steht (Donaldson et al. 2001), wenn auch manche Partikel bei vergleichbarer Oberfläche eine stärkere Entzündung hervorzurufen scheinen als andere Partikel (Zhang et al. 1998; Dick et al. 2003).

Untersuchungen von Gilmour et al. (1996) zeigten, dass bei gleicher Masse ultrafeine TiO_2 -Partikel mehr DNA-Strangbrüche erzeugten als feine TiO_2 -Partikel. Dieser Effekt ließ sich mit Mannitol hemmen, was als Hinweis darauf zu werten ist, dass oxidativer Stress bei diesem Effekt eine Rolle spielt. Finkelstein et al. (1997) konnten zeigen, dass in vitro-Exposition von Typ-II-Zellen von Ratten in Zellkulturen mit ultrafeinen TiO_2 -Partikeln (Durchmesser 20 nm) eine vermehrte Freisetzung von Tumornekrosefaktoren und Interleukin-1 bewirkte, während feine TiO_2 -Partikel von 200 nm Durchmesser keinen Effekt hatten.

In einer neueren Studie wurden ultrafeine Partikel mit unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung (PTFE, TiO_2 , C, Fe, Fe_2O_3 , Pt, V und V_2O_5) Ratten und Mäusen instilliert oder per Inhalation angeboten (Oberdoerster et al. 2000). Bei alten und endotoxinexponierten Ratten fand sich eine neunfach höhere Freisetzung von reaktiven Sauerstoffspezies als bei jungen Tieren. Die Partikel lösten überhaupt nur bei älteren Ratten Entzündungsreaktionen im Lungengewebe aus.

In einer Untersuchung (Oettinger et al. 1999) bewirkten ultrafeine Rußpartikel ("carbon black") von 20nm eine stärkere Entzündungsreaktion als größere Partikel (200-250 nm) in der gleichen Konzentration. Zudem scheint die chemische Zusammensetzung die Toxizität stark zu modulieren. So sind z.B. ultrafeine ZnO-Partikel toxischer als MgO-Partikel (Kuschner et al. 1997). Die Rolle von ultrafeinen Partikeln bezüglich systemischer Effekte ist dabei weitgehend unklar.

Zurzeit werden folgende Parameter der ultrafeinen Partikel als ursächliche Auslöser von oxidativem Stress und entzündlichen Vorgängen diskutiert:

- die große spezifische Oberfläche (pro Masse) von ultrafeinen Partikeln mit bestimmten physikalischen Strukturen und chemischen Komponenten,
- die außergewöhnliche Form ultradünner aber extrem langer Nanoröhren, die ähnlich biopersistent wie Asbestfasern sind,

- der Beitrag von Übergangsmetallen wie Eisen, Nickel, Zink, Chrom, Mangan, Vanadium und
- reaktive organische Verbindungen, die Redoxreaktionen im biologischen System auslösen und sogar perpetuieren können.

In biologischen Systemen führen diese Partikelparameter zur Bildung freier Radikale, die zu oxidativem Stress und als Abwehrreaktion entzündliche Prozesse auslösen (siehe Abb. 3).

Ermittlung des gesundheitlichen Risikos bestimmter ultrafeiner Partikel

Für die Bewertung des gesundheitlichen Gefährdungspotentials durch UFP muß deren gesamter Lebenszyklus differenziell betrachtet werden. Ausgehend von einer Exposition gegenüber von bestimmten UFP können daher mögliche Inkorporationspfade aufgestellt werden, die zwischen einem Eingangsorgan, Verteilungsorganen und sekundären Zielorganen, in denen sich Partikel oder ihre metabolischen Produkte akkumulieren, unterscheiden. Innerhalb dieser verschiedenen Organe bzw. Organsysteme wird es wiederum Zellen und Körperflüssigkeiten mit ihren Rezeptoren, Proteinen und Molekülen geben, die letztendlich in Wechselwirkung mit dem Partikel treten, und daher am Anfang einer Kaskade von Reaktionen stehen, die in ihrer Summe zu einem adversen Gesundheitseffekt und schlussendlich

zur Entwicklung einer Erkrankung beitragen oder diese gar initiieren können. Daraus ergibt sich, dass für jedes Partikel nur die Zellen, Proteine und Moleküle betrachtet werden müssen, die auch mit ihm in Wechselwirkung treten. Trotzdem kann die Zahl dieser biologischen Wechselwirkungspartner sehr groß werden. Um diese Wechselwirkungen bewerten zu können, ist ein strategisches Konzept notwendig, das zum einen eine Klassifizierung der Partikel aufgrund ihrer chemischen Komponenten und physikalischen Strukturen insbesondere an ihrer Oberfläche durchführt, weiter die mögliche Exposition bestimmter Bevölkerungsteile in den verschiedenen Lebenszyklus-Phasen abschätzt und zum anderen mit biologisch-toxikologischen Verfahren biologische Reaktionen abgreift, die von einfachen azellulären Tests (Radikalbildung, oxidativer Stress, Antikörper-Tests, etc.) über genetische (Hoch- bzw. Herunterregulation von Zytokinen und Mediatoren, Zellkern-Signalling) und proteomische (strukturelle und funktionelle Modifizierungen von Proteinen) High-Throughput Methoden bis hin zu in vivo-Methoden reichen. In diesem Zusammenhang können auch epidemiologische Untersuchungen relevant werden, um die Extrapolation von Tiermodellen auf den Menschen abzusichern. Interessanterweise sind gerade bei den High-Throughput Verfahren nanotechnologische Methoden von großer Bedeu-

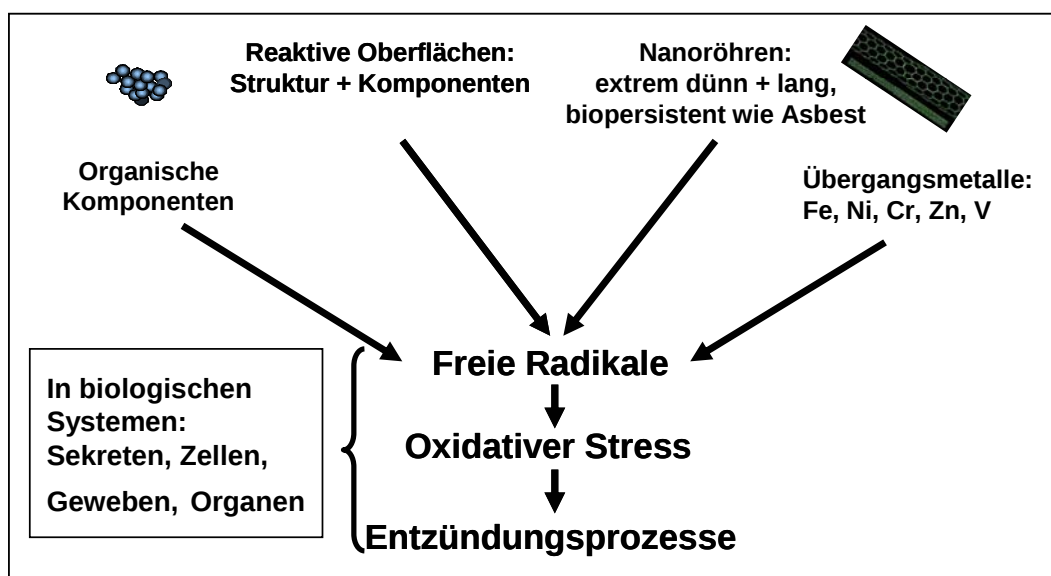


Abb. 3: Parameter der ultrafeinen Partikel, die als ursächliche Auslöser von oxidativem Stress und entzündlichen Vorgängen betrachtet werden.

tung; ich kann mir sehr gut eine Serie von speziell entwickelten nanotoxikologischen Gen-Matrix-Chips (Gene-array-chips) vorstellen, die für spezielle Reaktionspfade entwickelt werden, um einen ersten Überblick zu gewinnen, welche Gene von dem zu testenden Partikel angesprochen werden. Diese ersten qualitativen Hinweise müssen bewertet werden, um eine nächste Serie von deutlich quantitativeren Tests - wahrscheinlich auf Zellebene - zu starten, damit darauf basierend in aufwändigeren Mehrzellkomponenten-Modellen und Tiermodellen das Gefährdungspotential von UFP in ihren einzelnen Lebenszyklus-Phasen präzisiert wird. Daraus leiten sich dann Empfehlungen über die möglichen Expositionsdosen bestimmter UFP ab.

5. Zusammenfassung

Der Begriff „ultrafeine Partikel“ (UFP) gilt für Partikel, die kleiner als 100 nm sind. Sie entstehen durch Verbrennungsprozesse und anschließende sekundäre Reaktionen in der Gasphase. Neuere epidemiologische Studien ergaben Assoziationen zwischen der Anzahlkonzentration von ultrafeinen Partikeln und adversen Gesundheitseffekten auf das Herz-Kreislauf-System und den Atemtrakt.

Die Dosimetrie beginnend mit der Deposition in den verschiedenen Bereichen des Atemtrakts, die nachfolgende Retention und Relokation im Atemtrakt, die Translokation in die Blutzirkulation und sekundäre Zielorgane sowie die Clearance aus dem Körper ist nur teilweise verstanden. Obwohl erhebliche Fortschritte bei toxikologischen Studien in den letzten Jahren erzielt worden sind, bestehen zusätzliche Unsicherheiten über die Wirkungsweisen ultrafeiner Partikel auf Körperflüssigkeiten, Proteine, Zellen und Gewebe im Atemtrakt und den verschiedenen sekundären Zielorganen, wie dem Herz-Kreislauf-System, dem Immunsystem und dem zentralen Nervensystem. Diese Unsicherheiten gelten insbesondere für UFP-Konzentrationen, wie sie in der Umwelt anzutreffen sind. Zurzeit geht man davon aus, dass UFP durch ihre große spezifische Oberfläche als wirkungsvolles Interface die Bildung von Sauerstoff- und Stickstoff-Radikalen in

den Zellen und Geweben auslösen können. Dieser so genannte „oxidative Stress“ führt zur Veränderung von Signaltransduktionsketten im Zellkern mit der Folge der Hochregulierung oder Unterdrückung von Zytokinen und Mediatoren, die in ihrer Summe pro-inflammatorische Prozesse auslösen können. Aus letzteren können sich dann insbesondere in suszeptiblen Personen, wie z.B. Kleinkindern, Kranken, Älteren und genetisch disponierten Individuen, Krankheiten verstärken oder neu ausbilden.

Bei der weiteren Erforschung des Gefährdungspotentials durch UFP ist es erforderlich, den gesamten Zyklus von ihrer Entstehung an inklusive der unterschiedlichen Expositionsszenarien und Inkorporationspfade zu berücksichtigen.

Literatur

- Brooking, J., et al. (2001): Transport of nanoparticles across the rat nasal mucosa. In: *J. Drug Target*, 9, S. 267 - 279.
- Brown, J. S., et al. (2002): Ultrafine particle deposition and clearance in the healthy and obstructed lung. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 166, S. 1240 - 1247.
- de Lorenzo, A. J. D., Darin, J. (1970): The olfactory neuron and the blood-brain barrier. In: Wolstenholme, G. E. W., Knight, J. (eds.): *Taste and smell in vertebrates*. London: Churchill: 402 p..
- Dick, C. A., et al. (2003): The role of free radicals in the toxic and inflammatory effects of four different ultrafine particle types. In: *Inhalation Toxicology*, 15, S. 39 - 52.
- Dockery, D. W., et al. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. In: *The New England Journal of Medicine*, 329, S. 1753 - 1759.
- Donaldson, K., et al. (2001): Ultrafine particles. In: *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 58, S. 211 - 216.
- Ferin, J., et al. (1992): Pulmonary retention of ultrafine and fine particles in rats. In: *American Journal of Respiratory Cell and Molecular Biology*, 6, S. 535 - 542.
- Ferin, J., Oberdörster, G. (1992): Translocation of particles from pulmonary alveoli into the interstitium. In: *Journal of Aerosol Medicine*, 5, S. 179 - 187.
- Finkelstein, J. N., et al. (1997): Particulate-cell interactions and pulmonary cytokine expression. In: *Environmental Health Perspectives*, 105, Suppl 5, S. 1179 - 1182.
- Gilmour, P. S., et al. (1996): Adverse health effects of PM10 particles: involvement of iron in generation of hydroxyl radical. In: *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 53, S. 817 - 822.

- Gumbleton, M. (2001): Caveolae as potential macromolecule trafficking compartments within alveolar epithelium. In: *Advanced Drug Delivery Reviews*, 49, S. 281 - 300.
- Heyder, J., et al. (1986): Deposition of particles in the human respiratory tract in the size range 0.005-15 microns. In: *Journal of Aerosol Science*, 17, S. 811 - 825.
- Hoek, G., et al. (2002): Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. In: *Lancet*, 360, S. 1203 - 1209.
- Howe, H. A., Bodian, D. (1940): Poliomyelitis in the chimpanzee: A clinical-pathological study. In: *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 43, S. 718 - 721.
- ICRP (1994): Human respiratory tract model for radiological protection. A report of a Task Group of the International Commission on Radiological Protection. In: *Annals of the ICRP*, 24, S. 1 - 482.
- Kreuter, J., et al. (2002): Apolipoprotein-mediated transport of nanoparticle-bound drugs across the blood-brain barrier. In: *Journal of Drug Targeting*, 10, S. 317 - 325.
- Kreyling, W. G., Scheuch, G. (2000): Clearance of particles deposited in the lungs. In: Gehr, P., Heyder, J. (eds.): *Particle-Lung Interactions*. New York, Basel: Marcel Dekker Inc., S. 323 - 376.
- Kreyling, W. G., et al. (2002): Translocation of ultrafine insoluble iridium particles from lung epithelium to extrapulmonary organs is size dependent but very low. In: *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 65, S. 1513 - 1530.
- Kuschner, W. G., et al. (1997): Human pulmonary responses to experimental inhalation of high concentration fine and ultrafine magnesium oxide particles. In: *Environmental Health Perspectives*, 105, S. 1234 - 1237.
- Li, X. Y., et al. (1999): Short-term inflammatory responses following intratracheal instillation of fine and ultrafine carbon black in rats. In: *Inhalation Toxicology*, 11, S. 709 - 731.
- Li, X. Y., et al. (1996): Free radical activity and pro-inflammatory effects of particulate air pollution (PM10) in vivo and in vitro. In: *Thorax*, 51, S. 1216 - 1222.
- Li, X. Y., et al. (1997): In vivo and in vitro proinflammatory effects of particulate air pollution (PM10). *Environ. Health Perspect.* 105, Suppl. 5, S. 1279 - 1283.
- Nemmar, A., et al. (2002): Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. In: *Circulation*, 105, S. 411 - 414.
- Nemmar, A., et al. (2001): Passage of Intratracheally Instilled Ultrafine Particles from the Lung into the Systemic Circulation in Hamster. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 164, S. 1665 - 1668.
- Oberdoerster, G., et al. (1994): Correlation between particle size, in vivo particle persistence, and lung injury. In: *Environ. Health Perspect.* 102, Suppl. 5, S. 173 - 179.
- Oberdoerster, G., et al. (2000): Acute pulmonary effects of ultrafine particles in rats and mice. In: *Research Report Health Effects Institute*, 96S. 5 - 74.
- Oberdörster, G., et al. (2004): Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain. In: *Inhalation Toxicology*, 16 S. 437 - 445.
- Oberdörster, G., et al. (2002): Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats. In: *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 65, S. 1531 - 1543.
- Oberdörster, G., Utell, M. J. (2002): Ultrafine particles in the urban air: to the respiratory tract--and beyond? In: *Environmental Health Perspectives*, 110, S. A440 - A441.
- Oettinger, R., et al. (1999): Production of reactive oxygen intermediates by human macrophages exposed to soot particles and asbestos fibers and increase in NF- κ B p50/p105 mRNA. In: *Lung*, 177, S. 343 - 354.
- Pitz, M., et al. (2001): Change of the ambient particle size distribution in East Germany between 1993 and 1999. In: *Atmospheric Environment*, 35, S. 4357 - 4366.
- Pope, C. A., 3rd, et al. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. In: *JAMA : the journal of the American Medical Association*, 287, S. 1132 - 1141.
- Roth, C., Stahlhofen, W. (1994): Clearance measurements with radioactively labelled ultrafine particles. In: *Annals of Occupational Hygiene*, 38, S. 101-106.
- Samet, J. M., et al. (2000): Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. In: *The New England journal of medicine*, 343, S. 1742 - 1749.
- Semmler, M., et al. (2004): Lung-lining fluid proteins bind to ultrafine insoluble particles: a potential way for particles to pass airblood barrier of the lung? In: *European Respiratory Journal*, 24, S. 100
- Stahlhofen, W., et al. (1994): Measurements of the tracheo-bronchial clearance of particles after aerosol bolus inhalation. In: *Annals of Occupational Hygiene*, 38, S. 189-196.
- US-Environmental Protection Agency, US-EPA, [US-EPA, 2004 #5830]
- Wichmann, H. E., Peters, A. (2000): Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Philos T Roy Soc A* 358, S. 2751 - 2769.
- Zhang, Q., et al. (1998): Differences in the extent of inflammation caused by intratracheal exposure to three ultrafine metals: role of free radicals. In: *Journal of toxicology Environmental Health*, 53, S. 423 - 438.

Umweltpartikel in städtischen Atmosphären: Eigenschaften und zukünftiger Bedarf an Messmethoden

Wolfram Birmili¹⁾, Thomas Tuch^{1,2)}, Ulrich Franck²⁾, Erika Brüggemann¹⁾, Thomas Gnauk¹⁾

¹⁾ Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Forschungsgruppe Troposphärisches Aerosol: In-Situ Charakterisierung, Prozesse und Klimatologie, Leipzig

²⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Expositionsforschung und Epidemiologie, Leipzig

1. Einleitung

Es gilt inzwischen als umweltmedizinisch gesichert, dass inhalierte Schwebepartikel aus der Luft, vielfach auch Umweltpartikel, Umweltaerosole oder Feinstäube genannt, schädigende Wirkungen auf die Gesundheit ausüben, und zwar unter anderem in Form von Atemweg-, Herz- und Kreislauferkrankungen breiter Bevölkerungsschichten (Pope & Dockery 1999; HEI 2002). Seit Beginn 2005 hat diese gesellschaftliche Problematik enorm an Aktualität gewonnen, weil über die EU-Richtlinie 1999/30/EU Grenzwerte für Feinstaub PM₁₀ vorgeschrieben sind (PM₁₀ = Masse aller Partikel mit Durchmesser kleiner 10 µm), die aber zum gegenwärtigen Stand (1.11.2005) an vielen innerstädtischen Messorten in Deutschland bereits über Gebühr überschritten wurden (Der PM₁₀-Tagesmittelwert soll 50 µg/m³ nicht häufiger als 35 Mal überschreiten und der PM₁₀-Jahresmittelwert nicht über 40 µg/m³ liegen). Aus der Sicht des Gesundheitsschutzes sind diese Grenzwertüberschreitungen bedenklich (WHO 2004), aber momentan fehlt es an einheitlichen wissenschaftlichen und politischen Konzepten zur Reduktion der kritischen Partikelbelastungen. Gleichzeitig darf nicht übersehen werden, dass es sich bei den Partikeln in der Umwelt keineswegs um einen einheitlichen Stoff mit homogenen Eigenschaften handelt: Umweltpartikel können in ihren physikalischen, chemischen und daher auch toxikologischen Eigenschaften äußerst unterschiedlich sein. Dieser Artikel vermittelt eine Übersicht über die für

Umweltpartikel relevanten Definitionen, Eigenschaften und Messmethoden mit Fallbeispielen aus Leipzig. Zusätzlich werden Fragen nach einer zukünftigen Gestalt von Partikelmessungen im Rahmen der Luftüberwachung diskutiert.

2. Kenngrößen von Umweltpartikeln im Hinblick auf ihre Gesundheitsrelevanz

Gängige Begriffe für luftgetragene Umweltpartikel sind Aerosole oder Stäube. „Partikel“ sind luftgetragene Teilchen flüssiger oder fester Materie. „Aerosol“ ist ein in der Atmosphärenforschung oder auch Medizintechnik geprägter Begriff und bezeichnet generell das Gemisch der Partikel festen oder flüssigen Aggregatzustandes und der umgebenden Luft. „Staub“ bezeichnet die größten, typischerweise sichtbaren Partikel, was die Begriffe „Hausstaub“, „Straßenstaub“ oder – meteorologisch – „Saharastaub“ verdeutlichen. Hier ist im Unterschied zum breiteren Begriff Aerosol i. A. nur feste und keine flüssigen Teilchen gemeint. „Feinstaub“ bezeichnet im engeren Sinne Partikel kleiner als 1 µm, also diejenigen, die vor allem durch Agglomeration kleinerer Partikel bzw. durch Sekundärbildung aus Gasen in der Atmosphäre selbst entstehen, ganz im Gegensatz zum „Grobstaub“ (>1 µm), der vor allem durch mechanische Aufwirbelung in die Atmosphäre gelangt. Häufig wird „Feinstaub“ aber inzwischen als Synonym für PM₁₀ bzw. PM_{2,5} verwendet. Tab. 1 vermittelt eine Übersicht über die gängigen Größenklassendefinitionen und

						Hauptentstehung
					Riesen-Partikel	Mechanisch, Aufwirbelung
					Grob-Partikel	Mechanisch, Aufwirbelung
					Fein-Partikel	Verbrennung, Sekundärbildung
					Ultrafein-Partikel	Verbrennung, Sekundärbildung
					Nano-Partikel	Verbrennung, Sekundärbildung
< 0,01 µm	0,01 - 0,1 µm	0,1 - 1 µm	1 - 2,5 µm	2,5 - 10 µm	> 10 µm	
						Inhalierbarkeit
TSP						Alle Partikel
PM ₁₀						Inhalierbar
PM _{2,5}						Lungengängig
PM ₁						Tief lungengängig
Anzahl						Tief lungengängig
< 0,01 µm	0,01 - 0,1 µm	0,1 - 1 µm	1 - 2,5 µm	2,5 - 10 µm	> 10 µm	

Tab. 1: Größenklassen, Entstehungsmechanismen und Inhalierbarkeit von Umweltpartikeln.

Anmerkung: Angegeben sind unterschiedliche Fraktionen, die sich an den Hauptentstehungsmechanismen (oben), sowie an ihrer Inhalierbarkeit orientieren (unten). Mit dem Begriff Nanopartikel werden von manchen Autoren auch Partikel kleiner als 50 nm bezeichnet, Quelle: Modifiziert nach HEI, 2002).

weist sowohl auf die hauptsächlichen Entstehungsmechanismen als auch auf die physikalisch bedingten unterschiedlichen Eindringtiefen in die Lunge hin.

Eine Gesamtheit von Umweltpartikeln kann gemessen werden in Form der Massenkonzentration aller Partikel, typischerweise in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, oder der Partikel-Anzahlkonzentration in $\text{Partikel}/\text{cm}^3$. Diese einfachen Messgrößen stellen allerdings für die Verhältnisse in unseren Städten immer eine grobe Vereinfachung der Realität dar.

Ein wichtiger Kennwert ist zunächst die Partikelgröße, der Radius oder Durchmesser in μm oder nm. Die Partikelgröße bestimmt die dynamische Bewegung eines Partikels in der Atmosphäre und somit auch seine mittlere Aufenthaltsdauer. Grobe Partikel haben eine kürzere Lebensdauer als feine Partikel, typischerweise wenige Stunden bis Tage, weil sie schneller sedimentieren. Feine Partikel können dagegen bei trockenem Wetter bis zu zwei Wochen in der Atmosphäre verbleiben. Von der Partikelgröße hängt auch die Eindringtiefe eines Partikels in die Lunge und somit die Wahrscheinlichkeit ab, in einer bestimmten Lungenregion zu deponieren. Partikel größer als $1 \mu\text{m}$ deponieren vor allem in den oberen Atemwegen, Partikel kleiner als $0,1 \mu\text{m}$ hauptsächlich in den Alveolen. Partikel im Bereich zwischen $0,1$ und $1 \mu\text{m}$ werden zu großen Anteilen wieder exhalieret.

Liegen Angaben zur Konzentration von Partikeln als Funktion ihrer Größe vor, so spricht man von der Partikelgrößenverteilung, aus der sich Ge-

samtmasse bzw. -anzahl berechnen lassen. Darüber hinaus ist aus vielen atmosphärischen Studien hinreichend bekannt, dass menschlich beeinflusste Umweltaerosole stets ein vielfältiges Gemisch frischer und gealterter Partikel mit unterschiedlichster chemischer Zusammensetzung darstellen. Abb. 1 stellt beispielhaft die Partikelgrößenverteilungen von Masse und Anzahl sowie die größen aufgelöste chemische Zusammensetzung in einer vielbefahrenen Straßenschlucht dar. Aufgrund solcher Befunde wird davon ausgegangen, dass nicht die Gesamtmasse oder auch Gesamtanzahl an Umweltpartikeln per se die beobachteten Gesundheitseffekte am Menschen verursachen, sondern bestimmte, durch ihre physikalische oder chemische Eigenschaften ausgezeichnete Unterklassen (HEI 2002). Daher haben viele Studien zum besseren Verständnis der Quellen und der gesundheitlichen Wirkungen weitere Eigenschaften von Umweltpartikeln untersucht.

Ein Kriterium für die Gesundheitsrelevanz luftgetragener Partikel ist ihre Form und Oberflächenstruktur (Morphologie). Längliche, faserartige Partikel werden von der Körperabwehr nur erschwert aus der Lunge abtransportiert und sind am Beispiel der Asbest- und Quarzfasern seit langem als Gesundheitsproblem aus der Arbeitsmedizin bekannt.

Ein zweiter verbreiteter Partikeltyp sind Agglomeratpartikel, die beispielsweise während Verbrennungsprozessen entstehen. Dieselrußpartikel sind morphologisch und chemisch komplexe

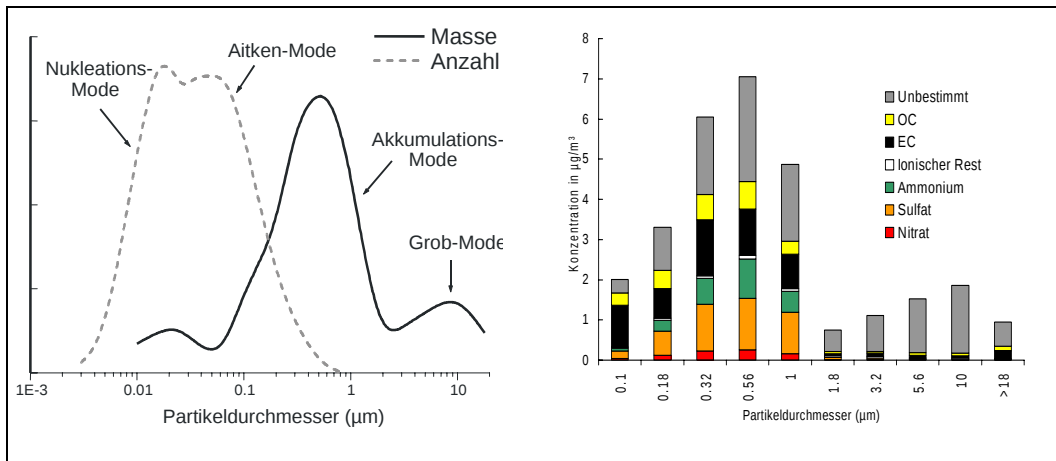


Abb. 1: Partikelanzahl, -masse und chemische Zusammensetzung in einer stark befahrenen Straßenschlucht. Anmerkung: Links: Dimensionslose Größenverteilung von Partikelanzahl und -masse in der stark befahrenen Straßenschlucht Leipzig-Eisenbahnstraße. Rechts: Chemische Zusammensetzung des Partikelgrößenbereichs 0,1-10 µm. Bei den Anzahl- und Massenverteilungen sind die charakteristischen Moden der Verteilungen angedeutet. Die Proben entstammen einer Messung im November 2003.

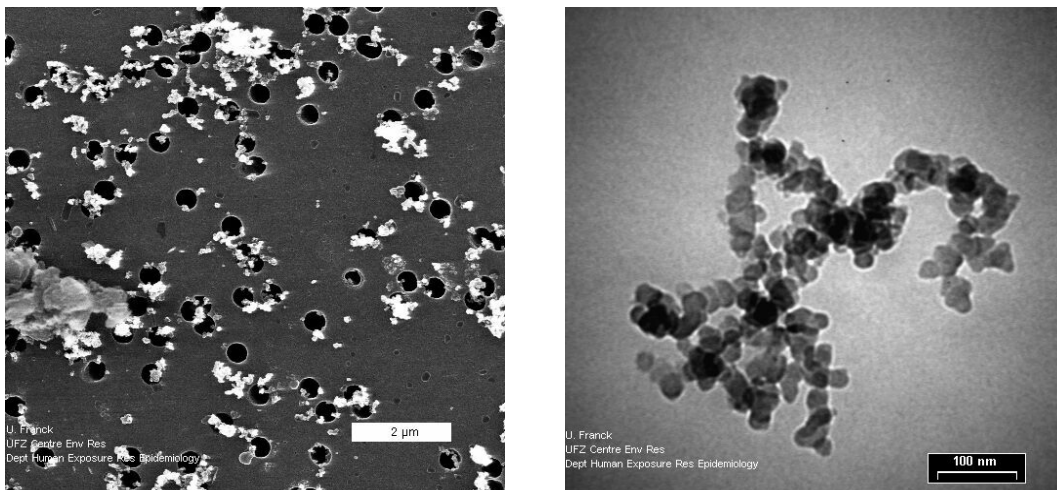


Abb. 2: Elektronenmikroskopische Bilder fraktaler Umweltpartikel. Links: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines Ensembles vieler Umweltpartikel (weiß auf grauem Hintergrund). Rechts: Transmissionselektronenmikroskopische Aufnahme eines Einzelpartikels (Dieselruß). Die Bilder entstammen Messungen am Bayrischen Platz in Leipzig.

Gebilde, die aus einem Gerüst von kugelhähnlichen Graphitteilchen bestehen, beschichtet mit einer Hülle unvollständig verbrannter organischer Moleküle. In den Aufnahmen in Abb. 2 wird die kettenartige Struktur sichtbar. Auf den Oberflächen von Dieselrußpartikeln befinden sich Toxine wie polyzyklische Aromaten, die nach einer Deposition der Partikel in der Lunge zuallererst mit dem Organismus in Kontakt kommen.

Wesentlich für Gesundheitseffekte ist auch die Löslichkeit eines Partikels in Wasser. Zum einen beeinflusst die Löslichkeit von Partikelsubstanz das Aufquellen eines Partikels in der hohen Luftfeuchte des menschlichen Atemtrakts und somit

die feuchte Partikelgröße und den genauen Depositionsort. Eine hohe Löslichkeit erleichtert weiterhin die Auflösung der Partikel in Lungenflüssigkeit, ggf. die Wirkmechanismen und die nachfolgende Ausscheidung aus dem Körper. Hingegen stellen unlösliche Partikel eine Herausforderung für die körpereigene Abwehr dar und verbleiben bei hinreichender Partikelgröße dauerhaft in der Lunge. Sehr kleine Partikel wiederum (<100 nm) können nach neuesten Erkenntnissen durch Zellmembranen wandern und sich körperweit auch in Organen wie der Leber und dem Gehirn ablagern.

Tab. 2 stellt einen Überblick über die Typen und Eigenschaften von Umweltpartikeln dar, die im Blickpunkt gegenwärtiger toxikologischer oder epidemiologischer Forschungen stehen. Dieser schließt auch ein in den letzten Jahren neu entstandenes Gebiet ein, die Erforschung gesundheitsrelevanter Eigenschaften industriell hergestellter Nanopartikel (Donaldson et al. 2004).

3. Konsequenzen für die Überwachung von Aerosolen

Aus obigen Ausführungen wird klar, dass die gegenwärtige Überwachungsstrategie gemäß der EU-Richtlinie 1999/30/EG, die lediglich auf dem Partikelmaß PM_{10} beruht, möglicherweise nicht geeignet ist, die Bevölkerung vor feinstaubassoziierten Risiken zu schützen. Es gibt daher bereits konkrete Erwägungen, in absehbarer Zeit PM_{10} durch $PM_{2.5}$ zu ersetzen (in USA bereits geschehen), da dies Risiken aus der lungengän-

gigen Fraktion besser repräsentiert. Die Überwachung anderer Partikelmaße (Parameter) ist denkbar, wie z.B. der Partikelanzahl, Partikelgrößenverteilung, der Dieselrußkonzentration, oder weiterer chemischer Tracer. Problematisch am Auswahlprozess weiterer Partikelmaße ist jedoch, dass

- für bestimmte wünschenswerte Parameter (noch) keine Messverfahren existieren,
- ins Detail gehende Messverfahren technisch und wirtschaftlich sehr aufwendig sind (z.B. Aerosol-Massenspektrometrie), und (noch) nicht für kontinuierliche Überwachungszwecke in Frage kommen,
- für bestimmte Messverfahren wenig oder kaum Erfahrungen mit Anwendungen unter Atmosphärenbedingungen bestehen
- verschiedene Messverfahren für manche Parameter zwar existieren, aber nicht vergleichbare Ergebnisse liefern sowie

Partikeltyp oder -eigenschaft	Begründung der Messung/ Erforschung
$PM_{2.5}$; PM_1	Tiefer lungengängig als PM_{10} ; beinhaltet weniger Anteile der natürlichen Mineralstaubkomponente
Ultrafeine Partikel $<0,1 \mu m$	Depositionsort: Alveolen; Chemische Zusammensetzung: Viele kohlenstoffhaltige Verbrennungspartikel; ggf. kleine Größe selbst Ursache
Dieselruß	Hoher Gehalt an elementarem Kohlenstoff; Unlöslichkeit, Oberflächenschicht aus bekannten Toxinen (PAKs)
Schwermetallgehalt (Beispiel: Cd aus Hochtemperaturverbrennung)	Bekannte toxische Wirkung auf Zellen
Übergangsmetalle (Beispiel: Cu aus KfZ-Bremsabrieb)	Toxische Wirkung, wenn wasserlöslich (Radikalbildung in Lunge)
KfZ-induzierte Nanopartikel ($<30 nm$)	Kondensationsaerosol aus unverbrannten Treibstoffresten (Gesundheitseffekte wenig erforscht)
Anorganische Sekundäraerosole	(Gesundheitseffekte wenig erforscht)
Organische Sekundäraerosole	(Gesundheitseffekte wenig erforscht)
Fettlöslichkeit	Lang dauernde Ablagerung im Körpergewebe (wenig erforscht)
Industriell erzeugte Nanopartikel (Beispiel: Carbon black im Toner; Neue Materialien)	Kleine Partikelgröße; geringe Löslichkeit; häufig hoher Gehalt an elementarem Kohlenstoff bzw. Metallen (generell wenig erforscht)
Saure Partikel (niedriger pH-Wert)	Ätzende Wirkung (v.A. Arbeitsplatz-Problematik)

Tab. 2: Typen oder Eigenschaften von Umweltpartikeln mit Gesundheitsrisiken nach toxikologischen bzw. epidemiologischen Studien

- Messverfahren für manche Parameter existieren, aber bisher noch nicht tauglich für einen langfristigen Praxiseinsatz sind.

Auf der einen Seite nutzen Forschungsstudien ein breites Spektrum aufwendiger physikalischer und chemisch-analytischer Verfahren, um Strukturen integraler Aerosolproben wie auch von Einzelpartikeln sichtbar zu machen (Spurny 1999). Andererseits wird es bei einer langfristigen Überwachung von Umweltpartikeln zum Zwecke der Gesundheitsvorsorge immer darum gehen, möglichst wenige robuste, aber gleichzeitig aussagekräftige Parameter zu messen. Aus Kostengründen wird man Echtzeit-Messverfahren bevorzugen, die eine Nachbearbeitung oder Ana-

lyse gesammelter Proben im Labor vermeiden. In Tab. 3 ist eine Auswahl an automatisierten bzw. automatisierbaren Messverfahren gezeigt, mit deren Hilfe städtische Umweltaerosole aussagekräftiger überwacht werden könnten. Die Liste spiegelt diejenigen Techniken wider, die in absehbarer Zeit (5-10 Jahre) Eingang in routinemäßige Überwachungsprogramme finden könnten. Die Betonung liegt hierbei auf Verfahren, die Aerosolparameter a) in Echtzeit erfassen, also ohne nachfolgende analytische Prozeduren im Labor auskommen, sowie b) mit einer Zeitauflösung von mindestens einer Stunde arbeiten, also Verfahren, mit denen deutlich die Tagesgänge anthropogener Quellen abgebildet werden können.

Messung	Kommentar
Partikelanzahl (Beispiel: Kondensationskernzähler, Elektrometer)	Partikelanzahl korreliert mit Partikelquellen aus KfZ-Verkehr, Industrie und Haushalt. Relativ einfache Messung. Nachteil: Fehlende Größendifferenzierung.
Partikelgrößenverteilung (Elektromobilitätsanalyse (DMPS; SMPS), Aerodynamischer Partikelzähler)	Methode erlaubt eine grobe Zuordnung unterschiedlicher Partikelquellen nach der Partikelgröße (Nukleationsmode-Partikel, Verbrennungsaerosole, ferntransportierte Aerosole).
Epiphaniometrie	Erlaubt integrale Messung der Partikeloberfläche
Lichtabsorption (Beispiel: Absorptionsphotometrie)	Zeitlich differenzierte und automatisierte Schätzung des Gehalts an elementarem Kohlenstoff. Nachteil: Bisher fehlende Größendifferenzierung der Partikel.
Nitrat bzw. Sulfat (<i>Flash-vapourisation</i> , oder <i>Steam Jet generator</i>)	Methode erlaubt eine Quantifizierung der Partikelmasse der sekundär gebildeten Aerosolpartikel.
EC/OC-Analyse (Sunset) thermal TC measurement and a laser-based absorbance technique to measure EC	Methode erlaubt kontinuierliche Messung von TC (total carbon – Gesamtkohlenstoff) und EC (Elementarer Kohlenstoff)
Löslichkeitsanalyse (z.B. Hygroskopizitätsanalysator)	Ermöglicht Differenzierung der Anzahl unlöslicher und löslicher Partikel.
Volatilitätsanalyse (Thermodesorption)	Ermöglicht Differenzierung der Anzahl nicht-flüchtiger und flüchtiger Partikel. Mögliche Stellvertretermessung für EC.
Aerosol-Massenspektrometrie	Erlaubt zeitlich hochaufgelöste Identifizierung chemischer Elemente in Aerosolpartikeln; Bisher technisch sehr aufwendig.

Tab. 3: Auswahl an automatisierten bzw. prinzipiell automatisierbaren Echtzeit-Messverfahren, mit deren Hilfe städtische Umweltaerosole aussagekräftiger überwacht werden könnten.

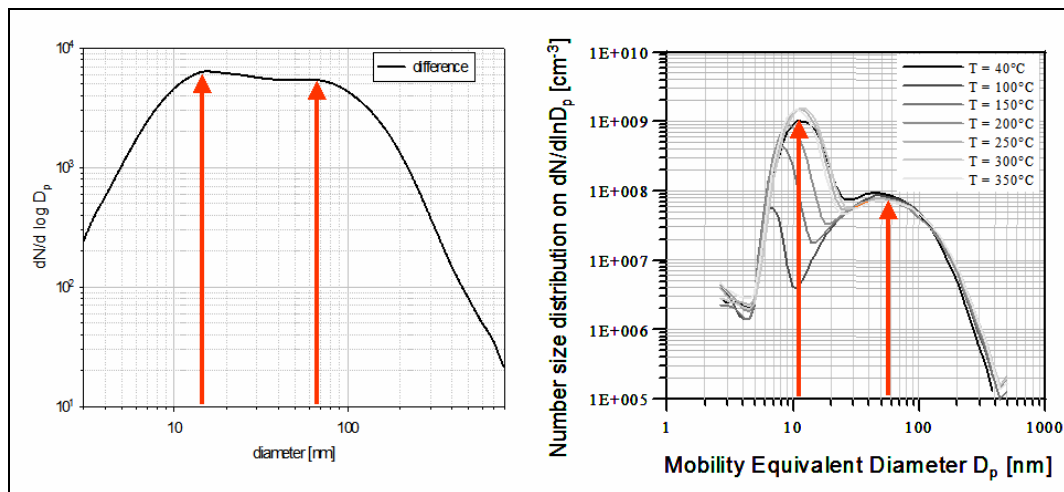


Abb. 4: Größenverteilungs-Signatur von Kfz-Auspuffemissionen kleiner als $0,5 \mu\text{m}$.

Anmerkung: Links: Dem Straßenverkehr zugeschriebene Signatur in einer Straßenschlucht (Leipzig-Eisenbahnstraße). Rechts: Am Motorprüfstand gemessene Direktemission eines Diesel-PKW als Funktion der gemessenen Abgastemperatur (Quelle: Metz et al. 2004). Generell ist sichtbar, dass es zwei physikalische Moden (Partikeltypen) mit ungefähren Modaldurchmessern 20 und 80 nm gibt.

Als Beispiel für einen zu erfassenden Parameter sei hier die Partikelgrößenverteilung genannt. Da Aerosolpartikel aus bestimmten Prozessen charakteristische Größen aufweisen, ist bei überwiegendem Einfluss weniger Quellen an einer Stelle eine Unterscheidung anhand des Partikel-Größenspektrums möglich. Abb. 4 zeigt exemplarisch, wie mit Daten eines Partikelgrößenspektrometers zwei verkehrsgebundene Partikelquellen getrennt identifiziert werden und in der Umgebungsluft einer Straßenschlucht wiedererkannt werden können: Zum einen handelt es sich um rußartige Abgaspartikel mit einer mittleren Partikelgröße um 80 nm, zum anderen um die noch kleineren aus der Kondensation unverbrannter Treibstoffteile in der Abgasfahne eines jeden Fahrzeugs entstandenen Kondensationspartikel um 20 nm.

Danksagung

Dank gilt weiteren Arbeitsgruppenmitglieder des IfT in Verbindung mit der Entwicklung und Anwendung von Messverfahren: Dr. Birgit Wehner, Prof. A. Wiedensohler. Dank gilt der Forschungsvereinigung Automobiltechnik e.V. für Zuwendungen, die Teile der gezeigten Messungen ermöglichten, sowie Herrn Dr. Norbert Metz, BMW, für die Bereitstellung von Abb. 4 (rechts).

Literatur

- Donaldson, K., Stone, V., Tran, L., Kreyling, W., Borm, P. J. A. (2004): Nanotoxicology: a new frontier in particle toxicology relevant to both workplace and general environment and to consumer safety. Editorial. In: Occup Environ Med. 61, S. 727 - 728.
- HEI, Health Effects Institute (2002): Understanding the health effects of components of the particulate matter mix: progress and next steps. Tech. Rep.4, Health Effects Institute, Boston, MA.
- Metz N., Resch, G., Wiedensohler, A., Herrmann, H., Tuch, Th., Wehner, B., Rose, D., Engler, C., Gnauk, T., Brüggemann, E., Franck, U. (2004): Physical and chemical characteristics of aerosol particles from diesel exhaust and urban environment In: J.Aerosol Sci, S. 391 - 392.
- Peters, A., Wichmann, H. E., Tuch, T., Heinrich, J., Heyder, J. (1997): Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. In: Am. J. Respir. Crit. Care Med. 155, S. 1376 - 1383.
- Pope, C. A., Dockery, D. W. (1999): Epidemiology of particle effects. In: Air Poll. Health 31, S. 673 - 705.
- Spurny, K. R. [Hrsg.] (1999): Analytical Chemistry of Aerosols. Lewis.
- WHO, World Health Organisation (2004): Health Effects of Air Pollution Results from the WHO Project "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe", WHO Report E83080, June 2004, Geneva.

Ultrafeine Partikel aus Verkehrsemissionen – Probleme bei der Auswahl repräsentativer Messstandorte zur Beurteilung der Humanexposition

Thomas Tuch¹⁾, Ulrich Franck¹⁾, Alfred Wiedensohler²⁾, Wolfram Birmili²⁾, Maik Schilde¹⁾, Olf Herbarth¹⁾

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Expositionsforschung und Epidemiologie, Leipzig

²⁾ Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Forschungsgruppe Troposphärisches Aerosol: In-Situ Charakterisierung, Prozesse und Klimatologie, Leipzig

1. Einleitung

Luftgetragene Partikel stellen eine extrem uneinheitliche Schadstoffgruppe dar. Sie unterscheiden sich nicht nur in der Entstehung und der chemischen Zusammensetzung, sondern vor allem auch in ihren physikalischen Eigenschaften und ihrer Größe. In neueren Betrachtungen zur Gesundheitswirkungen auf die nicht beruflich exponierte Bevölkerung werden je nach Studie Partikel der Größe von ca. 3 nm bis zu 10 µm einbezogen. Seit einiger Zeit treten die Gesundheitswirkungen ultrafeiner Partikel (Aerodynamischer Durchmesser < 100 nm) in den Mittelpunkt der wissenschaftlichen Diskussion zu Gesundheitseffekten. Gerade Verkehrsemissionen tragen in Städten wesentlich zur Belastung mit ultrafeinen Partikeln bei. Die Gesamtmasse ultrafeiner Partikel (gemessen in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) in der Atemluft ist eher klein. Zur Beschreibung der Luftbelastung mit solchen Partikeln dient deshalb vorzugsweise die Anzahlkonzentration (in cm^{-3}).

Epidemiologische Untersuchungen zur gesundheitlichen Wirkung von Aerosolpartikeln im urbanen Umfeld setzen repräsentative Konzentrationswerte voraus. Unsere Untersuchungen zeigen, dass es in den meisten Fällen notwendig ist, die Repräsentativität bisher durchgeführter Messungen für die durchschnittliche urbane Humanexposition mit luftgetragenen Partikeln, insbesondere mit Submikrometer- und

ultrafeinen Partikeln, in Frage zu stellen. Noch kritischer muss gesehen werden, wie repräsentativ die Daten an den jeweiligen Messstandorten für die individuelle Exposition von Studienteilnehmern sind.

Behördliche Messstationen werden häufig an hoch belasteten Standorten wie stark befahrenen Straßen installiert, um das maximale Belastungsrisiko für die Bevölkerung zu ermitteln, und den gesetzlichen Anforderungen zum vorbeugenden Gesundheitsschutz Rechnung zu tragen. Messungen an solchen Stationen werden höchstens in Ausnahmefällen für die Bevölkerungsexposition mit ultrafeinen Aerosolpartikeln repräsentativ sein.

In diesem Beitrag wird anhand von zwei Beispielen verdeutlicht, dass der Standort einer Messstation für ultrafeine Partikel signifikanten Einfluss auf die Messergebnisse hat. Zunächst wird anhand von Korrelationsanalysen der gemessenen Partikelgrößenverteilungen an zwei Standorten in Leipzig gezeigt, dass die Größenverteilungen, die an den 1,5 km voneinander entfernten Messstellen gemessen werden, für Partikel < 100 nm so schwach korreliert sind, dass aus Messergebnissen einer Messstation nicht auf den Konzentrationsverlauf an der anderen Station geschlossen werden kann.

Im zweiten Beispiel wird anhand von Messergebnissen aus einer Straßenschlucht gezeigt, dass

Veränderungen der lokalen Verkehrssituation
Veränderungen der Exposition an der benachbarten Messstation zur Folge haben.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bevor weitere Grenzwerte auf der Basis von Partikelanzahlkonzentrationen in verschiedenen Größenklassen eingeführt werden können, zunächst eine Empfehlung zur geeigneten Positionierung von Messstationen erarbeitet werden muss. Außerdem haben die hier aufgeführten Ergebnisse grundlegende Bedeutung für die Interpretation vorhandener epidemiologischer Studien und die Konzeption neuer Studien zu Gesundheitseffekten ultrafeiner Partikel und damit indirekt ebenfalls für die Festlegung eventueller Grenzwerte der Partikelanzahlkonzentrationen.

2. Messstationen

Leipzig liegt im sächsisch-thüringischen Becken. Die Stadt hat etwa 500.000 Einwohner. Die nächsten natürlichen Erhebungen befinden sich etwa 80 km südöstlich von Leipzig.

Die zentrale Messstation am IfT auf dem Campus Permoserstraße liegt in einem Mischgebiet mit Wohngebäuden und Kleinindustrie etwa 5 km vom Stadtzentrum entfernt. In der näheren Umgebung des Institutes gibt es keine signifikanten industriellen Partikelquellen. Mehrere stärker befahrene Straßen befinden sich in etwa 100 m Entfernung von der Messstation. Der Aerosoleinlass am Institut für Troposphärenforschung, IfT (Campus) befindet sich in 16 m Höhe über Grund auf dem Dach des Institutsgebäudes. Diese Messanordnung wurde gewählt, um bei der Messung Werte zu erhalten, die geeignet sind, den städtischen Hintergrund zu repräsentieren.

Die Messstation Eisenbahnstraße, die vom IfT und vom UFZ gemeinsam betrieben wird, liegt im Kreuzungsbereich der Hermann-Liebmann Straße (Nord-Süd Richtung, vierspurig, Straßenbahn) und der Eisenbahnstraße (Ost-West Richtung, vierspurig, später zweispurig, Straßenbahn). Sie repräsentiert einen typischen, stark verkehrsbelasteten Standort in einer Innenstadt. Außerdem weist der Standort die Charakteristik einer Blockbebauung mit Ausbildung einer Straßenschlucht

auf. Die Hermann-Liebmann-Straße dient hauptsächlich als Verbindung zwischen Leipziger Stadtteilen. Die Eisenbahnstraße wird zusätzlich als Verkehrsweg für Pendler aus Richtung Torgau und als Zubringer zur A14 genutzt. Der Proben-einlass ist 5 Meter über der Straße montiert. Seit Oktober 2003 werden an dieser Station automatische Verkehrszählungen mit einem Videosystem durchgeführt.

3. Messung der Anzahlgrößenverteilung

Die Messung der trockenen Anzahlgrößenverteilungen von Aerosolpartikeln wurde gleichzeitig an beiden Messstandorten mit TDMPs Systemen (twin differential mobility particle sizer, Birmili et al. 1999) durchgeführt. Das Aerosol in der Messstrecke wird durch einen Nafion-Trockner entfeuchtet. Dadurch wird die Vergleichbarkeit der Messungen bei unterschiedlicher Luftfeuchte gewährleistet. Diffusionsverluste in der Trocknstrecke wurden im Labor bestimmt und werden in der Auswertung der Daten berücksichtigt.

Die TDMPs Systeme bestehen aus zwei parallelen Hauke-DMAs (differential mobility analyzer) mit den zugehörigen Kondensationskernzählern (CPC, condensation particle counter). Im ersten, ultrafeinen DMA (UDMA) werden Partikel mit Durchmessern zwischen 3 und 22 nm bei einem Aerosolfluss von 2 l/min und einem Schleierluftfluss von 20 l/min selektiert. Hinter dem UDMA wird die Anzahlkonzentration der monomobilen Aerosolpartikel mit einem ultrafeinen CPC (UCPC, TSI, Modell 3025A) gemessen. Im zweiten DMA werden bei einem Aerosolfluss von 0.5 l/min und einem Schleierluftfluss von 5 l/min Partikel im Größenbereich zwischen 22 und 800 nm selektiert. Hinter diesem DMA wird die monomobile Anzahlkonzentration mit einem CPC (TSI, Modell 3010) gemessen.

Die Messungen werden durch ein LabView Programm gesteuert. Zu Beginn jeder Messung werden von beiden DMPS-Systemen die Konzentrationen im Überlappkanal von 22 nm gemessen. Anschließend messen beide Systeme die Anzahlkonzentration schrittweise mit einer Auflösung von 16 Messkanälen pro Größende-

kade bis zu ihren jeweiligen Kanalgrenzen. Diese Systeme messen eine komplette Mobilitätsverteilung im Durchmesserbereich von 3 bis 800 nm mit einer Zeitauflösung von 10 Minuten. Die Umrechnung der gemessenen Mobilitätsverteilung erfolgt offline unter Berücksichtigung der tatsächlichen Transferfunktionen der DMAs (Stratmann, Wiedensohler 1996).

4. Beispiel 1: Korrelationen zwischen zwei städtischen Messstationen

Die Station Eisenbahnstrasse liegt in einer Straßenschlucht. An Wochentagen beträgt die mittlere Partikelanzahlkonzentration an diesem Standort 19.000 cm^{-3} . Sie ist damit 1,9-mal so hoch wie auf dem Campus (Mittelwert Montag bis Donnerstag von März bis Juli 2002). Gleichzeitig bestätigen hohe NO-Konzentrationen an dieser Station die unmittelbare Verkehrsbelastung. An Sonntagen beträgt die mittlere Partikelanzahlkonzentration 11.000 cm^{-3} . Das ist das 1,6-fache des auf dem Campus gemessenen Wertes.

Der mittlere Tagesgang der Anzahlgrößenverteilung an den Stationen Eisenbahnstraße und IFT ist in Abb. 1 als Contourplot dargestellt. Der Ta-

gesgang der Partikelanzahlverteilung an den beiden Stationen ist sichtbar unterschiedlich. Dabei fällt besonders der starke Anstieg der Konzentration von Partikeln mit Durchmessern um etwa 10 nm gegen 5 Uhr in der Eisenbahnstrasse auf. Dieser Anstieg verläuft parallel zum Einsetzen des morgendlichen Berufsverkehrs.

Da sowohl die absoluten Konzentrationen als auch der Tagesgang der Konzentrationen an beiden Stationen unterschiedlich sind, muss untersucht werden, ob die Messergebnisse beider Stationen zumindest korreliert sind, so dass von der Messung an einer Station auf die Konzentration an der anderen Station geschlossen werden kann. Abb. 2 zeigt die über ein Jahr berechneten Korrelationskoeffizienten der 10-Minuten-Werte an beiden Stationen.

Es fällt auf, dass für ultrafeine Partikel nur Korrelationskoeffizienten zwischen 0,2 und 0,4 gefunden werden. Daher sind die Kurzzeitwerte der einen Messstation nur sehr eingeschränkt zur Berechnung der Konzentrationen an der anderen Station geeignet. Kurzzeitmessungen mit Zeitaufösungen kleiner als eine Stunde sind aber nur bedingt als Indikatoren der Bevölkerungsexposition geeignet.

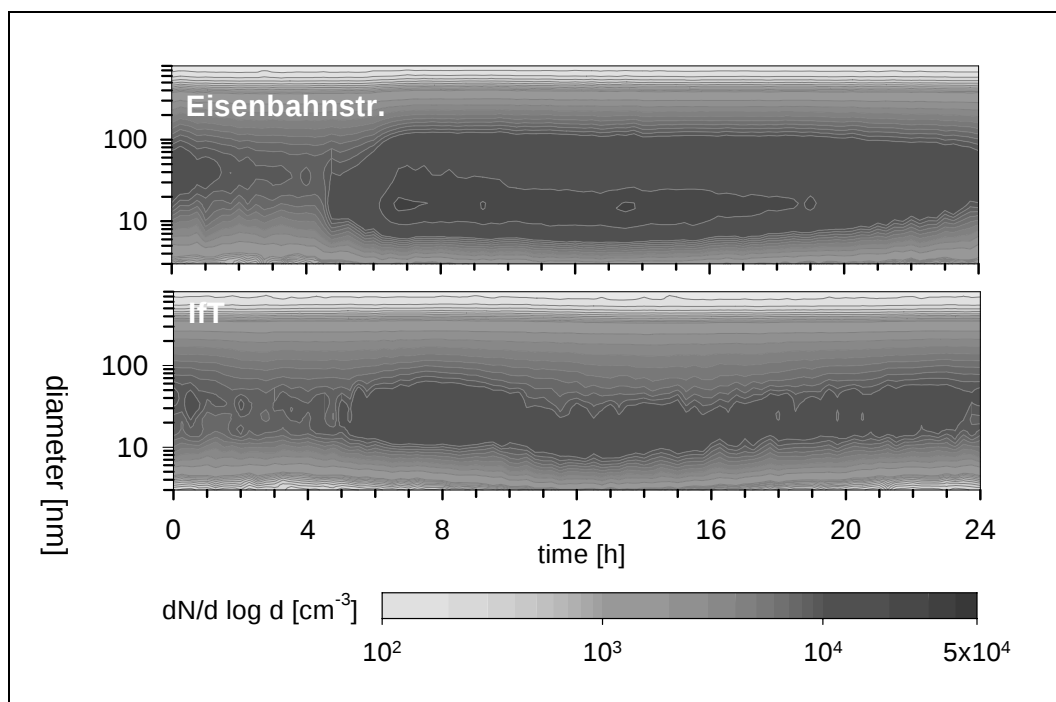


Abb. 1: Mittlerer Tagesgang der Anzahlgrößenverteilung an den Stationen Eisenbahnstraße und IFT-Campus (eigener Entwurf)

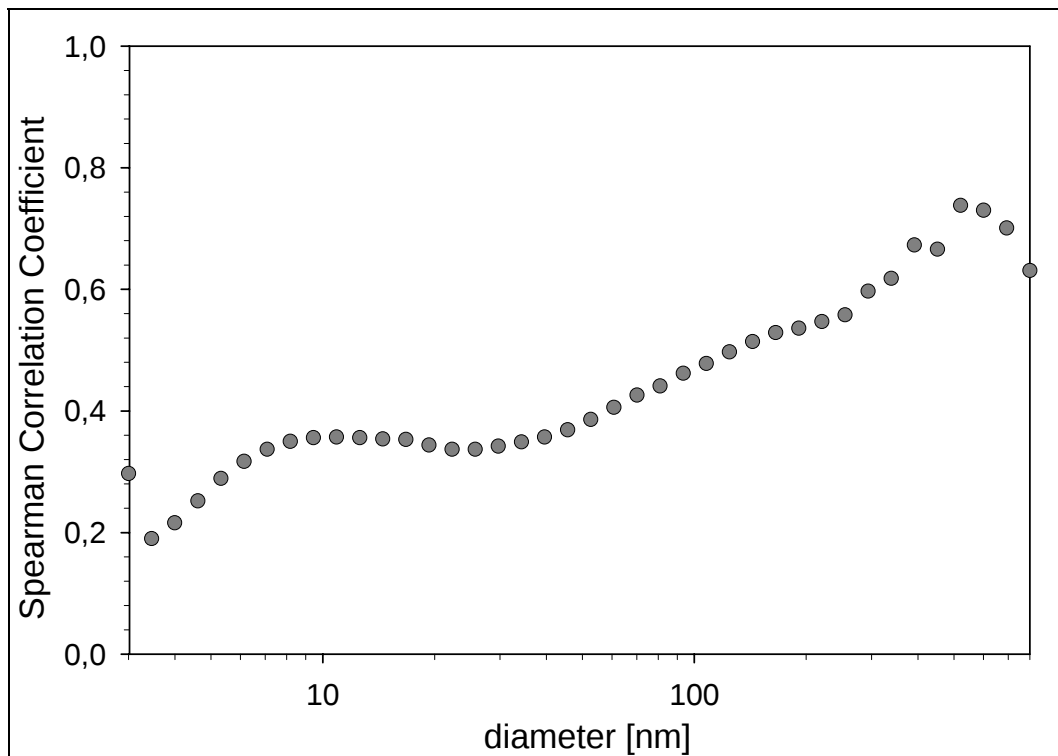


Abb. 2: Korrelationskoeffizienten der Anzahlkonzentration zwischen den beiden Messstationen in Abhängigkeit vom Durchmesser der Partikel. Einzelmessungen je 10 Minuten (eigener Entwurf)

In Tab. 1 sind daher die Korrelationskoeffizienten für Größenklassen von Partikeln sowohl für Stundenmittel als auch für Tagesmittel dargestellt. Auch hier wird deutlich, dass die

Konzentrationen ultrafeiner Partikel an beiden Stationen nur gering korreliert sind. Andererseits verdeutlicht diese Tabelle auch viel höhere Korrelationskoeffizienten für das Partikelvolumen,

Größenbereich	Stundenmittel			Tagesmittel
	Alle Tage	Sonntage	Werktage	Alle Tage
	N=5481	N=701	N=3227	N=263
3-10 nm	0.40	0.24	0.42	0.32
10-30 nm	0.35	0.22	0.31	0.27
30-50 nm	0.38	0.42	0.29	0.36
50-100 nm	0.46	0.56	0.39	0.46
100-500 nm	0.55	0.65	0.49	0.55
500-800 nm	0.73	0.75	0.70	0.71
10-100 nm	0.31	0.28	0.24	0.24
10-800 nm	0.55	0.65	0.49	0.55
Anzahl	0.30	0.24	0.24	0.20
Oberfläche	0.57	0.63	0.51	0.57
Volumen	0.66	0.69	0.62	0.67

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten der Anzahlkonzentration zwischen den beiden Messstation für Stunden- und Tagesmittel in Größenklassen

das die Partikelmasse repräsentiert. Dies bestätigt die Beobachtung vieler Untersuchungen zur Korrelation von Partikelmassenkonzentrationen an unterschiedlichen Messstationen, die in jeweils einer Stadt betrieben werden: Massenkonzentrationen wie PM_{10} sind innerhalb einer Stadt hoch korreliert.

5. Beispiel 2: Veränderung der Verkehrssituation am Messstandort Eisenbahnstrasse

Die Eisenbahnstraße wurde im Zeitraum von Januar 2004 bis Dezember 2004 komplett erneuert. Dafür wurde die Straße am 5.1.2004 zunächst teilweise und später vollständig gesperrt.

Abb. 3 zeigt die Zeitreihe des täglichen Verkehrsaufkommens an Pkw während der Messungen von Oktober 2003 bis Ende März 2004. Im Oktober 2003 wurden Spitzenwerte von bis zu 23.000 Pkw pro Tag gezählt. Mit der Freigabe einer Umgehungsstraße Mitte November 2003 war ein leichter Rückgang des Verkehrsaufkommens messbar. Sehr deutlich war die sprunghafte Abnahme zum Jahreswechsel bedingt durch den Beginn der Sanierungsarbeiten. Die Straße war nach einer kurzen Sperrung zum Jahresanfang zunächst noch einspurig befahrbar (bis März 2004). Während dieser Zeit wurden

rund 3.000 Fahrzeuge pro Tag gezählt. Im April gab es dann praktisch keinen Verkehr mehr (Messungen mit Straßenbautätigkeit in der Nähe der Messstelle gehen nicht in die Mittelwertbildung ein).

Die mittleren Anzahlgrößenverteilungen vor und nach der Verkehrsreduktion in der Eisenbahnstraße sind in Abb. 4 dargestellt. Bei vergleichbaren meteorologischen Bedingungen kann das Differenzspektrum (gestrichelte Linie) zwischen vor Sperrung (schwarze Linie) und nach Sperrung (graue Linie) dem lokalen Straßenverkehr in der Eisenbahnstraße vor Beginn der Bauarbeiten zugeordnet werden. Aus dem Differenzspektrum können sowohl der absolute Beitrag des lokalen Verkehrs in der betroffenen Straße zur Partikelanzahlkonzentration in ausgewählten Größensfraktionen bestimmt werden als auch der relative Beitrag zur beobachteten Gesamtkonzentration (Abb. 5).

Einerseits zeigen diese Messungen also, dass der lokale Straßenverkehr in der Nähe einer Messstation signifikanten Einfluss auf die Messergebnisse hat, andererseits wird aber auch deutlich, dass der lokale Straßenverkehr auch in einer stark verkehrsbelasteten Straße nur mit einem Anteil von weniger als 40 % zur Gesamtbelastung beiträgt.

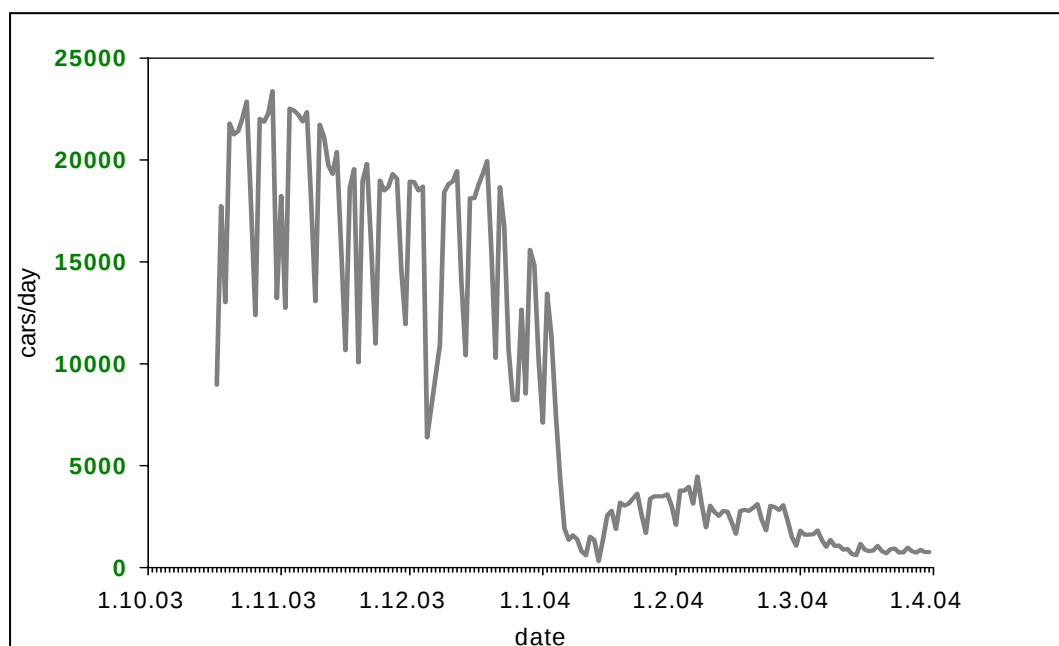


Abb. 3: Tägliches Verkehrsaufkommen (PKW) in der Eisenbahnstraße (eigener Entwurf)

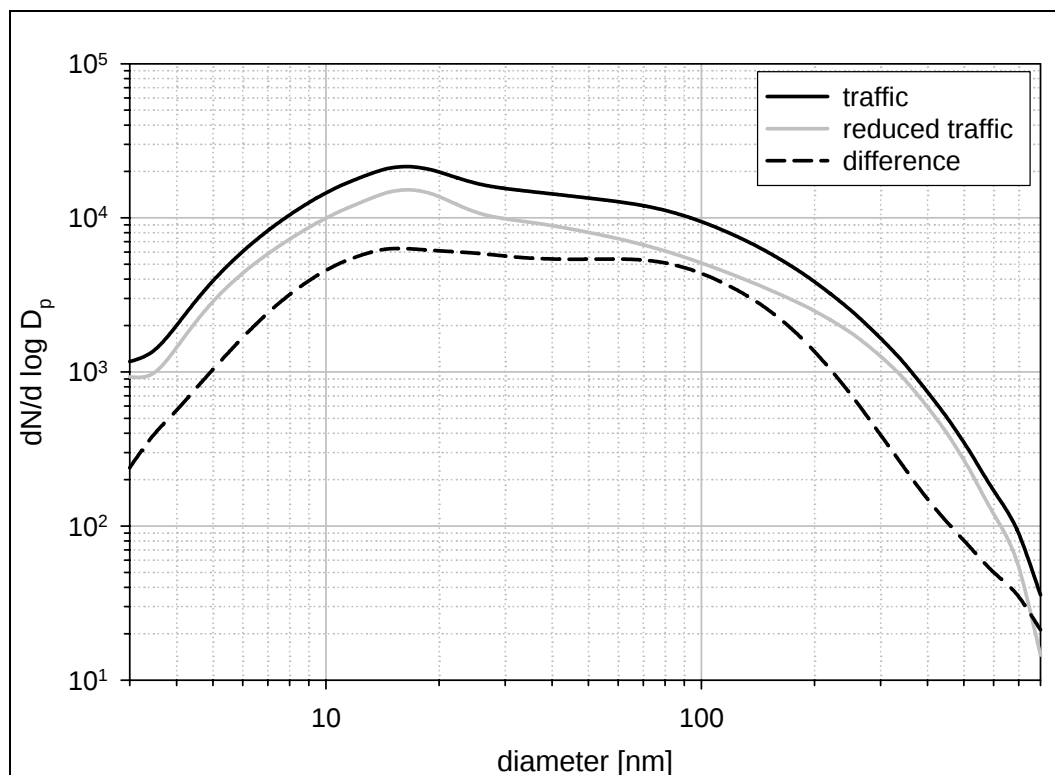


Abb. 4: Mittlere Anzahlgrößenverteilungen des Aerosols in der Eisenbahnstraße vor und nach der Sperrung und Differenzspektrum (eigener Entwurf)

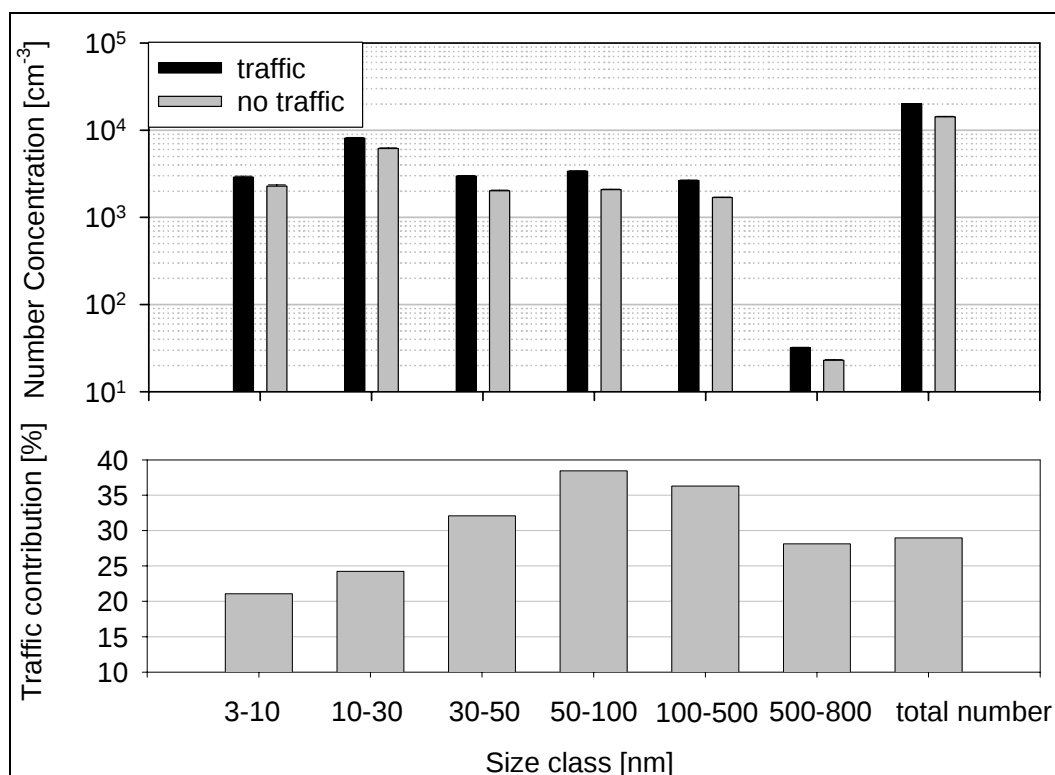


Abb. 5: Absoluter und relativer Beitrag des lokalen Verkehrs in der Eisenbahnstraße zum urbanen Aerosol an der Messstation Eisenbahnstraße (eigener Entwurf)

6. Schlussfolgerung

Die hier vorgestellten Ergebnisse aus Langzeitmessungen der Partikelgrößenverteilung an zwei Stationen in Leipzig zeigen deutlich, dass bisherige Messstrategien, die für Partikelmassenkonzentrationen entwickelt worden sind, nur bedingt oder gar nicht für die Messung von Partikelanzahlkonzentrationen und damit die Beschreibung der Belastung der Bevölkerung mit Submikrometer- und insbesondere ultrafeinen Partikeln geeignet sind. Um einen Vergleich von Partikelanzahlkonzentrationen in verschiedenen Städten zu ermöglichen, ist es notwendig, detaillierte Standortvorgaben für solche Messstationen zu erarbeiten. Diese Standortvorgaben hängen wesentlich vom Untersuchungsziel ab, das in der behördlichen Überwachung, der Ermittlung einer mittleren urbanen Belastung für die jeweilige Stadt oder der Datenerfassung für epidemiologische Transversal- bzw. Longitudinalstudien liegen kann.

Literatur

- Birmili, W., Stratmann, F., Wiedensohler, A. (1999): Design of a DMA-based size spectrometer for large particle size range and stable operation. In: J Aerosol Sci 30 (4), S. 549 – 554.
- Stratmann, F., Wiedensohler, A. (1996): A new data inversion algorithm for DMPS-measurements. European Aerosol Conference, Delft. In: J. Aerosol Sci. 27 (1), S. 339 - 340.

Modellierung von PM_x-Emissionen und -Immissionen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchung und Maßnahmeplanung

Ingo Düring¹⁾, Achim Lohmeyer²⁾

¹⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul

²⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe

1. Einleitung

Feldmessungen im Einflussbereich von Straßen und in Straßenschluchten zeigen häufig Überschreitungen der Feinstaub (PM₁₀)-Grenzwerte der 22. BImSchV. Deshalb müssen die zuständigen Behörden Luftreinhalte- bzw. Aktionspläne erarbeiten. Allerdings gibt es derzeit ein großes Wissensdefizit bei der PM_x-Modellierung im Rahmen der Luftschadstoffuntersuchungen und bei der Prüfung von Luftreinhaltemaßnahmen, u. a. weil die Bestimmung der dazu notwendigen (diffusen) PM_x-Emissionen infolge von Abrieben und Wiederaufwirbelung von Straßenstaub nicht ausreichend verstanden ist, aber auch weil es in der Mesoskala derzeit Defizite in der Ausbreitungsmodellierung von Partikeln gibt.

2. Rechtliche Relevanz von Partikelimmissionen und zukünftige Entwicklung der Beurteilung

Ab 1. Januar 2005 gelten europaweit neue Grenzwerte der Luftqualität für PM₁₀ (Feinstaub) zum Schutz der menschlichen Gesundheit. Die zuständigen Behörden sind verpflichtet, die Einhaltung dieser Grenzwerte sicherzustellen. Aus einem Grundsatzurteil des Bundesverwaltungsgerichtes (2004) zum Ausbau der Bergstraße in Dresden können folgende wesentliche Schlussfolgerungen für Genehmigungsvorhaben von Straßen sowie bei der Aufstellung von Aktions- bzw. Luftreinhalteplänen gezogen werden:

- Die Grenzwerte der 22. BImSchV dienen überwiegend dem Gesundheitsschutz und

sind nicht nur gebietsbezogen sondern auch grundstücksbezogen einzuhalten.

- Die Einhaltung der Grenzwerte der 22. BImSchV ist einklagbar.
- Straßenneubau- bzw. -ausbauvorhaben sollen von den zuständigen Planfeststellungsbehörden nicht zugelassen werden, wenn absehbar ist, dass die Einhaltung der Grenzwerte nicht mit Maßnahmen eines Luftreinhalteplans sichergestellt werden kann.

Als Konsequenz für den kommunalen Planungsprozess ergeben sich folgende Handlungsrahmen:

Luftreinhaltepläne werden aufgestellt, wenn für die Schadstoffe der 22. BImSchV Überschreitungen der jeweiligen Summe aus Grenzwert und Toleranz festgestellt werden bzw. voraussichtlich zum festgelegten Zeitpunkt ihrer Gültigkeit nicht eingehalten werden. Es handelt sich demzufolge um ein vorbeugendes Instrument.

Aktionspläne werden aufgestellt, wenn trotz Anwendung des Instruments Luftreinhalteplan für die Schadstoffe der 22. BImSchV Überschreitungen der jeweiligen Summe aus Grenzwert und Toleranz zum festgelegten Zeitpunkt ihrer Gültigkeit (für PM₁₀ also ab 1.1.2005) festgestellt werden.

Grenzwerte für Partikel sind derzeit nur für PM₁₀ festgelegt. Die EU arbeitet im Rahmen des CAFE- (Clean Air For Europe) Programms an der zukünftigen europäischen Luftreinhaltepolitik. Wichtige Empfehlungen der PM-Arbeitsgruppe

werden entsprechend der vorliegenden Positionspapiere wie folgt zusammengefasst:

- $PM_{2.5}$ wird als wichtigste Metrik angesehen. Dazu existieren Grenzwertvorschläge.
- Da die groben Partikel ebenfalls gesundheitsrelevant sind werden die PM_{10} -Richtgrenzwerte der Stufe 2 der EU-Tochterrichtlinie 1999/30/EG als Zielwerte vorgeschlagen.
- Der derzeitige Erkenntnisstand (Belastungssituation, Wirkungsuntersuchungen) ist nicht ausreichend, PM_1 oder Ultrafeine Partikel (UFP) zu regulieren.

Der Schwerpunkt der Arbeiten innerhalb von Aktions- und Luftreinhalteplänen aber auch in der Genehmigungsplanung zur Bewertung von Partikelimmissionen wird in den nächsten Jahren somit weiterhin auf den massebezogenen PM_{10} -Immissionen liegen, welche dann in Zukunft möglicherweise von der Betrachtung massebezogener $PM_{2.5}$ -Immissionen „abgelöst“ werden. Grenzwerte für anzahlbezogene Bewertungen sind derzeit nicht in Aussicht.

3. Problematiken der PMx-Modellierung

Der Stand der Erkenntnisse ist derzeit lückenhaft insbesondere bei

- der Entstehung, also der Identifizierung und Quantifizierung, von atmosphärischen Partikeln,
- deren Ausbreitung,
- deren Umwandlungsdynamik bzw. Bildungs- und Umwandlungsschemie sowie
- der Eliminierung (Senken) der Partikel und Vorläufersubstanzen.

Viele Partikel-Quellen sind nicht oder nur ungenügend erfasst. Genannt seien hierbei z. B. landwirtschaftliche Aktivitäten, Bautätigkeiten, Abriebe und Aufwirbelung durch Kfz-Verkehr, windbedingte Partikel-Aufwirbelung über naturbelassenen Böden oder in Stadtgebieten sowie biogene Partikel (Pollen, Sporen, biologische Abbaureste). Auch sind die Mengen und Zusammensetzungen der Partikelemissionen aus der

Verbrennung (Industrie, Gewerbe, Hausbrand, Verkehr) nicht so gut bekannt wie bei klassischen Luftschadstoffen.

Im Folgenden soll anhand des Beispiels der Partikel aus dem Kfz-Verkehr (innerstädtisch im Allgemeinen die relevanteste Quelle) der Stand der Technik bei der Modellierung aufgezeigt werden.

4. PMx-Emissionsmodellierung für den Straßenverkehr

Verursacher der PM_{10} -Immissionen im Nahbereich von Straßen sind zu einem großen Teil zwei bis drei Emissionsprozesse:

1. Auspuffemissionen,
2. Aufwirbelung von Straßenabrieb, Reifenabrieb sowie Brems- und Kupplungsbelagsabrieb,
3. Aufwirbelung von eingetragenen Straßenstaub.

Zur Bestimmung der massebezogenen Auspuffemissionen liegt das Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFa) in seiner aktuellen Version 2.1 (UBA 2004) vor. Die Auspuffemissionen können nach vorliegenden Erkenntnissen (z. B. Klingenberg et al. 1991; Israel et al. 1994; Gehrig et al. 2003) zu fast 100 % Partikelgrößen kleiner $1 \mu m$ (aerodynamischer Durchmesser) zugeordnet werden. Diese Emissionsfaktoren sind abhängig von sog. Verkehrssituationen (Straßenklassifizierung, Tempolimit, Grad der Störung des Verkehrsflusses etc.). Sie sind auch differenziert u.a. nach Fahrzeugklassen, Schadstoffminderungskonzepten und damit abhängig vom zu betrachtenden Bezugsjahr. Ein Mangel am HBEFa ist die derzeit nicht mögliche Abbildbarkeit der Auspuffemissionen bei Tempo 30. Für die Aufwirbelung von Straßen-, Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb sowie von eingetragenen Straßenstaub liegen keine offiziellen Datenbanken analog HBEFa vor. Es gibt Emissionsfaktoren für Abriebe (Reifen, Bremsen, Straße) in verschiedenen internationalen Datenbanken (so z. B. CORINAIR bzw. RAINS).

So verwendet z.B. das 'International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA)' für seine Be-

rechnungen das ‚Regional Air Pollution INformation and Simulation‘ (RAINS)-Modell. Es wurde ursprünglich entwickelt, um alternative Strategien zur Reduktion der sauren Deposition in Europa und Asien zu beschreiben. In einem Bericht des IIASA (Lükewille et al. 2002) werden in Auswertung der in der Literatur verfügbaren Untersuchungen für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb die Emissionsfaktoren (Tab. 1) angegeben und in RAINS benutzt.

Die Unsicherheit dieser Faktoren für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb wird aufgrund des begrenzt zur Verfügung stehenden Datenmaterials von den Autoren als eher groß angesehen. Dies zeigt sich z. B. auch daran, dass sich trotz der im Wesentlichen gleichen Datengrundlagen die angesetzten Emissionsfaktoren zwischen CORINAIR und RAINS zum Teil deutlich unterscheiden. Auch die Angaben zu den Größenverteilungen der Partikel differieren zum Teil sehr stark (vgl. Tab. 2 und 3). Dies weist auf den weiterhin hohen Forschungs- und Harmonisierungsbedarf bei diesen europäischen Grundlagen zur Emissionsberechnung in Europa hin.

Emissionsfaktoren für die Wiederaufwirbelung eingetragenen Straßenstaubes fehlen in den

oben genannten Emissionsdatenbanken. Lohmeyer (2004) zeigt, dass sich allein mit den oben genannten Emissionsfaktoren für Abriebe und Auspuffpartikel die derzeit an Straßen gemessenen verkehrsbedingten PM₁₀-Konzentrationen nicht reproduzieren lassen. Hier klafft zum Teil eine beträchtliche „Lücke“. Deshalb wird seit einigen Jahren auch intensiv an Modellen zur Berechnung der nicht motorbedingten Partikelemissionen gearbeitet.

Im Ergebnis einer umfassenden Literatur- und Datensystematisierung für das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie stellt Lohmeyer (2004) Folgendes fest:

PM₁₀-Emissionsmodelle für nicht motorbedingte Partikel sind nach unseren Erkenntnissen derzeit in den USA (EPA-Modell), Norwegen (VLUF-Modell), Schweden (SMHI-Modell) und Deutschland (mEPA-Modell) im Einsatz. In der Schweiz (Gehrig et al. 2003) werden aus detaillierten Messungen an sechs Straßen mit unterschiedlichen Verkehrssituationen abgeleitete Emissionsfaktoren zur Beschreibung der Emissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb benutzt. In anderen Ländern wird entweder das EPA-Modell

	TSP (g/km)	PM10 (g/km)	PM2.5 (g/km)
Reifenabrieb			
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0661	0.0065	0.0003
PKW:	0.0661	0.0065	0.0003
Schwere Nutzfahrzeuge:	0.4208	0.0400	0.0020
Motorräder:	0.0282	0.0032	0.0001
Bremsabrieb			
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0044	0.0036	0.0022
PKW:	0.0044	0.0036	0.0022
Schwere Nutzfahrzeuge:	0.0275	0.0228	0.0071
Motorräder:	0.0006	0.0005	0.0003
Straßenabrieb			
Leichte Nutzfahrzeuge:	0.0150	0.0075	0.0042
PKW:	0.0150	0.0075	0.0042
Schwere Nutzfahrzeuge:	0.0760	0.0380	0.0209
Motorräder:	0.0060	0.0030	0.0016

Tab. 1: PMx-Emissionsfaktoren für die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb verschiedener Fahrzeugklassen (nach Lükewille et al. 2002)

Quelle	PM10 / Gesamt-abrieb	PM10 / TSP	PM10 / PM30	PM2.5 / TSP	PM2.5 / PM10	PM1 / PM10	PM0.1 / PM30
Dreiseidler et al. (1999)	10 %						
Rauterberg-Wulff (1999)					0 %		
Lükewille (2002)/ RAINS		10 %		0.5 %	5 %		
BUWal (2000)	25 %						
MOBILE6.1 (2003)			100 %				1 %
Palmgren et al. (2003) auf Basis TNO (1997)		5 %		3.5 %	70 %		
CORINAIR (2003) auf Basis TNO (1997) und USEPA (1995)	10 %	60 %		42 %	70 %	10 %	

Tab. 2: Prozentuale Aufteilung der PM_x-Emissionsfaktoren auf die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Reifenabrieb

Quelle	PM10 / Gesamt-abrieb	PM10 / TSP	PM10 / PM30	PM2.5 / TSP	PM2.5 / PM10	PM1 / PM10	PM0.1 / PM30
Lükewille (2002)/ RAINS		50 %		27 %	55 %		
Palmgren et al. (2003) auf Basis TNO (1997)		5 %		0 %	0 %		

Tab. 3: Prozentuale Aufteilung der PM_x-Emissionsfaktoren auf die Partikelgrößen entsprechend der Angaben aus der Literatur für Straßenabrieb

verwendet oder eine Emission aus dem Verhältnis zwischen PM₁₀ und NO_x-Immissionen abgeleitet.

Die Streubreiten der Abweichungen zwischen Messdaten und den Emissionsfaktoren aus dem mEPA-Modell sind groß. Im Wesentlichen werden die nicht motorbedingten Emissionen vor allem im Bereich kleiner Emissionsfaktoren überschätzt, im Bereich hoher Emissionsfaktoren (bei gering verfügbarem Datenkollektiv) eher unterschätzt.

Der Einfluss des Regens auf die PM₁₀-Emission scheint aufgrund der neuen Untersuchungen deutlich geringer zu sein, als dies 2001 angenommen wurde. Die US-EPA geht nur noch von ca. 25 % Minderung an Regentagen aus, andere

Untersuchungen (z. B. Schulze 2002) zeigen noch geringere bis gar keinen Einfluss auf die PM₁₀-Emissionen. Gehrig et al. (2003) fanden an einer Straße keine Abnahme der Emissionsfaktoren in Regenstunden und an einer anderen Straße ca. 50 % Reduktion für den Anteil PM₁₀ bis PM₁.

Gezielte Messungen zum Einfluss des Straßenzustandes bzw. der Art des Fahrbahnbelages auf die PM_x-Emission liegen bisher nicht vor. Von verschiedenen Autoren werden allerdings Hinweise über einen möglichen großen Einfluss gegeben. So zeigten Friedrich et al. (2004) für eine Innerortsstraße in Brandenburg, dass beim Übergang von geflicktem Kleinpflaster auf Asphalt eine deutliche PM₁₀-Reduktion beobachtet werden konnte.

Das derzeit für die PM₁₀-Emissionsberechnung an befestigten Straßen verwendete mEPA-Modell weist deutliche Schwächen auf. Die GröÖte ist die dort verwendete StaubbelaÖdung der Straße als wesentlicher Parameter, der zumindest für befestigte Straßen unter mitteleuropäischen Verhältnissen nicht als primäre EinflussgröÖe angesehen werden kann. Auch ist die eigentlich notwendige Bestimmung dieses Parameters nicht praktikabel, da sehr zeitaufwändig und bei kurzen Messzeiträumen möglicherweise nicht repräsentativ. Es wurde deshalb vorgeschlagen, im Rahmen zukünftiger Forschungsaktivitäten nicht das modifizierte EPA-Modell zu verbessern, sondern einen Ansatz zu wählen, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissionsfaktoren ist und der an die oben genannte Vorgehensweise der Schweizer Arbeitsgruppen anknüpft. Anhand der Ergebnisse der Auswertungen von Messungen aber insbesondere durch die Systematisierung von publizierten Ergebnissen europäischer Forschergruppen wurde ein Satz von nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionsfaktoren (PKW, LKW) in Abhängigkeit von den Verkehrssituationen des Handbuches für Emissionsfaktoren erstellt, die eine deutlich bessere Modellierung der PM₁₀-Emissionen und –immissionen ermöglichen als mit dem mEPA-Modell. Diese Emissionsfaktoren sind in der Tab. 4 aufgeführt und können unseres Erachtens in der Regel im Rahmen von Umweltverträglichkeitsuntersuchung und Maßnahmeplanung verwendet werden.

Wesentliche Schlussfolgerungen aus diesen Emissionsfaktoren sind:

- LKW tragen in einem hohen Maße zu den PM₁₀-Emissionen bei. Ein LKW emittiert im Durchschnitt ca. zehnmal soviel nicht motorbedingtes PM₁₀ wie ein PKW.
- Für AuÖerortsstraÖen konnte keine signifikante Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit festgestellt werden. Allerdings war auch das der Auswertung zur Verfügung stehende Datenkollektiv relativ gering. Auch hier ist weiterhin Forschungsbedarf gegeben.

Im Innerortsbereich deutet sich eine starke Abhängigkeit vom Verkehrsfluss an. Straßen mit sehr gutem Verkehrsfluss (z.B. HVS1 und HVS2) weisen deutlich niedrigere nicht motorbedingte PM₁₀-Emissionen auf als Straßen im Bereich von Lichtsignalanlagen und dem dort aufgrund von häufigen Brems- und Beschleunigungsvorgängen vorliegenden schlechten Verkehrsfluss (z.B. LSA2 und LSA3). Diese Abhängigkeit, auch wenn sie plausibel ist, muss durch weiterführende Untersuchungen verifiziert werden.

Die Erfassung und Bewertung der Luftqualität hat jedoch generell mit AugenmaÖ zu erfolgen. Dies erfordert zunächst die Definition des Untersuchungsziels. Gefragt ist hier z.B.:

- Soll für die erste Erfassung des vorliegenden oder zu erwartenden lufthygienischen Zustandes nur ein Immissionsschätzwert geliefert werden oder ein für weiterführende Schlussfolgerungen nach wissenschaftlichen Maßstäben belastbarer Wert, welcher mit relevanten Investitionen oder Geldmitteln verbunden ist?

Soll nur ein Immissionswert an der vermutlich höchstbelasteten Stelle im Verlauf einer Straße gegeben werden (z.B. in Bodennähe an einer ungünstigen Stelle in einer StraÖenschlucht) oder sollen auch die Immissionen flächig im gesamten Stadtquartier bestimmt werden?

- Ist eine komplexe quellspezifische Ursachenanalyse durchzuführen?

Diese Anforderungen bestimmen die Auswahl des anwendbaren oder anzuwendenden Rechenmodells.

Je nachdem, welches Verfahren man wählt, sind der Aufwand für die Beschaffung und Verarbeitung der Eingangsdaten und der Aufwand für die Analysen unterschiedlich.

Es gibt eine Unzahl von Rechenmodellen zur Berechnung von Immissionen. Eine anwenderspezifische Auswahl anhand eines Fragenkataloges ist z. B. im Internet anhand der "Model Do-

Verkehrssituation (nach HBEFA)	Tempo- limit [km/h]	Anteil Kon- stantfahrt (nach HBEFA) [%]	Standanteil (nach HBEFA) [%]	Emissionsfaktor für PM10-Auf/Ab je Kfz [mg/km]	
				PKW inkl. Infz	LKW
AB>120				22	200
AB_120	120			22	200
AB_100	100			22	200
AB_80	80			22	200
AB_60	60			22	200
AB_StGo				22	200
AO1	100	60	1	22	200
AO2	100	53	1	22	200
AO3	100	28	1	22	200
IO_HVS>50	60	46	1	22	200
Tunnel AB_100	100			10	200
Tunnel AB_80	80			10	200
Tunnel AB_60	60			10	200
Tunnel IO_HVS>50	60	46	1	10	200
HVS1	50	46	1	22	200
HVS2	50	52	1	30	300
HVS3	50	44	7	40	380
LSA1	50	44	7	40	380
HVS4	50	37	14	50	450
LSA2	50	32	20	60	600
LSA3	50	28	26	90	800
IO_Kern	50	23	33	90	800
IO_NS_dicht	50	32	5	90	800

Tab. 4: PM10-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abriebe (Auf/Ab) differenziert nach Verkehrssituation für guten Fahrbahnzustand

cumentation Systems" des European Topic Centre on Air and Climate Change¹ möglich. Wenn man die Auswahl auf Kfz-bedingte Immissionen beschränkt, werden allein dort ca. 25 ernstzunehmende Modelle ausgegeben. In Deutschland sind ca. 10 Modelle häufiger im Einsatz.

Im Allgemeinen kommen im Rahmen von Maßnahmeplanung und Umweltverträglichkeitsuntersuchung für die Modellierung massebezogener Partikelimmissionen nur Ausbreitungsmodelle zum Einsatz, die die Partikelbildung und Wechselwirkungen vernachlässigen. Im Straßennahbereich, z. B. Straßenschluchten, ist dies wegen der

großen Zeitskalen dieser Prozesse und der Beschränkung auf PM₁₀ akzeptabel.

Diese vereinfachten, und damit kostengünstigen Verfahren, übernehmen die großräumige und regionale Vorbelastung aus Messdaten geeigneter Stationen im ländlichen Hintergrund. Die städtische Zusatzbelastung wird entweder ebenfalls aus Messdaten abgeleitet oder aus der Modellierung der städtischen Emissionsquellen (Verkehr, Industrie, Hausbrand, Gewerbe) ermittelt.

Verkehrshotspots können mittels geeigneter Screening- oder Detailmodelle (s.o.) bestimmt werden. Betrachtet wird derzeit massebezogenes PM₁₀ wegen der geltenden gesetzlichen Beurtei-

¹ <http://air-climate.eionet.eu.int/databases/MDS/index.html>

lungswerte. Häufig eingesetzte Modelle sind LASAT, PROKAS, IMMIS, MISKAM, AUSTAL.

Komplexe Untersuchungen modellieren auch die regionale und großräumige Vorbelastung. Solch ein Vorgehen ist z. B. bei der Erarbeitung des Luftreinhalteplans Berlin durch die Verwendung von REM-Calgrid, MICRO-CALGRID und AUSTAL gewählt worden. Bei der großräumigen Modellierung sei auf den sehr hohen Eingangsdatenbedarf, auf Genauigkeitsprobleme wegen Problemen mit großräumigeren Emissionsdaten sowie auf die oben genannten zum Teil noch nicht modellierbaren Partikelbildungs- und Wechselwirkungsprozesse hingewiesen.

5. Offene Fragen

Bezüglich der Emissionen und Emissionsfaktoren bleiben nach dem oben dargestellten Stand des Wissens folgende Fragen offen:

- Es gibt derzeit keine offizielle Datenbank für nicht motorbedingte PMx-Emissionsfaktoren aus dem Kfz-Verkehr. Hilfsweise werden die oben genannten Emissionsfaktoren zur Beschreibung dieser Emissionsquelle verwendet. Diese Emissionsfaktoren sind mit größeren Unsicherheiten behaftet als die von klassischen Schadstoffen.
- Der Einfluss von Fahrbahnmaterial und Fahrbahnqualität auf die PM₁₀-Emission ist derzeit nicht quantifizierbar. Hier wird eine hohe Abhängigkeit erwartet.
- Der Einfluss von Fahrzeuggeschwindigkeiten und Längsneigung ist für die nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionen nicht quantifizierbar.
- Die Wechselwirkungen zwischen nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionen und Regen sowie Straßenreinigungen sind nicht ausreichend verstanden.
- Der Einfluss der Verkehrsstärke auf den PM₁₀-Emissionsfaktor ist unklar.
- Die Aufteilung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen auf die Größenklassen PM₁/PM_{2.5}/PM₁₀ ist derzeit sehr unsicher.

- Es gibt derzeit keine offizielle Datenbank zu partikelanzahlbezogenen Emissionsfaktoren.

Bezüglich der Ausbreitungsmodellierung ergibt sich Forschungsbedarf hinsichtlich folgender Fragen:

- Kann PM₁₀ im Nahbereich der Straßen immer wie ein Gas behandelt werden?
- Ist die Wechselwirkung der Partikel untereinander für die Ausbreitungsmodellierung in Umweltverträglichkeitsuntersuchung und Maßnahmenplanung relevant? Wenn ja, wie kann sie parametrisiert werden?
- Welche Relevanz hat die Wechselwirkung der Partikel mit dem Umfeld und der Meteorologie (Feuchte, Regen, Wind)?

Somit ist festzustellen, dass zwar mit den derzeit zur Verfügung stehenden Werkzeugen (Emission, Ausbreitungsmodelle) massebezogene Partikelkonzentrationen für Umweltverträglichkeitsuntersuchung und Maßnahmenplanung berechnet werden können, die Prognoseunsicherheiten jedoch noch groß und wichtige physikalische Abhängigkeiten zum Teil noch nicht ausreichend quantifiziert oder gänzlich unbekannt sind. Hier ist weiterhin ein hoher Forschungs- und Entwicklungsbedarf gegeben.

Literatur

22. BImSchV (2002): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte). In: BGBl. I Nr.66 vom 17.09.2002, S. 3626.
- Bundesverwaltungsgericht (2004): BVerwGnvom 26.05.2004. AZ.9A5.03, siehe auch AZ.9A6.03.
- BUWAL (2000): Abschätzung der PM₁₀-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in der Schweiz (221.12/Ev V6). Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Abteilung Luftreinhaltung, Sektion Verkehr, Bern. 27. Juli 2000.
- CORINAIR (2003): Automobile and brake wear. Web-site supporting the development of chapter B770 (SNAP 0707) of the EMEP/Corinair Emission Inventory Guidebook.
<http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/PM10/title.htm>.
- Friedrich, U., Düring, I (2001): PM10-Immissionsminderung durch die Ortsumfahrung einer Kleinstadt sowie durch Fahrbahnbelagsänderung in einer städtischen Straßenschlucht. In: Immissionsschutz, 06/04.

- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003.
www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1.
- Israël, G. W., Pesch, M., Schlums, C. (1994): Bedeutung des Reifenabriebs für die Rußemission des Kfz-Verkehrs. In: Staub - Reinhaltung der Luft, 54: S. 423-430.
- Klingenberg, H., Schürmann, D., Lies, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas – Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr.888, S. 119-131.
- Lohmeyer (2004): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
<http://www.lohmeyer.de/Literatur.htm>
- Lükewille, A., Bertok, I., Amann, M., Cofala, J., Gyarmas, F., Heyes, C., Karvosenoja, N., Klimont, Z., Schöpp, W. (2002): A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. IIASA–International Institute for Applied Systems Analysis, Interim Report IR-01-023
- Palmgren, F., Wahlin, P., Berkowicz, R., Ketzel, M., Illerup, J. B., Nielsen, M., Winther, M., Glasius, M., Jensen, B. (2003): Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460.
http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappor/ter/rapporter/FR460.PDF
- Schulze, E.: Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM10-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geographin.
- Second Position Paper on Particulate Matter. CAFE Working Group on Particulate Matter, April 2004, siehe auch Bruckmann, P: „Brüssel wirbelt viel Staub auf“, KRdL-Experten-Forum Staub und Staubinhaltsstoffe 10./11.11.2004 in Düsseldorf, KRdL- Schriftenreihe 33. ISBN 3-931384-49- 7.
- TNO (1997): Particulate Matter Emissions (PM10, PM2,5, PM0,1) in Europe in 1990 and 1993. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Apeldoorn, the Netherlands.
- UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin.
<http://www.hbefa.net/>
- US-EPA Environmental Protection Agency (1995): Compilation of air pollutant emission factors. Vol. I: Stationary point and area sources, 5th edition, AP-42, Washington January 1995.

Verkehrsbedingte Feinstäube – Handlungsbedarf und Maßnahmen aus der Sicht des Umweltbundesamtes

Yvonne J. Appelhans¹⁾, Axel Friedrich¹⁾

¹⁾ Umweltbundesamt, Dessau

1. Einleitung

Mit der „Luftqualitätsrahmenrichtlinie“ (96/62/EG) verabschiedete der Europäische Rat am 27. September 1996 ein ehrgeiziges Regelwerk, das die Verschmutzung der Atemluft durch giftige Abgase und gesundheitsschädliche Staub- und Rußpartikel eindämmen sollte. Doch auch neun Jahre nach der Verabschiedung der Richtlinie werden die Umwelt- und Gesundheitsrisiken der Luftschadstoffe nicht ausreichend ernst genommen. Zwar konnten die Emissionen der Luftschadstoffe in Deutschland seit den 80er Jahren deutlich reduziert werden, dennoch sind gerade die Staubpartikelemissionen in den letzten Jahren wieder in die Diskussion geraten, da es neue Erkenntnisse über ihre gesundheitsschädlichen Wirkungen gibt. Zudem gelten ab dem 1. Januar 2005 schärfere Grenzwerte für Partikelemissionen, die unter anderem strikte Luftreinhalte- und Aktionspläne in Städten und Gemeinden erforderlich machen können. Nach derzeitigen Erkenntnissen kann man davon ausgehen, dass diese verschärften Grenzwerte nicht überall in Deutschland eingehalten werden können. Da ein großer Teil der in Verkehrsnähe auftretenden Spitzenbelastungen durch Partikel vom Straßenverkehr verursacht wird, sind gerade im Verkehrsbereich Maßnahmen zur Reduzierung der Partikelemissionen dringend erforderlich.

Im ersten Teil des Aufsatzes soll zunächst ein Überblick über die Immissionssituation in Deutschland gegeben werden. Dabei soll auch auf die Immissionsmessungen eingegangen werden. Im zweiten Teil werden die Quellen der Partikelemissionen genauer definiert. Es werden in diesem Abschnitt auch die Messung von Partikelemissionen sowie die Festsetzung von Emis-

ionsgrenzwerten und Emissionsfaktoren beschrieben. In Abschnitt drei werden dann die Unterschiede bzw. Diskrepanzen zwischen Immissions- und Emissionsmessungen genauer erklärt. Im vierten Teil des Aufsatzes werden Möglichkeiten und Potentiale der Minderung von Partikelemissionen dargestellt. Im Zentrum der Betrachtungen steht dabei die Partikelfiltertechnologie. In Abschnitt 5 werden schließlich Vorschläge für eine Fortschreibung der zurzeit gültigen Abgasgrenzwerte gemacht.

2. Immissionssituation in Deutschland und Immissionsmessungen

Definitionen von Partikelgrößenklassen

Unter Staub versteht man allgemein die in der Atmosphäre verteilten festen und flüssigen Teilchen. Die Staubpartikel in der Atmosphäre weisen eine sehr breit gefächerte Korngrößenverteilung auf, sie reicht von sehr kleinen Teilchen, die aus wenigen Molekülen bestehen bis hin zu Teilchen mit Durchmessern von mehr als 100 µm.

Als Schwebstaub (Total Suspended Particulates, TSP) bezeichnet man feste oder flüssige Schwebstoffe, die in Gasen suspensiert sind. Schwebstaubpartikel haben einen Durchmesser von mehr als 30 µm. Grobe Partikel (coarse particles, PM₁₀) bezeichnen Partikel in einem Größenbereich von 2,5-10 µm. Daneben unterscheidet man noch feine Partikel (fine particles, PM_{2,5}) mit einem aerodynamischen Durchmesser (d_{ae}) von weniger als 2,5 µm und die ultrafeinen Partikel (UFP) mit einem Durchmesser von weniger als 0,1 µm (vgl. Wichmann 2003).

Sehr kleine Teilchen mit einem Durchmesser von bis zu 1 μm schweben ohne Sedimentationsgeschwindigkeit in der Atmosphäre und haben deshalb eine relativ lange Verweilzeit. Durch die lange Verweilzeit der sehr kleinen Partikel ist hier ein Ferntransport der Teilchen möglich. Größere Partikel haben eine wesentlich geringere Verweildauer in der Atmosphäre, da die Sedimentationsgeschwindigkeit mit steigendem Teilchendurchmesser ansteigt. Ein Ferntransport größerer Partikel ist daher unwahrscheinlicher (vgl. Wichmann 2003).

Die kleinsten Teilchen haben im Verhältnis zu ihrem Volumen eine sehr große Oberfläche; aus diesem Grunde gelten sie als sehr „reaktionsfreudig“. Man unterscheidet „primäre“ Feststoffpartikel und „sekundäre“ Partikel, die sich in der Atmosphäre aus Gasen und kondensierten Flüssigkeiten bilden können. Je kleiner die Teilchen, desto leichter verbinden sie sich mit anderen Partikeln und wachsen auf diese Weise.

Immissionsbelastung durch PM_{10}

Seit dem 1. Januar 2005 gelten die verschärften Feinstaubgrenzwerte der Luftqualitätsrahmenrichtlinie (1996/62/EG) und der ersten Tochterrichtlinie (1999/30/EG). Danach dürfen die PM_{10} -Immissionen im Tagesmittel einen Grenzwert von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nur an maximal 35 Tagen überschreiten. Im Jahresmittel darf ein Wert von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gar nicht überschritten werden. Eine wei-

tere Verschärfung gilt ab dem 1. Januar 2010; es ist dann nur noch an 7 Tagen im Jahr eine Überschreitung des Tagesgrenzwertes von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erlaubt.

In der Bundesrepublik Deutschland werden die PM_{10} -Immissionswerte an ca. 160 Stationen gemessen. Dabei kommen sowohl kontinuierliche Messgeräte als auch gravimetrische Staubsammler zum Einsatz. Die Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen werden durch empirisch gefundene Faktoren korrigiert, um die gegenüber der Gravimetrie festgestellten Minderbefunde auszugleichen (Wichmann 2003). Jedoch gibt es ein geschlossenes Netz an Messstationen zur Erfassung der Immissionswerte der Partikelfraktion PM_{10} erst seit 1999 (SRU 2004), d.h. es gibt keine ausreichend langen Zeitreihen, die eine wirklich fundierte Trendaussage zulassen.

Wie in Abb. 1 deutlich wird, liegen die PM_{10} -Jahresmittelwerte in Deutschland meist zwischen 20 und 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit unterhalb des neuen EU-Grenzwertes von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei die PM_{10} -Belastung mit größerer Verkehrsnähe steigt. Vereinzelt wird der Grenzwert von 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ jedoch überschritten. Dies wird vor allem lokal und punktuell an Stationen beobachtet, an denen die Luftbelastung in starkem Maße durch hohes Verkehrsaufkommen geprägt ist (vgl. Wichmann 2003).

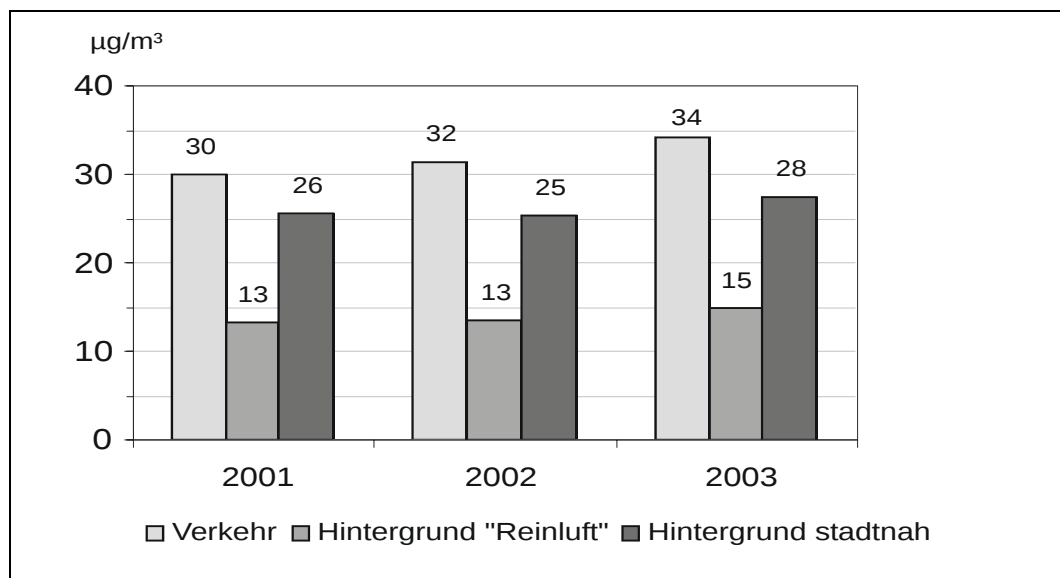


Abb. 1: PM_{10} -Jahresmittelwerte von Stationen des UBA-Messnetzes nach Lage des Standorts (eigener Entwurf)

Überschreitungen des PM_{10} -Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Tagesmittel werden als lokale Belastungsspitzen insbesondere in verkehrsnahen Bereichen beobachtet. Zudem entstehen wiederholt großflächige, über mehrere Tage anhaltende Episoden mit hohen PM_{10} -Tagesmittelwerten, und zwar in Verbindung mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen, die die Anreicherung des Feinstaubes in der Luft begünstigen (vgl. Wichmann 2003). Abb. 2 zeigt die Überschreitung des Tagesgrenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} an den verkehrsnahen Stationen in Deutschland in den Jahren 2001 bis 2003.

Die Immissionsbelastung durch $\text{PM}_{2,5}$ wird in der BRD bisher nur an etwa 20 Messstationen erfasst. Es kommt noch erschwerend hinzu, dass nicht das ganze Belastungsspektrum (von verkehrsnah bis ländlich) durch die Standorte der Messstationen ausreichend abgedeckt wird (SRU

2004). Es können aber dennoch gewisse Trends aus den bisher bekannten Daten abgeleitet werden:

Aus Abb. 3 und Tab. 1 ist ersichtlich, dass sich wie bei PM_{10} auch bei $\text{PM}_{2,5}$ Konzentrationsabstufungen in den verschiedenen Kategorien von verkehrsnah bis ländlich feststellen lassen. Die Konzentrationsunterschiede fallen allerdings geringer aus, da der Anteil der sekundären Aerosole (Hintergrundbelastung) bei $\text{PM}_{2,5}$ höher und damit der Anteil lokal erzeugten Aerosols geringer ist als bei PM_{10} (Wichmann 2003).

Für $\text{PM}_{2,5}$ können zudem ähnlich hohe Tagesspitzenwerte wie für PM_{10} in verkehrsnahen Bereichen gemessen werden. Auch in Gebieten mit ländlichem Hintergrund lassen sich Überschreitungen der Tagesgrenzwerte feststellen (Wichmann 2003). Das Verhältnis von $\text{PM}_{2,5}$ zu PM_{10} liegt in etwa zwischen 0,7 und 0,9.

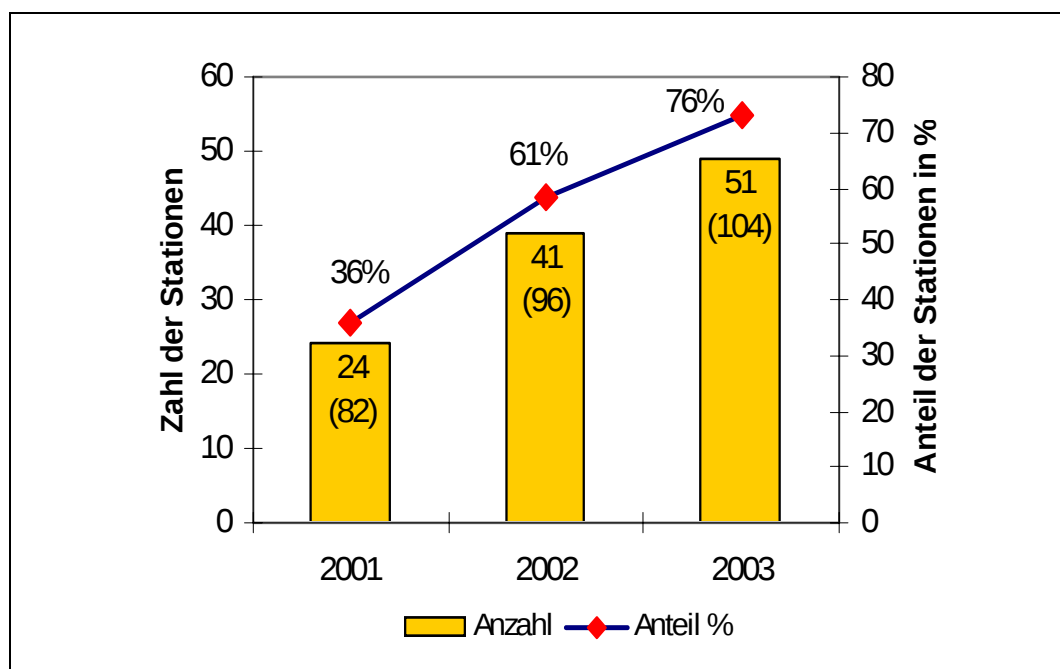


Abb. 2: Überschreitungen des PM_{10} - Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an verkehrsnahen Stationen des UBA-Messnetzes.

Anmerkung: Die Gesamtanzahl der Stationen des UBA-Messnetzes ist in Klammern angegeben (eigener Entwurf)

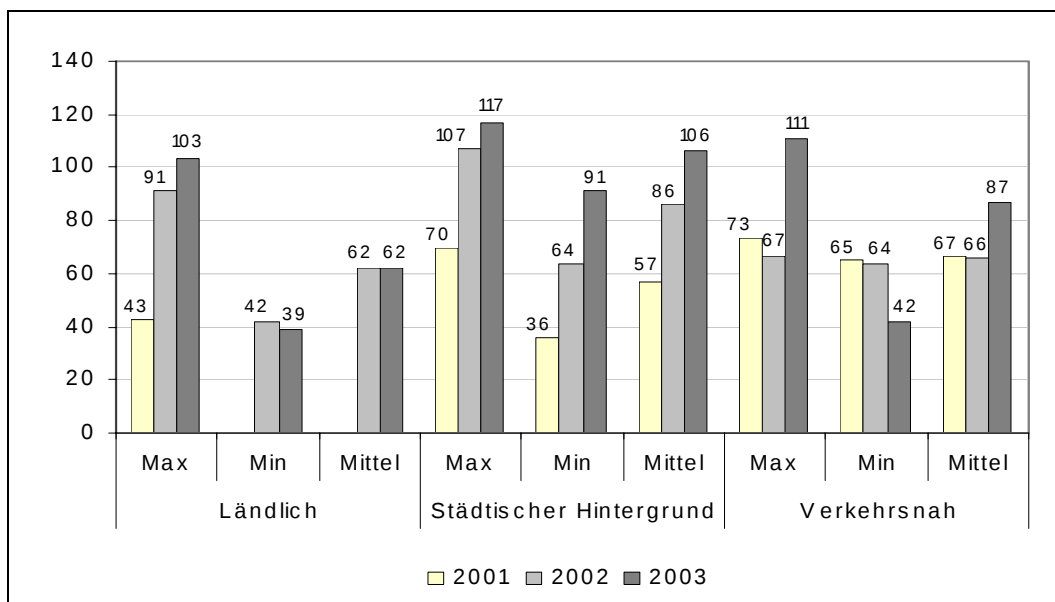


Abb. 3a: Höchstes und niedrigstes $PM_{2.5}$ -Jahresmittel an deutschen Messstationen in den Jahren 2001 bis 2003 (Umweltbundesamt 2005)

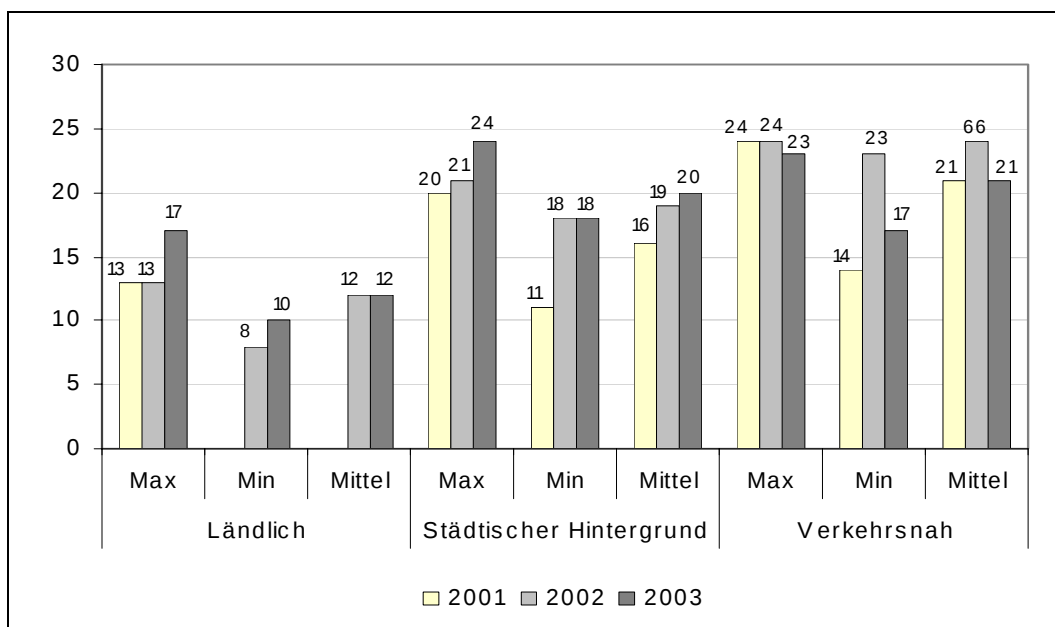


Abb. 3b: Höchstes und niedrigstes $PM_{2.5}$ -Tagesmittel an deutschen Messstationen in den Jahren 2001 bis 2003 (Umweltbundesamt 2005)

Stationskategorie	ländlich	städtischer Hintergrund	verkehrsnah	industriell beeinflusst
Jahresmittel [$\mu g/m^3$]	10-15	15-20	25-30	15-25
Spitzenwerte, Tagesmittel [$\mu g/m^3$]	40-70	50-70	70-150	50-80
Verhältnis $PM_{2.5/10}$ Jahresmittel	0,9	0,9	0,75-0,9	0,7-0,9

Tab. 1: Typische Konzentrationsbereiche von $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) im Jahr 2001 an deutschen Messstationen (Wichmann 2003)

Immissionsbelastung durch UFP

In Deutschland wurde bisher nur in Erfurt ein kontinuierliches, über einen längeren Zeitraum laufendes Messprogramm zur parallelen Erfassung der Partikelanzahl und der Massenkonzentration durchgeführt. Dabei wurden Partikel von 0,01 bis 2,5 μm gemessen. Die Ergebnisse des Erfurter Messprogramms sind in den Abb. 4 und Abb. 5 dargestellt.

In Abb. 4 wird deutlich, dass die $\text{PM}_{2,5}$ -Emissionen von 1991/92 bis 1998/99 deutlich abgenommen haben. Zwar zeigt Abb. 5, dass auch der Anteil der Partikel mit einem Durchmesser von 0,1 bis 0,5 μm von 1991/92 bis 1998/99 stark abgenommen hat, auch der Anteil der Partikel der Größenordnung 0,05 bis 0,1 μm sowie 0,03 bis 0,05 μm konnten zumindest ab Winter 1996/97 vermindert werden, besorgniserregend ist aber die starke Zunahme des prozentualen Anteils der kleinsten Fraktion der Nukleations-Partikel mit einem Durchmesser von 0,01 bis 0,03 μm .

Bisher fehlen weitere Messungen darüber, wie sich das Verhältnis der Partikelzahl zur Massenkonzentration entwickelt hat, weitere Erhebungen sind aber für eine genaue Bewertung der gesundheitlichen Belastungen durch Feinstaub und ultrafeine Partikel zwingend notwendig.

Abb. 6 zeigt die durchschnittliche Konzentration von Partikeln verschiedener Größenordnungen an den einzelnen Wochentagen. Es wird deutlich, dass die Konzentration ultrafeiner Partikel einen ausgeprägten Wocheneffekt hat. Am Wochenende lassen sich im Vergleich zur Woche 40% niedrigere Konzentrationen feststellen, was auf weniger Berufsverkehr am Samstag und Sonntag und auf Sonntagsfahrverbote für Lkw zurückzuführen ist. Die niedrigeren Partikelkonzentrationen am Wochenende und ein klarer Anstieg der Partikelkonzentration während der verkehrsreichen Stunden des Tages weisen darauf hin, dass der Verkehr eine wesentliche Quelle für die Emission ultrafeiner Partikel ist (Wichmann et al. 2000).

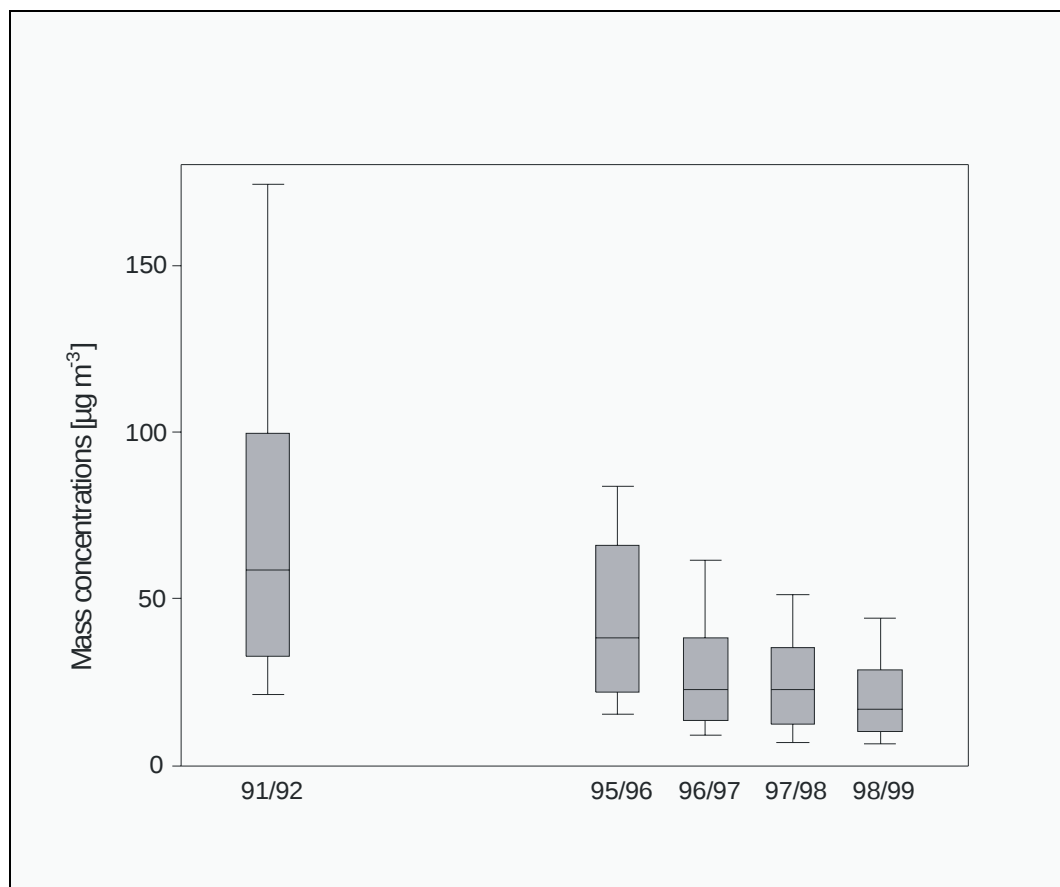


Abb. 4: 7-Jahres-Trend der Massenkonzentration von $\text{PM}_{2,5}$ in Erfurt, Winter 1991/92 bis 1998/99 (Wichmann et al. 2000)

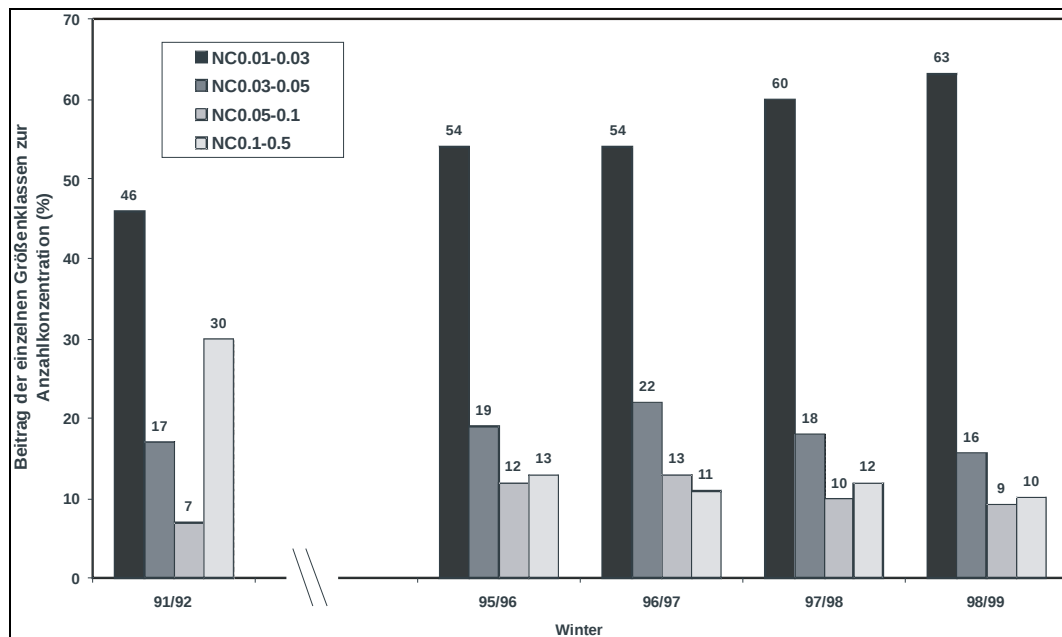


Abb. 5: 7-Jahres-Trend der relativen Anzahlkonzentration (in %) für die Größenklassen 0,01-0,03 μm , 0,05-0,1 μm und 0,1-0,5 μm (Wichmann 2003)

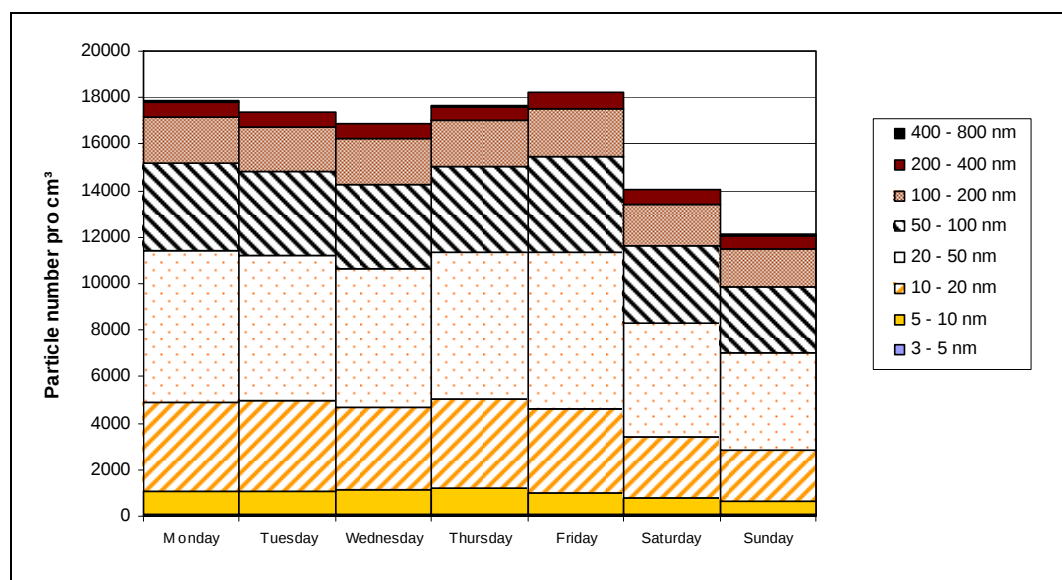


Abb. 6: Average week variation of the particle number concentration over 12 month (Ingenieurbüro Lohmeyer)

3. Partikelemissionen und Emissionsmessungen

Quellen der Partikelemissionen

Man unterscheidet grundsätzlich zwischen anthropogenen und natürlichen Emissionsquellen. Partikelemissionen natürlichen Ursprungs entstehen z.B. in Vulkanen, im Meer oder durch die Erosion von Böden.

Zu den primären anthropogenen Quellen zählen stationäre Quellen, unter denen Verbrennungs-

anlagen zur Energieversorgung (Kraftwerke und Fernheizwerke), Abfallverbrennungsanlagen, Hausbrand, Industrieprozesse und Schüttgutumschlag die wichtigsten sind (UBA 2005). Mobile Quellen wie der Straßenverkehr – insbesondere Dieselfahrzeuge – sind vor allem in Ballungsräumen die dominierende Quelle für Partikelemissionen. Neben den Rußpartikeln aus Dieselmotoren entstehen im Straßenverkehr zusätzlich Partikelemissionen durch den Abrieb von Reifen, Bremsen und Kupplungsbelägen sowie durch aufgewirbelten Straßenstaub.

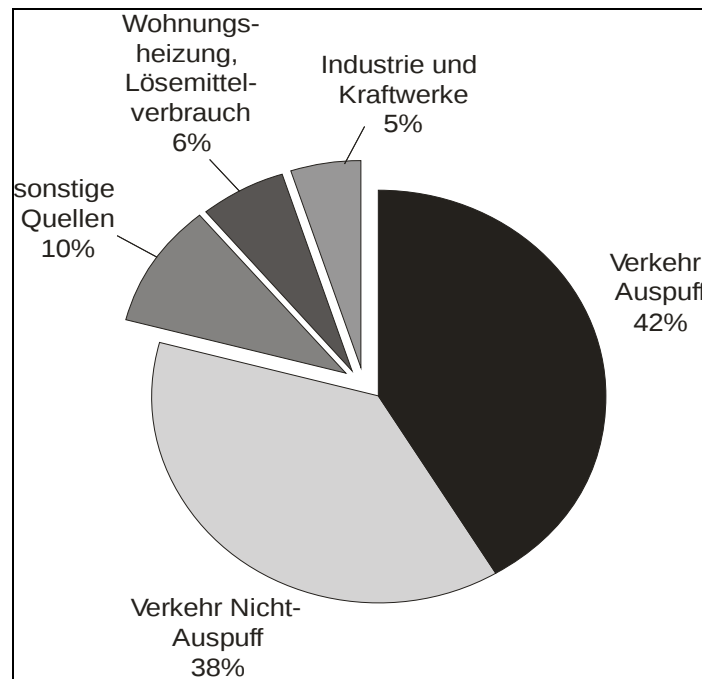


Abb. 7: Anteil der Berliner Quellen an der verkehrsnahen PM₁₀-Belastung (Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung)

Dieselabgase sind zwar nicht die häufigste Quelle für die gesamten Partikelemissionen, wohl aber die wichtigste. Man kann davon ausgehen, dass die Wirkung von Dieselabgasen insbesondere in Ballungsgebieten auf die menschliche Gesundheit erheblich ist. Da der gesamte Kfz-Verkehr und vor allem der Anteil der Dieselfahrzeuge in Zukunft noch weiter zunehmen wird, wird der Verkehrsbereich eine immer größere Rolle spielen.

Abb. 7 zeigt den Anteil der Berliner Emissionsquellen an der in Berlin erzeugten verkehrsnahen PM₁₀-Belastung. Es wird deutlich, dass die Auspuffabgase allein einen Anteil von 42 % an den verkehrsnahen PM₁₀-Emissionen haben, die Nichtauspuffemissionen des Verkehrs, also Partikelemissionen durch Abrieb und Aufwirbelung machen noch einmal einen Anteil von 38 % aus. Der Verkehr ist also für etwa 80 % der PM₁₀-Emissionen in verkehrsnahen Bereichen verantwortlich.

Neben den primären Emissionsquellen sind auch noch die sekundären Quellen zu beachten. Sekundäre anthropogene Quellen setzen reaktionsfähige Gase frei, aus denen sich durch photochemische Reaktionen in der Atmosphäre größere sekundäre Staubteilchen bilden. Wie groß die Belastungen durch sekundäre Partikel

ist, kann derzeit allerdings nur schwer abgeschätzt werden.

Gesundheitsrisiken durch die Partikel-Belastung

Staubpartikel können als Fremdkörper dort, wo sie abgelagert werden, eine Reizwirkung entfalten, die zu entzündlichen Veränderungen führt. Je kleiner die Partikel sind, desto größer sind die Gesundheitsschäden, die sie anrichten können. Während größere Staubpartikel beim Atmen im Rachenraum oder in der Nase hängen bleiben und rasch wieder ausgehustet werden, dringen die so genannten „alveolengängigen“ Stäube mit einem Durchmesser kleiner als 2,5 µm tief in die feinen Gewebe von Lungen und Bronchien ein und können dort zu Entzündungen und Wucherungen führen. Die ultrafeinen Teilchen können über die Lunge in die Blutbahn, ins Gewebe und in den ganzen Körper gelangen, und können so zu Atemwegserkrankungen, Herz-Kreislauf-Versagen und Lungenkrebs führen.

In zahlreichen epidemiologischen Studien (Wichmann 2003) zeigten sich adverse Effekte in Bezug auf die Morbidität und Mortalität. In Deutschland sterben im Jahr etwa 800.000 Menschen. Nach Wichmann (2003) sind 1-2 % dieser Todesfälle, also etwa 10.000 bis 19.000 Todes-

fälle pro Jahr den Kfz-Abgasen aus Dieselfahrzeugen zuzuordnen. Davon sterben etwa 8.000 bis 17.000 Personen an Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen und etwa 1.100 bis 2.200 Personen an Lungenkrebs (Wichmann 2003). Wichmann nimmt in seiner Studie an, dass die mittlere Belastung der deutschen Bevölkerung durch Partikel etwa $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} und etwa $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ beträgt.

Das IIASA (International Institute for Applied Systems) geht davon aus, dass noch über das Jahr 2020 hinaus die Lebenserwartung der Menschen durch Emissionen von $\text{PM}_{2,5}$ gemindert wird. Vergleicht man die Daten für verschiedene europäische Länder miteinander, so fällt auf, dass die Reduktion der Lebenserwartung insbesondere in hoch industrialisierten und dicht besiedelten Ländern wie Deutschland, Belgien, die Niederlande oder Ungarn durch Partikelemissionen stärker reduziert wird als in Ländern, die weniger industriell geprägt sind.

Man kann davon ausgehen, dass die Partikelemissionen aus Dieselmotoren besonders gesundheitsschädlich sind, da die emittierten Partikel zum Teil sehr klein sind und deshalb sehr tief in die Atemwege eindringen können.

Der Anteil von verkehrsbedingten Partikelemissionen aus Abrieb und Aufwirbelung ist zwar nicht unerheblich, allerdings sind die meisten Partikel, die durch Abrieb und Aufwirbelung entstehen, deutlich größer als $2,5 \mu\text{m}$ und damit weniger gesundheitsschädlich als die wesentlich kleineren Partikel, die aus Dieselmotoren emittiert werden.

Inwieweit die sekundären Partikel zur gesundheitlichen Belastung durch Partikelemissionen beitragen, ist bisher noch weitgehend ungeklärt. Man kann aber davon ausgehen, dass die sekundären Partikel aufgrund ihrer Größe weniger gesundheitsschädlich sind als die direkten Partikelemissionen aus Dieselmotoren.

Emissionsmessungen

Emissionsmessungen werden durchgeführt, um die Einhaltung von gesetzlichen Grenzwerten zu gewährleisten oder für die Ableitung von Emissi-

onsfaktoren, die dann für Emissionsmodellierungen eingesetzt werden können.

Für die Ermittlung von Emissionsfaktoren für Emissionsprognosen werden standardisierte Prüfstandmessungen durchgeführt. Dabei wird der Motor bzw. das Fahrzeug auf einen Prüfstand montiert, der die Simulation verschiedener Betriebszustände erlaubt. Die Abgase werden in einen Verdünnungstunnel geleitet, in dem sie mit reiner Umgebungsluft im Verhältnis von etwa 1:10 bis 1:50 verdünnt werden. Die Partikel werden unter genau festgelegten Bedingungen einem Glasfaserfilter zugeleitet, dort abgeschieden und dann gravimetrisch bestimmt. Die Partikelmasse wird dabei als die Gesamtheit der festen und flüssigen Komponenten definiert, die bei 52°C aus dem mit Umgebungsluft verdünnten Abgas auf dem Probefilter abgeschieden werden (Greim et al. 2003).

Mit Hilfe verschiedener Verfahren können die abgeschiedenen Partikel analysiert werden. Der Ermittlung des Anteils an elementarem Kohlenstoff (EC) kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, da dieser als Marker für Dieselpartikel angesehen werden kann und auch bei Immissionsmessungen zu analysieren ist. Außerdem wird der EC-Anteil als Maßstab für die Kanzerogenität angenommen.

Emissionsgrenzwerte und Emissionsfaktoren

Die ersten europäischen Richtlinien, die Emissionsgrenzwerte für Straßenfahrzeuge festlegten, entstanden in den 1970er Jahren. Seitdem wurden die Regelwerke stetig weiter entwickelt. Wegen der Einbeziehung unterschiedlicher Fahrzeuge und Fahrzeugklassen und wegen der häufig geänderten Prüfanforderungen an Messtechnik, Messparameter und Testzyklen gibt es mittlerweile eine Vielzahl von gesetzlichen Regelungen.

Für Personenkraftwagen und leichte Nutzfahrzeuge gelten ab dem Jahre 2005 die EURO IV-Grenzwerte für Schadstoffemissionen. Danach dürfen Pkw mit Dieselmotoren und leichte Nutzfahrzeuge einen Partikelgrenzwert von $0,025 \text{ g}/\text{km}$ nicht überschreiten. Es ist geplant, den

EURO-Grenzwert für Partikel ab dem Jahre 2010 weiter zu verschärfen.

Es muss außerdem beachtet werden, dass moderne Diesel-Pkw im Vergleich zu Benzinern einen entscheidenden Nachteil haben: Sie emittieren acht- bis zehnmal mehr Stickoxide (NOx). Der NOx-Grenzwert EURO IV für Diesel-Pkw beträgt 0,25 g/km und ist damit etwa dreimal so hoch wie derjenige für Pkw mit Otto-Motoren (UBA 2003). Besonders hoch sind die NOx-Emissionen außerhalb des gesetzlichen Fahrzyklus. Eine weitere Verschärfung des NOx-Grenzwertes ist ab 2010 geplant.

Für schwere Nutzfahrzeuge und Busse gelten ab dem Jahre 2005 die EURO IV-Grenzwerte, danach dürfen die Partikelemissionen einen Wert von 0,02 g/kWh im ESC (European Steady Cycle) und 0,03 g/kWh im ETC (European Transient Cycle) nicht überschreiten (Greim et al. 2003). Ab 2008 gilt dann der Grenzwert EURO V. Eine Änderung der Partikelgrenzwerte für schwere Nutzfahrzeuge ist dabei zunächst nicht vorgesehen, allerdings gibt es bereits Forderungen, die Partikelgrenzwerte bereits ab 2008 drastisch zu verschärfen. Darüber hinaus gibt es bereits Vorschläge des UBA für verschärfte EURO VI-Grenzwerte, die ab dem Jahre 2010 gelten sollen.

Auch bei schweren Nutzfahrzeugen sind die NOx-Emissionen erheblich (UBA 2003). Die Richtlinie 1999/96/EG über Maßnahmen gegen die Emissionen von Nutzfahrzeugmotoren sieht eine Grenzwertstufe EURO V mit einem NOx-Grenzwert von 2,0 g/kWh vor, der ab 2008 für die Erteilung der Betriebserlaubnis für neue Motortypen gilt (UBA 2003). Auch für die NOx-Grenzwerte für Nutzfahrzeuge sind ab dem Jahre 2010 Verschärfungen geplant.

Emissionsfaktoren werden gemessen und modelliert und dienen zur Berechnung künftiger Emissionen. Die Partikel-Emissionsfaktoren für den Verkehrsbereich sind erheblich genauer als Partikel-Emissionsfaktoren in anderen Sektoren. Allerdings haben sie nicht die gleiche Genauigkeit wie Emissionsfaktoren für andere Schadstoffe, denn die Ermittlung der Partikel-

Emissionsfaktoren erfolgt aus meßtechnischen Gründen integral, während gasförmige Schadstoffe in Sekundenauflösung gemessen werden können.

Ein weiteres Problem bei der Festlegung von Partikel-Emissionsfaktoren ist die Tatsache, dass die Datenlage für Partikelemissionen bei älteren Pkw deutlich schlechter ist als für gasförmige Schadstoffe, wobei sich dieses Problem durch den in der Vergangenheit geringeren Anteil an Dieselfahrzeugen letztlich relativiert.

Auch bei der Ermittlung von Partikel-Emissionsfaktoren für Diesel-Nutzfahrzeuge treten einige Probleme auf. Erstens ist die Zahl der vermessenen Motoren aus Kostengründen deutlich geringer als bei Pkw, wodurch einzelne Fahrzeugklassen dann nicht ausreichend abgedeckt sind. Außerdem findet keine Differenzierung des Fahrzeugbestandes nach Altersklassen statt. Zudem wird der Wartungszustand gegenüber dem Neuzustand nicht berücksichtigt.

4. Diskrepanzen zwischen Emissions- und Immissionsmessungen

Es lässt sich feststellen, dass aus Partikelimmissionsmessungen abgeleitete Emissionsfaktoren nicht mit den aus den Messungen an Fahrzeugen ermittelten Faktoren übereinstimmen. Dies ist auch klar, da die Bedingungen bei Emissionsmessungen auf dem Prüfstand anders sind als in der Realität. Beispielsweise liegt der Verdünnungsfaktor im Prüfstand zwischen 4 und 25, in der Umwelt zwischen 500 und 10.000, auch die Temperatur- und Druckbedingungen unterscheiden sich erheblich. Dass aus Immissionswerten abgeleitete Emissionsfaktoren nicht mit Emissionsmessungen an Fahrzeugen übereinstimmen, kann man besonders gut erkennen, wenn man sich die Inhaltsstoffe von Partikeln bei Immissionsmessungen und Emissionsmessungen anschaut. Beispielsweise wird elementarer Kohlenstoff (EC) zu etwa 90 % vom Verkehr verursacht. Der Anteil von EC ist bei Immissionsmessungen deutlich geringer als bei Emissionsmessungen von Partikeln auf dem Prüfstand, da bei Immissionsmessungen andere Bedingungen vorherrschen und die Hintergrundemissio-

nen, die nicht verkehrsbedingt sind, mitgemessen werden. Errechnet man also Emissionsfaktoren aus Immissionsmessungen, so erhält man deutlich niedrigere Werte für EC (in mg/km) als beispielsweise im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFa) angenommen werden.

Zusätzlich muss beachtet werden, dass der Anteil der Partikel, die durch Abrieb und Aufwirbelung entstehen, zwar bei Immissionsmessungen gemessen wird, bei Emissionsmessungen auf dem Prüfstand jedoch nicht. Allerdings ist auch bei Immissionsmessungen eine Quantifizierung der Partikel aus Abrieb und Aufwirbelung nur sehr schwer möglich.

5. Möglichkeiten und Potentiale der Partikelemissionsminderung

In den vergangenen Jahren konnten die Partikelemissionen von Dieselmotoren in Pkw sowie in Nutzfahrzeugen bereits durch motorische Maßnahmen, also durch die Verbesserung der Verbrennung, signifikant gesenkt werden. Beispielsweise können durch Oxidationskatalysatoren die in der gesamten Partikelmasse enthaltenen flüchtigen Bestandteile gemindert werden. Die elementaren Kohlenstoffpartikel, die als besonders gesundheitsschädlich gelten, lassen sich durch den Oxidationskatalysator allerdings nicht reduzieren. Weitere Maßnahmen zur Verbesserung der motorischen Verbrennung können laut UBA (2003) im Einzelfall eine Partikelmassenminderung in der Größenordnung von 30 bis 50 % bewirken. Eine drastische Reduzierung der Partikelemissionen ist allerdings nur durch eine Abgasnachbehandlung mit Dieselpartikelfiltern zu gewährleisten. Die nachgewiesenen Minderungsraten liegen beim Rußpartikelfilter bezüglich der Partikelmasse weit über 90 %, bezüglich der Partikelzahl lässt sich eine Abscheiderate von über 99 % erreichen. Die Partikelgrenzwerte EURO IV für Pkw und EURO V für Nutzfahrzeuge können durch den serienmäßigen Einbau von Dieselpartikelfiltern erheblich unterschritten werden.

Problematisch bleibt aber weiterhin die gegenläufige Abhängigkeit von Partikelemissionen und Stickoxidemissionen. Weitere motorische Maß-

nahmen und die Abgasnachbehandlung haben zwar keinen direkten Einfluss auf die NO_x-Emissionen, durch den Einbau von Partikelfiltern kann aber die motorische Verbrennung auf relativ hohe Partikel-Rohemissionen abgestimmt werden, die der Partikelfilter beseitigt und so gleichzeitig relativ niedrige NO_x-Emissionen erreicht. Um aber die zukünftig geltenden NO_x-Grenzwerte einhalten zu können, sind weitere Maßnahmen wie beispielsweise NO_x-Speicherkatalysatoren oder die Selektive Katalytische Reduktion (SCR) erforderlich. Auch die Kombination von NO_x-Speicherkatalysatoren mit dem Partikelfilter wurde bereits getestet. Es ist nachgewiesen, dass dieses Kombinationssystem ein hohes technisches Potential bietet (UBA 2003).

Emissionsminderungen bei Pkw

Man kann davon ausgehen, dass das Inkrafttreten des EURO IV-Grenzwertes ab 2005 bei Diesel-Pkw nur zum Teil zum Einsatz des Partikelfilters führen wird, denn kleine und mittlere Diesel-Pkw mit Schaltgetriebe werden den Grenzwert auch ohne Partikelfilter einhalten können. Von mittleren Diesel-Pkw mit Automatikgetriebe an aufwärts werden Partikelfilter aber voraussichtlich erforderlich sein.

Der französische Automobilkonzern PSA (Peugeot/Citroen) hat den Rußpartikelfilter bereits seit Ende der 90er Jahre zur Serienreife entwickelt. Im Januar 2005 lief bei PSA bereits das einmilli-onste Auto mit serienmäßigem Partikelfilter vom Band (PSA 2005). Das von PSA entwickelte Rußpartikelfiltersystem FAP stellt nach dem heutigen Stand der Technik die wirksamste Technologie zur drastischen Senkung der Partikelemissionen dar. Die Stärke der FAP-Technologie ist die praktische Null-Partikel-Emission. Dabei werden alle Rußpartikel in einem Filterelement gesammelt und regelmäßig rückstandsfrei verbrannt.

Direkteinspritzende Ottomotoren weisen eine dem Dieselmotor ähnliche innere Gemischbildung und eine ähnlich magere Verbrennung auf. Die Partikelemissionen von direkteinspritzenden Ottomotoren können daher zumindest in bestimm-

ten Betriebszuständen auf dem Niveau von Diesel-Pkw ohne Partikelfilter liegen. Das UBA fordert aus diesem Grunde, dass die Partikelemissionen von direkteinspritzenden Ottomotoren nach denselben Verfahren und mit denselben Grenzwerten zu begrenzen ist wie bei Dieselmotoren (UBA 2003).

Emissionsminderungen bei Nutzfahrzeugen

Filtertechniken für Nutzfahrzeuge sind bereits seit vielen Jahren verfügbar. Weltweit sind zahlreiche Nutzfahrzeuge mit Partikelfiltersystemen ausgerüstet, in Deutschland fahren bereits mehr als 5.000 Stadtbusse mit Partikelfiltern (UBA 2003). Um die Partikelemissionen stark reduzieren zu können, ist es jedoch zwingend notwendig, auch alle Nutzfahrzeuge mit Partikelfiltern auszustatten.

Minderungen von Partikeln aus Abrieb und Aufwirbelung

Partikel aus Abrieb und Aufwirbelung entstehen unabhängig von der Antriebsart. Emissionsminderungsmaßnahmen müssen daher den Verkehr in seiner Gesamtheit betreffen (UBA 2005). Mögliche Minderungsmaßnahmen sind gebietsbezogene Verkehrsverbote, Geschwindigkeitsbeschränkungen, die Erneuerung des Straßenbelags, die nasse Straßenreinigung oder die Verlagerung insbesondere des Güterverkehrs auf emissionsärmere Verkehrsmittel.

Positive gesundheitliche Auswirkungen durch den Einsatz von Dieselpartikelfiltern

In Deutschland sterben jährlich etwa 800.000 Menschen, davon sind etwa 1-2 % den Kfz-Abgasen aus Dieselfahrzeugen als vorzeitige Todesursachen zuzuordnen (Wichmann 2003). Nach einem Gutachten des Instituts für Epidemiologie der GSF Neuherberg (Wichmann 2003) kann durch den Einsatz von Partikelfiltern verhindert werden, dass diese Menschen vorzeitig sterben. Das Gutachten kommt zu dem Ergebnis, dass die Gesamtsterblichkeit durch den Einsatz des Rußpartikelfilters um 1,8 % vermindert werden kann. Für die kardiopulmonale Sterblichkeit wird ein Vermeidungspotential von 2,7 % und

für die Lungenkrebs-Sterblichkeit ein Vermeidungspotential von 4,2 % angenommen (Wichmann 2003). Wenn man die Mortalität in Deutschland für das Jahr 2001 zugrunde legt, ergeben sich laut Wichmann insgesamt 14.400 Todesfälle weniger im Jahr. Die Zahl der Todesfälle durch Herz- und Lungenerkrankungen sinkt um 12.420, die Zahl der Todesfälle durch Lungenkrebs um 1.680.

Eine Verringerung der Gesamtsterblichkeit um 1,8 % bedeutet eine Verlängerung der Lebenserwartung um etwa 1,9 Monate (Wichmann 2003).

6. Vorschläge für eine Fortschreibung der Abgasgrenzwerte

Um Gesundheitsrisiken durch verkehrsbedingte Partikelemissionen zu minimieren, ist eine Fortschreibung der Partikelgrenzwerte über EURO IV für Pkw und EURO IV/V für Nutzfahrzeuge unbedingt erforderlich. Das UBA schlägt vor, den Partikelgrenzwert EURO V für Pkw auf 0,0025 g/km festzusetzen. Damit ergäbe sich gegenüber dem EURO IV-Grenzwert eine Emissionsminderung von 90 % (UBA 2003). Derselbe Grenzwert sollte für leichte Nutzfahrzeuge der Klasse I und II gelten. Lediglich für leichte Nutzfahrzeuge der Klasse III wird ein etwas höherer Grenzwert von 0,0032 g/km für alle Schadstoffkomponenten vorgeschlagen. Der NO_x-Grenzwert für Diesel-Pkw sollte ab dem Jahre 2010 auf 0,08 g/km festgesetzt werden (UBA 2003).

Für schwere Nutzfahrzeuge ist als Anpassung der Stufe EURO V ab dem Jahr 2008 ebenfalls eine weitere Minderung der Partikelemissionen bis auf Partikelfilter-Niveau erforderlich. Bei schweren Nutzfahrzeugen wird ebenfalls eine Emissionsminderungsrate von 90 % angestrebt. Dies ergibt einen Wert von 0,002 g/kWh im ESC und 0,003 g/kWh im ETC. Der NO_x-Grenzwert für schwere Nutzfahrzeuge sollte zunächst von 2,0 auf 1,0 g/kWh halbiert werden, ab 2010 sollte dann eine weitere Senkung auf 0,5 g/kWh erfolgen.

7. Schlussfolgerungen

Im vorliegenden Aufsatz wurde zunächst die Immissionssituation in Deutschland untersucht. Trotz einiger Erfolge bei der Reduktion vor allem der größeren Partikelfractionen, lassen sich insbesondere in verkehrsnahen Bereichen noch immer zahlreiche Überschreitungen sowohl der durch die Luftqualitätsrahmenrichtlinie festgelegten Tagesmittel- als auch der Jahresmittelgrenzwerte für PM_{10} beobachten. Auch die Emissionen von $PM_{2,5}$ haben zwar insgesamt abgenommen, Überschreitungen der Grenzwerte sind aber auch hier erkennbar. Besorgniserregend ist aber vor allem die starke Zunahme von Partikeln mit einem Durchmesser von 0,01 bis 0,03 μm . Diese Nukleations-Partikel können aufgrund ihrer Größe sehr tief in die Atemwege eindringen und so schwere Herz-Kreislauf und Atemwegs-Erkrankungen sowie Lungenkrebs hervorrufen.

Bei den Untersuchungen der Quellen von Partikelemissionen wird deutlich, dass der Verkehrsbereich zwar insgesamt nicht der größte Emittent ist, der Straßenverkehr aber in Ballungsräumen die dominierende Quelle für Partikelemissionen ist. Im Straßenverkehr entstehen neben den Rußpartikeln aus Dieselmotoren noch zusätzlich Partikelemissionen durch Abrieb und Aufwirbelung. Dieselfahrzeuge sind vor allem eine wesentliche Quelle für die Emission ultrafeiner Partikel; man kann deshalb davon ausgehen, dass die Wirkung von Dieselabgasen insbesondere in Ballungsgebieten auf die menschliche Gesundheit erheblich ist. Da der gesamte Kfz-Verkehr und vor allem der Anteil der Dieselfahrzeuge auch in Zukunft weiter zunehmen wird, wird der Verkehrsbereich eine immer größere Rolle spielen.

In den vergangenen Jahren konnten die Partikelmassenemissionen von Dieselmotoren in Pkw durch motorische Maßnahmen wie die Verbesserung der Verbrennung zwar gemindert werden, eine deutliche Reduzierung der Partikelemissionen ist aber nur durch die Abgasnachbehandlung mit Rußpartikelfiltern möglich, durch den eine Minderung der Partikelmasse von mehr als 90 % und eine Minderung der Partikelanzahl von 99,99 % erreicht werden kann. Die Partikelfiltertechnik

ist sowohl für Pkw als auch für Nutzfahrzeuge verfügbar. Man kann davon ausgehen, dass die Partikelgrenzwerte EURO IV für Pkw und EURO V für Nutzfahrzeuge durch den serienmäßigen Einbau von Partikelfiltern deutlich unterschritten werden können. Eine Fortschreibung dieser Abgasgrenzwerte ist deshalb in naher Zukunft dringend erforderlich. Das UBA schlägt vor, die Grenzwerte sowohl für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge als auch für schwere Nutzfahrzeuge ab dem Jahre 2010 deutlich abzusenken.

Literatur

- Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2003): Vergleich der Wirkungseigenschaften und der Wirkungsstärke von Dieselmotorabgasen der 1960er Jahre und heute (Endbericht). München.
<http://www.stmugv.bayern.de/de/luft/feinst/greim.pdf>
- IIASA (International Institute for Applied Systems).
<http://www.iiasa.ac.at/rains/meetings/methodology/WS-health.ppt>, 03.11.05
- Ingenieurbüro Lohmeyer.
<http://www.lohmeyer.de>
- PSA Peugeot Citroen.
<http://www.psa-peugeot-citroen.com/document/publication/GEB2005FR1109690350.pdf>, 02.11.2005
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.
www.stadtentwicklung.berlin.de
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (2004): Umweltgutachten 2004 – Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Nomos Verlagsgesellschaft.
http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/umweltg/UG_2004_lf.pdf
- Umweltbundesamt (UBA) (2001): Luft kennt keine Grenzen. 6. Auflage. Berlin.
<http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2473.pdf>
- Umweltbundesamt (UBA) (2003): Future Diesel – Abgasgesetzgebung Pkw, leichte Nfz und Lkw – Fortschreibung der Grenzwerte bei Dieselfahrzeugen. Berlin.
<http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2353.pdf>
- Umweltbundesamt (UBA) (2005): Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM).
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/feinstaub.pdf>
- UBA Berlin, BUWAL Bern, UBA Wien (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs 2.1 (HBEFA). Bern, Heidelberg, Graz, Essen.
- Wichmann, H. E.; Spix, C.; Tuch, T.; Wölke, G.; Peters, A.; Heinrich, J.; Kreyling, W. G.; Heyder, J. (2000): Daily Mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Ger-

many. Part I: Role of particle number and particle mass.
HEI Research Report 98. Hrsg.: Health Effects Institute –
HEI. Cambridge, Massachusetts.
<http://www.healtheffects.org/pubs/wichmann.pdf>

Wichmann, H. E. (2003): Abschätzung positiver gesundheitlicher Auswirkungen durch den Einsatz von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen in Deutschland. Umweltbundesamt, Berlin.
<http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2352.pdf>

Richtlinie 1996/62/EG (Rahmenrichtlinie Luftqualität) vom 21.11.1996.
<http://umweltbundesamt.de/luft/vorschriften/eu/luft-rrl.pdf>

Richtlinie 1999/96/EG vom 13.12.1999.
<http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/downloads/egnfs.pdf>

Verkehrsbezogene Maßnahmen zur Reduktion der städtischen PM₁₀-Belastung und deren Anwendung in der Luftreinhalteplanung

Patrick Franke¹⁾

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Arbeitsgruppe Nachhaltige Mobilität, Leipzig

1. Einleitung

Durch die Übernahme der EU-Gesetzgebung zur Luftreinhaltung in deutsches Recht mit der 7. Novelle des BImSchG und die Neufassung der 22. BImSchV sind die zuständigen Behörden verpflichtet, für Gebiete mit erheblichen Luftbelastungen, also vornehmlich städtische Ballungsräume, Luftreinhalte- und Aktionspläne aufzustellen (§ 47 (1) BImSchG). Mit dieser Novelle wird die traditionell emissionsbezogene Betrachtungsweise des deutschen Luftreinhalterechts (Großfeuerungsanlagen VO, TA Luft) durch eine immissionsbezogene Betrachtungsweise ergänzt, d.h. Regelungen des BImSchG richten sich gegen alle Emittenten entsprechend ihrem Verursacheranteil (gem. § 47 (4) BImSchG). In städtischen Ballungsräumen rückt deshalb der Straßenverkehr als der dortige Hauptverursacher von PM₁₀-Immissionen ins Blickfeld möglicher Maßnahmen (Lahl 2004, S. 4; Deutscher Städtetag 2005, S. 7).

Dieser Aufsatz widmet sich der Fragestellung, welche Maßnahmen zur Reduktion von verkehrsbedingten PM₁₀-Immissionen in bisher vorliegenden Luftreinhalteplänen zum Einsatz kommen. Dafür werden im nachfolgenden Abschnitt 2 technisch und planerisch mögliche Maßnahmen mit Blick auf Zuständigkeiten, Wirkungspotenziale sowie räumliche und zeitliche Wirkungshorizonte systematisch dargestellt. Im dritten Abschnitt werden die Luftreinhaltepläne der Städte München, Berlin und Düsseldorf vergleichend analysiert.

2. Maßnahmen und Wirkungspotenziale

Der städtische Straßenverkehr trägt zu einem erheblichen Anteil an der PM₁₀-Massenkonzentration bei. Die durch Kraftfahrzeuge verursachten PM₁₀-Massenkonzentrationen werden einerseits durch Auspuffgase sowie andererseits durch den Abrieb von Bremsen, Kupplungen, Reifen und Straßenbelägen sowie durch die Aufwirbelung abgelagerter Partikel verursacht. Für die abgasbedingten PM₁₀-Emissionen sind die Lkw besonders relevant. Ihr Anteil lag lokal an einer Berliner Messstation etwa dreimal höher als der Anteil der Pkw (vgl. Abb. 1).

Nachfolgend werden technische und planerische Maßnahmen zur PM₁₀-Reduktion und deren Wirkungspotenziale diskutiert. Diese wurden im Rahmen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit des Landes Nordrhein-Westfalen im Hinblick auf Wirkungspotenziale sowie räumliche und zeitliche Wirkungshorizonte untersucht (Tab. 1).

Technische Reduzierung von Schadstoffemissionen

Deutliche Effekte hinsichtlich ihrer Wirkungspotenziale bringen Maßnahmen wie die technische Reduktion von Partikelemissionen an Fahrzeugen und Fahrbahnbelägen. Während Maßnahmen an der Fahrbahn in erster Linie lokal wirken, verteilen sich die Effekte der Kfz-bezogenen Maßnahmen auf das gesamte Stadtgebiet.

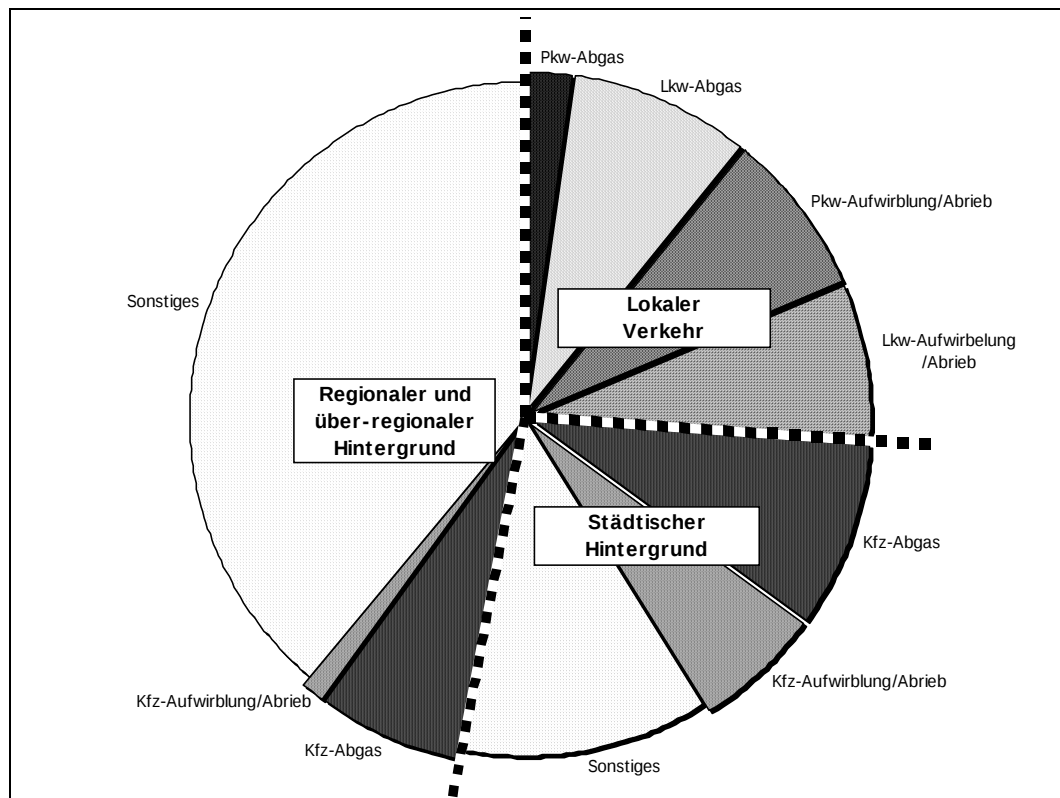


Abb. 1: Beiträge des Straßenverkehrs an städtischen PM_{10} -Immissionen nach Emissionspfaden für eine Hauptstraße im Berliner Innenstadtbereich (verändert nach John et al. 2004, S. 120)

Bei den technischen Maßnahmen gegenüber PM_{10} spielt der Partikelfilter eine herausragende Rolle. Durch ihn können auch ultrafeine Feinstaubanteile (UFP), die einen besonders hohen zahlenmäßigen Anteil an PM_{10} ausmachen und gleichzeitig die am stärksten gesundheitsgefährdende Partikelgrößenfraktion darstellen (vgl. Kreyling in diesem Band), bis zu 99,9 % aus dem Abgas herausgefiltert werden (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2004, S. 5). Die flächendeckende Einführung des Rußpartikelfilters ist eine bundespolitische Maßnahme. Kommunen besitzen die Zuständigkeit für derartige technische Maßnahmen bei ihrem eigenen Fuhrpark oder können in Verhandlungen mit anderen lokalen und regionalen Akteuren zur Umrüstung von deren Fahrzeugen treten. Die Verwendung emissionsarmer Straßenbeläge kann von den Kommunen beeinflusst werden, da diese für den Bau und die Unterhaltung von Straßen auf ihrem Gebiet federführend sind.

Wegen der großen Zeitspannen bis zur Einführung und Marktdurchdringung, kommt es bei technischen Maßnahmen nur mittel- bis langfris-

tig zu spürbaren Verbesserungen der PM_{10} -Immissionssituation.

Trotz ihres hohen Wirkungspotenzials reichen technische Maßnahmen allein jedoch nicht aus, die Grenzwerte für PM_{10} -Immissionen dauerhaft einzuhalten (Lahl 2005, S. 133).

Gesamtstädtische Reduzierung des Kfz-Verkehrs

Gesamtstädtische Konzepte zur Verkehrsreduktion sind hauptsächlich Bestandteil der Verkehrsentwicklungsplanung. Ihre reduzierende Wirkung auf den gesamten Straßenverkehr einer Stadt entfalten diese Maßnahmen durch das Zusammenwirken einer Vielzahl von Einzelmaßnahmen, die sich langfristig auf Verkehre modal verlagernd, vermeidend oder optimierend auswirken. Trotz ihrer moderat ausfallenden Wirkungspotenziale sind Konzepte zur Reduktion des städtischen Straßenverkehrs besonders wichtig, da diese stadtweit wirken und durch sie auch weitere negativ zu wertende verkehrliche Auswirkungen wie Lärm, Barrierewirkungen, Platzbedarf,

Maßnahmenpaket / Einzelmaßnahme	Entlastungswirkung	Sekundäreffekte	Räumliche Wirkung		Zeitraumen der Umsetzbarkeit		
			Kleinräumig	Stadtweit	Kurzfristig	Mittelfristig	Langfristig
Technische Reduzierung von Schadstoffemissionen	++	Kein Einfluss auf Verkehrsverhalten und weitere Auswirkungen des Straßenverkehrs	x	x		x	x
Gesamtstädtische Reduzierung des Kraftfahrzeugverkehrs	0+	Vielfältige Effekte der Verkehrsreduzierung	x	x			x
Kleinräumige Reduzierung des Kraftfahrzeugverkehrs	+	Verdrängungseffekte auf andere Straßen	x		x	x	
Sonstige Maßnahmen (Verbesserung Verkehrsfluß, Reduzierung Geschwindigkeit, Immissionsmindernde Straßenraumorganisation)	0+	verschiedene Nebeneffekte	x		x	x	
Kombination aller Maßnahmen	+++		x	x			x

Tab. 1: Technische und planerische Maßnahmen zur Reduktion von verkehrsbedingten Schadstoffimmissionen (verändert nach APUG 2004, S. 10)

und Unfallrisiken gelindert werden. Darüber hinaus können diese Konzepte Entwicklungsimpulse für einen nachhaltigeren städtischen Verkehr geben.

Kleinräumige Reduzierung des Kfz-Verkehrs

Kleinräumige Reduzierungen des Kfz-Verkehrs wirken sich nur auf die Entlastung von Hot Spots aus. Diese Maßnahmen können kurzfristig umgesetzt werden und auch ihre Wirkungen sind fast unmittelbar spürbar. Da die Maßnahmen lediglich auf einer räumlichen Verkehrsverlagerung basieren, bewirken sie eine flächenmäßige Verteilung der PM₁₀-Belastung über das gesamte Stadtgebiet, bisweilen sogar eine Zunahme des Verkehrs durch Umwegfahrten. Die PM₁₀-Belastung der Gesamtstadt kann dadurch kaum reduziert werden. Werden kleinräumige Reduzierungen selektiv gegenüber Fahrzeugen einer bestimmten

Schadstoffklasse umgesetzt, werden zwar ähnliche Verlagerungseffekte hervorgerufen, doch wird dadurch auch der Anreiz zum Kauf eines umweltfreundlicheren Autos zur Nachrüstung eines Partikelfilters gesteigert (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2005, S. 5). Besonders kritisch sind Verlagerungen von Verkehrsmitteln durch den Neubau von Trassen zu sehen, da mit den Erweiterungen des Verkehrsnetzes verkehrsinduzierende Wirkungen einhergehen, welche die PM₁₀-Belastung der Gesamtstadt erhöhen.

Technische, gesamtstädtische und kleinräumige Maßnahmen haben gegenüber Lkw- und Busverkehren, welche zu einem großen Teil die städtischen PM₁₀-Immissionen verursachen, bereits beachtliche Wirkungspotenziale. Falls diese Maßnahmen gegenüber allen Fahrzeugklassen nicht politisch umsetzbar sind, kann ihre Anwendung selektiv auf Lkw- und Busverkehre sinnvoll sein.

Sonstige Maßnahmen

Den Städten stehen weiterhin diverse Einzelmaßnahmen zur Verfügung, die sich ebenfalls positiv auf die Feinstaubsituation auswirken.

Bereits durch eine Reduzierung der Geschwindigkeit für Kfz können negative Auswirkungen wie Lärm, Barrierewirkungen, Platzbedarf für Verkehrsflächen und Unfallrisiko deutlich reduziert werden. Eine Veränderung des Verkehrsverhaltens ist jedoch kaum zu erwarten.

Weitere Maßnahmen können der Verbesserung des Verkehrsflusses dienen. Solche Maßnahmen unterscheiden sich grundlegend von Kapazitätserweiterungen, denn sie haben nicht das Ziel, ein schnelleres Durchkommen für mehr Fahrzeuge im Stadtbereich zu ermöglichen. Vielmehr dienen diese Maßnahmen dazu, den Straßenverkehr möglichst monoton in seinem optimalen Betriebszustand abzuwickeln. Dadurch können Motoremissionen und mechanisch bedingte Abrieb-Emissionen vermieden werden. Maßnahmen zur Verbesserung des Verkehrsflusses in diesem Sinne sind z. B. Linksabbiegeverbote, die Einrichtung von Liefer- und Parkstreifen oder die Optimierung von Ampelschaltungen.

Zusätzlich kann der rollende Verkehr in die Straßenraummitte verlegt werden, um Emissionen von Gehwegen und Randbebauungen besser fernzuhalten.

Integration verschiedener Maßnahmen

Die für Kommunen möglichen Maßnahmen besitzen im Einzelnen geringere Potenziale als die flächendeckende Einführung des Partikelfilters für Dieselfahrzeuge. Doch die kommunalen Maßnahmen sind entscheidend bei der Reduktion von PM₁₀-Emissionen, welche anderen Pfaden als der Verbrennung im Motor entstammen, also Aufwirbelung und Abrieb von PM₁₀. Außerdem besitzen viele kommunale Maßnahmen wesentliches Potenzial im Bezug auf weitere als negativ zu wertende Auswirkungen des Straßenverkehrs und auf eine nachhaltige Verkehrsentwicklung. Deshalb dürfen diese Maßnahmen bei der Diskussion um die Reduktion verkehrsbedingter PM₁₀-Belastungen nicht vernachlässigt werden. Ein integrativer Ansatz mit einem breiten Methoden-

spektrum zur Lösung der Feinstaubproblematik und darüber hinaus erscheint sinnvoll.

3. Die Anwendung von Maßnahmen in Luftreinhalteplänen

Ein Luftreinhalteplan dient, im Gegensatz zu einem Aktionsplan, zur dauerhaften Einhaltung der PM₁₀-Grenzwerte der 22. BImSchV. Um diesem Anspruch gerecht zu werden, gibt es keine Patentlösung. Lokale Faktoren, wie z. B. die Größe, bauliche Struktur, topographische Lage und meteorologischen Verhältnisse einer Stadt können unterschiedliche Maßnahmen erfordern. Welche Maßnahmepakete in den Luftreinhalteplänen der Städte Berlin, München und Düsseldorf durch die zuständigen Behörden geschnürt werden, wird im Folgenden vergleichend dargestellt.

Die Luftreinhaltepläne aller drei Städte besitzen den gleichen Grundaufbau: eine Analyse der PM₁₀-Belastung auf der Grundlage aktueller Messungen, eine Prognose der zukünftigen PM₁₀-Belastung anhand von Modellierungen, eine Analyse relevanter Immissionsfaktoren sowie die Festlegung geeigneter Maßnahmen.

Alle drei Beispielstädte verweisen in ihren Planungen auf Maßnahmen, die auf bundespolitischer Ebene vollzogen wurden bzw. vollzogen werden müssen, wie z.B. Neuregelungen bei der Zusammensetzung von Kraftstoffen und Emissionsbegrenzungen bei Fahrzeugen.

Berlin

Als technische Maßnahmen wurden in Berlin eine weiterführende Nachrüstung der kommunalen Fahrzeugflotte mit Filtertechnik sowie die Umrüstung von Fahrzeugen auf Erdgasbetrieb umgesetzt. Durch Programme und Verhandlungen mit Interessenverbänden versucht die Stadt zudem, diese Fahrzeuganteile um Taxis, Fahrschulfahrzeuge und andere Nutzfahrzeuge zu erhöhen. Maßnahmen zur Verringerung des gesamten städtischen Kfz-Verkehrs sind bereits Inhalt des Stadtentwicklungsplans Verkehr. Dieser enthält im Wesentlichen folgende Maßnahmen:

- Die tangentielle Umleitung von Durchgangsverkehr um den inneren Stadtbereich, zum Teil durch den Neubau von Straßen,
- die Ausweitung der Parkraumbewirtschaftung,
- den weiteren Ausbau der ÖPNV-Infrastruktur sowie die Steigerung ihrer Attraktivität und Beschleunigung,
- ein Radverkehrskonzept sowie
- für den Kfz-Verkehr Temporeduzierung.

Eine zudem im Luftreinhalteplan festgelegte Maßnahme ist die Einführung einer Umweltzone nach §40 BImSchG für den Berliner Innenstadtbereich. Für diese Zone werden selektive Verkehrsbeschränkungen nach der Schadstoffklasse von Fahrzeugen gelten. Die Beschränkungen werden stufenweise, entsprechend der Entwicklung des technischen Standards, verschärft. Eine weitere Maßnahme der Luftreinhalteplanung ist die lokale Verkehrslenkung an Belastungsschwerpunkten. Diese sieht vor allem Verlagerungen des emissionsintensiveren Lkw-Verkehrs vor.

München

In München werden technische Maßnahmen zur Reduktion von Partikelemissionen an den Fahrzeugen des städtischen Fuhrparks durch zusätzliche Seminare über emissionsarmes Fahren für die Fahrer dieser Fahrzeuge ergänzt. Lokal werden zudem emissionsmindernde Straßenbeläge verwendet.

Die Maßnahmen zur Verminderung des gesamten städtischen Verkehrs sind ähnlich wie in Berlin bereits im Verkehrsentwicklungsplan der Stadt München verankert und werden im Luftreinhalteplan nochmals genannt:

- Die Einrichtung von Güterverkehrszentren (GVZ) und Umsetzung einer optimierten Citylogistik,
- die Entlastung der Straßennetzes des inneren Stadtbereichs durch den Ausbau der Ring- und Ausfallstraßen,
- die Umsetzung einer dynamischen Verkehrssteuerung,

- die Ausweitung von Parkraummanagement, Parkraumbewirtschaftung, Stellplatzbeschränkungen, Anwohnerparken und der Bau von Anwohnergaragen,
- die Förderung des ÖPNV durch Netzerweiterungen, Beschleunigung, P+R sowie Kombination von Fahrrad und ÖPNV,
- die Förderung des Fuß- und Fahrradverkehrs und die Erstellung eines Radstadtplans,
- die Förderung von Mobilitätsmanagement bei Betrieben und privaten Haushalten sowie
- ein Tunnelbau und der Ausbau von Ring- und Ausfallstraßen.

Ein gesondertes Verkehrskonzept für den Münchner Osten bezieht sich auf die Bewältigung des MIV in diesem Bereich. Die darin genannten Maßnahmen beinhalten in erster Linie den Ausbau von Verkehrswegen und die Lenkung von Verkehrsströmen zur Entlastung bestimmter Bereiche. Den Luftreinhalteplan soll eine Kampagne für umweltfreundlicheres Verkehrsverhalten begleiten.

Düsseldorf

Der Luftreinhalteplan der Stadt Düsseldorf bezieht sich ausschließlich auf die Messung, Prognose und Planung von Maßnahmen gegenüber Stickstoffdioxid (NO₂). Sein Plangebiet bezieht sich nur auf den südlichen Teil der Innenstadt, da weitere Teile nicht durch NO₂-Immissionen oberhalb der Grenzwerte der 22. BImSchV betroffen sind. Ob in weiteren Teilen des Düsseldorfer Stadtgebietes eine überhöhte PM₁₀-Belastung besteht, geht nicht aus dem Luftreinhalteplan hervor. Die Maßnahmen des Plans beziehen sich folglich ausschließlich auf den Schutz vor kritischen NO₂-Immissionen. Folgende Maßnahmen werden im Luftreinhalteplan gegenüber NO₂ festgelegt:

- Die Sperrung der Innenstadt gegenüber dem Durchgangs-Lkw-Verkehr,
- der Einsatz umweltfreundlicher Fahrzeuge bei der kommunalen Flotte sowie

- die Verkehrsverflüssigung des Straßenverkehrs durch Koordination von Anlieferverkehren und Linksabbiegeverbote.

NO₂ wird vor allem von den Motoren dieselbetriebener Fahrzeuge, insbesondere von Lkw und Bussen emittiert. Zwischen den NO₂- und PM₁₀-Emissionen des Abgaspfades sind deshalb Gemeinsamkeiten erkennbar. Folglich können sich Maßnahmen zur Verminderung von NO₂ auch vermindern auf die PM₁₀-Belastung auswirken. Verkehrsdämpfende Maßnahmen sowie Maßnahmen für eine stadtverträglichere Abwicklung von Straßenverkehr finden keinen Eingang in diese Planung, werden aber zur Zeit in Form eines Verkehrsentwicklungsplans der Stadt Düsseldorf erarbeitet.

Vergleich der Luftreinhaltepläne in Berlin, München und Düsseldorf

Bei der vergleichenden Analyse der Luftreinhaltepläne von Berlin, München und Düsseldorf ist Folgendes hervorzuheben (vgl. Tab. 2):

- Die Stadt Düsseldorf bezieht ihren Luftreinhalteplan ausschließlich auf den Schadstoff NO₂. Zwischen NO₂- und PM₁₀-Emissionen ist ein Zusammenhang zu vermuten.
- Technische Maßnahmen zur Reduktion von PM₁₀-Emissionen (bzw. NO₂-Emissionen in Düsseldorf) werden in allen Städten geplant. Dabei nutzen sie ihren Kompetenzrahmen unterschiedlich aus. Neben allgemeinen technischen Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei der kommunalen Fahrzeugflotte wird in Berlin versucht, durch Förderprogramme und Verhandlungen die Menge modifizierter Fahrzeuge auf Taxis, Fahrschulfahrzeuge und Nutzfahrzeuge zu erweitern und in München findet eine Ergänzung technischer Maßnahmen durch Seminare für umweltfreundliches Fahrverhalten statt.
- Die Maßnahmen der Verkehrsentwicklungsplanung in München und Berlin wurden in die Luftreinhalteplanung integriert. In Düsseldorf befindet sich ein Verkehrsentwicklungsplan in Vorbereitung.
- Maßnahmen zur Reduktion bzw. zur stadtverträglicheren Gestaltung des Verkehrs sollen durch eine Stärkung des Umweltverbundes und ein Parkraummanagement in München und Berlin, eine Verringerung der Fahrgeschwindigkeit in Berlin und durch Optimierungsmaßnahmen (anhand von GVZ, Citylogistik, Dynamisches Verkehrsleitsystem) in München erreicht werden.
- Die selektive Auslagerung, Verlagerung oder Dämpfung des emissionsintensiveren Lkw-Verkehrs wurde bei allen Städten in die Luftreinhalteplanung einbezogen.
- Verkehrsentlastungen sollen in Berlin und München durch den weiteren Ausbau von Entlastungsstrassen erfolgen. Diese Maßnahme wird hier jedoch kritisch betrachtet, da der Ausbau des Straßenverkehrsnetzes direkte und indirekte verkehrsinduzierende Wirkungen hervorruft und sich kontraproduktiv auf Maßnahmen wie die Stärkung des Umweltverbundes auswirkt.
- Nur der Luftreinhalteplan der Stadt Berlin beinhaltet das eigens für die Verbesserung der Immissionssituation in Städte zur Verfügung stehende Instrument einer selektiven Verkehrsbeschränkung.
- Eine Kampagne zur Beeinflussung des Verkehrsverhaltens durch Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen der Luftreinhalteplanung wurde durch die Stadt München geplant.

In den Luftreinhalteplänen der drei Beispielstädte wurde zudem eine Vielzahl an Maßnahmevorschlägen angeführt. Gemäß § 47 (1) BImSchG besitzen jedoch nur festgelegte Maßnahmen Verbindlichkeit, so dass diese Vorschläge nicht Inhalt des Vergleichs sind.

4. Zusammenfassung

In vielen Städten sind die PM₁₀-Belastungen höher als die geltenden Grenzwerte nach der 22. BImSchV. Daraus ergibt sich die behördliche Pflicht zum Aufstellen von Aktions- und Luftreinhalteplänen.

	Maßnahmentyp	Einzelmaßnahmen der Städte		
		Berlin	München	Düsseldorf
Maßnahme	Technische Reduzierung der fahrzeugseitigen Schadstoffemissionen	Emissionsreduzierung der kommunalen Fahrzeugflotte und weiterer Fahrzeuge (Taxis, Fahrschulfahrzeuge, Nutzfahrzeuge)	- Emissionsreduzierung der kommunalen Fahrzeugflotte - Emissionsarmer Straßenbelag - Seminare für umweltfreundliches Fahren	Emissionsreduzierung der kommunalen Fahrzeugflotte
	Gesamtstädtische Reduzierung des Kraftfahrzeugverkehrs an den täglichen Wegen (Einwohner und Ependler)	- Förderung des ÖPNV - Parkraummanagement und -bewirtschaftung - Förderung des Radverkehrs	- Förderung des ÖPNV - Parkraummanagement und -bewirtschaftung - Förderung des Fuß- und Fahrradverkehrs - Mobilitätsmanagement - Öffentlichkeitsarbeit - Dynamische Verkehrssteuerung - GVZ, Citylogistik (nur Lkw)	
	Kleinräumige Reduzierung des Kraftfahrzeugverkehrs durch Verkehrslenkung und Umverteilung	- Verkehrsverlagerung aus City (teilweise durch Trassenneubauten) - Einführung einer Umweltzone - Lokale Verkehrslenkung für Lkw an Belastungsschwerpunkten	- Verkehrsverlagerung aus City (teilweise durch Trassenneubauten und Tunnelbau) - Verkehrskonzept Münchner Osten	Sperrung der Innenstadt für Lkw-Durchgangsverkehr
	Sonstige Maßnahmen	Temporeduzierungen	Dynamische Verkehrssteuerung	- Koordination der Anlieferung - Linksabbiegeverbote

Tab. 2: Vergleichende Darstellung festgelegter Maßnahmen der Luftreinhaltepläne von Berlin, München, Düsseldorf nach Maßnahmentypen (eigener Entwurf)

Der Katalog möglicher technischer und planerischer Maßnahmen für die Feinstaubbekämpfung im Rahmen der Luftreinhalteplanung umfasst im Wesentlichen Maßnahmen wie technische Emissionsreduzierungen, verkehrsreduzierende Maßnahmen, verkehrslenkende und –beschränkende Maßnahmen gegenüber bestimmten Fahrzeug-

und Schadstoffklassen sowie sonstige Maßnahmen wie Geschwindigkeitsreduzierung, Verbesserung des Verkehrsflusses und eine immissionsmindernde Straßenraumorganisation.

Die technischen Maßnahmen bieten im Hinblick auf die PM₁₀-Belastung die größten Wirkungspo-

tenziale. Eine Konzentration auf diese Maßnahme allein wäre jedoch nicht sinnvoll, da die verkehrsbedingten PM_{10} -Belastungen nicht ausschließlich motorbedingt sind und vom Einsatz der Filtertechnik keinerlei Effekte auf weitere negative Auswirkungen des Straßenverkehrs ausgehen. Auch wirken technische Maßnahmen und lange Einführungsfristen erst sehr zeitverzögert auf die Emissionssituation.

Die drei Beispielstädte Berlin, München und Düsseldorf leiten aus ihren jeweiligen Analysen einen unterschiedlichen Handlungsbedarf für die Luftreinhalteplanung ab und verfolgen unterschiedliche Strategien mit den festgelegten Maßnahmen.

Die geplanten Maßnahmen der Beispielstädte liefern Beiträge für die Lösung weiterer verkehrsbezogener Probleme wie Lärm, Unfallrisiken und Flächenverbrauch. Zudem wird die Ergänzung ihrer geplanten Maßnahmen durch Maßnahmen zur Emissionsreduktion auf europäischer und Bundesebene gefordert, da auf kommunaler Ebene allein die Feinstaubproblematik nicht gelöst werden könne.

Literatur

- Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (APUG) Nordrhein-Westfalen [Hrsg.] (2004): Vorbeugender Umweltschutz durch Mobilisierung der Minderungspotenziale bei Straßenverkehrslärm und Luftschadstoffen (Kurzfassung). Düsseldorf.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2004): Luftreinhalteplan für die Stadt München. München.
- Bezirksregierung Düsseldorf (2004): Luftreinhalteplan Düsseldorf – Südliche Innenstadt. Düsseldorf.
- Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) vom 1.4.1982. BGBl I 1974, 721, 1193. Neufassung vom 26.9.2002. Zuletzt geändert am 25.6.2005.
- Deutscher Städtetag [Hrsg.] (2005): Reduzierung verkehrsbedingter Schadstoffbelastungen in der Städten (Arbeitshilfe). o. Ort.
- John, A., Kuhlbusch, T., Lutz, M. (2004): Quellenzuordnung anhand aktueller Immissions- und Emissionsdaten in Berlin. In: Umweltbundesamt [Hrsg.]: PM_x -Quellenidentifizierung. Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne. (Workshopbericht). Berlin.
- Lahl, U., Steven, W. (2005): Verkehrslenkung und –beschränkung. Rechtlich zulässige Handlungsmöglichkeiten der Luftreinhaltepolitik. In: Internationales Verkehrswesen, Jg. 57, Heft 4: 131-135.

Lahl, U. (2004): Verkehrsbeschränkungen als rechtlich zulässige Handlungsmöglichkeiten der Luftreinhaltepolitik (Vortrag). Berlin.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (2005): Feinstaub durch Straßenverkehr - Bundespolitischer Handlungsbedarf (Stellungnahme). Berlin.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2005): Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005-2010. Berlin.

Heute den Feinstaub von morgen vermeiden – die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Berücksichtigung der Feinstaubproblematik in der Verkehrswege- und Raumplanung

Marie Hanusch¹⁾

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtentwicklung, Umweltplanung und Verkehr, Leipzig

1. Einleitung

Seit dem 01.01.2005 sind verschärfte Grenzwerte der so genannten Feinstaub-Richtlinie¹ der EU rechtskräftig geworden. Städte, die eine Überschreitung der darin festgelegten Grenzwerte aufweisen, müssen Maßnahmen gegenüber den Emittenten, entsprechend deren Verursacheranteil, ergreifen.

Insbesondere in Großstädten wird die lokale Belastung mit Feinstäuben in erheblichem Maße vom Straßenverkehr verursacht (Lahl 2005, S. 49). Der Straßenverkehr trägt durch Partikel und sich bildende Sekundäraerosole aus Motorenabgasen sowie durch Reifenabrieb und Aufwirbelung zu etwa 45 bis 65 % der in Verkehrsnähe auftretenden Feinstaub-Spitzenbelastungen bei (SRU 2005a).

Dem Problem der Feinstaubbelastung durch den städtischen Straßenverkehr wird in Deutschland vorrangig mit dem Instrument der Luftreinhalteplanung, sowie durch gesetzliche Reglementierungen von Motorenemissionen begegnet. Um die Einhaltung der dem Gesundheitsschutz dienenden Feinstaubgrenzwerte der EU effektiv zu gewährleisten, erscheint es jedoch geboten, die verkehrsbedingten Emissionen bereits vorsorgend durch eine umweltgerechte Verkehrswege- und Raumplanung zu vermeiden. Dabei kann das Instrument der Strategischen Umweltprüfung (SUP) dienlich sein.

Im folgenden Beitrag werden nach einer kurzen Erläuterung der Luftreinhalteplanung die Chancen und Grenzen der SUP aufgezeigt, einen Beitrag zur Berücksichtigung der Feinstaubproblematik bereits auf Ebene der Verkehrswege- und Raumplanung zu leisten.

2. Luftreinhalteplanung

Um die Feinstaubbildung einzudämmen, sind nach §47 Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) Luftreinhaltepläne und Aktionspläne zu erstellen. Die Maßnahmen dieser Pläne müssen sich nach §47 Abs.4 BImSchG gegen die Emittenten entsprechend ihres Verursacheranteils richten.

Luftreinhaltepläne sind aufzustellen, wenn die gesetzlich festgelegten Grenzwerte einschließlich festgelegter Toleranzmargen überschritten werden (§47 Abs. 1 BImSchG). Mithilfe der Festlegung von mittel- und längerfristigen Maßnahmen zielen Luftreinhaltepläne auf eine dauerhafte Verminderung der Luftverunreinigungen.

Luftreinhaltepläne hätten bereits vor dem Verbindlichwerden der Grenzwerte erstellt werden sollen, um eine Überschreitung dieser vorbeugend zu vermeiden. Meist ist mit der Erstellung der Pläne jedoch mit großen Zeitverzögerungen begonnen worden. So ist für die Stadt Leipzig beispielsweise erst ein halbes Jahr nach in Kraft treten der Grenzwerte, der Entwurf des Luftreinhalteplans zur Stellungnahme veröffentlicht worden. Seit dem 15. September 2005 liegt nun der überarbeitete Luftreinhalteplan Leipzig vor (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2005).

¹ Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft (ABl. EG, Nr. L 163, S. 41).

Aktionspläne kommen zum Einsatz, wenn eine Überschreitung der Grenzwerte der Feinstaub-Richtlinie droht oder eingetreten ist (§47 Abs. 2 BImSchG). Die Pläne enthalten kurzfristig angelegte Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität. Die festgelegten Maßnahmen müssen geeignet sein, die Gefahr der Überschreitung der Werte zu verringern oder den Zeitraum, während dessen die Werte überschritten werden, zu verkürzen.

Für die Stadt Leipzig wurde bereits vor der Fertigstellung des Luftreinhalteplans ein Aktionsplan erstellt, da bereits im ersten Halbjahr 2005 die Grenzwerte überschritten wurden. Dieser enthält Maßnahmen, wie das Nassreinigung von Straßen im Baustellenbereich oder die Einführung von Tempolimits mit dem Ziel der sofortigen Herabsetzung der Feinstaubbelastung (Regierungspräsidium Leipzig 2005).

Die Maßnahmen sowohl der Luftreinhaltepläne als auch der Aktionspläne sind von unterschiedlicher Qualität und Quantität. Ihre Wirksamkeit ist nicht immer nachgewiesen und wird daher teilweise kontrovers diskutiert. Obwohl eine Einhaltung der aktuellen Grenzwerte durch diese Maßnahmen noch nicht absehbar ist, sieht die Feinstaub-Richtlinie ab 2010 eine weitere Verschärfung der Grenzwerte vor.² Diese Verschärfung ist aus gesundheitspolitischen Gründen wünschenswert. Doch ist nach dem derzeitigen Stand der Immissionsentwicklungen nicht damit zu rechnen, dass die verschärften Grenzwerte nach 2010 eingehalten werden können, sofern nicht wirksamere Maßnahmen ergriffen werden (SRU 2005b).

3. Die Strategische Umweltprüfung

Abhilfe könnte hier die zielgerichtete Anwendung einer weiteren europäischen Richtlinie schaffen. Ein gutes Jahr vor dem Gültigwerden der verschärften Grenzwerte der Feinstaub-Richtlinie ist die so genannte Richtlinie zur Strategischen

Umweltprüfung (SUP-Richtlinie)³ in Kraft getreten. Die SUP-Richtlinie verlangt die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme, beispielsweise von Raumplänen und Verkehrsplänen. Dabei werden unter anderem Auswirkungen auf Luft und Klima sowie auf die Gesundheit des Menschen geprüft, mit dem Ziel negative Auswirkungen der jeweiligen Planungen zu verringern. Wirksam wird die SUP einerseits vorsorgend durch die Prüfung von Planungsalternativen und die Empfehlung von Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen, und andererseits nachsorgend durch überwachende Maßnahmen und gegebenenfalls den Vorschlag von Abhilfemaßnahmen. Eine sachgerechte Anwendung der Umweltprüfung könnte folglich nachhaltig dazu beitragen, eine übermäßige Feinstaubbildung zu vermeiden, zu reduzieren oder einzudämmen.

Das Instrument der Umweltprüfung ist nicht grundsätzlich neu. Seit der Verabschiedung der so genannten UVP-Richtlinie⁴ im Jahr 1985, kann es mittlerweile auf 20 Jahre Existenz zurückblicken. Doch bis zum Jahr 2004 bestand die Pflicht zur Umweltprüfung nur auf Ebene der Projektzulassung. In Deutschland werden jährlich geschätzt 200 bis 500 Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt, vorrangig im Bereich des Straßen- und Industriebauwerks (Europäische Kommission 2004), die zu den Hauptverursachern des Feinstaubes zählen.

Mit der SUP-Richtlinie, die bis 2004 von den Mitgliedsstaaten in ihre nationalen Gesetze umzusetzen war, besteht nun auch für die den Projekten vorgelagerte Planungsebene die Pflicht zur Umweltprüfung. Das SUP-Protokoll zum Übereinkommen über die Umweltverträglichkeits-

² Vorbehaltlich einer Überprüfung über die technische Durchführbarkeit und über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt.

³ Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (ABl. EG, Nr. L 197, S. 30).

⁴ Richtlinie 85/337/EWG des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (ABl. EG, Nr. L 175, S. 40), geändert durch Richtlinie 97/11/EG des Rates vom 3. März 1997 (ABl. EG, Nr. L 073, S. 5).

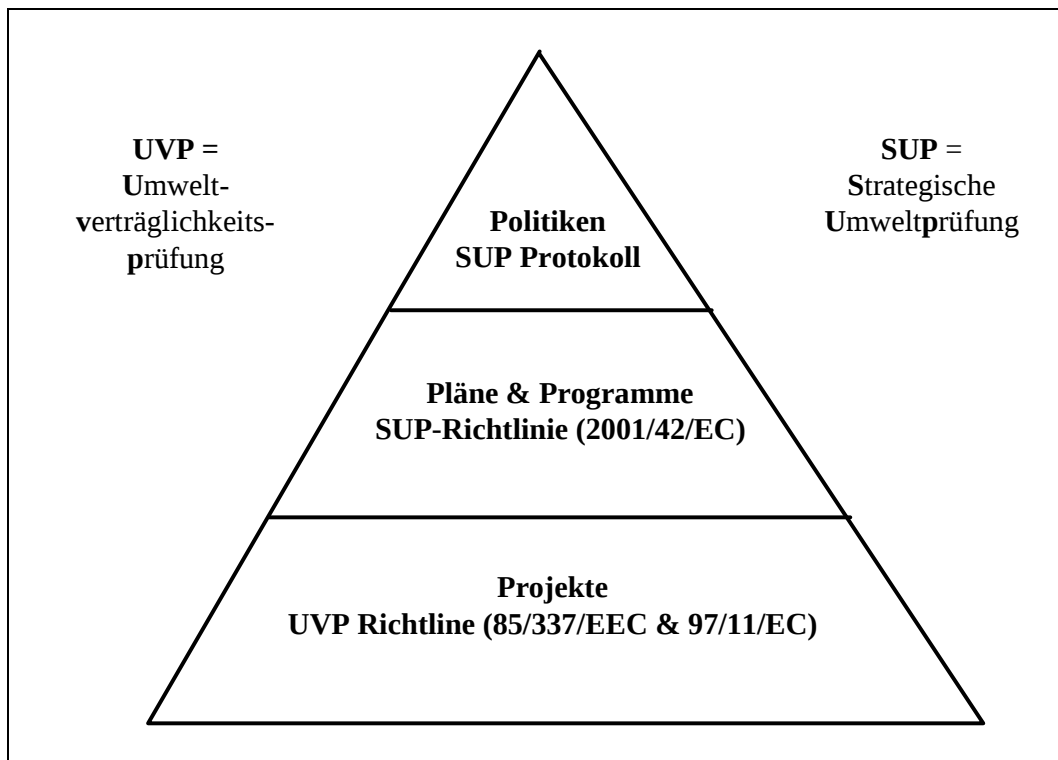


Abb. 1: Pyramide der Umweltprüfungen (eigener Entwurf)

prüfung im grenzüberschreitenden Rahmen⁵ schließt darüber hinaus sogar die Ebene der Politiken in die Umweltprüfung mit ein. Die Abbildung 1 veranschaulicht das System der Umweltprüfungen.

Mit der SUP-Richtlinie hat die EU auf Gemeinschaftsebene einen Mindestrahmen für die Umweltprüfung von Plänen und Programmen festgelegt, wobei die Einzelheiten unter Berücksichtigung des Subsidiaritätsprinzips den Mitgliedstaaten überlassen bleiben.

Die wichtigsten Ziele der Umweltprüfung von Plänen und Programmen sind:

- die Stärkung des Vorsorgeprinzips der europäischen Umweltpolitik (Artikel 174 des Vertrags zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft),

- einen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung zu leisten,
- die Einbeziehung von Umweltbelangen bei der Ausarbeitung bestimmter Pläne und Programme sowie
- die Sicherstellung eines hohen Umweltschutzniveaus.

Wirkungsweise der SUP und ihre Relevanz für die Feinstaubproblematik

Zur Erfüllung dieser Ziele macht die SUP-Richtlinie Vorgaben zur Durchführung einer Umweltprüfung während der Ausarbeitung von bestimmten Plänen und Programmen. Einerseits werden Vorgaben zu den Inhalten und andererseits zum Verfahren der Umweltprüfung gemacht. Der inhaltliche Kern der Umweltprüfung ist der verpflichtend zu erstellende Umweltbericht.

Der Umweltbericht muss eine Kurzdarstellung des Inhalts und der wichtigsten Ziele des Plans⁶, Informationen über den Umweltzustand und dessen Entwicklung ohne Durchführung des

⁵ Protokoll über die Strategische Umweltprüfung (SUP-Protokoll) zum Übereinkommen über die Umweltverträglichkeitsprüfung im grenzüberschreitenden Rahmen der Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa. Das SUP-Protokoll wurde durch Unterzeichnung von 35 Staaten und der Europäischen Kommission am 21. Mai 2003 in Kiew angenommen. Deutschland hat bislang nicht unterzeichnet.

⁶ „Plan“ steht hier und in den folgenden Abschnitten für „Plan und Programm“ im Sinne der SUP-Richtlinie.

Plans, Informationen über die Umweltmerkmale der Gebiete, die voraussichtlich erheblich beeinflusst werden sowie über derzeit relevant Umweltprobleme, unter besonderer Berücksichtigung von Gebieten mit einer speziellen Umweltrelevanz enthalten. Dieser Teil des Umweltberichts gibt einerseits Aufschluss darüber, inwieweit die Inhalte des Plans die Entwicklung von Feinstäuben bedingen. Andererseits wird durch die Betrachtung der Umweltmerkmale und der Umweltprobleme deutlich, ob die Entwicklung von Feinstäuben erhebliche Umweltauswirkungen hervorrufen könnte.

Darüber hinaus sind im Umweltbericht Informationen über international oder national festgelegte Ziele des Umweltschutzes bereit zu stellen, um eine Bewertung der Umweltauswirkungen vornehmen zu können. Bezogen auf die Feinstaubproblematik sollten hier mindestens die durch die Feinstaub-Richtlinie bzw. die 22. BImSchV⁷ definierten Grenzwerte als Ziele festgelegt werden.

Als Hauptaufgabe identifiziert, beschreibt und bewertet der Umweltbericht die voraussichtlich erheblichen Auswirkungen auf die Umwelt, beispielsweise auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Fauna/Flora und Biodiversität, aber auch auf Luft und Klima sowie auf die Bevölkerung und die Gesundheit des Menschen.⁸ Sofern zu den Auswirkungen des zu prüfenden Plans Feinstaubemissionen zählen, sind diese unbedingt zu berücksichtigen, da sie erhebliche Auswirkungen auf mindestens drei Schutzgüter haben können: auf Luft und Klima, auf die Bevölkerung und auf die Gesundheit des Menschen. Auch die Europäische Kommission betont, dass unter dem Aspekt der Gesundheit des Menschen insbesondere die Belastung durch Luftschadstoffe zu prüfen ist (Europäische Kommission 2003). Je nach Intensität und Lage können zudem die Schutzgüter Boden, Wasser, Fauna/Flora und Biodiversität betroffen sein. Überdies sind die Wechselbeziehungen zwischen den Schutzgütern zu berücksichtigen.

Weiterhin sind die Gründe für die Wahl der geprüften Alternativen darzustellen. Diese Vorgabe verlangt die Betrachtung von Planungsalternativen, um die Alternative mit den geringsten negativen Umweltauswirkungen - unter anderem den geringsten Feinstaubemissionen - zu identifizieren. Schließlich sind die Maßnahmen zu beschreiben, die geplant sind, um negative Umweltauswirkungen - unter anderem durch Feinstaubemissionen bedingt - zu verhindern, zu verringern und so weit wie möglich auszugleichen. Die ebenfalls vorzunehmende Beschreibung der geplanten Maßnahmen zur Überwachung der Umweltwirkungen der Durchführung des Plans dient dazu, insbesondere unvorhergesehene Auswirkungen - darunter auch unerwartet hohe Feinstaubemissionen - zu ermitteln und gegebenenfalls Abhilfemaßnahmen zu ergreifen. Abschließend ist mit dem Umweltbericht eine Beschreibung, wie die Umweltprüfung vorgenommen wurde, einschließlich etwaiger Schwierigkeiten sowie eine nichttechnische Zusammenfassung der beschriebenen Informationen vorzulegen.

Die SUP-Richtlinie formuliert außerdem Anforderungen, die den formalen Verfahrensablauf der SUP betreffen. Die bestehenden Planungsverfahren im Bund und in den Ländern sind diesbezüglich zu überprüfen und gegebenenfalls an die europäischen Vorgaben anzupassen. Die wesentlichen Verfahrensschritte sind:

1. Festlegung des Umfangs und Detaillierungsgrads der in den Umweltbericht aufzunehmenden Informationen (Art. 5 Abs. 4 SUP-Richtlinie; „Scoping“),
2. Erstellung des Umweltberichtes zum Planentwurf (Art. 5 SUP-Richtlinie),
3. Durchführung innerstaatlicher und grenzüberschreitender Konsultationen (Art. 6 und Art. 7 SUP-Richtlinie),
4. Berücksichtigung des Umweltberichtes und der Ergebnisse der Konsultationen bei der Entscheidungsfindung (Art. 8 SUP-Richtlinie),
5. Bekanntgabe der Entscheidung (Art. 9 SUP-Richtlinie) und

⁷ Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 11. September 2002 (BGBl I 2002, 3626).

⁸ vgl. Anhang I SUP-Richtlinie

6. Überwachung von Umweltauswirkungen (Art. 10 SUP-Richtlinie).

4. SUP-pflichtige Pläne mit Relevanz für die Feinstaubbildung

Die SUP-Richtlinie formuliert Bedingungen zur Identifikation jener Pläne und Programme für die eine Umweltprüfung durchzuführen ist. Den Mitgliedsstaaten steht es frei – bei Einhaltung dieser Bedingungen – den Anwendungsbereich weiter zu konkretisieren. Deutschland hat diese Möglichkeit mit dem neugefassten UVP-Gesetz⁹ vom 29. Juni 2005 wahrgenommen und in der Anlage 3 „SUP-pflichtige Pläne und Programme“ aufgelistet. Mit Blick auf die Feinstaubproblematik sind insbesondere jene Pläne und Programme relevant, die Einfluss auf die oben beschriebenen Hauptemittenten Straßenverkehr sowie Kraftwerke, Industrie und Haushalte nehmen können. Darunter fallen die „Raumordnungsplanungen nach den §§ 8 und 9 des Raumordnungsgesetzes“ und die „Bauleitplanungen nach den §§ 6 und 10 des Baugesetzbuches“ sowie die „Verkehrswegeplanungen auf Bundesebene einschließlich Bedarfspläne nach einem Verkehrswegeausbaugesetz des Bundes“ für die eine SUP obligatorisch ist. Überdies ist bei Rahmensetzung für UVP-pflichtige Vorhaben¹⁰ eine SUP für die oben erwähnten „Luftreinhaltepläne nach § 47 Abs. 1 des BImSchG“ verlangt.

Im Folgenden werden für die drei oben genannten SUP-pflichtigen Planungskategorien, also

- Raumordnungs- und Bauleitplanung,
- Bundesverkehrswegeplanung sowie
- Luftreinhalteplanung

Möglichkeiten beschrieben, wie mittels der SUP die Feinstaubbelastung reduziert werden kann.

Raumordnungs- und Bauleitpläne

Nach §1 Abs.1 ROG¹¹ ist es Aufgabe der Raumordnung, „unterschiedliche Anforderungen an den Raum aufeinander abzustimmen und die auf der jeweiligen Planungsebene auftretenden Konflikte auszugleichen (und) Vorsorge für einzelne Raumfunktionen und Raumnutzungen zu treffen.“ Neben dem koordinierenden Charakter der Raumordnung wird hiermit auch ihr vorsorgeorientierter und steuernder Ansatz verdeutlicht. Das ROG verpflichtet die Bundesländer, einen zusammenfassenden und übergeordneten Plan für das jeweilige Landesgebiet aufzustellen. Er setzt die Ziele, Grundsätze und sonstigen Erfordernisse der Raumordnung und Landesplanung, die das jeweilige Land betreffen, fest. Seine Aussagen und Ziele werden durch Regionalpläne konkretisiert, die in der Regel mehrere Kreise umfassen. Die Gemeinden bestimmen schließlich mit der im Baugesetzbuch geregelten Bauleitplanung im Rahmen ihrer Planungshoheit über die konkrete Flächennutzung. Dabei haben sie die übergeordneten Pläne zu beachten.

Alle Planungsinstrumente der Raumordnungs- und Bauleitplanung sind durch die neue Rechtslage SUP-pflichtig geworden; eine aus fachlichen Gründen gerechtfertigte und begrüßenswerte Entscheidung des Gesetzgebers (Erbguth 2005).¹² Die SUP sollte idealerweise parallel mit dem jeweiligen Plan oder Programm erstellt werden. Beispielhaft ist in der folgenden Abb. 2 der Planungsprozess zur Aufstellung eines Regionalplans mit integrierter SUP dargestellt.

Raumpläne können durch ihre Ausweisungen und Festsetzungen auf den unterschiedlichen Ebenen Einfluss auf die Hauptemittenten des Feinstaubs – Straßenverkehr, Kraftwerke, Industrie und Haushalte – nehmen. Als Teil der

⁹ Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung vom 29. Juni 2005 (BGBl. I 1757) zuletzt geändert durch Art. 1 des Gesetzes zur Einführung einer Strategischen Umweltprüfung und zur Umsetzung der Richtlinie 2001/42/EG vom 25. Juni 2005 (BGBl. I S. 1746).

¹⁰ nach § 14b Abs. 1 Nr. 2 UVP-Gesetz

¹¹ Raumordnungsgesetz (ROG) vom 18. August 1997 (BGBl. I, S. 2081), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes zur Anpassung des Baugesetzbuches an EU-Richtlinien (Europaanpassungsgesetz Bau) vom 24. Juni 2004 (BGBl. I, S. 1359).

¹² Raumpläne sind regelmäßig rahmensetzend für zukünftige Genehmigungen UVP-pflichtiger Projekte oder ihre Ausführungen machen eine FFH-Verträglichkeitsprüfung erforderlich – beides Gründe, die eine SUP bedingen.

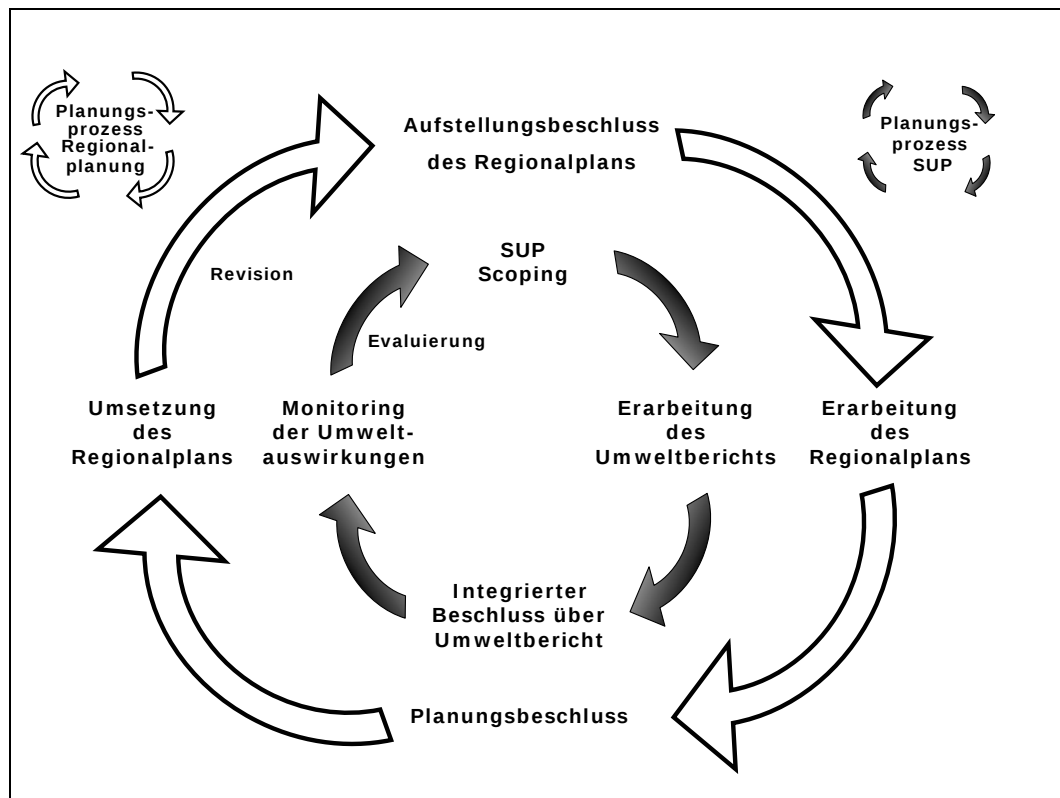


Abb. 2: Planungsprozess der Aufstellung eines Regionalplans mit integrierter SUP (eigener Entwurf)

Gesamtstrategie zur konsequenten Reduktion des Feinstaubs sehen einige Behörden daher auch folgerichtig Maßnahmen zur Beeinflussung des Ausbreitungsverhaltens im Bereich der Landesplanung und der Bebauungspläne vor (z.B. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz 2005).

Raumordnerische Festlegungen zur Infrastruktur können beispielsweise Festlegungen zum Straßen- und Schienennetz umfassen. So nutzen die meisten Regionalpläne die Möglichkeit, Ziele und Grundsätze zum funktionalen Straßen- und Schienennetz festzulegen, um eine funktionsgerechte Entwicklung des Netzes bedeutsamer Verkehrsverbindungen sicher zu stellen (Schmidt et al. 2004). Am Beispiel ausgewählter Ziele und Grundsätze im aktuellen Entwurf des Regionalplans Halle (Saale) wird die Einflussnahmemöglichkeit auf einen der Hauptemittenten des Feinstaubs, den Straßenverkehr, deutlich. Gezielt wird sowohl auf eine Verkehrsverlagerung auf umweltverträgliche Verkehrsträger, bzw. den Erhalt von ÖPNV-Verbindungen, als auch auf eine Reduzierung des motorisierten Verkehrs, insbesondere in verkehrlich hoch belasteten Räumen und Korridoren, Einfluss genommen.

„Eine gute Erreichbarkeit aller Teilräume untereinander durch Personen und Güterverkehr ist sicherzustellen, vor allem in verkehrlich hoch belasteten Räumen und Korridoren sind die Voraussetzungen zur Verlagerung von Verkehr auf umweltverträgliche Verkehrsträger wie Schiene und Wasserstrasse zu verbessern. Die Siedlungsentwicklung ist durch Zuordnung und Mischung der unterschiedlichen Raumnutzungen so zu gestalten, dass die Verkehrsbelastung verringert und zusätzlicher Verkehr vermieden wird.“ (Grundsatz 1.27., Entwurf Regionalplan Halle)

„Die regional bedeutsame Straßenbahnverbindung Halle-Merseburg-Leuna-Bad Dürrenberg ist zu erhalten.“ (Ziel 5.1.5.9., Entwurf Regionalplan Halle)

Damit diese oder ähnliche Festlegungen verstärkt Eingang in Regionalpläne finden und im Abwägungsprozess mit ökonomischen und sozialen Interessen nicht verloren gehen, ist das Instrument der SUP von großer Bedeutung.

Für den Regionalplan Halle wird derzeit ein Umweltbericht, als Kern der SUP, erarbeitet. Dabei wäre es empfehlenswert, unter anderem die Auswirkungen der vorgesehenen Inhalte des

Regionalplans auf die Feinstaubentwicklung zu berücksichtigen. Nicht zuletzt, da im Bereich einer Immissionsmessstation in der Stadt Halle bis zum 14. Juli 2005 bereits 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt worden sind¹³ und damit das Jahreslimit der neuen Grenzwerte schon nach weniger als sechs Monaten erreicht war.

Im Rahmen der SUP zum Regionalplan Halle könnte wie folgt vorgegangen werden: Zunächst werden die Verursacher von Feinstaub sowie die Wirkungsweise der Verursachung identifiziert. Dann werden gegenüber der Feinstaubbelastung empfindliche Schutzgüter bzw. empfindliche Gebiete identifiziert. Schließlich werden die voraussichtlich erheblichen Auswirkungen auf alle betroffenen Schutzgüter beschrieben und bewertet. Dabei wird auf die Wahrscheinlichkeit, Dauer, Häufigkeit und Umkehrbarkeit der Auswirkungen, auf ihren Umfang und die räumliche Ausdehnung sowie auf ihren kumulativen Charakter eingegangen. Auf die in der Stadt Halle bekannte, vorhandene Feinstaub-Problematik und die Grenzwertüberschreitung wird Bezug genommen. Anhand der im Rahmen der SUP geforderten Alternativenprüfung wird jene Planungsalternative identifiziert, bei der unter anderem die Feinstaubbelastung gering einzustufen ist. Für nicht im Rahmen der Alternativenprüfung zu lösende Belastungssituationen werden Maßnahmen vorgeschlagen, um die negativen Auswirkungen zu verhindern, zu verringern oder möglichst weit auszugleichen. Schließlich werden Maßnahmen zum Monitoring der Umweltauswirkungen der Durchführung des Plans beschrieben, die auch eine Überwachung der Feinstaubbelastung sowie Vorschläge zu geeigneten Abhilfemaßnahmen einschließen. Gegebenenfalls können hier Bezüge zu vorhandenen Überwachungsinstrumenten hergestellt werden.

Etwa diesem Muster folgend, könnte in der Regionalplanung mittels der SUP die Feinstaubbil-

dung vermieden oder reduziert und zugleich vorausschauend über gegebenenfalls erforderliche Abhilfemaßnahmen nachgedacht werden. Diese idealtypische Berücksichtigung der Feinstaubproblematik mittels der SUP zur Regionalplanung wird in der Realität zwar kaum anzutreffen sein. Doch verdeutlicht das idealisierte Muster der Potenziale einer SUP zur Regionalplanung. Diese Potenziale würdigend, ist relativierend klarzustellen, dass eine SUP zum Regionalplan sicherlich weder kurzfristig noch im Alleingang die Lösung hinsichtlich der Feinstaubproblematik darstellen kann. Denn einerseits ist die Wirksamkeit eines Regionalplans (inklusive SUP) eher mittel- und langfristig einzustufen und andererseits bleiben seine Festsetzungen teilweise zu unkonkret, um hinsichtlich der Feinstaubproblematik wirksam zu werden. Festzuhalten bleibt aber, dass anhand einer umweltgerechten Regionalplanung, die Verkehrsgenese insgesamt reduziert, und die Konzentration des Verkehrsaufkommens und damit auch die Feinstaubbelastung in bereits vorbelasteten oder besonders empfindlichen Gebieten vermieden werden kann.

Bundesverkehrswegeplanung

Die Verkehrswegeplanungen auf Bundesebene sind auf der konzeptionellen Ebene der Gesamtnetze aller Verkehrsträger angesiedelt und entscheiden über den Bedarf an Haushaltsmitteln für Verkehrsprojekte nach Dringlichkeit und Bauwürdigkeit (BMVBW 2003). Auf der Ebene der gesamtnetzbezogenen Verkehrsinfrastrukturplanung des Bundes ist formal rechtlich zwischen dem Bedarfsplan und dem Bundesverkehrswegeplan zu unterscheiden, die gemeinsam die Bundesverkehrswegeplanung darstellen.

Der Nutzen einer SUP im Verkehrssektor wird im Entwurf des Merkblatts zur Strategischen Umweltprüfung von Plänen und Programmen im Verkehrssektor (MSUP)¹⁴ unter anderem in folgenden Punkten gesehen:

- eine inhaltliche Verbesserung von Verkehrs-

¹³ Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, URL: <http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich03/aktionsplan/main.htm> vom 08.08.2005.

¹⁴ Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen, Stand: September 2004.

planungsprozessen durch eine frühzeitige und umfassende Berücksichtigung von Umweltbelangen sowie

- die Möglichkeit zur Verfolgung angemessener Strategien zur Minderung steigender Umweltbelastungen im Verkehrssektor (Stein 2005).

Unabhängig von der SUP ist die Feinstaubbelastung erstmals bei der Bundesverkehrswegeplanung 2003 – zumindest stark aggregiert – im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse berücksichtigt worden (BMVBW 2005). Die Bewertungsmethodik für verkehrsbedingte Luftschadstoffe ist dafür grundlegend modifiziert worden. Nun werden unter anderem Krebserkrankungen anhand eines Schadenskostenansatzes bewertet, der die krebserregenden Substanzen Staub, Benzol und PAK¹⁵ berücksichtigt. Die Immissionen werden unmittelbar über die schädigenden Elemente bewertet, d.h. auf die Festsetzung von Grenzwerten wird verzichtet. Abgeschätzt wird das Risiko an Krebs zu erkranken bei einer lebenslangen Exposition gegenüber einer Konzentration von 1 µg Schadstoff je m³ Atemluft.

Die Integration kanzerogener Substanzen in die Nutzen-Kosten-Analyse zum Bundesverkehrswegeplan 2003 ist sehr zu begrüßen. Doch können durch die aggregierte Erhebung lediglich mittelbare Aussagen zur geschätzten Feinstaubbelastungssituation getroffen werden, die sich nicht an Grenzwerten orientieren. Ein Forschungsvorhaben hat diesbezüglich festgestellt, dass es keine Festlegung von Umweltzielen gibt, anhand derer die Messbarkeit der Zielerfüllung durch Entscheidungen tatsächlich ermöglicht wird (Umweltbundesamt 2004). Ebenso wenig gibt es eine summarische, auf festgelegte Umweltziele bezogene Gesamtdarstellung der Umweltwirkungen des Bundesverkehrswegeplans und der dort gelisteten Vorhaben bzw. Maßnahmen und einen Abgleich mit den Zielen. Hier wäre eine differenziertere, an Grenzwerten messbare Betrachtung nötig, wie es mittels einer SUP gewährleistet werden könnte. Bezogen auf die Feinstaubproblematik könnten die durch die 22. BImSchV defi-

nierten Grenzwerte problemlos als Ziele festgelegt werden. Diese Empfehlung findet sich auch im Entwurf des Merkblatts zur Strategischen Umweltprüfung von Plänen und Programmen im Verkehrssektor.¹⁶ Anhand dieser Ziele könnte dann der oben beschriebene Prüfprozess der SUP durchlaufen werden. Jedoch bleibt fraglich, inwieweit die Ebene der Bundesverkehrswegeplanung, mit ihrem gesamtnetzbezogenen Charakter in der Lage ist, die meist lokal auftretenden Feinstaubbelastungsspitzen zu vermeiden. Mittels einer nachhaltigen Bundesverkehrswegeplanung könnten aber bereits auf Netzebene wesentliche Weichen in eine feinstaubreduzierende Richtung gestellt werden. Als Dreh- und Angelpunkt könnte hier die im Rahmen der SUP geforderte Alternativenprüfung fungieren. Durch vorausschauend gewählte Systemalternativen (z.B. Verkehrsträger; Verkehrsmanagement), technische Alternativen (z.B. Hoch- oder Tieflage einer Trasse) und Standortalternativen können sowohl eine übermäßige Feinstaubbildung vermieden als auch eine hohe räumliche Partikelkonzentration verhindert werden.

Um die auf Netzebene gestellten Weichen dauerhaft in eine feinstaubreduzierende Richtung zu lenken, ist eine entsprechende Weiterführung im Rahmen der nachgeordneten Planungs- und Zulassungsebenen im Verkehrssektor (Linienbestimmung, Planfeststellung, Verkehrswegeplanungen der Länder, Nahverkehrskonzepte, u.a.) ebenso erforderlich, wie eine Abstimmung mit der Raumplanung. Der Gesetzgeber hat für die Pläne und Programme der nachgeordneten Planungs- und Zulassungsebenen im Verkehrssektor jedoch keine SUP-Pflicht festgeschrieben. Allerdings kann sich dennoch eine SUP-Pflicht ergeben, sofern die Planwerke eine rahmensetzende Wirkung entfalten¹⁷, was von Fachleuten als

¹⁶ siehe Fußnote 14

¹⁷ Eine SUP ist durchzuführen bei Plänen und Programmen, wenn sie für Zulassungsentscheidungen von in der Anlage 1 aufgeführten oder anderen Vorhaben einen Rahmen setzen und nach einer Vorprüfung im Einzelfall voraussichtlich erhebliche Umweltauswirkungen haben (§ 14b Abs. 2 UVP-Gesetz).

Pläne und Programme setzen einen Rahmen für Zulassungsentscheidungen von Vorhaben, wenn sie Festlegungen mit Bedeutung für spätere Zulassungsentscheidungen, insbeson-

¹⁵ Benz-(a)-pyren als Leitsubstanz für die polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK)

nicht unwahrscheinlich eingestuft wird (Gather 2001; Surburg 2002). Unabhängig von einer gesetzlich geregelten SUP-Pflicht nachgeordneter Verkehrspläne gilt es längerfristig eine umweltorientierte und integrierte Stadt- und Regionalverkehrsplanung zu etablieren. Denn nur mittels eines integrierten Ansatzes können substanzielle Verbesserungen bei den verkehrsbedingten Schadstoffemissionen erreicht werden.

Luftreinhaltepläne

Die gesetzliche SUP-Pflicht für Luftreinhaltepläne verwundert zunächst. Zwar sind nach dieser Regelung nicht alle Luftreinhaltepläne per se SUP-pflichtig, sondern nur jene, die „rahmensetzend“ sind.¹⁸ Eine solche Rahmensetzung bei Luftreinhalteplänen könnte etwa durch die Begründung von Umgehungsstraßen oder wesentliche Änderungen bestehender Straßen gegeben sein. Nichtsdestoweniger drängt sich die Frage auf, warum eine SUP für Luftreinhaltepläne erforderlich ist, schließlich leisten diese selbst einen Beitrag für einen Teilaspekt des Umweltschutzes. Genau bei diesem Teilaspekt liegt die Antwort auf die Frage. Denn hier greift der umfassende Ansatz der SUP. Bei einer SUP werden nicht nur die auf das einzelne Schutzgut beziehungsweise den einzelnen Schutzbereich bezogenen Wirkungen analysiert – in diesem Fall vor allem auf Luft und Klima sowie die auf Gesundheit des Menschen – sondern auf alle laut UVP-Gesetz geforderten Schutzgüter. Dies ist insbesondere für den Alternativenvergleich im Rahmen von Umweltfachplänen, wie dem Luftreinhalteplan, bedeutsam. Denn der Alternativenvergleich sollte nicht nur einzelfachliche Umweltqualitätsziele berücksichtigen, sondern eine aus Sicht des komplexen Umweltschutzes optimierte Lösung hervorbringen.

dere zum Bedarf, zur Größe, zum Standort, zur Beschaffenheit, zu Betriebsbedingungen von Vorhaben oder zur Inanspruchnahme von Ressourcen, enthalten (§ 14b Abs. 4 UVP-Gesetz).

¹⁸ Eine SUP ist durchzuführen bei Plänen und Programmen, die in der Anlage 3 Nr. 2 aufgeführt sind und für Zulassungsentscheidungen von in der Anlage 1 aufgeführten Vorhaben oder von Vorhaben, die nach Landesrecht einer UVP oder Vorprüfung des Einzelfalls bedürfen, einen Rahmen setzen (§ 14b Abs. 1 Nr. 2 UVP-Gesetz). Siehe zudem Fußnote 17 bezüglich 14b Abs. 4 UVP-Gesetz.

Auch die EU Kommission hat sich bezüglich der Frage der SUP-Pflichtigkeit von Umweltschutzplänen eindeutig positioniert. Laut Kommission sind alle Pläne und Programme SUP-pflichtig, die den in der SUP-Richtlinie definierten Kriterien¹⁹ entsprechen. Die Richtlinie enthält keine Hinweise, dass nur Pläne und Programme mit negativen Auswirkungen in ihren Anwendungsbereich fallen. Vielmehr will die Kommission eindeutig auch positive Umweltauswirkungen öffentlich geprüft sehen, um insbesondere Problemverlagerungen zwischen den Umweltgütern einzubeziehen (Europäische Kommission 2003). Letztendlich kann die Frage der SUP-Pflichtigkeit im Einzelfall jedoch nur durch den Europäischen Gerichtshof geklärt werden.

Zusammenfassend hat eine SUP für Luftreinhaltepläne vorrangig das Ziel, eine gesamtheitliche Betrachtung der Umwelt zu erwirken. Die geplanten Maßnahmen zur Feinstaubreduzierung in Luftreinhalteplänen werden im Rahmen der SUP hinsichtlich eventueller Synergieeffekte für weitere Umweltgüter sowie sekundärer und kumulativer Effekte geprüft und bewertet. Dadurch wird die Qualität der Luftreinhaltepläne insgesamt verbessert und das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung in die Luftreinhaltepläne integriert.

5. Nutzen der SUP für die Vermeidung von Feinstaub

Der Nutzen der SUP für die Vermeidung von Feinstäuben ist je nach dem zu prüfenden Plan oder Programm unterschiedlich. Für die Pläne und Programme aus dem Bereich der Raumordnung und der Bauleitplanung liegt der Nutzen der SUP in einer frühzeitigen und alle raumordnerischen Belange betreffenden Berücksichtigung potenzieller Feinstaub-Emittenten. Der Vorteil ist, dass insbesondere auf den höheren Planungsebenen vorausschauend den Ursachen der Feinstaubbelastung entgegen gewirkt werden kann. Durch Festlegungen im Regionalplan können etwa Wahl und Lage von Verkehrsträgern beeinflusst werden.

¹⁹ Entsprechend Artikel 2 a und Artikel 3 Richtlinie 2001/42/EG.

Für die Bundesverkehrswegeplanung liegt der Nutzen einer SUP ebenfalls in der frühzeitigen und vorausschauenden Möglichkeit, Einfluss auf die Verkehrsentwicklung zu nehmen. Eine durch die SUP bedingte, verstärkte und an Grenzwerten messbare Integration der Feinstaub-Thematik in die Bundesverkehrswegeplanung könnte eine grundsätzliche Verkehrsvermeidung oder Verkehrsverlagerung hervorrufen. Überdies ist eine - gegebenenfalls freiwillige - Berücksichtigung der Feinstaubproblematik in den nachgeordneten, nicht obligatorisch einer SUP zu unterziehenden, Planungs- und Zulassungsinstrumenten des Verkehrssektors empfehlenswert.

Den größten Nutzen könnten Raum- und Verkehrsplanung allerdings durch ein gutes Zusammenspiel bewirken. Denn um die Einflussmöglichkeiten von Planungsinstrumenten in einem Raum gezielt zu nutzen, ist eine maßgebliche Voraussetzung das Zusammenwirken der Fachplanung Verkehr mit der Raumplanung (Weick 1999).

Luftreinhaltepläne sollten bereits ohne SUP der Feinstaubproblematik entgegenwirken. Eine SUP für Luftreinhaltepläne bringt vermutlich diesbezüglich kaum einen Mehrwert. Der Vorteil der SUP liegt hier vielmehr darin, die geplanten Maßnahmen so zu gestalten, dass sie den größten Nutzen für alle Umweltgüter der SUP hervorbringen. Dies kann sowohl zu positiven Synergieeffekten und der Betrachtung von sekundären und kumulativen Effekten führen, als auch das Leitbild einer insgesamt nachhaltigen Entwicklung stärken.

Weiterführende Empfehlungen gibt der Sachverständigenrat für Umweltfragen. Dieser sieht allein auf der Basis segmentierter Schutzkonzepte, wie etwa einer isolierten Luftreinhalteplanung, kaum substanzielle Verbesserungen bei den verkehrsbedingten Schadstoffemissionen. Er fordert daher ein koordiniertes konzeptionelles Vorgehen, idealerweise im Sinne einer integrierten Verkehrsumweltpolitik (SRU, 2005a). Ähnlich sehen es auch Schallaböck und Dalkmann, die dabei die SUP als einen Baustein zur Lösung des Problems hervorheben: „Eine vorausschauende

Verkehrsplanung, die Umweltauswirkungen in ihrer Gesamtheit frühzeitig betrachtet und entsprechende Alternativen entwickelt, liefert einen weiteren Beitrag [zur Reduzierung des Feinstaubes; Anm. d.A.]. Dazu könnte die Strategische Umweltprüfung (...), wichtige Hilfestellungen bieten“ (Schallaböck, Dalkmann 2005).

Literatur

- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2005):
<http://www.stmugv.bayern.de/de/luft/feinst/massn.htm>
 vom 05.08.2005
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005): Drucksache 15/5290 - Auswirkungen der EU-Luftreinhalterichtlinie in Deutschland.
- BMVW (2005): Die gesamtwirtschaftliche Bewertungsmethodik - Bundesverkehrswegeplan 2003. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Bonn.
- BMVW (2003): Bundesverkehrswegeplan 2003. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Berlin.
- Erbguth, W. (2005): Auswirkungen des Umweltrechts auf eine nachhaltige Regionalentwicklung. In: Natur und Recht, 4/2005, S. 211 - 215.
- Europäische Kommission (2003): Umsetzung der Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme. Brüssel.
- Gather, M. (2001): Erfahrungen mit der Strategischen Umweltprüfung von Verkehrsplänen in Deutschland. In: UVP-report, 15 (2001) 3, S. 138 - 143.
- Lahl, U. (2005): Feinstaubrichtlinie -Luftreinhaltung auf allen Ebenen. In: Umweltschutz, AKP 4/2005, S. 47 - 49.
- Regionale Planungsgemeinschaft Halle (2004): Entwurf Regionaler Entwicklungsplan Halle (Stand: 02.06.2004).
http://www.regionale-planung.de/halle/pdf/Rep_Text.pdf
 vom 08.04.2005.
- Regierungspräsidium Leipzig (2005): Aktionsplan zur Luftreinhaltung für die Stadt Leipzig.
http://www.rpl.sachsen.de/de/internet/files/aktionsplan_stadt_leipzig.pdf vom 05.08.2005.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2005): Luftreinhalteplan für die Stadt Leipzig.
http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/Luftreinhalteplan_Leipzig_Veroeff.pdf vom 07.10.2005.
- Schallaböck, K. O., Dalkmann, H. (2005): Je feiner desto schlimmer. Wuppertal Bulletin Jg. 8 (1): S. 10-13.
- Schmidt, C., et al. (2004): Die Strategische Umweltprüfung in der Regionalplanung. Fachhochschule Erfurt. Erfurt.

SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (2005a): Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf Stellungnahme. Juni 2005.

SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (2005b): Umwelt und Straßenverkehr, Hohe Mobilität – Umweltverträglicher Verkehr, Sondergutachten. Hausdruck Juni 2005.

Stein, W. (2005): Entwurf des Merkblatts zur Strategischen Umweltprüfung von Plänen und Programmen im Verkehrssektor. In UVP-report 1 (April 2005), S. 38 - 41.

Surburg, U. (2002): Die neue EU-Richtlinie über die Strategische Umweltprüfung und deren Auswirkungen auf die Verkehrsplanung. In: Straßenverkehrstechnik, (2002) 10, S. 537-548.

Umweltbundesamt (2004): Anforderungen der SUP-Richtlinie an Bundesverkehrswegeplanung und Verkehrsentwicklungsplanung der Länder. Berlin.

Weick, T. (1999): Zentrale Planelemente von Raumordnungsplänen - Infrastruktur. In: Grundriß der Landes- und Regionalplanung, ARL (Hrsg.), S. 197 - 201. Hannover.

Zusammenfassung – Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt

Martin Lanzendorf¹⁾, Wolfram Birmili²⁾, Patrick Franke¹⁾

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Arbeitsgruppe Nachhaltige Mobilität, Leipzig

²⁾ Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Forschungsgruppe Troposphärisches Aerosol: In-Situ Charakterisierung, Prozesse und Klimatologie, Leipzig

1. Einleitung

Verkehrsbedingte Feinstäube sind eine der wesentlichen Ursachen für gesundheitliche Beeinträchtigungen von Stadtbewohnern. Spätestens mit dem Inkrafttreten verschärfter Grenzwerte in bundesdeutsches Recht zum 1.1.2005 ist dies auch in das Bewusstsein der Öffentlichkeit gerückt. Allerdings nimmt die bisherige gesetzliche Regelung nur ungenügend Bezug auf den Stand der Erkenntnis zu den möglichen toxischen Wirkungen feiner und ultrafeiner Stäube auf die menschliche Gesundheit. Während sich die bisherige öffentliche Diskussion noch auf die Partikelkonzentration PM_{10} (d.h., die Massenkonzentration aller Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $10\text{ }\mu\text{m}$) sowie die Möglichkeiten zu deren Reduzierung in städtischen Gebieten konzentriert, gibt es wissenschaftliche Gründe zur Annahme, dass gesundheitliche Beeinträchtigungen vorwiegend durch Feinstäube aus der Größenfraktion mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $1\text{ }\mu\text{m}$ oder sogar kleiner als $0,1\text{ }\mu\text{m}$ hervorgerufen werden. Der wissenschaftliche Erkenntnisstand zur gesundheitlichen Wirkung, Messung, Ausbreitungsmodellierung sowie politisch-planerischen Steuerung der besonders feinkörnigen Staubfraktionen ist jedoch in vielen Bereichen noch weitgehend ungesichert. Ziel der vorliegenden Dokumentation ist es, den aktuellen Wissensstand bezüglich der Themen aus den verschiedenen beteiligten Forschungsdisziplinen zusammen zu tragen, und Lösungswege zur Verminderung der Belastung gegenüber risikobehafteten Feinstaubfraktionen anzudeuten.

2. Feinstäube, Partikel, Aerosole – Zur Begriffsklärung

Umweltaerosole sind in der Regel ein komplexes Gemisch aus Partikeln unterschiedlicher Korngröße sowie chemischer Zusammensetzung, die ihre Herkunft – genauer gesagt ihre Entstehungsmechanismen („Quellen“) sowie die nachfolgenden Transformationsprozesse – widerspiegeln. Der Begriff „Grobstaub“ umfasst hierbei die größten der Umweltpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von in der Regel mindestens $2,5$ oder $1\text{ }\mu\text{m}$. Die Hauptentstehungsprozesse für Grobstaubpartikel sind Abrieb, Zerstückelung und Aufwirbelung. Hierzu gehören etwa Hausstaub, biologische Partikel wie Pollen, Bodenstaubpartikel (Straßenstaub, Reifenabrieb) oder episodisch nach Mitteleuropa vordringender Mineralstaub aus der Sahara.

Im Gegensatz zu den Grobstäuben entstammen Umweltpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $1\text{ }\mu\text{m}$ häufig aus natürlichen sowie anthropogenen Verbrennungsprozessen oder aus Bildungsprozessen in der Atmosphäre selbst. Zu den wichtigsten chemischen Untergruppen gehören Ruß sowie lösliche Sulfate, Nitrate und organische Kohlenstoffverbindungen. Im engeren Sinne wird oft die Gesamtheit der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $1\text{ }\mu\text{m}$ als Feinstaub bezeichnet. Im Rahmen der aktuellen Diskussionen in Politik und Öffentlichkeit wird jedoch der Begriff Feinstaub häufig synonym mit $PM_{2,5}$ bzw. PM_{10} verwendet, obwohl in letzteren Definitionen eigentlich auch Teile der chemisch

grundlegend andersartigen Grobstaubpartikel enthalten sind.

Partikel im Größenbereich kleiner als $0,1\ \mu\text{m}$ werden schließlich als „Ultra-Feinstäube“ oder „Feinstäube“ bezeichnet und zeichnen sich durch eine hohe Lungengängigkeit aus. In Stadtluft haben ultrafeine Aerosolpartikel häufig den höchsten Anteil an der Partikelanzahl. Sowohl hinsichtlich ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften als auch hinsichtlich ihrer zu erwartenden Gesundheitswirkungen auf den Menschen sind Umweltaerosole eine extrem uneinheitliche Schadstoffgruppe, was durch die gesetzliche Überwachung von Umweltaerosolen bisher weitgehend ignoriert wurde.

3. Humantoxikologie von Feinstäuben

Zahlreiche epidemiologische Studien belegen einen statistischen Zusammenhang zwischen der Belastung durch Umweltaerosole und nachteiligen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit (WHO, 2004). Neben einer Erhöhung der Mortalitätsraten sind dies etwa eine vermehrte Zahl von Krankenhausaufnahmen, die Verschlimmerung bestehender Erkrankungen von Herz und Lunge, die Verschlechterung der Lungenfunktion oder sonstige Veränderungen im menschlichen Körper ohne direkt erkennbare gesundheitliche Konsequenzen. Besondere Risikogruppen sind kranke und ältere Menschen sowie Kinder. Mit den bisherigen Studien ist noch ungeklärt, wie eine Belastung durch Umweltpartikel im Körper zu einer Beeinträchtigung der Gesundheit führt und welche Eigenschaften der Partikel diese vermitteln. Es gibt jedoch Hinweise darauf, dass gesundheitliche Wirkungen insbesondere auf ultrafeine Partikel zurückzuführen sind bzw. durch diese zusätzlich erzeugt werden (Wichmann et al. 2000).

Mit toxikologischen Studien werden die statistisch nachgewiesenen Wirkungen von Umweltpartikeln auf ihre biologische Plausibilität, auf verantwortliche Partikel-Komponenten, Wirkungsmechanismen und Dosis-Wirkungs-Beziehungen hin untersucht.

Studien an Versuchstieren bzw. Zellkulturen demonstrieren, dass bestimmte Wirkungen auf die menschliche Gesundheit nicht von den Partikeln per se, sondern von bestimmten nach deren physikalischen und chemischen Eigenschaften differenzierbaren Partikelunterklassen verursacht werden. Demnach ist ein zentrales Merkmal für die gesundheitliche Relevanz von Partikeln ihre Größe, Form, und der Gehalt toxischer Substanzen. Grobe Partikel werden vom menschlichen Organismus bereits in den oberen Atemwegen (Nase, Kehlkopf, Tracheen) wieder abgeschieden. Bei feinen Partikeln gibt es hingegen Größenfraktionen zwischen 10 und 100 nm, die besonders tief bis in den Alveolarbereich der Lunge vordringen können und sich mit einer besonders hohen Wahrscheinlichkeit dort ablagern. Nicht wasserlösliche Partikel, speziell solche mit faserförmigem Aufbau, können über lange Zeiträume im Lungengewebe verbleiben und dieses dadurch erheblich schädigen. Im Wasser lösliche Substanzen hingegen können vom Organismus relativ unproblematisch ausgeschieden werden. Einhergehend mit ihrer Löslichkeit im Wasser quellen diese Partikel bereits beim Eindringen im sehr feuchten Atemtrakt auf, wodurch sich weiterhin die Wahrscheinlichkeit ihrer Ablagerung bereits in den oberen Atemwegen erhöht.

Je nach ihrer chemischen Zusammensetzung können Partikel sehr unterschiedliche Wirkungen im menschlichen Organismus entfalten. So sind beispielsweise Dieselpartikel Agglomerate aus kanzerogenen Kohlenstoffteilchen, an deren Oberfläche typischerweise verbrannte organische Moleküle wie polyzyklische Aromaten abgelagert sind. Diese mit Toxinen beladenen Partikeloberflächen kommen zuallererst mit der Lungenflüssigkeit in Kontakt. Selbst biologisch unbedenkliche Substanzen können in Form unlöslicher feinsten Partikel pathogen wirken. Ultrafeine Partikel können darüber hinaus durch Zellmembranen dringen und sich in weiteren menschlichen Organen wie Leber und Gehirn ablagern. Die akuten sowie chronischen Wirkungsweisen von im Körper deponierten Partikeln sind äußerst komplex und werden daher noch lange Gegenstand weiteren Forschungen sein.

4. Messung – Bestimmung von Menge und Herkunft der Feinstäube

Die aktuelle EU-Richtlinie 1999/30/EG schreibt die Beobachtung und Grenzwerteinhaltung der Massenkonzentration sämtlicher in der Luft suspendierter Partikel in $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ bis zu einer Größe von $10\text{ }\mu\text{m}$ vor (PM_{10}). Derzeit gibt es gemäß dem Vorbild der USA auch in Europa Bestrebungen, die Metrik PM_{10} durch $\text{PM}_{2,5}$ zu ergänzen bzw. ganz zu ersetzen, weil diese besser die lungengängige Partikelfraktion beschreibt und die Effekte der größten Partikel, also solcher über $2,5\text{ }\mu\text{m}$ Durchmesser, ausblendet. Es gibt jedoch genug Anhaltspunkte, dass auch $\text{PM}_{2,5}$ nur eine grobe Vereinfachung der gesundheitlich wirksamen Dosis von Umweltpartikeln darstellt, die für eine genaue Risikobewertung möglicherweise ungenügend ist (HEI 2002). Eine Betrachtung der Partikelanzahl beispielsweise zeigt, dass ultrafeine Partikel zahlenmäßig am häufigsten in der Luft vertreten sind, jedoch eine kaum messbare Masse besitzen und somit in einer PM_{10} -Messung kaum nennenswert ins Gewicht fallen. Die Partikelgrößenfraktion unterhalb 100 nm , von der sowohl durch ihre Lungengängigkeit, als auch durch ihren hohen Anteil an unlöslichen und kohlenstoffhaltigen Partikeln ein hohes Gesundheitsrisiko angenommen werden kann, wird demnach von den bisherigen Überwachungsmethoden in ihrer Bedeutung praktisch nicht erfasst. In Zukunft wünschenswert wären nach Partikelgröße und nach chemischen Inhaltsstoffen differenzierende Messmethoden, die Rückschlüsse sowohl auf die Herkunft als auch auf die gesundheitlichen Wirkungen der Partikel zuließen.

Innerhalb eines Stadtgebietes zeigen die Partikelkonzentrationen eine deutliche Abnahme von quellenahen, d.h. vor allem verkehrsnahen, Messpunkten zu solchen im städtischen Hintergrund. Aufgrund der unterschiedlichen Lebensdauern ultrafeiner (kurze Lebensdauer) gegenüber größeren Partikeln (lange Lebensdauer) besteht nur ein geringer raum-zeitlicher Zusammenhang zwischen der Gesamtpartikelmasse und der Gesamtpartikelzahl. Dies bedeutet speziell, dass

von PM_{10} -Messungen nicht auf Belastungen durch ultrafeine Partikel geschlossen werden kann. Grund zur Besorgnis geben langjährige Trends in Erfurt, wo in den 1990er Jahren durch den industriellen Strukturwandel PM_{10} stark abgenommen, gleichzeitig aber durch die Zunahme des motorisierten Verkehrs die Zahl ultrafeiner Partikel zugenommen hat (Kreyling et al. 2003). In Berlin legte eine Untersuchung chemischer Eigenschaften den Schluss nahe, dass die PM_{10} -Massenkonzentration an einer Hauptstraße zu 26 % durch den örtlichen, zu 15 % durch den gesamtstädtischen und zu 8 % durch den regionalen und überregionalen Straßenverkehr verursacht wird (John et al. 2004). Eine große Rolle bei der abgasinduzierten Partikelbelastung spielt der Anteil der Lkw am Straßenverkehr. Anteile des lokalen Straßenverkehrs von ca. 40 % an der Anzahl ultrafeiner Partikel konnten bei Messungen an einer Leipziger Hauptstraße vor und nach einer Vollsperrung ermittelt werden (vgl. Tuch et al. in diesem Band).

Gegen eine flächendeckende Erfassung neuer Parameter jenseits von PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ – etwa in den Luftüberwachungssysteme der Länder und des Bundes – sprechen momentan die teilweise hohen Kosten für den Einsatz zusätzlicher Messverfahren, teilweise nicht einheitlich definierte Messverfahren sowie die unbekannte Tauglichkeit mancher Messverfahren unter atmosphärischen Langzeitbedingungen. Eine Weiterentwicklung der routinemäßigen Überwachung von Umweltaerosolen ist in Deutschland jedoch bereits erkennbar. So wird die kontinuierliche Entwicklung der Partikelgrößenverteilung bereits vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie in Dresden-Neustadt sowie vom Umweltbundesamt an mehreren ländlichen Hintergrundstationen (Melpitz, Schauinsland, Zugspitze) beobachtet.

5. Numerische Modellierung zur Bestimmung der Humanexposition

Experimentelle Partikeldaten aus Messnetzen stellen generell nur Beobachtungen an einer in der Regel geringen Zahl von Beobachtungspunkten dar. Um Partikelbelastungen zunehmend

flächendeckend zu beschreiben oder gar die Wirkung zukünftiger Emissionsszenarien abzuschätzen, ist die Anwendung numerischer Ausbreitungsmodelle unabdingbar. Computermodelle sind inzwischen in der Lage, die Emission, Ausbreitung und atmosphärische Transformation gasförmiger und partikelförmiger Schadstoffe in einer Region, aber auch einer detailliert nachgestellten Stadtlandschaft zu beschreiben. Es gibt mittlerweile eine Vielzahl atmosphärischer Ausbreitungsmodelle, die meist auf verschiedene Längenskalen spezialisiert sind. Die abgedeckten Längenskalen reichen hierbei vom gesamten Globus, einzelnen Erdteilen, Regionen, Städten, Stadtteilen, bis hin zu Kleinumgebungen wie einer Straßenschlucht. In einem ersten Schritt wird typischerweise das atmosphärische Strömungsfeld in einem Modellgebiet für vorgegebene Wetterlagen berechnet. Danach werden bekannte bzw. angenommene Emissionen (Gase und Partikel) simuliert, die somit eingetragenen Spurenstoffe transportiert und gemäß physikalischer Transformationen und chemischer Reaktionen modifiziert. Am Ende steht ein räumlich und gegebenenfalls zeitlich aufgelöstes Belastungsfeld für jeden Punkt innerhalb des Modellgebietes.

Eine wichtige Grundlage für die Bewertung und Simulation verkehrsbedingter Feinstaub-Emissionen in Deutschland stellt das Handbuch der Emissionsfaktoren (HBEFa, Version 2.1) dar. Enorme Unterschiede der Berechnungsparameter des HBEFa zu anderen Berechnungsgrundlagen machen deutlich, dass die Kenntnis der Emissionsfaktoren teilweise noch zu ungenau ist, um verlässliche Belastungen vorherzusagen (vgl. Beitrag Düring in diesem Band). Gründe hierfür liegen neben allgemeinen Generalisierungs- und Prognoseproblemen in der Simulation der Betriebszustände von Fahrzeugen auf Prüfständen unter Laborbedingungen, der Vernachlässigung der spezifischen Wartungszustände von Fahrzeugen und der Vernachlässigung von Verdünnungseffekten der Aerosole direkt nach deren Emission. Eine Überarbeitung der Datengrundlagen ist deshalb erforderlich (vgl. Beitrag Appelhans & Friedrich in diesem Band).

Die meisten bisherigen Dispersionsmodelle betrachten PM₁₀ wie ein nichtreaktives Gas, arbeiten also mit starken Vereinfachungen. Es ist jedoch klar geworden, dass in der städtischen Atmosphäre Depositions-, Koagulations- und Kondensationsprozesse an Partikeln wirken, die sämtlich Funktionen der Partikelgröße sind und somit stark die Lebensdauer und die räumliche Verteilung ultrafeiner Partikel beeinflussen können (Ketzel & Berkowicz 2005). Anhand einer Überprüfung der Modellergebnisse durch Mehrpunktmessungen innerhalb eines Stadtgebietes, wie sie beispielsweise für größen aufgelöste Partikel im Rahmen der PURAT-Studie in Leipzig durchgeführt wurden, können die Ansätze der Ausbreitungsmodellierung überprüft und weiter entwickelt werden.

6. Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung

Die bisherige Immissionsschutzgesetzgebung der Europäischen Union berücksichtigt den vorliegenden epidemiologischen und humantoxikologischen Erkenntnisstand zur Wirkung von Feinstäuben nur ungenügend, so dass hier ein weitergehender Regelungsbedarf besteht. Nach der EU-Richtlinie 1999/30/EG darf für PM₁₀ ein Tagesmittelwert von 50 µg/m³ nicht häufiger als 35-mal pro Jahr sowie ein Jahresmittelwert von 40 µg/m³ nicht überschritten werden. Ein Einbezug von Grenzwerten für PM_{2,5} – wie in verschiedenen Staaten bereits erfolgt – würde diese Situation verbessern. Allerdings bliebe auch dann noch offen, ob ergänzend zu den massenbezogenen nicht auch noch anzahlbezogene Grenzwerte zur Kontrolle ultrafeiner Stäube notwendig werden.

Die Identifizierung geeigneter Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung ist zum Teil eng mit den Unsicherheiten bei der Bestimmung eines geeigneten Parameters für die Feinstaubbelastung verbunden. So können Maßnahmen zwar zur Reduzierung von PM₁₀ geeignet, allerdings wirkungslos für eine Verminderung der risikobehafteten ultrafeinen Partikel sein.

Grundsätzlich können vier Typen von Maßnahmen zur Reduzierung der verkehrsbedingten

Feinstaubimmissionen unterschieden werden: erstens die Vermeidung und Verlagerung des Verkehrs auf andere Verkehrsmittel, zweitens die kleinräumige Umverteilung des Verkehrs auf andere Strecken ohne einen Verkehrsmittelwechsel, drittens die Reduzierung der Fahrzeugemissionen und schließlich viertens die Immissionsreduzierung durch Verringerung der Schadstoffausbreitung.

Maßnahmen zur Vermeidung und Verlagerung des motorisierten Verkehrs auf andere Verkehrsmittel stellen die weitreichendste Möglichkeit zur Reduzierung verkehrlicher Emissionen dar. Neben den Feinstaub- werden hierdurch auch weitere negative Belastungen durch den motorisierten Verkehr in Städten – wie z.B. Schadstoff- und Lärmemissionen, Unfallrisiken, Beeinträchtigung von Wohn- und Aufenthaltsqualitäten – vermindert. Die Förderung umweltverträglicherer Verkehrsangebote, eine integrierte Stadt- und Verkehrsplanung oder Mobilitätsmanagement sind Beispiele für solche Maßnahmen, die durch preis- und ordnungsrechtlichen Maßnahmen effektiv ergänzt werden können. Trotz ihrer überwiegend unbestrittenen Effektivität sind letztere in der Öffentlichkeit jedoch häufig umstritten und scheinen politisch nur schwer durchsetzbar zu sein.

Maßnahmen zur kleinräumigen Umverteilung des Pkw- und Lkw-Verkehrs auf andere Strecken zielen – entgegen den vorhergehenden Maßnahmen – nicht auf einen Wechsel des Verkehrsmittels ab. Vielmehr soll durch Zufahrts- oder Durchfahrtsbeschränkungen in einzelnen Straßen oder die Errichtung sogenannter Umweltzonen in städtischen Teilräumen der Anteil von besonders emissionsstarken Fahrzeugen reduziert werden. Während Umweltzonen einen Anreiz zum Umstieg auf emissionsärmere Fahrzeuge geben und somit zur Entlastung städtischer Gebiete systematisch beitragen können (SRU 2005), scheinen vereinzelte Zufahrts- oder Durchfahrtsbeschränkungen in ihrer Wirkung zweifelhaft. So können zwar besonders belastete Straßen vom Durchgangsverkehr entlastet werden, allerdings nur um den Preis der stärkeren Belastung anderer Straßen. Durch notwendige

Umwegfahrten steigt somit die Gesamtbelastung durch Feinstäube im Stadtgebiet, wodurch die städtische Hintergrundbelastung – sowohl für feinere wie auch für gröbere Feinstaubfraktionen – insgesamt zunimmt.

Maßnahmen zur Reduzierung der Fahrzeugemissionen beseitigen zwar keine sonstigen verkehrsbedingten Umweltprobleme – wie Lärm oder Flächenverbrauch –, sind jedoch vergleichsweise einfach technisch und politisch umzusetzen. So ermöglicht der Einbau von Partikelfiltern in Dieselfahrzeugen eine effiziente Kontrolle und Reduzierung der ultrafeinen Partikel, die vor allem in Verkehrsabgasen und durch Sekundärbildung in der Atmosphäre entstehen (vgl. Beitrag Friedrich in diesem Band). Kommunen können bereits heute und unabhängig von einer bundesgesetzlichen Regelung ihre Fuhrparks inklusive der Fahrzeuge des öffentlichen Personennahverkehrs entsprechend umrüsten und damit einen eigenen Beitrag zur Reduzierung der Emittenten leisten. In der Öffentlichkeit werden auch Möglichkeiten zur Verflüssigung des Straßenverkehrs diskutiert, so dass durch weniger Halte- und Anfahrmanöver Reifen-, Brems-, Kupplungs- und Fahrbahnabriebe sowie Motorenemissionen verringert werden. Abgesehen davon, dass die Potentiale solcher Verflüssigungsmaßnahmen in vielen Städten bereits ausgereizt sind, besteht zudem die Gefahr, dass durch solche Maßnahmen nicht-motorisierte oder öffentliche Verkehrsmittel benachteiligt werden, wodurch Verlagerungseffekte vom Umweltverbund auf den Pkw-Verkehr auftreten können, welche im Ergebnis die Partikel-Emissionen wieder erhöhen können. Geschwindigkeitsreduktionen im Straßenverkehr sind für die kleinsten Feinstaubfraktionen möglicherweise weniger relevant als für PM_{10} , da Staub-Aufwirbelungen zu grobkörnig und Motorenemissionen weniger von der gefahrenen Geschwindigkeit als vom Betriebszustand des Motors, also Drehzahl, Belastung oder Temperatur, abhängig sind.

Schließlich können viertens Maßnahmen eingesetzt werden, die nicht am Hauptemittenten motorisierter Straßenverkehr sondern stärker an der Ausbreitung und Immission von Partikeln

ansetzen. So können eine verbesserte Durchlüftung, Bebauungsstruktur oder eine geeignete Gestaltung des Straßenraums helfen, extrem hohe Konzentrationen verkehrsbedingter Partikel zu vermeiden. Diese Potentiale könnten durch eine Verknüpfung der Bauleit- mit der Luftreinhalteplanung – gerade auch bei städtebaulichen Maßnahmen im Kontext von Gebäude- oder Flächenleerständen – mobilisiert werden.

Literatur

- HEI, Health Effects Institute (2002): Understanding the health effects of components of the particulate matter mix: progress and next steps. Tech. Rep.4, Health Effects Institute, Boston, MA.
- John, A., Kuhlbusch, T., Lutz, M. (2004): Quellenzuordnung anhand aktueller Immissions- und Emissionsdaten in Berlin. In: Umweltbundesamt [Hrsg.]: PMx- Quellenidentifizierung. Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne. (Workshopbericht). Berlin.
- Ketzel, M., Berkowicz, R. (2005): Multiplume aerosol dynamics and transport model for urban scale particle pollution. In: Atmospheric Environment 39, S. 3407 – 3420.
- Kreyling, W., Tuch, T., Peters, A., Pitz, M., Heinrich, J., Izel, M. S., Cyrys, J., Heyder, J., Wichmann, H. (2003) Diverging long-term trends in ambient urban particle mass and number concentrations associated with emission changes caused by the German unification. In: Atmos. Env. 37, 3841–3848.
- SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen (2005): Feinstaub durch Straßenverkehr – Bundespolitischer Handlungsbedarf. Stellungnahme. SRU, Berlin.
- WHO, World Health Organisation (2004) Health Effects of Air Pollution: Results from the WHO Project „Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe“. In: Tech. rep. World Health Organisation. Geneva.
- Wichmann, H. E.; Spix, C.; Tuch, T.; Wölke, G.; Peters, A.; Heinrich, J.; Kreyling, W. G.; Heyder, J. (2000): Daily Mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. HEI Research Report 98. Hrsg.: Health Effects Institute – HEI. Cambridge, Massachusetts.
<http://www.healtheffects.org/pubs/wichmann.pdf>

Anhang: Teilnehmerverzeichnis des Experten-Workshops zu verkehrsbedingten Feinstäuben am 14./15.2.06 in Leipzig

<i>Name</i>	<i>Institution</i>
Dr. Dieter Bake	Umweltbundesamt, Dessau
Dr. Wolfram Birmili	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Leipzig
Dr. med. Irene Brüske-Hohlfeld	GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Epidemiologie, Neuherberg/ München
Clarissa Dägelmann	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Umweltimmunologie, Leipzig
Dr. Ulrich Franck	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Expositionsforschung und Epidemiologie, Leipzig
Patrick Franke	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Leipzig
Dr. Axel Friedrich	Umweltbundesamt, Dessau
Dr. Dagmar Haase	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig
Marie Hanusch	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Leipzig
Dr. Detlef Hinneburg	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Modellierung, Leipzig
Dr. Gunda Herberth	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Umweltimmunologie, Leipzig
Dr. Matthias Ketzel	National Environmental Research Institute, Department of Atmospheric Environment, Roskilde
Dr. Oswald Knoth	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Modellierung, Leipzig
Dr. rer. nat. Wolfgang Kreyling	GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Inhalationsbiologie, Neuherberg/ München
Dr. rer. nat. Thomas Kuhlbusch	IUTA - Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg
Udo Lambrecht	ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg
Dr. Martin Lanzendorf	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Stadtökologie, Umweltplanung und Verkehr, Leipzig
Dr. Achim Lohmeyer	Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe
Kristin Magnucki	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig

Dr. Annette Rautenberg-Wulff	Umweltbundesamt, Dessau
Dr. Thomas Tuch	UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Expositions- und Epidemiologie, Leipzig
Jens Voigtländer	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Leipzig
Prof. Alfred Wiedensohler	Institut für Troposphärenforschung, Abteilung Physik, Leipzig
Tilo Wille	Stadt Leipzig, Amt für Umweltschutz, Leipzig
Matthias Winter	TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie, Alternative Antriebe, Dresden