

Sachverständigengutachten zum möglichen Einfluss der in Berlin vorgesehenen Umweltzone auf die Luftqualität bezüglich PM₁₀ und NO_x

Erstellt von

Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Detlev Möller

Ordentlicher Professor an der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Leiter des Lehrstuhles Luftchemie und Luftreinhaltung

Berlin, den 29. Oktober 2007

Inhalt

0	Zusammenfassung (Kurzgutachten)	3
1	Die Umweltzone	4
2	Aufgabenstellung	5
3	Bewertung des geplanten Maßnahme auf die Emission	6
3.1	Grundannahmen	6
3.2	Beitrag des Verkehrs zu PM- und NO _x - Emission	9
4	Ursachenanalyse der PM-Belastung in Berlin	10
5	Zusammenfassende Bewertung (Gutachterliche Stellungnahme)	19
ANHANG		
A1	Die Belastungssituation	21
A1.1	Grenzwerte	21
A1.2	Zur Gesundheitsgefährdung von PM ₁₀	23
A1.3	Terminologie	25
A1.3.1.	Stäube	25
A1.3.2	Stickoxide (NO _x)	26
A2	Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs	28
A2.1	Warmbetriebsemission (Abgase)	29
A2.1.1	Kohlenwasserstoffe (VOC)	29
A2.1.2	Stickstoffoxide	29
A2.2	Kaltstartemission	30
A2.3	Tankatmung (<i>diurnal losses</i>): NMVOC	31
A2.4	Verdunstungsemissionen (<i>hot soak losses</i>)	31
A2.5	Staubemission	31
	Literaturverzeichnis	34



Der Hamburger Justizrat *Johann Peter Willebrand* (1719-1786) schrieb 1775 in seinem Buch „Grundriß einer schönen Stadt, in Absicht ihrer Anlage und Einrichtung zur Bequemlichkeit, zum Vergnügen, zum Anwachs und zur Erhaltung ihrer Einwohner, nach bekannten Mustern entworfen“ (Hamburg und Leipzig, 1775):

Ein sandigter Boden hingegen wird durch seinen Staub bey jeder Windbewegung den Bewohnern einer Stadt unausstehlich. Jedermann weiß, daß der Staub, welcher sich auf den Landstraßen in den Vorstädten in trockenen Jahreszeiten erhebet, das Fahren, Reiten und Gehen unausstehlich macht, und beydes den Augen als auch der Lunge, und den Kleidern schädlich wird. Dahero sind die Anstalten sehr preiswürdig, die ich in den Wienerischen Vorstädten bemercket habe, in welchen man etliche mal des Tages im Sommer mit Wasser angefüllte große Tonnen herumführet, und durch gewisse Guß-Maschinen, die daran bevestiget sind, die Hauptstraßen der Vorstädte besprützen läßt, damit der feuchte Sand nicht mehr in Staub aufsteigen kann.



Der Wiener Arzt *Johann Peter Xaver Fauken* bemerkte 1779 in seinem Buch „Anmerkungen über die Lebensart der Einwohner in großen Städten“ (Wien):

Über die schädlichen Sachen, welche in der Luft schweben, zähle ich auch den Staub, welcher sich mit der einzuatmenden Luft vermengt... Wie viele gaben nicht durch ein starkes Husten zu erkennen, daß die Luftröhre und Lunge von diesem Staub gereizt werden?



Der Berliner Arzt *Ludwig Formey* (1766-1823) schrieb in seinem Buch „Versuch einer medicinischen Topographie von Berlin“ (Berlin, 1796)

Die Strassen in Berlin sind breit, gerade und geräumig, und gewähren nicht allein dem Auge einen schönen Anblick, sondern tragen zur Gesundheit der Einwohner viel bey, indem der Wind allerwärts streichen, die Luft erneuern und von den Ausdünstungen und Unreinigkeiten befreien kann.



0 Zusammenfassung (Kurzgutachten)

- a) Die Maßnahme wird keinerlei Einfluss auf die PM₁₀-Belastung sowohl an verkehrsreichen Straßen als auch im städtischen Hintergrund haben. Der Beitrag des Verkehrs an der PM-Belastung ist insgesamt sehr gering: Er beträgt weniger als 10% durch direkte Rußemission und 15-20% durch Staubaufwirbelung (Resuspension) an verkehrsreichen Straßen. Im städtischen Hintergrund dürfte der Anteil des Verkehrs an der Schwebstaub-Belastung insgesamt höchstens 5% betragen.
- b) An der Überschreitung des PM-Grenzwertes ist weder der Verkehr noch eine andere Berliner PM-Quelle beteiligt; stark erhöhte Schwebstaub-Werte sind ausschließlich durch Ferntransport bedingt. Aus der Analyse der Schwebstaub-Inhaltsstoffe kann abgeleitet werden, dass an Tagen mit Grenzwertüberschreitung kein höheres Potenzial einer Gesundheitsgefährdung vorliegt als an den übrigen Tagen.
- c) Eine Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung durch Schwebstaub kann ausgeschlossen werden, wenn die Konzentrationen möglicher toxischer Bestandteile in Betracht gezogen werden.
- d) Eine Analyse der Beiträge des Verkehrs zu den Quellen von Stickoxiden (NO_x) zeigt, dass der Verkehr zu etwas weniger als 50% zu Berliner NO_x-Quellen beiträgt; wegen der sehr geringen NO_x-Hintergrundbelastung außerhalb Berlins (ca. 3-5 ppb) spielt – im Unterschied zum Schwebstaub – der Import keine Rolle. Eine starke Konzentrationserhöhung (NO und NO₂) ist nur in Straßennähe gegeben; bereits in kurzer Distanz sinkt die Konzentration von NO₂ unterhalb des Grenzwertes.
- e) Wegen des sehr kleinen Anteils nichtplakettenfähiger Benzin-PKW an der Gesamtflotte wurde deren Anteil an der verkehrsbedingten NO-Emission zu kleiner 0,3% eingeschätzt. An der realen NO₂-Belastung wird daher die Maßnahme bzgl. Benzin-PKW keinen nachweisbaren positiven Einfluss zeigen.
- f) Der Einfluss von Diesel-Fahrzeugen (wobei alleine die schweren LKW einen Beitrag von 50% bringen) wurde zu maximal 10% an verkehrsbedingten NO_x-Emission abgeschätzt. An der NO₂-Belastung verkehrsreicher Straßen wird daher der Einfluss der Maßnahme weniger als 5% betragen. Diese Größe liegt unterhalb einer Signifikanz und wird weder messtechnisch noch emissionsdatenseitig nachweisbar sein.
- g) Eine Analyse der Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung durch NO₂ muss die mittlere Dosis, also die zeitgewichtete NO₂-Belastung berücksichtigen. Es ist hochwahrscheinlich, dass unter diesem (wissenschaftlichen) Aspekt eine Gesundheitsgefahr ausgeschlossen werden kann.

1 Die Umweltzone

Die Umweltzone wurde in Berlin beschlossen mit folgenden Argumenten der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin (Stand September 2007):

- Hohe Schadstoffkonzentrationen durch den Autoverkehr gefährden die Gesundheit der Bewohnerinnen und Bewohner der Berliner Innenstadt,
- der Straßenverkehr hat in Berlin an der PM₁₀-Belastung einen Anteil von 40%,
- der Straßenverkehr hat in Berlin an der NO₂-Belastung einen Anteil von 80%,
- durch diese Maßnahmen (Umweltzone) wird die Zahl der von Grenzwertüberschreitungen betroffenen Einwohner um etwa 25% reduziert,
- darüber hinaus wirkt sich diese Entlastung auch auf die Wohngebiete aus (also den sog. städtischen Hintergrund), die nicht direkt an verkehrsreichen Straßen liegen

Es ist kann an dieser Stelle bereits festgestellt werden, dass alle o.g. Argumente falsch sind (im Einzelnen nimmt das Gutachten dazu später Stellung):

- Durch den Autoverkehr werden in Berlin keine so hohen Schadstoffkonzentrationen erzeugt, dass die Gesundheit der Bewohnerinnen und Bewohner der Berliner Innenstadt gefährdet ist,
- Der Straßenverkehr hat an der Berliner PM₁₀-Belastung einen Anteil von weniger als 5%,
- der Straßenverkehr hat in Berlin an der NO₂-Belastung nur einen Anteil von höchstens 50%
- diese Maßnahme (Umweltzone) wird keinerlei Einfluss auf die Grenzwertüberschreitungen haben,
- sie wird auch schon gar keinen Einfluss auf die Entlastung anderer Wohngebiete haben.

Ein Teil der soeben genannten Gegenargumente geht bereits aus der vom Senat herausgegebenen Informationsbroschüre selbst hervor. So wird (quasi als Entschuldigung in Bezug auf die betroffenen Kfz-Halter) gesagt, „diese Einschränkung betrifft nicht einmal 7% der derzeit 1,2 Millionen in Berlin angemeldeten Fahrzeuge“, d.h. einen sehr kleinen Anteil. Selbst unter Berücksichtigung der um ein Mehrfaches höheren spezifischen Emission einiger Schadstoffe wird der Bruttoeffekt so klein bleiben, dass er innerhalb der Fehlergrenze von Emissionsermittlungen bleibt bzw. messtechnisch nicht nachweisbar sein wird.

Schließlich wird von der Senatsverwaltung zugegeben, dass die Umweltzone zwar das Kernstück des Luftreinhalte- und Aktionsplanes ist (man muss sich fragen warum eigentlich, wenn sie denn nichts bringen wird bzgl. der Verbesserung der Luftqualität), dass sie jedoch allein nicht ausreicht, um die Grenzwerte für Feinstaub und Stickstoffdioxid einzuhalten.

Inzwischen wurden zahlreiche Ausnahmen zusätzlich festgelegt bzw. sind noch offen hinsichtlich einer Entscheidung, so dass völlig unklar ist, wie viele Fahrzeuge werden von der Maßnahme tatsächlich betroffen sein. Möglicherweise ein wesentlich kleinerer Anteil als die oben zitierten 7%.

Bei der Einordnung der Fahrzeuge in die Schadstoffgruppen 1 bis 4 (äquivalent zu den Plaketten: keine, rote, gelbe, grüne) hat sich Berlin an einer Bundesverordnung orientiert, in der aber fast alle Ende der 80er Jahre gebauten Autos vergessen wurden, die bereits einen

Katalysator haben, aber eben rein formal trotzdem keine EU-Abgasnorm erfüllen. Der Bundesrat beabsichtigt diesen Fehler zu beseitigen. Da dies bis heute nicht erfolgt ist und eine entsprechende Verordnungsänderung durch die EU in Brüssel "notifiziert" werden müsste - was wiederum mindestens 3 Monate dauern wird - besteht die Gefahr, dass diese Fahrzeuge nur aufgrund eines Verwaltungsfehlers nicht in die Umweltzone einfahren dürfen. Immerhin soll es sich um rund 100.000 Fahrzeuge handeln.

Sonderausnahmen wird es zudem auch für einige Betriebe geben, bei denen Fahrverbote für ihre Spezialfahrzeuge wie Hochzeitstaxis, Oldtimer und Miet-Trabis das Ende ihrer Existenz bedeuten würde. Generelle Ausnahmen für Oldtimer sind zwischenzeitlich vereinbart worden.

Dieses Gutachten geht jedoch von der konservativen Annahme aus, dass alle Fahrzeuge entsprechend folgender Klassifizierung unter die Maßnahme fallen (Kfz mit roter und gelber dürfen nur noch bis zum 31.12.2009 in die Berliner Innenstadt fahren):

	Schadstoffgruppe			
	1	2	3	4
Plakette	keine	rote	gelbe	grüne
Diesel	Euro 1 oder schlechter	Euro 2 oder Euro 1 + Partikelfilter	Euro 3 oder Euro 2 + Partikelfilter	Euro 4 oder Euro 3 + Partikelfilter
Benziner	ohne geregelten Katalysator			Euro 1 mit geregeltem Katalysator oder besser

2 Aufgabenstellung

Es soll untersucht werden, ob die vorgesehene Umweltzone (Beschränkung des innerstädtischen Kraftverkehrs auf Fahrzeuge mit der sog. Umweltplakette) einen nachweisbaren Einfluss auf die Verbesserung der Belastungssituation durch Stäube (PM₁₀) und Stickoxide (NO_x) hat.

Der Gesetzgeber (Senatsverwaltung von Berlin) verspricht sich von der Einführung der Umweltzone eine Verbesserung der Luftqualität, insb. betreffend der Staubbelastung, der Belastung durch Stickoxide und Ruß. Für die Senatsverwaltung von Berlin ist es neben einer stetigen Verbesserung der Luftqualität ein primäres Interesse, innerhalb der gesetzlichen Immissions-Grenzwerte (s. ANHANG A.1) zu bleiben, d.h. Episoden mit Überschreitungen dieser Werte zu vermeiden. Da der gegenwärtige Jahresmittelgrenzwert (PM₁₀) von 40 µg m⁻³ an keiner Stelle überschritten wird, liegt das Problem bei der 36. Überschreitung des Tagesmittelwertes in Höhe von 50 µg m⁻³.

Im vorliegenden Gutachten wird in zwei Herangehensweisen der Beitrag des Verkehrs an der PM- und NO_x-Belastung untersucht und daraus dann abgeleitet, welchen Beitrag die geplante Maßnahme auf die Verbesserung der Situation haben wird:

1. **Emission:** Berechnung des relativen Beitrags der verschiedenen Quellen (und Ursachen) zu den genannten Spurenstoffen in der Berliner Luft und zum anderen der anteilmäßigen Emission der von der Umweltzone ausgeschlossenen Fahrzeuge an der Gesamtemission des Verkehrs.

2. **Immission:** Ursachenanalyse der PM-Belastung auf der Basis einjähriger Messungen, die im Auftrag des Berliner Senats in den Jahren 2001/2002 durchgeführt wurden.

So ist es möglich, einmal den Gesamteinfluss des Verkehrs auf die Luftqualität zu beschreiben und insbesondere den Anteil der von der Umweltmaßnahme am innerstädtischen Verkehr ausgeschlossenen Fahrzeuge sowohl auf die Gesamtemission als auch die Luftqualität einzuschätzen.

3 Bewertung der geplanten Maßnahme auf die Emission

3.1 Grundannahmen

Wegen der hohen Komplexität einer Berechnung urbaner Emissionen und insb. der durch den Verkehr verursachten Emission sowie wegen der hohen Unsicherheit von Emissionsfaktoren in Bezug auf die spezifische reale Situation wird hier von den festgelegten Emissionsgrenzwerten und verfügbaren Kfz-Statistiken ausgegangen, um den anteilmäßigen Beitrag verschiedener Fahrzeugkategorien an den PM- und NO_x-Emission zu bestimmen. An dieser Stelle sei auf die ausgezeichnete ADAC-Publikation „Emissionen von Ozon-Vorläufersubstanzen aus dem Kfz-Verkehr“ (Fachbereich Verkehrstechnik, 2000) verwiesen.

Die in folgender Tabelle aufgelisteten Grenzwerte sind Obergrenzen für Neufahrzeuge, die auf dem Prüfstand ermittelt wurden. Somit enthalten sie nicht die wichtigen PM-Beiträge zur Staubaufwirbelung und mit Sicherheit sind die tatsächlichen Werte des Reifenabriebs auch nicht richtig erfasst (unterbewertet). Andererseits zeigen Messungen, dass unter im betriebswarmen Zustand Fahrzeuge auf Straßen deutlich weniger emittieren. Die Verwendung dieser Grenzwerte stellt daher eine sog. konservative Abschätzung dar. Eine primäre PM-Abgasemission von Fahrzeugen mit Otto-Motor ist vernachlässigbar.

Tab. 1: Emissionsgrenzwerte (in g km⁻¹ für PKW und in g kWh⁻¹ für Nutzfahrzeuge)

		vor 1992	Euro 1 (1992)	Euro 2 (1996)	Euro 3 (2000)	Euro 4 (2005)	Euro 5 (2007)
PKW-Otto	NO _x	0,62	- ^a	- ^b	0,15	0,10	
	PM						
PKW-Diesel	NO _x	0,62	- ^c	- ^d	0,50	0,25	
	PM	0,124	0,18	0,08	0,05	0,025	
Nutz-Kfz	NO _x	14,4	8,00	7,00	5,00	3,50	2,00
	PM	-	0,36	0,15	0,10	0,02	0,02

^a nur für NO_x + HC: 1,13

^b nur für NO_x + HC: 0,5

^c nur für NO_x + HC: 0,7

^d nur für NO_x + HC: 0,56

(Beachte: Mengenangaben in Bezug auf NO_x werden grundsätzlich als NO₂ berechnet; die primäre Emission wird zu über 90% jedoch durch NO gegeben)

Die in Tab. 1 aufgeführten PM-Werte von Dieselfahrzeugen betreffen fast ausschließlich Ruß (EC)¹. Dieselfahrzeuge haben auch eine wesentlich höhere NO_x-Emission im Vergleich zu Otto-Fahrzeugen (Faktor 3-4 bei PKW). Als weiteren Kennwert bzgl. der Staubaufwirbelung (Resuspension) setzen wir eine Verhältniszahl von 10 für Nutzfahrzeuge (LKW und Busse)

¹ EC = *elemental carbon*, im Unterschied zu OC (*organic carbon*). EC ist nicht einheitlich definiert (s. Möller, 2003), es kann sich neben Ruß (Kohlenstoff auch in verschiedenen Modifikationen) auch um z.T. noch nicht völlig verkohlte Kohlenwasserstoffe handeln.

im Vergleich zu PKW an (s. Diskussion im ANHANG A2.2.5). Nicht unmittelbar vergleichbar sind die Grenzwerte zwischen PKW und LKW wegen der unterschiedlichen Dimensionen. Wird für die PKW-Flotte in Berlin eine mittlere Leistung pro Fahrzeug von 60 KW und eine mittlere Geschwindigkeit von 30 km h⁻¹ angenommen, können die Grenzwerte in Tab. 1 für PKW mit dem Faktor 3/6 (0,5) in die Dimension [g/KWh] umgerechnet werden. Um nun eine (mittlere) Verhältniszahl zwischen schweren LKW und PKW, bezogen auf ein „mittleres“ Einzelfahrzeug zu bekommen, muss auch eine mittlere Leistungsangabe für schwere LKW angenommen werden, hier mit 250 KW. Leichte LKW können in ihrem Emissionsverhalten in etwa mit PKW gleichgesetzt werden (allerdings wird diese Fahrzeugkategorie im Vergleich zu PKW eine wesentlich höhere Fahrleistung pro Jahr aufweisen). Es folgen nun die LKW/PKW-Emissionsverhältnisse:

PM (Ruß) bis einschließlich EURO 3:	16
PM (Ruß) EURO 4:	5
NOx (Benzin und Diesel) vor 1992:	200
NOx (Benzin) EURO 4:	400
NOx (Diesel) EURO 4:	100
PM (Resuspension):	10

Aus Tab. 1 können somit die in Tab. 2 angeführten Emissionsverhältnisse (ohne Plakette / mit Plakette) abgeleitet werden.

Tab. 2: Emissionsverhältnisse Fahrzeuge mit und ohne Plakette

	PM	NOx
Otto	-	4-5
Diesel-PKW	5-6	2
LKW	15-20	2

Tab. 3: Kfz-Statistik (Quelle: ADAC und Stat. Landesamt Berlin)

	Zulassungen von Neufahrzeugen in Berlin (1995-2005), in 10 ³	Bestand an Fahrzeugen in Berlin (1995-2005), in 10 ³
PKW	83 (80-87)	1214 (1185-1237)
LKW	7 (6,1-7,9)	86 (81,5-87,9)

Es ist bemerkenswert (Tab. 3), dass über den Zehnjahreszeitraum sowohl im Bestand als auch bei Neuzulassungen eine Konstanz besteht (Stationarität, d.h. Anzahl Zulassung neuer Fahrzeuge = Abmeldung alter Fahrzeuge in Berlin), woraus ein mittlere Nutzungsdauer (Verweilzeit) nach dem Verhältnis Bestand/Neuzulassung ermittelt werden kann (in Jahren):

PKW	15
LKW	12.

Nehmen wir für die Jahre 1992-1994 und 2006-2009 die gleichen Bedingungen an, so ergeben sich die in Tab. 4 aufgelisteten Anteile an Fahrzeugen verschiedener Jahrgänge, die zu den Stichtagen vorhanden sein werden. Aus der Tab. 4 folgt, dass „Benziner“ (statistisch gesehen) von der Umweltzonenregelung nicht betroffen sind, da alle diese Fahrzeuge seit Ende der 1980er Jahre mit einem Katalysator ausgerüstet sind. In den PKW-Zahlen der Zulassungen vor 1996 und 2000 müssen also nur die Dieselfahrzeuge berücksichtigt werden. Es liegen mir nur die Bestandzahlen für 2006 vor (208.062 von insgesamt 1.228.621 PKW), d.h. ein Anteil von 17%. Nehmen wir diese Zahl auch als repräsentativ für die Vergangenheit

an, so ergeben sich die in Klammern angeführten Zahlen in obiger Tabelle für die von der Umweltregelung betroffenen Fahrzeuge. Mit anderen Worten, es sind vom Bestand etwa 4% PKW (weniger als 1% Benziner und 3% Diesel) betroffen zum 1.1.2008. Zum Stichtag 2010 hingegen sind insgesamt 8% betroffen (1% Benziner und 7% Diesel). Im Verlaufe der nächsten Jahre nehmen diese „Altfahrzeuge“ naturbedingt ab, so dass ab 2013 der Anteil betroffener PKW unter 3% sinkt – eine Zahl, die keinerlei Signifikanz mehr in Bezug auf die Luftqualität haben kann.

Tab. 4: Anteil vorhandener Fahrzeuge verschiedener Altersklassen zu den Stichtagen (in %); in Klammern wahrscheinliche Anteile an Diesel-PKW (s. Text)

Bestand in %	zum 1.1.2008		zum 1.1.2010	
	PKW	LKW	PKW	LKW
Zulassung vor 1992	< 1	0	0	0
Zulassung vor 1996 (EURO 1)	20 (3)	< 1	7 (1)	0
Zulassung vor 2000 (EURO 2)	53 (9)	43	40 (7)	25

Mit hoher Wahrscheinlichkeit können für das Land Brandenburg ähnliche Werte angenommen werden. Die aktuellen Werte für Brandenburg sind (in 10³ Fahrzeuge):

Bestand LKW:	130
Bestand PKW-Diesel:	242
Bestand PKW-Benzin:	1217

Tab. 5: Anteil der zum 1.1.2008 durch die Maßnahme „Umweltzone“ betroffenen Fahrzeuge in %; (Daten nach ADAC):

Anteil in %	Berlin		Brandenburg	
	keine Plakette	rote Plakette	keine Plakette	rote Plakette
PKW-Diesel	11	26	10	28
PKW-Benzin	1	-	1	-
LKW	22	28	22	26

Wegen der Dynamik der Neuzulassungen (und Abmeldungen) wird sich jedoch der prozentuale Anteil der Fahrzeuge mit „roter Plakette“ bis 2010 verringern (vgl. Tab. 5).

Um die Emissionssituation zum Jahr 2008 zu betrachten, müssen weiterhin Annahmen über den relativen Beitrag des Verkehrs zur PM- und NO_x-Emission gemacht werden. Nach verschiedenen Quellen (UBA, Senatsverwaltung) kann man für den unmittelbaren Beitrag des Verkehrs an der primären Staubemission 15-20% annehmen². Man beachte, dass in die Gesamtemission auch lokale natürliche Quellen und Import (Langstreckentransport) eingehen, die in den „offiziellen“ Emissionsangaben nicht berücksichtigt sind. Nehmen wir diese Anteile mit 50% an, so reduziert sich der verkehrsbedingte Emissionsanteil an PM auf < 10%. Im Kap. 4 wird ermittelt, dass an der PM-Belastung in Berlin lokale Quellen nur einen Anteil von 15% haben, d.h. der verkehrsbedingte Anteil an der Gebietsmittelbelastung nur ca. 3% ausmacht². Nur an verkehrsstarken Straßen kann der Kfz-Beitrag zur PM-Belastung einen

² Also selbst offizielle Angaben widersprechen der von der Senatorin in der Umweltzonen-Broschüre gemachten Angabe eines Beitrags von 40%.

Wert von 40-50% annehmen, wobei allerdings die primäre Fahrzeugemission nur bei 15% liegt. Wir fassen als prozentuale Beiträge zur primären PM-Emission zusammen:

Berlin-Gebietsmittel:	3
Berlin-Hauptstraßen:	15

Aus den zuvor dargestellten Zahlen lassen sich die prozentualen mittleren Beiträge zur verkehrsbedingten Emission in Berlin ableiten (Tab. 6 und 7).

Tab. 6: Anteil verschiedener Fahrzeugkategorien an der PM-Emission in Berlin

Anteil in %	PKW-Benzin	PKW-Diesel	LKW leicht	LKW schwer
Anteil Fahrzeuge	78	16	5	< 1
PM-Resuspension Kfz-bedingte primäre PM-Emission	0	> 90		< 10
		> 65		< 35

Bezüglich der NO_x-Emission ergibt sich folgendes Bild. Der Anteil des Verkehrs ist im Verlaufe der vergangenen 15 Jahre angestiegen (trotz absolut abnehmender Emission); er lag bei 30% vor 1990 und zwischen 40-50% nach 2000 (Senatsverwaltung von Berlin, Luftreinhalteplan 2005-2010). Aus den zuvor dargestellten Zahlen lassen sich die prozentualen mittleren Beiträge zur verkehrsbedingten Emission in Berlin ableiten (Tab. 7)

Tab. 7: Anteil verschiedener Fahrzeugkategorien an der NO_x-Emission in Berlin

Anteil in %	PKW-Benzin	PKW-Diesel	LKW leicht	LKW schwer
Anteil Fahrzeuge	78	16	5	< 1
Kfz-bedingte NO _x - Emission	25	> 25		< 50

3.2 Beitrag des Verkehrs zur PM- und NO_x-Emission

Aus den beiden zuvor dargestellten Tabellen geht hervor, dass trotz des eigentlich vernachlässigbaren Anteils schwerer LKW am Berliner Fahrzeugbestand der Beitrag zur Gesamtemission erheblich ist. Als eine weitere Schlussfolgerung kann sofort abgeleitet werden, dass wegen des geringen Anteils nicht plakettenfähiger Benzin-PKW (1%) diese wie alle Otto-Fahrzeuge

1. keinen Beitrag zur primären PM-Emission liefern
2. an der Resuspension einen Beitrag von < 1% aufweisen und
3. an der NO_x-Emission einen Anteil von < 0,3% haben.

Mit anderen Worten, benzinbetriebene PKW ohne Plakette tragen nicht nachweisbar zur PM- und NO_x-Emission bei. Alle Otto-PKW tragen zu etwa 10% an der NO_x-Emission bei, d.h. Maßnahmen müssen sich vor allem auf Dieselfahrzeuge richten.

Nichtplakettenfähige Diesel-PKW (Anteil 10%) und leichte LKW (Anteil ca. 20 %) haben zusammen einen Anteil < 3% am Gesamtbestand von Kfz bzw. 14% am Gesamtbestand dieser Kfz-Kategorie. An der primären PM-Emission (Tab. 6) hat diese Fahrzeugkategorie einen Anteil von 65%, d.h. die nicht plakettenfähigen leichten Dieselfahrzeuge tragen

insgesamt zu 2% an der verkehrsbedingten primären PM-Emission bei. Da der Gesamtanteil des Verkehrs an der primären PM-Emission in Berlin mit lediglich 3% (Gebietsmittel) bzw. 15% (stark befahrenen Straßen) abgeleitet wurde, so ergeben sich als Beiträge zur PM-Gesamtemission völlig vernachlässigbare Werte ($\ll 1\%$) für Gesamtberlin als auch für Straßen ($< 1\%$). Schwere LKW bringen 1/3 der verkehrsbedingten Rußbelastung, so dass folglich der Anteil nichtplakettenfähiger schwerer LKW auch $< 1\%$ beträgt.

In Bezug auf die Reduzierung der Resuspension kann die Gesamtzahl nichtplakettenfähiger PKW und leichter LKW (6%) sowie schwerer LKW (0,1%) am Gesamtbestand berücksichtigt werden mit der Tatsache, dass erste Kategorie zu mehr als 90% und letztere zu weniger als 10% zur Staubaufwirbelung beiträgt. Die Resuspension als Staubquelle braucht in erster Näherung auch nur für Straßen berücksichtigt werden (zur Erinnerung: der Anteil der lokalen Verkehrs an der PM-Straßenbelastung beträgt 15%). Auch hier ergibt ein Anteil von $< 1\%$ an der PM-Belastung von Straßen durch die geplante Maßnahme.

Der Anteil aller nichtplakettenfähiger Diesel-Kfz an der verkehrsbedingten NO_x -Emission lässt sich zu 8-10% abschätzen. Damit könnte eine Reduzierung der Gesamtemission von maximal 5% erreicht werden. Da man davon ausgehen muss, dass die NO_x -Emission insgesamt mit einem Fehler von mindestens 10% behaftet ist, kann diese Änderung nicht zu einer nachweisbaren Verbesserung führen; sie kann aber einen kleinen Schritt in einem Konzept zur Verbesserung der Luftqualität darstellen.

Zusammenfassend muss eingeschätzt werden, dass die Maßnahme keinerlei nachweisbaren Einfluss auf die PM-Emission haben wird. Der Effekt bzgl. einer NO_x -Emissionsreduzierung ist zweifelhaft und in keiner Weise mit

- a) dem Verwaltungsaufwand und
- b) der Diskriminierung von Besitzern nichtplakettenfähiger Kfz

im Sinne einer Verbesserung der Lebensqualität aufzuwiegen. Im Übrigen wird im Verlaufe weniger Jahre durch den Zyklus Neuanschaffung und Verschrottung die Anzahl von Altfahrzeugen sich so verringern, dass diese keinerlei nachweisbaren negativen Effekt auf die Luftqualität zeigen werden.

4. Ursachenanalyse der PM-Belastung in Berlin

Die Arbeitsgruppe des Gutachters erhielt im Jahr 2001 von der Senatsverwaltung in Berlin den Auftrag, über ein Jahr die PM_{10} -Belastung (Tagesproben mit chemischer Analyse) an verschiedenen Standorten zu erfassen; eine Arbeitsgruppe an der FU Berlin (Dr. Reimer) hatte unter Zuhilfenahme von Rücktrajektorien-Berechnungen eine Transportanalyse und eine PM-Ausbreitungsmodellierung durchgeführt. Ziel war es, Aussagen über die Ursachen der Staubbelastung zu gewinnen. Die ausgewählten Stationen erlauben es, Aussagen zu „typischen“ Gebietsmitteln zu treffen:

- a) Grenzschichthintergrund (Station Frohnauer Turm in 324 m Höhe)
- b) ländlicher Hintergrund (Stationen Paulinenaue und Hasenholz)
- c) Stadtrandhintergrund (Stationen 27 - Mariendorf und 77 - Buch)
- d) städtischer Hintergrund (Station 42 - Nansenstr)
- e) verkehrsreiche Straße (Stationen 174 - Frankfurter Allee und Beuselstr.)

Von den Tagesproben von September 2001 bis Oktober 2002 wurde bestimmt:

- Masse (PM₁₀)
- anorganische Zusammensetzung (wasserlöslich)
- Spurenmetalle
- OC (organische Substanz)
- EC (*elemental carbon* = Ruß)
- unlösliche anorganische Substanz („Rest“ als Differenz)

Es stellte sich heraus, dass (außer an verkehrsreichen Straßen) die PM-Belastung homogen in Berlin verteilt ist (vgl. Tab. 9) und man nicht zwischen den o.g. Positionen c) und d) unterscheiden kann; sie werden deshalb im Folgenden unter „städtischem Hintergrund“ zusammengefasst. Ein Vergleich der Jahresmittelwerte mit den Mittelwerten aus dem gesamten bundesdeutschen Messnetzen (nach UBA-Daten) zeigt wiederum, dass es sich in Berlin offenbar um eine „typische“ Belastung handelt, d.h. dass auch in Deutschland sich wenig lokale Unterschiede auf tun.

Tab. 8: PM₁₀-Konzentration in Berlin-Brandenburg und Deutschland

	Berlin-Brandenburg (2001/2002)	Deutschland (2001-2006)
Ländlicher Hintergrund	20±2	19±3
Städtischer Hintergrund	23±2	27±2
Verkehrsreiche Straße	35±5	36±3

Zwei Dinge sind bereits an den Daten von Tab. 8 bemerkenswert.

Erstens, dass der Jahresmittelwert im Gebietsmittel wesentlich unterhalb des Grenzwertes (40 µg m⁻³) liegt und nur an verkehrsreichen Straßen in dessen Nähe kommt. Bezüglich einer Beeinflussung der menschlichen Gesundheit ist aber der Gebietsmittelwert repräsentativ und nicht der Belastungswert einer Straße. Selbst Anwohner einer verkehrsreichen Straße halten sich ja nicht 24 Stunden am Straßenrand auf, sondern im Wesentlichen in der Wohnung und am Arbeitsplatz. Eine gesundheitsbezogene PM-Bewertung muss daher immer zeitgewichtet die PM-Belastungen des entsprechenden Aufenthaltsortes berücksichtigen.

Zweitens ist der Unterschied zwischen ländlichem und städtischem Hintergrund nicht groß – und insbesondere in Berlin noch kleiner als im Mittel in Deutschland. Das bedeutet, dass städtische PM-Quellen zur städtischen Hintergrundbelastung im Mittel nur 30% mehr als ländliche Hintergrundquellen beitragen (in Berlin sogar nur 15%).

Tab. 9: Staubbelastung ausgewählter Standorte (in µg m⁻³)

Standort	PM10	OC + EC ^a	Rest ^b
174 (Frankfurter Allee)	34,5	4,7	15,3
Beuselstraße	31,3	9,5	13,0
42 (Neukölln)	24,4	5,4	9,5
27 (Marienfelde)	21,9	5,0	8,0
77 (Buch)	22,6	4,8	8,1
Paulinenaue	20,1	4,3	6,7
Hasenholz	20,4	4,0	8,3
Frohnauer Turm	15,5	3,2	5,1

In Tab. 9 sind neben der Gesamtmasse (PM₁₀) die einzigen verkehrsbedingten stoffspezifischen Beiträge (s.a. ANLAGE A2.2.5) organischen Materials (potenziell Reifen- und Fahrabrieb), Ruß (primäre Emission von Dieselfahrzeugen) sowie Rest (Resuspension; allerdings muss hierbei auch ein kleiner Anteil wasserlöslichen Staubs mit berücksichtigt werden, s.w.u.). Bemerkenswert ist die hohe Grundbelastung an Ruß von 4-5 µg m⁻³ die nicht lokalem Verkehr zugerechnet werden kann. Der hohe Wert von 3 µg m⁻³ Ruß an der Höhenstation beweist, dass es sich um eine großräumige Belastung handelt, die durch Transport über unterschiedliche Distanzen von verschiedenen Quellen, die auf der Verbrennung fossiler Brennstoffe basieren entammt. Die Ruß-Zusatzbelastung an der Frankfurter Allee ist im Vergleich zum städtischen Hintergrund gleich Null (hingegen in der engen Beuselstraße um 4-5 µg m⁻³ erhöht) wegen der guten Ausbreitungsbedingungen. Ruß in der sehr kleinen Partikelgröße (< 0,1 µm) kann sich sehr lange in der Luft halten und über weite Strecken transportiert werden. Der unlösliche Rest (als mineralischer Bodenstaub im Wesentlichen zu klassifizieren) beträgt im Hintergrund um 8 µg m⁻³ und selbst in über 300 m Höhe noch um 5 µg m⁻³. Letzteres weist darauf hin, dass es sich zum großen Teil auch um eine weiträumig verteilte Staubfraktion handelt, die eher im kleinen Partikelbereich (< 2,5 µm) angesiedelt ist. Die zusätzliche Belastung an verkehrsreichen Straßen durch unlöslichen Bodenstaub beträgt im Mittel 5-8 µg m⁻³.

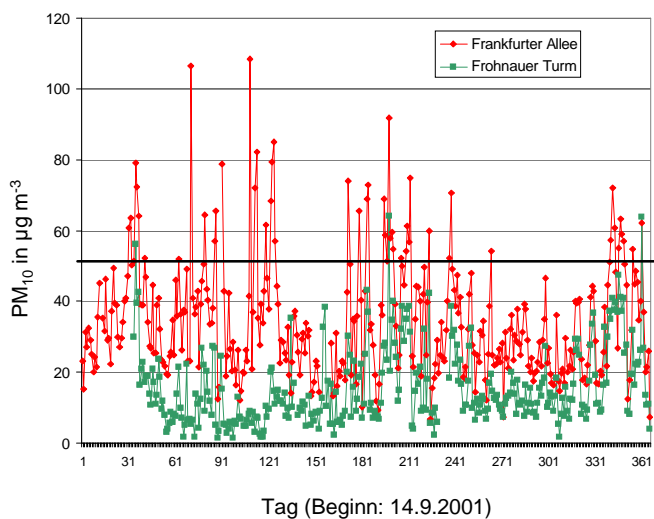


Abb. 1:

Zeitliche Variation von PM₁₀ an der station Frankfurter Allee (verkehrsreiche Straße) und am Frohnauer Turm (Höhenhintergrund)

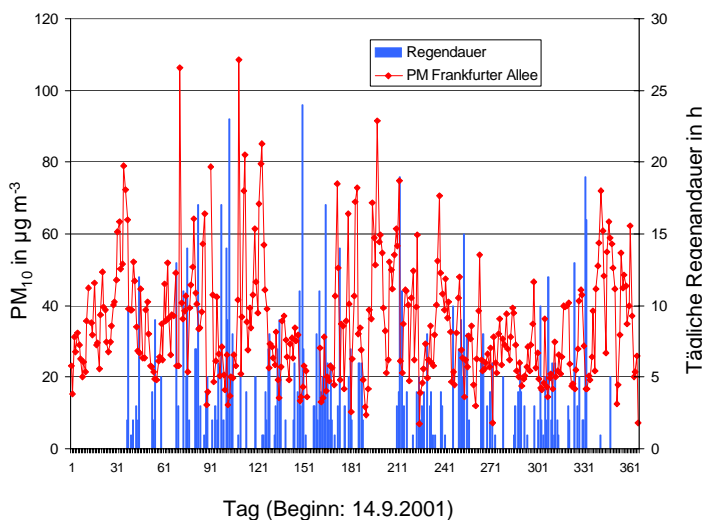


Abb. 2:

Zeitliche Variation von PM₁₀ an der station Frankfurter Allee (verkehrsreiche Straße) und Regendauer (Beachte: zwischen Tag 1 und 26 liegen keine Regendaten vor)

Um ein Verständnis für die zeitliche Variation von PM₁₀ (als Tagesmittel) zu erhalten, sind in den nächsten Abbildungen (Abb. 1 und 2) die Variationen an der Frankfurter Allee und am Frohnauer Turm zum einen und zum anderen der Vergleich mit der täglichen Regendauer dargestellt. An der Frankfurter Allee ist der Grenzwert (50 µg m⁻³) an 49 Tagen (also 14 mehr als vom Gesetzgeber nunmehr erlaubt) und am Frohnauer Turm nur an 3 Tagen überschritten worden. Die Variation ist groß: 8-112 µg m⁻³ und 3-64 µg m⁻³ an der Frankfurter Allee bzw. Frohnauer Turm. Episoden mit Überschreitungen dauern zumeist einige Tage, kulminieren aber fast immer zu einem extremen Tageswert (20 Werte an der Frankfurter Allee).

Aus Abb. 2 kann man durchaus einen Einfluss der Regendauer (bzw. des Signals Niederschlag ja/nein) auf die Größe der PM-Belastung erkennen, wobei die Beziehung nur schwach ausgeprägt ist (Abb. 3).

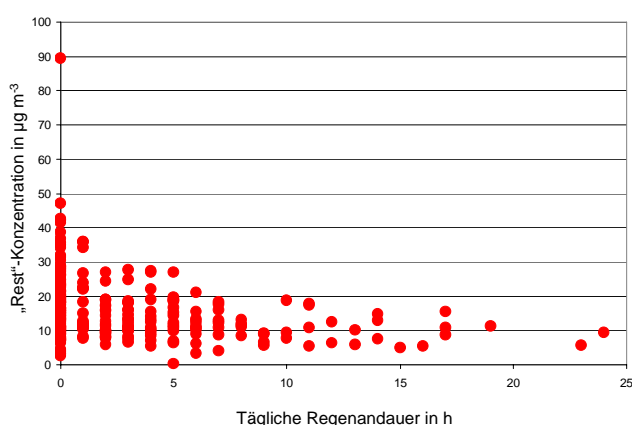


Abb. 3:

Beziehung zwischen der Konzentration des mineralischen wasserunlöslichen PM10-Bestandteils („Rest“) und der Regendauer an der Frankfurter Allee

Man vermutet zunächst, dass der sog. Rest insbesondere als Resuspension auftritt und daher bei Niederschlag („saubere Fahrbahn“) klein sein sollte; die Tendenz gibt Abb. 3 wieder, jedoch wird an niederschlagsfreien Tagen die gesamte Variationsbreite (2-90 µg m⁻³) beobachtet, was schon einen Hinweis darauf gibt, dass diese PM-Fraktion auch andere Quellen als die lokale Fahrbahn hat.

Es existieren signifikante Winter-Sommer-Unterschiede, die auch von Interesse sind, da sie ein Zeichen dafür sind, dass andere als lokale Berliner Quellen (von denen eine weitgehende saisonale Unabhängigkeit erwartet wird) bestimmend sind (Tab. 10).

Tab. 10: Sommer-Winter-Unterschiede bei PM-Inhaltstoffen, bezogen auf den städtischen Hintergrund

Komponente	Änderung gegenüber dem Sommermittelwert (in µg m ⁻³)	Jahresmittel (in µg m ⁻³)
PM ₁₀	- 4,3	23,0
Rest	- 1,2	8,0
OC	- 1,8	2,0
EC	- 0,2	3,0
Sulfat	- 1,8	4,0
Nitrat	+ 0,6	2,0
Meeressalz	+ 0,6	0,5
Kalzium	- 0,1	0,2

Die Unterschiede sind verursacht durch die Luftmassencharakteristik (im Winter mehr westliche Richtungen), die höhere Meeressalzemission im Winter und die photochemische Aktivität, die im Winter erheblich geringer ist und damit zu weniger Sulfat und OC (sekundäres organisches Aerosol) führt. Keine Unterschiede werden im Ammonium festgestellt. Nitrat ist wahrscheinlich wegen der häufigeren westlichen Luftmassen höher im Winter.

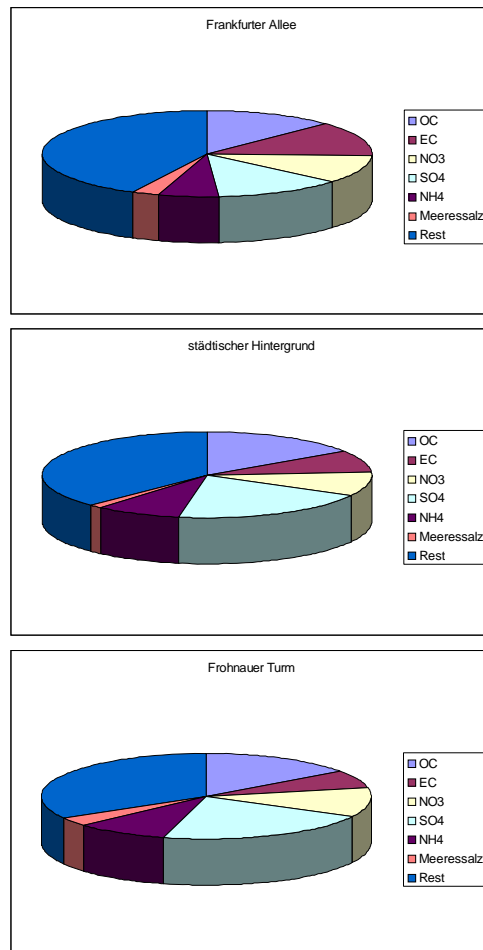


Abb. 4:

Zusammensetzung „typischer PM“ (von oben nach unten): Frankfurter Allee (verkehrsreiche Straße), städtischer Hintergrund und Frohnauer Turm (Höhenhintergrund)

Konzentration in $\mu\text{g m}^{-3}$

	OC	EC	NO ₃	SO ₄	NH ₄	Meeressalz	Rest	PM ₁₀
Frankfurter Allee	4,3	4,3	3,6	4,2	2	0,9	14,3	34,5
Städtischer Hintergrund	3,3	1,8	2	4,2	1,8	0,3	8	21,4
Frohnauer Turm	2,3	1	1,7	3,3	1,4	0,5	5,1	15,5

Nachfolgend wird diskutiert, welche PM-Fractionen zur Belastung beitragen und welche Quellen sie haben. Abb. 4 zeigt, dass die prozentuale Zusammensetzung nicht sehr verschieden ist. Dominierend sind „Rest“, OC und Sulfat bzw. „Rest“ (wasserunlösliche mineralische Fraktion) mit ca. 35-40% und wasserlösliches Ammonium-Sulfat-Nitrat mit ca. 35% im Mittel, wobei bemerkenswerter Weise diese Fraktion anteilmäßig zunimmt mit abnehmender lokaler Belastung: 30% an der Frankfurter Allee, 38% im städtischen Hintergrund und 42% an der Höhenstation.

Mit dem sog. „Lenschow-Ansatz“ (Hainsch, 2005) können aus der Differenz der mittleren Gebietscharakteristika (verkehrsreiche Straße, städtischer Hintergrund, ländlicher Hintergrund) folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

Städt. Hintergrund: 80-90% durch Langstreckentransport
10-20% aus städt. Quellen

Verkehrsstraße : 60% durch Langstreckentransport
10% städt. Hintergrund
30% lokaler Verkehrsbeitrag,
davon:
60% Resuspension (davon 30% löslich)
40% Kfz-Emission (davon 60% Ruß und Reifenabrieb (40%))

Es sind also nur 5-10% des Straßenstaubs ($2-3 \mu\text{g m}^{-3}$ Ruß) prinzipiell technisch beeinflussbar. Reifenabrieb (als Bestandteil des OC) stellt eine unvermeidbare Quelle dar, trägt aber zur größeren PM-Fraktion bei und dürfte keine gesundheitliche Relevanz besitzen.

Im Folgenden wird nachgewiesen, dass Überschreitungen $> 50 \mu\text{g m}^{-3}$ jedoch ausschließlich durch Langstreckentransport-Episoden verursacht sind, also nicht durch lokale Berliner Quellen und somit städtische Maßnahmen die Episoden mit Überschreitungen des Grenzwertes nicht beeinflussen können.

Tab. 11: Vergleich mittlerer Werte aller Daten mit Tagesmittel kleiner und größer $50 \mu\text{g m}^{-3}$

	$\text{PM}_{10} < 50 \mu\text{g m}^{-3}$					n
	PM_{10}	OC	EC	Rest	$\text{SO}_4+\text{NO}_3+\text{NH}_4$	
Turm	15,1±10,1	2,2±0,9	0,9±0,9	5,1±4,7	6,2±4,9	322
Hintergrund	20,4±10,5	3,9±1,1	1,7±1,1	7,2±5,6	7,6±4,1	340
Straße	29,1±10,1	3,9±1,0	3,8±1,6	12,0±5,4	7,8±4,5	310
	$\text{PM}_{10} > 50 \mu\text{g m}^{-3}$					
Turm	61,3±4,6	9,3±1,7	4,1±1,1	22±6	29,0±12,7	3
Hintergrund	56,7±7,9	5,7±1,5	4,2±1,2	29±12	16,9±8,7	15
Straße	62,9±10,0	7,1±1,7	7,1±2,1	25±7	20,5±8,8	53

Tab. 11 zeigt den zu erwartenden Anstieg der PM-Konzentration bei Ereignissen unterhalb der Grenzwertes, d.h. Episoden, die nicht unerheblich von lokalen Quellen bestimmt werden. Das bedeutet jedoch nicht, dass auch hierbei Quellen außerhalb Berlins (wenn wir den Frohnauer Turm als repräsentativ für ein größerräumiges Gebiet Berlin-Brandenburg ansetzen) einen erheblichen Anteil haben (s.w.u.). Der PM-Wert nimmt vom Turm zum städtischen Hintergrund um 5 und zur Straße noch einmal um $9 \mu\text{g m}^{-3}$ zu. Wie bereits mehrfach betont, dürften EC und „Rest“ als typische lokale Komponenten aufgefasst werden; dementsprechend steigen deren Werte vom Turm zum städtischen Hintergrund auch um 0,8 bzw. 2,1 und zur Straße nochmals um 2,1 bzw. $4,8 \mu\text{g m}^{-3}$ an. Hingegen sind die Unterschiede im OC und „Ammonium-Sulfat-Nitrat“ nicht signifikant. Bei Ereignissen mit Überschreitung kann bemerkenswerter Weise zunächst festgestellt werden, dass die PM-Unterschiede aufgehoben sind; im Gegenteil; am Turm werden z.T. höhere Werte gemessen, was ein eindeutiges Zeichen auf Langstreckentransport ist. Am Frohnauer Turm sind die Konzentrationen vieler Inhaltsstoffe um den Faktor 4-5 höher bei Überschreitung des Grenzwertes und an den städtischen Stationen um den Faktor 2-3 (wobei es keinen signifikanten Unterschied mehr zwischen städtischem Hintergrund und verkehrsreicher Straße gibt – ein weiteres Zeichen, dass keine lokalen Quellen für die Überschreitung verantwortlich

sind). Tab. 4 fasst die Differenzen zusammen für einzelne Inhaltsstoffe zusammen. Wegen der kleinen Anzahl (3 Überschreitungen) am Turm und nur einem Wert für OC₁ ist der Wert für ΔOC möglicherweise sehr unsicher. Tab. 12 zeigt jedoch eindeutig, dass bei Episoden mit Überschreitung des Grenzwertes diese an erster Stelle durch eine Erhöhung wasserunlöslichen mineralischen Bodensaubs („Rest“) verursacht sind und an zweiter Stelle durch wasserlösliches „Ammonium-Sulfat-Nitrat“. Beide PM-Fractionen zusammen genommen (und man darf diese als nicht gesundheitsschädigend auffassen) machen 50% (ca. 30 µg m⁻³) des PM-Mittelwertes bei Überschreitungen aus. Bemerkenswert ist noch der relativ hohe Anstieg im OC und EC, möglicherweise durch sekundäres organisches Aerosol und Bioaerosol. Der Anstieg im EC ist zweifellos auf Quellen von Verbrennungsprozessen im Gebiet des Luftmassenansportes zurückzuführen; eine erste Analyse der Luftmassencharakteristik zeigte, dass Überschreitungen insbesondere bei SE-Hochdrucklagen vorkommen.

Tab. 12: Differenz (in µg m⁻³) der mittleren Zusammensetzung von Episoden kleiner und größer 50 µg m⁻³

	ΔPM ₁₀	ΔOC	ΔEC	ΔRest	Δ(SO ₄ +NO ₃ +NH ₄)
Turm	46	7,1	3,2	17	13
Hintergrund	37	1,8	2,5	22	11
Straße	34	3,2	3,3	13	13

Mit anderen Worten, die Überschreitungen sind durch Ferntransporte bedingt und durch keinerlei lokale Maßnahme zur Verbesserung der Luftqualität zu vermeiden. Die mittlere PM-Konzentration – wenn die Überschreitungsepisoden ausgeschlossen werden – liegt zwischen 20-30 µg m⁻³.

Eine genauere Analyse der Daten hinsichtlich der Episoden hoher PM-Konzentrationen (kontinentale Luftmassen aus südöstlicher Richtung) zeigt, dass man bereits unterhalb des Grenzwertes von 50 µg m⁻³ eine größere Anzahl von Episoden gleicher Charakteristik hat, d.h. bei denen ein lokaler „Sockelbetrag“ durch Ferntransport erhöht wird. In Tab. 14 wurde deshalb eine Differenzierung bereit bei 25 µg m⁻³ gesetzt, da aus dem gesamten Datenkollektiv ein typischer Berlin-Brandenburger Hintergrundwert von 20 µg m⁻³ abgeleitet wurden (vgl. Tab. 8). Es ergibt sich prinzipiell ein ähnliches Bild wie bei der Unterscheidung größer/kleiner 50 µg m⁻³, jedoch mit der bemerkenswerten Tatsache, dass die Anzahl der „Überschreitungen“ (25 µg m⁻³) an allen Stationen sehr gleich ist (n = 63-67) und die Konzentrationen der Inhaltsstoffe (außer Nitrat und „Rest“) nahezu identisch ist. Das ist ein Zeichen für die Homogenität dieser Ereignisse, die durch großräumigen Transport bedingt sind.

Tab. 14: Vergleich mittlerer Werte aller Daten mit Tagesmittel kleiner und größer 25 µg m⁻³

Station	PM ₁₀	OC ₁	OC ₂	EC	Cl	NO ₃	SO ₄	NH ₄	Na	K	Mg	Ca	Rest	n
FT > 25	34,1	2,6	2,1	2,3	0,04	3,5	7,1	3,2	0,10	0,2	0,03	0,26	12,5	67
27 > 25	39,8	3,1	2,9	3,2	0,03	1,4	7,5	2,8	0,08	0,2	0,04	0,3	18,2	67
174 > 25	52,3	3,8	3,2	6,0	0,23	5,1	7,6	3,6	0,15	0,2	0,05	0,66	21,2	63
FT < 25	11,1	0,8	0,8	0,6	0,20	1,2	2,4	0,9	0,38	0,1	0,04	0,08	3,9	269
27 < 25	17,9	1,1	1,4	1,5	0,13	2,1	3,5	1,6	0,25	0,1	0,04	0,12	8,2	294
174 < 25	30,7	1,5	1,9	3,9	0,6	3,3	3,5	1,6	0,38	0,2	0,05	0,37	13,0	292

27: Marienfelde (städtischer Hintergrund)

174: Frankfurter Allee (verkehrsreiche Straße)

Ohne in Einzelheiten hier einzugehen, deuten die Daten darauf, dass an verkehrsreichen Straßen der analytische Wert für Nitrat nicht den PM-Gehalt repräsentiert sondern einen Anteil zusätzliches Nitrat als Folge der Absorption von gasförmigen NO_y -Verbindungen (und möglicherweise auch NO_2 welches dann oxidiert wird) auf dem Filter, es sich also um ein Artefakt handelt; dieser beträgt 2-3 $\mu\text{g m}^{-3}$.

Aus Tab. 14 kann man ableiten, dass beim Fehlen kontinentalen Ferntransportes die PM-Mittelwerte zwischen 18 (städtischer Hintergrund) und 28 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Straße) liegen. Der kontinentale Ferntransport trägt mit 20-25 $\mu\text{g m}^{-3}$ zusätzlich zur lokalen³ Belastung bei, wobei folgende Beiträge auf die Inhaltsstoffe entfallen:

- 4 Sulfat
- 2 Ammonium
- 1-2 Nitrat
- 1-2 EC
- 2-3 OC
- 8-10 Rest.

Signifikante Unterschiede zwischen Winter und Sommer treten nur beim OC, Nitrat und Chlorid auf (Tab. 15); letztere Komponente entstammt dem Meersalz, dessen maritime Quelle im Winter wegen höherer Windgeschwindigkeiten auch stärker ist. Besonders stark ist der Unterschied im Chlorid jedoch zwischen den Episoden größer/kleiner 25 $\mu\text{g m}^{-3}$, was eindeutig die kontinentalen von den maritimen Luftmassen unterscheidet.

Tab. 15: Sommer-Winter-Unterschiede am Frohnauer Turm, differenziert in Episoden größer und kleiner 25 $\mu\text{g m}^{-3}$

	OC		Nitrat		Chlorid	
	>	<	>	<	>	<
Winter	1,5	0,6	6,6	2,0	0,05	0,3
Sommer	5,1	1,8	0,8	0,6	0,03	0,1

Der Winter-Sommer-Unterschied im OC ist durch die photochemische Bildung sekundären organischen Aerosols (SOA) im Sommer und den wahrscheinlichen Beitrag von Bioaerosol (dominant im Sommer) erklärbar. Beim Nitrat bieten sich zwei Erklärungsmöglichkeiten an: einmal ist im Sommer das thermische Gleichgewicht des partikulären Ammoniumnitrats stark auf die Seite der Gasphase ($\text{HNO}_3 + \text{NH}_3$) verschoben und zweitens kann derselbe Effekt als Artefakt auch beim Sammeln auf dem Filter im Sommer eintreten, d.h. Nitrat „verdampft“.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich die PM-Belastung in Berlin aus folgenden Quellbeiträgen zusammensetzt (in $\mu\text{g m}^{-3}$):

- 7 städtische Quellen
- 3-5 direkter Verkehrsbeitrag durch OC und EC (nur an Straßen)
- 5-8 indirekter Verkehrsbeitrag durch Bodestaub (Resuspension nur an Straßen)
- 10 Hintergrundquellen außerhalb Berlins
- 20-25 kontinentaler Ferntransport (nur in Episoden)

³ Das heißt nicht, dass die lokale Belastung damit ausschließlich aus lokalen Quellen entstammt. Der „Sockelbetrag“ ist ein Ergebnis lokaler Quellen, diffuser städtischer Quellen, Quellen aus der Umgebung von Berlin sowie des Ferntransportes aus der Hauptwindrichtung (südwestlichen bis nordwestlichen Richtungen).

Summarisch ergeben sich folgende mittlere PM₁₀-Belastungen (in µg m⁻³):

	ohne kontinent. Ferntransport	mit kontinent. Ferntransport	Jahresmittel
Städtischer Hintergrund	17	37-42	23
Verkehrsreiche Straße	25-30	45-55	34

Primäre verkehrsbedingte lokale PM-Beiträge werden sich fast ausschließlich auf Ruß mit einem absoluten Wert von 2-3 µg m⁻³ beschränken. Dieser entstammt ausschließlich Dieselfahrzeugen. Für Ruß existiert kein Grenzwert und es soll an dieser Stelle keine Diskussion über dessen Gesundheitsgefährdung durchgeführt werden. Es sei auf den Grenzwert von 5 µg m⁻³ für Benzol (in der Stadt im Wesentlichen aus Fahrzeugen emittiert) hingewiesen; einer nachweislich kanzerogenen Substanz.

Sekundäre verkehrsbedingte lokale PM-Beiträge entstammen Bodenstaubaufwirbelungen (Resuspension) die sich ausschließlich im Nahbereich verkehrsreicher Straßen eine Rolle spielen. Aus den Messungen kann auf einen Wert von 5-8 µg m⁻³ geschlossen werden (ca. 20% der PM-Gesamtbelastung an verkehrsreichen Straßen).

Schließlich soll auf die Rolle von Niederschlag auf die PM-Belastung eingegangen werden. Aus Tab. 16 folgt eindeutig, dass Niederschlag einen erheblichen Einfluss auf die PM-Belastung hat, aber dominant nur auf den „Rest“, also die Resuspension durch Bodenstaub. Die mittlere PM-Erhöhung um 8 µg m⁻³ wird zu fast 60% durch den „Rest“ gegeben; die restliche Erhöhung wird im Wesentlichen nur durch OC, EC und Sulfat (je ca. 1 µg m⁻³) verursacht. Keine Veränderung (wie zu erwarten) wird bei Meeressalzkomponenten (Chlorid, Natrium und Magnesium) festgestellt.

Noch deutlicher werden die Aussagen zum Einfluss des Niederschlags auf die lokale PM-Charakteristik, wenn alle Tagen mit Überschreitungen des Grenzwertes aus dem Datenkollektiv weggelassen werden (untere Zeilen der Tab. 16). Das „Reinigungspotenzial“ des Niederschlags liegt nur noch bei ca. 4 µg m⁻³, wobei der Anteil „Rest“ ebenfalls bei etwa 60% liegt. Auch hier spiegelt sich der signifikante Einfluss des Ferntransports auf die PM-Fractionen Ammoniumsulfat und unlöslicher Rest wieder. Wetterlagen mit Ferntransport treten wesentlich häufiger ohne Niederschlag auf (39 Tage zu 11 Tagen mit Niederschlag).

Tab. 16: PM-Zusammensetzung an der Frankfurter Allee (Station 174) an Tagen mit und ohne Niederschlag

	PM ₁₀	OC	EC	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Fe	Rest	n
Alle Tage (einschließlich Grenzwertüberschreitungen)														
mit	30,0	3,8	3,6	0,54	3,55	3,72	1,81	0,35	0,27	0,05	0,35	0,28	11,7	153
ohne	38,0	4,7	4,5	0,52	3,70	4,64	2,16	0,35	0,27	0,05	0,50	0,38	16,3	183
Nur Tage ohne Überschreitung des Grenzwertes (50 µg m ⁻³)														
mit	27,0	3,6	3,5	0,47	3,00	3,10	1,50	0,36	0,09	0,05	0,33	0,23	10,8	138
ohne	30,8	4,1	3,7	0,49	2,80	3,80	1,60	0,39	0,15	0,06	0,42	0,30	13,0	141

5 Zusammenfassende Bewertung (Gutachterliche Stellungnahme)

Eine Analyse der Beiträge des Verkehrs zu den Quellen von Schwebstaub (PM) und Stickoxiden (NO₂) zeigt, dass der Verkehr zu etwas weniger als 50% zu Berliner NO_x-Quellen beiträgt; wegen der sehr geringen NO_x-Hintergrundbelastung außerhalb Berlins (ca. 3-5 ppb) spielt – im Unterschied zum Schwebstaub – der Import keine Rolle; s. Tab. 17.

Tab. 17: Belastungen in Berlin im Jahr 2005 (nach Senatsverwaltung), in µg m⁻³

	Straße		Städtischer Hintergrund	
	Jahresmittel	höchstes Monatsmittel	Jahresmittel	höchstes Monatsmittel
PM ₁₀	31	92	21	71
NO ₂	47	79	20	45
NO	61	101	6	20
CO	690	1300	320	780
Benzol	2,3	5,0	1,5	3,8

Es muss berücksichtigt werden, dass zu mehr als 90% als primäre Emission NO auftritt, wegen einer schnellen Oxidation durch Ozon aber in kurzer Zeit NO₂ gebildet wird, wobei sich ein photostationäre Gleichgewicht einstellt, das jedoch starke jahreszeitliche Abhängigkeiten zeigt. Alleine die Daten der Tab. 17 zeigen, dass eine starke Konzentrationserhöhung nur in Straßennähe gegeben ist und mit Abstand von der Fahrbahn eine sehr starke Abnahme der NO-Konzentration erfolgt (wegen des hohen NO-Grenzwertes sind keine gemessenen Konzentrationen von gesundheitlicher Bedeutung). Das raum-zeitliche Verhalten von NO₂ hingegen ist komplizierter, da sich der Ausbreitung und Verdünnung der primären Emission eine Bildung aus NO überlagert.

Wegen des sehr kleinen Anteils nichtplakettenfähiger Benzin-PKW an der Gesamtflotte wurde deren Anteil an der verkehrsbedingten NO_x-Emission zu kleiner 0,3% eingeschätzt. An der realen NO₂-Belastung wird daher die Maßnahme bzgl. Benzin-PKW keinen positiven Einfluss zeigen. Der Einfluss von Diesel-Fahrzeugen (wobei alleine die schweren LKW einen Beitrag von 50% bringen) wurde zu maximal 10% an verkehrsbedingten NO_x-Emission abgeschätzt. An der NO₂-Belastung verkehrsreicher Straßen wird daher der Einfluss der Maßnahme weniger als 5% betragen. Diese Größe liegt unterhalb einer Signifikanz und wird weder messtechnisch noch emissionsdatenseitig nachweisbar sein.

Die Maßnahme wird keinerlei Einfluss auf die PM₁₀-Belastung sowohl an verkehrsreichen Straßen als auch im städtischen Hintergrund haben. Der Beitrag des Verkehrs an der PM-Belastung ist insgesamt sehr gering: Er beträgt weniger als 10% durch direkte Rußemission und 15-20% durch Staubaufwirbelung (Resuspension) an verkehrsreichen Straßen. Im städtischen Hintergrund dürfte der Anteil des Verkehrs an der PM-Belastung insgesamt höchstens 5% betragen.

An der Überschreitung des PM-Grenzwertes ist weder der Verkehr noch eine andere Berliner PM-Quelle beteiligt; stark erhöhte PM-Werte sind ausschließlich durch Ferntransport bedingt. Aus der Analyse der Inhaltsstoffe kann abgeleitet werden, dass an Tagen mit Grenzwertüberschreitung kein höheres Potenzial einer Gesundheitsgefährdung vorliegt als an den übrigen Tagen.

Niederschläge reduzieren die lokale PM-Belastung an verkehrsreichen Straßen um 3-4 $\mu\text{g m}^{-3}$, überwiegend infolge verringerter Staubaufwirbelung durch den rollenden Verkehr. Die mögliche Schlussfolgerung einer häufigeren Straßenspülung kann nicht gezogen werden, da erstens weder Überschreitungen des PM-Grenzwertes (infolge des Ferntransports) dadurch verhindert werden und zweitens der Aufwand in keinem Verhältnis zu der geringen PM-Reduzierung steht.

ANHANG

A1 Die Belastungssituation

A1.1 Grenzwerte

Grenzwerte der atmosphärischen Konzentration verschiedener Spurenstoffe sind festgelegt worden, um einmal Ziele der Luftreinhaltung zu definieren und natürlich negative Auswirkungen durch eine schlechte Luftqualität zu vermeiden (Schäden an Mensch, Tier, Vegetation und Bauten)⁴.

Mit der Verabschiedung der Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität (Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie, ABl. EG L 296, S. 55) hat die Europäische Gemeinschaft den Rahmen für die künftige Rechtsentwicklung im Bereich der Luftqualität geschaffen. Die Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie verfolgt insbesondere vier Ziele:

- die Definition und Festlegung von Luftqualitätszielen im Hinblick auf die Vermeidung, Verhütung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt;
- die Beurteilung der Luftqualität in den Mitgliedsstaaten anhand einheitlicher Methoden und Kriterien;
- die Verfügbarkeit von sachdienlichen Informationen über die Luftqualität und die Unterrichtung der Öffentlichkeit hierüber u. a. anhand von Alarmstufen;
- die Erhaltung guter Luftqualität und die Verbesserung der Luftqualität, wo dies nicht der Fall ist.

Die in der Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie genannten Ziele und Prinzipien werden in sog. Tochterrichtlinien konkretisiert. Das bislang bestehende Luftreinhalterecht der EG soll auf diese Weise allmählich harmonisiert und nach einem Arbeitsprogramm ergänzt und verbessert werden. Die festgelegten Grenzwerte basieren auf den Arbeiten der WHO; sie liegen i.a. deutlich unter den Werten bisheriger Regelungen. Bei den Partikeln ersetzen neue Grenzwerte für Staub (PM₁₀) die bisher bestehenden Grenzwerte für Schwebstaub (*suspended particulate matter* - SPM). Um schrittweise das Erreichen der Grenzwerte sicherzustellen, sind für eine Übergangszeit zeitlich abnehmend für die verschiedenen Luftschadstoffe unterschiedliche Toleranzmargen festgelegt. Wenn die Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge überschritten wird, sind von der zuständigen Behörde Pläne zu entwickeln, damit die später geltenden Immissionsgrenzwerte eingehalten werden können

Die Grenzwerte der ersten Tochterrichtlinie beziehen sich auf die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffdioxid (NO₂), Stickstoffoxide (NO_x als Summe aus Stickstoffdioxid NO₂ und Stickstoffmonoxid NO), Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 10 µm (Schwebstaubfraktion PM₁₀) sowie Blei. Die Richtlinie ist bereits seit dem 19.07.1999 in Kraft (ABl. EG Nr. L 163/41) und wurde mit Novellierung der 22. BImSchV und der TA Luft in deutsches Recht umgesetzt.

⁴ Die vom Gesetzgeber festgeschriebenen Werte stellen nicht den „wahren“ Wert dar; dieser wird i.a. wesentlich niedriger liegen. Insb. bei PM muss die Festsetzung eines Massenwertes kritisiert werden, da Partikel sich über einen weiten Größenbereich mit unterschiedlichen chemischen und toxikologischen Eigenschaften erstrecken (s. A1.2).

Tab. A1: Immissionswerte, Grenzwerte, Schwellenwerte und MIK-Werte

Luftverunreinigender Stoff und Zeitbezug	Immissions-/ Grenz-/ Ziel-/Schwellen-MIK-Wert	Vorschrift / Richtlinie
PM10 Tagesmittel	50 µg/m ³ (35 mal im Jahr Überschreitung zulässig)	22. BImSchV (1999/30/EG), TA Luft
PM10 Jahresmittel	40 µg/m ³	22. BImSchV (1999/30/EG), TA Luft
NO ₂ 98%-Wert (1 h)	200 µg/m ³	22. BImSchV (1999/30/EG), TA Luft
NO ₂ Stundenmittel	200 µg/m ³ (18 mal im Jahr)	
NO ₂ 3-Stundenmittel ^b	400 µg/m ³	
NO ₂ Jahresmittel ^a	40 µg/m ³	
NO ₂ Stundenmittel	50 µg/m ³ (24-h-MIK-Wert)	VDI 2310, Bl. 12
NO ₂ Jahresmittel	20 µg/m ³ (nicht toxikologisch abgeleitet)	
NO Halbstundenwert	1000 µg/m ³ (0,5-h-MIK-Wert)	VDI 2310
NO Tagesmittel	500 µg/m ³ (24-h-MIK-Wert)	

^a

Gültig bis 31.12.2009. Übergangsfrist bis 2010. In der Übergangszeit gelten Toleranzmargen, die jährlich geringer werden und Auslöseschwellen für Luftreinhaltepläne darstellen. Im Nachfolgenden sind die Toleranzmargen für die einzelnen Jahre aufgelistet. Der gültige Toleranzbereich für das entsprechende Jahr ergibt sich durch Addition von Grenzwert und Toleranzmarge:

	Bezug	Einheit	2006	2007	2008	2009
NO ₂ 1 h	µg/m ³	40	30	20	10	
NO ₂ Jahr	µg/m ³	8	6	4	2	

^b Alarmwert an drei aufeinander folgenden Stunden

In Deutschland wurden im Jahr 2002 die Grenzwerte (Immissionswerte) in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) zum Teil verschärft und zum Teil neu eingeführt:

Komponente	Immissionswert seit 1986	Immissionswert seit 2002
Staubniederschlag	350 mg/(m ² d)	350 mg/(m ² d)
Blei	250 µg/(m ² d)	100 µg/(m ² d)
Cadmium	5 µg/(m ² d)	2 µg/(m ² d)
Arsen		4 µg/(m ² d)
Nickel		15 µg/(m ² d)
Thallium	10 µg/(m ² d)	2 µg/(m ² d)
Quecksilber		1 µg/(m ² d)

m²d = je Quadratmeter und Tag

Nach der VDI 2310 existieren noch folgende Grenzwerte (MIK) für Schwebstaub, in µg m⁻³:

- 500 Einstundenwert
- 250 Tagesmittel (einmalige Exposition)
- 150 Tagesmittel an aufeinander folgenden Tagen

Es ist also für eine humantoxikologische Bewertung angeraten, diese Werte bzgl. der kurzzeitigen Belastung beim Aufenthalt an verkehrsreichen Straßen zu nutzen. Die strengeren Werte nach BImSchV müssen im Sinne von politischen Zielgrößen verstanden werden. Bei der Aufstellung der VDI-Werte kann von Expertenwissen ausgegangen werden. Wie ausgeführt, treten Episoden erhöhter Staubbelastung in Berlin im Mittel mit einer Andauer von 1-2 Tagen auf, jedoch stets mit einem Tagesmittel unter 100 µg m⁻³. Unter Berücksichtigung, dass die Überhöhung durch wasserlösliche Salze (Ammonium, Sulfat und

Nitrat) sowie unlöslichen mineralischen Bodestaub gegeben ist, kann eine Gesundheitsgefährdung völlig ausgeschlossen werden (s.a. Diskussion in A1.2).

Relevante Richtlinien und Verordnungen:

RICHTLINIE 96/62/E G DES RATES vom 27. September 1996 über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität

T A Luft: Die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (T A Luft) vom 24.07.2002 enthält Vorschriften, die bei der Genehmigung von Anlagen und bei deren Überwachung zu beachten sind. In diesem Zusammenhang sind Immissionswerte zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen für eine Reihe von Luftverunreinigungen festgelegt.

22. BImSchV: Die 22. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte - 22. BImSchV) setzt die in den E U-Richtlinien genannten Grenzwerte auf der Grundlage des Bundes-Immissionsschutzgesetzes fest.

VDI 2310: Maximale Immissions-Werte, VDI-Verlag, Düsseldorf 1974; Der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) legt in den Richtlinien VDI 2310 für verschiedene Luftschadstoffe Maximale Immissionskonzentrationen (MIK-Werte) fest. Es handelt sich hierbei um Richtwerte, die als Entscheidungshilfe bei der Beurteilung von Belastungen durch Luftschadstoffe dienen sollen.

Blatt 19: Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwebstaub, VDI-Verlag, Düsseldorf 1992

Blatt 12: Maximale Immissions-Konzentrationen für Stickstoffdioxid, VDI-Verlag, Düsseldorf 2004

A1.2 Zur Gesundheitsgefährdung von PM₁₀

Unter den Staublungenkrankheiten ist die Silikose wohl die älteste berufsbedingte Krankheit, sie kann bis in das Mittelalter zurückverfolgt werden. Es kommt zur Bildung von knotenartigen Bindegewebeneubildungen, die zu Vernarbung der Lungen, Luftnot, Husten und Verschleimung chronischer Bronchitis und später Tod durch Erstickung führen können. Eine weitere bekannte Berufskrankheit ist die Asbestose (1936 als Berufskrankheit anerkannt). Neben völlig ähnlichen Symptomen wie bei der Asbestose, kann hierbei mit höher Wahrscheinlichkeit Lungenkrebs entstehen, wobei oftmals 30 Jahre und mehr bis dahin vergehen. Voraussetzung für den Ausbruch beider Krankheiten ist das jahrelange Einatmen von quarzhaltiger Stäube bzw. Asbestfasern in hohen Konzentrationen. Die Verwendung von Asbest wurde daher in Deutschland seit 1993 und EU-weit seit 2005 verboten. Unter den quarzhaltigen Stäuben (die in Bergwerken oder bei der mechanischen Bearbeitung von Mineralien und Gesteinen freigesetzt werden) ist jedoch nicht quarzhaltiger Bodestaub (also Sand) zu verstehen, sondern Partikel mit Bruchkanten, d.h. offenen Kristallflächen, die eine Reihe besonderer Eigenschaften aufweisen. Bodestaub (Sand) ist über einen langen Zeitraum durch Erosion zu weitgehend kugelförmigen Partikeln verformt worden.

Aus diesen einleitenden Bemerkungen kann man entnehmen, dass die *Partikelform* ganz entscheidend (neben der Konzentration) für die potenzielle Gesundheitsgefährdung ist. Zweifellos sind beiden Stoffe (Quarze und Asbeste) nicht toxikologisch im Sinne einer stofflichen Eigenschaft wirksam.

Toxikologisch wirksame Stäube enthalten Stoffe, die eine spezifische biochemische (ab einer – was für alle Gifte gilt – gewissen Schwellenwertkonzentration) Wirkung haben. Dazu gehören sehr viele Schwermetalle (als Beispiel: Quecksilber, Arsen, Blei, Cadmium). In der Vergangenheit hat es viele dadurch ausgelöste Krankheiten insbesondere in der Nähe von Fabriken gegeben, wo diese (und andere Metalle) in hohen Konzentrationen in Stäuben aber vor allem im Trinkwasser vorkamen (z.B. die Itai-Itai-Krankheit in Japan, verursacht 1950 durch Cadmium). Heute liegen alle toxikologisch bedenklichen Schwermetalle in Konzentrationen im Staub vor, die weit unterhalb der Grenzwerte liegen. Toxikologisch

relevante Inhaltsstoffe von Stäuben sind daher vor allem im Bereich der organischen Stoffe zu suchen. Darunter sind von hoher Bedeutung polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK bzw. PAH in Englisch), die natürliche Begleitstoffe von Kohle und Erdöl sind und daher bei deren Verarbeitung und in allen Folgeprodukten auftreten. Eine Leitkomponente ist das Benzo[*a*]pyren (1,2-Benzopyren), eine der am längsten bekannten und untersuchten krebserregenden Substanzen. Benzo[*a*]pyren selbst ist dabei nicht giftig, wird allerdings im Körper in eine Epoxidform umgewandelt, die an die DNA binden kann, und dann die Struktur der DNA beeinträchtigt, was Zellteilung verhindern oder zu Mutationen führen kann.

Die Gefährlichkeit von Ruß liegt nicht am Ruß selbst (also im Idealfall elementarem Kohlenstoff, der nicht toxikologisch ist), sondern erstens an den stets vorhandenen Begleitsubstanzen (z.B. PAK) die bei dessen Bildung (also im Verbrennungsprozess) mit entstehen und zweitens an der hohen Adsorptionsfähigkeit der Rußoberfläche für organische Stoffe, die ggf. eine toxikologische Wirkung haben.

Die zuletzt aufgeführten Beispiele zeigen, dass es wichtig ist, im PM nach toxikologisch relevanten Inhaltsstoffen und deren Schwellenwertkonzentrationen zu suchen. Letztere sind aber oftmals weder bekannt noch festgelegt.

Als generell nicht gefährlich werden alle wasserlöslichen nichttoxischen Stoffe angesehen (z.B. die ionischen Hauptbestandteile des PM); es ist seit langem bekannt, dass eingeatmete wasserlösliche Stoffe sofort in die Blutbahn überführt werden und sich nicht akkumulieren im Atemtrakt.

Der erwachsene Mensch hat eine mittlere Atemfrequenz von 10-17 Atemzüge pro Minute und atmet dabei jeweils etwa 500 cm³ ein, so dass sich als Tagesmittel 12 m³ ergeben (Horn, 1979). Die Atemwege (Respirationstrakt) setzt sich (vereinfacht) aus dem Nasenbereich, dem Bronchialbereich und der eigentlichen Lunge, dem Alveolarbereich zusammen. Die in der eingeatmeten Luft vorhandene Gase und sehr kleinen Teilchen (< 0,1 µm) werden dabei bis in die tiefsten Bereiche vordringen und teilweise absorbtiv aufgenommen, jedoch größtenteils wieder ausgeatmet. Teilchen < 0,1 µm bringen zwar eine sehr große Teilchenzahl, stellen aber nur einen Bruchteil der PM-Masse dar (< 1%). Diese feinen Teilchen sind entweder ungefährliche wasserlösliche Salze (Ammonium, Sulfat und Nitrat) aber auch sekundäre organische Aerosolpartikel sowie (die feinste) Rußfraktion, unter denen sich toxische Stoffe befinden können.

Die Eindringtiefe in den Atemtrakt hängt von der Teilchengröße ab. Das Respirationssystem ist natürlicherweise so gebaut, um Staubteilchen weitgehend abzuschneiden, und, wenn sie dann eingedrungen sind, durch zwei (weiter unten beschriebene) Mechanismen wieder auszuschneiden. Die Trenngrenzen sind nicht scharf zwischen den einzelnen Bereichen. Im Nasenbereich werden alle Teilchen > 50 µm vollständig zurückgehalten; Teilchen um 10 µm werden nur noch zu 20% abgeschieden und alle Teilchen kleiner 5 µm passieren den Nasenbereich. Im Bereich der Luftröhre und der Bronchien liegt der maximale Abscheidungsgrad zwischen 5 und 10 µm; Teilchen von 1 µm werden noch zu etwa 40% zurückgehalten. In den Lungentrakt gelangen praktisch nur Teilchen kleiner 5 µm. Dort werden Teilchen von 0,05 µm (also die typische Akkumulationsfraktion des Staubes, keine primär gebildeten Teilchen) zu 25% zurückgehalten. Teilchen von 0,01 µm werden bis zu 70% abgelagert.

Es ist also festzuhalten, dass im Bronchialtrakt etwa 80% der Fraktion zwischen 1 und 10 µm abgeschieden werden und in der Lunge etwa 30% der Fraktion kleiner 1 µm. Umgekehrt, 20% der Fraktion von 1-10 µm und 70% der Fraktion < 1 µm werden wieder ausgeatmet.

Bei niedrigem Atemzugvolumen wird nur ein kleiner Teil des Lungenbereiches direkt belüftet. Bei tiefer Atmung wird erfolgt zwar in der Lunge mehr Retention, aber die Ablagerungsquote erhöht sich auch in den oberen Atemwegen.

Nach der Deposition der Staubteilchen werden die löslichen Inhaltsstoffe augenblicklich in die Blutbahn überführt und bei den unlöslichen setzen zwei Reinigungsmechanismen (*Lungenreinigung*) ein. Bis in die Bronchien gelangter Staub wird durch vermehrte Schleimproduktion und Zilienbewegung werden die Teilchen nach oben befördert, durch Husten wird dieser Prozess stark beschleunigt und der in Schleim und Phagozyten eingebettet Staub wird ausgespuckt oder verschluckt. Bis in die Lunge gelangter (unlöslicher) Staub hingegen wird von speziellen Zellen phagozytiert und teilweise ebenfalls abgehustet. Ein Teil der Partikel kann auch resorbiert werden und schließlich über das Lymphsystem abtransportiert werden.

Daraus wird verständlich, warum faserförmige und kristalline Partikel so gefährlich sind, weil die beschriebenen natürlichen Reinigungsmechanismen weniger gut wirken und sich diese Teilchen akkumulieren können im Verlaufe der Zeit und somit zu Veränderungen des Oberflächengewebes führen, den Gasaustausch beeinträchtigen (bis zum Erstickungstod) und/oder zu nekrotischen Änderungen und schließlich zum Lungenkrebs führen.

A1.3 Terminologie

A1.3.1 Stäube

Im Verlaufe Zeit haben sich die Bezeichnungen für atmosphärischen Staub geändert, jedoch kann als allgemeiner wissenschaftlicher Ausdruck der Begriff „atmosphärisches Aerosol“ verwendet werden, unter dem die Suspension von überwiegend nichtwässrigen⁵ Teilchen, die signifikant größer als Moleküle sind, in der Luft verstanden wird. Anstelle von Teilchen kann auch der Begriff Partikel verwendet werden. Aus dieser Definition folgt, dass bereits sehr kleine Teilchen (im unteren Nanometer-Bereich), die als Cluster bezeichnet werden und immer durch sog. homogene Nukleation aus Molekülen entstehen, mit einbezogen werden müssen. Der Größenbereich der Staubpartikel⁶ geht von wenigen nm (10^{-9} m) bis zu etwa 100 μm (10^{-6} m), s. Abb. A1.

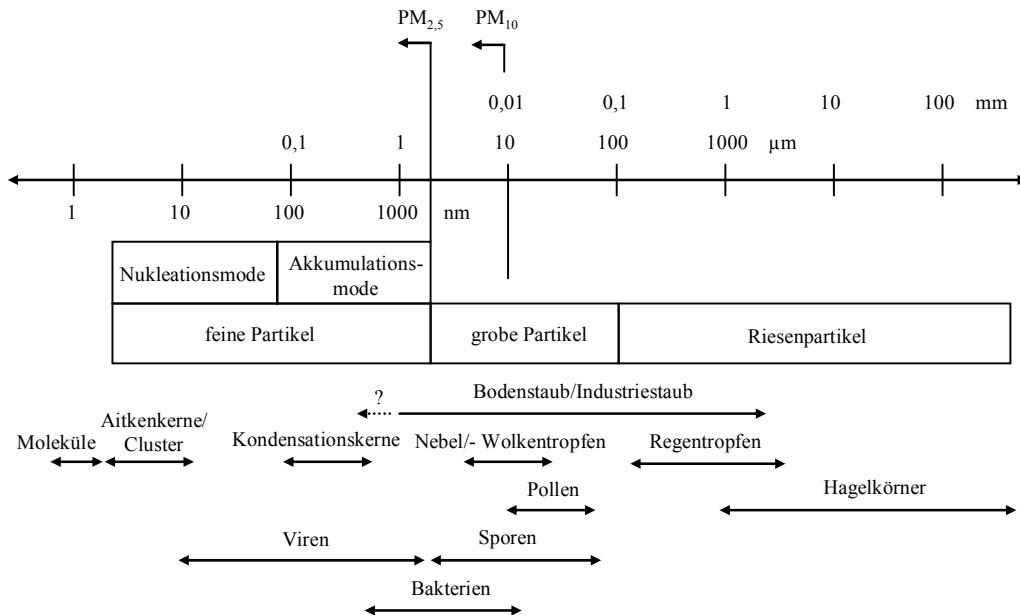
Partikel unterhalb 1 μm (sub- μm -Partikel) sind (außer Meersalz) immer sekundär, d.h. nicht primär emittiert und entstehen aus Gasphasenreaktionen und wachsen über verschiedene mikrophysikalische und dynamische Prozesse. Primär emittierte Partikel (außer ein Teil des Seesalzes) sind größer 1 μm . Deshalb ist eigentlich eine Klassifizierung nach PM₁ (die Zahl 1 kennzeichnet den aerodynamischen Partikeldurchmesser) sehr sinnvoll. Partikel größer 5 μm werden durch die Erdgravitation bereits merklich angezogen und sedimentieren (daher auch die Bezeichnung Sedimentationstaub); kleinere Partikel werden an der Erdoberfläche durch einen komplizierten Prozess („trockene Deposition“) abgelagert. Partikel größer 10 μm spielen in der Luftqualität keine bedeutende Rolle mehr; PM₁₀ beinhaltet daher alle (!) Partikel bis zum Durchmesser 10 μm . PM bedeutet *particulate matter* (partikelförmige Substanz zur Unterscheidung von gasförmigen Stoffen). Weil Partikel kleiner 2,5 μm

⁵ Damit sollen wässrige aber auch feste Wasserpartikel (Hydrometeore) wie Nebel-, Wolken und Regentropfen, Schnee usw. ausgeschlossen werden

⁶ Man beachte die Ausdrucksweise: Staub (wie Aerosol) bezeichnet immer die Suspension (Partikel-Luft-Gemisch), hingegen Staubpartikel (wie Aerosolpartikel) das einzelne Teilchen.

lungengängig sind und daher eine hohe gesundheitliche Relevanz haben, wurde auch PM_{2.5} eingeführt (auch als Feinstaub bezeichnet). Der praktische Wert dieser Differenzierung besteht in der Verfügbarkeit von Sammelgeräten, welche mit einem entsprechenden Partikelabscheideaufsatz versehen, alle Partikel kleiner des gegebenen Durchmessers aufnehmen und dann mittels unterschiedlicher Techniken abscheiden.

Abb. A1: Klassifizierung von Staubpartikeln



A1.3.2 Stickoxide (NO_x)

In der klassischen Chemie bezeichnet man als Stickstoffoxide (Stickoxide) alle folgenden Komponenten: N₂O (Lachgas, Distickstoffoxid, Distickstoffmonoxid), NO (Stickoxid, Stickstoffoxid, Stickstoffmonoxid), NO₂ (Stickstoffdioxid), N₂O₃ (Salpetrigsäureanhydrid, Stickstofftrioxid, Distickstofftrioxid), N₂O₄ (Stickstofftetroxid, Distickstofftetroxid), N₂O₅ (Salpetersäureanhydrid, Stickstoffpentoxid, Distickstoffpentoxid) und NO₃ (Nitrat-Radikal, Stickstofftrioxid⁷). Auch der Name *nitrose Gase* ist gebräuchlich, wofür die Formel NO_x verwendet wird. In der Luftchemie unterscheiden wir grundsätzlich zwischen N₂O, NO_x (NO+NO₂), NO_y (NO_x + HNO₂ + HNO₃ + NO₃ + N₂O₅ + org-N + part-N) und NO_z (NO_y – NO_x) = N₂O₅+NO₃+HNO₃ u.a.

Als primäre Emission wird NO angesehen; in Abhängigkeit von den technologischen Bedingungen der unterschiedlichen Quellen kann ein NO₂-Anteil von 5-10% angenommen werden (auf die NO-Bildung wird hier nicht eingegangen). In „Ingenieurkreisen“ ist es üblich, Mengenangaben in NO_x zu machen wobei – wenn nicht anders vermerkt - die Angabe sich auf NO₂ bezieht, unabhängig davon ob es sich chemisch um NO handelt.

⁷ Diese Bezeichnung wurde für N₂O₃ verwendet, man sollte daher grundsätzlich die exakten, in den Klammern jeweils zuletzt aufgeführten Name benutzen. Die englischen (Trivial-)Bezeichnungen können ebenfalls leicht zu Verwechslungen führen: *nitrous acid* (HNO₂), *nitrous oxide* (N₂O), *nitrous anhydride* (N₂O₃), *nitric acid* (HNO₃), *nitric oxide* (NO), aber nur *nitrogen dioxide* (NO₂).

Stickstoffdioxid (NO₂) ist die sekundäre Komponente der primären NO-Emission. Weitere NO_x-Quellen in Siedlungen sind Heizungsanlagen auf Gas- und Ölbasis. Für Stickoxide wird ein schwacher „typischer“ Jahresgang bemerkt mit einem Sommerminimum und einem Wintermaximum, hervorgerufen durch die Heizungsperiode. Sehr grob lassen sich eine „Grundlast“ von 10 µg m⁻³ für den Kfz-Verkehr und ein zusätzlicher Wert von 5-15 µg m⁻³ für die Heizperiode (temperaturabhängig) ableiten; die Sommer-Winter-Unterschiede sind jedoch nicht sehr signifikant und sind vergleichbar mit der Variation von Jahr-zu-Jahr, so dass es nahe liegend ist, vor allem wieder meteorologische Faktoren als Ursache der Variation anzusehen und nicht den Jahresgang der Emissionsquelle

Für die zwecke des vorliegenden Gutachtens ist es lediglich von Interesse (auf evtl. Besonderheiten der HNO₂-Bildung soll hier nicht eingegangen werden), dass im Nahbereich der Verkehrsquelle (Straße) NO sehr schnell zu NO₂ umgesetzt wird:



($k_1 = 1,82 \cdot 10^{-14} \text{ cm}^3 \text{ Molekül}^{-1} \text{ s}^{-1}$; $E_a/\mathbf{R} = 1400 \text{ K}$). Entsprechend den o.g. Formeln kann aus Rkt. (1) die Verweilzeit von NO berechnet werden nach (vgl. mit der Aussage auf S. 9 oben)

$$\tau(\text{NO}) = \frac{1}{k_1 [\text{O}_3]}$$

Werden 25°C und [O₃] = 20 ppb angesetzt, ergibt sich eine Verweilzeit für NO von 110 s, d.h. innerhalb dieses Zeitraumes werden ca. 63% zu NO₂ umgesetzt. Da man eine Straße mit fahrenden Kfz in erster Näherung als stationäre Linienquelle annehmen kann, werden bei einer angenommenen NO-Anfangskonzentration von 100 µg m⁻³ in ca. 300 m Entfernung in Windrichtung (mittlere Windgeschwindigkeit 3 ms⁻¹) nur noch 37 ppb NO (ca. 45 µg m⁻³) aber bereits 63 ppb NO₂ (ca. 120 µg m⁻³) zu erwarten sein, wenn *keine* (was natürlich nicht zutrifft) Verdünnung berücksichtigt wird. Jedoch stellt sich tagsüber in Abhängigkeit von der Strahlungsintensität der Sonne ein sog. photostationäres Gleichgewicht infolge der photolytischen Rückbildung von NO aus NO₂ ein ($j_2 = 7,5 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$):



Es folgt im einfachsten Fall (unter Vernachlässigung zahlreicher weiterer radikalischer Reaktionen des NO und NO₂)

$$\frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]} = \frac{k_1}{j_2} [\text{O}_3] \approx 0,06 [\text{O}_3], \quad [\text{O}_3] \text{ in ppb}$$

Unter Mittagsbedingungen im Sommer. Da die Photolyserate $j = 0$ in der Nacht sowie stark Tages- und jahreszeitlich abhängig ist (letzteres gilt auch für die Ozonkonzentration), stellt sich folglich ein stark variables Verhältnis zwischen NO und NO₂ ein. Unter maximalen sommerlichen Bedingungen folgt also $[\text{NO}] \approx [\text{NO}_2]$ sowie nachts $[\text{NO}_2] \gg [\text{NO}]$.

A2 Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs

Die Luftqualität in einem bestimmten Gebiet ist ein Ergebnis des physikalisch-chemischen Wechselspiels zwischen emittierten Stoffen, Transportvorgängen (meteorologischen Vorgängen) und luftchemischen Prozessen. Wir unterscheiden zwischen natürlichen und anthropogenen Emissionsquellen einerseits und andererseits zwischen primären und sekundären (d.h. in der Atmosphäre aus Vorläufersubstanzen gebildete Folgeprodukte) Stoffen. Viele Emissionsprozesse sind wiederum beeinflusst („rückgekoppelt“) von der Luftqualität und den bestehenden meteorologischen Bedingungen. Viele der Einzelprozesse zeigen charakteristische zeitliche Variationen (Tages- und Jahresgänge). Maßnahmen der Luftreinhaltung können daher (wegen der Komplexität der Prozesskette zwischen Emission und Immission) niemals in linearen Beziehungen zur Luftqualität stehen.

Maßnahmen zur Luftreinhaltung betreffen prinzipiell folgende Kategorien:

- a) technologische Veränderungen mit Einfluss auf das Emissionsverhalten,
- b) restriktive Verordnungen (Verbote) zur Vermeidung von Emissionen,
- c) freiwilliges Konsumverhalten zur Reduzierung des Ressourcenverbrauchs und
- d) Technologiewechsel.

An der Luftqualität (Stäube und Stickstoffoxide) haben – wie gezeigt – viele Quellen einen Anteil, wobei vor allem auf die raum-zeitlichen Beziehungen zwischen Emission und Immission hingewiesen werden muss. Die Emission des Verkehrs geht dementsprechend nur mit einem *Anteil* in die Luftqualität ein. In diesem Gutachten soll dieser Anteil bestimmt werden, um den relativen Einfluss der durch die geplante Maßnahme („Umweltzone“) vorgesehenen Reduzierung an Kfz auf die Gesamtemission und –immission zu bestimmen.

Die Emissionen des Straßenverkehrs lassen sich in folgende *Emissionsprozesse* unterteilen:

1. Abgasemissionen im betriebswarmen Zustand (Abgasemissionen)
2. Partikelabrieb der Reifen
3. Partikelabrieb durch Bremsen
4. Staubaufwirbelung durch fließenden Verkehr (*resuspension*)
5. Verdunstungsemissionen während der Fahrt (*running losses*)
6. Zusätzliche Abgasemissionen bei Kalt- bzw. Kühlstart (Kaltstartzuschlag)
7. Erhöhte Verdunstungsemissionen nach Abstellen des Fahrzeugs (*hot soak losses*)
8. Verdunstungsemissionen des stehenden, nicht in Betrieb befindlichen Fahrzeugs (*diurnal losses*)
9. Betankungsverluste.

Für den betrachteten Fall des Ausschlusses von Fahrzeugen ohne Abgaskontrolle innerhalb der vorgesehenen Umweltzone kommt ausschließlich Pos. 1 in Betracht, d.h. alle anderen Ursachen (Pos. 2-9) betreffen grundsätzlich alle Kategorien von Fahrzeugen. Es ist deshalb zur Bewertung der geplanten Maßnahme wichtig, die einzelnen Ursachenkategorien an der Gesamtemission durch den Verkehr zu ermitteln bzw. zu gewichten.

Auf die Probleme der Bestimmung und Richtigkeit von *Emissionsfaktoren* wird an verschiedenen anderen Stellen in der Fachliteratur eingegangen; im vorliegenden Gutachten wurde die Emission nicht absolut bestimmt; es reicht für die Zielstellung, den relativen Anteil der von der Umweltzone ausgeschlossenen Fahrzeuge an der Gesamtemission abzuschätzen, um ein Maß für die Veränderung der Luftqualität zu erhalten. Das Gutachten beschränkt sich

auf PM und NO_x; wegen des prinzipiellen Beitrages von NMVOC⁸ an der Bildung sekundären organischen Aerosols (SOA) werden hier auch kurz die Pos. 3, 5, 6 und 7 behandelt, obwohl sie nicht zur NO_x- und primären Staubbildung beitragen. Allerdings muss einschränkend bemerkt werden, dass die Partikelbildung aus NMVOC durch sog. Nukleation vor allem unter sommerlichen strahlungsreichen Bedingungen abläuft und schnell (innerhalb von Minuten) zu einer großen Anzahl (im unteren nm-Bereich) an Partikeln aber äußerst geringer Masse (messtechnisch nicht erfassbarer) führt.

A2.1 Warmbetriebsemission (Abgase)

Die Abgasemissionen von Fahrzeugen werden berechnet, indem als Aktivitäten Fahrleistungsdaten und als *Emissionsfaktoren*⁹ pro Fahrzeugkilometer verwendet werden. Das Emissionsverhalten einzelner Kraftfahrzeuge unterscheidet sich in Abhängigkeit von Fahrzeugparametern (Fahrzeugkategorie, Hubraumklasse, Minderungskonzept), Verkehrssituation, Streckencharakteristik (z. B. Neigungswinkel, Fahrbahnbreite) und meteorologischen Einflüssen (Temperatur, Luftdruck). Ein entsprechend hoher Detaillierungsgrad liegt zwar für Emissionsfaktoren, nicht aber für Fahrleistungsdaten in Deutschland vor. Daher werden die Emissionsfaktoren zu mittleren Emissionsfaktoren aggregiert. Grundlage hierfür sind Häufigkeitsverteilungen von Verkehrssituationen, Steigungsklassen und Fahrleistungsanteilen der einzelnen Fahrzeugschichten.

A2.1.1 Kohlenwasserstoffe (VOC¹⁰)

Im Abgas von Pkw mit verbleitem Normalbenzin konnten 150 verschiedene polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)¹¹ qualitativ erfasst und 73 identifiziert werden (Grimmer et al. 1977). Jüngere Untersuchungen verweisen auf die Emission von Nitro-PAK (Fiedler und Mücke 1990). Dieselmotoren emittieren größere Mengen als Ottomotoren, wobei zusätzlich die Wirkung eines Katalysators bei Ottomotoren deutlich geringere Emissionen (im Mittel 94%) verursacht (Schürmann et al. 1989). Nach Muschak (1989) gelangen in Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung 1,5 bis 18 g PAK/ha und Jahr durch den Straßenabfluß in Oberflächengewässer. Für das Straßennetz der alten Bundesländer (etwa 1,2 Millionen ha) wurde eine Fracht von 6000 kg/Jahr errechnet (UBA 1986). Die PAK-Emissionen sind überwiegend vom Kraftstoff-Luft-Verhältnis bei der Verbrennung und Aromatenanteil im Kraftstoff abhängig (UBA 1979). Neben den PAK werden durch Abgase eine Reihe anderer Kohlenwasserstoffe emittiert (vgl. Dulson 1986). Die Emissionen von monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, z.B. Benzol (Schürmann et al. 1989) und Phenole (Candeli et al. 1977), lassen trotz z.T. relativ hoher Flüchtigkeit eine Anreicherung in Straßennähe vermuten. Bei einem mittleren Emissionsfaktor von 2,35 g Benzol/kg Kraftstoff (UBA 1982) resultierte bei einem Kraftstoffverbrauch 1981 von 22,3 Millionen t eine Emission von etwa 50.000 t Benzol über den Auspuff von Pkw mit Ottomotoren.

A2.1.2 Stickstoffoxide

Eine durchgreifende Verringerung der straßenverkehrsbedingten Emissionen ist seit 1985 bei den Spurenstoffen NMVOC und Kohlenmonoxid (CO) durch die Einführung der

⁸ Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe

⁹ UMWELTBUNDESAMT (1999).

¹⁰ *volatile organic compound* (flüchtige organische Verbindungen); tragen zu möglichen Gerüchen bei.

¹¹ Ein erheblicher Anteil wird partikelförmig emittiert

katalytischen Abgasreinigung erreicht worden; wesentlich geringer zeigt sich die Abnahme bei den Stickoxiden (NO_x); der Anteil des Straßenverkehrs an den gesamten NO_x-Emissionen im Land beträgt rund 55%, bei den Kohlenmonoxid (CO)-Emissionen sind es sogar über 60%. Die bei der Pkw-Flotte deutlich schnellere und wirksamere Umsetzung der verschärften Abgasnormen als bei den Lkw hat auch die Emittenten-Struktur der verkehrsbedingten Stickoxide deutlich verändert. Ende der 80er-Jahre wurde noch der überwiegende Teil (rund 70%) der NO_x-Emissionen durch den Pkw-Verkehr verursacht. Seither ist sein Anteil auf 33% zurückgegangen. Der weitaus überwiegende Teil (67%) der aktuell im Straßenverkehr verursachten NO_x-Emissionen ist dem Güterverkehr und Bussen zuzuschreiben. Auch bei den Partikel-Emissionen dominieren die schweren Lkw mit einem Emissionsanteil von 47%. Hier ist allerdings der Anteil des Pkw-Verkehrs aufgrund der enormen Zunahme der Diesel-Pkw bis zum Jahr 2003 auf rund 38% gestiegen (Büringer und Stenius 2004).

A2.2 Kaltstartemission

Beim Start eines Fahrzeugs entstehen Emissionen, die sich in der Regel von den Emissionen nach vollständigem Erreichen der Betriebstemperatur von Motor und Abgassystem unterscheiden, die sog. *Kaltstartemissionen*. Die Differenz zwischen Kaltstartemission und Warmbetriebemission wird als Kaltstartzuschlag bezeichnet. Je nach Antriebsart und Abgasminderungstechnik hat der Kaltstartzuschlag unterschiedliche Ursachen. Bei Katalysatorfahrzeugen sind die Emissionen von CO, NO_x und VOC bei Fahrtbeginn zunächst höher, weil der Katalysator erst nach einer Aufheizphase seine vollständige Funktionsfähigkeit erreicht. Darüber hinaus sind kurz nach dem Start Motor und Brennkammerwände noch nicht aufgeheizt, was eine unvollständige Verbrennung und damit höhere Emissionen von CO und VOC zur Folge hat. Negative Kaltstartzuschläge sind bei den NO_x-Emissionen von Otto-Fahrzeugen ohne Katalysator zu beobachten, da hier die anfangs niedrigere Verbrennungstemperatur zu einer geringeren Bildung von NO_x aus dem Luftstickstoff führt.

Die Kaltstartemission weist eine starke Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur auf. Wird ein Fahrzeug weniger als 8 Stunden vor dem Neustart gefahren, so kann davon ausgegangen werden, dass es noch nicht vollständig abgekühlt ist.

Tab. A2: Gegenüberstellung von Pkw-Kaltstartzuschlägen und Warmemissionen nach UMWELTBUNDESAMT (1999)

	Kaltstartzuschlag [g/Start]			Warmemission innerorts [g/km]		
	CO	VOC	NO _x	CO	VOC	NO _x
Otto konventionell 4	1,74	6,45	-0,13	11,68	1,74	1,59
Otto G-Kat vor 1991	33,80	3,80	1,13	2,21	0,22	0,34
Otto G-Kat EURO1	17,83	2,16	0,79	1,62	0,11	0,28
Otto 2-Takt Ost	56,59	40,96	-0,06	15,71	11,12	0,81
Diesel konventionell	0,55	0,26	0,10	0,67	0,14	0,66
Diesel gemindert	0,52	0,18	0,1	0,63	0,09	0,65

Vom TÜV Rheinland (Hassel et al. 1994) wurden Kaltstartzuschläge aus der Differenz der Emissionen einzelner Fahrzeugschichten von Phase I und Phase III beim Durchfahren des US-Test-75 gemessen

A2.3 Tankatmung (*diurnal losses*): NMVOC

Bei nicht im Betrieb befindlichen Fahrzeugen entstehen durch Aufheizung und Abkühlung des Kraftstoffs im Kraftstofftank aufgrund äußerer Witterungseinflüsse Druckunterschiede, die durch Ventile ausgeglichen werden. Bei Fahrzeugen mit Katalysator findet der Druckausgleich über ein Aktivkohlefiltersystem statt, das die Kohlenwasserstoffemissionen erheblich reduziert. Emissionen aus Dieselfahrzeugen können aufgrund des niedrigen Dampfdrucks von Diesel vernachlässigt werden.

Tab. A3: Emissionsfaktoren zur Berechnung der Tankatmung; aus UMWELTBUNDESAMT (1999) Minderungskonzept Emissionen [g/(Fahrzeug · Tag)]

	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
mit Aktivkohlefilter	0,4785	0,5060	0,1657	0,1587
ohne Aktivkohlefilter	9,7226	10,3524	3,5700	3,4220

A2.4 Verdunstungsemissionen (*hot soak losses*): NMVOC

Nach dem Abstellen eines Fahrzeugs steigt die Motorraumtemperatur aufgrund fehlender Kühlung durch spezielle Kühlsysteme oder den Fahrtwind zunächst an. Dieser Temperaturanstieg in den kraftstoffführenden Leitungen bewirkt einen Überdruck, der zu Benzindampfemissionen über die Entlüftungsventile führt. Eventuell eingebaute Aktivkohlefiltersysteme können diese Emissionen wie bei den *diurnal losses* erheblich verringern.

Tab. A4: Mittlere Emissionsfaktoren [g/Abstellvorgang] eines Fahrzeugs pro Abstellvorgang in Augsburg 1994 auf der Basis verschiedener Autoren

	mit Aktivkohlefilter	ohne Aktivkohlefilter
OBERMEIER (1995)	0,68	7,88
UMWELTBUNDESAMT (1999)	0,53	6,49

A2.5 Staubemission und Resuspension

Partikelförmige Emissionen (Staub) setzen sich aus folgenden Kategorien zusammen:

- Reifenabrieb,
- Abrieb der Bremsbeläge,
- Straßenabrieb,
- Staubaufwirbelung vom Bodenbelag (Resuspension)
- Rußemission mit dem Abgas (immer mit adsorbierten VOC verbunden),
- sonst. Partikel im Abgas (kondensierte VOC, Schwermetalle).

Die Ursachenkategorien „Straßenabrieb“ und „Resuspension“ sind keine primären Fahrzeugemissionen sondern durch den Betrieb in Wechselwirkung mit der Fahrbahn bedingt. Der Straßenabrieb stellt eine (irreversible) Erosion der Fahrbahnbelags dar und enthält demzufolge Partikel aus dem Material (im wesentlichen bei Asphaltbelag organisches Material aber auch Schwermetalle); wie die übrigen primären Quellen kann diese Ursache proportional zur Fahrzeuganzahl gesehen werden (und zu fahrzeugspezifischen Größen, welche den Abrieb begünstigen, wie z.B. Masse und Geschwindigkeit). Die Resuspension hingegen stellt eine Aufwirbelung (und wie gezeigt wurde, der einzige wesentliche Beitrag

des Verkehrs zur lokalen PM-Belastung) des zuvor abgelagerten Bodenstaubs dar. Eine häufige Reinigung bzw. Niederschläge verringern die Masse des Bodenstaubs und damit das Potenzial der Resuspension. Es werden zwar in der Literatur fahrzeugspezifische Resuspensionbskennzahlen angegeben, jedoch handelt es sich um eine insgesamt begrenzte Staubmenge, die stationäre durch eine bestimmte Anzahl an fahrenden Kfz stationäre gehalten wird. Einmal aufgewirbelter Staub unterliegt physikalischen Ausbreitungs- und Ablagerungsbedingungen. Fahrzeuge können daher eine stark verschmutzte Straße durchaus z.T. „reinigen“ durch Umverteilung des Bodenstaubs. Wegen der (korngrößenabhängigen) Ablagerung des aufgewirbelten Staubs zurück auf die Fahrbahn ist lediglich eine Mindestanzahl fahrender Kfz (ca. im Abstand der halben charakteristischen Ablagerungszeit, also etwa 30 sec.) notwendig, um eine stationäre Staubkonzentration aufrechtzuerhalten. Mit anderen Worten, eine höhere Fahrzeugdichte führt nicht zu einer höheren Resuspensionsbelastung.

Bei Staub handelt es sich also um einen komplexen Spurenstoff, der durch eine Vielzahl von Quellen und Prozessen gebildet wird. Ein Teil gelangt als primärer Staub - also direkt als Staubteilchen - in die Luft, ein Teil wird als sekundär aus Vorläufergasen in der Atmosphäre gebildet. Entsprechend der Abscheidecharakteristik von Staubsammlern wird einer Staubcharakterisierung nach Korngrößen (aerodynamischer Durchmesser in μm) vorgenommen, so z.B. PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ und PM_1 . Dieser Einteilung entspricht etwa eine Einteilung in sekundären Staub (PM_1) und primären feinen ($\text{PM}_{2,5}$) und groben (PM_{10}). Es muss beachtet werden, dass so PM_{10} die Summe aller Staubpartikel kleiner $10 \mu\text{m}$ darstellt; es wird deshalb oftmals eine Differenzbildung ($\text{PM}_{10} - \text{PM}_{2,5}$) vorgenommen, um Quellen besser zu charakterisieren.

Die partikelförmigen Emissionen zeigen generell für Dieselmotoren einen deutlich höheren Ausstoß als bei Ottomotoren (Schürmann et al. 1989). Sowohl Schwermetalle (vgl. Zehringer et al. 1989) als auch PAK (vgl. Israel et al. 1986) besitzen grundsätzlich ihre maximalen Konzentrationen in den Stäuben der Korngröße $<0,5 \mu\text{m}$. Neben der Belastung der Straßenränder ist deshalb auch ein Ferntransport dieser Stoffe gegeben (Mayer 1984).

Der Reifenabrieb beträgt je Kilometer Straßenlänge und 1000 Kfz etwa $0,12 \text{ kg}$ (Brunner 1975). Neben einer Reihe schwer abbaubarer organischer Stoffe (vgl. Schönberger 1990) sind besonders Zink (Gehalt maximal 3 %) und Cadmium umweltrelevant. Durch den Abrieb von Bremsbelägen werden die Schwermetalle Nickel, Chrom und besonders Kupfer emittiert. Nach Schätzungen fällt etwa $0,8 \text{ kg}$ Bremsbelagabrieb je Straßenkilometer und 50.000 Kfz an (Lux 1986 zit. in Schönberger 1990). Emissionen durch Straßenabrieb sind abhängig von der Oberflächenbeschaffenheit der Fahrbahn. Beton kann Blei- und Zinkgehalte von jeweils 400 bis 500 mg/kg aufweisen; Asphalt kann Nickelgehalte $>1000 \text{ mg/kg}$ und Chromkonzentrationen $>300 \text{ mg/kg}$ enthalten. Straßenabrieb von teerasphalthaltigen Belägen führt zur Emission von ein- und mehrkernigen aromatischen Kohlenwasserstoffen, besonders PAK (Waibel 1976, Korte et al. 1987). Steinkohleteer wird seit etwa 80 Jahren im Straßenbau verwendet (Collin und Köhler 1977). Abrieb der Reifen und Straßen befindet sich in Partikelgrößenbereichen $> 5 \mu\text{m}$ und wird zusammen mit sonst. Straßenstaub aufgewirbelt.

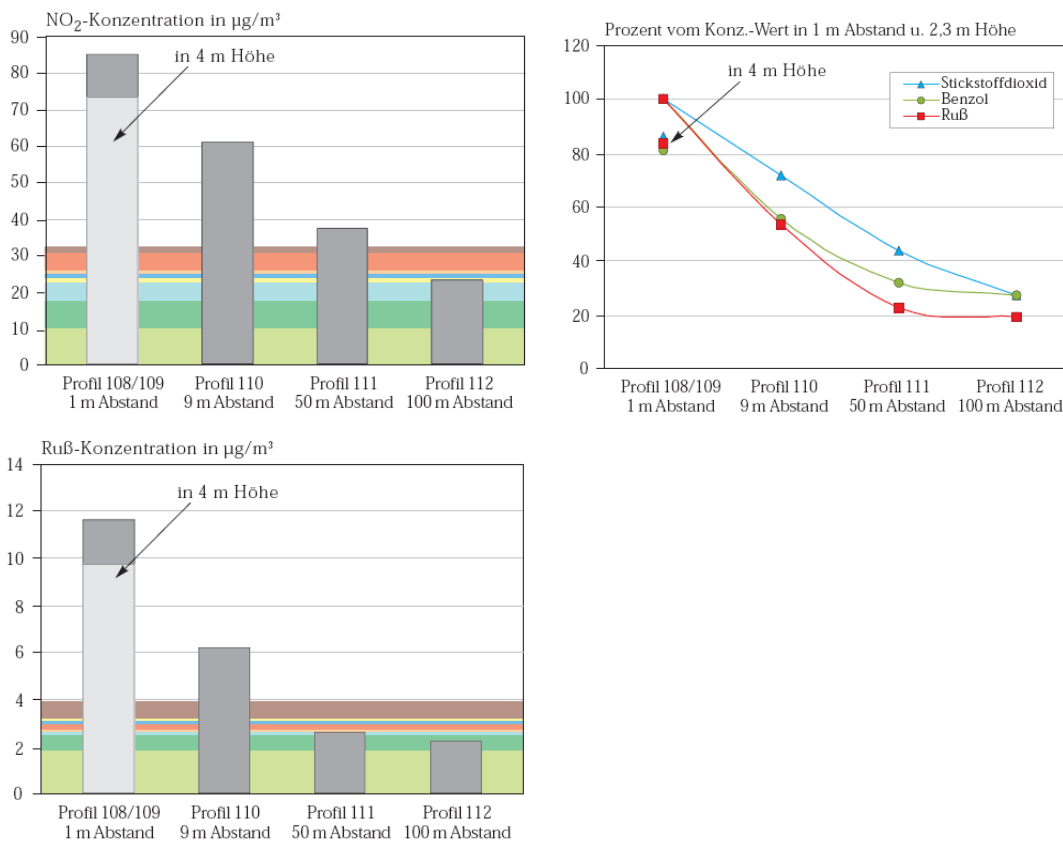
Im Extremfall können die Beiträge aus Aufwirbelung und Straßenabrieb bei einer Straße mit schadhaftem Belag und/oder unbefestigten, staubigen Straßenrändern ein Vielfaches derjenigen einer gut befestigten Straße mit intaktem Belag ausmachen. Obwohl quantitativ erheblich, weisen sie eine von den Auspuffemissionen völlig verschiedene Charakteristik bezüglich Korngrößen und chemischer Zusammensetzung auf. Während die Auspuffemissionen vorwiegend aus feinstem Ruß und organischen Verbindungen bestehen

(z.T. Krebs erregend), dominieren bei den mechanisch erzeugten Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung relativ grobe mineralische Partikel.

Wichtig sind deshalb fundierte Kenntnisse der Mechanismen und Prozesse, welche für die schädliche Wirkung von Feinstäuben verantwortlich sind. Hier bestehen derzeit noch beträchtliche Wissenslücken.

In Abb. A2 werden Messergebnisse gezeigt, die einen Eindruck von der Konzentrationsabnahme in Entfernung von der Fahrbahn geben.

Abb A2: Profilmessungen an einer Fahrbahn (Freiburg 2000, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bericht Nr. 31.13/2001)



Aus der mehreren Studien wurde von Gehrig u.a. (2003) die Schlussfolgerung gezogen, dass sich die Emissionen bereits in einer Distanz von 60 m teilweise bis auf eine Höhe von 40 m erstrecken, dass aber das Verhältnis von NO_x zu Partikeln sich nicht signifikant ändert. Dies bedeutet, dass die Berechnung der PM-Emissionsfaktoren über die NO_x-Emissionen als sinnvoll erachtet werden kann. Die Schweizer Studie (Gehrig u.a. 2003) hat detaillierte Angaben zur Partikelemission, aus denen folgende „typische“ Werte für eine Innenstadtstraße abgeleitet werden können (in g/km):

	PKW	LKW
PM ₁₀ (überwiegende Staubaufwirbelung)	0,04	0,6
PM ₁ (überwiegend Primäremission)	0,01	0,3

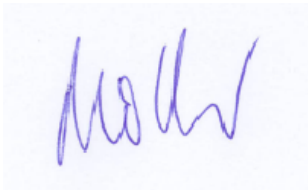
Der Gutachter teilt diese Auffassung nicht. Bei den Emissionsfaktoren für Feinstäube aus Abrieb und Aufwirbelung stellt sich die Frage, ob das Konzept einer definierten Emission pro

Fahrzeug und Kilometer tatsächlich adäquat ist. Im Falle einer offenen Straße mit Querwind (Lee-Luv-Situationen) erscheint das Konzept durchaus plausibel, da die durch Abriebsprozesse mechanisch erzeugten Partikel dauernd von der Straße wegtransportiert werden und keine Akkumulation solcher Stäube auf der Fahrbahn zu erwarten ist. Der Aufwirbelungsanteil dürfte in dieser Situation deshalb von untergeordneter Bedeutung sein. Bei Windstille, oder in einer Straßenschlucht ist es aber durchaus möglich, dass Abriebpartikel wieder auf der Fahrbahn deponiert werden und durch folgende Fahrzeuge erneut aufgewirbelt werden können. In einem solchen Fall ist es denkbar, dass dieser auf der Fahrbahn liegende Staub auch durch wenige Fahrzeuge aufgewirbelt und in Schwebelage gehalten werden kann. Die Emissionen durch Resuspension wären dann nicht proportional zur Verkehrsfrequenz. Zudem muss festgehalten werden, dass die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung auch stark vom lokalen Zustand des Straßenbelags abhängen können.

Literatur

- Brunner, P. G. (1975) Die Verschmutzung des Regenabflusses im Trennverfahren. *Ber. aus Wassergütemirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München*, H. 9
- Büringer, H. und W. Stenius (2004) Luftschadstoff-Emissionen maßgeblich vom Straßenverkehr verursacht. *Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg* 7/2004 Umwelt, Verkehr, Tourismus
- Candeli, A., G. Morozzi und L. Zoccolillo (1977) Effect of Fuel Composition on the Emission of Phenols in the Exhaust Gas from a European Car. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B* **164**, 303-313
- Collin, G. und H. Köhler (1977) Steinkohlenteerpech. *Erdöl u. Kohle ver. m. Brennst.-Chemie* **30**, 257-263
- Diegmann, V., F. Pfäffin, G. Wiegand, H. Wursthorn, F. Dünnebeil, H. Helms und U. Lambrecht (2006) Verkehrliche Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub – Möglichkeiten und Minderungspotenziale. Studie im Auftrag des UBA. IVU-Umwelt GmbH und IFEU Heidelberg
- Dulson, W. (1986) Kohlenwasserstoff-Immissionen in Köln. In: Luftverunreinigungen durch Kraftfahrzeuge (Hrsg. Seifert, B.), *Schr. Reihe WaBoLu* **67**, 185-198
- John, C., A. Obermeier, R. Friedrich (1997) Emissionsfaktoren und Emissionskataster. In: Ausbreitung von Kfz-Emissionen/Emissionsmodellierung. *Schriftenreihe der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN*, Band 26, Düsseldorf
- Fiedler, H. und W. Mücke (1990) Nitro-PAK aus Verbrennungsmotoren - Analytik und Emissionsverhalten. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* **2**, 170-176
- Gehrig, R., M. Hill, B. Buchmann, D. Imhof, E. Weingartner, U. Baltensperger (2003) Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs (Kurzfassung); Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. EMPA (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Abt. Luftfremdstoffe/Umwelttechnik) und PSI (Paul Scherrer Institut, Labor für Atmosphärenchemie)
- Grimmer, G., H. Böhnke und A. Glaser (1977) Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Abgas von Kraftfahrzeugen. *Erdöl u. Kohle - Erdgas - Petrochem. ver. m. Brennst. Chemie*, **30**, 411-417
- Hainsch, A. (2004) Ursachenanalyse der PM10-Immission in urbanen Gebieten am Beispiel der Stadt Berlin. Dissertation Technische Universität Berlin
- Hassel, D., Jost, P., Weber, F.-J., Dursbeck, F., Sonnenborn, K.-S. und Plettau, D. (1994) Das Abgas-Emissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1990, Technischer Überwachungsverein Rheinland. Berlin, E. Schmidt Verlag, 1995 (Berichte 8/94)
- Horn, K. (1979) Lufthygiene. Medizinische Aspekte des Umweltschutzes. VEB Verlag Volk und Gesundheit Berlin, 174 pp.
- Israel, G., R. Freise und H. W. Bauer (1986) Der Verkehrsanteil an der Immission von Gesamtstaub und PAKs in deutschen Großstädten. In Seifert (1986) s. Lit. Dulson (1986)
- Korte, F., P. Spitzauer, U. Dörfler und M. Spitzauer (1987) Wirkungsuntersuchungen für die Belastungsgebiete Erlangen-Fürth-Nürnberg und Ingolstadt-Neustadt-Kehlheim. Teil II: Monographien, Hrsg. Bayer. Staatsmin. für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 48, Bd. 2
- Lohmeyer u.a. (2004) Berechnung der KFZ-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Sächs. Landesamt für Geologie und Umwelt
- Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005-2010 (2005) Senatsverwaltung für Statdentwicklung
- Mayer, R. (1984): Veränderungen von Bodeneigenschaften durch Luftverunreinigungen. *Z. f. Kulturtechn. u. Flur.* **25**, 214-226
- Muschak, W. (1989) Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. *Vom Wasser* **72**, 267-282

- Obermeier, A., Berner, P., Friedrich, R., John, C. und Seier, J. (1997) Emissionsminderungsmaßnahmen für Ozonvorläufersubstanzen in Baden-Württemberg und im südlichen Oberrheingraben. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. Beitrag zum 13. Statuskolloquium des PEF am 11. und 12. März 1997 im Forschungszentrum Karlsruhe.
- Obermeier, A. (1995) Ermittlung und Analyse von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen in Baden-Württemberg. Forschungsbericht des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Band 19, Stuttgart 1995
- Schönberger, H. (1990) Klärschlamm - Kontamination auf Raten. Bericht Institut für ökologisches Recycling, Berlin, 217 S.
- Schürmann, D., H. Klingenberger, K.-H. Lies und J. Schulze (1989) Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. *Automobil-Industrie* **5/89**, 637-654
- UBA (1976) Luftqualitätskriterien für Blei. Berichte Umweltbundesamt 3/76, 128 S., Berlin
- UBA (1979) Luftqualitätskriterien für ausgewählte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Berichte Umweltbundesamt 1/79, 270 S., Berlin
- UBA (1982) Luftqualitätskriterien für Benzol. Berichte Umweltbundesamt 6/82 144 S., Berlin
- UBA (1986) Daten zur Umwelt 1986/87. E.Schmidt Verlag Berlin; s. a. UBA Jahresbericht 1986
- UBA (1992) Daten zur Umwelt 1990/91. E. Schmidt Verlag, Berlin
- UBA (1995) Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.1. Umweltbundesamt Berlin, 1995 (Erschienen als Software auf CD-ROM)
- UBA (1999) Handbuch Emissionsfaktoren des Umweltbundesamts („UBA-Handbuch“), Umweltbundesamt Berlin
- Waibel, M. (1976) Luft- und Gewässerverunreinigung durch 3,4-Benzopyrenhaltigen Straßenabrieb. *Zentr. Bl. Bakt., Par., Infekt.Hyg. Abt.I: Orig. B*, **163**, 458-469
- Zehring, M., C. Hohl, A. Schneider und M. R. Schüpbach (1989) Untersuchung zur Verteilung von Metallen in Schwebstäuben. *Staub-Reinhalt.Luft* **49**, 439-443



Univ.-Prof. Dr. habil. rer. nat. Detlev Möller

Berlin, den 29.11.2007