

# Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs

Forschungsprojekt ASTRA 2000/415

## Forschungsteams:

**EMPA: Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt  
Abteilung Luftfremdstoffe/Umweltechnik  
Robert Gehrig, Matz Hill, Brigitte Buchmann**

**PSI: Paul Scherrer Institut  
Labor für Atmosphärenchemie  
David Imhof, Ernest Weingartner, Urs Baltensperger**

## Mitglieder der wissenschaftlichen Begleitgruppe:

B. Gälli Purghart	BUWAL, Bern (Präsidentin)
G. Bürgisser	ASTAG, Bern
L. Dolecek	BFE, Bern
R. Evéquoz	BFS, Neuchâtel
E. Hauser-Strozzi	VCS, Bern
K. Infanger	ARE, Bern
H. Jenk	BUWAL, Bern
A. Porchet	TCS, Emmen
H. Sommer	AWEL, Zürich
P. Sprenger	Strassenverkehrsamt Bern, Bern
J. Stauffer	ASTRA, Bern
C. Vaucher	BUWAL, Bern



# Inhalt

Vorwort des BUWAL	5
Zusammenfassung (EMPA/PSI)	7
Résumé (EMPA/PSI)	11
Summary (EMPA/PSI)	15
Synthese (EMPA/PSI)	19
Entwicklung der primären PM10-Emissionen des Strassenverkehrs (BUWAL)	31
Teilbericht EMPA	35
Inhalt	37
Teilbericht PSI	107
Inhalt	109



## Vorwort

Im Jahr 1998 hat die Schweiz zum Schutz von Gesundheit und Umwelt Immissionsgrenzwerte für lungengängigen Feinstaub (PM10) eingeführt. Bis heute werden sowohl die Jahresmittel- als auch die Tagesmittelgrenzwerte in weiten Teilen der Schweiz überschritten. Dies führt zu gravierenden negativen Auswirkungen auf die Gesundheit. Die Staubpartikel dringen in die Atemwege ein, tragen zu Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen bei und führen zu vorzeitigen Todesfällen. Eine Verminderung der Feinstaubbelastung ist vordringlich.

Bei PM10 handelt es sich um einen komplexen Schadstoff, der durch eine Vielzahl von Quellen und Prozessen gebildet wird. Ein Teil gelangt als primäres PM10 - also direkt als Staubteilchen - in die Luft, ein Teil wird als sekundäres PM10 aus Vorläufergasen in der Atmosphäre gebildet. Im Bericht „Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen“ hat das BUWAL im Jahr 2001 eine erste Zusammenstellung der primären PM10-Emissionen publiziert. In diesem Bericht wurde darauf hingewiesen, dass in einigen Bereichen noch beträchtliche Unsicherheiten über die Emissionsmengen bestehen. Dazu gehören auch die Zahlen über die PM10-Emissionen des Verkehrs, soweit sie durch Abrieb oder Aufwirbelung zustande kommen. Im Gegensatz zu den Auspuffemissionen, welche auf Prüfständen gemessen werden können, ist die Erfassung von Abrieb und Aufwirbelung sehr schwierig. In der internationalen Fachliteratur gab es keine zuverlässigen Informationen, welche auf die Schweiz übertragbar waren. Man stützte sich deshalb auf die Resultate eines Projektes im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms NFP41. Darin wurden an einem Standort in der Stadt Zürich mit einem neuen Konzept Emissionsfaktoren für den Verkehr ermittelt, welche alle primären Emissionen einschlossen. Im erwähnten Bericht des BUWAL wurde gefordert, dass diese Emissionsfaktoren durch gezielte Messungen an schweizerischen Strassen auch für andere Verkehrssituationen zu untermauern seien. In der Folge wurde gemeinsam durch ASTRA und BUWAL das Projekt „Verifikation der PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs“ in Auftrag gegeben, dessen Resultate im vorliegenden Bericht veröffentlicht sind.

Ähnlich wie im Strassenverkehr bestanden auch bei den Schienenverkehrsemissionen beträchtliche Unsicherheiten bezüglich Abrieb und Aufwirbelung. Erste Messungen an Bahnstandorten und auf einem Prüfstand führten zu einer Neuschätzung der Schienenverkehrsemissionen, welche im Jahr 2002 unter dem Titel „PM10-Emissionen des Verkehrs, Statusbericht Teil Schienenverkehr“ vom BUWAL publiziert wurden. In Bezug auf den Schienenverkehr sind weitere Abklärungen im Gange.

Für die Planung und Durchführung emissionsmindernder Massnahmen ist die Kenntnis der Beiträge verschiedener Quellen und Prozesse an die Feinstaubbelastung wichtig. Mit dem Schienenprojekt und dem nun vorliegenden Verifikationsprogramm der Strassenverkehrsemissionen wurden wichtige Erkenntnisse insbesondere betreffend Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen gewonnen. Zusammen mit den bestehenden guten Grundlagen über die Emissionen von Krebs erregendem Dieselmotorschmutz helfen sie mit, dass wir uns gezielt für die Verminderung der Schadstoffbelastung und für die Verbesserung der Gesundheit der Bevölkerung einsetzen können.

Bundesamt für Umwelt, Wald und  
Landschaft

Gerhard Leutert

Chef der Abteilung Luftreinhaltung  
und NIS



## Zusammenfassung

Ziel dieser Untersuchung, welche von der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) gemeinsam mit dem Paul Scherrer Institut (PSI) durchgeführt wurde, war die Quantifizierung und Charakterisierung der primären Partikel-Emissionen aus dem Strassenverkehr sowie die Berechnung von Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen und Prozesse (Auspuffemissionen, Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung).

Hierzu wurden beiderseits von stark befahrenen Strassen Immissionsmessungen durchgeführt. Für meteorologische Situationen mit Querwind zur Strasse können aus Lee-Luv-Differenzen die Zusatzbelastungen bestimmt werden, die durch den lokal vorbeifahrenden Strassenverkehr verursacht werden. Wo wegen der zahlreichen einschränkenden Randbedingungen das Lee-Luv-Konzept nicht zu realisieren war, wurden statt dessen die Differenzen eines direkt verkehrbelasteten Standorts und eines nahe gelegenen "Hintergrundstandorts" gebildet und analog ausgewertet.

Aus diesen Differenzen wurden Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> für die beiden Fahrzeugkategorien LMW (leichte Motorwagen mit Fahrzeuglänge < 6 m, also benzin- und dieselbetriebene Personen- und Lieferwagen sowie Motorräder) und SMW (schwere Motorwagen mit Fahrzeuglänge > 6 m, also Lastwagen, Reise- und Linienbusse) berechnet. Dazu wurde aus den als bekannt vorausgesetzten Emissionsfaktoren für Stickoxide, den gemessenen NO<sub>x</sub>-Differenzen und den Verkehrszählungsdaten für jede Stunde die aktuell herrschende Verdünnung berechnet. Die Berechnung der Emissionsfaktoren für Partikel geschah dann unter der Annahme, dass diese gleich wie die Stickoxide verdünnt werden.

Zur Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen wurden die zwei Grössenfraktionen PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> getrennt gemessen, wobei PM<sub>1</sub> als direkte Auspuffemissionen und PM<sub>10</sub> als die gesamten Feinstaubemissionen interpretiert wurden. Die Differenz PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub> repräsentiert somit die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung.

Die kontinuierlichen PM<sub>10</sub>- und PM<sub>1</sub>-Messungen der EMPA wurden durch das PSI in Intensivmesskampagnen mit zeitlich und grössenspezifisch hochaufgelösten Spektren im Grössenbereich zwischen 18 nm und 10 µm Partikeldurchmesser unterstützt und ergänzt. Der Fokus lag hier auf der detaillierten Charakterisierung der feinen Partikelemissionen bis 1 µm.

Für die Messstandorte wurden folgende typische Verkehrssituationen ausgewählt:

- Aathal/Seegräben (Tempolimit 50, ausserhalb einer Ortschaft, keine Steigung)
- Birrhard (Autobahn A1, Tempolimit 120, keine Steigung)
- Humlikon (Autobahn/Autostrasse A4/S6, Tempolimit 100/80, keine Steigung)
- Zürich Rosengartenstrasse (Tempolimit 50, Steigung/Gefälle 8%)
- Zürich Schimmelstrasse (Tempolimit 50, direkt bei Lichtsignalanlage, keine Steigung)
- Zürich Weststrasse (Tempolimit 50, ca. 50m von Lichtsignalanlage, keine Steigung)

Bei allen Standorten handelt es sich um Strassen mit hohem Verkehrsaufkommen und bedeutendem Anteil von Schwerverkehr.

Tabelle Z1 zeigt zunächst die Emissionsfaktoren pro Fahrzeug, ohne Differenzierung nach LMW und SMW für PM<sub>10</sub> (totale Feinstaubemissionen), PM<sub>1</sub> (Auspuffemissionen) und PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub> (Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung).

Die Differenzierung der Emissionen nach LMW und SMW war ausserordentlich schwierig und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Abschätzungen basierend auf den unterschiedlichen SMW-Anteilen von Stunde zu Stunde (Weststrasse) resp. an Wochentagen und Wochenenden (übrige Standorte) ergaben die in Tab. Z2 aufgeführten Emissionsfaktoren. Für schwere Motorwagen wurden sowohl bezüglich Masse wie auch bezüglich Partikelanzahl (siehe unten) deutlich höhere Emissionsfaktoren berechnet als für leichte Motorwagen.

Tab. Z1: Mittlere Emissionsfaktoren (mg/km) pro Fahrzeug (zum Vergleich in Klammern: PM1-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug, berechnet aus den vom BUWAL abgeschätzten Emissionsfaktoren für LMW und SMW für Auspuffemissionen, siehe EMPA Bericht, Tab. 2.5).

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF (PM10-PM1) mg/km
Aathal	67	23 (30)	44
Birrhald (flüssiger Verkehr)	83	33 (32)	50
Birrhald (stockender Verkehr)	118	65 (45)	53
Humlikon (A4 und S6)	71	34 (32)	37
Rosengartenstrasse	56	34 (43)	22
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42	142
Weststrasse	104	29 (31)	75

\*) Keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen

Tab. Z2: Abschätzungen der Emissionsfaktoren (mg/km) für LMW und SMW.

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	LMW	46	13	33
	SMW	394	187	207
Birrhald (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16	47
	SMW	267	193	74
Humlikon**)	LMW	33	11	22
	SMW	344	200	144
Rosengartenstrasse	LMW	30	13	17
	SMW	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*) Verkehr: Schimmelstrasse 1999	LMW	104	12	92
	SMW	1268	449	819
Weststrasse**)	LMW	49	10	39
	SMW	703	320	383

\*) Keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen

\*\*) Die statistische Auswertung ergab eine unplausible Aufteilung der PM1-Emissionen zwischen LMW und SMW. Die gemessenen EF(PM1) pro Fahrzeug wurden deshalb im Verhältnis der EF(PM1) des Handbuchs für LMW und SMW aufgeteilt.

Emissionsfaktoren der Partikelanzahl wurden in verschiedenen Grössenklassen an den vier Standorten Birrhald, Humlikon, Zürich Rosengartenstrasse und Zürich Weststrasse in Intensivmesskampagnen ermittelt. Tabelle Z3 zeigt die über die gesamte Messzeit gemittelten durchschnittlichen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug. Mit einem multiplen Regressionsmodell konnten die totalen Emissionen in einen Anteil, der von leichten Motorwagen stammt, und in einen solchen von schweren Motorwagen aufgetrennt werden. Einen Überblick über die Resultate gibt die Tabelle Z4.

Tabelle Z3: Mittlere Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den vier Messstellen. N0.05 bezeichnet die Anzahl der Partikel mit Durchmesser D im Bereich  $18 < D < 50$  nm; analog dazu steht N0.3 für die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 300$  nm. N<sub>tot</sub> umfasst den Grössenbereich  $7 < D < 3000$  nm.

	EF N0.05 [Partikel/km]	EF N0.3 [Partikel/km]	EF N <sub>tot</sub> [Partikel/km]
Birrhald	1.4E+14	1.7E+14	13.4E+14
Humlikon	0.74E+14	1.1E+14	12.2E+14
Rosengartenstrasse*	0.54E+14	--	8.2E+14
Weststrasse	0.67E+14	1.2E+14	4.5E+14

\* Keine validen Daten für N0.3 (siehe Kap. PSI 5.1.3)

Tabelle Z4: Übersicht über die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren (Einheit: Partikel/km) an den verschiedenen Messstellen. Definitionen vgl. Tabelle Z3.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhald	N0.05	0.41E+14	0.2E+14	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	0.69E+14	0.2E+14	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	0.74E+14	0.2E+14	9.7E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	6.5E+14	0.3E+14	69E+14	2.6E+14
Humlikon	N0.05	0.81E+14	0.3E+14	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	0.94E+14	0.3E+14	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	0.98E+14	0.3E+14	3.1E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	3.0E+14	0.1E+14	69E+14	0.9E+14
Rosengartenstrasse*	N0.05	0.12E+14	0.1E+14	12E+14	1.0E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.1E+14	113E+14	1.6E+14
Weststrasse	N0.05	0.25E+14	0.02E+14	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	0.39E+14	0.03E+14	11E+14	0.2E+14
	N0.3	0.46E+14	0.03E+14	14E+14	0.2E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.04E+14	54E+14	0.6E+14

\* Keine validen Daten für N0.1 und N0.3 (siehe Kap. PSI 5.1.3)

Die Grössenverteilungsmessungen bestätigen, dass sich die Aufteilung auf PM10 und PM1 gut zur Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen eignet. Eine Verwendung von PM2.5 hätte eine erheblich schlechtere Aufteilung ergeben.

Die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung stellen einen wesentlichen Teil der gesamten primären PM10-Emissionen des Strassenverkehrs dar. An Standorten mit geringer Störung der Fahrdynamik (Aathal, Birrhald, Humlikon, Rosengartenstrasse) sind sie etwa gleich hoch wie die direkten Auspuffemissionen, an Standorten mit hohen Störungen, z.B. durch Lichtsignale oder Staus (Schimmelstrasse, Weststrasse) sogar höher. Messkampagnen in Deutschland zeigen ähnliche Emissionsfaktoren von PM10. Sie zeigen auch, dass insbesondere der Zustand der Fahrbahn und des Strassenrands eine grosse Rolle spielen kann. 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. Untersuchungen aus Skandinavien, Australien und den USA ergaben für die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren Werte in gleicher Grössenordnung wie die in dieser Studie gefundenen.

Angesichts der Erkenntnis, dass die direkten Auspuffemissionen je nach Situation massenmässig rund die Hälfte oder weniger der totalen primären Feinstaubemissionen des Strassenverkehrs ausmachen, stellt sich die Frage, wie die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung zu beurteilen sind. 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.

Mit Hilfe der in diesem Projekt gewonnenen Erkenntnisse wurden die primären PM10-Emissionen des Strassenverkehrs für die Schweiz neu berechnet. Für das Bezugsjahr 2000 liegen sie um etwa ein Viertel tiefer als in einer ersten, im Jahr 2001 publizierten Schätzung. Der Strassenverkehr trägt damit rund 20% zu den gesamten primären PM10-Emissionen bei.

## Résumé

Cette étude, réalisée en commun par le Laboratoire fédéral d'essai des matériaux et de recherche (EMPA) et l'Institut Paul Scherrer (PSI), est consacrée à la quantification et à la caractérisation des émissions de particules primaires par le trafic routier ainsi qu'au calcul des facteurs d'émission de différentes situations et processus du trafic routier (émissions à travers les gaz d'échappement, émissions dues à l'abrasion et au soulèvement de poussières par les tourbillons).

Pour cela on a procédé à des mesures des immissions sur les deux côtés de routes à fort trafic. Pour les situations météorologiques avec un vent perpendiculaire à la route, les différences entre côté au vent et côté sous le vent permettent de déterminer la charge due au trafic routier passant localement sur cette route. Là où de nombreuses conditions limitantes rendaient impossible l'application de cette méthode des différences «au vent – sous le vent», on a utilisé pour cette évaluation la différence entre un emplacement exposé directement au trafic local et un emplacement voisin mais représentant le «niveau de fond».

A partir de ces différences, on a calculé les facteurs d'émission de PM10 et PM1 pour les deux catégories de véhicules que sont les véhicules automobiles légers (véhicules automobiles légers d'une longueur inférieure à 6 m, soit voitures de tourisme et de livraison à essence et Diesel ainsi que motocycles) et les véhicules lourds (véhicules automobiles lourds d'une longueur supérieure à 6 m, soit camions, autocars et autobus). Pour cela on a calculé les valeurs horaires de dilution des oxydes d'azote à partir de leurs facteurs d'émission, des différences de concentration de NOx mesurées et des données de comptage du trafic. Les facteurs d'émission des particules ont alors été calculés en admettant un facteur de dilution identique à celui des oxydes d'azote.

Afin de différencier les émissions de particules provenant des gaz d'échappement de celles découlant des processus mécaniques (abrasion, tourbillons), on a procédé à une mesure séparée des deux fractions granulométriques PM10 et PM1, la fraction PM1 ayant été considérée comme provenant directement des gaz d'échappement alors que la fraction PM10 a été interprétée comme représentant les émissions totales de poussières fines. La différence entre PM10 et PM1 représente ainsi les émissions provoquées par l'abrasion et les tourbillons.

Les mesures continues de PM10 et PM1 réalisées par l'EMPA ont été complétées par des campagnes de mesure plus brèves mais intensives effectuées par le PSI avec une résolution granulométrique élevée entre 18 nm et 10 µm. Ces mesures ont été effectuées en vue d'obtenir une caractérisation détaillée des émissions de particules fines jusqu'à 1 µm.

Les emplacements de mesure ont été choisis de manière à représenter différentes situations de trafic typiques:

- Aathal/Seegräben (vitesse limitée à 50 km/h, en dehors d'une localité, pas de déclivité)
- Birrhard (autoroute A1, vitesse limitée à 120 km/h, pas de déclivité)
- Humlikon (autoroute/semi-autoroute A4/S6, vitesse limitée à 100/80 km/h, pas de déclivité)
- Zürich Rosengartenstrasse (vitesse limitée à 50 km/h, déclivité 8%)
- Zürich Schimmelstrasse (vitesse limitée à 50 km/h, a proximité immédiate d'un feu rouge, pas de déclivité)
- Zürich Weststrasse (vitesse limitée à 50 km/h, à env. 50 m d'un feu rouge, pas de déclivité)

Tous les emplacements de mesure choisis sont des routes à fort trafic avec une proportion élevée de poids lourds.

Le tableau Z1 donne les facteurs d'émission par véhicule, sans différenciation entre véhicules lourds et légers pour PM10 (émissions totales de poussières fines), PM1 (émissions à travers les gaz d'échappement) et PM10-PM1 (émissions par abrasion et tourbillons). La différenciation des émissions pour les véhicules lourds et les véhicules légers a été très difficile et cette différenciation est ainsi entachée d'une incertitude élevée. Des estimations reposant sur les variations horaires du pourcentage de véhicules lourds (Weststrasse) ou sur les variations entre

jours de semaine et week-ends (autres emplacements de mesure) ont conduit aux facteurs d'émission donnés dans le tableau Z2. Pour les véhicules automobiles lourds, les facteurs d'émission calculés sont nettement plus élevés que pour les véhicules automobiles légers, cela tant pour ce qui est de la masse que du nombre des particules (voir plus bas).

Tab. Z1: Facteurs d'émission moyens (mg/km) par véhicule (entre parenthèses, à titre de comparaison: facteurs d'émission PM1 par véhicule calculé à partir des facteurs d'émission des gaz d'échappement estimés de l'OFEFP pour les véhicules lourds et les véhicules légers, voir tab. 2.5 du rapport EMPA).

	FE (PM10) mg/km	FE (PM1) mg/km	FE (PM10-PM1) mg/km
Aathal	67	23 (30)	44
Birrhald (circulation fluide)	83	33 (32)	50
Birrhald (circulation ralentie)	118	65 (45)	53
Humlikon (A4 et S6)	71	34 (32)	37
Rosengartenstrasse	56	34 (43)	22
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42	142
Weststrasse	104	29 (31)	75

\*) Pas de mesures de PM1 disponibles; facteur d'émission FE(PM1) repris du manuel

Tab. Z2: Estimation des facteurs d'émission (mg/km) pour les poids lourds (PL) et les véhicules légers (VL).

		FE (PM10) mg/km	FE (PM1) mg/km	FE (PM10-PM1) mg/km
Aathal	VL	46	13	33
	PL	394	187	207
Birrhald (circulation fluide)	VL	63	16	47
	PL	267	193	74
Humlikon**)	VL	33	11	22
	PL	344	200	144
Rosengartenstrasse	VL	30	13	17
	PL	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*) Trafic: Schimmelstrasse 1999	VL	104	12	92
	PL	1268	449	819
Weststrasse**)	VL	49	10	39
	PL	703	320	383

\*) Pas de mesures disponibles pour PM1; facteur d'émission FE(PM1) repris du manuel.

\*\* ) L'évaluation statistique a révélé une distribution non plausible des émissions de PM1 entre véhicules automobiles légers et lourds. Les facteurs d'émission FE(PM1) mesurés par véhicule ont donc été répartis en utilisant les facteurs d'émission FE(PM1) du manuel pour les véhicules légers et lourds.

Pour le nombre de particules, les facteurs d'émission ont été déterminés pour différentes classes de tailles des particules lors de campagnes de mesure intensives réalisées sur les emplacements de mesure de Birrhard, Humlikon, Zurich Rosengartenstrasse et Zurich Weststrasse. Le tableau Z3 donne les facteurs d'émission moyens par véhicule sur toute la période de mesure. Une régression multiple a permis d'attribuer aux véhicules lourds et aux véhicules légers leurs parts respectives dans les émissions totales. Le tableau Z4 donne une vue d'ensemble des résultats.

Tableau Z3: Facteurs d'émission moyens pour le nombre de particules par véhicule aux quatre emplacements de mesure. N0.05 désigne le nombre de particules avec un diamètre D situé entre 18 et 50 nm, N0.3 celui des particules ayant un diamètre situé entre 18 et 300 nm et N<sub>tot</sub> celui des particules avec un diamètre allant de 7 à 3000 nm.

	FE N0.05 [particules/km]	FE N0.3 [particules/km]	FE N <sub>tot</sub> [particules/km]
Birrhard	1.4E+14	1.7E+14	13.4E+14
Humlikon	0.74E+14	1.1E+14	12.2E+14
Rosengartenstrasse*	0.54E+14	--	8.2E+14
Weststrasse	0.67E+14	1.2E+14	4.5E+14

\* Pas de données valables pour N0.3 (cf. chap. 5.1.3 du rapport PSI).

Tableau Z4: Facteurs d'émission des nombres de particules (unité: particules/km) aux différents emplacements de mesure. Pour les définitions, cf. tableau Z3.

Station de mesure	Grandeur de mesure	Véhicules légers	Ecart-type	Poids lourds	Ecart-type
Birrhard	N0.05	0.41E+14	0.2E+14	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	0.69E+14	0.2E+14	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	0.74E+14	0.2E+14	9.7E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	6.5E+14	0.3E+14	69E+14	2.6E+14
Humlikon	N0.05	0.81E+14	0.3E+14	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	0.94E+14	0.3E+14	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	0.98E+14	0.3E+14	3.1E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	3.0E+14	0.1E+14	69E+14	0.9E+14
Rosengartenstrasse*	N0.05	0.12E+14	0.1E+14	12E+14	1.0E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.1E+14	113E+14	1.6E+14
Weststrasse	N0.05	0.25E+14	0.02E+14	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	0.39E+14	0.03E+14	11E+14	0.2E+14
	N0.3	0.46E+14	0.03E+14	14E+14	0.2E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.04E+14	54E+14	0.6E+14

\* Pas de données valables pour N0.1 et N0.3 (cf. chap. PSI 5.1.3)

Les mesures granulométriques effectuées confirment que la distinction entre PM10 et PM1 est bien adaptée pour différencier les émissions de particules des gaz d'échappement de celles

provenant de l'abrasion et des tourbillons. L'utilisation de PM2.5 aurait conduit à une distinction notablement moins bonne.

Les émissions dues à l'abrasion et aux tourbillons représentent une part importante des émissions primaires de PM10 du trafic routier. Aux emplacements de mesure où la dynamique du trafic n'est que peu perturbée (Aathal, Birrhard, Humlikon, Rosengartenstrasse), elles sont à peu près égales à celles des émissions directes à travers les gaz d'échappement; aux emplacements de mesure où cette dynamique est fortement perturbée, par exemple par des feux rouges ou des embouteillages (Schimmelstrasse, Weststrasse) elles sont même plus élevées que ces dernières. Des campagnes de mesure effectuées en Allemagne aboutissent à des facteurs d'émission semblables pour PM10. Elles montrent aussi que l'état de la chaussée et de ses bordures peut en particulier jouer un rôle important. Dans les cas extrêmes, sur une route présentant un revêtement défectueux et/ou des bordures non stabilisées, l'abrasion et les tourbillons peuvent provoquer des émissions qui sont plusieurs fois plus élevées que sur une route au revêtement intact avec des bordures bien stabilisées. Des études réalisées en Scandinavie, en Australie et au USA aboutissent à des facteurs d'émission d'un ordre de grandeur semblable à ceux déterminés dans la présente étude.

Si l'on considère que les émissions directes de particules provenant des gaz d'échappement ne représentent, suivant la situation, près de la moitié ou moins de la totalité des émissions primaires de poussières fines du trafic routier, on peut se demander si l'on n'a pas négligé jusqu'ici l'impact que peuvent présenter les émissions dues à l'abrasion et aux tourbillons. Bien que ces émissions soient importantes sur le plan quantitatif, elles présentent des caractéristiques granulométriques et chimiques totalement différentes de celles des particules des gaz d'échappement. Alors que les particules des gaz d'échappement sont formées essentiellement de particules de suie très fines et de composés organiques (pour certains cancérigènes), dans les émissions provenant des processus mécaniques que sont l'abrasion et les tourbillons, ce sont les particules minérales relativement grossières qui dominent. Il est ainsi important de disposer de connaissances fondées sur les mécanismes et les processus responsables des effets nocifs des poussières fines. Les lacunes qui subsistent actuellement dans ce domaine sont encore importantes.

Les résultats acquis dans ce projet ont été utilisés pour recalculer les émissions primaires de PM10 dues au trafic routier en Suisse. Pour l'année 2000 ces émissions sont d'environ un quart inférieures à celles publiées en 2001 dans une estimation. Le trafic routier contribue ainsi pour environ 20% aux émissions primaires totales de PM10.

## Summary

The goal of this research project was to characterise and quantify the road-traffic induced primary particle emissions for different traffic regimes and different processes (exhaust pipe emissions, emissions from abrasion and resuspension). It was jointly realised by the Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research (EMPA) and the Paul Scherrer Institute (PSI).

Concentration measurements of the ambient air were performed on both sides of busy roads. During meteorological conditions with winds across the street it is possible to determine the contribution of the local traffic from upwind-downwind differences. At sites, where this concept could not be realised, these contributions were calculated from the differences of the kerbside sites and nearby background sites.

Hourly dilution factors were calculated from the measured concentration differences of nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), the number of vehicles, and published NO<sub>x</sub> emission factors. The emission factors for particles were then calculated from the measured concentration differences, assuming that these undergo the same dilution as nitrogen oxides. Two vehicle categories were distinguished: LDV (light duty vehicles < 6 m, i.e. petrol and diesel passenger cars, vans, motor cycles) and HDV (heavy duty vehicles > 6 m, i.e. lorries and coaches).

In order to distinguish between exhaust pipe emissions and emissions from abrasion and resuspension the PM10 and PM1 fractions were measured separately. PM1 was interpreted as direct exhaust pipe emissions, and PM10 as total fine particle emissions. The difference PM10-PM1 thus represents the emissions from abrasion and resuspension.

Campaign measurements of particle size spectra with high temporal and size resolution in the range of 18 nm to 10 µm, focussing on a detailed characterisation of fine particles up to 1 µm, were performed by the PSI. They provided complementary information to the PM10 and PM1 measurements of the EMPA.

The following sites with characteristic traffic regimes were selected:

- Aathal/Seegräben (speed limit 50, outside built-up area, no slope)
- Birrhard (motorway A1, speed limit 120, no slope)
- Humlikon (motorways A4/S6, speed limit 100/80, no slope)
- Zürich Rosengartenstrasse (built-up area, speed limit 50, slope 8%)
- Zürich Schimmelstrasse (built-up area, speed limit 50, at traffic light, no slope)
- Zürich Weststrasse (built-up area, speed limit 50, 50 m from traffic light, no slope)

All sites represent very busy roads with high ratios of heavy-duty vehicles.

Table Z1 shows the emission factors per vehicle for PM10 (total fine particle emissions), PM1 (exhaust pipe emissions) and PM10-PM1 (emissions from abrasion and resuspension) without distinguishing between LDV and HDV. This distinction turned out to be very difficult. Rough estimates, nevertheless, were done, based on the different SMW-ratios from hour to hour (Weststrasse) and comparison of weekdays and weekends (other sites). These results are given in table Z2. For HDV (heavy-duty vehicles) significantly higher emission factors were obtained compared to LDV.

Table Z1: Mean emission factors (mg/km) per vehicle (in parenthesis: PM1-emission factors calculated from the emission factors for LDV and HDV as estimated by SAEFL; see EMPA report, Tab. 2.5).

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF (PM10-PM1) mg/km
Aathal	67	23 (30)	44
Birrhald (undisturbed traffic)	83	33 (32)	50
Birrhald (disturbed traffic)	118	65 (45)	53
Humlikon (A4 and S6)	71	34 (32)	37
Rosengartenstrasse	56	34 (43)	22
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42	142
Weststrasse	104	29 (31)	75

\*) No PM1-measurements available; EF(PM1) taken from "Handbook"

Table Z2: Estimates of the emission factors (mg/km) for LMW and SMW.

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	LDV	46	13	33
	HDV	394	187	207
Birrhald (undisturbed traffic)	LDV	63	16	47
	HDV	267	193	74
Humlikon**)	LDV	33	11	22
	HDV	344	200	144
Rosengartenstrasse	LDV	30	13	17
	HDV	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*) Traffic: Schimmelstrasse 1999	LDV	104	12	92
	HDV	1268	449	819
Weststrasse**)	LDV	49	10	39
	HDV	703	320	383

\*) No PM1-measurements available; EF(PM1) taken from "Handbook"

\*\*) The statistical evaluation resulted in an implausible distribution of the PM1 emissions between LDV and HDV. Therefore, the measured EF(PM1) per vehicle were allocated to LDV and HDV at the ratio of the EF(PM1) of LDV and HDV given in the "Handbook"

Emission factors for particle numbers were determined from measurement campaigns focused on size classification at the sites Birrhald, Humlikon, Zürich Rosengartenstrasse and Zürich Weststrasse. Table Z3 shows the average emission factors per vehicle. A multiple regression model was used to apportion the total emissions to the fractions emitted by light vehicles (LDV) and heavy vehicles (HDV) respectively. Table Z4 shows the results.

Table Z3: Mean emission factors for particle number emissions per vehicle at the four sites. N0.05 indicates the number of particles with diameters D in the range  $18 < D < 50$  nm; N0.3 corresponds to  $18 < D < 300$  nm. N<sub>tot</sub> comprises  $7 < D < 3000$  nm.

	EF N0.05 [particles/km]	EF N0.3 [particles /km]	EF N <sub>tot</sub> [particles /km]
Birrhald	1.4E+14	1.7E+14	13.4E+14
Humlikon	0.74E+14	1.1E+14	12.2E+14
Rosengartenstrasse*	0.54E+14	--	8.2E+14
Weststrasse	0.67E+14	1.2E+14	4.5E+14

\* No valid data for N0.3 (see PSI report, Chapter 5.1.3)

Table Z4: Particle number emission factors (particles/km) at the four sites. Definitions see Table Z3.

Site	parameter	LDV	std (LDV)	HDV	std (HDV)
Birrhald	N0.05	0.41E+14	0.2E+14	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	0.69E+14	0.2E+14	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	0.74E+14	0.2E+14	9.7E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	6.5E+14	0.3E+14	69E+14	2.6E+14
Humlikon	N0.05	0.81E+14	0.3E+14	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	0.94E+14	0.3E+14	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	0.98E+14	0.3E+14	3.1E+14	1.1E+14
	N <sub>tot</sub>	3.0E+14	0.1E+14	69E+14	0.9E+14
Rosengartenstrasse*	N0.05	0.12E+14	0.1E+14	12E+14	1.0E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.1E+14	113E+14	1.6E+14
Weststrasse	N0.05	0.25E+14	0.02E+14	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	0.39E+14	0.03E+14	11E+14	0.2E+14
	N0.3	0.46E+14	0.03E+14	14E+14	0.2E+14
	N <sub>tot</sub>	1.0E+14	0.04E+14	54E+14	0.6E+14

\* No valid data for N0.1 and N0.3 (see PSI report, Chapter 5.1.3)

The size distribution measurements confirm that PM<sub>10</sub> and PM<sub>1</sub> are well suited to distinguish between emissions from exhaust pipes and abrasion/resuspension processes. Measuring PM<sub>2.5</sub> instead of PM<sub>1</sub> would have been much less suited for this purpose.

Abrasion and resuspension processes represent a significant part of the total primary PM<sub>10</sub> emissions of road traffic. At sites with relatively undisturbed traffic flow (Aathal, Birrhald, Humlikon, Rosengartenstrasse) they are in the same range as the exhaust pipe emissions. At sites with disturbed traffic flow (Schimmelstrasse, Weststrasse) emissions from abrasion/resuspension are even higher than those from the exhaust. Studies done in Germany showed similar results, and, furthermore, indicated a pronounced impact of the paving condition. In one case the emissions on a road with damaged paving and dusty roadsides were by factors higher than those from roads with intact paving and roadsides with no uncovered

dusty surfaces. Concerning particle number emissions, studies done in Australia and the USA agree well with the values obtained in this project.

Given the fact, that the direct exhaust pipe emissions represent (considering mass) roughly half or less of the total primary particle emissions of road traffic, the question of possible impacts of the emissions of abrasion and resuspension processes has to be raised. Though quantitatively highly significant, these contributions have a completely different particle size distribution and chemical composition than exhaust pipe emissions. While the latter consist mainly of fine soot and organic particles (partly known as cancerogenic), abrasion and resuspension predominantly leads to coarse mineral particles. The current knowledge of the mechanisms, which are responsible for adverse effects of fine particles does not allow a conclusive judgement concerning the relative importance of the emissions stemming from exhaust pipe as compared to abrasion and resuspension. Further studies should attempt to close this significant gap.

Based on the new information from this project, the total primary PM10 particle emissions of road traffic in Switzerland were recalculated. For the year 2000 they were roughly 25% lower than estimated in an earlier publication in 2001. Consequently road traffic contributes approximately 20% to the total primary PM10 emissions in Switzerland.

## Synthese

Ziel der vorliegenden Untersuchung, welche von der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) gemeinsam mit dem Paul Scherrer Institut (PSI) durchgeführt wurde, war die Quantifizierung und Charakterisierung der primären Partikelemissionen aus dem Strassenverkehr sowie die Berechnung von Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen. Während der Schwerpunkt der EMPA bei kontinuierlichen Messungen der Massenkonzentrationen von PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> lag, lag derjenige des PSI bei Intensivmesskampagnen mit Messungen der Anzahlkonzentrationen der Partikel in verschiedenen Grössenklassen. Die detaillierte Darstellung der Untersuchungen von EMPA und PSI erfolgte in zwei eigenständigen Teilberichten. Der Zweck dieser Synthese ist es deshalb, die Erkenntnisse der beiden Studien übersichtlich zusammenzufassen und kompakt zu präsentieren. Mit Hilfe der ermittelten Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen wurden die gesamtschweizerischen primären PM<sub>10</sub>-Emissionen des Strassenverkehrs berechnet. Für das Bezugsjahr 2000 liegen sie um rund ein Viertel tiefer als in einer ersten, im Jahr 2001 publizierten Schätzung. Innerorts, wo die meisten Leute wohnen, sind die neu berechneten Emissionen allerdings leicht höher als in der früheren Schätzung.

### Projektziele und Konzept

Die primären Feinstaubimmissionen des Strassenverkehrs bestehen sowohl aus Anteilen, die durch die Treibstoffverbrennung entstehen (Auspuffemissionen), als auch aus Anteilen, die von Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen stammen.

Über die direkten Auspuffemissionen von Fahrzeugen sind aus den Emissionsmessungen an Prüfständen bereits gute Kenntnisse verfügbar. Offen bleibt aber, wie gut sie die bezüglich Typen, Alter und Wartungszustand sehr vielfältige real zirkulierende Verkehrsflotte repräsentieren.

Über die Feinstaubemissionen, die zusätzlich zu den direkten Auspuffemissionen aus dem mechanischen Abrieb von Reifen, Bremsen, Kupplung und Strasse sowie durch Aufwirbelung von Strassenstaub entstehen, ist bis heute nur sehr wenig bekannt. Im vorliegenden Forschungsprojekt wurde diese Wissenslücke angegangen. Die Projektziele waren:

- Die Bestimmung von totalen PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen.
- Quantitative Informationen zur Aufteilung der PM<sub>10</sub>-Emissionen in Auspuffemissionen und restliche Emissionen (Abriebsprodukte und Aufwirbelung).
- Quantitative Informationen über die relativen Anteile der leichten und schweren Motorwagen an den Auspuff- und Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen.

Hierzu wurden beiderseits von stark befahrenen Strassen Immissionsmessungen durchgeführt. Für meteorologische Situationen mit Querwind zur Strasse können aus Lee-Luv-Differenzen die Zusatzbelastungen bestimmt werden, die durch den lokal vorbeifahrenden Strassenverkehr verursacht werden. Wo wegen der zahlreichen einschränkenden Randbedingungen das Lee-Luv-Konzept nicht zu realisieren war, wurden statt dessen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standorts und eines nahe gelegenen "Hintergrundstandorts" gebildet und analog ausgewertet.

Aus diesen Differenzen wurden Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> für die beiden Fahrzeugkategorien LMW (leichte Motorwagen mit Fahrzeuglänge < 6 m, also benzin- und dieselbetriebene Personen- und Lieferwagen sowie Motorräder) und SMW (schwere Motorwagen mit Fahrzeuglänge > 6 m, also Lastwagen, Reise- und Linienbusse) berechnet und zwar nach folgendem Ansatz:

Aus den als bekannt vorausgesetzten Emissionsfaktoren für Stickoxide ( $EF_{NOx}$ ), den gemessenen  $NOx$ -Differenzen und den Verkehrszählungsdaten ( $n$ ) wurde für jede Stunde die aktuell herrschende Verdünnung ( $v$ ) berechnet.

$$v = \frac{EF_{LMW,NOx} \cdot n_{LMW} + EF_{SMW,NOx} \cdot n_{SMW}}{\Delta NOx}$$

Die gleichzeitig gemessenen  $PM_{10}$ - und  $PM_1$ -Differenzen setzen sich wie folgt zusammen:

$$\Delta PM_1 = \frac{EF_{LMW,PM_1}}{v} \cdot n_{LMW} + \frac{EF_{SMW,PM_1}}{v} \cdot n_{SMW}$$

$$\Delta PM_{10} = \frac{EF_{LMW,PM_{10}}}{v} \cdot n_{LMW} + \frac{EF_{SMW,PM_{10}}}{v} \cdot n_{SMW}$$

Aus genügend Messwerten bei unterschiedlicher Verkehrszusammensetzung lassen sich damit die  $PM$ -Emissionsfaktoren durch Regression ermitteln. Die Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen geschah durch die getrennte Messung der zwei Grössenfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_1$ , wobei  $PM_1$  als direkte Auspuffemissionen und  $PM_{10}$  als die gesamten Feinstaubemissionen interpretiert wurden. Die Differenz  $PM_{10}-PM_1$  repräsentierte somit die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung. Die Zulässigkeit dieser Interpretation wird durch  $ELPI$ -Untersuchungen des PSI gestützt, wo im Grössenbereich von  $0.3 \mu m - 0.7 \mu m$  praktisch kein Verkehrseinfluss festgestellt werden konnte. Dies zeigt, dass die direkten Auspuffemissionen überwiegend im Bereich  $<0.3 \mu m$  anfallen und die mechanisch durch Abrieb und Aufwirbelung verursachten Partikel kaum in den Bereich  $<1 \mu m$  hineinreichen.

Die kontinuierlichen  $PM_{10}$ - und  $PM_1$ -Messungen der EMPA mit Betametern wurden durch das PSI in Intensivmesskampagnen unterstützt. Dabei wurden zeitlich und grössenspezifisch hochaufgelöste Spektren im Grössenbereich von  $18 \text{ nm}$  bis  $10 \mu m$  Partikeldurchmesser mit Hilfe von zwei Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS), zwei Optischen Partikelzählern (OPC) und einem Elektrischen Niederdruckimpaktor (ELPI) aufgenommen. Ferner wurden Messungen mit zwei Diffusionsaufladern (DC), einem Kondensationspartikelzähler, einem Betameter ( $PM_{2.5}$ ) und einem Aethalometer durchgeführt.

### Messstandorte und ihre Verkehrscharakteristik

Hauptkriterium für die Wahl der Messstandorte waren typische Verkehrssituationen an Strassen mit hohem Verkehrsaufkommen und bedeutendem Anteil von Schwerverkehr (Tab. S1). Untersuchungen des PSI fanden nur an den Messstationen Birrhard, Humlikon, Rosengartenstrasse und Weststrasse statt. Das PSI beteiligte sich ausserdem im Rahmen dieses Projektes an einer deutschen Studie an einem Autobahnstandort, bei dem auch die vertikale Verteilung der Emissionen bis auf eine Höhe von  $50 \text{ m}$  untersucht wurde.

Tab. S1: Verkehrscharakteristik an den Messorten.

Messort Verkehrstyp	LMW/h	SMW/h	Total Fz./h	% SMW	tatsächl. Tempo LMW/SMW*)
Aathal ausserorts Tempolimit 50km/h	1102	71	1173	6.1	50/50
Birrhard (flüssiger Verkehr) Autobahn Tempolimit 120km/h	2495	265	2760	9.6	120/85
Birrhard (stockender Verkehr) Autobahn Tempolimit 120km/h	3095	467	3562	13.1	0-120/0-85
Humlikon Autobahn Tempolimit 100km/h	1471	210	1681	12.5	85/75
Rosengartenstrasse innerorts Tempolimit 50km/h	2741	168	2909	5.8	50/40
Schimmelstrasse **) innerorts, direkt bei Lichtsignal	1074	80	1154	6.9	0-50/0-50
Weststrasse innerorts, 30m vor Lichtsignal	1014	66	1080	6.1	0-50/0-50

\*) Die Geschwindigkeitsmessungen differenzierten nicht nach LMW und SMW. Die angegebenen differenzierten Werte wurden aus der Messung, kombiniert mit Beobachtungen und Tempolimits für SMW abgeschätzt.

\*\*) Verkehrszählung im Rahmen des NFP41-Projekts (1999), welche als Abschätzung des Verkehrs für die Messungen 2002 verwendet wurden.

### **Staubmassen-Emissionsfaktoren von PM10 (totale Feinstaubemissionen), PM1 (Auspuffemissionen) und PM10-PM1 (Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung)**

Die gemessenen Differenzen der Stickoxide zwischen Lee und Luv (resp. zwischen Strasse und Hintergrund) waren genügend gross für eine zuverlässige Berechnung der Verdünnungsverhältnisse. Allerdings erlaubten die eingesetzten Monitore zur Messung von PM10 und PM1 nur eine Zeitauflösung von 60 Minuten. Zudem waren die verkehrsbedingten lokalen Zusatzbelastungen für PM10 und PM1 gegenüber der Hintergrundbelastung deutlich geringer als bei den Stickoxiden, bei gleichzeitig höherer Messunsicherheit. Deshalb waren für PM10 und PM1 an den meisten Standorten nur relativ kleine Differenzen zu beobachten, die für einzelne Stundenwerte in der Regel im Bereich der Messunsicherheit lagen. Das oben beschriebene Modell zur getrennten Bestimmung von Emissionsfaktoren für LMW und SMW aus einzelnen Stundenwerten ergab deshalb an den untersuchten Standorten (mit Ausnahme der Weststrasse) keine genügend signifikanten Resultate zur Unterscheidung zwischen den Beiträgen von LMW und SMW. Möglich war hingegen an allen Standorten die Bestimmung von Emissionsfaktoren für PM10 und PM1 pro Fahrzeug, ohne Differenzierung nach LMW und SMW mit einer vereinfachten Berechnung.

$$\Delta PM_{10} = \frac{EF_{PM_{10}}}{v} \cdot n_{Total} \quad \text{resp.} \quad EF_{PM_{10}} = \frac{\Delta PM_{10} \cdot v}{n_{Total}}$$

$$\Delta PM_1 = \frac{EF_{PM_1}}{v} \cdot n_{Total} \quad \text{resp.} \quad EF_{PM_1} = \frac{\Delta PM_1 \cdot v}{n_{Total}}$$

Tab. S2 zeigt die so berechneten Emissionsfaktoren. Die dazu berechneten Messunsicherheiten für die Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für PM1 (und PM10-PM1) erscheinen zwar recht hoch (Tab. S3), erfreulicherweise sind aber die Abweichungen von den EF(PM1)-Werten des Handbuchs (in Tab. S2 in Klammern angegeben) deutlich geringer.

Tab. S2: Mittlere Emissionsfaktoren (mg/km) pro Fahrzeug (in Klammern: PM1-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug, berechnet aus den vom BUWAL abgeschätzten Emissionsfaktoren für LMW und SMW für Auspuffemissionen, siehe EMPA-Bericht, Tab. 2.5).

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF (PM10-PM1) mg/km
Aathal	67	23 (30)	44
Birrhald (flüssiger Verkehr)	83	33 (32)	50
Birrhald (stockender Verkehr)	118	65 (45)	53
Humlikon	71	34 (32)	37
Rosengartenstrasse	56	34 (43)	22
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42	142
Weststrasse	104	29 (31)	75

\*) Keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen.

Tab. S3: Messunsicherheiten in Prozent (95%-Vertrauensbereich) der Emissionsfaktoren pro Fahrzeug.

	EF (PM10)	EF (PM1)	EF (PM10-PM1)
Aathal	22	70	73
Birrhald	17	45	48
Humlikon	18	47	50
Rosengartenstrasse	39	70	80
Schimmelstrasse	14		
Weststrasse	14	50	52

Wie erwähnt, war die Differenzierung nach LMW und SMW ausserordentlich schwierig und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Trotzdem konnten grösstenteils statistisch signifikante Unterschiede zwischen diesen Fahrzeugkategorien festgestellt werden. Abschätzungen basierend auf den unterschiedlichen SMW-Anteilen von Stunde zu Stunde (Weststrasse) resp. an Wochentagen und Wochenenden (übrige Standorte) ergaben die in Tab. S4 aufgeführten Emissionsfaktoren (mg/km). Für schwere Motorwagen wurden deutlich höhere Emissionsfaktoren berechnet als für leichte Motorwagen.

Tab. S4: Abschätzungen der Emissionsfaktoren (mg/km) für LMW und SMW, basierend auf den unterschiedlichen SMW-Anteilen von Stunde zu Stunde (Weststrasse), resp. an Wochentagen und Wochenenden (restliche Standorte).

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	LMW	46	13	33
	SMW	394	187	207
Birrhard (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16	47
	SMW	267	193	74
Humlikon**)	LMW	33	11	22
	SMW	344	200	144
Rosengartenstrasse	LMW	30	13	17
	SMW	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*) Verkehr: Schimmelstrasse 1999	LMW	104	12	92
	SMW	1268	449	819
Weststrasse**)	LMW	49	10	39
	SMW	703	320	383

\*) Keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen.

\*\*\*) Die statistische Auswertung ergab eine unplausible Aufteilung der PM1-Emissionen zwischen LMW und SMW. Die gemessenen EF(PM1) pro Fahrzeug (Tab. S2) wurden deshalb im Verhältnis der EF(PM1) des Handbuchs für LMW und SMW aufgeteilt.

Zwischen nassen und trockenen Fahrbahnen waren bezüglich PM10-Emissionen keine klaren Unterschiede festzustellen.

### Partikelanzahl- und Partikelvolumen-Emissionsfaktoren

An den vier Standorten Birrhard, Humlikon, Zürich Rosengartenstrasse und Zürich Weststrasse wurden in Intensivmesskampagnen Partikel-Anzahlgrössenverteilungen untersucht. Hierzu wurden typische Grössenspektren des verkehrsbelasteten und des Hintergrundstandorts zur Zeit der höchsten Verkehrsfrequenz (morgendliche oder abendliche Berufsverkehrszeit) und bei sehr geringer Verkehrsdichte in der Nacht ermittelt sowie die Differenz berechnet. Sowohl nachts als auch tagsüber wurden hohe Partikelanzahlkonzentrationen im Nanopartikelbereich ( $D < 30$  nm) festgestellt. Diese Partikel entstehen durch homogene Nukleation, wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch von hohen Temperaturen auf die Temperatur der Umgebungsluft abgekühlt wird.

Es zeigte sich, dass die Maximalkonzentrationen der Nanopartikel je nach Standort im Bereich von  $10 < D < 20$  nm lagen. Ein sekundärer Mode im Bereich von  $60 \text{ nm} < D < 300$  nm (in der Literatur auch Akkumulationsmode genannt) ist der Emission von Russpartikeln zuzuschreiben. Die aus Verkehrsemissionen stammenden Russpartikel wurden hauptsächlich tagsüber beobachtet; während der Nacht gab es in diesem Grössenbereich meist nur geringe Differenzen zwischen Luv und Lee. Diese Gegebenheit ist dadurch zu erklären, dass Russpartikel vorwiegend aus Dieselmotoren von schweren Motorwagen (SMW) stammen, die in der Schweiz nur tagsüber verkehren, während die leichten Motorwagen (LMW) mit nur geringem Dieselmotorenanteil vorzugsweise Nanopartikel produzieren. Während bezüglich Partikelanzahl im Bereich  $300 \text{ nm} < D < 700$  nm nur sehr geringe Differenzen zwischen Strassen- und Hintergrundstandort gefunden wurden, konnte auch für die Coarse-Mode-Partikel

( $1 \mu\text{m} < D < 10 \mu\text{m}$ ) ein Zusammenhang zwischen Verkehrsdichte und Anzahlkonzentration nachgewiesen werden. Diese grossen Partikel sind Folge von Reifen- und Bremsabrieb sowie Abriebsprodukte des Strassenbelags und aufgewirbelte Mineralstaubteilchen.

Aus den mit SMPS und DC ermittelten Differenzen zwischen verkehrsbelastetem und Hintergrundstandort wurden mit Hilfe der als korrekt vorausgesetzten  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren für die untersuchten Verkehrssituationen Emissionsfaktoren bezüglich Partikelanzahl, Partikeloberfläche und Partikelvolumen für verschiedene Grössenbereiche berechnet. Die Oberflächen- und Volumengrössenverteilungen wurden aus den Anzahlgrössenverteilungen der SMPS-Messungen berechnet unter der Annahme, dass die Partikel kugelförmig seien. In Anlehnung an die Terminologie PM1 und PM10 wurden für die Partikelanzahl die Abkürzungen N0.05, N0.1 und N0.3 eingeführt. N0.05 bezeichnet die Gesamtzahl der Partikel mit  $D < 50 \text{ nm}$  (aber grösser als  $18 \text{ nm}$ , dem unteren Rand des SMPS-Spektrums) und repräsentiert damit den in Verkehrsemissionen relevanten Bereich der Nanopartikel. N0.1 umfasst die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 100 \text{ nm}$ , in dem im Gegensatz zu N0.05 auch der Grossteil der Russpartikel enthalten ist. N0.3 bezeichnet schliesslich die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 300 \text{ nm}$  und wurde gewählt, weil die Obergrenze der SMPS-Spektren im Bereich von  $300 \text{ nm}$  liegt. Dieselbe Nomenklatur wurde für die Oberfläche S und das Volumen V für die jeweiligen Teilchengrössen verwendet. Aus dem Partikelvolumen V0.3 wurde unter Annahme einer effektiven Partikeldichte von  $0.34 \text{ g/cm}^3$  das entsprechende PM0.3 berechnet.

In den Tabellen S5 und S6 sind die über die gesamte Messzeit gemittelten durchschnittlichen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an jeder Messstation aufgelistet. Für die Verkehrssituation Birrhard wurden die höchsten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug bezüglich Partikelanzahl ermittelt. Hingegen waren die Werte bezüglich Partikelvolumen für V0.3 an der Weststrasse wie auch in Humlikon höher als in Birrhard. Als Ursache dafür kann die Situation mit grossen Störungen des Verkehrsflusses an der Weststrasse angesehen werden, wo bei Beschleunigung markant höhere SMW-Emissionen von Dieselerusspartikeln auftreten, als bei konstanter Geschwindigkeit. In Humlikon war der Schwerverkehrsanteil generell höher als in Birrhard. Die berechneten Emissionsfaktoren für PM0.3 liegen vor allem für die Verkehrssituationen in Birrhard und Humlikon deutlich tiefer als die direkt gemessenen PM1-Emissionsfaktoren. Dies ist jedoch wegen des geringeren Grössenbereichs auch zu erwarten. Ausserdem ist aufgrund der unterschiedlichen Messmethoden ein Vergleich der beiden Grössen etwas problematisch.

Die in der vorliegenden Untersuchung erhaltenen Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug stimmen recht gut mit Ergebnissen aus Studien in anderen Ländern überein. Emissionsfaktoren für Partikelvolumen sind bis heute in der Literatur nicht dokumentiert.

Tab. S5: Mittlere Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den vier Messstellen. Infolge eines Messartefakts ergaben sich an der Rosengartenstrasse zu tiefe Werte für EF N0.1 und EF N0.3 (siehe PSI-Bericht, Kap. 5.1.3), die in der Synthese nicht gezeigt werden.

	EF N0.05 [Partikel/km]	EF N0.1 [Partikel/km]	EF N0.3 [Partikel/km]
Birrhard	1.4E+14	1.6E+14	1.7E+14
Humlikon	0.74E+14	0.97E+14	1.1E+14
Rosengartenstrasse	0.54E+14	--	--
Weststrasse	0.67E+14	0.97E+14	1.2E+14

Tab. S6: Mittlere Partikelvolumen- und PM0.3-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den vier Messstellen. Wegen des Messartefakts konnten für die Rosengartenstrasse keine Emissionsfaktoren bestimmt werden.

	EF V0.05 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V0.1 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V0.3 [cm <sup>3</sup> /km]	EF PM0.3 [mg/km]
Birrhard	0.0019	0.0076	0.030	10
Humlikon	0.0010	0.0062	0.043	15
Rosengartenstrasse	--	--	--	--
Weststrasse	0.0012	0.0081	0.083	28

Anders als bei den PM-Messungen, erlaubten hier die tieferen statistischen Unsicherheiten für Kurzzeitwerte die auf Stundenwerten basierende Aufteilung der Emissionen in einen Anteil, der von leichten Motorwagen stammt, und in einen solchen von schweren Motorwagen für alle Stationen. Dazu wurde ein multiples Regressionsmodell verwendet. Einen Überblick über die Resultate geben die Tabellen S7 und S8. Bei den höheren Geschwindigkeiten auf der Autobahn/Autostrasse scheinen die LMW höhere Partikelanzahl-Emissionsfaktoren als im Innerortsverkehr in der Stadt Zürich aufzuweisen. Für die Situation Birrhard und Weststrasse bewegten sich die Emissionsfaktoren in ähnlichem Rahmen bei etwa 10<sup>14</sup> bis 10<sup>15</sup> Partikel/km. Einzig in Humlikon wurden für SMW sehr niedrige, für LMW erstaunlich hohe Partikelanzahl-Emissionsfaktoren berechnet, allerdings war die statistische Unsicherheit an diesem Standort sehr gross.

Tab. S7: Übersicht über die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren (Einheit: Partikel/km) an den verschiedenen Messstellen. Infolge eines Messartefakts ergaben sich an der Rosengartenstrasse zu tiefe Werte für EF N0.1 und EF N0.3 (siehe Kap. 5.1.3), die in der Synthese nicht gezeigt werden.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhard	N0.05	0.41E+14	0.2E+14	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	0.69E+14	0.2E+14	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	0.74E+14	0.2E+14	9.7E+14	1.1E+14
Humlikon	N0.05	0.81E+14	0.3E+14	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	0.94E+14	0.3E+14	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	0.98E+14	0.3E+14	3.1E+14	1.1E+14
Rosengartenstrasse	N0.05	0.12E+14	0.1E+14	12E+14	1.0E+14
	N0.1	--	--	--	--
	N0.3	--	--	--	--
Weststrasse	N0.05	0.25E+14	0.02E+14	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	0.39E+14	0.03E+14	11E+14	0.2E+14
	N0.3	0.46E+14	0.03E+14	14E+14	0.2E+14

Die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren zeigten für Birrhard und Humlikon ähnliche Werte. Die Emissionsfaktoren für LMW an der Weststrasse unterschieden sich ebenfalls nicht stark von den Werten an den Autobahnstandorten. Hingegen wurde für SMW ein sehr hoher Wert ermittelt, der wie oben bereits erwähnt, aus den häufigen Brems- und Wiederanfahrvorgängen

resultiert. Aufgrund der tiefen Temperaturen während der Kampagne an der Rosengartenstrasse führte die nicht identische Konfiguration der beiden SMPS-Systeme zu Artefakten, die eine Auswertung der Volumenkonzentrationen verunmöglichte. Dieser Artefakt trat bei den übrigen Kampagnen infolge höherer Temperaturen nicht in Erscheinung. Ausserdem ist die Repräsentativität des Hintergrundstandorts für diesen Vergleich nicht a priori sichergestellt, da er 23 m tiefer im Talbecken der Limmat liegt. Bei Inversionslagen findet im Talboden eine grössere Schadstoffakkumulation statt als am Hang. Aufgrund der grossen Differenzen zwischen Weststrasse und Zeughaushof und der relativ langen Messreihe aus dieser Kampagne konnten für die Verkehrssituation an der Weststrasse die zuverlässigsten Emissionsfaktoren ermittelt werden.

Tab. S8: Übersicht über die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren (Einheit:  $\text{cm}^3/\text{km}$ ) an den verschiedenen Messstellen.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhard	V0.05	0.0011	0.0003	0.0099	0.0015
	V0.1	0.0065	0.0016	0.0360	0.0084
	V0.3	0.0190	0.0057	0.1600	0.0300
Humlikon	V0.05	0.0012	0.0003	0.0025	0.0014
	V0.1	0.0036	0.0013	0.0240	0.0055
	V0.3	0.0170	0.0047	0.1760	0.0200
Rosengartenstrasse	V0.05	--	--	--	--
	V0.1	--	--	--	--
	V0.3	--	--	--	--
Weststrasse	V0.05	0.0006	0.0001	0.0120	0.0004
	V0.1	0.0034	0.0002	0.0900	0.0018
	V0.3	0.0250	0.0019	0.9400	0.0160

Interessant ist ein Vergleich der vom PSI mit dem SMPS bestimmten Emissionsfaktoren für Partikel  $18 < D < 300 \text{ nm}$  (EF N0.3) mit den aus den kontinuierlichen Messungen der EMPA mit dem Kondensationspartikelzähler (CPC) erhaltenen Emissionsfaktoren  $N_{\text{tot}}$ , welche die Anzahl der Partikel  $> 7 \text{ nm}$  repräsentieren (Tab. S9). Der Emissionsfaktor für  $N_{\text{tot}}$  liegt durchschnittlich um einen Faktor 10 über demjenigen für N0.3. Dies sollte jedoch nicht als Widerspruch aufgefasst werden, denn der untere Cut-off des CPC liegt bei  $7 \text{ nm}$ , während im EF N0.3 nur der Partikel-Grössenbereich zwischen  $18$  und  $300 \text{ nm}$  enthalten ist. Ferner ist auch die unterschiedliche Messmethodik der beiden Geräte zu berücksichtigen. Da anzahlmässig die Partikel über  $300 \text{ nm}$  vernachlässigbar sind, weisen die erheblichen Differenzen auf sehr hohe Emissionen feinsten Partikel mit  $D < 18 \text{ nm}$  hin, die allerdings massenmässig nicht in Erscheinung treten.

Verkehrsemissionen im Grössenbereich von  $50 < D < 300 \text{ nm}$  bestehen wie bereits erwähnt überwiegend aus Russpartikeln, während sich die Partikel mit  $D < 50 \text{ nm}$  hauptsächlich durch Kondensation infolge Übersättigung von gasförmigen Substanzen der Luft bilden. Ein Emissionsfaktor für Russpartikel kann deshalb aus der Differenz von EF N0.3 und EF N0.05 berechnet werden. Gemäss Tab. S9 beträgt der anzahlmässige Anteil der Russemissionen an der Gesamtpartikelemission pro Fahrzeug an den Autobahnstandorten etwas weniger als 3 %. An diesen Standorten sind sehr hohe Konzentrationen ultrafeiner Kondensatpartikel vorhanden, deren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit derzeit noch nicht vollständig geklärt sind. An der Weststrasse liegt der Anteil der Russemissionen mit 12 % deutlich höher. Hier sind

erstens die Russemissionen durch die Fahrdynamik höher, und zweitens wird die homogene Nukleation unterdrückt, weil schon eine grosse Partikeloberfläche vorhanden ist, auf der Kondensation stattfinden kann. Trotzdem sind Russpartikel bei Betrachtung des Volumens bzw. der Masse an allen Strassenstandorten dominant, weil sie einen grösseren Durchmesser und damit wesentlich mehr Volumen haben als die Kondensatpartikel. Das Volumen von Partikeln mit  $D < 50$  nm kann vernachlässigt werden (wie auch Tab. S6 zeigt).

Tab S9: Mittlere Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug aus SMPS, resp. CPC-Messungen.

	EF N <sub>0.3</sub> [Partikel/km]	EF N <sub>tot</sub> (CPC) [Partikel/km]	EF Russ [Partikel/km]	Verhältnis Russ/N <sub>tot</sub>
Birrhard	1.7E+14	13E+14	3.5E+13	0.026
Humlikon	1.1E+14	12E+14	3.6E+13	0.029
Rosengartenstrasse	--	8.2E+14	--	--
Weststrasse	1.2E+14	4.5E+14	5.4E+13	0.12

### Schlussfolgerungen

Die an den verschiedenen Messorten ermittelten PM<sub>1</sub>-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) stimmen recht gut mit den entsprechenden Erwartungswerten überein, welche aus den auf Prüfstandmessungen basierenden Emissionsfaktoren des Handbuchs für Auspuffemissionen berechnet wurden. Die sehr schwierige Differenzierung der aus den Messungen ermittelten PM<sub>1</sub>-Emissionsfaktoren nach LMW und SMW ergaben zwar an der Weststrasse und in Humlikon eine unplausible Verteilung zwischen LMW und SMW, bestätigen sonst aber im wesentlichen die Abschätzungen des Handbuchs.

Die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung stellen einen wesentlichen Teil der gesamten primären PM<sub>10</sub>-Emissionen des Strassenverkehrs dar. An Standorten mit geringen Störungen des Verkehrsflusses (Aathal, Birrhard, Humlikon, Rosengartenstrasse) sind sie etwa gleich hoch wie die direkten Auspuffemissionen, an Standorten mit starken Störungen durch Stau und Lichtsignale (Schimmelstrasse, Weststrasse) sogar höher.

Generell sind die bisherigen, sehr provisorischen Abschätzungen des BUWAL für die gesamten PM<sub>10</sub>-Emissionen für die Messorte Aathal, Birrhard, Humlikon und Rosengartenstrasse, mit nur geringen Störungen des Verkehrsflusses, zu hoch, dagegen für den Standort Weststrasse mit starken Störungen etwa zutreffend. Für den Standort Schimmelstrasse, direkt bei einer Lichtsignalanlage, wurden etwas höhere PM<sub>10</sub>-Emissionen als erwartet gemessen. Die Differenzierung der gemessenen EF(PM<sub>10</sub>) nach LMW und SMW ist zwar unsicher. Tendenziell scheint aber, dass die bisherigen provisorischen Abschätzungen für Abrieb und Aufwirbelung an den Standorten mit geringen Störungen vor allem den Beitrag der SMW überschätzten.

Messkampagnen in Deutschland an stark befahrenen Innerorts-Strassen und in Tunnels ergaben ähnliche Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub>. Es scheint zudem, dass insbesondere der Zustand der Fahrbahn und des Strassenrands einen grossen Einfluss haben kann. 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.

Für die grössendifferenzierenden Untersuchungen der Partikel in Intensivkampagnen wurden hochaufgelöste Partikel-Grössenspektren im Bereich von  $18 < D < 10000$  nm mit SMPS, ELPI und OPC aufgenommen. Die Messergebnisse zeigen, dass der Verkehr vor allem im Nanopartikelbereich ( $D < 30$  nm) eine sehr hohe Partikelanzahl emittiert, wobei die Maximalkonzentrationen im Bereich von 10 – 20 nm lagen. Diese Partikel entstehen durch

homogene Nukleation, wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch von hohen Temperaturen auf die Temperatur der Umgebungsluft abgekühlt wird.

Weitere wichtige Verkehrsemissionen mit je nach Tageszeit unterschiedlich hohen Anzahlkonzentrationen gibt es im Bereich von  $50 < D < 300$  nm, dem sogenannten Akkumulationsmode, der zu einem erheblichen Teil aus Russpartikeln besteht. Eine detaillierte Analyse der typischen Spektren von verschiedenen Tageszeiten zeigte, dass an der verkehrsbelasteten Messstation eine hohe Anzahlkonzentration von Nanopartikeln sowohl tagsüber als auch nachts registriert wurde, während der Akkumulationsmode in ausgeprägter Form vorwiegend tagsüber vorhanden war. Dies legt den Schluss nahe, dass Nanopartikel von leichten sowie von schweren Motorfahrzeugen produziert werden, während die Russpartikel überwiegend aus Dieselmotoren (schwere Motorwagen) stammen.

Im Grössenbereich von  $300 < D < 700$  nm konnte bezüglich Partikelanzahl kaum ein Tagesgang festgestellt werden. Die Verkehrsemissionen in diesem Bereich sind anzahlmässig nur klein. Wird jedoch die Volumenkonzentration berechnet, so zeigt sich, dass diese geringe Anzahl bereits ein beträchtliches Volumen ausmacht und in bedeutendem Masse zur Massenkonzentration von PM1 beiträgt.

Mit dem ELPI konnte zudem gezeigt werden, dass die Partikelanzahl auch im Coarse Mode ( $1 \mu\text{m} < D < 10 \mu\text{m}$ ) einen Tagesgang aufweist, der gut mit demjenigen der Verkehrszahl übereinstimmte. Diese Partikel entstehen durch Reifen- und Bremsabrieb sowie durch Aufwirbelung von Grobstaub auf der Strasse. Eine Quantifizierung der aus Verkehrsemissionen stammenden Coarse-Mode-Partikel war nicht möglich, weil für die Messungen nur ein einziger ELPI zur Verfügung stand. Mit dem OPC scheiterte die Quantifizierung ebenfalls, da die Differenzen zwischen Verkehrs- und Hintergrundstandort zu unsicher waren, und bei den grössten Partikeln (7 - 10  $\mu\text{m}$ ) eine Limitierung des Geräts auftrat.

Die Grössenverteilungsmessungen bestätigen, dass die Aufteilung auf PM10 und PM1 sich gut zur Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen eignete. Eine Verwendung von PM2.5 hätte eine erheblich schlechtere Aufteilung ergeben.

Ein Vergleich der in der vorliegenden Untersuchung errechneten Partikelanzahl-Emissionsfaktoren mit Werten aus Fallstudien aus Skandinavien, Australien und den USA zeigt aber, dass sich die Zahlen in der gleichen Grössenordnung bewegten. Unterschiede können durch verschiedene Messbereiche, durch Einflussfaktoren wie Verkehrsdynamik, Geschwindigkeit, Schwerverkehrsanteil, Motorentyp (Diesel-, Ottomotor) und nicht zuletzt durch die räumliche Situation (Freilandexperiment, Strassenschlucht, Tunnel) erklärt werden.

Aus der Beteiligung an einer deutschen Studie (Projekt BAB II, vgl. Anhang PSI-Bericht) kann ausserdem die Schlussfolgerung gezogen werden, 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  $\text{NO}_x$  zu Partikeln sich nicht signifikant ändert. Dies bedeutet, dass die Berechnung der PM-Emissionsfaktoren über die  $\text{NO}_x$ -Emissionen als sinnvoll erachtet werden kann (falls die Emissionsfaktoren für Stickoxide korrekt sind, vgl. unten).

### **Offene Fragen, Ausblick**

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts gelang es, aus Feldmessungen quantitative Informationen über die Feinstaub-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs zu erhalten und zwar sowohl für Partikelmassen wie auch Partikelanzahlen. Die neuen und interessanten Resultate dürfen aber nicht über die Limitationen des Modellansatzes hinweg täuschen. So setzt das Auswertungskonzept z.B. voraus, dass die für die Berechnung der lokalen Verdünnungsverhältnisse verwendeten Emissionsfaktoren für Stickoxide korrekt sind. Deshalb wurden für die in dieser Untersuchung verwendeten  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren auch Resultate aus neuesten Messungen berücksichtigt. Sollten sich diesbezüglich neue Erkenntnisse ergeben, so hätte dies einen direkten Einfluss auf die ermittelten Emissionsfaktoren für Partikel. Korrekturen wären in einem solchen Fall aber ohne neue Messungen auf rechnerischem Weg möglich.

Eine einschneidende Limite ergab sich aus dem noch unbefriedigenden Stand der heutigen Messtechnik für zeitlich hoch aufgelöste on-line Messungen der Massenkonzentration von

Feinpartikeln. Die eingesetzten Monitoren zur Messung von PM10 und PM1 erlaubten nur eine Zeitauflösung von 60 Minuten und auch dies mit einem immer noch hohen statistischen Rauschen des Messsignals. Zudem sind generell die verkehrsbedingten lokalen Zusatzbelastungen für PM10 und PM1 gegenüber der Hintergrundbelastung deutlich geringer als bei den Stickoxiden. Vor allem durch diese Limitation wurde eine detailliertere statistische Auswertung verunmöglicht. Bereits die Auftrennung nach LMW und SMW gestaltete sich sehr schwierig, und es mussten bedeutende Messunsicherheiten in Kauf genommen werden.

Die Geräte zur Bestimmung der Anzahlkonzentration ergaben geringere Messunsicherheiten, allerdings liessen sich aus diesen Grössen Massenkonzentrationen wiederum nur mit relativ unsicheren Annahmen berechnen.

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.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die direkten Auspuffemissionen bezüglich Masse je nach Situation rund die Hälfte oder weniger der totalen primären Feinstaubemissionen des Strassenverkehrs ausmachen. Es stellt sich deshalb die Frage, wie die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung zu beurteilen sind. Rein quantitativ betrachtet sind sie erheblich. Allerdings 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 zur Zeit noch beträchtliche Wissenslücken.

Falls es durch weitere Entwicklung der Messtechnik gelingt, präzisere gravimetrische Konzentrationsmessungen mit höherer Zeitauflösung durchzuführen, oder sogar zeitlich hochaufgelöste Messungen der chemischen Zusammensetzung zu realisieren, wären erneute ähnliche Messkampagnen ein sinnvoller Weg, die in dieser Untersuchung gewonnenen Erkenntnisse über die PM-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs weiter zu präzisieren und zu vertiefen.



## Entwicklung der primären PM10-Emissionen des Strassenverkehrs

(BUWAL, Abteilung Luftreinhaltung und NIS)

Im BUWAL-Bericht UM 136 "Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen" (BUWAL 2001) veröffentlichte das BUWAL erstmals nach Quellen differenzierte Zeitreihen der primären Feinstaubemissionen in der Schweiz. Insbesondere beim Strassen- und beim Schienenverkehr bestanden in den Bereichen Abrieb und Aufwirbelung generell noch grosse Unsicherheiten. Im Rahmen von zwei Forschungsprogrammen sollen deshalb sowohl die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung des Strassen- wie des Schienenverkehrs verifiziert werden.

Für den Schienenverkehr liegen seit 2002 erste Resultate vor, welche zeigen, dass dessen primäre PM10-Emissionen ursprünglich überschätzt wurden. Sie betragen nach heutigem Kenntnisstand ca. 800 – 1200 Tonnen pro Jahr, wovon ca. 95% aus Abrieb und Aufwirbelung stammen, statt wie bisher angenommen 2800 Tonnen pro Jahr (BUWAL 2002). Zur Zeit läuft die zweite Phase des Verifikationsprogramms PM10-Emissionen des Schienenverkehrs.

Für den Strassenverkehr lassen sich auf der Basis der nun vorliegenden, genaueren Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung folgende Mengen an primären PM10-Emissionen berechnen:

- Die primären PM10-Emissionsmengen aus Abrieb und Aufwirbelung des gesamten Schweizer Strassenverkehrs betragen im Jahr 1995 2468 Tonnen statt 4002 Tonnen und im Jahr 2010 3002 Tonnen statt 4831 Tonnen, wie bisher angenommen. Sie sind also ca. 37% tiefer als im Bericht UM136 ausgewiesen. Der Grund sind die neuen, im Durchschnitt tieferen Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung.
- Zusammen mit den besonders gesundheitsschädlichen Dieselerussmissionen aus den Abgasen, welche unverändert aus UM136 übernommen wurden, sind die gesamten primären PM10-Emissionsmengen für den gesamten Schweizer Strassenverkehr je nach Bezugsjahr 25% bis 35% geringer als im Bericht UM136 angenommen und betragen im Jahr 1995 5201 statt 6735 Tonnen und im Jahr 2010 noch 3856 statt 5686 Tonnen.
- Der massenmässige Anteil der feinen Partikel aus den Abgasen (Dieselruss) an den Gesamtemissionen ist im Vergleich zu den Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung grösser als bisher angenommen.
- Im Personenverkehr betragen die primären PM10-Emissionen im Jahr 1995 ca. 3050 Tonnen statt 3500 Tonnen und ab 2000 noch ca. 2750 Tonnen pro Jahr statt 3100 Tonnen, wie ursprünglich geschätzt. Die PM10-Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung sind im Vergleich zu den primären PM10-Emissionen aus den Abgasen zwar noch dominant aber in einem geringeren Ausmass.
- Im Güterverkehr gehen die primären PM10-Emissionen von 2144 Tonnen im Jahr 1995 auf 1115 Tonnen im Jahr 2010 deutlich stärker zurück als im Bericht UM136 angenommen, da nach den neuen Berechnungen die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung viel weniger ins Gewicht fallen. Dies erklärt sich daraus, dass der Güterverkehr zu einem grösseren Teil als der Personenverkehr ausserorts stattfindet, und die Untersuchungen von EMPA und PSI gezeigt haben, dass vor allem die Emissionsfaktoren für Ausserortssituationen im Bericht UM136 überschätzt waren.
- Es interessieren aber nicht nur die gesamtschweizerischen Emissionen, sondern speziell auch die Situation in bewohnten Gebieten, wo die Bevölkerung den Schadstoffen direkt ausgesetzt ist. Im Gegensatz zu den Gesamtemissionen auf Schweizer Strassen sind die Emissionen auf Innerortsstrassen leicht höher als man auf Grundlage des Berichtes UM136 berechnen würde. Dabei sind die Innerortsemissionen der schweren Motorwagen, welche im Güterverkehr und im öffentlichen Personenverkehr dominieren, geringer als bisher geschätzt, und die Innerortsemissionen der leichten Motorwagen, welche vor allem im privaten Personenverkehr eingesetzt werden, etwas höher.

Nicht Gegenstand dieses Berichtes sind die sogenannten sekundären Partikel, welche aus gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre gebildet werden, und die ca. 50% der Luftbelastung abseits vielbefahrener Strassen ausmachen. Zu diesen Vorläuferstoffen gehören

unter anderem Stickoxide, Schwefeloxide und flüchtige organische Verbindungen, für welche der motorisierte Strassenverkehr ebenfalls eine wichtige Quelle ist.

Die Abgasemissionen und die Verkehrsprognosen werden ebenfalls bis Anfangs 2004 aktualisiert. Deren Resultate konnten deshalb hier noch nicht berücksichtigt werden.

### Zusammenstellung der primären PM10-Emissionen aus dem Strassenverkehr

Primäre PM10-Emissionen ganze Schweiz in Tonnen pro Jahr

	1995		2000		2005		2010	
	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136
<b>Personenverkehr</b>								
Abgase	1'139	1'139	720	720	606	606	500	500
Abrieb und Aufwirbelung	1'919	2'350	2'039	2'413	2'134	2'530	2'241	2'662
Gesamtemissionen	3'058	3'489	2'759	3'133	2'740	3'136	2'741	3'163
<b>Güterverkehr</b>								
Abgase	1'595	1'595	1'139	1'139	632	632	354	354
Abrieb und Aufwirbelung	549	1'652	640	1'859	658	1'878	761	2'169
Gesamtemissionen	2'144	3'246	1'779	2'998	1'291	2'510	1'115	2'523
<b>Strasse total</b>								
Abgase	2'734	2'734	1'859	1'859	1'238	1'238	854	854
Abrieb und Aufwirbelung	2'468	4'002	2'680	4'272	2'792	4'408	3'002	4'831
Gesamtemissionen	5'201	6'735	4'539	6'131	4'030	5'646	3'856	5'686

Primäre PM10-Emissionen ganze Schweiz, Vergleich in Prozent (UM136 = 100)

	1995		2000		2005		2010	
	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136
<b>Personenverkehr</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	82	100	85	100	84	100	84	100
Gesamtemissionen	88	100	88	100	87	100	87	100
<b>Güterverkehr</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	33	100	34	100	35	100	35	100
Gesamtemissionen	66	100	59	100	51	100	44	100
<b>Strasse total</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	62	100	63	100	63	100	62	100
Gesamtemissionen	77	100	74	100	71	100	68	100

Primäre PM10-Emissionen innerorts in Tonnen pro Jahr

	1995		2000		2005		2010	
	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136
<b>Personenverkehr</b>								
Abgase	253	253	195	195	135	135	82	82
Abrieb und Aufwirbelung	883	797	923	833	948	856	975	881
Gesamtemissionen	1'135	1'049	1'118	1'028	1'083	991	1'057	963
<b>Güterverkehr</b>								
Abgase	532	532	378	378	212	212	119	119
Abrieb und Aufwirbelung	272	312	313	359	323	367	377	429
Gesamtemissionen	805	844	691	737	535	579	496	548
<b>Strasse total</b>								
Abgase	785	785	573	573	347	347	201	201
Abrieb und Aufwirbelung	1'155	1'109	1'236	1'192	1'271	1'223	1'352	1'310
Gesamtemissionen	1'940	1'894	1'809	1'765	1'618	1'570	1'553	1'511

Primäre PM10-Emissionen innerorts, Vergleich in Prozent (UM136 = 100)

	1995		2000		2005		2010	
	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136	neu	UM136
<b>Personenverkehr</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	111	100	111	100	111	100	111	100
Gesamtemissionen	108	100	109	100	109	100	110	100
<b>Güterverkehr</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	87	100	87	100	88	100	88	100
Gesamtemissionen	95	100	94	100	92	100	90	100
<b>Strasse total</b>								
Abrieb und Aufwirbelung	104	100	104	100	104	100	103	100
Gesamtemissionen	102	100	102	100	103	100	103	100

## Herleitung

Die aktualisierte Berechnung der PM10-Emissionen stützt sich auf die Grundlagen vom BUWAL-Bericht UM136. Geändert wurden lediglich die Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung, welche entsprechend den aus dem vorliegenden Forschungsprojekt gewonnenen Erkenntnissen angepasst wurden. Unverändert übernommen wurden die Emissionsfaktoren für Abgase und die Fahrleistungen, sowie die Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung für Motorräder und Mofas. Die Abgasemissionen innerorts und die Fahrleistungen innerorts basieren direkt auf Daten aus dem Nachtrag zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255 (BUWAL 2000).

In einem ersten Schritt wurden für die verschiedenen Fahrzeugkategorien (Personenwagen, Lieferwagen, schwere Nutzfahrzeuge, Regionalbusse und Linienbusse) durchschnittliche Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung bestimmt. Die Basis dazu bilden die im Bericht der EMPA berechneten Emissionsfaktoren für leichte und schwere Motorwagen, welchen jeweils einer bestimmten Verkehrssituation zugeordnet sind. Wegen der unsicheren Repräsentativität des Hintergrundstandortes wurde der Emissionsfaktor der Rosengartenstrasse bei der Hochrechnung nicht verwendet.

Emissionsfaktoren Abrieb und Aufwirbelung; EMPA; Stand 25. Juni 2003			
PM10-PM1	Verkehrssituation	LMW	SMW
	(vergl. B255)	g/km	g/km
Birrhard (flüss. V.)	AB_120	0.047	0.074
Humlikon (A4 und S6)	AS_80 / AO_HVS1	0.022	0.144
Aathal	IO_HVS1	0.033	0.207
Rosengartenstrasse	IO_HVS1; 8%Steigung	0.017	0.115
Weststrasse	IO_HVS3	0.039	0.383
Schimmelstrasse	IO_LSA3	0.092	0.819

Die Emissionsfaktoren wurden entsprechend der verkehrsmässigen Bedeutung der Verkehrssituation gewichtet. Da im Rahmen des Projektes nur eine kleine Auswahl der Verkehrssituationen gemäss BUWAL-Bericht "SRU255- Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950- 2010" (BUWAL 1995) untersucht werden konnte, werden die übrigen Verkehrssituationen anhand des Kriteriums der mittleren Geschwindigkeit den Emissionsfaktoren aus dem EMPA-Bericht zugeordnet.

Verkehrskennzahlen (Quelle: BUWAL SRU 255, Anhang A10.1)					
Prozentuale Verteilung der Fahrleistung 1990 nach Verkehrssituationen					
Verkehrssituation	PW	LI	SNF	RBus	LBus
AB_120	18.72%	20.74%	28.80%	28.80%	0.00%
AB_100	8.00%	9.35%	11.88%	11.88%	0.00%
AB_80	1.53%	1.66%	2.02%	2.02%	0.00%
AB_60	0.69%	0.67%	0.71%	0.71%	0.00%
AB_Stop+Go	0.15%	0.16%	0.22%	0.22%	0.00%
AS_100	0.73%	0.72%	0.79%	0.79%	0.00%
AS_80	1.59%	1.38%	1.82%	1.82%	0.00%
AS_60	0.51%	0.54%	0.56%	0.56%	0.00%
AO_HVS1	15.17%	15.58%	16.53%	16.53%	0.00%
AO_HVS2	4.80%	4.45%	4.56%	4.56%	35.38%
AO_HVS3	9.01%	8.08%	7.57%	7.57%	0.00%
AO_Nebenstr	5.92%	5.37%	3.29%	3.29%	0.00%
IO_HVS1	0.04%	0.04%	0.04%	0.04%	10.78%
IO_HVS2	5.16%	4.79%	4.75%	4.75%	13.91%
IO_HVS3	0.14%	0.14%	0.16%	0.16%	1.76%
IO_LSA1	9.05%	8.98%	6.32%	6.32%	10.56%
IO_LSA2	0.87%	0.77%	0.51%	0.51%	9.58%
IO_LSA3	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	2.34%
IO_Kern	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	10.84%
IO_Neb'str_dicht	9.35%	9.23%	3.93%	3.93%	0.00%
IO_Neb'str_locker	8.23%	7.04%	5.34%	5.34%	3.92%
IO_Stop+Go	0.33%	0.31%	0.21%	0.21%	0.94%

**Aggregierte Verkehrskennzahlen entsprechend den Verkehrssituationen der Abriebemissionsfaktoren im EMPA-Bericht**

Zuteilung entsprechend mittlerer Geschwindigkeit (SRU255 Tab. 5 und Tab. 10)

Verkehrssituation	PW	LI	SNF	RBus	LBus
AB_120	27.45%	30.81%	41.47%	41.47%	0.00%
AS_80 / AO_HVS1	39.22%	37.73%	37.06%	37.06%	35.38%
IO_HVS1	5.20%	4.83%	4.79%	4.79%	24.69%
IO_HVS3	18.29%	16.93%	6.99%	6.99%	21.90%
IO_LSA3	9.83%	9.70%	9.70%	9.70%	18.04%

**Mittlere, gewichtete Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung ganze Schweiz**

	PW	LI	SNF	RBus	LBus
PM10-PM1 in g/km	0.0394	0.0399	0.2002	0.2002	0.3337

**Mittlere, gewichtete Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung innerorts**

	PW	LI	SNF	RBus	LBus
PM10-PM1 i.o. in g/km	0.0537	0.0544	0.5406	0.5406	0.4375

**Literatur**

- BUWAL 1995 Schriftenreihe Umwelt Nr. 255- Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950- 2010; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bern 1995
- BUWAL 2000 Schriftenreihe Umwelt Nr. 255 – Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950- 2010 - Nachtrag; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bern 2000
- BUWAL 2001 Umwelt-Materialien Nr. 136 – Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; Bern 2001
- BUWAL 2002 Umwelt-Materialien Nr. 144 – PM10 Emissionen des Verkehrs – Statusbericht Teil Schienenverkehr, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 2002

## **Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs (Projektteil EMPA)**

### **Schlussbericht**

**Robert Gehrig, Matz Hill, Brigitte Buchmann**

Dübendorf, Juni 2003

EMPA  
Robert Gehrig, Matz Hill, Brigitte Buchmann  
Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik  
CH-8600 Dübendorf

## Inhalt

Zusammenfassung .....	39
Projektziele und Konzept.....	39
Realisierbarkeit und Limitationen des Messkonzepts .....	40
Ermittelte Emissionsfaktoren und Verkehrscharakteristik der einzelnen Messorte .....	40
Fazit.....	42
1. Einleitung und Projektziele.....	43
2. Projektkonzept .....	45
2.1 Mess- und Auswertungskonzept, Messparameter .....	45
2.2 Modifiziertes Auswertungskonzept bei kleinen PM-Differenzen.....	48
2.3 Beschreibung der Messorte und der Verkehrssituationen .....	50
2.3.1 Beschreibung der Messorte .....	50
2.3.2 Charakterisierung der Verkehrssituationen an den Messstellen .....	58
2.4 Qualitätssicherung und Messunsicherheiten.....	62
2.4.1 Kalibration der Messgeräte:.....	62
2.4.2 Messunsicherheit der Konzentrationsdifferenzen .....	62
2.4.3 Messunsicherheit der Emissionsfaktoren .....	63
2.5 Vergleich der PM10-Messungen mit Monitoren mit dem Referenzverfahren.....	65
3. Resultate .....	66
3.1 Übersicht über die Messergebnisse .....	66
3.1.1 Durchschnittliche Messwerte und Differenzen.....	66
3.1.2 Emissionsfaktoren pro Fahrzeug .....	67
3.1.3 Aufteilung der Emissionsfaktoren für LMW und SMW .....	72
3.1.4 Vergleich der PM-Emissionsfaktoren mit den erwarteten Werten (Handbuch).....	74
3.2 Detaillierte Darstellung der Messungen an den einzelnen Standorten .....	79
3.2.1 Messungen in Aathal/Seegräben.....	79
3.2.2 Messungen in Birrhard.....	83
3.2.3 Messungen in Humlikon .....	88
3.2.4 Messungen in Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof).....	92
3.2.5 Messungen in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof) .....	96
3.2.6 Messungen in Zürich (Schimmelstrasse/Zeughaushof).....	100
4. Vergleich der gefundenen Emissionsfaktoren mit Ergebnissen anderer Studien .....	103
5. Offene Fragen, Ausblick .....	104
6. Literatur.....	105
7. Danksagung.....	106



## Zusammenfassung

### Projektziele und Konzept

Die primären Feinstaubimmissionen des Strassenverkehrs bestehen sowohl aus Anteilen, die durch die Treibstoffverbrennung entstehen (Auspuffemissionen), als auch aus Anteilen, die von Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen stammen.

Über die direkten Auspuffemissionen von Fahrzeugen sind aus den Emissionsmessungen an Prüfständen bereits gute Kenntnisse verfügbar. Offen bleibt aber, wie gut sie die bezüglich Typen, Alter und Wartungszustand sehr vielfältige real zirkulierende Verkehrsflotte repräsentieren.

Über die Feinstaubemissionen, die zusätzlich zu den direkten Auspuffemissionen aus dem mechanischen Abrieb von Reifen, Bremsen, Kupplung und Strasse sowie durch Aufwirbelung von Strassenstaub entstehen, ist bis heute nur sehr wenig bekannt. Im vorliegenden Forschungsprojekt wurde diese Wissenslücke angegangen. Die Projektziele waren:

- Die Bestimmung von totalen PM10-Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen.
- Quantitative Informationen zur Aufteilung der PM10-Emissionen in Auspuffemissionen und restliche Emissionen (Abriebsprodukte und Aufwirbelung).
- Quantitative Informationen über die relativen Anteile der leichten und schweren Motorwagen an den Auspuff- und Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen.

Diese Ziele wurden mit folgendem Mess- und Auswertungskonzept angegangen:

Es wurden beiderseits von stark befahrenen Strassen Immissionsmessungen durchgeführt. Für meteorologische Situationen mit Querwind zur Strasse können aus Lee-Luv-Differenzen die Zusatzbelastungen bestimmt werden, die durch den lokal vorbeifahrenden Strassenverkehr verursacht werden. Wo wegen der zahlreichen einschränkenden Randbedingungen das Lee-Luv-Konzept nicht zu realisieren war, wurden statt dessen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standorts und eines nahe gelegenen "Hintergrundstandorts" gebildet und analog ausgewertet.

Aus diesen Differenzen, den Verkehrszahlen sowie der aus den als bekannt vorausgesetzten Emissionsfaktoren für Stickoxide berechneten lokalen Verdünnung der Abgase konnten Emissionsfaktoren für PM10 und PM1 ermittelt werden. Dabei sollte nach den beiden Fahrzeugkategorien LMW (leichte Motorwagen mit Fahrzeuglänge < 6 m, also benzin- und dieselbetriebene Personen- und Lieferwagen sowie Motorräder) und SMW (schwere Motorwagen mit Fahrzeuglänge > 6 m, also Lastwagen, Reise- und Linienbusse) differenziert werden und zwar sowohl für Auspuffemissionen, als auch für Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen.

Die Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Emissionen aus Abriebs- und Aufwirbelungsprozessen geschah durch die getrennte Messung der zwei Grössenfraktionen PM10 und PM1, wobei PM1 als direkte Auspuffemissionen und PM10 als die gesamten Feinstaubemissionen interpretiert wurden. Die Differenz PM10-PM1 repräsentiert somit die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung.

Die Messstandorte wurden entsprechend den typischen Verkehrssituationen, die charakterisiert werden sollten, ausgewählt und zwar:

- Aathal/Seegräben (Tempolimit 50, ausserhalb einer Ortschaft, keine Steigung)
- Birrhard (Autobahn A1, Tempolimit 120, keine Steigung)
- Humlikon (Autobahn/Autostrasse A4/S6, Tempolimit 100/80, keine Steigung)
- Zürich Rosengartenstrasse (Tempolimit 50, Steigung/Gefälle 8%)
- Zürich Schimmelstrasse (Tempolimit 50, direkt bei Lichtsignalanlage, keine Steigung)
- Zürich Weststrasse (Tempolimit 50, ca. 50m von Lichtsignalanlage, keine Steigung)

Bei allen Standorten handelt es sich um Strassen mit hohem Verkehrsaufkommen und bedeutendem Anteil von Schwerverkehr.

## Realisierbarkeit und Limitationen des Messkonzepts

- Die gemessenen Differenzen der Stickoxide zwischen Lee und Luv (resp. Strasse – Hintergrund) waren genügend gross für eine zuverlässige Berechnung der Verdünnungsverhältnisse. Alle in der Zusammenfassung angegebenen PM-Emissionsfaktoren basieren auf den aus diesen Differenzen berechneten lokalen Verdünnungen. Das Auswertungskonzept setzt voraus, dass die verwendeten Emissionsfaktoren für die Stickoxide korrekt sind. Deshalb wurden für die verwendeten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren auch Resultate aus neuen Messungen (UBA, 2003) berücksichtigt. Sollten sich in Zukunft weitere Änderungen der NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren ergeben, so hätte dies auch Einfluss auf die ermittelten Emissionsfaktoren für Partikel. Die notwendigen Korrekturen wären aber relativ einfach durchzuführen.
- Die eingesetzten Monitoren zur Messung von PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> erlaubten nur eine Zeitauflösung von 60 Minuten. Zudem waren die verkehrsbedingten lokalen Zusatzbelastungen für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> gegenüber der Hintergrundbelastung deutlich geringer als bei den Stickoxiden. Deshalb waren für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> an den meisten Standorten nur relativ kleine Differenzen zu beobachten, die für einzelne Stundenwerte in der Regel im Bereich der Messunsicherheit lagen. Das vorgesehene Modell zur getrennten Bestimmung von Emissionsfaktoren für LMW und SMW aus einzelnen Stundenwerten ergab deshalb an den untersuchten Standorten (Ausnahme: Weststrasse) keine genügend signifikanten Resultate zur Unterscheidung zwischen den Beiträgen von LMW und SMW.
- Möglich war hingegen an allen Standorten die Bestimmung von Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> pro Fahrzeug, ohne Differenzierung nach LMW und SMW.
- Eine orientierende Abschätzung der Aufteilung der Emissionen auf LMW und SMW mit Hilfe eines Modells ausgehend von Mittelwerten über mehrere Tage mit möglichst unterschiedlichen SMW-Anteilen war möglich. Diese Aufteilungen sind aber mit relativ grossen und schwierig quantifizierbaren Unsicherheiten behaftet. Für den Standort Weststrasse war die Anwendung des ursprünglich geplanten Konzepts auf Basis der Stundenwerte möglich, d.h. es konnten direkt aus den Stundenwerten nach LMW und SMW differenzierte Emissionsfaktoren ermittelt werden. Dasselbe war auch an allen Standorten (soweit gemessen) für die Auswertung der Partikelanzahlen und des Russes möglich.

## Ermittelte Emissionsfaktoren und Verkehrscharakteristik der einzelnen Messorte

- Die einzelnen Messorte wiesen über die auswertbare Messzeit die in Tab. Z1 gezeigte Verkehrscharakteristik auf.
- Pro Fahrzeug (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) ergaben sich für PM<sub>10</sub>, PM<sub>1</sub> und PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub> die in Tab. Z2 angegebenen Emissionsfaktoren (mg/km)  
Dabei können interpretiert werden:
  - EF(PM<sub>10</sub>) als totale primäre PM<sub>10</sub>-Emissionen des Strassenverkehrs
  - EF(PM<sub>1</sub>) als Auspuffemissionen
  - EF(PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub>) als Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung
- Die dazugehörigen Messunsicherheiten zeigt Tab. Z3. Die Werte für PM<sub>1</sub> (und PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub>) erscheinen recht hoch. Erfreulicherweise sind aber die Abweichungen von den EF(PM<sub>1</sub>)-Werten des Handbuchs (in Tab. Z2 in Klammern angegeben) deutlich geringer.
- Die Differenzierung nach LMW und SMW war ausserordentlich schwierig und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Abschätzungen basierend auf den unterschiedlichen SMW-Anteilen von Stunde zu Stunde (Weststrasse) resp. an Wochentagen und Wochenenden (übrige Standorte) ergaben die in Tab. Z4 aufgeführten Emissionsfaktoren (mg/km).
- Zwischen nassen und trockenen Fahrbahnen sind bezüglich PM<sub>10</sub>-Emissionen keine klaren Unterschiede festzustellen.

Tab. Z1: Verkehrscharakteristik an den Messorten

Messort Verkehrstyp	LMW/h	SMW/h	Total Fz./h	% SMW	tatsächl. Tempo LMW/SMW*)
Aathal ausserorts Tempolimit 50km/h	1102	71	1173	6.1	50/50
Birrhald (flüssiger Verkehr) Autobahn Tempolimit 120km/h	2495	265	2760	9.6	120/85
Birrhald (stockender Verkehr) Autobahn Tempolimit 120km/h	3095	467	3562	13.1	0-120/0-85
Humlikon Autobahn Tempolimit 100km/h	1471	210	1681	12.5	85/75
Rosengartenstrasse innerorts Tempolimit 50km/h	2741	168	2909	5.8	50/40
Schimmelstrasse **) innerorts, direkt bei Lichtsignal	1074	80	1154	6.9	0-50/0-50
Weststrasse innerorts, 30m vor Lichtsignal	1014	66	1080	6.1	0-50/0-50

\*) Die Geschwindigkeitsmessungen differenzierten nicht nach LMW und SMW. Die angegebenen differenzierten Werte wurden aus der Messung, kombiniert mit Beobachtungen und Tempolimits für SMW abgeschätzt.

\*\*) Verkehrszählung im Rahmen des NFP41-Projekts (1999), welche als Abschätzung des Verkehrs für die Messungen 2002 verwendet wurden.

Tab. Z2: Mittlere Emissionsfaktoren (mg/km) pro Fahrzeug (in Klammern: PM1-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug, berechnet aus den vom BUWAL abgeschätzten Emissionsfaktoren für LMW und SMW für Auspuffemissionen, siehe Tab. 2.5)

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF (PM10-PM1) mg/km
Aathal	67	23 (30)	44
Birrhald (flüssiger Verk.)	83	33 (32)	50
Birrhald (stockender Verk.)	118	65 (45)	53
Humlikon (A4 und S6)	71	34 (32)	37
Rosengartenstrasse	56	34 (43)	22
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42	142
Weststrasse	104	29 (31)	75

\*) Keine PM1 Messungen; EF(PM1) aus Handbuch-Emissionsfaktoren abgeschätzt

Tab. Z3: Messunsicherheiten in Prozent (95%-Vertrauensbereich) der Emissionsfaktoren pro Fahrzeug

	EF (PM10)	EF (PM1)	EF (PM10-PM1)
Aathal	22	70	73
Birrhald	17	45	48
Humlikon	18	47	50
Rosengartenstrasse	39	70	80
Schimmelstrasse	14		
Weststrasse	14	50	52

Tab. Z4: Abschätzungen der Emissionsfaktoren (mg/km) für LMW und SMW, basierend auf den unterschiedlichen SMW-Anteilen an Wochentagen und Wochenenden.

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	LMW	46	13	33
	SMW	394	187	207
Birrhald (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16	47
	SMW	267	193	74
Humlikon**)	LMW	33	11	22
	SMW	344	200	144
Rosengartenstrasse	LMW	30	13	17
	SMW	496	381	115
Schimmelstrasse 2002*) Verkehr: Schimmelstrasse 1999	LMW	104	12	92
	SMW	1268	449	819
Weststrasse**)	LMW	49	10	39
	SMW	703	320	383

\*) keine PM1-Messungen verfügbar; EF(PM1) aus Handbuch übernommen

\*\*\*) Die statistische Auswertung ergab eine unplausible Aufteilung der PM1-Emissionen zwischen LMW und SMW. Die gemessenen EF(PM1)/Fahrzeug wurden deshalb im Verhältnis der EF(PM1) des Handbuchs für LMW und SMW aufgeteilt

## Fazit

- Die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung stellen einen wesentlichen Teil der gesamten primären PM10-Emissionen des Strassenverkehrs dar. An Standorten mit geringen Störungen des Verkehrsflusses (Aathal, Birrhald, Humlikon, Rosengartenstrasse) sind sie etwa gleich hoch wie die direkten Auspuffemissionen, an Standorten mit starken Störungen durch Stau und Lichtsignale (Schimmelstrasse, Weststrasse) sogar höher.
- Die an den verschiedenen Messorten ermittelten PM1-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) stimmen recht gut überein mit den entsprechenden Erwartungswerten, welche aus den auf Prüfstandmessungen basierenden Emissionsfaktoren des Handbuchs für Auspuffemissionen berechnet wurden. Die sehr schwierige Differenzierung der aus den Messungen ermittelten PM1-Emissionsfaktoren nach LMW und SMW ergaben zwar an der Weststrasse und in Humlikon eine unplausible Verteilung zwischen LMW und SMW, bestätigen sonst aber im Wesentlichen die Abschätzungen des Handbuchs.
- Generell sind die noch sehr provisorischen, auf eine Studie der Elektrowatt abgestützten Abschätzungen des BUWAL (BUWAL, 2001) für die gesamten PM10-Emissionen für die Messorte Aathal, Birrhald, Humlikon und Rosengartenstrasse, an denen der Verkehr nur wenig Störungen aufweist, zu hoch, dagegen für den Standort Weststrasse mit starken Störungen etwa zutreffend. Für den Standort Schimmelstrasse, direkt bei einer Lichtsignalanlage, wurden etwas höhere PM10-Emissionen als erwartet gemessen. Die Differenzierung der gemessenen EF(PM10) nach LMW und SMW ist leider sehr unsicher. Tendenziell scheint aber, dass die bisherigen Abschätzungen für Abrieb und Aufwirbelung an den Standorten mit geringen Störungen vor allem den Beitrag der SMW überschätzen.
- Messkampagnen in Deutschland an stark befahrenen Innerorts-Strassen und in Tunnels zeigen ähnliche Emissionsfaktoren von PM10. Es scheint zudem, dass insbesondere der Zustand der Fahrbahn und des Strassenrands eine grosse Rolle spielen kann. 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.

## 1. Einleitung und Projektziele

In verschiedenen epidemiologischen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Häufigkeit von Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen stark mit der Konzentration von lungengängigem Feinstaub (PM<sub>10</sub> = particulate matter mit aerodynamischem Durchmesser < 10 µm) gekoppelt ist (Ackermann-Liebrich et al., 1997; Braun-Fahrländer et al., 1997; Dockery and Pope, 1994; Künzli et al., 2000; Pope et al., 2002). Aus diesem Grund wurden in der Luftreinhalteverordnung (LRV) 1998 Grenzwerte für Feinstaub-Immissionen (PM<sub>10</sub>) eingeführt. Die Immissionswerte in Agglomerationsgebieten der Schweiz liegen zur Zeit oft deutlich über den Grenzwerten von 20 µg/m<sup>3</sup> (Jahresmittelwert) resp. 50 µg/m<sup>3</sup> (Tagesmittelwert) (BUWAL, 2002). Die Entstehung des Feinstaubes (Emission primärer Partikel / Bildung sekundärer Partikel in der Atmosphäre aus Vorläufergasen) und die nachfolgenden Prozesse (Partikelwachstum, Elimination aus der Atmosphäre) sind komplex. In gewissen Bereichen müssen die Kenntnisse noch vertieft werden, um gezielte Massnahmen zur Verminderung der PM<sub>10</sub>-Belastung treffen zu können.

Im Bereich Verkehr bestehen die primären Feinstaubimmissionen sowohl aus Anteilen, die durch die Treibstoffverbrennung entstehen (Auspuffemissionen), als auch aus Anteilen, die von Abrieb und Aufwirbelungsprozessen stammen.

Die direkten Auspuffemissionen von Fahrzeugen werden üblicherweise unter genau definierten Bedingungen (Fahrzyklen) auf Rollen- und Motorenprüfständen gemessen. Dies erlaubt einen reproduzierbaren und direkten Vergleich der Emissionen einzelner Fahrzeugtypen. Diese Emissionskennzahlen werden an einer möglichst repräsentativen Stichprobe von in der Regel optimal eingestellten Fahrzeugen gemessen, wobei die für die Emissionen sehr wichtige Dynamik des Fahrverhaltens in einem definierten Fahrzyklus vorgegeben ist. Deshalb bleibt offen, ob sie tatsächlich repräsentativ sind für die bezüglich Typen, Alter und Wartungszustand sehr vielfältige real zirkulierende Verkehrsflotte und deren tatsächlichem Fahrverhalten. Dies gilt ganz besonders bezüglich der Partikelemissionen der Dieselfahrzeuge, die bei gleichem Typ, je nach Einstellung und Zustand stark schwanken können.

Über die Feinstaubemissionen, die zusätzlich zu den direkten Auspuffemissionen aus dem mechanischen Abrieb von Reifen, Bremsen, Kupplung und Strasse entstehen, ist noch sehr wenig bekannt. Auch über die Aufwirbelung der Feinstäube auf Verkehrswegen bestehen grosse Wissenslücken. Im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms Verkehr und Umwelt NFP41 konnten mittels Messungen der PM<sub>10</sub>- und Stickoxid(NO<sub>x</sub>)-Belastung an einer stark befahrenen Strasse und einer nahegelegenen Hintergrundstation provisorische Gesamt-PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für leichte und schwere Motorwagen ermittelt werden (Hüglin, 2000). Mit Hilfe von Materialbilanzen (Reifen, Kupplung, Bremsen), Abschätzungen über die Grössenverteilung des Abriebs und den bekannten Auspuff-Emissionsfaktoren wurden die Beiträge der einzelnen Prozesse am Gesamtemissionsfaktor grob abgeschätzt (BUWAL, 2001). Die erwähnte Arbeit im NFP41 beschränkte sich allerdings auf einen innerstädtischen Standort mit starkem Verkehr. Zudem waren die Ansaugstellen für die Stickoxidmessungen und die Partikelmessungen nicht exakt am selben Ort, was die Unsicherheit bei der Berechnung der Verdünnung und damit der Abschätzung der PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren erhöht.

In den USA und in Schweden wurden empirische Formeln zur Abschätzung des Beitrags von Abrieb und Aufwirbelung vorgeschlagen, die sich aber nie durch Messdaten erhärten liessen. Eine ausführliche Diskussion dieser Ansätze findet sich in (Lohmeyer und Düring, 2001).

Realistischerweise muss deshalb eingeräumt werden, dass über die Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen des Verkehrs praktisch nichts Sicheres bekannt ist. Um diese Wissenslücke für verschiedene Verkehrssituationen zu schliessen, wurde das Projekt "Verifikation von PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs" in Angriff genommen.

Der in diesem Projekt angewandten Methode zur Bestimmung der mittleren Emissionsfaktoren aus Konzentrationsmessungen am Strassenrand kommt deshalb hohe Bedeutung zu, weil nicht nur Information zu den Emissionsfaktoren der effektiv zirkulierenden Fahrzeugflotte erhalten werden können, sondern auch wichtige, aber mit Prüfstandmessungen nicht zugängliche Informationen über Emissionen aus Abrieb- und Aufwirbelungsprozessen. Darüber hinaus ist durch eine geeignete Wahl der Messstandorte die Charakterisierung der Emissionsfaktoren in unterschiedlichen Verkehrssituationen möglich.

Die Projektziele wurden mit folgendem Konzept angegangen:

- Bestimmung von totalen PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs für verschiedene Verkehrssituationen durch Immissionsmessungen an 5 Standorten mit unterschiedlichem Fahrverhalten des Verkehrs. Dank Messungen des Umwelt- und Gesundheitsamts der Stadt Zürich (UGZ), allerdings ohne PM1, konnten auch noch Abschätzungen für einen sechsten Standort (Zürich, Schimmelstrasse) durchgeführt werden.
- Quantitative Informationen zur Aufteilung der PM10-Emissionen in Auspuffemissionen und restliche Emissionen (Abriebsprodukte und Aufwirbelung) durch gleichzeitige Messung von PM10 und PM1. Dabei werden die PM1-Beiträge des Verkehrs als Auspuffemissionen interpretiert und die Differenz PM10-PM1 als Beiträge durch mechanisch erzeugte Partikel, also Abriebsprodukte und Aufwirbelung.
- Quantitative Informationen über die relativen Anteile der leichten Motorwagen (LMW) und schweren Motorwagen (SMW) an den Auspuff- und Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen durch statistische Auswertung der Daten bei unterschiedlichen LMW/SMW-Verhältnissen.

Eine detaillierte Beschreibung des Messkonzepts findet sich in Kap. 2.

## 2. Projektkonzept

### 2.1 Mess- und Auswertungskonzept, Messparameter

Beidseits einer stark befahrenen Strasse wurden mit je einem Messwagen Partikelkonzentrationen in den zwei Grössenklassen PM10 und PM1 sowie die ebenfalls mit dem Verkehr zusammenhängenden gasförmigen Schadstoffe Stickoxide, Kohlenmonoxid und teilweise auch Russ (Black Carbon) kontinuierlich gemessen. Ebenfalls gemessen wurden wichtige meteorologische Grössen wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Niederschlag sowie das Verkehrsaufkommen (Anzahl leichte und schwere Motorwagen, Geschwindigkeit). Zusätzlich wurden in beiden Messwagen Kondensationspartikelzähler (CPC) zur Messung der Partikelanzahl-Konzentrationen betrieben. Limitiert durch die Zeitaufösung der Monitore für PM10 und PM1 wurden schliesslich Stundenwerte gebildet.

Tabellen 2.1 und 2.2 geben einen Überblick über die gemessenen Parameter.

Tab. 2.1: Messgrössen, die in beiden Messfahrzeugen gemessen wurden

Parameter	Methode	Gerät
PM10 (kontinuierlich)	Betastrahlen-Absorption	FH62 I-R (Thermo ESM Andersen)
PM1 (kontinuierlich)	Betastrahlen-Absorption	FH62 I-R (Thermo ESM Andersen)
Partikelanzahl	Kondensationspartikelzählung	3022A (TSI)
NO <sub>x</sub> , NO	Chemilumineszenz	ML 8841 (Monitor Labs)
CO	NDIR (nicht dispersives Infrarot)	APMA 350E (Horiba)
BC (Black Carbon, Russ)	Aethalometrie	AE-10IM (GIV)
Windrichtung/ Windgeschwindigkeit	3 dimensionale Windmessung 10 m über Boden	USA-1 (Metek) 14152HF1000J (Lambrecht)

Tab. 2.2: Messgrössen, die nur in einem der beiden Messfahrzeuge gemessen wurden

Parameter	Methode	Gerät
PM10 (gravimetrisch)	Gravimetrie (High-Volume-Sampler)	DHA80 (Digitel)
Temperatur	Ventiliertes Thermometer, 1 m, 10 m über Boden	VT 3 (Meteolabor) USA-1 (Metek)
Niederschlag	Niederschlagswippe	1518H3 (Lambrecht)
Luftfeuchte	Taupunktmethode	Thygan VTP6 (Meteolabor)
Verkehrszählung*)	Induktionszähler Weststrasse; Optischer Zähler	ASTRA-Zählung oder kant. Zählung Weststrasse; Viacout GSM

\*) Mit Ausnahme der Messstelle Weststrasse wurden die Daten der bei der Messstelle installierten Verkehrszähler des ASTRA und des Kantons Zürich verwendet. Die Zählungen differenzierten nach LMW (Fahrzeuflängen < 6m) und SMW (Fahrzeuflängen > 6m) und klassierten auch die Geschwindigkeiten. An der Messstelle Weststrasse wurden von der EMPA eigene optische Verkehrszähler installiert und betrieben.

Das Berechnungsverfahren zur Ermittlung der Emissionsfaktoren basiert auf folgender Idee: Für meteorologische Situationen mit Querwind zur Strasse können aus Lee-Luv-Differenzen der Messungen auf beiden Strassenseiten die Zusatzbelastungen bestimmt werden, die durch den lokal vorbeifahrenden Strassenverkehr verursacht werden. Diese Differenzen dienen dann, zusammen mit den Verkehrszahlen (aufgelöst nach leichten Motorwagen (LMW) und schweren Motorwagen (SMW)), zur Berechnung der mittleren Emissionsfaktoren für diese beiden Fahrzeugtypen sowohl für Auspuffemissionen, als auch für Abriebs- und

Aufwirbelungsemissionen. Die Details der Zuordnung der Fahrzeugtypen zu den beiden Klassen LMW und SMW sind aus Tab. 2.6 ersichtlich. Die Unterscheidung zwischen Auspuffemissionen und den Abriebs-/Aufwirbelungsemissionen kann dank der separaten Messung der zwei Grössenfraktionen PM10 und PM1 erfolgen. Aus Prüfstandmessungen ist bekannt, dass die aerodynamischen Durchmesser der Partikel der direkten Auspuffemissionen praktisch vollständig unterhalb 1 µm liegen, während bei den mechanisch erzeugten Partikeln aus Abriebs-/Aufwirbelungsprozessen massenmässig die Fraktion > 1 µm dominiert. In dieser Arbeit werden deshalb die gemessenen PM10-Konzentrationsunterschiede als totale Feinstaubemissionen, und die PM1-Konzentrationsunterschiede als Auspuffemissionen interpretiert. Somit repräsentieren die Konzentrationsunterschiede der Differenz PM10-PM1 die Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung.

Eine direkte Berechnung von Emissionsfaktoren aus den gemessenen Konzentrationsdifferenzen ist nicht möglich, da diese auch für eine gegebene Verkehrsfrequenz je nach den meteorologischen Verhältnissen stark schwanken können. Es wird deshalb mit Hilfe der als bekannt vorausgesetzten Emissionsfaktoren für die Stickoxide (NOx) das bei der Messung herrschende Verdünnungsverhältnis (Emission/Immission) berechnet. Damit können auch absolute Emissionsfaktoren für die weiteren gemessenen Komponenten (insbesondere natürlich für PM10 und PM1) berechnet werden. Die Methode setzt also voraus, dass die heute bekannten Emissionsfaktoren für die Stickoxide korrekt sind. Sollten sich diesbezüglich neue Erkenntnisse ergeben, so hätte dies auch Einfluss auf die hier ermittelten Emissionsfaktoren für Partikel. Wie die folgende Darstellung des Rechnungsgangs zeigt, wären in einem solchen Fall die notwendigen Korrekturen aber relativ einfach zu bewerkstelligen.

Die Bestimmung der Verdünnung  $v$  erfolgt für jede Stunde aus der gemessenen NOx-Differenz, den Emissionsfaktoren für NOx sowie den Verkehrsfrequenzen auf folgende Weise:

$$\Delta\text{NOx} = \frac{\text{EF}_{\text{LMW,NOx}}}{v} \cdot n_{\text{LMW}} + \frac{\text{EF}_{\text{SMW,NOx}}}{v} \cdot n_{\text{SMW}} \quad (1)$$

$$v = \frac{\text{EF}_{\text{LMW,NOx}} \cdot n_{\text{LMW}} + \text{EF}_{\text{SMW,NOx}} \cdot n_{\text{SMW}}}{\Delta\text{NOx}} \quad (2)$$

In analoger Weise kann die Verdünnung auch aus den ebenfalls gemessenen  $\Delta\text{CO}$  ermittelt werden, wenn statt der Emissionsfaktoren für NOx diejenigen für CO herangezogen werden. Dieser Ansatz weist jedoch zwei Nachteile auf: Erstens sind die  $\Delta\text{CO}$  im Vergleich mit den CO-Hintergrundkonzentrationen viel kleiner als bei den Stickoxiden (siehe Fig. 3.1), was die Messunsicherheit einer aus  $\Delta\text{CO}$  berechneten Verdünnung bedeutend erhöht. Zweitens sind die relativen Unterschiede der CO-Emissionsfaktoren zwischen LMW und SMW im Vergleich mit denjenigen von NOx nur klein (Tab. 2.5), was die Anwendung der unten beschriebenen Methode zur Aufteilung der Emissionen nach LMW und SMW praktisch verunmöglicht.

Mit der für jede Stunde berechneten Verdünnung  $v$  setzen sich die gemessenen PM10- resp. PM1-Differenzen wie folgt zusammen:

$$\Delta\text{PM1} = \frac{\text{EF}_{\text{LMW,PM1}}}{v} \cdot n_{\text{LMW}} + \frac{\text{EF}_{\text{SMW,PM1}}}{v} \cdot n_{\text{SMW}} \quad (3)$$

$$\Delta\text{PM10} = \frac{\text{EF}_{\text{LMW,PM10}}}{v} \cdot n_{\text{LMW}} + \frac{\text{EF}_{\text{SMW,PM10}}}{v} \cdot n_{\text{SMW}} \quad (4)$$

Falls die gemessenen Konzentrationsdifferenzen im Vergleich zur Messunsicherheit genügend gross sind, können mit diesen Gleichungen die Emissionsfaktoren durch geeignete Regression dieser linearen Gleichungen (lineares Modell) bestimmt werden.

In den Gleichungen bedeuten:

$EF_{LMW,NOx}$	Emissionsfaktor leichte Motorwagen Stickoxide (als $NO_2$ ) [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$EF_{SMW,NOx}$	Emissionsfaktor schwere Motorwagen Stickoxide (als $NO_2$ ) [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$EF_{LMW,PM1}$	Emissionsfaktor leichte Motorwagen PM1 [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$EF_{SMW,PM1}$	Emissionsfaktor schwere Motorwagen PM1 [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$EF_{LMW,PM10}$	Emissionsfaktor leichte Motorwagen PM10 [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$EF_{SMW,PM10}$	Emissionsfaktor schwere Motorwagen PM10 [ $\mu g/m$ ] = [mg/km]
$\Delta NOx$	Konzentrationsdifferenz Stickoxide (als $NO_2$ ) Lee-Luv, resp. Strasse-Hintergrund [ $\mu g/m^3$ ]
$\Delta PM1$	Konzentrationsdifferenz PM1 Lee-Luv, resp. Strasse-Hintergrund [ $\mu g/m^3$ ]
$\Delta PM10$	Konzentrationsdifferenz PM10 Lee-Luv, resp. Strasse-Hintergrund [ $\mu g/m^3$ ]
$v$	Verdünnung [ $m^2/h$ ]
$n_{LMW}$	Anzahl leichte Motorwagen [1/h]
$n_{SMW}$	Anzahl schwere Motorwagen [1/h]

Wie bereits oben näher ausgeführt, werden dabei die PM1-Werte als direkte Auspuffemissionen und die PM10-Werte als die Totalemissionen des Strassenverkehrs interpretiert. Die Differenz PM10-PM1 repräsentiert somit den Beitrag der Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen, resp.  $EF(PM10)-EF(PM1)$  den Emissionsfaktor für Abrieb und Aufwirbelung.

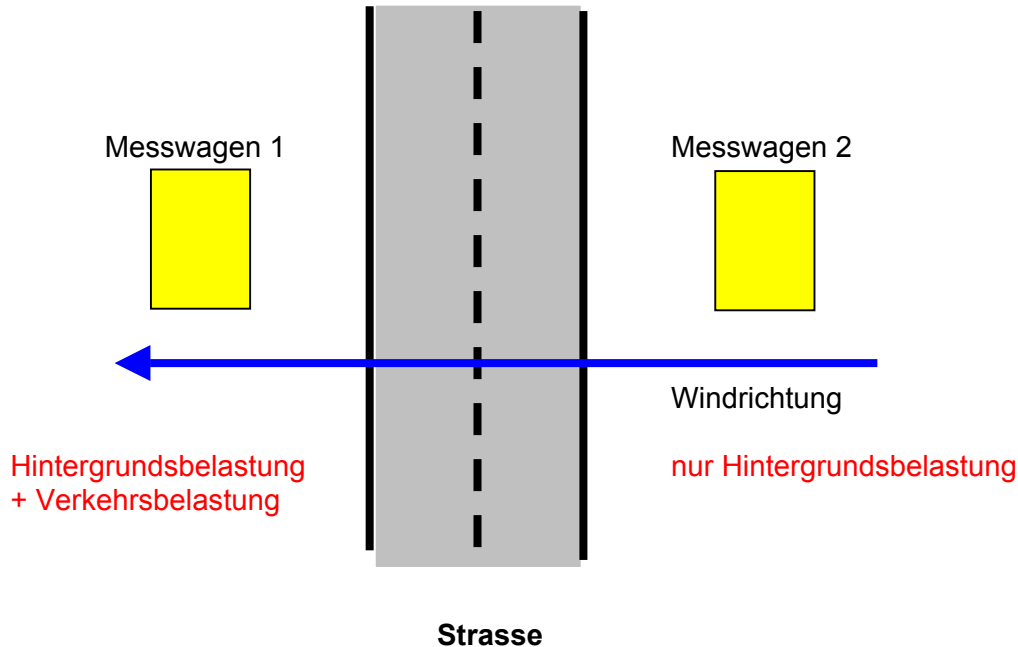


Fig. 2.1: Lee-Luv-Konzept der Messungen

Wegen der zahlreichen einschränkenden Randbedingungen (siehe weiter unten) ist das Lee-Luv-Konzept nach Fig. 2.1 in der Praxis nur an wenigen Orten zu realisieren. Insbesondere für die sehr wichtigen Innerorts-Situationen sind geeignete Standorte kaum zu finden. Alternativ können analoge Informationen aber auch mit einem Messkonzept erhalten werden, in welchem statt der Lee-Luv-Differenzen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standorts und eines nahe gelegenen "Hintergrundstandorts" gebildet und analog ausgewertet werden.

Grundsätzlich waren bei der Auswahl der Messstandorte folgende Randbedingungen zu beachten:

Für die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts:

- Das Gelände beidseits der Strasse muss im Bereich der Messung offen sein, damit die Auswertung nicht durch unübersichtliche Windverhältnisse erschwert wird.
- Die beiden Messwagen müssen so nahe beieinander aufgestellt werden können, dass an der Voraussetzung der gleichen Hintergrundsbelastung kein Zweifel bestehen kann, jedoch genügend vom Strassenrand entfernt, um auf der Luvseite keine Verkehrsemissionen durch Turbulenz zu erfassen.
- Die vorherrschenden Windrichtungen müssen quer zur Strasse sein.
- Die Infrastruktur (Zufahrt, 380V Strom etc.) muss mit vertretbarem Aufwand beidseits der Strasse bereitgestellt werden können.

Für die Anwendung des Konzepts lokale Verkehrsbelastung – Hintergrundsbelastung

- Geeignet sind Messanordnungen, bei denen die Differenz zwischen der direkt verkehrsbelasteten Messstelle und der Hintergrundmessstelle möglichst gross sind, d.h. die zu untersuchende Verkehrsachse muss möglichst stark befahren sein und darf in unmittelbarer Umgebung keine weitere stark befahrene Strasse aufweisen. Die Hintergrundstation soll eine ähnliche Verkehrsbelastung aufweisen wie die nähere Umgebung der belasteten Messstelle (z.B: belastete Messstelle: stark befahrene Strasse in durchschnittlich verkehrsbelastetem Quartier, Hintergrundmessstelle: durchschnittlich verkehrsbelastetes Quartier in der Nähe).

Unabhängig vom Auswertekonzept muss eine für den untersuchten Strassenabschnitt repräsentative Verkehrszählstelle vorhanden sein, oder speziell installiert werden.

## 2.2 Modifiziertes Auswertungskonzept bei kleinen PM-Differenzen

Das in 2.1 beschriebene Auswertungskonzept kann nur dann sinnvoll angewandt werden, wenn die gemessenen PM-Differenzen der Stundenwerte deutlich grösser sind als deren Messunsicherheit. Dies ist für die Messorte Aathal, Birrhard, Humlikon und Rosengartenstrasse nicht der Fall. Hier wurde deshalb ein anderer Auswertungsansatz angewendet, der auf Mittelwerten über längere Messperioden basiert, welche eine kleinere Messunsicherheit aufweisen (Messunsicherheiten siehe Kapitel 2.4). Dieser Ansatz zielt darauf ab, aus den gemessenen Konzentrationsdifferenzen der Stundenwerte Emissionsfaktoren pro Fahrzeug (ohne Unterscheidung zwischen leichten und schweren Motorwagen) zu berechnen und diese dann über die Messdauer zu mitteln.

Hierzu wird zunächst wiederum die Verdünnung aus den Differenzen der Stickoxidmessung und den bekannten Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> gemäss Formel (2) berechnet. Für die PM-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug gilt dann:

$$\Delta PM_{10} = \frac{EF_{PM_{10}} \cdot n_{Total}}{v} \quad \text{resp.} \quad EF_{PM_{10}} = \frac{\Delta PM_{10} \cdot v}{n_{Total}} \quad (5)$$

$$\Delta PM_1 = \frac{EF_{PM_1} \cdot n_{Total}}{v} \quad \text{resp.} \quad EF_{PM_1} = \frac{\Delta PM_1 \cdot v}{n_{Total}} \quad (6)$$

wobei:

$$n_{Total} = n_{LMW} + n_{SMW} \quad (7)$$

Die so berechneten Emissionsfaktoren können nun über die Messdauer gemittelt werden. Der Emissionsfaktor für Abrieb und Aufwirbelung  $EF_{PM_{10-PM_1}}$  kann dann wie folgt berechnet werden:

$$EF_{PM10-PM1} = EF_{PM10} - EF_{PM1} \quad (8)$$

$EF_{PM10}$ ,  $EF_{PM1}$  und  $EF_{PM10-PM1}$  sind dann mittlere Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die im Untersuchungszeitraum herrschenden Verkehrsverhältnisse bezüglich Geschwindigkeit, Anteil schwerer Motorwagen usw.

Wo  $\Delta PM1$  nicht gemessen wurde (z.B. Zürich Schimmelstrasse, oder Daten anderer Autoren), kann  $\Delta PM1$  aus den geschätzten Emissionsfaktoren des Handbuchs (Tab. 2.5) für Auspuffemissionen für den untersuchten Zeitraum wie folgt abgeschätzt werden.

$$\Delta PM1 = \frac{EF_{LMW,PM1}}{v} \cdot n_{LMW} + \frac{EF_{SMW,PM1}}{v} \cdot n_{SMW} \quad (9)$$

Eine Differenzierung dieser Emissionsfaktoren pro Fahrzeug nach LMW und SMW kann grundsätzlich durch Regression des folgenden linearen Modells erhalten werden:

$$EF = \frac{n_{LMW}}{n_{Total}} \cdot EF_{LMW} + \frac{n_{SMW}}{n_{Total}} \cdot EF_{SMW} \quad (10)$$

Wie aber in Kap. 2.4 näher ausgeführt wird, sind die Messunsicherheiten für die aus einzelnen Stundenwerten ermittelten  $\Delta PM10$  und  $\Delta PM1$  zu hoch und damit die abgeleiteten Emissionsfaktoren zu unsicher, um in obigem Modell zuverlässige Resultate zu ergeben. Hingegen können mit demselben Modell aus Mittelwerten über mehrere Tage mit möglichst unterschiedlichen SMW-Anteilen Anhaltspunkte über die LMW-SMW-Aufteilung erhalten werden. Als Inputgrößen wurden folgende 4 Mittelwerte verwendet: Alle Tage, nur Mo-Fr, nur Sa, nur So. Allerdings bleiben für die Aufteilung trotzdem beträchtliche, nicht genau quantifizierbare Unsicherheiten bestehen.

## 2.3 Beschreibung der Messorte und der Verkehrssituationen

Unter möglicher Einhaltung der oben erläuterten Kriterien der Standortwahl konnten die in Tabelle 2.3 angegebenen Messstandorte gefunden werden. An diesen Messstellen wurden die zwei gemäss Tab. 2.1 und 2.2 ausgerüsteten Messfahrzeuge eingesetzt. Die Ansaughöhe über Boden betrug bei beiden jeweils gleichzeitig an einem Standort(-paar) eingesetzten Messfahrzeugen 4 m. Die detaillierte Beschreibung der Verkehrscharakteristik für jeden Messstandort findet sich in Kap. 2.3.2.

Tab. 2.3: Messorte und Messperioden

Messort	Auswertekonzept	Messperiode
Aathal/Seegräben	lokal/Hintergrund	20.12.00-24.04.01
Birrhard (A1)	Lee-Luv	16.05.01-28.08.01
Humlikon (A4 und S6)	Lee-Luv	28.10.01-31.12.01
Zürich Schimmelstrasse/ Zeughaushof	lokal/Hintergrund	23.01.02-22.05.02 *)
Zürich Rosengartenstr./ Zeughaushof	lokal/Hintergrund	23.01.02-22.05.02
Zürich Weststrasse/ Zeughaushof	lokal/Hintergrund	01.10.02-03.03.03

\*) Messwerte der Schimmelstrasse vom Umwelt- und Gesundheitsamt der Stadt Zürich (UGZ)

### 2.3.1 Beschreibung der Messorte

#### Aathal-Seegräben

Der verkehrsbelastete Standort Aathal (LK 700.57/243.62; 530m) lag direkt an der stark befahrenen Zürcherstrasse (rund 26'000 Fahrzeuge pro Tag) gegenüber der Spinnerei Streiff. Der Messwagen war nur durch einen schmalen Grünstreifen von der Fahrbahn getrennt. In der näheren Umgebung haben sich einige Kleinbetriebe angesiedelt. Wegen der in unmittelbarer Nähe stehenden Radarfalle kann davon ausgegangen werden, dass die hier zulässige Geschwindigkeit von 50 km/h gut eingehalten wird. Die Verkehrszählung erfolgte an der ASTRA - Zählstelle Nr. 52, welche ungefähr 1km von der Messstation Richtung Uster entfernt liegt, wo die Geschwindigkeit auf 60 km/h begrenzt ist. Der Strassenbelag an der Messstelle wurde im September 1992 eingebaut (Deckbelag: AB 11 S Betaplast (Stärke: 35 - 65 mm), Bindemittel: 5.4% PMB) und befindet sich in einem guten Zustand.

Die Hintergrundstation in Seegräben (LK 700.53/243.88; 555m) liegt 350m nördlich und ca. 25 m über der Zürcherstrasse. Die unmittelbare Umgebung ist nur wenig bebaut und weist kaum Verkehr auf. In nördlicher Richtung befindet sich ein Einfamilienhausquartier, das Zentrum von Seegräben ist etwa 500 m entfernt. Richtung Westen ist das Gelände offen und wird landwirtschaftlich genutzt. Gegen Osten wird die Station durch einen Wald abgeschirmt. In Richtung Süden ist das Gelände zuerst offen. In einer Entfernung von ca. 200 m folgt der bewaldete Abhang nach Aathal.

Fig. 2.2 zeigt ein Luftbild der Messregion. Fig. 2.3 und 2.4 geben einen Eindruck von der Situation an den Messstellen.



Fig. 2.2: Luftbild von Aathal/Seegraben mit den beiden Messstandorten (MS = Aathal; MS-B = Seegraben) und dem Standort der Verkehrszählung (VZ)



Fig. 2.3: Hintergrund-Messstation Seegraben gegen Osten (links) und gegen Süden (rechts)



Fig. 2.4: Messwagen an der Zürcherstrasse in Aathal

### **Birrhard A1**

Diese Messstelle (LK 660.56/254.64) erlaubte die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts mit je einem Messwagen beidseits der A1 (rund 60'000 Fahrzeuge pro Tag). Ein Messwagen stand östlich der Autobahn A1, 20m von der Fahrbahn entfernt auf dem Areal der Weinhandlung Riegger AG auf gleicher Höhe wie die Fahrbahn. Der zweite Messwagen stand westlich der A1 auf einem Feldweg, in einer Entfernung zur Fahrbahn von etwa 25 m. Der Feldweg liegt 2 m unterhalb des Fahrbahnniveaus. Die Umgebung wird hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. Von Westen waren die Messwagen frei anströmbar, bei Ostwind lag der Luv-Messwagen etwas im Windschatten eines Ökonomiegebäudes, was aber auf die Luvkonzentrationen ohne Einfluss war. Die ASTRA-Verkehrszählstelle 208 befindet sich etwa 1 km nördlich der Messstelle in einem auf 100 km/h begrenzten Teilabschnitt. An der Messstelle selbst war die erlaubte Höchstgeschwindigkeit jedoch 120 km/h. Der Betonbelag im Bereich der Messstelle wurde im Jahre 1970 eingebaut und befindet sich in einem guten Zustand. Fig. 2.6 zeigt ein Luftbild der Messregion. Angegeben sind darauf auch die zur Auswertung verwendeten Windsektoren. Fig. 2.5 zeigt zwei Bilder der Situation an den beiden Messstellen.



Fig. 2.5: Blick von der Messstelle Birrhard Ost (links) und von der Messstelle Birrhard West (rechts) auf die Autobahn.

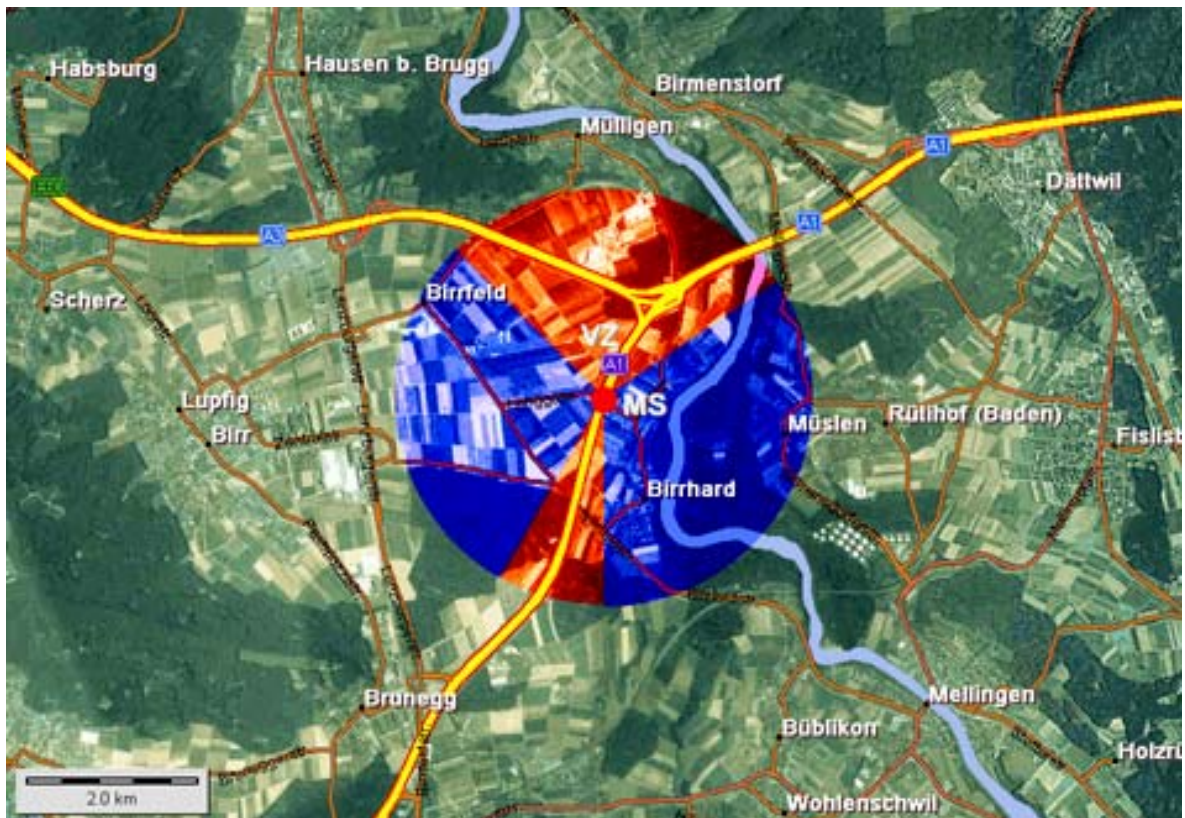


Fig. 2.6: Birrhard mit Messstandort (MS) und Verkehrszähler (VZ) sowie den für die Auswertung verwendeten Windsektoren (blau)





Fig. 2.8: Messstellen im Westen (links) und im Osten (rechts) der hier parallel verlaufenden Strassen A4 und S6.

### Messstandorte in der Stadt Zürich

In der Stadt Zürich wurden drei stark befahrene Strassenabschnitte untersucht (Rosengartenstrasse, Weststrasse, Schimmelstrasse). Dabei diente die Station Zeughaushof, wo sich auch die NABEL-Station befindet, als Hintergrundstandort. Die Karte in Fig. 2.9 zeigt die Lage der Messstellen.

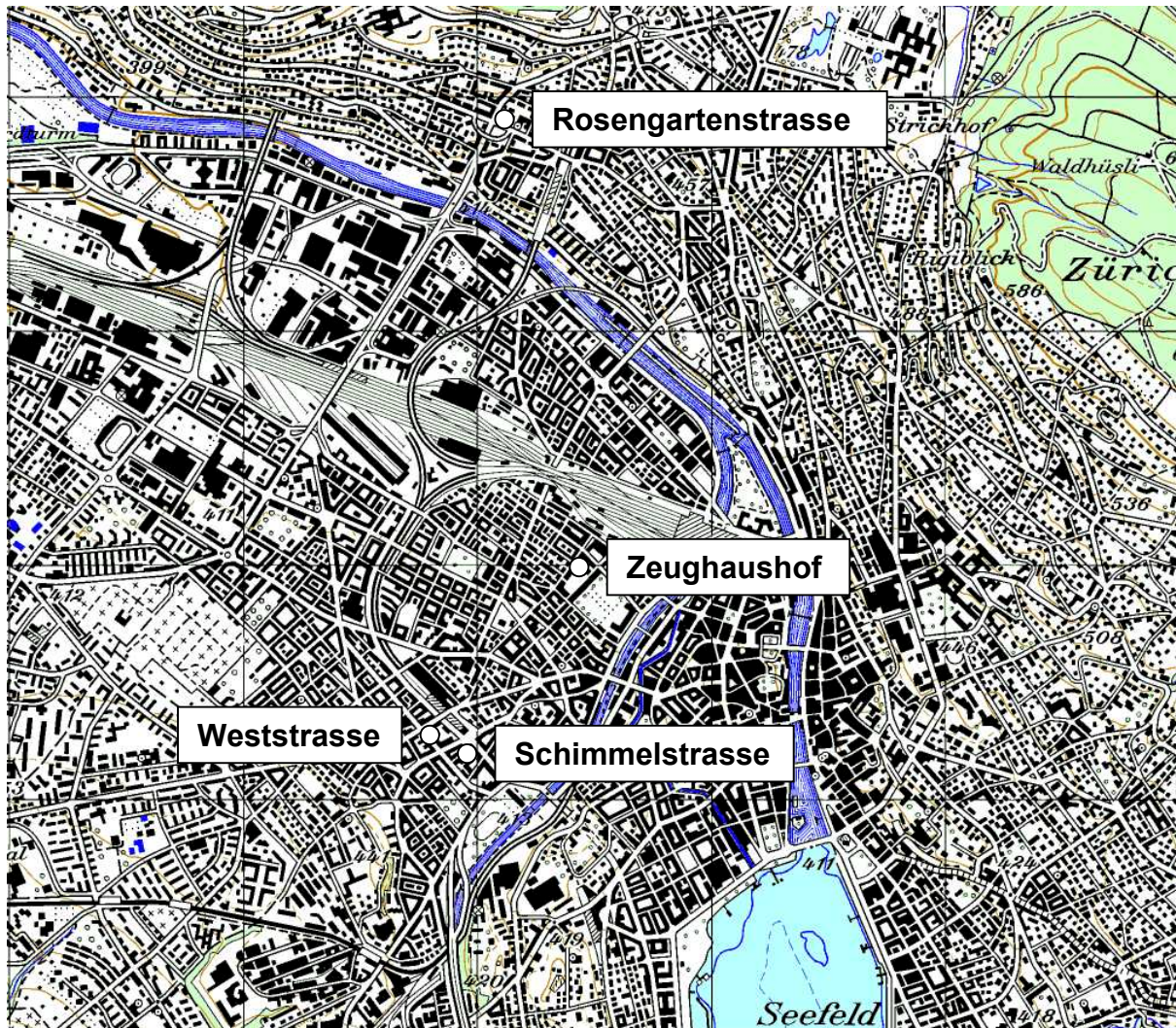


Fig. 2.9: Messstandorte in der Stadt Zürich (reproduziert mit Bewilligung von Swisstopo, BA035416)

### Zürich: Zeughaushof (410m ü. M.)

Diese Messstelle (LK 682.44/247.93), an der sich auch die NABEL-Station Zürich befindet, diente als Hintergrundstandort für die Messungen an den innerstädtischen Verkehrsachsen (Rosengartenstrasse, Schimmelstrasse, Weststrasse). Sie befindet sich mitten in der Stadt Zürich (ca. 500 m westlich des Hauptbahnhofs) in einem parkähnlichen Hof, welcher zum Gebäudekomplex der alten Kaserne gehört. In unmittelbarer Nachbarschaft liegen die Gebäude und Werkstätten der ehemaligen Zeughaus- und Kasernenverwaltung. Im angrenzenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser sowie Kleinunternehmen und Geschäfte. An der Station führt keine Hauptverkehrsstrasse vorbei, der Verkehr im umliegenden Quartier ist jedoch Tag und Nacht recht lebhaft. Fig. 2.10 zeigt zwei Bilder des im Zeughaushof platzierten Messwagens, wo sich auch die NABEL-Station befindet.



Fig. 2.10: Messwagen auf dem Zeughaushof Zürich (städtische Hintergrundkonzentration)

### Zürich: Rosengartenstrasse (433m ü. M.)

Die stark befahrene, vierspurige Rosengartenstrasse (rund 65'000 Fahrzeuge pro Tag, zwei Spuren aufwärts Richtung Bucheggplatz, zwei Spuren abwärts Richtung Escher-Wyss-Platz) weist an der Messstelle (LK 682.10/249.95) eine Steigung von 8% auf und wird von mehrstöckigen Wohnhäusern begrenzt. Im angrenzenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser und Geschäfte. Die ASTRA-Verkehrszählstelle Nr. 106 befand sich auf der Höhe des Messwagens. Beim Deckbelag handelt es sich um einen Betaguss 11 HSP, Einbaujahr 1992, in noch gutem Zustand. Der mobile Messwagen stand, nur durch den Gehsteig und einen kleinen Grünstreifen abgetrennt, nahe an der Strasse. Fig. 2.11 zeigt ein Bild der Situation an der Rosengartenstrasse mit dem Messwagen auf dem Parkplatz des Schulhauses.



Fig. 2.11: Messwagen auf dem Parkplatz des Schulhauses 'Nordstrasse' an der Rosengartenstrasse

### **Zürich: Weststrasse (414m ü. M.)**

Der mobile Messwagen stand, nur durch den Gehsteig abgetrennt, direkt an der Weststrasse (LK 681.81/247.27). Die stark befahrene, zweispurige Einbahnstrasse wird von mehrstöckigen Wohnhäusern begrenzt. Im angrenzenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser sowie Kleinunternehmen und Geschäfte. Der Verkehr wird durch Lichtsignale 80m nach und 30m vor dem Messwagen geregelt. Die durchschnittlich 21'000 Fahrzeuge pro Tag verteilen sich hauptsächlich auf die Zeit von 6 Uhr bis 22 Uhr. Die restliche Zeit ist die Weststrasse für den Durchgangsverkehr gesperrt. Die Verkehrszählung wurde direkt beim Messwagen durch die EMPA durchgeführt. Beim Deckbelag handelt es sich um AB 11 S, Einbaujahr 1995/98. Fig. 2.12 zeigt ein Bild der Weststrasse mit dem Messfahrzeug.



Fig. 2.12: Messwagen an der Weststrasse 74

### **Zürich: Schimmelstrasse (414m ü. M.)**

Der mobile Messwagen des UGZ (Umwelt- und Gesundheitsamt der Stadt Zürich) stand auf einem nur durch den Gehsteig abgetrennten Parkplatz direkt an der Schimmelstrasse (LK 681.96/247.25). Die mit rund 27'000 Fahrzeugen/Tag stark befahrene, dreispurige Einbahnstrasse wird von mehrstöckigen Wohnhäusern begrenzt. Die Messstelle ist aber in Richtung der Kreuzung mit der Birmensdorferstrasse relativ offen. Unmittelbar auf der Höhe der Messstelle befindet sich die Lichtsignalanlage, welche die Einfahrt der Schimmelstrasse auf die Kreuzung regelt. Im angrenzenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser sowie, in einem Graben versenkt, eine Eisenbahnlinie. Messungen dieser Messstelle wurden bereits im Rahmen eines Forschungsprojekts des NFP41 provisorisch ausgewertet und lieferten die Grundlagen für die ersten provisorischen Abschätzungen des BUWAL für die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung. Anders als bei den ersten Messungen an diesem Standort in den Jahren 1998/1999, befanden sich während der Messkampagne 2002 die Messpunkte für Partikel und Stickoxide an der gleichen Stelle. Folgende Beläge wurden 1991 im Bereich der Messstelle eingebaut: TA 16S (Abbiegspur Richtung Birmensdorferstrasse) und AB 20 Olexobit.

### **2.3.2 Charakterisierung der Verkehrssituationen an den Messstellen**

Tabelle 2.5 gibt einen Überblick über die von der Sektion Verkehr des BUWAL für die einzelnen Messorte abgeschätzten Emissionsfaktoren. Diese Abschätzung erfolgte basierend auf den vom BUWAL im "Handbuch Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs" publizierten Emissionsfaktoren (BUWAL, 2000; INFRAS, 1999) unter Berücksichtigung neuerer, im Zuge der Aktualisierung des Handbuchs gewonnener Erkenntnisse, besonders bezüglich der Emissionen

von Stickoxiden aus dem Schwerverkehr (Jenk, 2003; UBA, 2003). Die Emissionsfaktoren für die Sammelkategorien leichte Motorwagen (LMW) und schwere Motorwagen (SMW) wurden aus den Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugkategorien, gewichtet mit der jeweiligen Fahrleistung jeder Kategorie errechnet (Tab. 2.6). Es liegen für die gewählten Messorte (und die in Tab. 2.5 tabellierten Emissionsfaktoren) folgende Annahmen über die Verkehrssituation zu Grunde:

#### *Verkehrssituation "Aathal"*

Bezugsjahr: 2000  
Verkehrssituation: HVS1 (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse, vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen, LMW= 53 km/h, SMW: 47 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 0%

#### *Verkehrssituation "Birrhald" (flüssiger Verkehr)*

Bezugsjahr: 2001  
Verkehrssituation: AB\_120 (Autobahn, Tempolimit 120 km/h, LMW= 116 km/h, SMW: 86 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 0%

#### *Verkehrssituation "Birrhald" (stockender Verkehr)*

Bezugsjahr: 2001  
Verkehrssituation: 70% des Verkehrs: AB\_120 (Autobahn, Tempolimit 120 km/h)  
30% des Verkehrs: IO\_HVS3, LMW= 31 km/h, SMW: 28 km/h  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 0%

Diese Verkehrssituation trat zeitweise werktags in den Morgenstunden auf und war charakterisiert durch stockenden Kolonnenverkehr in Richtung Zürich und normalen Verkehr in Richtung Bern.

#### *Verkehrssituation "Humlikon"; A4*

Bezugsjahr: 2001  
Verkehrssituation: Autostrasse AS\_80 (Autostrasse, Tempolimit 100 km/h, LMW= 86 km/h, SMW: 82 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 0%

#### *Verkehrssituation "Humlikon"; S6*

Bezugsjahr: 2001  
Verkehrssituation: AO\_HVS1 (Autostrasse, Tempolimit 80 km/h, LMW= 77 km/h, SMW: 72 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 0%

#### *Verkehrssituation "Schimmelstrasse"*

Bezugsjahr: 2002  
Verkehrssituation: IO\_LSA3 (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse mit Lichtsignalanlage, mittlere Störungen, LMW= 24 km/h, SMW: 23 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 30%

*Verkehrssituation "Rosengartenstrasse"; Fahrspuren mit Steigung*

Bezugsjahr: 2002  
Verkehrssituation: IO\_HVS1 (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse, vorfahrtsbe-  
rechtigt, geringe Störungen LMW= 53 km/h, SMW: 38  
km/h)  
Längsneigung: 8% Steigung  
Kaltstartanteil: 10%

*Verkehrssituation "Rosengartenstrasse"; Fahrspuren mit Gefälle*

Bezugsjahr: 2002  
Verkehrssituation: IO\_HVS1 (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse, vorfahrtsbe-  
rechtigt, geringe Störungen LMW= 53 km/h, SMW: 42  
km/h)  
Längsneigung: 8% Gefälle  
Kaltstartanteil: 10%

*Verkehrssituation "Weststrasse"*

Bezugsjahr: 2002  
Verkehrssituation: IO\_HVS3 (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse mit Lichtsignal-  
anlage, starke Störungen, LMW= 31 km/h, SMW: 29 km/h)  
Längsneigung: 0%  
Kaltstartanteil: 30%

Tab. 2.4: Gemessene mittlere Verkehrsfrequenzen während der ausgewerteten Stunden der Messkampagnen

Messort	LMW/h	SMW/h	Total Fz./h	% SMW
Aathal	1102	71	1173	6.1
Birrhald (flüssiger Verkehr)	2495	265	2760	9.6
(stockender Verkehr)	3095	467	3562	13.1
Humlikon	1471	210	1681	12.5
davon A4	1243	182	1425	12.8
davon S6	228	28	256	10.9
Rosengartenstrasse	2741	168	2909	5.8
davon aufwärts	1456	89	1545	5.8
davon abwärts	1285	79	1364	5.8
Schimmelstrasse *)	1074	80	1154	6.9
Weststrasse	1014	66	1080	6.1

\*) Verkehrszählung im Rahmen des NFP41-Projekts (1998/1999), welche als Abschätzung des Verkehrs für die Messungen 2002 verwendet wurden.

Tab. 2.5: Vom BUWAL geschätzte Emissionsfaktoren (mg/km) für die gewählten Messorte (BUWAL, 2000; BUWAL, 2001; INFRAS, 1999; Jenk, 2003; UBA, 2003).

	PM10 <sup>*)</sup>	PM10 <sup>*)</sup>	PM1	PM1	NOx	NOx	CO	CO
	LMW	SMW	LMW	SMW	als NO <sub>2</sub>	als NO <sub>2</sub>	LMW	SMW
Aathal	59.0	937	13.5	283	290	9088	1127	2171
Birrhald (flüssiger Verkehr)	62.1	829	16.6	176	589	8662	2203	1133
Birrhald (stockender Verkehr)	61	902	15	248	527	9102	2130	1258
Humlikon A4	55.7	839	10.2	185	372	8186	1132	1267
Humlikon S6	54.5	858	9.1	205	304	8286	916	1316
Zürich, Schimmelstrasse	56.7	1102	12.1	449	394	13378	3547	4180
Zürich, Rosengartenstrasse (steigend)	79.0	1145	34.0	491	714	24207	3320	3716
Zürich, Rosengartenstrasse (fallend)	55.0	926	10.7	272	69	5622	1124	2099
Zürich, Weststrasse	55.5	996	10.9	342	353	12332	3272	3494

<sup>\*)</sup> Die Abschätzungen für PM10 basieren auf einer einzigen Messkampagne an der Schimmelstrasse 1999 und sind nicht situationsspezifisch. Zudem waren die Ansaugstellen für die Stickoxidmessungen und die Partikelmessungen nicht exakt am selben Ort, was die Unsicherheit bei der Berechnung der Verdünnung und damit der Abschätzung der PM10-Emissionsfaktoren noch zusätzlich erhöht.

Tab 2.6: Für die Gewichtung der einzelnen Fahrzeugkategorien verwendete Fahrleistungen

Fahrzeugkategorie	Aathal [FzKm]	Birrhald Humlikon [FzKm]	Rosengartenstrasse Schimmelstrasse Weststrasse [FzKm]
Personenwagen (Benzin)	13'650'178'112	13'775'166'297	14'775'364'072
Personenwagen (Diesel)	1'220'533'717	1'231'709'564	1'143'556'835
Lieferwagen (Benzin)	678'871'227	700'954'606	663'172'575
Lieferwagen (Diesel)	417'961'770	433'512'639	412'000'922
Motorräder	269'411'571	272'631'942	491'741'422
Motorfahrräder	0	0	260'732'290
<b>LMW</b>	16'236'956'397	16'413'975'047	17'746'568'116
schwere Nutzfahrzeuge	1'225'341'357	1'188'609'694	459'016'186
Reisebusse	56'095'354	58'145'032	26'266'976
Linienbusse	0	0	129'001'252
<b>SMW</b>	1'281'436'711	1'246'754'726	614'284'414

## 2.4 Qualitätssicherung und Messunsicherheiten

### 2.4.1 Kalibration der Messgeräte

Da für die Auswertungen in diesem Projekt relativ geringe Differenzen zwischen zwei Messgeräten interpretiert werden, kommt der exakten Kalibration der Geräte grosse Bedeutung zu. Insbesondere ist es entscheidend, die Messgeräte der beiden Messstationen durch Abgleich mit einem einheitlichen Standard exakt aufeinander abzustimmen.

Diesem Erfordernis wird durch häufige Kalibrationen (in der Regel 14-täglich) der beiden Messfahrzeuge mit mobilen Kalibriergasen, resp. identischen Kalibrierfolien (Betameter) Rechnung getragen.

### 2.4.2 Messunsicherheit der Konzentrationsdifferenzen

Zur Bewertung der Signifikanz der oft geringen auszuwertenden Differenzen ist die Bestimmung der Messunsicherheiten für die Schadstoffmessungen wichtig. Die Messunsicherheiten U95% (=95%-Vertrauensbereich) für die einzelnen Monitore wurden durch parallele Messungen mit beiden Messfahrzeugen am selben Ort (Gelände der EMPA Dübendorf) ausgehend von den Standardabweichungen aus Doppelbestimmungen  $s_D$  gemäss Gleichung (11) ermittelt.

$$s_D = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{i1} - x_{i2})^2}{2n}} \quad (11)$$

$x_{i1}; x_{i2}$ : Parallele Messwerte von Gerät 1 und 2 (z.B. Stundenmittel)  
 $n$ : Anzahl Wertepaare

Auf Basis der 60-Minutenwerte ergaben sich die in Tabelle 2.7 angegebenen Resultate.

Tab. 2.7: Mittelwerte während der Parallelmessungen in Dübendorf sowie Standardabweichungen aus Doppelbestimmungen  $s_D$  und U95% für einzelne Stundenwerte

Messparameter	Mittelwert Gerät 1	Mittelwert Gerät 2	$s_D$	U95% für Einzelwerte
PM10 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	16.6	17.4	2.1	4.2
PM1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	8.0	8.0	2.9	5.8
CPC (Part./ $\text{cm}^3$ )	25998	22831	2893	5786
NOx ( $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ )	92.7	93.1	3.1	6.2

Es hat sich gezeigt, dass die Messunsicherheiten für die Differenzen von PM10 und PM1 einzelner Stundenwerte im Vergleich zu den durchschnittlich gemessenen Differenzen z.T. sehr hoch sind. Dies bedeutet, dass die Auswertung einzelner oder nur weniger Stundenwerte keinen Sinn macht und nur Mittelwerte über eine grössere Anzahl von Stundenwerten zu einigermaßen sicheren Ergebnissen führen. Um abzuschätzen, wie sich die Messunsicherheiten mittlerer Differenzen mehrerer ( $n$ ) Stundenwerte gegenüber den Differenzen einzelner Stundenwerte verringern, müssen die Messunsicherheiten vom Typ A (früher als zufällige Fehler bezeichnet) und vom Typ B (früher systematische Messfehler) separiert werden (Gleichung (12)). Es ist zu beachten, dass in diesem Projekt, wo vor allem die Differenzen zweier Messgeräte interessieren, diejenigen Fehler, die beide Messgeräte in gleicher Weise betreffen, nicht von Bedeutung sind. Dagegen sind die Typ B-Fehler baugleicher

Geräte zu berücksichtigen, d.h. abzuschätzen. Wie Gleichung (11) zeigt, sind diese Typ B-Fehler in  $s_D$  bereits enthalten. Tabelle 2.8 zeigt die geschätzte Aufteilung der Messunsicherheiten sowie (als Beispiel) die berechneten Messunsicherheiten für den Mittelwert von 24 einzelnen Stundenwerten. Ebenfalls angegeben werden die letztlich am meisten interessierenden, nach Gleichung (13) berechneten Messunsicherheiten für Differenzen zweier solcher Mittelwerte. Im Falle des Lee-Luv-Konzepts darf davon ausgegangen werden dass die tatsächlichen Messunsicherheiten geringer sind, da Lee- und Luvseite der Strasse abwechseln und sich daher die Typ B-Fehler zumindest teilweise kompensieren (siehe Abschnitt 3.3).

$$U95\% = \frac{U95\%_{\text{TypA}}}{\sqrt{n}} + U95\%_{\text{TypB}} \quad (12)$$

n Anzahl der zur Mittelung verwendeten Messwerte

$$U95\%(\text{Differenz}) = \sqrt{2 \cdot U95\%^2} \quad (13)$$

Tab. 2.8: Typ A- und Typ B-Fehler einzelner Stundenwerte sowie nach Gleichung (12) und(13) berechnete Messunsicherheit U95% für einen Mittelwert aus 24 Stundenwerten und für eine Differenz aus zwei aus 24 Stundenwerten gebildeten Mittelwerten

Messparameter	Typ A Fehler	Typ B Fehler	U95% für Mittelwert aus 24 Stundenwerten	U95% für Differenz
PM10 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	3	1	1.6	2.3
PM1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	5	1	2.0	2.9
CPC ( $\text{Part.}/\text{cm}^3$ )	2000	3000	3408	4820
NOx ( $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ )	4	2	2.8	4.0

### 2.4.3 Messunsicherheit der Emissionsfaktoren

Die Messunsicherheiten der Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für die Komponente x können aus den Berechnungsformeln für  $EF_x$  wie folgt abgeschätzt werden:

$$EF_x = \frac{\Delta x \cdot v}{n_{\text{Total}}} \quad \text{wobei:} \quad v = \frac{EF_{\text{LMW,NOx}} \cdot n_{\text{LMW}} + EF_{\text{SMW,NOx}} \cdot n_{\text{SMW}}}{\Delta \text{NOx}} \quad (14)$$

dies kann wie folgt geschrieben werden:

$$EF_x = \frac{\Delta x}{\Delta \text{NOx}} \cdot \left( EF_{\text{LMW,NOx}} \cdot \frac{n_{\text{LMW}}}{n_{\text{Total}}} + EF_{\text{SMW,NOx}} \cdot \frac{n_{\text{SMW}}}{n_{\text{Total}}} \right) \quad (15)$$

Hieraus wird ersichtlich, dass (unter Annahme, dass die Emissionsfaktoren der Stickoxide korrekt sind) noch die Unsicherheiten von  $\Delta x$ ,  $\Delta \text{NOx}$  und der Aufteilung des Verkehrs auf LMW und SMW zu berücksichtigen sind. Die Unsicherheit der absoluten Verkehrsfrequenz spielt hingegen keine Rolle. Aufgrund der manuellen Verkehrszählungen wird die Unsicherheit der Aufteilung auf LMW und SMW mit 2% eingesetzt. Es ergeben sich für die Partikelparameter die in Tab. 2.9 angegebenen Messunsicherheiten für die Emissionsfaktoren pro Fahrzeug. Wie bereits erwähnt, muss für die Aufteilung der Emissionsfaktoren auf LMW und SMW mit

erheblichen weiteren Messunsicherheiten gerechnet werden. Es gelang aber nicht, diese plausibel zu quantifizieren.

Tab. 2.9: Messunsicherheiten in Prozent (95%-Vertrauensbereich) der Emissionsfaktoren pro Fahrzeug

	EF(PM10)	EF(PM1)	EF(PM10-PM1)	EF(CPC)
Aathal	22	70	73	13
Birrhald	17	45	48	3
Humlikon	18	47	50	3
Rosengartenstrasse	39	70	80	10
Schimmelstrasse	14			
Weststrasse	14	50	52	10

## 2.5 Vergleich der PM10-Messungen mit Monitoren mit dem Referenzverfahren

Für die Messdaten der Betameter kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei hoher Luftfeuchte gewisse Artefaktanteile auftreten (zu hohe Werte bei Feuchtigkeit auf dem Filter, zu tiefe Werte, wenn diese Feuchtigkeit bei abnehmender Luftfeuchte wieder verdampft). Da die Luftfeuchte häufig einen deutlichen Tagesgang aufweist, besteht die Gefahr, dass bei Regressionsmodellen auf Stundenwertbasis verfälschte Ergebnisse resultieren können. Hingegen zeigt sich auf Basis Tagesmittelwerte, dass ein sehr guter linearer Zusammenhang zwischen dem eingesetzten Betameter und dem Referenzverfahren für PM10 besteht (Fig. 2.13). Allerdings sind die Steigungen der Regressionsgeraden mit Ausnahme von Birrhard deutlich geringer als 1. Dies ist auf die Verluste flüchtiger Partikelkomponenten auf den leicht beheizten Filtern der Betameter zurückzuführen. Diese verlorenen Anteile bestehen erfahrungsgemäss vor allem aus dem sekundär gebildeten Ammoniumnitrat. Es wird angenommen, dass das an den Messstellen vorhandene Ammoniumnitrat höchstens geringfügig lokal gebildet wird. Die ausgewerteten lokalen Konzentrationsdifferenzen wurden deshalb nicht korrigiert, da die Luv- und Leeseite (resp. Strassen- und Hintergrundstandort) in gleicher Weise von den Verlusten betroffen wird. Dass der Minderbefund der Betameter an der Messstelle Birrhard nicht beobachtet wird, dürfte auf die Tatsache zurückzuführen sein, dass diese Messkampagne im Sommer stattfand und deshalb die Verluste von flüchtigen Anteilen auch die Messungen des Referenzverfahrens betraf.

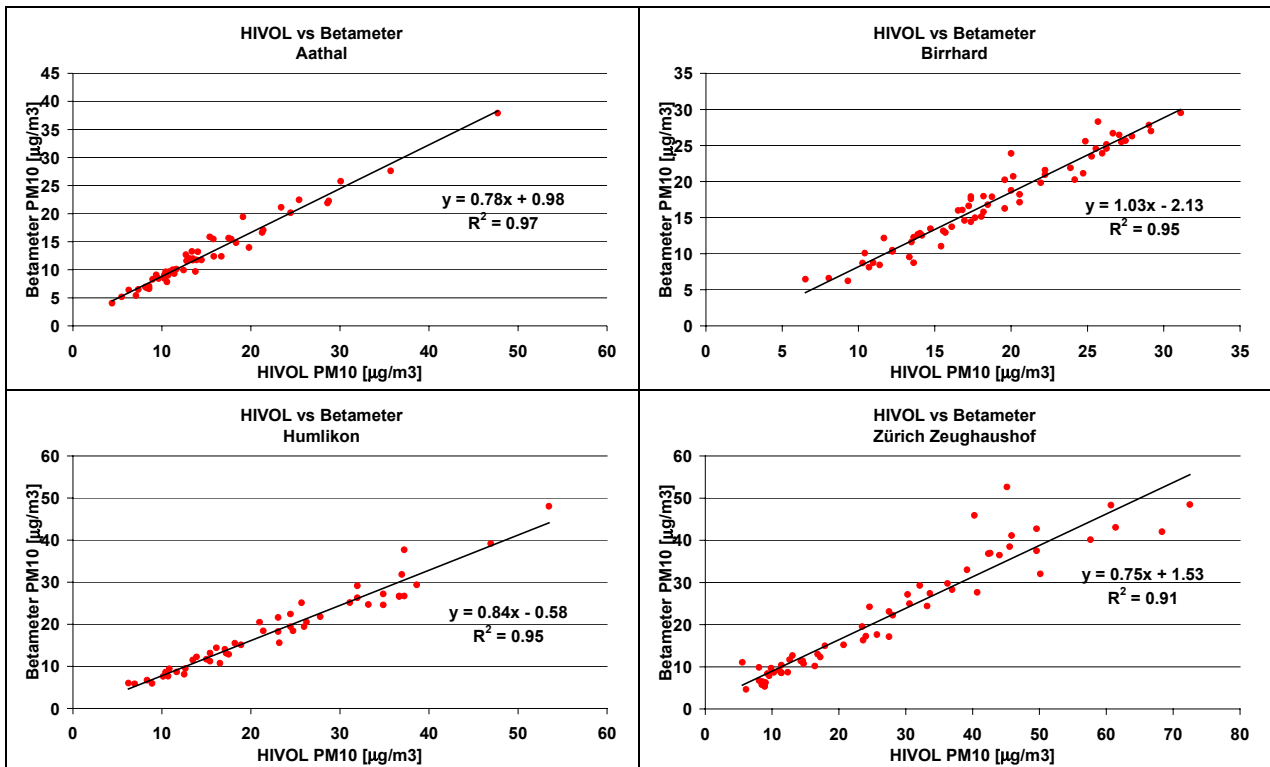


Fig. 2.13: Vergleich der Tageswerte der Betametermessungen mit dem Referenzverfahren (manuelle gravimetrische Messung mit dem DIGITEL High-Volume-Sammler DHA-80)

### 3. Resultate

Die Darstellung der Resultate wird folgendermassen gegliedert. In Kap. 3.1 werden die an den verschiedenen Standorten erhaltenen Konzentrationsdifferenzen und Emissionsfaktoren in vergleichenden Übersichten über alle Standorte gezeigt. In Kap. 3.2 werden zusätzliche Einzelheiten der Messungen und Auswertungen stationsweise dargestellt und diskutiert.

#### 3.1 Übersicht über die Messergebnisse

##### 3.1.1 Durchschnittliche Messwerte und Differenzen

Tab. 3.1 gibt einen Überblick über die an den verschiedenen Standorten gemessenen Konzentrationsdifferenzen Lee-Luv, resp. Strassenstandort-Hintergrundstandort. Die Werte für NO<sub>x</sub> sind als NO<sub>2</sub> berechnet mit dem Umrechnungsfaktor für 9°C und 950 mbar ( $1.86 \times \text{NO}_x$  in ppb). Die angegebenen Werte beziehen sich auf das Mittel während der tatsächlich ausgewerteten Stunden. CPC steht für die mit dem Kondensationspartikelzähler (CPC) gemessene Partikelanzahlkonzentration, BC (Black Carbon) für die mit dem Aethalometer gemessene Russkonzentration. Detailliertere Tabellen über die durchschnittlichen gemessenen Konzentrationen an den einzelnen Messstellen sowie die Verdünnungen und den Verkehr finden sich in Kap. 3.2 zusammen mit Darstellungen von Tages- und Wochenverläufen. Fig. 3.1 zeigt einen Überblick über die relativen Differenzen, wobei die durchschnittlichen Konzentrationen des Luv- resp. Hintergrundstandorts als 100% dargestellt werden.

Tab. 3.1: Mittlere gemessene Konzentrationsdifferenzen Lee-Luv, resp. Strassenstandort-Hintergrundstandort

Messtelle	$\Delta\text{PM}_{10}$ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	$\Delta\text{PM}_1$ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	$\Delta\text{NO}_x$ [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	$\Delta\text{CO}$ [ppm]	$\Delta\text{CPC}$ [P/cm <sup>3</sup> ]	$\Delta\text{BC}$ [ $\mu\text{g-equiv}/\text{m}^3$ ]
Aathal/Seegräben	7.1	2.3	86	0.33	36434	1.2
Birrhald (flüssiger Verkehr)	4.1	1.8	66	0.16	63808	0.9
Birrhald (stockender Verkehr)	6.2	3.0	119	0.15	88925	1.5
Humlikon	3.4	1.5	68	0.06	58403	--
Rosengartenstrasse/ Zeughaushof	3.9	2.3	87	0.28	50387	1.5
Schimmelstrasse/ Zeughaushof	12.1	--	85	0.32	--	--
Weststrasse/ Zeughaushof	10.9	3.2	121	0.43	48547	4.2

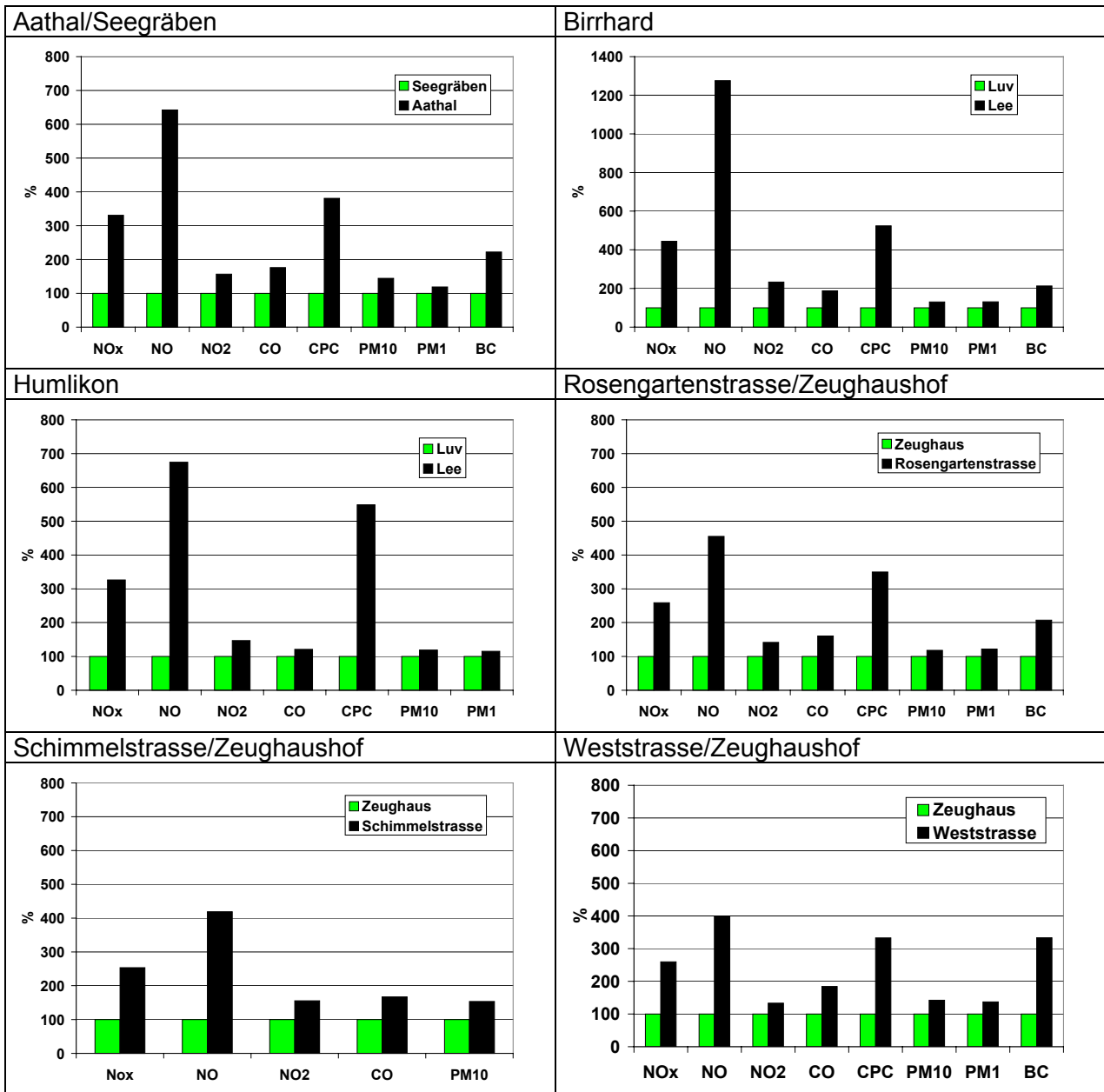


Fig. 3.1: Relative Differenzen (Luv, resp. Hintergrund = 100%)

### 3.1.2 Emissionsfaktoren pro Fahrzeug

Tab 3.2 gibt einen Überblick über die mit dem modifizierten Auswertekonzept nach Kap. 2.2 erhaltenen durchschnittlichen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug jeder untersuchten Station ohne Unterscheidung zwischen LMW und SMW. Zur Information zeigt Tab. 3.4 zusätzlich die durchschnittlichen Anteile schwerer Motorwagen jeder Messstelle. Fig. 3.2 zeigt grafisch den Vergleich der Partikelemissionen des Verkehrs durch Auspuff und Abrieb/Aufwirbelung anhand der gemessenen Emissionsfaktoren für PM1 und PM10-PM1. Leider liegen keine ähnlichen Feldstudien mit Differenzierung zwischen Auspuff- und Abriebsemissionen vor, mit denen sich unsere Ergebnisse direkt vergleichen liessen. Interessant ist, dass Untersuchungen der gesamten Partikelemissionen (PM10) in Deutschland (siehe Kap. 4) zu recht ähnlichen Werten gelangen. Es scheint zudem plausibel, dass die Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung nicht in einfacher Weise nur von den Fahrzeugfrequenzen abhängen. Insbesondere der Zustand der Fahrbahn und des Strassenrands können eine grosse Rolle spielen. 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 (z.B. Leipzig, Lütznertstrasse, siehe Kap. 4). In einigen der folgenden Tabellen werden neben den Emissionsfaktoren für PM10, PM1 und PM10-PM1 auch die in analoger Weise berechneten Emissionsfaktoren für die mit dem Kondensationspartikelzähler (CPC) gemessene Partikelanzahl EF(CPC), Kohlenmonoxid EF(CO) und den mit dem Aethalometer gemessenen Russ (Black Carbon) EF(BC) angegeben. Bei letzteren ist zu beachten, dass sich die hier anfallenden sogenannten Russäquivalente nur sehr bedingt mit den gravimetrischen PM1-Werten vergleichen lassen.

Tab. 3.2: Emissionsfaktoren (EF) pro Fahrzeug ohne Unterscheidung zwischen LMW und SMW

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10-PM1) mg/km	EF (CPC) 10 <sup>14</sup> P/km	EF (CO) mg/km	EF (BC) mg equiv/km
Aathal	67	23	44	4.1	3266	6.6
Birrhald (flüssiger Verk.)	83	33	50	13.4	3642	19
Birrhald (stockender Verk.)	118	65	53	14.4	2032	25
Humlikon (A4 und S6)	71	34	37	12.2	1115	--
Rosengartenstrasse	56	34	22	8.2	4064	23
Schimmelstrasse 2002 *)	184	42**)	142	--	4418	--
Weststrasse	104	29	75	4.5	3908	40

\*) Messdaten UGZ-Zürich 2002, Verkehrsdaten Schimmelstrasse 1999

\*\*\*) keine PM1-Messungen; EF(PM1) mit Hilfe der Emissionsfaktoren des Handbuchs nach Formel (10) berechnet.

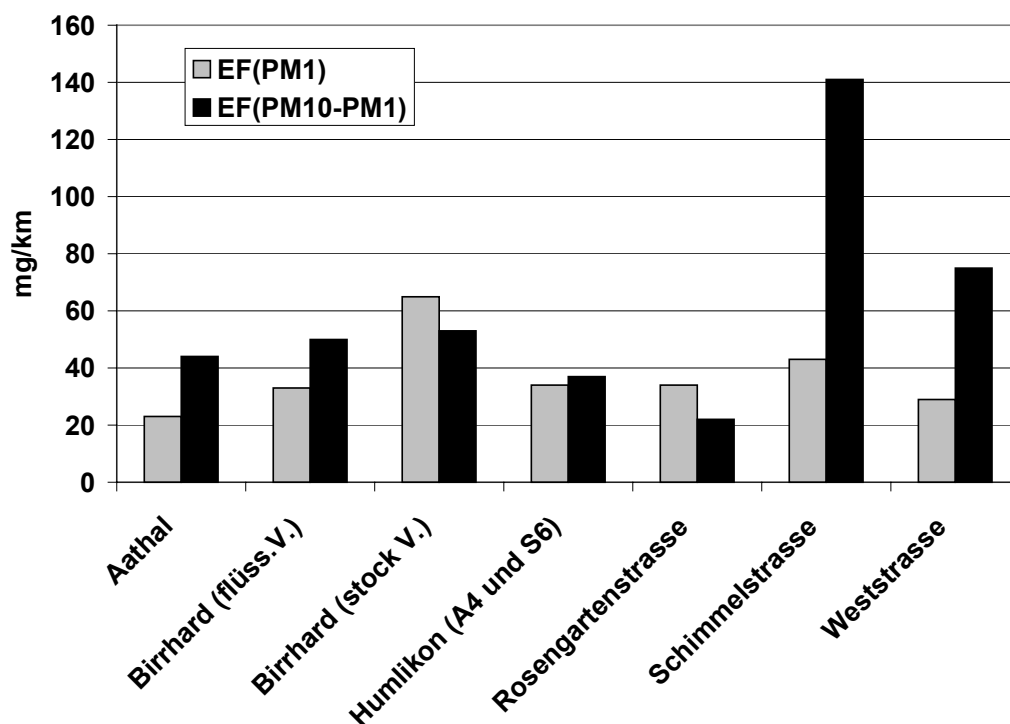


Fig. 3.2: Vergleich der Partikelemissionen des Verkehrs durch Auspuff und Abrieb/Aufwirbelung anhand der gemessenen Emissionsfaktoren für PM1 und PM10-PM1 aus Tab. 3.2.

Wie in Kap. 2.4 detailliert ausgeführt, ergibt die Berechnung der Messunsicherheiten insbesondere für EF(PM1) wegen der nur geringen Konzentrationsdifferenzen ( $\Delta$ PM1) teilweise recht hohe Werte von über 50%. Es ist deshalb wichtig (und beruhigend), dass die durch

Feldmessung gewonnenen EF(PM1) verglichen mit den völlig unabhängig durch Labormessungen ermittelten direkten Auspuffemissionen (siehe Tab. 3.3) nur mässig abweichen. Tabelle 3.3 zeigt, welche Auswirkungen der Ersatz der gemessenen EF(PM1) durch die EF(PM1) des Handbuchs auf die EF(PM10-PM1), also die Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung hätten. Im Vergleich zu den Messunsicherheiten, die aus der Fehlerrechnung erwartet werden mussten, sind auch hier die Abweichungen deutlich geringer.

Tab. 3.3: Emissionsfaktoren (EF) pro Fahrzeug ohne Unterscheidung zwischen LMW und SMW; EF(PM1) Handbuchwerte statt gemessene Werte (in Klammern, Abweichungen von den entsprechenden Werten mit gemessenem EF(PM1))

	EF (PM10) gemessen mg/km	EF (PM1) Handbuch mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	67	30 (+ 7)	37 (- 7)
Birrhald (flüssiger Verk.)	83	32 (- 1)	51 (+ 1)
Birrhald (stockender Verk.)	118	45 (-20)	73 (+20)
Humlikon (A4 und S6)	71	32 (- 2)	39 (+ 2)
Rosengartenstrasse	56	43 (+ 9)	13 (- 9)
Weststrasse	104	31 (+ 2)	73 (- 2)

Tab. 3.4: Mittlere SMW-Anteile an den Messstellen

	%SMW
Aathal	6.0
Birrhald (flüssiger Verk.)	9.6
Birrhald (stockender Verk.)	13.2
Humlikon (A4 und S6)	12.5
Rosengartenstrasse	5.8
Schimmelstrasse 2002	6.9
Weststrasse	6.1

### Emissionen pro Fahrzeug aus CO-Verdünnung berechnet

Wie in Kapitel 2.1 bereits erwähnt, lassen sich die Emissionsfaktoren statt aus den NOx-Konzentrationsdifferenzen grundsätzlich auch aus den CO-Konzentrationsdifferenzen ermitteln, wenn statt der NOx-Emissionsfaktoren diejenigen für CO als bekannt vorausgesetzt werden. Aus den ebenfalls bereits erwähnten Gründen erscheint dieser Weg allerdings bedeutend ungünstiger und erlaubt zudem später keine Differenzierung nach LMW und SMW. Trotzdem wurden dort, wo genügend Messdaten vorlagen, die EF/Fz versuchsweise auch auf diese Weise bestimmt um zu prüfen, ob auf diese Weise Emissionsfaktoren in gleicher Grössenordnung erhalten werden. Im Humlikon erlaubten die sehr tiefen CO-Differenzen allerdings keine aussagekräftigen Auswertungen. Ein Vergleich der so erhaltenen und in Tab. 3.5 tabellierten EF/Fz mit den entsprechenden Werten aus NOx-Verdünnung (Tab. 3.2) zeigt generell tiefere EF mit dem CO-Ansatz (meist etwa um den Faktor 1.5-2). Dies wird auch durch die in Tab. 3.6 und 3.7 dargestellten Vergleiche der aus NOx-Verdünnung berechneten CO-Emissionsfaktoren, resp. der aus CO-Verdünnung berechneten NOx-Emissionsfaktoren verdeutlicht. Dies bedeutet, dass die Relation zwischen den zur Berechnung der Verdünnung verwendeten EF(NOx) und EF(CO) nicht genau stimmte, d.h. dass tendenziell das Verhältnis EF(NOx)/EF(CO) zu hoch war. Angesichts der bedeutend ungünstigeren Voraussetzungen für den CO-Ansatz wird für die weitere Diskussion der Daten den Emissionsfaktoren aus dem NOx-Ansatz der Vorzug gegeben.

Tab. 3.5: Aus CO-Verdünnung berechnete Emissionsfaktoren (EF) pro Fahrzeug ohne Unterscheidung zwischen LMW und SMW

	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10 -PM1) mg/km	EF (CPC) 10 <sup>14</sup> P/km	EF (NOx) mg/km	EF (BC) mg equiv/km
Aathal	27	9	18	1.4	281	4
Birrhald (flüssiger Verk.)	67	30	37	7.2	735	--
Rosengartenstrasse	30	18	12	4.4	743	15
Weststrasse	89	23	66	3.4	828	--

Tab. 3.6: Vergleich der mit NOx-Verdünnung ermittelten CO-Emissionsfaktoren (EF gemessen) mit denen des Handbuchs (EF Handbuch)

	EF(CO) Handbuch [mg/km]	EF(CO) gemessen [mg/km]
Aathal	1190	3266
Birrhald (flüssiger Verk.)	2100	3642
Rosengartenstrasse	2262	4064
Weststrasse	3286	3908

Tab. 3.7: Vergleich der mit CO-Verdünnung ermittelten NOx-Emissionsfaktoren (EF gemessen) mit denen des Handbuchs (EF Handbuch)

	EF(NOx) Handbuch [mg/km]	EF(NOx) gemessen [mg/km]
Aathal	818	281
Birrhald (flüssiger Verk.)	1364	735
Rosengartenstrasse	1234	743
Weststrasse	1084	828

### Emissionen pro Fahrzeug bei Regen (aus NOx-Verdünnung berechnet)

Insbesondere für die durch Strassenabrieb und Aufwirbelung verursachten Emissionen muss geprüft werden, ob für nasse oder trockene Fahrbahnen Unterschiede zu beobachten sind. In Tab. 3.8 werden für die Standorte, für welche genügend Daten vorlagen, die Emissionsfaktoren pro Fahrzeug getrennt für trockene Fahrbahn und nasse Fahrbahn angegeben. Trockene Fahrbahn wurde für diejenigen Stunden angenommen, wenn kein Niederschlag gemessen wurde, nasse Fahrbahn, wenn mehr als 0.1 mm Regen gemessen wurde. Neben den Partikelparametern wurde diese Auswertung im Sinne eines Plausibilitätstests auch für die EF(CO) durchgeführt, wo eigentlich kein Effekt auftreten sollte. Tatsächlich ist für die EF(CO) kein Einfluss von Regen feststellbar. Für Aathal ist kein Einfluss des Regens auf die PM-Emissionsfaktoren feststellbar. Die Resultate der Rosengartenstrasse sind angesichts der erhöhten Unsicherheit der PM1-Differenzen (siehe Kap. 3.2.4) nicht schlüssig zu interpretieren. An der Weststrasse scheinen die Emissionsfaktoren von PM10 und entsprechend auch von PM10-PM1 bei Regen deutlich geringer.

Tab. 3.8: Partikel-Emissionsfaktoren (EF) pro Fahrzeug bei trockenem Wetter und bei Regen

	Fahrbahn	EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10 -PM1) mg/km	EF (CPC) 10 <sup>14</sup> P/km	EF (BC) mg equiv/km	EF (CO) mg/km
Aathal	trocken	65	23	42	4.4	13	3322
	nass	63	22	41	3.9	15	3281
Rosengartenstrasse	trocken	57	36	21	8.3	24	4057
	nass	46	16	30	7.9	18	4294
Weststrasse	trocken	109	29	80	4.4	39	3937
	nass	69	28	41	5.1	43	3704

### 3.1.3 Aufteilung der Emissionsfaktoren für LMW und SMW

Aus den in Kapitel 2 näher ausgeführten Gründen erweist sich die Aufteilung der totalen Emissionen auf LMW und SMW für PM10 und PM1 als sehr schwierig. Trotzdem wurde versucht, mit den in Kap. 2 beschriebenen Konzepten die Emissionsfaktoren von LMW und SMW zu differenzieren. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse dieser Versuche dargestellt. Die Resultate müssen aber generell als recht unsicher beurteilt werden und es gelang auch nicht, diese Unsicherheiten zu quantifizieren. Tab. 3.9 zeigt die Resultate der mit dem Modell gemäss Kap. 2.2 vorgenommenen Differenzierung nach LMW und SMW. Die Messdaten von der Weststrasse konnten erfreulicherweise mit dem in Kap. 2.1 beschriebenen Modell basierend auf Stundenwerten ausgewertet werden (Tab. 3.10). Tab 3.11 zeigt die Emissionsfaktoren für die mit CPC gemessenen Partikelanzahlen und soweit gemessen für Russ (Black Carbon), welche mit dem Konzept auf Stundenwertbasis (Kap. 2.1) ausgewertet werden konnten. Für letztere muss darauf hingewiesen werden, dass die als Russäquivalente (eq mg/km) ausgewiesenen Emissionsfaktoren nicht normierten Russbestimmungen entsprechen, sondern lage-, orts- und saisonbedingte Abweichungen davon aufweisen können. Im Vergleich zu den aus den entsprechenden Werten für EF(PM1) des Handbuchs (Details siehe Kap. 3.1.4) ergeben sich aus der statistischen Auswertung für Humlikon und Weststrasse wenig plausible Aufteilungen auf LMW und SMW trotz sehr guter Übereinstimmung der EF(PM1)/Fahrzeug. Für Schimmelstrasse liegen keine PM1-Messungen vor. Da aber die EF(PM1) einen direkten Einfluss auf die Berechnung der EF(PM10-PM1) haben, sind auch diese von allenfalls falschen Werten für EF(PM1) betroffen. Tab. 3.12 zeigt die PM-Emissionsfaktoren, welche erhalten werden, wenn statt der aus den Messungen ermittelten EF(PM1) diejenigen des Handbuchs verwendet werden.

Tab. 3.9: Emissionsfaktoren (mg/km) für PM10 und PM1 mit Modell gemäss Kap. 2.2

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km	EF (CPC) 10 <sup>14</sup> P/km
Aathal	LMW	46	13	33	0.8
	SMW	394	187	207	57
Birrhald (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16	47	7.1
	SMW	267	193	74	71
Humlikon	LMW	33	26	7	3.1
	SMW	344	100	244	77
Rosengartenstrasse	LMW	30	13	17	1.6
	SMW	496	381	115	120
Schimmelstrasse 2002 *) Verkehr: Schimmelstrasse 1999	LMW	104	12	92	--
	SMW	1268	449	819	--

\*) Schimmelstrasse: *kursiv angegebene Emissionsfaktoren*: Mit Hilfe der vom BUWAL geschätzten EF(PM1) berechnet, da keine PM1 Messungen zur Verfügung stehen.

Tab. 3.10 Emissionsfaktoren für PM10 und PM1 mit Modell gemäss Kap. 2.1

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Weststrasse	LMW	49	6	43
	SMW	703	405	298

Tab. 3.11: Emissionsfaktoren für CPC und BC berechnet aus Stundenwerten gemäss Konzept in Kap. 2.1

		EF (CPC) $10^{14}$ P/km	EF (BC) mg equiv/km
Aathal	LMW	0.4	3.0
	SMW	50	138
Birrhard	LMW	6.5	8.9
	SMW	69	100
Humlikon	LMW	3.0	
	SMW	69	
Rosengartenstrasse	LMW	1.0	3.2
	SMW	113	376
Weststrasse	LMW	1.0	10
	SMW	54	425

Tab. 3.12: Emissionsfaktoren (mg/km) für PM10-PM1 aus gemessenen EF(PM10) und EF(PM1) des Handbuchs

		EF (PM10) mg/km	EF (PM1) mg/km	EF(PM10- PM1) mg/km
Aathal	LMW	46	13.5	33
	SMW	394	283	111
Birrhard (flüssiger Verkehr)	LMW	63	16.6	46
	SMW	267	176	91
Humlikon	LMW	33	10	23
	SMW	344	188	156
Rosengartenstrasse	LMW	30	22	8
	SMW	496	382	114
Schimmelstrasse 2002 Verkehr: Schimmelstrasse 1999	LMW	104	12.1	92
	SMW	1268	449	819
Weststrasse	LMW	49	10.9	38
	SMW	703	342	361

### 3.1.4 Vergleich der PM-Emissionsfaktoren mit den erwarteten Werten (Handbuch)

#### PM-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug

Tab. 3.13 zeigt in den zwei vorderen Datenspalten einen Vergleich der aus den Feldmessungen ermittelten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für PM<sub>10</sub>, PM<sub>1</sub> und PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub> mit den aufgrund der Abschätzungen des Handbuchs erwarteten Werten. Die erwarteten Werte wurden für jede Messstation durch gewichtete Addition der separaten Angaben des Handbuchs für LMW und SMW (Tab. 2.5) und den gemessenen Anteilen an LMW und SMW berechnet.

Für die Emissionsfaktoren von PM<sub>1</sub> ergibt sich mit Ausnahme von Birrhard (stockender Verkehr) eine durchaus befriedigende Übereinstimmung. Da sich die Auswertung für Birrhard (stockender Verkehr) auf nur rund 50 Stundenwerte stützen kann und zudem die Situation stockender Verkehr recht variabel und schlecht definiert ist, erstaunt die Differenz von etwa 25% kaum.

Bei den in Fig. 3.3-3.5 dargestellten Vergleichen haben diejenigen der EF(PM<sub>10</sub>) und EF(PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub>) mit den aus dem Handbuch hergeleiteten Abschätzungen eher orientierenden Charakter, da die Werte des Handbuchs für EF(PM<sub>10</sub>) sich nur auf eine einzige, eher problematische Messkampagne stützen (siehe Fussnote zu Tab. 2.5) und deshalb sehr provisorisch sind. An den Standorten Aathal, Birrhard, Humlikon und Rosengartenstrasse liegen die EF(PM<sub>10</sub>) aus den Messungen tiefer, an der Schimmelstrasse höher als die Handbuchwerte. An der Weststrasse zeigt sich eine gute Übereinstimmung.

#### PM-Emissionsfaktoren nach LMW und SMW differenziert

Die hinteren Datenkolonnen von Tab. 3.13 vergleichen die nach LMW und SMW differenzierten Emissionsfaktoren mit denjenigen des Handbuchs. Diese Vergleiche sind aus Fig. 3.6 auch grafisch ersichtlich.

Für die EF(PM<sub>10</sub>) und EF(PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub>) erübrigt sich eine nähere Diskussion, da sowohl die aus den Messungen erhaltenen Emissionsfaktoren, wie auch diejenigen des Handbuchs sehr unsicher sind. Interessanter stellt sich der Vergleich für die EF(PM<sub>1</sub>) dar, wo die Handbuchwerte auf relativ soliden Emissionsmessungen beruhen. Es zeigt sich eine nicht allzu schlechte Übereinstimmung mit den aus den Messungen erhaltenen EF(PM<sub>1</sub>). Ausnahmen sind die Standorte Humlikon und Weststrasse, wo die aus den Messdaten erhaltenen Aufteilungen von PM<sub>1</sub> auf LMW und SMW offensichtlich unplausibel sind. Es erscheint angezeigt, für die Abschätzung der PM-Emissionsfaktoren von LMW und SMW die PM<sub>1</sub>-Emissionsfaktoren des Handbuchs zu verwenden (Tab. 3.12).

Tab. 3.13: Vergleich der aus NO<sub>x</sub>-Verdünnung ermittelten Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub>, PM<sub>1</sub> und PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub> (gem.) mit den Abschätzungen des BUWAL (BUWAL, 2000; BUWAL, 2001; INFRAS, 1999; Jenk, 2003)

<b>PM<sub>10</sub></b>	EF/Fz	EF/Fz	EF(LMW)	EF(LMW)	EF(SMW)	EF(SMW)
	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL
Aathal	67	112	46	59	394	937
Birrhald (flüss.V.)	83	136	63	62	267	829
Birrhald (stock V.)	118	170		61		902
Humlikon (A4 und S6)	71	154	33	56	344	842
Rosengartenstrasse	56	123	30	67	496	1036
Schimmelstrasse	184	130	104	57	1268	1102
Weststrasse	104	113	49	56	703	996
<b>PM<sub>1</sub></b>	EF/Fz	EF/Fz	EF(LMW)	EF(LMW)	EF(SMW)	EF(SMW)
	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL
Aathal	23	30	13	13.5	187	283
Birrhald (flüss.V.)	33	32	16	17	193	176
Birrhald (stock V.)	65	45		15		248
Humlikon (A4 und S6)	34	32	26	10	100	188
Rosengartenstrasse	34	43	13	22	381	382
Schimmelstrasse		42		12		449
Weststrasse	29	31	6	11	405	342
<b>PM<sub>10</sub>-PM<sub>1</sub></b>	EF/Fz	EF/Fz	EF(LMW)	EF(LMW)	EF(SMW)	EF(SMW)
	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL	gem.	BUWAL
Aathal	44	82	33	45.5	207	654
Birrhald (flüss.V.)	50	104	47	45	74	653
Birrhald (stock V.)	53	125		46		654
Humlikon (A4 und S6)	37	122	7	46	244	654
Rosengartenstrasse	22	80	17	45	115	654
Schimmelstrasse*)	142	88	92	45	819	653
Weststrasse	75	82	43	45	298	654

\*) *Kursiv gedruckte Werte*: keine PM<sub>1</sub> Messungen an der Schimmelstrasse. EF(gem.) berechnet als EF(PM<sub>10</sub>)gem. – EF(PM<sub>1</sub>)BUWAL

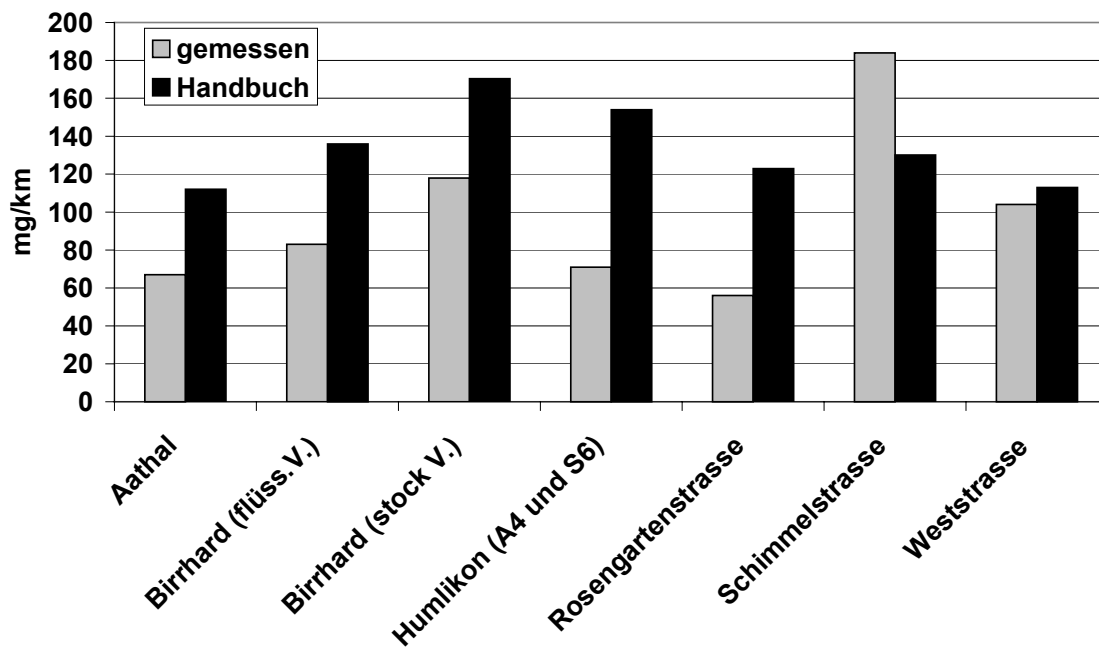


Fig. 3.3: Vergleich der durch Feldmessungen ermittelten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für PM10 (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) mit den aus dem Handbuch berechneten Erwartungswerten

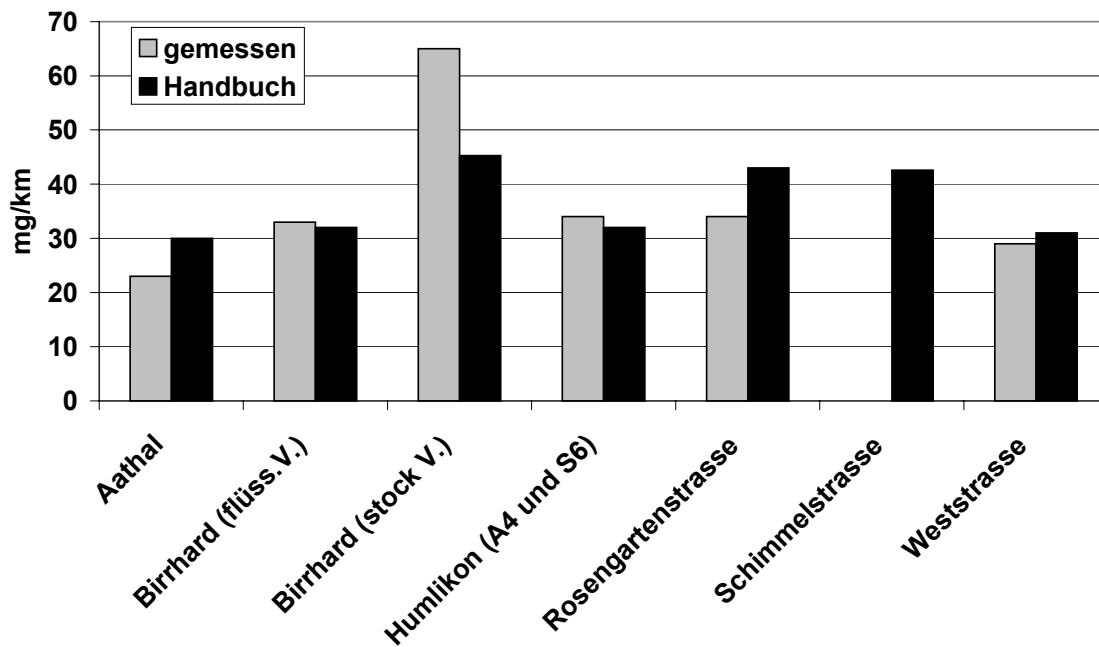


Fig. 3.4: Vergleich der durch Feldmessungen ermittelten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für PM1 (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) mit den aus dem Handbuch berechneten Erwartungswerten

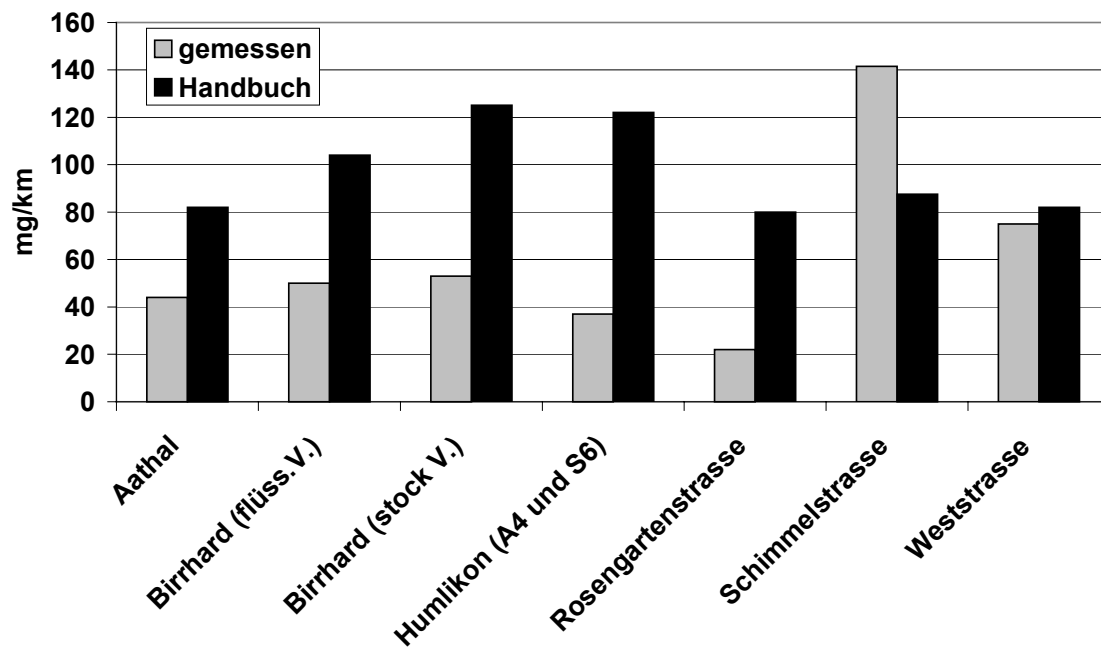


Fig. 3.5: Vergleich der durch Feldmessungen ermittelten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug für PM10-PM1 (ohne Differenzierung nach LMW und SMW) mit den aus dem Handbuch berechneten Erwartungswerten

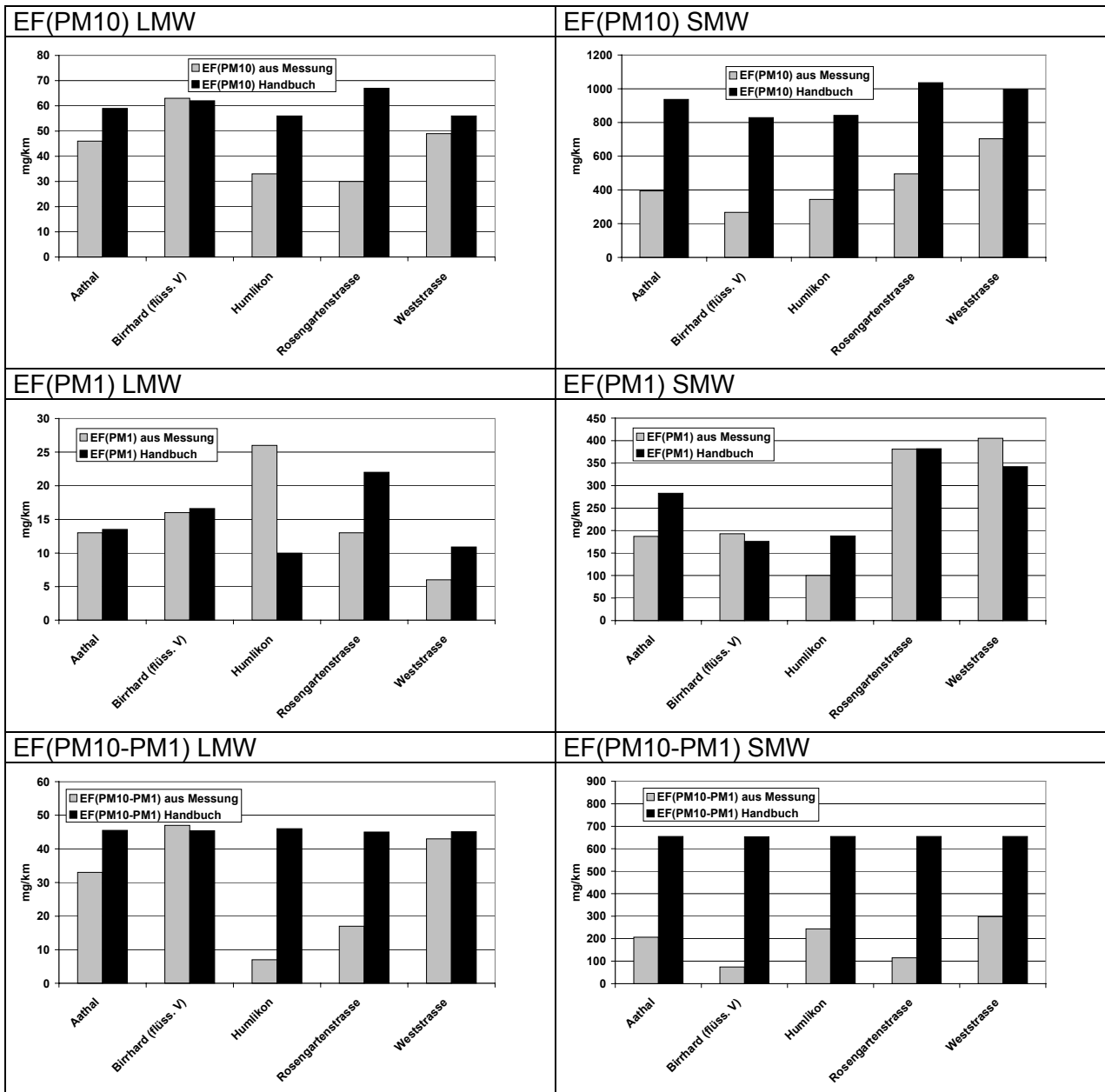


Fig. 3.6: Vergleich der aus den Feldmessungen berechneten PM-Emissionsfaktoren für LMW und SMW mit den Emissionsfaktoren des Handbuchs

### 3.2 Detaillierte Darstellung der Messungen an den einzelnen Standorten

Dieses Kapitel gibt einen detaillierten Überblick über die an den verschiedenen Standorten gemessenen mittleren Konzentrationen und Konzentrationsdifferenzen Lee-Luv, resp. Strassenstandort-Hintergrundstandort. Die Werte für NO<sub>x</sub> sind als NO<sub>2</sub> berechnet mit dem Umrechnungsfaktor für 9°C und 950 mbar ( $1.86 \times \text{NO}_x$  in ppb). Die angegebenen Werte und grafischen Darstellungen beziehen sich auf das Mittel während der tatsächlich ausgewerteten Stunden soweit nichts anderes ausdrücklich vermerkt wird. CPC steht für die mit dem Kondensationspartikelzähler (CPC) gemessene Partikelanzahlkonzentration, BC (Black Carbon) für die mit dem Aethalometer gemessene Russkonzentration.

#### 3.2.1 Messungen in Aathal/Seegräben

Tabelle 3.14 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an den Stationen Aathal (Strasse) und Seegräben (Hintergrund). Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 20. Dezember 2000 – 24. April 2001. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen die Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> war. Der Grund für diese Einschränkung ist aus Gleichung (2) in Kap. 2.1 ersichtlich. Die Berechnung der Verdünnung und der damit zusammenhängenden Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> ist bei zu kleinen NO<sub>x</sub>-Differenzen viel zu unsicher. Es verblieben rund 1800 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.14: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an den Stationen Aathal (Strasse) und Seegräben (Hintergrund)

		Anzahl Stundenwerte	Aathal	Seegräben	Differenz (lokaler Verkehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	1808	122.7	36.7	86.0
NO	ppb	1808	46.2	7.1	39.2
NO <sub>2</sub>	ppb	1808	19.8	12.7	7.1
CO	ppm	1788	0.75	0.42	0.33
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	1645	49452	13018	36434
PM <sub>10</sub>	µg/m <sup>3</sup>	1808	21.7	14.6	7.1
PM <sub>1</sub>	µg/m <sup>3</sup>	1808	10.8	8.5	2.3
BC	eq µg/m <sup>3</sup>	1246	2.1	0.9	1.2

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): LMW: 1102    SMW: 71    Total: 1173  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 12681

Wie aus Tabelle 3.14 ersichtlich, ist insbesondere die mittlere PM<sub>1</sub>-Differenz nur gering. Der Versuch, aus den Differenzen der Stundenwerte nach Gleichung (3) die Emissionsfaktoren für leichte Motorwagen (LMW) und schwere Motorwagen (SMW) zu berechnen scheiterte, da die Streuung aufgrund der beträchtlichen Messunsicherheiten der einzelnen Stundenwerte und wegen der relativ geringen Differenzen zu gross wurde und keine signifikanten Zusammenhänge erhalten wurden.

Selbst die mittlere Differenz der PM<sub>1</sub>-Konzentrationen muss noch als unsicher gelten ( $2.3 \pm 1.6$ ) Als einigermaßen gut gesichert können jedoch die mittlere Differenz für die PM<sub>10</sub>-Konzentrationen ( $7.1 \pm 1.5$ ) sowie für die Stickoxide ( $86 \pm 3$ ) gelten. Auch der Versuch, aus den PM<sub>10</sub>-Differenzen gemäss Gleichung (4) die PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für LMW und SMW zu berechnen, ergab keine klaren Zusammenhänge.

Fig. 3.7 und 3.8 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen an der Messstelle Aathal/Seegräben.

Die primär emittierten Schadstoffe Stickstoffmonoxid und Partikelanzahl (CPC; dominiert durch die Nanopartikel der Verbrennungsaerosole) für die Station Aathal sowie für die Differenz (Aathal-Seegräben) folgen dem erwarteten Verlauf, der sich durch die Überlagerung der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. Die Konzentrationen steigen morgens mit dem einsetzenden Verkehr an. Obwohl der Verkehr auch nach der Morgenspitze beträchtlich bleibt, sinken die gemessenen Konzentrationen im Lauf des Vormittags wieder ab, verursacht durch die zunehmende Verdünnung (Auflösung von Inversionen, Thermik, höhere Windgeschwindigkeiten tagsüber). Für PM10 und PM1 kann kein solcher Verlauf beobachtet werden. Dies kann zwei Gründe haben. Erstens sind die lokal emittierten Anteile von PM10 und PM1 an der Station Aathal im Vergleich mit der Hintergrundsbelastung nur gering so dass eher die Verdünnung und der regionale Transport gegenüber der lokalen Emission dominieren. Zweitens führen wohl die bereits diskutierten erheblichen relativen Messunsicherheiten (insbesondere für die Differenzen) zu eher stochastischen Verläufen.

Bei den durchschnittlichen Wochenverläufen fällt auf, dass die Verdünnung, die in erster Linie von der Meteorologie bestimmt ist, an den Wochenenden tiefer zu sein scheint. Da die Meteorologie über längere Zeiträume unabhängig vom Wochentag sein sollte, stellt sich die Frage nach der Ursache. Drei Möglichkeiten (ev. kombiniert) müssen in Betracht gezogen werden. Erstens scheinen tatsächlich die gemessenen Windgeschwindigkeiten am Wochenende etwas tiefer zu sein. Allerdings waren bei der Windmessung leider bedeutende Datenausfälle zu beklagen so dass die Aussagekraft des Wochengangs für die Windgeschwindigkeiten nur beschränkt ist. Zweitens würde ein Wochengang der Verdünnung auch bei ausgeglichener Meteorologie dann entstehen, wenn die zur Berechnung der Verdünnung angenommenen Emissionsfaktoren für NOx nicht korrekt wären (genau gesagt, das Verhältnis  $EF_{NOx,LMW}$  zu  $EF_{NOx,SMW}$ ). Drittens ist es möglich, dass werktags die durch die sperrigen Lastwagen lokal induzierte Turbulenz in Strassennähe höher ist, als an Wochenenden mit den aerodynamisch günstigeren Personenwagen. Diese Unsicherheiten machen es schwierig, wenig ausgeprägte Wochenverläufe zusammen mit den Verkehrsfrequenzen im Sinne von LMW- und SMW-Beiträgen in einfacher Weise zu interpretieren. Am klarsten zeigt sich der Einfluss des Schwerverkehrs bei den CPC-Messungen (Anzahl Partikel), wo an Sonntagen im Durchschnitt nur rund 25% der durchschnittlichen Werktagskonzentrationen beobachtet werden.

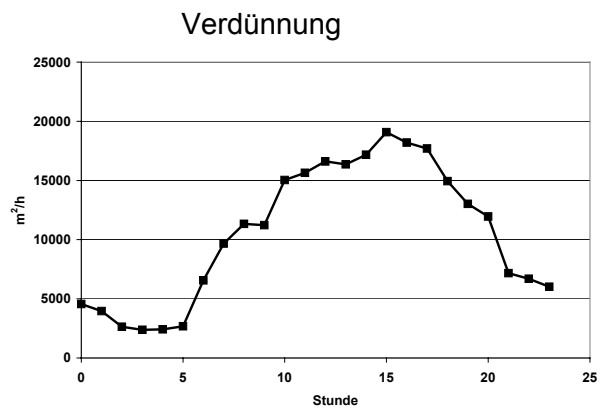
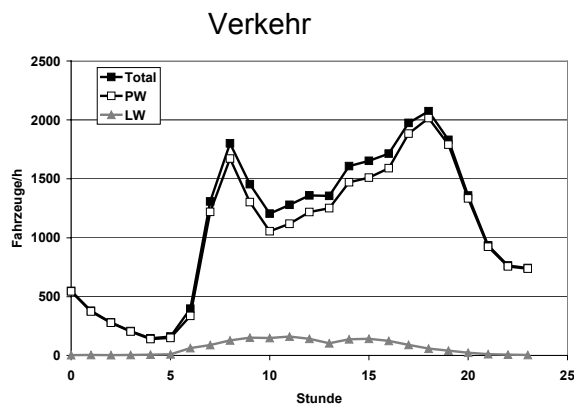
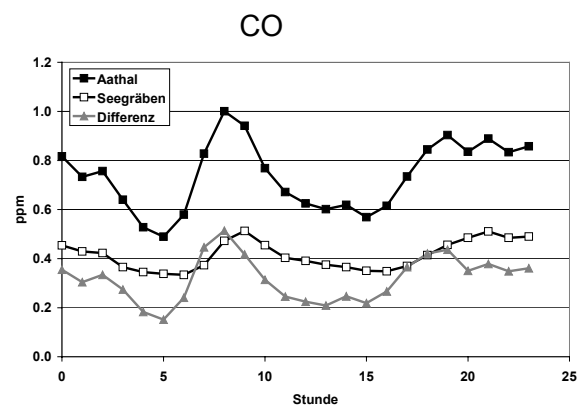
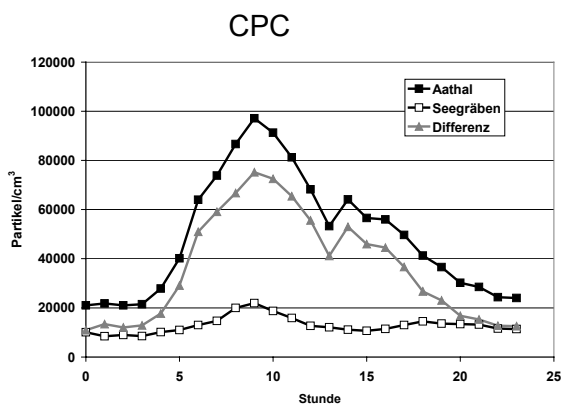
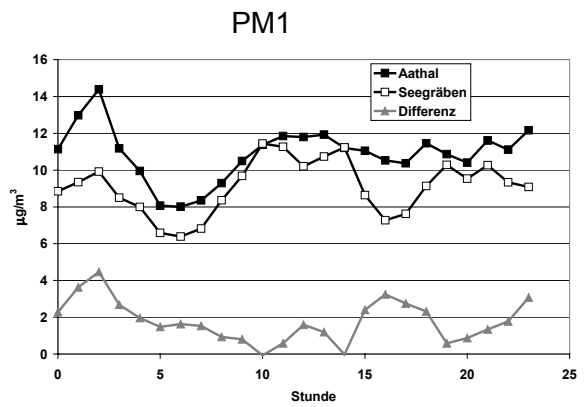
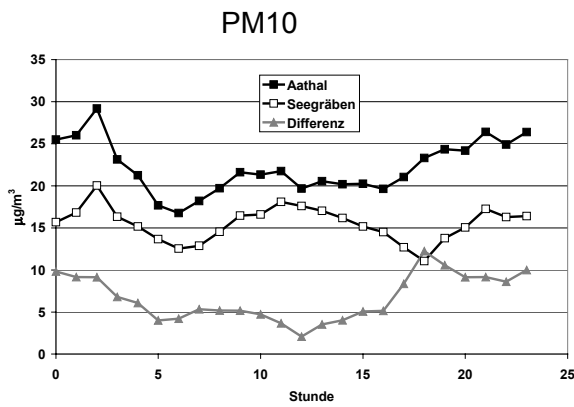
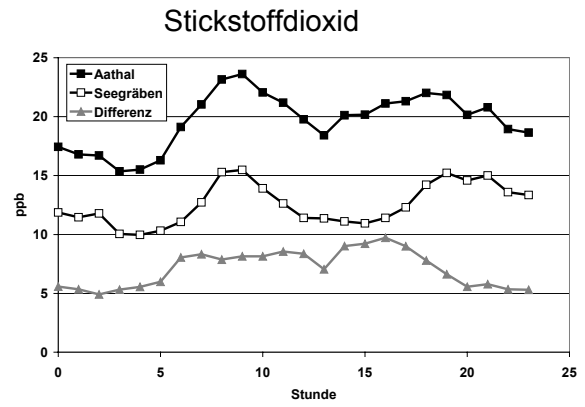
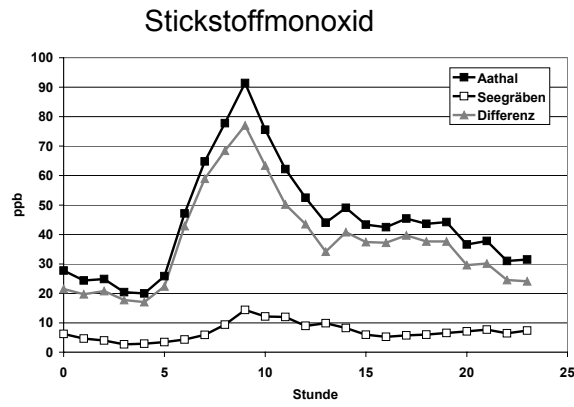


Fig. 3.7: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Aathal/Seegräben

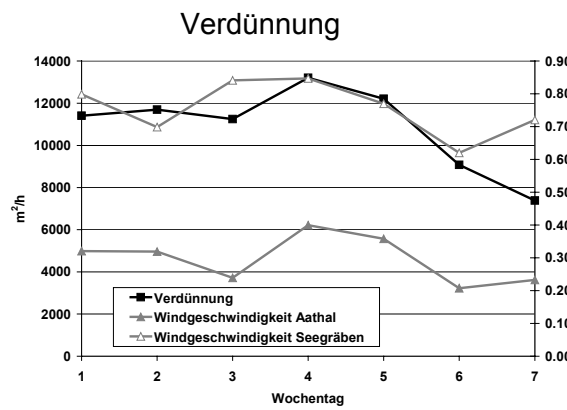
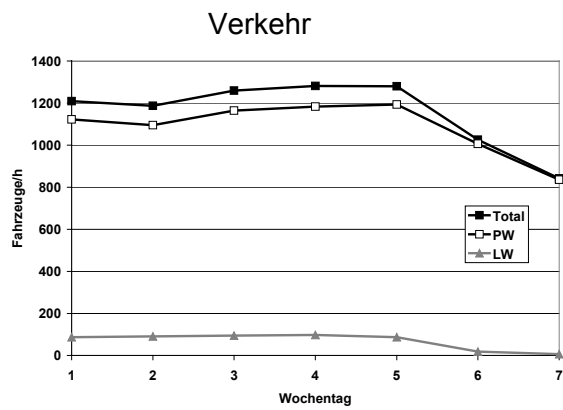
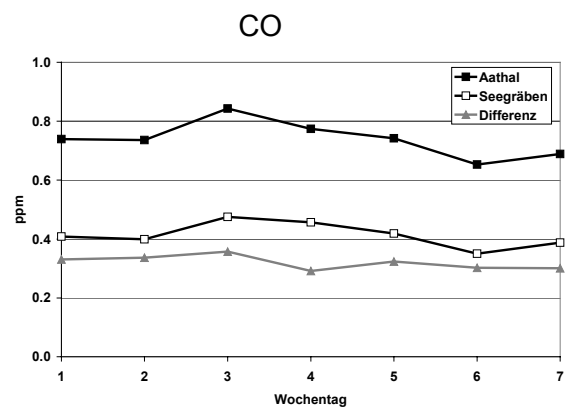
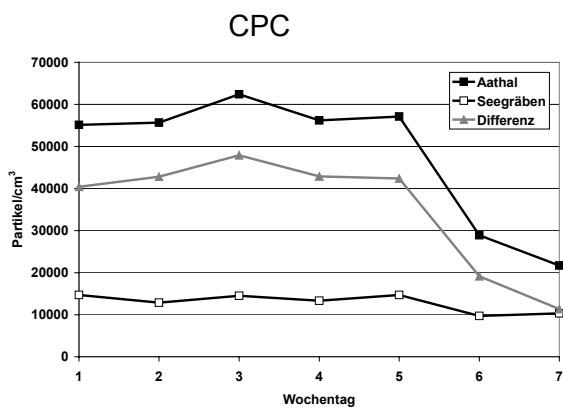
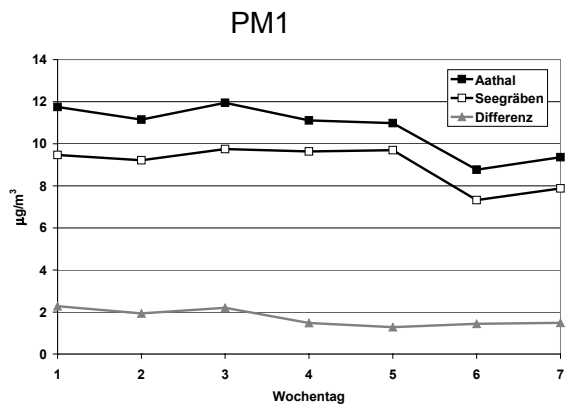
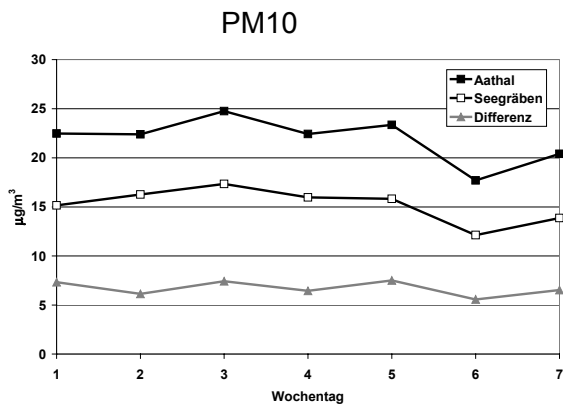
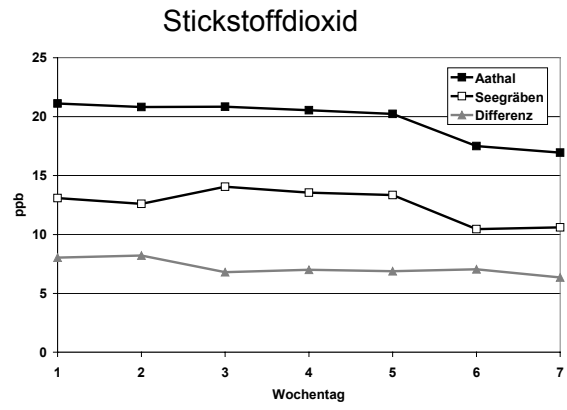
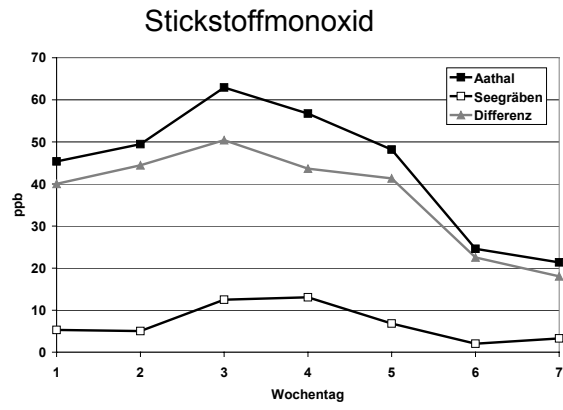


Fig. 3.8: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Aathal/Seegräben

### 3.2.2 Messungen in Birrhard

Um eine Auswertung der an der Messstelle Birrhard durchgeführten Messungen nach dem Lee-Luv-Konzept vornehmen zu können, wurden entsprechend dem Verlauf der Strasse folgende 4 Windrichtungssektoren definiert (siehe auch Fig. 2.6):

Sektor Nord	>=315 bis < 55 Grad
Sektor Ost	>= 55 bis <180 Grad
Sektor Süd	>=180 bis <210 Grad
Sektor West	>=210 bis <315 Grad

Tabelle 3.15 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte im Lee und im Luv der Messstelle Birrhard. Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 16. Mai - 22. August 2001. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen folgende Bedingungen erfüllt waren:

- Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> (aus den bereits in 3.2.1 diskutierten Gründen).
- Windgeschwindigkeit > 0.5 m/s aus den Sektoren Ost oder West
- flüssiger Verkehr, d.h.: ≤ 3% Fahrzeuge langsamer als 70 km/h. In den Morgenstunden herrscht an der Messstelle Birrhard in Richtung Zürich oft stockender Kolonnenverkehr, während in Richtung Bern normal gefahren werden kann. Dadurch ist die Verkehrssituation schlecht definiert. Diese Zeiten konnten anhand der Verkehrszählung erkannt und ausgeschieden werden.

Mit diesen Einschränkungen verblieben noch rund 320 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.15: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Birrhard für die Situation mit flüssigem Verkehr

		Anzahl Stundenwerte	Lee	Luv	Differenz (lokaler Ver- kehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	325	85.5	19.3	66.2
NO	ppb	325	26.9	2.1	24.8
NO <sub>2</sub>	ppb	325	19.1	8.2	10.9
CO	ppm	249	0.32	0.17	0.16
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	221	78879	15071	63808
PM10	µg/m <sup>3</sup>	325	17.9	13.9	4.1
PM1	µg/m <sup>3</sup>	325	8.4	6.6	1.8
BC	eq µg/m <sup>3</sup>	183	1.7	0.8	0.9

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): LMW: 2495    SMW: 265    Total: 2760  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 58877

Wie aus Tabelle 3.15 ersichtlich, ist auch hier insbesondere die mittlere PM1-Differenz nur gering. Der Versuch, aus den Differenzen der Stundenwerte mit dem bereits beschriebenen linearen Modell die Emissionsfaktoren für LMW und SMW zu berechnen scheiterte wiederum, da die Streuung aufgrund der beträchtlichen Messunsicherheiten der einzelnen Stundenwerte und wegen der relativ geringen Differenzen zu gross wurde.

Die mittlere Differenz der PM1-Konzentrationen beträgt (1.8 ± 0.8), die mittlere Differenz für die PM10-Konzentrationen (4.1 ± 0.7) sowie für die Stickoxide (66 ± 1.3). Die kleineren Messunsicherheiten für diese Mittelwerte (verglichen mit Aathal/Seegräben) resultieren aus einer weitgehenden Kompensation der Typ B-Fehler, da die Anzahl der Ost- und

Westwindsituationen etwa gleich waren. Für die Berechnung der Messunsicherheit wurden deshalb 30% der in Tab. 2.8 abgeschätzten Typ B-Fehler eingesetzt.

Fig. 3.10 und 3.11 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen im Lee und Luv der Messstelle Birrhard.

Wie bereits in Aathal/Seegräben folgen die primär emittierten Schadstoffe Stickstoffmonoxid und Partikelanzahl (CPC; dominiert durch die Nanopartikel der Verbrennungsaerosole) für die Leesituation sowie für die Differenz (Lee-Luv) dem bereits in 3.2.1 diskutierten Verlauf, der sich durch die Überlagerung der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. Wie in Aathal kann derselbe Verlauf für PM10 und PM1 nicht beobachtet werden.

Bei den durchschnittlichen Wochenverläufen fällt auf, dass an der Messstelle Birrhard sowohl die Verdünnung, als auch die totale Verkehrsfrequenz keinen Wochengang aufweisen, wohl aber die Frequenz schwerer Motorwagen. Ein allfälliger dominierender Einfluss des Schwerverkehrs sollte hier also gut sichtbar sein. Am klarsten zeigt er sich wie zu erwarten bei den CPC-Messungen (Anzahl Partikel) und bei Stickstoffmonoxid. Für die PM-Messungen ist aus den bereits diskutierten Gründen keine quantitative Aussage zum Schwerverkehrsbeitrag möglich.

In Tab. 3.16 werden die relativ wenigen als "stockender Verkehr" bezeichneten Situationen dargestellt, wo (in der Regel auf der Fahrbahn Richtung Zürich) der Verkehr nicht ungehindert fließen konnte und deshalb gewisse Störungen des Verkehrsflusses entstanden. Entsprechend der oben als Ausschlusskriterium für "flüssigen Verkehr" genannten Kriterien umfasst dies Zeiten während derer >3% der Fahrzeuge langsamer als 70 km/h fahren mussten.

Tab. 3.16: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Birrhard für die Situation mit "stockendem Verkehr", resp. stockendem Kolonnenverkehr in Richtung Zürich

		Anzahl Stundenwerte	Lee	Luv	Differenz
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	51	152.4	34.2	118.7
NO	ppb	51	59.7	7.8	51.9
NO <sub>2</sub>	ppb	51	22.0	10.6	11.2
CO	ppm	33	0.32	0.17	0.15
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	24	111254	22302	88925
PM10	µg/m <sup>3</sup>	51	20.7	14.5	6.2
PM1	µg/m <sup>3</sup>	51	8.7	5.6	3.0
BC	eq µg/m <sup>3</sup>	22	2.7	1.3	1.5

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): LMW: 3095    SMW: 467    Total: 3562  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 64914

Eine Analyse der Geschwindigkeitsverteilungen der Fahrzeuge an der Messstelle Birrhard zeigt Fig. 3.9. Links ist die Situation mit flüssigem Verkehr dargestellt. Hier entspricht die Häufigkeit in der Klasse 70-90 km/h ziemlich genau der Anzahl der schweren Motorwagen. Die gewichtete Mittelung der Fahrzeuggeschwindigkeit der höheren Klassen ergibt damit eine mittlere Geschwindigkeit für LMW von ca. 107 km/h. Allerdings ist die Zählstelle ca. 1km von der Messstelle entfernt und in einem auf 100 km/h begrenzten Strassenabschnitt. Für die theoretischen Emissionsfaktoren wurden deshalb trotzdem die für Autobahnen üblichen 116 km/h für LMW angenommen. Rechts ist die mittlere Situation mit stockendem Verkehr (Definition siehe oben) dargestellt. Die Anzahl der langsameren Fahrzeuge kann hier aber je nach Situation stark variieren, weshalb diese Zeiten stets separat (wenn überhaupt) ausgewertet wurden.

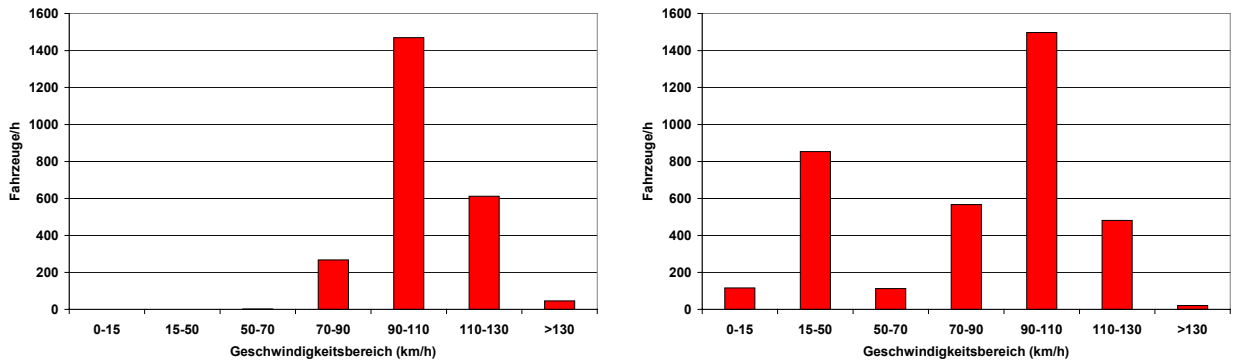


Fig. 3.9: Geschwindigkeitsverteilung der Fahrzeuge an der Messstelle Birrhard für Stunden mit flüssigem Verkehr (links) und mit stockendem Verkehr (rechts)

Wie in Kap. 3.1 (Tab. 3.7) gezeigt wurde, sind die Emissionsfaktoren für PM10 und PM1 für die Situation mit stockendem Verkehr etwas höher. Dies wäre aufgrund der etwas höheren Störung des Verkehrsflusses auch zu erwarten. Allerdings ist eine klare Zuordnung dieser Erhöhung schwierig, da für die Stauzeiten gleichzeitig auch der Anteil der schweren Motorwagen erheblich höher war. Für eine eingehendere Analyse dieser Situation sind allerdings viel zu wenige "Stau"-Messwerte vorhanden.

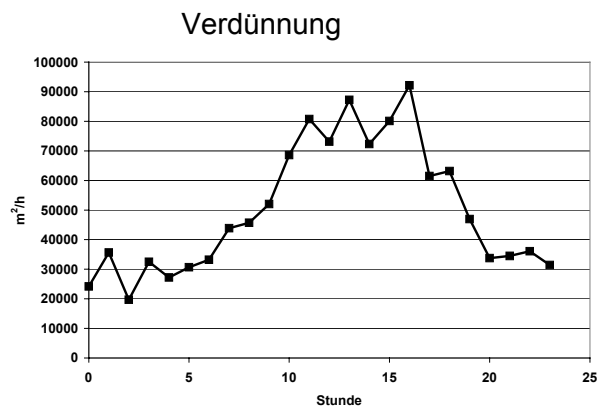
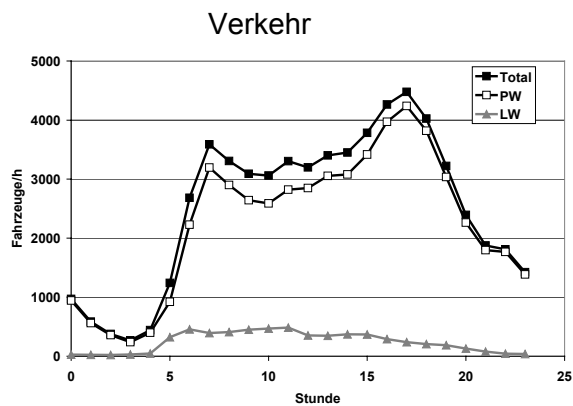
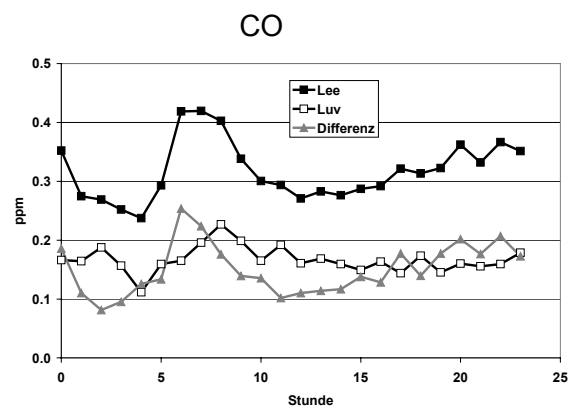
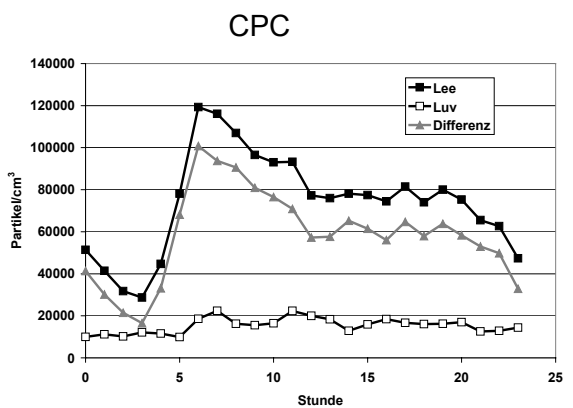
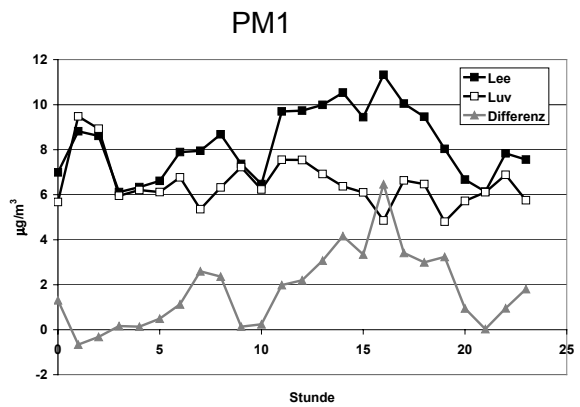
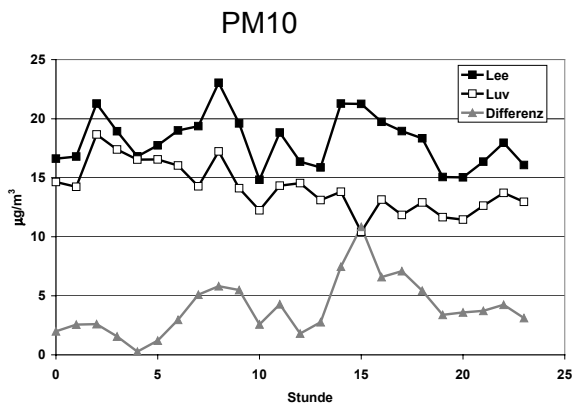
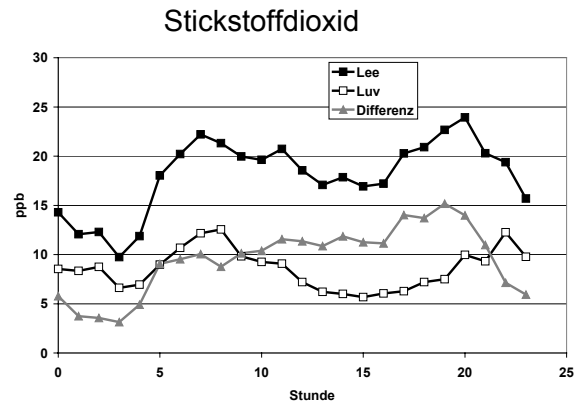
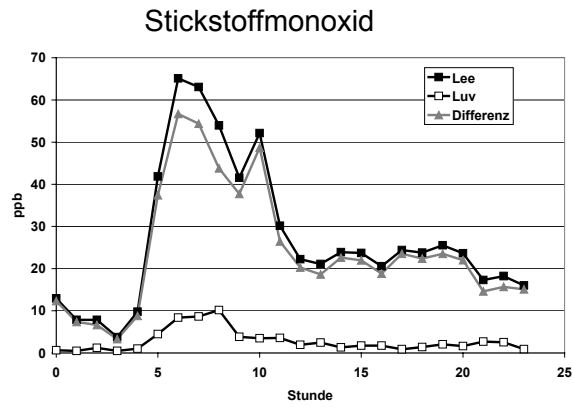


Fig. 3.10: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Birrhard (alle auswertbaren Termine berücksichtigt)

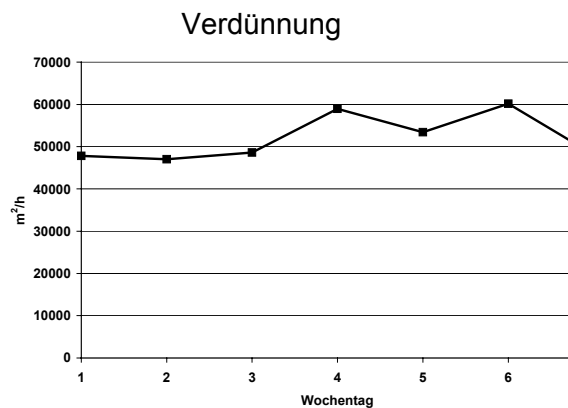
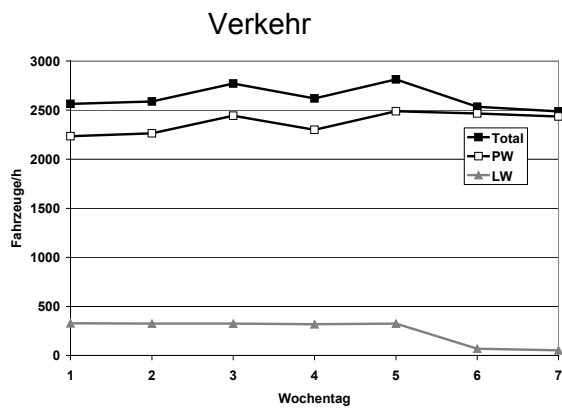
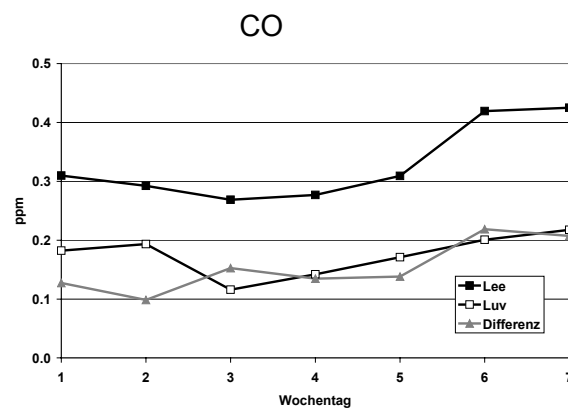
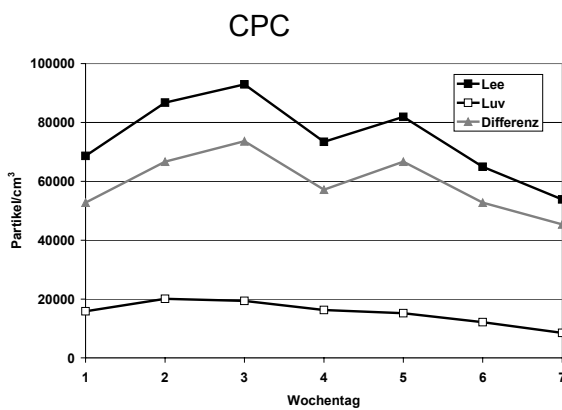
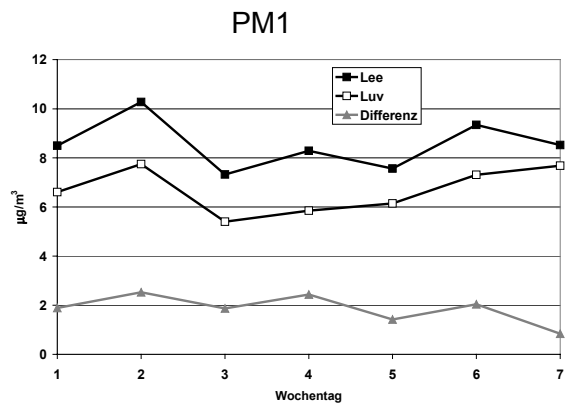
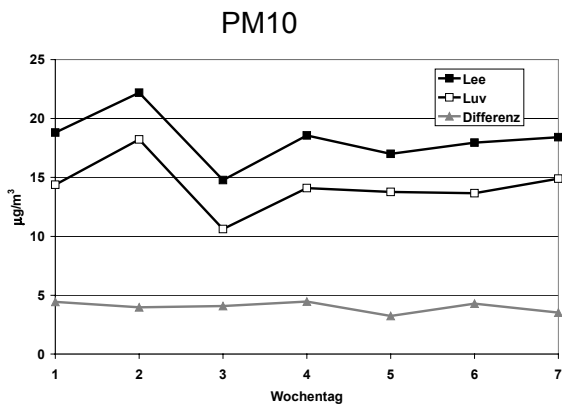
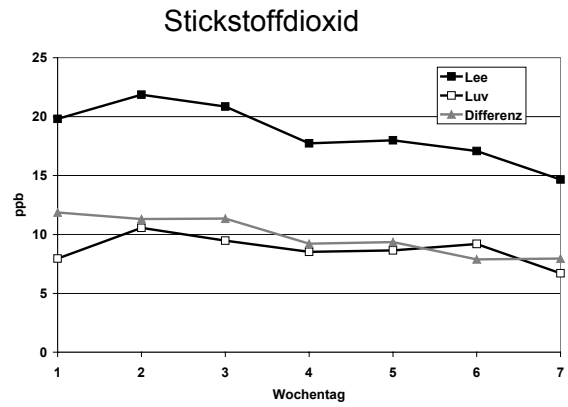
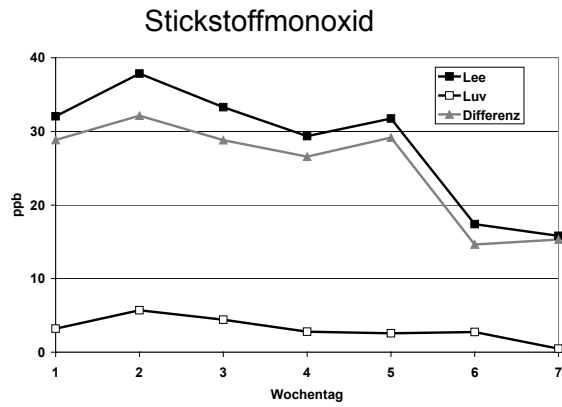


Fig. 3.11: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Birrhard (alle auswertbaren Termine berücksichtigt)

### 3.2.3 Messungen in Humlikon

Analog wie an der Messstelle Birrhard wurden entsprechend dem Verlauf der Strasse folgende 4 Windrichtungssektoren definiert (siehe auch Fig. 2.7):

Sektor Nord        >=320 bis < 30 Grad  
 Sektor Ost         >= 30 bis <135 Grad  
 Sektor Süd         >=135 bis <180 Grad  
 Sektor West        >=180 bis <320 Grad

Tabelle 3.17 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte im Lee und im Luv der Messstelle Humlikon. Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 28. Oktober bis 31. Dezember 2001. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen folgende Bedingungen erfüllt waren:

- Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> (aus den bereits in 3.2.1 diskutierten Gründen).
- Windgeschwindigkeit > 0.5 m/s aus den Sektoren Ost oder West

Mit diesen Einschränkungen verblieben noch rund 500 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.17: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Humlikon

		Anzahl Stundenwerte	Lee	Luv	Differenz (lokaler Ver- kehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	511	98.2	30.1	68.1
NO	ppb	511	37.1	5.5	31.7
NO <sub>2</sub>	ppb	511	15.7	10.7	5.0
CO	ppm	505	0.35	0.29	0.06
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	511	71429	13026	58403
PM10	µg/m <sup>3</sup>	511	21.3	17.9	3.4
PM1	µg/m <sup>3</sup>	511	11.5	10.0	1.5

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): Total: 1681 (A4 1425; S6 256)  
 LMW: 1471 (A4 1243, S6 228)        SMW: 210 (A4 182, S6 28)  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 37509

Wie aus Tabelle 3.17 ersichtlich, ist auch hier insbesondere die mittlere PM1-Differenz nur gering. Der Versuch, aus den Differenzen der Stundenwerte mit dem bereits beschriebenen linearen Modell die Emissionsfaktoren für LMW und SMW zu berechnen scheiterte wiederum, da die Streuung aufgrund der beträchtlichen Messunsicherheiten der einzelnen Stundenwerte und wegen der relativ geringen Differenzen zu gross wurde.

Die mittlere Differenz der PM1-Konzentrationen beträgt (1.5 ± 0.7), die mittlere Differenz für die PM10-Konzentrationen (3.4 ± 0.6) sowie für die Stickoxide (68 ± 1.2). Wie in Birrhard resultieren die kleineren Messunsicherheiten für diese Mittelwerte (verglichen mit Aathal/Seegräben) auf einer weitgehenden Kompensation der Typ B-Fehler, da die Anzahl der Ost- und Westwindsituationen auch hier etwa gleich waren. Für die Berechnung der Messunsicherheit wurden deshalb 30% der in Tabelle 2.8 abgeschätzten Typ B-Fehler eingesetzt.

Fig. 3.13 und 3.14 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen im Lee und Luv der Messstelle Humlikon.

Auch hier folgen die primär emittierten Schadstoffe Stickstoffmonoxid und Partikelanzahl (CPC; dominiert durch die Nanopartikel der Verbrennungsaerosole) für die Leesituation sowie für die Differenz (Lee-Luv) dem bereits in 3.2.1 diskutierten Verlauf, der sich durch die Überlagerung

der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. Wie in Aathal kann derselbe Verlauf für PM10 und PM1 nicht beobachtet werden.

Bei den durchschnittlichen Wochenverläufen fällt auf, dass an der Messstelle Humlikon die Verdünnung einen gewissen Wochengang aufweist. Da dieser aber keine Parallelität zu LMW/SMW-Verhältnis aufweist, dürfte der Grund hierfür in der über die relativ kurze Messzeit nicht perfekt ausgemittelten Meteorologie zu suchen sein und nicht in falschen Annahmen über die Emissionsfaktoren für Stickoxide. Entsprechend plausibel sind hier auch die Wochengänge der Differenzen von PM10 und PM1 mit tiefen Werten am Donnerstag (hohe Verdünnung, meteorologisch bedingt) und am Sonntag (wenig SMW).

Eine Analyse der Geschwindigkeitsverteilungen der Fahrzeuge an der Messstelle Humlikon zeigt Fig. 3.12. Die Häufigkeit in den Klassen bis 70 km/h entspricht ziemlich genau der Anzahl der schweren Motorwagen. Die gewichtete Mittelung der Fahrzeuggeschwindigkeit der höheren Klassen ergibt damit eine mittlere Geschwindigkeit für LMW von ca. 86 km/h, was tiefer ist, als für diese Verkehrssituation angenommen wurde (103 km/h). Die nach A4 und S6 getrennte Auswertung ergab LMW-Geschwindigkeiten von rund 88 km/h für die A4 und 76 km/h für die S6.

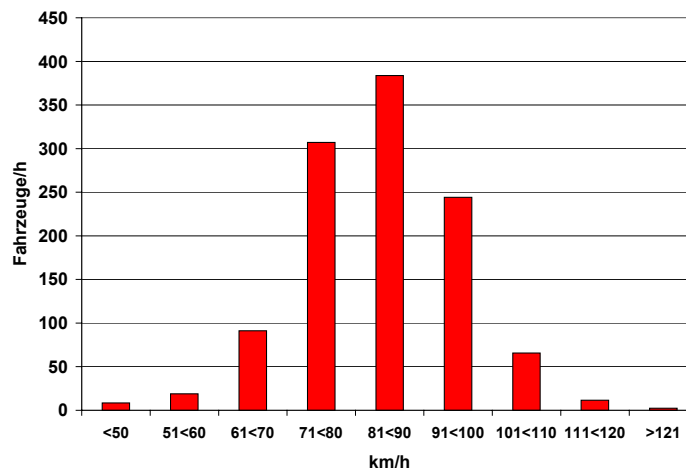


Fig. 3.12: Geschwindigkeitsverteilung der Fahrzeuge an der Messstelle Humlikon

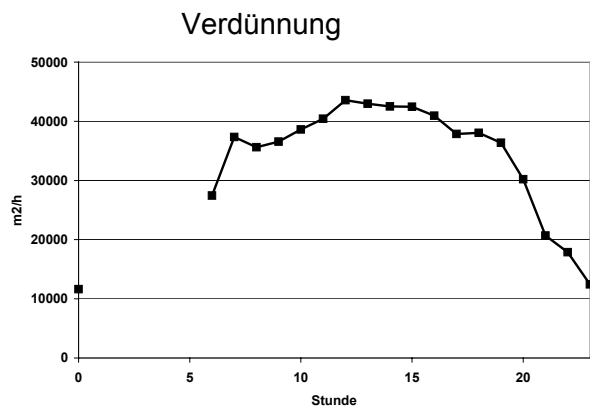
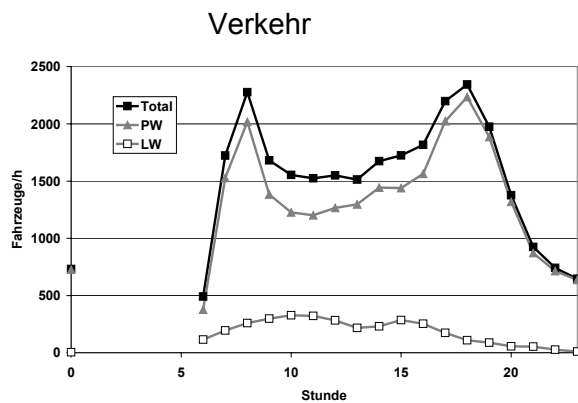
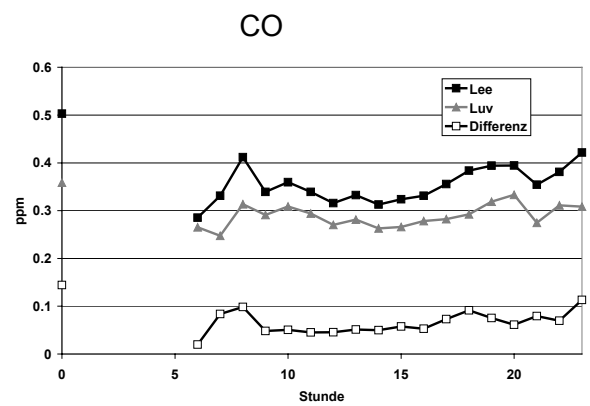
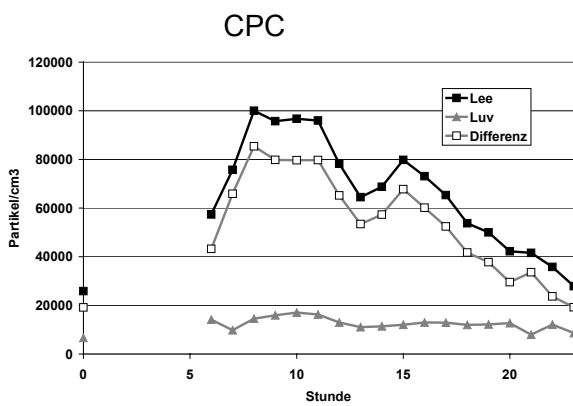
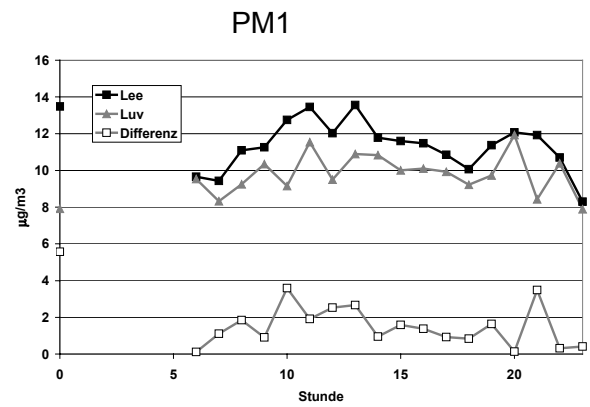
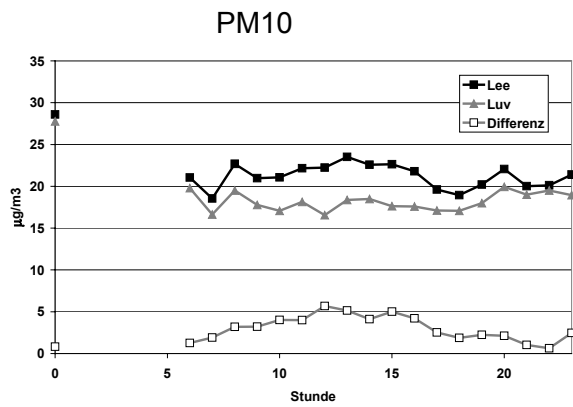
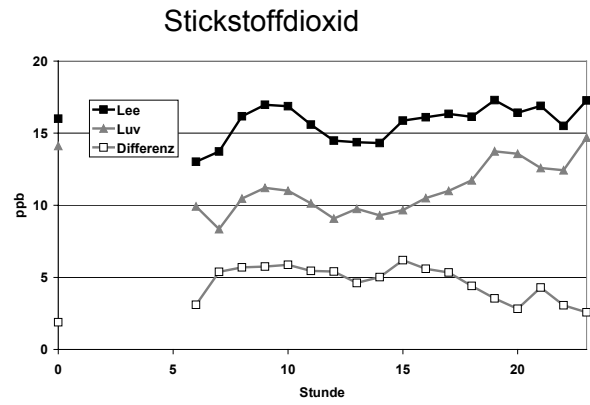
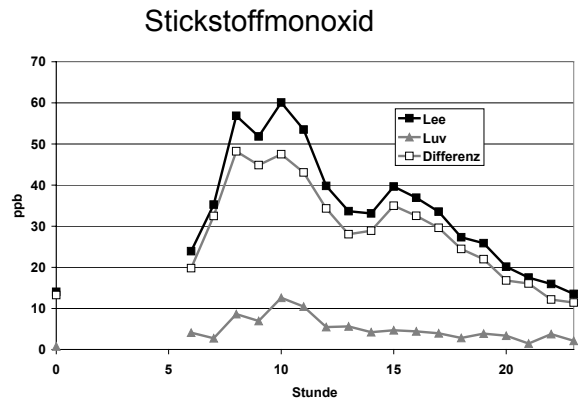


Fig. 3.13: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Humlikon

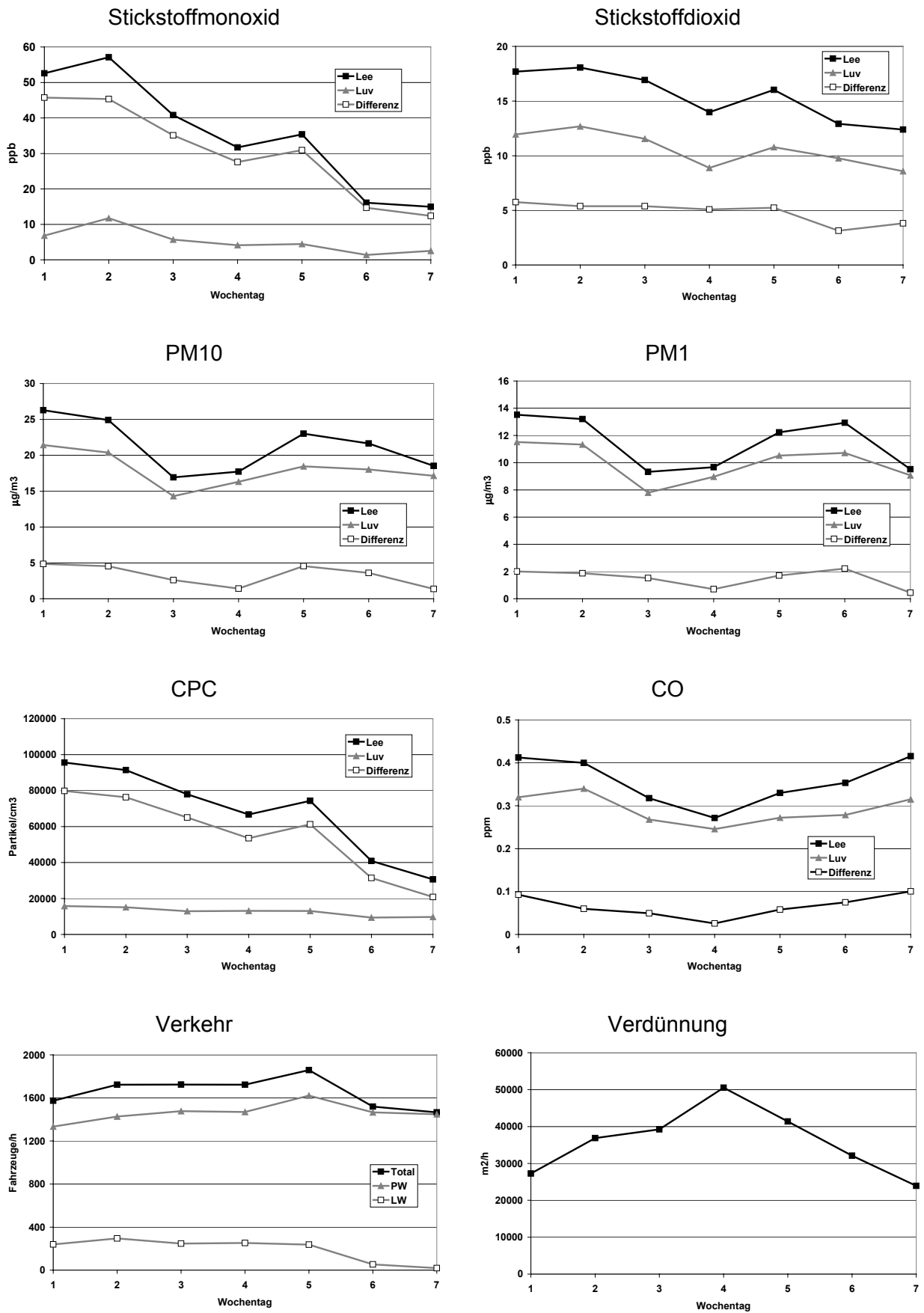


Fig. 3.14: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Humlikon

### 3.2.4 Messungen in Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof)

Tabelle 3.18 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an den Messstellen Rosengartenstrasse und Zeughaushof. Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 23. Januar bis 22. Mai 2002. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen folgende Bedingung erfüllt war:

- Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> (aus den bereits in 3.2 diskutierten Gründen). Mit dieser Einschränkung verblieben noch rund 1800 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.18: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Rosengartenstrasse/Zeughaushof

		Anzahl Stundenwerte	Rosengartenstr.	Zeughaushof	Differenz (lokaler Verkehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	1823	141.0	54.5	86.5
NO	ppb	1823	49.6	10.9	38.8
NO <sub>2</sub>	ppb	1823	26.2	18.5	7.7
CO	ppm	1563	0.69	0.43	0.28
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	1516	69655	19923	50387
PM10	µg/m <sup>3</sup>	1823	25.5	21.6	3.9
PM1	µg/m <sup>3</sup>	1823	12.9	10.6	2.3
BC	eq µg/m <sup>3</sup>	1016	2.9	1.4	1.5

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): Total: 2909 (aufwärts 1545; abwärts 1364)  
 LMW: 2741 (aufwärts 1456, abwärts 1285)      SMW: 168 (aufwärts 89, abwärts 79)  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 51239

Wie aus Tabelle 3.18 ersichtlich, ist auch hier die mittlere PM1-Differenz nur gering. Der Versuch, aus den Differenzen der Stundenwerte mit dem linearen Modell die Emissionsfaktoren für LMW und SMW zu berechnen scheiterte wiederum, da die Streuung aufgrund der beträchtlichen Messunsicherheiten der einzelnen Stundenwerte und wegen der relativ geringen Differenzen zu gross wurde.

Die mittlere Differenz der PM1-Konzentrationen beträgt (2.3 ± 1.6), die mittlere Differenz für die PM10-Konzentrationen (3.9 ± 1.5) sowie für die Stickoxide (87 ± 3). Wie in Aathal musste hier die volle Typ B-Messunsicherheit berücksichtigt werden, da diese nicht wie in Birrhard und Humlikon (Lee-Luv-Konzept) durch die wechselnden Windrichtungen kompensiert wird.

Fig. 3.15 und 3.16 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen an den Messstellen Rosengartenstrasse und Zeughaushof.

Auch hier folgen die primär emittierten Schadstoffe Stickstoffmonoxid und Partikelanzahl (CPC; dominiert durch die Nanopartikel der Verbrennungsaerosole) dem bereits in 3.2.1 diskutierten Verlauf, der sich durch die Überlagerung der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. Weniger klar, aber noch zu erahnen, ist derselbe Verlauf für PM10 und PM1. Die Verdünnung zeigt einen Wochengang, mit tieferen Werten am Wochenende. Die möglichen Gründe hierfür wurden bereits in Kap. 3.2.1 diskutiert.

Einen Vergleich der durchschnittlichen Differenzen während der Nachtstunden für PM10, PM1, Partikelanzahl (CPC) und NO<sub>x</sub> mit denjenigen aller auswertbaren Termine (nicht nur derjenigen mit ΔNO<sub>x</sub>>20 µg/m<sup>3</sup>) zeigt Tab. 3.19. Mit diesem Vergleich soll die Hypothese getestet werden, ob die Messstation im Zeughaushof tatsächlich die Hintergrundbelastung auch an der Rosengartenstrasse repräsentiert.

Tab. 3.19: Vergleich der durchschnittlichen Differenzen (Rosengartenstrasse-Zeughaushof) während der Nachtstunden für PM10, PM1, Partikelanzahl (CPC) und NOx mit denjenigen aller auswertbaren Termine

	Alle Stunden	nur 1 Uhr – 5 Uhr
$\Delta\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1.7	-0.05
$\Delta\text{PM}_1$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0.4	-1.3
$\Delta\text{CPC}$ (Part./ $\text{cm}^3$ )	41162	17713
$\Delta\text{NO}_x$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	71	26
LMW (Fahrz./h)	2519	707
SMW (Fahrz./h)	141	22

Während der Rückgang der Konzentrationsdifferenzen für Partikelanzahl und NOx plausibel mit dem Rückgang des Verkehrs übereinstimmt, treten für die Differenzen der Massenkonzentrationen von PM10 und insbesondere PM1 negative Werte auf. Dies heisst, dass die Hintergrundkonzentrationen für PM10 und PM1 im Zeughaushof zumindest während der Nacht höher sind, als an der Rosengartenstrasse. Der Grund könnte die Hanglage der Rosengartenstrasse sein, welche dadurch bei sonst ruhiger Atmosphäre durch lokale Hangwinde besser durchlüftet sein könnte. Es darf zwar angenommen werden, dass tagsüber (während der tatsächlich ausgewerteten Stunden) die allgemeine Durchmischung der unteren Atmosphäre über der Stadt besser ist und der Zeughaushof dann die Hintergrundbelastung korrekt repräsentiert. Trotzdem bleibt für den Standort Rosengartenstrasse eine erhöhte Unsicherheit bezüglich dieser Annahme.

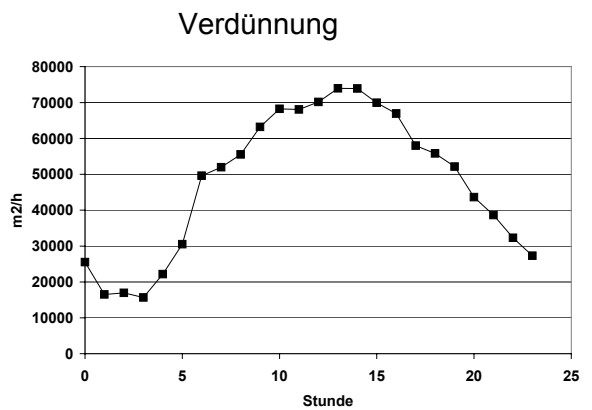
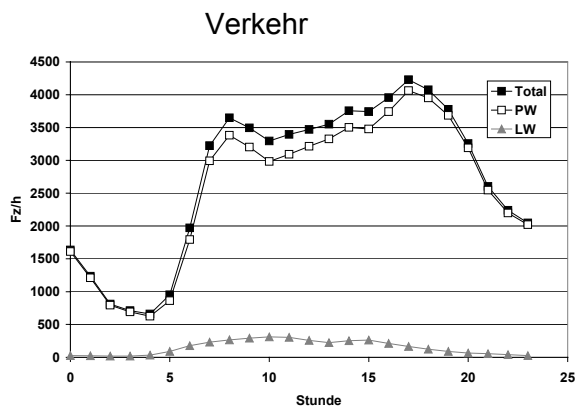
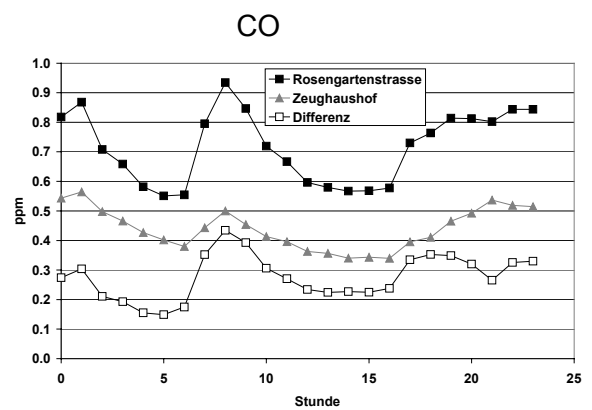
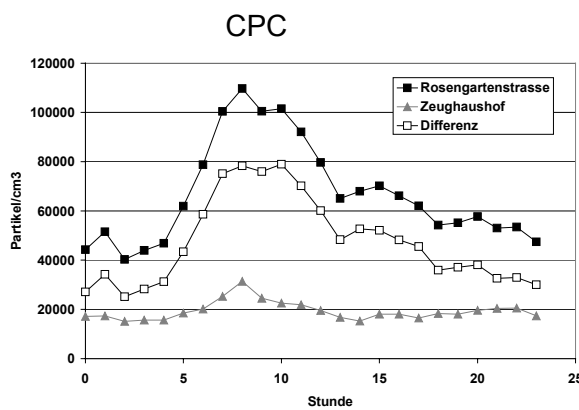
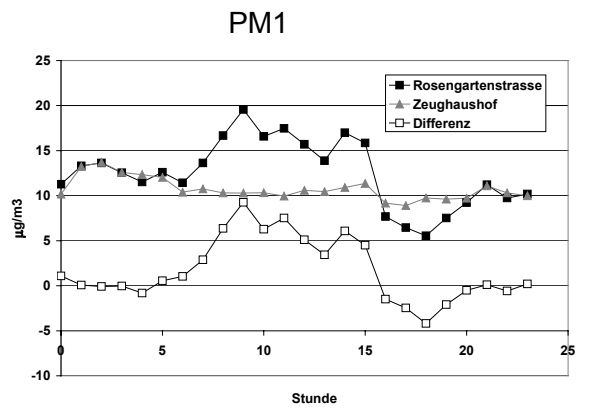
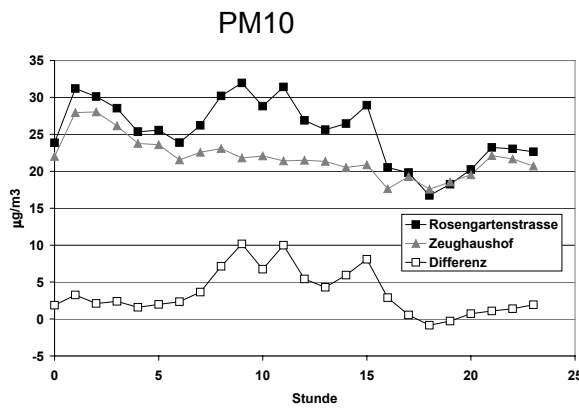
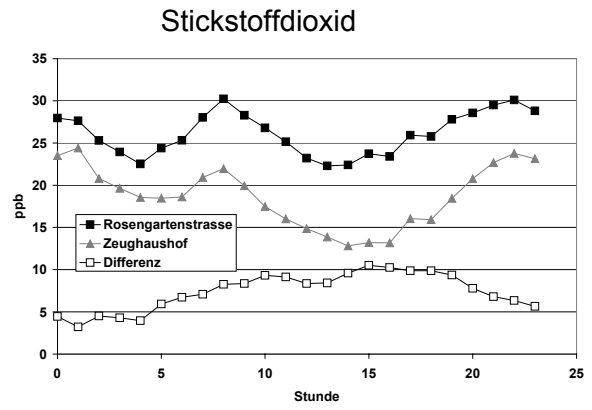
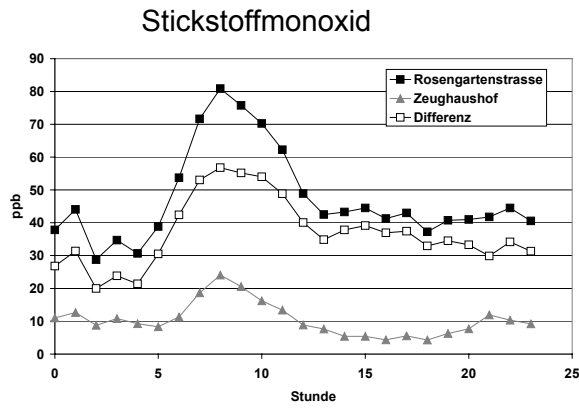


Fig. 3.15: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Zürich (Rosengartenstrasse/ Zeughaushof)

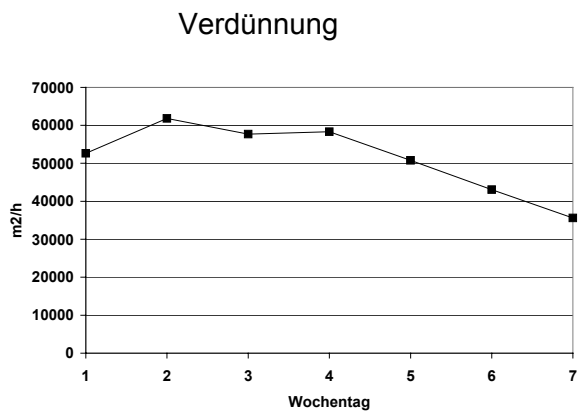
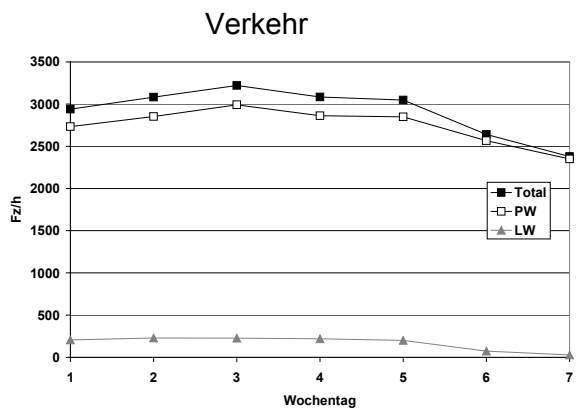
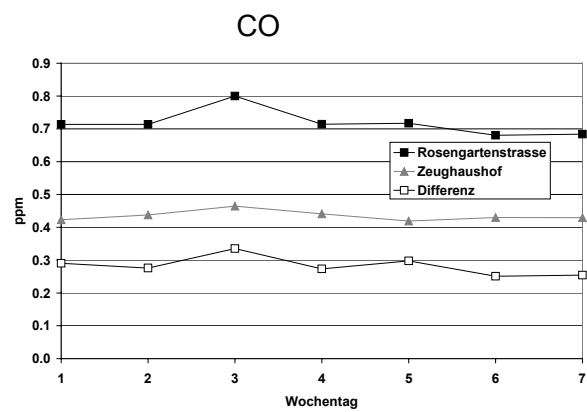
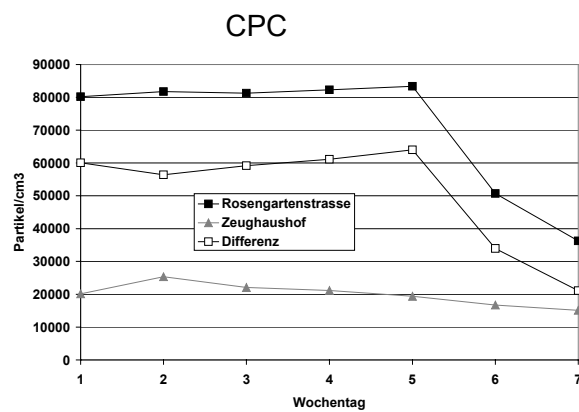
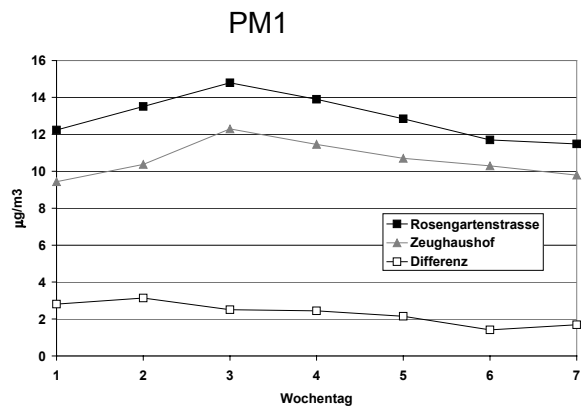
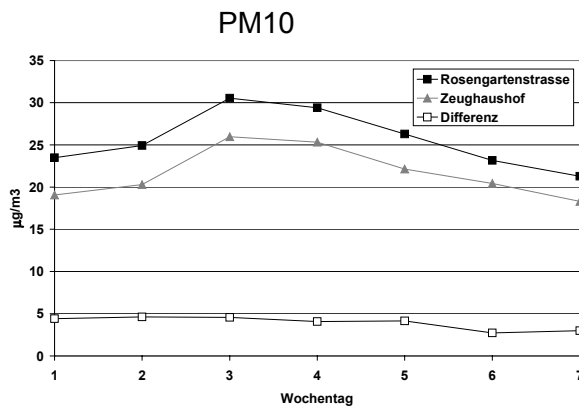
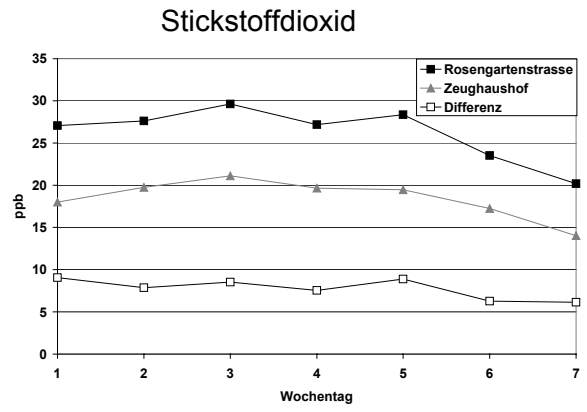
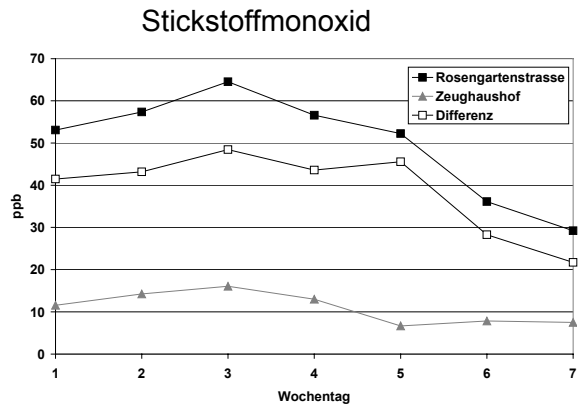


Fig. 3.16: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Zürich (Rosengartenstrasse/ Zeughaushof)

### 3.2.5 Messungen in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof)

Der Standort Weststrasse wurde anstelle der Schimmelstrasse gewählt, da wegen der Zerstörung der Verkehrszählung an der Schimmelstrasse bei Belagsarbeiten ohnehin eine neue Verkehrszählung installiert werden musste. Der Standort Weststrasse weist gegenüber dem Messstandort Schimmelstrasse folgende Vorteile auf: Nicht im Einflussbereich einer Kreuzung, nicht unmittelbar bei der Verkehrsampel, sondern in einer Strassenschlucht zwischen zwei Verkehrsampeln gelegen.

Tabelle 3.20 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an den Messstellen Weststrasse und Zeughaushof. Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 1. Oktober 2002 bis 3. März 2003. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen folgende Bedingung erfüllt war:

- Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> (aus den bereits in 3.2 diskutierten Gründen). Mit dieser Einschränkung verblieben noch rund 2300 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.20: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Weststrasse/Zeughaushof

		Anzahl Stundenwerte	Weststrasse	Zeughaushof	Differenz (lokaler Verkehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	2298	196.6	75.7	121.0
NO	ppb	2298	77.4	19.4	58.1
NO <sub>2</sub>	ppb	2298	28.3	21.3	7.0
CO	ppm	2112	0.94	0.51	0.43
CPC	Part./cm <sup>3</sup>	1549	69377	20831	48547
PM10	µg/m <sup>3</sup>	2298	37.0	26.1	10.9
PM1	µg/m <sup>3</sup>	2298	12.3	9.0	3.2
BC	eq µg/m <sup>3</sup>	460	6.0	1.8	4.2

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): LMW: 1014 SMW: 66 Total: 1080  
 Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 9965

Die mittlere Differenz der PM1-Konzentrationen beträgt (3.2 ± 1.6), die mittlere Differenz für die PM10-Konzentrationen (10.9 ± 1.5) sowie für die Stickoxide (121 ± 3). Wie in Aathal musste die volle Typ B-Messunsicherheit berücksichtigt werden, da diese nicht wie in Birrhard und Humlikon (Lee-Luv-Konzept) durch die wechselnden Windrichtungen kompensiert wird.

Bei der PM1-Messung ergaben sich leider am Standort Zeughaushof messtechnische Schwierigkeiten mit nicht erkläraren Nullpunktverschiebungen des Messgeräts (Betameter). Diese waren daran erkennbar, dass für PM1 nachts phasenweise unplausibel grosse Differenzen auftraten. Anhand dieser Differenzen wurde eine Korrektur der PM1-Werte durchgeführt.

Fig. 3.18 und 3.19 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen an den Messstellen Weststrasse und Zeughaushof.

Auch hier folgen die primär emittierten Schadstoffe Stickstoffmonoxid und Partikelanzahl (CPC; dominiert durch die Nanopartikel der Verbrennungsaerosole) dem bereits in 3.2.1 diskutierten Verlauf, der sich durch die Überlagerung der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. An dieser Messstelle ist dies auch für den Verlauf von PM10 und PM1 der Fall.

Die Verdünnung zeigt hier einen ausgeprägten Tagesgang, mit tieferen Werten in der Nacht, wenn an der Weststrasse praktisch kein Verkehr herrscht. Dies dürfte deshalb sowohl auf die nachts generell geringeren Luftbewegungen sowie auf die fehlende verkehrsinduzierte Turbulenz zurückzuführen sein.

Lieferverzögerungen bei den Verkehrszählern führten dazu, dass erst ab 26. November Verkehrszählungen vorlagen. Eine Analyse der Wochenverläufe während der tatsächlichen Messzeit der Verkehrszähler (ohne die Festtage zwischen Weihnachten und Neujahr) zeigte aber, dass die Schwankungen der Verkehrsfrequenzen und Zusammensetzung von Woche zu Woche nur sehr gering sind. Für die Zeit vom 1. Oktober bis 26. November wurden deshalb die Verkehrswerte durch die ermittelten mittleren Wochenverläufe approximiert. Fig. 3.17 zeigt den mittleren Verlauf der Stundenwerte des Verkehrs über die Woche mit den Standardabweichungen für jede Stunde der Woche.

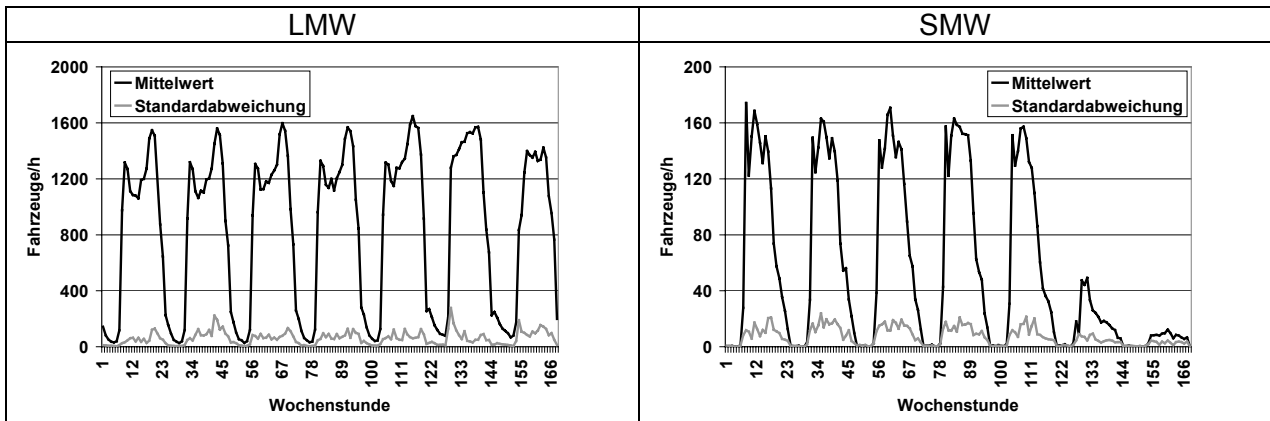


Fig. 3.17: Mittlerer Verlauf der Stundenwerte des Verkehrs über die Woche mit den Standardabweichungen für jede Stunde der Woche an der Messstelle Weststrasse

Einen Vergleich der durchschnittlichen Differenzen während der Nachtstunden für PM10, PM1, Partikelanzahl (CPC) und NOx mit denjenigen aller auswertbaren Termine (nicht nur derjenigen mit  $\Delta\text{NOx} > 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) zeigt Tab. 3.21. Mit diesem Vergleich soll wiederum die Hypothese getestet werden, ob die Messstation im Zeughaushof tatsächlich die Hintergrundbelastung auch an der Weststrasse repräsentiert.

Tab. 3.21: Vergleich der durchschnittlichen Differenzen (Weststrasse-Zeughaushof) während der Nachtstunden für PM10, PM1, Partikelanzahl (CPC) und NOx mit denjenigen aller auswertbaren Termine

	Alle Stunden	nur 1 Uhr – 5 Uhr
$\Delta\text{PM}_{10} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$	9.4	4.2
$\Delta\text{PM}_1 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$	2.6	-0.2
$\Delta\text{CPC} (\text{Part.}/\text{cm}^3)$	40835	8142
$\Delta\text{NO}_x (\mu\text{g}/\text{m}^3)$	97	10
LMW (Fahrz./h)	845	53
SMW (Fahrz./h)	86	1

Hier korrespondiert die nächtliche Abnahme der gemessenen Differenzen recht gut mit dem tieferen Verkehr. Dass der Rückgang bei PM10 geringer ausfällt, kann damit erklärt werden, dass in der Strassenschlucht-Situation Weststrasse auch geringe Fahrzeugfrequenzen durchaus in der Lage sind, den Strassenstaub aufzuwirbeln. Die Annahme, dass der Zeughaushof die Hintergrundbelastung an der Weststrasse repräsentiert erscheint gerechtfertigt.

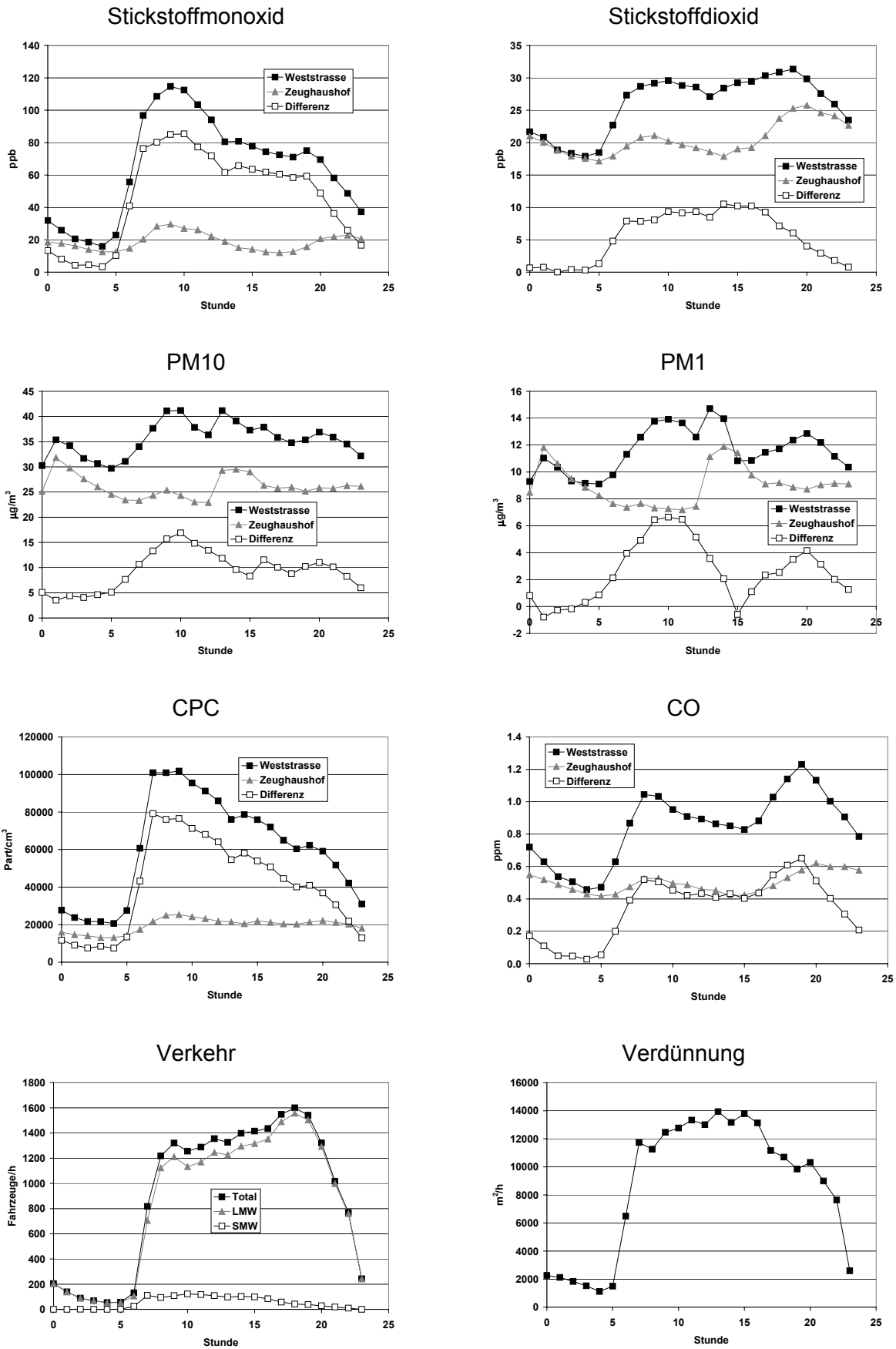


Fig. 3.18: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Zürich (Weststrasse/ Zeughaushof); alle auswertbaren Termine berücksichtigt.

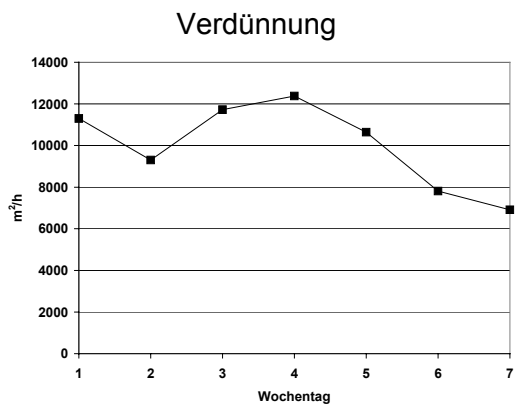
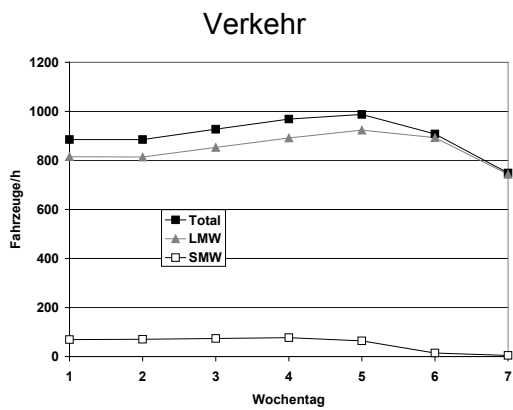
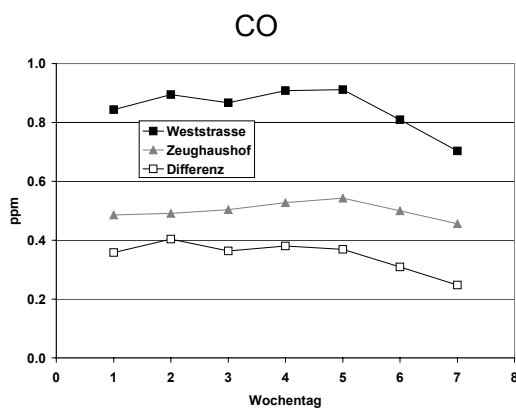
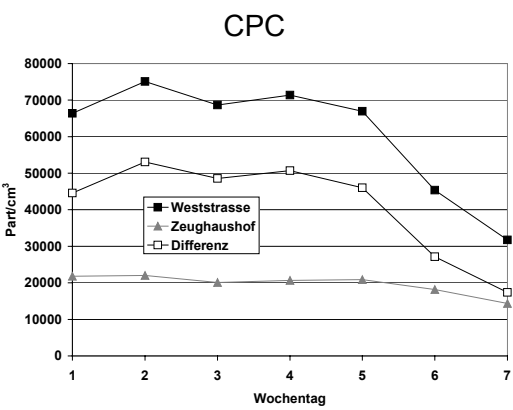
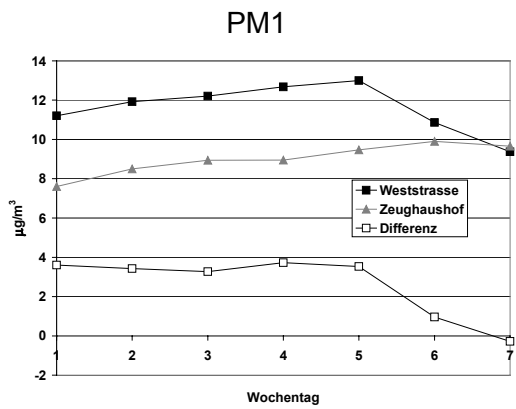
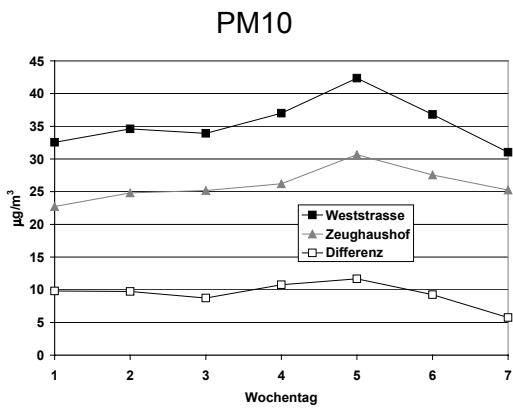
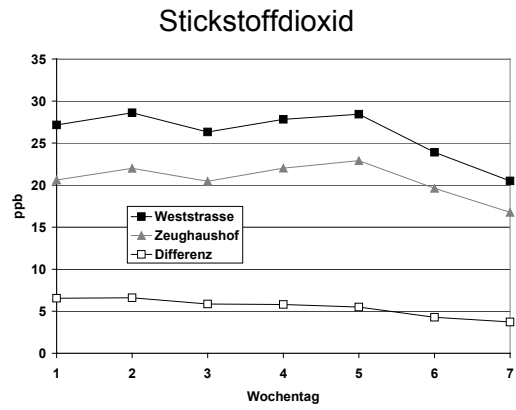
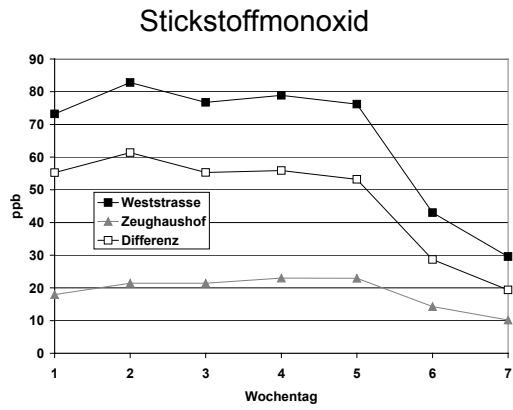


Fig. 3.19: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Zürich (Weststrasse/ Zeughaushof) ; alle auswertbaren Termine berücksichtigt.

### 3.2.6 Messungen in Zürich (Schimmelstrasse/Zeughaushof)

Tabelle 3.22 gibt einen Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Schimmelstrasse/Zeughaushof. Die tabellierten Werte umfassen die Messperiode vom 23. Januar bis 22. Mai 2002. Einbezogen in die Auswertung wurden nur Stundenwerte, bei denen folgende Bedingung erfüllt war:

- Differenz NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) > 20 µg/m<sup>3</sup> (aus den bereits in 3.2 diskutierten Gründen). Mit dieser Einschränkung verblieben noch rund 2100 auswertbare Stundenwerte.

Tab. 3.22: Überblick über die durchschnittlichen Messwerte an der Messstelle Schimmelstrasse/Zeughaushof

		Anzahl Stundenwerte	Schimmelstr. Daten (UGZ)	Zeughaushof Daten (EMPA)	Differenz (lokaler Verkehrsbeitrag)
NO <sub>x</sub> (als NO <sub>2</sub> )	µg/m <sup>3</sup>	2110	141.1	55.7	85.3
NO	ppb	2110	46.5	11.1	35.4
NO <sub>2</sub>	ppb	2110	29.4	18.9	10.5
CO	ppm	1761	0.75	0.45	0.32
PM10	µg/m <sup>3</sup>	2110	34.8	22.7	12.1

Durchschnittswerte Verkehr (Fz./h): LMW: 1074 SMW: 80 Total: 1154

Diese Verkehrszahlen sind Abschätzungen, basierend auf Verkehrszählungen im Jahr 1999 an derselben Messstelle.

Verdünnung (m<sup>2</sup>/h): 23048

Fig. 3.20 und 3.21 geben anhand der durchschnittlichen Tagesverläufe und Wochenverläufe für die einzelnen Schadstoffe einen guten Überblick über das Geschehen an den Messstellen Schimmelstrasse und Zeughaushof.

Auch hier folgt das primär emittierte Stickstoffmonoxid dem bereits in 3.2.1 diskutierten Verlauf, der sich durch die Überlagerung der Verkehrsfrequenz (Emissionen) und der Verdünnung ergibt. Die Verdünnung zeigt einen ausgeprägten Tagesgang, mit tieferen Werten in der Nacht, wenn an der Schimmelstrasse weniger Verkehr herrscht. Dies dürfte deshalb sowohl auf die nachts generell geringeren Luftbewegungen sowie auf die kleinere verkehrsinduzierte Turbulenz zurückzuführen sein.

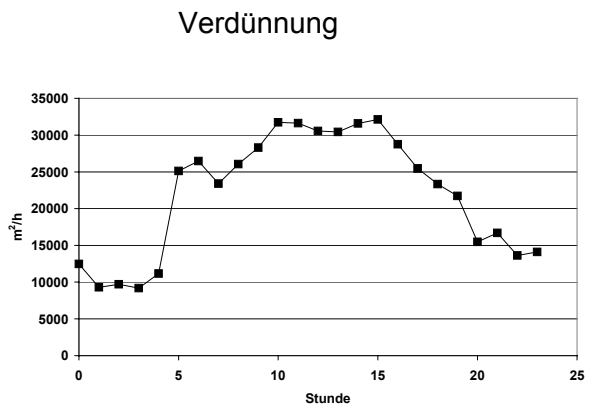
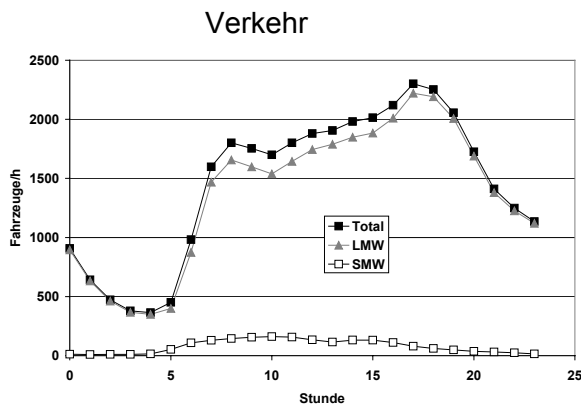
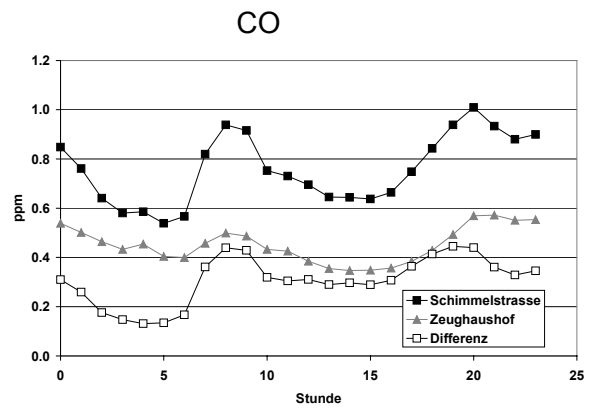
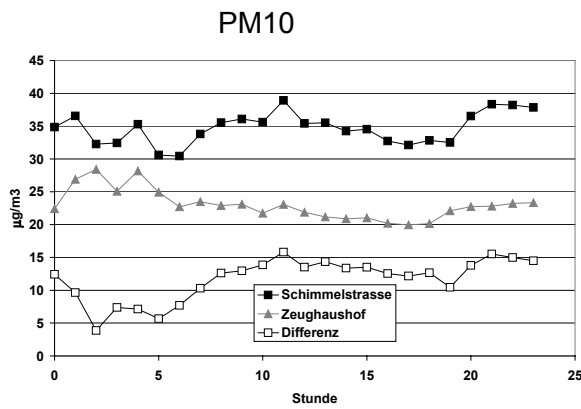
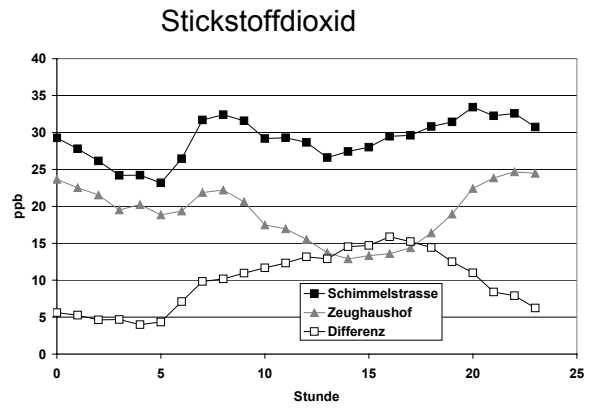
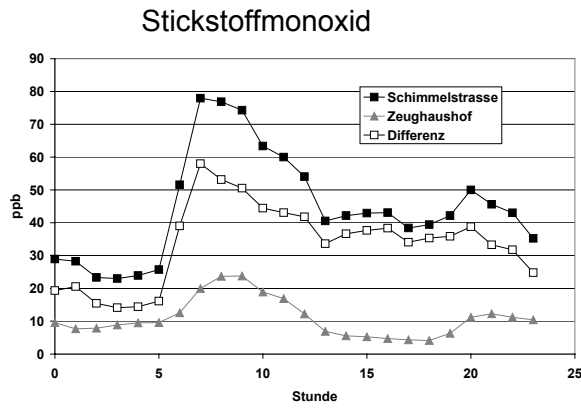


Fig. 3.20: Durchschnittliche Tagesverläufe an der Messstelle Zürich (Schimmelstrasse/ Zeughaushof)

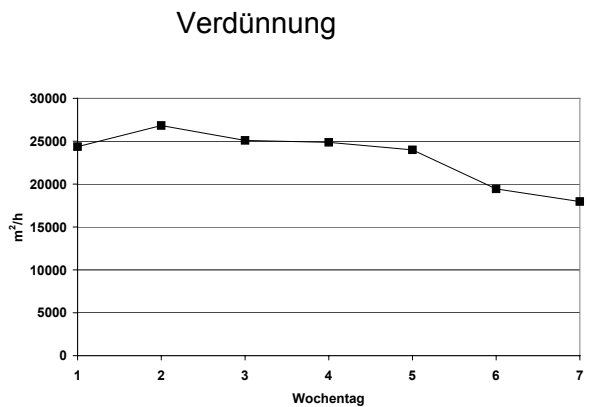
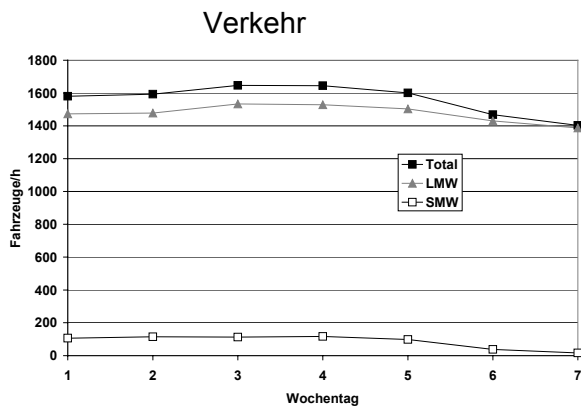
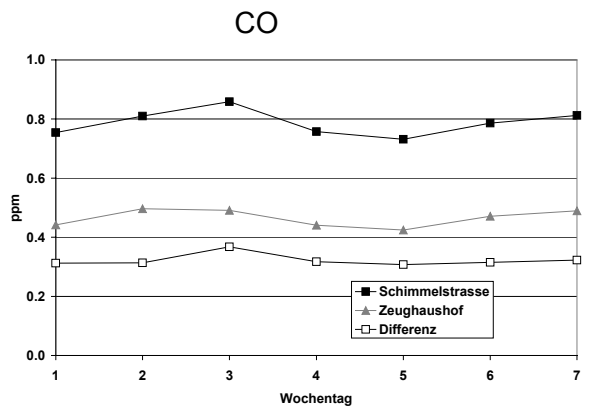
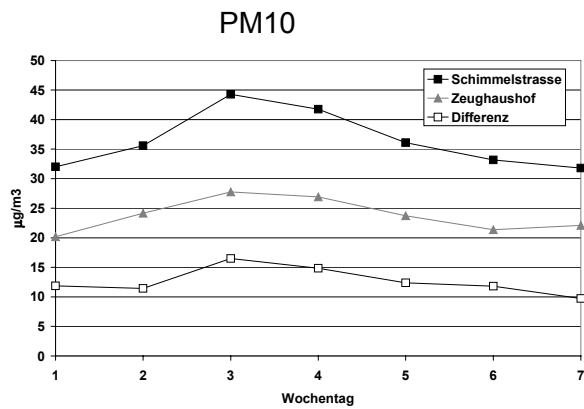
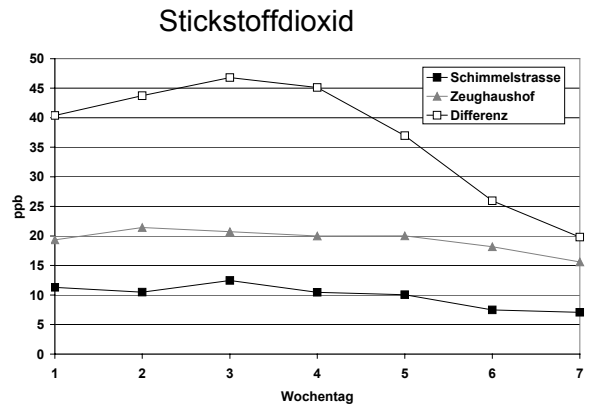
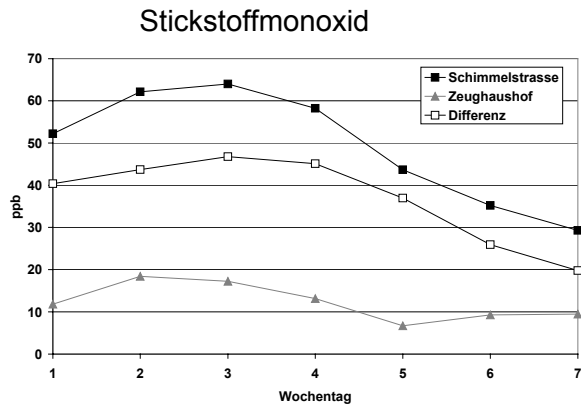


Fig. 3.21: Durchschnittliche Wochenverläufe an der Messstelle Zürich (Schimmelstrasse/ Zeughaushof)

#### 4. Vergleich der gefundenen Emissionsfaktoren mit Ergebnissen anderer Studien

Angesichts der doch erheblichen Messunsicherheiten für die in dieser Untersuchung erhaltenen Emissionsfaktoren ist es natürlich von Interesse, Vergleichswerte aus anderen Untersuchungen heranziehen zu können. Leider sind bis heute keine direkt mit unseren vergleichbaren Messkampagnen durchgeführt worden, die auch die Aufteilung der Partikelemissionen des Verkehrs nach Auspuff und Abrieb/Aufwirbelung erlauben. Hingegen wurden vor allem in Deutschland einige Messkampagnen realisiert, welche mit dem Konzept Strassenstandort/Hintergrundstandort die Berechnung von PM10-Emissionsfaktoren erlauben. Die Ergebnisse dieser Studien sind in Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Tab. 4.1: Emissionsfaktoren für PM10 pro Fahrzeug aus anderen Studien

Messort	Messjahr	EF(PM10) mg/km	Anteil SMW %
Cottbus Bahnhofstr.	1998	152	6.7
Cottbus Bahnhofstr.	1999	161	5.6
Frankfurt/Oder Leipziger Str.	1998	151	6.2
Potsdam H.-Thoma-Str.	1998	120	4.5
Potsdam H.-Thoma-Str.	1999	133	5.2
Berlin/Frankfurter Allee	1994/95	217	
Berlin/Frankfurter Allee	1999	126	4.8
Berlin/Schildhornstraße	2000	89	5.6
Leipzig/Lützner Straße	2000	660	6.5
Berlin/Lerchpfad	1989-92	200	
Berlin/Tunnel Tegel	1989-92	71	
Berlin/Tunnel Tegel	1998	88	
München/Brudermühltunnel	1999	91	

Quelle (Lohmeyer and Düring, 2001)

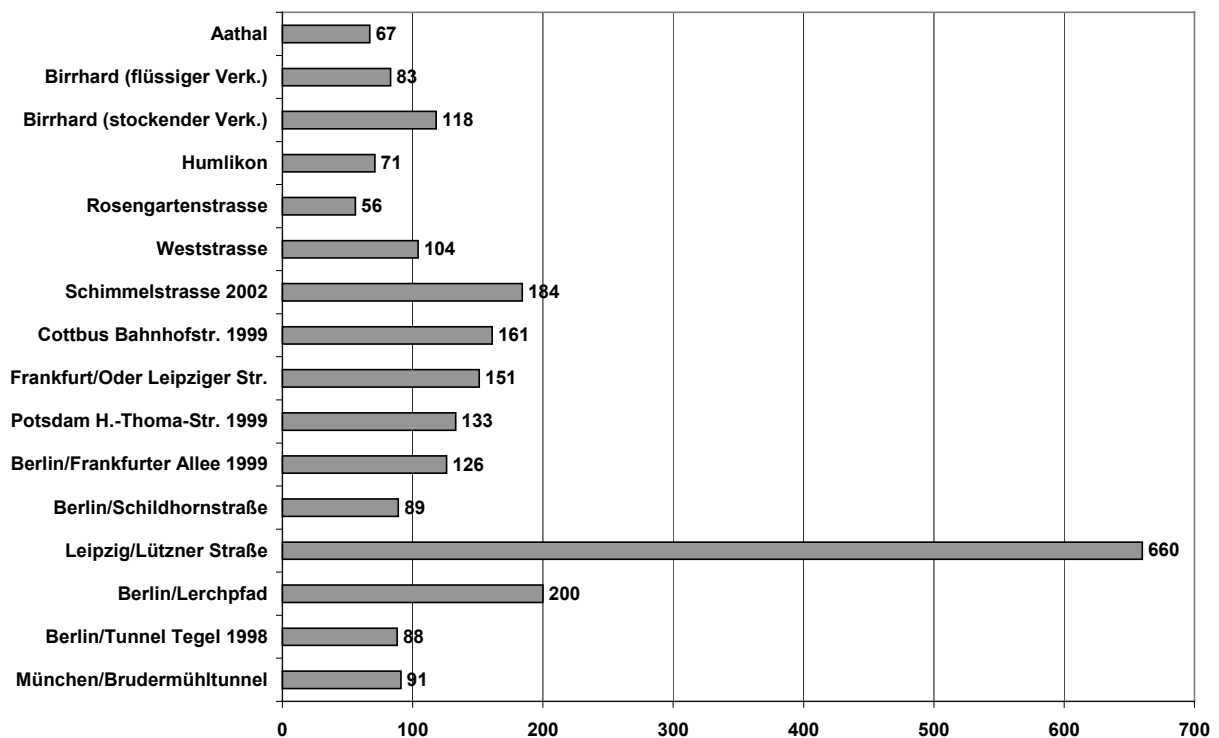


Fig. 4.1: Vergleich der PM10-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug dieser Untersuchung mit aus ähnlichen Untersuchungen ermittelten PM10-Emissionsfaktoren in Deutschland

## 5. Offene Fragen, Ausblick

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts gelang es, aus Feldmessungen Informationen über die Feinstaub-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs zu erhalten. Die neuen und interessanten Resultate, die gewonnen werden konnten, dürfen aber nicht über die Limitationen des Modellansatzes hinwegtäuschen. So setzt das Auswertungskonzept z.B. voraus, dass die für die lokalen Verdünnungsverhältnisse verwendeten Emissionsfaktoren für die Stickoxide korrekt sind. Sollten sich diesbezüglich neue Erkenntnisse ergeben, so hätte dies einen direkten Einfluss auf die ermittelten Emissionfaktoren für Partikel. Die notwendigen Korrekturen wären in einem solchen Fall allerdings relativ einfach durchzuführen.

Eine einschneidende Limite ergibt sich aus dem noch unbefriedigenden Stand der heutigen Messtechnik für zeitlich hoch aufgelöste on-line Messungen der Massenkonzentration von Feinpartikeln. Die eingesetzten Monitore zur Messung von PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> erlaubten nur eine Zeitauflösung von 60 Minuten und auch dies mit einem immer noch hohen statistischen Rauschen des Messsignals. Zudem sind generell die verkehrsbedingten lokalen Zusatzbelastungen für PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> gegenüber der Hintergrundbelastung deutlich geringer als bei den Stickoxiden. Vor allem durch diese Limitation wurde eine detailliertere statistische Auswertung verunmöglicht. Bereits die Auftrennung nach LMW und SMW gestaltete sich sehr schwierig, und es mussten bedeutende Messunsicherheiten in Kauf genommen werden.

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 mechanisch erzeugten Partikel dauernd von der Strasse wegtransportiert werden und keine Akkumulation solcher Stäube auf der Fahrbahn zu erwarten ist. 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 natürlich 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.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die direkten Auspuffemissionen je nach Situation nur rund die Hälfte oder sogar noch weniger der totalen primären Feinstaubemissionen des Strassenverkehrs ausmachen. Es stellt sich deshalb die Frage, wie die bis heute kaum in Betracht gezogenen Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung bezüglich gesundheitlicher Wirkungen zu beurteilen sind. Rein quantitativ betrachtet sind sie erheblich. Allerdings 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. krebserregend), dominieren bei den mechanisch erzeugten Emissionen aus Abrieb und Aufwirbelung relativ grobe mineralische Partikel. Wichtig wären deshalb fundierte Kenntnisse der Mechanismen und Prozesse, welche für die schädliche Wirkung von Feinstäuben verantwortlich sind. Hier bestehen zur Zeit noch beträchtliche Wissenslücken.

Falls es durch weitere Entwicklung der Messtechnik gelingt, präzisere gravimetrische Konzentrationsmessungen mit höherer Zeitauflösung durchzuführen, oder sogar zeitlich hochaufgelöste Messungen der chemischen Zusammensetzung zu realisieren, wären erneute ähnliche Messkampagnen ein sinnvoller Weg, die in dieser Untersuchung gewonnenen Erkenntnisse über die PM-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs weiter zu präzisieren und zu vertiefen.

## 6. Literatur

- Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., Schwartz, J., Schindler, C., Monn, C., Bolognini, C., Bongard, J.P., Brandli, O., Domenighetti, G., Elsasser, S., Grize, L., Karrer, W., Keller, R., KellerWossidlo, H., Künzli, N., Martin, B.W., Medici, T.C., Perruchoud, A.P., Schoni, M.H., Tschopp, J.M., Villiger, B., Wuthrich, B., Zellweger, J.P., and Zemp, E., 1997. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155(1), 122-129.
- Braun-Fahrlander, C., Vuille, J.C., Sennhauser, F.H., Neu, U., Kunzle, T., Grize, L., Gassner, M., Minder, C., Schindler, C., Varonier, H.S., and Wuthrich, B., 1997. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155(3), 1042-1049.
- BUWAL, 2000. Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950-2020, Nachtrag; Schriftenreihe Umwelt Nr. 255, Luft, pp. 83, BUWAL, Bern.
- BUWAL, 2001. Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen, pp. 112, Electrowatt Engineering AG, R. Kropf, Swiss Federal Office for Environment, Forest and Landscape, Bern.
- BUWAL, 2002. NABEL, Luftbelastung 2001; Schriftenreihe Umwelt Nr. 343, Luft, pp. 217, BUWAL, Bern.
- Dockery, D.W., and Pope, C.A., 1994. Acute Respiratory Effects of Particulate Air-Pollution, *Annual Review of Public Health* 15(107-132).
- Hüglin, C., 2000. Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen; Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell, pp. 161, Nationales Forschungsprogramm NFP41 Verkehr und Umwelt, Bericht C4, Bern.
- INFRAS, 1999. Handbuch Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Version 1.2 (CD-ROM); im Auftrag des BUWAL, Bern/Berlin.
- Jenk, H., 2003. Persönliche Mitteilung.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, F., Puybonnieux-Textier, V., Quenel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.C., and Sommer, H., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment, *Lancet* 356(9232), 795-801.
- Lohmeyer, A., and Düring, I., 2001. Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Strassen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Strassen, pp. 80, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden, Radebeul.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., and Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Jama-Journal of the American Medical Association* 287(9), 1132-1141.
- UBA, 2003. Emission functions for heavy duty vehicles; Update of the emission functions for heavy duty vehicles in the handbook emission factors for road traffic; Bericht BE-223; Umweltbundesamt GmbH, Wien.

## 7. Danksagung

Die Autoren durften in diesem komplexen Forschungsprogramm vielfältige Hilfe und Unterstützung erfahren. Insbesondere danken die Autoren

- dem Amt für Strassen und dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, welche das Projekt finanziell unterstützten,
- der wissenschaftlichen Begleitgruppe, die unser Projekt sehr wohlwollend begleitete und durch ihre wertvollen Ideen und Anregungen wichtige Impulse gab,
- dem Umwelt- und Gesundheitsamt der Stadt Zürich für die wertvolle Zusammenarbeit und die Messdaten an der Station Schimmelstrasse,
- dem Amt für Strassen und dem Kanton Zürich für die stets prompte Bereitstellung von Verkehrsdaten,
- dem AWEL des Kantons Zürich für die Bereitschaft, uns ihr Messfahrzeug zu vermieten,
- den zahlreichen Personen, die uns an den einzelnen Messorten erlaubten, unsere Messfahrzeuge zu installieren und zu betreiben.

# **Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs (Projektteil PSI)**

Schlussbericht

David Imhof, Ernest Weingartner, Urs Baltensperger

Villigen, Juni 2003

David Imhof, Ernest Weingartner, Urs Baltensperger  
Labor für Atmosphärenchemie  
Paul Scherrer Institut  
CH-5232 Villigen-PSI

## Inhalt

Zusammenfassung	111
1. Einleitung	115
2. Projektkonzept	117
2.1 Berechnung der Emissionsfaktoren	118
3. Messkampagnen und Geräte	120
3.1 Charakterisierung der Messorte	120
3.1.1 Birrhard	120
3.1.2 Humlikon	122
3.1.3 Zürich-Rosengartenstrasse	124
3.1.4 Zürich-Weststrasse	127
3.2 Verkehrssituationen	127
3.3 Messgeräte	128
4. Qualitätssicherung und Kalibrationsmessungen	133
4.1 SMPS	133
4.1.1 Diffusionsverluste durch unterschiedliche Flussraten	133
4.1.2 Kalibrationsmessungen	134
4.2 OPC	136
4.3 DC	136
4.4 Vergleich der Grössenspektren erfassenden Geräte SMPS, ELPI und OPC	137
4.5 Quervergleich der übrigen Geräte mit Messinstrumenten der EMPA	139
4.6 Datenaufbereitung	140
5. Resultate	141
5.1 Detaillierte Darstellung der Messungen an den einzelnen Standorten	142
5.1.1 Messungen in Birrhard	142
5.1.2 Messungen in Humlikon	150
5.1.3 Messungen in Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof)	157
5.1.4 Messungen in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof)	163
5.2 Vergleich der Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Verkehrssituationen	171
5.2.1 Emissionsfaktoren pro Fahrzeug	171
5.2.2 Emissionsfaktoren getrennt nach Fahrzeugkategorie	173
6. Vergleich der Emissionsfaktoren mit Ergebnissen anderer Studien	178
7. Schlussfolgerungen	180
8. Literatur	182
Anhang: Vertikale Verteilung der partikel- und gasförmigen Luftschadstoffe im Nahbereich einer Autobahn	185



## Zusammenfassung:

Die vorliegende Studie befasst sich mit der Untersuchung der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser  $D_a < 10 \mu\text{m}$  (PM10), die durch den Strassenverkehr emittiert werden. Partikel mit  $D_a < 1 \mu\text{m}$  (PM1) stehen schon seit längerer Zeit in der Diskussion, weil diese Feinpartikel die Atemwege des Menschen ungehindert passieren können und bis in die Alveolen der Lunge und von da auch in den Blutkreislauf gelangen können. Es wird vermutet, dass Teile dieser Partikel kanzerogen sind; ein Zusammenhang zwischen erhöhten PM10-Werten und erhöhter Sterberate wurde nachgewiesen (Dockery et al., 1993).

Ziel dieser Untersuchung, welche von der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) gemeinsam mit dem Paul Scherrer Institut (PSI) durchgeführt wurde, war die Quantifizierung und Charakterisierung der Emissionen aus dem Strassenverkehr sowie die Berechnung von Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen. Das Konzept der im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Messkampagnen beruhte darauf, die Luftschadstoffkonzentrationen am verkehrsbelasteten Standort und an einem Hintergrundstandort zu messen, der möglichst genau die Hintergrundverhältnisse der Strasse repräsentiert. Durch Bildung der Differenz zwischen dem zeitgleichen Konzentrationswert am verkehrsbelasteten Standort und an der Hintergrundmessstelle wurde die Schadstoffkonzentration errechnet, die ausschliesslich aus den Emissionen der gesamten Verkehrsflotte stammte, die während einer bestimmten Zeit den Messort passiert hatte.

Die kontinuierlichen PM10- und PM1-Messungen der EMPA mit Betametern wurden durch das PSI in Intensivmesskampagnen unterstützt. Dabei wurden zeitlich und grössenspezifisch hochaufgelöste Spektren im Grössenbereich von  $18 \text{ nm} < D < 10 \mu\text{m}$  mit Hilfe von zwei Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS), zwei Optischen Partikelzählern (OPC) und einem Elektrischen Niederdruckimpaktor (ELPI) aufgenommen. Ferner wurden Messungen mit zwei Diffusionsaufladern (DC), einem Kondensationspartikelzähler, einem Betameter (PM2.5) und einem Aethalometer durchgeführt.

Die Emissionsmessungen fanden an folgenden vier Standorten mit für die Schweiz typischen Verkehrssituationen statt:

1. Birrhard (Autobahn A1, Tempolimit 120 km/h, keine Steigung, Anteil Schwerverkehr 9.6 %)
2. Humlikon (Autostrasse A4, Tempolimit 100 km/h, keine Steigung, Anteil Schwerverkehr 12.5 %)
3. Zürich Rosengartenstrasse (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse, Tempolimit 50 km/h, Steigung/Gefälle 8 %, Anteil Schwerverkehr 5.8 %)
4. Zürich Weststrasse (Innerorts-Hauptverkehrsstrasse, Tempolimit 50 km/h, Strasse mit Lichtsignalanlagen, keine Steigung, Anteil Schwerverkehr 6.1 %)

Für alle vier Messstationen wurden typische Grössenspektren des verkehrsbelasteten und des Hintergrundstandorts zur Zeit der höchsten Verkehrsfrequenz (morgendliche oder abendliche Berufsverkehrszeit) und bei sehr geringer Verkehrsdichte in der Nacht ermittelt sowie die Differenz berechnet. Sowohl nachts als auch tagsüber wurden hohe Partikelanzahlkonzentrationen im Nanopartikelbereich ( $D < 30 \text{ nm}$ ) festgestellt. Diese Partikel entstehen durch homogene Nukleation, wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch von hohen Temperaturen auf die Temperatur der Umgebungsluft abgekühlt wird. In den vorliegenden Messungen konnte gezeigt werden, dass die

Maximalkonzentration der Nanopartikel im Bereich von 10 - 20 nm lag. Ein sekundärer Mode im Bereich von  $50 \text{ nm} < D < 300 \text{ nm}$  ist der Emission von Russpartikeln zuzuschreiben. Dieser Mode entspricht ungefähr dem in der Literatur beschriebenen Akkumulationsmode ( $100 \text{ nm} < D < 1 \text{ }\mu\text{m}$ ), wobei die Russpartikel durch Alterungsprozesse (hauptsächlich Kondensation) in diesen Grössenbereich gelangen. Die aus Verkehrsemissionen stammenden Russpartikel wurden hauptsächlich tagsüber beobachtet; während der Nacht gab es in diesem Grössenbereich meist nur geringe Differenzen zwischen Luv und Lee. Diese Gegebenheit ist dadurch zu erklären, dass Russpartikel vorwiegend aus Dieselmotoren von schweren Motorwagen (SMW) stammen, die in der Schweiz nur tagsüber verkehren, während die leichten Motorwagen (LMW) mit nur geringem Dieselmotorenanteil vorzugsweise Nanopartikel produzieren. Während bezüglich Partikelanzahl im Bereich  $300 \text{ nm} < D < 700 \text{ nm}$  nur sehr geringe Differenzen zwischen Strassen- und Hintergrundstandort gefunden wurden, konnte auch für die Coarse-Mode-Partikel ( $1 \text{ }\mu\text{m} < D < 10 \text{ }\mu\text{m}$ ) ein Zusammenhang zwischen Verkehrsdichte und Anzahlkonzentration nachgewiesen werden. Diese grossen Partikel sind Folge von Reifen- und Bremsabrieb sowie Abriebsprodukte des Strassenbelags und aufgewirbelte Mineralstaubteilchen.

Mittlere Tagesgänge zeigten, dass die höchsten Schadstoffkonzentrationen im Allgemeinen mit der Zeit des Morgenverkehrs zusammenfallen. Um die Mittagszeit wurden deutlich niedrigere Konzentrationen beobachtet, und die durch den abendlichen Verkehr erzeugte Konzentrationsspitze war trotz höherer Verkehrsdichten meist wesentlich schwächer ausgeprägt als der Morgenpeak. Grund dafür sind die meteorologischen Bedingungen: Die sich in der Nacht bildende stabile Grenzschicht (Nocturnal Boundary Layer) führt bei grossen Verkehrsfrequenzen am frühen Vormittag zu einer markanten Schadstoffanreicherung. Mit allmählich höher steigender Sonne wird der Erdboden erwärmt, es werden vertikale Luftbewegungen induziert und die Inversion wird aufgelöst. Durch die Vertikalbewegungen werden die Schadstoffe auch vermehrt in die Höhe geführt, und sie können sich in einem viel grösseren Luftvolumen ausbreiten. Damit nimmt die Schadstoffkonzentration gegen Mittag viel stärker ab als die Verkehrsdichte. Am Abend bildet sich je nach Jahreszeit früher oder später die stabile nächtliche Grenzschicht neu und führt erneut zu einer kurzzeitigen Schadstoffakkumulation, die oft erst leicht verzögert zur Verkehrsspitze auftritt.

Aus den mit SMPS und DC ermittelten Differenzen zwischen verkehrsbelastetem und Hintergrundstandort wurden mit Hilfe der als korrekt vorausgesetzten  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren für die untersuchten Verkehrssituationen Emissionsfaktoren bezüglich Partikelanzahl, Partikeloberfläche und Partikelvolumen für verschiedene Grössenbereiche berechnet. Die Oberflächen- und Volumengrössenverteilungen wurden aus den Anzahlgrössenverteilungen der SMPS-Messungen berechnet unter der Annahme, dass die Partikel kugelförmig seien. In Anlehnung an die Terminologie  $\text{PM}_{10}$  und  $\text{PM}_{2.5}$  wurden für die Partikelanzahl die Abkürzungen  $\text{N}_{0.05}$ ,  $\text{N}_{0.1}$  und  $\text{N}_{0.3}$  eingeführt.  $\text{N}_{0.05}$  bezeichnet die Gesamtzahl der Partikel mit  $D < 50 \text{ nm}$  (aber grösser als 18 nm, dem unteren Rand des SMPS-Spektrums) und repräsentiert damit den in Verkehrsemissionen relevanten Bereich der Nanopartikel.  $\text{N}_{0.1}$  umfasst die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 100 \text{ nm}$ , in dem im Gegensatz zu  $\text{N}_{0.05}$  auch der Grossteil der Russpartikel enthalten ist.  $\text{N}_{0.3}$  bezeichnet schliesslich die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 300 \text{ nm}$  und wurde gewählt, weil die Obergrenze der SMPS-Spektren im Bereich von 300 nm liegt. Dieselbe Nomenklatur wurde für die Oberfläche S und das Volumen V für die jeweiligen Teilchengrössen verwendet.

Voraussetzung für die Berechnung von Emissionsfaktoren war eine  $\text{NO}_x$ -Differenz (als  $\text{NO}_2$  berechnet) von  $> 20 \text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ , bei den Luv-Lee-Standorten eine

Windgeschwindigkeit grösser als 0.5 m/s, damit die Schadstoffe überhaupt verfrachtet werden, sowie die Bedingung der Windanströmung aus genau definierten Sektoren. In der Tabelle Z1 sind die über die gesamte Messzeit gemittelten durchschnittlichen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an jeder Messstation aufgelistet. Für die Verkehrssituation Birrhard wurden die höchsten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug bezüglich Partikelanzahl ermittelt. Hingegen waren die Werte bezüglich Partikelvolumen für V0.3 an der Weststrasse wie auch in Humlikon höher als in Birrhard. Als Ursache dafür kann die Situation mit Lichtsignalanlagen an der Weststrasse mit bei Beschleunigung markant höheren SMW-Emissionen von Dieselrusspartikeln als bei konstanter Geschwindigkeit angesehen werden. In Humlikon war der Schwerverkehrsanteil generell höher als in Birrhard. Die in der vorliegenden Untersuchung erhaltenen Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug stimmen recht gut mit Ergebnissen aus Studien in anderen Ländern überein.

Tabelle Z1: Mittlere Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den vier Messstellen. Der unplausibel niedrige EF N0.3 an der Rosengartenstrasse ist durch einen Messartefakt bedingt.

	EF N0.05 [Partikel/km]	EF N0.3 [Partikel/km]	EF V0.05 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V0.3 [cm <sup>3</sup> /km]
Birrhard	1.4E+14	1.7E+14	0.0019	0.030
Humlikon	0.74E+14	1.1E+14	0.0010	0.043
Rosengarten	0.54E+14	0.25E+14	--	--
Weststrasse	0.67E+14	1.2E+14	0.0012	0.083

Mit einem multiplen Regressionsmodell konnten die totalen Emissionen in einen Anteil, der von leichten Motorwagen stammt, und in einen solchen von schweren Motorwagen aufgetrennt werden. Einen Überblick über die Resultate geben die Tabellen Z2 und Z3. Bei den höheren Geschwindigkeiten auf der Autobahn/Autostrasse scheinen die LMW höhere Partikelanzahl-Emissionsfaktoren zu haben als im Innerortsverkehr in der Stadt Zürich. Für die Situation Birrhard, Rosengartenstrasse und Weststrasse bewegten sich die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren für SMW in ähnlichem Rahmen bei etwa 10<sup>14</sup> bis 10<sup>15</sup> Partikel/km. Einzig in Humlikon wurden für SMW sehr niedrige, für LMW erstaunlich hohe Partikelanzahl-Emissionsfaktoren berechnet, allerdings war die statistische Unsicherheit an diesem Standort sehr gross.

Die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren zeigten für Birrhard und Humlikon ähnliche Werte. Die Emissionsfaktoren für LMW an der Weststrasse unterschieden sich ebenfalls nicht gross von den Werten an den Autobahnstandorten. Hingegen wurde für SMW ein sehr hoher Wert ermittelt, der wie oben bereits erwähnt, aus den häufigen Brems- und Wiederanfahrvorgängen auf einer Strasse mit Lichtsignalanlagen resultiert. Für die Situation Rosengartenstrasse war eine Berechnung der Volumen-Emissionsfaktoren nicht möglich, weil tiefe Temperaturen zu einem Artefakt in den verwendeten SMPS-Messapparaturen führten.

Tabelle Z2: Übersicht über die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren (Einheit: Partikel/km) an den verschiedenen Messstellen. Die Abnahme des Partikelanzahl-Emissionsfaktors für LMW von N0.1 zu N0.3 an der Rosengartenstrasse ist durch einen Messartefakt bedingt.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhard	N0.05	4.1E+13	2.1E+13	8.1E+14	1.1E+14
	N0.1	6.9E+13	2.0E+13	9.1E+14	1.0E+14
	N0.3	7.4E+13	2.2E+13	9.7E+14	1.1E+14
Humlikon	N0.05	8.1E+13	2.5E+13	1.7E+14	1.0E+14
	N0.1	9.4E+13	2.8E+13	2.6E+14	1.1E+14
	N0.3	9.8E+13	2.8E+13	3.1E+14	1.1E+14
Rosengarten	N0.05	1.2E+13	1.3E+13	12E+14	0.97E+14
	N0.1	2.2E+13	1.4E+13	13E+14	1.1E+14
	N0.3	0.9E+13	1.7E+13	15E+14	1.2E+14
Weststrasse	N0.05	2.5E+13	0.24E+13	7.4E+14	0.2E+14
	N0.1	3.9E+13	0.28E+13	11E+14	0.23E+14
	N0.3	4.6E+13	0.29E+13	14E+14	0.24E+14

Tabelle Z3: Übersicht über die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren (Einheit: cm<sup>3</sup>/km) an den verschiedenen Messstellen.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)
Birrhard	V0.05	0.0011	0.0003	0.0099	0.0015
	V0.1	0.0065	0.0016	0.0360	0.0084
	V0.3	0.0190	0.0057	0.1600	0.0300
	V1	0.0710	0.0470	0.5950	0.2400
Humlikon	V0.05	0.0012	0.0003	0.0025	0.0014
	V0.1	0.0036	0.0013	0.0240	0.0055
	V0.3	0.0170	0.0047	0.1760	0.0200
	V1	0.0690	0.0520	1.1560	0.2000
Rosengarten	V0.05	--	--	--	--
	V0.1	--	--	--	--
	V0.3	--	--	--	--
	V1	--	--	--	--
Weststrasse	V0.05	0.0006	0.0001	0.0120	0.0004
	V0.1	0.0034	0.0002	0.0900	0.0018
	V0.3	0.0250	0.0019	0.9400	0.0160
	V 1	0.0710	0.0110	2.5000	0.0950

## 1. Einleitung

In den letzten zehn Jahren rückte die Massenkonzentration des atmosphärischen Aerosols, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub> (definiert als die Massenkonzentration der Aerosolpartikel mit aerodynamischem Durchmesser  $D_a \leq 10 \mu\text{m}$  bzw.  $D_a \leq 2.5 \mu\text{m}$ ), in den Vordergrund des Interesses, weil epidemiologische Studien gezeigt haben, dass erhöhte PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Werte mit negativen Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung verbunden sind (Dockery et al., 1993; Pope et al., 2002).

Aufgrund der Forschungsergebnisse von epidemiologischen Studien wurde 1998 in der schweizerischen Luftreinhalteverordnung (LRV) ein Immissionsgrenzwert für lungengängigen Feinstaub (PM<sub>10</sub>) festgesetzt. Er beträgt  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel und  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als maximaler Tagesmittelwert. Diese Grenzwerte werden derzeit nur an den ländlich geprägten Messstationen eingehalten, während in städtischen Gebieten je nach Lage des Messstandortes zum Teil zahlreiche Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwertes registriert werden. Auch im Jahresmittel wird der Grenzwert in den urbanen Gebieten nicht eingehalten. An der NABEL-Station in Zürich im Zeughaushof (definiert als städtische Hintergrundstation) betrug der PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwert 2002  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , und der gemäss LRV maximal zulässige Tagesmittelwert wurde 23 mal überschritten (BUWAL, 2003). Grenzwerte für PM<sub>2.5</sub> sind in der Schweiz wie auch in den übrigen europäischen Staaten bis anhin nicht festgesetzt worden.

In neuester Zeit gab es auch Studien, welche die Diskussion über mögliche Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln (definiert als Partikel mit  $D < 100 \text{nm}$ ) in Bewegung gebracht haben (Peters & Wichmann, 2001). Der Motorfahrzeugverkehr stellt eine wichtige Quelle von Partikeln in diesem Grössenbereich dar und zeigt gewöhnlich zwei verschiedene Moden zwischen 15 und 300 nm. Einerseits gibt es einen Mode, der hauptsächlich durch Russpartikel (50 - 300 nm) charakterisiert und vorwiegend von Dieselmotoren emittiert wird. Andererseits fanden Whitby et al. (1975) bereits in den 1970er Jahren im Nahbereich von Autobahnen einen zusätzlichen Mode von Partikeln mit  $D < 50 \text{nm}$ . In neueren Untersuchungen konnte die Existenz dieser Partikel bestätigt werden (Weingartner et al., 1997; Kittelson et al. 2000). Diese werden als Nanopartikel bezeichnet. Sie werden durch Kondensationsprozesse im sich abkühlenden Abgas direkt nach dessen Emission gebildet und bestehen hauptsächlich aus flüchtigem, hydrophobem organischem Material (Wehner et al., 2001; Baltensperger et al., 2002). Ihre Anzahlkonzentration scheint mit der Umgebungstemperatur der Luft und der relativen Feuchte zusammenzuhängen (Abdul-Khalek et al., 1999).

Die Auspuffemissionen von einzelnen Fahrzeugen können auf Rollen- und Motorenprüfständen gemessen werden und sind in der Literatur hinreichend dokumentiert, sie gelten aber nur für genau definierte Bedingungen und können daher nicht auf Real-World-Emissionen angewendet werden. Beispielsweise ist die Verdünnung in der Umwelt viel grösser als auf Testständen simuliert werden kann, und dadurch zeigt der Mechanismus der Partikelbildung ein anderes Verhalten. Auch Alter und Wartungszustand der unterschiedlichen Fahrzeugtypen können am Teststand nur schwer simuliert werden.

Es gibt zahlreiche Tunnelstudien, in welchen Emissionsfaktoren für Personen- und Lastwagen ermittelt wurden (Weingartner et al., 1997, Kirchstetter et al., 1999, Gidhagen et al., 2003). Tunnelmessungen haben den Vorteil, dass bei geeignetem Aufbau der Messinstrumente Luftvolumen, Luftzufuhr sowie die Hintergrundbelastung und die Abluft genau bestimmt werden können. Andererseits

ist in Tunneln die Fahrgeschwindigkeit auf maximal 80 bis 100 km/h beschränkt, und somit ist die Standardgeschwindigkeit von 120 km/h auf Autobahnen in der Schweiz nicht abgedeckt. Im Tunnel verhält sich die Partikelbildung ausserdem anders als bei Real-World-Bedingungen im Freiland (insbesondere wegen der wesentlich höheren Aerosolkonzentration).

Der Vorteil der Freilandexperimente besteht darin, dass die Emissionen der wirklich vorbeifahrenden Verkehrsflotte unter den gegebenen Umweltbedingungen gemessen werden können. Diese Verkehrsemissionen wirken besonders in den Städten auch direkt auf die sich am Rand der Strassen aufhaltenden Menschen ein. Allerdings gestaltet sich hier die Ermittlung der Verdünnung relativ schwierig, und um aussagekräftige Daten zu erhalten, ist es unbedingt erforderlich, die Hintergrundbelastung am jeweiligen Standort auf kontinuierlicher Basis zu messen.

Im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms Verkehr und Umwelt NFP 41 konnten an einem stark befahrenen innerstädtischen Standort in Zürich Emissionsfaktoren für PM10 und den lichtabsorbierenden Kohlenstoff (BC – Black Carbon) bestimmt werden. Im weiteren konnten die Beiträge von Brems- und Reifenabrieb bzw. Wiederaufwirbelung sowie von den eigentlichen Auspuffemissionen abgeschätzt werden (Hüglin, 2000). Weil an den Messstandorten ausschliesslich die PM10-Werte aufgezeichnet wurden und die Verdünnung nicht einwandfrei bestimmt werden konnte (die Einlasssysteme für PM10 und NO<sub>x</sub> befanden sich nicht am selben Ort), blieben grosse Unsicherheiten bestehen. Diese sollen mit dem vorliegenden, vom ASTRA (Bundesamt für Strassen) und BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) finanzierten Projekt „Verifikation der PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs“ geklärt werden. Dieses Projekt wurde von der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) in Zusammenarbeit mit dem Paul Scherrer Institut (PSI) durchgeführt.

Das übergeordnete Ziel dieses Projekts ist die Bestimmung von PM10- und PM1-Emissionsfaktoren für Personenwagen und schwere Nutzfahrzeuge für verschiedene typische Verkehrssituationen im Innerstadtbereich sowie auf Autobahnen mit unterschiedlichen Geschwindigkeitslimiten. Ferner sollten durch gleichzeitige Messung von PM1 und PM10 quantitative Informationen über den Beitrag der direkten Auspuffemissionen und der Emissionen im sogenannten Coarse-Mode ( $D \geq 1 \mu\text{m}$ , hauptsächlich verursacht durch Abriebprodukte, Aufwirbelung) an den gesamten PM10-Emissionen des Strassenverkehrs gewonnen werden. Durch sowohl zeitlich als auch grössenspezifisch hochauflösende Messinstrumente wurden im Rahmen des PSI-Projektteils verschiedene Aerosolparameter gemessen und ebenfalls Emissionsfaktoren für Partikel im ultrafeinen Grössenbereich (18-50 nm, 18-100 nm und 18-300 nm) berechnet, sowohl in der Form der Partikelanzahl als auch Oberfläche und Volumen. Von letzterem konnte mit Annahme einer bestimmten Dichte die Massenkonzentration berechnet, und damit wieder der Bezug zu den von der EMPA gemessenen PM1-Werten hergestellt werden.

## 2. Projektkonzept

Das Konzept sämtlicher im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Messkampagnen beruhte darauf, die Schadstoffkonzentrationen am verkehrsbelasteten Standort und an einem Hintergrundstandort zu messen. In den an Strassen registrierten Konzentrationen ist auch die allgemeine Luftbelastung der näheren und weiteren Umgebung enthalten, die ebenfalls gewissen Tagesgängen unterliegt. Durch Bildung der Differenz zwischen dem zeitgleichen Konzentrationswert am verkehrsbelasteten Standort und an der Hintergrundmessstelle wird die Schadstoffkonzentration errechnet, die den Emissionen der Verkehrsflotte an dieser Strasse zugeschrieben werden kann.

$$C_V = C_{(V+H)} - C_H \quad (1)$$

- $C_V$ : Berechnete Konzentration der direkten Verkehrsemissionen  
 $C_{(V+H)}$ : Gemessene Summe der Verkehrs- und Hintergrundbelastung am verkehrsnahen Standort  
 $C_H$ : Gemessene Hintergrundbelastung am verkehrsfernen Standort

Bei Messungen an offenen Überlandstrecken eignet sich das Lee-Luv-Konzept. Dazu ist offenes Gelände beidseits des untersuchten Strassenabschnittes erforderlich, damit die Auswertung der Messergebnisse nicht durch allfällige unbekannte mikroskalige Turbulenzen des Windfeldes im Bereich des Messorts erschwert wird. Die beiden Messstellen müssen so nahe beieinander liegen, dass an der Voraussetzung der gleichen Hintergrundbelastung kein Zweifel bestehen kann, jedoch genügend weit vom Strassenrand entfernt, um auf der Luvseite keine Verkehrsemissionen durch Turbulenz zu erfassen (Gehrig et al., 2003). Die wichtigste Voraussetzung für dieses Konzept besteht darin, dass die Windanströmung mehr oder weniger rechtwinklig zur Strasse erfolgen muss, um überhaupt auswertbare Daten zu erhalten. Alle Zeiten mit autobahnparallelen Windrichtungen können nicht für die Auswertung gebraucht werden. Damit wird erfahrungsgemäss die Anzahl auswertbarer Messdaten stark eingeschränkt. Im weiteren muss die Strasse über eine längere Strecke annähernd gerade verlaufen, damit die günstigen Windsektoren möglichst gross gewählt werden können, um die Anzahl der auswertbaren Messzeiten zu optimieren.

Das Lee-Luv-Konzept ist aus Gründen der Schadstoffausbreitung in den Strassenschluchten von Städten und meist allein schon aus Platzgründen im dicht bebauten Gebiet nicht anwendbar. Deshalb kam für die beiden Messkampagnen in der Stadt Zürich das Konzept lokale Verkehrsbelastung – Hintergrundbelastung zur Anwendung. Hierfür sind Messanordnungen geeignet, bei denen die Differenz zwischen dem direkt verkehrsbelasteten Standort und dem Hintergrundstandort möglichst gross ist. Die zu untersuchende Verkehrsachse muss demnach eine hohe Verkehrsdichte aufweisen, und zudem sollte sich in der unmittelbaren Umgebung keine weitere stark befahrene Strasse befinden, welche die Messungen beeinflussen könnte. Die Hintergrundstation sollte eine ähnliche Verkehrsbelastung aufweisen wie die nähere Umgebung der belasteten Messstelle (Gehrig et al., 2003). Der Vorteil dieses Konzeptes ist, dass alle Messzeiten unabhängig von der Windrichtung ausgewertet werden können. Die übergeordnete Windrichtung wird dann zur Interpretation bestimmter Charakteristika der Messresultate herangezogen. Hingegen gestaltet sich die Wahl des Hintergrundstandorts in einem urbanen Raum oft schwierig. Nachteilig wirkt sich die meist nicht vermeidbare grössere räumliche Distanz zwischen der verkehrsbelasteten und der Hintergrundmessstelle aus. Das Faktum, dass der Hintergrundstandort wirklich die Hintergrundverhältnisse an der

stark befahrenen Strasse repräsentiert, ist in diesem Fall mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

## 2.1 Berechnung der Emissionsfaktoren

Aus den gemäss Gleichung (1) ermittelten Konzentrationen der direkten Verkehrsemissionen und mit Hilfe der nach leichten Motorwagen (LMW) und schweren Motorwagen (SMW) aufgeteilten Verkehrszahlen wurden nach dem nachfolgend beschriebenen Prinzip die absoluten Emissionsfaktoren für die jeweilige Kategorie berechnet (vgl. Gehrig et al., 2003, für eine detailliertere Beschreibung). Unter die Kategorie LMW fallen alle leichten Motorfahrzeuge mit einer Länge < 6 m, also auch die Motorräder. Die Fraktion der SMW beinhaltet die schweren Motorfahrzeuge mit einer Länge > 6 m, d.h. sämtliche Lastkraftwagen, Sattelschlepper wie auch Busse.

Da eine direkte Berechnung von Emissionsfaktoren aus den gemessenen Konzentrationsdifferenzen nicht möglich ist (meteorologische Parameter wie beispielsweise die Temperatur oder die Windgeschwindigkeit verursachen unterschiedliche Immissionen der gleichen Verkehrsflotte), muss die Kalkulation über das Verdünnungsverhältnis erfolgen. Die Verdünnung wird über die als bekannt angenommenen Emissionsfaktoren für die Stickoxide (NO<sub>x</sub>) berechnet. Hierbei wird vorausgesetzt, dass die Verdünnung von NO<sub>x</sub> und Partikeln gleichmässig verläuft, und dass es keine Prozesse gibt, die unter den gegebenen meteorologischen Bedingungen zu einer einseitigen Entfernung einer Spezies aus der Atmosphäre innerhalb einer bestimmten Zeiteinheit führen. Diese Voraussetzung wurde in einer weiteren, in den Projektteil des PSI integrierten Messkampagne (Projekt BAB II) verifiziert. Die Messergebnisse der BAB II-Kampagne bestätigten eine ausreichende Korrelation zwischen NO<sub>x</sub> und Partikeln (vgl. Anhang; Imhof et al., 2003). Ferner wird vorausgesetzt, dass die heute (Stand März 2003) bekannten Emissionsfaktoren für Stickoxide korrekt sind. Neue Erkenntnisse in dieser Hinsicht hätten also auch einen Einfluss auf die im Rahmen des vorliegenden Projekts ermittelten Emissionsfaktoren für die verschiedenen Aerosolparameter.

Die NO<sub>x</sub>-Differenz kann gemäss folgender Gleichung als Verhältnis der NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren zur Verdünnung  $v$  multipliziert mit dem jeweiligen Verkehrsanteil wiedergegeben werden:

$$\Delta\text{NO}_x = \frac{\text{EF}_{\text{NO}_x(\text{LMW})}}{v} \cdot n_{\text{LMW}} + \frac{\text{EF}_{\text{NO}_x(\text{SMW})}}{v} \cdot n_{\text{SMW}} \quad (2)$$

Wenn die NO<sub>x</sub>-Differenz (als NO<sub>2</sub> berechnet) grösser als 20 µg/m<sup>3</sup> ist, kann die Verdünnung für jede Stunde aus der gemessenen NO<sub>x</sub>-Differenz, den Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> und den Verkehrsfrequenzen gemäss Gleichung 3 bestimmt werden. Bei geringeren NO<sub>x</sub>-Differenzen wäre die errechnete Verdünnung mit einem zu grossen Unsicherheitsfaktor behaftet, so dass diese Messwerte nicht weiter zur Auswertung gelangen.

$$v = \frac{\text{EF}_{\text{NO}_x(\text{LMW})} \cdot n_{\text{LMW}} + \text{EF}_{\text{NO}_x(\text{SMW})} \cdot n_{\text{SMW}}}{\Delta\text{NO}_x} \quad (3)$$

Für die Konzentrationsdifferenz der Spezies  $i$  gilt analog zu Gleichung (2):

$$\Delta C_i = \frac{EF_{i(LMW)}}{v} \cdot n_{LMW} + \frac{EF_{i(SMW)}}{v} \cdot n_{SMW} \quad (4)$$

oder wenn der Emissionsfaktor pro Fahrzeug berechnet werden soll:

$$\Delta C_i = \frac{EF_i}{v} \cdot n_{Total} \quad (5)$$

Gleichung (5) aufgelöst nach dem Emissionsfaktor der Spezies i ergibt:

$$EF_i = \frac{\Delta C_i}{v} \cdot n_{Total} \quad (6)$$

In den Gleichungen bedeuten:

$EF_{NO_x(LMW)}$ :	Emissionsfaktor Stickoxide von leichten Motorwagen (als $NO_2$ ) [mg/km]
$EF_{NO_x(SMW)}$ :	Emissionsfaktor Stickoxide von schweren Motorwagen (als $NO_2$ ) [mg/km]
$EF_i$ :	Emissionsfaktor der Spezies i (Einheit abhängig von i: [Partikel/km], [cm <sup>2</sup> /km] oder [cm <sup>3</sup> /km])
$n_{LMW}$ :	Anzahl leichte Motorwagen [1/h]
$n_{SMW}$ :	Anzahl schwere Motorwagen [1/h]
$n_{Total}$ :	Anzahl aller Fahrzeuge [1/h]
$\Delta NO_x$ :	Konzentrationsdifferenz der Stickoxide (als $NO_2$ berechnet) Lee-Luv, bzw. Strasse-Hintergrund [ $\mu g/m^3$ ]
$\Delta C_i$ :	Konzentrationsdifferenz der Spezies i (Einheit abhängig von i: [Partikel/m <sup>3</sup> ], [ $\mu m^2/m^3$ ] oder [ $\mu m^3/m^3$ ])
v:	Verdünnung [m <sup>2</sup> /h]

Bei genügend starker Variation der Verkehrszusammensetzung während der Messzeit und ausreichend grossen Konzentrationsdifferenzen können durch geeignete Regression (lineares Modell) die Beiträge ermittelt werden, welche die Personenwagen bzw. die Lastwagen zum Gesamtemissionsfaktor beisteuern.

### 3. Messkampagnen und Geräte

Die EMPA stellte in sämtlichen Messkampagnen je einen Messwagen an den verkehrsbelasteten Standort und an den Hintergrundstandort. Es wurden Gesamtpartikelanzahl-, PM10-, PM1-Messungen und (teilweise) Russmessungen (Black Carbon) durchgeführt. Auch die stark mit dem Verkehr zusammenhängenden gasförmigen Schadstoffe NO<sub>x</sub> und CO wurden kontinuierlich gemessen. Die Aktivitäten der EMPA wurden mit jeweils zwei- bis sechswöchigen Intensivmesskampagnen durch das PSI unterstützt. Zum Zweck der genaueren Aerosolcharakterisierung wurde das PSI-Messmobil für die Zeit einer Kampagne neben den Messwagen der EMPA gestellt, während am zweiten Standort die Instrumente des PSI im Messcontainer der EMPA installiert wurden. Die genauen Daten der Intensivmesskampagnen sind in Tabelle 3.1 aufgelistet. Wichtige meteorologische Parameter wie Temperatur, Windrichtung und -geschwindigkeit sowie Luftfeuchte wurden von der EMPA gemessen. Für die beiden Messkampagnen in Zürich wurden die meteorologischen Daten der NABEL-Station auf dem Zeughaushof verwendet. Daten über die Verkehrszusammensetzung (Anzahl Personenwagen und Lastwagen) sowie über die Geschwindigkeit wurden durch automatische Zählungen vom ASTRA bzw. vom Kanton Zürich zur Verfügung gestellt, an der Weststrasse durch einen von der EMPA betriebenen Induktionszähler gemessen.

Tabelle 3.1: Übersicht über die vom PSI durchgeführten Intensivmesskampagnen.

Messkampagne	Beginn	Ende
Birrhard (Teil 1)	21.06.01	07.07.01
Birrhard (Teil 2)	08.08.01	21.08.01
Humlikon	17.10.01	29.10.01
Zürich-Rosengartenstrasse	14.02.02	06.03.02
Zürich-Weststrasse	14.08.02	14.10.02

### 3.1 Charakterisierung der Messorte

#### 3.1.1 Birrhard

In der ersten Messkampagne, welche aufgrund zwischenzeitlich anderweitiger Verwendung der Messinstrumente in zwei Teile aufgeteilt war, wurde ein Streckenabschnitt der Autobahn A1 zwischen dem Anschluss Mägenwil und der Verzweigung Birrfeld untersucht. Der Messstandort befand sich beim Dorf Birrhard (Abb. 3.1). Die erlaubte Maximalgeschwindigkeit beträgt an dieser Stelle 120 km/h, die Autobahn besitzt zwei Fahrspuren pro Richtung und keine Längsneigung (0%). Mittel- und Randstreifen der Autobahn sind im untersuchten Abschnitt unverbaut. Das Gelände ist gegen Westen hin offen und wird intensiv landwirtschaftlich genutzt. Östlich der Messstation befinden sich Gewerbebauten und einige relativ hohe Bäume, so dass die Windanströmung von Osten nicht ganz ungestört erfolgen kann, was aber für eine Luvseite nicht von allzu grosser Bedeutung ist.

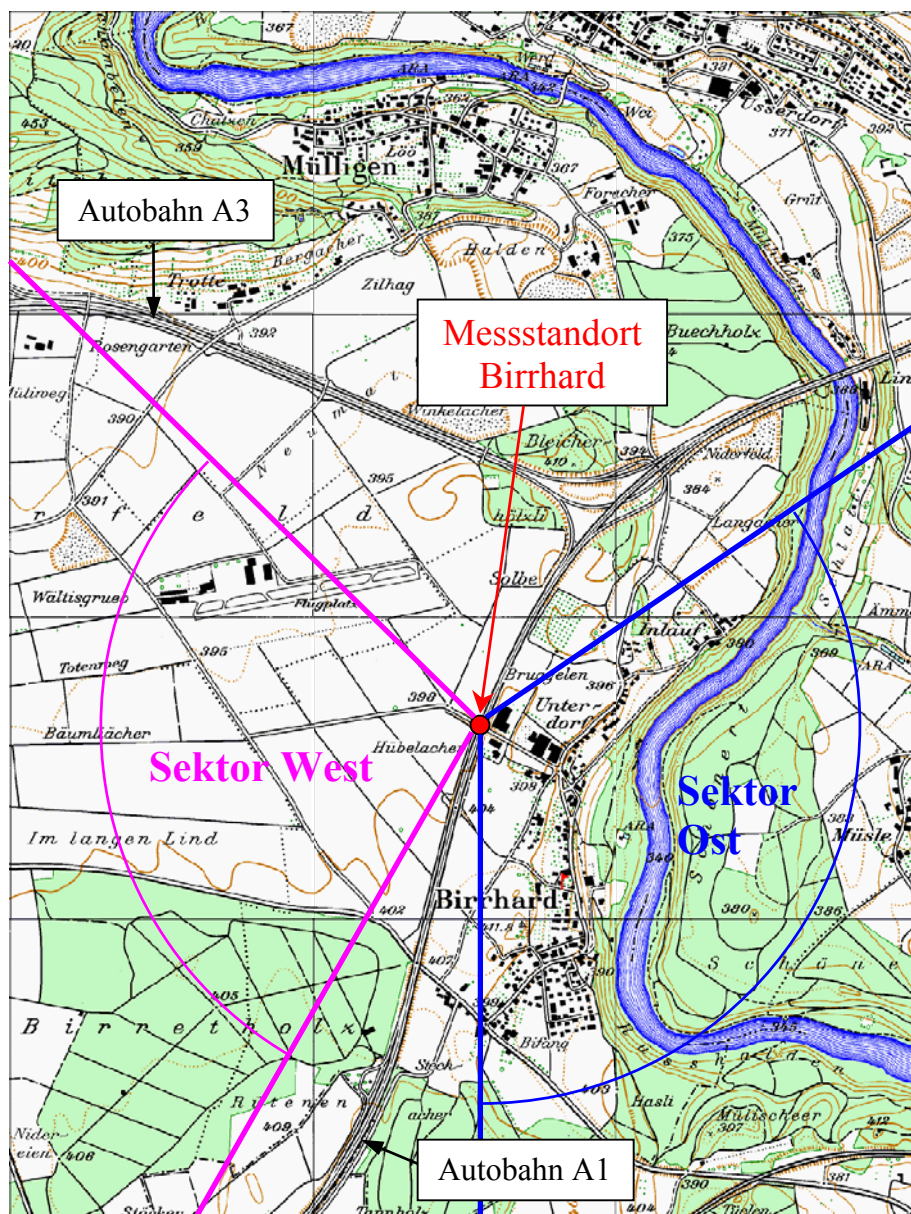


Abbildung 3.1: Messstandort an der A1 bei Birrhard (Ausschnitt aus der Topographischen Landeskarte der Schweiz 1:25000, Blatt 1070 und 1090, 1982; reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA035415) vom 24.06.2003).

Der Standort Birrhard wurde ausgewählt, weil die A1 in diesem Abschnitt nahezu in Süd-Nord-Richtung, senkrecht zur allgemeinen Windrichtung verläuft. Aufgrund des überwiegend aus westlichen Richtungen kommenden Windes im Schweizer Mittelland wurde die Ostseite der Autobahn (häufigere Leelage) mit einer grösseren Anzahl Messinstrumente ausgestattet als die Westseite. Das PSI-Messmobil und der Messwagen der EMPA wurden deshalb auf der Ostseite der A1 auf dem Areal der Firma Riegger parkiert (Abb. 3.2). Der Abstand zum Pannestreifen der Autobahn betrug 20 m, der Einlass für die Aerosolmessgeräte befand sich 2.5 m über dem Erdboden. Westlich der Autobahn wurde der Messcontainer der EMPA, in dem sich auch die Instrumente des PSI befanden, 25 m vom Pannestreifen entfernt aufgestellt (Abb. 3.3). Entsprechend dem Verlauf der Autobahn wurden die folgenden beiden günstigen Windrichtungssektoren für die weitere Auswertung der Daten definiert:

Sektor West: 180 bis 210 Grad  
Sektor Ost: 55 bis 180 Grad



Abbildung 3.2: Messstation Birrhard (Ostseite der Autobahn) mit PSI-Messmobil (vorne) und Messfahrzeug der EMPA (hinten).



Abbildung 3.3: Messcontainer der EMPA auf der Westseite der Autobahn A1 bei Birrhard.

### 3.1.2 Humlikon

Die Messstelle Humlikon befand sich an der Autostrasse A4 (Winterthur-Schaffhausen) zwischen den Anschlussstellen Henggart und Adlikon-Andelfingen auf der Höhe des Restaurants Kreuzstrasse (Abb. 3.4). Das Messgelände ist beidseits der Autostrasse offen und garantiert eine ungestörte Anströmung. Im Nahbereich der

Messstelle befinden sich landwirtschaftlich intensiv genutzte Ackerflächen. Die A4 ist im untersuchten Streckenabschnitt zweispurig mit einer Geschwindigkeitslimite bei 100 km/h und einer sehr geringen Längsneigung von weniger als 0.5%. Erst nach der Evaluation des Standortes wurde am Westrand der Autostrasse ein Erdwall von ca. 2 m Höhe aufgeschüttet, der aber auf die Messungen kaum Einfluss ausgeübt haben sollte.

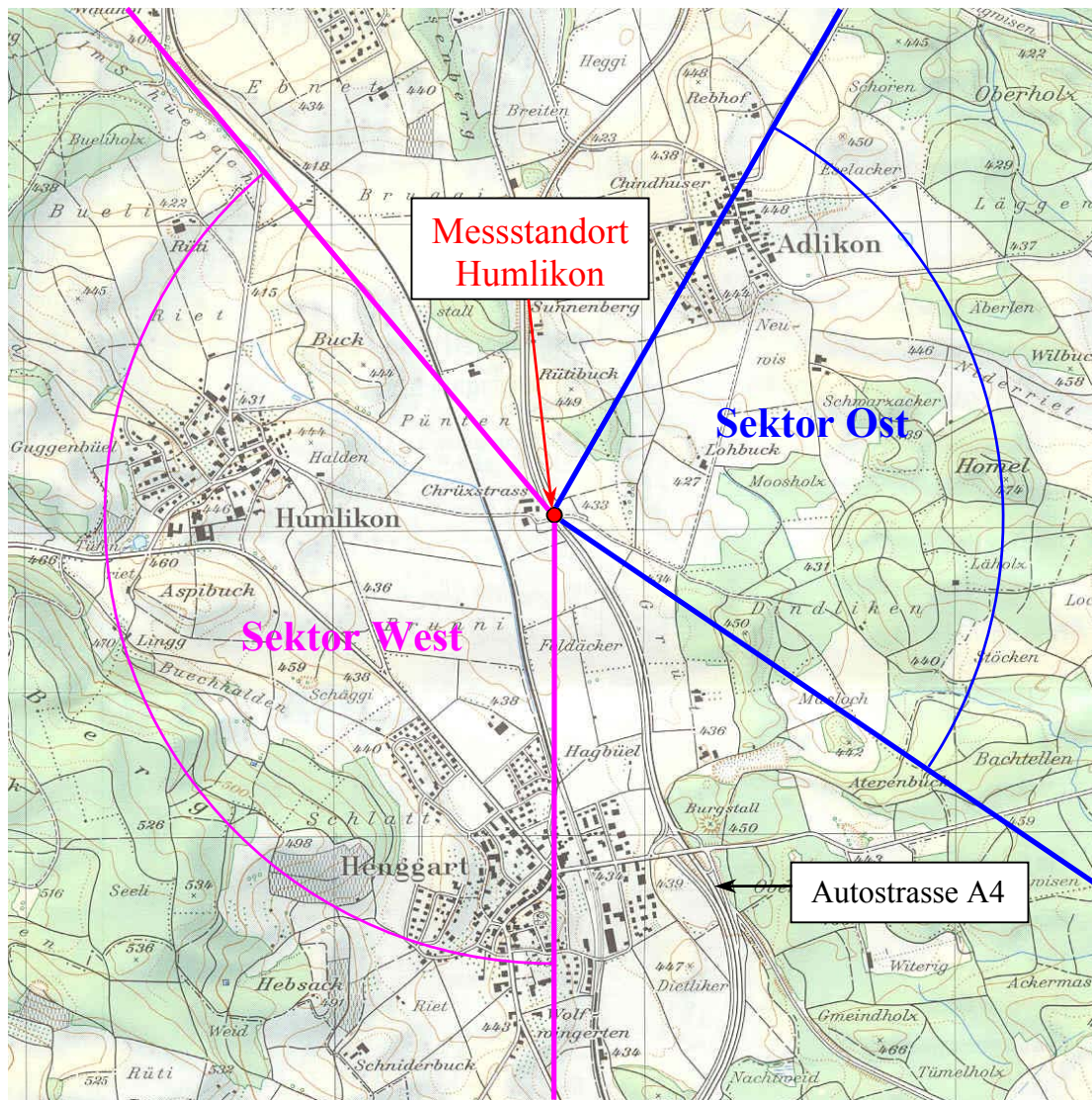


Abbildung 3.4: Messstandort an der A4 bei Humlikon (Ausschnitt aus der Topographischen Landeskarte der Schweiz 1:25000, Blatt 1052, 1998, reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA035416) vom 24.06.2003).

Auch an diesem Standort wurden das PSI-Messmobil und der Messwagen der EMPA in Anbetracht der vorherrschenden Windanströmung auf der Ostseite der Autostrasse am Rand eines Parkplatzes, in 8 m Abstand vom Pannestreifen, aufgestellt. Der Messcontainer der EMPA mit den weiteren PSI-Geräten wurde westlich der A4 auf dem Parkplatz des Restaurants Kreuzstrasse installiert, wobei die Distanz zur A4 20 m betrug. Zwischen den beiden Messstellen verlief zudem parallel zur A4 noch die in den meisten Zeiten verkehrssarme Überlandstrasse S6 (Verbindung Henggart-Andelfingen, vgl. Abb. 3.5). Der Messstandort Humlikon repräsentiert also zur Hauptsache die Emissionen der auf der A4 verkehrenden

Fahrzeuge. Entsprechend dem Verlauf der Autostrasse wurden die folgenden beiden günstigen Windrichtungssektoren für die weitere Auswertung der Daten definiert:

Sektor West:           180 bis 320 Grad  
Sektor Ost:             30 bis 135 Grad



Abbildung 3.5: Verkehrssituation bei der Messstation Humlikon mit der Autostrasse A4 und rechts daneben der Überlandstrasse S6 (Blickrichtung Süd). Die Messstelle befand sich auf der Höhe der Hofgruppe.

### 3.1.3 Zürich-Rosengartenstrasse

In dieser Messkampagne gelangte das Konzept Strasse - Hintergrundbelastung zur Anwendung. Die lokale Luftbelastung durch den Verkehr wurde an der stark befahrenen Rosengartenstrasse, die Hintergrundkonzentration auf dem Zeughaushof der alten Kaserne gemessen (Abb. 3.6). Die Rosengartenstrasse ist Teil der Verkehrsrelation Winterthur-Luzern am Südhang des Chäferbergs. Sie ist charakterisiert durch zwei nicht richtungsgetrennte Fahrspuren pro Richtung und eine Steigung von 8% (Abb. 3.7). Die erlaubte Verkehrsgeschwindigkeit in diesem Innerortsbereich beträgt 50 km/h, zu den Hauptverkehrszeiten treten allerdings regelmässig Stausituationen auf. Die Messstation befand sich auf einer Höhe von 433 m ü. M. Auf dem Areal der alten Kaserne südlich des Hauptbahnhofs (410 m ü. M.) fand die Hintergrundmessung auf einem parkähnlichen Innenhof statt (Abb. 3.8). In unmittelbarer Nachbarschaft stehen Gebäude und Werkstätten der ehemaligen Zeughaus- und Kasernenverwaltung. Im umliegenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser sowie Kleinunternehmen und Geschäfte. Um die Zeughausgebäude verlaufen Strassen, die zwar zum untergeordneten Verkehrsnetz gehören, aber doch lebhaften Verkehr aufweisen.

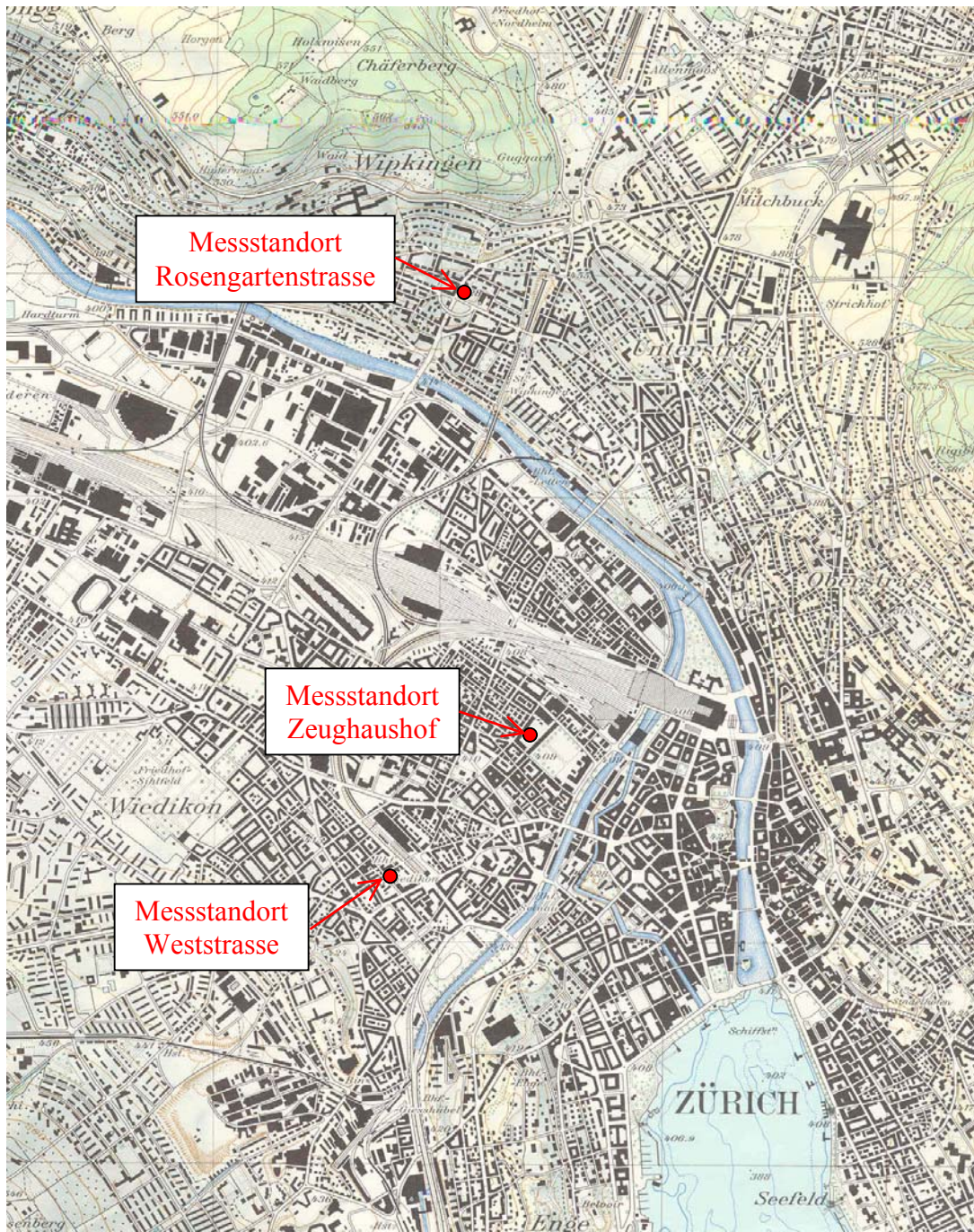


Abbildung 3.6: Messstandorte Rosengartenstrasse, Zeughaushof und Weststrasse in der Stadt Zürich (Ausschnitt aus der Topographischen Landeskarte der Schweiz 1:25000, Blatt 1091, 1982, reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA035416) vom 24.06.2003).

Aufgrund der engen Platzverhältnisse an der Rosengartenstrasse wurde das PSI-Messmobil zusammen mit dem Messwagen der EMPA auf dem Zeughaushof parkiert. Der Messcontainer der EMPA mit den PSI-Instrumenten stand auf dem Parkplatz des Schulhauses Nordstrasse, 4 m neben den beiden bergwärts führenden Spuren der Rosengartenstrasse in einem dicht bebauten Gebiet. Die Einlasssysteme für die Aerosolmessungen befanden sich 4 m über dem Strassenniveau.



Abbildung 3.7: Messcontainer der EMPA an der Rosengartenstrasse auf dem Areal des Schulhauses Nordstrasse; im Vordergrund die Fahrspuren der Rosengartenstrasse.



Abbildung 3.8: Messstation Zeughaushof im Innenhof der alten Kaserne; im Vordergrund das PSI-Messmobil, hinten das Messfahrzeug der EMPA.

### 3.1.4 Zürich-Weststrasse

Auch bei dieser zweiten Messkampagne in der Stadt Zürich kam das Konzept Belastung an der stark befahrenen Strasse gegenüber einem Hintergrundstandort zur Anwendung. Als Hintergrundstandort diente wiederum der Zeughaushof (Abb. 3.8). Die Weststrasse mit Lichtsignalanlagen ist charakterisiert durch häufige Störungen im Verkehr. Sie ist Teil der Verkehrsrelation Bern/Basel in Richtung Chur (Einbahnverkehr) und weist zwei Fahrspuren auf. Die maximal erlaubte Verkehrsgeschwindigkeit beträgt 50 km/h, diese wird aber nur in den Randstunden erreicht, weil die Lichtsignalanlagen zusammen mit dem hohen Verkehrsaufkommen tagsüber kaum höhere Geschwindigkeiten als 30 km/h zulassen. Regelmässig bildeten sich bei roter Ampel beim Messstandort stehende Kolonnen, die sich jeweils während der Grünphase vorübergehend auflösten. Nachts von 22 bis 6 Uhr ist die Weststrasse für den Normalverkehr geschlossen, nur die Anwohner haben freie Fahrt. Daraus resultieren sehr niedrige Verkehrsfrequenzen in der Nacht. Die Weststrasse verläuft im Bereich der Messung mit einer Längsneigung von  $< 0.1\%$  in einer typischen innerstädtischen Strassenschlucht. Die Häuserblocks im Nahbereich der Messstelle erreichen im Durchschnitt 10 bis 20 m Höhe.

Das PSI-Messmobil wurde wieder auf dem Zeughaushof neben dem Messwagen der EMPA parkiert. Der Messcontainer der EMPA befand sich auf dem breiten Trottoir auf der in Fahrtrichtung gesehen linken (nordöstlichen) Seite der Weststrasse, 1.5 m vom Fahrbahnrand entfernt (Abb. 3.9). Die Einlasssysteme für die Aerosolmessgeräte wurden in einer Höhe von 3 m über der Strassenoberfläche angebracht.



Abbildung 3.9: Messcontainer der EMPA an der zweispurigen Weststrasse.

### 3.2 Verkehrssituationen

Die Abschätzung der Verkehrssituation für die Wahl eines geeigneten  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktors an den einzelnen Messstandorten erfolgte basierend auf den vom BUWAL im „Handbuch der Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs“ veröffentlichten Resultate (BUWAL, 2000; INFRAS, 1999; Jenk, 2003). In Tabelle 3.2 sind die

getroffenen Annahmen über die jeweilige Verkehrssituation dargestellt. An der Messstelle Humlikon ist die Geschwindigkeit zwar auf 100 km/h begrenzt. Weil aber nur eine Fahrspur pro Richtung zur Verfügung steht, d.h. keine Überholmöglichkeiten vorhanden sind, und der Lastwagenanteil recht hoch ist (ungefähr 12 %), wurde für die Geschwindigkeit die Situation auf einer Autostrasse mit Tempolimit 80 km/h angenommen. Dies stimmt sehr gut mit den gemachten Messungen überein.

Tabelle 3.2: Übersicht über die Verkehrssituation an den verschiedenen Messstellen sowie getroffene Geschwindigkeitsannahmen für leichte Motorwagen (LMW) und schwere Motorwagen (SMW)

	Strassentyp	Tempolimit	Bezugs-jahr	Längs-neigung	Kaltstart-anteil	Annahme Geschwindigkeit	
						LMW	SMW
Birrhard	Autobahn	120 km/h	2001	0%	0%	116 km/h	86 km/h
Humlikon	Autostrasse	100 km/h	2001	0%	0%	86 km/h	82 km/h
Rosengartenstrasse (Steigung)	Innerorts-	50 km/h	2002	8%	10%	53 km/h	38 km/h
Rosengartenstrasse (Gefälle)	Hauptverkehrsstrasse						
		50 km/h	2002	-8%	10%	53 km/h	42 km/h
Weststrasse	Innerorts-Hauptverkehrsstrasse	50 km/h	2002	0%	30%	31 km/h	29 km/h

Daraus wurden für die Messstandorte die in Tab. 3.3 aufgeführten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren errechnet, gewichtet nach der Fahrleistung der einzelnen Fahrzeugkategorien (siehe dazu auch Gehrig et al., 2003).

Tabelle 3.3: Vom BUWAL geschätzte Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> (als NO<sub>2</sub> berechnet) in mg/km für leichte und schwere Motorwagen an den gewählten Messorten (BUWAL, 2000; Jenk, 2003).

	LMW	SMW
Birrhard	589	8662
Humlikon (A4)	372	8186
Humlikon (S6)	304	8286
Rosengartenstrasse (Steigung)	714	24207
Rosengartenstrasse (Gefälle)	69	5622
Weststrasse	353	12332

### 3.3 Messgeräte

Die Tabellen 3.4 und 3.5 geben eine Übersicht über die während der verschiedenen Feldkampagnen durch das PSI eingesetzten Messinstrumente. Das ursprüngliche Messkonzept mit der Stationierung des PSI Messmobils am jeweils verkehrsbelasteten Standort bzw. auf der Leeseite des untersuchten Strassenabschnittes gemäss der allgemein vorherrschenden Windrichtung konnte aufgrund der engen Platzverhältnisse an den Messstandorten in Zürich nicht beibehalten werden. Dies führte zur unterschiedlichen Geräteausstattung der Stadtstandorte gegenüber den Messungen in Birrhard und Humlikon. Fahrzeug, Funktionsweise des Einlasssystems und Instrumentation des PSI-Messmobils sind in Bukowiecki et al. (2002) detailliert beschrieben. Während der Kampagnen waren ausschliesslich die Aerosolmessgeräte des PSI-Messwagens in Betrieb.

Tabelle 3.4: Übersicht über die Messgeräte und deren Standort während der Kampagnen Birrhard und Humlikon.

Messinstrument	Parameter
<b>PSI-Messmobil (Ostseite)</b>	
SMPS-System (DMA + CPC, TSI 3010)	Grössenverteilung von 7 - 300 nm
CPC (TSI 3025)	Anzahlkonzentration N (D > 3 nm)
Betameter (Eberline FH 62-I-R, Andersen Instruments GmbH)	Massenkonzentration PM 2.5
Aethalometer (AE10, Magee Scientific)	Black Carbon
Optischer Partikelzähler (Grimm 1.108)	Grössenverteilung von 0.3 - 20 µm
ELPI (Dekati Ltd.)	Grössenverteilung von 0.03 - 10 µm
Diffusion Charger (LQ 1-DC)	Oberflächenkonzentration
<b>EMPA Messcontainer (Westseite)</b>	
SMPS-System (DMA + CPC, TSI 3022)	Grössenverteilung von 15 - 700 nm
Diffusion Charger (LQ 1-DC)	Oberflächenkonzentration

Tabelle 3.5: Übersicht über die Messgeräte und deren Standort während der Kampagnen Zürich-Rosengartenstrasse und Zürich-Weststrasse.

Messinstrument	Parameter
<b>PSI-Messmobil (Zeughaushof)</b>	
SMPS-System (DMA + CPC, TSI 3010)	Grössenverteilung von 7 - 300 nm
CPC (TSI 3025)	Anzahlkonzentration N (D > 3 nm)
Aethalometer (AE10, Magee Scientific)	Black Carbon
Betameter (Eberline FH 62-I-R, Andersen Instruments GmbH)	Massenkonzentration PM 2.5
Optischer Partikelzähler (1.108)	Grössenverteilung von 0.3 - 20 µm
Diffusion Charger (LQ 1-DC)	Oberflächenkonzentration
<b>EMPA Messcontainer (Rosengartenstrasse/Weststrasse)</b>	
SMPS-System (DMA + CPC, TSI 3022)	Grössenverteilung von 15 - 700 nm
Optischer Partikelzähler (1.108)	Grössenverteilung von 0.3 - 20 µm
ELPI (Dekati Ltd.)	Grössenverteilung von 0.03 - 10 µm
Diffusion Charger (LQ 1-DC)	Oberflächenkonzentration

Zum Zweck der genaueren Differenzierung verschiedener Partikelgrößen mit hoher zeitlicher Auflösung wurde am verkehrsbelasteten Standort ein Elektrischer Niederdruckimpaktor (ELPI; Outdoor Air Electric Low Pressure Impactor, Dekati Ltd., Finnland) eingesetzt. Der ELPI besteht aus einem zwölfstufigen Kaskadenimpaktor und deckt als einziges Gerät den gesamten Partikelgrößenbereich vom ultrafeinen über den Akkumulationsmode bis zum Coarse Mode ab (Bereich von 0.03 bis 10  $\mu\text{m}$ ). Die zeitliche Auflösung beträgt 1 s. Das Funktionsprinzip basiert auf der Aufladung der Partikel mittels einer Korona und anschließender Abscheidung nach Grösse im zwölfstufigen Impaktor (Abb. 3.10). Diese Abscheidung erfolgt aufgrund der aerodynamischen Trägheit der Partikel. Zuerst können die grösseren den Luftbewegungen im Impaktor nicht mehr folgen, später werden aufgrund der Anordnung der Impaktorplatten bzw. der Anzahl und dem Durchmesser der Düsen immer kleinere Partikel abgeschieden. Die Partikel prallen auf die mit Apiezon-L Fett belegten Aluminiumfolien auf den Impaktorplatten und geben dabei ihre elektrische Ladung ab. Diese Ladung wird mit Elektrometern gemessen und daraus mit der Software die entsprechende Anzahlkonzentration berechnet (Keskinen et al., 1992; Baltensperger et al., 2001).

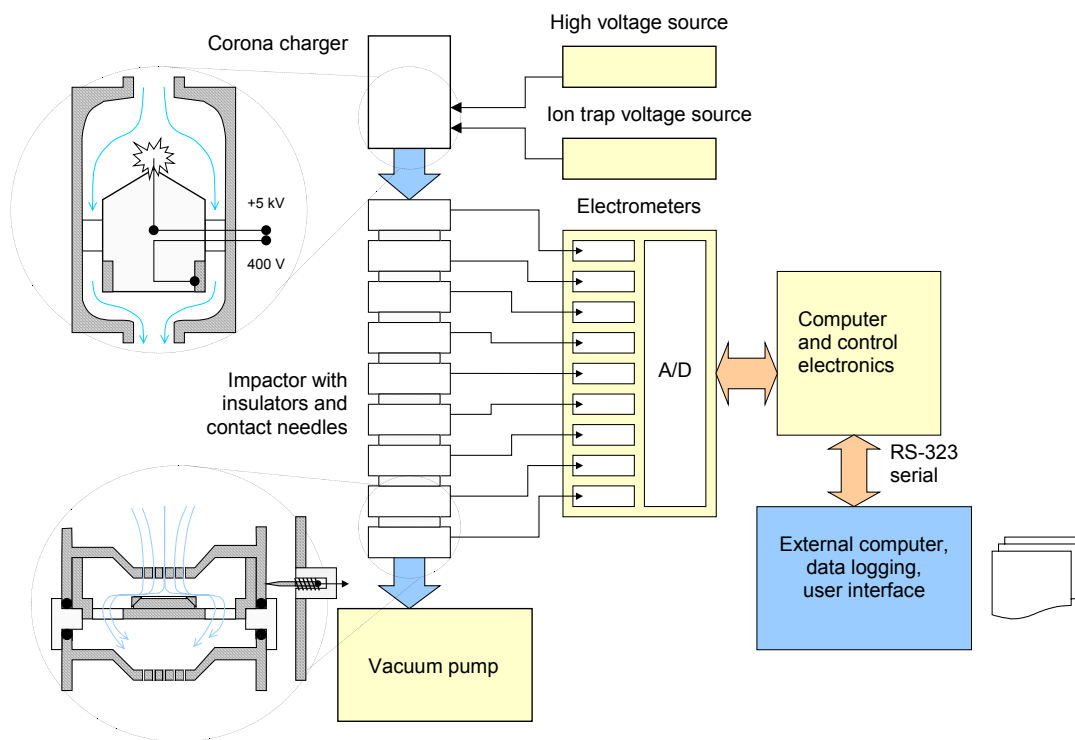


Abbildung 3.10: Schematisches Diagramm der Funktionsweise des Elektrischen Niederdruckimpaktors (ELPI).

Im folgenden werden die Messinstrumente, die gleichzeitig an beiden Standorten aufgestellt wurden und deren Messwerte als Grundlage für die Berechnung der Emissionsfaktoren dienen, kurz charakterisiert.

### SMPS:

Der Scanning Mobility Particle Sizer detektiert die Partikel gemäss deren elektrischer Mobilität. Er besteht aus zwei Komponenten (Abb. 3.11), nämlich aus einem Differential Mobility Analyzer (DMA 3071A, TSI Inc.) und einem Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter, CPC 3010 bzw. CPC

3022A, TSI Inc.). Die Partikel passieren zuerst eine Kryptonquelle ( $^{85}\text{Kr}$ ), welche als Neutralisator dient und den elektrischen Ladungszustand des Aerosols in die genau definierte Boltzmann-Verteilung bringt. Danach werden die Partikel in den DMA geführt, wo sie nach ihrer elektrischen Mobilität sortiert werden. Das elektrische Feld im Innern des DMA kann computergesteuert durch Anlegen einer Spannung von 0 bis auf 10'000 V kontinuierlich reguliert werden. Nur diejenigen Partikel, die eine der Spannung entsprechende bestimmte elektrische Mobilität aufweisen, verlassen den DMA, und deren Anzahl wird mit dem CPC erfasst (Wang & Flagan, 1990). Um Verschmierungseffekte zu vermeiden, darf die Spannung nicht zu schnell hochgefahren werden. Eine Up-Scan-Zeit von 220 s wurde für die vorliegenden Messungen als richtig erachtet. In dieser Zeit wird ein hochaufgelöstes Spektrum in einem von der Flussrate abhängigen Grössenbereich gemessen. Zusammen mit der Down-Scan-Zeit (20 s) und der anschliessenden Wartezeit (60 s) ergibt sich eine zeitliche Auflösung von 300 s für die SMPS-Spektren.

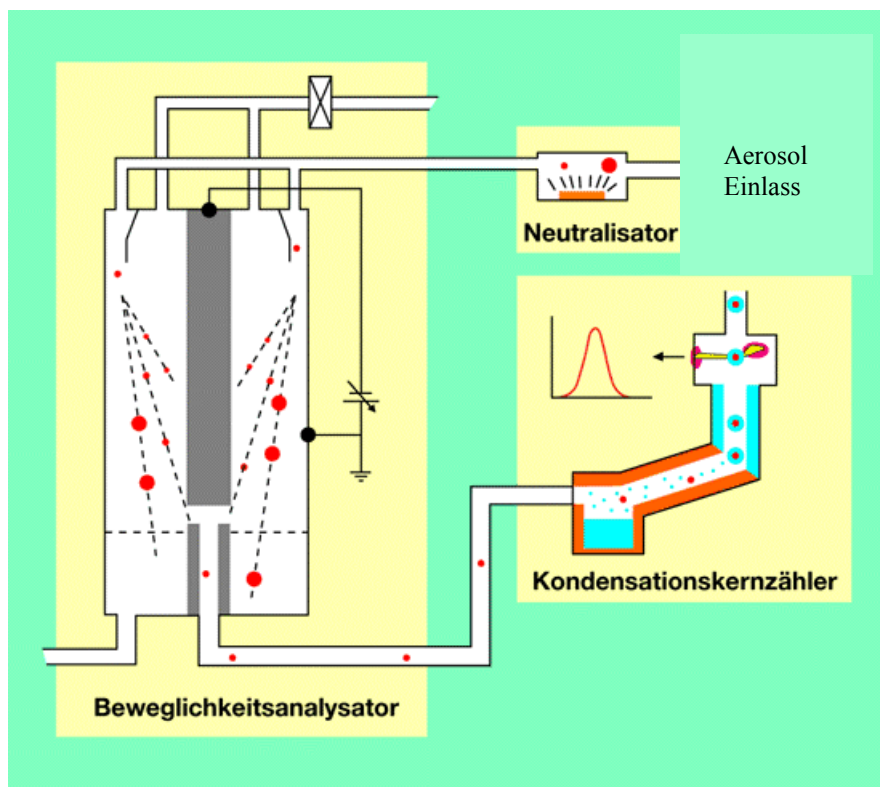


Abbildung 3.11: Schematisches Diagramm des Aufbaus eines Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS).

Das SMPS-System des PSI-Messwagens ist auf dessen Dach montiert, was eine Messung des Aerosols bei Umgebungstemperatur und -feuchte ermöglicht. Das zweite SMPS-System befand sich jeweils im Messcontainer der EMPA und wurde hier zwangsläufig bei relativ konstanter Temperatur von etwa  $+20\text{ }^{\circ}\text{C}$  betrieben. Diese Temperatur liegt höher als die typische Aussentemperatur im Winter ( $3\text{--}10\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) und führt dazu, dass das SMPS im Messcontainer das Aerosol bei tieferen relativen Feuchten misst. Im weiteren wurde aufgrund der festen Installation im PSI-Messmobil bei unterschiedlichen Flussraten gemessen. Das SMPS im PSI-Messwagen wurde bei einer Stützluft- und Aerosolflussrate von 10 und 1 l/min betrieben, was eine Messung des Spektrums von 7 bis 300 nm ermöglichte, dasjenige im Messcontainer der EMPA bei Flussraten von 3 und 0.3 l/min. Dies

ermöglichte die Messung im Grössenbereich von 15 - 700 nm. Die notwendige Diffusionsverlustkorrektur der Spektren wird in Kapitel 4.1.1 beschrieben.

### OPC:

Zwei Optische Partikelzähler (Optical Particle Counter, OPC; Mini-Aerosol-Spektrometer mit 15 Partikelgrössenkanälen, Modell 1.108, Grimm Aerosol Technik GmbH, Ainring, Deutschland) waren nur während der beiden Messkampagnen in Zürich gleichzeitig im Einsatz. Der OPC erfasst den Grössenbereich von 0.3 - 20  $\mu\text{m}$ . Die gemessenen Durchmesser werden als optische Durchmesser ( $D_{\text{opt}}$ ) bezeichnet, da sie vom Lichtstreuverhalten der Partikel abhängig sind. Das Messprinzip basiert auf der Lichtstreuung der einzelnen Partikel. Die Streulichtsignale werden von einer Photodiode aufgenommen und in 15 Grössenbereichen klassifiziert. Die zeitliche Auflösung des Gerätes beträgt 6 s.

### DC:

Mit dem Diffusionsauflader (Diffusion Charger DC; Diffusion Charging Particle Sensor Type LQ 1-DC, Matter Engineering, Schweiz) wird die „aktive“ Oberflächenkonzentration der Partikel mit  $10 < D < 1000$  nm gemessen, wobei die zeitliche Auflösung 1 s beträgt. Durch Koronaentladung werden Ionen erzeugt, welche durch Brownsche Diffusion auf die Partikeloberfläche gelangen. Anschliessend werden die Partikel auf einem Filter abgeschieden, wobei der vom Filter abfliessende elektrische Strom gemessen wird (Abb. 3.12). Daraus lässt sich die „aktive“ Oberfläche ( $S_{\text{akt}}$ ) der Gesamtpartikelmasse berechnen (Baltensperger et al., 2001). Die „aktive“ Oberfläche ist derjenige Anteil der Oberfläche, welcher für die Ionen direkt von aussen erreichbar ist. Die  $S_{\text{akt}}$  skaliert für Partikel mit  $D < \sim 100$  nm mit  $D^2$  und für die grössere Partikelfraktion mit  $D$ . Die vom SMPS gemessene Oberfläche skaliert dagegen über den ganzen Grössenbereich mit  $D^2$  (äquivalente geometrische Oberfläche).

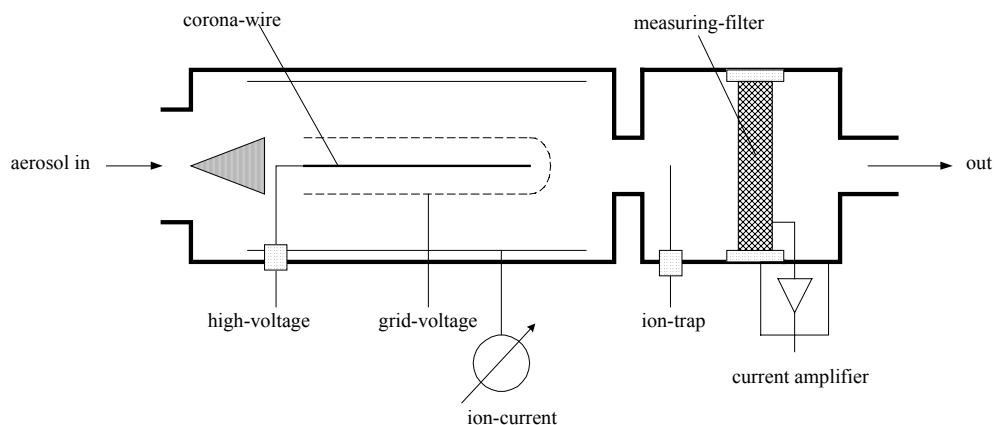


Abbildung 3.12: Schematisches Diagramm der Funktionsweise eines Diffusionsaufladers (DC).

## 4. Qualitätssicherung und Kalibrationsmessungen

Alle Messinstrumente, die in doppelter Ausführung zum Einsatz gelangten (SMPS, OPC und DC) wurden vor und nach den Feldkampagnen am PSI einer eingehenden Qualitätssicherung unterzogen. In den Zeiträumen zwischen den Messkampagnen wurden die OPCs und die DCs bei Bedarf vom Hersteller neu kalibriert. Die SMPS-Systeme wurden zwischen den Kampagnen jeweils mit monodispersen Polystyrol-Latex-Kugeln (Durchmesser 40 nm, 91 nm und 550 nm) kalibriert.

### 4.1 SMPS

#### 4.1.1 Diffusionsverluste durch unterschiedliche Flussraten

Ein bekanntes Problem beim Einsatz von SMPS-Systemen sind die Partikelverluste als Funktion von Partikelgrösse und Flussrate im DMA (Kousaka et al., 1984; Reineking & Porstendörfer, 1986). Aufgrund der festen Installation des SMPS-Systems im PSI-Messmobil und dessen anderweitiger Verwendung zwischen den einzelnen Messkampagnen mussten die SMPS-Messungen im Luv und Lee der untersuchten Strassenabschnitte bei unterschiedlichen Flussraten durchgeführt werden. Um trotzdem eine optimale Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten, wurden alle gewonnenen Spektren in einem ersten Schritt gemäss den unterschiedlich auftretenden Partikelverlusten korrigiert. Der Anteil der Partikel  $N$  an der Gesamtpartikelanzahl  $N_0$ , welche den DMA passiert, ist in Abbildung 4.1 für die beiden Aerosol-Flussraten 0.3 l/min und 1 l/min dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass bei der höheren Flussrate von 1 l/min die Verluste von Partikeln mit  $D > 30$  nm vernachlässigbar sind; selbst bei 10 nm-Partikeln beträgt der Verlust erst ungefähr 10 %. Demgegenüber treten bei einer Flussrate von 0.3 l/min bereits bei Partikeldurchmessern  $D < 100$  nm nicht mehr vernachlässigbare Verluste auf, während bei 20 nm-Partikeln schon 40 % durch Diffusion verloren gehen. Als Fazit kann gesagt werden, dass die Diffusionsverluste bei beiden verwendeten Flussraten im Grössenbereich von  $D > 100$  nm nahezu gleich gross sind. Bei kleineren Partikeln, insbesondere im ultrafeinen Bereich mit  $D < 50$  nm, in dem die Partikelemissionen überwiegend vom Verkehr stammen, ist die Diskrepanz zwischen den beiden Kurven derart gross, dass eine Korrektur unumgänglich ist. Gemäss Reineking & Porstendörfer (1986) können die Diffusionsverluste mit der Gleichung (7), einer empirisch hergeleiteten Formel, in guter Annäherung beschrieben werden.

$$P = 0.82 \cdot \exp(-11.5 \mu) + 0.10 \cdot \exp(-70.0 \mu) + 0.03 \cdot \exp(-180 \mu) + 0.02 \cdot \exp(-340 \mu) \quad (7)$$

wobei

$$\mu = \frac{D_{\text{diff}} \cdot L_{\text{eff}}}{q} \quad (8)$$

Der Penetrationswert  $P$  ergibt sich demnach aus der u.a. vom Partikelradius abhängigen Diffusionskonstante  $D_{\text{diff}}$ , der effektiven Länge der Ansaugleitung  $L_{\text{eff}}$  und der Volumenflussrate  $q$ .

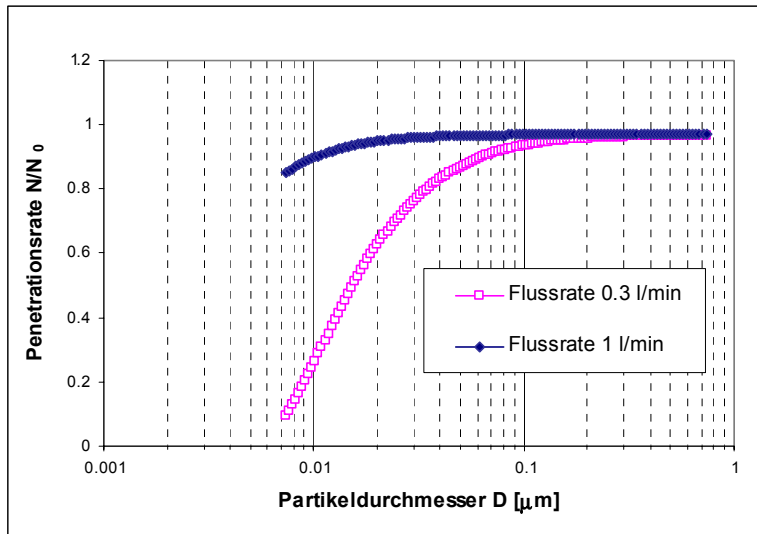


Abbildung 4.1: Partikelverluste im DMA bei zwei verschiedenen Flussraten.

Am Beispiel der Abb. 4.2 einer Kalibrationsmessung mit Raumluft im Labor des PSI am Ende der Kampagne Zürich-Weststrasse wird der Effekt der unterschiedlichen Flussrate sehr gut illustriert. Ohne grössenabhängige Korrektur zeigen die Grössenspektren bei Partikeldurchmessern  $D < 50$  nm eine deutliche Diskrepanz. Nach Anwendung des Korrekturfaktors stimmen die beiden Kurven fast optimal überein. Selbst die beiden Moden sind in diesem Beispiel hervorragend wiedergegeben.

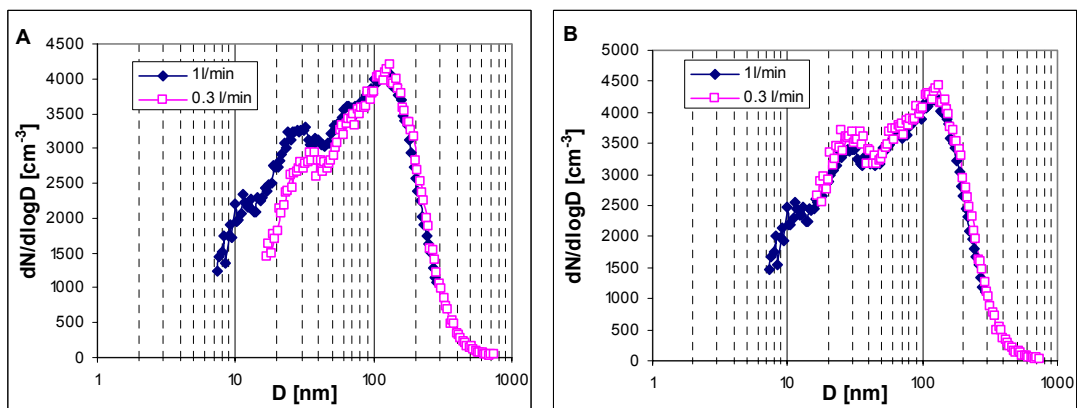


Abbildung 4.2: Verifikation des Korrekturfaktors für Diffusionsverluste aufgrund der Flussrate am Beispiel eines gemittelten SMPS-Spektrums, gemessen am 16.10.02 im Labor des PSI; ohne Korrekturfaktor (A) und mit Korrekturfaktor (B).

#### 4.1.2 Kalibrationsmessungen

Jeweils vor Beginn sowie am Ende einer Feldkampagne wurden die beiden SMPS-Systeme im Labor des PSI nebeneinandergestellt und Kalibrationsmessungen durchgeführt, um allfällige Abweichungen zwischen den Messinstrumenten zu quantifizieren. Diese Messungen wurden mit exakt gleich langen Ansaugleitungen vorgenommen, so dass Diffusionsverluste im Einlasssystem vernachlässigt werden konnten. Die SMPS-Systeme wurden sowohl mit Raumluft als auch mit synthetisch

generierten Ammoniumsulfatpartikeln verglichen. Diese Partikel wurden durch Zersprühen einer Lösung (0.1 g  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  pro Liter ultrareinem  $\text{H}_2\text{O}$ ) hergestellt. Abbildung 4.3 zeigt das Beispiel eines nicht ganz übereinstimmenden Vergleichs vor der Kampagne Zürich-Rosengartenstrasse mit den oben erwähnten Aerosolen. Das SMPS des PSI-Messwagens (SMPS Mw) registrierte bei Raumluft leicht höhere Partikel-Anzahlkonzentrationen als das SMPS, das jeweils im Messcontainer der EMPA zum Einsatz gelangte (SMPS Tsi). Die grösste Konzentrationsdifferenz betrug etwa 5 % im Bereich von  $D = 70 - 100$  nm, das Maximum erschien bei beiden Systemen an derselben Stelle. Bei sehr hohen Aerosolkonzentrationen, wie sie bei der Zersprühung von Ammoniumsulfat generiert werden, trat ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Messinstrumenten auf. Das SMPS Mw zeichnete bei der maximalen Anzahlkonzentration bis zu einem Faktor von 1.3 höhere Werte auf als das andere Gerät. Während die Kurven im Grössenbereich  $20 < D < 80$  nm weit auseinanderliegen, wurde bei grösseren Partikeldurchmessern weitgehend eine Übereinstimmung erzielt. Ausserdem befand sich das Konzentrationsmaximum nicht an der gleichen Stelle. Eine Ursache für die gemessenen Unterschiede liegt vermutlich darin, dass die eingesetzten Kryptonquellen das hoch geladene Ammoniumsulfat-Aerosol bei den vorliegenden hohen Konzentrationen unterschiedlich effizient zu neutralisieren vermögen. Die hohe Ladungsdichte auf diesen Partikeln kommt durch den Zersprühungsprozess (Ladungstrennung) zustande. Die gemessenen Unterschiede lassen sich durch die verschiedenen Aufenthaltszeiten der Partikel in den Kryptonquellen, bedingt durch die verschiedenen Flussraten, erklären. Während der Messkampagnen im Rahmen des PM10-Projektes wurden jedoch nie so hohe Anzahlkonzentrationen (maximal 250'000 Partikel pro  $\text{cm}^3$  Luft) registriert. Es kann auch davon ausgegangen werden, dass das Umgebungsaerosolpartikel deutlich weniger hoch aufgeladen ist als die Ammoniumsulfat-Partikel. Somit sollten sich die bei hohen Konzentrationen beobachteten Diskrepanzen der SMPS-Systeme also kaum auf die Qualität der Messergebnisse auswirken.

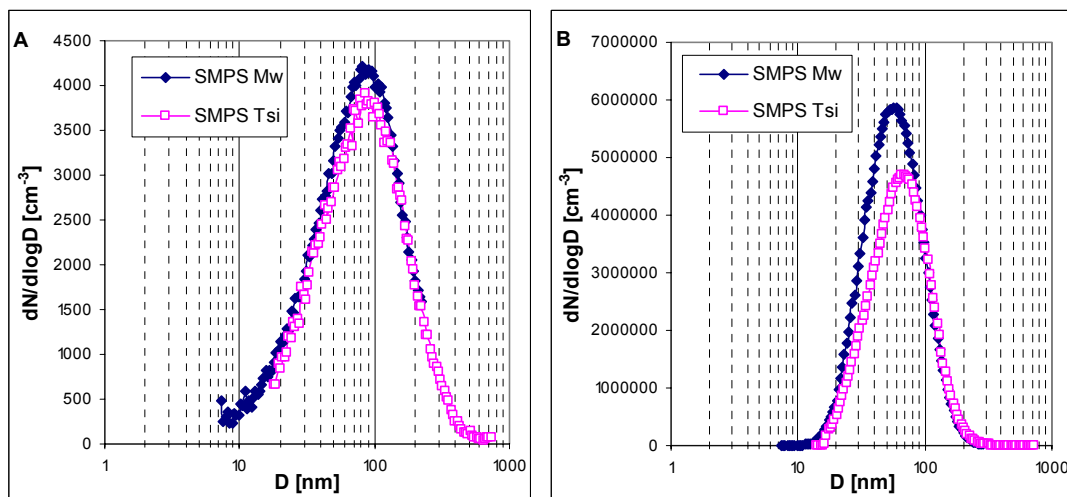


Abbildung 4.3: SMPS-Kalibrationsmessungen (Mittel aus 12 Spektren) im Labor bei Raumluft (A) und mit zersprühtem Ammoniumsulfat (B).

Da die in Abb. 4.3A festgestellten Unterschiede der beiden SMPS-Systeme bei den Qualitätssicherungsmessungen vor und nach den Feldkampagnen normalerweise nicht gleich gross waren, wurde auf die Bildung eines weiteren Korrekturfaktors verzichtet. Zudem wäre eine Transformation der im Labor bei Raumluft gewonnenen Ergebnisse auf frische Verkehrsemissionen mit anderen Moden problematisch.

## 4.2 OPC

Nur in der Stadt Zürich wurden sowohl am Hintergrundstandort als auch an der verkehrsbelasteten Messstelle gleichzeitig Optische Partikelzähler eingesetzt. Auch diese Geräte wurden vor und nach den Messkampagnen im Labor nebeneinander gestellt und bei Raumluf Vergleichenmessungen durchgeführt. Beide OPCs zeigten sehr ähnliche Werte (Abb. 4.4). Eine gute Korrelation ( $R^2 > 0.95$ ) konnte jedoch nur bei den drei untersten Kanälen (Grössenklassen 300-400, 400-500 und 500-650 nm) gefunden werden, alle anderen Kanäle wiesen wesentlich schlechtere Korrelationen auf. Besonders bei Partikeln mit  $D > 7.5 \mu\text{m}$  traten zwischen den Geräten wie auch zeitlich sehr starke Variationen auf, weil die Anzahlkonzentration in diesem Grössenbereich äusserst niedrig ist, und daher die Zählstatistik ungünstig ausfällt. Partikel mit optischem Durchmesser  $D_{\text{opt}} > 10 \mu\text{m}$  wurden nicht in die weitere Auswertung einbezogen. Infolge der dargelegten Gründe wurde ebenfalls auf die Einführung eines Korrekturfaktors verzichtet.

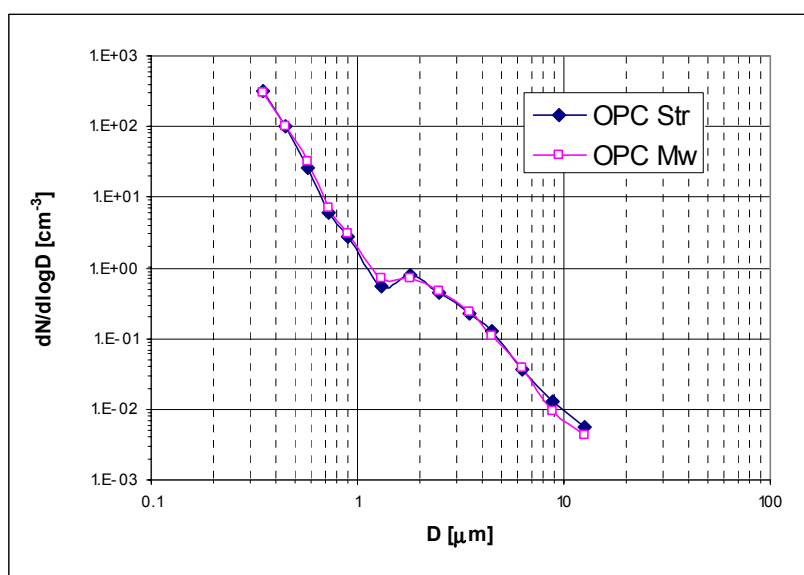


Abbildung 4.4: Vergleichsmessung der beiden OPC (OPC Mw = OPC im PSI-Messwagen, OPC Str = OPC am verkehrsbelasteten Standort) im Labor mit Raumluf im Anschluss an die Kampagne Zürich-Weststrasse (Stundenmittelwert).

## 4.3 DC

Diffusionsauflader wurden in allen Messkampagnen in doppelter Ausführung eingesetzt. Sie wurden ebenfalls vor und nach der jeweiligen Kampagne im Labor bei Raumluf miteinander verglichen, wobei durch Generation eines geeigneten Aerosols die Oberflächenkonzentration variiert wurde. Als Beispiel zeigt Abb. 4.5 die Qualitätssicherung im Rahmen der Kampagne Zürich-Rosengartenstrasse. In beiden Messungen wurde eine gute Korrelation beobachtet. Normalerweise wurde ein Gerät im Zusammenhang mit einer Reparatur zwischen den Feldkampagnen beim Hersteller kalibriert und beim nachfolgenden Vergleich dann als Referenzgerät angenommen. Aus den beiden Steigungen der Regressionsgeraden wurde der Mittelwert berechnet und die Werte des nicht kalibrierten DC korrigiert.

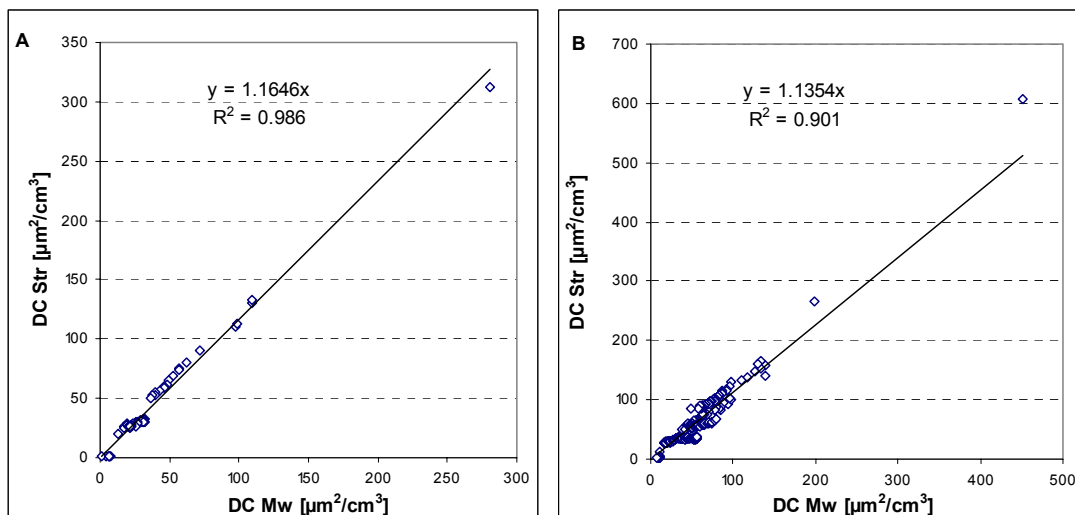


Abbildung 4.5: Korrelation der beiden Diffusionsauflader (DC Mw = DC des PSI-Messwagens, DC Str = DC am verkehrsbelasteten Standort) vor der Messkampagne Zürich-Rosengartenstrasse (A) bzw. danach (B) im Labor.

#### 4.4 Vergleich der Grössenspektren erfassenden Geräte SMPS, ELPI und OPC

Alle während der Kampagnen eingesetzten Messinstrumente, die Partikel-Anzahlgrössenverteilungen messen, wurden im Labor nebeneinander gestellt und bei Raumluft verglichen. Wegen der unterschiedlichen Flussraten der einzelnen Geräte konnte zwar nicht dieselbe Ansaugleitung verwendet werden, aber die Einlasssysteme lagen nur 2 cm auseinander. In Abbildung 4.6 ist der gesamte untersuchte Grössenbereich von 7 nm bis 10  $\mu\text{m}$  dargestellt. Die beiden SMPS-Systeme zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit zwei ausgeprägten Moden, einer mit dem Maximum bei etwa 100 nm, der andere mit einem Peak bei 20 nm. Das bereits ab 7 nm messende SMPS registrierte noch einen dritten Mode im Nanopartikelbereich.

Bei den Vergleichsmessungen registrierte der ELPI im Bereich von  $D < 100$  nm zum Teil deutlich geringere Anzahlkonzentrationen als die SMPS-Systeme. Zwischen 200 und 500 nm stimmten beide Geräte recht gut überein. Messungen mit den gleichen Geräten auf dem Jungfrauoch zeigten ebenfalls grosse Diskrepanzen bei Partikeln kleiner als 100 nm. Demgegenüber fanden Maricq et al. (2000) eine gute Übereinstimmung. Über die Ursache der Differenzen im ultrafeinen Bereich wird derzeit spekuliert. Ein Grund sind sicher die verschiedenartigen Messprinzipien. Wie unten gezeigt wird, muss bei einem Vergleich der beiden Geräte die Partikeldichte berücksichtigt werden. Hinzu kommt, dass es durch den massiven Unterdruck im Bereich der untersten Impaktorstufen im ELPI (40 - 100 nm) zu Verdunstung von hochvolatilen Partikeln kommen kann. Bei hohen Anzahlkonzentrationen ist andererseits der Aufladungsmechanismus im ELPI möglicherweise nicht effizient genug.

Wie bereits oben erwähnt, erfasst der OPC den sogenannten optischen Partikeldurchmesser  $D_{\text{opt}}$ , der vom Brechungsindex der einzelnen Teilchen abhängig ist. Da es keine gängige Theorie zur Überführung des  $D_{\text{opt}}$  in einen Mobilitätsdurchmesser gibt, wurde beim OPC keine Durchmesserkorrektur angewendet. Der OPC registriert erfahrungsgemäss im Akkumulationsmode ( $D < 1$

µm) niedrigere Anzahlkonzentrationen als SMPS-Systeme. Das liegt u.a. daran, dass fraktale Partikel (wie z.B. Russ) einen deutlich kleineren optischen Durchmesser als ihr Mobilitätsdurchmesser haben. Bei Partikeln mit  $D > 1.5 \mu\text{m}$  konnte hingegen eine gute Übereinstimmung mit den vom ELPI aufgezeichneten Werten festgestellt werden.

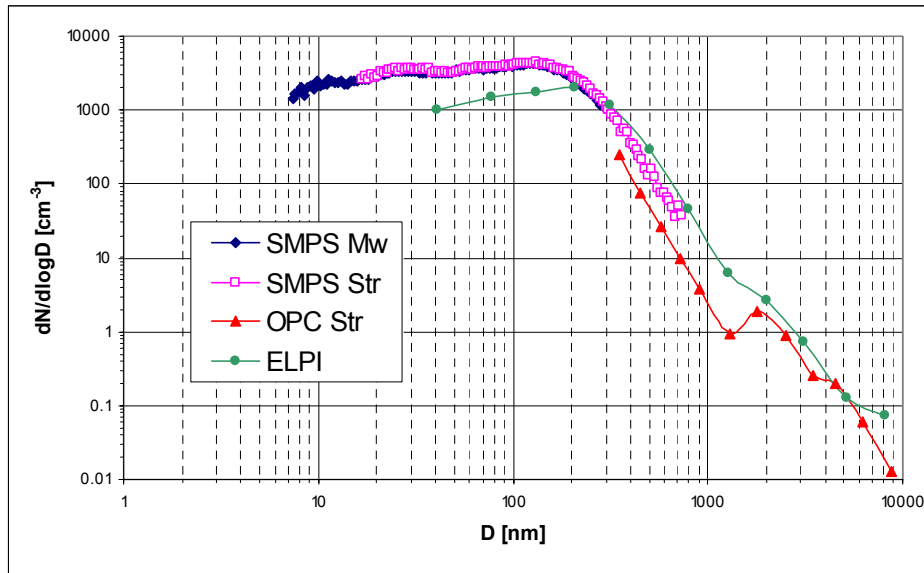


Abbildung 4.6: Grössenspektren von SMPS, ELPI und OPC (Stundenmittelwert), gemessen bei Raumlufte im Anschluss an die Kampagne Zürich-Weststrasse.

Mit dem ELPI (Kaskadenimpaktor) wird eigentlich der aerodynamische Durchmesser  $D_a$  der Partikel gemessen. Um eine direkte Vergleichbarkeit mit dem Mobilitätsdurchmesser  $D_{\text{mob}}$  des SMPS zu gewährleisten, müsste man die  $D_a$  des ELPI mit Hilfe der Partikeldichte  $\rho$  nach der Beziehung gemäss Gleichung (9) transformieren,

$$D_{\text{mob}} = \sqrt{\frac{\rho_o}{\rho_{\text{eff}}}} \cdot \sqrt{\frac{C(D_a)}{C(D_{\text{mob}})}} \cdot D_a \quad (9)$$

wobei  $C$  die Cunningham Slip Korrektur der Partikel und  $\rho_o$  die Einheitsdichte ( $= 1 \text{ g/cm}^3$ ) ist. Die effektive Dichte  $\rho_{\text{eff}}$  der Partikel ist stark von deren morphologischer Form abhängig. Park et al. (2003) haben gezeigt, dass Russpartikel aufgrund ihrer fraktalähnlichen Form eine effektive Dichte  $< 1 \text{ g/cm}^3$  aufweisen. In Abb. 4.7 sind aus dieser Studie Messungen der effektiven Dichte von Russteilchen, welche von einem Dieselmotor unter Last mit realitätsnahen Verdünnungsraten emittiert wurden, dargestellt. Unter der Voraussetzung eines „reinen“ Russaerosols ist ein Vergleich des ELPI mit dem SMPS möglich, indem man diese Messungen mit einem empirischen Modell in den Grössenbereich  $300 < D < 800 \text{ nm}$  extrapoliert (Linie in Figur 4.7). Leider ist diese Umrechnung für das gemischte Aerosol, welches man neben der Strasse findet, nicht ohne weiteres möglich. Der Grund hierfür liegt darin, dass neben der Strasse nicht nur Russpartikel, sondern auch dichtes Hintergrundaerosol (z.B. Ammoniumsulfat) vorkommt. Diese beiden Partikelsorten liegen in einer externen Mischung vor; und da sie eine unterschiedliche Dichte haben, ist eine Umrechnung von  $D_a$  in  $D_{\text{mob}}$  nicht möglich. Im weiteren werden für den ELPI deshalb die direkt gemessenen aerodynamischen Durchmesser gezeigt. Eine Umrechnung wäre nur in jenem Fall gerechtfertigt, wo reine

Verkehrsemissionen betrachtet werden, nämlich bei den Differenzen zwischen Lee- und Luvstandort. Verkehrsemissionen bestehen im Grössenbereich zwischen 50 und 800 nm zur Hauptsache aus Russpartikeln.

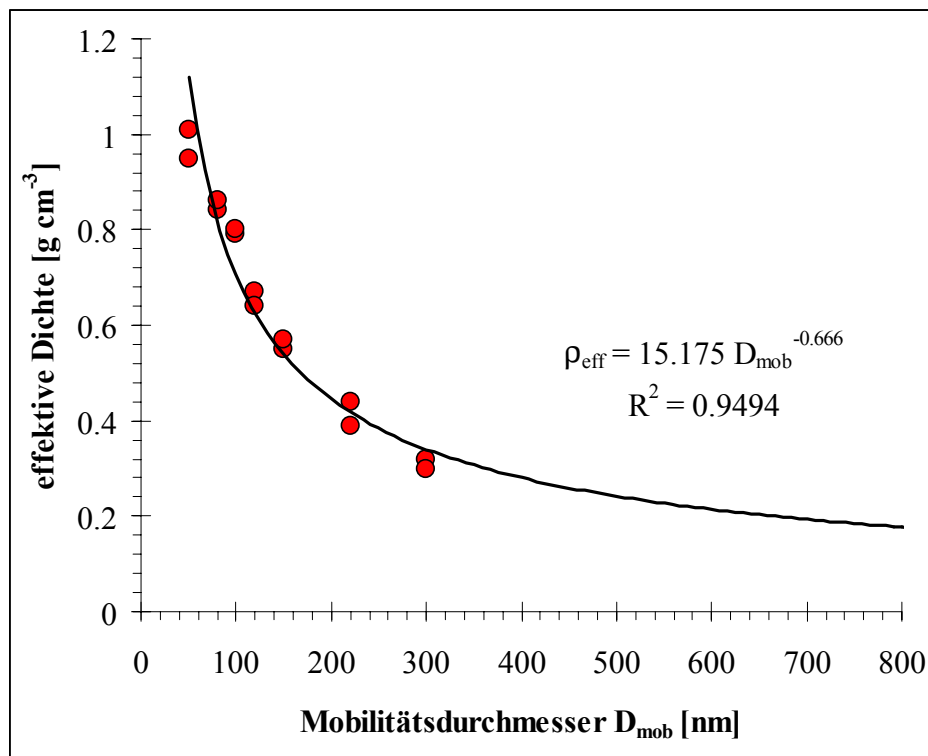


Abbildung 4.7: Effektive Dichte von frisch emittierten Russpartikeln (adaptiert nach Park et al., 2003). Die Abnahme von  $\rho_{\text{eff}}$  mit zunehmendem Durchmesser hängt mit der Partikelbildung zusammen (Agglomerationseffekte). Die Linie stellt das benützte empirische Modell dar.

Um eine gemessene Volumenkonzentration (bestimmt durch Differenzbildung Lee – Luv) in eine Massenkonzentration umzurechnen, ist jedoch die Kenntnis der effektiven Dichte der Partikel notwendig. Da es sich bei den in der vorliegenden Studie berechneten Emissionsfaktoren ebenfalls um ein Verkehrsaerosol handelt, ist die Anwendung der durch das empirische Modell ermittelten effektiven Dichte für Russteilchen bei der Umrechnung von Partikelvolumen-Emissionsfaktoren in PM-Emissionsfaktoren zulässig.

#### 4.5 Quervergleich der übrigen Geräte mit Messinstrumenten der EMPA

In einem weiteren Schritt der Qualitätskontrolle wurde auch ein Vergleich derjenigen Messinstrumente des PSI und der EMPA vorgenommen, die in gleicher oder zumindest sehr ähnlicher Ausführung am selben Standort stationiert waren. Sowohl im EMPA- als auch im PSI-Messwagen, welche jeweils im Abstand von etwa 3 m voneinander aufgestellt waren, wurden Aethalometer (AE10, Magee Scientific) und CPCs betrieben. Für diese Geräte wurden Stundenmittelwerte errechnet und anschliessend die Korrelation über die gesamte Messperiode gebildet (Abb. 4.8). Die Korrelationen waren bei beiden Messinstrumenten relativ hoch, wobei das Aethalometer des PSI durchschnittlich 6 % niedrigere Werte als jenes der EMPA zeigte. Eine gute Korrelation ergibt auch der Vergleich der beiden CPCs, wobei der

CPC des PSI 3 % höhere Anzahlkonzentrationen registrierte als derjenige der EMPA. Die gute Übereinstimmung deutet darauf hin, dass im untersten Teil des Grössenbereichs sehr wenige Partikel vorlagen (das PSI verwendet einen Partikelzähler, der den unteren Cut-off bei  $D = 3$  nm hat, während der CPC der EMPA nur Partikel mit einem Durchmesser  $D > 7$  nm zählt). Diese gute Übereinstimmung lässt ausserdem darauf schliessen, dass die Konzentrationen im Bereich der Probenahme räumlich recht konstant verteilt waren (die Ansaugstelle des PSI lag bei 3 m über Grund, diejenige der EMPA bei 4.5 m über Grund).

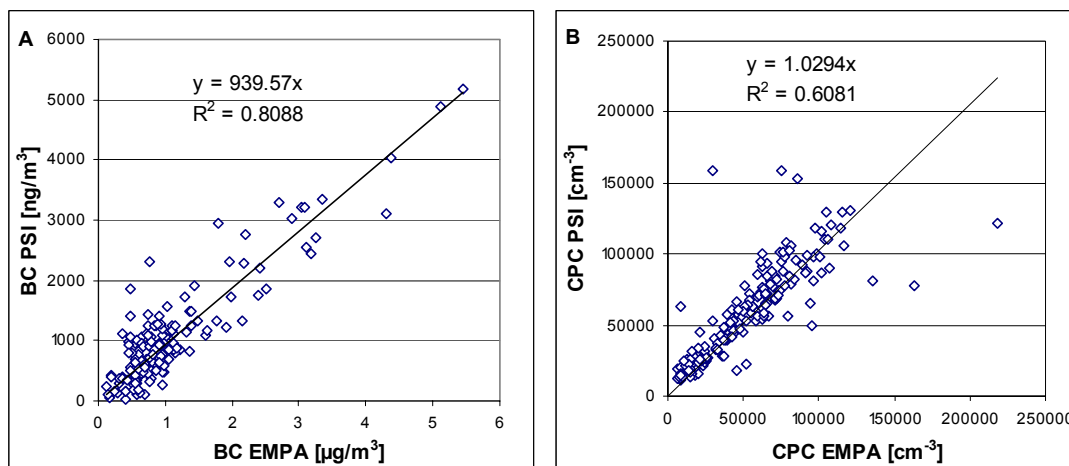


Abbildung 4.8: Korrelationsplot der Stundenmittel (A) der beiden Aethalometer (BC = Black Carbon) sowie (B) der beiden CPC.

#### 4.6 Datenaufbereitung

Die während der vier Feldkampagnen des PM10-Projekts gewonnenen Messreihen wurden visuell auf Ausreisser oder andere Unregelmässigkeiten geprüft und entsprechende Zeitabschnitte als ungültig verworfen. So wurden auf dem Zeughaushof die hochauflösenden Messungen häufig abends und nachts durch Freizeitaktivitäten auf dem Innenhof (Zigarettenrauch, Lagerfeuer) beeinträchtigt. Längere Schlechtwetterperioden, wie sie beispielsweise im September 2002 während der Kampagne Zürich-Weststrasse auftraten, wurden, sofern die Messgeräte in dieser Zeit überhaupt in Betrieb waren, ebenfalls ausgeschieden. Der Grund dafür liegt darin, dass bei schlechtem Wetter, d.h. bei Regen oder sehr hoher Luftfeuchtigkeit Geräteartefakte auftreten. Aus den verbleibenden Datensätzen wurden Stundenmittelwerte gebildet, die dann in die weitere Auswertung und Berechnung der Emissionsfaktoren einfließen (Kap. 2.1). Die Aufteilung der totalen Emissionsfaktoren in Emissionen von leichten und schweren Motorwagen geschah mit Hilfe des Statistikprogramms DataDesk® (Version 6) durch Anwendung einer multiplen Regression.

## 5. Resultate

Im folgenden werden die Ergebnisse aus den Messungen der vier Feldkampagnen detailliert dargestellt. Zuerst werden typische Grössenspektren vom Luv- und Lee-Standort (resp. Hintergrund- und Strassenstandort) gezeigt, gefolgt von mittleren Tagesgängen der Konzentrationsdifferenzen. Dann wird der Bezug zwischen dem Gesamtverkehr und der Lee-Luv-Differenz der Schadstoffkonzentration hergestellt, und schliesslich die Berechnung der Emissionsfaktoren anhand von zwei Modellen diskutiert.

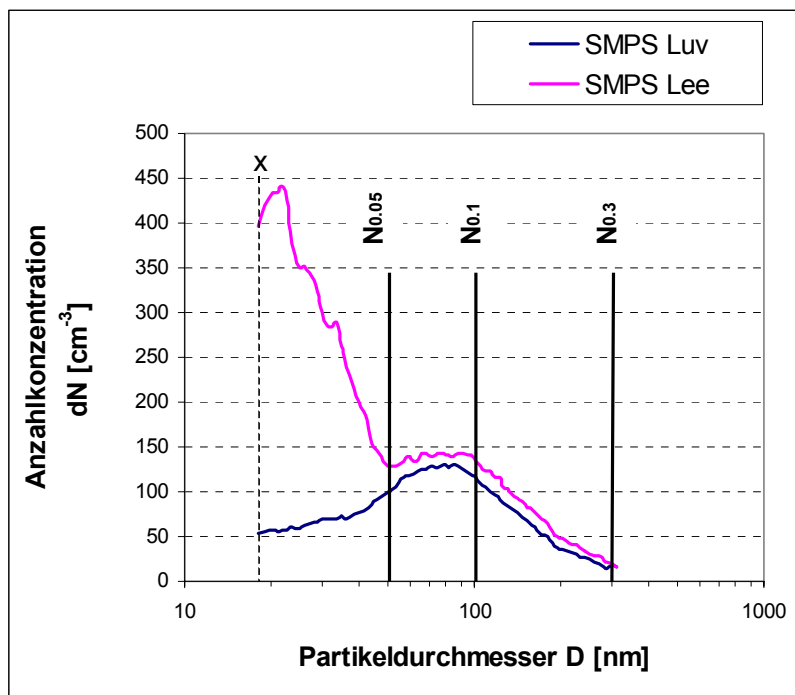


Abbildung 5.1: Definition der Abkürzungen  $N_{0.05}$ ,  $N_{0.1}$  und  $N_{0.3}$ . Die durchgezogenen Linien bezeichnen die obere Grenze der berechneten Intervallbereiche, die gestrichelte Linie  $x$  bezeichnet die gemeinsame untere Grenze des Intervallbereichs bei 18 nm.

Ausgehend von den durch die SMPS-Systeme aufgenommenen Partikel-Anzahlgrössenverteilungen wurden Oberflächen- und Volumengrössenverteilungen berechnet unter der Annahme, dass die Partikel kugelförmig seien. Für die Berechnung der Emissionsfaktoren wurde nur der Grössenbereich  $18 < D < 300$  nm benutzt, der von beiden SMPS-Systemen abgedeckt wurde. In Anlehnung an die Definition von  $PM_{10}$  und  $PM_1$  (Gesamtmasse der Partikel, die einen Durchmesser  $D < 10 \mu\text{m}$  bzw.  $D < 1 \mu\text{m}$  aufweisen) wurden für die Partikelanzahl die Abkürzungen  $N_{0.05}$ ,  $N_{0.1}$  und  $N_{0.3}$  eingeführt (Abb. 5.1).  $N_{0.05}$  bezeichnet die Gesamtzahl der Partikel mit  $D < 50$  nm (aber grösser als 18 nm, dem unteren Rand des SMPS-Spektrums) und repräsentiert damit den in Verkehrsemissionen relevanten Bereich der ultrafeinen Partikel mit einem oftmals beobachteten Maximum bei  $D = 10 - 20$  nm.  $N_{0.1}$  umfasst die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 100$  nm, in dem im Gegensatz zu  $N_{0.05}$  auch das Gros der Russteilchen enthalten ist.  $N_{0.3}$  bezeichnet die Partikelanzahl im Bereich  $18 < D < 300$  nm und wurde gewählt, weil die Obergrenze der SMPS-Spektren im Bereich von 300 nm liegt. Entsprechend werden die Gesamtoberflächen (surface  $S$ ) für die jeweiligen Teilchengrössen  $S_{0.05}$ ,  $S_{0.1}$  und  $S_{0.3}$  sowie die Gesamtvolumina  $V_{0.05}$ ,  $V_{0.1}$  bzw.  $V_{0.3}$  benannt.

Um eine Aussage darüber machen zu können, wie sich das Partikelvolumen im Grössenbereich von 300 - 1000 nm verhält, wurde auch ein V1 kalkuliert. Hierfür wurden die Oberflächengrössenverteilungen jedes einzelnen SMPS-Spektrums unimodal gefittet, wobei den Berechnungen die Annahme zugrunde lag, dass die Moden eine lognormale Verteilung aufwiesen. Falls bei der Oberflächenkurve das Konzentrationsmaximum ausserhalb des mit dem SMPS erfassten Grössenbereichs lag ( $D > 300$  nm), wird die Berechnung unzuverlässig. Alle derartigen Spektren wurden ausgeschieden, was zu einer starken Ausdünnung des Datensatzes und damit zu erhöhter statistischer Unsicherheit führte.

Die primäre Messgrösse des SMPS ist die Anzahlgrössenverteilung der Aerosolpartikel. Die Oberflächen- und Volumengrössenverteilungen wurden unter der Annahme von sphärischen Partikeln berechnet. Diese Voraussetzung ist vor allem für grössere Russpartikel nicht erfüllt, da diese eine fraktale Struktur aufweisen. Dies kann zu einer systematischen Überschätzung des „wahren“ Partikelvolumens führen, und muss bei der Interpretation der abgeleiteten PM1-Werte berücksichtigt werden.

## **5.1 Detaillierte Darstellung der Messungen an den einzelnen Standorten**

### **5.1.1 Messungen in Birrhard**

Die Messungen in Birrhard dauerten vom 21.06.01 bis 07.07.01 (Teil 1) und vom 08.08.01 bis 21.08.01 (Teil 2). Beide Teile repräsentieren eine sommerliche Periode mit durchschnittlichen Tagesmaxima von 22 bis 30 °C, nicht allzu starker nächtlicher Auskühlung und vielen Sonnenstunden. Es gab keine mehrtägigen Regenperioden, sondern nur einige Intervalle mit Gewittern in den Nachmittags- und Abendstunden, anschliessendem Kaltfrontdurchgang und etwas kühleren Temperaturen am darauffolgenden Tag. Trotz der etwa vierwöchigen Messperiode konnten nur verhältnismässig wenig (total 186) Stundenmittelwerte in die weitere Auswertung einbezogen werden, begründet durch den phasenweisen Ausfall der Windmessung sowie die vielen Perioden, während welcher die bodennahe Windströmung vorwiegend autobahnparallel (südliche oder nördliche Komponente) erfolgte.

Die Abbildung 5.2 zeigt Beispiele in Birrhard gemessener typischer Grössenspektren (Stundenmittelwerte), einerseits bei recht geringen Konzentrationen während der Nacht, andererseits bei hohen Schadstoffkonzentrationen während der Berufsverkehrszeit. In der Nacht wurde das Konzentrationsmaximum sowohl auf der Luv- als auch auf der Leeseite der Autobahn im Bereich von 50-80 nm gemessen, wobei die Konzentrationen leeseitig um den Faktor 2-3 höher lagen als luvseitig. Zudem erscheint im Nanopartikelbereich ein Mode mit Maximum bei etwa 10 nm. Während des abendlichen Berufsverkehrs (hauptsächlich in Fahrtrichtung Bern) befindet sich auf der Leeseite das Maximum ganz am unteren Rand des SMPS-Spektrums bei ungefähr 7 nm. Im Bereich von 18-40 nm, wo ein sekundäres Maximum lag, wurden auf der Leeseite ungefähr dreimal höhere Werte registriert als auf der Luvseite. Bei Partikeldurchmessern um 130 nm ist ausserdem ein Akkumulationsmode erkennbar.

Die Differenz der im Lee und Luv der Autobahn gemessenen Anzahlkonzentration ergibt die reinen Verkehrsemissionen des untersuchten Strassenabschnittes. Bei niedrigen Verkehrszahlen in der Nacht waren auch die Differenzwerte deutlich niedriger als zur Hauptverkehrszeit. Die Differenzkurve zeigte in beiden Fällen ein Maximum im Grössenbereich von 40-70 nm; gegen die grösseren

Partikeldurchmesser hin fiel die Kurve rasch ab, so dass bei Partikeln mit  $D > 200$  nm nur noch eine unbedeutende Differenz zwischen Lee- und Luvseite ausgemacht werden konnte. Aufgrund der vorliegenden Bandbreite der SMPS-Spektren kann zwar nicht verifiziert werden, ob das Maximum bei etwa 7 nm in der Anzahlkonzentration aus Verkehrsemissionen stammt, aber es gibt Untersuchungen in Los Angeles (Zhu et al., 2002), die ebenfalls in ähnlicher Entfernung von einer Autobahn (20 m) auf der Leeseite erhöhte Anzahlkonzentrationen in diesem Partikelgrössenbereich feststellten. Je weiter der Messstandort von der Autobahn entfernt war, desto niedriger war dieser Peak, und desto mehr verschob er sich hin zu grösseren Partikeldurchmessern. Dies lässt sich mit Koagulation erklären, die bei den kleinsten Partikeln am schnellsten zu einer Reduktion der Anzahlkonzentration führt.

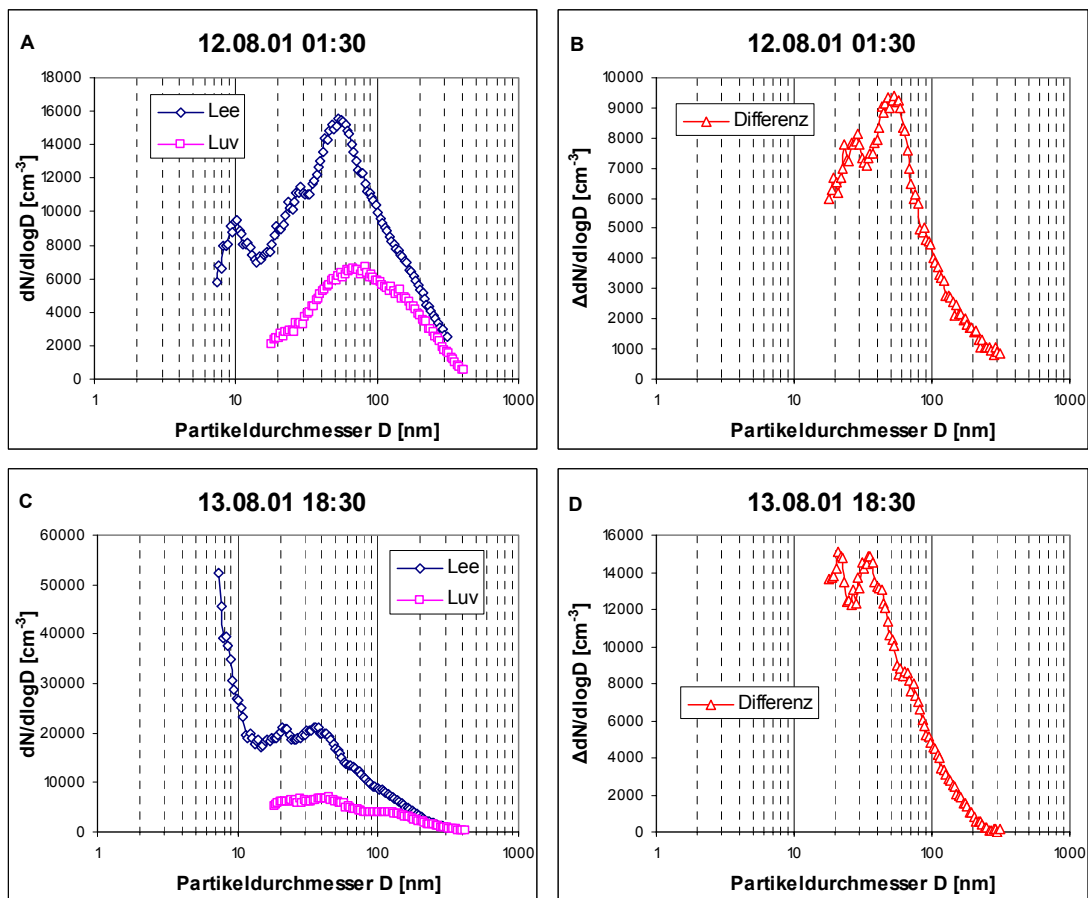


Abbildung 5.2: Typische mit dem SMPS gemessene Anzahlgrössenverteilungen im Luv und Lee der Autobahn A1 bei Birrhard während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

Transformiert man die gemessenen Anzahlgrössenverteilungen in Volumengrössenverteilungen unter der Annahme einer sphärischen Form der Partikel, so ergibt sich ein differenziertes Bild (Abb. 5.3). Die ultrafeinen Partikel, welche zwar zahlenmässig den Hauptanteil ausmachen, haben nur ein geringes Volumen und fallen nun praktisch nicht mehr ins Gewicht; das Konzentrationsmaximum verschiebt sich zu Partikelgrössen bei rund 300 nm. Auch die Konzentrationsunterschiede zwischen Lee und Luv sind bei dieser Darstellung wesentlich kleiner. Nachts stieg die Differenz der Volumenkonzentration ab einer Teilchengrösse von 50 nm bis 300 nm stark an. Zur Abendverkehrszeit lag das

Differenzmaximum bei etwa 150 nm und nahm bei Partikeln mit  $D > 200$  nm rasch ab. Nimmt man für die Leekonzentration in Abb. 5.3C eine lognormale Verteilung an, so würde die Volumendifferenz bei Partikeln mit  $D > 300$  nm rasch gegen Null gehen. Häufig wurden im Luv unter Nachtbedingungen höhere Konzentrationen beobachtet als während des Tages, was mit der niedrigeren Grenzschichthöhe in der Nacht zusammenhängt. Ein höheres integriertes Volumen allein ist aber noch kein Hinweis auf höhere Emissionen, weil dazu zusätzlich die Kenntnis des Verdünnungsfaktors notwendig ist.

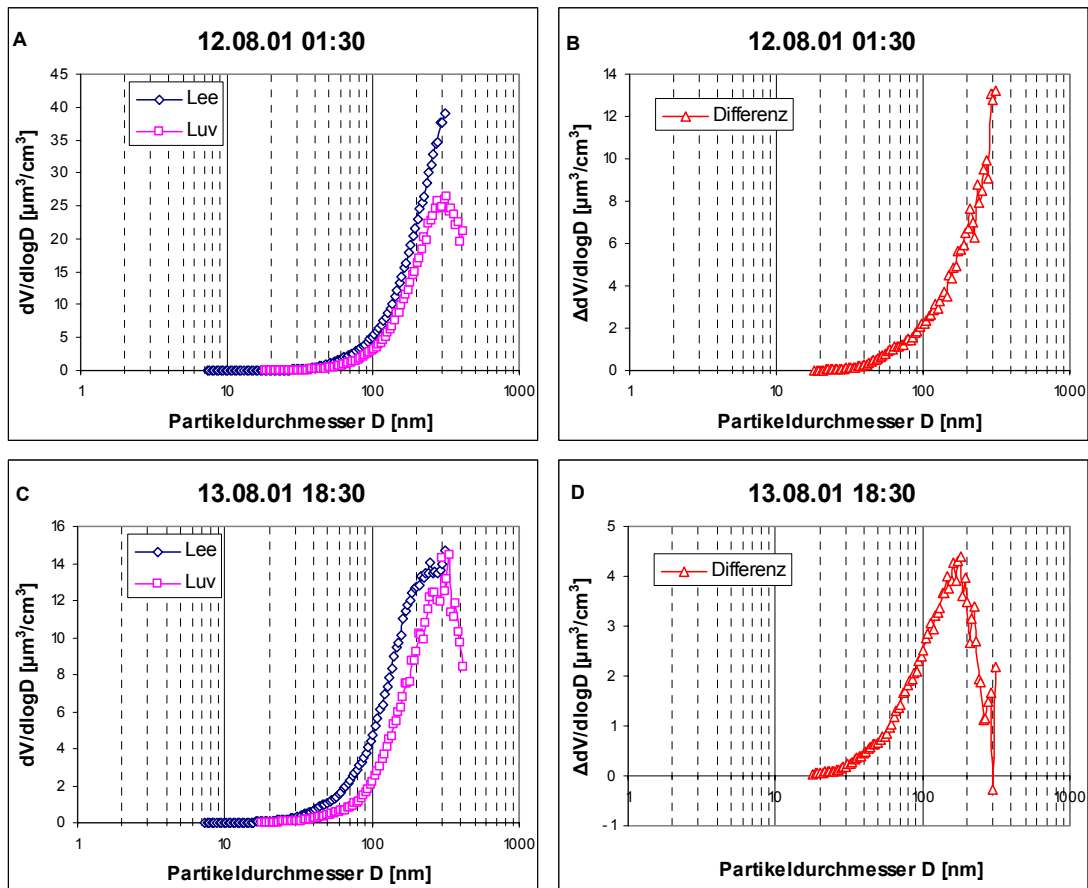


Abbildung 5.3: Typische mit dem SMPS gemessene Volumengrößenverteilungen im Luv und Lee der Autobahn A1 bei Birrhard während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

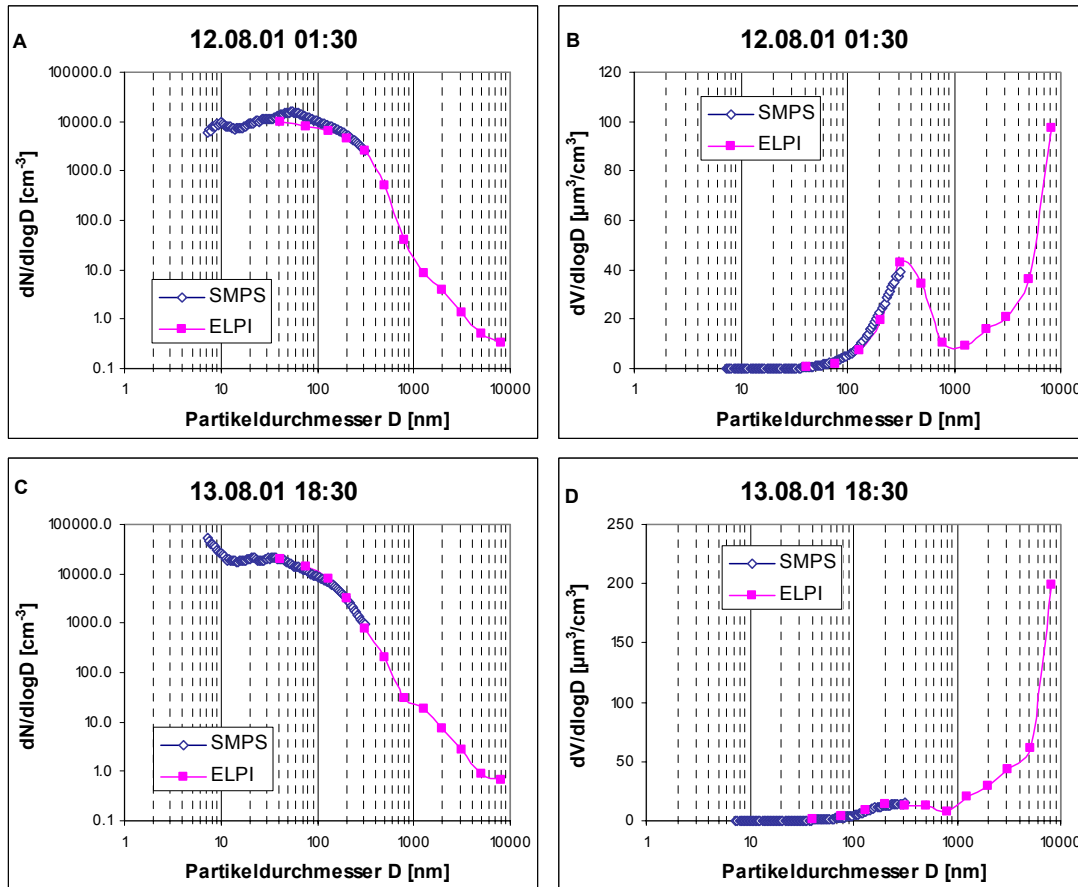


Abbildung 5.4: Typische Anzahlgrößenverteilungen (A und B) sowie Volumengrößenverteilungen (C und D) auf der Leeseite der A1 bei Birrhard, gemessen mit SMPS und ELPI.

Für die gleichen Zeiträume wurden auch Messungen mit dem ELPI durchgeführt, dargestellt in Abb. 5.4 (nur Leeseite). Die Messergebnisse von SMPS und ELPI stimmen in diesem Beispiel wie auch generell sehr gut überein, sowohl bei der Anzahl- als auch bei der Volumenkonzentration. Bei den Anzahlgrößenverteilungen ist der „Russmode“ im Größenbereich von 50-80 nm sehr schön sichtbar. Der ELPI zeigt eine nahtlose Fortsetzung der SMPS-Kurve und erreicht bei etwas über 3  $\mu\text{m}$  Konzentrationen von weniger als 1 Partikel/ $\text{cm}^3$  Luft (normiert auf die Breite der Größenklasse). Die Volumengrößenverteilungen lassen eine bimodale Struktur erkennen, mit einem Maximum bei 300 nm, einem nachfolgenden Minimum bei ungefähr 1  $\mu\text{m}$  und bei grösseren Partikeln wieder ansteigenden Konzentrationen; eine Struktur, wie sie auch von Morawska et al. (1999) für verkehrsbeeinflusstes Aerosol beschrieben wurde.

Mittlere Tagesgänge für ausgewählte Größen sind in Abb. 5.5 illustriert. Allgemein muss vorausgeschickt werden, dass aufgrund der relativ wenigen zur Verfügung stehenden Werte pro Stunde das statistische Rauschen relativ hoch ist; der Variationskoeffizient (Standardabweichung dividiert durch Mittelwert), beträgt hier teilweise bis 70%. Auf der Leeseite der Autobahn sind die Konzentrationen nachts zwischen 2 und 4 Uhr am niedrigsten und steigen dann mit Einsetzen des morgendlichen Berufsverkehrs stark an (Maximum jeweils um etwa 9 Uhr). Danach sinken die Schadstoffkonzentrationen und erreichen um etwa 15-16 Uhr ein Minimum. Später ist ein erneuter Anstieg ersichtlich, am auffälligsten bei der

Anzahlkonzentration von Partikeln mit  $D < 50$  nm. Interessanterweise stimmt dieser sekundäre Peak nicht mit der abendlichen Hauptverkehrszeit überein; er tritt immer um eine oder gar zwei Stunden verspätet auf. Eine Erklärung für dieses Phänomen wird in Kap. 5.1.4 im Rahmen der Messungen an der Weststrasse gegeben, wo dieselbe Erscheinung in noch ausgeprägterem Masse beobachtet wurde. Demgegenüber wurden auf der Luvseite keine signifikanten Konzentrationsänderungen während der Hauptverkehrszeiten festgestellt; nachts waren die Konzentrationen zum Teil sogar etwas höher als tagsüber. Die Differenzen folgten bei N0.05 und beim DC deshalb weitgehend dem Kurvenverlauf der Leekonzentrationen, einzig bei V0.3 war kein ausgeprägter Tagesgang zu erkennen.

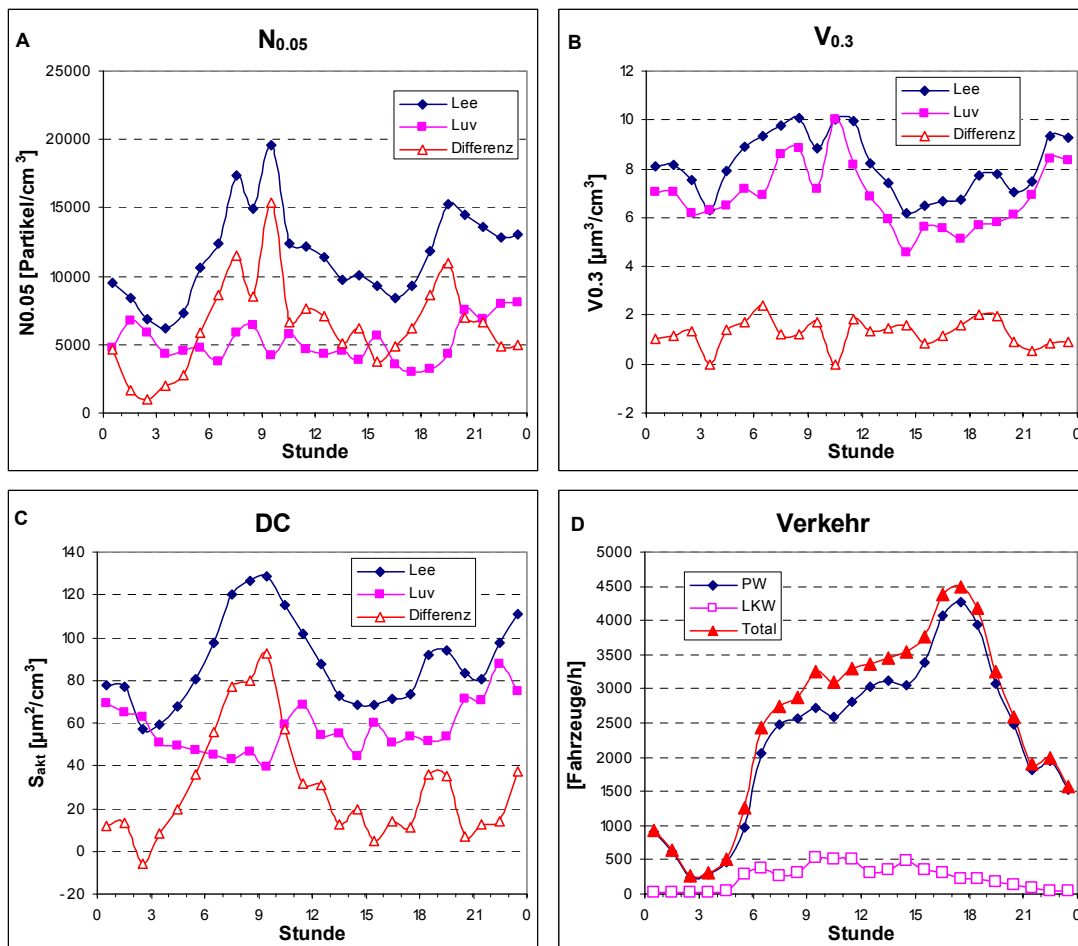


Abbildung 5.5: Mittlere Tagesgänge von Anzahlkonzentration N0.05 (A), Volumenkonzentration V0.3 (B), „aktiver Oberfläche“ (C) und Verkehr (D) in Birrhard.

Der Konturplot der mit den SMPS-Systemen gemessenen mittleren Differenzkonzentrationen in Birrhard (Abb. 5.6A) bestätigt die in Abb. 5.5A dargestellten Werte. In den Nachtstunden von 1 bis 5 Uhr wurden unter Voraussetzung günstiger Windbedingungen auf der Leeseite der Autobahn nur geringe Differenzen in der Anzahlkonzentration registriert. Teilweise gab es sogar negative Differenzen, diese dürften aber im statistischen Rauschen liegen. Ab etwa 6 Uhr verstärken sich die Differenzen v.a. im ultrafeinen Bereich massiv, ein klares Indiz für die Verkehrsemissionen in diesem Grössenbereich. Am Nachmittag konnte im ultrafeinen Bereich ein Rückgang der Werte festgestellt werden, während sie bei Partikeln mit  $D > 50$  nm über den ganzen Tag etwa gleich blieben. Zwischen 19 und 20 Uhr erscheint dann analog zum Tagesmittel der N0.05-Differenz ein sekundäres Maximum.

Abbildung 5.6B zeigt das absolute Tagesmittel des mit dem ELPI gemessenen Grössenspektrums von 0.03-8.1  $\mu\text{m}$  (nur für diejenigen Zeiten berechnet, in denen der ELPI auf der windabgewandten Seite der A1 gestanden hatte). Wie erwartet wurden die höchsten Partikel-Anzahlkonzentrationen im Grössenbereich  $D < 100 \text{ nm}$  gemessen. In diesem Bereich steht ein Konzentrationsminimum um 4 Uhr einem Maximum zur morgendlichen Hauptverkehrszeit gegenüber; abends wurden ebenfalls über längere Zeit recht hohe Konzentrationen registriert. Einen ähnlichen mittleren Tagesgang wie die ultrafeinen Partikel zeigen die Coarse-Mode-Partikel ( $D > 1 \mu\text{m}$ ), jene Partikel, die vor allem durch Reifenabrieb sowie durch Wiederaufwirbelung von Grobstaub auf der Strasse entstehen. Demgegenüber zeigen Partikel im mittleren Grössenbereich mit  $D$  zwischen 300 und 700 nm kaum eine Tageszeitenabhängigkeit. Diese Resultate sind auch konsistent mit Ergebnissen der BAB II-Kampagne bei Heidelberg (vgl. Anhang; Imhof et al., 2003). Der Verkehr emittiert im erwähnten Grössenbereich nur relativ wenig Partikel.

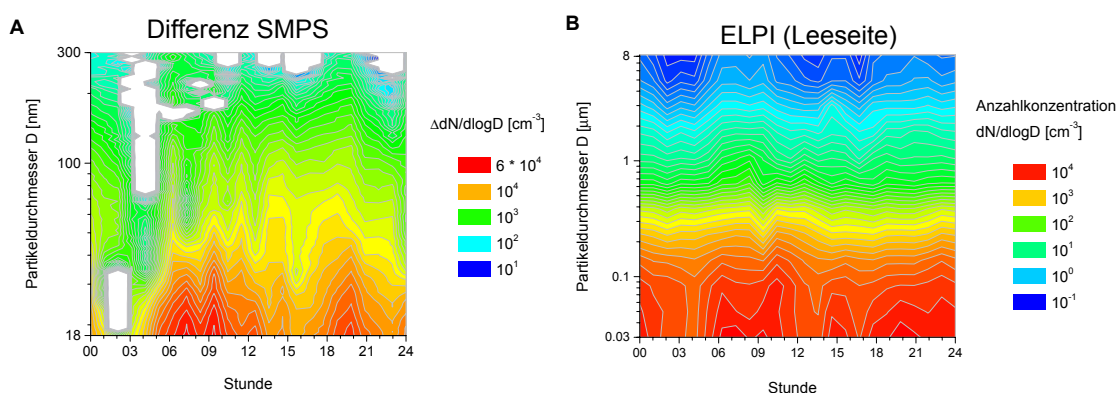


Abbildung 5.6: Mittlerer Tagesgang der Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Lee- und Luvseite (A) und mittlerer Tagesgang der mit dem ELPI gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration bei Westwind (B) in Birrhard. Weisse Stellen in der SMPS-Differenz kennzeichnen negative Differenzen.

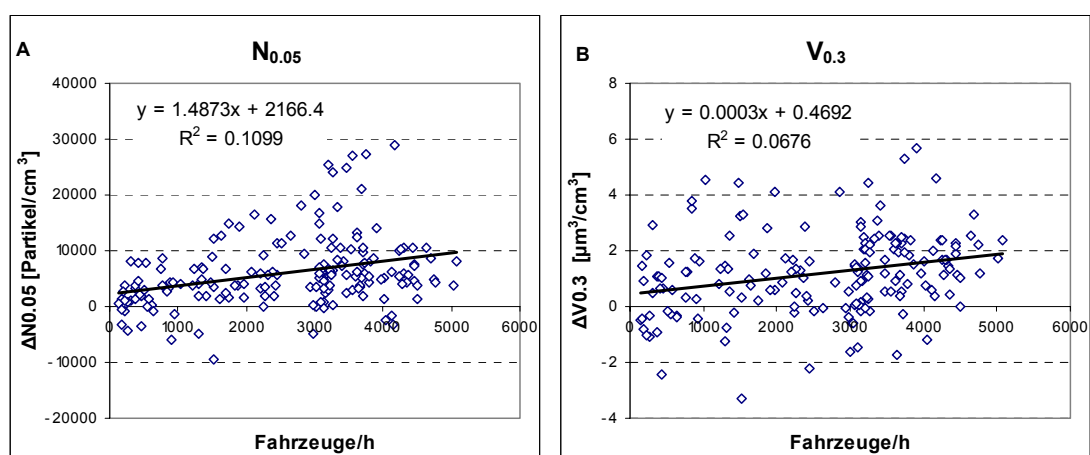


Abbildung 5.7: Korrelationsplot zwischen Verkehrsfrequenz und Differenzkonzentration von  $N_{0.05}$  (A) und  $V_{0.3}$  (B) in Birrhard.

Um den Beitrag des Verkehrs an der gesamten Schadstoffkonzentration der Luft deutlich zu machen, wurde die Differenzkonzentration für  $N_{0.05}$  und  $V_{0.3}$  gegenüber

der Gesamtzahl der Fahrzeuge, die in der jeweiligen Zeit den Autobahnabschnitt passierten, aufgetragen (Abb. 5.7A und B). Es ist zwar eine grosse Streubreite der einzelnen Punkte ersichtlich, aber insgesamt kann gezeigt werden, dass mit zunehmender Verkehrszahl auch die Differenzkonzentrationen anstiegen. Ein Teil der Streuung stammt aus der Variabilität der Verdünnung, bedingt durch die Windgeschwindigkeit und die vertikale Durchmischung. Zwischen den beiden Grössen NO<sub>0.05</sub> und V0.3 konnte kein bedeutsamer Unterschied hinsichtlich der Korrelation festgestellt werden.

Für die Berechnung der Emissionsfaktoren, aufgeteilt nach leichten und schweren Motorwagen, wurden zwei verschiedene Modelle angewandt, einerseits ein lineares Regressionsmodell, andererseits eine multiple Regression. Das einfache lineare Regressionsmodell basiert auf der Gleichung (6). Es wird für jede Stunde, in der die Randbedingungen Windrichtung quer zur Autobahn, Windgeschwindigkeit > 0.5 m/s, NO<sub>x</sub>-Differenz > 20 µg/m<sup>3</sup> und keine Staustituation erfüllt sind, ein Emissionsfaktor pro Fahrzeug berechnet. Anschliessend wird die Korrelation zwischen dem Anteil des Schwerverkehrs und dem für den gleichen Zeitraum errechneten Emissionsfaktor pro Fahrzeug hergestellt (Abb. 5.8). Indem nun der Anteil SMW auf 0 gesetzt wird, erhält man den Emissionsfaktor für leichte Motorwagen, der also durch den Achsenabstand der Regressionsgeraden bei x = 0 definiert ist. Durch Extrapolation der Regressionsgeraden bis auf einen SMW-Anteil x = 1 und Lösung der Geradengleichung wird der Emissionsfaktor für schwere Motorwagen ermittelt. In Abb. 5.8 wurde dies für sechs verschiedene Grössen gemacht. Trotz der teilweise grossen Streuung der einzelnen Punkte ist in allen Fällen eine klare Steigung der Regressionsgeraden zu sehen. Für SMW wurden deutlich höhere Emissionsfaktoren errechnet als für LMW.

In einem zweiten Schritt wurde dieses Modell verfeinert, indem mit einer multiplen Regression aus den Inputgrössen Anzahl LMW, Anzahl SMW und totaler Emissionsfaktor während derselben Zeitspanne (Gleichung 10, siehe auch Kap. 2.1) die nach Fahrzeugkategorie aufgesplitteten Emissionsfaktoren berechnet wurden (Tab. 5.1). Durch dieses Verfahren ergaben sich in den meisten Fällen keine wesentlichen Änderungen, allerdings erhöhte sich der Korrelationskoeffizient.

$$n_{\text{total}} \cdot EF_i = n_{\text{LMW}} \cdot EF_{i(\text{LMW})} + n_{\text{SMW}} \cdot EF_{i(\text{SMW})} \quad (10)$$

Anhand der angegebenen Standardabweichungen kann die Qualität des berechneten Emissionsfaktors abgeschätzt werden. Allgemein ist der Variationskoeffizient bei den Emissionsfaktoren für SMW niedriger (10 - 18 %) als bei denjenigen für LMW (20 - 50 %); für letztere besteht also eine recht grosse Unsicherheit. In Tab. 5.1 fällt der aus den DC-Messungen für LMW berechnete negative Emissionsfaktor für die „aktive Oberfläche“ auf. Hier besteht aber eine grosse Messunsicherheit. Demgegenüber liegen die von zwei verschiedenen Instrumenten gemessenen und errechneten Emissionsfaktoren der SMW für die Oberfläche erstaunlich nahe beieinander.

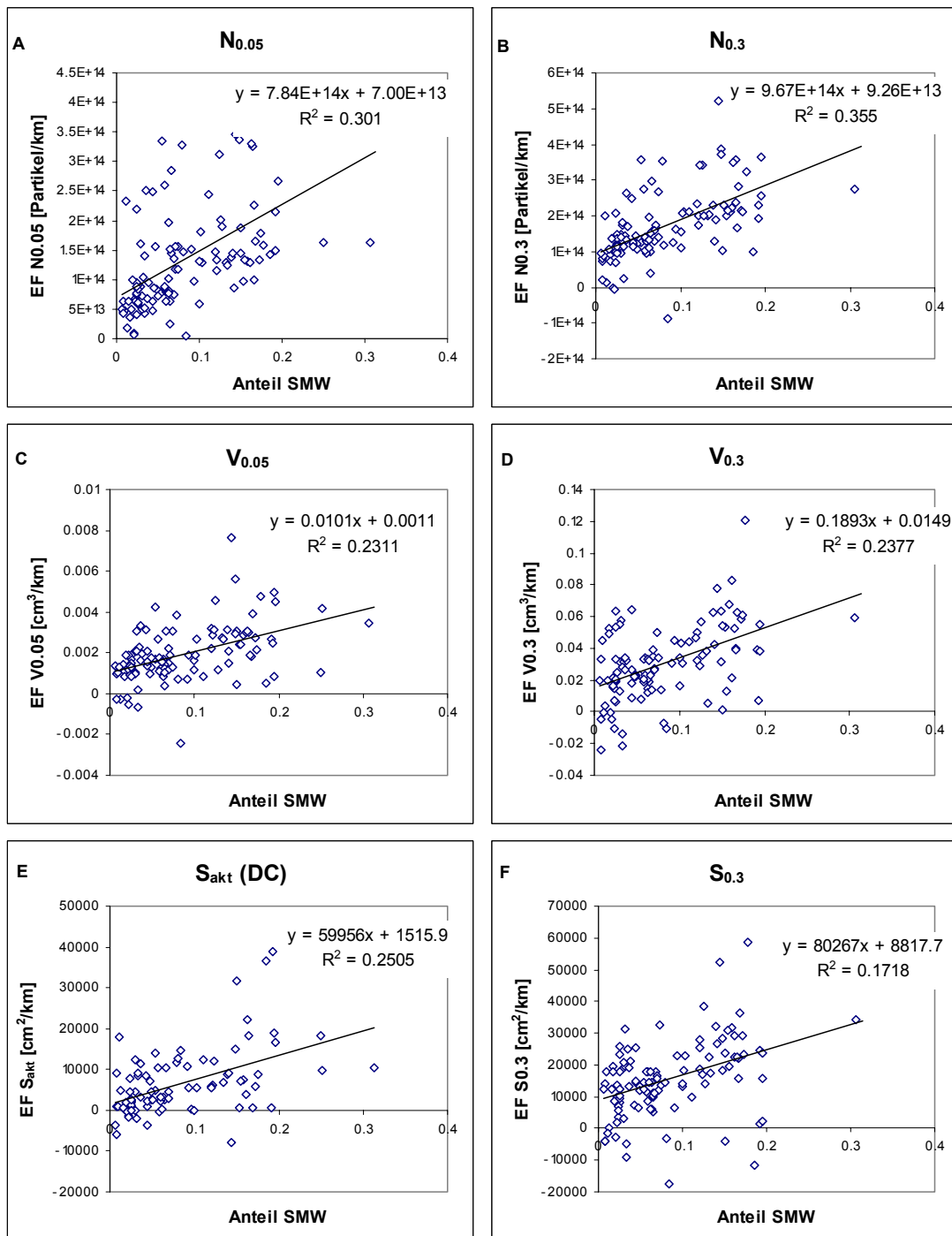


Abbildung 5.8: Korrelation von Schwerverkehrsanteil und Emissionsfaktor pro Fahrzeug in Birrhard, berechnet für Anzahl Partikel mit  $18 \text{ nm} < D < 50 \text{ nm}$  (A) und  $18 \text{ nm} < D < 300 \text{ nm}$  (B), Volumen der Partikel mit  $18 \text{ nm} < D < 50 \text{ nm}$  (C) und  $18 \text{ nm} < D < 300 \text{ nm}$  (D) sowie „aktive Oberfläche“ der DC-Messungen (E) und geometrische Oberfläche der Partikel mit  $18 < D < 300 \text{ nm}$  (F).

Tabelle 5.1: Emissionsfaktoren des Verkehrs, aufgeteilt nach LMW und SMW, von verschiedenen Messgrössen am Standort Birrhard.

	Einheit	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	R <sup>2</sup> [%]
N0.05	Partikel/km	4.1E+13	± 2.1E+13	8.1E+14	± 1.1E+14	42.0
N0.1	Partikel/km	6.9E+13	± 2.0E+13	9.1E+14	± 1.0E+14	51.3
N0.3	Partikel/km	7.4E+13	± 2.2E+13	9.7E+14	± 1.1E+14	53.4
V0.05	cm <sup>3</sup> /km	0.0011	± 0.0003	0.010	± 0.0015	43.1
V0.1	cm <sup>3</sup> /km	0.0065	± 0.0016	0.036	± 0.0084	31.8
V0.3	cm <sup>3</sup> /km	0.019	± 0.0057	0.162	± 0.029	37.0
V1	cm <sup>3</sup> /km	0.071	± 0.047	0.595	± 0.24	15.5
S <sub>akt</sub> (DC)	cm <sup>2</sup> /km	-1450	± 2000	77220	± 1030	36.6
S0.3	cm <sup>2</sup> /km	10910	± 2740	74120	± 1400	38.1

### 5.1.2 Messungen in Humlikon

In Humlikon fanden die Messungen nur während einer kurzen Periode von 12 Tagen vom 17.10.01 bis 29.10.01 statt. Während dieser Zeit herrschte oft ruhiges Herbstwetter mit Nebel- oder Hochnebefeldern am Vormittag, die sich jeweils gegen Mittag auflösten, und einigen Sonnenstunden am Nachmittag. Diese Hochdrucklagen wurden durch einzelne Frontdurchgänge unterbrochen, es gab aber keine längere Schlechtwetterperiode. Die Windanströmung erfolgte während der Messzeit vorwiegend aus Westen. Deshalb konnten trotz der Kürze der Feldkampagne 155 Stundenmittelwerte in die Berechnung der Emissionsfaktoren einfließen.

Abbildung 5.9 zeigt typische Beispiele der in Humlikon mit den SMPS-Systemen gemessenen typischen Grössenspektren (Stundenmittelwerte), sowohl bei recht geringen Konzentrationen während der Nacht, als auch bei hohen Schadstoffkonzentrationen während der morgendlichen Berufsverkehrszeit. Hier sind die grossen Differenzen zwischen Tag und Nacht in der Anzahlkonzentration ersichtlich. Nachts wurde beidseits der Autostrasse ein Mode mit Maximum bei ungefähr 40 nm gefunden. Hierbei handelt es sich sehr wahrscheinlich um gealterte Nanopartikel, die durch Koagulation und Kondensation im Lauf der Zeit gewachsen sind. Auf der Leeseite der A4 wurde wie schon in Birrhard zu beiden Tageszeiten ein Mode im Nanopartikelbereich beobachtet, dessen Peak bei etwa 10 nm erschien. Bei hohem Verkehrsaufkommen zwischen 8 und 9 Uhr war dieser Peak viel stärker ausgeprägt als in der Nacht. Auf der Luvseite lagen die Partikel-Anzahlkonzentrationen im gesamten Bereich von 18 - 100 nm etwa gleich hoch. Hingegen wurden im Akkumulationsmode am Tag deutlich mehr Partikel registriert als in der Nacht, was wiederum die Wichtigkeit von Differenzmessungen unterstreicht. Die Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Lee und Luv ist nachts nur bei Teilchen mit  $D < 40$  nm signifikant, bei grösseren Durchmessern liegt sie meist im Bereich des statistischen Rauschens. Während des Berufsverkehrs wurden die grössten Differenzen ebenfalls im Nanopartikelbereich gemessen, ein sekundäres Maximum trat aber im Bereich des Russmodes (60 – 80 nm) auf. Anhand von Abb. 5.9 kann der Einfluss der Emissionen von Benzin- und Dieselmotoren sehr schön illustriert werden. Nachts zwischen 4 und 5 Uhr lag der

Anteil des mit Dieselmotoren ausgestatteten Schwerverkehrs nahe bei 0 %. Die auf der A4 fahrenden Personenwagen emittierten v.a. Partikel mit  $D < 20$  nm, während im Russmode nur geringfügige Emissionen gefunden wurden. Zwischen 8 und 9 Uhr wurde die höchste Anzahl Lastwagen gezählt (siehe auch Abb. 5.12D). Zu dieser Zeit war der Russmode besonders gut ausgeprägt, wodurch bestätigt wird, dass die Dieselmotoren die Hauptemittenten im besagten Grössenbereich sind. Gleichzeitig sieht man dort auch eine starke Erhöhung der Konzentration der Nanopartikel, zu deren Emission Dieselmotoren ebenfalls in bedeutendem Masse beitragen.

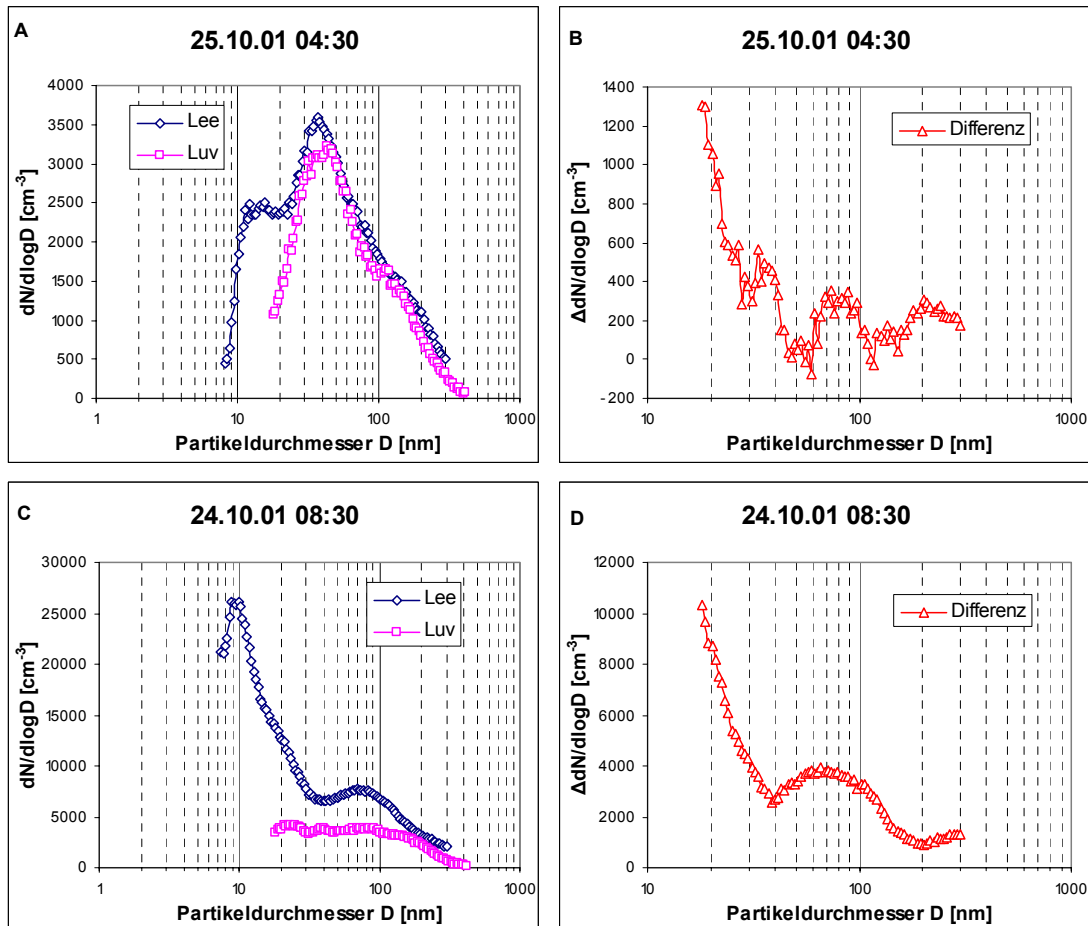


Abbildung 5.9: Typische mit dem SMPS gemessene Anzahlgrößenverteilungen im Luv und Lee der Autostrasse A4 bei Humlikon während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

Die Partikel-Volumenkonzentration (Abb. 5.10) zeigte erwartungsgemäss in der Nacht bis zu Teilchen mit  $D = 120$  nm keine bedeutenden Unterschiede zwischen Luv- und Leeseite. Dagegen wurde am Vormittag der Einfluss der erhöhten Anzahlkonzentrationen im Bereich des Russmodes auch bei der Volumenverteilung sichtbar; schon bei Partikeldurchmessern  $D > 70$  nm konnten leeseitig deutlich höhere Konzentrationen nachgewiesen werden. Das Maximum der Volumengrößenverteilung lag in diesem Fall ausserhalb des Messbereichs.

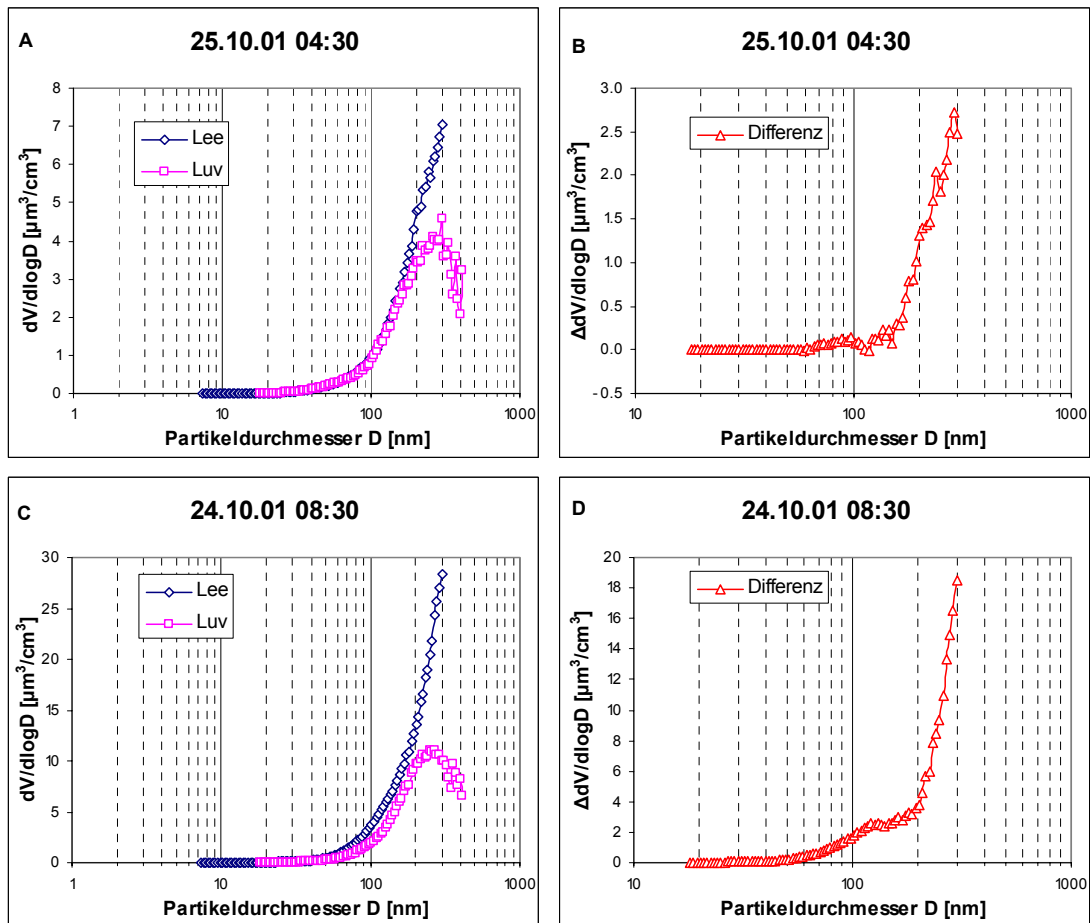


Abbildung 5.10: Typische mit dem SMPS gemessene Volumengrößenverteilungen im Luv und Lee der Autostrasse A4 bei Humlikon während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

In Abb. 5.11 sind für die gleichen Zeiträume die Messergebnisse des SMPS-Systems auf der Leeseite sowie diejenigen von ELPI und OPC am selben Standort aufgetragen. Der ELPI registrierte im ultrafeinen Bereich klar niedrigere Anzahlkonzentrationen als das SMPS. Oberhalb etwa 200 nm stimmten beide Geräte gut überein, der ELPI konnte die Messkurve des SMPS optimal ergänzen. Auch nach Berechnung des Volumens konnte selbst bei einer nicht-logarithmischen Darstellung der y-Achse eine hervorragende Übereinstimmung beider Instrumente festgestellt werden. Die ELPI-Kurve der Volumengrößenverteilung zeigte nun das Konzentrationsmaximum bei Durchmessern leicht grösser als 300 nm an. Ansonsten offenbarten die Kurven ein ähnliches Muster wie in Birrhard.

Mit dem OPC wurden wesentlich niedrigere Anzahlkonzentrationen gemessen als mit dem ELPI. Bei der Transformation in eine Volumenkonzentration tritt dies noch viel deutlicher hervor. Diese Unterschiede können dadurch erklärt werden, dass der OPC die Partikel nach deren Lichtstreuung klassifiziert, welche neben der Partikelgrösse stark von der Morphologie und dem Brechungsindex (abhängig von der chemischen Zusammensetzung) abhängt. Da die Russpartikel mehrheitlich schwarz sind und oftmals eine feingliedrige Aggregatsstruktur aufweisen, werden sie vom OPC nur teilweise erfasst; ihr „optischer Durchmesser“ ist erheblich kleiner als 300 nm. Laborexperimente mit monodispersen Ammoniumsulfatpartikeln (kompakte Struktur) ergaben dagegen eine Klassifikation im richtigen Grössenbereich (Weingartner et al.,

2000). Im Coarse-Mode-Bereich zeigten sich ebenfalls Unterschiede zwischen ELPI und OPC, deren Ursache wohl in den verschiedenen Messmethoden der beiden Geräte zu suchen ist. Ferner treten bei längerer Ansaugleitung des OPC bereits in der Leitung Gravitationsverluste von Partikeln mit  $D > 5 \mu\text{m}$  auf. Partikelverluste scheint es auch im Gerät selbst zu geben.

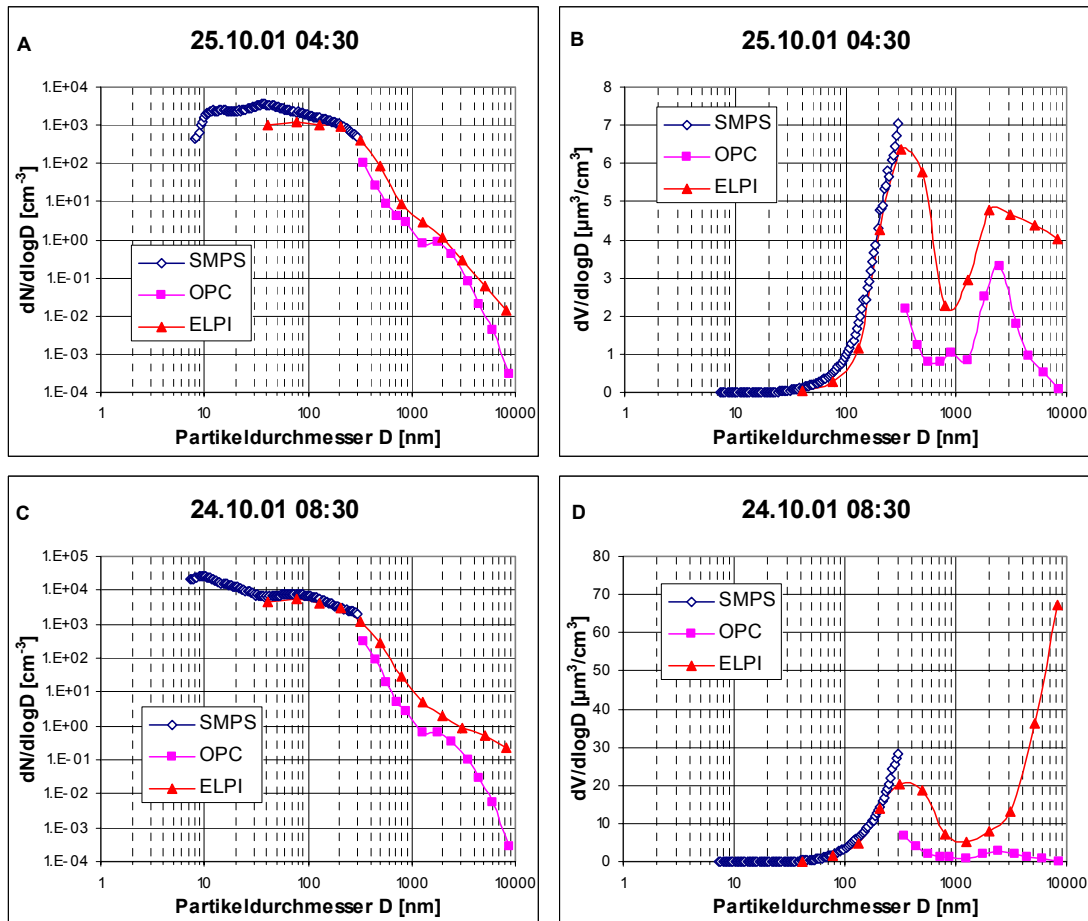


Abbildung 5.11: Typische Anzahlgrößenverteilungen (A und B) sowie Volumengrößenverteilungen (C und D) auf der Leeseite der A4 bei Humlikon, gemessen mit SMPS, ELPI und OPC.

Die mittleren Tagesgänge für ausgewählte Größen in Humlikon sind in Abb. 5.12 illustriert. Klare Unterschiede zwischen Tag und Nacht konnten auf der Leeseite nur bei der Partikelanzahlkonzentration  $N_{0.05}$  gefunden werden. Bei dieser Grösse waren sowohl die morgendliche als auch die abendliche Hauptverkehrszeit durch herausragende Peaks gekennzeichnet. Nachts wurden nur geringe Konzentrationen gemessen, wobei die Luvseite zum Teil höhere Werte registrierte als die Leeseite der Strasse, und damit die Differenzwerte negativ ausfielen. Auch um die Mittagszeit wurden niedrige Konzentrationen und geringe Differenzen des  $N_{0.05}$  beobachtet. Das Volumen  $V_{0.3}$  zeigte keinen Tagesgang von Luv und Lee; die Differenz war tagsüber recht konstant, und nachts bewegte sie sich im statistischen Rauschen im Bereich von 0. Mit noch wesentlich grösseren Unsicherheiten sind die DC-Messungen behaftet. Hier konnten ausser zur Morgenverkehrszeit keine signifikanten Unterschiede zwischen Luv- und Leeseite festgestellt werden.

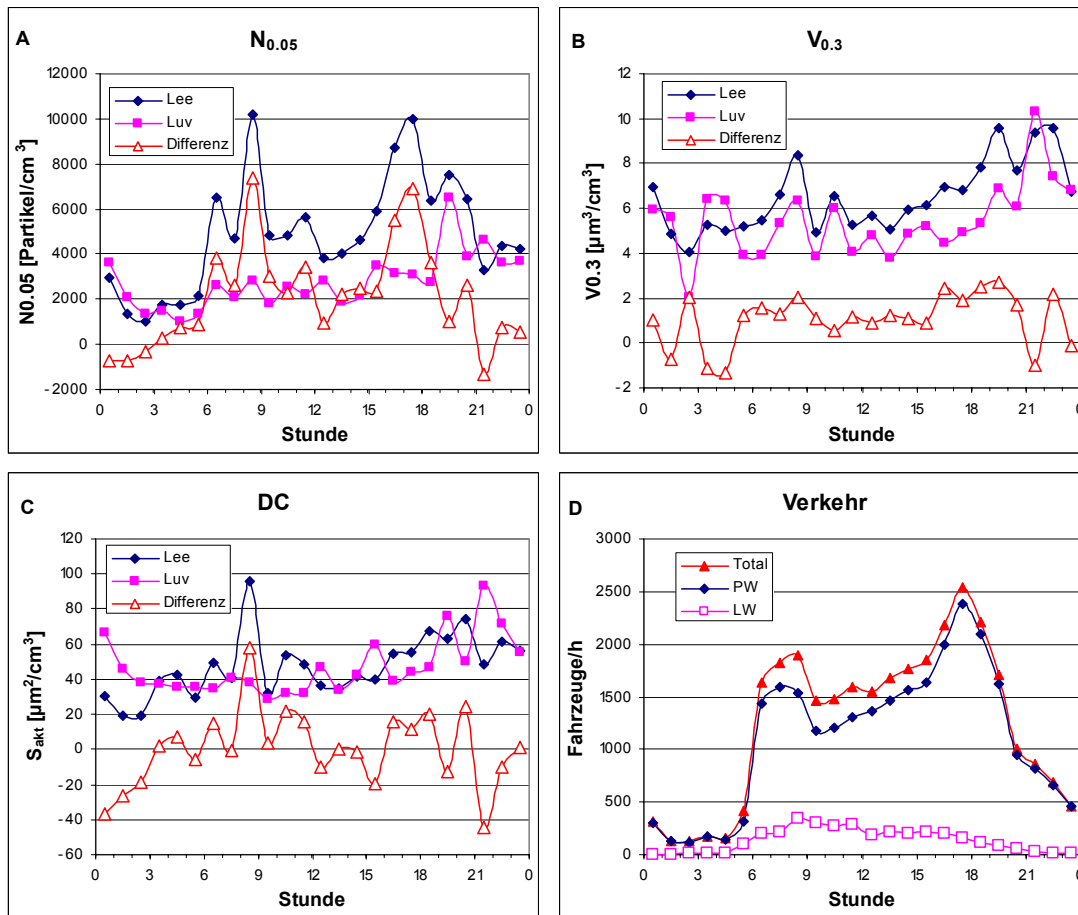


Abbildung 5.12: Mittlere Tagesgänge von Anzahlkonzentration N0.05 (A), Volumenkonzentration V0.3 (B), „aktiver Oberfläche“ (C) und Verkehr (D) in Humlikon.

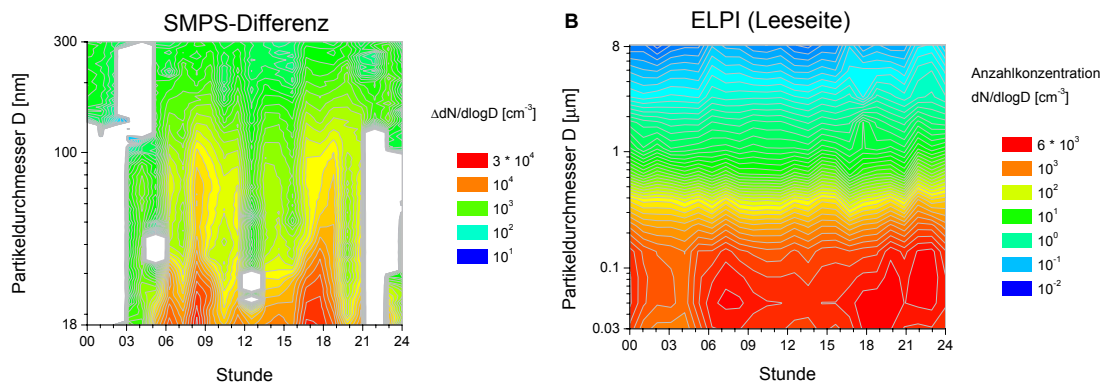


Abbildung 5.13: Mittlerer Tagesgang der Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Lee- und Luvseite (A) und mittlerer Tagesgang der mit dem ELPI gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration bei Westwind (B) in Humlikon. Weisse Stellen in der SMPS-Differenz kennzeichnen negative Differenzen.

Der Konturplot der mit den SMPS-Systemen gemessenen mittleren Differenzkonzentrationen in Humlikon (Abb. 5.13A) zeigte während den Nachtstunden für den Grössenbereich  $D < 100$  nm weitgehend negative Werte (in

der Abbildung als weisse Flächen dargestellt). Tagsüber traten wie schon in Birrhard im ultrafeinen Bereich besonders während der Hauptverkehrszeiten sehr hohe Differenzkonzentrationen auf. Dieser Tagesgang wurde auch im Akkumulationsmode gefunden, jedoch nicht mehr bei Partikeln im Grössenbereich von 300 nm. Der Konturplot des mittleren Tagesgangs des ELPI (nur Stundenwerte bei Westwind ausgewertet) zeigt im ultrafeinen wie im Coarse-Mode-Bereich einen ähnlichen Verlauf wie in Birrhard. Stark erhöhte Konzentrationen in den Morgenstunden treten deutlich hervor, aber auch in den Abendstunden wurden bis gegen Mitternacht hohe Partikel-Anzahlkonzentrationen gemessen. Bei Partikeln im mittleren Grössenbereich konnte wiederum kein Tagesgang festgestellt werden.

Werden die Verkehrsfrequenz und die Differenzkonzentrationen von N0.05 und V0.3 gegeneinander aufgetragen (Abb. 5.14), so kann besonders bei der Anzahl N0.05 eine gute Wechselbeziehung gesehen werden. Je mehr Fahrzeuge den untersuchten Strassenabschnitt der A4 (und der S6) passierten, desto grössere Differenzen wurden zwischen Lee- und Luvseite gemessen. Der negative Achsenabstand in Abb. 5.14A liegt im Bereich der statistischen Unsicherheit. Bei V0.3 wurde eine wesentlich grössere Streuung der einzelnen Werte registriert, die positive Korrelation blieb aber erhalten.

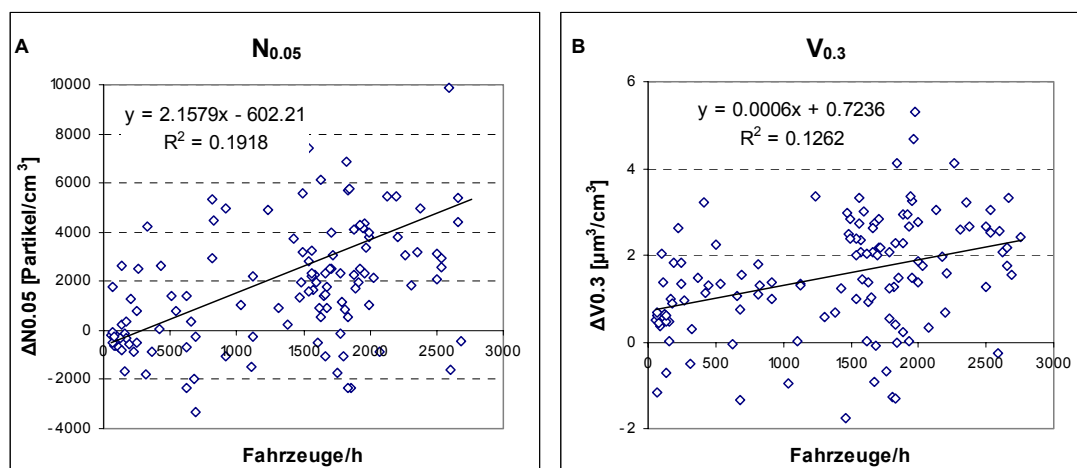


Abbildung 5.14: Korrelationsplot zwischen Verkehrsfrequenz und Differenzkonzentration von N0.05 (A) und V0.3 (B) in Humlikon.

Im Gegensatz zu Birrhard konnte in Humlikon bei den Ergebnissen von N0.05 und V0.05 keine signifikante Steigung der Regressionsgeraden festgestellt werden, wenn man die errechneten Emissionsfaktoren gegen den SMW-Anteil aufträgt (Abb. 5.15). Diese Tatsache führt zu der Annahme, dass leichte wie auch schwere Motorwagen spezifisch für die vorliegende Verkehrssituation etwa gleich viele ultrafeine Partikel produzieren. Hingegen wurde bei S0.3 und V0.3 eine klare Wechselbeziehung zwischen dem Schwerverkehrsanteil und dem entsprechenden Emissionsfaktor pro Fahrzeug beobachtet, was wiederum die Theorie unterstützt, dass die Dieselmotoren der SMW die Hauptemittenten der Russpartikel im Grössenbereich von 50 - 150 nm sind. Wie schon aus Abb. 5.12C ersichtlich, wo die Differenzen zwischen Lee und Luv im Allgemeinen nur sehr klein und oft sogar negativ waren, konnte keine Korrelation zwischen dem SMW-Anteil und dem aus den DC-Messungen ermittelten Emissionsfaktor pro Fahrzeug gefunden werden.

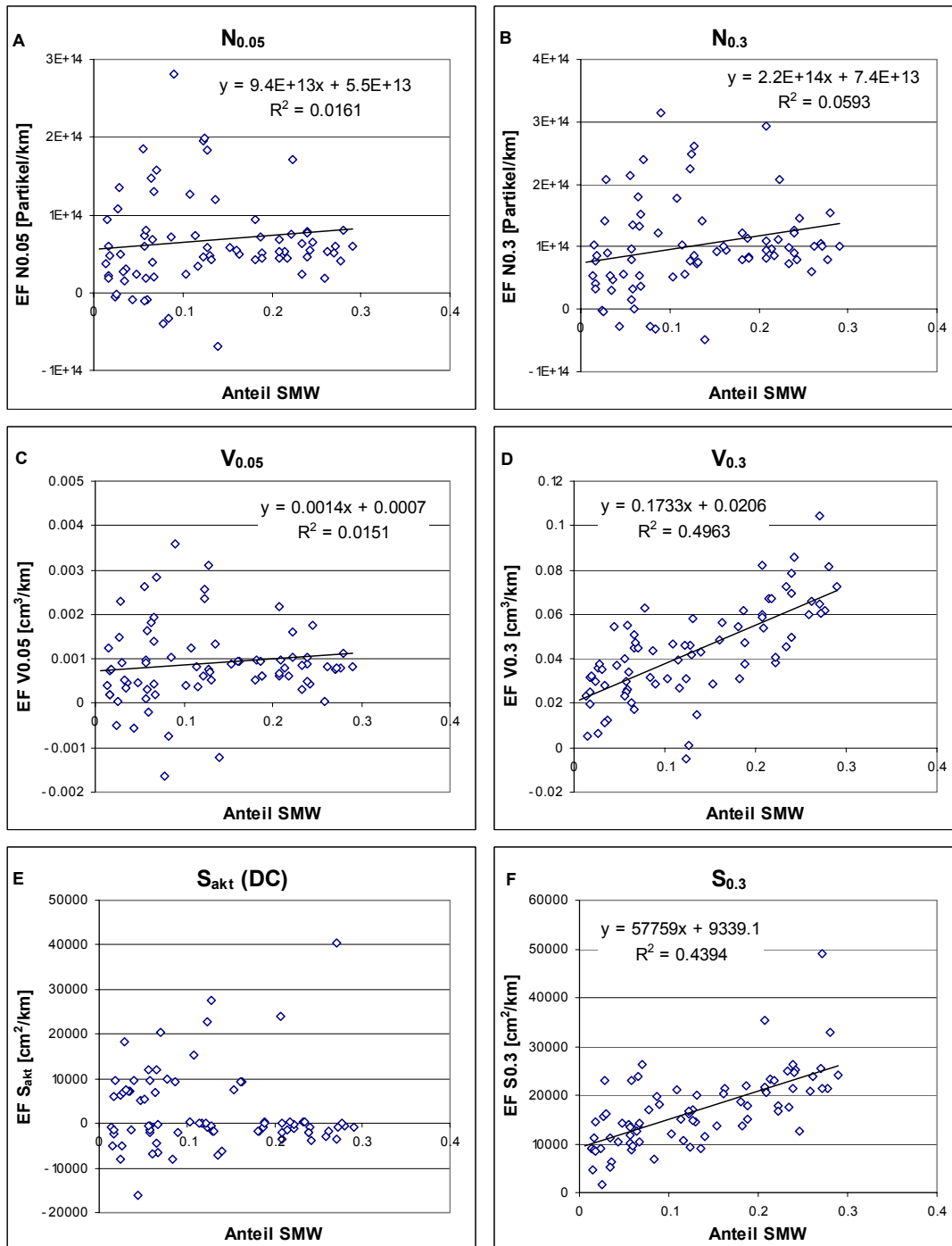


Abbildung 5.15: Korrelation von Schwerverkehrsanteil und Emissionsfaktor pro Fahrzeug in Humlikon, berechnet für Anzahl Partikel mit  $18 < D < 50$  nm (A) und  $18 < D < 300$  nm (B), Volumen der Partikel mit  $18 < D < 50$  nm (C) und  $18 < D < 300$  nm (D) sowie „aktive Oberfläche“ der DC-Messungen (E) und geometrische Oberfläche der Partikel mit  $18 < D < 300$  nm (F).

Die mit einem multiplen Regressionsmodell für LMW und SMW getrennt berechneten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 5.2 aufgelistet. Analog zu den Ergebnissen des einfachen Modells sind die für Humlikon berechneten Emissionsfaktoren der Größen N<sub>0.05</sub>, N<sub>0.1</sub> und N<sub>0.3</sub> insbesondere für SMW mit einer grossen Unsicherheit ( $\pm 40$ - $60$  %) behaftet; der Variationskoeffizient für die LMW-Emissionsfaktoren liegt etwas

niedriger im Bereich von 28-30 %. Ein guter Korrelationskoeffizient konnte einzig bei den Emissionsfaktoren V0.3 und S0.3 gefunden werden. Die aus den gefitteten V1-Konzentrationen berechneten Emissionsfaktoren zeigten für SMW sehr hohe Werte, für LMW wurde eine grosse statistische Unsicherheit ermittelt. Aufgrund der geringen Anzahl an auswertbaren Terminen sind die Emissionsfaktoren für V1 generell mit grosser Vorsicht zu behandeln. Aus den oben erwähnten Gründen war auch die Kalkulation eines Emissionsfaktors für die „aktive Oberfläche“ unmöglich.

Tabelle 5.2: Emissionsfaktoren des Verkehrs, aufgeteilt nach LMW und SMW, von verschiedenen Messgrössen am Standort Humlikon.

	Einheit	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	R <sup>2</sup> [%]
N0.05	Partikel/km	8.1E+13	± 2.5E+13	1.7E+14	± 1.0E+14	15.4
N0.1	Partikel/km	9.4E+13	± 2.8E+13	2.6E+14	± 1.1E+14	18.7
N0.3	Partikel/km	9.8E+13	± 2.8E+13	3.1E+14	± 1.1E+14	21.3
V0.05	cm <sup>3</sup> /km	0.0012	± 0.0003	0.003	± 0.0014	17.7
V0.1	cm <sup>3</sup> /km	0.004	± 0.0013	0.024	± 0.0055	26.1
V0.3	cm <sup>3</sup> /km	0.017	± 0.0047	0.176	± 0.019	56.2
V1	cm <sup>3</sup> /km	0.069	± 0.052	1.156	± 0.2	38.8
S <sub>akt</sub> (DC)	cm <sup>2</sup> /km	--	--	--	--	--
S0.3	cm <sup>2</sup> /km	7250	± 1780	59450	± 7370	51.7

### 5.1.3 Messungen in Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof)

Die Messkampagne Zürich-Rosengartenstrasse fand vom 14.02.02 bis 06.03.02 statt. Diese Kampagne war durch ungünstige Witterungsbedingungen geprägt. Zu Beginn der Messungen führte ein spätwinterliches Hochdruckgebiet zu einer Inversionslage über dem Mittelland, wobei sich Hochnebel bildete, der sich tagsüber in der Region Zürich nicht auflöste. Daher fand von Tag zu Tag eine Anreicherung der Luftschadstoffkonzentrationen statt, was sehr gut anhand der sich allmählich erhöhenden Partikelanzahlkonzentrationen und äusserst schwach ausgeprägtem Tagesgang während dieser Zeit erkennbar war. Ab dem 19. Februar änderte sich das Wetter für den Rest der Messkampagne zu einer überwiegend tiefdruckbestimmten Lage mit zahlreichen Frontdurchgängen, verbunden mit länger anhaltenden Regenfällen (Durchschnittstemperaturen bei +5 bis +10 °C) und mehrmaligen Perioden mit sehr hohen mittleren Windgeschwindigkeiten. Dadurch blieben die Konzentrationen im zweiten Teil der Kampagne allgemein relativ niedrig. Weil wegen des Messkonzepts Strassenstandort – Hintergrundstandort die Windrichtung keine Rolle spielte, musste nur die Bedingung erfüllt sein, dass die Differenz der NO<sub>x</sub>-Werte (als NO<sub>2</sub> berechnet) grösser als 20 µg/m<sup>3</sup> war. Somit verblieben noch rund 350 Stundenwerte.

Die typischen mit den SMPS-Systemen gemessenen Anzahlgrössenverteilungen an den Messstandorten Rosengartenstrasse und Zeughaushof sind in Abb. 5.16 dargestellt. Deutlich treten die Konzentrationsunterschiede zwischen Tag und Nacht hervor. Während der Hauptverkehrszeit am Abend zwischen 17 und 18 Uhr wurden an beiden Stationen und in allen Grössenbereichen 3 bis 10 mal höhere Werte gemessen als in der Nacht. Am verkehrsbestimmten Standort wurden wie in den

vorangegangenen Feldkampagnen Maximalkonzentrationen im ultrafeinen Partikelbereich gemessen (Mode bei  $D = 20\text{-}25\text{ nm}$ ). Auch der Akkumulationsmode im Bereich  $D = 80\text{-}200\text{ nm}$  ist gut sichtbar. An der Hintergrundstation auf dem Zeughaushof wurde im Gegensatz zur Luvseite in Birrfeld und Humlikon die maximale Anzahlkonzentration bei kleineren Partikeldurchmessern (zwischen 20 und 40 nm) registriert. Diese Grössenverteilung weist auf ein bereits etwas gealtertes, Aerosol hin, bei dem viele der kleinsten Partikel durch Koagulation eliminiert wurden. Vor allem während der Nacht wurden im Zeughaushof bei Partikeln mit  $D > 40\text{ nm}$  wesentlich höhere Anzahlkonzentrationen gemessen als an der Rosengartenstrasse, und selbst während der Hauptverkehrszeit lagen die Konzentrationen im Bereich des Akkumulationsmodes im Zeughaushof höher. Aufgrund dieses Kurvenverlaufs machte es keinen Sinn, aus den Anzahlkonzentrationen eine Volumenkonzentration zu berechnen. Eine detailliertere Interpretation dieses Sachverhaltes erfolgt weiter unten.

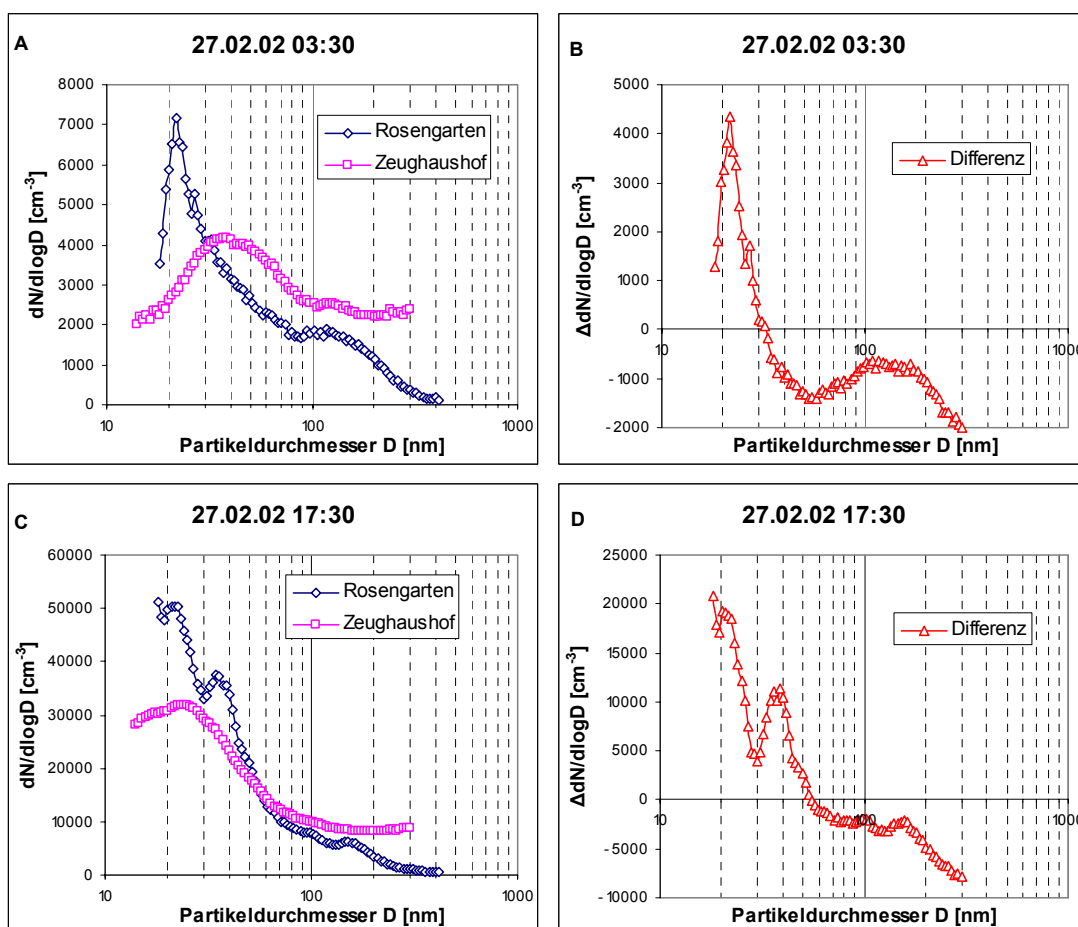


Abbildung 5.16: Typische mit dem SMPS gemessene Anzahlgrössenverteilungen an der Rosengartenstrasse und im Zeughaushof während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

In Abb. 5.17 sind für die gleichen Zeiträume die Messergebnisse des SMPS-Systems sowie diejenigen von ELPI und OPC am Standort Rosengartenstrasse aufgetragen. Betreffend der Anzahlkonzentration wurden keine wesentlichen Unterschiede zu den Messungen in Humlikon auf der Leeseite gefunden. ELPI und SMPS stimmten wieder ab etwa 100 nm relativ gut überein, während mit dem OPC eindeutig niedrigere Werte erfasst wurden. Hingegen zeigte der ELPI bei der Volumenkonzentration deutlich höhere Werte als das SMPS, wobei auch das

Konzentrationsmaximum leicht zu grösseren Durchmessern hin verschoben war. Letzteres ist unter anderem durch die viel geringere grössenspezifische Auflösung des ELPI zu erklären.

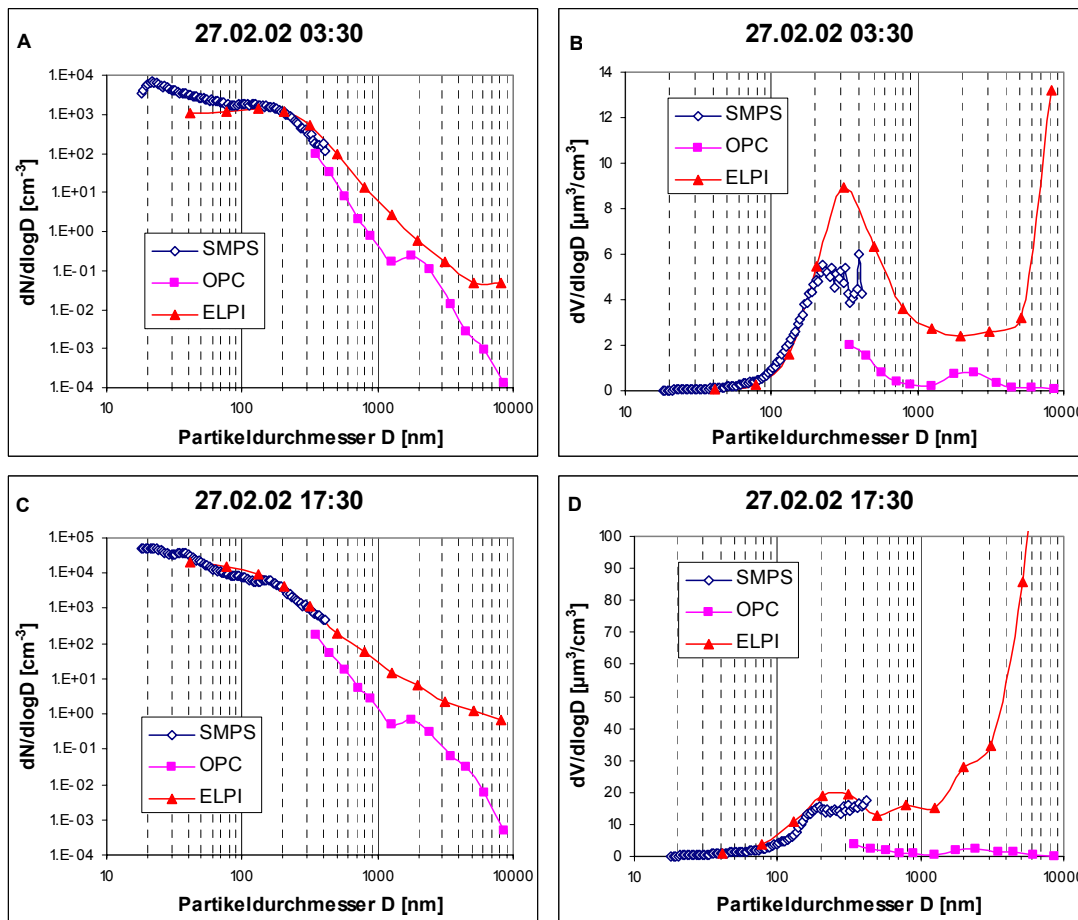


Abbildung 5.17: Typische Anzahlgrößenverteilungen (A und B) sowie Volumengrößenverteilungen (C und D) an der Rosengartenstrasse, gemessen mit SMPS, ELPI und OPC.

Mittlere Tagesgänge an der Rosengartenstrasse und im Zeughaushof wie auch die jeweilige Differenz sind in Abb. 5.18 illustriert. Bei einer genaueren Analyse der Verkehrsdaten, aufgelöst nach Fahrtrichtung, sieht man, dass zur Morgenverkehrszeit mehr Personenwagen talwärts Richtung Escher-Wyss-Platz fahren. Schon um 10 Uhr ist aber die Anzahl der bergwärts Richtung Buchegg-Platz fahrenden Autos höher, und bis nach Mitternacht wurden bergwärts mehr Fahrzeuge gezählt (grösste Unterschiede während der Abendverkehrszeit). Die Zahl der bergwärts fahrenden schweren Motorwagen lag ausser zwischen 17 und 18 Uhr immer höher als jene der talwärts fahrenden. Die Anzahlkonzentration der Partikel mit  $D < 50$  nm zeigte im mittleren Tagesgang an beiden Stationen ein Maximum zwischen 8 und 9 Uhr. Von 12 bis 21 Uhr verliefen die Werte an der Rosengartenstrasse praktisch konstant, ein abendliches sekundäres Maximum war nicht zu sehen. Während der Nachtstunden konnte kein signifikanter Unterschied für  $\text{NO}_{0.5}$  zwischen den beiden Standorten beobachtet werden. Als Beispiel wird an dieser Stelle auch das Volumen  $\text{V}_{0.3}$  gezeigt. Während des ganzen Tages wurden im Zeughaushof höhere Volumenkonzentrationen gemessen, resultierend vor allem aus den Beiträgen der Partikelgrößen zwischen 70 und 150 nm. Daraus ergab sich durchwegs eine negative Differenz. Besser sehen die mittleren Tagesgänge beim DC aus, wo ähnlich wie bei der Anzahl  $\text{NO}_{0.5}$  ein ausgeprägter Morgenpeak erschien,

jedoch während des abendlichen Berufsverkehrs kaum Konzentrationsänderungen gegenüber den vorherigen und den nachfolgenden Zeiten erfasst wurden.

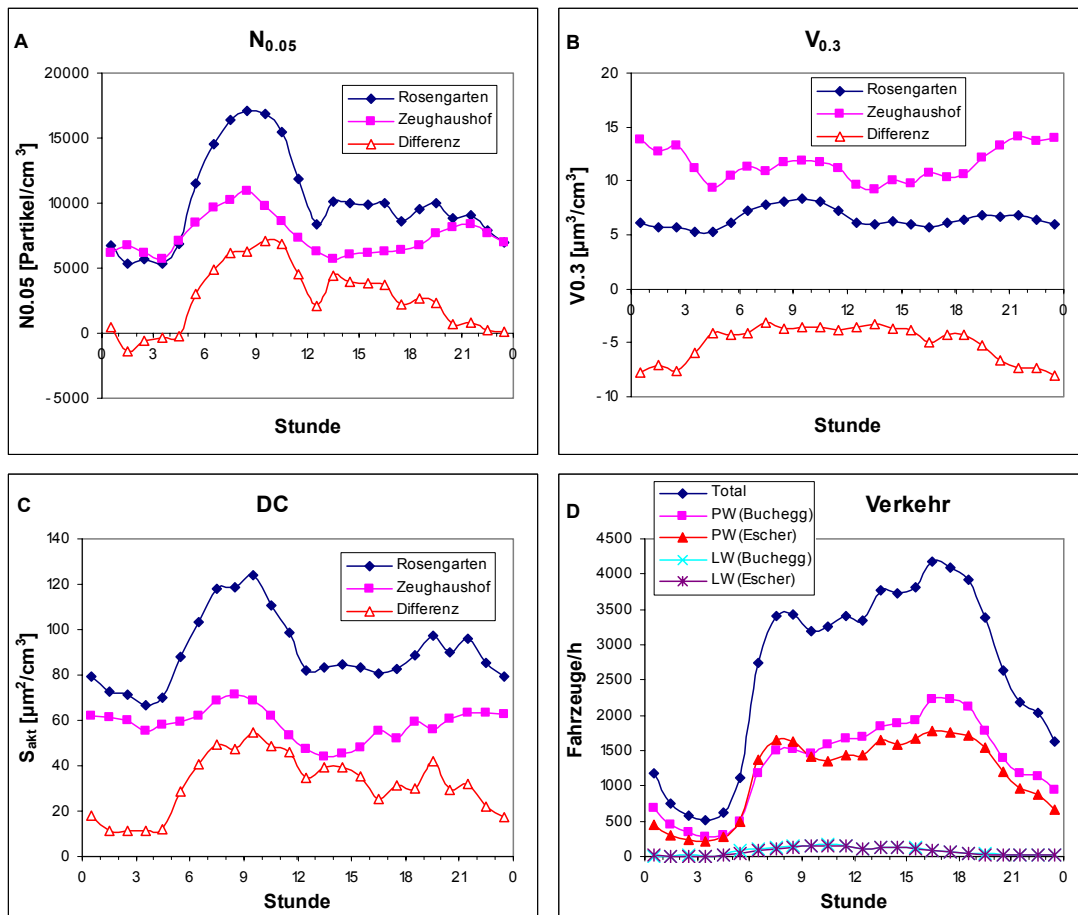


Abbildung 5.18: Mittlere Tagesgänge von Anzahlkonzentration N<sub>0.05</sub> (A), Volumenkonzentration V<sub>0.3</sub> (B), „aktiver Oberfläche“ (C) und Verkehr (D) an der Rosengartenstrasse und im Zeughaushof.

Der mittlere Tagesgang der Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Rosengarten und Zeughaushof (Abb. 5.19A) zeigte nur im ultrafeinen Bereich ( $D < 40$  nm) positive Werte. Auch hier wurden die grössten Differenzen am Morgen zwischen 7 und 11 Uhr registriert. Ein wichtiger Grund, weshalb derart viele Zeiten mit negativen Differenzen auftraten, liegt darin, dass die SMPS-Systeme bei unterschiedlicher Temperatur betrieben wurden. Das SMPS auf dem Zeughaushof erfasste die Partikel-Anzahlkonzentration bei Umgebungstemperatur (im Durchschnitt zwischen 0 und +10 °C) und damit auch im feuchten Zustand, dasjenige an der Rosengartenstrasse stand im Innern des Messcontainers und lief bei einer Raumtemperatur von +20 °C. In diesem Fall werden die Partikel in der Ansaugleitung und im DMA erwärmt, wodurch ein Teil des auf den Partikeln kondensierten Wassers verdunstet und kleinere Partikeldurchmesser gemessen werden. Eine Korrektur des Grössenspektrums bezüglich des Feuchtigkeitsverlustes ist aufgrund des komplexen Feuchtigkeitsverhaltens der zum Teil extern gemischten Partikel schwierig. Gemäss Baltensperger et al. (2002) wirkt sich dieser „Feuchtigkeitseffekt“ quellennah vor allem bei den Akkumulationsmode-Partikeln aus. Jene Studie zeigte auch, dass die Nanopartikel aufgrund ihrer anderen chemischen Zusammensetzung (vor allem organisches Material) hydrophob sind. Der oben erwähnte Messartefakt wirkt sich deshalb nicht auf diesen Grössenbereich aus (siehe unten). Dieser Messartefakt war nur in der „Wintermesskampagne“ wirksam, da während der anderen

Feldkampagnen die Temperaturdifferenzen zwischen Umgebung und Wageninnerem sehr gering waren. Eine weitere Bestätigung für diese Erklärung liefern die Resultate des DC, die beide unter erwärmten Bedingungen liefen und während des ganzen Tages positive Werte zwischen Mess- und Hintergrundstation lieferten (Abb. 5.18C).

Der Konturplot des mit dem ELPI gemessenen mittleren Tagesganges der Partikel-Anzahlkonzentration an der Rosengartenstrasse (Abb. 5.19B) zeigte im Bereich der ultrafeinen Partikel ( $D < 100$  nm) einen ähnlichen Verlauf wie die Anzahl N0.05. Auch die Coarse-Mode-Partikel waren tagsüber jeweils in grösserer Anzahl vorhanden als in der Nacht. Analog zu den Resultaten der Birrhard- und Humlikonmessungen war auch an der Rosengartenstrasse kein Tagesgang der Anzahlkonzentration der Partikel im Grössenbereich von 300-700 nm festzustellen.

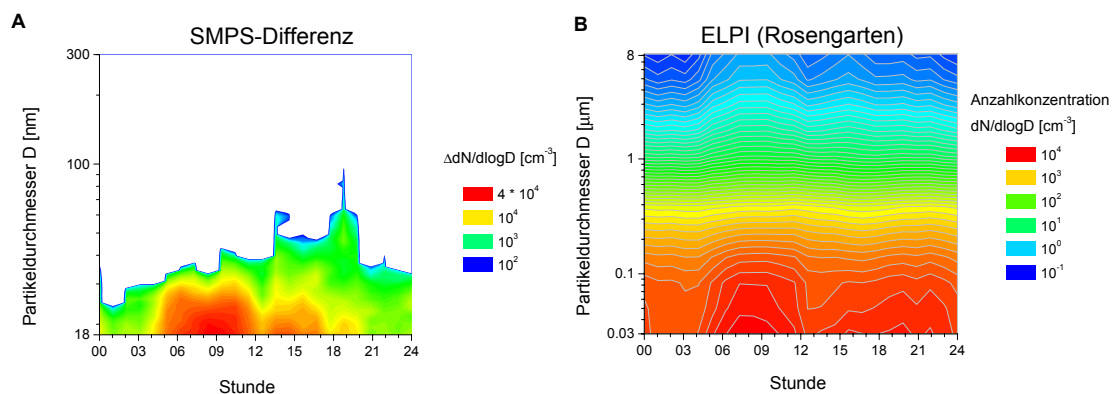


Abbildung 5.19: Mittlerer Tagesgang der Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Rosengartenstrasse und Zeughaushof (A) sowie mittlerer Tagesgang der mit dem ELPI an der Rosengartenstrasse gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration (B).

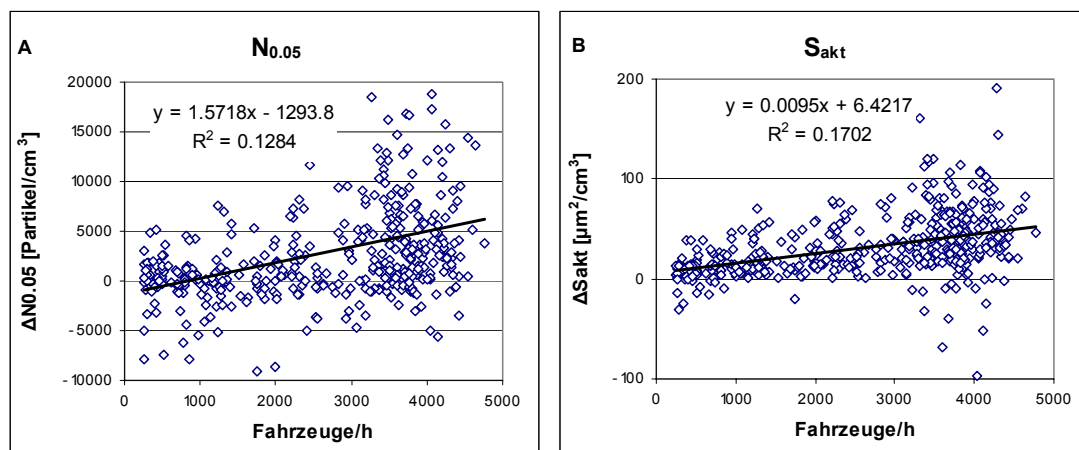


Abbildung 5.20: Korrelationsplot zwischen Verkehrsfrequenz und Differenzkonzentration von N0.05 (A) und „aktiver Oberfläche“ (B) in Zürich (Rosengartenstrasse/ Zeughaushof).

Die Anzahl Fahrzeuge, welche die Rosengartenstrasse passierten, aufgetragen gegen die Differenzkonzentration von N0.05 sowie „aktive Oberfläche“ (Abb. 5.20) liess ebenfalls eine Abhängigkeit der Luftschadstoffbelastung von der Verkehrszahl erkennen. Je höher die Verkehrsfrequenz, desto grösser war auch die Streubreite.

Wegen der Probleme bei der SMPS-Messung sind die berechneten Emissionsfaktoren mit einer grossen Unsicherheit behaftet. Mit Hilfe des einfachen Regressionsmodells war nur eine Bestimmung des Emissionsfaktors für N0.05 und für  $S_{akt}$  möglich (Abb. 5.21). Das multiple Regressionsmodell lieferte für die Kategorie schwere Motorwagen für N0.05, N0.1 und N0.3 eindeutige Emissionsfaktoren mit einer mittleren Standardabweichung, die weniger als 10 % betrug (Tab. 5.3). Hingegen gilt für die LMW-Emissionsfaktoren ein sehr grosser Unsicherheitsbereich. Eine Auftrennung der jeweiligen Fahrzeugkategorie nach bergwärts und talwärts verkehrenden Fahrzeugen war nicht durchführbar. Aus den oben erwähnten Gründen konnten keine Volumen-Emissionsfaktoren berechnet werden. Das klar beste  $R^2$  ergab sich bei der Berechnung des Emissionsfaktors für die „aktive Oberfläche“.

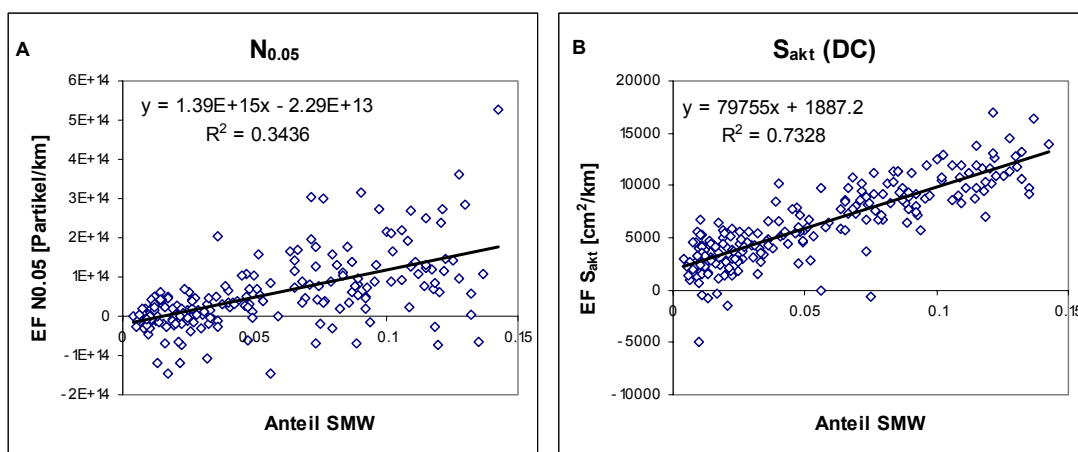


Abbildung 5.21: Korrelation von Schwerverkehrsanteil und Emissionsfaktor pro Fahrzeug in Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof), berechnet für Anzahl Partikel mit  $18 < D < 50$  nm (A) und „aktive Oberfläche“ der DC-Messungen (B).

Tabelle 5.3: Emissionsfaktoren des Verkehrs, aufgeteilt nach PW und LW, von verschiedenen Messgrössen am Standort Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof). Die Abnahme des Emissionsfaktors für LMW von N0.1 zu N0.3 ist bedingt durch den beschriebenen Messartefakt des SMPS.

	Einheit	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	$R^2$ [%]
N0.05	Partikel/km	1.2E+13	$\pm 1.3E+13$	1.2E+15	$\pm 0.1E+14$	39.0
N0.1	Partikel/km	2.2E+13	$\pm 1.4E+13$	1.3E+15	$\pm 1.1E+14$	40.7
N0.3	Partikel/km	0.9E+13	$\pm 1.7E+13$	1.5E+15	$\pm 1.2E+14$	40.0
V0.05	cm <sup>3</sup> /km	--	--	--	--	--
V0.1	cm <sup>3</sup> /km	--	--	--	--	--
V0.3	cm <sup>3</sup> /km	--	--	--	--	--
V1	cm <sup>3</sup> /km	--	--	--	--	--
$S_{akt}$ (DC)	cm <sup>2</sup> /km	2900	$\pm 500$	78560	$\pm 3910$	67.5
S0.3	cm <sup>2</sup> /km	--	--	--	--	--

Aus den dargelegten Aspekten kann folgendes Fazit für die Messungen Zürich (Rosengartenstrasse/Zeughaushof) gezogen werden. Die SMPS-Ergebnisse sind mit grosser Vorsicht zu geniessen, weil im Winter die SMPS-Messungen am Strassen- und am Hintergrundstandort bei stark unterschiedlichen Temperaturen durchgeführt werden mussten. Ausserdem kann möglicherweise wegen der unterschiedlichen Höhenlage der beiden Stationen der Zeughaushof nicht als guter Hintergrundstandort für die Verhältnisse an der Rosengartenstrasse gewertet werden: der Zeughaushof liegt im breiten Talboden des Limmattals auf 410 m ü. M., der Messstandort an der Rosengartenstrasse am rechten Talhang auf 433 m ü. M. Wenn sich im Talgrund eine lokale Inversion bildet, was hauptsächlich nachts der Fall ist, scheint es im Bereich des Kasernenareals eine Akkumulation von Schadstoffen zu geben. Die Station an der Rosengartenstrasse lag dann teilweise über der Inversionsschicht und repräsentierte somit ganz andere Hintergrundwerte als im Zeughaushof gemessen wurden. Weiter können auch lokale Hangwindssysteme zu einem schnellen Wegtransport und zu einer starken Verdünnung der Schadstoffe an der Rosengartenstrasse führen.

#### **5.1.4 Messungen in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof)**

Während eines Zeitraums von zwei Monaten vom 14.08.02 bis 14.10.02 wurden die verschiedenen Aerosolparameter an der Weststrasse und im Zeughaushof gemessen. Die Witterung war im August spätsommerlich mit Tagesmaxima von teils über +25 °C, viel Sonnenschein und nur kurzen Regenperioden. Der September fiel im Schnitt zu kühl aus und hatte mehrere längere Schlechtwetterperioden (besonders vom 21. bis 27.09.02). Das Tagesmaximum überschritt selbst an sonnigen Tagen nur selten die 20-Grad-Marke, und nachts wurden jeweils Temperaturen zwischen +3 und +10 °C registriert. Der Oktober zeichnete sich durch schwache Hochdrucklagen mit zeitweiligem Hochnebel (Sonne oft nur nachmittags) und nur wenig Regen aus. Während den voraussehbaren längeren Regenperioden wurden die meisten feuchteempfindlichen Messinstrumente ausgeschaltet, die Intensivmessphasen mit dem ELPI beschränkten sich auf die trockenen Witterungsabschnitte im August sowie anfangs Oktober. Nach Ausscheidung der ungünstigen Wetterperioden und aller Stundenmittel, in denen die NO<sub>x</sub>-Differenz zwischen Weststrasse und Zeughaushof (als NO<sub>2</sub> berechnet) < 20 µg/m<sup>3</sup> war, blieben noch rund 1000 Werte übrig.

Typische Spektren der Anzahlgrössenverteilung an der Weststrasse und im Zeughaushof sowie die Differenzkurven werden in Abb. 5.22 illustriert. Nachts ist die Weststrasse nur für Anrainerverkehr geöffnet. Zwischen 3 und 4 Uhr passierten nur etwa 35 Personenwagen die Messstelle, die Zahl der schweren Motorfahrzeuge betrug 0. In Übereinstimmung mit diesem geringen Verkehrsaufkommen konnte an der Weststrasse im Gegensatz zu allen anderen Messorten der Mode im Nanopartikelbereich nachts nur andeutungsweise gesehen werden. Die beiden Kurven von der Weststrasse und vom Zeughaushof haben in der Nacht nahezu dieselbe Form. Der Unterschied in der Konzentration kommt einerseits durch die LMW-Emissionen, andererseits wahrscheinlich auch durch einen leicht anderen Hintergrund an der Weststrasse zustande. Zur morgendlichen Hauptverkehrszeit wurden an der Weststrasse sehr hohe Anzahlkonzentrationen gemessen. Die Kurve zeigt einen bimodalen Verlauf mit Maxima bei 25 nm und 70 nm. Wie schon im Zusammenhang mit den Messungen in Humlikon diskutiert, war der Russmode am Strassenstandort tagsüber viel ausgeprägter als am Hintergrundstandort. Die Volumengrössenverteilungen waren an beiden Standorten nachts wie auch tagsüber durch Maxima bei D = 250-300nm charakterisiert (Abb. 5.23).

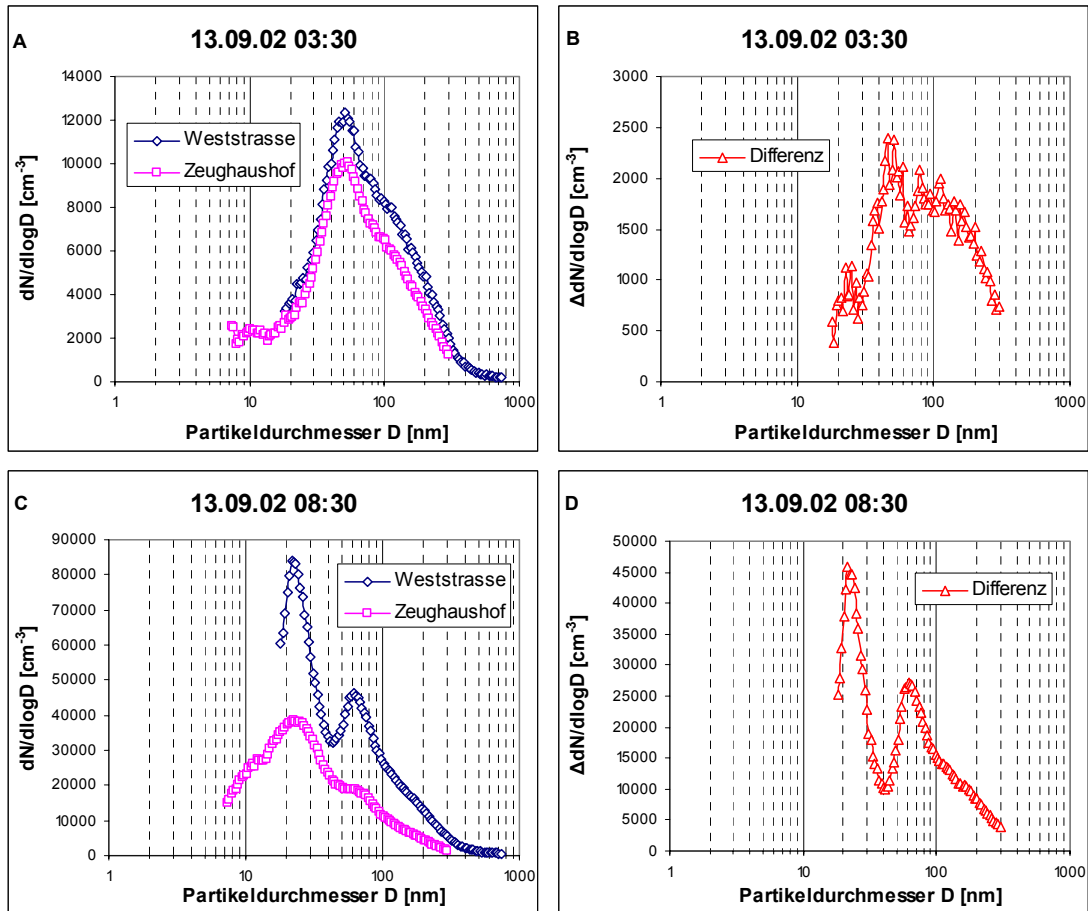


Abbildung 5.22: Typische mit dem SMPS gemessene Anzahlgrößenverteilungen an der Weststrasse und im Zeughaushof während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

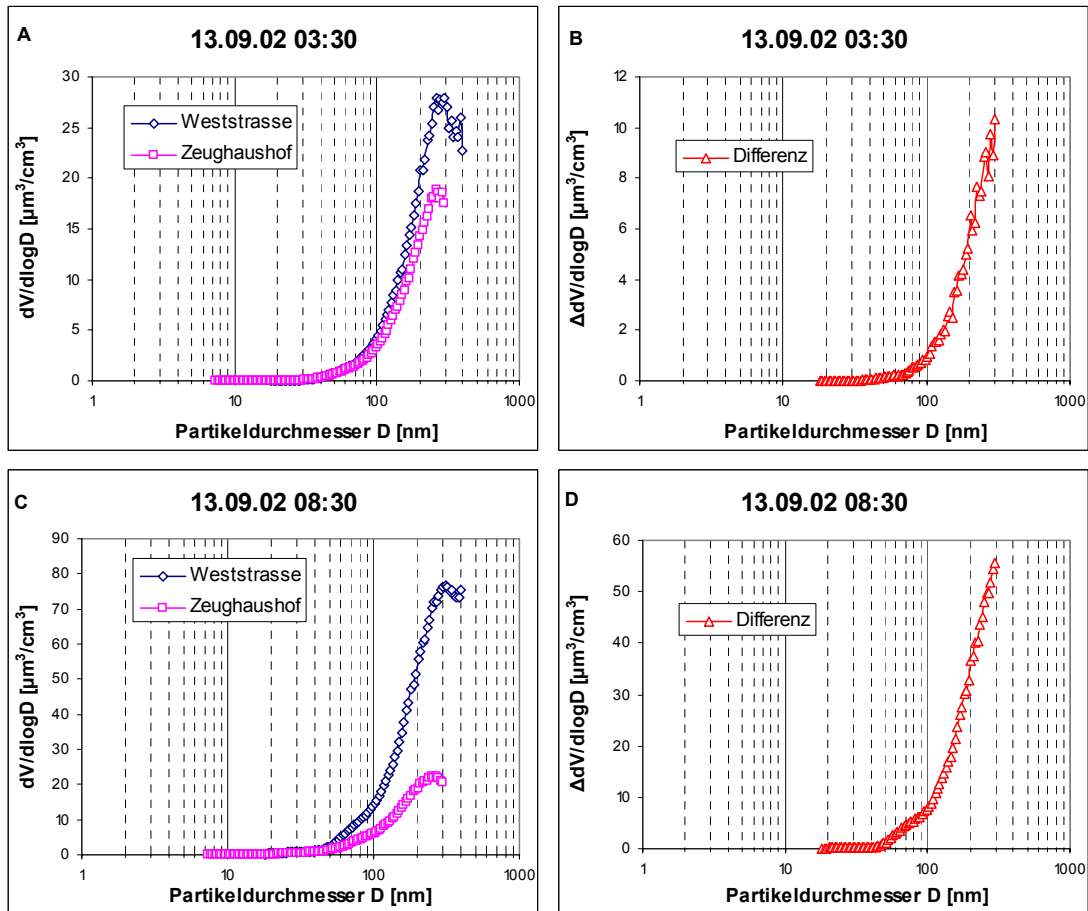


Abbildung 5.23: Typische mit dem SMPS gemessene Volumengrößenverteilungen an der Weststrasse und im Zeughaushof während der Nacht (A) und zur Hauptverkehrszeit (C) sowie die entsprechenden Differenzkurven (B und D).

Beim Vergleich von SMPS, ELPI und OPC (Abb. 5.24) zeigten sich etwa die gleichen Verhaltensmuster wie an den anderen Messstationen, wobei ELPI und SMPS in den Anzahlkonzentrationen gut übereinstimmten, und der OPC meist niedrigere Konzentrationen erfasste als der ELPI. Breiter und stärker ausgeprägt als an den anderen Standorten erschien an der Weststrasse der Coarse Mode. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass an einer Strasse mit Lichtsignalanlagen und häufigen starken Störungen v.a. durch Brems- und Reifenabrieb mehr Coarse-Mode-Partikel produziert werden.

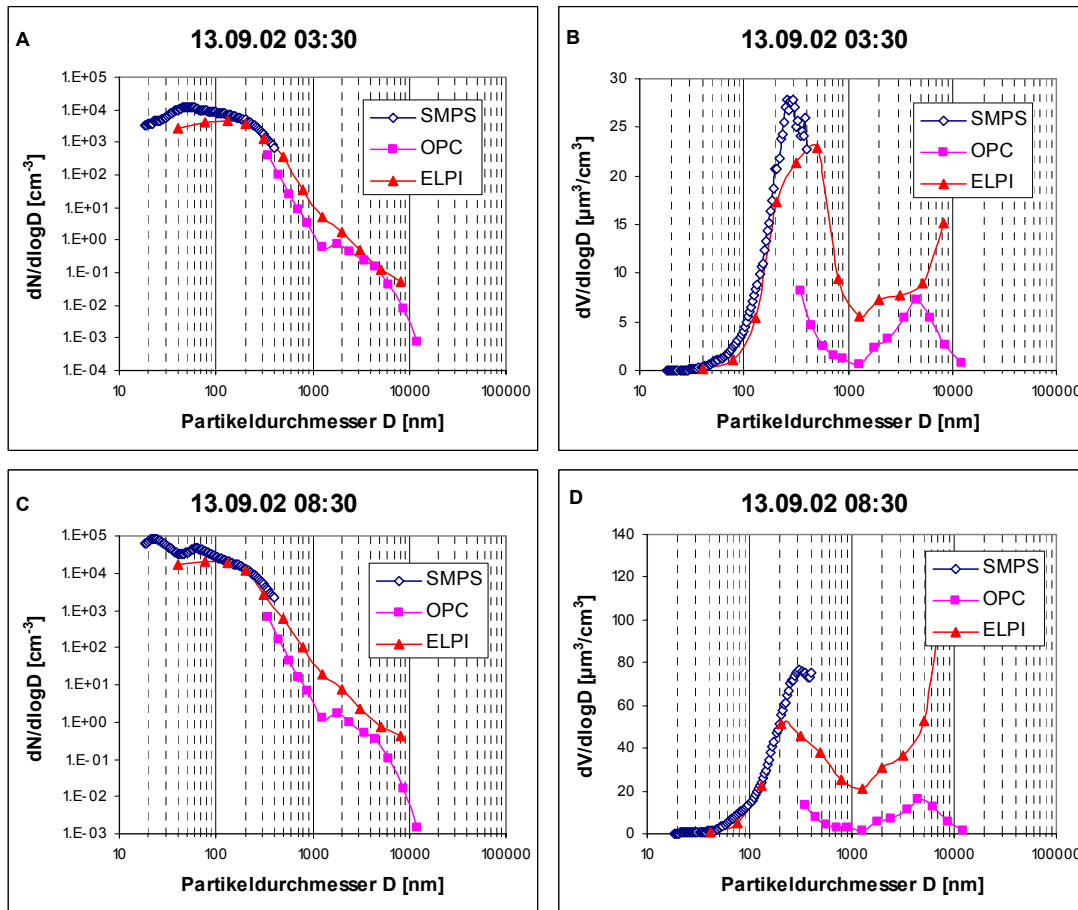


Abbildung 5.24: Typische Anzahlgrößenverteilungen (A und B) sowie Volumengrößenverteilungen (C und D) an der Weststrasse, gemessen mit SMPS, ELPI und OPC.

Die mittleren Tagesgänge zeigten sowohl für  $N_{0.05}$ ,  $V_{0.3}$  und auch für  $S_{akt}$  ein ähnliches Verhalten (Abb. 5.25). Nachts traten ausser bei den DC-Messungen erwartungsgemäss nur geringe Unterschiede zwischen Weststrasse und Zeughaushof auf, weil dann die Verkehrsfrequenz in der Weststrasse äusserst niedrig ist. Mit der Öffnung der Strasse um 6 Uhr und dem gleichzeitigen Einsetzen des Berufsverkehrs stiegen die Konzentrationen sofort stark an und erreichten das Maximum zwischen 7 und 9 Uhr. Danach sanken die Werte kontinuierlich bis etwa 16 Uhr ab. Das sekundäre Maximum zur Abendverkehrszeit fiel nicht mit den Verkehrsspitzen zusammen, sondern trat um 1-2 Stunden verzögert (und wesentlich niedriger als am frühen Morgen) auf. Diese Tatsache kann durch die klimatischen Bedingungen erklärt werden. Im Verlauf der Nacht bildet sich über der Stadt eine stabile Grenzschicht, in der sich die morgendlichen Emissionen stark anreichern. Daher treten zu dieser Zeit die höchsten Luftschadstoffbelastungen auf. Mit höherem Sonnenstand (etwa ab 9 Uhr) setzt vertikale Durchmischung ein; die Inversionsgrenze wird angehoben und schliesslich aufgelöst, d.h. die Verdünnung ist nun viel grösser, und die Schadstoffe können sich in einem grösseren Luftvolumen verteilen. Am späteren Abend, wenn die Bildung des Nocturnal Boundary Layer wieder beginnt, kommt es erneut zu einer vorübergehenden Akkumulation (Maxima zwischen 19 und 22 Uhr), solange noch genügend Emissionsquellen vorhanden sind. Im Gegensatz zur Weststrasse war im Zeughaushof beim  $V_{0.3}$  und beim DC kaum ein Tagesgang zu sehen, etwas stärker ausgeprägt war er bei der Anzahlkonzentration der Partikel mit  $D < 50$  nm. Somit folgte die Differenzkurve hauptsächlich dem verkehrsgeprägten Tagesgang der Weststrasse.

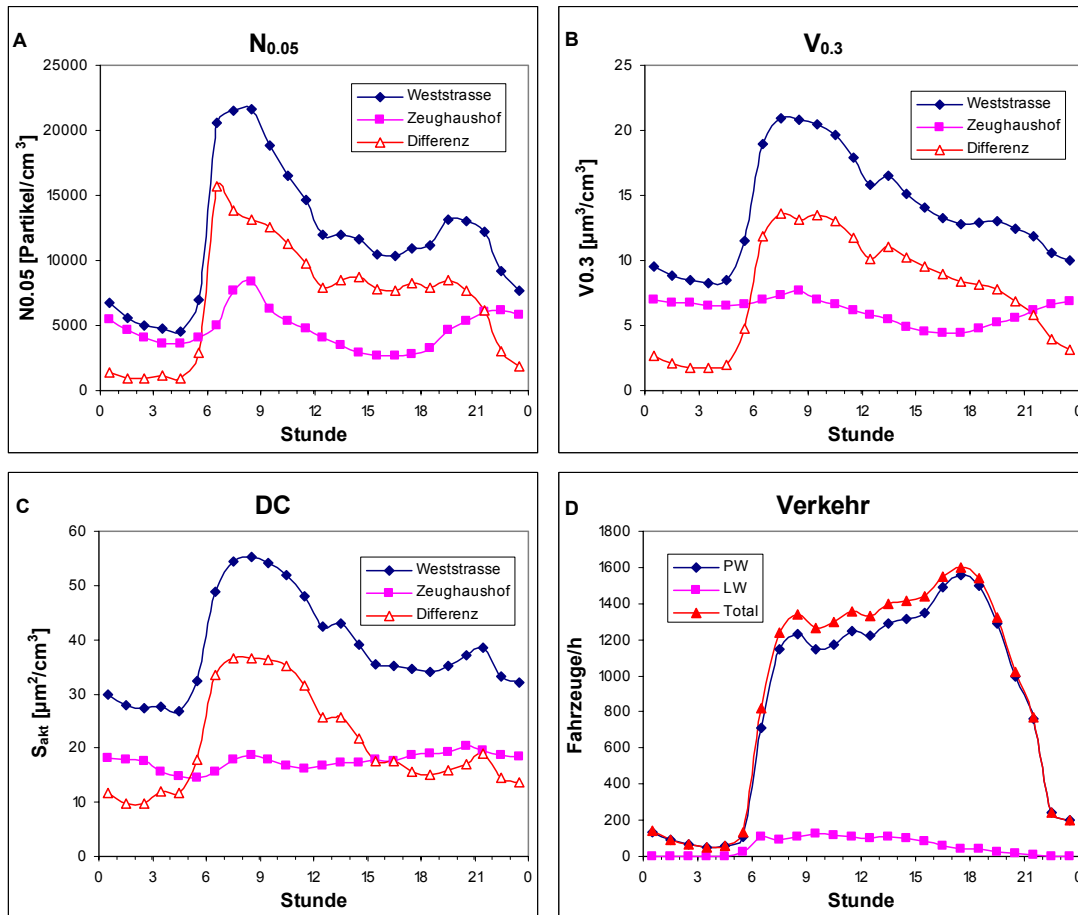


Abbildung 5.25: Mittlere Tagesgänge von Anzahlkonzentration N0.05 (A), Volumenkonzentration V0.3 (B), „aktiver Oberfläche“ (C) und Verkehr (D) an der Weststrasse und im Zeughaushof.

Der Konturplot der mit den SMPS-Systemen gemessenen mittleren Differenzkonzentrationen zwischen Weststrasse und Zeughaushof (Abb. 5.26A) bestätigt wiederum die in Abb. 5.25A dargestellten Werte. Wegen der Nachtschliessung der Weststrasse wurden im gesamten Partikelgrössenbereich nur geringe Differenzen gemessen. Ab 5 Uhr steigen die Differenzen zuerst durch den „hausgemachten“ Verkehr an und erreichen das Maximum im ultrafeinen Bereich schon kurz nach der Öffnung der Strasse um 6 Uhr. Im Nanopartikelbereich erschien zwischen 10 und 12 Uhr eine starke Abnahme der Konzentrationsdifferenz. Danach traten bis 21 Uhr nur noch geringfügige Änderungen auf, währenddem die Differenz im Akkumulationsmode von 10 bis 21 Uhr kontinuierlich abnahm. Der mittlere Tagesgang des mit dem ELPI erfassten Grössenbereichs ist der Abb. 5.26B zu entnehmen. Er zeigte dasselbe Verhaltensmuster wie an den übrigen Messstationen, d.h. kein Tagesgang im mittleren Grössenbereich zwischen etwa 300 und 700 nm, einen ausgeprägten Tagesgang der ultrafeinen Partikel und ebenso derjenigen im Coarse Mode. Während der höchsten Verkehrsdichte des Tages zwischen 17 und 19 Uhr wurden auch am meisten Coarse-Mode-Partikel gemessen, die wie bereits erwähnt aus dem Reifen- und Bremsabrieb sowie durch Auf- bzw. Wiederaufwirbelung von Strassenstaub entstehen.

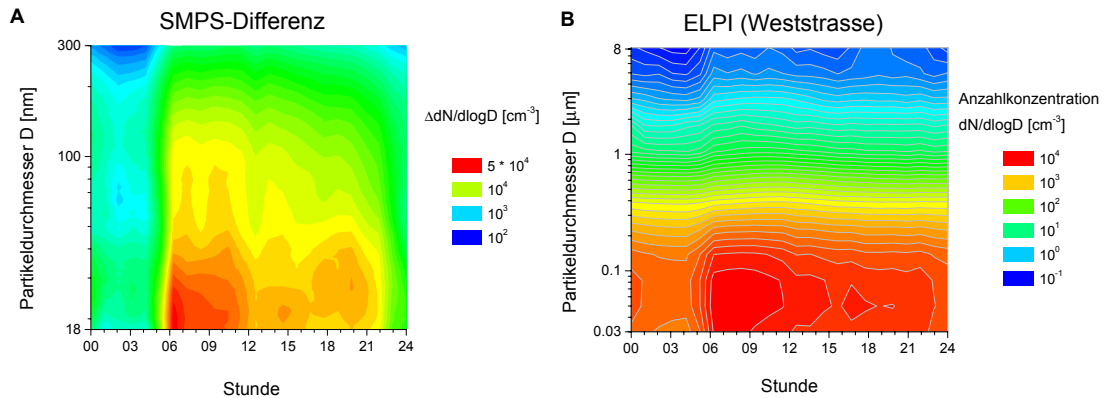


Abbildung 5.26: Mittlerer Tagesgang der Differenz der Anzahlkonzentration zwischen Weststrasse und Zeughaushof (A) sowie mittlerer Tagesgang der mit dem ELPI an der Weststrasse gemessenen Partikel-Anzahlkonzentration (B).

Die Differenzkonzentrationen von N0.05 und V0.3 liessen für die vorliegenden Messstationen eine klare Abhängigkeit von der Verkehrsfrequenz erkennen (Abb. 5.27). Je mehr Fahrzeuge durch die Weststrasse fahren, desto grösser wurde die Differenz von N0.05 und V0.3 zwischen dem verkehrsbelasteten und dem Hintergrundstandort.

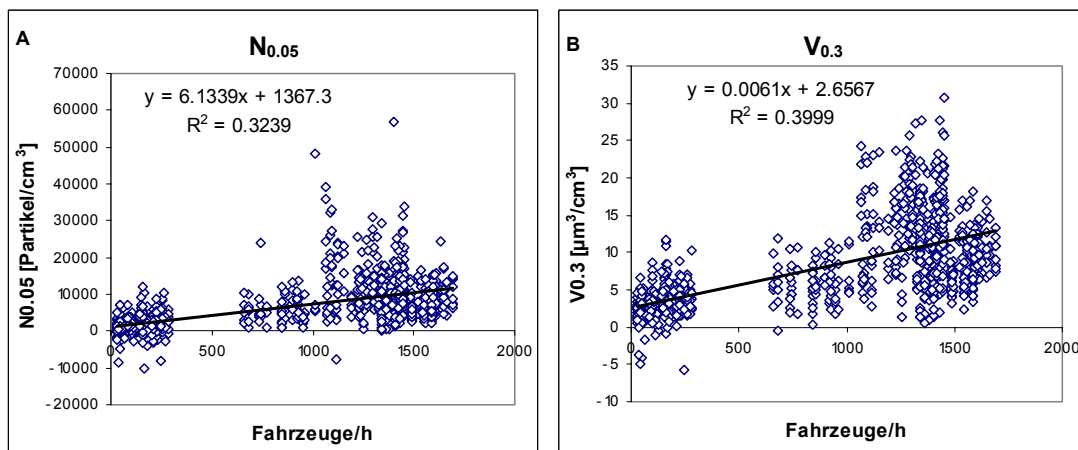


Abbildung 5.27: Korrelationsplot zwischen Verkehrsfrequenz und Differenzkonzentration von N0.05 (A) und V0.3 (B) in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof).

Weil während des PSI-Messzeitraums keine Verkehrszählung vorhanden war, basiert die Emissionsfaktorenberechnung auf einem durchschnittlichen Wochengang des Verkehrs. Die EMPA führte Messungen vom 26.11.02 bis 03.03.03 durch. Für diesen Zeitraum wurde ein mittlerer Wochengang mit Zeitauflösung von einer Stunde errechnet, wobei Feiertage (Weihnachts- und Neujahrszeit) nicht berücksichtigt wurden. In Abb. 5.28 ist der durchschnittliche Wochengang von leichten und schweren Motorwagen einschliesslich Fehlerbalken der Standardabweichung dargestellt. Nachts wie auch in den Übergangszeiten war die Standardabweichung sehr niedrig, tagsüber bei hohen Verkehrsfrequenzen gab es etwas grössere Variationen. Insgesamt war die Standardabweichung aber genügend klein, dass die Wahl eines mittleren Wochengangs als Grundlage für die Berechnung von Emissionsfaktoren vertretbar war.

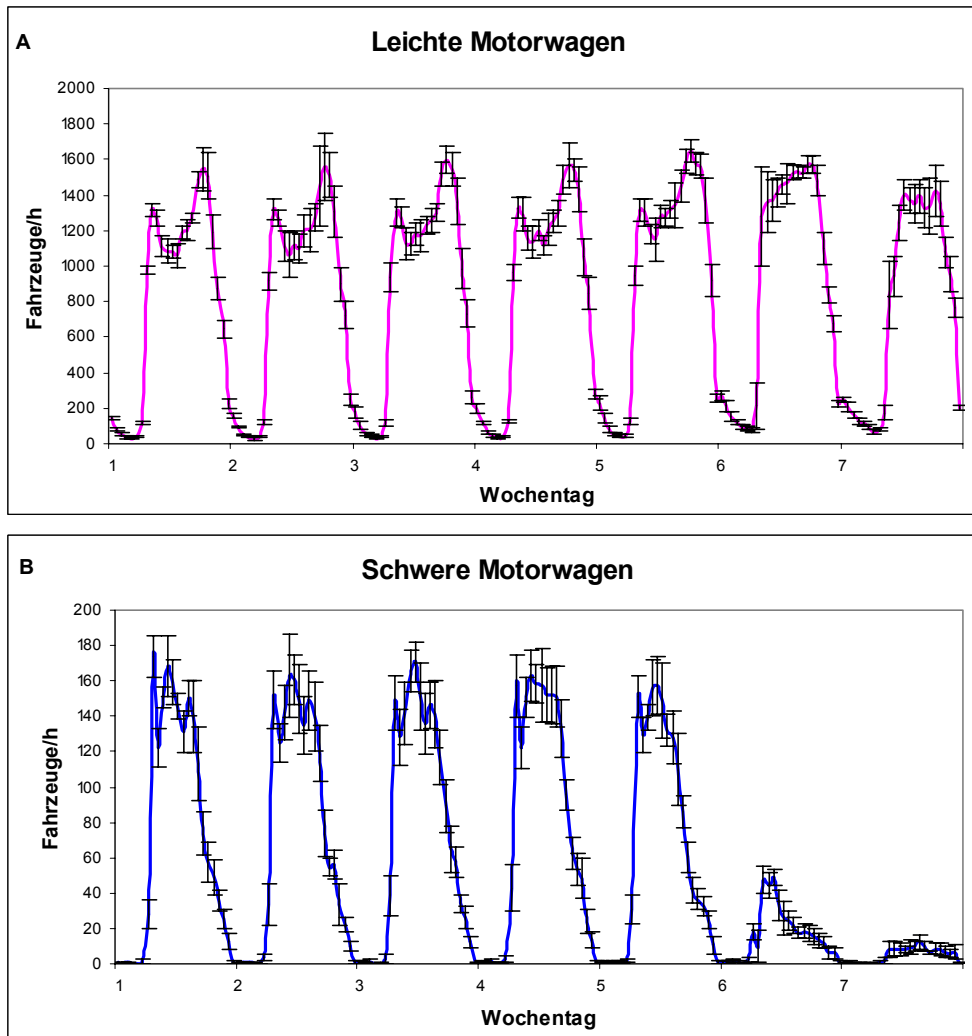


Abbildung 5.28: Mittlerer Wochengang von leichten und schweren Motorwagen an der Weststrasse.

Aufgrund der relativ langen Messreihe und der eindeutigen Differenzen zwischen Strassen- und Hintergrundstandort konnten für die Verkehrssituation an der Weststrasse für beide Fahrzeugkategorien statistisch gesicherte Emissionsfaktoren ermittelt werden. Im linearen Regressionsmodell lieferte die Beziehung zwischen dem Emissionsfaktor pro Fahrzeug und dem Anteil SMW bereits eine sehr gute Korrelation (Abb. 5.29), wobei die Streuung bei den Grössen  $N_{0.05}$  und  $V_{0.05}$  noch etwas grösser waren als bei  $N_{0.3}$  und  $V_{0.3}$ . Erwartungsgemäss gab es für letztere die beste Korrelation, weil sie den gesamten Bereich der Auspuffemissionen von LMW und SMW (im ultrafeinen und im Akkumulationsmode) abdecken. Das Bestimmtheitsmass  $R^2$  bewegte sich in allen Fällen zwischen 0.59 und 0.77, einzig bei den DC-Werten war es etwas tiefer.

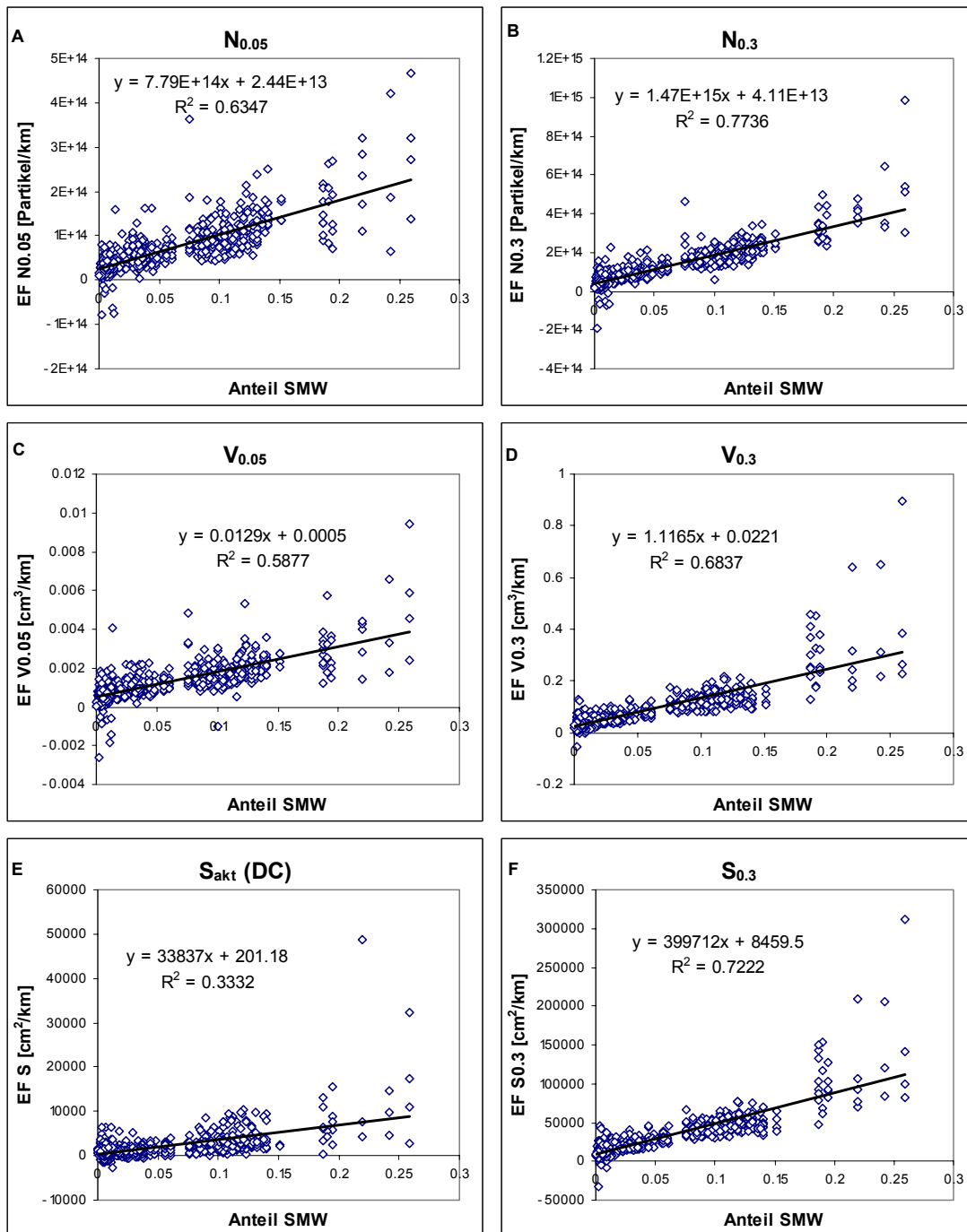


Abbildung 5.29: Korrelation von Schwerverkehrsanteil und Emissionsfaktor pro Fahrzeug in Zürich (Weststrasse/Zeughaushof), berechnet für Anzahl Partikel mit  $18 < D < 50$  nm (A) und  $18 < D < 300$  nm (B), Volumen der Partikel mit  $18 < D < 50$  nm (C) und  $18 < D < 300$  nm (D) sowie „aktive Oberfläche“ der DC-Messungen (E) und geometrische Oberfläche der Partikel mit  $18 < D < 300$  nm (F).

Durch eine multiple Regression wurden die Emissionsfaktoren der verschiedenen Größen aufgetrennt nach leichten und schweren Motorwagen und deren Unsicherheitsbereich ermittelt (Tab. 5.4). Der Variationskoeffizient lag für die meisten Emissionsfaktoren zwischen 2 und 10 %. Ein Lastwagen emittierte pro Kilometer etwa 30 mal mehr Partikel als ein Personenwagen. Auf das Volumen bezogen lag die

Emission von Lastwagen ebenfalls um einen Faktor von 20 - 40 über derjenigen von Personenwagen. Ähnlich wie bei den Ergebnissen von Birrhard und Humlikon wurde auch an der Weststrasse für die „aktive Oberfläche“ für LMW ein negativer Emissionsfaktor mit hoher Unsicherheit errechnet, während für SMW ein präziser Emissionsfaktor resultierte. Zum über das SMPS ausgerechneten Emissionsfaktor für die geometrische Oberfläche besteht jedoch eine grosse Diskrepanz. Für die Situation Weststrasse wurde auch der Versuch unternommen, einen Emissionsfaktor für V10-V0.3 (aus den OPC-Messungen) zu ermitteln. Das Resultat ergab für SMW 7 mal höhere Emissionen als für LMW, wobei der Variationskoeffizient bei etwa 20 % lag und nur ein schlechtes Bestimmtheitsmass von 0.15 erzielt werden konnte.

Tabelle 5.4: Emissionsfaktoren des Verkehrs, aufgeteilt nach LMW und SMW, von verschiedenen Messgrössen am Standort Zürich (Weststrasse/Zeughaushof).

	Einheit	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	R <sup>2</sup> [%]
N0.05	Partikel/km	2.5E+13	± 2.4E+12	0.74E+15	± 2.0E+13	75.5
N0.1	Partikel/km	3.9E+13	± 2.8E+12	1.1E+15	± 2.3E+13	82.5
N0.3	Partikel/km	4.6E+13	± 2.9E+12	1.4E+15	± 2.4E+13	87.2
V0.05	cm <sup>3</sup> /km	0.0006	± 0.00005	0.012	± 0.0004	71.5
V0.1	cm <sup>3</sup> /km	0.0034	± 0.0002	0.090	± 0.0018	85.5
V0.3	cm <sup>3</sup> /km	0.025	± 0.0019	0.944	± 0.016	87.7
V 1	cm <sup>3</sup> /km	0.071	± 0.011	2.500	± 0.095	65.9
S <sub>akt</sub> (DC)	cm <sup>2</sup> /km	-89	± 165	27130	± 1350	43.7
S0.3	cm <sup>2</sup> /km	9640	± 630	343000	± 5370	89.6
V10-V0.3	cm <sup>3</sup> /km	0.006	± 0.0012	0.047	± 0.01	15.0

Als Fazit für die Messungen Zürich (Weststrasse/Zeughaushof) kann gesagt werden, dass die Emissionsfaktoren statistisch klar besser gesichert sind, als jene der anderen Messstellen. An dieser Stelle stellt sich wiederum die Frage, in wie weit der Zeughaushof als Hintergrundstation für die Weststrasse angesehen werden kann. Beide Stationen befinden sich im Talboden des Limmattals auf nahezu derselben Höhe, so dass beide durch Inversionslagen in gleichem Masse beeinflusst werden. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass in diesem Fall die Repräsentativität besser gegeben ist als im Vergleich Zeughaushof / Rosengartenstrasse.

## 5.2 Vergleich der Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Verkehrssituationen

Die im Rahmen der vier Messkampagnen ermittelten Emissionsfaktoren für die verschiedenen Aerosolparameter werden im folgenden miteinander verglichen, zuerst pro Fahrzeug und anschliessend getrennt nach Fahrzeugkategorie.

### 5.2.1 Emissionsfaktoren pro Fahrzeug

Die Tabellen 5.5 und 5.6 geben einen Überblick über die durchschnittlichen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an jeder Messstation sowie den jeweiligen

Schwerverkehrsanteil. Ausser an der Rosengartenstrasse (bedingt durch den in Kap. 5.1.3 beschriebenen Artefakt) nahmen die mittleren Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an allen anderen Standorten von N0.05 über N0.1 bis N0.3 zu. Für die Verkehrssituation Birrhard wurden die höchsten Emissionsfaktoren pro Fahrzeug bezüglich Partikelanzahl ermittelt. Hingegen lagen die Werte bezüglich Partikelvolumen für V0.3 und V1 an der Weststrasse und in Humlikon höher als in Birrhard. Demnach wurden in Birrhard vorwiegend Partikel im ultrafeinen Bereich emittiert, an der Weststrasse dagegen mehr solche im Akkumulationsmode, deren Zahl zwar nicht allzu gross war, jedoch ein grosses Volumen erzeugte. Dies deutet wiederum auf spezielle Verkehrscharakteristika hin. In Humlikon wurde ein höherer Schwerverkehrsanteil registriert als in Birrhard. Weil Dieselmotoren vor allem im Russbereich (50 - 300 nm) Partikel emittieren, war deren Volumen ausschlaggebend für einen hohen Emissionsfaktor pro Fahrzeug. An der Weststrasse ist zwar der Schwerverkehrsanteil niedriger als in Birrhard oder Humlikon, dafür wird hier der Verkehrsfluss massgebend. Bei konstanter Geschwindigkeit, wie sie auf der Autobahn für schwere Motorwagen vorausgesetzt werden kann, werden wesentlich geringere Partikelvolumina (V0.3) emittiert, als es während Beschleunigungsvorgängen (von 0 auf ca. 50 km/h) der Fall ist (Standort Weststrasse).

Tabelle 5.5: Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den verschiedenen Messstandorten. Die Abnahme des Partikelanzahl-Emissionsfaktors pro Fahrzeug von N0.05 bis N0.3 an der Rosengartenstrasse ist durch den Messartefakt bedingt.

	EF N0.05 [Partikel/km]	EF N0.1 [Partikel/km]	EF N0.3 [Partikel/km]	% SMW
Birrhard	1.4E+14	1.6E+14	1.7E+14	9.6
Humlikon	0.74E+14	0.97E+14	1.1E+14	12.5
Rosengarten	0.54E+14	0.39E+14	0.25E+14	5.8
Weststrasse	0.67E+14	0.97E+14	1.2E+14	6.1

Tabelle 5.6: Partikelvolumen-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den verschiedenen Messstandorten.

	EF V0.05 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V0.1 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V0.3 [cm <sup>3</sup> /km]	EF V1 [cm <sup>3</sup> /km]	% SMW
Birrhard	0.0019	0.0076	0.030	0.102	9.6
Humlikon	0.0010	0.0062	0.043	0.255	12.5
Rosengarten	--	--	--	--	5.8
Weststrasse	0.0012	0.0081	0.083	0.201	6.1

Aus den Partikelvolumen-Emissionsfaktoren für V0.3 und V1 wurden Emissionsfaktoren für die Partikelmasse PM0.3 respektive PM1 berechnet (Tab. 5.7). Dafür ist die Annahme einer bestimmten effektiven Dichte gemäss dem empirischen Modell (Abb. 4.7) notwendig. In Anbetracht der Differenzkurven der Volumengrössenverteilungen erwies sich die Annahme einer Dichte  $\rho_{\text{eff}} = 0.34 \text{ g/cm}^3$  (gilt gemäss Modell für Partikeldurchmesser von 300 nm) für die Umrechnung von V0.3 in PM0.3 als günstig, weil Partikel in diesem Grössenbereich den weitaus grössten Anteil von V0.3 ausmachen. Für die Kalkulation von V1 in PM1 wurde die abgeschätzte Dichte  $\rho_{\text{eff}} = 0.28 \text{ g/cm}^3$  verwendet, gestützt auf der Tatsache, dass das Maximum der Differenzkurve unter Berücksichtigung der mit dem ELPI gemessenen Volumengrössenverteilungen bei etwa 400 nm liegt. Weil diese

Dichterelation nur für die Gesamtverkehrsemissionen (insbesondere für Dieselemissionen) gilt, werden Emissionsfaktoren für PM0.3 und PM1 nur in diesem Kapitel pro Fahrzeug, und nicht aufgeteilt nach LMW und SMW, angegeben. Analog zu den Emissionsfaktoren für V0.3 ergab sich so an der Weststrasse ebenfalls ein deutlich höherer PM0.3-Emissionsfaktor als an den Autobahnstandorten. Der ermittelte PM1-Emissionsfaktor für Humlikon liegt unplausibel hoch, wahrscheinlich bedingt durch nicht zutreffende Annahmen, welche bei der Berechnung von V1 (aus gefitteten Oberflächenverteilungen) getroffen werden mussten.

Tabelle 5.7: Emissionsfaktoren für PM0.3 und PM1 pro Fahrzeug an den verschiedenen Messstandorten.

	EF PM0.3 [mg/km]	EF PM1 [mg/km]	% SMW
Birrhard	10.2	28.6	9.6
Humlikon	14.8	71.4	12.5
Rosengarten	--	--	5.8
Weststrasse	28.2	56.3	6.1

Für S0.3 wurden deutlich höhere Emissionsfaktoren pro Fahrzeug errechnet als für die „aktive Oberfläche“ (Tab. 5.8). Die Unterschiede haben vermutlich zwei Ursachen: Einerseits wird die Oberfläche S0.3 unter der nicht zutreffenden Annahme berechnet, dass die Partikel eine sphärische Form haben, andererseits unterscheidet sich die Definition der geometrischen von der aktiven Oberfläche (Baltensperger et al., 2001). Die letztere skaliert für Partikel für  $D > 100$  nm mit dem Partikeldurchmesser  $D$ , die geometrische Oberfläche hingegen mit  $D^2$ . Diese Tatsache führt vor allem für grosse Partikel zu einem Unterschied in diesen Messgrössen.

Tabelle 5.8: Partikeloberflächen-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug an den verschiedenen Messstandorten.

	EF S0.3 [cm <sup>2</sup> /km]	EF S <sub>akt</sub> (DC) [cm <sup>2</sup> /km]	% SMW
Birrhard	15366	6360	9.6
Humlikon	17197	2778	12.5
Rosengarten	--	6100	5.8
Weststrasse	30232	2082	6.1

### 5.2.2. Emissionsfaktoren getrennt nach Fahrzeugkategorie

In Abb. 5.30 sind die Emissionsfaktoren für die Partikelanzahl dargestellt. Es ist ersichtlich, dass schwere Motorwagen an allen Messstandorten deutlich höhere Emissionsfaktoren aufweisen als leichte Motorwagen. Unterschiede zwischen einzelnen Standorten sollten auf Grund der hohen Unsicherheit nicht überinterpretiert werden. So könnte der tiefere Wert in Humlikon durch die relativ kurze Messdauer bedingt sein.

Für leichte Motorwagen, wurden bei einer Geschwindigkeitslimite von 50 km/h in der Stadt Zürich verhältnismässig niedrige Partikelanzahl-Emissionsfaktoren ( $1 \cdot 10^{13}$  bis

$4.6 \cdot 10^{13}$  Partikel/km) ermittelt. Der Einfluss von Lichtsignalanlagen mit häufigem Abbremsen und Wiederanfahren scheint zu höheren Emissionsfaktoren für LMW zu führen als der Einfluss von 8 % Steigung. Allerdings muss dabei in Betracht gezogen werden, dass für die Situation Rosengartenstrasse eine sehr hohe Messunsicherheit besteht. In Birrhard (LMW 116 km/h, SMW 86 km/h) lagen die Emissionsfaktoren im Bereich zwischen  $4.0 \cdot 10^{13}$  und  $7.4 \cdot 10^{13}$  Partikel/km, etwas höher als an der Weststrasse, doch auch hier war die Unsicherheit relativ gross (jeweils  $\pm 2.0 \cdot 10^{13}$  Partikel/km).

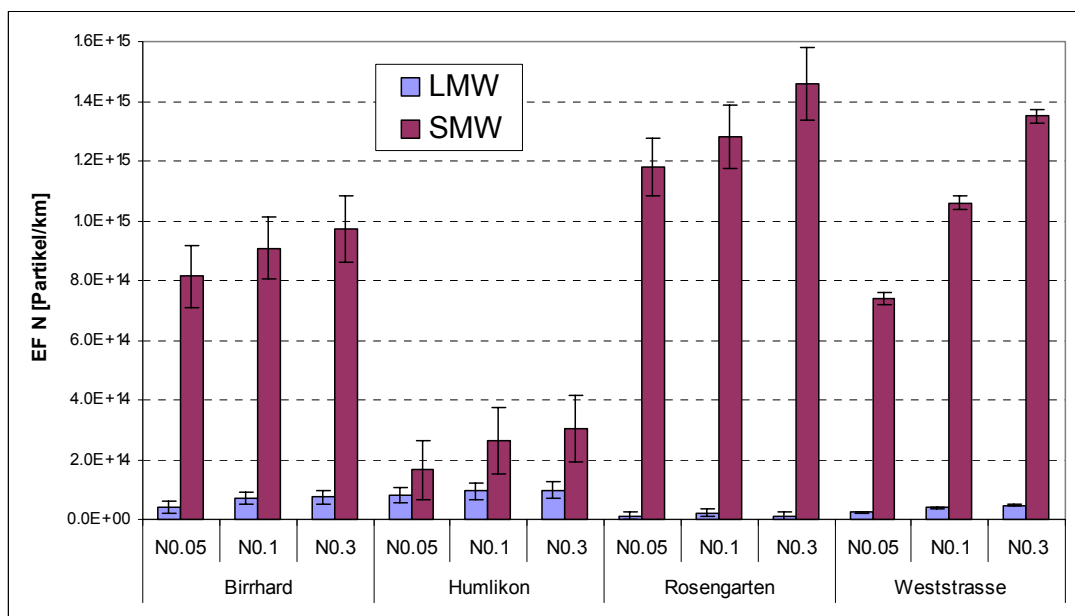


Abb. 5.30: Partikelanzahl-Emissionsfaktoren für LMW und SMW an den verschiedenen Messstellen.

Ein Vergleich der Partikelvolumen-Emissionsfaktoren an den verschiedenen Standorten (Abb. 5.31) zeigt für Birrhard und Humlikon für die jeweilige Grösse ähnliche Werte. Markant ist der Unterschied zwischen den SMW-Emissionsfaktoren für V0.1 und V0.3. Für V0.1 liegt er an beiden Messstellen bei etwa  $0.03 \text{ cm}^3/\text{km}$ , für V0.3 um einen Faktor 5 bis 6 höher bei  $0.17 \text{ cm}^3/\text{km}$ . Im Akkumulationsmode im Bereich  $100 < D < 300 \text{ nm}$  befindet sich demnach ein grosses Partikelvolumen, das aus Verkehrsemissionen stammt, und das bei der Betrachtung der Partikelanzahl (insbesondere bei Differenzen zwischen Luv- und Leekonzentrationen) kaum ins Gewicht fällt. Auch im Grössenbereich von 300 bis 1000 nm zeigte sich noch ein beachtliches, durch die Verkehrsflotte emittiertes Volumen. Dieses sollte aber ebenfalls nicht überinterpretiert werden, weil es wie erwähnt durch Fitten der Oberflächenkurve im Bereich  $D < 300 \text{ nm}$  und nicht durch direkte Messungen bestimmt wurde (vgl. Kap. 5, Einleitung). Ausserdem sind die durch den Verkehr emittierten Partikel insbesondere in dieser Grösse hoch fraktale Gebilde, was die Umrechnung in Volumina sehr schwierig macht. Die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren für LMW an der Weststrasse bewegen sich in der gleichen Grössenordnung wie diejenigen an den Autobahnstandorten. Für schwere Motorwagen wurden dagegen für die Situation Weststrasse mit Lichtsignalanlagen deutlich höhere Emissionen von V0.1 und V0.3 berechnet als für die Situation 82-86 km/h auf Autobahnen und Autostrassen. Die Ursache dürfte darin liegen, dass im langsamen, stockenden Verkehr mit häufigen Vorgängen des Wiederanfahrens von schweren Motorwagen eine hohe Anzahl Russpartikel aus den Dieselmotoren

emittiert wird. Dies lässt sich auch durch visuelle Beobachtungen bestätigen (häufige schwarze Rauchfahnen beim Anfahren).

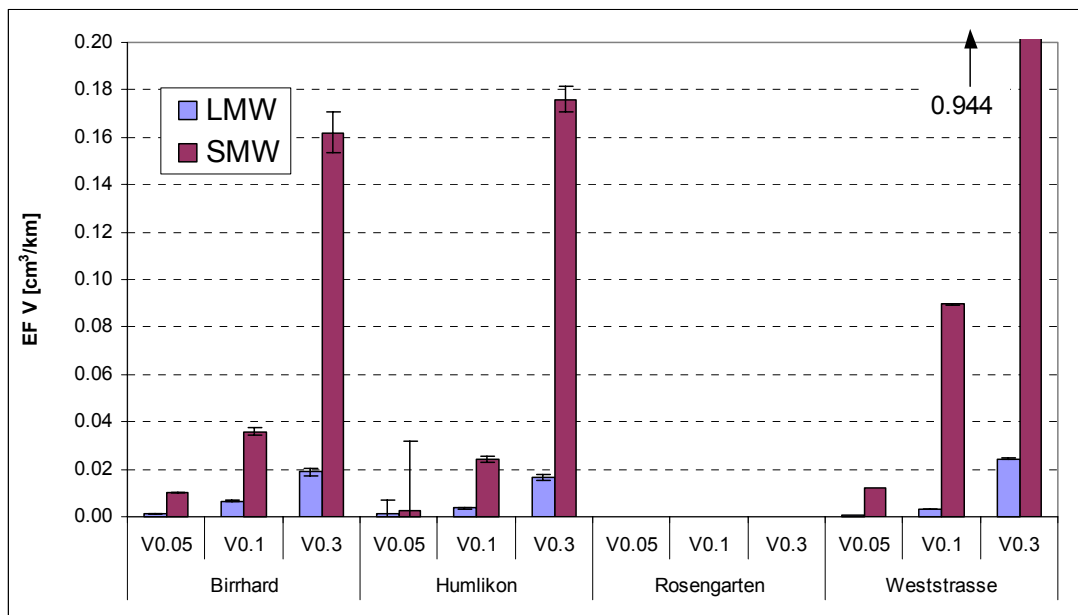


Abb. 5.31: Partikelvolumen-Emissionsfaktoren für LMW und SMW an den verschiedenen Messstellen (der EF V0.3 an der Weststrasse beträgt 0.944 cm<sup>3</sup>/km).

In den nachfolgenden Tabellen (5.9 bis 5.11) werden die Emissionsfaktoren für alle Messstationen geordnet nach Messgrössen aufgelistet. Zusätzlich wurde das Verhältnis zwischen dem Emissionsfaktor von schweren Motorwagen und demjenigen von leichten Motorwagen berechnet. Das Verhältnis in der Partikelanzahl für die Situation Humlikon war mit Werten zwischen 2 und 3 am niedrigsten, was jedoch, wie oben schon angesprochen, im Zusammenhang mit der kurzen Messdauer nicht belastbar ist. In der Situation Birrhard emittierten SMW 13 bis 20 mal höhere Partikelzahlen als LMW, an der Weststrasse wurde gar ein Faktor 30 errechnet. Das sehr grosse Verhältnis, das für die Rosengartenstrasse erzielt wurde, ist mit einer grossen Unsicherheit behaftet. Beim Partikelvolumen bewegte sich das Verhältnis in Birrhard zwischen 6 und 9, an der Weststrasse zwischen 20 und 40. Letzteres ist wiederum durch die hohen Emissionen von Russpartikeln aus Dieselmotoren zu erklären. An der Weststrasse war auch das Verhältnis SMW/LMW bezüglich der Partikeloberfläche am grössten.

Tabelle 5.9: Übersicht über die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren (Einheit: Partikel/km) an den verschiedenen Messstellen. Die Abnahme des Partikelanzahl-Emissionsfaktors für LMW von N0.1 zu N0.3 an der Rosengartenstrasse ist durch den Messartefakt bedingt.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	Verhältnis SMW/LMW	Stabw von SMW/LMW
Birrhhard	N0.05	4.1E+13	2.1E+13	8.1E+14	1.1E+14	20.0	10.4
	N0.1	6.9E+13	2.0E+13	9.1E+14	1.0E+14	13.2	4.2
	N0.3	7.4E+13	2.2E+13	9.7E+14	1.1E+14	13.1	4.1
Humlikon	N0.05	8.1E+13	2.5E+13	1.7E+14	1.0E+14	2.0	1.4
	N0.1	9.4E+13	2.8E+13	2.6E+14	1.1E+14	2.8	1.4
	N0.3	9.8E+13	2.8E+13	3.1E+14	1.1E+14	3.1	1.4
Rosengarten	N0.05	1.2E+13	1.3E+13	12E+14	0.97E+14	100.9	109.8
	N0.1	2.2E+13	1.4E+13	13E+14	1.1E+14	58.4	36.9
	N0.3	0.9E+13	1.7E+13	15E+14	1.2E+14	162.9	304.0
Weststrasse	N0.05	2.5E+13	0.24E+13	7.4E+14	0.2E+14	29.5	2.9
	N0.1	3.9E+13	0.28E+13	11E+14	0.23E+14	27.3	2.0
	N0.3	4.6E+13	0.29E+13	14E+14	0.24E+14	29.2	1.9

Tabelle 5.10: Übersicht über die Partikelvolumen-Emissionsfaktoren (Einheit: cm<sup>3</sup>/km) an den verschiedenen Messstellen.

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	Verhältnis SMW/LMW	Stabw von SMW/LMW
Birrhhard	V0.05	0.0011	0.0003	0.0099	0.0015	9.2	2.8
	V0.1	0.0065	0.0016	0.0360	0.0084	5.5	1.9
	V0.3	0.0190	0.0057	0.1600	0.0300	8.6	3.0
	V1	0.0710	0.0470	0.5950	0.2400	8.4	6.5
Humlikon	V0.05	0.0012	0.0003	0.0025	0.0014	2.1	1.3
	V0.1	0.0036	0.0013	0.0240	0.0055	6.7	2.9
	V0.3	0.0170	0.0047	0.1760	0.0200	10.5	3.2
	V1	0.0690	0.0520	1.1560	0.2000	16.8	13.0
Rosengarten	V0.05	--	--	--	--	--	--
	V0.1	--	--	--	--	--	--
	V0.3	--	--	--	--	--	--
	V1	--	--	--	--	--	--
Weststrasse	V0.05	0.00058	0.00005	0.0120	0.0004	20.6	1.7
	V0.1	0.0034	0.0002	0.0900	0.0018	26.7	1.7
	V0.3	0.0250	0.0019	0.9400	0.0160	38.5	3.0
	V1	0.0710	0.0110	2.5000	0.0950	35.2	5.6

Tabelle 5.11: Übersicht über die Partikeloberflächen-Emissionsfaktoren (Einheit:  $\text{cm}^2/\text{km}$ ) an den verschiedenen Standorten, berechnet aus Messungen mit dem Diffusionsauflader (S (DC)) und SMPS (S0.3).

Messstation	Messgrösse	LMW	Stabw (LMW)	SMW	Stabw (SMW)	Verhältnis SMW/LMW	Stabw von SMW/LMW
Birrhard	S (DC)	-1450	2000	77220	1030	--	--
	S0.3	10910	2740	74120	1400	6.8	1.7
Humlikon	S (DC)	--	--	--	--	--	--
	S0.3	7250	1780	59450	7370	8.2	2.3
Rosengarten	S (DC)	2900	500	78560	3910	27.1	4.9
	S0.3	--	--	--	--	--	--
Weststrasse	S (DC)	-89	165	27130	1350	--	--
	S0.3	9640	630	343000	5370	35.6	2.4

## 6. Vergleich der Emissionsfaktoren mit Ergebnissen anderer Studien

In der Literatur werden vorwiegend Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>1</sub> angegeben. Für die Partikelanzahl sind nur spärliche Literaturangaben vorhanden. Die Partikelanzahl-Emissionsfaktoren wurden teils aus CPC-Messungen, teils auch aus der Integration der Anzahlkonzentration von SMPS-Messungen errechnet. Partikelanzahl-Emissionsfaktoren von spezifischen Grössenbereichen ermittelten bis anhin erst Gidhagen et al. (2003); über Emissionsfaktoren bezüglich Partikeloberfläche und Partikelvolumen gibt es keine Literatur.

Tabelle 6.1: Auswahl an Literaturstudien über Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug.

Studie	Messort	EF N [Partikel/km]	%SMW	Grössenbereich
Ketzel et al. (2003)	Kopenhagen	2.80E+14	7	10-700 nm
Gramotnev et al. (2003)	Brisbane	2.81E+14	14	15-700 nm
Jamriska et al. (2001)	Brisbane	1.75E+14	4	15-700 nm
Abu-Allaban et al. (2002)	Tuscarora Tunnel 1	2.10E+14	65	7-300 nm
Abu-Allaban et al. (2002)	Tuscarora Tunnel 2	0.54E+14	15	7-300 nm

Ein Vergleich der in der vorliegenden Arbeit berechneten Emissionsfaktoren mit Ergebnissen anderer Studien ist also meist nur für NO<sub>3</sub> möglich. Tab. 6.1 gibt einen Überblick über ausgewählte Literaturstudien mit Angaben von Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug sowie Schwerverkehrsanteil und Grössenbereich, in dem gemessen wurde. Die Ergebnisse der verschiedenen Fallstudien liegen alle etwa in der gleichen Grössenordnung. Verglichen mit den in Birrhard, Humlikon und Zürich-Weststrasse errechneten Werten ergibt sich ebenfalls eine gute Übereinstimmung (Abb. 6.1), besonders wenn in Betracht gezogen wird, dass in den Fallstudien von Ketzel et al. (2003), Gramotnev et al. (2003), Jamriska et al. (2001) und Abu-Allaban et al. (2002) ein weiterer Grössenbereich untersucht wurde. Die Situation und das Verkehrsregime am Jagtvej in Kopenhagen (Ketzel et al., 2003) kann am besten mit derjenigen an der Weststrasse verglichen werden. Der Jagtvej repräsentiert ebenfalls eine Strassenschlucht mit häufig stark gestörtem Verkehrsfluss und einem Schwerverkehrsanteil von 7 %. Der Unterschied von Faktor 2 zwischen dem Partikelanzahl-Emissionsfaktor für den Jagtvej und demjenigen für die Weststrasse kann dadurch erklärt werden, dass am Jagtvej in einem weiteren Grössenbereich gemessen wurde (10-700 nm gegenüber 18-300 nm an der Weststrasse). Wie in den vorangehenden Kapiteln erwähnt, befindet sich im Bereich von 10-18 nm eine sehr hohe vom Verkehr emittierte Partikelanzahl.

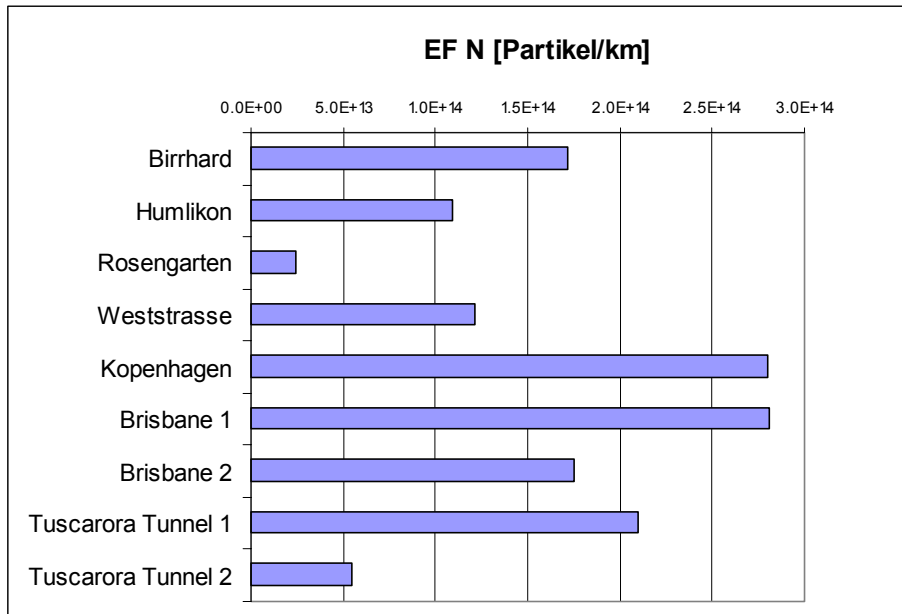


Abbildung 6.1: Vergleich der Partikelanzahl-Emissionsfaktoren pro Fahrzeug in dieser Untersuchung mit Ergebnissen aus anderen Studien. Der niedrige Partikelanzahl-Emissionsfaktor pro Fahrzeug an der Rosengartenstrasse ist durch den in Kap. 5.1.3 beschriebenen Messartefakt bedingt.

Gidhagen et al. (2003) führten Untersuchungen in einem 1.5 km langen Autobahntunnel mit 5 % Schwerverkehrsanteil und einer Verkehrsfrequenz von etwa 36'000 Fahrzeugen pro Tag in Stockholm durch. Sie erhielten Partikelanzahl-Emissionsfaktoren für den Bereich von 10 - 29 nm von  $2.53 \cdot 10^{13}$  Partikeln/km für leichte Motorwagen und  $1.42 \cdot 10^{15}$  Partikel/km für schwere Motorwagen. Für den Grössenbereich von 10 - 109 nm berechneten die Autoren Emissionsfaktoren von  $5.87 \cdot 10^{13}$  Partikel/km (LMW) und  $3.29 \cdot 10^{15}$  Partikel/km (SMW). Diese Resultate stimmen in Anbetracht der unterschiedlichen Partikelgrössenbereiche wiederum sehr gut mit den in der vorliegenden Studie erhaltenen Werten überein (siehe Tab. 5.9).

## 7. Schlussfolgerungen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Aerosolmessungen der direkten Verkehrsemissionen an vier Strassenabschnitten mit unterschiedlichen Verkehrssituationen durchgeführt. Dabei wurden hochaufgelöste Partikel-Grössenspektren im Bereich von  $18 < D < 10000$  nm mit SMPS, ELPI und OPC aufgenommen; der DC diente zur Charakterisierung der „aktiven Oberfläche“ der feinen Partikel mit  $D < 1000$  nm. Die Messergebnisse zeigten, dass der Verkehr vor allem im Nanopartikelbereich ( $D < 30$  nm) eine sehr hohe Partikelanzahl emittiert. Diese Partikel entstehen durch homogene Nukleation, wenn das Fahrzeugabgas direkt nach der Auspuffemission sehr rasch von hohen Temperaturen auf die Temperatur der Umgebungsluft abgekühlt wird.

Weitere wichtige Verkehrsemissionen mit je nach Tageszeit unterschiedlich hohen Anzahlkonzentrationen gibt es im Bereich von  $50 < D < 300$  nm, die zu einem erheblichen Teil aus Russpartikeln bestehen. Eine detaillierte Analyse der typischen Spektren von verschiedenen Tageszeiten zeigte, dass an der verkehrsbelasteten Messstation eine hohe Anzahlkonzentration von Nanopartikeln sowohl tagsüber als auch nachts registriert wurde, während der Russpartikelmode in ausgeprägter Form vorwiegend tagsüber vorhanden war. Dies legt den Schluss nahe, dass Nanopartikel von leichten sowie von schweren Motorfahrzeugen produziert werden, während die Russpartikel überwiegend aus Dieselmotoren (schwere Motorwagen) stammen.

Im Grössenbereich von  $300 < D < 700$  nm konnte bezüglich Partikelanzahl kaum ein Tagesgang festgestellt werden. Die Verkehrsemissionen in diesem Bereich sind anzahlmässig nur klein. Wird jedoch die Volumenkonzentration berechnet, so zeigt sich, dass diese geringe Anzahl bereits ein beträchtliches Volumen ausmacht und in bedeutendem Masse zur Massenkonzentration von PM<sub>1</sub> beiträgt.

Mit dem ELPI konnte zudem gezeigt werden, dass die Partikelanzahl auch im Coarse Mode ( $1 \mu\text{m} < D < 10 \mu\text{m}$ ) einen Tagesgang aufweist, der gut mit demjenigen der Verkehrszahl übereinstimmte. Diese Partikel entstehen durch Reifen- und Bremsabrieb sowie durch Aufwirbelung von Grobstaub auf der Strasse. Eine Quantifizierung der aus Verkehrsemissionen stammenden Coarse-Mode-Partikel war nicht möglich, weil für die Messungen nur ein einziger ELPI zur Verfügung stand. Mit dem OPC scheiterte die Quantifizierung ebenfalls, da die Differenzen zwischen Verkehrs- und Hintergrundstandort zu unsicher waren, und bei den grössten Partikeln ( $7 - 10 \mu\text{m}$ ) eine Limitierung des Geräts auftrat.

Emissionsfaktoren wurden berechnet für Partikel mit  $18 < D < 300$  nm, mit  $18 < D < 100$  nm und  $18 < D < 50$  nm. Die Kalkulation der Emissionsfaktoren für Partikel geschah mit Hilfe der als bekannt vorausgesetzten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren (Stand März 2003). Sollten sich diesbezüglich Änderungen ergeben, müssten auch die Partikel-Emissionsfaktoren neu berechnet werden.

Für die Messstationen Zürich-Rosengartenstrasse und Zürich-Weststrasse kam das Konzept Strassenstandort - Hintergrundstandort zur Anwendung. Auf Grund der tiefen Temperaturen während der Kampagne an der Rosengartenstrasse führte die nicht-identische Konfiguration der beiden SMPS-Systeme zu Artefakten, die eine Auswertung der Volumenkonzentrationen verunmöglichte. Dieser Artefakt trat bei den übrigen Kampagnen wegen höheren Temperaturen nicht in Erscheinung. Ausserdem ist die Repräsentativität des Hintergrundstandorts für diesen Vergleich nicht a priori sichergestellt, da er 23 m tiefer im Talbecken der Limmat liegt. Bei Inversionslagen findet im Talboden eine grössere Schadstoffakkumulation statt als

am Hang. Aufgrund der grossen Differenzen zwischen Weststrasse und Zeughaushof und der relativ langen Messreihe aus dieser Kampagne konnten für die Situation an der Weststrasse mit Lichtsignalanlagen die zuverlässigsten Emissionsfaktoren ermittelt werden.

Die Messungen in Birrhard und Humlikon basierten auf dem Lee-Luv-Konzept, das bei geeigneter Messanordnung eine einwandfreie Hintergrundmessung garantiert. Nachteilig wirkte sich hier aus, dass nur Zeiten mit Querwind zur Autobahn ausgewertet werden konnten, und somit eine grosse Zahl Daten ausgeschieden werden musste. Längere Messkampagnen an diesen beiden Standorten hätten wahrscheinlich zu statistisch sichereren Werten geführt.

Ein Vergleich der in der vorliegenden Untersuchung errechneten Partikelanzahl-Emissionsfaktoren mit Werten aus Fallstudien aus Skandinavien, Australien und den USA zeigte aber, dass sich die Zahlen in der gleichen Grössenordnung bewegten. Unterschiede können durch verschiedene Messbereiche, durch Einflussfaktoren wie Verkehrsdynamik, Geschwindigkeit, Schwerverkehrsanteil, Motorentyp (Diesel-, Ottomotor) und nicht zuletzt durch die räumliche Situation (Freilandexperiment, Strassenschlucht, Tunnel) erklärt werden.

## 8. Literatur:

- Abdul-Khalek, I.S., Kittelson, D.B., Brear, F., 1999. Influence of dilution conditions on diesel exhaust particle size distribution measurements. SAE Paper No. 1999-01-1142.
- Abu-Allaban, M., Coulomb, W., Gertler, A.W., Gillies, J., Pierson, W.R., Rogers, C.F., Sagebiel, J.C., Tarnay, L., 2002: Exhaust particle size distribution measurements at the Tuscarora Mountain Tunnel. *Aerosol Science and Technology* 36, 771-789.
- Baltensperger, U., Weingartner, E., Burtscher, H., Keskinen, J., 2001. Dynamic mass and surface area measurements. In: *Aerosol Measurement – Principles, Techniques and Applications* (edited by P.A. Baron and K. Willeke), 387-418.
- Baltensperger, U., Streit, N., Weingartner, E., Nyeki, S., Prévôt, A.S.H., Van Dingenen, R., Virkkula, A., Putaud, J. P., Even, A., ten Brink, H., Blatter, A., Neftel, A. and Gäggeler, H. W., 2002. Urban and rural aerosol characterization of summer smog events during the PIPAPO field campaign in Milan, Italy. *Journal of Geophysical Research* 107, doi: 10.1029/2001JD001292.
- Bukowiecki, N., Dommen, J., Prévôt, A.S.H., Richter, R., Weingartner, E., Baltensperger U., 2002: A mobile pollutant measurement laboratory – Measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmospheric Environment* 36, 5569-5579.
- BUWAL, 2000: Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950-2020, Nachtrag; Schriftenreihe Umwelt Nr. 255, Luft, pp. 83 BUWAL, Bern.
- BUWAL, 2003: [http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/grundlagen/Kurz2002\\_d.pdf](http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/grundlagen/Kurz2002_d.pdf)
- Dockery, D.W., Pope III, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris Jr, B.G., Speizer, F.E., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.*, 329, 1753-1759.
- Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., 2003: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs (Projektteil EMPA), Schlussbericht. EMPA, Dübendorf.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L., Hansson, H.-C., 2003: Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmospheric Environment* 37, 2023-2036.
- Gramotnev, G., Brown, R., Ristovski, Z., Hitchins, J., Morawska, L., 2003: Determination of average emission factors for vehicles on a busy road. *Atmospheric Environment* 37, 465-474.
- Hüglin, C., 2000: Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen; Chemische Zusammensetzung des Feinstaubs und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell, pp. 161, Nationales Forschungsprogramm NFP41, Verkehr und Umwelt, Bericht C4, Bern.

- Imhof, D., Weingartner, E., Vogt, U., Dreiseidler, A., Rosenbohm, E., Scheer, V., Vogt, R., Nielsen, O.J., Kurtenbach, R., Corsmeier, U., Kohler, M., Baltensperger, U., 2003: Vertical distribution of particulate and gaseous air pollutions close to a motorway. In Vorbereitung.
- INFRAS, 1999: Handbuch Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Version 1.2 (CD-ROM); im Auftrag des BUWAL, Bern/Berlin.
- Jamriska, M. und Morawska, L., 2001: A model for determination of motor vehicle emission factors from on-road measurements with a focus on submicrometer particles. *The Science of the Total Environment* 264, 241-255.
- Jenk, H., 2003: Persönliche Mitteilung.
- Keskinen, J., Pietarinen, K., Lehtimäki, M., 1992: Electrical low pressure impactor. *Journal of Aerosol Science* 23, 353-360.
- Ketzel, M., Wählin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F., 2003: Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations. *Atmospheric Environment* 37, 2735-2749.
- Kirchstetter, T.W., Harley, R.A., Kreisberg, N.M., Stolzenburg, M.R., Hering, S.V., 1999: On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. *Atmospheric Environment* 33, 2955-2968.
- Kittelson, D.B., Johnson, J., Watts, W., Wei, Q., Drayton, M., Paulsen, D., Bukowiecki, N. 2000. Diesel aerosol sampling in the atmosphere. SAE Paper No. 2000-01-2122.
- Kousaka, Y., Okuyama, K., Hayashi, K., 1984: Loss of ultrafine aerosol particles in differential mobility analyser. *Journal of Aerosol Science* 15, 375-376.
- Maricq., M.M., Podsiadlik, D.H., Chase, R.E., 2000: Size distributions of motor vehicle exhaust PM: A comparison between ELPI and SMPS measurements. *Aerosol Science and Technology* 33, 239-260.
- Morawska, L, Thomas, S., Jamriska, M., Johnson, G., 1999: The modality of particle size distributions of environmental aerosols. *Atmospheric Environment* 33, 4401-4411.
- Park, K., Cao, F., Kittelson, D.B., McMurry, P.H., 2003: Relationship between particle mass and mobility for diesel exhaust particles. *Environmental Science and Technology* 37, 577-583.
- Peters, A., Wichmann, H.E., 2001. Epidemiological evidence on the health effects of ultrafine particles. *Epidemiology* 12, 544.
- Reineking, A., Porstendörfer, J., 1986: Measurements of particle loss functions in a differential mobility analyzer (TSI, Model 3071) for different flow rates. *Aerosol Science and Technology* 5, 483-486.
- Ristimäki, J., Virtanen, A., Marjamäki, M., Rostedt, A., Keskinen, J., 2002: On-line measurement of size distribution and effective density of submicron aerosol particles. *Journal of Aerosol Science* 33, 1541-1557.

- Skillas, G., Burtscher, H., Siegmann, K., Baltensperger, U., 1999: Density and fractal-like dimension of particles from a laminar diffusion flame. *Journal of Colloid and Interface Science* 217, 269-274.
- Wang, S.C., Flagan, R.C., 1990: Scanning electrical mobility spectrometer. *Aerosol Science and Technology* 13, 230-240.
- Wehner, B., Philippin, S., Wiedensohler, A., Scheer, V., Vogt, R., 2001. Volatility of aerosol particles measured next to a highway. *Journal of Aerosol Science* 32 Suppl. 1, S117-S118.
- Weingartner, E., Keller, C., Stahel, W.A., Burtscher, H., Baltensperger, U., 1997. Aerosol emission in a road tunnel. *Atmospheric Environment* 31, 451-462.
- Weingartner, E., Streit, N., Baltensperger, U., Saathoff, H., Schnaiter, M., Schurath, U., Kirchner, U., Lavanchy, V., 2000: Characterization of fresh and aged soot particles. In: PSI, Scientific Report 1999/Volume I, Particles and Matter, p. 157.
- Whitby, K.T., Clark, W.E., Marple, V.A., Sverdrup, G.M., Sem, G.J., Willeke, K., Liu, B.Y.H., Pui, D.Y.H., 1975. Characterization of California aerosols – I. Size distributions of freeway aerosol. *Atmospheric Environment* 9, 463-482.
- Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Shen, S., Sioutas, C., 2002: Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment* 36, 4323-4335.

### **Danksagung:**

An dieser Stelle möchten sich die Autoren bei allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Ein besonderer Dank geht an:

- das Bundesamt für Strassen und das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft für die finanzielle Unterstützung des Projekts
- die wissenschaftliche Begleitgruppe für den wertvollen Input während der Sitzungen
- zahlreiche Personen, welche die Stationierung des Messwagens auf ihrem Grundstück erlaubten
- Matz Hill und Robert Gehrig für die Evaluation der Messstandorte, die Bereitstellung von Platz und Strom in den Messfahrzeugen der EMPA sowie für die rasche Aufbereitung und Weiterleitung ihrer Messdaten und die in jeder Beziehung gute Zusammenarbeit
- René Richter für die Hilfe bei der Stationierung und Inbetriebnahme des Messwagens sowie für kompetente Auskünfte bei technischen Problemen
- Nicolas Bukowiecki für die Hilfe bei Auf- und Abbau des Messwagens sowie für das Fitten der SMPS-Spektren
- André Prévôt für die Einführung in das Statistikprogramm DataDesk.

## Anhang

### Vertikale Verteilung der partikel- und gasförmigen Luftschadstoffe im Nahbereich einer Autobahn

**D. Imhof<sup>1</sup>, E. Weingartner<sup>1</sup>, U. Vogt<sup>2</sup>, A. Dreiseidler<sup>2</sup>, E. Rosenbohm<sup>3</sup>,  
V. Scheer<sup>3</sup>, R. Vogt<sup>3</sup>, O.J. Nielsen<sup>4</sup>, R. Kurtenbach<sup>5</sup>, U. Corsmeier<sup>6</sup>, M. Kohler<sup>6</sup>,  
U. Baltensperger<sup>1</sup>**

- 1) Paul Scherrer Institut (PSI), Labor für Atmosphärenchemie, CH-5232 Villigen, Schweiz
- 2) Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Abt. Reinhaltung der Luft, Pfaffenwaldring 23, D-70569 Stuttgart, Deutschland
- 3) Ford Forschungszentrum Aachen GmbH, Süsterfeldstr. 200, D-52072 Aachen, Deutschland
- 4) University of Copenhagen, Department of Chemistry, Universitetsparken 5, DK-2100 Kopenhagen, Dänemark
- 5) Bergische Universität Gesamthochschule Wuppertal (BUGHW), Institut für Physikalische Chemie, Gausstr. 20, D-42119 Wuppertal, Deutschland
- 6) Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Forschungszentrum Karlsruhe / Universität Karlsruhe, Postfach 3640, D-76021 Karlsruhe, Deutschland



## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	187
A.1 Einleitung	188
A.2 Versuchsaufbau und Messverfahren	189
A.2.1 Messort	189
A.2.2 Messgeräte	189
A.2.3 Qualitätssicherung	191
A.3 Resultate und Diskussion	191
A.3.1 Vertikalprofil der aktiven Oberflächenkonzentration der Partikel	192
A.3.2 Vertikalprofil der Partikelgrößenverteilungen	193
A.3.3 Größenverteilung der Partikel mit $D < 300$ nm	196
A.3.4 Vertikalprofil der NO <sub>x</sub> -Konzentrationen	197
A.4 Korrelation Partikel – NO <sub>x</sub>	199
A.5 Schlussfolgerungen	201
Literaturverzeichnis	202

## Zusammenfassung

An einer stark befahrenen, vierspurigen Autobahn zwischen Heidelberg und Mannheim, Deutschland, wurde im Mai 2001 eine grossangelegte Feldkampagne durchgeführt, um die gas- und partikelförmigen Verkehrsemissionen zu charakterisieren. Auf beiden Seiten der Autobahn wurden umfangreiche Messungen der Luftschadstoffe vorgenommen. Nur diejenigen Perioden mit einer günstigen Windanströmung rechtwinklig zur Strasse, in denen sich also eine klare Luv- und Leeseite herausbildete, wurden näher ausgewertet.

In einem Abstand von 60 m (Nordseite) respektive 84 m (Südseite) zu den Fahrbahnen wurden zwei 52 m hohe Krantürme aufgestellt, an denen elektrisch betriebene Aufzüge montiert wurden. In diesen Aufzügen wurden zwei NO<sub>x</sub>-Geräte und zwei Partikelmessinstrumente (Messung der Grössenverteilung der Partikel mit einem Durchmesser  $D$  zwischen 30 nm und 10  $\mu\text{m}$ ; Messung der Partikel-Oberflächenkonzentration) betrieben, um kontinuierliche Vertikalprofile von 5 bis 50 m über der Erdoberfläche aufzunehmen. Auf der Luvseite waren nachts sowohl die Anzahl- als auch die Oberflächenkonzentrationen auf dem gesamten Profil konstant. Während des Tages traten auf der Leeseite im bodennahen Bereich deutlich erhöhte Konzentrationen auf: Am Vormittag wurden mit zunehmender Höhe geringere Schadstoffkonzentrationen registriert, um die Mittagszeit lag das Konzentrationsmaximum leicht erhöht bei etwa 10 m über dem Grund. Sowohl die ultrafeinen Partikel ( $D < 100$  nm), bestehend aus Russpartikeln und solchen Partikeln, die während der Abkühlung des Abgases durch Kondensation neu gebildet werden, als auch die grossen ( $D > 1$   $\mu\text{m}$ , Abrieb- und Aufwirbelungsprodukte) zeigten diese Höhenabhängigkeit. Im mittleren Grössenbereich ( $D = 0.2 - 0.7$   $\mu\text{m}$ ) konnte keine Höhenabhängigkeit festgestellt werden, was bestätigt, dass der motorisierte Verkehr in dieser Grössenklasse nur wenige Partikel erzeugt. Oberhalb von 25 m wurden auch auf der Leeseite der Autobahn Hintergrundkonzentrationen gemessen. Die Messergebnisse der Profildfahrten wurden durch stationäre Messungen in verschiedenen Höhen bestätigt.

## A.1 Einleitung

Untersuchungen über die vertikale Verteilung der Luftschadstoffe, insbesondere der Partikel, gibt es bislang nur sehr wenige. Die bisherigen Studien befassten sich vor allem mit dem Vertikalprofil verschiedener PM-Konzentrationen in Städten und in deren Strassenschluchten mit dem Ziel, Auswirkungen auf die Luftqualität in den Gebäuden zu definieren (Morawska et al., 1999) und Modellrechnungen für die Ausbreitung von Schadstoffen in den Strassenschluchten durchzuführen (Colls & Micallef, 1999). Morawska et al. (1999) fanden in Brisbane, Australien, in einem Abstand von 80 m zur Autobahn vom 3. bis zum 25. Stockwerk eines Gebäudes keine signifikanten Unterschiede in der Partikel-Anzahlkonzentration in Abhängigkeit von der Höhe. Sie schlossen daraus, dass sich die Schadstoffkonzentration im Bereich eines Hochhauses, das nicht direkt an einer Autobahn steht, aus lokaler Turbulenz und Mischung mit gealtertem Aerosol aus Verkehrsemissionen und anderen städtischen Emissionsquellen zusammensetzt. Demgegenüber beobachteten Wu et al. (2002) in Macao, China, an einer stark befahrenen Strasse eine klare Höhenabhängigkeit der in sechs verschiedenen Höhen gemessenen Größen PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>1</sub>. Gegenüber dem Messstandort an der Strasse nahmen die jeweiligen Massenkonzentrationen bis auf 8 m über Grund stark ab, im darüberliegenden Höhenbereich von 8 bis 79 m über der Strasse wurde nur noch ein minimaler Gradient gefunden (leichte Abnahme der Konzentration mit zunehmender Höhe). Väkevä et al. (1999) fanden in Lahti, Finnland, ebenfalls signifikante Unterschiede in der Partikel-Anzahlkonzentration zwischen Strassenniveau und Hausdach.

Eine vertikal hochaufgelöste Studie über die Verteilung der partikelförmigen Luftschadstoffe im Freiland, in ungestörter Umgebung im Nahbereich einer Autobahn, wie sie im folgenden beschrieben werden soll, liegt bis jetzt nicht vor. Das Freilandexperiment BAB II (BAB = Bundesautobahn) wurde in Deutschland durchgeführt, um sowohl die horizontalen als auch die vertikalen Profile der Verkehrsemissionen charakterisieren zu können. Das Ziel der Studie war, neue Erkenntnisse zu gewinnen über folgende Fragestellungen (Corsmeier et al., 2003):

- Tagesgänge der Konzentration von NO<sub>x</sub>, VOC und Partikeln in verschiedenen Entfernungen von der Autobahn.
- Konzentrationsgradienten in horizontaler und vertikaler Richtung
- Vertikale Erstreckung der Abluffahne in Abhängigkeit von den Schichtungszuständen und dem Abstand von der Autobahn
- Quellstärken für NO<sub>x</sub>, VOC und Partikel
- Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Emissionen.

Die Messkampagne BAB II wurde vom Institut für Meteorologie und Klimaforschung (IMK) des Forschungszentrums Karlsruhe organisiert. Verschiedene wissenschaftliche Gruppen aus Deutschland, Dänemark und der Schweiz mit ausgewiesenen Kenntnissen in der Messung der Gasphase und Partikelkonzentration in der bodennahen Troposphäre haben daran teilgenommen.

## **A.2 Versuchsaufbau und Messverfahren**

### **A.2.1 Messort**

Die Messkampagne BAB II wurde im Mai 2001 an der Autobahn A 656 durchgeführt, die Mannheim mit Heidelberg verbindet. Eine detaillierte Beschreibung des Messortes geben Corsmeier et al. (2003). Der untersuchte Teil der Autobahn mit zwei Fahrspuren pro Richtung liegt auf einem 1.0 bis 1.5 m hohen Damm, der von offenen Landwirtschaftsflächen umgeben ist. Der Damm selber ist mit Gras bewachsen, auch der Mittelstreifen ist nicht verbaut, so dass die Luftanströmung nahezu ungestört erfolgen kann. Es gibt auch keine weiteren nennenswerten Emissionsquellen der untersuchten Luftschadstoffe in der näheren Umgebung. Die Autobahn hat eine sehr geringe Steigung (0.1 %). Mit 55'000 Fahrzeugen pro Tag ist die Verkehrsdichte relativ hoch. Der untersuchte Abschnitt wird allerdings hauptsächlich vom regionalen Verkehr zwischen den beiden Städten benutzt. Der Anteil des Fernverkehrs ist daher recht gering, und der Anteil des Schwerverkehrs dementsprechend mit 6 % beträchtlich niedriger als auf anderen deutschen Autobahnabschnitten. Die Geschwindigkeit ist auf  $120 \text{ km h}^{-1}$  beschränkt (Corsmeier et al., 2003).

### **A.2.2 Messgeräte**

Der Aufbau aller Messgeräte ist in der Übersicht über die Feldkampagne BAB II bei Corsmeier et al. (2003) genauer beschrieben. Im folgenden wird nur auf die für diesen Bericht massgeblichen Messinstrumente eingegangen. Auf beiden Seiten der Autobahn wurden in einem Abstand von 60 m auf der Nordseite respektive 84 m auf der Südseite zwei 52 m hohe Krantürme installiert, auf denen in verschiedenen Höhen Gasphasen- und Partikelmessgeräte sowie Instrumente für die Erfassung der meteorologischen Grössen angebracht wurden. Weitergehende Informationen über die vertikale Verteilung der Partikel, von  $\text{NO}_x$  und Ozon wurden durch Profilmessungen während mehrerer Intensivmessperioden (IMP) gewonnen. Zu diesem Zweck wurden an den beiden Krantürmen elektrisch betriebene Aufzüge installiert. In demjenigen Aufzug, der sich gemäss Wettervorhersage in der jeweiligen IMP auf der Leeseite befinden sollte, wurden ein Elektrischer Niederdruckimpaktor (ELPI; Outdoor Air Electric Low Pressure Impactor, Dekati Ltd., Finland) und ein Diffusion Charger (DC; Diffusion Charging Particle Sensor Type LQ 1-DC, Matter Engineering, Switzerland) betrieben (Abb. A.2.1). Der ELPI misst die Grössenverteilung der Partikel mit Durchmessern im Bereich von 0.03 bis  $10 \mu\text{m}$  bei einer potentiellen Zeitauflösung von 1 s. Das Messprinzip basiert auf der Aufladung der Partikel und der anschliessenden Deposition gemäss Trägheitsabscheidung in einem zwölfstufigen Kaskadenimpaktor auf den verschiedenen Impaktorplatten. Diese wurden gefettet, um ein Abrollen der Partikel zu verhindern. Die auf den einzelnen Stufen deponierten Ladungen werden mittels Elektrometern detektiert (Keskinen et al. 1992; Baltensperger et al., 2001). Mit dem DC wird die aktive Oberfläche der Partikel mit Durchmessern zwischen 10 und 1000 nm gemessen, ebenfalls mit einer zeitlichen Auflösung von 1 s (Baltensperger et al., 2001).

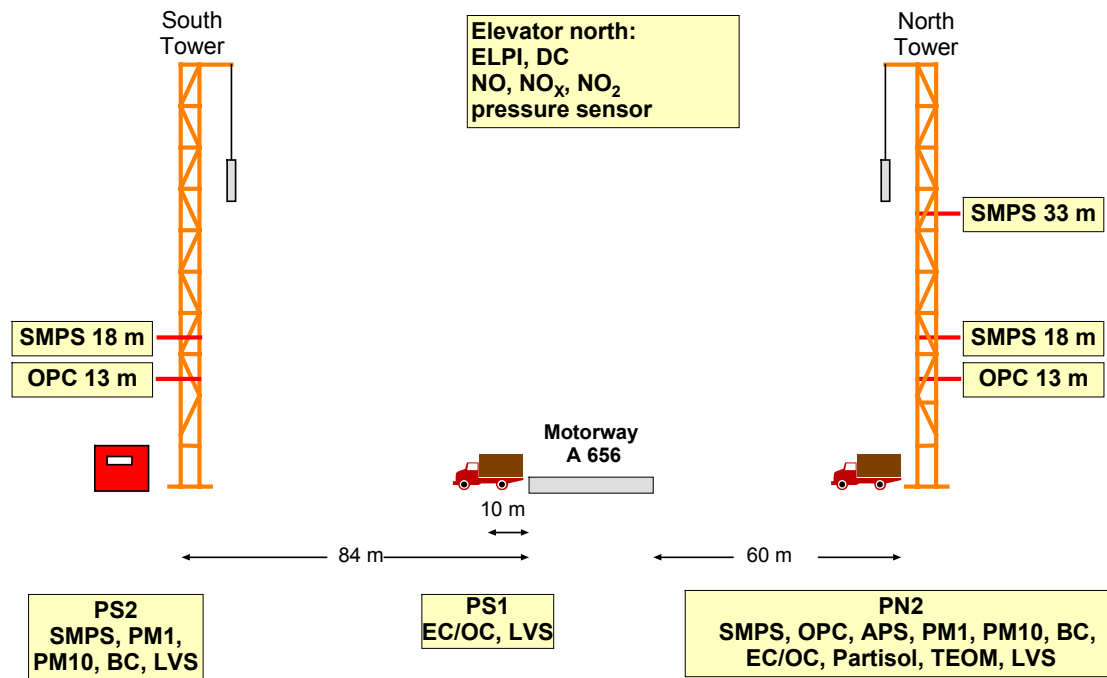


Abb. A.2.1: Auswahl der im Rahmen der Feldkampagne BAB II aufgestellten Messinstrumente (nur Partikel- und  $\text{NO}_x$ -Messgeräte; aus Corsmeier et al., 2003, angepasst). OPC: Optical Particle Counter, APS: Aerodynamic Particle Sizer, BC: Black Carbon, EC/OC: elementarer und organischer Kohlenstoff, TEOM: Tapered Element Oscillating Microbalance, LVS: Low Volume Sampler.

Im Aufzug befanden sich ferner zwei  $\text{NO}_x$ -Geräte: ein Bendix zur Bestimmung des NO und  $\text{NO}_x$  mittels des Chemilumineszenzverfahrens und ein LMA4 (Scintrex) zur Messung des  $\text{NO}_2$  durch Flüssigchemilumineszenz (Luminol), beide mit der zeitlichen Auflösung von 3 s betrieben.

Auf drei verschiedenen Höhen des Nordturms (3 m, 18 m und 33 m über der Erdoberfläche; Leeseite gemäss der Hauptwindrichtung in der Oberrheinischen Tiefebene) und auf zwei verschiedenen Höhen des Südturms (3 m und 18 m) wurden Scanning Mobility Particle Sizers (SMPS, TSI Inc.), bestehend aus einem Differential Mobility Analyzer (DMA) 3071A und einem Condensation Particle Counter (CPC) 3022A, mit einer Flussrate von  $0.3 \text{ l min}^{-1}$  betrieben. Die SMPS-Systeme bestimmen die Anzahlgrössenverteilungen der Partikel in einem Grössenbereich von etwa 10 bis 700 nm. Die Zeit für das Durchscannen eines Spektrums betrug 220 s, die Ladungskorrektur wurde nicht angewendet. Mit Ausnahme des bodennahen SMPS auf der Südseite der Autobahn liefen alle Systeme kontinuierlich.

Messungen der meteorologischen Parameter (Wind, Temperatur, Feuchte) fanden in sieben verschiedenen Höhen an beiden Türmen statt. Mit Hilfe von Drucksensoren in den Aufzügen wurde der aktuelle Druck gemessen, und daraus die jeweilige Höhe des Aufzugs bestimmt. Verkehrszählungen sowie Geschwindigkeitsmessungen wurden ebenfalls durchgeführt. Dank eines hochauflösenden Videogeräts konnten während der IMP's die Nummernschilder der Fahrzeuge aufgezeichnet werden, um Fahrzeugtyp, Antriebsart und Hubraum zu bestimmen.

IMP's mit Profilarbeiten wurden bei günstigen Wetterbedingungen (Luftanströmung rechtwinklig zur Autobahn, kein Niederschlag) durchgeführt. Die Profile der Partikelgrössenverteilungen, der aktiven Oberfläche und der  $\text{NO}_x$ -Konzentration

wurden in einem Höhenbereich von 5 bis 50 m über der Erdoberfläche aufgenommen, wobei die untere Grenze durch die Höhe des Kransockels bestimmt war. Die Geschwindigkeit der Aufzüge betrug etwa  $0.15 \text{ m s}^{-1}$ , daher dauerte eine Profifahrt etwa 5 Minuten.

### **A.2.3 Qualitätssicherung**

Vor und nach der Feldkampagne wurden mit allen Instrumenten Parallelmessungen der Partikel-Anzahlgrößenverteilungen (SMPS, ELPI) durchgeführt. Bei diesem Vergleich wurden die Schadstoffkonzentrationen auf 3 m Höhe am selben Ort auf der Leeseite der Autobahn gemessen. Für den SMPS-Vergleich wurde das Gerät auf 17 m am Nordturm als Referenzgerät genommen. Anschliessend wurde ein grössenabhängiger Korrekturfaktor für die anderen SMPS-Systeme berechnet, und alle Spektren wurden auf der Basis dieser Kalibration korrigiert. Um einen Vergleich der in verschiedenen Größenbereichen erhobenen Spektren zu ermöglichen, wurden auch für die Messgeräte, welche zusätzlich den Coarse mode erfassen (ELPI und Optischer Partikelzähler) Korrekturfaktoren berechnet (Baumbach et al., 2003).

Die  $\text{NO}_x$ -Geräte wurden durch Aufgabe mehrerer Prüfgase mit bekannter Konzentration kalibriert, ferner wurden ebenfalls am Autobahnstandort Parallelmessungen mit Aussenluft durchgeführt (Baumbach et al., 2003).

### **A.3 Resultate und Diskussion**

Alle Resultate, die in diesem Bericht gezeigt werden, wurden in der dritten IMP erzielt, die vom 13. Mai 2001, 20 Uhr, bis 14. Mai 2001, 18 Uhr, dauerte. Diese IMP war besonders günstig, weil sich die Windrichtung im Laufe der Messperiode um  $180^\circ$  drehte, und die Messinstrumente somit zuerst auf der Luv- und danach während des Tages auf der Leeseite der Autobahn standen. Wegen der unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen während dieser IMP wurden für die Auswertung drei Zeiträume definiert:

- Luv: 13.05.01, von 22:55 bis 23:40
- Lee: 14.05.01, von 07:00 bis 10:00
- Lee: 14.05.01 von 11:00 bis 14:30

Die Leeperiode während des Tages wurde aus folgenden Gründen in zwei Teile aufgeteilt: einerseits wegen der unterschiedlichen Bodentemperatur am Vormittag bzw. um die Mittagszeit, andererseits wegen der unterschiedlichen Sonneneinstrahlung und der damit verbundenen Thermik, die ein Aufsteigen der bodennahen Luftpakete verursacht, was zu einer anderen Höhe der Abgasfahne des Motorfahrzeugverkehrs führt. Eine genaue Beschreibung der meteorologischen Bedingungen während der ausgewerteten Zeiträume ist in Tabelle A.3.1 gegeben, die Verkehrsdaten sind in Tabelle A.3.2 aufgelistet.

Tabelle A.3.1: Meteorologische Bedingungen während der ausgewerteten Zeiträume.

	Luv 22:50-23:30		Lee 07:00-10:00		Lee 11:00-14:30	
Anzahl analysierte Profile	8		32		40	
	Mittel	Stabw	Mittel	Stabw	Mittel	Stabw
Windgeschwindigkeit (6 m) [m/s]	2.7	0.3	2.2	0.4	2.6	0.9
Windgeschwindigkeit (48 m) [m/s]	6.0	0.5	3.1	0.7	3.6	1.2
Windrichtung (6 m) [°]	106.3	7.3	167.6	19.2	197.0	28.9
Windrichtung (52 m) [°]	95.5	4.4	189.5	11.1	208.1	20.7
Temperatur (6 m) [°C]	21.0	0.2	18.3	0.9	22.6	1.2
Relative Feuchte (6 m) [%]	34.5	0.5	62.9	1.4	54.6	5.2
Spezifische Feuchte (6 m) [g/kg]	5.4	0.0	8.3	0.6	9.4	0.3
Globalstrahlung [W/m <sup>2</sup> ]	-0.8	0.2	290.6	153.7	683.4	141.2

Tabelle A.3.2: Verkehrszahlen während der ausgewerteten Zeiträume, alle Angaben in Fahrzeugen pro Stunde.

	Luv 23:00-24:00	Lee 07:00-10:00	Lee 11:00-14:30
Total	839	4695	4608
LMW <sup>1)</sup>	812	4379	4131
SMW <sup>2)</sup>	12	284	437
Motorräder	15	32	40

<sup>1)</sup> LMW: Personenwagen (inklusive leichte Nutzfahrzeuge)

<sup>2)</sup> SMW: Schwerverkehr (inklusive Busse)

### A.3.1 Vertikalprofil der aktiven Oberflächenkonzentration der Partikel

Abb. A.3.1 zeigt die Vertikalprofile der mit dem DC gemessenen aktiven Oberfläche der Partikel. Alle Profile beginnen, limitiert durch den Kransockel, auf 5 m über Grund. In der Nacht wurden auf der Luvseite während eines Zeitraums von 40 Minuten mit konstanter Windrichtung und -geschwindigkeit nahezu keine vertikalen Änderungen in der Partikel-Oberflächenkonzentration gefunden (Durchschnitt: 38  $\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$ ), obwohl zu dieser Zeit keine klare Luvsituation herrschte.

Am Vormittag mit hohen Verkehrsdichten ist die starke Variabilität der einzelnen Profile auf der Leeseite der Autobahn besonders in Bodennähe klar erkennbar. Oberhalb von 25 m über der Erdoberfläche wurde eine Höhenabhängigkeit hingegen nur noch gelegentlich beobachtet. Man beachte, dass die gemessene Hintergrundkonzentration bei etwa 95  $\mu\text{m}^2 \text{cm}^{-3}$  lag, d.h. etwa 2.5 mal höher als während der Nacht. Diese Tatsache hebt die Variabilität des Hintergrundwertes hervor, und belegt die Notwendigkeit von Hintergrundmessungen auf einer kontinuierlichen Basis. Infolge der Partikelemissionen des starken Morgenverkehrs, der zwischen 7 und 8 Uhr an jenem Tag seinen Höhepunkt erreichte, wurden die höchsten Oberflächenkonzentrationen in Bodennähe gefunden. Mit zunehmender Höhe nahmen die mittleren Konzentrationen mehr oder weniger kontinuierlich ab,

wobei Einzelereignisse gelegentlich Höhen nahe der oberen Grenze der Messungen erreichten.

Um die Mittagszeit nimmt das Vertikalprofil eine etwas andere Form an: Die Maximalkonzentration erscheint leicht abgehoben in einer Höhe von etwa 10 m. Der untersuchte Tag war gekennzeichnet durch eine hohe Sonneneinstrahlung und Temperaturen von etwa 25 °C am Nachmittag. Daher erwärmten sich die Betonplatten der Strasse stärker als die umliegenden Ackerflächen. Dieser thermische Gradient induzierte ein vertikales Aufsteigen der wärmeren Luft über der Autobahn, was zu einer vertikalen Verlagerung des Konzentrationsmaximums führte. Oberhalb von 10 m nahm die Oberflächenkonzentration ab und erreichte den Hintergrundwert in einer Höhe von etwa 20 m über der Erdoberfläche.

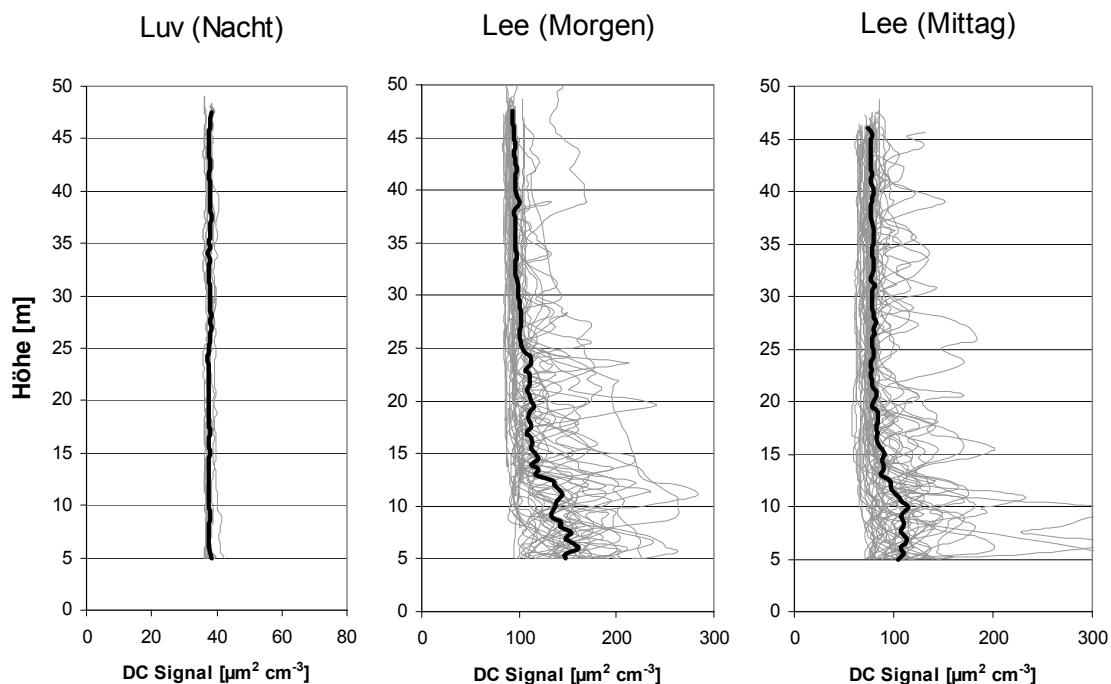


Abb. A.3.1: Vertikalprofil der aktiven Oberflächenkonzentration der Partikel (DC-Signal) auf der Luvseite der Autobahn, sowie auf der Leeseite am Vormittag und um die Mittagszeit. Dicke schwarze Linie: Mittelwert aller Profile der jeweiligen Periode; gestrichelte graue Linien: einzelne Profildfahrten.

### A.3.2 Vertikalprofil der Partikelgrößenverteilungen

Mit Hilfe des ELPI konnte eine hohe zeitliche Auflösung der Partikel-Anzahlgrößenverteilungen aufgezeichnet werden. Die Resultate werden in Abb. A.3.2 als Konturplots der durchschnittlichen Anzahlgrößenverteilungen als Funktion der Höhe dargestellt. Für die Berechnung der Mittelwerte wurden dieselben Profile benutzt wie für die DC-Daten, die in Abb. A.3.1 gezeigt werden. Auf der Luvseite der Autobahn wurden in der Nacht im gesamten Höhenbereich nahezu identische Anzahlkonzentrationen gemessen. Wie erwartet, lagen die höchsten Anzahlkonzentrationen im Bereich der ultrafeinen Partikel mit  $D < 100$  nm.

Auf der Leeseite der Autobahn zeigten die Profile der mittleren Grössenverteilungen tagsüber eine hohe Ähnlichkeit zu jenen der durchschnittlichen Oberflächenkonzentrationen. Mit dem Morgenverkehr stieg die Konzentration in Bodennähe sehr rasch an, und während des Tages wurden die höchsten Konzentrationen in einer Höhe zwischen 5 und 10 m über dem Grund gemessen. Um die Mittagszeit wurde – wie bereits in den DC-Profilen (Kapitel A.3.1) – zwischen 5 und 10 m ein leichter Anstieg in der Partikelgrössenklasse mit  $D < 50$  nm beobachtet. Es ist bemerkenswert, dass sowohl die feinsten Partikel ( $D < 200$  nm) als auch die grössten ( $D > 1$   $\mu\text{m}$ ) ein sehr ähnliches Profil wie der DC zeigen. Beide Grössenklassen können den Verkehrsemissionen zugeschrieben werden. Partikel mit  $D < 200$  nm stammen aus dem Abgas, während die Partikel des Coarse mode ( $D > 1$   $\mu\text{m}$ ) durch Reifen- und Bremsabrieb entstehen sowie bei der Wiederaufwirbelung von Mineralstaub auf der Strasse. Dagegen wurde im mittleren Grössenbereich ( $D = 0.3 - 0.7$   $\mu\text{m}$ ) praktisch keine Höhenabhängigkeit festgestellt. Diese Tatsache wird dadurch erklärt, dass der Verkehr in der genannten Grössenklasse nur wenige zusätzliche Partikel produziert.

An dieser Stelle sollte das in der Literatur bekannte Problem des ELPI erwähnt werden, dass sich ultrafeine Partikel durch Diffusion auf den Stufen der Coarse mode-Partikel ablagern können und dadurch ein falsches Elektrometersignal im Grössenbereich zwischen 3 und 10  $\mu\text{m}$  hervorrufen (Virtanen et al., 2001). Obwohl es hierfür in der ELPI-Software einen Korrekturalgorithmus gibt, scheint dieser den Fehler nicht genau genug zu korrigieren, weil Laborexperimente eine Beziehung zwischen ansteigenden Anzahlkonzentrationen der ultrafeinen Partikel und der Coarse Mode-Partikel zeigten, selbst wenn ein PM1-Kopf die grossen Partikel eliminieren sollte. Andererseits wurde in einem Feldexperiment keine Korrelation gefunden. Der unterschiedliche Verlauf der Anzahlkonzentrationen der feinen und der Coarse Mode-Partikel im Höhenniveau von etwa 10 m während der Mittagszeit spricht ebenfalls für eine nicht-signifikante Korrelation. Wegen der widersprüchlichen Resultate von Labor- und Feldmessungen wurde für die ELPI-Daten keine Korrektur angewendet.

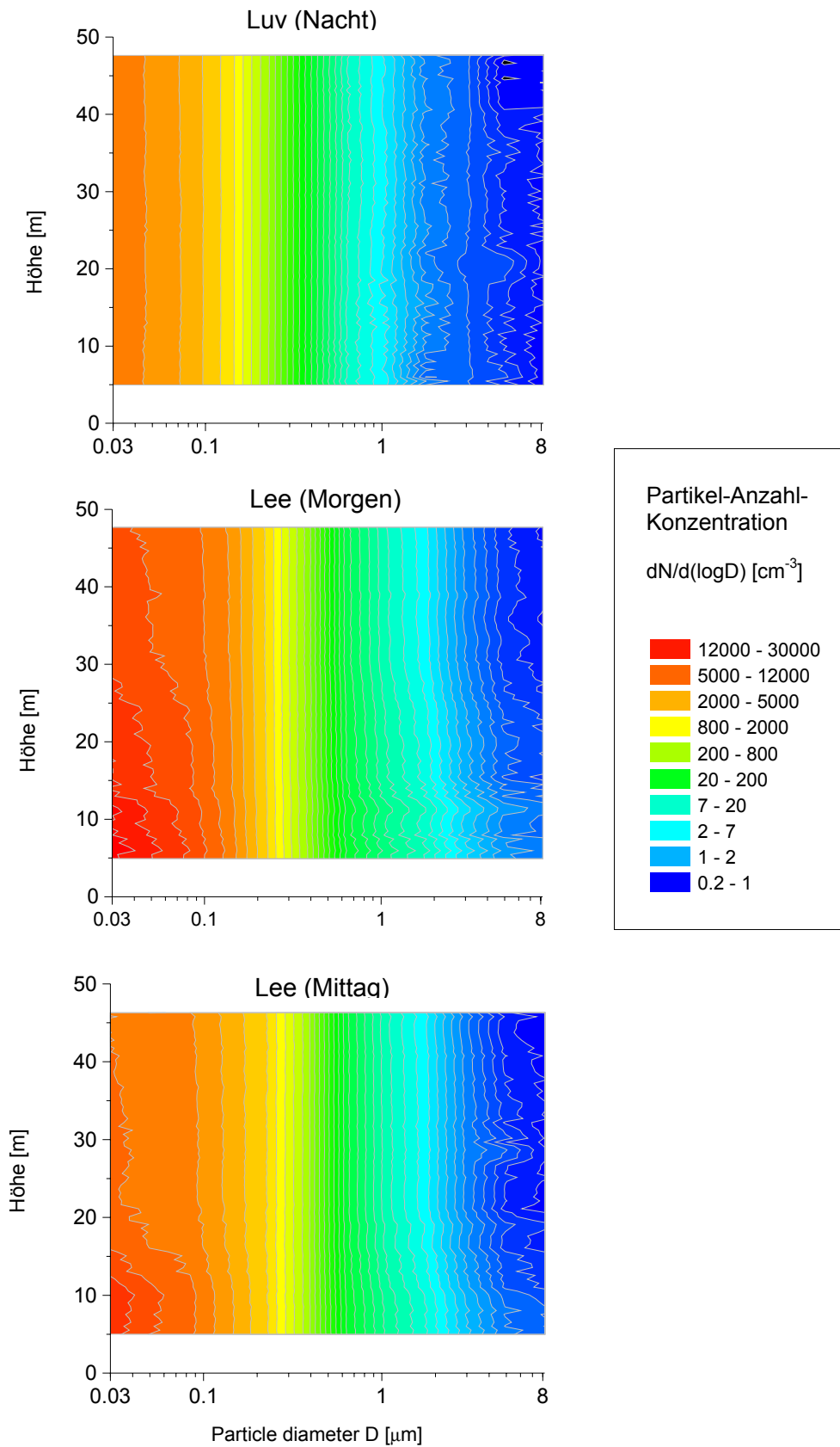


Abb. A.3.2: Vertikalprofil der mittleren Partikel-Anzahlkonzentrationen (ELPI) auf der Luvseite der Autobahn, sowie auf der Leeseite am Vormittag und um die Mittagszeit.

### A.3.3 Grössenverteilung der Partikel mit $D < 300$ nm

Die mit den SMPS-Systemen in drei verschiedenen Höhen gemessenen Anzahl-Grössenverteilungen sind in Abb. A.3.3 als Funktion der Zeit dargestellt. Alle Grössenverteilungen zeigen eine bimodale Struktur mit einem Konzentrationsmaximum im Bereich von 20 bis 30 nm, gefolgt von einem sekundären Maximum bei etwa 100 nm. Die grösste Variation zwischen der nächtlichen und der tagsüber registrierten Konzentration wurde in Bodennähe beobachtet, wohingegen das SMPS-System in 33 m Höhe vergleichsweise geringe Variationen zeigte. Partikel mit  $D < 30$  nm werden durch Übersättigung infolge rascher Abkühlung des Abgases und anschliessende homogene Nukleation gebildet (Bukowiecki et al., 2002). Sie weisen bei atmosphärischen Bedingungen eine sehr kurze Lebenszeit auf. Bei den gezeigten Leesituationen liegt das Konzentrationsmaximum dieser Nanopartikel unterhalb des unteren Detektionslimits des bodennahen SMPS-Systems, aber bei den oberen beiden SMPS im Bereich von etwa 20 nm. Dies zeigt die für die Nanopartikel bekannte schnelle Koagulationsrate an. Die Partikel mit  $D > 70$  nm zeigen dagegen eine viel geringere zeitliche Variation. Dieser sekundäre Mode entsteht bei unvollständiger Verbrennung und enthält Russpartikel, die hauptsächlich von Dieselfahrzeugen emittiert werden. Wegen der auf die Grössenklassen bezogenen geringeren Auflösung des ELPI und des höheren Detektionslimits ( $D > 40$  nm) kann der Nukleationsmode in den Grössenspektren dieses Messinstruments nicht gesehen werden.

Die niedrigsten Partikel-Anzahlkonzentrationen wurden während der Nacht auf der Luvseite der Autobahn gemessen; der Russmode, der sowohl in städtischen als auch in ländlichen Regionen vorhanden ist, trat in der Nacht deutlicher hervor als tagsüber. Ultrafeine Partikel mit einem Konzentrationsmaximum bei etwa 30 nm wurden ebenfalls gemessen. Diese Partikel stammen von einem gealterten Aerosol, wo genügend Zeit für die Koagulation der kleinsten Teilchen vorhanden war.

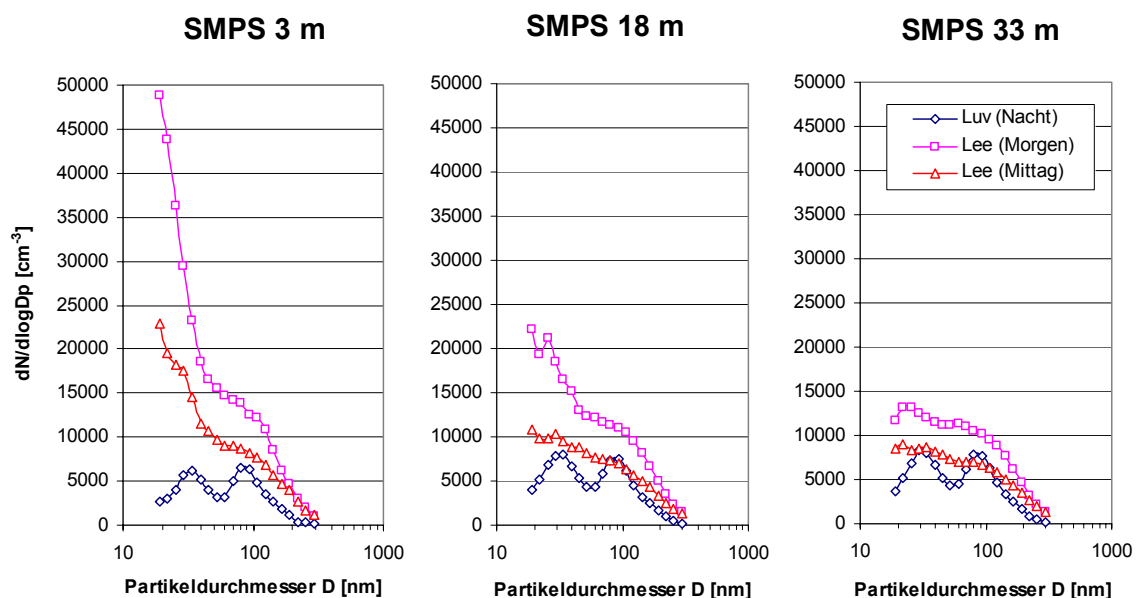


Abb. A.3.3: Partikel-Anzahlgrössenverteilungen, von SMPS-Systemen in drei verschiedenen Höhen gemessen.

### A.3.4 Vertikalprofile der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen

Die Aufarbeitung der NO<sub>x</sub>-Daten geschah in zwei Schritten. Zuerst wurden die Messwerte gemäss den in den Vergleichsmessungen erhobenen Kalibrationskurven quantitativ korrigiert. Nachträglich hat sich aber ergeben, dass das NO<sub>x</sub>-Messgerät (Bendix) nicht die gleiche Ansprechzeit auf veränderte Konzentrationen hatte wie das NO<sub>2</sub>-Gerät (LMA4). Beim Vergleich der beiden NO<sub>2</sub>-Kurven zeichnete sich der NO<sub>2</sub>-Analyzer durch eine rasche Ansprechzeit aus, während das NO<sub>x</sub>-Gerät Konzentrationsänderungen zeitlich verschoben erfasste. Dies kam klar zum Ausdruck, wenn aufeinanderfolgende Auf- und Abstiege miteinander verglichen wurden. Deshalb wurden über eine längere Zeitperiode getrennte Mittelwerte der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von Aufstiegen und Abstiegen gebildet. Die gemittelten Auf- und Abstiege wurde so lange auf der Vertikalachse gegeneinander verschoben, bis sich die beste Korrelation ergab. Wie in Abb. A.3.4 ersichtlich, bestand diese beste Korrelation mit dem Bestimmtheitsmass  $R^2 = 0.88$  bei einer vertikalen Verschiebung um 7-8 m, d.h. alle Aufstiege mussten um etwa 4 m nach unten, alle Abstiege um 4 m nach oben verschoben werden. Auf der Zeitachse bedeutet dies eine Vorverschiebung sämtlicher NO<sub>x</sub>-Daten des Bendix um 27 Sekunden. Des weiteren wurden alle im folgenden gezeigten NO<sub>x</sub>-Werte berechnet aus der Summe von NO des Bendix und NO<sub>2</sub> des Luminnoxgerätes. Dieses Vorgehen hatte zwei Gründe: Erstens ist das NO<sub>x</sub>-Gerät ein Einkanalgerät, es wird abwechselnd NO und NO<sub>x</sub> gemessen, wobei jeweils der andere Kanal auf dem zuletzt gemessenen Wert gehalten wird. Dies führt bei der Aufnahme eines Vertikalprofils, wo eine hohe Zeitauflösung notwendig ist, zu einem Messartefakt mit unnatürlich eckiger Kurvenstruktur. Zweitens hat sich bei früheren Projekten das Problem herausgestellt, dass die Chemilumineszenzgeräte mit Molybdänkonverter neben NO<sub>2</sub> auch auf höher oxidierte Stickoxid-Komponenten reagieren. Deshalb wird der direkt gemessene und damit zuverlässige NO-Wert des Bendix mit dem ebenfalls zuverlässigen Wert des Luminnox-Gerätes zu NO<sub>x</sub> addiert. Trotz intensiver Kontrolle aller eingearbeiteten Kalibrierfaktoren ergaben sich grundsätzlich höhere NO<sub>x</sub>-Werte aus den Bendixmessungen, als aus der Kombination von NO (Bendix) und NO<sub>2</sub> (Luminnox). Dies lässt sich mit der oben erwähnten Tatsache erklären, dass das Bendix-Gerät mit dem NO<sub>x</sub>-Kanal auch weitere Stickstoffoxide misst ausser NO und NO<sub>2</sub>.

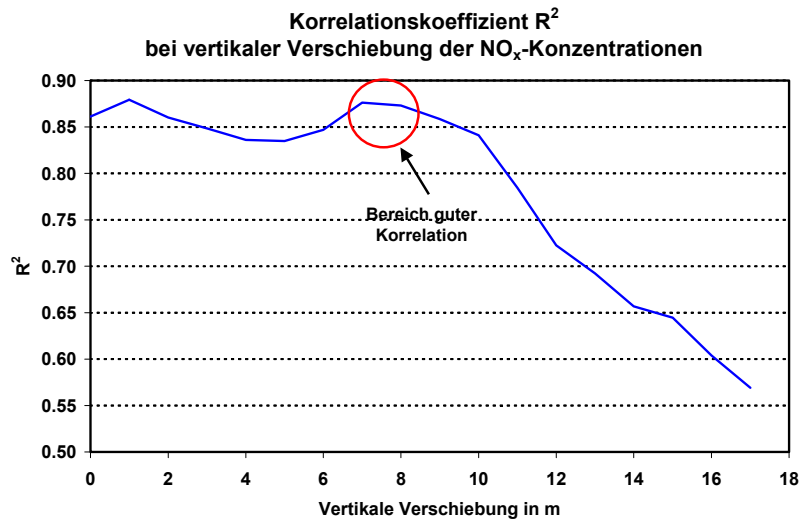


Abb. A.3.4: Korrelationskurve der auf der Vertikalachse gegeneinander verschobenen mittleren Auf- und Abstiege.

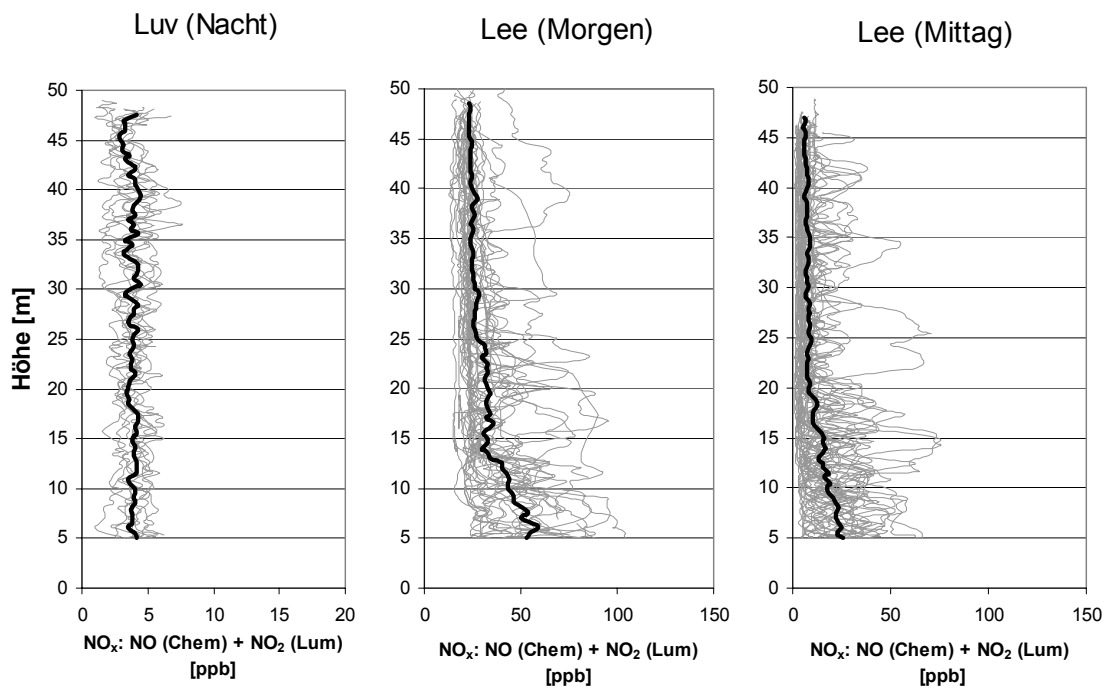


Abb. A.3.5: Vertikalprofil der  $\text{NO}_x$ -Konzentration auf der Luvseite der Autobahn, sowie auf der Leeseite am Vormittag und um die Mittagszeit. Dicke schwarze Linie: Mittelwert aller Profile der jeweiligen Periode; gestrichelte graue Linien: einzelne Profildfahrten.

Die Vertikalprofile von  $\text{NO}_x$  zu den verschiedenen Tageszeiten (Abb. A.3.5) zeigen ein ähnliches Muster wie die mit dem DC aufgenommenen Profile. Auf der Luvseite der Autobahn wurde in der Nacht auf dem gesamten Profilabschnitt ein konstanter  $\text{NO}_x$ -Wert von etwa 4 ppb gemessen. Am Vormittag wurden auf der Leeseite die maximalen Konzentrationen mit über 50 ppb  $\text{NO}_x$  in Bodennähe gemessen. Mit

zunehmender Höhe nahmen die Werte relativ rasch ab und erreichten bereits 15 m über der Erdoberfläche mit 20-25 ppb den Hintergrundwert. Dieser Wert erscheint zwar recht hoch, doch wurden gleichzeitig auf der Luvseite der Autobahn oberhalb von 30 m ebenfalls  $\text{NO}_x$ -Werte von durchschnittlich 20 ppb gemessen. Um die Mittagszeit waren die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen deutlich niedriger als am Vormittag. Der Mittelwert hat sein Maximum entgegen den DC-Messungen bereits in Bodennähe und sinkt mit zunehmender Höhe kontinuierlich ab, bis bei etwa 20 m über dem Grund der Hintergrundwert erreicht wird, der nun mit 5-6 ppb nur wenig über demjenigen der Nacht liegt. Aus den beiden leeseitigen Diagrammen ist die Höhe der Abluffahne, wie schon bei den Partikeln, gut ersichtlich. Infolge des hohen Schadstoffausstosses des Morgenverkehrs und der am frühen Vormittag noch existierenden stabilen nächtlichen Grenzschicht sammeln sich die Luftschadstoffe in Bodennähe an, und es bildet sich ein steiler Gradient mit der Höhe aus. Trotz etwa gleichbleibender Verkehrsdichte und nur leicht höheren Windgeschwindigkeiten reduziert sich die Schadstoffbelastung vom Vormittag zur Mittagszeit in allen Höhen um mehr als die Hälfte; der Gradient in Bodennähe ist wesentlich weniger ausgeprägt. Dies erklärt sich wiederum dadurch, dass es durch Vertikaltransport der bodennahen Luftmasse und Verteilung in einem viel grösseren Luftvolumen zu einer Verringerung der Schadstoffkonzentration kommt.

In Bodennähe macht die Fraktion des NO am gesamten  $\text{NO}_x$  etwa 50 % aus, während es oberhalb von 30 m Höhe nur noch knapp 20 % sind. Daraus wird ersichtlich, dass das durch den Verkehr, der bekanntermassen die Hauptemissionsquelle von Stickstoffmonoxid darstellt, produzierte NO im untersten Höhengniveau angereichert ist. Mit zunehmender Höhe wird vermehrt NO zu  $\text{NO}_2$  oxidiert, hauptsächlich wegen Vermischung mit ozonhaltiger Luft. Eine eingehendere Diskussion der Höhenabhängigkeit von NO und  $\text{NO}_2$  findet man bei Kohler et al. (2003).

#### **A.4 Korrelation Partikel - $\text{NO}_x$**

Das Verhaltensmuster der  $\text{NO}_x$ -Kurven ähnelt wie bereits oben erwähnt sehr stark den Vertikalprofilen des DC für die gleiche Periode. Die Ergebnisse der Korrelation dieser beiden Parameter werden in Abb. A.4.1 gezeigt. Sowohl für die „aktive“ Oberfläche als auch für die  $\text{NO}_x$ -Werte wurde der Mittelwert der Konzentration im Höhensegment von 30 bis 50 m über der Erdoberfläche als Hintergrundwert angenommen, und dieser von den Beträgen im unteren Höhenbereich abgezogen. Korreliert werden demnach nur die verkehrsbezogenen Emissionen des jeweiligen Parameters. Der Scatterplot stellt die mittlere Anreicherung des DC-Signals und der  $\text{NO}_x$ -Konzentration durch Verkehrsquellen für die beiden untersuchten Zeiträume dar, wobei besonders am Vormittag eine sehr gute Wechselbeziehung festgestellt werden konnte. Die Steigung der beiden Regressionsgeraden zeigt keinen signifikanten Unterschied. Dieser Befund weist nicht nur darauf hin, dass eine gemeinsame Quelle für beide Luftschadstoffe besteht, sondern lässt auch die Vermutung zu, dass die Schadstoffe während der Verfrachtung von der Quelle bis zum Messort (Distanz von 60 m, entspricht bei den erwähnten Windgeschwindigkeiten einer Transportzeit von mindestens 30 s) einer ähnlichen Verdünnung unterliegen und dabei keine nennenswerten physikalischen Prozesse oder chemischen Reaktionen stattfinden, welche zur einseitigen Entfernung eines dieser Stoffe aus der Atmosphäre führen.

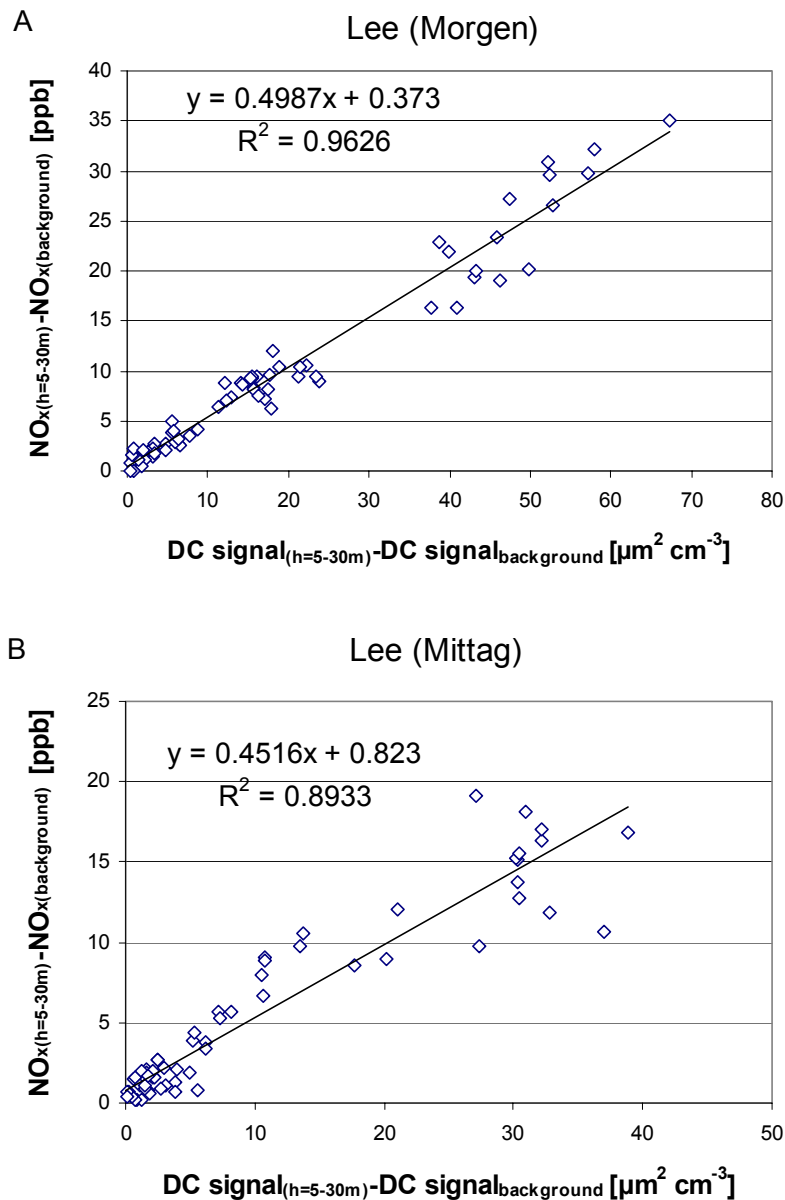


Abb. A.4.1: Beziehung zwischen „aktiver“ Oberfläche und  $\text{NO}_x$  ausschliesslich für Verkehrsemissionen im Höhenbereich von 5 bis 30 m am Vormittag (A) sowie um die Mittagszeit (B).

Auch in anderen Fallstudien wurden betreffend Verkehrsemissionen gute Korrelationen zwischen partikelförmigen Luftschadstoffen und  $\text{NO}_x$  beobachtet. Am ehesten vergleichen lässt sich die „aktive“ Partikeloberfläche des DC mit der unter Annahme von kugelförmigen Partikeln berechneten geometrischen Oberfläche aus Messungen mit DMPS-Systemen (Differential mobility particle sizer), wie sie Ketzler et al. (2003) durchführten. In der besagten Studie wurde für reine Verkehrsemissionen ebenfalls eine sehr gute Korrelation zwischen geometrischer Partikeloberfläche und  $\text{NO}_x$  mit einem Bestimmtheitsmass  $R^2 = 0.78$  gefunden, für die Wechselbeziehung Partikelanzahl (10 - 700 nm) zu  $\text{NO}_x$  ergab sich ein  $R^2 = 0.81$ .

Für reines Verkehrsaerosol sind auch recht gute Korrelationen zwischen PM<sub>2.5</sub> und NO<sub>x</sub> ( $R^2 = 0.62$ ) sowie PM<sub>10</sub> und NO<sub>x</sub> ( $R^2 = 0.43$ ) bekannt (Harrison et al., 2001).

## A.5 Schlussfolgerungen

Mit den an zwei 52 m hohen Krantürmen beidseits der Autobahn angebrachten elektrisch betriebenen Fahrkörben konnten erstmals in einem Freilandexperiment hochaufgelöste Vertikalprofile von gas- und partikelförmigen Luftschadstoffen aufgenommen werden. Auf der Luvseite der Autobahn wurden in der Nacht keine höhenabhängigen Unterschiede in der Partikel-Anzahlkonzentration wie auch in der Oberflächenkonzentration beobachtet. Während des Tages wurden auf der Leeseite in Bodennähe deutlich höhere Konzentrationen gemessen als im oberen Teil des untersuchten Höhenprofils. Um die Mittagszeit nahmen die Partikel-Anzahlkonzentrationen mit der Höhe bis auf 10 m sogar leicht zu, was durch die unterschiedliche Thermik über stärker lichtabsorbierenden Verkehrsflächen und dem umliegenden Acker- bzw. Grasland erklärt werden kann. Die höhenabhängigen Konzentrationsunterschiede wurden durch die stationären SMPS-Messungen untermauert. Besonders die ultrafeinen Partikel ( $D < 30$  nm) wurden in hohen Konzentrationen nur auf dem untersten Höhenniveau registriert. Sie zeigten eine grosse zeitliche Variabilität, was auf die kurze Lebenszeit dieser Partikel und auf deren rasche Koagulation hinweist.

Nach Durchführung der höhenabhängigen Verschiebung der einzelnen Profile aufgrund der zeitlichen Verzögerung bei der Detektion des NO<sub>x</sub>-Messgerätes zeigte auch die Vertikalverteilung der NO<sub>x</sub>-Konzentrationen ein ähnliches Verhaltensmuster wie die Partikel-Anzahlkonzentrationen: keine Höhenabhängigkeit in der Nacht auf der Luvseite sowie kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Höhe von 5 bis 30 m über dem Erdboden auf der Leeseite der Autobahn. Bei etwa 30 m über Grund wurde jeweils der Hintergrundwert erreicht.

Bereits in einer Distanz von 60 m erstreckten sich die verkehrsbedingten Emissionen phasenweise bis auf eine Höhe von 40 m. Die Höhe der Abgasfahne des Verkehrs konnte bei Leelagen genau ermittelt werden, wenn der Durchschnittswert der Vertikalprofile über eine längere Zeitperiode berechnet wurde. Sie lag im Normalfall bei etwa 30 m über dem Erdboden. Durch Subtrahieren des jeweiligen Hintergrundwerts von den in der bodennahen Luftschicht gemessenen Konzentrationen können auch die direkten Emissionen der Strasse abgeschätzt werden, selbst wenn zeitgleiche Luv- und Lee-Messungen fehlen. Zusammen mit den parallel erfolgten Windmessungen können absolute Emissionsfaktoren bestimmt werden.

Die Ergebnisse in der vorliegenden Studie bestätigten eine ausreichende Korrelation zwischen Partikeln und den NO<sub>x</sub>-Werten, wie sie auch in früheren Fallstudien bereits beobachtet werden konnte. Dies bedeutet, dass die Bestimmung von Emissionsfaktoren für Partikel (Anzahl, Volumen, Masse) mit Hilfe der über die NO<sub>x</sub>-Differenzen errechneten Verdünnung als sinnvoll erachtet werden kann.

## Literaturverzeichnis

- Baltensperger, U., Weingartner, E., Burtscher, H., Keskinen, J., 2001. Dynamic Mass and Surface Area Measurements. In: *Aerosol Measurement – Principles, Techniques and Applications* (edited by P.A. Baron and K. Willeke), 387-418.
- Baltensperger, U., Streit, N., Weingartner, E., Nyeki, S., Prévôt, A.S.H., Van Dingenen, R., Virkkula, A., Putaud, J. P., Even, A., ten Brink, H., Blatter, A., Neftel, A. and Gäggeler, H. W., 2002. Urban and rural aerosol characterization of summer smog events during the PIPAPO field campaign in Milan, Italy. *Journal of Geophysical Research* 107, doi: 10.1029/2001JD001292.
- Baumbach, G., Vogt, U., 2003. The BAB II quality assurance program for measurements of gaseous emissions and particulate matter. In *Vorbereitung*.
- Bukowiecki, N., Dommen, J., Prévôt, A.S.H., Richter, R., Weingartner, E., Baltensperger, U., 2002. A mobile pollutant measurement laboratory – measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmospheric Environment* 36, 5569-5579.
- Colls, J.J., Micallef, A., 1999. Measured and modeled concentrations and vertical profiles of airborne particulate matter within the boundary layer of a street canyon. *The Science of the Total Environment* 235, 221-233.
- Corsmeier, U., Kohler, M., Vogel, B., Vogel H., Fiedler F., 2003. BAB II – A project to evaluate the accuracy of real world traffic emissions for a motorway. In *Vorbereitung*.
- Harrison, R.M., Yin, J., Mark, D., Stedman, J., Appleby, R.S., Booker, J., Moorcroft, S., 2001. Studies of the coarse particle (2.5-10  $\mu\text{m}$ ) component in UK urban atmospheres. *Atmospheric Environment* 35, 3667-3679.
- Keskinen, J., Pietarinen, K., Lehtimäki, M., 1992. Electrical low pressure impactor. *Journal of Aerosol Science* 23, 353-360.
- Ketzel, M., Wåhlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F., 2003. Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations. *Atmospheric Environment* 37, 2735-2749.
- Kohler, M., Corsmeier, U., Kalthoff, N., Vogel, B., Baumbach, G., Vogt, U., Vogt, R., Scheer, V., Rosenbohm, E., Kurtenbach, R., Petrea, M., Bär, M., Flocken, R., Pundt, I., Jaeschke, W., Fuchs, J., 2003. Estimation of real world traffic emissions of gaseous air pollutants downstream a motorway. In *Vorbereitung*.
- Morawska, L., Thomas, S., Gilbert, B., Greenaway, C., Rijnders, E., 1999. A study of the horizontal and vertical profile of submicrometer particles in relation to a busy road. *Atmospheric Environment* 33, 1261-1274.

- Rosenbohm, E., Vogt, R., Scheer, V., Nielsen, O.J., Dreiseidler, A., Baumbach, G., Imhof, D., Weingartner, E., Baltensperger, U., Fuchs, J., Jaeschke, W., Kurtenbach, R., 2003. Particulate matter measured at a motorway during BAB II near Heidelberg. In Vorbereitung.
- Väkevä, M., Hämeri, K., Kulmala, M., Lahdes, R., Ruuskanen, J., Laitinen, T., 1999. Street level versus rooftop concentrations of submicron aerosol particles and gaseous pollutants in an urban street canyon. *Atmospheric environment* 33, 1385-1397.
- Virtanen, A., Marjamäki, M., Ristimäki, J., Keskinen, J., 2001. Fine particle losses in electrical low pressure impactor. *Journal of Aerosol Science*, 32, 389-401.
- Wu, Y., Hao, J., Fu, L., Wang, Z., Tang, U., 2002. Vertical and horizontal profiles of airborne particulate matter near major roads in Macao, China. *Atmospheric Environment* 36, 4907-4918.