

# **Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs**

## **(Kurzfassung)**

Forschungsprojekt ASTRA 2000/415

### **Forschungsteams:**

**EMPA: Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt  
Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik  
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. Evéquo	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



## 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 Dieselmotorschadstoff 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 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. 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 PM10 und PM1 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 PM10-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 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.

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 PM10 und PM1 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  $18 nm$  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  $50 m$  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 nm, während im EF N0.3 nur der Partikel-Grössenbereich zwischen 18 und 300 nm enthalten ist. Ferner ist auch die unterschiedliche Messmethodik der beiden Geräte zu berücksichtigen. Da anzahlmässig die Partikel über 300 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 N0.3 [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 PM1-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 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.

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, 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 PM10-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 PM10-Emissionen als erwartet gemessen. Die Differenzierung der gemessenen EF(PM10) 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 PM10. 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.

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.

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