

Unsicherheiten bei der rechnerischen Ermittlung von Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs und Anforderungen an zukünftige Modelle

Von der Fakultät Maschinenbau der Universität Stuttgart
zur Erlangung der Würde eines Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.)
genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von

Jörg Kühlwein

aus Mannheim-Neckarau

Hauptberichter:
Mitberichter:

Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich
Prof. Dr.-Ing. M. Bargende

Tag der mündlichen Prüfung: 20. September 2004

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER)
der Universität Stuttgart

2004

Danksagung

Diese Dissertation ist während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energie-wirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart im Zeitraum von Oktober 1996 bis Juni 2003 entstanden. Teile dieser Arbeit wurden vom Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) bzw. Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS) des Landes Baden-Württemberg sowie vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) unterstützt.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Rainer Friedrich für die Anregung zu dieser Arbeit und für die Übernahme des Hauptberichts. Herr Prof. Dr.-Ing. Michael Bargende hat freundlicherweise den Mitbericht übernommen. Herrn Dr.-Ing. Andreas Obermeier sei für die fachliche Beratung sowie für die kritische Durchsicht des Manuskripts gedankt.

Bei allen weiteren Mitarbeitern des IER innerhalb und außerhalb der Fachgruppe Luftreinhaltung möchte ich mich für den fruchtbaren Erfahrungsaustausch und für das angenehme Arbeitsklima bedanken. Allen Mitgliedern des VDI-Arbeitskreises zur Erstellung der VDI-Richtlinie "3782/7 - Kfz-Emissionsbestimmung" gilt mein Dank für zahlreiche interessante Diskussionen und Anregungen zum Thema.

Danke an meine Familie für die vielseitige moralische Unterstützung und Betreuung während der langen Zeit.

Get your facts first, and then you can distort 'em as you please.
(Mark Twain, 1835-1903)

KURZFASSUNG

Die Komplexität der Modelle zur Berechnung von Schadstoffemissionen aus dem Straßenverkehr hat in den letzten Jahren aufgrund der Verfügbarkeit wesentlich detaillierterer Eingangsdaten erheblich zugenommen. Über die Qualität der modellierten Emissionsdaten lagen bislang jedoch nur unzureichende Kenntnisse vor. Mit der vorliegenden Arbeit werden die Unsicherheiten der Modellierungen von gasförmigen Emissionen des Straßenverkehrs für den deutschsprachigen Raum eingehend untersucht und quantifiziert.

Grundlage der hier durchgeführten Fehlerbetrachtungen ist ein Emissionsmodell, wie es zur Erstellung von zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Emissionskatastern verwendet wird. Um Aussagen über Fehlerbandbreiten von modellierten Emissionsdaten treffen zu können, wurden durch geeignete Methoden statistische Vertrauensbereiche der Eingangsdaten ermittelt und diese über Sensitivitätsuntersuchungen und statistische Fehlerrechnung zu einem Gesamtfehler verknüpft. Aus den Ergebnissen der Unsicherheitsberechnungen wurden diejenigen Eingangsdaten ermittelt, deren Fehler am stärksten zum Fehler der Gesamtemissionen beitragen und deren Genauigkeit im Rahmen einer zukünftigen Modifizierung des Berechnungsmodells vorrangig verbessert werden sollten.

Neben den statistischen Fehlerbetrachtungen wurden experimentelle Messungen von Emissionen unter realen Bedingungen aus der Literatur und unter eigener Beteiligung herangezogen, um durch Vergleiche mit modellierten Emissionsdaten Rückschlüsse auf die tatsächlichen Fehler - also die Differenzen zwischen den wahren und den modellierten Emissionen - zu ziehen.

Die statistischen Betrachtungen des komplexen Emissionsmodells und die Auswertungen von verfügbaren experimentellen Studien haben ergeben, dass bei Anwendung derzeit verfügbarer Verkehrsdaten und Emissionsfaktoren selbst bei Modellierungen mit höchstem Differenzierungsgrad mit teilweise erheblichen statistischen und systematischen Fehlern zu rechnen ist. Bei der Ermittlung großräumiger Emissionsdaten des Straßenverkehrs (z.B. Jahresemissionen von Bundesländern) stellen die Emissionsfaktoren in allen Quellbereichen den größten Unsicherheitsfaktor dar. Mit zunehmender räumlicher und zeitlicher Disaggregation der Emissionsdaten gewinnen die Fehler von verkehrs- und straßenbezogenen Parametern (Aktivitäten) an Bedeutung.

ABSTRACT

In the past years, the complexity of models for calculation of pollutant emissions from road transport increased strongly because of improved availability of much more detailed input data. Up to now, there had been only inadequate knowledge about quality of modelled emission data. With this work uncertainties of modelled gaseous emissions from road traffic for the area of the German-speaking countries will be investigated and quantified thoroughly.

An emission model, how it is used to create temporal and spatial highly resolved emission inventories, serves as a basis for error estimations carried out in this work. Statistical confidence intervals of input data have been determined by suitable methods and combined to a total error by sensitivity studies and statistical error calculation. Interpreting the results of uncertainty calculations, those input parameters, whose errors contribute most to the error of total emissions, have been identified. These input parameters should be improved as a matter of priority in the framework of future modifications of calculation models.

Besides the statistical error estimations, experimental measurements of emissions under real driving conditions from literature and from own participation have been evaluated. The real errors (that means differences between true and modelled emissions) have been quantified by comparisons between measured and modelled emission data.

Statistical examinations of complex emission models and evaluations of available experimental studies have resulted in partially considerable statistical and systematic errors of emission data when using traffic data and emission factors available at present, even by modelling at the highest possible degree of differentiation.. When determining spacious emission data (e.g. annual emission on state level), emission factors are representing the biggest factor of uncertainties for all road traffic source types. The errors of traffic and road concerned parameters (activities) gain in importance with increasing spatial and temporal degree of disaggregation.

INHALTSVERZEICHNIS:

Kurzfassung	III
Abstract.....	IV
Inhaltsverzeichnis	V
Bildverzeichnis	VIII
Tabellenverzeichnis.....	XII
Abkürzungs- und Symbolverzeichnis.....	XV
1 PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG.....	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung der Arbeit.....	2
2 METHODIK DER EMISSIONSMODELLIERUNG	4
3 STAND DES WISSENS, LITERATURÜBERBLICK.....	9
4 STATISTISCHE METHODEN DER FEHLERERMITTLUNG.....	11
4.1 Fehlerarten	12
4.2 Fehler der Eingangsgrößen	13
4.2.1 Streuungsmaße.....	13
4.2.2 Stichprobentechnik und Schätzverfahren	14
4.3 Ermittlung des Gesamtfehlers	17
5 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN DER MODELLEINGANGSGRÖSSEN.....	20
5.1 Emissionsfaktoren.....	20
5.1.1 Abgasemissionen.....	20
5.1.1.1 Systematische Fehler.....	21
5.1.1.2 Statistische Fehler.....	24
5.1.2 Verdampfungsemissionen.....	26
5.1.2.1 Tankatmung (Diurnal Losses)	26
5.1.2.2 Heiß- / Warmabstellverluste (Hot / Warm Soak Losses)	26
5.1.2.3 Running Losses	27
5.1.3 Vergleich unterschiedlicher Emissionsfaktor-Datenbasen	27
5.1.4 VOC-Einzelkomponenten.....	30
5.2 Verkehrsstärken und Fahrleistungen.....	31
5.2.1 Außerorts	31
5.2.1.1 Fehler der Daten der Bundesverkehrszählungen 1990 und 1995.....	31
5.2.1.2 Fehler durch Anpassen der Fahrzeugklassen	31
5.2.1.3 Fehler durch Interpolationen der Verkehrsstärken.....	32
5.2.2 Innerorts.....	32
5.2.2.1 Fehler bei der Ermittlung von großräumigen Innerortsfahrleistungen.....	33
5.2.2.2 Fehler bei der Differenzierung der Innerortsfahrleistungen nach Gemeinden.....	33
5.2.2.3 Fehler bei der Differenzierung der gemeindebezogenen Innerortsfahrleistungen nach Fahrzeugkategorien.....	34

5.3	Fahrmuster-Mix	35
5.3.1	Autobahnen.....	35
5.3.2	Sonstige Außerortsstraßen.....	36
5.3.3	Innerorts.....	37
5.4	Flottenzusammensetzung.....	38
5.4.1	Systematische Fehler.....	38
5.4.1.1	Allgemein.....	38
5.4.1.2	Beispiel Berlin.....	40
5.4.2	Statistische Fehler.....	42
5.4.3	Außerorts.....	43
5.4.4	Innerorts.....	45
5.5	Anzahl von Fahrten (Start- und Abstellvorgänge).....	45
5.5.1	Fehler bei der Ermittlung der Gesamtfahrleistungen.....	45
5.5.2	Fehler der mittleren Fahrtlängen.....	46
5.5.3	Fehler bei der Differenzierung der Fahrten nach Gemeinden.....	46
5.6	Standzeitenverteilung.....	47
5.7	Fahrtweitenverteilung.....	47
5.8	Temperaturen.....	48
5.9	Tagesganglinien.....	49
5.10	Kraftstoffqualitäten.....	49
6	GESAMTFEHLER - ERGEBNISSE DER STATISTISCHEN AUSWERTUNGEN	52
6.1	Warm-Emissionen außerorts.....	52
6.2	Warm-Emissionen innerorts.....	54
6.3	Kaltstartemissionen.....	55
6.4	Verdampfungsemissionen.....	56
6.4.1	Tankatmung.....	56
6.4.2	Heiß- und Warmabstellen (Hot / Warm Soak Losses).....	58
6.4.3	Running Losses.....	59
6.5	Gesamtfehler großflächiger Jahresemissionen.....	59
6.6	Unsicherheiten bei räumlicher Verteilung der Emissionen.....	62
6.7	Unsicherheiten der zeitlichen Auflösung der Emissionen.....	64
7	EXPERIMENTELLE ÜBERPRÜFUNGEN MODELLIERTER EMISSIONSDATEN.....	67
7.1	Tunnelmessungen.....	68
7.1.1	Grundprinzipien der Tunnelmessungen.....	68
7.1.1.1	Messtechnisch abgeleitete Emissionsfaktoren.....	68
7.1.1.2	Emissionsfaktoren aus der Literatur.....	73
7.1.1.3	Qualitätskriterien für Tunnelmessungen.....	75
7.1.2	Flughafentunnel Berlin-Tegel.....	76
7.1.2.1	Gemessene Emissionen.....	77
7.1.2.2	Modellierte Emissionen.....	79
7.1.2.3	Vergleich der Emissionsfaktoren.....	81
7.1.3	Gubristunnel Zürich.....	82
7.1.4	Heslacher Tunnel Stuttgart.....	85
7.1.5	Tauern-Tunnel.....	88
7.1.6	Kiesbergtunnel Wuppertal.....	90
7.1.7	Arisdorf tunnel.....	92

7.1.8	Plabutschunnel.....	94
7.1.9	Tiefgaragenmessungen München	96
7.2	Messungen an offenen Straßenabschnitten (Freilandmessungen)	100
7.2.1	Grundprinzipien der Freilandmessungen.....	101
7.2.2	Autobahn A 656 (Mannheim - Heidelberg).....	103
7.2.2.1	Vorabschätzung der Emissionen	104
7.2.2.2	Verkehrserhebungen während der Messphasen.....	105
7.2.2.3	Ergebnisse präzisierter Emissionsberechnungen, Fehler der Vorabschätzung.....	109
7.2.2.4	Modellierte Emissionen und Fehlerbandbreiten	112
7.2.2.5	Aus Immissionsmessungen abgeleitete Emissionsraten	116
7.2.2.6	Vergleich gemessener mit modellierten Emissionen	117
7.2.3	Autobahn A 3 (Frankfurt - Köln).....	118
7.2.4	Sonstige Immissionsmessungen	122
7.2.4.1	Vergleich von langfristigen Tendenzen	122
7.2.4.2	Vergleich von Schadstoffverhältnissen	124
7.3	Stadtexperiment Augsburg.....	125
7.3.1	CO- und NO _x -Gesamtemissionsraten.....	125
7.3.2	Immissionskonzentrationen im Lee der Stadt.....	129
7.4	Feldüberwachung.....	130
7.4.1	Fahrzeugauswahl	131
7.4.2	Vollastanreicherung.....	132
7.4.3	Anforderungen an zukünftige Feldüberwachungsprogramme.....	134
7.5	On-Board-Messungen	135
7.6	Fernoptische Messungen (Remote Sensing).....	137
7.7	Zusammenfassung der Ergebnisse experimenteller Überprüfungen.....	139
8	ZUSAMMENFASSUNG, ERGEBNISSE UND FOLGERUNGEN.....	144
8.1	Zielsetzung der Arbeit.....	144
8.2	Ergebnisse statistischer Auswertungen	144
8.3	Ergebnisse experimenteller Untersuchungen	145
8.4	Folgerungen	147
9	AUSBLICK UND ZUKÜNFTIGE FORSCHUNGSSCHWERPUNKTE.....	149
	QUELLENVERZEICHNIS.....	151
	ANHANG: Bilder zu Abschnitt 5.1.3.....	A 1

BILDVERZEICHNIS:

Bild 1:	Grundprinzip eines Modells zur großflächigen Berechnung von Schadstoffemissionen von Kraftfahrzeugen mit betriebswarmem Motor	5
Bild 2:	Rechenmodell für Jahresemissionen eines beliebigen Schadstoffs von einem ausgewählten Autobahnabschnitt	6
Bild 3:	Definition der Modellgrenzen.....	12
Bild 4:	95% - Vertrauensbereich (rel.) für HC als Funktion der mittleren Geschwindigkeit der Fahrmuster (innerorts und außerorts) - G-Kat-Pkw ab 1987; 1,4 - 2,0 Liter Hubraum [HASSEL 1998a].....	24
Bild 5:	95% - Vertrauensbereich (rel.) für NO _x als Funktion der mittleren Geschwindigkeit der Fahrmuster (innerorts und außerorts) - Lkw, 20-24 Tonnen zul. Gesamtmasse [HASSEL 1998b].....	25
Bild 6:	Jährliche Innerortsfahrleistungen in ausgewählten Gemeinden in den alten Bundesländern 1990 in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl [SCHMITZ 1997]	34
Bild 7:	Durch ungenaue Längsneigungsangaben verursachte statistische Unsicherheiten der NMHC-Emissionen in Baden-Württemberg 1994	44
Bild 8:	Durch ungenaue Längsneigungsangaben verursachte statistische Unsicherheiten der NO _x -Emissionen in Baden-Württemberg 1994	44
Bild 9:	Fehlerbandbreiten der Jahresemissionen auf Außerortsstraßenabschnitten in Baden-Württemberg 1994.....	53
Bild 10:	Fehlerbandbreiten der Jahresemissionen innerorts warm auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg 1994.....	54
Bild 11:	Fehlerbandbreiten der Kaltstartzuschläge auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg für Pkw 1994	56
Bild 12:	Fehlerbandbreiten der jährlichen Tankatmungsverluste in Baden-Württemberg 1994	57
Bild 13:	Fehlerbandbreiten der jährlichen Hot-Soak- (Heiß-/Warmabstell-) Verluste in Baden-Württemberg 1994.....	58
Bild 14:	NO _x -Emissionen und statistische Fehler einzelner Quellgruppen Straßenverkehr für die Gesamtemissionen Baden-Württemberg 1994	61
Bild 15:	NMHC-Emissionen und statistische Fehler einzelner Quellgruppen Straßenverkehr für die Gesamtemissionen Baden-Württemberg 1994	62
Bild 16:	Unsicherheiten der räumlichen Verteilung von NO _x -Emissionen des außerörtlichen Straßenverkehrs bei unbekanntem Verlauf der Straßenabschnitte zwischen den Netzknoten (Rheinland-Pfalz 1995).....	64
Bild 17:	Stündliche Verkehrsstärkeanteile an der jährlichen Gesamtverkehrsstärke, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten von 21 Autobahnabschnitten in Baden-Württemberg am Mittwoch, 20.4.1994	65
Bild 18:	Prinzip der Tunnelmessungen.....	69

Bild 19:	Tunnelstudie Berlin Tegel - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF.....	82
Bild 20:	Gubristtunnel Zürich - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF.....	84
Bild 21:	Heslacher Tunnel, Stuttgart - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF.....	88
Bild 22:	Kiesbergtunnel, Wuppertal - Vergleich von gemessenen mit modellierten Emissionsdaten (jeweils bezogen auf CO ₂).....	91
Bild 23:	Arisbergtunnel, A2 Schweiz - östliche (ansteigende) Tunnelröhre - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF	93
Bild 24:	Arisbergtunnel, A2 Schweiz - westliche (abfallende) Tunnelröhre - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF	94
Bild 25:	Plabutschunnel, A9 Graz - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF.....	96
Bild 26:	Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF für abfahrende Fahrzeuge incl. Kaltstartzuschläge (TG1 und TG2).....	98
Bild 27:	Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF für ankommende Fahrzeuge mit warmem Motor (TG1).....	99
Bild 28:	Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten Verdampfungs-EF.....	100
Bild 29:	Prinzipiskizze Freilandmessungen.....	101
Bild 30:	Schadstoffbilanzierung Freilandmessungen (Boxmodell).....	101
Bild 31:	Vorabschätzung der mittleren Emissionsraten-Tagesgänge, gemittelt über: Montag bis Donnerstag, 1. Juni bis 31. August 1997	105
Bild 32:	Ergebnisse der manuellen Zählungen - Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an der mittleren Verkehrsstärke der 6 Messstunden	107
Bild 33:	Geschwindigkeitsverteilung aller im Autobahnexperiment erfassten Pkw	109
Bild 34:	CO-Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6.....	110
Bild 35:	NO _x -Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6.....	110
Bild 36:	HC-Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6.....	111
Bild 37:	Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an den mittleren Gesamtemissionen der 6 Messstunden	115
Bild 38:	Autobahnexperiment A 656 (1997) - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF.....	117
Bild 39:	Autobahn A 3 - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF	121

Bild 40:	Autobahn A 4 – Vergleich der zeitlichen Entwicklungen von gemessenen NO _x -Immissionskonzentrationen mit modellierten NO _x -Emissionsraten (1991 = 100 %) [LAMBRECHT 1998]	123
Bild 41:	Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen CO-Emissionsraten an einzelnen Messtagen (Fehlerbalken: 1 σ)	126
Bild 42:	Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen NO _x -Emissionsraten an einzelnen Messtagen (Fehlerbalken: 1 σ)	127
Bild 43:	Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen Emissionsraten, gemittelt über alle Werktage mit Flugzeugmessungen (Fehlerbalken: 1 σ)	127
Bild 44:	Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen Emissionsraten, Samstag, 10. Oktober 1998 (Fehlerbalken: 1 σ)	128
Bild 45:	Luft-/Kraftstoffverhältnis λ von 25 G-Kat-Pkw unterschiedlichen Typs der Baujahre 1991 bis 1994 bei unterschiedlichen stationären Betriebspunkten [DRESEN-RAUSCH 1997]	132
Bild 46:	Relative CO-Emissionsfaktoren von Otto-Pkw EURO 1 und EURO 2 für drei unterschiedliche Hubraumklassen, bezogen auf die Geschwindigkeitsklasse 110-120 km/h [UBA 1999]	133
Bild 47:	Prinzip des Remote Sensing Messverfahrens [SCHÜPBACH 2001]	137
Bild 48:	Modell-EF aus Prüfstandsmessungen (UBA) in Bezug auf unter realen Bedingungen gemessenen EF (Warmemissionen) - Übersicht der Ergebnisse verschiedener Studien (sortiert nach der mittleren Pkw-Geschwindigkeit)	141
Bild A 1:	CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum < 1,4 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 2
Bild A 2:	CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum 1,4 l - 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 3
Bild A 3:	CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 4
Bild A 4:	CO-Emissionsfaktoren für LNF mit GKat, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 4
Bild A 5:	CO-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 5
Bild A 6:	HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum < 1,4 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 6
Bild A 7:	HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum 1,4 l - 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 7
Bild A 8:	HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 8

Bild A 9:	HC-Emissionsfaktoren für LNF mit GKat, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 8
Bild A 10:	HC-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 9
Bild A 11:	NO _x -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum < 1,4 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 10
Bild A 12:	NO _x -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum 1,4 l - 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 10
Bild A 13:	NO _x -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 11
Bild A 14:	NO _x -Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 12
Bild A 15:	CO ₂ -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Abgasnorm EURO 1, EURO 2 und EURO 3, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 13
Bild A 16:	CO ₂ -Emissionsfaktoren für Diesel-Pkw, Abgasnorm Anl. XXIII bis EURO 3, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 13
Bild A 17:	CO ₂ -Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1	A 14

TABELLENVERZEICHNIS:

Tabelle 1:	Zusammenhang zwischen t-Faktor und Lagewahrscheinlichkeit für große Stichprobenumfänge	16
Tabelle 2:	Durch die Methodik der Ermittlung von Pkw-Emissionsfaktoren bedingte systematische Fehler	22
Tabelle 3:	Statistische Fehler (VK) der Emissionsfaktoren mit warmem Motor für verschiedene Straßenkategorien in Baden-Württemberg 1994	26
Tabelle 4:	Vergleich von Abgas-Emissionsfaktoren aus Kfz mit betriebswarmem Motor für Abschnitte ohne Längsneigung aus UBA-Handbuch Version 1.2 [UBA 1999] mit UBA-Handbuch Version 1.1 [UBA 1995]	28
Tabelle 5:	Fahrleistungsverteilungen von Krädern und Lkw mit Anhängern auf allen Außerortsabschnitten in Baden-Württemberg 1990	32
Tabelle 6:	Fehler bei der Interpolation von Verkehrsstärkedaten 1990 und 1995 auf 1994.....	32
Tabelle 7:	Gesamt-Innerortsfahrleistungen für die alten Bundesländer 1990 nach drei unterschiedlichen Methoden	33
Tabelle 8:	Mittlere Verteilung der Verkehrssituationen auf Autobahnen in den alten Bundesländern sowie obere und untere Grenze des 68,3 % - Vertrauensbereichs bei unbekannter Streckencharakteristik	35
Tabelle 9:	Mittlere Fahrleistungsverteilungen der Linienführungen auf Außerortsstraßen in den alten Bundesländern (ohne Autobahnen und autobahnähnliche Abschnitte) und Fehlerabschätzungen (nach [PALM 1996]).....	37
Tabelle 10:	Mittlere Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und Fehlerabschätzungen.....	38
Tabelle 11:	Mittlere kaltstartrelevante Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und Fehlerabschätzungen	38
Tabelle 12:	Korrekturfaktoren für die Umrechnung von Pkw-Bestandsanteilen auf Pkw-Fahrleistungsanteile	39
Tabelle 13:	Vergleich der neu ermittelten Pkw-Klassen-Anteile für die alten Bundesländer 1994 mit den entsprechenden Angaben im UBA-Handbuch.....	39
Tabelle 14:	Auswirkungen der systematischen Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Pkw-Emissionen.....	40
Tabelle 15:	Auswirkungen der systematischen Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Emissionen aller Fahrzeugkategorien	40
Tabelle 16:	Vergleich von Fahrleistungs-Korrekturfaktoren für Berlin 1993 mit aus dem UBA-Handbuch (Versionen 1.1 und 1.2) abgeleiteten Faktoren pro Pkw-Schicht	41
Tabelle 17:	Vergleich von Fahrleistungs-Korrekturfaktoren für Berlin 1993 mit aus dem UBA-Handbuch (Versionen 1.1 und 1.2) abgeleiteten Faktoren pro Pkw-Konzept.....	42

Tabelle 18: Auswirkungen der statistischen (regionalen) Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Pkw-Emissionen.....	43
Tabelle 19: Auswirkungen der statistischen (regionalen) Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Emissionen aller Fahrzeugkategorien	43
Tabelle 20: Mittlere, nach Längsneigungsklassen differenzierte Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und geschätzte Fehlergrenzen.....	45
Tabelle 21: Gesamtfahrleistungen für die alten Bundesländer 1990 nach drei unterschiedlichen Methoden.....	46
Tabelle 22: Fahrleistungsbezogene Fahrtenanzahl der Pkw in den alten Bundesländern - Mittelwert und Fehlerbandbreite	46
Tabelle 23: Fehler bei der Ermittlung der Anzahl von Pkw-Fahrten auf Gemeindeebene.....	47
Tabelle 24: Standzeitenverteilungen von Pkw.....	47
Tabelle 25: Fahrtweitenverteilungen von Pkw	48
Tabelle 26: Reglementierte Inhaltsstoffe in Kraftstoffen [EU 98/70/EG].....	50
Tabelle 27: Stoffkennwerte von Kraftstoffen nach DIN EN 228 und DIN EN 590.....	50
Tabelle 28: Relative Gesamtfehler (systematische Fehler und Variationskoeffizienten) für Jahresemissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg 1994	60
Tabelle 29: Übersicht über die ausgewerteten Rasterelemente unterschiedlich feiner Rasternetze.....	63
Tabelle 30: Fehlerbandbreiten der stündlichen Auflösung von jährlichen Verkehrsstärken für unterschiedliche Straßenkategorien (außerorts), Wochentage und Tageszeiten	66
Tabelle 31: Überblick über Fallstudien und jeweils eigene Beiträge	67
Tabelle 32: Stationäre, unbeeinflusste Phasen innerhalb eines Messintervalls.....	73
Tabelle 33: Mittlere Fahrzeugkennwerte pro Fahrzeugkategorie in Deutschland 1994.....	75
Tabelle 34: Daten der Messungen im Tunnel Berlin-Tegel.....	76
Tabelle 35: Gemessene Emissionsfaktoren im Flughafentunnel Berlin-Tegel 1994.....	78
Tabelle 36: Fahrleistungsanteile der Fahrzeugkategorien im Tunnel Tegel 1994.....	79
Tabelle 37: Pkw-Bestandsanteile nach Emissions-Konzepten am 1.3.1994 in Berlin	80
Tabelle 38: Modellierete Emissionsfaktoren im Flughafentunnel Berlin-Tegel 1994	81
Tabelle 39: Daten der Messungen im Gubristtunnel, Zürich.....	83
Tabelle 40: Gubristtunnel, Zürich - mittlere Konzentrationen an den beiden Tunnelportalen und Anreicherungs-faktoren	83
Tabelle 41: Daten der Messungen im Heschlacher Tunnel Stuttgart	86
Tabelle 42: Daten der Messungen im Tauern-Tunnel	88
Tabelle 43: Korrekturfaktoren für Pkw-Emissionsfaktoren für Längsneigungen und Höheneinfluss, Tauern-Tunnel [PUCHER 1999]	89

Tabelle 44: Daten der Messungen im Kiesbergtunnel, Wuppertal	90
Tabelle 45: Daten der Messungen im Arisdorftunnel, Schweiz	93
Tabelle 46: Daten der Messungen im Plabutschunnel, Graz	95
Tabelle 47: Daten der Messungen in Münchner Tiefgaragen.....	97
Tabelle 48: Charakteristiken von Freilandmessungen im Vergleich zu Tunnelmessungen	103
Tabelle 49: Daten der Messungen an der A 656.....	104
Tabelle 50: Vergleich der prognostizierten mit der experimentell ermittelten Flottenzusammensetzung pro Fahrzeugkategorie.....	108
Tabelle 51: Mittlere relative Veränderungen der Gesamtemissionen zwischen den einzelnen Berechnungsstufen zur Präzisierung der Vorabschätzung	111
Tabelle 52: Gesamtfehler der Vorabschätzung.....	112
Tabelle 53: Fehlerabschätzung und Sensitivitätsuntersuchung der verkehrsbezogenen Daten (68,3 % - Vertrauensbereich)	113
Tabelle 54: Emissionsraten und Fehlerbandbreiten (68,3 % VB - ohne Fehler der Emissionsfaktoren)	113
Tabelle 55: Modellierete Emissionsfaktoren im Autobahnexperiment A 656, 1997	116
Tabelle 56: Gemessene Emissionsfaktoren im Autobahnexperiment A 656, 1997.....	117
Tabelle 57: Daten der Messungen an der A 3.....	118
Tabelle 58: Zusammensetzungen der Fahrzeugkategorien nach Konzepten auf Autobahnen in West-Deutschland [UBA 1999]	119
Tabelle 59: A 44, A 4 - Vergleich gemessener Immissionsquotienten mit modellierten Emissionsquotienten [SCHMITZ 1998].....	124
Tabelle 60: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich zwischen modellierten und gemessenen HC _i /CO-Immissionskonzentrationsverhältnissen.....	129
Tabelle 61: Vergleich von realen Pkw-Emissionen bei 100 km/h auf ebener Strecke (Messwert) mit aus Rollenprüfstands-Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren (UBA) für 5 ausgewählte Fahrzeugtypen	136
Tabelle 62: Untersuchungsprogramm der ausgewerteten Tunnel- und Freilandstudien (Prüfung der Qualitätskriterien nach Kapitel 7.1.1.3)	140

ABKÜRZUNGS- UND SYMBOLVERZEICHNIS:

A	Autobahnen
AB	Fahrmuster Autobahn
ABL	alte Bundesländer
A _F	Fahrzeugquerschnittsfläche
AK	Autobahnkreuz
AKF	Aktivkohlefilter
AO	Fahrmuster außerorts
AS	Anschlussstelle
A _T	Tunnel-Querschnittsfläche
b	Beschleunigung
B	Bundesstraßen
B	Tunnelbreite, Boxbreite
BEFU	Basisemissionsfunktion
BImSchV	Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
BfLR	Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn
BTX	Benzol, Toluol, Xylol
BVZ	Bundesverkehrszählung
c	Konzentration
CH ₄	Methan
c _i	Konstante
c _i (z)	Konzentration des Schadstoffs i in der Höhe z
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
c _w	Luftwiderstandsbeiwert
DIW	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin
D _T	hydraulischer Tunneldurchmesser
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
DVPE	Dry Vapour Pressure Equivalent
E	Emission
e	zulässiger Fehler als Grenze des Vertrauensbereichs
EF	Emissionsfaktor
EF _i	mittlerer Emissionsfaktor des Schadstoffs i pro Fahrzeug
E _i	mittlere Emission des Schadstoffs i pro Fahrzeug
Emi	Emissions-Quellterm
EWZ	Einwohnerzahl
f	Tagesganglinien-Typ
FL	Fahrleistungen
f _R	Rollwiderstandszahl
FTP	Federal Test Procedure
g	Erdbeschleunigung
GKat	Katalysator mit geregelter Gemischbildung
H	Tunnelhöhe, Boxhöhe
HC	Summe der Kohlenwasserstoffe (bezogen auf CH _{1,85})
HFC	Fluorkohlenwasserstoffe
HS	Heiß- / Warmabstellverluste (Hot Soak)
i	Index für Schadstoff
IER	Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart
io	innerorts
IOFL	Innerortsfahrleistung
IR	Infrarot
K	Kreisstraßen
KBA	Kraftfahrt-Bundesamt, Flensburg
Kfz	Kraftfahrzeug

KG	Kreis- und Gemeindestraßen
KKR	Kleinkrafträder
konv.	konventionell (ohne Abgasreinigungssystem)
KS	Kaltstartzuschläge
L	Landesstraßen
L	Tunnellänge
L _F	fiktive Längsneigung
Lkw	Lastkraftwagen
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge und Kleinbusse (< 3,5 t)
LZ	Lastzüge (Lkw mit Anhänger)
m	Anzahl der Klassen
m _F	Fahrzeugmasse
\dot{m}_i	Massenstrom des Schadstoffs i
MR	Motorräder
müNN	Meter über Normalnull
MW	Mittelwert
n	Anzahl der Einzelmesswerte bzw. Stichprobenumfang
\dot{n}	Verkehrsstärke
N	Umfang der Grundgesamtheit
NDIR	Nichtdispersive Infrarotspektroskopie
NEFZ	Neuer Europäischer Fahrzyklus
N _F	Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel
NH ₃	Ammoniak
NMHC	Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (bezogen auf CH _{1,85})
NMVOC	Non Methane Volatile Organic Compounds
NO _x	Stickstoffoxide (Summe von NO und NO ₂ , angegeben als NO ₂)
N ₂ O	Lachgas
OBD	On-Board-Diagnose
OBM	On-Board-Messsystem
oG	obere Grenze des Vertrauensbereichs
Otto-GKat	Fahrzeuge mit Otto-Motor und GKat
Otto-sonst	Fahrzeuge mit Otto-Motor ohne GKat
p	Schwerverkehranteil
PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
P _F	vom Fahrzeug erbrachte Leistung
PFC	Perfluorierte Kohlenwasserstoffe
Pkw	Personenkraftwagen
POP	Persistent Organic Pollutants
ppbC	parts Carbon per billion (Anzahl der Kohlenstoff-Atome pro 10 ⁹ Gasmoleküle)
ppbV	parts per billion (Volume)
ppmV	parts per million (Volume)
Q _i	emittierter Massenstrom des Schadstoffs i
RBus	Reisebus
RGW	Rat für gegenseitige Wirtschaftshilfe ("Ostblock")
RL	Running Losses
RVP	Dampfdruck nach Reid (Reid Vapour Pressure)
RWTÜV	Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein, Essen
s	Standardabweichung
SF ₆	Schwefelhexafluorid
s _j	Standardabweichung der Stichprobe j
SKS	Sommerkraftstoff
SO ₂	Schwefeldioxid
Sp	Speicherung
StVZO	Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung

SV	Schwerverkehr (Lkw, Lastzüge, Sattelzüge, Busse)
$s_{\bar{x}}$	Standardabweichung des arithmetischen Mittelwerts
SZ	Sattelzüge
t	Student-Faktor
T	Temperatur
t_0	Beginn des Messintervalls
TA	Tankatmung
TEW	tausend Einwohner
t_F	mittlere Aufenthaltsdauer der Fahrzeuge im Tunnel
t_L	mittlere Transportdauer eines Luftpakets
t_M	Dauer des Messintervalls
Tr	Transport
TÜV	Technischer Überwachungsverein
UBA	Umweltbundesamt
u_F	mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit
uG	untere Grenze des Vertrauensbereichs
UKat	Katalysator mit unregelmäßiger Gemischbildung
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
UNFCCC	United Nations Framework on Climate Change
u_T	Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel
UV	Ultraviolett
v	Geschwindigkeit
\dot{V}	Volumenstrom
$v(z)$	Windgeschwindigkeit in der Höhe z
\dot{V}_A	Luft-Volumenstrom aus dem Tunnel
VB	Vertrauensbereich (68,3 %)
\dot{V}_E	Luft-Volumenstrom in den Tunnel
VK	Variationskoeffizient
VOC	Volatile Organic Compounds
Wa	Wandlung
WKS	Winterkraftstoff
W_L	Luftwiderstand
W_R	Rollwiderstand
W_S	Steigungswiderstand
\bar{x}	arithmetischer Mittelwert
x_i	Eingangsgröße
\bar{x}_j	arithmetischer Mittelwert der Stichprobe j
y_i	Hilfsgröße
z	Anzahl aller möglichen unterschiedlichen Stichproben mit dem Umfang n
z_i	Größe mit unbekanntem Einfluss
α	Steigungswinkel
α_0	realer Steigungswinkel
α_z	zusätzlicher Steigungswinkel (aus Umrechnung des Windeffekts)
ΔE (dE)	Gesamtfehler des Emissionswertes (differentiell)
$\overline{\Delta E}$	mittlerer Gesamtfehler
$\overline{\Delta E}_i$	Einzelfehler der berechneten Gesamtemission E bezogen auf Δx_i
$\overline{\Delta E}_{rel}$	relativer mittlerer Gesamtfehler
Δp_F	Druckwirkung, die von Fahrzeugen im Tunnel aufgebracht werden muss
Δp_P	Druckverlust am Tunnelportal
Δp_R	Druckverlust infolge Wandreibung im Tunnel
ΔT	tägliche Temperaturdifferenz
Δx_i (dx _i)	Fehlerbandbreite der Eingangsgröße (differentiell)

ζ_e	Portaleintrittsverluste
λ	Luft- / Kraftstoffverhältnis (= 1 bei stöchiometrischem Verhältnis)
λ	Wandreibungszahl
μ	arithmetischer Mittelwert der Grundgesamtheit
ρ_L	Luftdichte
$\sigma_{\bar{x}}$	Standardabweichung der Mittelwerte sämtlicher möglicher Stichproben aus der Grundgesamtheit mit dem Umfang n
$\partial E / \partial x_i$	partielle Ableitung der Emission nach der Eingangsgröße i bzw. Sensitivität

1 PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

1.1 Problemstellung

Emissionsdaten für Luftverunreinigungen in Form von Emissionskatastern in hoher räumlicher (z.B. 1 km x 1 km) und zeitlicher (z.B. 1 h) Auflösung dienen als Eingangsdaten zur Modellierung von atmosphärischen Transport-, Umwandlungs- und Depositionsprozessen. Sie sind somit u.a. unabdingbare Voraussetzung für die Beurteilung der von primären Luftschadstoffen beeinflussten Luftqualität, der numerischen Simulation von sekundären Luftschadstoffen (z.B. Ozon, organische Photooxidantien, Aerosole) und Ausgangspunkt zur Entwicklung von Luftreinhaltestrategien. Über die Zuverlässigkeit und die Fehlerbandbreiten von berechneten und veröffentlichten Emissionsdaten lagen bislang jedoch nur unzureichende Kenntnisse vor.

Für die Bundesrepublik Deutschland und die Bundesländer bestehen im Rahmen internationaler Vereinbarungen und Vorschriften Berichtspflichten über die nationalen Emissionsraten von Luftschadstoffen. Beispielsweise fordert das „Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung“ die Übermittlung von Emissionsdaten von versauernden Schadstoffen, Ozonvorläufersubstanzen, Schwermetallen und POP an die UNECE. Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Kommission und untergliederten Organisationen bestehen u.a. im Rahmen des „Programms über die Zusammenarbeit bei der Messung und Bewertung der weiträumigen Übertragung von luftverunreinigenden Stoffen in Europa (EMEP)“ und des „Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER)“ gemäß Artikel 15 der Richtlinie 96/61/EWG. Mit der Richtlinie 2001/81/EG („NEC-Richtlinie“) wurden erstmals verbindliche nationale Emissionshöchstmenge für eutrophierende und versauernde Schadstoffe sowie von Ozonvorläufersubstanzen (NO_x, VOC, SO₂, NH₃) für das Jahr 2010 festgelegt. Die Fortschritte bei der Reduzierung der Emissionsraten sind von den Mitgliedsländern jährlich zu dokumentieren. Für die Treibhausgase bestehen Berichtspflichten u.a. durch das „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC)“ sowie gegenüber der EU im Rahmen des „Systems zur Beobachtung der Emissionen von CO₂ und anderen Treibhausgasen“. Einen Überblick über die deutschen Berichtspflichten gibt [UBA 2002].

Zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt allgemein existieren europäische Grenzwerte für Immissionen (Schadstoffkonzentrationen), die nicht überschritten werden dürfen. Diese Grenzwerte sind festgelegt in der EU-Richtlinie 96/62/EG und deren Tochterrichtlinien 1999/30/EG (SO₂, NO_x, Partikel und Blei), 2000/69/EG (Benzol und CO) und 2002/3/EG (Ozon). Weitere Bestimmungen für die Schadstoffe PAK und die Schwermetalle Cadmium, Arsen, Nickel und Quecksilber stehen noch aus. Die Umsetzung der europäischen Richtlinien in deutsches Recht erfolgt durch Aktualisierungen der 22. BImSchV („Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft“). Eine flächendeckende Überwachung der Luftqualität allein durch Schadstoffmessungen ist nicht praktikabel. Deshalb lässt das EU-Recht ausdrücklich die Anwendung von numerischen Modellen zur Ermittlung der Belastungen zu. Dabei müssen jeweils ein Emissionsmodell mit einem Chemie-Transport-Modell kombiniert werden. Unsicherheiten der modellierten Emissionsdaten spiegeln sich somit in den modellierten Immissionen wider.

Mit den berechneten Immissionen und den berichteten Emissionsdaten sind politische Entscheidungen auf nationaler und internationaler Ebene eng verknüpft. Genehmigungsverfahren von größeren Bauprojekten sind i.d.R. mit umfangreichen Umweltverträglichkeitsprüfungen verbunden, die u.a. modellgestützte Verfahren zur Ermittlung der von dem zu prüfenden Projekt ausgehenden zusätzlichen Luftbelastungen sowohl in der Bau- als auch in der Betriebsphase beinhalten. Die Entscheidungsprozesse über Vorhaben, die zusätzliche Luftbelastungen mit sich bringen und die Festlegung von Maßnahmen zur Erreichung von Reduktionszielen werden somit maßgeblich von der Qualität der vorliegenden Emissionsdaten beeinflusst. Mit zunehmender Unsicherheit der Emissionsdaten sinkt der Grad der Überprüfbarkeit, ob die politisch vorgegebenen Ziele auch tatsächlich eingehalten werden können oder bereits erfüllt sind. Den Entscheidungsträgern muss deshalb ein Maß zur Einschätzung der Datenqualität an die Hand gegeben werden. Somit ist es erforderlich, die Unsicherheitsbereiche von Emissionsdaten mit geeigneten Methoden zu ermitteln und zum festen Bestandteil von Emissionskatastern und integralen Emissionsraten zu machen. Dies ist bisher nicht oder nur in ersten Ansätzen umgesetzt worden.

Hinzu kommt, dass in verschiedenen Ländern unterschiedliche Verfahren zur Emissionsermittlung zur Anwendung kommen und somit die Qualität der Emissionsdaten zwischen den Ländern variiert. Im Zuge eines zukünftigen Emissionshandels haben die ermittelten Emissionsraten unmittelbare ökonomische Auswirkungen auf die einzelnen Länder, da die ermittelten Emissionen miteinander verglichen und bewertet werden. Es ist deshalb erforderlich, die Datenqualitäten der unterschiedlichen Ansätze der verschiedenen Länder zu quantifizieren, um anschließend durch gezielte Modellverbesserungen die notwendige Homogenität der Modelldaten zu erreichen.

Der Verkehrsbereich stellt für einen Großteil der relevanten Luftschadstoffe eine maßgebliche Quelle dar. Bisher vorliegende Ansätze zur Ermittlung von Unsicherheiten modellierter Emissionen beinhalteten pauschale Fehlerschätzungen, die sich auf die Jahresemissionen eines Schadstoffes bzw. einer ganzen Stoffklasse bezogen [BUILTJES 1987]. In späteren Untersuchungen wurde eine genauere quellgruppenbezogene Aufgliederung von Fehlerschätzungen angestrebt, und zwar - wie z. B. in [BAARS 1993] - vorrangig für den Bereich der Kraftfahrzeugabgase. In der präzisen Identifizierung der Ursachen von Unsicherheiten und einer möglichst weitgehenden, ursachenbezogenen Quantifizierung von Unsicherheitsbandbreiten in sämtlichen Teilschritten hochaufgelöster Emissionsberechnungen bestehen aber nach wie vor erhebliche Kenntnislücken (s. [MCINNES 1996]).

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Um Aussagen über die Qualität der modellierten Emissionsdaten treffen zu können, ist es erforderlich durch geeignete Methoden statistische Fehlerbandbreiten der Eingangsdaten zu ermitteln und diese über Sensitivitätsuntersuchungen und statistische Fehlerrechnung zu einem Gesamtfehler zu verknüpfen, der als Maß für die Güte der berechneten Emissionsdaten angegeben werden kann. Aus den Ergebnissen der Unsicherheitsberechnungen können diejenigen Eingangsdaten ermittelt werden, deren Fehler am stärksten zum Fehler der Gesamtemissionen beitragen und deren Genauigkeit im Rahmen einer Modifizierung des Berechnungsmodells vorrangig verbessert werden sollten. Umgekehrt kann möglicherweise der Aufwand bei der Ermittlung von wenig sensitiven Eingangsdaten bei annähernd gleichbleibender Qualität der berechneten Emissionen reduziert werden. Während statistische Auswertungen der Berechnungsmodelle Vertrauensbereiche als Ergebnisse liefern, in denen die tatsächlichen Emissionswerte mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit liegen, können durch experimentelle Messungen von Emissionen unter realen Bedingungen und Vergleiche mit modellierten Emissionsdaten Rückschlüsse auf die tatsächlichen Fehler - also die Differenzen zwischen den gemessenen und den modellierten Emissionen - gezogen werden.

Mit der vorliegenden Arbeit werden die Unsicherheiten von modellierten Emissionen des Straßenverkehrs eingehend untersucht. Es wird zum einen eine detaillierte statistische Fehleranalyse von modellierten Verkehrsemissionen durchgeführt. Zum anderen werden unterschiedliche Methoden zur experimentellen Ermittlung von Verkehrsemissionen zusammenfassend ausgewertet. Die experimentellen Emissionsraten werden mit den für die Modellrechnungen verwendeten, aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten, verglichen. Dabei werden sowohl unter eigener Beteiligung entstandene Studien als auch Ergebnisse aus der Literatur herangezogen. Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die für die Bildung von Photooxidantien wichtigen gasförmigen Luftschadstoffe (insbesondere NO_x und VOC). Aufgrund der großen Unterschiede der Fahrzeugflotten und deren Emissionsverhalten im internationalen Vergleich und der für den deutschsprachigen Raum vergleichsweise guten Datenbasis werden die Untersuchungen auf die deutschsprachigen Länder Deutschland, Österreich und die Schweiz beschränkt.

Partikelemissionen können aufgrund der äußerst komplexen Problematik (Korngrößenverteilungen, Probenahme, Koagulationsprozesse, Sedimentation, Staubinhaltsstoffe, Wiederaufwirbelungen, Reifen-, Bremsen- und Kupplungsabrieb usw.), die sich erheblich von derjenigen gasförmiger Substanzen unterscheidet, im Rahmen dieser Arbeit nicht mit der notwendigen Sorgfalt untersucht werden und werden daher im folgenden nicht betrachtet.

Emissionen klimarelevanter Treibhausgase (CO_2 , CH_4 , N_2O , HFC, PFC, SF_6) werden in der Regel durch andere, vergleichsweise einfache Modelle ermittelt, da hier die Erfordernis der hohen räumlichen und zeitli-

chen Auflösung nicht gegeben ist [IPCC 2000]. Beispielsweise lässt sich die Jahresemission von CO₂ eines Landes sehr präzise aus Energie- und Treibstoffbilanzen auf nationaler Ebene bestimmen. Eine Modell-Disaggregation auf unterschiedliche Quellgruppen ist somit nicht erforderlich [WINIWARTER 2001]. Aufgrund der unterschiedlichen Systematik werden die Unsicherheiten von Treibhausgasen im folgenden nur am Rande beleuchtet.

Grundlage der hier durchgeführten Fehlerbetrachtungen ist ein großräumiges Emissionsmodell, wie es beispielsweise zur Erstellung von räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Emissionskatastern verwendet wird. Als Eingangsdaten dienen hier ausschließlich verfügbare, bereits in anderem Zusammenhang erhobene Daten über aktivitäts- und emissionsbezogene Eingangsgrößen. Zusätzliche spezielle Erhebungen bzw. Messungen zur Vergrößerung der Eingangsdatenbasis des Rechenmodells wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt.

Das den statistischen Fehlerberechnungen zugrundeliegende Modell zur räumlich, zeitlich und stofflich hochaufgelösten Berechnung der Emissionen des Straßenverkehrs wird in Kapitel 2 beschrieben. In Kapitel 3 ist der aktuelle Stand des Wissens über Unsicherheiten von modellierten Emissionsdaten aus dem Straßenverkehr zusammengefasst. Die mathematischen, statistischen Grundlagen, die in dieser Arbeit zu Anwendung kommen, werden in Kapitel 4 erläutert. Im Kapitel 5 werden - soweit die aktuelle Datensituation dies zulässt - die Fehlerbandbreiten sämtlicher Modelleingangsdaten in Form von Variationskoeffizienten quantifiziert. Dazu werden umfangreiche Datensätze ausgewertet, deren Umfang weit über die sonst bei Emissionsmodellierungen verwendeten Daten hinausgeht. Das Kapitel 6 beschreibt die Verknüpfung der Fehler der Eingangsdaten über Sensitivitätsanalysen zu Gesamtfehlern nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung. Es werden Gesamtfehler für die verschiedenen Quellsektoren und für unterschiedliche räumliche und zeitliche Aggregierungsstufen berechnet und angegeben.

Mit experimentellen Untersuchungen wird in Kapitel 7 ein von den vorangegangenen statistischen Auswertungen grundlegend unterschiedlicher Ansatz zur Quantifizierung der Fehler dargestellt. Dazu werden verfügbare Studien, die in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum unter realen Verkehrsbedingungen durchgeführt worden sind, herangezogen. Die Untersuchungen des Autobahnexperiments A 656 und des Stadtexperiments Augsburg wurden dabei unter maßgeblicher eigener Beteiligung geplant und durchgeführt. Die absolvierten Arbeiten im Rahmen dieser Projekte umfassen die numerische Emissionsmodellierung sowie die grundlegende experimentelle Ermittlung der Aktivitätsparameter. Es wurden u.a. umfangreiche Verkehrszählungen, Kennzeichenauswertungen und Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Weitere Aktivitätsdaten aus externen Quellen (z.B. aus automatischen Dauerzählstellen, Staumeldern, Straßendatenbanken) wurden aufbereitet und in den Prozess der Emissionsmodellierung integriert. Die Emissionsberechnungen für die Tunnelstudie Berlin-Tegel wurden unter Heranziehung der verfügbaren, gemessenen Rohdaten und unter Einbeziehung von aktualisierten Datensätzen (u.a. neuere Emissionsfaktoren) im Rahmen dieser Arbeit aktualisiert. Die aus allen verfügbaren experimentellen Studien abgeleiteten Emissionsfaktoren (EF) werden mit Modell-EF verglichen, die entsprechend den gegebenen verkehrstechnischen Rahmenbedingungen angepasst worden sind.

Die wesentlichen Ergebnisse der Arbeit sind in Kapitel 8 zusammengefasst. Die Schlussfolgerungen hinsichtlich einer zukünftigen notwendigen Erweiterung der Datenbasis und Verbesserung der Emissionsmodelle zwecks optimaler Reduzierung der derzeitigen Unsicherheiten der Emissionsdaten werden in Kapitel 9 wiedergegeben.

2 METHODIK DER EMISSIONSMODELLIERUNG

Zur exakten Ermittlung der Schadstoffemissionen aus dem Straßenverkehr für ein vorgegebenes räumliches Bezugsgebiet (Linie oder Fläche) und einen definierten Zeitraum ist die genaue Kenntnis der Emissionen jedes einzelnen Fahrzeugs, das sich in dem entsprechenden Zeitraum im Bezugsgebiet befindet, erforderlich. Da eine experimentelle Ermittlung der Emissionsraten aller Einzelfahrzeuge den zumutbaren Rahmen in der Regel weit übersteigt, ist man bei der Quantifizierung der Emissionen auf plausible Rechenmodelle angewiesen. Diese Rechenmodelle stellen immer Vereinfachungen der realen Verhältnisse dar, wodurch die letztendlich errechneten Emissionsraten zwangsläufig fehlerbehaftet sind. Als Eingangsdaten in Emissionsmodelle werden in der Regel Mittelwerte verwendet, die aus Stichprobenuntersuchungen abgeleitet worden sind und die den Mittelwerten der jeweiligen Grundgesamtheiten möglichst nahe kommen sollen. Die Aktivitätsparameter (z.B. Fahrleistungen, Anzahl der Starts) werden durch geeignete Methoden auf die für die Emissionsmodellierung notwendigen Gesamtaktivitäten hochgerechnet (s.a. [VDI 2003]).

Bei der Erstellung von Emissionskatastern können einzelne emittierende Fahrzeuge theoretisch als Punktquellen abgebildet werden. In der Praxis ist die exakte Lokalisierung einzelner Fahrzeuge zu bestimmten Zeitpunkten aufgrund der hohen Anzahl der Fahrzeuge und des komplexen Verkehrsablaufs zu aufwändig. Kraftfahrzeugemissionen werden daher als Linienquellen (stark frequentierte Straßenabschnitte außerorts und innerorts) oder als Flächenquellen (z.B. Kaltstart- oder Verdampfungsemissionen in Wohngebieten mit schwach frequentierten Nebenstraßen) abgebildet.

Als wesentliche Quellgruppen gasförmiger Luftschadstoffe aus dem Straßenverkehr werden unterschieden:

- **Abgasemissionen mit warmem Motor** (Schadstoffe, die beim Verbrennungsprozess im Motor mit Betriebstemperatur entstehen)
- **Kaltstartzuschläge** (Verbrennungsemissionen, die zusätzlich zu den Abgasemissionen mit warmem Motor auftreten, aufgrund dessen, dass Motor und/oder Abgasminderungssysteme ihre Betriebstemperatur noch nicht erreicht haben)
- **Verdampfungsemissionen** (Kohlenwasserstoffemissionen, die durch Verflüchtigung von Kraftstoff aus dem Fahrzeug durch Diffusion oder aus undichten Stellen in die Umgebung austreten)

In Bild 1 ist das Grundprinzip der Modellierung von Schadstoffemissionen von Kraftfahrzeugen mit **betriebswarmem Motor** für großflächige Gebiete dargestellt, wie es u.a. am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) der Universität Stuttgart angewendet wird. Die Berechnung erfolgt auf dem Prinzip der Multiplikation von Aktivitäten (Fahrleistungen) mit Emissionsfaktoren (EF). Auf der rechten Seite des Bilds 1 sind die EF, differenziert nach Fahrzeugschichten, Fahrmuster und Längsneigungsklassen, dargestellt. EF in dieser disaggregierten Form werden üblicherweise aus Fahrzeug- und Motorprüfstandsmessungen abgeleitet. Für den deutschsprachigen Raum stehen derzeit Datenbanken mit ca. 50.000 EF für 15 Einzelschadstoffe und Schadstoffklassen zur Verfügung [UBA 1999]. Diese stammen im wesentlichen aus Prüfstandsmessungen, die von verschiedenen Organisationen aus Deutschland, der Schweiz und Österreich seit Ende der 1980er Jahre durchgeführt worden sind (s. Kap. 5.1.1 und 5.1.3). Die Fahrleistungen (linke Seite des Bilds 1) müssen zwecks Verknüpfung mit den EF auf der gleichen Ebene differenziert vorliegen. Dazu erfolgt eine Disaggregation von Gesamtfahrleistungen für das betreffende Gebiet und den betrachteten Zeitraum nach Straßenkategorien, Fahrzeugkategorien, Fahrzeugschichten, Längsneigungsklassen und Fahrmustern. Dazu sind umfangreiche Daten und Statistiken über die verkehrstechnischen Parameter notwendig. Sollen die Emissionen in Form eines Katasters räumlich und zeitlich hochaufgelöst ermittelt werden, müssen die Fahrleistungen zusätzlich über Straßennetze und abschnittsbezogene Verkehrsstärkedaten sowie über typische Jahres-, Wochen- und Tagesgänge differenziert werden.

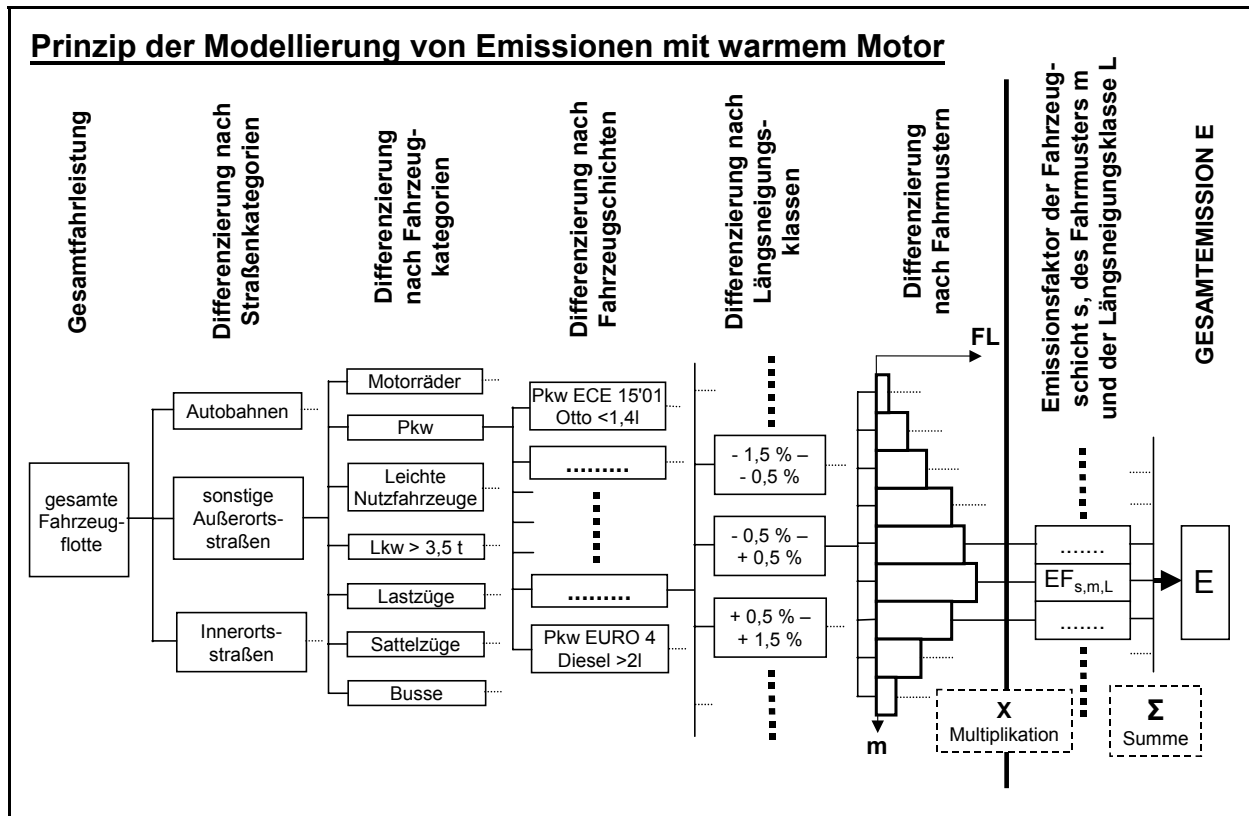


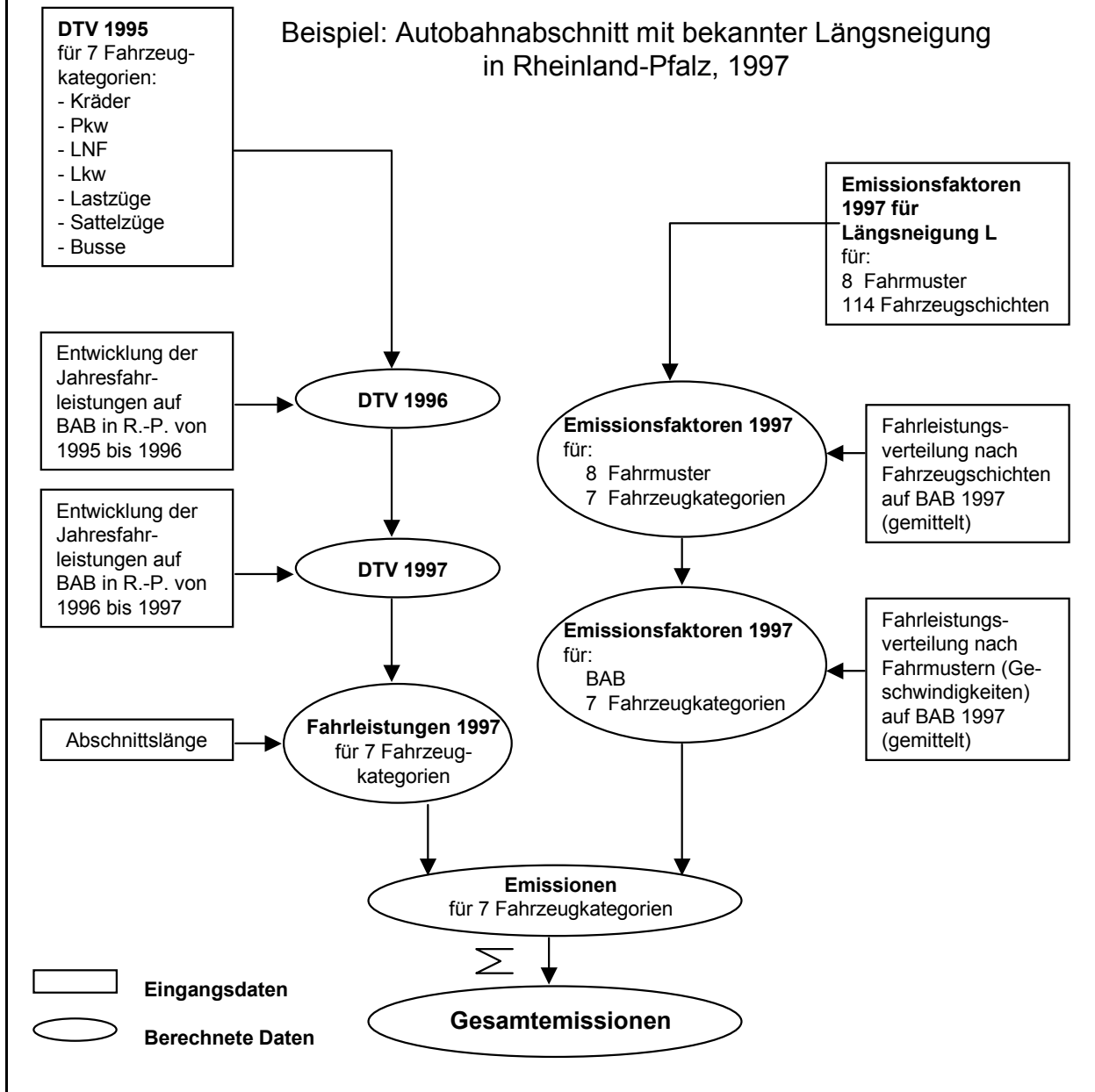
Bild 1: Grundprinzip eines Modells zur großflächigen Berechnung von Schadstoffemissionen von Kraftfahrzeugen mit betriebswarmem Motor

In Bild 2 ist exemplarisch der vereinfachte Ablauf der Modellierung von Jahresemissionen eines einzelnen Straßenabschnitts (hier: ein Autobahnabschnitt in Rheinland-Pfalz) für das Jahr 1997 wiedergegeben. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) auf dem betrachteten Abschnitt kann differenziert für 7 Fahrzeugkategorien den Ergebnissen der Bundesverkehrszählung 1995 [LENSING 1996, 1997] entnommen werden. Zur Hochrechnung der DTV-Werte auf das Bezugsjahr 1997 werden statistische Daten über die Entwicklung der Verkehrsstärken auf Autobahnen in Rheinland-Pfalz [LA-RP 1997a, 1998] herangezogen. Die Jahresfahrleistungen 1997 für die einzelnen Fahrzeugkategorien ergeben sich aus der Multiplikation der DTV-Werte mit der Anzahl der Tage des Jahres 1997 und der Abschnittslänge [LA-RP 1997b]. Die nach Fahrmustern und Fahrzeugschichten differenzierten EF aus der UBA-Datenbank [UBA 1999] werden zunächst anhand von mittleren Fahrleistungsverteilungen nach Fahrzeugschichten für Autobahnen in Westdeutschland [UBA 1999] zu EF von 7 Fahrzeugkategorien aggregiert. In der zweiten Aggregierungsstufe werden die nach Fahrmustern differenzierten EF anhand mittlerer Fahrleistungsverteilungen nach Fahrmustern (z.B. mittlere Geschwindigkeitsverteilungen auf Autobahnen in Westdeutschland [PALM 1996]) zusammengefasst. Die jährlichen Gesamtemissionen ergeben sich aus der Summe der Produkte aus Jahresfahrleistung und EF für die 7 Fahrzeugkategorien.

Der wesentliche Unterschied in der Methodik zwischen den Bildern 1 und 2 besteht darin, dass in Bild 1 die aggregierten Gesamtfahrleistungen disaggregiert werden, um mit den EF verknüpft zu werden. In Bild 2 werden die disaggregierten EF aus der Datenbank vor der Verknüpfung aggregiert. Beide Methoden sind zulässig und führen zu den selben Ergebnissen. Die Methodik nach Bild 2 bietet Vorteile hinsichtlich der Strukturierung der Berechnungsmodelle und führt bei umfangreichen Emissionskatastern zu kürzeren Rechenlaufzeiten.

Modell zur Berechnung von Jahresemissionen eines einzelnen Straßenabschnittes

Beispiel: Autobahnabschnitt mit bekannter Längsneigung
in Rheinland-Pfalz, 1997



DTV: Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke

BAB: Bundesautobahnen

R.-P.: Rheinland-Pfalz

Bild 2: Rechenmodell für Jahresemissionen eines beliebigen Schadstoffs von einem ausgewählten Autobahnabschnitt

Die **Längsneigung** eines Straßenabschnittes hat bei allen gasförmigen Schadstoffen einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen [UBA 1999]. Steigungen sind grundsätzlich mit höheren EF verbunden als Fahrten auf ebenen Strecken. Bei Gefällestrecken ist die Änderung des Emissionsverhaltens im Vergleich zu ebenen Strecken abhängig vom Schadstoff und der Fahrzeugkategorie: CO bleibt weitgehend unbeeinflusst vom Grad des Gefälles, CO₂-EF nehmen mit zunehmendem Gefälle ab, HC-EF nehmen mit zunehmendem Gefälle zu (hier liegt das Emissionsminimum also bei ebenen Strecken), NO_x-EF nehmen bei Pkw deutlich, bei Lkw nur schwach ab. Bei ähnlichen Verkehrsstärken in beiden Fahrtrichtungen

steigt die Gesamtemission mit zunehmender Längsneigung an (Ausnahme: NO_x-Emissionen von Pkw - hier übersteigt die Emissionsabnahme bei Gefälle die Emissionszunahme bei Steigungen).

Fahrzeuge, deren Motoren und Schadstoffminderungssysteme noch nicht die jeweilige Betriebstemperatur erreicht haben, weisen gegenüber dem Betrieb mit warmen Aggregaten ein verändertes Emissionsverhalten auf. Ein kalter Motor emittiert größere Mengen an CO und HC, und auch der Kraftstoffverbrauch und somit die CO₂-Emissionen sind leicht erhöht. Die NO_x-Emissionen sind bei kaltem Motor i.d.R. niedriger als bei warmem Motor. Fahrzeuge mit Katalysatoren weisen aufgrund der verschlechterten katalytischen Reduktion der Stickoxide bei niedrigen Temperaturen insgesamt ein höheres NO_x-Emissionsniveau auf. Grundlage für die Berechnung der **Kaltstartemissionen** ist ein Modell, in das neben den Kaltstart-EF mittlere Verteilungen für den kaltstartrelevanten Fahrmuster-Mix, die Flottenzusammensetzung, Standzeiten vor dem Start, Fahrtweiten, Außentemperaturen und Tagesgänge der Starthäufigkeiten [UBA 1999] einfließen. Die Anzahl der Starts pro Gemeinde werden aus Fahrleistungs- und Bevölkerungsdaten abgeleitet.

Eine detaillierte Berechnung von Kaltstartemissionen ist derzeit aufgrund der Datenlage nur für Pkw möglich. Zwar existieren auch für leichte Nutzfahrzeuge und Kleinbusse Kaltstart-Emissionsfaktoren, jedoch liegen für diese Fahrzeugkategorie erforderliche Aktivitätsdaten über die Anzahl der Starts, Standzeiten- und Fahrtweitenverteilungen nicht im gewünschten Detaillierungsgrad vor. Hilfsweise können die entsprechenden Aktivitätsdaten der Pkw verwendet und anhand plausibler Annahmen auf die Kategorie der leichten Nutzfahrzeuge übertragen werden. Für Motorräder, schwere Nutzfahrzeuge und Busse existieren derzeit keine fundierten EF für Kaltstartemissionen, so dass die Berechnung von Kaltstartemissionen für diese Kategorien z.Zt. nicht möglich ist. Stichprobenmessungen an zwei schweren Dieselmotoren [HASSEL 1995] zeigen - bezogen auf den US-Transient-Zyklus - bei 20 °C eine Kaltstartüberhöhung von ca. 6 % bei NO_x, ca. 13 % bei HC und ca. 35 % bei CO. Einzelmessungen an Motorrollern und schweren Motorrädern [CZERWINSKI 2002] zeigen ebenfalls deutliche Einflüsse des Kaltstarts auf CO- und HC-Emissionen. Der relative Einfluss ist bei stark emittierenden Motorrädern ohne Katalysator gering. Die Kaltstartüberhöhung bei einem Modell mit GKat (Honda VFR 800) beträgt bei einem ca. 8-minütigem Zyklus ca. 100 % bei CO und ca. 50 % bei HC (Lufttemperatur = 25 °C). Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass sowohl bei Motorrädern als auch beim Schwerverkehr die Kaltstartzuschläge nicht vernachlässigbar sind und weiterer Forschungsbedarf besteht.

Kohlenwasserstoff-Verdampfungsemissionen treten auf bei direktem Kontakt von Kraftstoff mit der Atmosphäre. Kritische Austrittsstellen am Fahrzeug sind dabei der Kraftstofftank mit Entlüftungssystem, die Schwimmerkammer des Vergasers, Undichtigkeiten am Kraftstoffsystem sowie die Belüftungsöffnung am Aktivkohlefilter (AKF - soweit vorhanden). Je nach Betriebszustand des Fahrzeugs werden drei Verdampfungsarten unterschieden:

- Tankatmungsemissionen beim abgestellten Fahrzeug durch Tankerwärmung aufgrund täglicher Temperaturschwankungen (Diurnal Losses)
- Heiß- bzw. Warm-Abstellemissionen durch Erwärmung des Kraftstoffs im Motorraum unmittelbar nach einem Abstellvorgang (Hot Soak)
- Emissionen während der Fahrt (Running Losses)

Emissionsfaktoren für Verdampfungsemissionen sind derzeit für den deutschsprachigen Raum im UBA-Handbuch [UBA 1999] für Tankatmungsemissionen und Heiß-/Warmabstellverluste verfügbar. Als Aktivitätsparameter fließen u.a. die Anzahl der abgestellten Fahrzeuge bzw. die Anzahl der Abstellvorgänge in die Emissionsmodellierungen ein. Bei der Fahrzeugflotte wird zwischen Otto-Pkw mit und ohne Aktivkohlefilter (AKF) unterschieden. Für dieselbetriebene Fahrzeuge sind derzeit keine Verdampfungsemissionsfaktoren verfügbar. Aufgrund des deutlich geringeren Dampfdrucks von Diesel- gegenüber Otto-Kraftstoff ist davon auszugehen, dass die Verdampfungsemissionen aus Dieselfahrzeugen vergleichsweise gering ausfallen. Prüfstandsmessungen wurden deshalb in der Vergangenheit vorrangig an Pkw und LNF mit Otto-Motoren durchgeführt. Wichtige Eingangsgrößen zur Berechnung der Tankatmungsverluste sind darüber hinaus die mittlere Tagestemperatur, die täglichen Temperaturschwankungen sowie die Kraftstoffqualität (Dampfdruck, chemische Zusammensetzung). Bei der Modellierung der Heiß-/Warmabstellverluste sind daneben Standzeiten- und Fahrtweitenverteilungen von Bedeutung.

Detaillierte Emissionsfaktoren für Running Losses sind für die Verhältnisse in Deutschland, Österreich und der Schweiz momentan nicht verfügbar. Running-Losses-Emissionen können daher derzeit nur sehr grob auf der Basis von Untersuchungen der US-amerikanischen Fahrzeugflotte und einigen stichprobenartigen Messungen auf europäischer Ebene abgeschätzt werden.

Das am IER der Universität Stuttgart entwickelte Emissionsmodell ist dahingehend konzipiert, wahlweise Emissionsdaten in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung oder in aggregierter Form (z.B. Jahresemissionen auf Länderebene) zu ermitteln. Es werden die Emissionsfaktoren des UBA-Handbuchs in der jeweils aktuellsten Version und in der größtmöglichen fahrzeugtechnischen Auflösung (Fahrzeugschichten) verwendet. Als Eingangsdaten für die Aktivitäten enthält das Modell standardmäßig für Deutschland räumlich und zeitlich gemittelte Daten aus vielfältigen, unterschiedlichen Quellen (u.a. auch die im UBA-Handbuch enthaltenen mittleren Verteilungen) bezüglich der Flottenzusammensetzungen, Fahrmuster, Längsneigungsklassen, meteorologischen Daten usw. Die zeitliche Auflösung erfolgt anhand von typischen Jahres-, Wochen- und Tagesgängen. Das IER-Modell bietet darüber hinaus die Möglichkeit, räumlich und zeitlich höher aufgelöste Aktivitätsdaten (z.B. aus regionalen Erhebungen oder abschnittsbezogenen Verkehrsmessungen) einzubinden. Eine ausführliche Beschreibung des IER-Modells kann [JOHN 1999a] entnommen werden.

Neben dem am IER entwickelten Modell existieren zahlreiche weitere Modelle zur Berechnung von Emissionen aus dem Straßenverkehr. Eine Zusammenstellung einer Auswahl solcher Modelle ist z.B. in [JOHN 1999a] enthalten. Die Modelle unterscheiden sich im wesentlichen im Detaillierungsgrad von räumlicher, zeitlicher und stofflicher Auflösung und bezüglich der Differenzierung von Fahrleistungen und Emissionsfaktoren nach der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte, Fahrmustern und Längsneigungsklassen. Der Detaillierungsgrad steigt mit zunehmender Aktualität der Modelle aufgrund der deutlichen Verbesserungen der Datenbasen in den letzten Jahren deutlich an. Dies bedeutet, dass neuere Modelle einerseits erheblich flexibler für unterschiedliche räumliche und zeitliche Bezüge eingesetzt werden können, andererseits erheblich größere Datenmengen verarbeitet werden müssen und der Prozess der Emissionsmodellierung wesentlich aufwändiger geworden ist. Wegen der deutlichen Unterschiede der Strukturen ist ein Vergleich von älteren mit neueren Modellen wenig sinnvoll. Auch ein Vergleich der Ergebnisse von Modellen auf ähnlicher Entwicklungsstufe führt nur zu sehr begrenzten Aussagen, da die Modelle i.d.R. auf den selben Eingangsdaten basieren und somit die Ergebnisse unterschiedlicher Modelle nicht statistisch signifikant voneinander verschieden sind.

3 STAND DES WISSENS, LITERATURÜBERBLICK

Die Bandbreiten der Unsicherheiten von räumlich und zeitlich hochaufgelösten Emissionsdaten des Straßenverkehrs wurden bisher noch nicht systematisch und umfassend untersucht.

Frühere Ansätze beinhalten pauschale Fehlerschätzungen, die sich auf die Jahresemissionen eines Schadstoffes bzw. einer ganzen Stoffklasse, wie sie die NMVOC z. B. darstellen, bezogen [BUILTJES 1987]. In späteren Untersuchungen wurde eine genauere quellgruppenbezogene Aufgliederung von Fehlerschätzungen angestrebt, und zwar - wie z. B. in [BAARS 1993] - vorrangig für den Bereich der Kraftfahrzeugabgase.

Aktuelle Arbeiten über Unsicherheiten von Emissionsdaten beziehen sich im wesentlichen auf die nationalen Kataster von Treibhausgasen. Für den Verkehrsbereich sind hier insbesondere die Schadgase CO₂, CH₄ und N₂O relevant. Grobe Vorgaben zur Ermittlung der Jahresemissionen und deren Unsicherheiten sind in [IPCC 2000] enthalten. Bisher ist die Anzahl der Länder, die Ergebnisse entsprechender Unsicherheitsanalysen vorgelegt haben, gering. In [WINIWARTER 2001] werden nach den IPCC-Vorgaben für Österreich die Unsicherheitsbandbreiten der Jahresemissionen abgeschätzt. Es ergeben sich für die CO₂-Emissionen aus allen Verbrennungsprozessen Unsicherheiten von 0,5 %, für CH₄ 50 % und für N₂O 20 % (jeweils 95 % - VB). Für den Verkehrsbereich getrennt wird lediglich N₂O ausgewiesen. Hier ergibt sich eine Spannbreite zwischen 70 % und 170 %, bei einer angesetzten Unsicherheit für die Aktivität (Gesamtfahrleistung in Österreich) von 10 %. [RYPDAL 2001] gibt einen vergleichenden Überblick über ermittelte Unsicherheiten von Treibhausgas-Emissionskatastern für Österreich, Norwegen, die Niederlande, Großbritannien und die USA. Die Unsicherheiten für die ermittelten Jahresemissionen für das Bezugsjahr 1990 liegen (bezogen auf einen 95 % - Vertrauensbereich) für CO₂ zwischen 2 % und 4 %, für CH₄ zwischen 17 % und 48 % und für N₂O zwischen 34 % und 200 %.

[EGGLESTON 1993] hat die Streubreiten von VOC-Emissionsfaktoren unterschiedlicher, nicht näher spezifizierter Fahrzeuge untersucht. Die experimentell ermittelten asymmetrischen, linkssteilen Verteilungskurven der Emissionsfaktoren werden mit Dreiecksverteilungen verglichen. Die Aussagekraft der erzielten Ergebnisse ist aufgrund der willkürlich definierten Vergleichsverteilungen allerdings nur begrenzt. Vergleiche von Emissionsberechnungen auf der Grundlage von klassierten Verteilungen der Emissionsfaktoren mit Berechnungen auf der Grundlage der arithmetischen Mittelwerte der gleichen Verteilungen führen zu signifikant höheren Emissionen. Über die Ursachen dieser Abweichungen macht der Autor keine Angaben. Es wird gefolgert, dass stark emittierende Fahrzeuge möglicherweise in den bestehenden Emissionsfaktoren nicht enthalten sind. Desweiteren werden vom Autor Ergebnisse einer Gesamtfehlerabschätzung der Emissionsmodellierungen angegeben. Es sind statistische Verteilungen der Gesamt-VOC-Emissionen dargestellt, die durch Anwendung einer Monte-Carlo-Methode aus den statistischen Verteilungen sämtlicher, in das Emissionsmodell einfließenden Eingangsgrößen abgeleitet worden sind. Über die angewendete Methodik zur Ermittlung der Verteilungen der Eingangsgrößen macht der Autor keine Angaben.

Über für Griechenland und die Bezugsjahre 1985 und 1990 nach der CORINAIR/COPERT-Methode ermittelte Emissionen aus dem Straßenverkehr hat [ANDRIAS 1993] Betrachtungen zur Qualität der berechneten Daten angestellt. Für die verwendeten VOC- und Kraftstoffverbrauchs-Emissionsfaktoren werden mittlere Variationskoeffizienten für verschiedene Pkw-Schichten angegeben. Es ist jedoch unklar, ob sich die VK auf die Einzelwerte oder den Mittelwert pro Pkw-Schicht beziehen. Über die Anzahl der den Emissionsfaktoren (EF) zugrundeliegenden Fahrzeuge und die Durchführungen der Prüfstandsmessungen (Anzahl der Messungen, verwendete Fahrzyklen) machen die Autoren keine Angaben. Ausgehend von den Berechnungsmodellen COPERT 85 und COPERT 90 werden die Ergebnisse von Sensitivitätsuntersuchungen aus Variationen der wichtigsten Eingangsgrößen dargestellt. Die zufälligen Fehler der nach den beiden Modellen für Griechenland berechneten VOC-Emissionen und des Kraftstoffverbrauchs werden nach einer Monte-Carlo-Methode ermittelt. Dabei fließen lediglich für die EF berechnete Streuungsmaße ein, für die restlichen Eingangsgrößen werden Schätzwerte auf der Basis von Normalverteilungen verwendet. Die Autoren geben für die Jahresemissionen 1990 geschätzte Variationskoeffizienten (VK) von 15,6 % für VOC und 4,7 % für den Kraftstoffverbrauch an. Systematische Fehler, die bei der Übertragung der im Mittel für alle EU-Staaten gültigen CORINAIR-Emissionsfaktoren auf griechische Verhältnisse auftreten, werden aus einem Vergleich mit einem griechischen EF-Datensatz für Emissionsmodellierungen für das Stadtgebiet von Athen mit ca. + 20 %

ermittelt. Die systematischen Fehler des Modells COPERT 85 im Vergleich zum verbesserten COPERT 90 werden bei den VOC-Emissionen mit - 11,8 % angegeben und sind im wesentlichen auf Modellverfeinerungen im Bereich der Verdampfungsemissionen zurückzuführen. Weitere mögliche Quellen systematischer Fehler, wie z.B. nicht repräsentative Fahrmuster der vorliegenden EF, Fehler bei den Messungen der EF, Fehler im Gebrauch der Fahrzeuge, Fehler bei der Flottenzusammensetzung, werden lediglich qualitativ beschrieben. Die Fehler einzelner Emissionsteilbereiche sind teilweise deutlich größer als die entsprechenden Fehler der aggregierten Gesamtemissionen.

In der präzisen Identifizierung der Ursachen von Unsicherheiten und einer möglichst weitgehenden, ursachenbezogenen Quantifizierung von Unsicherheitsbandbreiten in sämtlichen Teilschritten hochaufgelöster Emissionsberechnungen bestehen aber gemäß [MCINNES 1996] nach wie vor erhebliche Kenntnislücken.

Neben den erwähnten theoretischen Arbeiten gibt es einige experimentelle Studien, die im wesentlichen die Ermittlung von EF unter realen Fahrbedingungen zum Ziel haben. Diese experimentell abgeleiteten EF können mit den für die Modellierungen verwendeten, aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten EF verglichen werden und erlauben somit Aussagen über die Qualität der Modell-EF. Einen umfassenden Überblick über derartige Experimente, die in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum durchgeführt worden sind, gibt Kapitel 7.

Die bisher veröffentlichten Arbeiten über Unsicherheiten von berechneten Emissionen aus dem Straßenverkehr beleuchten nur Teilaspekte oder orientieren sich an eng begrenzten Beispielen. Ziel dieser Arbeit ist es, erstmals ein vollständiges komplexes Modell zur Modellierung von Kraftfahrzeugemissionen und die verwendeten Eingangsdaten auf Fehler zu untersuchen und unter Einbeziehung zusätzlicher experimenteller Untersuchungen einen nach dem derzeitigen Stand des Wissens umfassenden Überblick über die Fehlerbandbreiten der Emissionsdaten zu geben. Derzeitige Schwachpunkte der Modelle und Eingangsdaten werden quantifiziert und Empfehlungen für zukünftige Anstrengungen zur effektiven Verbesserung der Modelle abgeleitet.

4 STATISTISCHE METHODEN DER FEHLERERMITTLUNG

Mit Hilfe der statistischen Fehlerrechnung können physikalische Messgrößen bzw. aus Messwerten abgeleitete physikalische Größen auf ihre Genauigkeit hin überprüft werden. Durch Berechnung von Fehlerbandbreiten bzw. Vertrauensbereichen können Schlüsse über die Qualität der ermittelten physikalischen Größe gezogen werden.

Das Beobachtungsmaterial bei der Ermittlung physikalischer Größen wird allgemein in direkte und vermittelnde Messungen gegliedert, wobei unter vermittelnden Beobachtungen Messungen verstanden werden, die nicht unmittelbar die gesuchte Größe ergeben, sondern die erst über einen funktionalen Zusammenhang der gemessenen Größen zur gesuchten Größe führen.

Großräumige Emissionen aus Punkt-, Linien- oder Flächenquellen können nur unter großem Aufwand messtechnisch erfasst werden, so dass diese i.d.R. durch Modellrechnungen ermittelt werden müssen. Jedes Rechenmodell basiert auf einer Beziehung in der Form von Gleichung 1, mit der sich die Emission E einer luftverunreinigenden Substanz als Funktion eines Satzes von Eingangsdaten (Basisdaten) x_1, x_2, \dots, x_n darstellen lässt. Ein Element x_i dieses Satzes kann z. B. einen aktivitätsbezogenen Parameter oder einen Emissionsfaktor repräsentieren.

$$E = E(x_1, x_2, \dots, x_n) \quad (1)$$

Der Gesamtfehler des ermittelten Emissionswertes (ΔE) ist dabei auf zwei wesentliche Fehlerursachen zurückzuführen:

- Modellfehler: - unberücksichtigte Teilbereiche, Modellvereinfachungen (unvollständiges Modell)
- falsche oder ungenaue funktionale Zusammenhänge der Eingangsdaten
- Verwendung von Hilfsgrößen bei unbekanntem Eingangsdaten
- Fehler der Eingangsdaten x_i

Modellfehler resultieren entweder aus der Nichtberücksichtigung spezieller Emissionsteilbereiche (z.B. aus Unkenntnis oder wegen unzureichender Datenlage), falschen Modellvorstellungen oder aus dem Fehlen geeigneter Eingangsdaten.

Durch nichtberücksichtigte Emissionsteilbereiche bzw. Einflussfaktoren oder durch unzulässige Vereinfachungen verursachte Modellfehler sind in der Regel nur schwer abzuschätzen, da sie aufgrund fehlender wissenschaftlicher Ergebnisse nicht erkannt werden bzw. keine zur Fehlerquantifizierung geeigneten Daten vorliegen. Werden alle bekannten Teilbereiche und Einflussfaktoren in einem Modell berücksichtigt, so ist zunächst davon auszugehen, dass das Modell vollständig ist. Dies schließt nicht aus, dass das Modell aufgrund neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse zukünftig ergänzt und fortgeschrieben werden muss, was u.U. auch zu einer Vergrößerung der ermittelten Gesamtfehlerbreiten führen kann.

Modellfehler durch falsche oder ungenaue funktionale Zusammenhänge der Eingangsdaten können bei Modellen zur Emissionsberechnung in der Regel ausgeschlossen werden, da die Eingangsdaten per Definition schon aufeinander abgestimmt sind. Die eigentliche Emissionsmodellierung besteht aus einer einfachen Multiplikation von Aktivitätsparametern mit entsprechenden Emissionsfaktoren.

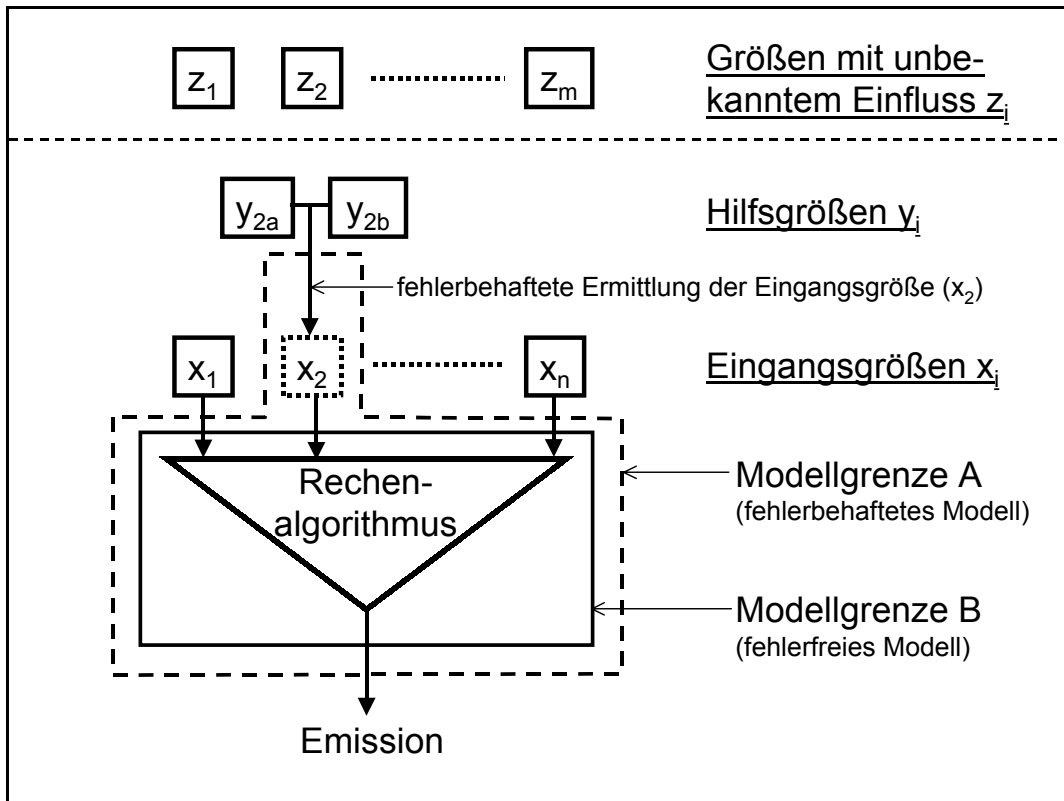


Bild 3: Definition der Modellgrenzen

Liegen benötigte Eingangsdaten nicht vor, so ist man häufig auf die hilfsweise Verwendung von Daten angewiesen, aus denen die eigentlich benötigten Eingangsdaten abgeleitet werden können. Neben den Fehlerbandbreiten der Daten dieser Hilfsgrößen entstehen durch die Übertragung auf die benötigte Eingangsgröße zusätzliche modellbedingte Fehler. Sind Korrelation zwischen Hilfs- und Eingangsgrößen und die Fehlerbandbreiten der Hilfsdaten bekannt, so lassen sich daraus die benötigten Eingangsdaten und deren Fehlerbereiche berechnen.

In Bild 3 sind der Einfluss des Übertragungsfehlers von Hilfsgrößen auf die eigentlichen Eingangsgrößen und die sich daraus ergebenden möglichen Modelldefinitionen schematisch dargestellt. Fasst man die Grenzen des Modells so eng, dass das Modell selbst als fehlerfrei angesehen werden kann (Modellgrenze B), so ist der Gesamtfehler der Emission unmittelbar und ausschließlich abhängig von den Fehlerbandbreiten der Eingangsdaten (Δx_i). Die Auswirkungen dieser Fehler auf den Emissionswert können dann prinzipiell mit Methoden der Fehleranalyse (Sensitivitätsuntersuchungen) quantifiziert und zu einem Gesamtfehler ΔE nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung oder der Monte-Carlo-Methode verknüpft werden.

4.1 Fehlerarten

Bei der Betrachtung der Fehlerbandbreiten der Eingangsdaten sind die beiden grundsätzlichen Fehlerarten zufällige und systematische Fehler zu unterscheiden.

Zufällige Fehler werden durch die statistische Streuung von Einzelwerten um den arithmetischen Mittelwert beschrieben und stehen somit für die Präzision des Modells oder Messsystems. Ein Fehler heißt zufälliger Fehler, wenn

- ein positiver und ein gleich großer negativer Fehler gleich wahrscheinlich sind,
- ein kleiner Fehler wahrscheinlicher begangen wird als ein großer,
- für die fehlerfreie Beobachtung die größte Wahrscheinlichkeit auftritt, und
- die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten eines beliebigen Fehlers unabhängig vom Vorhandensein anderer Fehler ist [HÄNSEL 1967].

Unter der Voraussetzung, dass die Einzelwerte bekannt sind, können die zufälligen Fehler durch statistische Fehlerrechnungsmethoden quantifiziert werden. Bei der Emissionsmodellierung stehen diese Einzelwerte jedoch nicht bei allen Eingangsdaten in ausreichender Quantität und Qualität zur Verfügung, so dass eine eindeutige statistische Beschreibung der Streuungsmaße nicht in allen Fällen möglich ist. In solchen Fällen und in den Fällen, bei denen aufgrund der physikalischen Komplexität der Eingangsgröße die Streuung nicht durch statistische Methoden quantifiziert werden kann, ist man auf plausible Schätzungen der Fehlerbandbreiten angewiesen.

Systematische Fehler einer Größe sind innerhalb des vorgegebenen Systems konstant bzw. nach bestimmbar- en Gesetzmäßigkeiten veränderlich und stehen für die Genauigkeit bzw. Richtigkeit des Modells oder Mess- systems [HARTUNG 1995]. Sie können innerhalb des Systems nicht mit Hilfe statistischer Methoden quanti- fiziert werden. Vielmehr müssen zur Quantifizierung grundsätzlich die das gleiche Messobjekt beschreibenden Ergebnisse mehrerer voneinander unabhängiger Systeme miteinander verglichen werden. Im Idealfall steht ein objektives (fehlerfreies oder mit bekanntem systematischem Fehler), unabhängiges System zur Verfü- gung, das durch Vergleich mit dem ursprünglichen System unmittelbar die Quantifizierung des systemati- schen Fehlers erlaubt. Steht ein solches objektives System nicht zur Verfügung, müssen die Ergebnisse aus zusätzlichen unabhängigen Systemen herangezogen werden. Der systematische Fehler eines Systems wird damit auf höherer Ebene zu einem zufälligen Fehler, indem er durch den Vergleich der Mittelwerte der Mes- sungen der unabhängigen Systeme durch statistische Methoden abgeschätzt wird. Die Bestimmung dieser statistischen Streuungsmaße erfordert somit die Auswertung umfangreichen, zusätzlichen Datenmaterials, das im Bereich der Emissionsmodellierung nicht bei allen Eingangsgrößen zur Verfügung steht.

Der Aufwand und die Anforderungen an das benötigte Datenmaterial bei der Quantifizierung systematischer Fehler ist somit im Vergleich zu den zufälligen Fehlern deutlich größer. Ist ein systematischer Fehler jedoch einmal quantifiziert, können alle mit dem entsprechenden (Mess-) System ermittelten Werte korrigiert wer- den, was einer Eliminierung des systematischen Fehlers gleichkommt.

4.2 Fehler der Eingangsgrößen

4.2.1 Streuungsmaße

Die Bandbreiten von zufälligen Fehlern bei der messtechnischen Ermittlung einfacher physikalischer Größen in Form einer Stichprobe können mit dem arithmetischen Mittelwert der Stichprobe \bar{x} (Gleichung 2) und bei Kenntnis der einzelnen Messwerte nach den elementaren statistischen Methoden als Standardabweichung s (Gleichung 3) (mittlerer Fehler der Einzelwerte) bzw. als Standardabweichung des arithmetischen Mittelwerts $s_{\bar{x}}$ (Gleichung 4) berechnet und angegeben werden. Während eine Zunahme der Anzahl der Einzelmesswer- te n auf die Standardabweichung s keinen Einfluss hat (statistische Schwankungen bei kleinen n ausgenom- men), nimmt die Standardabweichung des Mittelwerts $s_{\bar{x}}$ mit zunehmendem n ab. Dies bedeutet, dass sich mit zunehmendem Stichprobenumfang n der arithmetische Mittelwert \bar{x} dem wahren Wert (bzw. dem Mit- telwert der Grundgesamtheit) annähert.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2)$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (3)$$

$$s_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n(n-1)}} \quad (4)$$

In der Praxis der Emissionsmodellierung ist eine Berechnung der Fehlerbandbreiten der Eingangsgrößen in Form von Standardabweichungen und die Ermittlung systematischer Fehler nicht in allen Fällen möglich. Die wesentlichen Gründe dafür sind, dass

- die Fehler der Eingangsgröße (und z.T. die Eingangsgröße selbst) aufgrund ihrer komplexen physikalischen Struktur nicht nach den einfachen statistischen Prinzipien quantifizierbar sind (z.B. Kfz-Flottenzusammensetzung),
- für Teile der Datenbasis weder die Einzelmesswerte zugänglich noch Standardabweichungen bekannt sind und
- zusätzliche unabhängige Beschreibungen des Messobjekts zu Vergleichszwecken fehlen.

In diesen Fällen sind plausible Annahmen über die Schwankungsbreiten der Eingangsgrößen zu treffen. Stehen zusätzliche unabhängige Messreihen nicht zur Verfügung, ist die Ermittlung möglicher systematischer Fehler nicht möglich.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Auswirkungen einiger Einflussgrößen auf die Schadstoffemissionen der verschiedenen Quellsektoren noch nicht näher untersucht worden sind und in den gängigen Berechnungsmodellen derzeit lediglich als einheitliche Mittelwerte oder gar nicht berücksichtigt werden. Somit können die durch diese Größen verursachten Schwankungsbreiten derzeit noch nicht ermittelt werden.

4.2.2 Stichprobentechnik und Schätzverfahren

In der Regel beruhen die aus der Literatur bekannten für die Emissionsmodellierung notwendigen Eingangsdaten (z.B. Emissionsfaktoren, Geschwindigkeitsverteilungen auf Autobahnen, usw.) nicht auf einer vollständigen messtechnischen Erfassung aller Elemente der jeweiligen statistischen Masse (der sog. Grundgesamtheit), sondern aus Praktikabilitätsgründen auf der Erfassung und Auswertung von Daten einer begrenzten Stichprobe (Teilerhebung). Die Auswahl der Stichprobenelemente aus der Grundgesamtheit erfolgt (idealerweise) nach dem Zufallsprinzip. Das bedeutet, dass die ermittelten Lage- und Streuungsparameter aus der Stichprobe nicht mit den entsprechenden Parametern der Grundgesamtheit übereinstimmen müssen. Um die Güte der Stichprobenergebnisse zu bewerten sind daher quantitative Aussagen über die Übertragbarkeit auf die entsprechenden Werte der Grundgesamtheit zu treffen [SACHS 1997].

$$\bar{x}_j = \frac{\sum_{i=1}^n x_{j,i}}{n} \quad (5)$$

$$s_j = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{j,i} - \bar{x}_j)^2}{n-1}} \quad (6)$$

Für die Bestimmung der Standardabweichung als Streuungsmaß für eine Eigenschaft von Elementen einer Stichprobenauswahl aus einer Grundgesamtheit findet Gleichung 6 Anwendung. n steht für die Anzahl der Elemente der Stichprobe j . Die Standardabweichung der Elemente einer Stichprobe j wird mit s_j bezeichnet.

Der arithmetische Mittelwert der Elemente der Stichprobe \bar{x}_j gilt als Schätzwert für den arithmetischen Mittelwert der Grundgesamtheit μ . Als Maß für die Güte eines Stichprobenmittelwertes gilt die Standardabweichung der Mittelwerte sämtlicher möglichen Stichproben aus der Grundgesamtheit mit dem Umfang n , die mit $\sigma_{\bar{x}}$ bezeichnet wird:

$$\sigma_{\bar{x}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^z (\bar{x}_j - \bar{x})^2}{z}} \quad (7)$$

mit:

\bar{x} : Mittelwert aller möglichen Stichprobenmittelwerte

z : Anzahl aller möglichen unterschiedlichen Stichproben mit dem Umfang n

$$z = \binom{N}{n} = \frac{N!}{n!(N-n)!} \quad (8)$$

Die Standardabweichung der Stichprobenmittelwerte kann unter der Voraussetzung, dass die Standardabweichung der Stichprobe mit der Standardabweichung der Grundgesamtheit übereinstimmt (d.h. für nicht zu kleine n), aus der Standardabweichung der Stichprobenelemente abgeschätzt werden:

$$\sigma_{\bar{x}} = s_j \sqrt{\frac{(N-n)}{n(N-1)}} \quad (9)$$

mit:

s_j : Standardabweichung der Elemente der Stichprobe j aus der Grundgesamtheit (Schätzwert)

n : Umfang der Stichprobe i

N : Umfang der Grundgesamtheit

Für kleine Stichproben aus einer großen Grundgesamtheit ($N \gg n$) geht Gleichung 9 über in:

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{s_j}{\sqrt{n}} \quad (10)$$

Wenn \bar{x}_j als Stichprobenmittelwert zur Schätzung von μ herangezogen wird, so gelten hinsichtlich des Vertrauensbereiches (Genauigkeit) des Schätzwertes folgende Feststellungen:

Die Stichprobenmittelwerte unterliegen einer Normalverteilung, wobei der Mittelwert der Grundgesamtheit μ dem Mittelwert dieser Normalverteilung entspricht. Für die Größe des Vertrauensbereiches VB um den Mittelwert der Grundgesamtheit, in dem der Mittelwert einer beliebigen Stichprobe \bar{x}_j mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit liegt, gilt:

$$VB = \mu \pm t \cdot \sigma_{\bar{x}} \quad (11)$$

Der Ausdruck $t \cdot \sigma_{\bar{x}}$ stellt somit ein Maß für die Breite des Vertrauensbereiches dar. $\sigma_{\bar{x}}$ kann als Fehlerbandbreite von \bar{x}_j interpretiert werden (Genauigkeitsgrad). Mit zunehmender Breite des Vertrauensbereiches nimmt die Wahrscheinlichkeit, dass der Stichprobenmittelwert innerhalb des Vertrauensbereiches liegt, zu. Der Student-Faktor t bestimmt somit den Sicherheitsgrad der Aussage.

Die Tabelle 1 gibt einen Überblick über den Zusammenhang zwischen dem Sicherheitsgrad (Student-Faktor t) und der Lagewahrscheinlichkeit für normalverteilte Stichproben mit großem Stichprobenumfang.

Tabelle 1: Zusammenhang zwischen t-Faktor und Lagewahrscheinlichkeit für große Stichprobenumfänge

Faktor t	Wahrscheinlichkeit, dass \bar{x}_j innerhalb VB liegt
1,00	68,3 %
1,96	95,0 %
2,00	95,5 %
2,58	99,0 %
3,00	99,7 %
3,29	99,9 %

Umgekehrt lässt sich der notwendige Stichprobenumfang n bei vorgegebenen Genauigkeits- und Sicherheitsgrad ermitteln. Aus Gleichung 9 ergibt sich durch umformen:

$$n = \frac{N \cdot s_j^2}{s_j^2 + (N - 1) \cdot \sigma_{\bar{x}}^2} \quad (12)$$

Und für große N :

$$n = \frac{s_j^2}{\sigma_{\bar{x}}^2} \quad (13)$$

Definiert man den zulässigen absoluten Fehler e als Grenze des Vertrauensbereiches nach Gleichung 14 als Differenz zwischen den Mittelwerten aus Grundgesamtheit und Stichprobe, so folgt unter der eingangs gemachten Näherung, dass die Standardabweichung der Stichprobe s_j der Standardabweichung der Grundgesamtheit s entspricht, für den Mindeststichprobenumfang n nach Gleichung 15.

$$e = |\mu - \bar{x}_i| = t \cdot \sigma_{\bar{x}} \quad (14)$$

$$n = \frac{t^2 \cdot \sigma^2}{e^2} \quad (15)$$

Die Ermittlung des notwendigen Stichprobenumfangs erfordert also neben den frei wählbaren Angaben zu Genauigkeit und Sicherheit auch Kenntnisse über die Streubreite der Grundgesamtheit.

4.3 Ermittlung des Gesamtfehlers

Zur Ermittlung von Gesamtfehlern der Ergebnisdaten komplexer Modelle aus den Fehlerbandbreiten der Modelleingangsgrößen existieren verschiedene Verfahren. Die am häufigsten verwendeten Verfahren sind die Methode der Fehlerfortpflanzung und die Monte-Carlo-Methode.

Bei der Monte-Carlo-Methode handelt es sich um ein Verfahren, bei dem eine große Anzahl an Modell-Läufen durchgeführt wird. Dabei werden die Modelleingangsgrößen anhand der Wahrscheinlichkeitsverteilungen zwischen den verschiedenen Modell-Läufen nach dem Zufallsprinzip variiert. Als Ergebnis erhält man eine Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Ergebnisgröße (z.B. Emission), die wiederum mit geeigneten statistischen Methoden ausgewertet werden kann. Die Monte-Carlo-Methode stellt das mathematisch korrekte Verfahren dar, das auch bei nicht normal verteilten Eingangsgrößen exakte Ergebnisse liefert. Es setzt jedoch voraus, dass die Verteilungsfunktionen aller Eingangsgrößen bekannt sind und mathematisch beschrieben werden können. Komplexe physikalische Strukturen von Eingangsgrößen (z.B. Flottenzusammensetzungen) können nicht oder nur mit großer Mühe erfasst werden. Mit zunehmender Anzahl der Eingangsgrößen und der Komplexität des Modells steigt der erforderliche Aufwand stark an.

Die Methode der Fehlerfortpflanzung, die im folgenden verwendet wird, stellt ein vereinfachtes Prinzip zur Ermittlung des Gesamtfehlers dar. Hier werden nicht die gesamten Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Eingangsgrößen miteinander verknüpft, sondern einzelne, typische Fehlermaße (z.B. Standardabweichungen) bzw. Sensitivitäten. Diese Vereinfachungen führen bei nicht normal verteilten Eingangsgrößen im Ergebnis zu Abweichungen gegenüber der mathematisch korrekten Monte-Carlo-Methode. Diese Abweichungen fallen jedoch bei einer zweiseitigen Fehlerbetrachtung (vom Betrag her unterschiedliche positive und negative Abweichungen vom Mittelwert) und Verknüpfung gering aus. Die Fehlerfortpflanzung weist deutliche Vorteile hinsichtlich der Flexibilität der Anwendung auf und ist auch bei komplexen Modellzusammenhängen relativ einfach anzuwenden.

Durch Variation einer einzelnen Eingangsgröße x_i im Berechnungsmodell lässt sich anhand der partiellen Ableitung der Emission nach der jeweiligen Eingangsgröße die Empfindlichkeit oder Sensitivität $\partial E / \partial x_i$ ermitteln. Durch Multiplikation mit dem errechneten bzw. abgeschätzten absoluten Fehler dx_i bzw. Δx_i resultiert der absolute Fehler der Emission bezogen auf den Fehler der Eingangsgröße x_i .

Der differentielle, maximale Fehler der Gesamtemission folgt aus dem totalen oder vollständigen Differential [HARTWIG 1967] aus Gleichung 16.

$$dE = \sum_{i=1}^n \left| \frac{\partial E}{\partial x_i} dx_i \right| \quad (16)$$

Aus Gleichung 16 ergibt sich für kleine Δx_i näherungsweise der maximale Gesamtfehler (Größtfehler) ΔE aus der Summe der Einzelfehler:

$$\Delta E = \sum_{i=1}^n \left| \frac{\partial E}{\partial x_i} \Delta x_i \right| = \sum_{i=1}^n |\Delta E_i| \quad (17)$$

mit:

ΔE : maximaler Gesamtfehler

$\partial E / \partial x_i$: Sensitivität der berechneten Gesamtemission E bezogen auf die Eingangsgröße x_i

Δx_i : Fehler (z.B. Standardabweichung) der Eingangsgröße x_i

ΔE_i : Einzelfehler der berechneten Gesamtemission E bezogen auf Δx_i

In der Regel stimmt jedoch der maximale Gesamtfehler nicht mit dem tatsächlichen Gesamtfehler überein, da die Einzelfehler unterschiedliche Vorzeichen aufweisen und sich somit gegenseitig kompensieren können.

Mit Hilfe des Fehlerfortpflanzungsgesetzes lässt sich unter den Voraussetzungen, dass

- die Fehlerabschätzungen der Eingangsgrößen richtig sind,
- die Eingangsgrößen statistisch voneinander unabhängig sind und deren Fehler sich gegenseitig kompensieren können und
- die Fehler der Eingangsgrößen Δx_i klein gegenüber x_i sind,

der mittlere Gesamtfehler $\overline{\Delta E}$ für die Emission E errechnen:

$$\overline{\Delta E} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial E}{\partial x_i} \Delta x_i \right)^2} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (\Delta E_i)^2} \quad (18)$$

Bezogen auf die errechnete Emission E folgt für den relativen mittleren Gesamtfehler $\overline{\Delta E}_{\text{rel}}$:

$$\overline{\Delta E}_{\text{rel}} = \frac{\overline{\Delta E}}{E} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial E}{E} \frac{\Delta x_i}{\partial x_i} \right)^2} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{\Delta E_i}{E} \right)^2} \quad (19)$$

Aus den allgemeinen Berechnungsformeln nach Gleichung 18 und Gleichung 19 lassen sich für bekannte funktionale Zusammenhänge zwischen den Eingangsgrößen die jeweiligen Gesamtfehler aus den Fehlern der Eingangsgrößen Δx_i ermitteln:

a) Linearkombinationen:

$$E = \sum_{i=1}^n c_i \cdot x_i \quad (20)$$

$$\Rightarrow \overline{\Delta E} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (c_i \cdot \Delta x_i)^2} \quad (21)$$

b) (Potenz-) Produkte:

$$E = \prod_{i=1}^n x_i^{c_i} \quad (22)$$

$$\Rightarrow \frac{\overline{\Delta E}}{E} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(c_i \frac{\Delta x_i}{x_i} \right)^2} \quad (23)$$

Die Aussagen, die aus dem berechneten mittleren Gesamtfehler gezogen werden können, sind abhängig von der Art der Fehler der Eingangsgrößen Δx_i . Fließen beispielsweise für alle Eingangsgrößen die einfachen Standardabweichungen in den Algorithmus der Fehlerfortpflanzung ein, so bezieht sich auch der berechnete Gesamtfehler auf die einfache Standardabweichung. Das bedeutet, dass unter der Voraussetzung, dass sämtliche Fehler der Eingangsgrößen zumindest näherungsweise einer Normalverteilung unterliegen, die tatsächliche Gesamtemission mit einer Wahrscheinlichkeit von 68,3 % innerhalb des errechneten Fehlerbereiches liegt. Entsprechende Aussagen können bei anders gearteten Fehlern der Eingangsgrößen (z.B. doppelte oder dreifache Standardabweichung - siehe dazu Tabelle 1) getroffen werden. Auf jeden Fall ist zu beachten, dass die Fehler aller Eingangsgrößen der gleichen Art entsprechen müssen und nicht verschiedene Fehlerarten (z.B. einfache Standardabweichungen und Maximalfehler) durch die Fehlerfortpflanzung miteinander kombiniert werden, da sonst der ermittelte Gesamtfehler nicht mehr zu interpretieren ist.

5 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN DER MODELLEINGANGSGRÖSSEN

Zur Berechnung der Gesamtfehler ist zunächst die Ermittlung der Fehler der Eingangsgrößen notwendig. Im folgenden werden für die wichtigsten Eingangsgrößen des Modells zur Emissionsmodellierung aus vorliegenden Datensätzen statistische Unsicherheiten und - soweit möglich - systematische Abweichungen ermittelt. In den Fällen, in denen eine Berechnung der Standardabweichung nicht möglich oder sinnvoll ist (z.B. bei asymmetrischer, linkssteiler Verteilung der Eingangsgröße) wird mit Hilfe geeigneter statistischer Methoden ein zentraler 68,3 % - Vertrauensbereich ermittelt, um die Vergleichbarkeit mit den Standardfehlern der anderen Eingangsgrößen zu gewährleisten.

Systematische Fehler können grundsätzlich nur dann erkannt werden, wenn bei einem Vergleich von allgemein zur Emissionsberechnung verwendeten Daten mit aus unabhängigen Quellen stammenden, plausiblen Referenzdaten Differenzen auftreten. Bei der Ermittlung systematischer Fehler ist zu prüfen, ob die grundsätzlich auf Stichprobenmessungen beruhenden Ergebnisse zu verallgemeinern sind. Sofern die Signifikanz systematischer Fehler nachgewiesen werden kann und die systematischen Abweichungen der Modellgrößen quantifiziert werden können, ist eine entsprechende Korrektur der für die Modellierungen verwendeten Datensätze erforderlich.

5.1 Emissionsfaktoren

5.1.1 Abgasemissionen

Die derzeit aktuellsten Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs [UBA 1999] beruhen im wesentlichen auf Prüfstandsmessungen des TÜV Rheinland, des RWTÜV und der EMPA [HASSEL 1994, 1995, 1997]. Die Fahrzeugflotte ist dabei in sog. Fahrzeugschichten eingeteilt, die Fahrzeuge mit jeweils ähnlichem Emissionsverhalten zusammenfassen. Die Fehler bei der Anwendung der Emissionsfaktoren der Fahrzeugschichten lassen sich auf verschiedene Ursachen zurückführen:

1. Fehler durch unzureichende Feinheit bei der Einteilung der Fahrzeugflotte in Fahrzeugschichten (\Rightarrow unterschiedliche mittlere Emissionen durch räumlich oder zeitlich variierende Schichtzusammensetzungen)
2. unberücksichtigte Einflussfaktoren (z.B. Höheneinfluss, Meteorologie: Wind, Regen, Temperatur bei Emissionen mit warmem Motor, Kraftstoffqualität bei Verbrennungsemissionen)
3. für Fahrzeugschicht nicht repräsentative Fahrzeugauswahl im Messprogramm
4. Fehler bei der experimentellen Ermittlung der Basisfunktionen (Prüfstand)
5. Fehler bei der Hochrechnung von den Basisfunktionen auf integrale Emissionswerte definierter Fahrmuster
6. Fehler der Korrekturfaktoren für Kaltstart, Längsneigung, Laufleistung, Beladungszustand, Fahrmuster "Stop and Go"
7. Fehler bei der Übertragung und Hochrechnung der ermittelten Emissionsfaktoren auf bei den Messungen nicht berücksichtigte Fahrzustände (z.B. Geschwindigkeiten > 150 km/h, Längsneigungen $> 7\%$) oder Fahrzeugschichten (z.B. Diesel-Pkw ab Baujahr 1991)

Soweit entsprechende Daten zur Fehlerermittlung verfügbar sind, ist zwischen systematischen und statistischen Fehlern zu unterscheiden.

5.1.1.1 Systematische Fehler

- Fahrzeugauswahl:

Eine nicht repräsentative Fahrzeugauswahl bei den Prüfstandsmessungen führt bei der Übertragung und Hochrechnung der Emissionsfaktoren auf eine definierte Fahrzeugflotte zu systematischen Fehlern der modellierten Emissionsdaten. Die vorliegenden Emissionsfaktoren [UBA 1999] beruhen im Pkw-Bereich auf Fahrzeugen, die z.T. im Rahmen der vom RWTÜV durchgeführten Feldüberwachungsprogramme vermessen worden sind (s. Kapitel 7.4). So stammen beispielsweise 99 von den insgesamt 133 im Emissionsfaktorenprogramm vermessenen G-Kat-Pkw der Baujahre 1986 bis 1990 aus dem Feldüberwachungsprogramm von [RICHTER 1993]. Die G-Kat-Pkw der Baujahre 1991 bis 1994 sind identisch mit denen aus dem Feldüberwachungsprogramm von [DRESEN-RAUSCH 1997]. Diese Fahrzeuge sind nicht repräsentativ für die gesamte Pkw-Flotte, sondern nach bestimmten Ausschlusskriterien (regelmäßige Wartung, maximal 80.000 km Fahrleistung, keine mechanischen Schäden usw.) ausgewählt worden. Darüber hinaus wurden im Emissionsfaktorenprogramm extrem hoch emittierende Fahrzeuge, sog. "High-Emitters", von der Auswertung ausgeschlossen, sind also nicht in der aktuellen Datenbasis der EF enthalten.

Es ist somit davon auszugehen, dass die derzeit vorliegenden Pkw-Emissionsfaktoren [z.B. UBA 1999] auf nicht repräsentativen Fahrzeugstichproben beruhen und daher die realen Emissionsraten, insbesondere bei GKat-Fahrzeugen, systematisch unterschätzt werden. Die Quantifizierung des Ausmaßes der systematischen Unterschätzung gestaltet sich schwierig, da die Anzahl der „High-Emitters“ vergleichsweise gering ist und das Emissionsniveau dieser Fahrzeuge stark variiert. Stichprobenuntersuchungen mit repräsentativer Fahrzeugauswahl wären grundsätzlich geeignet, sind jedoch aufgrund der erforderlichen großen Stichprobenumfänge sehr aufwändig und teuer. Vielversprechende Ansätze zeigen Untersuchungen mittels Remote-Sensing-Verfahren, die es erlauben, die gesamte, einen Messquerschnitt passierende Fahrzeugflotte unter realen Fahrbedingungen zu erfassen (s. Kapitel 7.6).

Die gesetzlich vorgeschriebenen Abgasuntersuchungen können prinzipiell herangezogen werden, um den Anteil von auffälligen Fahrzeugen zu bestimmen [AFFLERBACH 2001]. Auswertungen für das Bezugsjahr 1997 zeigen für die Otto-Pkw mit GKat der Baujahre 1984 bis 1994 Auffälligkeitsraten von 17,1 %, dies entspricht dem Anteil der Fahrzeuge, die den Kriterien der Abgasuntersuchung nicht entsprechen. 12,0 % der GKat-Pkw weisen Mängel bei der Sichtprüfung (z.B. defekte Auspuffanlage, fehlende Auspuffteile), 5,1 % Mängel im Abgasverhalten (CO-Gehalt im Leerlauf, CO-Gehalt im erhöhten Leerlauf, Lambda-Verhältnis im erhöhten Leerlauf, Regelkreisprüfung) auf. Für eine Stichprobe von 122 im Abgasverhalten auffälligen GKat-Pkw wurden in [AFFLERBACH 2001] die EF für insgesamt sieben Fahrzeugschichten auf dynamischen Prüfständen ermittelt, und zwar jeweils im ursprünglichen Zustand und nach Beseitigung der technischen Mängel. Die durch die Defekte verursachte Emissionserhöhung, gemittelt über alle Verkehrssituationen und Fahrzeugschichten, fällt beim CO am stärksten aus (Faktor 4,8), gefolgt von HC (Faktor 3,9) und NO_x (Faktor 2,4). Verknüpft man diese durch Defekte verursachten Emissionserhöhungen mit der Auffälligkeitsrate von 5,1 %, so erhält man ein Maß für die mittlere Unterschätzung der derzeit vorliegenden EF gemittelt über alle GKat-Pkw. Diese beträgt für CO ca. 13 %, für HC ca. 12 % und für NO_x ca. 6 %. Diese quantifizierten Unterschätzungen sind lediglich als untere Grenze der tatsächlichen Minderbefunde anzusehen, aus zwei Gründen:

- Es wurden lediglich die im Abgasverhalten auffälligen Fahrzeuge (5,1 %) untersucht. Die Fahrzeuge mit Mängeln bei der Sichtprüfung (12,0 %) wurden aus messtechnischen Gründen nicht einbezogen und sind bei den Ergebnissen der Hochrechnungen nicht enthalten.
- Nur ein Teil der „High-Emitters“ kann anhand der Kriterien der gesetzlichen Abgasuntersuchung identifiziert werden, da die Prüfbedingungen nicht den realen Fahrverhältnissen entsprechen (nur geringe Motorlast) und CO als einzige Abgaskomponente erfasst wird.

Es fehlen derzeit Untersuchungen über Pkw mit Dieselmotoren (in Bearbeitung), über Otto-Pkw ohne GKat und über neuere GKat-Pkw ab Baujahr 1995.

- methodische Fehler:

Grundlage der ermittelten systematischen Fehler sind Messungen des TÜV Rheinland an Pkw der Baujahre 1986 bis 1990 [HASSEL 1994]. Um auch für nicht auf dem Prüfstand gefahrene Fahrmuster Emissionsfaktoren (EF) ableiten zu können, wurde eine neue Methode entwickelt. Die auf den Prüfständen gemessenen Emissionen werden in Sekundenabständen erfasst und den jeweiligen Betriebsparametern Geschwindigkeit (v) und Geschwindigkeit mal Beschleunigung (v*b) zugeordnet (modale Analyse). Somit wurden für jede Fahrzeugschicht sog. Basisemissionsfunktionen (BEFU) erstellt, die die sekundliche Emission eines Fahrzeugs als Funktion von v und v*b abbilden. Die Ermittlung des Emissionsfaktors eines beliebigen Fahrmusters erfolgt durch Verknüpfung der Häufigkeitsverteilung der Betriebszustände (v und v*b) dieses Fahrmusters mit den BEFU (Faltung).

Um die methodisch bedingten Fehler dieser Art der Ermittlung der EF zu ermitteln, wurden vom TÜV Rheinland für alle Fahrzeuge des Messprogramms und für alle auf dem Prüfstand gefahrenen Fahrzyklen zusätzlich die integral über den gesamten Fahrzyklus emittierten Schadstoffmengen gemessen. Hierzu wurden die Abgase in Beuteln pro Fahrzyklus vollständig aufgefangen und nach Abschluss des Fahrzyklus analysiert. Diese Messwerte geben somit die tatsächlichen Emissionen pro Fahrzeug und Fahrzyklus wieder und können - abgesehen von als gering einzustufenden Messfehlern - als fehlerfrei angesehen werden. Als Manko der TÜV-Untersuchungen muss angesehen werden, dass die gleichen Prüfläufe sowohl für die Ableitung der BEFU als auch für die integralen Beutelmessungen herangezogen wurden. Somit sind die hochgerechneten und die integral gemessenen EF streng genommen als statistisch nicht voneinander unabhängig anzusehen. Statistische Abhängigkeiten führen jedoch immer zu einer Verminderung des Fehlers. Somit sind die vom TÜV quantifizierten Abweichungen als untere Grenzen der tatsächlichen systematischen Fehler anzusehen.

Die Abweichungen zwischen hochgerechneten und gemessenen EF wurden als Mittelwerte für fünf Fahrzyklen und für fünf Fahrzeugkonzepte ausgewiesen. Zur Berechnung der systematischen Abweichungen wurden drei Fahrzyklen, die aus realen Fahrverhaltensuntersuchungen abgeleitet worden sind, den drei Haupt-Straßenkategorien zugeordnet:

- Fahrzyklus Autobahn ⇒ Autobahn
- Fahrzyklus Highway ⇒ sonstige Außerortsstraßen
- Fahrzyklus FTP Phase II ⇒ innerorts

Unter Einbeziehung der Fahrleistungsanteile der einzelnen Fahrzeugkonzepte für Baden-Württemberg 1994 wurden für die gemessenen EF in Bezug auf die hochgerechneten EF die in Tabelle 2 dargestellten systematischen Abweichungen ermittelt. Ein positiver systematischer Fehler bedeutet dabei eine Unterschätzung, ein negativer systematischer Fehler bedeutet eine Überschätzung des hochgerechneten EF im Vergleich zum realen, gemessenen EF.

Tabelle 2: Durch die Methodik der Ermittlung von Pkw-Emissionsfaktoren bedingte systematische Fehler

Straßenkategorie	HC	NO _x
Autobahn	+ 8,6 %	+ 8,4 %
sonstige Außerortsstraßen	- 10,4 %	- 1,8 %
innerorts	- 20,1 %	- 10,0 %

Die quantifizierten Fehler der EF entsprechen den Fehlern der berechneten Emissionen.

Mögliche Ursachen der quantifizierten methodischen Fehler sind:

- nicht oder zu schwach besetzte Zellen der BEFU
- Fehler bei der zeitlichen Zuordnung der Messwerte zum jeweiligen Fahrzeug-Betriebszustand aufgrund unterschiedlicher Abgasströmungsgeschwindigkeiten bei verschiedenen Motorlasten
- systematische Abweichungen zwischen dem vorgegebenen und dem tatsächlich gefahrenen Fahrzyklus

- Trägheit des Systems zur Treibstoffgemischregulierung
- zu grobe Rasterung der BEFU
- Mikrodynamik der Testzyklen (kurzfristige Schadstoffpeaks, z.B. bei Schaltvorgängen)

Zuverlässige Abschätzungen von methodisch bedingten Fehlern liegen derzeit nur für die Fahrzeugkategorie Pkw vor.

- Hochrechnungsfehler:

Messprogramme auf Prüfständen zur Ermittlung von Emissionsfaktoren werden i.d.R. nur in Abständen von einigen Jahren durchgeführt. Die Auswertung der Messdaten und die Übertragung der EF auf öffentlich zugängliche Datenbanken erfordern einen zusätzlichen zeitlichen Aufwand von ca. 1-2 Jahren. Diese zeitlichen Randbedingungen führen dazu, dass die in den verfügbaren Datenbanken für die jeweils neuesten, sich im Verkehr befindlichen Fahrzeugkonzepte keine auf Messungen beruhenden EF enthalten sind. Vielmehr müssen bestehende Messdaten für ältere Fahrzeugkonzepte durch plausible Annahmen auf neuere Fahrzeugkonzepte hochgerechnet werden. Wichtiges Kriterium bei diesen Hochrechnungen ist die zeitliche Entwicklung der Abgasgrenzwerte zwischen älteren und neuen Fahrzeugkonzepten [UBA 1999]. Die derzeit aktuellsten verfügbaren EF beziehen sich bei Otto-Pkw auf Fahrzeuge des Baujahrs 1994 (Abgasnorm: EURO 1) und bei Diesel-Pkw und bei LNF auf Fahrzeuge des Baujahrs 1990 (Abgasnorm: Anlage XXIII zu § 47 StVZO). Unbefriedigend ist die derzeitige Situation auch im Bereich des Schwerverkehrs. Trotz hoher Beiträge zu den verkehrsbedingten NO_x-, Partikel- und CO₂-Emissionen liegt der Anteil der bisher durchgeführten Messungen an schweren Motoren am gesamten EF-Messprogramm bei wenigen Prozent [STURM 2001a].

Systematische Fehler bei der rechnerischen Ermittlung von EF neuer Fahrzeugkonzepte können erst durch Vergleiche zwischen hochgerechneten und aus Messdaten abgeleiteten EF erkannt und korrigiert werden. Ein Vergleich von älteren mit neuen EF-Datenbasen gibt Aufschluss über die Größenordnungen der enthaltenen systematischen Abweichungen. Zu diesem Zweck wurde ein ausführlicher Vergleich der beiden bisher vorliegenden Versionen des "Handbuchs für Emissionsfaktoren" [UBA 1995, 1999] durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Kapitel 5.1.3 dargestellt.

Aktuelle Messungen an Motoren von Schweren Nutzfahrzeugen [STURM 2001b] weisen darauf hin, dass die realen NO_x-EF moderner EURO 2 - und EURO 3 - Motoren mit elektronisch geregelter Kraftstoffeinspritzung deutlich höher sind als nach der Grenzwertentwicklung zu erwarten wäre. Während die NO_x-Grenzwerte im Vergleich zur EURO 1 - Norm (bezogen auf die Serienprüfung) um -22,2 % bei EURO 2 und um -44,4 % bei EURO 3 herabgesetzt wurden, zeigen die Prüfstandsmessungen vergleichbare Emissionsraten zwischen EURO 2 - und EURO 1 - Motoren und nur geringe Absenkungen bei EURO 3 - Motoren. Zwar werden die Emissionslimitierungen an den gesetzlich vorgeschriebenen Messpunkten im Motorkennfeld (definiert durch Drehzahl und Drehmoment) eingehalten. Dagegen treten an anderen, nicht im gesetzlich vorgeschriebenen Messbereich liegenden Messpunkten stark erhöhte NO_x-Emissionsraten auf, so dass insgesamt bei realen Fahrzyklen ein mit EURO 1 - Fahrzeugen vergleichbares Emissionsniveau auftritt. Da sich die im "Handbuch für Emissionsfaktoren" enthaltenen NO_x-EF für den Schwerverkehr auf Messungen an Fahrzeugen bis einschließlich Baujahr 1990 (vor EURO 1) und auf die anschließende Grenzwertentwicklung stützen, ist davon auszugehen, dass die veröffentlichten NO_x-EF für aktuelle Fahrzeugkonzepte des Schwerverkehrs systematisch (bis zu einem Faktor 1,5 bis 2) zu niedrig sind.

Diese durch die neuen Prüfstandsmessungen ermittelten Mehrbefunde von NO_x-Emissionen des Schwerverkehrs gegenüber den dokumentierten EF-Datenbasen werden durch unabhängige Experimente in Straßentunneln und an offenen Straßenabschnitten bestätigt (s. Kapitel 7). Eine entsprechende Korrektur der für die Emissionsmodellierungen verwendeten EF ist daher erforderlich.

Weitere mögliche systematische Fehler der Emissionsfaktoren, wie sie z.B.

- durch bisher unberücksichtigte Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten, z.B.:
 - Luftdruck (Höheneinfluss)
 - Meteorologie: Windrichtung und -geschwindigkeit, Niederschlag, Lufttemperatur bei Warmemissionen
 - Kraftstoffqualität
 - Fahrbahnbeschaffenheit
- bei den Korrekturfaktoren für Kaltstart, Längsneigung, Laufleistung, Beladungszustand, Fahrmuster "Stop and Go" oder
- bei der Übertragung und Hochrechnung der ermittelten Emissionsfaktoren auf bisher bei Prüfstandsmessungen nicht berücksichtigte Fahrzustände

auftreten können, lassen sich derzeit aufgrund fehlender Daten nicht ermitteln. Aktuelle Untersuchungsprogramme, wie z.B. [ARTEMIS 2003], haben zum Ziel, zumindest einen Teil der bestehenden Datenlücken zu schließen.

5.1.1.2 Statistische Fehler

Die Abschätzungen der statistischen Fehler der EF basieren auf Untersuchungen des TÜV Rheinland [HASSEL 1998a, 1998b]. Hier wurden aus allen Messwerten des Messprogramms der Fahrzeuge der Baujahre 1986 bis 1990 pro Fahrzeugschicht und BEFU-Zelle zunächst die Standardabweichungen der Einzelwerte ermittelt. Durch Faltung der entstandenen Matrizen mit den Häufigkeitsverteilungen der Fahrmuster wurden die Standardabweichungen der Einzelwerte pro Fahrzeugschicht und Fahrmuster berechnet. Durch Division mit der Wurzel der Anzahl der gemessenen Fahrzeuge pro Fahrzeugschicht und Multiplikation mit dem entsprechenden t-Faktor der Student-Verteilung wurden die 95 % - Vertrauensbereiche der EF-Mittelwerte pro Fahrzeugschicht ermittelt. In den Bildern 4 und 5 sind für zwei beispielhafte Fahrzeugschichten die relativen Vertrauensbereiche über die mittleren Geschwindigkeiten der Fahrmuster dargestellt.

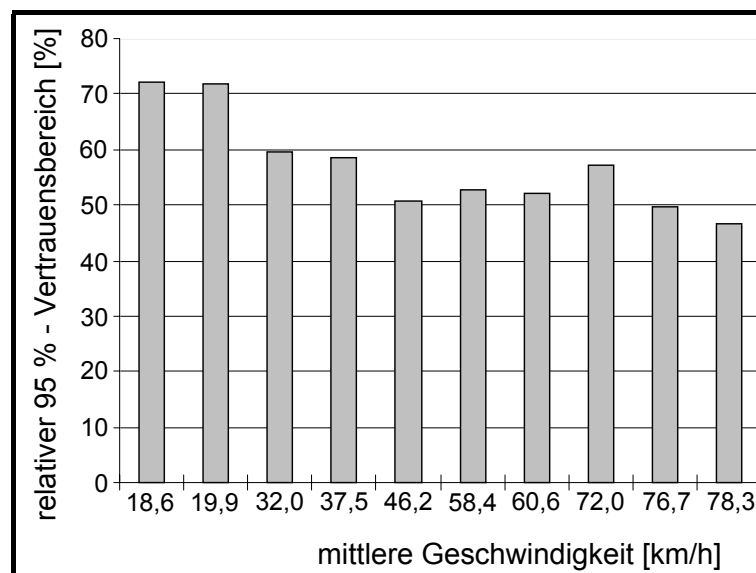


Bild 4: 95% - Vertrauensbereich (rel.) für HC als Funktion der mittleren Geschwindigkeit der Fahrmuster (innerorts und außerorts) - G-Kat-Pkw ab 1987; 1,4 - 2,0 Liter Hubraum [HASSEL 1998a]

Zur Auswertung der vom TÜV Rheinland erhobenen Daten wurden die 95 % - Vertrauensbereiche (VB) unter der Einbeziehung der Besetzungszahlen pro Fahrzeugschicht in einfache Standardabweichungen bzw. Variationskoeffizienten umgerechnet. Als problematisch müssen dabei insbesondere die Untersuchungen der

schweren Nutzfahrzeuge angesehen werden. Bei der Erstellung der EF wurden aus lediglich 34 auf Prüfständen untersuchten Motoren durch rechnerische Verfahren ca. 300 verschiedenen Fahrzeugschichten abgeleitet. Es ist daher nicht auszuschließen, dass innerhalb einer Fahrzeugschicht die modellierten EF verschiedener Fahrzeuge teilweise auf den Untersuchungen des gleichen Motors basieren. Somit wären die EF verschiedener Fahrzeuge innerhalb einer Fahrzeugschicht nicht statistisch voneinander unabhängig und die auftretenden Streubreiten deutlich unterschätzt. Da die Besetzungszahlen der Fahrzeugschichten der schweren Nutzfahrzeuge den entsprechenden Publikationen nicht zu entnehmen sind, wurde für die Ableitung der Variationskoeffizienten aus den 95 % - VB eine einheitliche Schichtbesetzung mit 10 Fahrzeugen angenommen (t-Faktor = 2,2).

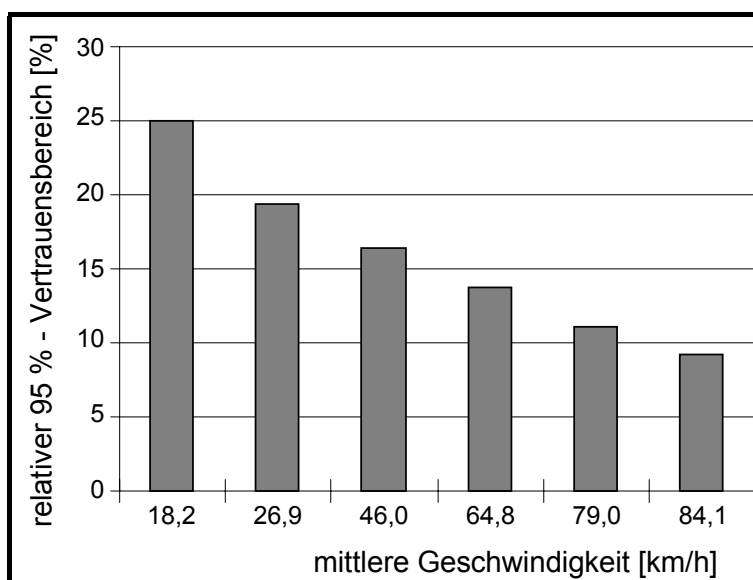


Bild 5: 95% - Vertrauensbereich (rel.) für NO_x als Funktion der mittleren Geschwindigkeit der Fahrmuster (innerorts und außerorts) - Lkw, 20-24 Tonnen zul. Gesamtmasse [HASSEL 1998b]

Die auf die Fahrmuster bezogenen Variationskoeffizienten wurden entsprechend den im UBA-Handbuch [UBA 1999] angegebenen Anteilen auf die definierten Verkehrssituationen übertragen. Geringe Fehler entstehen dabei durch Fahrmuster, für die keine statistischen Fehler angegeben sind. Für diese Fahrmuster (z.B. "Stop and Go" innerorts und außerorts) wurden die Variationskoeffizienten der jeweils ähnlichsten Fahrmuster mit Fehlerangabe übertragen.

Ein weiteres Datendefizit der vorliegenden Fehlerermittlungen besteht bei den derzeit im Verkehr befindlichen Fahrzeugschichten. Für Fahrzeuge der Baujahre vor 1986 bzw. nach 1990 liegen keine Fehlerbetrachtungen vor, so dass auf diese Fahrzeugschichten die vorliegenden Fehler der technisch ähnlichsten Schichten übertragen werden müssen. Für Motorräder sind derzeit noch keine Fehlerabschätzungen verfügbar, so dass hier Fehler von Pkw-Schichten übertragen werden müssen. Für die EF von Mofas wurde ein einheitlicher VK von 30 % angenommen.

Entsprechend der Emissionsmodellierungen wurden die statistischen Gesamtfehler pro Straßenkategorie anhand der mittleren Verteilungen der Verkehrssituationen und der Flottenzusammensetzungen im Jahresmittel berechnet. In der Tabelle 3 sind die resultierenden Unsicherheiten der Emissionsfaktoren für Kohlenwasserstoffe und Stickoxide zusammenfassend dargestellt. Da für NMHC bzw. Methan keine nach Fahrzeugschichten aufgelösten EF verfügbar sind, erfolgte die Berechnung der Fehlerbandbreiten für die Stoffklasse HC.

Tabelle 3: Statistische Fehler (VK) der Emissionsfaktoren mit warmem Motor für verschiedene Straßenkategorien in Baden-Württemberg 1994

Straßenkategorie	HC	NO _x
Autobahnen	± 17,5 %	± 10,5 %
Bundesstraßen	± 22,0 %	± 15,0 %
Landesstraßen	± 22,6 %	± 15,8 %
Kreisstraßen	± 23,3 %	± 15,5 %
innerorts	± 24,0 %	± 20,1 %

Die statistischen Fehlerermittlungen des TÜV Rheinland enthalten alle Fehlerbeiträge, die zu Schwankungen der EF innerhalb einer Fahrzeugschicht führen. Dies sind neben den durch unterschiedliche Fahrzeugtypen verursachten Schwankungen auch Messunsicherheiten (Messanlage, Rollenprüfstand, Fahrerverhalten, Umwelteinflüsse, Aggregat) und methodisch bedingte Streuungen bei der Ermittlung der BEFU und der Ableitung der EF aus den BEFU (s.a. Punkt I - systematische Fehler). Vergleiche der Streuungsbreiten mit parallel durchgeführten integralen Beutelmessungen haben ergeben, dass der methodisch bedingte Streuungseinfluss die restlichen Fehlerbeiträge deutlich übersteigt (Anteil an der Gesamtstandardabweichung: ca. 86 %) [HASSEL 1998a]. Somit muss die Methodik der Ermittlung der EF als maßgebliche Ursache der statistischen Fehler der EF angesehen werden.

Aussagen über die statistischen Fehler der Korrekturfaktoren für Kaltstart, Längsneigung, Laufleistung, Beladungszustand, Fahrmuster "Stop and Go" sind derzeit aufgrund der zu schlechten Datenbasis nicht möglich [WIESNER 1998].

5.1.2 Verdampfungsemissionen

5.1.2.1 Tankatmung (Diurnal Losses)

Zur Ermittlung der statistischen Fehler der mittleren Tankatmungs-Emissionsfaktoren stehen die einzelnen Werte der Messreihen für Otto-Pkw mit Aktivkohlefilter (AKF) [BACH 1993] und ohne AKF [HEINE 1989] zur Verfügung. Diese mittleren EF sind auch im UBA-Handbuch [UBA 1999] enthalten. Es zeigt sich, dass die relativen statistischen Schwankungen der Fahrzeuge untereinander weitgehend unabhängig von der Temperaturerhöhung sind und bei den Pkw mit AKF mit einem Variationskoeffizienten von ca. 32 % etwa doppelt so hoch ausfallen wie bei den Pkw ohne AKF (ca. 17%). Für das Bezugsjahr 1994 ergibt sich somit bei etwa gleichen Anteilen von Fahrzeugen mit und ohne AKF ein mittlerer Variationskoeffizient von 24,4 %. Für nachfolgende Jahre mit zunehmendem Anteil der Pkw mit AKF ist mit einer entsprechenden Zunahme des Fehlers zu rechnen. Zu beachten ist, dass bei den Messungen von [HEINE 1989] Fahrzeuge mit sehr hohen Emissionen nicht bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren berücksichtigt worden sind ("Ausreißer"). Daher ist zu vermuten, dass Fahrzeuge mit Leckagen und sonstigen offenen Stellen am Kraftstoffsystem, die insbesondere bei älteren Fahrzeugen auftreten, in den derzeit vorliegenden EF nicht in ausreichendem Maße berücksichtigt werden.

5.1.2.2 Heiß- / Warmabstellverluste (Hot / Warm Soak Losses)

Aus den Messreihen zur Ermittlung der Hot-Soak-Emissionsfaktoren ergibt sich für die Otto-Pkw ohne AKF [HEINE 1989] für den Mittelwert ein VK von 9,7 % beim Heiß-/Warmabstellen und von 8,7 % beim Warmabstellen. Die entsprechenden VK für Fahrzeuge mit AKF [BACH 1993] liegen beim Heiß-/Warmabstellen bei 14,9 %. Für warm abgestellte Fahrzeuge mit AKF können derzeit aufgrund der zu kleinen Datenbasis keine Fehlerbandbreiten ermittelt werden. Es wird daher in erster Näherung davon ausgegangen, dass die Fehler beim Heiß-/Warmabstellen auf das Warmabstellen übertragbar sind. Für das Bezugsjahr 1994 mit ungefähr gleichen Anteilen der Otto-Pkw mit und ohne AKF ergibt sich ein mittlerer VK von 12,3 %, wobei für die Folgejahre aufgrund des zunehmenden Anteils der Fahrzeuge mit AKF mit leicht ansteigenden relati-

ven Fehlern zu rechnen ist. Bezüglich der Ausreißer bei den Messungen von [HEINE 1989] gelten die bereits für die Tankatmungs-Emissionsfaktoren getroffenen Aussagen.

5.1.2.3 Running Losses

Emissionsfaktoren für die Verdampfungsemissionen während des Fahrbetriebs sind in detaillierter Form derzeit nur für amerikanische Fahrzeuge verfügbar. Für die europäische Fahrzeugflotte existieren nur punktuelle Messungen [MAY 1993]. Fehlerbandbreiten für Running-Losses-Emissionsfaktoren europäischer Fahrzeuge können deshalb z.Zt. nicht ermittelt werden.

5.1.3 Vergleich unterschiedlicher Emissionsfaktor-Datenbasen

Das "Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" ("UBA-Handbuch") stellt die derzeit umfangreichste und detaillierteste Datenbasis von Kfz-Emissionsfaktoren für den deutschsprachigen Raum dar. Die veröffentlichten Daten basieren auf Messungen, die im Rahmen eines Verbundprojekts aus deutschen (UBA, TÜV, RWTÜV), schweizerischen (BUWAL, EMPA, INFRAS) und österreichischen (TU Graz) Institutionen durchgeführt worden sind und werden durch aktuelle Messungen weiter fortgeschrieben. Die erste Version für Deutschland und die Schweiz wurde im Oktober 1995 veröffentlicht [UBA 1995]. Die Veröffentlichung der z.Zt. aktuellen Version 1.2 erfolgte im Januar 1999 [UBA 1999]. Das UBA-Handbuch enthält Emissionsfaktoren für Fahrzeuge mit betriebswarmem Motor, Kaltstartzuschläge sowie Verdampfungsemissionen von Otto-Fahrzeugen (s. Kapitel 5.1).

Ein Vergleich von Emissionsfaktoren der beiden UBA-Handbuch-Versionen zeigt, wie groß der Einfluss von Daten aus Zusatzmessungen, die zwischen den Zeitpunkten der Veröffentlichungen der beiden Versionen erhoben worden sind, auf die Emissionsfaktoren ist. Geht man davon aus, dass die in der neueren Version 1.2 enthaltenen Daten aufgrund des umfangreicheren Datenmaterials qualitativ höherwertiger sind, so zeigen die Vergleiche in erster Linie systematische Fehler der alten Version 1.1 auf. Berücksichtigt man jedoch, dass die Messumfänge der Zusatzmessungen [z.B. HASSEL 1997] im Vergleich zum Basismessprogramm eher klein sind und viele Bereiche aus der Version 1.1 mangels neuerer Daten sogar unverändert in die Version 1.2 übernommen worden sind, so spiegeln die aus den Vergleichen abgeleiteten Differenzen auch die Größenordnungen der statistischen Fehlerbandbreiten der aktuellen Emissionsfaktoren wider.

Die Tabelle 4 und die Bilder A 1 bis A 17 im Anhang stellen die Ergebnisse der Vergleiche der EF mit betriebswarmem Motor dar. Verglichen wurden nur die EF derjenigen Fahrzeugschichten, die in beiden Versionen des UBA-Handbuchs enthalten sind.

Es zeigt sich, dass die CO-EF der älteren Pkw- und LNF-Schichten weitgehend unverändert geblieben sind. Bei den neueren Fahrzeugschichten ab EURO 1 - Norm treten erhebliche Differenzen auf. Insbesondere bei Otto-Pkw mit kleinen Motoren (< 1,4 l) liegen die neuen CO-EF bei hohen Geschwindigkeiten (ab ca. 110 km/h) erheblich über den alten (Bild A 1). Die stärkste Korrektur tritt bei EURO 2 - Fahrzeugen bei Fahrmustern mit einer mittleren Geschwindigkeit von 145 km/h auf. Hier liegt das Verhältnis zwischen dem neuen und dem alten EF bei über zwölf. Das Bild A 1 zeigt, dass durch die starken Korrekturen der CO-EF bei hohen Geschwindigkeiten neueren GKat-Fahrzeugen (EURO 1 bis 3) nunmehr erheblich höhere Emissionen zugeordnet werden, als vergleichbaren älteren GKat-Fahrzeugen (Baujahr vor 1991). Dieses Ergebnis erscheint nicht plausibel und ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass in den Zusatzmessprogrammen keine Fahrzeuge der älteren Schichten vertreten waren. Hier wurde offensichtlich eine nachträgliche Korrektur auch für die älteren Fahrzeuge bisher versäumt. Weniger stark ausgeprägt sind die Korrekturen bei GKat-Pkw mit mittlerer Motorisierung (Hubraum zwischen 1,4 l und 2,0 l) (Bild A 2). EURO 2 und EURO 3 Fahrzeuge weisen hier über den gesamten Geschwindigkeitsbereich in der Version 1.2 ca. doppelt so hohe CO-EF auf. Bei GKat-Pkw mit großen Motoren (> 2,0 l) stehen deutlichen Korrekturen nach oben bei niedrigen Geschwindigkeiten Korrekturen nach unten bei hohen Geschwindigkeiten gegenüber (Bild A 3).

Tabelle 4: Vergleich von Abgas-Emissionsfaktoren aus Kfz mit betriebswarmem Motor für Abschnitte ohne Längsneigung aus UBA-Handbuch Version 1.2 [UBA 1999] mit UBA-Handbuch Version 1.1 [UBA 1995]

Fahrzeug-Kategorie	Konzept	Verhältnis Emissionsfaktor UBA-HB v1.2 / UBA-HB v1.1			
		CO	HC	NO _x	CO ₂
Pkw	Otto konv.	1	1	1	1,03
	Diesel konv.	1	1	1	1,02
	2-Takt konv.	1	1	1	0,82
	GKat vor 1987	1	1	0,99	1,03
	GKat 1987 - 1990	0,95 - 1 (s. Bilder A 1, A 2, A 3)	0,91 - 1 (s. Bilder A 6, A 7, A 8)	0,93 - 0,99 (s. Bilder A 11, A 12, A 13)	1,03
	Diesel Anl. XXIII	1	1	1	1,02 - 1,16 (s. Bild A 16)
	Otto EURO 1	0,19 - 6,28 (s. Bilder A 1, A 2, A 3)	0,19 - 4,21 (s. Bilder A 6, A 7, A 8)	0,57 - 2,34 (s. Bilder A 11, A 12, A 13)	0,72 - 1,20 (s. Bild A 15)
	Otto EURO 2	0,37 - 12,1 (s. Bilder A 1, A 2, A 3)	0,36 - 7,96 (s. Bilder A 6, A 7, A 8)	0,41 - 1,74 (s. Bilder A 11, A 12, A 13)	0,72 - 1,20 (s. Bild A 15)
	Diesel EURO 2	0,75	0,75	0,89	1,02 - 1,16 (s. Bild A 16)
	Otto EURO 3	0,33 - 10,7 (s. Bilder A 1, A 2, A 3)	0,28 - 6,19 (s. Bilder A 6, A 7, A 8)	0,51 - 2,32 (s. Bilder A 11, A 12, A 13)	0,72 - 1,20 (s. Bild A 15)
Diesel EURO 3	0,75	0,75	1	1,02 - 1,16 (s. Bild A 16)	
LNF	Otto konv.	1	1	1	1,03
	Diesel konv.	1	1	1	1,02
	GKat vor 1991	0,96 - 1 (s. Bild A 4)	0,93 - 1 (s. Bild A 9)	0,95	1,03
	Diesel EURO 1	1	0,86	1	1,02
	Otto EURO 2	1,45 - 1,50 (s. Bild A 4)	1,31 - 1,50 (s. Bild A 9)	0,97	1,03
	Diesel EURO 2	0,5	0,75	1	1,02
	Otto EURO 3	1,13 - 1,33 (s. Bild A 4)	0,87 - 1,17 (s. Bild A 9)	0,49 ¹⁾ 0,65 ²⁾	1,03
	Diesel EURO 3	0,28	0,42	0,75	1,02
SV	50er Jahre	0,73	0,73	1	1,02
	60er Jahre	0,80	0,80	1	1,02
	70er Jahre	0,89	0,89	1	1,02
	80er Jahre	1	1	1	1,02
	EURO 1	0,5	0,78	1	1,02
	EURO 2	0,31	0,63	1	1,02
	EURO 3	0,4	0,67	1	1,02
KKR	vor EURO 2	1	1	1	1,03
	EURO 2	0,5	1	1	1,03

Fahrzeug-Kategorie	Konzept	Verhältnis Emissionsfaktor UBA-HB v1.2 / UBA-HB v1.1			
		CO	HC	NO _x	CO ₂
MR	2-Takt EURO 1	1,53 - 4,37 (s. Bild A 5)	0,61 - 1,19 (s. Bild A 10)	0,60 - 1,40 (s. Bild A 14)	0,95 - 1,33 (s. Bild A 17)
	2-Takt EURO 2	1,22 - 3,49 (s. Bild A 5)	0,49 - 0,95 (s. Bild A 10)	1,20 - 2,80 (s. Bild A 14)	0,95 - 1,33 (s. Bild A 17)
	4-Takt EURO 1	0,92 - 1,28 (s. Bild A 5)	0,75 - 1,67 (s. Bild A 10)	0,88 - 1,27 (s. Bild A 14)	0,50 - 0,96 (s. Bild A 17)
	4-Takt EURO 2	1,14 - 1,56 (s. Bild A 5)	0,69 - 1,53 (s. Bild A 10)	1,05 - 1,52 (s. Bild A 14)	0,50 - 0,96 (s. Bild A 17)

- 1) Innerorts- und Außerorts-Verkehrssituationen (ohne Autobahnen)
- 2) Autobahn-Verkehrssituationen

Auch hier erfolgte für Fahrzeugschichten vor EURO 1 keine Korrektur. Für neuere Diesel-Pkw wurden die CO-EF pauschal um 25 % abgesenkt. Ein ähnliches Bild wie bei den Pkw ergibt sich bei den Leichten Nutzfahrzeugen und Kleinbussen (LNF): EF älterer Fahrzeuge wurden nicht korrigiert. LNF mit Otto-Motor weisen zwischen 13 % und 50 % höhere EF auf (Bild A 4). Dagegen wurden die EF der Diesel-LNF um 50 % bzw. 72 % abgesenkt. Beim Schwerverkehr (SV) treten erhebliche Absenkungen der CO-EF über alle Fahrzeugschichten (mit Ausnahme von Fahrzeugen der 80er Jahre) auf. Die Korrekturen liegen dabei zwischen -11 % (70er Jahre) und -69 % (EURO 2) und sind nicht differenziert nach Fahrmustern. Die neuen CO-EF bei Motorrädern (Bild A 5) liegen tendenziell über den alten. Besonders stark ausgeprägt sind die Korrekturen bei 2-Takt-Motoren in höheren Geschwindigkeitsbereichen (ca. Faktor 3-4).

Der Vergleich der Gesamt-Kohlenwasserstoff (HC) - Emissionsfaktoren zeigt eine ähnliche Tendenz wie beim CO. Auch hier treten die stärksten Korrekturen nach oben bei kleinen GKat-Pkw in hohen Geschwindigkeitsbereichen auf (Bild A 6). Korrekturen nach unten erfolgten bei GKat-Pkw im wesentlichen bei Fahrzeugen mit kleinen und mittleren Motoren bei niedrigen Geschwindigkeiten (Bilder A 6 und A 7) sowie bei Fahrzeugen mit großen Motoren (über 2 Liter Hubraum) bei hohen Geschwindigkeiten (Bild A 8). Auch beim HC wurden die EF bei neueren Diesel-Pkw wie beim CO pauschal um 25 % abgesenkt. Die Korrekturen bei den LNF fallen vergleichsweise moderat aus: Die größten Anhebungen treten bei EURO 2 Otto-Fahrzeugen mit +50 % (Bild A 9), die größten Absenkungen bei EURO 3 Diesel-Fahrzeugen mit -56 % auf. Beim Schwerverkehr (SV) sind die Absenkungsfaktoren von Fahrzeugen der Baujahre 1950 bis 1989 mit denen von CO identisch. Neuere SV-Fahrzeuge (EURO 1 bis EURO 3) weisen in der UBA-Handbuch-Version 1.2 zwischen 22 % und 37 % geringere EF auf. 2-Takt-Motorrädern werden in der neuen Version fast ausschließlich geringere HC-EF zugeordnet (Bild A 10). Die Differenzen sind in den mittleren Geschwindigkeitsbereichen (ca. 30 km/h bis 80 km/h) am stärksten ausgeprägt. Dagegen treten bei den 4-Takt-MR bei einer mittleren Geschwindigkeit von ca. 70 km/h die besten Übereinstimmungen auf. Bei niedrigeren Geschwindigkeiten wurden die EF angehoben, bei niedrigeren abgesenkt.

Die NO_x-EF der neueren Otto-Pkw wurden für Verkehrssituationen mit niedrigen Durchschnittsgeschwindigkeiten angehoben und für Verkehrssituationen mit hohen Durchschnittsgeschwindigkeiten abgesenkt (Bilder A 11, A 12, A 13). Der Bereich der Korrekturen liegt dabei zwischen +134 % (EURO 1, < 1,4 l, Autobahn Stop+Go) und -59 % (EURO 2, > 2 l, Autobahn 75 km/h). NO_x-EF für Diesel-Pkw wurden nur für Fahrzeuge mit EURO 2 - Norm korrigiert (-11 %). Bei den LNF sind nennenswerte Korrekturen nur bei EURO 3 - Fahrzeugen festzustellen. Die neuen EF für Otto-LNF sind um -51 % (innerorts und Landstraßen) bzw. um -35 % (Autobahnen) niedriger, diejenigen für Diesel-LNF entsprechend um -25 % niedriger. Beim Schwerverkehr sind die NO_x-EF bei beiden UBA-Handbuch-Versionen identisch.

Im Vergleich zu den bisher betrachteten Schadstoffen fallen die Korrekturen der CO₂-EF gering aus. Auffällig ist, dass die EF aller Fahrzeuge, für die keine neueren Untersuchungen vorliegen, pauschal um 1,9 % (Diesel) bzw. 2,8 % (Otto) angehoben worden sind. Bei den neueren Pkw liegen die EF der UBA-Handbuch-Version 1.2 tendenziell über den alten EF der Version 1.1 (Bilder A 15 und A 16). Nur bei Fahrzeugen mit

großem Motor und bei hohen Geschwindigkeiten werden die alten durch die neuen EF unterschritten. Starke Korrekturen nach unten treten bei den 4-Takt-Motorrädern auf (Bild A 17).

Zusammenfassend zeigen die Vergleiche der Emissionsfaktoren der UBA-Handbuch-Versionen 1.1 (1995) und 1.2 (1999) teilweise erhebliche Unterschiede. Die maximalen Abweichungen für einzelne Fahrzeugschichten und bestimmte Verkehrssituationen liegen für CO bei ca. einer Größenordnung, für HC bei einem Faktor von ca. 5-7, für NO_x bei einem Faktor von ca. 2,5 und für CO₂ bei ca. 20 %. Bei keinem der betrachteten Schadstoffe ist eine einheitliche Tendenz nach oben oder unten festzustellen. D.h. positive Differenzen zwischen den beiden Handbuch-Versionen für bestimmte Fahrzeugschichten und Verkehrssituationen stehen negative Differenzen für andere Fahrzeugschichten und Verkehrssituationen gegenüber. Es lassen sich daher keine generellen Aussagen über Differenzen bei Verwendung der beiden Versionen treffen. Diese sind vielmehr von der Charakteristik (Fahrverhalten, Flottenzusammensetzung) des jeweils untersuchten Straßenabschnitts abhängig. Weite Bereiche der EF aus der Version 1.1 wurden aufgrund fehlender neuer Erkenntnisse unverändert in die Version 1.2 übernommen (z.B. NO_x-EF des Schwerverkehrs). Es ist daher zu erwarten, dass auch die EF in der neueren Version mit Fehlerbandbreiten in den dargestellten Größenordnungen verknüpft sind.

5.1.4 VOC-Einzelkomponenten

Ermittlungen von Abgasemissionen einzelner organischer Verbindungen erfordern die Kenntnis komponentenspezifischer Emissionsfaktoren. Diese liegen meist als Anteile der einzelnen Komponenten an den Gesamt-Kohlenwasserstoff-Emissionen, die durch integrative Messmethoden (z.B. FID) bestimmt worden sind, in Form von VOC-Profilen für verschiedene Fahrzeugkonzepte vor [PATYK 1995]. Zusätzlich zu den Unsicherheiten der Gesamt-HC-Emissionsfaktoren treten bei den VOC-Einzelkomponenten Fehler durch unpräzise VOC-Splits auf.

Die gängigen Datenbasen [UBA 1999] enthalten z.Zt. EF für Methan, Benzol, Toluol und die Xylole. Soweit diese Stoffe in den ausgewerteten experimentellen Studien erfasst worden sind, werden sie in Kapitel 7 mitberücksichtigt.

Neuere Prüfstandsmessungen des TÜV Rheinland [SCHMITZ 1999b] mit je fünf Fahrzeugen der Pkw-Konzepte Otto konventionell, Otto GKat und Diesel für unterschiedliche Fahrzyklen lassen erstmals Aussagen über Unsicherheiten von detaillierten VOC-Profilen (45 Kohlenwasserstoffe, 9 Carbonylverbindungen, Phenol, Kresole) zu. Es zeigen sich bei den GKat- und den Dieselfahrzeugen im Vergleich zu den konventionellen Otto-Pkw deutlich höhere Streuungen. Darüber hinaus hat der gefahrene Fahrzyklus einen erheblichen Einfluss auf die Streuungen zwischen den einzelnen Fahrzeugen innerhalb eines Pkw-Konzeptes. U.a. wurden für die in die drei Substanzklassen Alkane, Alkene und Aromaten gruppierten Kohlenwasserstoffe auf den Stichprobenmittelwert bezogene Konfidenzintervalle mit 95-prozentiger statistischer Sicherheit ermittelt. Es ergaben sich rechnerische relative Konfidenzintervalle zwischen ca. 30 % und 180 % bei den Diesel-, zwischen ca. 20 % und 115 % bei den GKat- und zwischen ca. 15 % und 65 % bei den konventionellen Otto-Fahrzeugen.

Ein ebenfalls in [SCHMITZ 1999b] enthaltener Vergleich der TÜV-Daten mit Messdaten aus anderen Studien zu VOC-Splits zeigt für gleiche Fahrzyklen und gleiche Fahrzeugkonzepte für Emissionsfaktoren ausgewählter organischer Einzelkomponenten Abweichungen von z.T. mehreren 100 %. Die größten Differenzen treten dabei wiederum bei GKat- und Diesel-Pkw auf.

Messungen in Schweden an fünf GKat- und 4 konventionellen Otto-Pkw zeigen ähnlich große Schwankungsbreiten zwischen den einzelnen Fahrzeugen. Daneben kann der Wartungszustand eines Fahrzeuges erheblichen Einfluss auf das VOC-Profil haben [SJÖDIN 2001].

5.2 Verkehrsstärken und Fahrleistungen

5.2.1 Außerorts

Die Fahrleistungen auf einzelnen Außerorts-Streckenabschnitten ergeben sich aus dem Produkt von Abschnittslänge und Verkehrsstärke.

Die Abschnittslängen liegen für Baden-Württemberg aus der Straßendatenbank des Landes flächendeckend für alle Außerortsabschnitte (mit Ausnahme der Gemeindestraßen) mit einer Genauigkeit von 1 Meter vor und können somit als nahezu fehlerfrei angesehen werden.

Zur Ermittlung der abschnittsbezogenen Verkehrsstärken kann auf die Daten der Bundesverkehrszählung (BVZ) zurückgegriffen werden, die in 5-jährigem Turnus durchgeführt wird. Bei der Ermittlung der jährlichen Verkehrsstärken 1994 für einen bestimmten Straßenabschnitt sind drei unterschiedliche Fehlerquellen zu berücksichtigen:

- I) Fehler der Daten der Bundesverkehrszählungen 1990 und 1995
- II) Fehler durch Anpassen der Fahrzeugklassen
- III) Fehler durch Interpolationen der Verkehrsstärken auf 1994

5.2.1.1 Fehler der Daten der Bundesverkehrszählungen 1990 und 1995

Während der BVZ 1985 wurden an 188 Streckenabschnitten die durch Zählungen und Hochrechnungen ermittelten jährlichen Gesamtverkehrsstärken mit Daten aus automatischen Dauerzählstellen verglichen [LENSING 1986]. Es ergab sich für die Quotienten aus manuellen und automatischen Zählwerten ein Variationskoeffizient von 9,1 %. Im Mittel waren dabei die manuellen Zählwerte um 1,0 % höher als die automatischen. Weitere Auswertungen haben ergeben, dass der Anteil des methodisch bedingten Hochrechnungsfehlers bei 4,4 % liegt. Nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung folgt daraus für die eigentlichen Zählfehler ein VK von 8,0 %. Die Fehlerbetrachtungen wurden nicht differenziert nach Fahrzeugkategorien und Straßenklassen durchgeführt, so dass für die Fehlerbetrachtungen der Emissionen die angegebenen Werte als Mittelwerte übernommen werden müssen. Die Fehlerbetrachtungen der BVZ 1985 sind auf die BVZ 1990 und 1995 übertragbar, da sich die Methodik der Erhebungen in diesem Zeitraum nicht verändert hat [LENSING 1998]. Größere Unsicherheiten treten an Abschnitten auf, an denen nicht in dem von der Hochrechnungsmethodik der BVZ vorgesehenen zeitlichen Umfang gezählt worden ist. Dies betrifft ca. 10-15 % der Außerortsabschnitte in Baden-Württemberg.

Es liegen nicht für alle Außerortsstraßenabschnitte DTV-Mengen (**D**urchschnittliche **T**ägliche **V**erkehrsstärken) aus den BVZ vor. So wurden beispielsweise bei der BVZ 1995 von 174 vorhandenen Autobahnabschnitten in Baden-Württemberg nur 92 (52,9 %) durch Zählungen erfasst. Für die restlichen Abschnitte wurden die Ergebnisse von benachbarten Abschnitten übernommen. Diese Vorgehensweise kann zu erheblichen Fehlern führen. Liegen keine Informationen über die jährliche Verkehrsstärke an einem bestimmten Abschnitt vor und wird die mittlere Verkehrsstärke pro Straßenkategorie auf diesen Abschnitt übertragen, so treten Variationskoeffizienten zwischen ca. 55 % bei Autobahnen und ca. 75 % bei Kreisstraßen auf.

5.2.1.2 Fehler durch Anpassen der Fahrzeugklassen

Während bei der BVZ 1990 die Verkehrsstärkedaten noch nach neun Fahrzeugklassen differenziert wurden, erfolgte bei der BVZ 1995 eine Unterteilung in lediglich sechs Fahrzeugklassen. Um diese Einteilung an die Fahrzeugkategorien des UBA-Handbuchs anzupassen, ist eine Differenzierung der Verkehrsstärken von insgesamt drei Fahrzeugklassen notwendig:

- 1. Kräder → Mofas, Motorräder
- 2. Lkw mit Anhänger → Lastzüge, Sattelzüge
- 3. Busse → Reisebusse, Linienbusse

Tabelle 5: Fahrleistungsverteilungen von Krädern und Lkw mit Anhängern auf allen Außerortsabschnitten in Baden-Württemberg 1990

		A	B	L	K
Kräder					
Mittelwerte [%]	Mofas	0,0	12,3	19,5	29,2
	Motorräder	100	87,7	80,5	70,8
Standardabweichungen [%]		0	9,7	11,6	16,3
Lkw mit Anhänger					
Mittelwerte [%]	Lastzüge	57,7	66,1	68,7	71,3
	Sattelzüge	42,3	33,9	31,3	28,7
Standardabweichungen [%]		7,5	9,1	15,3	23,7

Die Mittelwerte für die Aufteilungen der Verkehrsstärken können der Literatur entnommen werden [PALM 1994a, 1994b, 1996]. Zur Ermittlung der Standardabweichungen der Fahrleistungsanteile wurden die abschnittsbezogenen Daten der BVZ 1990 ausgewertet. Die Ergebnisse für die Straßenkategorien Autobahnen (A), Bundesstraßen (B), Landesstraßen (L) und Kreisstraßen (K) sind in Tabelle 5 dargestellt.

Eine Fahrleistungsaufteilung der Busse wurde nicht durchgeführt, da für Linienbusse derzeit noch keine zuverlässigen Fahrmuster für den Außerortsbereich existieren und deshalb sinnvolle Emissionsberechnungen in diesem Teilbereich noch nicht durchgeführt werden können.

5.2.1.3 Fehler durch Interpolationen der Verkehrsstärken

Zur Abschätzung der Fehler bei der linearen Interpolation der Verkehrsstärkedaten 1990 und 1995 auf 1994 wurden für 80 ausgewählte Abschnitte in Baden-Württemberg die interpolierten Daten mit den Verkehrsstärkedaten aus automatischen Dauerzählstellen verglichen. Die Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse für die Quotienten aus gezählten und interpolierten Verkehrsstärken.

Es ergibt sich somit gemittelt über alle Fahrzeug- und Straßenkategorien ein Variationskoeffizient von 3,3 %. Die interpolierten Verkehrsstärken liegen im Mittel 0,9 % unter den tatsächlichen Werten (Dauerzählstellen). Aufgrund der Einschränkungen durch die vorliegenden Zählstellendaten können die Fehlerbetrachtungen nicht nach Fahrzeugkategorien aufgelöst werden. Für Kreisstraßen in Baden-Württemberg liegen keine Zählstellendaten vor, so dass hier die Ergebnisse für die Landesstraßen übertragen werden müssen.

Tabelle 6: Fehler bei der Interpolation von Verkehrsstärkedaten 1990 und 1995 auf 1994

	Mittelwert	VK [%]	n
Autobahnen	1,014	2,8	22
Bundesstraßen	1,009	2,7	28
Landesstraßen	1,005	4,2	30
alle Straßenkategorien	1,009	3,3	80

5.2.2 Innerorts

Für den Innerortsbereich sind in Deutschland keine flächendeckenden Verkehrszählungen und daraus abgeleitete Gesamtfahrleistungen verfügbar. Großräumige Gesamtinnerortsfahrleistungen müssen daher durch

vereinfachte Methoden abgeschätzt werden. In der Regel sind für einzelne Gemeinden ebenfalls keine detaillierten Fahrleistungsdaten vorhanden. Für die Emissionsmodellierung ist daher die Einbeziehung von zusätzlichen Infrastrukturdaten erforderlich. Eine übliche Methode der Ermittlung von gemeindebezogenen Fahrleistungsdaten besteht in der Differenzierung von großräumigen Innerortsfahrleistungen anhand von Einwohnerzahlen. Die dabei auftretenden Fehler lassen sich in drei Bereiche aufteilen:

- I) Fehler bei der Ermittlung von großräumigen Innerortsfahrleistungen
- II) Fehler bei der Differenzierung der Innerortsfahrleistungen nach Gemeinden (Regionalisierung)
- III) Fehler bei der Differenzierung der gemeindebezogenen Innerortsfahrleistungen nach Fahrzeugkategorien

5.2.2.1 Fehler bei der Ermittlung von großräumigen Innerortsfahrleistungen

Für das Bezugsjahr 1990 sind drei unabhängige Datenquellen zur Ermittlung der Gesamt-Innerortsfahrleistungen für die alten Bundesländer verfügbar:

1. Das Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin, ermittelt die Fahrleistungen anhand einer Kraftstoffverbrauchsrückrechnung [DIW 1997].
2. Heusch/Boesefeldt, Aachen, stützt sich bei der Fahrleistungserhebung auf soziologische Befragungen von Fahrzeughaltern [PALM 1994].
3. Die Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (BfLR), Bonn, hat für einzelne Gemeinden verfügbare Innerortsfahrleistungen zusammengetragen und daraus die Gesamtfahrleistung hochgerechnet [SCHMITZ 1997, 1999a].

Die jeweils ermittelten Gesamtfahrleistungen, Mittelwert und Fehlerbandbreiten sind in der Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Gesamt-Innerortsfahrleistungen für die alten Bundesländer 1990 nach drei unterschiedlichen Methoden

	Innerortsfahrleistung [Mrd. km]
- DIW	151,0
- Heusch/Boesefeldt	185,98
- BfLR	178,9
Mittelwert	171,96
Standardabweichung	18,49
Variationskoeffizient	10,8 %

Da für das Bezugsjahr 1994 nur Fahrleistungsdaten aus einer Quelle vorliegen [DIW 1997], können für den Hochrechnungsfaktor 1990 → 1994 derzeit keine Fehlerabschätzungen durchgeführt werden.

5.2.2.2 Fehler bei der Differenzierung der Innerortsfahrleistungen nach Gemeinden

Auf der Grundlage von Daten aus Emissionskatastern und Luftreinhalteplänen hat [SCHMITZ 1997, 1999a] für 67 Gemeinden und Gemeindeteile in den alten Bundesländern im Bezugsjahr 1990 die Korrelation zwischen jährlicher Innerortsfahrleistung des motorisierten Verkehrs und der Einwohnerzahl untersucht. Wie in Bild 6 dargestellt, ergibt sich ein guter linearer Zusammenhang bei doppelt-logarithmischer Darstellung. Aus der Regressionsanalyse mit der Einwohnerzahl (EWZ) als unabhängiger und der Innerortsfahrleistung (IOFL) [Mio. km] als abhängiger Variable ergibt sich folgender Zusammenhang:

$$IOFL = 10^{-2,5888} \times EWZ^{1,0257} \quad (24)$$

Die Ermittlung des Vertrauensbereiches der Regressionsgeraden in der doppelt-logarithmischen Darstellung erfolgt in der Form eines Voraussagebereiches für eine zukünftige Beobachtung an einer bestimmten Stelle

der unabhängigen Variable [SACHS 1997]. Dies entspricht dem 68,3 % - Vertrauensbereich der Einzelwerte. Es ergibt sich für die Fahrleistungen über den gesamten Wertebereich ein weitgehend konstanter Variationskoeffizient von + 26,0 % / - 20,6 %, wobei in der Mitte des Wertebereiches die VK ca. 0,5 % kleiner und an den extremen Enden des Wertebereiches (sehr hohe bzw. sehr niedrige Einwohnerzahlen) die VK ca. 0,5 % größer sind. Die Bevölkerungsdaten als unabhängige Variable werden dabei als fehlerfrei angesehen, was aufgrund der vorliegenden detaillierten Daten aus Melderegistern gerechtfertigt ist.

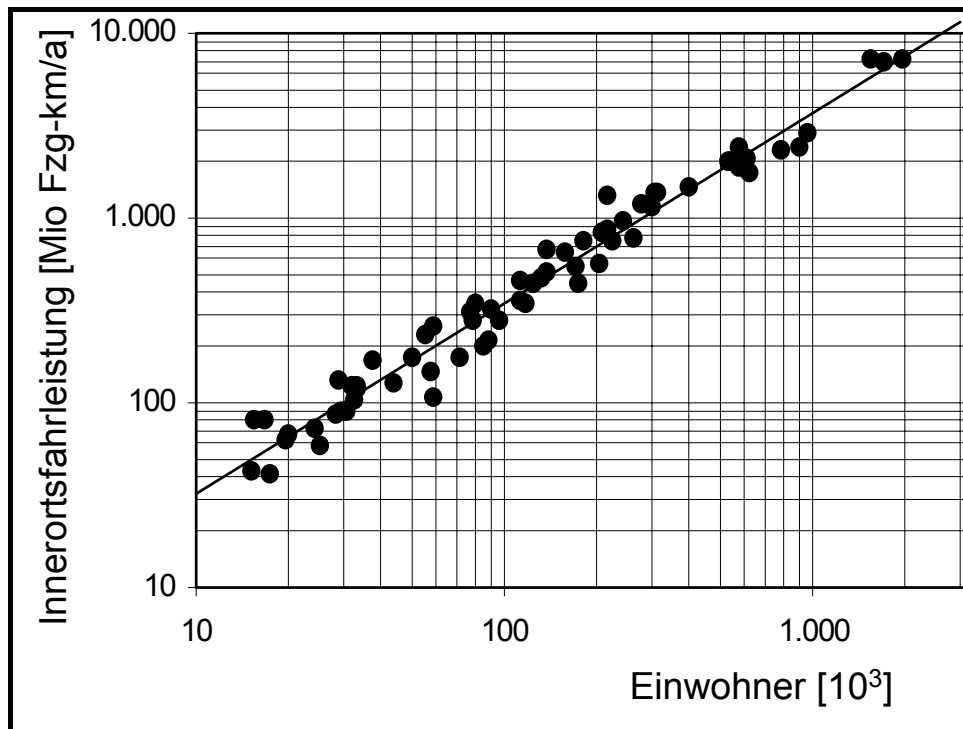


Bild 6: Jährliche Innerortsfahrleistungen in ausgewählten Gemeinden in den alten Bundesländern 1990 in Abhängigkeit von der Einwohnerzahl [SCHMITZ 1997]

5.2.2.3 Fehler bei der Differenzierung der gemeindebezogenen Innerortsfahrleistungen nach Fahrzeugkategorien

Die Anteile der verschiedenen Fahrzeugkategorien an der Gesamt-Innerortsfahrleistung in einer Gemeinde können von Gemeinde zu Gemeinde beträchtlich variieren, je nach Anteil des Durchgangsverkehrs und geographischer Lage der Gemeinde. Zur Abschätzung dieser Variationsbandbreiten wurden aus den Ergebnissen der BVZ 1990 die enthaltenen Innerortsabschnitte der Bundes-, Landes- und Kreisstraßen in Baden-Württemberg herangezogen. Insgesamt konnten somit für 884 Ortsdurchfahrten die Anteile der verschiedenen Fahrzeugkategorien ermittelt werden. Der Anteil der Fahrleistungen, die auf den Ortsdurchfahrten erbracht werden, an den gesamten Innerortsfahrleistungen liegt bei ca. 63 % [PALM 1996]. Für die restlichen, auf Gemeindestraßen erbrachten Fahrleistungen liegen keine entsprechend detaillierten Daten vor. Auch der Einfluss der Größe einer Gemeinde auf die Fehlerbandbreiten kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden. Es ist aber wahrscheinlich, dass sich mit zunehmender Einwohnerzahl die Fahrleistungsanteile der einzelnen Fahrzeugkategorien einer mittleren Verteilung annähern und die Fehler dadurch geringer werden.

5.3 Fahrmuster-Mix

5.3.1 Autobahnen

Die Fehler der Fahrmuster- bzw. Geschwindigkeitsverteilung der Fahrzeugflotte auf einem bestimmten Autobahnabschnitt werden einerseits durch die unbekannte Streckencharakteristik und andererseits durch Schwankungen zwischen verschiedenen Abschnitten gleicher Charakteristik verursacht.

Sind die Streckencharakteristik (Geschwindigkeitsbegrenzung, Anzahl der Fahrstreifen) und die jährliche Verteilung der Verkehrszustände (frei, teilgebunden, gebunden, Stau) für einen Autobahnabschnitt, für den Emissionsmodellierungen durchgeführt werden sollen, nicht bekannt, so müssen mittlere Verteilungen aus der Literatur übertragen werden. Aus [PALM 1996] liegen für Pkw und das Bezugsjahr 1993 mittlere jährliche Fahrleistungsverteilungen für die Autobahnabschnitte der alten Bundesländer differenziert nach Geschwindigkeitsbegrenzung, Anzahl der Fahrstreifen und Verkehrszustand mit der jeweiligen Durchschnittsgeschwindigkeit vor. Zur Emissionsmodellierung muss diese Verteilung der Definition der Verkehrssituationen im UBA-Handbuch angepasst werden. Es ist eine Teilaggregation der Fahrleistungsanteile erforderlich, da die Verkehrssituationen des UBA-Handbuchs nicht nach der Anzahl der Fahrstreifen differenziert sind und der Verkehrszustand "teilgebunden" nicht enthalten ist.

Für die restlichen Fahrzeugkategorien liegen ähnlich differenzierte Fahrleistungsverteilungen nach Fahrmustern derzeit nicht vor. Da das unterschiedliche Fahrverhalten der verschiedenen Fahrzeugkategorien bereits in der Definition der Verkehrssituationen im UBA-Handbuch berücksichtigt ist (z.B. fahren schwere Nutzfahrzeuge i.d.R. nicht schneller als 90 km/h - unabhängig von der Höhe der Geschwindigkeitsbegrenzung), kann in guter Näherung die für Pkw abgeleitete Fahrleistungsverteilung nach Verkehrssituationen auf die anderen Fahrzeugkategorien übertragen werden.

Tabelle 8: Mittlere Verteilung der Verkehrssituationen auf Autobahnen in den alten Bundesländern sowie obere und untere Grenze des 68,3 % - Vertrauensbereichs bei unbekannter Streckencharakteristik

Verkehrssituation (nach [UBA 1999])	Mittelwert (nach [PALM 1996])	obere Grenze	untere Grenze
		ohne Geschwindigkeitsbegrenzung	Geschwindigkeitsbegrenzung 100 km/h
AB>120	40,61 %	53,85 %	--
AB 120 ¹⁾	29,90 %	33,86 %	--
AB 100 ²⁾	14,20 %	--	87,73 %
AB 80	2,74 %	--	--
AB 80 gebunden ³⁾	10,37 %	10,40 %	10,38 %
AB 60	0,25 %	--	--
AB 60 gebunden	0,04 %	--	--
AB_Stop+Go	1,89 %	1,89 %	1,89 %
Summe:	100 %	100 %	100 %

-- VS kommt bei dieser Streckencharakteristik nicht vor

- 1) entspricht etwa der VS AB>120 teilgebunden
- 2) entspricht etwa der VS AB_100 teilgebunden
- 3) entspricht den VS: AB>120 geb., AB_120 geb. und AB_100 geb.

Zur Abschätzung der Unsicherheiten bei der Übertragung der mittleren Verteilung für die Streckencharakteristik wird ein zentraler 68,3 % - Vertrauensbereich der nach Durchschnittsgeschwindigkeit sortierten Fahrleistungsanteile abgeschätzt. Es ergibt sich je eine Streckencharakteristik als obere und untere Grenze des Vertrauensbereiches, denen wiederum mittlere Verteilungen der Verkehrssituationen zugeordnet werden können. Die Tabelle 8 zeigt die mittlere Verteilung der Verkehrssituationen sowie diejenigen der oberen und unteren Grenze des Vertrauensbereiches.

Zusätzliche Unsicherheiten entstehen durch Abweichungen bei den Geschwindigkeitsverteilungen verschiedener Autobahnabschnitte mit gleicher Streckencharakteristik. Aus dem Abgas-Großversuch 1985 [MEIER 1986] liegen Ergebnisse aus umfangreichen Geschwindigkeitsmessungen auf Autobahnen vor. Für die mittlere Geschwindigkeit auf 42 Autobahnabschnitten ohne Geschwindigkeitsbegrenzung ergibt sich für Pkw eine Standardabweichung von 8,7 km/h, mit Geschwindigkeitsbegrenzung 100 km/h eine Standardabweichung von 5,8 km/h. Für Lkw liegen die Standardabweichungen bei 24 ausgewerteten Abschnitten bei 3,1 km/h (ohne Geschwindigkeitsbegrenzung) bzw. bei 3,3 km/h (Geschwindigkeitsbegrenzung 100 km/h). Für Busse und leichte Nutzfahrzeuge liegen keine entsprechenden Daten vor. Für Motorräder wurden die Ergebnisse der Pkw übernommen. Zwar sind die gefahrenen mittleren Geschwindigkeiten im Zeitraum von 1985 bis 1994 insbesondere für Pkw auf Strecken ohne Geschwindigkeitsbegrenzung deutlich angestiegen, es wird aber davon ausgegangen, dass diese zeitlichen Änderungen der mittleren Geschwindigkeiten auf allen Streckenabschnitten gleichmäßig verlaufen und die Abweichungen zwischen den einzelnen Strecken somit zeitlich konstant bleiben. Die Geschwindigkeitsdaten aus dem Abgas-Großversuch enthalten keine Zuordnungen zu den verschiedenen Verkehrszuständen.

Der Fahrleistungsanteil der Verkehrssituation Stau („Stop and Go“) liegt lediglich als Mittelwert über alle Streckencharakteristiken vor. Es können daher keine Angaben über streckenspezifische Unterschiede der Stauanteile gemacht werden. Im Hinblick auf die sehr hohe Emissionsrelevanz der Stausituationen bei allen wichtigen gasförmigen Schadstoffen sind verbesserte Aussagen in diesem Bereich anzustreben. Denkbar wäre beispielsweise die Einbindung einer Funktion der Stauanteile in Abhängigkeit von der jährlichen Verkehrsstärke in das Emissionsmodell für die Erstellung von Prognosen und Szenarien. Für Emissionsmodellierungen zurückliegender Jahre könnte auf Daten aus Staumeldern und aus polizeilichen Stauberichten zurückgegriffen werden. Die Abfrage und Aufbereitung dieser Staudaten ist z.Zt. noch mit erheblichen Kosten verbunden.

Systematische Fehler der Eingangsgröße Fahrmuster-Mix können aufgrund fehlender zusätzlicher Daten derzeit nicht ermittelt werden. Es ist insbesondere bei der Umsetzung von realen Geschwindigkeitsverteilungen auf die im UBA-Handbuch enthaltenen Verkehrssituationen und Teilschichtfaktoren von zusätzlichen Fehlern auszugehen, da für die hohen Geschwindigkeitsbereiche (Pkw: > 150 km/h, Lkw: > 86 km/h, Motorräder: >139 km/h) derzeit keine Emissionsfaktoren vorliegen. Die Geschwindigkeitsverteilungen im UBA-Handbuch weisen bei gleichem Mittelwert geringere Streuungen auf als reale Geschwindigkeitsverteilungen. Somit bleiben sehr hohe und sehr niedrige Geschwindigkeiten bei der Emissionsberechnung unberücksichtigt.

5.3.2 Sonstige Außerortsstraßen

Für Bundes-, Landes-, und Kreisstraßen (ohne autobahnähnliche Abschnitte) liegen ähnlich detaillierte, abschnittsbezogene Daten über Geschwindigkeits- bzw. Fahrmusterverteilungen, wie dies bei Autobahnen der Fall ist, nicht vor.

Die Streckencharakteristik dieser Straßenkategorien richtet sich nach der Art der Linienführung bzw. der Kurvigkeit der Strecken (stetig, eng, unstetig). Für die Anteile der drei Klassen der Streckencharakteristik liegen mittlere Verteilungen für die alten Bundesländer pro Straßenkategorie vor [PALM 1996]. Da für jede der drei Klassen der Linienführung genau eine Verkehrssituation im UBA-Handbuch definiert ist, ist eine eindeutige Zuordnung der jeweiligen Emissionsfaktoren möglich. Abschätzungen der Fehler bei unbekannter Linienführung eines Abschnitts können nur durch grobe Verschiebungen der Verteilungen der Verkehrssituationen erfolgen. Dabei wird bei den Bundesstraßen als obere Grenze eine 100 %ige Fahrleistung mit stetiger Linienführung, als untere Grenze die Fahrleistungsverteilung der Landesstraßen angenommen. Bei den Landesstraßenabschnitten gilt als obere Fehlergrenze die mittlere Verteilung der Bundesstraßen, als untere Grenze die mittlere Verteilung der Kreisstraßen. Entsprechend wird bei den Kreisstraßen als obere Fehlergrenze die mittlere Verteilung der Landesstraßen angenommen; die untere Grenze ergibt sich aus einer Extrapolation der Daten. In der Tabelle 9 sind pro Straßenkategorie die mittleren Verteilungen der Linienführung sowie die abgeschätzten oberen und unteren Grenzen pro Straßenkategorie dargestellt.

Tabelle 9: Mittlere Fahrleistungsverteilungen der Linienführungen auf Außerortsstraßen in den alten Bundesländern (ohne Autobahnen und autobahnähnliche Abschnitte) und Fehlerabschätzungen (nach [PALM 1996])

Linienführung / Verkehrssituation	Bundesstraßen			Landesstraßen			Kreisstraßen		
	MW	oG	uG	MW	oG	uG	MW	oG	uG
stetig / AO_1	91,3 %	100 %	87,2 %	87,2 %	91,3 %	83,9 %	83,9 %	87,2 %	80,0 %
eng / AO_2	6,1 %	0 %	9,2 %	9,2 %	6,1 %	10,8 %	10,8 %	9,2 %	13,0 %
unstetig / AO_3	2,6 %	0 %	3,6 %	3,6 %	2,6 %	5,3 %	5,3 %	3,6 %	7,0 %

MW: Mittelwert, oG: obere Grenze, uG: untere Grenze

Aussagen über die Streubreiten der mittleren Geschwindigkeiten auf Abschnitten mit vergleichbarer Linienführung sind derzeit nicht möglich.

5.3.3 Innerorts

Fahrmusterverteilungen für den Innerortsbereich liegen für die Fahrzeugkategorie Pkw als mittlere Verteilung für die alten Bundesländer und für vier nach Einwohnerzahlen klassierten Gemeindegruppen (< 10 tausend Einwohner (TEW), 10-20 TEW, 20-100 TEW, > 100 TEW) vor [PALM 1994a]. Ergebnisse über Streubreiten der Fahrmusterverteilungen innerhalb dieser Gemeindegruppen liegen nicht vor. Emissionsberechnungen haben ergeben, dass die Fahrmusterverteilung der Gemeindegruppe 3 (20-100 TEW) zu den höchsten, die der Gemeindegruppe 4 (> 100 TEW) zu den geringsten Emissionsraten führen. In den Fahrmusterverteilungen sind jeweils fünf Innerortsfahrmuster berücksichtigt. Der Anteil des Fahrmusters "Stau" liegt jedoch nur als Mittelwert vor, so dass bei der Definition der Grenzen des Vertrauensbereiches von plausiblen Schätzungen für den Stauanteil ausgegangen werden muss. Die Tabelle 10 enthält die mittleren Fahrmusterverteilungen, die den einzelnen Fahrmustern zuzuordnenden Verkehrssituationen aus dem UBA-Handbuch sowie die Verteilungen für die Grenzen des Vertrauensbereichs.

Da für die Nicht-Pkw-Kategorien vergleichbare Fahrmusterverteilungen nicht vorliegen, werden die Verteilungen der Verkehrssituationen für Pkw bei der Emissionsmodellierung auf die restlichen Fahrzeugkategorien übertragen.

Der kaltstartrelevante Innerorts-Fahrmuster-Mix unterscheidet sich von dem mittleren Innerorts-Fahrmuster-Mix, da auf kleinen Nebenstraßen und im Stadtkern verhältnismäßig höhere Fahrleistungsanteile mit kaltem Motor erbracht werden. [BARTELT 1994] enthält für jedes Fahrmuster den mittleren Anteil der Kaltstart-Fahrleistung an der Gesamt-Fahrleistung. Aus diesen Angaben und dem normalen Innerorts-Fahrmuster-Mix lässt sich der kaltstartrelevante Innerorts-Fahrmuster-Mix berechnen. Im UBA-Handbuch [UBA 1995] ist ebenfalls ein kaltstartrelevanter Innerorts-Fahrmuster-Mix angegeben, der sich von dem neu berechneten deutlich unterscheidet. Die Verteilung im UBA-Handbuch ist nicht nachvollziehbar, da die Datenquelle nicht dokumentiert ist. In der Tabelle 11 sind alle beschriebenen Daten sowie die Grenzen des zentralen Vertrauensbereichs, die entsprechend dem Vorgehen beim normalen Innerorts-Fahrmuster-Mix berechnet worden sind, enthalten. Das Fahrmuster "Stau" kann bei der Modellierung von Kaltstartemissionen nicht berücksichtigt werden, da derzeit keine Kaltstart-Stau-Emissionsfaktoren verfügbar sind.

Tabelle 10: Mittlere Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und Fehlerabschätzungen

Pkw-Fahrmuster	Verkehrssituation	mittlere Geschw. [km/h]	mittlere Verteilung	obere Grenze	untere Grenze
1	Nebenstraßen im dicht bebauten Siedlungsgebiet	19	12,0 %	19,4 %	5,8 %
2	Stadtkern	20	10,6 %	12,6 %	14,7 %
3	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, starke Störungen	32	27,7 %	26,2 %	25,4 %
5	Hauptverkehrsstraße, vorfahrtsberechtigt, geringe Störungen	46	38,2 %	34,8 %	34,2 %
7	Ortsdurchfahrt, vorfahrtsberechtigt, ohne Störungen	58	9,6 %	3,8 %	19,3 %
Stau	Stop+Go-Verkehr	5	1,9 %	3,2 %	0,6 %

Tabelle 11: Mittlere kaltstartrelevante Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und Fehlerabschätzungen

Pkw-Fahrmuster	Anteil der Kaltstart-Fahrleistung pro Fahrmuster [BARTELT 1994]	normale Innerorts-Verteilung [PALM 1994a]	Kaltstart-relevante Innerorts-Verteilung	Kaltstart-relevante UBA-Verteilung [UBA 1995]	obere Grenze des Vertrauensbereichs	untere Grenze des Vertrauensbereichs
1	37,1 %	12,0 %	14,0 %	25,5 %	22,3 %	6,9 %
2	44,1 %	10,6 %	14,7 %	9,0 %	17,2 %	20,9 %
3	36,9 %	28,4 %	32,8 %	24,0 %	30,0 %	30,2 %
5	25,8 %	39,2 %	31,7 %	33,5 %	27,9 %	28,4 %
7	22,0 %	9,8 %	6,8 %	8,0 %	2,6 %	13,6 %

5.4 Flottenzusammensetzung

5.4.1 Systematische Fehler

5.4.1.1 Allgemein

Die dynamische Zusammensetzung der Fahrzeugflotte kann differenziert nach Fahrzeugschichten für die Bezugsjahre 1980 bis 2010 [UBA 1995] bzw. 1980 bis 2020 [UBA 1999] für die drei Straßenkategorien Autobahnen, sonstige Außerortsstraßen und innerorts dem UBA-Handbuch entnommen werden. Bei Wahl einer höheren Aggregierungsstufe der Flottenzusammensetzung (Fahrzeugkategorie oder Fahrzeugkonzept) werden bei der Ermittlung der aggregierten Emissionsfaktoren die jeweiligen Fahrleistungsanteile der Fahrzeugschichten von dem UBA-Programm mit den entsprechenden Schicht-Emissionsfaktoren kombiniert und zusammengefasst.

Da keine Informationen über die Herleitung der schichtspezifischen Fahrleistungsanteile aus dem UBA-Handbuch vorliegen und somit auch keine unmittelbaren Fehlerabschätzungen durchgeführt werden können, erfolgte anhand bekannter Literaturdaten eine Neuberechnung für das Bezugsjahr 1994.

Detaillierte emissionsbezogene Pkw-Bestandsdaten liegen für den Bezugszeitpunkt 1.7.1994 aus Statistiken des Kraftfahrtbundesamtes vor [KBA 1994]. Die Einteilung der Pkw erfolgt hier nach den gesetzlichen Anforderungen der einzuhaltenden Abgasgrenzwerte, aufgelöst nach Zulassungsbezirken. Die vorliegenden

Daten erfordern eine Umschlüsselung in die Fahrzeugschichten des UBA-Handbuchs, deren Abgrenzung anhand technischer Kriterien erfolgt. Da Daten über eine weitere Differenzierung des Pkw-Bestandes nach Hubraumklasse und Fahrzeugalter nicht vorliegen, erfolgte die Umschlüsselung in lediglich fünf Pkw-Klassen (s. Tab. 13), die den kleinsten gemeinsamen Nenner zwischen den Klassierungsmerkmalen aus KBA-Statistik und UBA-Handbuch darstellen. Für die Zusammensetzung dieser fünf Pkw-Klassen wurde wiederum jeweils die Fahrleistungsverteilung des UBA-Handbuchs angenommen. Bei der Umschlüsselung der KBA-Daten entstehen Unschärfen bei Fahrzeugen mit Ottomotor, die nach Anlage XXIII bis XXV zu § 47 StVZO zugelassen worden sind, da die Ausrüstung dieser Fahrzeuge mit UKat oder GKat erst ab März 1989 vom KBA erfasst wird. Zur Umschlüsselung dieser Fahrzeuge muss somit auf zusätzliche Daten zurückgegriffen werden [UBA 1997].

Zur Ermittlung der dynamischen Flottenzusammensetzung aus den statischen Bestandsdaten werden schichtspezifische Korrekturfaktoren benötigt. Hierzu liegen für das Bezugsjahr 1993 aus Kennzeichenauswertungen Daten für eine Differenzierung der Pkw-Flotte nach Antriebsart und Hubraumklasse vor [PALM 1994], die von [STEVEN 1995] auf die Pkw-Schichten des UBA-Handbuchs erweitert worden sind. Die Korrekturfaktoren für die Hochrechnung von Bestandsanteilen auf Fahrleistungsanteile wurden für die alten Bundesländer nach Tabelle 12 ermittelt.

Die Korrekturfaktoren von 1993 wurden für die Ermittlung der Flottenzusammensetzung für das Bezugsjahr 1994 übernommen. Aufgrund von Verschiebungen der Pkw-Klassen-Anteile zwischen 1993 und 1994 wurden die Fahrleistungsanteile 1994 nach der Korrektur auf die Summe von 100 % normiert. Es ergeben sich im Vergleich zu 1993 für alle Pkw-Klassen und Straßenkategorien etwas niedrigere Korrekturfaktoren.

Tabelle 12: Korrekturfaktoren für die Umrechnung von Pkw-Bestandsanteilen auf Pkw-Fahrleistungsanteile

	Autobahnen		sonst. Außerortsstraßen		innerorts	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994
Otto-GKat	1,109	1,077	1,021	1,010	1,015	1,006
Otto-sonst	0,879	0,854	0,943	0,933	0,946	0,937
Diesel	1,232	1,196	1,176	1,165	1,176	1,166

Für die Pkw-Bestands- und Fahrleistungsanteile wurden somit im Vergleich zu den Angaben im UBA-Handbuch die in Tabelle 13 enthaltenen Werte ermittelt.

Tabelle 13: Vergleich der neu ermittelten Pkw-Klassen-Anteile für die alten Bundesländer 1994 mit den entsprechenden Angaben im UBA-Handbuch

	Bestand		Fahrleistungen Autobahnen		Fahrleistungen sonst. außerorts		Fahrleistungen innerorts	
	neu	UBA	neu	UBA	neu	UBA	neu	UBA
Otto-GKat	43,50 %	42,70 %	46,84 %	58,48 %	43,96 %	50,00 %	43,77 %	47,31 %
Otto-sonst	42,13 %	41,83 %	35,97 %	21,00 %	39,31 %	31,32 %	39,48 %	33,35 %
Diesel-konv	1,04 %	0,54 %	1,24 %	0,17 %	1,21 %	0,34 %	1,21 %	0,56 %
Diesel-Anl. 24,25	7,78 %	5,83 %	9,31 %	5,21 %	9,06 %	5,18 %	9,07 %	5,55 %
Diesel-Anl. 23	5,55 %	9,09 %	6,64 %	15,14 %	6,46 %	13,15 %	6,47 %	13,22 %

Während die UBA-Bestandsdaten für Pkw mit Otto-Motor mit den neu ermittelten Bestandsdaten noch gut übereinstimmen, treten bei den drei Klassen der Dieselfahrzeuge bereits deutliche Unterschiede auf. Gravierende Differenzen finden sich bei den Fahrleistungsverteilungen bei allen Pkw-Klassen. Die Differenzen

treten bei den Otto-Pkw in zunehmendem Maße in der Reihenfolge der Straßenkategorien innerorts → außerhalb → Autobahnen auf. Besonders eklatant sind die Unterschiede bei der für die Emissionen maßgeblichen Pkw-Klasse der Otto-Fahrzeuge ohne GKat.

Da die Fahrleistungsverteilungen des UBA-Handbuchs einerseits als Standardeingabedaten zur Emissionsmodellierung angesehen werden müssen, andererseits die Ableitung dieser Daten anhand der vorliegenden Dokumentationen nicht nachvollzogen werden kann, werden die Abweichungen zu den neu berechneten Fahrleistungsverteilungen als Fehler mit systematischer Tendenz ausgewiesen.

Für die Pkw-Emissionen 1994 treten bei Verwendung der neu ermittelten Fahrleistungsverteilungen für die alten Bundesländer (ABL) gegenüber den UBA-Fahrleistungsverteilungen als Bezugsgröße die in Tabelle 14 dargestellten Abweichungen auf. Zusätzliche systematische Fehler entstehen bei der Übertragung der für die alten Bundesländer gemittelten Fahrleistungsverteilungen auf regional begrenzte Gebiete. In der Tabelle sind daher zusätzlich die systematischen Abweichungen dargestellt, die sich bei Verwendung der für Baden-Württemberg spezifischen Fahrleistungsverteilungen ergeben.

Tabelle 14: Auswirkungen der systematischen Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Pkw-Emissionen

	Abweichungen ABL gegenüber UBA		Abweichungen Baden-Württemberg gegenüber ABL	
	HC	NO _x	HC	NO _x
Autobahnen	+ 48,0 %	+ 26,1 %	- 1,9 %	- 1,4 %
Bundesstraßen	+ 19,5 %	+ 11,7 %	- 1,8 %	- 1,4 %
Landesstraßen	+ 19,5 %	+ 11,7 %	- 1,8 %	- 1,4 %
Kreisstraßen	+ 19,5 %	+ 11,7 %	- 1,8 %	- 1,4 %
innerorts	+ 13,9 %	+ 4,1 %	- 1,8 %	- 1,1 %

Tabelle 15: Auswirkungen der systematischen Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Emissionen aller Fahrzeugkategorien

	Abweichungen ABL gegenüber UBA		Abweichungen Baden-Württemberg gegenüber ABL	
	HC	NO _x	HC	NO _x
Autobahnen	+ 28,3 %	+ 11,9 %	- 1,1 %	- 0,6 %
Bundesstraßen	+ 15,7 %	+ 9,4 %	- 1,4 %	- 1,1 %
Landesstraßen	+ 14,6 %	+ 8,4 %	- 1,3 %	- 1,0 %
Kreisstraßen	+ 11,9 %	+ 8,2 %	- 1,1 %	- 1,0 %
innerorts	+ 10,4 %	+ 2,3 %	- 1,3 %	- 0,6 %

Da für die restlichen Fahrzeugkategorien keine detaillierten emissionsbezogenen Bestandsdaten vorliegen, können die UBA-Fahrleistungsverteilungen nicht in der für die Pkw durchgeführten Weise überprüft werden. Für die Berechnung der Gesamtemissionen wird daher vom günstigsten Fall ausgegangen, dass die UBA-Fahrleistungsverteilungen der Nicht-Pkw-Kategorien fehlerfrei sind. Die Tabelle 15 zeigt die berechneten Abweichungen bezogen auf die Emissionen aller Fahrzeugkategorien.

5.4.1.2 Beispiel Berlin

Für das Bezugsjahr 1993 liegen für das Bundesland Berlin detaillierte Bestands- und dynamische Flottenzusammensetzungen für die Innerortsfahrleistungen vor [BLÜMEL 1995]. Die Pkw-Flotte ist dabei nach den Vorgaben des TÜV Rheinland [HASSEL 1994] in insgesamt 21 Fahrzeugschichten eingeteilt. Neben den offiziellen Bestandsstatistiken wurden Fahrleistungsanalysen für in Berlin zugelassene Pkw und Kombi ausgewertet. Aus den Quotienten aus Innerortsfahrleistungs- und Bestandsanteil können pro Fahrzeugschicht die Fahrleistungs-Korrekturfaktoren berechnet werden. Diese realen Korrekturfaktoren können mit den entsprechenden Faktoren für den Innerortsverkehr aus dem UBA-Handbuch, die üblicherweise bei Fehlen

chenden Faktoren für den Innerortsverkehr aus dem UBA-Handbuch, die üblicherweise bei Fehlen detaillierter Daten zur Flottenzusammensetzung verwendet werden, verglichen werden.

Tabelle 16: Vergleich von Fahrleistungs-Korrekturfaktoren für Berlin 1993 mit aus dem UBA-Handbuch (Versionen 1.1 und 1.2) abgeleiteten Faktoren pro Pkw-Schicht

Pkw-Schicht			Pkw-Flotten-Anteile		FL-Korrekturfaktoren		
Nr.	Bezeichnung	Baujahr	Bestand [%]	FL [%]	Berlin	UBA-Handbuch	
						V 1.1	V 1.2
D 1	Otto, G-Kat, < 1,4 l	ab 1987	6,41	6,68	1,04	1,22	1,18
D 2	Otto, G-Kat, 1,4-2,0 l	ab 1987	21,16	23,94	1,13	1,20	1,19
D 3	Otto, G-Kat, ≥ 2,0 l	ab 1987	5,80	7,13	1,23	1,06	1,07
D 4	Otto, G-Kat	vor 1987	10,48	11,85	1,13	0,88	0,85
D 5	Otto, U-Kat, < 1,4 l	alle	1,74	1,69	0,97	1,02	1,01
D 6	Otto, U-Kat, 1,4-2,0 l	alle	2,77	2,99	1,08	0,96	0,93
D 7	Otto, sonst. Maßn., < 1,4 l	alle	4,45	4,31	0,97	1,04	1,00
D 8	Otto, sonst. Maßn., 1,4-2,0 l	alle	1,58	1,70	1,08	0,95	0,93
D 9	Otto, konv., ECE R 15/04, < 1,4 l	86 - 90	2,19	1,87	0,86	0,93	0,92
D 10	Otto, konv., ECE R 15/04, 1,4-2,0 l	86 - 90	2,66	2,57	0,97	0,90	0,90
D 11	Otto, konv., ECE R 15/04, ≥ 1,4 l	86 - 90	0,68	0,70	1,03	0,78	0,85
D 12	Otto, konv., ECE R 15/03	80 - 85	16,56	13,57	0,82	0,78	0,77
D 13	Otto, konv., ECE R 15/00/01/02	vor 1979	7,60	4,86	0,64	0,58	0,58
D 16	Diesel, konv., < 2,0 l	vor 1986	0,32	0,32	1,02	0,90	0,91
D 17	Diesel, konv., ≥ 2,0 l	vor 1986	0,69	0,76	1,11	1,17	1,17
D 18	Diesel, konv., < 2,0 l	86 - 88	3,90	5,66	1,45	1,02	1,02
D 19	Diesel, konv., ≥ 2,0 l	86 - 88	1,77	2,56	1,45	0,93	0,93
D 20	Diesel, Anl. XXIII / EURO 1	alle	2,37	3,52	1,49	1,59	1,60
D 21	Otto, 2-Takt, RGW	alle	4,76	2,23	0,47	0,56	0,59
D 22	Otto, 4-Takt, RGW	alle	2,12	1,08	0,51	0,48	0,63

Die Tabelle 16 zeigt den Vergleich der realen Berliner Fahrleistungs-Korrekturfaktoren mit den aus dem UBA-Handbuch abgeleiteten Faktoren. Nach [BLÜMEL 1995] werden ca. 60 % der Fahrleistungen der in Berlin zugelassenen Pkw innerorts erbracht. Die dynamischen Flottenzusammensetzungen werden im UBA-Handbuch getrennt nach Ost- und Westdeutschland ausgewiesen. In der Version 1.1 von 1995 liegen daher für die Bezugsjahre 1980 bis 2010 nach neuen und alten Bundesländern differenzierte Fahrleistungsverteilungen vor. In der neueren Version 1.2 vom Januar 1999 gilt diese Differenzierung nur bis einschließlich des Bezugsjahres 1993. Ab 1994 wird hier von einer einheitlichen Flottenzusammensetzung in Ost- und Westdeutschland ausgegangen. Für das Bundesland Berlin wird für die Ableitung der Korrekturfaktoren von einer Gesamtfahrleistung aus ca. 60 % West- und 40 % Ost-Flottenmix ausgegangen. In der Tabelle 15 sind die so pro Fahrzeugschicht ermittelten Fahrleistungs-Korrekturfaktoren beider UBA-Handbuch-Versionen im Vergleich zu den Berliner Daten dargestellt.

Die in der Tabelle 16 dargestellten Ergebnisse zeigen z.T. erhebliche Abweichungen zwischen den realen und den aus dem UBA-Handbuch abgeleiteten, auf die Berliner Verhältnisse bezogenen, Korrekturfaktoren für die Berechnung von Fahrleistungs- aus Bestandsanteilen. Die Fahrleistungen von Pkw mit kleinen Motoren werden demnach in nahezu allen Schichten durch die UBA-Handbuch-Daten überschätzt. Pkw mit großvolumigen Motoren weisen dagegen deutlich größere Fahrleistungen auf, als nach den UBA-Handbuch-Daten zu erwarten wäre. Die beiden UBA-Handbuch-Versionen 1.1 (Oktober 1995) und 1.2 (Januar 1999) unterscheiden sich nur geringfügig..

Fasst man die Fahrzeugschichten zu Fahrzeugkonzepten, d.h. zu Klassen mit gleichen Antriebs- und Abgas-minderungstechniken, zusammen und aggregiert somit Fahrzeuge mit unterschiedlichen Motorgrößen, so erhält man entsprechend die in Tabelle 17 dargestellten Ergebnisse.

Es zeigt sich, dass bei Übertragung der Fahrleistungs-Korrekturfaktoren aus dem UBA-Handbuch auf Berliner Verhältnisse die Fahrleistungen von Pkw mit Otto-Motoren ohne G-Kat im Mittel gut mit der Realität übereinstimmen. Die Fahrleistungen von Otto-Pkw mit G-Kat werden leicht überbewertet. Bei den Diesel-Pkw werden die Fahrleistungen der vergleichsweise schadstoffarmen Fahrzeuge überschätzt. Umgekehrt werden die Fahrleistungen von älteren, stärker emittierenden Diesel-Pkw deutlich unterschätzt.

Somit stimmen die für Berliner Verhältnisse ermittelten FL-Korrekturfaktoren besser mit den UBA-Handbuch-Daten überein als mit den Literaturdaten aus Kennzeichenerhebungen nach Tabelle 12. Da die Systematik der Ermittlung der FL-Korrekturfaktoren aus der Berlin-Studie in [[BLÜMEL 1995] nicht im Detail beschrieben ist, kann nicht ausgeschlossen werden, dass hier eine ähnliche Methode mit z.T. gleichen Datensätzen verwendet worden ist, was zu den guten Übereinstimmungen führt.

Tabelle 17: Vergleich von Fahrleistungs-Korrekturfaktoren für Berlin 1993 mit aus dem UBA-Handbuch (Versionen 1.1 und 1.2) abgeleiteten Faktoren pro Pkw-Konzept

Pkw-Konzept	Pkw-Flotten-Anteile		FL-Korrekturfaktoren		
	Bestand	FL	Berlin	UBA-Handbuch	
	[%]	[%]		V 1.1	V 1.2
Otto, G-Kat	43,85	49,60	1,13	1,19	1,16
Otto, sonstige	40,23	34,26	0,85	0,85	0,84
Diesel, konventionell	6,67	9,31	1,40	1,00	1,00
Diesel, Anl. XXIII / EURO 1	2,37	3,52	1,49	1,59	1,60
Otto, 2-Takt, RGW	4,76	2,23	0,47	0,56	0,59
Otto, 4-Takt, RGW	2,12	1,08	0,51	0,48	0,63

Insgesamt lässt sich festhalten, dass Fahrverhaltens-Charakteristiken regionalen Variationen unterliegen. Die FL-Korrekturfaktoren müssen folglich sowohl geographisch als auch nach Fahrzeugschichten differenziert werden. Z.Zt. liegen noch zu wenige Ergebnisse aus voneinander unabhängigen Untersuchungen vor, die eine belastbare Bestimmung der Fahrleistungsverteilungen in der notwendigen Auflösung ermöglichen würden. Zusätzliche Untersuchungen über regionale Variationen der Flottenzusammensetzungen und Abweichungen der dynamischen Schichtanteile von den amtlichen Bestandsstatistiken sind daher wünschenswert.

5.4.2 Statistische Fehler

Zur Abschätzung regionaler Schwankungen der Flottenzusammensetzung innerhalb Baden-Württembergs wurden die emissionsbezogenen, nach Zulassungsbezirken (kreisfreie Städte bzw. Landkreise) differenzierten Pkw-Bestandsdaten des Kraftfahrtbundesamtes ausgewertet [KBA 1994]. Die Umschlüsselung der Bestandsanteile in die Fahrleistungsanteile erfolgte entsprechend der in Punkt I (systematische Fehler) erläuterten Vorgehensweise. Für jeden der 44 Zulassungsbezirke wurden somit Fahrleistungsanteile der definierten Pkw-Klassen für die drei Straßenklassen Autobahnen, außerorts und innerorts ermittelt. Für die abgeleiteten 44 verschiedenen Flottenzusammensetzungen wurden jeweils die Emissionen in einem ansonsten einheitlichen Modell (Baden-Württemberg 1994) ermittelt und die Differenzen statistisch ausgewertet. Die Ergebnisse der auf die Pkw-Emissionen beschränkten Modellierungen sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Auswirkungen der statistischen (regionalen) Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Pkw-Emissionen

	Variationskoeffizient	
	HC	NO _x
Autobahnen	± 6,5 %	± 4,9 %
Bundesstraßen	± 6,4 %	± 5,3 %
Landesstraßen	± 6,4 %	± 5,3 %
Kreisstraßen	± 6,4 %	± 5,3 %
innerorts	± 6,3 %	± 4,9 %

Bezogen auf die Gesamtemissionen aller Fahrzeugkategorien unter der günstigsten Annahme, dass die Fahrleistungsverteilungen im UBA-Handbuch für die Nicht-Pkw-Kategorien fehlerfrei sind, ergeben sich die Fehlerbandbreiten nach Tabelle 19.

Tabelle 19: Auswirkungen der statistischen (regionalen) Abweichungen bei der Flottenzusammensetzung auf die Emissionen aller Fahrzeugkategorien

	Variationskoeffizient	
	HC	NO _x
Autobahnen	± 3,8 %	± 2,2 %
Bundesstraßen	± 5,1 %	± 4,2 %
Landesstraßen	± 4,8 %	± 3,8 %
Kreisstraßen	± 3,9 %	± 3,7 %
innerorts	± 4,7 %	± 2,7 %

Ein entscheidendes Kriterium bei der Verdampfungsemission von Kohlenwasserstoffen ist die Ausrüstung eines Otto-Fahrzeugs mit einem Aktivkohlefilter (AKF). Bei GKat-Fahrzeugen ab EURO1-Norm kann mit ausreichender Sicherheit von einer vollständigen Ausrüstung mit AKF ausgegangen werden. Fahrzeuge ohne GKat sind mit ebenfalls ausreichender Sicherheit nicht mit AKF ausgerüstet. Unsicherheiten bestehen bei GKat-Pkw, die nach Anlage XXIII bis XXV zu § 47 StVZO bzw. nach "schadstoffarm E1" zugelassen worden sind. Hier schwanken die Schätzungen über den Ausstattungsgrad mit AKF zwischen 90 % [MAY 1993] und 100 % (eigene Schätzungen). Fasst man diese Werte als maximale Grenzen, so ergibt sich für einen zentralen 68 % - Vertrauensbereiches der AKF-Anteilen bei diesen Fahrzeugen zwischen 91,6 % und 98,4 %. Bezogen auf alle am Stichtag 1.7.1994 zugelassenen Otto-Pkw folgt somit ein mittlerer Ausstattungsgrad mit AKF von 49,2 %. Der Vertrauensbereich wird mit 48,0 % nach unten und 50,5 % nach oben begrenzt.

5.4.3 Außerorts

Grundlage der Fehlerabschätzungen der Straßenlängsneigungen ist eine Straßendatenbank, in der für alle Außerortsabschnitte Längsneigungen in 1 % - Klassen enthalten sind. Dies bedeutet für einen einzelnen Streckenabschnitt (korrekte Zuordnungen in der Straßendatenbank vorausgesetzt) unter Zugrundelegung des jeweiligen Klassenmittelwertes einen maximalen Fehler der Längsneigung von ± 0,5 %. Unter der Voraussetzung einer gleichmäßigen Verteilung der Streckenabschnitte innerhalb einer Längsneigungsklasse ergeben sich die Grenzen des zentralen 68 % - Vertrauensbereiches einer Längsneigungsklasse aus:

$$\begin{aligned} \text{Obere Grenze} &= \text{Klassenmittelwert} + 0,34 \% \\ \text{Untere Grenze} &= \text{Klassenmittelwert} - 0,34 \% \end{aligned}$$

Die Emissionsfaktoren müssen zur Emissionsberechnung und zur Fehlerermittlung den vorgegebenen Längsneigungen angepasst werden. Da Emissionsfaktoren derzeit lediglich in 2 % - Längsneigungsabstufungen vorliegen, werden die benötigten Emissionsfaktoren durch lineare Interpolationen berechnet. Für Motorräder und Mofas sind noch keine Längsneigungsfaktoren vorhanden, so dass hier auf allen Abschnitten unabhängig von der Längsneigung die Emissionsfaktoren für ebenen Straßenverlauf Verwendung finden.

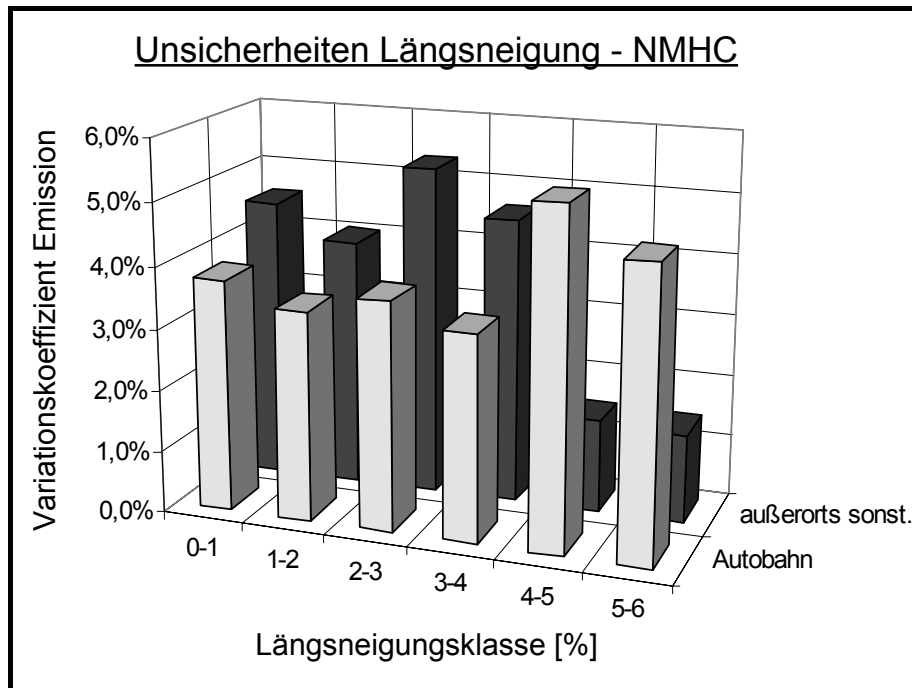


Bild 7: Durch ungenaue Längsneigungsangaben verursachte statistische Unsicherheiten der NMHC-Emissionen in Baden-Württemberg 1994

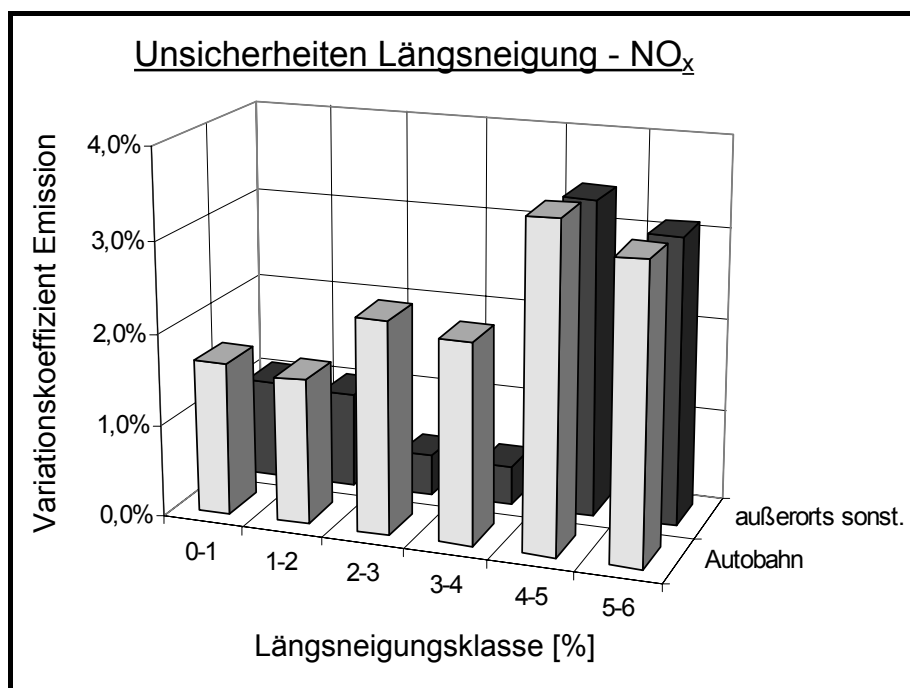


Bild 8: Durch ungenaue Längsneigungsangaben verursachte statistische Unsicherheiten der NO_x-Emissionen in Baden-Württemberg 1994

Die Bilder 7 und 8 zeigen für die Flottenzusammensetzungen und die Fahrsterverteilungen in Baden-Württemberg 1994 die durch die ungenauen Längsneigungsangaben verursachten statistischen Unsicherheiten der berechneten Emissionen differenziert nach Längsneigungsklasse. Während bei NO_x eine zunehmende Tendenz der Variationskoeffizienten mit höherer Längsneigungsklasse erkennbar ist, ist der Verlauf bei NMHC sowohl auf Autobahnen als auch auf den sonstigen Außerortsstraßen uneinheitlich. Insgesamt liegen die maximal auftretenden VK bei ca. 5,5 % (NMHC) bzw. 3,5 % (NO_x). Diese Fehler fallen gering aus im Vergleich zu den zu erwartenden Fehlern der längsneigungskorrigierten Emissionsfaktoren.

5.4.4 Innerorts

Für die nach Längsneigungen differenzierten Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich liegen Abschätzungen von [PALM 1996] für die alten Bundesländer vor, die auf Auswertungen der Längsneigungsdaten von Ortsdurchfahrten beruhen. Flächendeckende Höhendaten für gesamte Straßennetze verschiedener Gemeinden sind derzeit nicht verfügbar. Die mittleren Verteilungen sowie Abschätzungen für die Grenzen des zentralen Vertrauensbereiches sind in der Tabelle 20 dargestellt.

Tabelle 20: Mittlere, nach Längsneigungsklassen differenzierte Fahrleistungsverteilungen im Innerortsbereich in den alten Bundesländern und geschätzte Fehlergrenzen

Längsneigungsklasse	0-1 %	1-3 %	3-5 %	>5 %	Summe:
mittlere Längsneigung	0,5 %	2 %	4 %	6 %	
mittlere Verteilung [PALM 1996]	62,5 %	29,5 %	6 %	2 %	100 %
untere Grenze	87,5 %	10 %	2 %	0,5 %	100 %
obere Grenze	37,5 %	49 %	10 %	3,5 %	100 %

5.5 Anzahl von Fahrten (Start- und Abstellvorgänge)

Angaben über die Anzahl der Fahrtvorgänge pro Gemeinde sind in der Regel nicht verfügbar. Es sind daher näherungsweise Abschätzungen unter Einbeziehung geeigneter Hilfsdaten erforderlich. Eine gebräuchliche Methode besteht in der Ermittlung der großräumigen Anzahl von Gesamtstarts aus Gesamtfahrleistungen und mittleren Fahrtlängen und der anschließenden räumlichen Differenzierung anhand von Einwohnerdaten. Die Ermittlung der Anzahl der Fahrten ist nur für die Fahrzeugkategorie Pkw durchführbar, da für die restlichen Fahrzeugkategorien die erforderlichen Datensätze nicht verfügbar sind.

Durch die Verwendung unterschiedlicher Datensätze sind mehrere Fehlerquellen vorhanden:

- I) Fehler bei der Ermittlung der Gesamtfahrleistungen
- II) Fehler der mittleren Fahrtlängen
- III) Fehler bei der Differenzierung der Fahrten nach Gemeinden

5.5.1 Fehler bei der Ermittlung der Gesamtfahrleistungen

Für das Bezugsjahr 1990 sind Daten aus drei unabhängigen Methoden zur Ermittlung der Gesamtfahrleistungen für die alten Bundesländer verfügbar:

1. Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung [DIW 1997].
2. Heusch/Boesefeldt [PALM 1994].
3. Innerortsfahrleistungen der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung (BfLR) [SCHMITZ 1997] + Außerortsfahrleistungen der BVZ 1990 [LENSING 1995]

Die jeweils ermittelten Gesamtfahrleistungen, Mittelwert und Fehlerbandbreiten sind in Tabelle 21 dargestellt.

Da für das Bezugsjahr 1994 nur Fahrleistungsdaten aus einer Quelle vorliegen [DIW 1997], können für den Hochrechnungsfaktor 1990 --> 1994 (+ 1,7 %) derzeit keine Fehlerabschätzungen durchgeführt werden.

Für die Fahrzeugkategorie Pkw ergibt sich bei einem Fahrleistungsanteil von 84,32 % [PALM 1996] für das Bezugsjahr 1994 eine Gesamtfahrleistung von 436,8 Mrd. km. Auch für die Fahrleistungsanteile der einzelnen Fahrzeugkategorien fehlen Vergleichszahlen, so dass eine Fehlerabschätzung derzeit nicht möglich ist.

Tabelle 21: Gesamtfahrleistungen für die alten Bundesländer 1990 nach drei unterschiedlichen Methoden

	Gesamtfahrleistung [Mrd. km]
- DIW	488,5
- Heusch/Boesefeldt	523,4
- BfLR + BVZ	516,4
Mittelwert	509,4
Standardabweichung	18,5
Variationskoeffizient	3,6 %

5.5.2 Fehler der mittleren Fahrtlängen

Die Anzahl der Gesamtfahrten der Pkw ergibt sich aus der Multiplikation der Gesamtfahrleistung mit der auf die Fahrleistung bezogenen Anzahl der Fahrten (bzw. aus der Division der Gesamtfahrleistung durch die mittlere Fahrtlänge). Angaben über die auf die Fahrleistung bezogene Anzahl der Fahrten gehen aus soziologischen Studien hervor, die auf Befragungen von Fahrzeughaltern und Auswertungen von Tachometerständen und Fahrtenbüchern basieren. Derzeit liegen lediglich zwei umfangreiche Studien dieser Art mit verwertbaren Ergebnissen vor, die in der Tabelle 22 zusammengefasst sind.

Tabelle 22: Fahrleistungsbezogene Fahrtenanzahl der Pkw in den alten Bundesländern - Mittelwert und Fehlerbandbreite

	Anzahl der Fahrten pro km	Mittlere Fahrtlänge [km]
AUTOMOTIV [WEISS-BARTH 1992]	0,05974	16,7
NRW-KONTIV [UEBERSCHAER 1991]	0,06944	14,4
Mittelwert	0,06459	15,6
Standardabweichung	0,00689	1,65
Variationskoeffizient	± 10,6 %	± 10,6 %

Mit den aufgeführten Mittelwerten ergibt sich für das Jahr 1994 eine Gesamtzahl der Pkw-Fahrten von ca. 28 Mrd. und mit einem Pkw-Bestand von ca. 33,067 Mio. Fahrzeugen [KBA 1994] pro Pkw im Mittel 846,8 Fahrten pro Jahr bzw. 2,32 Fahrten pro Tag.

5.5.3 Fehler bei der Differenzierung der Fahrten nach Gemeinden

Für die räumliche Verteilung der Fahrten auf Gemeindeebene (Regionalisierung) anhand der Einwohnerzahlen liegen keine verlässlichen Beziehungen vor. Da die Fahrten zum weit überwiegenden Teil im Innerortsbereich beginnen und enden, wird vereinfachend davon ausgegangen, dass sich die Verteilung der Starts und Abstellvorgänge wie die räumliche Verteilung der Innerortsfahrleistungen verhält (s. Kapitel 5.2.2). Somit muss für Gleichung 24 lediglich ein neuer Faktor ermittelt werden, der die Abhängigkeit zwischen der jährlichen Anzahl der Pkw-Abstellvorgänge und der Einwohnerzahl der Gemeinde beschreibt. Für die relativen Fehlerbandbreiten gelten die gleichen Aussagen wie bei der Verteilung der Innerortsfahrleistungen. Es ergibt sich ein VK von + 26,0 % / -20,6 %.

In der Tabelle 23 sind die Fehler bei der Ermittlung der Anzahl der Starts zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 23: Fehler bei der Ermittlung der Anzahl von Pkw-Fahrten auf Gemeindeebene

	Variationskoeffizient
Gesamtfahrleistung	± 3,6 %
mittlere Fahrtlänge	± 10,6 %
Verteilung auf Gemeinden	+ 26,0 % / - 20,6 %
Gesamtfehler (Fehlerfortpflanzung)	+ 28,3 % / - 23,4 %

5.6 Standzeitenverteilung

Die Kenntnis der Verteilung der Standzeiten ist zum einen als Hilfsgröße zur Abschätzung der Verteilung der Motortemperaturen zu Fahrtbeginn im Rahmen der Ermittlung der Kalt- / Kühlstartemissionen und zum anderen im Rahmen der Ermittlung der Heiß- / Warmabstellverluste erforderlich.

Zur Zeit liegen zwei verwertbare Studien über Standzeitenverteilungen von Pkw vor:

1. DRIVE 1991 / UBA-Handbuch: Auswertungen von 14 Einzelfahrzeugen (Haltebefragungen) [BARTELT 1994, UBA 1995]
2. SrV Potsdam 1994: Auswertungen von ca. 1300 Einzelfahrten (Fahrerbefragungen) in Potsdam / Brandenburg [KUSCHK 1998]

Die Ergebnisse sowie eine daraus abgeleitete mittlere Verteilung sind in der Tabelle 24 dargestellt. Da derzeit lediglich zwei Studien zur Verfügung stehen, wurden die Verteilungen dieser beiden Studien jeweils als Grenzen des Vertrauensbereiches festgelegt. Die deutlichen Unterschiede zwischen den beiden Verteilungen sind möglicherweise auf die sehr kleine Datenbasis der DRIVE/UBA-Studie zurückzuführen, können aber auch durch regionale Besonderheiten begründet sein. Eine systematische Abweichung der weit verbreiteten DRIVE/UBA-Daten zu höheren Anteilen kurzer Abstellzeiten und zu kleineren Anteilen längerer Abstellzeiten kann tendenziell festgestellt werden. Jedoch sind weitere Untersuchungen erforderlich, um sichere Aussagen über die Qualität der Daten treffen zu können.

Tabelle 24: Standzeitenverteilungen von Pkw

	Anteile der Standzeiten [%]								
	< 1 h	1-2 h	2-3 h	3-4 h	4-5 h	5-6 h	6-7 h	7-8 h	> 8 h
DRIVE 1991 / UBA (untere Grenze des VB)	41,6	10,6	6,5	4,2	2,45	2,45	1,4	1,4	29,4
SrV Potsdam 1994 (obere Grenze des VB)	30,5	15	6	4	2	1	1	1	39,5
mittlere Verteilung	36,05	12,8	6,25	4,1	2,225	1,725	1,2	1,2	34,45

Eine tageszeitlich aufgelöste Standzeitenverteilung, wie sie zur exakten Ermittlung der Kaltstartemissionen aufgrund des tageszeitlich variierenden Temperaturverlaufs erforderlich ist, ist in den UBA-Daten nicht enthalten, kann jedoch aus Daten der SrV Potsdam 1994 abgeleitet werden.

5.7 Fahrtweitenverteilung

Fahrtweitenverteilungen werden u.a. zur Ermittlung der Kalt- / Kühlstartemissionen benötigt, da ein kalter Motor erst nach ca. 5 km seine Betriebstemperatur erreicht und sich daher das Emissionsverhalten auf den ersten 5 Fahrkilometern kontinuierlich ändert. Außerdem fließen Fahrtweitenverteilungen in das Modell zur Berechnung der Heiß- / Warmabstellverluste als Hilfsgröße zur Ermittlung der Motortemperaturen zum Zeitpunkt des Abstellvorgangs ein.

Zur Fehlerabschätzung liegen sechs Studien über Pkw-Fahrtweitenverteilungen vor, deren Ergebnisse und eine daraus resultierende mittlere Verteilung in Tabelle 25 zusammengefasst sind.

Tabelle 25: Fahrtweitenverteilungen von Pkw

	Anteile der Fahrtweiten [%]					
	< 1 km	1-2 km	2-3 km	3-4 km	4-5 km	>5 km
AUTOMOTIV 1990/91 [WEISSBARTH 1992]	5,4	9,3	8,8	7,1	7,7	61,7
KONTIV 1989 [BARTELT 1994]	6,4	11,5	11,8	8,5	8,5	53,3
DRIVE 1991 / UBA [UBA 1995]	10,3	13,4	10,9	7,1	7,1	51,2
Brandenburg Stadt 1994 [TROSTORF 1995]	12	15	14	8	8	43
Brandenburg Land 1994 [TROSTORF 1995]	16	6	6	3	2	67
Berlin 1993 [BLÜMEL 1995] ¹⁾	4,2	9,0	9,1	7,9	7,9	61,9
mittlere Verteilung	9,1	10,7	10,1	6,9	6,9	56,3

1) nur Hauptverkehrsstraßen (ohne Stadtautobahn)

Modellierungen haben ergeben, dass die Berliner Fahrtweitenverteilung sowohl bei HC als auch bei NO_x zu den höchsten Emissionswerten führt. Die niedrigsten Emissionswerte treten bei HC mit der Brandenburger Land-Verteilung, bei NO_x mit der Brandenburger Stadt-Verteilung auf. Diese Verteilungen wurden jeweils als Grenzen der Vertrauensbereiche gewählt. Als systematische Fehler wurden wiederum die Abweichungen der mittleren Verteilung von der am weitesten verbreiteten DRIVE/UBA-Verteilung definiert.

Tageszeitliche Unterschiede bei der Fahrtweitenverteilung, die sich aufgrund tageszeitlich variierender Start-Temperaturen auf das Gesamtemissionsverhalten auswirken können, müssen derzeit noch unberücksichtigt bleiben.

5.8 Temperaturen

Das Temperaturniveau der Außenluft hat erheblichen Einfluss auf das Kaltstartverhalten der Fahrzeuge. Desweiteren sind Einflüsse der Außentemperatur auf die Verdampfungsemissionen bekannt. Die Tankatmungsverluste werden maßgeblich von den täglichen Temperaturdifferenzen beeinflusst.

Über die vier Jahreszeiten gemittelte, einwohnergewichtete tägliche Temperaturverläufe in stündlicher Auflösung liegen für die alten Bundesländer aus [UBA 1997] vor. Zur Abschätzung der statistischen Schwankungen aufgrund regionaler Temperaturunterschiede auf Gemeindeebene müssen zwei verschiedenen Fehlerquellen berücksichtigt werden:

1. Regionale Schwankungen zwischen verschiedenen Klimazonen in Deutschland
2. Schwankungen zwischen innerstädtischen und ländlichen Gebieten bzw. Stadtrandlagen

Zur Abschätzung der Temperaturschwankungen zwischen verschiedenen Klimazonen wurden einwohnergewichtete Temperaturdaten als monatliche Tagesmittel für 10 Klimazonen in den alten Bundesländern ausgewertet [HEINE 1989]. Zwischen den verschiedenen Klimazonen ergibt sich eine mittlere Standardabweichung von 0,9 °C, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Klimazonen in den Wintermonaten etwas höher (maximale Standardabweichung: 1,35 °C) und in den Sommermonaten etwas geringer (minimale Standardabweichung: 0,62 °C) ausfallen.

Die Differenzen der Tagesmittel zwischen einwohnergewichtetem Stadtklima und Umlandklima können den Daten von [HEINE 1989] unabhängig von der Jahreszeit mit konstant 0,64 °C entnommen werden ("Wärmeinseffekt"). Dabei werden spezielle stadtklimatische Faktoren (z.B. Größe der Stadt, Belüftungsschneisen) nicht differenziert betrachtet. Bei der Differenzierung der Temperaturunterschiede Stadt-Umland im Tagesverlauf ist zu berücksichtigen, dass in den Nachtstunden deutlich höhere Differenzen auftreten als tagsüber. Daten über den tageszeitlichen Verlauf der Stadt-Land-Unterschiede können ebenfalls [HEINE 1989] entnommen werden.

Aus den Standardabweichungen der beiden Fehlerquellen können jahreszeitlich gemittelte Tagesgänge für obere und untere Grenze des zentralen Vertrauensbereichs abgeleitet werden. Die obere Grenze entspricht dabei der Temperaturcharakteristik einer mittleren Großstadt in einer warmen Klimazone, die untere Grenze einer mittleren Kleinstadt in einer kalten Klimazone.

Entsprechend den Fehleruntersuchungen für die tagesmittleren Temperaturen erfolgen die Abschätzungen für die Tagesdifferenzen ΔT . Die Standardabweichung zwischen den einzelnen Klimazonen wurde mit $\Delta T = \pm 1,3$ °C ermittelt. Für die Unterschiede zwischen Stadt- und Landklima gilt $\Delta T = \pm 0,9$ °C. Fasst man beide Standardabweichungen nach den Regeln der Fehlerfortpflanzung zusammen, so erhält man als Gesamtfehler für gemeindebezogene Unterschiede täglicher Temperaturdifferenzen $\Delta T = \pm 1,6$ °C bei einer mittleren Tagesdifferenz in den alten Bundesländern von $\Delta T = 7,0$ °C.

5.9 Tagesganglinien

Eine exakte Berechnung der Kaltstartemissionen erfordert aufgrund der tageszeitlichen Schwankungen der Außentemperaturen und Standzeitenverteilung (und auch in geringerem Ausmaß der Fahrtweiten-, Fahrmusterverteilung und Flottenzusammensetzung) eine tageszeitliche Differenzierung der Startvorgänge. Zu diesem Zweck werden Tagesgänge der Innerortsfahrleistungen auf die tageszeitliche Verteilung der Startvorgänge übertragen.

Eine umfassende Fehleranalyse zur Abschätzung der Schwankungsbreiten von Tagesganglinien erfordert als Datenbasis Tagesganglinien der gesamten Innerortsfahrleistungen einzelner Gemeinden. Diese vollständige Datenbasis ist nicht verfügbar. Vielmehr liegen aus [SCHMIDT 1995] nach vier Tagesganglinien-Kennwerten (Quotient aus Verkehrsstärke zwischen 16-18 Uhr und Verkehrsstärke zwischen 12-14 Uhr) zusammengefasste Tagesganglinien auf der Basis von Zählungen an 144 Querschnitten in sechs westdeutschen Großstädten vor. Die ausgewerteten Zählquerschnitte liegen überwiegend an Hauptverkehrsstraßen, so dass das Nebenstraßennetz in den ermittelten vier Tagesganglinien-Typen (f: <1,4; 1,4-1,8; 1,8-2,0; >2,0) unterrepräsentiert ist. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Charakteristik der vier klassierten Tagesganglinien ist eine Übertragung der statistischen Streuungen auf Streuungen zwischen Gemeinden, die in unterschiedlichem Maße von Durchgangs-, Pendler- und Freizeitverkehr geprägt werden, vertretbar.

5.10 Kraftstoffqualitäten

Die Zusammensetzung der verwendeten Kraftstoffe beeinflusst die Abgasemissionen, insbesondere von einzelnen Kohlenwasserstoffen. So konnte z.B. mit der Reduzierung des Benzolgehalts in Ottokraftstoffen in den letzten Jahren ein erheblicher Rückgang von Benzol-Immissionskonzentrationen an straßennahen Messstationen festgestellt werden [LAMBRECHT 1998]. Der Einfluss der Kraftstoffqualität auf die Abgasemissionen kann derzeit jedoch nicht exakt quantifiziert werden, da keine nach Kraftstoffeigenschaften differenzierten Abgas-Emissionsfaktoren vorliegen.

Die Qualitäten von Otto- und Dieseldieselkraftstoff sind derzeit im Rahmen der EU-Richtlinie 98/70/EG vom 13.10.1998 geregelt, die durch die Aktualisierung der 10. BImSchV in nationales Recht umgesetzt worden ist. Die aktuellen Kennwerte der in Deutschland zugelassenen Kraftstoffe sind in den DIN-Anforderungen DIN EN 228 (unverbleite Ottokraftstoffe) und DIN EN 590 (Dieseldieselkraftstoff) festgelegt. Die wesentlichen Anforderungen an die Zusammensetzungen der Kraftstoffe betreffen die Gehalte an Aromaten (Benzol), Olefinen, sauerstoffhaltigen organischen Komponenten, Sauerstoff, Schwefel und Blei sowie die Klopfesfestigkeit und den Dampfdruck bzw. das Siedeverhalten. Die EU-Richtlinie 98/70/EG sieht Verschärfungen der Anforderungen in zwei Stufen (1.1.2000 und 1.1.2005) vor. Die wichtigsten Reglementierungen an Inhaltsstoffen sind in der Tabelle 26 zusammengestellt.

Tabelle 26: Reglementierte Inhaltsstoffe in Kraftstoffen [EU 98/70/EG]

Kraftstoff	Parameter	Einheit	Eintrittsdatum	
			1.1.2000	1.1.2005
Otto	Schwefel	mg/kg	150	50
	Blei	mg/l	5	noch offen
	Sauerstoff	Mass-%	2,7	noch offen
	Olefine	Vol-%	18,0 ¹⁾ 21,0 ²⁾	noch offen
	Aromaten	Vol-%	42,0	35,0
	Benzol	Vol-%	1,0	noch offen
Diesel	Schwefel	mg/kg	350	50
	Polyaromaten (PAH)	Mass-%	11	noch offen

- 1) Ottokraftstoff Super
- 2) Ottokraftstoff Normal

Der Schwefelgehalt im Kraftstoff hat neben der Partikelbildung bei Dieselmotoren einen erheblichen Einfluss auf den Wirkungsgrad der Schadstoffkonvertierung von Katalysatoren. Daneben sind neue schadstoffarme Otto-Motorenkonzepte mit Direkteinspritzung auf möglichst geringe Schwefelgehalte im Kraftstoff angewiesen. Neben den europäischen Schwefel-Grenzwerten gilt in Deutschland das Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform, das Änderungen des Mineralölsteuergesetzes dahingehend vorschreibt, dass Otto- und Dieselmotoren mit einem maximalen Schwefelgehalt von 50 ppm ab 1.11.2001 und von 10 ppm ab 1.1.2003 mit 3 Pfennig pro Liter steuerlich gefördert werden. Diese Maßnahme führt dazu, dass in Deutschland schwefelarme und schwefelfreie Kraftstoffe wesentlich früher zum flächendeckenden Einsatz kommen, als dies nach EU-Recht vorgeschrieben ist [ÖKOSTEU 1999].

Tabelle 27: Stoffkennwerte von Kraftstoffen nach DIN EN 228 und DIN EN 590

Kennwert	Einheit	Ottokraftstoff	Dieselmotorkraftstoff
Dichte (15 °C)	kg/m ³	720 - 775	820 - 845
Dampfdruck (37,8 °C)	kPa	45,0 – 60,0 ¹⁾ 60,0 – 90,0 ²⁾	ca. 2,1 ³⁾
Sieverhalten: verdampfte Menge	Vol. %		
70 °C		20,0 – 48,0 ¹⁾ 22,0 – 50,0 ²⁾	---
100 °C		46,0 – 71,0	---
150 °C		> 75,0	---
250 °C		---	< 65,0
350 °C		---	> 85,0
Siedeendpunkt	°C	< 210	< 360 (95 %)
Klopffestigkeit			
ROZ / MOZ		> 98,0 / > 88,0 ⁴⁾ > 91,0 / > 82,5 ⁵⁾	---
Cetanzahl		---	> 51,0

- 1) Sommerkraftstoff (1. Mai bis 30. September)
- 2) Winterkraftstoff (16. November bis 15. März)
- 3) Winterdiesel, nach: [WENCK 1993]
- 4) Ottokraftstoff Super
- 5) Ottokraftstoff Normal

Die Verdampfungsemissionen sind stark von der Flüchtigkeit der Einzelkomponenten des Kraftstoffgemischs abhängig. Ein Maß für die Flüchtigkeit eines Kraftstoffs stellt der Dampfdruck nach Reid (RVP) bzw. der sog. DVPE (Dry Vapour Pressure Equivalent) dar, die den Dampfdruck bei einer Temperatur von 37,8 °C beschreiben. Über Verdampfungsemissionen von Dieselfahrzeugen liegen derzeit keine Daten vor. Neben der

Unterscheidung zwischen Super- und Normalkraftstoff werden in Deutschland im wesentlichen zwei unterschiedliche Otto-Kraftstoffsorten eingesetzt: Sommer- und Winterkraftstoff. Die Tabelle 27 gibt einen Überblick über die wichtigsten Stoffkennwerte von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen, wie sie in den entsprechenden DIN-Normen festgelegt sind.

Der maximal zulässige Dampfdruck bei 37,8 °C von Ottokraftstoffen der Sommerqualität liegt seit Inkrafttreten der EU-Richtlinie 98/70/EG zum 1.1.2000 bei 600 mbar. Die Obergrenze wurde somit um 100 mbar herabgesetzt, mit dem Ziel, die Verdampfungsemissionen insgesamt zu reduzieren. Die Dampfdrücke der Kraftstoffe, die bei den derzeit vorliegenden Studien über Verdampfungsemissionen von Kraftfahrzeugen verwendet worden sind, sind daher höher als denjenigen Kraftstoffsorten, die derzeit im Handel sind.

Der RVP der Kraftstoffe, die bei [HEINE 1993] verwendet worden sind, liegt beim Sommerkraftstoff (SKS) zwischen 450 und 700 mbar und beim Winterkraftstoff (WKS) zwischen 600 und 900 mbar. Der mittlere RVP liegt nach [HEINE 1993] beim SKS bei 680 mbar und beim WKS bei 860 mbar. [MAY 1993] setzt für die mittleren RVP 670 mbar für SKS und 850 mbar für WKS. Auf der Grundlage dieser Daten wird die Standardabweichung für den mittleren Dampfdruck auch unter Einbeziehung möglicher regionaler Schwankungen vorsichtig mit 20 mbar abgeschätzt.

Zusätzliche Unsicherheiten entstehen durch die vom Gesetzgeber eingeräumten Übergangsfristen für den Wechsel von SKS auf WKS im Herbst und von WKS auf SKS im Frühling. [HEINE 1993] beschreibt den Einsatzzeitraum für SKS vom 15.4. bis 15.9, für WKS vom 16.9. bis 14.4. Laut [MAY 1993] wird SKS im Zeitraum vom 1.5. bis 30.9. und WKS vom 1.11. bis 31.3. angeboten. Die Monate April und Oktober werden hier als Übergangsmonate angegeben. Die derzeit in Deutschland festgelegten Übergangsfristen lauten 1. Oktober bis 15. November und 16. März bis 30. April.

Für die Tankatmungsemissionen liegen funktionale Zusammenhänge zwischen der täglich emittierten Kohlenwasserstoffmenge und dem Dampfdruck des Kraftstoffs in [HEINE 1989] vor. Entsprechende Zusammenhänge für die Heiß- / Warmabstellverluste finden sich z.B. in [MCARRAGHER 1990].

6 GESAMTFEHLER - ERGEBNISSE DER STATISTISCHEN AUSWERTUNGEN

Für verschiedene Straßenkategorien wurden Fehlerabschätzungen von berechneten Jahresemissionen durchgeführt. Aus den ermittelten statistischen Fehlern der Eingangsdaten wurden die partiellen Auswirkungen der einzelnen Fehler auf die modellierten Emissionswerte ermittelt und nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung zu einem Gesamtfehler verknüpft. Aufgrund der teilweise lückenhaften Datensituation konnten die Fehlerabschätzungen oftmals nicht vollständig, sondern nur in Teilbereichen durchgeführt werden. Einige mögliche Fehler von Modell-Eingangsparametern wurden daher nicht berücksichtigt. Die ermittelten statistischen Gesamtfehler sind somit als untere Grenze der tatsächlichen Gesamtfehler anzusehen.

Neben den statistischen Fehlern wurden, soweit entsprechende Daten verfügbar waren, auch systematische Fehler quantifiziert und gesondert ausgewiesen. Die Ermittlung der systematischen Gesamtfehler erfolgte durch Addition der auf die Emission bezogenen systematischen Einzelfehler.

6.1 Warm-Emissionen außerorts

Die Ergebnisse der Fehlerermittlungen für die Straßenkategorien Autobahn, Bundesstraße, Landesstraße und Kreisstraße in Baden-Württemberg für das Bezugsjahr 1994 sind in dem Bild 9 dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf Straßenabschnitte mit folgenden Voraussetzungen:

- Längsneigungsklasse: 0-1 %
- vollständiger Zählumfang bei den Bundesverkehrszählungen 1990 und 1995 (jeweils 8 Zähltag bzw. 36 Zählstunden, Kreisstraßen: 6 Zähltag)
- unbekannte Streckensituation (Geschwindigkeitsbegrenzung, Kurvigkeit, u.ä.)
- unbekannte abschnittbezogene Verkehrsdaten für Fahrmuster-Mix und Flottenzusammensetzung

Auf eine gesonderte Fehlerbetrachtung für Außerorts-Gemeindestraßen wurde aufgrund der unzureichenden Datensituation bei dieser Straßenkategorie verzichtet. In erster Näherung können die Ergebnisse der Kreisstraßen übertragen werden.

Die ermittelten statistischen Fehler (Variationskoeffizienten) der berechneten Jahresemissionen liegen bei allen Straßenkategorien bei NMHC zwischen 21 und 26 % und bei NO_x zwischen 16 und 22 %, wobei insbesondere bei den Autobahnabschnitten aufgrund der asymmetrischen Auswirkung des Fehlers beim Fahrmuster-Mix ein negativer Fehler (Emissionen sind zu hoch berechnet) mit einer größeren Wahrscheinlichkeit verbunden ist als ein positiver Fehler.

Die Emissionsfaktoren stellen die größte Fehlerquelle, insbesondere bei NMHC, dar. Hier liegen Untersuchungen des TÜV Rheinland vor (s. Kapitel 5.1.1), die jedoch nur Fahrzeuge der Baujahre 1986-1990 und nicht alle Verkehrssituationen umfassen. Beim Schwerverkehr (Lkw, Busse) basieren die Untersuchungen auf lediglich 34 verschiedenen Motoren, aus denen Emissionsfaktoren für ca. 300 verschiedene Fahrzeugschichten abgeleitet worden sind. Es ist daher anzunehmen, dass die tatsächlichen Schwankungsbreiten innerhalb der Fahrzeugschichten deutlich höher ausfallen als die bislang ermittelten.

Als weitere bedeutende Fehlerquelle müssen die nach Fahrzeugkategorien differenzierten Verkehrsstärkedaten aus den Bundesverkehrszählungen angesehen werden. Hier ist zu unterscheiden zwischen Zählfehlern (ca. 8 %), Hochrechnungsfehlern (ca. 4-6 %) und Interpolationsfehlern bei der Ermittlung der Jahresverkehrsstärken 1994 (ca. 3-4 %) (s. Kapitel 5.2.1).

Auffällig sind die hohen systematischen Fehler, die bei den Eingangsgrößen Flottenzusammensetzung und Emissionsfaktoren zumindest teilweise quantifiziert werden konnten. Während bei den sonstigen Außerortsabschnitten die beiden Fehlergruppen unterschiedliche Vorzeichen aufweisen und sich somit gegenseitig kompensieren, liegt die systematische Abweichung auf den Autobahnabschnitten insgesamt bei ca. + 36 % (NMHC) bzw. bei ca. + 20 % (NO_x), d.h. es kommt zu einer systematischen Unterschätzung der Emissionen bei Verwendung der gebräuchlichen Eingangsdatensätze.

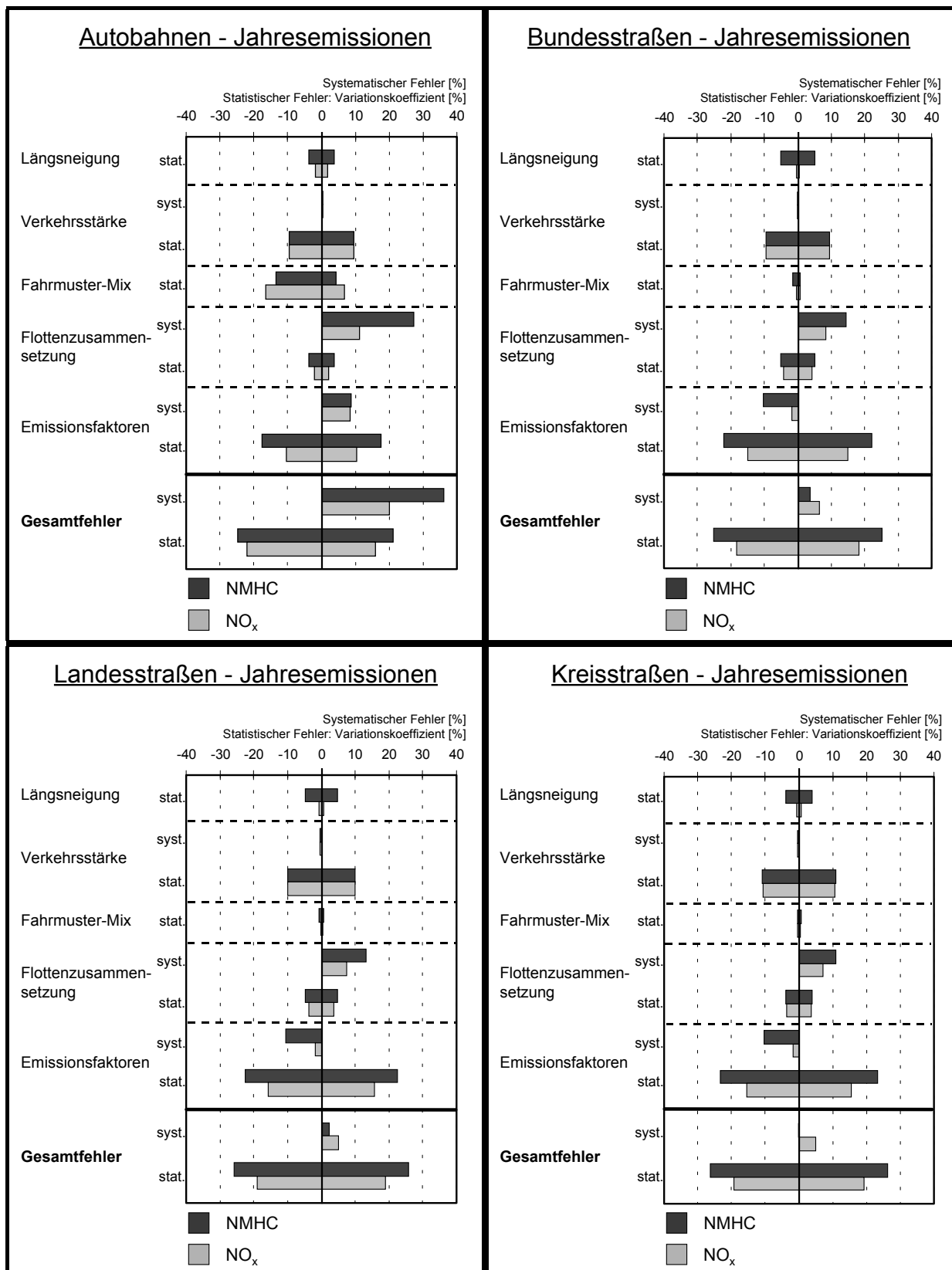


Bild 9: Fehlerbandbreiten der Jahresemissionen auf Außerortsstraßenabschnitten in Baden-Württemberg 1994

6.2 Warm-Emissionen innerorts

Im Gegensatz zum Außerortsverkehr liegen für den Innerortsbereich keine flächendeckenden abschnittsbezogenen Verkehrsstärkedaten vor. Auch Gesamtfahrleistungen auf Gemeindeebene sind nur für wenige Gemeinden verfügbar. Zur Ermittlung von flächendeckenden Innerortsfahrleistungen pro Gemeinde müssen daher in der Regel zusätzliche Infrastrukturdaten (z.B. Einwohnerzahl) zur Disaggregation von Gesamt-Innerortsfahrleistungen auf Bundes- bzw. Landesebene herangezogen werden. Die Ermittlung der Unsicherheiten räumlich höher aufgelöster Emissionsdaten (Rasterung) erfordert detaillierte Daten über Flächennutzungen mit zugeordneten Fahrleistungen, die derzeit noch nicht vorliegen.

In Bild 10 sind die Ergebnisse der Fehlerbetrachtungen für Emissionen des innerörtlichen Straßenverkehrs mit warmem Motor auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg 1994 dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf folgende Voraussetzungen:

- Längsneigungs-kategorie aller Innerortsstraßen 0-1 %,
- unbekannte Aufteilung der Fahrleistungen auf Innerorts-Straßenkategorien,
- keine gemeindebezogenen Informationen über Fahrmuster-Mix und Flottenzusammensetzung,
- Einwohnerzahlen pro Gemeinde sind fehlerfrei.

Die ermittelten statistischen Gesamtfehler liegen mit ca. 37 % bei NMHC und ca. 35 % bei NO_x höher als die Fehler auf Außerortsabschnitten. Dazu kommt ein quantifizierter systematischer Fehler von ca. - 11 % bei NMHC und ca. - 8 % bei NO_x. Die beiden Eingangsgrößen, welche die wesentlichen Beiträge zum Gesamtfehler liefern, sind zum einen die Fahrleistung und zum anderen die Emissionsfaktoren.

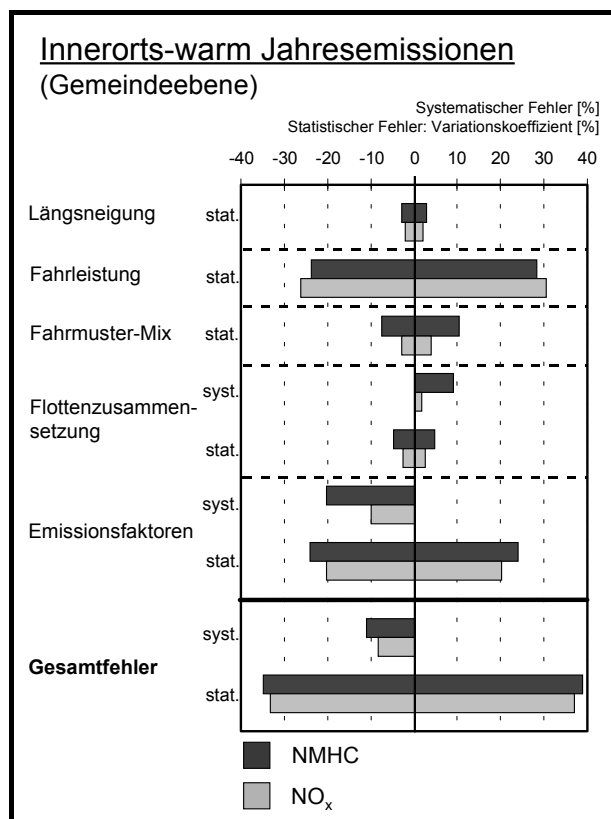


Bild 10: Fehlerbandbreiten der Jahresemissionen innerorts warm auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg 1994

Während die Gesamt-Innerortsfahrleistung für alle Kfz (z.B. für die alten Bundesländer) noch relativ sicher bestimmt werden kann (Variationskoeffizient: ca. 11 %) und auch die Differenzierung der Fahrleistung nach Fahrzeugkategorien mit vergleichsweise geringen Fehlern von 3,8 % (NMHC) bzw. 11,9 % (NO_x) behaftet

ist, ist der Schritt der Disaggregation der Gesamtfahrleistungen auf Gemeindeebene über die Einwohnerzahl der Gemeinden mit Unsicherheiten von ca. 23 % behaftet (s. Kapitel 5.2.2).

Die Unsicherheiten der Emissionsfaktoren liegen etwas über denjenigen auf Außerortsabschnitten. Ansonsten gelten die bereits in den Kapitel 5.1 und 6.1 gemachten qualitativen Aussagen über die Unsicherheiten der Emissionsfaktoren entsprechend auch für den Innerortsbereich.

6.3 Kaltstartemissionen

Wie in Bild 11 dargestellt, werden die Fehler der Kaltstartzuschläge im wesentlichen von den Einflussgrößen der Anzahl der Starts auf Gemeindeebene und den Kaltstart-Emissionsfaktoren geprägt. Fehlerbeiträge über 10 % liefern darüber hinaus die auf die Fahrleistung bezogene Fahrtenanzahl und die jährliche Temperaturverteilung (nur bei NMHC).

Ähnlich wie bei den Fahrleistungen zur Ermittlung der Innerorts-Emissionen mit warmem Motor liegen notwendige Informationen über die Anzahl der Startvorgänge nicht nach Gemeinden aufgelöst vor, so dass zunächst aus der Gesamtfahrleistung der Pkw (für die alten Bundesländer) und einer mittleren Fahrtenanzahl pro Gesamtfahrleistung (bzw. einer mittleren Fahrtdlänge) die Gesamtanzahl der Startvorgänge ermittelt wird. Entsprechend der Disaggregation der Innerortsfahrleistungen werden anschließend die Gesamtstarts anhand der Einwohnerzahlen auf die einzelnen Gemeinden verteilt.

Wie in Kapitel 5.5 dargestellt, liefert der Berechnungsschritt der räumlichen Verteilung der Anzahl der Startvorgänge auf die Gemeinden mit + 26,0 % / - 20,6 den mit Abstand größten Beitrag zum Fehler der Eingangsgröße Anzahl der Starts. Die Fehler der auf die Fahrleistung bezogenen Anzahl der Fahrten bzw. die mittlere Fahrtdlänge (10,6 %) und der Ermittlung der Gesamtfahrleistungen (3,6 %) fallen vergleichsweise gering aus.

Die Auswirkungen der Verwendung einer mittleren Temperaturverteilung sind nur für NMHC (ca. 11 %) relevant, nicht jedoch für NO_x (ca. 2 %). Bei den Betrachtungen der Schwankungsbreiten wurden sowohl regionale Unterschiede unterschiedlicher Klimazonen in Deutschland als auch Unterschiede zwischen Stadt- und Land- Klima berücksichtigt (s. Kapitel 5.8).

Nach Einschätzung des TÜV Rheinland können für die Kaltstart-Emissionsfaktoren aufgrund der zu kleinen Datenbasis derzeit keine statistischen Fehlerbandbreiten angegeben werden [WIESNER 1998]. Da die Kaltstart-Emissionsfaktoren lediglich als Faktoren vorliegen, die mit den Warm-Emissionsfaktoren der entsprechenden Innerortsfahrmuster verknüpft werden, kann gefolgert werden, dass die Fehler der Kaltstart-Emissionsfaktoren mindestens so groß sind wie jene der Innerorts-Warm-Emissionsfaktoren. Somit wurden die in Kapitel 5.1.1 dargestellten Fehler auf die Kaltstartzuschläge übertragen. Die tatsächlichen Fehlerbandbreiten liegen jedoch aus folgenden Gründen vermutlich deutlich höher:

- Die auf dem Prüfstand ermittelten Kaltstartfaktoren beruhen auf einer sehr kleinen Stichprobe (46 Fahrzeuge).
- Es wurde nur bei 3 Temperaturen gemessen (- 10 °C, 5 °C, 20 °C).
- Es wurde nur ein Fahrzyklus gefahren (FTP 75).
- Für Starts mit Motortemperaturen im Bereich von 20 - 80 °C werden zusätzliche Kühlstartfaktoren benötigt.
- Kaltstartfaktoren in Kombination mit Längsneigungen > 0 % liegen nicht vor.

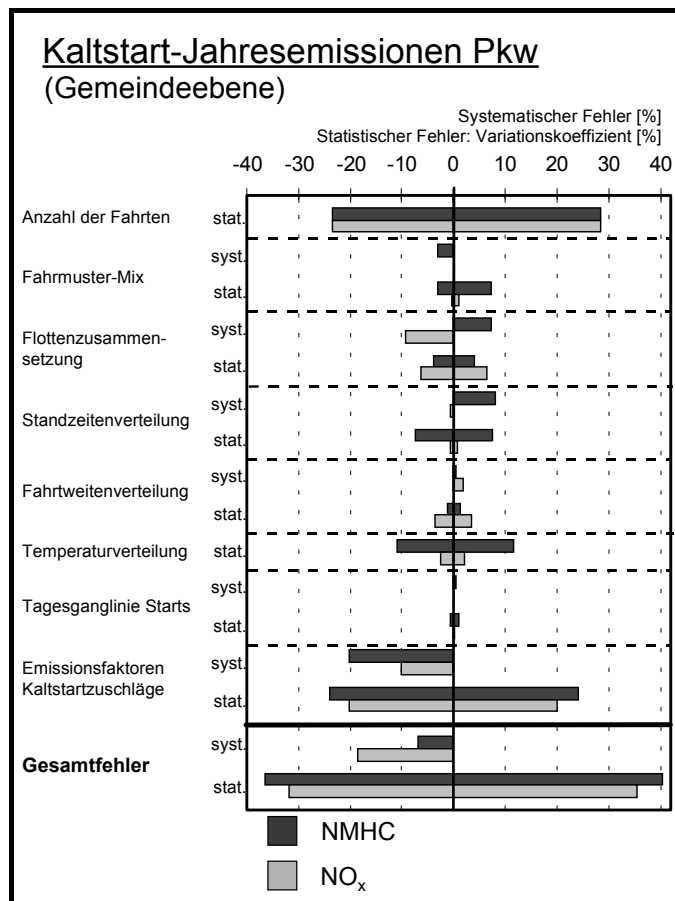


Bild 11: Fehlerbandbreiten der Kaltstartzuschläge auf Gemeindeebene in Baden-Württemberg für Pkw 1994

Die bisher quantifizierten statistischen Gesamtfehler liegen bei ca. 39 % für NMHC bzw. 33 % bei NO_x. Systematische Abweichungen wurden aus den verfügbaren Daten mit ca. - 7 % für NMHC und ca. - 19 % für NO_x ermittelt.

6.4 Verdampfungsemissionen

Für die Emissionsmodellierung brauchbare Emissionsfaktoren liegen derzeit nur für Pkw und (mit Abstrichen) für leichte Nutzfahrzeuge und Kleinbusse mit Otto-Motoren vor. Für Motorräder und Mofas sind keine verlässlichen Emissionsfaktoren verfügbar, obwohl Stichprobenmessungen darauf hindeuten, dass Motorrad-Verdampfungsemissionen ca. drei bis zehn mal so hoch liegen wie diejenigen von Pkw [BACH 1993]. Auch für Dieselfahrzeuge liegen keine gesicherten Emissionsfaktoren vor, so dass für diese Fahrzeugkategorien Emissionsberechnungen und somit auch Fehlerabschätzungen noch nicht durchgeführt werden können.

6.4.1 Tankatmung

In das Modell zur Berechnung der HC-Tankatmungsverluste gehen als Eingangsgrößen die Anzahl der zugelassenen und vorübergehend abgemeldeten Otto-Pkw mit bzw. ohne Aktivkohlefilter (AKF), der Anteil der abgestellten Fahrzeuge, die räumlich und jahreszeitlich variierende Qualität des Kraftstoffs, mittlere monatliche Tagestemperaturen, mittlere monatliche Tagestemperaturschwankungen und Tankatmungs-Emissionsfaktoren ein.

Zur Ermittlung der Anzahl der abgestellten Fahrzeuge auf Gemeindeebene kann auf die Bestandsstatistiken der Zulassungsstellen zurückgegriffen werden, die als fehlerfrei angesehen werden können. Maßgeblich für

die Berechnung der Tankatmungsemissionen sind die im Zeitraum ansteigender Lufttemperaturen (vormittags und mittags) abgestellten Fahrzeuge. Zusätzlich zu den Bestandsdaten müssen daher die morgendlichen Fahrzeugströme der Berufs- und Ausbildungspendler an Werktagen sowie die Freizeit- und Urlaubsfahrten an Wochenenden und während der Ferienzeiten berücksichtigt werden, die z.T. entsprechenden Statistiken, z.B. der Volkszählung 1987, entnommen werden können. Der Anteil der in Garagen abgestellten Fahrzeuge trägt aufgrund der deutlich geringeren täglichen Temperaturschwankungen nicht oder nur wenig zu den gesamten Tankatmungsemissionen bei. Dagegen weisen Fahrzeuge, die der direkten Sonnenstrahlung ausgesetzt sind, je nach Jahreszeit deutlich höhere Tankatmungsemissionen auf, als dies nach den Lufttemperaturdaten zu erwarten wäre. Unsicherheiten von Daten zu Pendlerströmen und Urlaubsfahrten, zu Anteilen der in Garagen abgestellten Fahrzeuge und über den Einfluss direkter Sonneneinstrahlung können derzeit aufgrund der schlechten Datensituation nicht ermittelt werden.

Das Bild 12 zeigt, dass die quantifizierbaren Gesamtfehler nahezu ausschließlich von den Fehlern der beiden Eingangsgrößen Temperaturschwankungen und Emissionsfaktoren verursacht werden.

Bei den täglichen Temperaturschwankungen wurde ein für die alten Bundesländer einwohnergewichteter typischer Mittelwert als Eingangsgröße für das Berechnungsmodell ($\Delta T = 7 \text{ }^\circ\text{C}$) verwendet. Dieses Vorgehen entspricht der Methodik des UBA-Handbuchs [UBA 1995], wo ebenfalls nur ein mittlerer Wert für die täglichen Temperaturschwankungen zur Verfügung steht. Es zeigt sich eine hohe Sensitivität der Tankatmungsemissionen gegenüber dem Parameter ΔT . Zur Berechnung der Tankatmungsemissionen auf Gemeindeebene scheint daher die Verfügbarkeit regional aufgelöster und nach Einwohnerzahlen differenzierter Temperaturdaten mit entsprechend aufgelösten Emissionsfaktoren geboten.

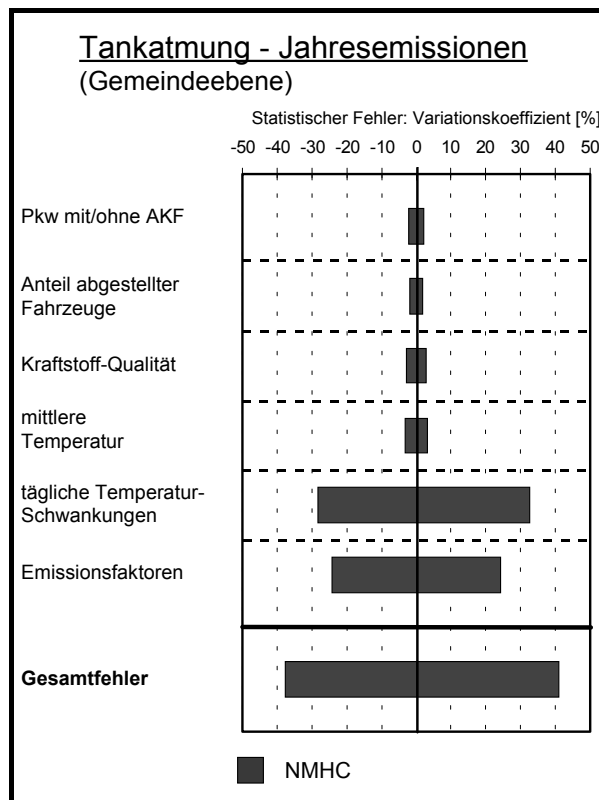


Bild 12: Fehlerbandbreiten der jährlichen Tankatmungsverluste in Baden-Württemberg 1994

Für die Tankatmungsemissionsfaktoren fallen die Variationskoeffizienten der Mittelwerte für die Otto-Pkw mit AKF mit ca. 32 % etwa doppelt so hoch aus wie bei den Pkw ohne AKF (ca. 17%) (s. Kapitel 5.1.2). Die relativen statistischen Schwankungen der Fahrzeuge untereinander sind dabei weitgehend unabhängig von der Temperaturerhöhung und damit vom absoluten Emissionsniveau. Für das Bezugsjahr 1994 ergibt sich somit bei etwa gleichen Anteilen von Fahrzeugen mit und ohne AKF ein mittlerer Variationskoeffizient von

24,4 %. Für nachfolgende Jahre mit zunehmendem Anteil der Pkw mit AKF ist mit einer entsprechenden Zunahme des relativen Fehlers zu rechnen.

Eine Abschätzung des Einflusses von Luftdruckschwankungen auf die Tankatmungsemissionen hat ergeben, dass dieser vernachlässigbar ist. Der Einfluss des Tankfüllgrads auf die Verdampfungsemissionen kann derzeit aufgrund fehlender Daten nicht quantifiziert werden. Weitere Unsicherheiten bestehen bei der Anzahl von längerfristig abgemeldeten Fahrzeugen, die ebenfalls Tankatmungsemissionen verursachen, aber nicht in den Statistiken des Kraftfahrt-Bundesamtes erfasst werden.

Die ermittelten Variationskoeffizienten für jährliche Tankatmungsemissionen auf Gemeindeebene liegen insgesamt bei ca. 39 %.

6.4.2 Heiß- und Warmabstellen (Hot / Warm Soak Losses)

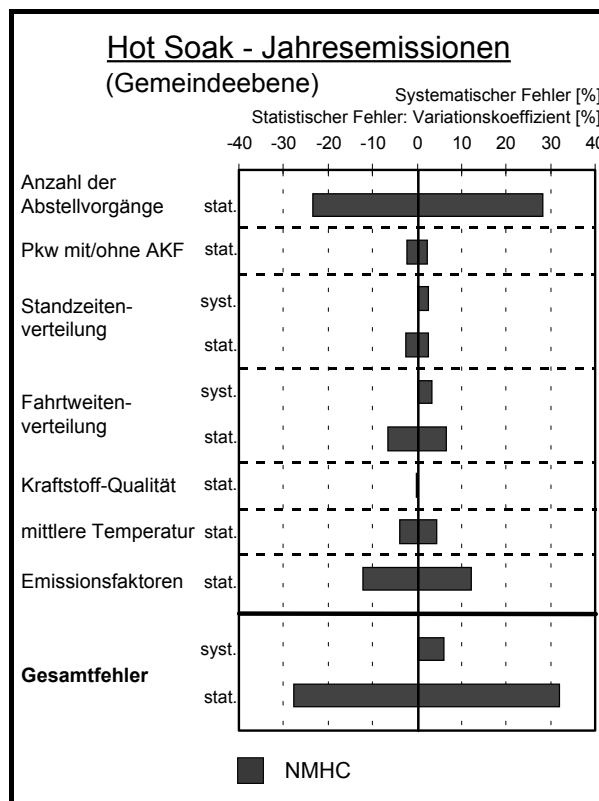


Bild 13: Fehlerbandbreiten der jährlichen Hot-Soak- (Heiß-/Warmabstell-) Verluste in Baden-Württemberg 1994

Die Verdampfungsemissionen eines Otto-Pkws unmittelbar nach einer Fahrt werden im wesentlichen verursacht durch eine Aufheizung des im Motorraum in Vergaser und Kraftstoffleitungen befindlichen Kraftstoffs. Zur Berücksichtigung des Einflusses der Motortemperatur wird als Hilfsgröße die Fahrweite des Fahrzeugs vor dem Abstellen herangezogen. Man unterscheidet zwischen dem Abstellen mit heißem Motor (Betriebs-temperatur bei Fahrten > 10 km) und dem sog. Warmabstellen, bei dem die Betriebstemperatur bei entsprechend kürzeren Fahrtstrecken noch nicht erreicht ist. Ähnlich wie bei der Modellierung der Kaltstartemissionen fließen mittlere Fahrweiten- und Standzeitenverteilungen in die Emissionsberechnung ein, deren Fehlerauswirkungen auf die Gesamtemissionen jedoch als gering eingestuft werden können, wie Bild 13 zeigt.

Als maßgebliche Größe für die Gesamtunsicherheiten der Abstellverluste ist mit einem VK von ca. 26 % die Anzahl der Abstellvorgänge pro Gemeinde anzusehen. Die Fehlerermittlung erfolgte hier äquivalent zu der Anzahl der Startvorgänge als Eingangsgröße bei der Modellierung der Kaltstartemissionen (s. Kapitel 5.5), wobei die Bestimmung der Innerortsfahrleistungen pro Gemeinde den Hauptunsicherheitsfaktor darstellt.

Im Vergleich zu den Tankatmungsemissionen fallen die Unsicherheiten der Emissionsfaktoren bei den Abstellverlusten mit ca. 12 % deutlich geringer aus. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich diese Fehlerabschätzung nur auf die Emissionsfaktoren Heiß-/Warmabstellen beziehen. Die derzeit verfügbaren Daten über Emissionsfaktoren beim Abstellen mit warmem Motor, insbesondere bei Fahrzeugen mit AKF, lassen keine detaillierten Fehlerbestimmungen zu.

Für den Gesamtfehler der Heiß- / Warmabstellverluste auf Gemeindeebene ergibt sich aus den derzeit vorliegenden Daten ein VK von ca. 30 %.

6.4.3 Running Losses

Über die Verdampfungsemissionen von Otto-Pkw während dem Fahrbetrieb, die aufgrund der Aufheizung des Kraftstofftanks und des Kraftstoffleitungssystems entstehen, liegen für die alten Bundesländer Abschätzungen für das Bezugsjahr 1990 vor [MAY 1993]. Grundlage dieser Abschätzungen ist eine Literaturstudie, die sich im wesentlichen auf detaillierte Emissionsfaktoren aus Kalifornien und einzelne Messungen europäischer Fahrzeuge stützt. Die Autoren schätzen die Running Losses insgesamt auf ca. 50.000 - 70.000 t/a. Nimmt man als Mittelwert 60.000 t/a für 1990 an, so ergibt sich unter Berücksichtigung der Zunahme der Pkw-Fahrleistungen und der Verschiebung der Anteile von Otto-Pkw mit und ohne AKF für das Bezugsjahr 1994 eine Gesamtemission von ca. 47.000 t für die alten Bundesländer. Eine Differenzierung nach Anzahl der Einwohner führt zu ca. 7500 t/a für Baden-Württemberg.

Unter Zugrundelegung der in [MAY 1993] angegebenen Schwankungsbreite ergibt sich ein Variationskoeffizient von ca. 20 %. Dies entspricht in etwa den statistischen Schwankungen der beiden anderen Verdampfungsquellen Tankatmung und Heiß-/Warmabstellen bei großräumiger Betrachtung. Zusätzliche Unsicherheiten der räumlichen Disaggregation auf Gemeindeebene können derzeit aufgrund der schlechten Datensituation nicht quantifiziert werden. Die geschätzte Unsicherheitsbandbreite von 20 % kann als untere Grenze angesehen werden. Aufgrund der mangelhaften Datensituation bei den Running-Losses-Emissionsfaktoren für europäische Fahrzeuge muss im Vergleich zu Tankatmung und Heiß-/Warmabstellen von deutlich größeren Fehlern ausgegangen werden.

6.5 Gesamtfehler großflächiger Jahresemissionen

Die in den Kapiteln 6.1 bis 6.4 gewonnenen Erkenntnisse über die Fehler der Emissionsmodellierung für einzelne Streckenabschnitte bzw. Gemeinden werden zu einer Gesamtfehlerabschätzung der Jahresemissionen 1994 für Baden-Württemberg zusammengefasst. Dabei ist zu beachten, dass für die Eingangsgrößen, die regionale Schwankungen aufweisen (Flottenzusammensetzung, Fahrmuster-Mix, Verkehrsstärke, Längsneigung, Temperaturdaten usw.), die Fehler bei räumlich hoch aufgelöster Betrachtung größer sind als bei einer großräumigen Betrachtung, wie z.B. für Gesamt-Baden-Württemberg. Im Falle großräumiger Betrachtung fließen mittlere Werte für die genannten Eingangsgrößen in das Berechnungsmodell ein. Für die Fehlerermittlung sind somit nicht mehr die Fehler der Einzelwerte sondern die Fehler der Mittelwerte der Eingangsgrößen maßgebend. Die zur Ermittlung der Fehler der Mittelwerte notwendigen Daten liegen allerdings entweder nicht vor oder erfordern einen sehr hohen Rechenaufwand. Es wird daher vereinfachend von einem einheitlichen Stichprobenumfang in mittlerer Größenordnung für alle Eingangsdaten ausgegangen. Der statistische Fehler des Mittelwerts kann mit dem geschätzten Stichprobenumfang aus den Fehlern der Einzelwerte ermittelt werden (s. Kapitel 4.2.1). Die Fehler der nicht (oder nur gering) regional schwankenden Eingangsgrößen (z.B. Emissionsfaktoren) sind unabhängig von der räumlichen Auflösung der Emissionsmodellierung. Ebenso bleiben die quantifizierten systematischen Fehler unverändert.

Bei der Zusammenfassung der Emissionen aus den verschiedenen Quellgruppen ist teilweise von erheblichen Korrelationen zwischen den einzelnen Quellgruppen auszugehen (z.B. Innerorts- und Kaltstart-Emissionen). Zur exakten Berechnung des Gesamtfehlers müssten daher die Korrelationen zwischen allen Eingangsgrößen in Form von Kovarianzen ermittelt werden, was aber aufgrund der lückenhaften Datenbasis nicht möglich ist.

Es können daher zunächst nur Fehlerbereiche angegeben werden, die zwischen dem mittleren Gesamtfehler (Fehlerfortpflanzung) als unterer Grenze und dem maximalen Gesamtfehler als oberer Grenze liegen (s. Kapitel 4.3). In der Tabelle 28 sind die Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 28: Relative Gesamtfehler (systematische Fehler und Variationskoeffizienten) für Jahresemissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg 1994

	NO _x	NMHC
Jahresemissionen [t]	145.700	100.800
systematische Fehler	+ 5,0 %	-0,2 %
statistische Fehler (VK):		
untere Grenze:	+ 7,8% / - 7,9 %	+ 11,0 % / - 10,4 %
obere Grenze:	+17,2 % / - 17,5 %	+ 23,9 % / - 23,8 %

Da von hochgradigen Korrelationen der Emissionen aus den verschiedenen Quellgruppen ausgegangen werden muss, ist der maximale Gesamtfehler als realistischere Fehlerabschätzung anzusehen. Als Schätzwert lässt sich für die NO_x-Emissionen ein mittlerer VK von ca. 14 %, für die NMHC-Emissionen ein mittlerer VK von ca. 19 % annehmen. Darüber hinaus werden nach derzeitigem Kenntnisstand die NO_x-Emissionen für Gesamt-Baden-Württemberg systematisch um ca. 5 % unterschätzt. Bei den NMHC-Emissionen liegen insgesamt keine systematischen Fehler vor.

In den Bildern 14 und 15 sind jeweils für NO_x und NMHC die Beiträge der einzelnen Quellgruppen zu den Gesamtemissionen und zum maximalen Gesamtfehler im Vergleich dargestellt. Es zeigt sich, dass bei den Stickoxiden die Innerorts-Emissionen mit warmem Motor und die Autobahn-Emissionen am stärksten zu den Gesamtunsicherheiten beitragen. Im Vergleich zu den Anteilen an der Gesamtemission fallen bei den Unsicherheiten die Innerorts-Emissionen deutlich stärker ins Gewicht, während die Autobahnemissionen an Bedeutung verlieren. Bei den Kohlenwasserstoffen sind die Anteile an den Emissionen mit den Anteilen an den statistischen Unsicherheiten weitgehend identisch. Es sind lediglich leichte Verschiebungen hin zu etwas größerem Einfluss der Kaltstart- und Innerorts-Emissionen feststellbar. Für die verschiedenen Quellbereiche ergeben sich für Emissionen und Unsicherheiten grob folgende Anteile: ca. 25 % für Abgasemissionen außerorts, ca. 50 % für Abgasemissionen innerorts und ca. 25 % für Verdampfungsemissionen. Die Kaltstart-Emissionen weisen mit 34,5 % den von allen Quellbereichen mit Abstand größten Beitrag zur Gesamtunsicherheit auf.

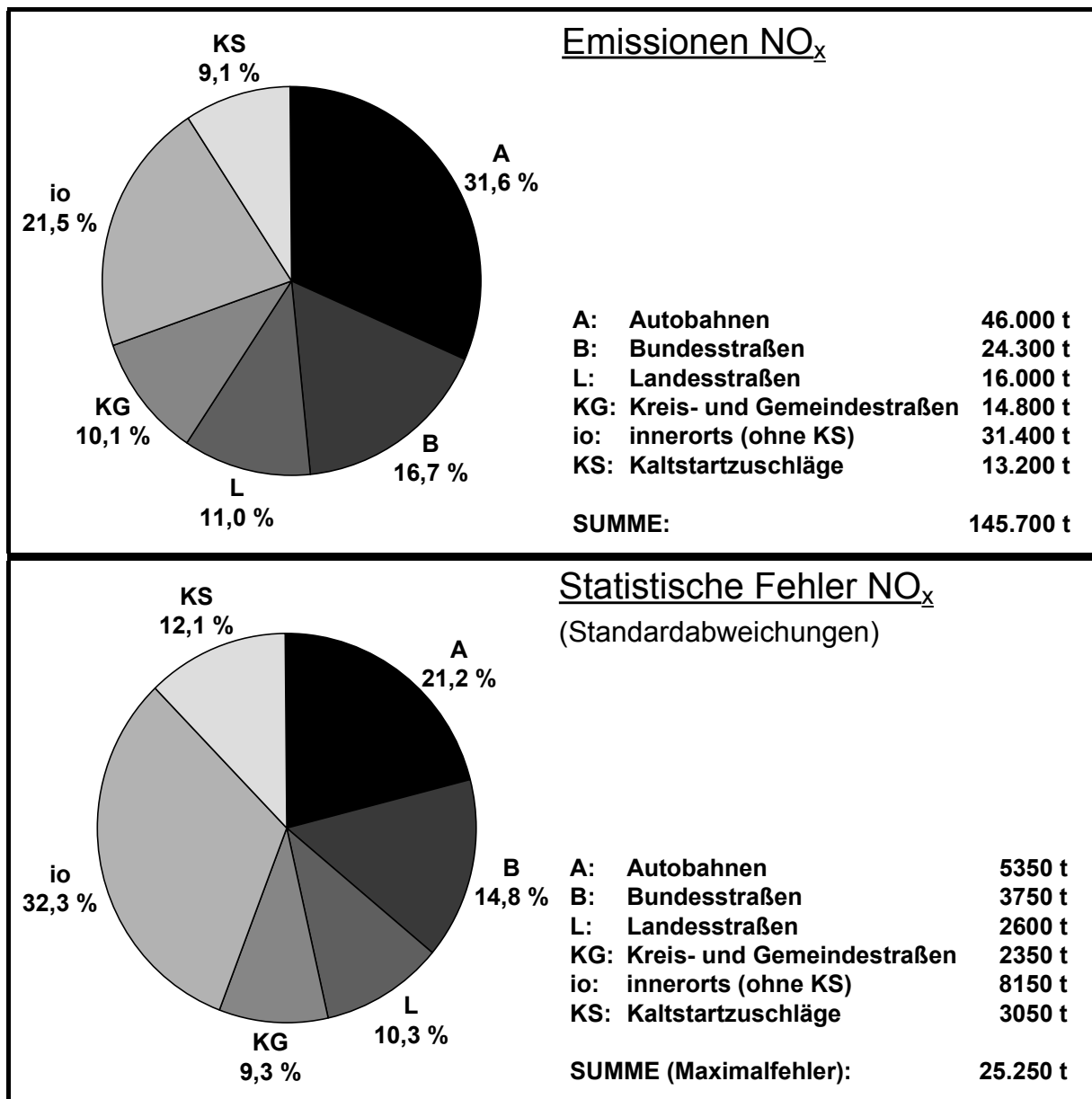


Bild 14: NO_x-Emissionen und statistische Fehler einzelner Quellgruppen Straßenverkehr für die Gesamtemissionen Baden-Württemberg 1994

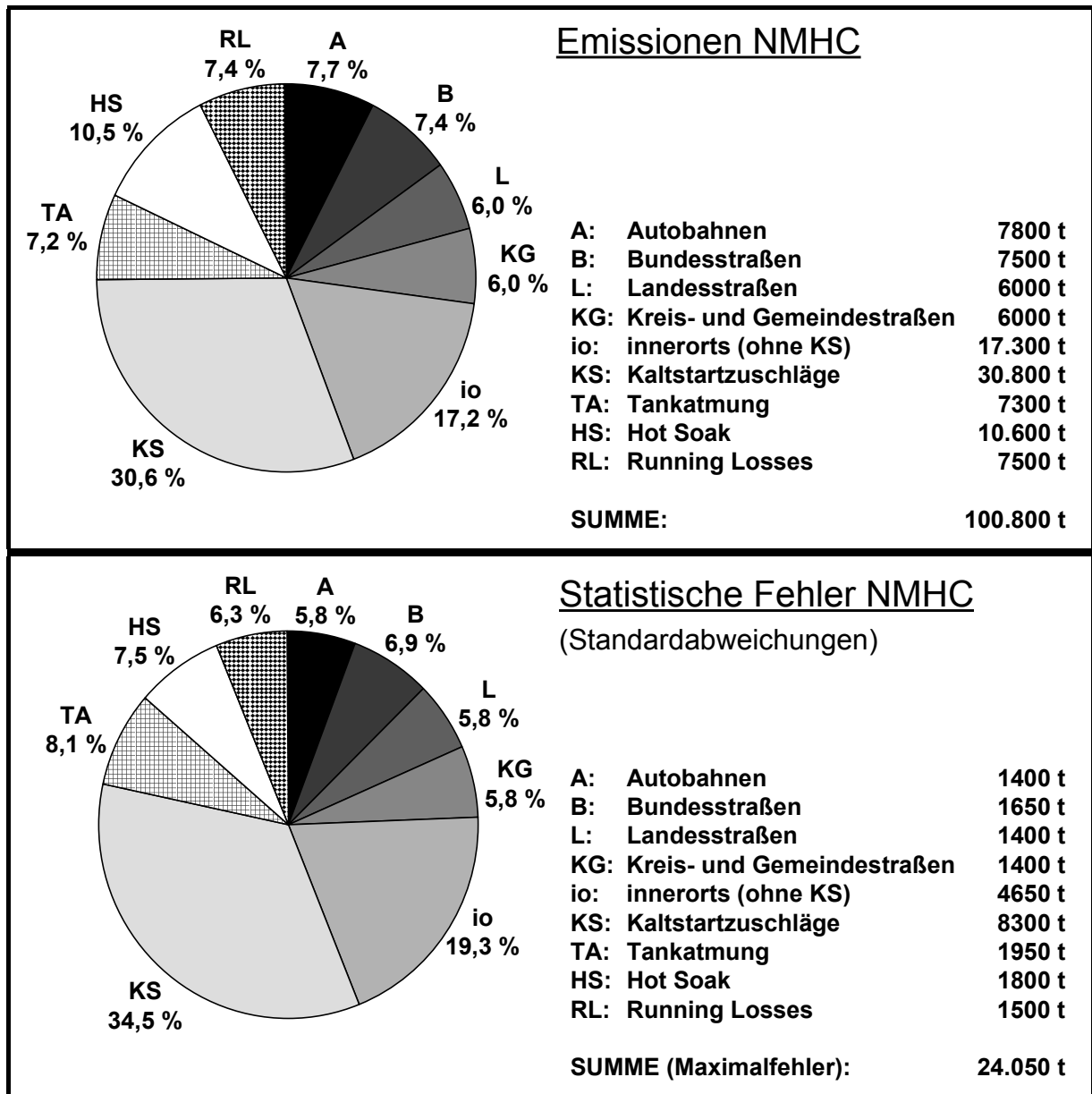


Bild 15: NMHC-Emissionen und statistische Fehler einzelner Quellgruppen Straßenverkehr für die Gesamtemissionen Baden-Württemberg 1994

6.6 Unsicherheiten bei räumlicher Verteilung der Emissionen

Unsicherheiten bei der räumlichen Verteilung entstehen bei der Verschneidung von linienbezogenen Emissionsdaten (außerorts) mit Rasterelementen, wenn lediglich die Koordinaten der Netzknoten und die Gesamtlänge des Straßenabschnitts, nicht aber der tatsächliche geographische Verlauf des Abschnitts zwischen den Netzknoten aus der entsprechenden Straßendatenbank bekannt sind. Die Emissionsmodellierung für den Straßenabschnitt erfolgt in diesem Fall unter der Annahme eines direkten Straßenverlaufs zwischen den begrenzenden Netzknoten. Die auf den somit verkürzten Abschnitt bezogenen Emissionsdaten werden anschließend auf die reale Abschnittslänge hochgerechnet.

Die Fehler, die durch Unschärfen bei der Zuordnung von Emissionsdaten zu Rasterfeldern entstehen, können durch Vergleiche von groben Straßennetz-Daten (nur Koordinaten der Netzknoten bekannt) mit hochaufgelösten Straßennetz-Daten ermittelt werden. Ein solch hochaufgelöstes Straßennetz liegt z.B. für Rheinland-Pfalz vor, wo die Abstände der Koordinatenpunkte je nach Kurvigkeit des Straßenabschnitts im Bereich

zwischen 50 und 300 m liegen [LA-RP 1997b]. Die Verschneidung der modellierten Emissionsdaten auf der Grundlage dieses hochaufgelösten Straßennetzes führt zu einer quasi fehlerfreien räumlichen Verteilung der Emissionen. Vergleicht man die Emissionsdaten jedes einzelnen Rasterelements eines herkömmlichen, auf dem groben Straßennetz beruhenden Emissionskatasters mit den entsprechenden Rasterelementen des quasi fehlerfreien Katasters, so erhält man entsprechend der Anzahl der Rasterelemente Wertepaare mit i.d.R. sich unterscheidenden Emissionsdaten, die statistisch ausgewertet können.

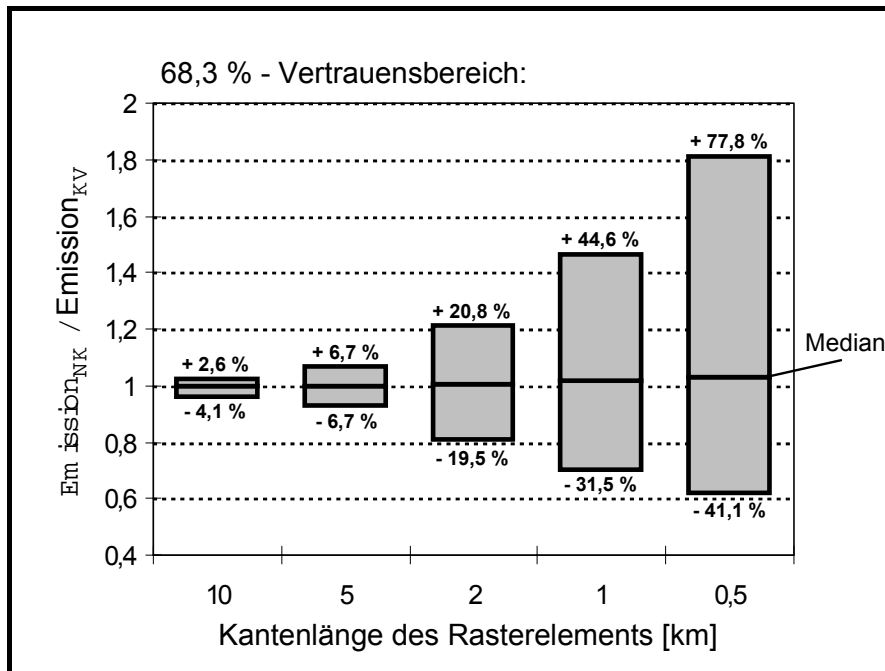
Tabelle 29: Übersicht über die ausgewerteten Rasterelemente unterschiedlich feiner Rasternetze

Kantenlänge Rasterelement [km]	Anzahl der Rasterelemente								
	gesamt	davon mit Emissionen im herkömmlichen Kataster (grobes Außerorts-Straßennetz)				davon ohne Emissionen im herkömmlichen Kataster (grobes Außerorts-Straßennetz)			
		richtig	falsch	richtig	falsch	richtig	falsch		
10	147	147	100 %	0	0	0	0	0	0
5	685	683	99,7 %	0	2	0,3 %	0	0	0
2	4669	4203	90,0 %	40	0,9 %	263	5,6 %	163	3,5 %
1	19242	12112	62,9 %	801	4,2 %	4579	23,8 %	1750	9,1 %
0,5	78150	26576	34,0 %	5627	7,2 %	36852	47,2 %	9095	11,6 %

Tabelle 29 zeigt einen Vergleich der Zuordnungen von Straßenabschnitten zu den einzelnen Rasterfeldern zwischen dem groben und dem feinen Straßennetz. Dargestellt sind die bei den Berechnungen verwendeten Rastergrößen, die Gesamtanzahl der jeweiligen Rasterelemente, die Anzahl der Rasterelemente denen im herkömmlichen Emissionskataster fälschlicherweise Emissionen zugeordnet werden, obwohl sie gemäß dem hochaufgelösten Straßennetz nicht von Straßenabschnitten geschnitten werden, sowie umgekehrt die Anzahl der Rasterelemente denen fälschlicherweise keine Emissionen zugeordnet werden, obwohl sie von Straßenabschnitten geschnitten werden. Bei den Auswertungen wurden dabei nur die Rasterelemente berücksichtigt, die vollständig im Untersuchungsgebiet (Rheinland-Pfalz) liegen.

Der Vergleich der unterschiedlich feinen Rasternetze zeigt, dass bereits bei einer Kantenlänge von 2 km 4,4 % aller Rasterelemente fälschlicherweise Emissionen bzw. fälschlicherweise keine Emissionen zugeordnet werden. Bei Kantenlängen von 1 km bzw. 0,5 km steigt dieser Anteil von Fehlzuordnungen insgesamt auf 13,3 % bzw. 18,8 %.

Die Rasterelemente, denen sowohl bei Verwendung des feinen als auch des groben Straßennetzes Emissionen zugeordnet wurden, wurden einer zusätzlichen Auswertung unterzogen. Es wurden pro Rasterelement die Quotienten aus Emission in Normalauflösung (grobes Straßennetz mit Netzknoten) und Emission in Feinauflösung (hochaufgelöstes Straßennetz mit Kurvenverlauf) gebildet. Die Quotienten wurden statistisch ausgewertet, indem differenziert nach der Kantenlänge des jeweiligen Rasters der jeweilige Median und davon ausgehend der zentrale 68,3 % - VB ermittelt wurden. Die Ergebnisse in Bild 16 zeigen gute Übereinstimmungen zwischen normal- und feinaufgelöstem Straßennetz bei Rastergrößen von 10 km und 5 km mit maximalen Fehlergrenzen von ca. 7 %. 2-km-Raster müssen mit Fehlergrenzen von ca. 20 % bereits als kritisch angesehen werden, während bei Rastergrößen von 1 km bzw. 0,5 km die dargestellten Fehler der räumlichen Auflösung die Fehler der restlichen Eingangsparameter zur Emissionsmodellierung (s. Kapitel 6.1 bis 6.5) deutlich übertreffen. Eine Rasterung im Größenbereich unter 2 km ist bei unbekanntem Straßenverlauf zwischen den Netzknoten somit mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.



Emission_{NK}: Berechnete Emission auf Basis der Netzknoten-Straßendaten

Emission_{KV}: Berechnete Emission auf Basis hochaufgelöster Straßendaten mit Kurvenverlauf

Bild 16: Unsicherheiten der räumlichen Verteilung von NO_x-Emissionen des außerörtlichen Straßenverkehrs bei unbekanntem Verlauf der Straßenabschnitte zwischen den Netzknoten (Rheinland-Pfalz 1995)

Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich konkret auf die Orographie und die Dichte der Außerortsstraßenabschnitte in Rheinland-Pfalz. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass in stark profilierten Gebieten (Gebirge) die Straßenabschnitte stärker geschwungen sind und eine größere Kurvigkeit aufweisen als in ebenen Gebieten. Der Fehler der räumlichen Zuordnung zu Rastern steigt daher mit zunehmender Profilierung des Gebietes an.

6.7 Unsicherheiten der zeitlichen Auflösung der Emissionen

Die wesentliche Fehlerquelle bei der zeitlichen Disaggregation von Emissionsdaten für den Straßenverkehr liegt im unbekanntem zeitlichen Verlauf der Verkehrsstärke pro Straßenabschnitt. Zur Modellierung zeitlich hochaufgelöster Emissionsdaten werden mittlere Jahres-, Wochen- und Tagesganglinien pro Straßenkategorie auf die zu untersuchenden Straßenabschnitte übertragen, obwohl die Unterschiede zwischen den einzelnen Abschnitten beträchtlich sein können.

Zeitlich hochaufgelöste Verkehrsstärkedaten (Stundenintervalle) liegen aus Verkehrszählungen mit automatischen Dauerzählstellen vor. Aus Vergleichen der Anteile der stündlichen an den jährlichen Verkehrsstärken zu bestimmten Stunden lassen sich Schwankungsbreiten zwischen den Streckenabschnitten gleicher Straßenkategorie ableiten.

Das Bild 17 zeigt beispielhaft die mittleren Anteile, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten von 21 mit Dauerzählstellen ausgestatteten Autobahnabschnitten in Baden-Württemberg im Tagesverlauf für Mittwoch, den 20.4.1994. Auffällig sind die starken Schwankungen des relativen Fehlers mit dem Tagesgang. Je nach Tageszeit liegen die Variationskoeffizienten ca. zwischen 10 und 45 % (Pkw) bzw. 20 und 45 % (Lkw). Während bei den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen die größten relativen Abweichungen in den verkehrsarmen Nachtstunden liegen, tritt bei den Pkw-ähnlichen Fahrzeugen eine zusätzliche Spitze in den frühen Morgenstunden auf. Hier machen sich Unterschiede bei der Streckencharakteristik (überwiegend Nah- oder Fernverkehr) bemerkbar.

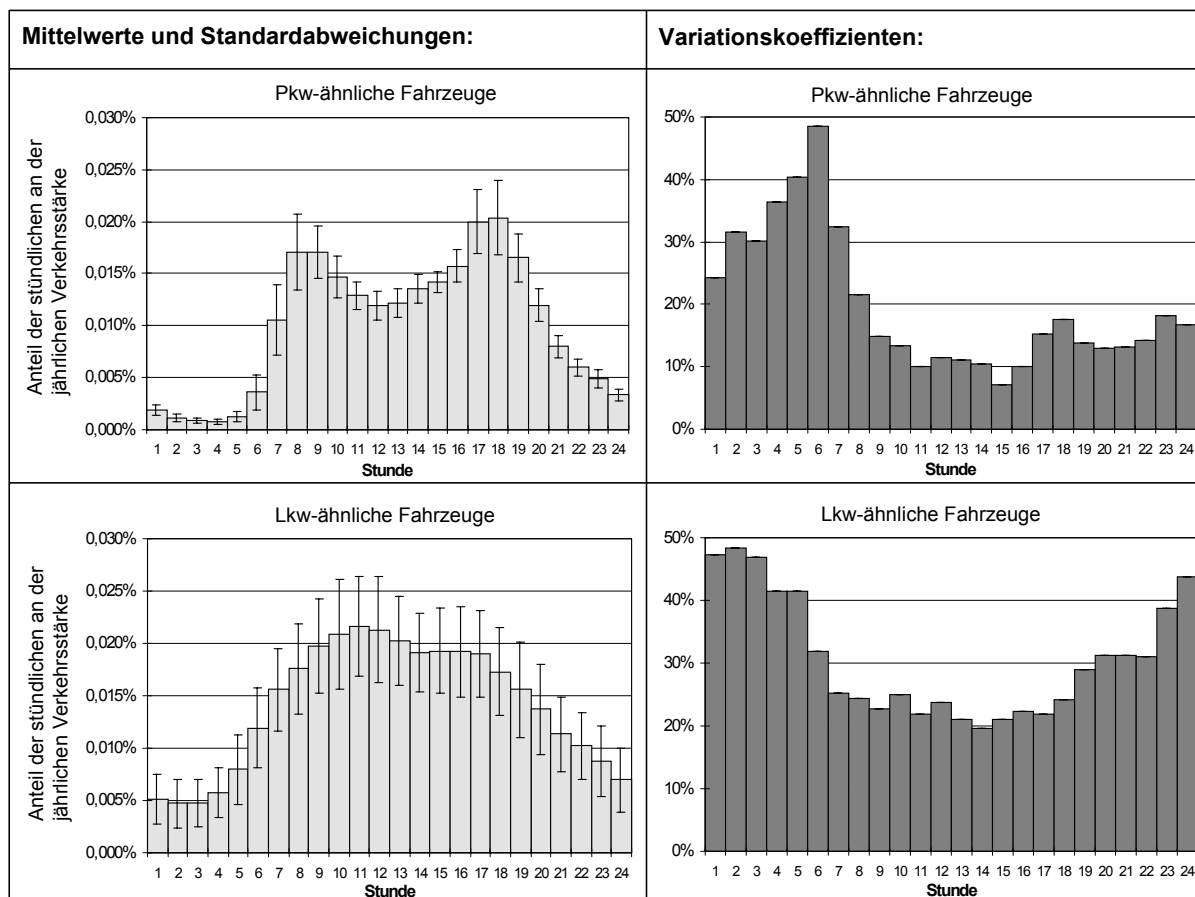


Bild 17: Stündliche Verkehrsstärkeanteile an der jährlichen Gesamtverkehrsstärke, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten von 21 Autobahnabschnitten in Baden-Württemberg am Mittwoch, 20.4.1994

Die tageszeitlichen Schwankungen der Variationskoeffizienten lassen sich grob in zwei Bereiche einteilen: 1. spätmorgens bis abends und 2. nachts bis frühmorgens. Neben den Schwankungen im Tagesgang treten signifikante Unterschiede zwischen den Wochentagen (Montag-Freitag, Samstag, Sonntag) auf. Diese sind für die Straßenkategorien Autobahn, Bundesstraße und Landesstraße, abgeleitet aus den für Baden-Württemberg zur Verfügung stehenden Daten aus Dauerzählstellen 1994, zusammenfassend in Tabelle 30 dargestellt.

Generell ist eine Zunahme der Variationskoeffizienten mit abnehmender Verkehrsstärke festzustellen. So ist ein Anstieg mit abnehmender Ordnung der Straßenkategorie (Autobahn → Bundesstraße → Landesstraße) zu verzeichnen. Am Wochenende treten größere Abweichungen als an Werktagen auf. Eine Ausnahme stellen dabei die Pkw während der Nachtstunden dar, wo die Variationskoeffizienten am Wochenende unverändert bleiben bzw. sogar abnehmen. Bei den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen treten bei allen untersuchten Fällen im Vergleich zu den Pkw-ähnlichen Fahrzeugen größere Schwankungsbreiten auf.

Zusätzliche Fehler bei der zeitlichen Differenzierung von Emissionsdaten ergeben sich aufgrund zeitlicher Schwankungen der Parameter Fahrmuster-Mix bzw. Geschwindigkeitsverteilung und Flottenzusammensetzung.

Hinsichtlich der Geschwindigkeitsverteilung ergibt sich die Schwierigkeit, dass mit den derzeit verfügbaren Daten und Methoden keine genauen Aussagen über die Geschwindigkeitsverteilung auf einem bestimmten Abschnitt zu einer gegebenen Stunde gemacht werden können. Anhaltspunkte über zeitliche Variationen der Geschwindigkeitsverteilungen auf Autobahnen finden sich in [PALM 1994a], wo differenziert nach unterschiedlichen Streckencharakteristika (Geschwindigkeitsbegrenzung, Längsneigung) Fahrleistungsanteile für jeweils vier typische Verkehrssituationen (frei, teilgebunden, gebunden, Stau) im Jahresmittel beschrieben

werden. Die zeitliche Differenzierung dieser Daten ist aber nicht hoch genug, um Fehlerabschätzungen stündlicher Schwankungen ermitteln zu können.

Tabelle 30: Fehlerbandbreiten der stündlichen Auflösung von jährlichen Verkehrsstärken für unterschiedliche Straßenkategorien (außerorts), Wochentage und Tageszeiten

Straßenkategorie	Pkw/Lkw	Tag/Nacht ¹⁾	Variationskoeffizienten [%]		
			Montag - Freitag	Samstag	Sonntag
Autobahn	Pkw	Tag	10-15	10-20	20-30
		Nacht	20-45	15-25	20-30
	Lkw	Tag	20-30	30-40	30-70
		Nacht	30-45	35-55	45-70
Bundesstraße	Pkw	Tag	10-15	10-20	20-30
		Nacht	25-50	20-35	25-50
	Lkw	Tag	15-25	25-40	45-60
		Nacht	35-70	45-75	55-90
Landesstraße	Pkw	Tag	10-25	10-35	30-50
		Nacht	25-60	30-45	20-45
	Lkw	Tag	30-40	35-65	65-90
		Nacht	50-95	60-100	70-100

- 1) Tag: spätmorgens bis abends
Nacht: nachts bis frühmorgens

Von besonderem Interesse bei stündlichen Emissionsdaten ist das Auftreten des Fahrmusters "Stau". Die Stauvorhersage wirft jedoch eine Reihe von bislang ungeklärten Problemen auf. Derzeit gibt es einen von [PALM 1994a] angegebenen Wert für den Stauanteil an der Jahresfahrleistung, welcher auf Schätzungen und Abgleichen mit den Staumeldungen der Verkehrspolizei beruht. Um jedoch Stausituationen für eine gegebene Stunde vorhersagen zu können, müsste ein Vorhersagemodell:

- die Stauwirkung von zufälligen Ereignissen wie z. B. Unfällen,
- den Einfluss von temporären Störungen wie z. B. Baustellen,
- die Staulänge und -dauer und
- die Änderung der Verkehrsstärke im Stauzustand gegenüber der freien Fahrt

quantitativ beschreiben. Wegen der Komplexität der zu lösenden Fragestellung ist z. Z. nicht absehbar, ob und wann ein Modell zur Stauvorhersage verfügbar sein wird [JOHN 1999a].

Auch bei der Flottenzusammensetzung ergeben sich bei stündlicher Auflösung Schwankungen, die über diejenigen bei Jahresemissionen liegen (z.B. Wochenend-, Feierabend-, Urlaubsverkehr). Die Datensituation ist auch hier derzeit nicht ausreichend, um zeitlich hochaufgelöste Schwankungen von Flottenzusammensetzungen zu quantifizieren.

7 EXPERIMENTELLE ÜBERPRÜFUNGEN MODELLIERTER EMISSIONSDATEN

Die im vorangegangenen Kapitel dargestellten statistischen Auswertungen von Berechnungsmodellen führen in erster Linie zu Aussagen über die statistischen Schwankungen modellierter Emissionsdaten. Dies bedeutet, dass Vertrauensbereiche um die berechneten Emissionsdaten angegeben werden, in denen die tatsächlichen Emissionswerte mit einer definierten Wahrscheinlichkeit liegen. Über die tatsächliche Lage der realen Emissionen innerhalb des Vertrauensbereiches bzw. über die tatsächlichen Abweichungen zwischen modellierten und realen Emissionsdaten im konkreten Anwendungsfall können statistische Auswertungen keine unmittelbaren Erkenntnisse liefern. Außerdem sind bei der derzeitigen Datensituation nicht alle statistischen und systematischen Fehler quantifizierbar.

Zur Ermittlung der tatsächlichen Abweichungen zwischen modellierten und realen Emissionen im konkreten Anwendungsfall sind vielmehr experimentelle Überprüfungen modellierter Emissionsdaten notwendig. Für diesen Zweck grundsätzlich geeignet sind Messungen in Straßentunneln und an offenen Straßenabschnitten bis hin zu gesamten Stadtgebieten, Feldüberwachungsexperimente, On-Board-Messungen und fernoptische Messverfahren (Remote Sensing). Die verschiedenen Ansätze, Emissionen aus dem Straßenverkehr messtechnisch zu ermitteln und die Ergebnisse von Vergleichen solcher gemessener mit modellierten Emissionsdaten werden im folgenden aus vorliegenden Untersuchungen aus dem deutschsprachigen Raum vorgestellt.

Es wurden Projekte unter eigener Beteiligung im Verbund mit externen Partnern durchgeführt und ausgewertet. Der Schwerpunkt der eigenen Beiträge lag dabei bei der experimentellen Ermittlung der Verkehrsparameter und der darauf aufbauenden Berechnung der Emissionsdaten. Zur Verbesserung der Repräsentativität der abgeleiteten Aussagen wurden zusätzlich Ergebnisse anderer Studien verwendet. Die Tabelle 31 gibt einen Überblick über die eigenen Beiträge zu den verschiedenen Fallstudien.

Tabelle 31: Überblick über Fallstudien und jeweils eigene Beiträge

	Auswertung der gemessenen Emissionen	Messung von Verkehrsparametern	Berechnung der modellierten Emissionen	Vergleich gemessene / modellierte Emissionen	Zusammenfassende Auswertung der Ergebnisse
Flughafentunnel Berlin-Tegel	Ü		Ü	Ü	N
Gubristunnel Zürich				Ü	N
Heslacher Tunnel Stuttgart				Ü	N
Tauern-Tunnel					(X)
Kiesbergtunnel Wuppertal					(X)
Arisdorf tunnel				Ü	N
Plabutschunnel				Ü	N
Tiefgaragen München				Ü	N
Autobahn A 656		N	N	N	N
Autobahn A 3				Ü	N
Stadtexperiment Augsburg	N	N	N	N	N

N: Neuermittlung

Ü: Überarbeitung / Korrektur

(X): Auswertung nur teilweise (qualitativ) möglich

Das folgende Kapitel enthält methodische Beschreibungen und Ergebnisse von experimentellen Verfahren zur Ermittlung von Kfz-Emissionsraten unter realen Bedingungen. Soweit möglich wurden spezifische Emissionsfaktoren abgeleitet und mit den üblicherweise für Emissionsmodellierungen verwendeten Prüfstands-EF verglichen. Der Schwerpunkt des folgenden Kapitels liegt bei Studien über Messungen in Tunneln (Kap. 7.1) und an offenen Straßenabschnitten (Kap. 7.2). Beide Kapitel beginnen jeweils mit einer Beschreibung des methodischen Ansatzes zur Ableitung spezifischer EF aus den Messdaten (Kap. 7.1.1 und 7.2.1) und enthalten anschließend verschiedene Fallstudien, die im deutschsprachigen Raum durchgeführt worden sind. Des-

weiteren wird auf das Stadtexperiment Augsburg eingegangen (Kap. 7.3) sowie Ergebnisse von Feldüberwachungsprogrammen (Kap. 7.4) beschrieben. Mit den Kapiteln 7.5 (On-Board-Messungen) und 7.6 (Fernoptische Messungen) werden alternative Messverfahren im Vergleich zu den vorher beschriebenen dargestellt und Ergebnisse ausgewählter Studien präsentiert. Die Zusammenfassung der Ergebnisse des Kapitels 7 findet sich in Kapitel 7.7.

7.1 Tunnelmessungen

Messungen in Straßentunnel zur Ableitung von Abgas-EF werden seit Ende der 70er Jahre durchgeführt. Ein Überblick über Veröffentlichungen der letzten 20 Jahre derartiger weltweiter Tunnelmessungen ist z.B. in [TÖRGYEKES 1998] enthalten. Da im folgenden die experimentelle Überprüfung von für den deutschsprachigen Raum gültigen EF [UBA 1995, 1999] im Vordergrund stehen soll, werden Experimente aus Deutschland, Österreich und der Schweiz ausgewählt und deren Ergebnisse vorgestellt. Die Eignung der jeweils im Experiment gewonnenen Daten zum Vergleich mit den EF aus der Literatur wird geprüft, und die Resultate dieser Vergleichsuntersuchungen werden - soweit ein sinnvoller Vergleich möglich ist - dargestellt.

7.1.1 Grundprinzipien der Tunnelmessungen

Zur Erfassung von Emissionen eines vollständigen Straßenabschnitts bieten sich Messungen in Tunnel aufgrund der dort herrschenden definierten Strömungsbedingungen und der starken Aufkonzentrierung der Schadstoffe an (Anreicherungsfaktor: ca. 5 - 20). Es werden pro Zeitintervall über eine Fahrzeugflotte und eine Verkehrssituation gemittelte EF abgeleitet. Diese können mit den auf Prüfständen ermittelten und entsprechend den im Tunnelabschnitt geltenden Verkehrscharakteristiken aggregierten EF verglichen werden.

7.1.1.1 Messtechnisch abgeleitete Emissionsfaktoren

Zur Ermittlung der realen Emissionsfaktoren im Tunnel wird eine Integralbilanz der Schadstoffmassenströme mit dem Tunnel als Bilanzraum durchgeführt (Boxmodell). Es werden Schadstoffmessungen jeweils am Tunneleingang und -ausgang durchgeführt. Das Bild 18 zeigt als Skizze das Prinzip der Tunnelmessungen.

Aufgrund der stark turbulenten Strömungsverhältnisse in Straßenverkehrstunnel kann über den gesamten Tunnelquerschnitt von homogenen Schadstoffkonzentrationen und Strömungsgeschwindigkeiten ausgegangen werden.

Die Bilanzgleichung in der Form Speicherung (Sp) = Transport (Tr) + Wandlung (Wa) stellt sich für die Schadstoffmassenströme wie folgt dar:

$$Sp = Tr + Wa \quad (25)$$

$$0 = \dot{m}_i(0) - \dot{m}_i(L) + \dot{m}_i(\text{Emi}) \quad (26)$$

mit:

$\dot{m}_i(0)$: Massenstrom des Schadstoffs i, der mit der einströmenden Luft in den Tunnel transportiert wird [g/s]

$\dot{m}_i(L)$: Massenstrom des Schadstoffs i, der mit der ausströmenden Luft aus dem Tunnel transportiert wird [g/s]

$\dot{m}_i(\text{Emi})$: Schadstoff-Massenstrom, der im Tunnel durch die Fahrzeuge produziert wird [g/s]

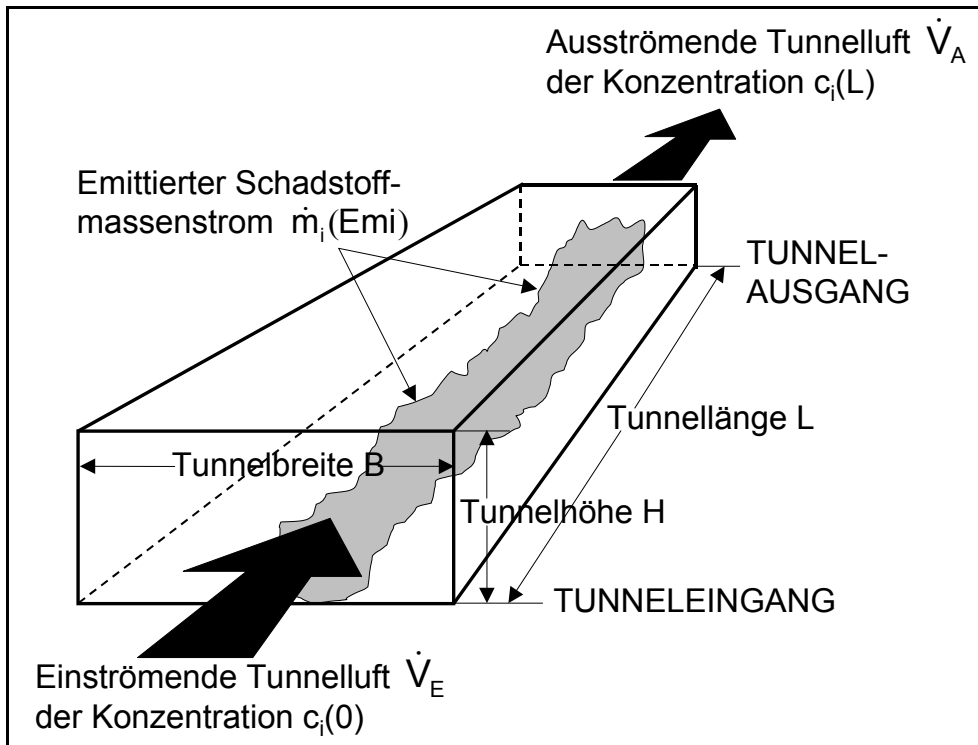


Bild 18: Prinzip der Tunnelmessungen

Mit $\dot{m} = \dot{V} \cdot c$ folgt aus Gleichung 26:

$$0 = c_i(0) \cdot \dot{V}_E - c_i(L) \cdot \dot{V}_A + \dot{n} \cdot E_i \quad (27)$$

mit:

$c_i(0)$: Konzentration des Schadstoffs i am Tunneleingang [g/m^3]

$c_i(L)$: Konzentration des Schadstoffs i am Tunnelausgang [g/m^3]

\dot{V}_E : Luft-Volumenstrom in den Tunnel [m^3/s]

\dot{V}_A : Luft-Volumenstrom aus dem Tunnel [m^3/s]

\dot{n} : Verkehrsstärke im Tunnel [$1/\text{s}$]

E_i : mittlere Emission des Schadstoffs i im Tunnel pro Fahrzeug [g]

Unter der Vernachlässigung von möglichen Druck- und Temperaturunterschieden zwischen Tunneleingang und -ausgang sind die Luftvolumenströme an Ein- und Ausgang gleich groß. Für Tunnel mit über die Tunnellänge konstanter Querschnittsfläche und über den gesamten Querschnitt konstanten Strömungsbedingungen gilt:

$$\dot{V}_E = \dot{V}_A = A_T \cdot u_T \quad (28)$$

mit:

A_T : Querschnittsfläche des Tunnels [m^2] (= $B \cdot H$, für rechteckige Querschnitte)

u_T : Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel [m/s]

Genaugenommen muss zur Ermittlung des Tunnelluftvolumens das Gesamtvolumen des Tunnels um das Eigenvolumen der sich momentan im Tunnel befindenden Fahrzeuge vermindert werden, da diese - soweit sie als luftdichte Körper angesehen werden können - die Tunnelluft verdrängen. Anstelle von A_T in Gleichung 28

chung 28 müsste demnach eine von der jeweiligen Verkehrsstärke und der mittleren Querschnittsfläche der Fahrzeuge abhängige mittlere freie Tunnelquerschnittsfläche ermittelt werden, die kleiner ist als A_T . Abschätzungen von [TÖRGYEKES 1998] für einen Straßentunnel mit kleinem Querschnitt und hohem Verkehrsaufkommen haben einen mittleren Anteil der gesamten Fahrzeugvolumina am Tunnelvolumen von ca. 1 % mit einer Standardabweichung von 0,6 % ergeben. Diese Berechnungen beruhen auf der Annahme, die Fahrzeuge als völlig luftdichte Quader anzusehen. Da Fahrzeuge in der Realität weder luftdicht noch über die gesamte Länge eine konstante Querschnittsfläche aufweisen, dürften die tatsächlichen Fahrzeugvolumina im Mittel deutlich unter 1 % liegen und sind somit vernachlässigbar.

Aus den Gleichungen 27 und 28 folgt:

$$0 = (c_i(0) - c_i(L)) \cdot A_T \cdot u_T + \dot{n} \cdot EF_i \cdot L \quad (29)$$

mit:

EF_i : mittlerer Emissionsfaktor des Schadstoffs i pro Fahrzeug [g/km]

L : Tunnellänge [m]

Gleichung 29 nach EF_i aufgelöst ergibt:

$$EF_i = \frac{(c_i(L) - c_i(0)) \cdot A_T \cdot u_T}{\dot{n} \cdot L} \quad (30)$$

Man erhält nach Gleichung 30 einen über die gesamte Fahrzeugflotte, die Tunnelstrecke und den betrachteten Zeitraum gemittelten Emissionsfaktor. Da das Emissionsverhalten zwischen den einzelnen Fahrzeugen einer Fahrzeugflotte normalerweise sehr unterschiedlich ist, sind differenziertere Aussagen über Emissionsfaktoren einzelner Fahrzeuggruppierungen von Interesse. Dies setzt die Kenntnis von differenzierten Verkehrsstärken der einzelnen Fahrzeuggruppen voraus, die z.B. durch automatische Zählschleifen (Leicht- und Schwerverkehr), manuelle Zählungen (Fahrzeugkategorien) oder Kennzeichenauswertungen (Fahrzeugschichten) gewonnen werden können. Die rechnerische Ermittlung der differenzierten Emissionsfaktoren erfolgt dann unter Einbeziehung der Messdaten aus den verschiedenen Messintervallen nach der Methodik der multiplen linearen Regression. Die zugrundeliegende Beziehung für eine Differenzierung der Emissionsfaktoren nach Leicht- und Schwerverkehr ist in Gleichung 31 dargestellt.

$$\dot{n}_{Pkw} \cdot EF_{i,Pkw} + \dot{n}_{Lkw} \cdot EF_{i,Lkw} = \frac{(c_i(0) - c_i(L)) \cdot A_T \cdot u_T}{L} \quad (31)$$

Der Grad der Differenzierung der Fahrzeugflotte stößt auf Grenzen, die durch die statistischen Schwankungen der Emissionsfaktoren innerhalb der einzelnen Fahrzeuggruppen bestimmt werden. Insbesondere bei geringen Schadstoffbeiträgen einzelner Fahrzeuggruppen zur Gesamtemission ist eine statistisch signifikante Ermittlung des entsprechenden Emissionsfaktors häufig nicht möglich, da er durch die Schwankungen der Emissionsfaktoren der für die Gesamtemission relevanten Fahrzeuggruppen überdeckt wird. Je größer der experimentell erhobene Datensatz ist, um so besser sind die Möglichkeiten einer nach Fahrzeuggruppen differenzierten Ermittlung der Emissionsfaktoren. Dabei ist zu beachten, dass sich die verschiedenen Messintervalle untereinander möglichst stark unterscheiden sollten, was die Schadstoffbeiträge der verschiedenen Fahrzeuggruppen anbetrifft. Signifikante Unterschiede beispielsweise bei der Trennung der EF von Leicht- und Schwerverkehr ergeben sich üblicherweise bei der zusammenfassenden Auswertung von Messintervallen an Werktagen und am Wochenende bzw. von Tag- und Nachtstunden.

Zur experimentellen Ermittlung der Emissionsfaktoren sind möglichst exakte Messungen der Schadstoffkonzentrationen unmittelbar an Tunneleingang und Tunnelausgang erforderlich. Neben der Kenntnis der geometrischen Tunneldaten (Querschnittsfläche und Länge) sind darüber hinaus zur Ermittlung der Verdünnungs-

prozesse der Kfz-Abgase Informationen über die Strömungsgeschwindigkeiten im Tunnel während der Messzeiträume notwendig.

Im Idealfall werden die Strömungsgeschwindigkeiten durch geeignete Messgeräte (z.B. Flügelradanemometer) erfasst. Das Messgerät kann dabei entweder stationär im Tunnel bzw. im Entlüftungsschacht angebracht sein, was eine kontinuierliche Erfassung der Strömungsgeschwindigkeiten ermöglicht, oder mobil an einem Testfahrzeug mit kalibrierter Fahrgeschwindigkeitsanzeige, das stichprobenartig den Tunnel passiert. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Durchführung von Tracerexperimenten. Die Zeit zwischen dem Freisetzen am Tunneleingang und dem Detektieren am Tunnel- bzw. Lüftungsausgang wird gemessen und durch Verknüpfung mit der Tunnellänge in die Strömungsgeschwindigkeit umgerechnet.

Bei mit Ventilatoren belüfteten Tunnel kann grundsätzlich von konstanten, gut nachvollziehbaren Strömungsverhältnissen ausgegangen werden. Anders stellt sich die Situation bei selbstlüftenden Tunnelröhren mit Richtungsverkehr dar. Hier wird die Tunnelströmung und -belüftung ausschließlich durch die den Tunnel passierenden Fahrzeuge und den von ihnen durch den Tunnel geschobenen Luftmassen verursacht. Die somit durch den Kolbeneffekt bedingte Strömungsgeschwindigkeit ist als Funktion von Verkehrsstärke, Flottenzusammensetzung und Fahrgeschwindigkeiten anzusehen und somit starken zeitlichen Schwankungen unterworfen.

Liegen bei Messungen in selbstlüftenden Tunnelröhren keine kontinuierlich gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten vor, können diese über Druckbilanzen abgeleitet werden. Unter Vernachlässigung von Druckverlusten durch meteorologische und thermostatische Effekte (Wind, Temperatur- und Druckunterschiede) gilt für die Druckbilanz der Tunnelröhre:

$$\Delta p_F = \Delta p_P + \Delta p_R \quad (32)$$

mit:

Δp_F : Druckwirkung, die von den Fahrzeugen im Tunnel aufgebracht werden muss

Δp_P : Druckverlust am Tunnelportal

Δp_R : Druckverlust infolge Wandreibung im Tunnel

Für die drei Terme gilt:

$$\Delta p_F = c_W \cdot \frac{A_F}{A_T} \cdot \frac{\rho_L}{2} \cdot N_F \cdot (u_F - u_T)^2 \quad (33)$$

$$\Delta p_P = (1 + \zeta_e) \cdot \frac{\rho_L}{2} \cdot u_T^2 \quad (34)$$

$$\Delta p_R = \lambda \cdot \frac{L}{D_T} \cdot \frac{\rho_L}{2} \cdot u_T^2 \quad (35)$$

Eingesetzt in Gleichung 32 mit der Anzahl der Fahrzeuge im Tunnel N_F

$$N_F = \frac{\dot{n} \cdot L}{u_F} \quad (36)$$

und nach u_T aufgelöst folgt:

$$u_T = \frac{u_F}{1 + \sqrt{\frac{1 + \zeta_e + \frac{\lambda \cdot L}{D_T}}{c_W \cdot \frac{A_F}{A_T} \cdot \frac{\dot{n} \cdot L}{u_F}}}} \quad (37)$$

Die Strömungsgeschwindigkeit u_T in selbstlüftenden Tunnelröhren lässt sich somit beschreiben in Abhängigkeit von

- drei strömungstechnischen Parametern:
 - ζ_e : Portaleintrittsverluste (ca. 0,3 - 0,6)
 - λ : Wandreibungszahl (ca. 0,02 - 0,04)
 - c_W : mittlerer Luftwiderstandsbeiwert der Fahrzeuge (ca. 0,4 - 1,2)
- drei verkehrsspezifischen Parametern:
 - u_F : mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit [m/s]
 - \dot{n} : Verkehrsstärke [1/s]
 - A_F : mittlere Fahrzeugquerschnittsfläche [m²]
- und drei tunnelgeometrischen Parametern:
 - L : Tunnellänge [m]
 - D_T : hydraulischer Tunneldurchmesser [m]
 - A_T : Tunnelquerschnittsfläche [m²]

Insbesondere die Bestimmung der strömungstechnischen Parameter erfordert einen vergleichsweise hohen Aufwand. Eine Möglichkeit besteht in der Kalibrierung der Gleichung 37 durch Tracerexperimente, z.B. unter Ausnutzung des von den Fahrzeugen selbst emittierten Tracers CO₂ und der Berechnung der Tunnelluftgeschwindigkeiten nach Gleichung 30 bzw. Gleichung 31 [ISRAËL 1996]. Die unbekannt Parameter können zu neu definierten Variablen zusammengefasst werden und mit der Tunnelluftgeschwindigkeit u_T als abhängiger Variable durch nichtlineare multiple Regression bestimmt werden. Voraussetzung bei einem derartigen Vorgehen ist jedoch die genaue Kenntnis der CO₂-Emissionsfaktoren.

Die bisherigen Ausführungen beruhen auf der Annahme stationärer Verkehrs-, Emissions- und Strömungsbedingungen im Tunnel. Zur Berücksichtigung von in der Realität unvermeidbaren Instationaritäten im Verkehrsfluss, der Flottenzusammensetzung und der Strömungsgeschwindigkeiten im Tunnel und der daraus folgenden Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen im zeitlichen Verlauf sind folgende Korrekturen erforderlich:

1. Luftpakete, die durch den Tunnel transportiert werden und sich dort mit Schadstoffen anreichern, benötigen eine über das Messintervall gemittelte Zeit t_L bis zum Erreichen des zweiten Messquerschnitts am Tunnelausgang. Um die Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen jeweils auf das gleiche Luftpaket zu beziehen, müssen die Messungen am Tunnelausgang um die Zeit t_L versetzt stattfinden.
2. Im Normalfall sind die Tunnelluftgeschwindigkeiten (v_L) deutlich geringer als die Geschwindigkeiten der Fahrzeuge (v_F). Dies führt zu unvermeidlichen Überschneidungen bei der Zuordnung der Verkehrsstärkedaten zu den Messdaten der Schadstoffkonzentrationen der aufeinanderfolgenden Messintervalle. Fahrzeuge, die einem Messintervall zugeordnet werden, tragen teilweise zur Schadstoffanreicherung von Luftpaketen bei, die aufgrund ihrer kleineren Geschwindigkeit erst dem nachfolgenden Messintervall zugeordnet werden. Umgekehrt werden Luftpakete eines Messintervalls von Fahrzeugen beeinflusst, die dem vorhergehenden Messintervall zugeordnet werden. Zur Vermeidung dieser Überschneidungen dürfen streng genommen nur die Luftpakete betrachtet werden, die ausschließlich von den Fahrzeugen beeinflusst werden, die dem gleichen Messintervall zugeordnet werden.

Aus den Punkten 1 und 2 ergeben sich mit

- t_0 : Beginn des Messintervalls der Verkehrszählungen
- t_M : Dauer des Messintervalls der Verkehrszählungen
- t_L : mittlere Transportdauer eines Luftpakets
(= L / u_T = Tunnellänge / mittlere Tunnelluftgeschwindigkeit)
- t_F : mittlere Aufenthaltsdauer der Fahrzeuge im Tunnel
(= L / u_F = Tunnellänge / mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit)

für die innerhalb eines Messintervalls vorliegenden stationären Bedingungen die Tabelle 32 angegebene Zeitintervalle für die Schadstoffmessungen an Tunneleingang ($c_i(0)$) und -ausgang ($c_i(L)$).

Tabelle 32: Stationäre, unbeeinflusste Phasen innerhalb eines Messintervalls

		$c_i(0)$		$c_i(L)$	
		Beginn	Ende	Beginn	Ende
Verkehrszählungen am Tunneleingang	Luftströmung und Verkehr in gleicher Richtung	t_0	$t_0 + t_M + t_F - t_L$	$t_0 + t_L$	$t_0 + t_M + t_F$
	Luftströmung und Verkehr in Gegenrichtung	t_0	$t_0 + t_M - t_F - t_L$	$t_0 + t_L$	$t_0 + t_M - t_F$
Verkehrszählungen am Tunnelausgang	Luftströmung und Verkehr in gleicher Richtung	$t_0 - t_F$	$t_0 + t_M - t_L$	$t_0 - t_F + t_L$	$t_0 + t_M$
	Luftströmung und Verkehr in Gegenrichtung	$t_0 + t_F$	$t_0 + t_M - t_L$	$t_0 + t_F + t_L$	$t_0 + t_M$

Die unbeeinflussten, stationären Phasen der Messintervalle können somit deutlich kleiner als die Messintervalle selbst sein. Die Beeinflussungen der Schadstoffkonzentrationen durch die Verkehrsparameter benachbarter Messintervalle fallen besonders bei kurzen Messintervallen, langen Tunnelabschnitten und starken Differenzen zwischen Tunnelluft- und Fahrzeuggeschwindigkeiten ins Gewicht. Grobe Abschätzungen von [TÖRGYEKES 1998] über auftretende Fehler bei 15-min-Messintervallen und einem Tunnelabschnitt mit ca. 400 m Länge ohne Messintervallkorrekturen ergaben mittlere Variationskoeffizienten von 2,4 %. Zwar sind die Inhomogenitäten zwischen längeren Messintervallen (1/2-h - oder 1-h-Intervalle) naturgemäß größer, jedoch sind die zeitlichen Überschneidungen relativ gesehen wiederum geringer, so dass bei längeren Messintervallen nicht unbedingt von größeren Fehlern ausgegangen werden muss.

7.1.1.2 Emissionsfaktoren aus der Literatur

Um die aus Tunnelexperimenten messtechnisch erhaltenen Emissionsfaktoren mit den aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten, stark differenzierten Emissionsfaktoren aus der Literatur [UBA 1999] vergleichen zu können, ist eine Anpassung der Literatur-Emissionsfaktoren notwendig. Dabei müssen die nach Fahrzeugschicht, Verkehrssituation (Fahrmuster) und Längsneigung differenzierten Emissionsfaktoren entsprechend den Vorgaben des untersuchten Tunnelabschnitts und des gewählten Messzeitraums aggregiert werden. Dazu sind umfangreiche Informationen über die verkehrstechnischen Parameter Flottenzusammensetzung und Fahrmuster-Mix sowie die Straßenlängsneigung notwendig.

Idealerweise liegen zu allen Messintervallen detaillierte Messdaten über die Flottenzusammensetzung (z.B. aus Kennzeichenauswertungen) und den nach Fahrzeugarten differenzierten Fahrmuster-Mix (z.B. durch kontinuierliche Geschwindigkeits- und Beschleunigungsmessungen) vor. Liegen diese Informationen lediglich aus stichprobenartigen Messungen oder aus Übertragungen von mittleren Verteilungen ähnlicher Streckenabschnitte vor, so führt dies zu einem Informationsverlust und damit zu zusätzlichen Unsicherheiten bei der Modellierung der zu erwartenden Emissionsdaten. Dies führt letztendlich zu einer reduzierten Aussagefähigkeit des Vergleichs aus gemessenen und modellierten Emissionen. Die Straßenlängsneigung kann durch exakte Höhenvermessungen der Fahrbahnoberfläche festgestellt werden, soweit entsprechende Daten mit

vergleichbarer Genauigkeit nicht schon aus anderen Quellen (z.B. Straßendatenbanken der Bundesländer) verfügbar sind.

Bei der Modellierung von Emissionsdaten in Tunnelröhren ist zu berücksichtigen, dass die Kanalisierung der Luftströmung einen nicht unerheblichen Einfluss auf den Luftwiderstand der Fahrzeuge und somit auf das Emissionsverhalten hat. So ist z.B. bei selbstlüftenden Tunnelröhren mit Richtungsverkehr durch den Kolbeneffekt der Fahrzeuge ein ständiger Rückenwind zu erwarten, dessen Stärke von der aktuellen Verkehrsstärke im Tunnel und der Flottenzusammensetzung abhängt. Der Rückenwind führt im Vergleich zu Fahrten außerhalb des Tunnels ohne Wind zu einem verminderten Luftwiderstand und dadurch zu niedrigeren Emissionsraten.

Da derzeit noch keine umfassenden Emissionsfaktoren verfügbar sind, die den Windeinfluss auf das Emissionsverhalten von Kraftfahrzeugen beschreiben, müssen die ohne Windeinfluss modellierten Emissionen korrigiert und dem Rückenwindeffekt im Tunnel angepasst werden. Unter der Annahme, dass die aktuelle Emissionsrate eines Fahrzeugs ausschließlich von der momentan erbrachten Leistung des Fahrzeugs bzw. des Fahrzeugmotors abhängig ist [HASSEL 1995, SONNBORN 1997], kann die durch den Rückenwind verminderte Fahrleistung über die Fahrwiderstandsleistungsgleichung in eine fiktive Fahrsituation mit verminderter Fahrgeschwindigkeit oder mit geringerer Straßenlängsneigung übertragen werden. Sowohl für geringere Fahrgeschwindigkeiten als auch für veränderte Längsneigungen existieren differenzierte Emissionsfaktoren, so dass über diesen Umweg der Rückenwindeinfluss im Emissionsverhalten näherungsweise abgebildet werden kann.

Für ein Fahrzeug in gleichförmiger Bewegung (keine Beschleunigungsvorgänge) gilt für die vom Fahrzeug erbrachte Leistung P_F die Fahrwiderstandsleistungsgleichung [BOSCH 1995]:

$$P_F = u_F \cdot (W_L + W_R + W_S) \quad (38)$$

$$W_L: \quad \text{Luftwiderstand} \quad = \frac{\rho_L}{2} \cdot (u_F - u_T)^2 \cdot c_W \cdot A_F \quad (39)$$

$$W_R: \quad \text{Rollwiderstand} \quad = f_R \cdot m_F \cdot g \quad (40)$$

$$W_S: \quad \text{Steigungswiderstand} \quad = m_F \cdot g \cdot \sin \alpha \quad (41)$$

Die rechnerische Ermittlung einer fiktiven Fahrsituation mit der neuen Fahrgeschwindigkeit u_F^* ohne Windeffekt ($u_T=0$) erweist sich als schwierig, da insbesondere auch die Rollwiderstandszahl f_R von der Fahrgeschwindigkeit abhängig ist. Einfacher ist die Umrechnung des Windeffekts in eine fiktive Fahrsituation mit veränderter Straßenlängsneigung, da hier bei gleichbleibender Fahrgeschwindigkeit lediglich die Terme W_L und W_S berücksichtigt werden müssen. Um bei der Umrechnung des Windeffekts die gesamte Fahrwiderstandsleistung konstant zu halten, muss Gleichung 42 erfüllt sein:

$$W_L + W_S = \text{konstant} \quad (42)$$

Mit der realen Fahrsituation ($u_T = u_T$; $\alpha = \alpha_0$) und der fiktiven Fahrsituation mit der zusätzlichen Längsneigung α_Z ($u_T = 0$; $\alpha = \alpha_0 + \alpha_Z$) folgt aus den Gleichungen 39, 41 und 42 für die gesamte Längsneigung der fiktiven Fahrsituation (L_f):

$$L_f = \tan(\alpha_0 + \alpha_Z) = \tan\left(\arcsin\left(\sin \alpha_0 + \frac{\rho_L \cdot c_W \cdot A_F \cdot (u_T^2 - 2 \cdot u_F \cdot u_T)}{2 \cdot m_F \cdot g}\right)\right) \quad (43)$$

Die Vektoren der Tunnelluftgeschwindigkeit u_T und der Fahrzeuggeschwindigkeit u_F zeigen dabei in die gleiche Richtung. u_T und u_F weisen bei Rückenwind positive Vorzeichen auf.

Für kleine Steigungen ($L < 10 \%$) geht Gleichung 43 näherungsweise über in:

$$L_f = \sin \alpha_0 + \frac{\rho_L \cdot c_W \cdot A_F \cdot (u_T^2 - 2 \cdot u_F \cdot u_T)}{2 \cdot m_F \cdot g} \quad (44)$$

mit:

- ρ_L : Luftdichte [g/m^3]
- c_W : Luftwiderstandsbeiwert [1]
- A_F : Fahrzeugquerschnittsfläche [m^2]
- m_F : Fahrzeugmasse [g]
- g : Erdbeschleunigung [m/s^2]

Tabelle 33: Mittlere Fahrzeugkennwerte pro Fahrzeugkategorie in Deutschland 1994

Fahrzeugkategorie	m_F [kg]	c_W	A_F [m^2]
Pkw	1205	0,35	1,88
LNF	2400	0,40	3,50
Lkw	7695	0,59	5,35
LZ	22.953	0,79	6,51
SZ	34.543	0,93	7,95
RBus	14.993	0,59	5,90
Pkw-ähnlich	1234	0,35	1,92
Lkw-ähnlich	12.881	0,62	5,44

Für die Ermittlung des Windeinflusses auf das Emissionsverhalten der Fahrzeugflotte ist somit die Kenntnis der fahrzeugspezifischen Parameter c_W , A_F und m_F erforderlich. Da diese Parameter i.d.R. nicht für alle Einzelfahrzeuge, die im gewählten Zeitintervall den Tunnelabschnitt passieren, bekannt sind, verwendet man näherungsweise nach Fahrzeugkategorien aufgelöste mittlere Werte. In Tabelle 33 sind derartige mittlere Fahrzeugkennwerte für das Bezugsjahr 1994 und die Fahrleistungsverteilung der deutschen Fahrzeugflotte aus [JOHN 1999b, BOSCH 1995] und aus eigenen Abschätzungen zusammenfassend dargestellt.

7.1.1.3 Qualitätskriterien für Tunnelmessungen

Aus den vorangegangenen Überlegungen ergeben sich bestimmte Mindestanforderungen an qualitativ hochwertige Tunnelstudien, die mit dem Ziel der Validierung von auf Prüfständen abgeleiteten EF durchgeführt werden. Folgende Qualitätskriterien sollten in das Mess- und Auswertprogramm einfließen:

- hohe Anzahl an Fahrzeugen pro Messintervall (> 1000)
- hohe Anzahl an Messintervallen (> 100)
- ähnlich große Anzahl an Messintervallen mit hohem und niedrigem Schwerverkehr-Anteil (Wochenendmessungen)
- kontinuierliche Messungen der Hintergrundkonzentrationen am Tunneleingangsportal
- kontinuierliche Messung der Strömungsgeschwindigkeit im Tunnel
- kontinuierliche Ermittlung der Verkehrsstärken (differenziert nach Fahrzeugkategorien)
- Messungen der Fahrzeuggeschwindigkeiten an verschiedenen Querschnitten
- Ermittlung der Flottenzusammensetzungen durch Kennzeichenauswertungen
- Ermittlung der Röhrenlängsneigung (Höhenmessungen)
- Korrektur der Modell-EF bei Rückenwindeinfluss (richtungsgebundene Tunnelröhren)

In den folgenden Kapiteln werden Fallstudien, die in den letzten Jahren im deutschsprachigen Raum durchgeführt worden sind, vorgestellt. Es wurden nur diejenigen Untersuchungen ausgewählt, die aufgrund ihres

Messprogramms und -umfangs die Ableitung von experimentell ermittelten EF (oder zumindest von EF-Quotienten unterschiedlicher Schadstoffe) ermöglichen. Eine Übersicht über die Qualitäten der vorgestellten Tunnel- und Freilandexperimente ist in Kapitel 7.7 enthalten.

7.1.2 Flughafentunnel Berlin-Tegel

Vom 21.2. bis 7.3.1994 wurden vom Fachgebiet Luftreinhaltung der TU Berlin an Ein- und Ausgang des Flughafentunnels Berlin Tegel (Tunnelröhre mit Fahrtrichtung Süd) u.a. Messungen der Schadstoffe NO_x, CO und Benzol durchgeführt [ISRAËL 1996, SCHLUMS 1998]. Die Immissions-Messwerte wurden jeweils über halbstündige Zeitintervalle gemittelt.

Die Modellierungen der Emissionsraten wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit neu durchgeführt. Dazu wurden die freundlicherweise zur Verfügung gestellten Messdaten mit aktuellen Emissionsfaktoren verknüpft.

Die Tunnelröhre weist zwei Zufahrten auf: 1. Zufahrt von der A 111 aus Richtung Hamburg mit einer Länge von ca. 130 m und einem Gefälle von ca. 3 %. 2. Zufahrt von der Antonienstraße mit einer Länge von ca. 185 m und einem Gefälle von ca. 5 %. Die Länge zwischen dem Knotenpunkt der beiden Zufahrten und dem Messpunkt der Tunnelimmissionen beträgt ca. 785 m. Auf diesem Tunnelabschnitt weist die Röhre zwei Fahrstreifen auf; die Längsneigung wird mit ca. ± 0 % angegeben. Ca. 85 % der Fahrzeuge, die in die Tunnelröhre einfahren, kommen über die Zufahrt A 111.

Tabelle 34: Daten der Messungen im Tunnel Berlin-Tegel

Messzeitraum	21.2. bis 7.3.1994
auswertbare Messstunden	153
ausgewertete Schadstoffe	NO _x , CO, Benzol
DTV	ca. 40.000
mittlerer Anteil Schwerverkehr	6,2 %
mittlere Längsneigung	ca. - 0,5 %
Höhe	35 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 95 km/h
mittlere Geschwindigkeit SNF	ca. 83 km/h

Bei dem Tunnel handelt es sich um eine selbstlüftende Röhre mit Richtungsverkehr. Die angebrachten Strahlventilatoren werden nur bei Überschreiten bestimmter CO-Grenzwerte im Tunnel oder bei starker Sichttrübung automatisch in Betrieb genommen, also nahezu ausschließlich bei Stau- bzw. "Stop and Go" - Verkehrssituationen. Die Geschwindigkeitsbegrenzung im Tunnel beträgt 80 km/h.

Zusätzlich zu den Immissionsmessungen erfolgten kontinuierliche Verkehrszählungen mit Hilfe automatischer Induktionszählschleifen. Diese Daten liegen in stündlicher Auflösung und differenziert nach Pkw- und Lkw-ähnlichen Fahrzeugen vor, wobei als Kriterium zur Trennung der beiden Fahrzeugklassen eine Fahrzeuglänge von 5,25 m angegeben wird. Aufgrund eines Ausfalls der Zählschleifen liegen die Daten der Verkehrsstärken, die sich zeitlich mit den durchgeführten Immissionsmessungen decken, nur für den Zeitraum vom 21.2. bis 22.2.1994 und vom 3.3. bis 7.3.1994, also für insgesamt 7 Tage, vor.

Die Tabelle 34 fasst die für die Emissionen wichtigsten Daten der Messkampagne zusammen.

Die Durchführung und die vorliegenden Auswertungen der Studie [ISRAËL 1996, SCHLUMS 1998] weisen einige Defizite auf:

- Es wurden keine Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Für die Geschwindigkeits- bzw. Fahrmusterverteilungen müssen daher Messdaten aus vergleichbaren Abschnitten übertragen werden.

- Die Flottenzusammensetzung wurde nicht experimentell ermittelt. Es müssen daher mittlere Flottenzusammensetzungen aus anderen Quellen auf den Tunnelabschnitt übertragen werden.
- Für die Längsneigung der Tunnelröhre liegen nur grobe Angaben vor. Exakte Messwerte sind nicht verfügbar.
- Der Rückenwindeffekt im Tunnel wurde bei den bisher vorliegenden Auswertungen der Studie nicht berücksichtigt.
- Die Tunnelluftgeschwindigkeit wurde nicht direkt gemessen, sondern über die Druckbilanz im Tunnel und CO₂-Tracereperimente bestimmt. Die Tracereperimente wurden erst 10 Monate nach den eigentlichen Immissionsmessungen durchgeführt, wobei während der Tracer-Messphase keine zusätzlichen Verkehrsmessungen durchgeführt wurden.
- Motorräder blieben bei den bisherigen Auswertungen unberücksichtigt.
- Die Messungen der Schadstoffkonzentrationen der in den Tunnel einströmenden Luft erfolgten nicht direkt am Tunneleingang, sondern ca. 75 m davon entfernt. Die gemessenen Hintergrundkonzentrationen liegen daher vermutlich systematisch unterhalb der unmittelbar am Tunneleingang vorliegenden Konzentrationen, was zu einer Überschätzung der messtechnisch ermittelten Emissionsfaktoren führt.
- Für Benzol wurden keine Hintergrundmessungen durchgeführt.
- Die vorliegenden Konzentrationsangaben der Immissionsmessungen sind auf Normbedingungen (20 °C; 1013,25 mbar) bezogen. Zur Umrechnung auf die tatsächlichen Konzentrationen erforderliche Temperatur- und Druckdaten liegen nicht vor.

Aufgrund der Schwachstellen bei den bisherigen Auswertungen der Messdaten und der in der Zwischenzeit verfügbaren, deutlich verbesserten Datenbasis, insbesondere bei den Emissionsfaktoren, erfolgte im Rahmen dieser Arbeit eine Neuberechnung der gemessenen und der modellierten Emissionsdaten. Die Messdaten der Tunnelstudie wurden zu diesem Zweck vom Fachgebiet Luftreinhaltung mit freundlicher Genehmigung der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, zu Verfügung gestellt [LENSCHOW 1997].

7.1.2.1 Gemessene Emissionen

Die Aufbereitung der Messdaten erfolgte in folgenden Schritten:

- Aggregation der Immissionsmesswerte von 1/2-Stunden-Intervall auf 1-Stunden-Intervall
- Auswahl der Datensätze mit vollständigen Daten über Verkehrsstärken und Tunnelmesswerten für die betreffende Stunde
- Abschätzung von fehlenden Hintergrundkonzentrationen durch Interpolation aus vorheriger und nachfolgender Stunde (Benzol: konstante Hintergrundkonzentration von 3,1 µg/m³ gewählt - entspricht Jahresmittelwert für Berlin 1994)
- Eliminierung von Stausituationen (Kriterium: CO-Konzentration im Tunnel > 15 mg/m³)

Insgesamt waren nach Aufbereitung der Daten für CO und NO_x 153 und für Benzol 146 einstündige Datensätze auswertbar.

Für die Ableitung der Tunnelluftgeschwindigkeit wurde auf die von [SCHLUMS 1998] aus CO₂-Tracermessungen kalibrierte Formel zur Druckbilanz der Tunnelröhre zurückgegriffen. Die Gleichung beschreibt die Tunnelluftgeschwindigkeit u_T [m/s] in der Tunnelröhre als Funktion der mittleren Fahrgeschwindigkeit u_F [m/s], der Verkehrsstärke \dot{n} [1/h] und des Schwerverkehranteils p [1].

$$u_T = \frac{u_F}{1 + 29,9 \cdot \sqrt{\frac{u_F}{\dot{n} \cdot (1 + 0,10 \cdot p + 0,00455 \cdot \dot{n} \cdot p)}}} \quad (45)$$

Für u_F wurde bei der Berechnung der Tunnelluftgeschwindigkeit über alle Messstunden eine einheitliche mittlere Fahrgeschwindigkeit von 25 m/s = 90 km/h angenommen.

Die auf älteren und teilweise unvollständigen CO₂-EF basierende Ableitung der Gleichung 45 wurde von [SCHLUMS 1998] auf der Grundlage neuerer CO₂-EF aus dem UBA-Handbuch, Version 1.1 [UBA 1995], überprüft. Es ergaben sich für Pkw ca. 10 % höhere und für Lkw ca. 20 % niedrigere CO₂-EF. Diese neuen CO₂-EF führen bei einem mittleren Schwerverkehranteil von 6,2 % umgerechnet zu im Mittel 5,4 % höheren Tunnelluftgeschwindigkeiten. Bei Verkehrsstärken im Bereich zwischen 1500 und 2000 Kfz/h treten maximale Abweichungen von bis zu + 8,3 % auf. Höhere Tunnelluftgeschwindigkeiten führen nach Gleichung 30 zu höheren gemessenen EF, so dass für die aus den Messdaten der Tunnelstudie abgeleiteten EF mit Unsicherheiten in der Größenordnung von ca. 5 % bis 8 % aufgrund ungenauer CO₂-EF und daraus berechneter Tunnelluftgeschwindigkeiten zu rechnen ist. Die Wahrscheinlichkeit ist dabei größer, dass die gemessenen EF zu niedrig ermittelt worden sind.

Tabelle 35: Gemessene Emissionsfaktoren im Flughafentunnel Berlin-Tegel 1994

Schadstoff		Anzahl der ausgewerteten Messstunden	mittlerer Schwerverkehranteil	mittlerer Emissionsfaktor [mg/km]	Standardabweichung des MW [mg/km]	Variationskoeffizient des MW
NO _x	gesamt	153	6,2 %	1519,8	37,5	2,5 %
	gesamt ¹⁾	102	4,7 %	1361,4	29,5	2,2 %
	Pkw	153	6,2 %	908,8	26,0	2,9 %
	Lkw	153	6,2 %	10.024	463	4,6 %
CO	gesamt	153	6,2 %	4240,1	101,7	2,4 %
	gesamt ¹⁾	102	4,7 %	4414,7	85,3	1,9 %
Benzol	gesamt	146	5,8 %	16,35	0,52	3,2 %
	gesamt ¹⁾	99	4,7 %	17,04	0,53	3,1 %

1) nur Messstunden mit einer Verkehrsstärke > 1000 Kfz/h

Die gemessenen Emissionsfaktoren als Mittelwerte über die gesamte Fahrzeugflotte folgen aus Gleichung 30. Die Differenzierung der Emissionsfaktoren für Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge nach Gleichung 31 und der Methodik der multiplen linearen Regression ergab für die Schadstoffe CO und Benzol keine verwertbaren Ergebnisse, da der geringe Quellbeitrag des Schwerverkehrs bei diesen Schadstoffen von den Standardfehlern überdeckt wird. Beim Schadstoff NO_x dagegen war eine signifikante Differenzierung der Emissionsfaktoren für Lkw- und Pkw-ähnliche Fahrzeuge möglich. Die Ergebnisse der gemessenen mittleren Emissionsfaktoren und deren Standardfehler sind in der Tabelle 35 zusammengefasst.

Die Auswertungen für die über die gesamte Fahrzeugflotte gemittelten Emissionsfaktoren wurden zum einen für alle Messstunden und zum anderen nur für diejenigen Messstunden mit einer Verkehrsstärke von über 1000 Kfz pro Stunde durchgeführt. Bei den Schadstoffen CO und Benzol ergeben sich dabei mit zunehmendem Schwerverkehranteil abnehmende mittlere Emissionsfaktoren. Die NO_x-Emissionsfaktoren sind für den Schwerverkehr ungefähr 11 mal so hoch wie für die leichten Kfz. Entsprechend ergibt sich ein signifikanter Anstieg des mittleren NO_x-Emissionsfaktors mit zunehmendem Schwerverkehranteil.

Aufgrund der relativ hohen Anzahl der auswertbaren Messstunden sind die statistischen Schwankungen der abgeleiteten mittleren Emissionsfaktoren mit Variationskoeffizienten zwischen 1,9 % und 3,2 % als sehr gering einzustufen. Auch die nach Pkw- und Lkw-ähnlichen Fahrzeugen differenzierten NO_x-Emissionsfaktoren weisen mit Variationskoeffizienten von 2,9 % bzw. 4,6 % eine sehr hohe Präzision auf. Bei diesen geringen statistischen Fehlern darf jedoch nicht vernachlässigt werden, dass in den abgeleiteten EF möglicherweise zusätzliche systematische Fehler enthalten sind, die auf ungenaue Messungen zurückzuführen sind. Auf die Problematiken der Ermittlung der Tunnelluftgeschwindigkeiten, der Messungen der Hintergrundkonzentrationen, die nicht unmittelbar am Tunneleingang bzw. im Fall von Benzol gar nicht durchgeführt worden sind, und der auf Normbedingungen bezogenen Immissions-Messwerte wurde bereits hingewiesen. Desweiteren können systematische Fehler bei den Immissions-Messwerten auftreten (z.B. durch schlecht

kalibrierte Messgeräte). Von [ISRAËL 1996] wird darauf hingewiesen, dass die Benzol-Messwerte im Tunnel bei vergleichbaren Verkehrsstärken in der zweiten Messwoche signifikant unterhalb der Werte aus der ersten Messwoche liegen. Die aufgetretenen Unterschiede von im Mittel ca. 20 % sind möglicherweise auf systematische Abweichungen der verwendeten Messmethodik zurückzuführen ist.

7.1.2.2 Modellierte Emissionen

Für die modellierten Emissionen wurden die EF des UBA-Handbuchs [UBA 1999] herangezogen. Die nach Fahrzeugschicht, Verkehrssituation (Fahrmuster-Mix) und Längsneigungsklasse differenzierten EF müssen zum Vergleich mit den gemessenen EF entsprechend den Vorgaben des Tunnelabschnitts ausgewählt und aggregiert werden.

Da während der Messphase im Tunnel keine Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt worden sind, und auch sonst keine Informationen über die Fahrmusterverteilung in der Tunnelröhre vorliegen, muss die Fahrmusterverteilung entsprechend der Straßenklasse, der Verkehrsstärke und der bestehenden Geschwindigkeitsbeschränkung für den Abschnitt anhand von Literaturdaten abgeschätzt werden. Im UBA-Handbuch ist für Autobahnabschnitte mit einer Geschwindigkeitsbeschränkung von 80 km/h und frei fließendem Verkehr die Verkehrssituation "AB_80" definiert. Die gewählte Verkehrssituation geht von einer mittleren Geschwindigkeit von 95 km/h für Pkw und LNF, 90 km/h für Motorräder, 87 km/h für Reisebusse und 83 km/h für SNF aus. Die EF der Verkehrssituation "AB_80" wurden bei allen Messstunden als Vergleichsfaktoren herangezogen. Messstunden mit zähfließendem Verkehr ("Stop and Go") wurden bei der Auswertung der Daten nicht berücksichtigt.

Entsprechend den bekannten Längsneigungen wurde die Tunnelstrecke in drei emissionshomogene Abschnitte unterteilt. Die Berechnung der gemittelten Emissionsfaktoren über die gesamte Tunnelstrecke erfolgte durch Gewichtung der drei Abschnitte gemäß der jeweiligen Abschnittslängen und der jeweiligen Verkehrsstärken. Für die an den beiden Tunneleinfahrten anzutreffenden Längsneigungen von - 3 % bzw. - 5 % wurden für Pkw, LNF und den Schwerverkehr EF durch Interpolationen der vorliegenden EF für - 2 %, - 4 % und - 6 % abgeleitet. Für die Fahrzeugkategorie Motorräder liegen keine nach Längsneigungen differenzierten EF vor. Hier wurden deshalb die EF für ebene Strecken übernommen.

Informationen über die Flottenzusammensetzungen liegen nur aus den nach Pkw- und Lkw-ähnlichen Fahrzeugen differenzierten Daten der im Tunnel installierten automatischen Dauerzählstelle vor. Motorräder werden von dieser Zählstelle älteren Typs nicht erfasst. Die notwendige weitere Disaggregation der Verkehrsstärkedaten in Fahrzeugkategorien wurde anhand der Ergebnisse der Bundesverkehrszählung 1995 für Berlin vorgenommen [LENSING 1997]. Es wurde angenommen, dass bei einem Kriterium von 5,25 Meter Fahrzeuglänge zur Teilung der Flotte in Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge, die Fahrzeugkategorie der LNF zu gleichen Anteilen auf die beiden Klassen verteilt wird. Daraus folgen die in Tabelle 36 aufgeführten Fahrleistungsanteile der Fahrzeugkategorien:

Tabelle 36: Fahrleistungsanteile der Fahrzeugkategorien im Tunnel Tegel 1994

Pkw-ähnliche Fahrzeuge:	Pkw	97,5 %
	LNF	2,5 %
Lkw-ähnliche Fahrzeuge:	LNF	27,3 %
	Lkw	37,6 %
	LZ	14,5 %
	SZ	14,5 %
	RBus	6,1 %

Für den Anteil der Motorräder wurden Jahresdaten für die alten Bundesländer aus der BVZ 1995 [LENSING 1997] auf Autobahnen (A - 0,9 %) und Bundesstraßen (B - 2,2 %) verwendet. Unter Berücksichtigung der Verkehrsstärkeanteile der beiden Tunnelröhrenzufahrten, die den Straßenkategorien A bzw. B-ähnlich zugeordnet werden können, und der Jahreszeit der durchgeführten Messungen wird ein mittlerer MR-Anteil von 0,5 % abgeschätzt.

Tabelle 37: Pkw-Bestandsanteile nach Emissions-Konzepten am 1.3.1994 in Berlin

Otto, 2-Takt, RGW-Produktion	4,11%
Otto, 4-Takt, RGW-Produktion	1,83%
Otto, konventionell	26,70%
Otto, Sonstige	6,68%
Otto, UKat	4,29%
Otto, GKat, vor EURO1	35,98%
Otto, EURO1	11,29%
Diesel, konventionell	0,94%
Diesel, Anlage XXIV und XXV	4,87%
Diesel, Anlage XXIII und schadstoffarm "E1"	2,37%
Diesel, EURO1	0,94%

Zur weiteren Differenzierung der Pkw-Verkehrsstärkedaten nach Emissions-Konzepten wurden Fahrzeugbestandsdaten für Gesamt-Berlin herangezogen [KBA 1993, 1994], die auf das Bezugsdatum 1.3.1994 interpoliert wurden und in Tabelle 37 wiedergegeben sind.

Die letzte Stufe der Differenzierung nach Größenklassen in Pkw-Schichten wurde anhand der Daten einer von [BLÜMEL 1995] ausgewerteten Pkw-Bestands- und Fahrleistungsanalyse für Berlin für den Stichtag 1.7.1993 durchgeführt. In dieser Studie sind mittlere jährliche Innerortsfahrleistungen der in Berlin zugelassenen Pkw pro Schicht aufgeführt, die eine Umrechnung von Bestands- in Fahrleistungsanteile ermöglichen.

Für die restlichen Fahrzeugkategorien liegen ähnlich detaillierte Bestands- und Fahrleistungsdaten nicht vor, so dass hier auf mittlere Fahrleistungsverteilungen aus der Literatur zurückgegriffen werden muss. Zur Emissionsmodellierung wurden die Anteile der Fahrzeugschichten pro Fahrzeugkategorie aus dem UBA-Handbuch [UBA 1999] für Innerortsfahrmuster verwendet.

In der Tabelle 38 sind die somit ermittelten Emissionsfaktoren für die Stunden, für die auch entsprechende Messwerte vorliegen, als Mittelwerte zusammengefasst. Die in der Tabelle ebenfalls in Form von Standardabweichungen und Variationskoeffizienten angegebenen Streubreiten der Emissionsfaktoren sind ausschließlich auf die stündlichen Unterschiede des Rückenwindinflusses in der Tunnelröhre zurückzuführen, die durch variierende Verkehrsstärken und Schwerverkehranteile verursacht werden. Mögliche stündliche Schwankungen aufgrund von variierenden Flottenzusammensetzungen (unterhalb der Ebene der Unterscheidung zwischen Pkw- und Lkw-ähnlichen Fahrzeugen) und Fahrmusterverteilungen werden hierdurch nicht ausgedrückt, da entsprechende Messdaten nicht vorliegen. Unsicherheiten der Literatur-EF, die für die Modellierung verwendet wurden, sind hierin ebenfalls nicht enthalten.

Tabelle 38: Modellierte Emissionsfaktoren im Flughafentunnel Berlin-Tegel 1994

Schadstoff		Anzahl der berechneten Stunden	mittlerer Schwerverkehranteil	mittlerer Emissionsfaktor [mg/km]	Standardabweichung [mg/km]	Variationskoeffizient
NO _x	gesamt	153	6,2 %	1134,7	208,1	18,3 %
	gesamt ¹⁾	102	4,7 %	1048,2	89,8	8,6 %
	Pkw ²⁾	153	6,2 %	918,9	47,3	5,1 %
	Lkw	153	6,2 %	4451	129	2,9 %
CO	gesamt	153	6,2 %	3960	74	1,9 %
	gesamt ¹⁾	102	4,7 %	3964	54	1,4 %
	Pkw ²⁾	153	6,2 %	3957	34	0,9 %
	Lkw	153	6,2 %	2308	25	1,1 %
Benzol	gesamt	146	5,8 %	30,07	1,01	3,3 %
	gesamt ¹⁾	99	4,7 %	30,59	0,37	1,2 %
	Pkw ²⁾	146	6,2 %	30,53	0,64	2,1 %
	Lkw	146	6,2 %	16,43	0,16	1,0 %

1) nur Messstunden mit einer Verkehrsstärke > 1000 Kfz/h

2) ohne Motorräder

Die an die Verhältnisse im Tunnel Tegel angepassten Literatur-EF sind für NO_x bei den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen ca. fünf mal so hoch wie bei den Pkw-ähnlichen Fahrzeugen. Die relativ große Spannbreite bei den NO_x-EF spiegelt sich auch in den vergleichsweise hohen Variationskoeffizienten für die Gesamtflotte wider. Bei CO und Benzol liegen die Emissionsfaktoren dichter zusammen: Hier ist der mittlere Pkw-EF im Vergleich zum mittleren Lkw-EF ca. doppelt so hoch. Diese Tendenz wird durch die Messergebnisse qualitativ bestätigt, da mit zunehmendem Schwerverkehranteil für die Gesamtflotte abnehmende mittlere EF für CO und Benzol festgestellt worden sind.

7.1.2.3 Vergleich der Emissionsfaktoren

In dem Bild 19 sind die Vergleiche der gemessenen mit den für die Emissionsmodellierung verwendeten EF aus der Literatur graphisch dargestellt. Für die mittleren EF der Gesamtflotte wurden aufgrund der höheren statistischen Sicherheit jeweils die Mittelwerte aus den Messstunden mit Verkehrsstärken > 1000 Kfz/h gewählt. Aufgrund der relativ großen Anzahl der ausgewerteten Messstunden sind die statistischen Unsicherheiten der gemessenen mittleren EF sehr gering. Der Hauptanteil der in Form von Standardabweichungen dargestellten statistischen Fehlerbandbreiten entfällt auf die ungenaue Ableitung der Tunnelluftgeschwindigkeiten. Mögliche Quellen systematischer Fehler bei der Ermittlung der gemessenen EF (Verkehrszählungen, Schadstoffmessungen) sind nicht berücksichtigt. Für die Vergleichs-EF ist eine vollständige Darstellung der statistischen Streubreiten zwischen den einzelnen Messstunden nicht möglich, da detaillierte Messdaten über die Einflussgrößen Fahrmuster-Mix und Flottenzusammensetzung nicht vorliegen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die gemessenen mit den modellierten NO_x-Emissionsfaktoren für Pkw-ähnliche Fahrzeuge sehr gut übereinstimmen. Bei den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen ergeben sich jedoch erhebliche Abweichungen: Die Literatur-EF liegen um ca. 56 % unterhalb der gemessenen EF. Bezogen auf die Gesamtflotte mit einem Schwerverkehranteil von 4,7 % sind die Literatur-EF ca. 23 % niedriger als die gemessenen EF. Beim CO treten ebenfalls Minderbefunde bei der Emissionsmodellierung auf. Die Differenzen von ca. 10 % fallen jedoch im Vergleich zum NO_x deutlich geringer aus. Die größten relativen Abweichungen treten beim Benzol zutage. Hier liegen die Literatur-EF ca. 80 % über den gemessenen EF, wobei die Genauigkeit der Benzol-Messdaten vermutlich schlechter ist als bei den Schadstoffen NO_x und CO. Außerdem muss berücksichtigt werden, dass die Hintergrundkonzentrationen für Benzol nicht gemessen worden sind, sondern ein aus anderen Messkampagnen abgeleiteter Jahresmittelwert für Berlin verwendet worden ist.

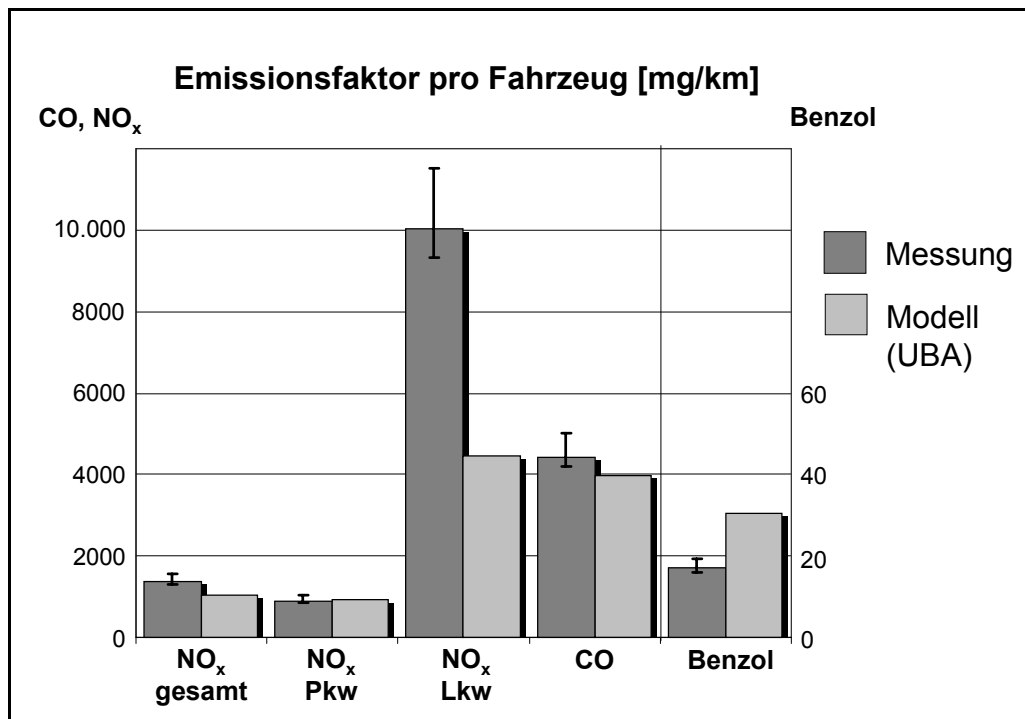


Bild 19: Tunnelstudie Berlin Tegel - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

7.1.3 Gubristtunnel Zürich

Im September 1993 wurden unter der Leitung der ETH Zürich im Gubristtunnel (Autobahn N 20), ca. 9 km nordwestlich von Zürichs Innenstadt gelegen, Schadstoff- und Verkehrsmessungen durchgeführt [STAEHELIN 1995a]. Der Tunnel weist zwei richtungstrennte Röhren mit jeweils zwei Fahrstreifen auf. Die Messungen wurden in der ansteigenden Südröhre (mittlere Längsneigung: + 1,29 %) mit Fahrtrichtung Ost durchgeführt. Der Tunnel ist insgesamt ca. 3250 m lang, wobei der ausgewählte Messabschnitt in der Tunnelröhre eine Länge von 3040 m aufwies. Im Tunnelabschnitt ist die maximal zulässige Geschwindigkeit auf 100 km/h begrenzt. Die Belüftung der Tunnelröhre über Ventilatoren war zum Zeitpunkt der Messungen ausgeschaltet, so dass die Luftbewegungen im Tunnel ausschließlich durch die Fahrzeugbewegungen verursacht wurden. Aus multiplen Regressionsanalysen wurden EF für leichte und schwere Fahrzeuge abgeleitet [JOHN 1999b]. Die wichtigsten Daten der Messungen sind in Tabelle 39 zusammengestellt.

Die Strömungsgeschwindigkeit in der Tunnelröhre wurde kontinuierlich mittels eines Ultraschall-Messgerätes erfasst. Darüber hinaus wurden stichprobenartige SF₆-Tracermessungen durchgeführt. Die Strömungsgeschwindigkeiten bei freier Fahrt lagen je nach Verkehrsstärke ca. zwischen 1 m/s und 10 m/s. Es konnte eine starke turbulente Durchmischung des Tracergases und ein Transport in eng abgegrenzten Luftpaketen nachgewiesen werden. In zusätzlichen Tracereexperimenten wurde untersucht, inwieweit die in die Tunnelröhre einströmenden Luftmassen von den austretenden Schadstoffen der anderen Tunnelröhre beeinflusst werden. Dazu wurde SF₆-Tracergas in einer Tunnelröhre freigesetzt und der Anteil, der aus dem Ausgang der ersten Tunnelröhre in den Eingang der parallelen Tunnelröhre durch Kurzschlussströmungen gelangt, gemessen. Die Messungen ergaben Wiederfindungsraten von ca. 5 - 15 %, je nach Windrichtung und -stärke. Setzt man voraus, dass sich die vom Verkehr im Tunnel emittierten Schadstoffe entsprechend dem Tracergas verhalten, so ist bereits von einer erheblichen Vorbelastung der in die Tunnelröhren einströmenden Luftmassen zu rechnen. Ein Verzicht auf Messungen der Hintergrundkonzentrationen unmittelbar am Beginn der Messstrecke würde in diesem Fall zu Mehrbefunden der aus den Messungen abgeleiteten EF von mindestens ca. 5 - 15 % führen. Hinzu kommen die aus anderen Quellen stammenden Beiträge zu den Hintergrundkonzentrationen, die insbesondere bei den Kohlenwasserstoffen stark ins Gewicht fallen. In der Tabelle 40 sind die

mittleren gemessenen Konzentrationen von NO_x, CO und HC an den beiden Tunnelportalen und die daraus berechneten Anreicherungsfaktoren enthalten.

Tabelle 39: Daten der Messungen im Gubristtunnel, Zürich

Messzeitraum	20. - 26. Sept. 1993
ausgewertete Messintervalle (15 min)	ca. 300
ausgewertete gasförmige Schadstoffe	NO _x , CO, HC, Einzel-VOC
DTV	ca. 30.000
mittlerer Anteil Schwerverkehr	werktags: 11,8 % samstags: 1,2 % sonntags: 0,8 %
mittlere Längsneigung	+ 1,29 %
Höhe	ca. 430 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	92 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 85 km/h

Tabelle 40: Gubristtunnel, Zürich - mittlere Konzentrationen an den beiden Tunnelportalen und Anreicherungsfaktoren

	mittlere Konzentration am Eingangportal [ppm]	mittlere Konzentration am Ausgangportal [ppm]	Anreicherungsfaktor
NO _x	0,40	4,77	11,9
CO	2,21	16,52	7,5
HC	1,06	2,09	2,0

Die gefahrenen Geschwindigkeiten wurden mittels Induktionsschleifen kontinuierlich pro Fahrstreifen erfasst. Die stündlichen mittleren Geschwindigkeiten lagen bei frei fließendem Verkehr zwischen 90 und 100 km/h. Gebundene Verkehrssituationen traten werktags vor allem am frühen Vormittag und am späten Nachmittag auf. Hier sanken die mittleren Geschwindigkeiten bis auf 32 km/h ab. Mittels Induktionszähl-schleifen wurden die Gesamtverkehrsstärken erfasst. Die Anteile der Fahrzeugklassen "Motorräder", "Personenwagen", "Lieferwagen" und "schwere Motorwagen" wurden durch optische Auswertungen von stichprobenartig durchgeführten Videoaufzeichnungen ermittelt. Kennzeichendaten, die auf Video an insgesamt 55 Messintervallen von je 10 Minuten Dauer aufgezeichnet wurden (insgesamt ca. 21.000 Kennzeichen), ermöglichten eine weitere Differenzierung der Fahrzeugflotte nach Antriebs- und Schadstoffminderungs-Konzepten [SCHNEIDER 1994, STAEHELIN 1995a, WEINGARTNER 1996]. Als Besonderheiten der im Gubristtunnel ermittelten im Vergleich zu typischen deutschen Flottenzusammensetzungen muss bei den Pkw der niedrige Anteil von Dieselfahrzeugen (ca. 2,2 %) und der im Bezugsjahr 1993 bereits hohe Anteil von Fahrzeugen mit G-Kat (76 %) angesehen werden.

Um instationäre Verhältnisse auszuschließen wurden für die Ableitungen der mittleren EF aus den Messungen nur diejenigen Messintervalle (15 min) verwendet, für die die mittlere Fahrgeschwindigkeit mit > 80 km/h und die mittlere Luftgeschwindigkeit im Tunnel mit > 5,2 m/s ermittelt worden sind. Die Anwendung eines linearen multiplen Regressionsmodells ermöglichte für NO_x die getrennte Ermittlung von EF für Pkw und Lkw. Bei den Schadstoffklassen CO und HC ließen sich für die Lkw keine statistisch signifikanten EF separieren. Für die Ableitungen der EF aus den Tunnelmessungen wurden weitere Regressionsmodelle für unterschiedliche Einteilungen der Fahrzeugflotte unter teilweiser Einbeziehung des Einflusses der Fahrzeuggeschwindigkeiten erprobt. Die Ergebnisse aus den unterschiedlichen Regressionsansätzen sind in [STAEHELIN 1997] zusammengefasst.

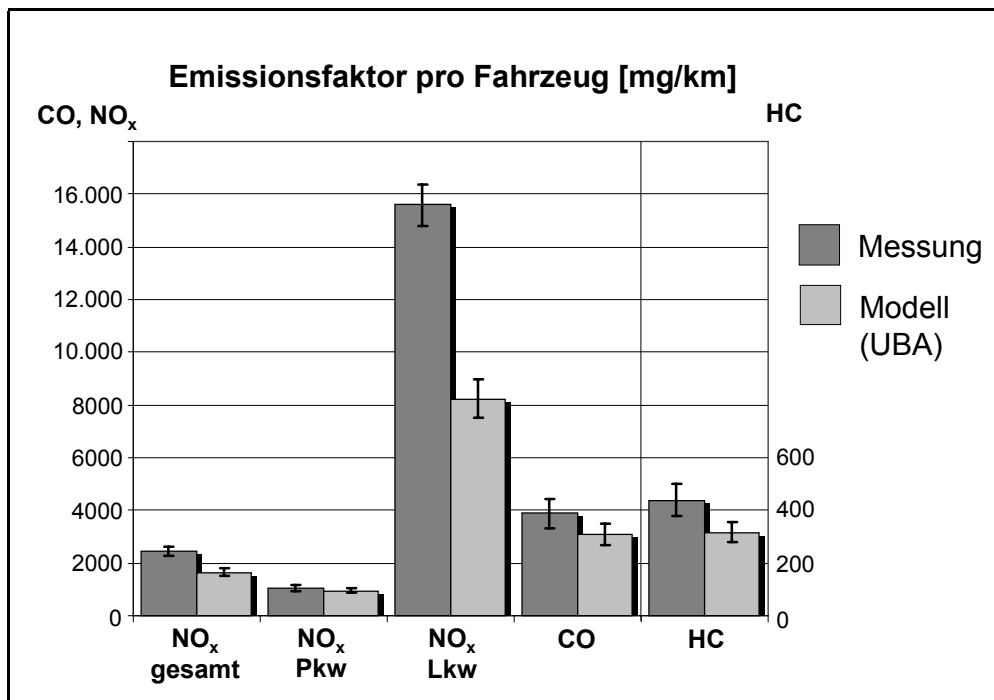


Bild 20: Gubristunnel Zürich - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

Bei der Modellierung der Vergleichs-EF von [JOHN 1999b] wurde die Datenbasis des UBA-Handbuchs in der Version 1.1 für die schweizerische Fahrzeugflotte [UBA 1995] verwendet. Die Flottenzusammensetzung wurde aus den Ergebnissen der Kennzeichenauswertungen abgeleitet. Fahrzeuge mit nicht auswertbaren Kennzeichen (überwiegend im Ausland zugelassene Kfz - ca. 13 % bei Pkw und ca. 20 % bei Lkw) wurden über mittlere schweizerische Fahrleistungsverteilungen klassifiziert. Die für die Modellierung verwendeten Fahrmuster wurden getrennt für Pkw und Lkw aus Interpolationen der jeweils nach den mittleren Fahrgeschwindigkeiten nächstgelegenen Fahrmustern aus dem UBA-Handbuch abgeleitet. Die Längsneigung im Tunnel von + 1,3 % wurde durch Interpolationen der EF für die Längsneigungen 0 % und + 2 % modelliert. Die aufgrund des Rückenwindeffekts notwendige Korrektur der modellierten EF erfolgte gemäß dem im Kapitel 7.1.1 dargestellten Prinzip.

Die in dem Bild 20 dargestellten Vergleiche zwischen den gemessenen und den modellierten EF zeigen bei allen Schadstoffklassen im Vergleich zu den Modelldaten höhere gemessene EF. Am geringsten fallen die Minderbefunde der Modell-EF mit ca. - 10 % bei den Pkw-NO_x-Emissionen aus. Sie sind aufgrund der Überschneidung der angegebenen Fehlerbandbreiten statistisch nicht signifikant. Die gemessenen Lkw-NO_x-EF sind dagegen fast doppelt so hoch wie die modellierten. Beim Vergleich der Pkw- und Lkw-EF muss berücksichtigt werden, dass die Definitionen der Klassen Pkw und Lkw nicht völlig übereinstimmen. Die aus den Tunnelmessungen abgeleiteten Lkw-EF beziehen sich auf alle Dieselfahrzeuge, schließen also LNF und Pkw mit Dieselantrieb mit ein. Bei den von [JOHN 1999b] durchgeführten Modellierungen wurden die Diesel-Pkw der Fahrzeugklasse Pkw zugeordnet. Aufgrund des geringen Anteils der Diesel-Pkw an der Gesamtflotte von ca. 1,9 % und der relativ geringen Unterschiede der NO_x-EF zwischen Diesel- und Otto-Pkw sind die Auswirkungen dieser Verschiebung auf den mittleren Pkw-NO_x-EF gering. Bei den Lkw-NO_x-EF sind die Auswirkungen deutlich größer, da die Diesel-Pkw einen Anteil von ca. 17 % an allen Dieselfahrzeugen aufweisen und die Pkw-NO_x-EF im Vergleich zu den NO_x-EF des Schwerverkehrs erheblich niedriger sind. Eine Anpassung der Definitionen würde zu höheren gemessenen NO_x-EF bzw. zu niedrigeren modellierten NO_x-EF führen, womit die aufgetretene Differenz sich weiter vergrößern würde. Die von [JOHN 1999b] beschriebenen Unsicherheiten der modellierten EF, wie Stichprobencharakter der Kennzeichenauswertungen, nicht identifizierbare Lkw (20 %), unbekannte Beladungszustände, mögliche Änderungen der Luftwiderstandszahl im Tunnel, können die aufgetretenen Differenzen nicht ausreichend erklären.

Die für die Gesamtflotte modellierten CO- und HC-EF liegen mit ca. - 20 % (CO) bzw. mit ca. - 28 % (HC) unter den aus den Messungen abgeleiteten Werten. Die Abweichungen beim CO sind dabei nicht, die Abweichungen beim HC bei einem Vertrauensbereich von 68 % nur knapp signifikant.

Mit einem zusätzlichen nichtlinearen multiplen Regressionsmodell wurden von [STAEHELIN 1995b] NO_x-, CO- und HC-EF für "leichte Motorwagen" in Abhängigkeit von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abgeleitet. Im untersuchten Geschwindigkeitsbereich zwischen 50 km/h und 100 km/h zeigte sich beim NO_x zunächst ein leichter Abfall der EF bis ca. 70 km/h und danach ein deutlicher Anstieg. Bei den Schadstoffklassen CO und HC ergab sich jeweils eine kontinuierliche Abnahme der EF mit zunehmender Geschwindigkeit. Die Abnahme verläuft dabei bei niedrigen Geschwindigkeiten stark und wird mit zunehmender Geschwindigkeit geringer, bis sich ab ca. 80 km/h ein nahezu konstanter Wert einstellt. Vergleicht man die Verläufe der ermittelten Abhängigkeiten mit den aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten EF [UBA 1999], so lässt sich der Kurvenverlauf für NO_x bestätigen. Bei CO und HC ist nach [UBA 1999] ein deutlicher Anstieg der EF ab einer Geschwindigkeit von ca. 70 - 80 km/h zu erwarten. Dieser Anstieg wird mit den experimentell aus der Gubrist-Studie abgeleiteten EF nicht abgebildet.

7.1.4 Heschlacher Tunnel Stuttgart

Vom Institut für Straßen- und Verkehrswesen der Universität Stuttgart wurden vom 18. August bis 28. September 1994 im Heschlacher Tunnel in Stuttgart (B 14) Schadstoff- und Verkehrsmessungen durchgeführt [TÖRGYEKES 1998]. Der Tunnel weist insgesamt eine Länge von 2,3 km auf, wobei die Messungen auf 407 m des westlichen Tunnelabschnitts (ab Tunnelportal) beschränkt wurden. Der Tunnel wird im Zwei-Richtungsverkehr betrieben und weist pro Fahrtrichtung einen Fahrstreifen auf. Es besteht eine zulässige Höchstgeschwindigkeit von 50 km/h und Überholverbot. Im Bereich des Messabschnitts ist der Tunnel mit Induktivdoppelschleifen in einem Abstand von 150 m ausgestattet. Diese Induktivschleifen erlauben die kontinuierliche Erfassung von nach Fahrzeugarten und nach Fahrtrichtungen differenzierten Verkehrsstärken und Geschwindigkeitsverteilungen. Zur genaueren Spezifizierung der Fahrzeugflotte wurden stichprobenartige Kennzeichenauswertungen durchgeführt.

Die Belüftung des Tunnels erfolgt mit axialen Strahlventilatoren, die Frischluft von beiden Portalseiten und - bei Bedarf - über ein zentrales Zuluftbauwerk des Tunnels durch in die Tunneldecke eingelassene Zuluftkanäle in die Tunnelmitte fördern. Die Frischluft gelangt im Normalbetrieb über Decken- und Seitenschlitze aus den Frischluftkanälen in den Fahrraum. Die gesamte Abluft des Tunnels wird über einen mit Axialventilatoren ausgestatteten Abluftkamin auf halber Tunnelstrecke ausgeblasen. Der von den Abluftventilatoren erzeugte Unterdruck verursacht im Fahrraum eine Strömungsrichtung von den Eingangsportalen hin zur Tunnelmitte. Die Steuerung der Belüftungsventilatoren erfolgt je nach Verkehrsstärke und Schadstoffkonzentrationen, so dass die Strömungsgeschwindigkeiten im Tunnel nicht konstant sind. Zwecks Vereinfachung der Schadstoffbilanzierungen wurden die Belüftungsschlitze während der Messungen über den gesamten Messabschnitt geschlossen, so dass die Frischluftzufuhr ausschließlich über das westliche Tunnelportal erfolgte.

Die Schadstoff- und Luftströmungsmessungen erfolgten am Messquerschnitt im Tunnel zeitgleich an drei Messpunkten, die jeweils in 0,65 m bzw. 0,75 m Abstand zur Zwischendecke bzw. zu den Tunnelwänden fixiert waren. Am Messquerschnitt wurden außerdem Lufttemperatur, Luftdruck und relative Feuchte kontinuierlich erfasst. Die Messungen der Hintergrundkonzentrationen wurden unmittelbar am westlichen Tunnelportal durchgeführt. Die gemessenen Hintergrundkonzentrationen wurden jedoch - mit Ausnahme von NMHC - nicht in die Bilanzierung der Schadstoffmassenströme miteinbezogen, obwohl z.T. deutlich von Null verschiedene Werte gemessen worden sind. Dieses Vorgehen führt insgesamt zu einer Überschätzung der gemessenen Emissionen, die - bezogen auf ein mittleres Fahrzeug - besonders stark bei Messintervallen mit geringen Verkehrsstärken ins Gewicht fällt. Die über alle Messintervalle gemittelten Hintergrundkonzentrationen liegen in Bezug auf die mittleren Konzentrationen am Messquerschnitt im Tunnel bei 2,6 % (CO), 3,7 % (NO_x), 6,3 % (NMHC) und 2,5 % (Benzol). Die Anteile der Hintergrundkonzentrationen an verkehrsarmen Messintervallen (nachts und am Wochenende) liegen z.T. um ein Vielfaches darüber.

Eine weitere mögliche Fehlerquelle der Studie liegt in der Umrechnung der gemessenen Schadstoff-Volumenkonzentrationen in Massenkonzentrationen. Die Massenkonzentrationen wurden auf Normbedingungen bezogen (0 °C; 1013,25 mbar). In diesem Fall müssen die ermittelten Luftvolumenströme ebenfalls auf Normbedingungen umgerechnet werden. Aus der Studie ist nicht ersichtlich, ob diese Umrechnung durchgeführt worden ist. Im ungünstigsten Fall können sich somit bei hohen Lufttemperaturen und Luftdrücken systematische Überschätzungen der gemessenen Emissionen von 10 % und darüber ergeben.

Tabelle 41: Daten der Messungen im Heschlacher Tunnel Stuttgart

Messzeitraum	18.8. bis 28.9.1994
auswertbare Messintervalle (15 min)	ca. 800 (BTX: ca. 80)
gemessene gasförmige Schadstoffe	CO, NO _x , HC, CH ₄ , BTX
DTV	ca. 40.000 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	ca. 5 %
mittlere Längsneigung	0,2 %
Höhe	330 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 52 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 52 km/h

Die wichtigsten Daten der für das Emissionsverhalten der Fahrzeugflotte maßgeblichen Einflussparameter sind in Tabelle 41 zusammengefasst. Sämtliche Schadstoff-, Verkehrs- und Luftströmungsmessungen wurden über Intervalle von 15 Minuten gemittelt. Aufgrund der großen Anzahl auswertbarer Messintervalle und der detaillierten Verkehrsstärke- (q) und Geschwindigkeitsmessungen (v) war es in dieser Studie möglich, die gemessenen Emissionen als Funktionen in Abhängigkeit der Parameter Verkehrsstärke, Schwerverkehranteil und mittlerer Geschwindigkeit darzustellen. Die unterschiedlichen Messintervalle wurden dabei über q-v-Funktionen in stabile (zunehmende Verkehrsstärke mit konstanter bzw. abnehmender mittlerer Fahrgeschwindigkeit) und instabile Verkehrszustände (abnehmende Verkehrsstärke mit abnehmender mittlerer Fahrgeschwindigkeit) eingeteilt.

Die Geschwindigkeitsmessungen entlang des Messabschnitts haben ergeben, dass auch bei ausschließlicher Betrachtung der stabilen Verkehrszustände schwache Beschleunigungsprozesse bei Einfahrt in den Tunnel und schwache Verzögerungsprozesse bei Ausfahrt aus dem Tunnel auftreten. Die gefahrenen Geschwindigkeiten liegen am Beginn des Messabschnitts am Tunneleingang in beiden Fahrrichtungen je nach Verkehrsstärke ca. zwischen 4 km/h und 10 km/h niedriger als am 407 Meter entfernten Messquerschnitt im Tunnel. Bei instabilen Verkehrszuständen treten darüber hinaus zusätzliche Anteile von Beschleunigungen und Verzögerungen durch stockenden Verkehr auf. Zu den verkehrssarmen Zeiten (abends, nachts und frühmorgens) liegen die mittleren Fahrgeschwindigkeiten ca. 10 km/h bis 15 km/h höher als tagsüber. Dabei wurden Spitzengeschwindigkeiten von über 100 km/h gemessen.

Für die Vergleichs-EF wurde von [TÖRGYEKES 1998] die UBA-Datenbank in der Version 1.1 [UBA 1995] herangezogen. Es wurden Vergleiche mit den im UBA-Handbuch definierten Verkehrssituationen IO_HVS1 (vorfahrtsberechtigter Ortsdurchfahrt ohne Störungen - v = 58,4 km/h) und IO_HVS2 (vorfahrtsberechtigter Hauptverkehrsstraße mit geringen Störungen - v = 46,2 km/h) durchgeführt, welche den realen an der Messstrecke gefahrenen Fahrmustern am nächsten kommen. Beim Vergleich der EF wurden lediglich Messintervalle mit stabilen Verkehrszuständen herangezogen. Die gemessenen mittleren Geschwindigkeiten dieser Verkehrszustände liegen bei ca. 52 km/h und somit zwischen den beiden ausgewählten Verkehrssituationen des UBA-Handbuchs.

Die Aggregationen der schichtbezogenen UBA-EF pro Fahrzeugkategorie erfolgte nach den Ergebnissen der stichprobenartigen Kennzeichenauswertungen. Insgesamt wurden ca. 11.000 Kennzeichen nach der sog. Diktiergerät-Methode (d.h. Ablesung vor Ort) erfasst. Der Anteil der nicht auswertbaren Kennzeichen ausländischer Fahrzeuge wird von [TÖRGYEKES 1998] mit unter 1 % angegeben. Die hohe Fehlerquote von 19 % der beim Kennzeichenabgleich mit der Datenbank des KBA übermittelten fahrzeugspezifischen Daten ist vermutlich überwiegend auf den langen Zeitraum von neun Monaten zwischen der Datenerfassung und dem endgültigen Abgleich zurückzuführen. Die Fahrzeugklasse "Pkw+Kombi+Kleinbus" wurde vom Autor

in nach Hubraumklassen differenzierten "emissionsrelevante Fahrzeugklassen" eingeteilt (hohe, mittlere und geringe Anforderungen an die Abgasqualität bei Fahrzeugen mit Otto-Motoren, hohe und geringe Anforderungen und Direkteinspritzer bei Fahrzeugen mit Dieselmotoren), wobei die Definitionen dieser Fahrzeugklassen sowie das Vorgehen beim Umschlüsseln der KBA-Daten zur Anpassung an die Fahrzeugschichten des UBA-Handbuchs vom Autor der Studie nicht näher erläutert werden. Die restlichen vom Autor definierten Fahrzeugklassen "Kraftrad", "Lkw", "Bus" und "Sonstige" wurden zum Zweck der Emissionsmodellierung nicht weiter differenziert, obwohl in [TÖRGYEKES 1998] umfangreiche Statistiken über Alters-, Antriebs- und Größenverteilungen dieser Fahrzeugklassen enthalten sind.

Bei der Modellierung der Emissionsdaten wurden Kaltstartemissionen von [TÖRGYEKES 1998] nicht berücksichtigt. Da die Tunnelleinfahrten unmittelbar an Wohngebiete angrenzen, kann ein signifikanter Einfluss von Fahrzeugen mit kaltem bzw. kühlem Motor insbesondere auf die CO- und HC-Emissionen nicht ausgeschlossen werden. Die von [TÖRGYEKES 1998] berechneten modellierten Emissionsdaten müssen daher eher als zu gering eingestuft werden, wobei eine genaue Ermittlung des Kalt- bzw. Kühlstarteinflusses am Messabschnitt eine umfangreiche Verkehrsflussuntersuchung im Umfeld der Tunnelröhre erfordert. Auch der Windeinfluss und die Tunnellängsneigung wurden vom Autor bei der Emissionsmodellierung nicht berücksichtigt. Allerdings ist der Einfluss dieser beiden Parameter auf die Emissionen aufgrund des Zwei-Richtungsverkehrs im Tunnel und der geringen mittleren Längsneigung des Messabschnitts (0,2 %) als gering einzuschätzen.

In dem Bild 21 sind die Vergleiche der gemessenen mit den modellierten EF dargestellt, und zwar jeweils als arithmetisches Mittel aus den beiden von [TÖRGYEKES 1998] betrachteten Verkehrssituationen. Angegeben sind jeweils nur die über die gesamte Fahrzeugflotte gemittelten EF, da vom Autor trotz der umfangreichen Datenerhebungen keine höher differenzierten Vergleichsbetrachtungen (z.B. nach verschiedenen Fahrzeugklassen) durchgeführt worden sind. Bei den vorliegenden Vergleichen zeigen sich sehr gute Übereinstimmungen bei NO_x (Abweichungen < 5 %). Deutliche Minderbefunde bei Verwendung der UBA-EF ergeben sich bei den NMHC (-31,7 %) und vor allem beim CO (- 64,5 %). Die modellierten Benzol-EF liegen dagegen im Mittel um 177,1 % über den gemessenen EF, sind also fast dreimal so groß.

Die statistischen Fehlerbandbreiten der mittleren gemessenen NO_x-, CO- und NMHC-EF sind aufgrund der hohen Anzahl der erfassten Messintervalle sehr klein (VK ca. zwischen 1,0 % und 1,5 %). Bei Benzol wurde ein VK von ca. 3,5 % ermittelt. Hinzu kommen systematische Abweichungen, die auf die durchgeführten Regressionsanalysen zurückzuführen sind und vom Autor zwischen 0,4 % (CO) und 3,4 % (Benzol) angegeben werden. Die oben beschriebenen systematischen Fehler, die durch die nicht berücksichtigten Hintergrundkonzentrationen und die möglicherweise fehlerhaft durchgeführte Berechnung der Schadstoff-Massenkonzentrationen verursacht worden sind, sind in den dargestellten Fehlerbalken nicht enthalten. Fehlerbandbreiten für die modellierten Vergleichs-EF sind in [TÖRGYEKES 1998] nicht enthalten.

Interessante Ergebnisse liefert ein Vergleich der beiden gewählten Verkehrssituationen untereinander. Während die modellierten EF aus dem UBA-Handbuch für die Verkehrssituation IO_HVS1 (58,4 km/h) bei allen Schadstoffen geringer sind als für die Verkehrssituation IO_HVS2 (46,2 km/h), liegen die gemessenen CO-, NO_x- und Benzol-EF bei der höheren Geschwindigkeit z.T. deutlich über den EF bei niedrigerer Geschwindigkeit. Lediglich bei den NMHC-EF sind sowohl die modellierten als auch die gemessenen EF bei der mittleren Geschwindigkeit von 58,4 km/h geringer als bei der mittleren Geschwindigkeit von 46,2 km/h. Dieser Effekt ist möglicherweise auf eine breitere Verteilung der gefahrenen Geschwindigkeiten bei höherer mittlerer Geschwindigkeit zurückzuführen, die bei Messintervallen mit geringen Verkehrsstärken auftreten. Da in [TÖRGYEKES 1998] lediglich mittlere Geschwindigkeiten aber keine gemessenen Geschwindigkeitsverteilungen enthalten sind, kann der Einfluss von einzelnen Fahrzeugen mit extrem hohen Geschwindigkeiten auf das gesamte Emissionsbild nicht abgeschätzt werden.

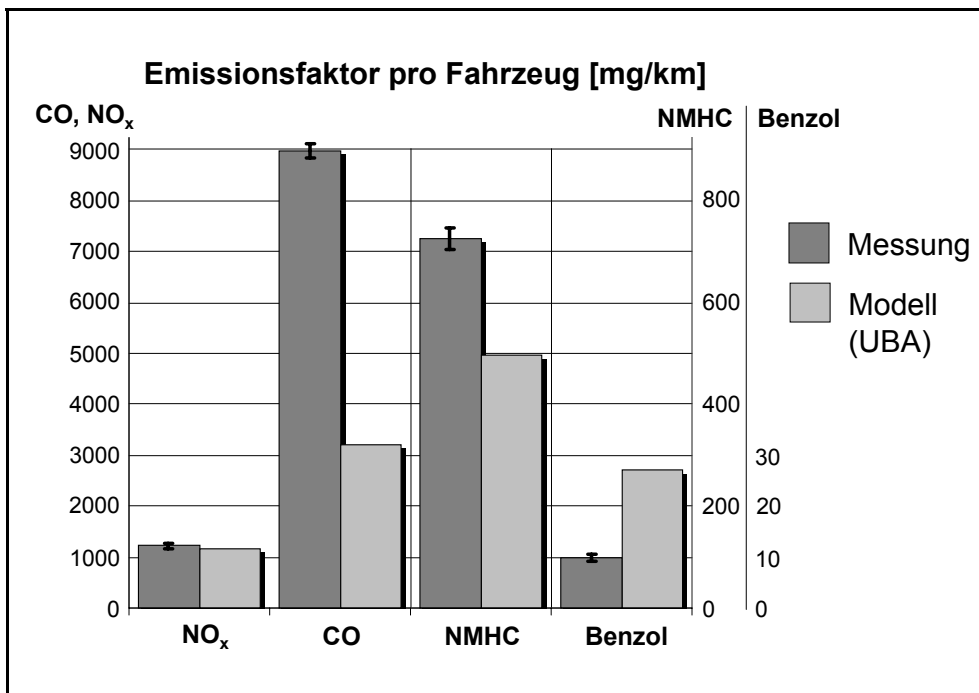


Bild 21: Heslacher Tunnel, Stuttgart - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

7.1.5 Tauern-Tunnel

Im Oktober 1997 wurden vom Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Kraftfahrzeugbau der TU Wien im Tauern-Tunnel der A 10 in Österreich Messungen durchgeführt [PUCHER 1999]. Die wichtigsten Daten dieser Messkampagne sind in der Tabelle 42 zusammengefasst.

Tabelle 42: Daten der Messungen im Tauern-Tunnel

Messzeitraum	2.10. und 5.10.1997
auswertbare Messintervalle (30 min)	16
gemessene gasförmige Schadstoffe	CO ₂ , CO, NO _x , HC, Benzol, SO ₂
DTV	ca. 20.000 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	Donnerstag: 16,5 % Sonntag: 1,2 %
mittlere Längsneigung	1,5 %
Höhe	1300 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 74 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 74 km/h

Die Besonderheiten dieser Untersuchungen liegen in der großen Höhe des betrachteten Straßenabschnitts von im Mittel 1300 müNN und den aufgrund des Sonntagsfahrverbots für schwere Nutzfahrzeuge stark unterschiedlichen Schwerverkehranteilen zwischen Werktagen und sonntags. Außerdem weist der Tunnel in Fahrtrichtung Süd eine mittlere Steigung von 1,5 % auf. Zum Zeitpunkt der Messungen war nur eine der beiden Tunnelröhren in Betrieb, die im Zwei-Richtungsverkehr mit einem Fahrstreifen pro Fahrtrichtung betrieben wurde. Die Geschwindigkeitsbegrenzung in dieser Tunnelröhre betrug generell 80 km/h.

Die nach Fahrzeugkategorien differenzierten Verkehrsstärken wurden sowohl durch manuelle Zählungen als auch durch kontinuierliche Videoaufzeichnungen erfasst. Die Videoaufnahmen ermöglichten eine weitere Differenzierung der Fahrzeugflotte nach Herkunftsländern (Österreich, Deutschland, sonstige EU-Länder, sonstige Nicht-EU-Länder). Kennzeichenauswertungen wurden nicht durchgeführt, so dass zur näheren Be-

schreibung der Fahrzeugkategorien statistische Bestandsdaten über die Alters- und Größenverteilungen sowie die durchschnittliche Laufleistung der Fahrzeuge herangezogen werden mussten.

Die Fahrzeuggeschwindigkeiten wurden kontinuierlich mittels Radargeräten erfasst. Die mittleren Geschwindigkeiten der Halbstundenintervalle lagen am Donnerstag, 2.10.1997 zwischen 65,2 km/h und 78,2 km/h bei einer Standardabweichung zwischen 5,2 km/h und 11,0 km/h. Die mittlere Gesamtverkehrsstärke aller 16 Halbstunden-Messintervalle lag bei ca. 470 Fahrzeugen. Dabei ist zu beachten, dass am Sonntag in Fahrtrichtung Nord ca. 150 % mehr Fahrzeuge registriert wurden als in der Gegenrichtung. Am Donnerstag dagegen wurden in Fahrtrichtung Süd erheblich mehr Fahrzeuge gezählt als in der entgegengesetzten Richtung.

Für die Modellierungen der Vergleichsemissionen wurden die Emissionsfaktoren des UBA-Handbuchs [UBA 1995] herangezogen. Über die Anteile der nicht in Österreich oder Deutschland zugelassenen Fahrzeuge und deren Auswirkungen auf die Gesamtemissionen sind in [PUCHER 1999] keine Informationen enthalten. Auch die getroffenen Annahmen über die Zusammensetzungen der jeweiligen Fahrzeugflotten sind in der vorliegenden Veröffentlichung nicht näher erläutert. Zur Berücksichtigung der Tunnellängsneigung und der richtungsabhängigen Verkehrsstärken wurden für die Fahrzeugkategorie der Pkw mittlere Korrekturfaktoren aus [UBA 1995] abgeleitet. Außerdem wurden aus zusätzlichen Untersuchungen Pkw-Korrekturfaktoren für die Hochrechnung der auf Meereshöhe bezogenen EF auf die Höhe des Messabschnitts abgeleitet. Die Korrekturfaktoren sind in Tabelle 43 zusammengefasst. Angaben über Korrekturfaktoren der restlichen Fahrzeugkategorien sind in [PUCHER 1999] nicht enthalten.

Tabelle 43: Korrekturfaktoren für Pkw-Emissionsfaktoren für Längsneigungen und Höheneinfluss, Tauern-Tunnel [PUCHER 1999]

Schadstoff	Steigungs-Korrekturfaktor	Gefälle-Korrekturfaktor	Höhen-Korrekturfaktor
CO ₂	1,309	0,795	1
CO	2,391	1,163	2,195
HC	1,424	1,320	2,092
NMHC	1,429	1,327	2,092
Benzol	1,446	1,334	2,195
NO _x	1,389	0,759	0,737
SO ₂	1,321	0,929	1

Auffällig sind die Höhen-Korrekturfaktoren von >2 für CO und die Kohlenwasserstoffe und von deutlich <1 für NO_x.

Vergleiche zwischen modellierten und gemessenen Emissionen liegen in [PUCHER 1999] für die einzelnen Halbstunden-Messintervalle vom Donnerstag, 2.10.1997 in Form von Konzentrationen [mg/m³] vor. Da die jeweils zugeordneten Verkehrsstärken und Luftvolumenströme pro Messintervall nicht vorliegen, ist eine Umrechnung in mittlere EF pro Messintervall und eine Zusammenfassung der verschiedenen Messintervalle nicht möglich. Somit sind lediglich qualitative Aussagen möglich. Die Ergebnisse der Sonntagsmessungen vom 5.10.1997 sind in [PUCHER 1999] ebenfalls nicht enthalten.

Die Vergleiche für die verschiedenen Schadstoffe zeigen gute Übereinstimmungen zwischen gemessenen und modellierten CO₂-Emissionen mit Abweichungen zwischen 5 % und 10 %. Auch die Abweichungen der mit modifizierten EF modellierten SO₂-Emissionen von den Messwerten bewegen sich in dieser Größenordnung. Die modellierten CO-Emissionen liegen dagegen um den Faktor 1 bis 1,5 über den gemessenen Emissionen. Diese Differenzen entsprechen in etwa den von den Autoren durchgeführten Höhenkorrekturen (s. Tabelle 43). Noch deutlicher fallen die Unterschiede bei den Kohlenwasserstoffen (HC) aus. Hier sind die berechneten Emissionen je nach Messintervall zwischen doppelt und sechsmal so hoch wie die modellierten Emissionen. Ein Verzicht auf die Höhenkorrektur würde auch in diesem Fall zu einer deutlichen Angleichung von modellierten und gemessenen Emissionen führen. Die gemessenen NO_x-Emissionen liegen ca. 30 - 50 %

über den modellierten. Da die Höhen-Korrekturfaktoren im Fall von NO_x kleiner als 1 sind, würde ein Verzicht auf die Höhenkorrektur auch hier zu einer Verkleinerung der aufgetretenen Differenz führen.

Die Autoren [PUCHER 1999] kommen zu dem Schluss, dass die verwendeten Höhen-Korrekturfaktoren für CO und HC zu hoch sind. Die Abweichungen bei den Stickoxiden führen die Autoren vorrangig auf zu niedrige, für die Modellierung verwendete NO_x-EF für den Schwerverkehr [UBA 1995] zurück.

7.1.6 Kiesbergtunnel Wuppertal

Vom Institut für Physikalische Chemie der BUGH Wuppertal und dem Institut für Umweltphysik der Universität Heidelberg wurden im Wuppertaler Kiesbergtunnel (L 418) im August 1997 Messungen durchgeführt [KURTENBACH 1999, BECKER 1999]. Bei dem gewählten Tunnel handelt es sich um einen ca. 1,1 km langen Verbindungsabschnitt zwischen der A 46 und dem Stadtgebiet von Wuppertal. Der Tunnel besteht aus zwei getrennten Röhren, die jeweils zwei Fahrstreifen aufweisen. Die Tunnelröhren sind selbstlüftend, werden also im Normalbetrieb nicht durch zusätzliche Gebläse belüftet. Die für die Messungen ausgewählte südöstliche Röhre mit Fahrtrichtung Wuppertal-Innenstadt weist auf den ersten 130 m eine Steigung von 3,25 % auf, die nach einem 70 m langen Übergangsstück in eine ca. 900 m lange Gefällstrecke mit einer Längsneigung von - 1,0 % übergeht. Die zulässige Höchstgeschwindigkeit am gewählten Messabschnitt beträgt 50 km/h.

Tabelle 44: Daten der Messungen im Kiesbergtunnel, Wuppertal

Messzeitraum	3.8. bis 10.8.1997
ausgewertete Messintervalle	nicht bekannt
gemessene gasförmige Schadstoffe	CO ₂ , , NO _x , NMHC, BTX, SO ₂ , N ₂ O, weitere VOC
DTV	ca. 13.000 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	ca. 7 %
mittlere Längsneigung	- 0,4 %
Höhe	ca. 150 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 60 - 75 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 60 - 75 km/h

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag in der straßennahen Erfassung von relevanten VOC-Einzelkomponenten und der Bestimmung der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Aromaten und deren Abbauprodukte über dem Stadtgebiet von Wuppertal. Zu diesem Zweck wurden u.a. im Tunnel in ca. 100 m Entfernung vor dem nordöstlichen Tunnelportal umfangreiche Messungen von VOC-Einzelkomponenten sowie von NO_x, CO₂, SO₂ und HONO (salpetrige Säure) durchgeführt. Außerdem wurden Hintergrundkonzentrationen außerhalb des Tunnels in ca. 100 m Entfernung zum nordöstlichen Tunnelportal erfasst.

Die Verkehrsstärken am betrachteten Tunnelabschnitt wurden mittels Kontaktschleifen und Videoaufnahmen differenziert für die Fahrzeugklassen "Pkw", "Lkw und LNF" und "Motorräder" kontinuierlich erfasst. Die mittlere Fahrleistungsverteilung nach diesen Fahrzeugklassen wird für Werkstage wie folgt angegeben:

Pkw: 85 % (± 4 %)
 Lkw, LNF: 14 % (± 4 %)
 MR: ≈ 1 %

Eine weitere Differenzierung der Fahrzeugflotte, z.B. durch Kennzeichenauswertungen, wurde nicht durchgeführt. Die am Messabschnitt gefahrenen Geschwindigkeiten liegen nach [BECKER 1999] ca. zwischen 50 km/h und 90 km/h. Geschwindigkeits- und Beschleunigungsmessungen wurden nicht durchgeführt. Über die Tunnelluftgeschwindigkeiten liegen bisher nur grob gemittelte Angaben für Tag (ca. 2 m/s) und Nacht (ca. 0,28 m/s) vor.

Aufgrund der bisher vorliegenden nur unpräzisen Daten über die Luftvolumenströme in der Tunnelröhre und die Gesamtlänge des Messabschnitts sowie der fehlenden Angaben über die Hintergrundmessungen ist eine Schadstoffbilanzierung, wie sie in Kapitel 7.1.1.1 beschrieben ist, bisher nicht möglich. Eine Ableitung von absoluten flottenspezifischen EF ist in den bisherigen Veröffentlichungen über die Tunnelstudie nicht durchgeführt worden. Auch ohne die Kenntnis der absoluten stoffspezifischen EF können jedoch Relationen von Emissionen verschiedener Schadstoffe aus den Konzentrationsmessungen abgeleitet werden. Unter der Voraussetzung, dass von den Verdünnungs- und Vermischungsprozessen zwischen Austritt aus dem Auspuff und der messtechnischen Erfassung die Konzentrationen aller Schadstoffe im gleichen Verhältnis beeinflusst werden, ist die Relation der gemessenen Immissionskonzentrationen gleich der Relation der unbekannteren EF.

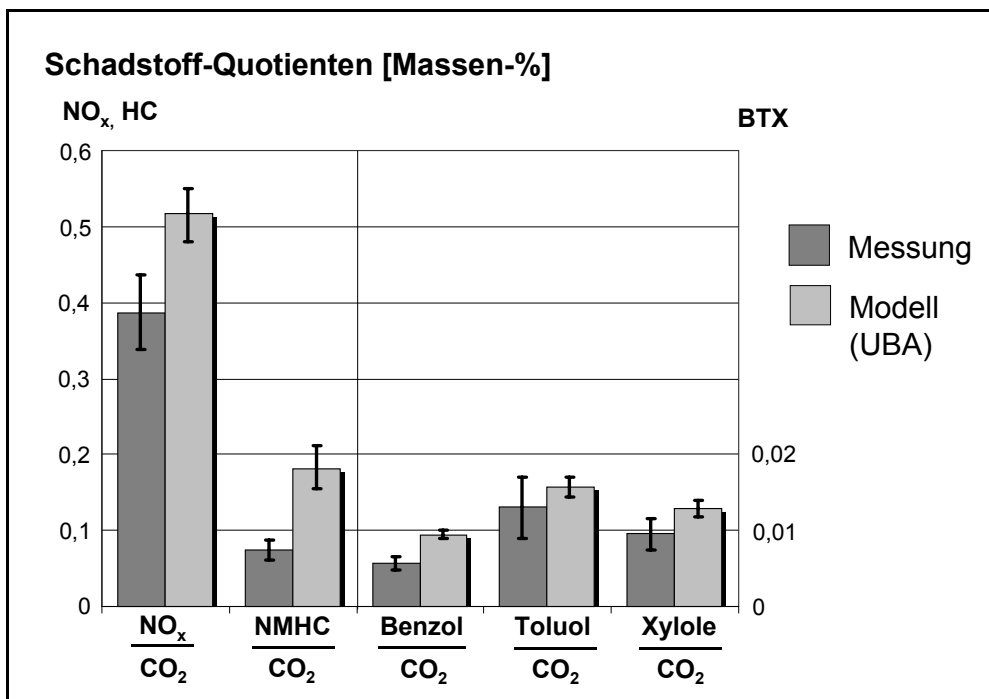


Bild 22: Kiesbergtunnel, Wuppertal - Vergleich von gemessenen mit modellierten Emissionsdaten (jeweils bezogen auf CO₂)

Das Bild 22 zeigt die Quotienten der aus allen Messintervallen gemittelten Konzentrationen der Stickoxide, Gesamt-NMHC, Benzol, Toluol und Xylole, jeweils bezogen auf die mittlere Kohlendioxid-Konzentration [KURTENBACH 1999]. Diese gemessenen Quotienten werden den modellierten Emissionsfaktoren-Quotienten gegenübergestellt. Bei den Modellierungen der EF wurde die Tunnelröhre entsprechend dem Höhenverlauf in drei emissionshomogene Abschnitte mit unterschiedlichen Längsneigungen aufgeteilt. Es wurde die Verkehrssituation für Hauptverkehrsstraßen im Außerortsbereich mit gutem Ausbaugrad und gleichmäßiger Kurvigkeit ("AO_2") aus dem UBA-Handbuch [UBA 1999] gewählt. Diese Fahrmerkmal-Kombination kommt mit einer mittleren Geschwindigkeit von 66 km/h für Pkw und LNF und von 65 km/h für den Schwerverkehr den realen Verhältnissen nach derzeitigem Kenntnisstand am nächsten. Da über die Flottenzusammensetzung keine detaillierten Informationen vorliegen, wurde die Fahrzeugklasse "Lkw, LNF" zu jeweils 50 % in 'LNF, Kleinbusse, Wohnmobile' und 'schweren Nutzverkehr, Busse' aufgeteilt. Diese Verteilung entspricht etwa den mittleren Fahrleistungsverteilungen auf Landesstraßen innerorts im Bezugsjahr 1993 in den alten Bundesländern [PALM 1996]. Für die weitere Differenzierung der Fahrzeugklassen in Fahrzeugschichten wurden die Annahmen aus dem UBA-Handbuch für den Außerortsbereich übernommen.

Kohlendioxid gilt aufgrund seiner relativ geringen Schwankungsbreiten bei unterschiedlichen Fahrmerkmalen und Fahrzeugklassen, den hohen Konzentrationen im Abgas und der sehr guten Detektierbarkeit als mit nur geringen Fehlerbandbreiten quantifizierbarer Schadstoff. Größere Abweichungen zwischen den gemessenen und den modellierten Quotienten sind daher mit größerer Wahrscheinlichkeit auf Fehler der jeweils im Zähler stehenden Schadstoff-Komponente zurückzuführen.

Die in dem Bild 22 enthaltenen Fehlerbalken beziehen sich auf die von den Autoren angegebenen Unsicherheitsbereiche bei der Einteilung der Fahrzeugflotte in drei Fahrzeugklassen. Der Vertrauensbereich, auf den sich die Fehlerangaben beziehen, sowie die Art des Fehlers (Fehler der Einzelwerte oder Fehler des Mittelwerts) sind nicht bekannt. Weitere mögliche Fehler auf Seite der gemessenen Quotienten (Messfehler) und auf Seite der modellierten Quotienten (Fahrmuster, Flottenzusammensetzung) sind bisher nicht quantifiziert worden.

Die Vergleiche zeigen für alle auf CO₂ bezogene Schadstoffe niedrigere gemessene Quotienten als modellierte. Die modellierten NO_x-Quotienten liegen um 34 % über den gemessenen. Bei den Kohlenwasserstoffen, für die EF aus dem UBA-Handbuch vorliegen, treten die geringsten Abweichungen bei Toluol (20 %) gefolgt von den Xylolen (35 %) auf. Bei diesen beiden VOC-Einzelkomponenten sind die Differenzen jedoch statistisch nicht signifikant. Deutlich höhere Unterschiede treten beim Benzol zutage mit 69 % höher modellierten Quotienten. Erhebliche Differenzen treten bei den Gesamtkohlenwasserstoffen (ohne Methan) auf. Hier liegen die ermittelten modellierten Quotienten um 142 % über den gemessenen. Allerdings beruhen die beiden Vergleichswerte auf unterschiedlichen Messmethoden: Während die Tunnelmesswerte aus der Summe der gemessenen Einzel-VOC-Komponenten ermittelt worden sind, beruhen die NMHC-Daten der auf Prüfständen ermittelten EF auf Summenmessungen mittels Flammenionisationsdetektor (FID), so dass zumindest ein Teil der ermittelten Differenzen vermutlich messmethodisch bedingt ist.

Weitere gemessene auf CO₂ bezogene Konzentrationsquotienten liegen für Lachgas (N₂O) und Schwefeldioxid (SO₂) vor. Beim N₂O liegen die modellierten Quotienten 137 % über den gemessenen. Die derzeit vorliegenden N₂O-EF [UBA 1999] beruhen auf sehr groben Annahmen, die eine Differenzierung nach Fahrmustern oder Fahrzeug-Größenklassen nicht zulassen. Beim SO₂ sind die modellierten EF-Quotienten um den Faktor 85 (!) größer als die gemessenen Konzentrationsquotienten. Hier liegt entweder ein erheblicher systematischer Fehler bei den Tunnelmessungen vor oder die derzeit vorliegenden EF bedürfen dringend einer Aktualisierung, z.B. Anpassung an die reduzierten Schwefelgehalte in den verschiedenen Treibstoffsorten.

7.1.7 Arisdorftunnel

Die Carbotech AG, Basel, hat im Herbst 1999 im Arisdorfer Autobahntunnel Untersuchungen durchgeführt [SCHLÄPFER 2000]. Der Arisdorftunnel gehört zur Schweizer A 2 und liegt zwischen Basel und Olten. Auf einer Länge von 1333 m weist er zwei richtungsgetrennte zweispurige Röhren auf. Die Richtung Basel führende Oströhre weist eine konstante Steigung von 2,7 % auf, die Weströhre ein entsprechendes Gefälle. Die Fahrzeug-Geschwindigkeit ist auf 80 km/h limitiert. Die Messquerschnitte in den Tunnelröhren lagen 400 m (Oströhre) bzw. 933 m (Weströhre) vom jeweiligen Einfahrtsportal entfernt. Gemessen wurde in der Oströhre von Samstag, 30.10.99, bis Freitag, 5.11.99 und in der Weströhre von Samstag, 6.11.99, bis Freitag, 12.11.99. Vor dem nördlichen Tunnelportal befindet sich eine automatische Dauerzählstelle. Für die 1. Messperiode ergab sich eine DTV von 20.256 Fahrzeugen pro Tag (Lkw-Anteil: 14 %), für die 2. Messperiode eine DTV von 16.665 Fahrzeugen pro Tag (Lkw-Anteil: 16%) und Röhre.

An den Tunneleingangsportalen wurden keine Konzentrationsmessungen durchgeführt. Für die Bilanzierungen konnten daher keine Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt werden. Die aus den Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren werden somit tendenziell überschätzt. Darüber hinaus wurden zeitweise Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Untersuchungen über die Flottenzusammensetzungen (Kennzeichenauswertungen) fanden nicht statt. Die Strömungsgeschwindigkeit in der Oströhre (1. Messperiode) wurde kontinuierlich mit einem festinstallierten FLOWSICK-Gerät gemessen. Die Strömungsgeschwindigkeit in der Weströhre (2. Messperiode) wurde dagegen rechnerisch ermittelt. Die wichtigsten Daten der Messkampagne enthält Tabelle 45.

Tabelle 45: Daten der Messungen im Arisdorftunnel, Schweiz

Messzeitraum	30.10. bis 12.11.1999
ausgewertete Messintervalle (1 h)	ca. 120
gemessene gasförmige Schadstoffe	SO ₂ , NO _x , CO, BTX, PAK
DTV (pro Röhre)	ca. 22.000 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	Werktage: ca. 19 % Wochenende: ca. 4 %
mittlere Längsneigung	+ 2,7 % / - 2,7 %
Höhe	ca. 300 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 86 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 83 km/h

Aus den Messdaten wurden EF auf stündlicher Basis abgeleitet. Dabei wurden nur Stunden mit einer Verkehrsstärke von mehr als 1000 Fahrzeugen / h berücksichtigt. Die modellierten EF wurden dem UBA-Handbuch der Version 1.2 [UBA 1999] für das Bezugsjahr 1999, Längsneigungen von + / - 3,0 % und die Verkehrssituation AB-80 entnommen. Die gewählte Verkehrssituation basiert auf mittleren Geschwindigkeiten von 87 km/h für Pkw und von 77 km/h (Gefälle) bzw. 62 km/h (Steigung) für Lkw. Damit liegen die für die Modellierungen angenommenen Lkw-Geschwindigkeiten deutlich unterhalb der gemessenen (83 km/h). Für die Flottenzusammensetzungen wurden die im UBA-Handbuch enthaltenen, für die Schweiz gemittelten Anteile verwendet.

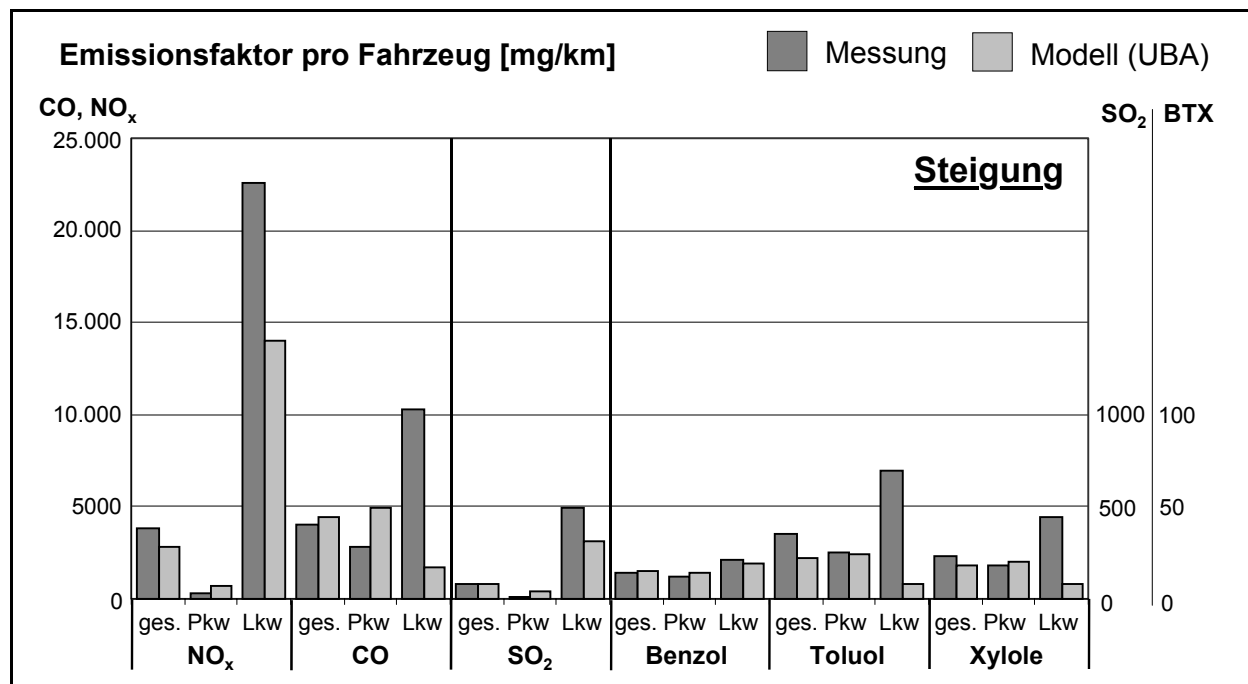


Bild 23: Arisbergtunnel, A2 Schweiz - östliche (ansteigende) Tunnelröhre - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

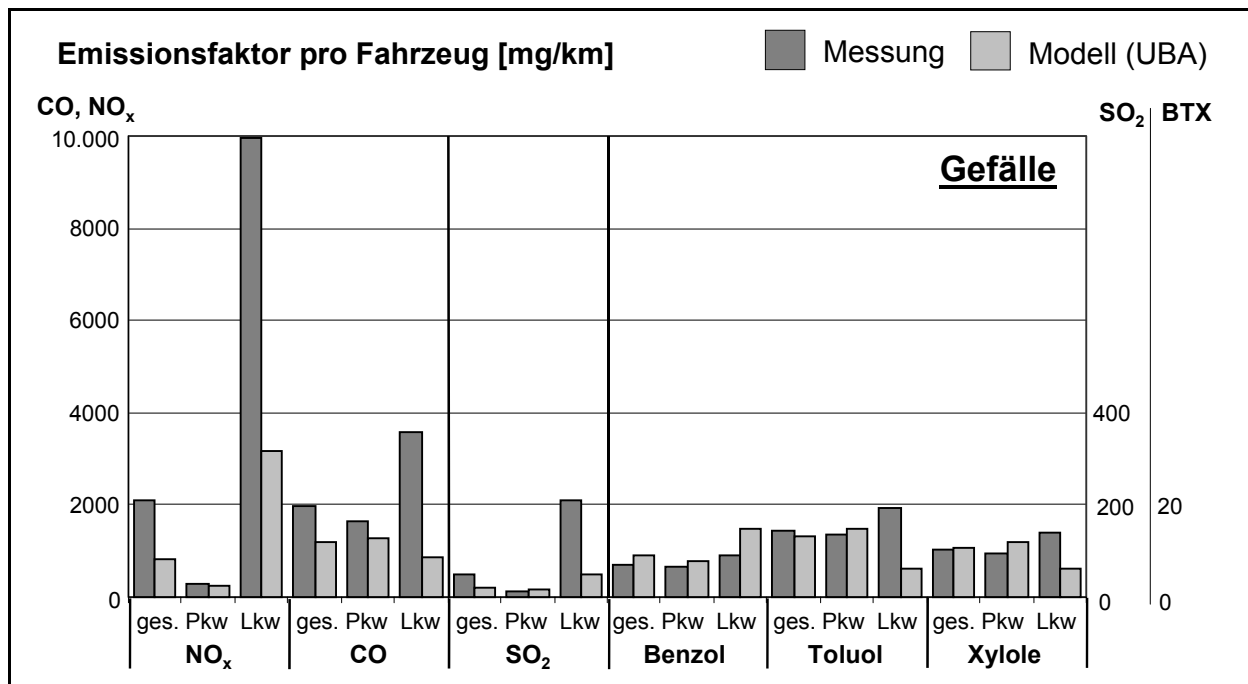


Bild 24: Arisbergtunnel, A2 Schweiz - westliche (abfallende) Tunnelröhre - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

Die Bilder 23 und 24 zeigen die Vergleiche zwischen den aus den Messungen abgeleiteten und den Modell-EF für die ansteigende (Bild 23) und für die abfallende (Bild 24) Tunnelröhre, jeweils für die gesamte Fahrzeugflotte und differenziert für Pkw und Lkw. Die Autoren geben keine Fehlerbandbreiten der gemittelten, aus den Messungen abgeleiteten EF an. Erwartungsgemäß liegen im Vergleich zur abfallenden Röhre sowohl die Mess- als auch die Modell-EF in der ansteigenden Röhre deutlich höher. Die Übereinstimmungen zwischen Mess- und Modell-EF sind bezogen auf die gesamte Fahrzeugflotte bei der ansteigenden Röhre besser. Jedoch treten hier deutlich gegensätzlich ausgeprägte Tendenzen zwischen Pkw und Lkw auf. Während die Mess-EF bei den Pkw bei allen Schadstoffen unter den Modell-EF liegen, werden bei den Lkw die realen EF (außer bei Benzol) durch das Modell z.T. erheblich unterschätzt.

Die größten Überschätzungen der realen EF treten bei den Pkw in der ansteigenden Röhre bei SO₂ (+ 490 %), bei NO_x (+ 120 %) und bei CO (+ 75 %) auf. Die größten Unterschätzungen finden sich bei den Lkw in der ansteigenden Röhre bei Toluol (- 88 %), CO (- 84 %) und bei den Xylolen (- 82 %). Auch die Stickoxid-EF der Lkw werden mit - 38 % (Anstieg) und mit - 76 % (Gefälle) durch das Modell deutlich unterschätzt. Die besten Übereinstimmungen mit Abweichungen unter 20 % treten bei den Pkw und den Schadstoffen Benzol, Toluol und Xylol in beiden Röhren auf.

Beim Leichtverkehr liegen die gemessenen EF bei der ansteigenden Tunnelröhre deutlich unter den modellierten EF. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass in Fahrtrichtung Nord unmittelbar vor der Tunneleinfahrt eine Geschwindigkeitsbegrenzung auf 80 km/h gültig wird. Dies führt dazu, dass die Motorlast der in den Tunnel einfahrenden leichten Fahrzeuge abrupt reduziert wird und auf der relativ kurzen Messstrecke im Tunnel von 400 m trotz ansteigender Fahrbahn nicht wieder erhöht wird, was entsprechend geringe Emissionsraten mit sich bringt.

7.1.8 Plabutschunnel

Der Plabutschunnel liegt im Westen von Graz (Österreich) als Teil der Pyhrnautobahn (A 9) und weist eine Länge von 9755 m auf. Er besteht aus einer Röhre mit zwei Fahrstreifen und wird in zwei Fahrtrichtungen (Gegenverkehrstunnel) betrieben. Der Tunnel steigt von beiden Tunnelportalen aus mit einer Längsneigung von ca. 1 % an, wobei sich der höchste Punkt in ca. 4000 m Entfernung zum Nordportal befindet. Der gesam-

te Tunnel befindet sich auf einer Höhe zwischen 350 und 400 müNN. Das Lüftungssystem ist als Vollquerlüftung ausgeführt und ist in fünf Längsabschnitte unterteilt. Die Be- und Entlüftung erfolgt über zwei Schächte mit Belüftungskavernen und über die beiden Tunnelportale. Messungen wurden von der TU Graz im Zeitraum zwischen Oktober 1998 und Mai 1999 durchgeführt [RODLER 2000], wobei nur die Ergebnisse der zweiten Messkampagne in den Vergleich zwischen Mess- und Modell-EF einfließen. Die Tabelle 46 enthält die Daten des Messprojekts.

Tabelle 46: Daten der Messungen im Plabutschtunnel, Graz

Messzeitraum	29.4. bis 23.5.1999
ausgewertete Messintervalle (15 min)	ca. 1400
gemessene gasförmige Schadstoffe	CO, NO _x , THC, Benzol, Toluol
DTV	Werktage: ca. 22.000 Kfz/d Wochenende: ca. 15.000 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	Werktage: ca. 22 % Wochenende: ca. 7 %
mittlere Längsneigung	0 %
Höhe	ca. 350 - 400 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	ca. 73 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	ca. 73 km/h

Die Hintergrundkonzentrationen wurden nicht kontinuierlich erfasst. Stattdessen wurde pro Schadstoff ein konstanter Wert angenommen. Wie diese konstanten Hintergrundbeiträge ermittelt worden sind, geht aus [RODLER 2000] nicht hervor. Die Verkehrsstärken getrennt nach Pkw und Lkw werden im Plabutschtunnel kontinuierlich mit automatischen Zählstellen im Abstand von 848 m erfasst. Zusätzlich wurden an drei Tagen manuelle Verkehrszählungen durchgeführt, um die Fahrzeugklassen Pkw und Lkw nach Fahrzeugkategorien zu differenzieren. Kennzeichenauswertungen zur weiteren Differenzierung in Fahrzeugschichten wurden nicht durchgeführt. Die Luft-Volumenströme im Tunnel sind durch die Leistungen der Axialventilatoren bestimmt. Ein SF₆-Tracergasexperiment ergab für den experimentell ermittelten Volumenstrom eine Abweichung von < 5 % im Vergleich zu den technischen Lüfterfördermengen.

Das Fahrverhalten im Tunnel wurde durch drei Messfahrten an einem Freitag Nachmittag ermittelt. Bei fließendem Verkehr wurden Geschwindigkeiten zwischen 58,6 km/h und 85,5 km/h gemessen. Die mittlere Geschwindigkeit lag bei 73,1 km/h. Die Beschleunigungen lagen zwischen - 0,8 m/s² und + 1,0 m/s², im Mittel bei 0,0 m/s².

Für die Modell-EF wurde vom Autor einheitlich für alle auftretenden Verkehrssituationen die definierte Verkehrssituation "AB_80_gebunden" gewählt. Die mittleren Geschwindigkeiten für diese Modellsituation liegen bei 85 km/h (Pkw) und bei 77,8 km/h (Lkw). Darüber hinaus wurden vom Autor weitere, benachbarte Modell-Verkehrssituationen durchgerechnet, um den Einfluss der unpräzisen Abgrenzungen der Modell-Verkehrssituationen zu quantifizieren. Bezogen auf die EF wurden dabei Abweichungen von ca. 10 % und darunter ermittelt. Bei den Berechnungen wurde die alte Version des UBA-Handbuchs [UBA 1995] in der österreichischen Variante 1.1A verwendet.

Die Vergleiche zwischen den mittleren Mess- und Modell-EF (Bild 25) zeigen bei CO gute Übereinstimmungen. Auch die NO_x-EF der Pkw liegen dicht beieinander. Signifikante Abweichungen treten dagegen bei den Lkw-NO_x-EF auf. Hier liegt der gemessene EF um ca. 60 % über dem aus dem UBA-Handbuch. Gegenläufige Tendenzen zwischen Pkw und Lkw ergeben sich bei den Gesamt-Kohlenwasserstoffen. Während die Modell-EF bei den Lkw im Vergleich zu den Mess-EF mehr als doppelt so hoch liegen (+ 130 %), ist das Ergebnis bei den Pkw genau umgekehrt (-37 %). Ein ähnliches Bild ergibt sich beim Benzol. Hier liegen die Mess-EF bei den Pkw ca. 30 % über und bei den Lkw ca. 28 % unter den Modell-EF. Die Toluol-Emissionen werden vom Modell sowohl bei den Pkw (- 68 %) als auch bei den Lkw (- 70 %) erheblich unterschätzt.

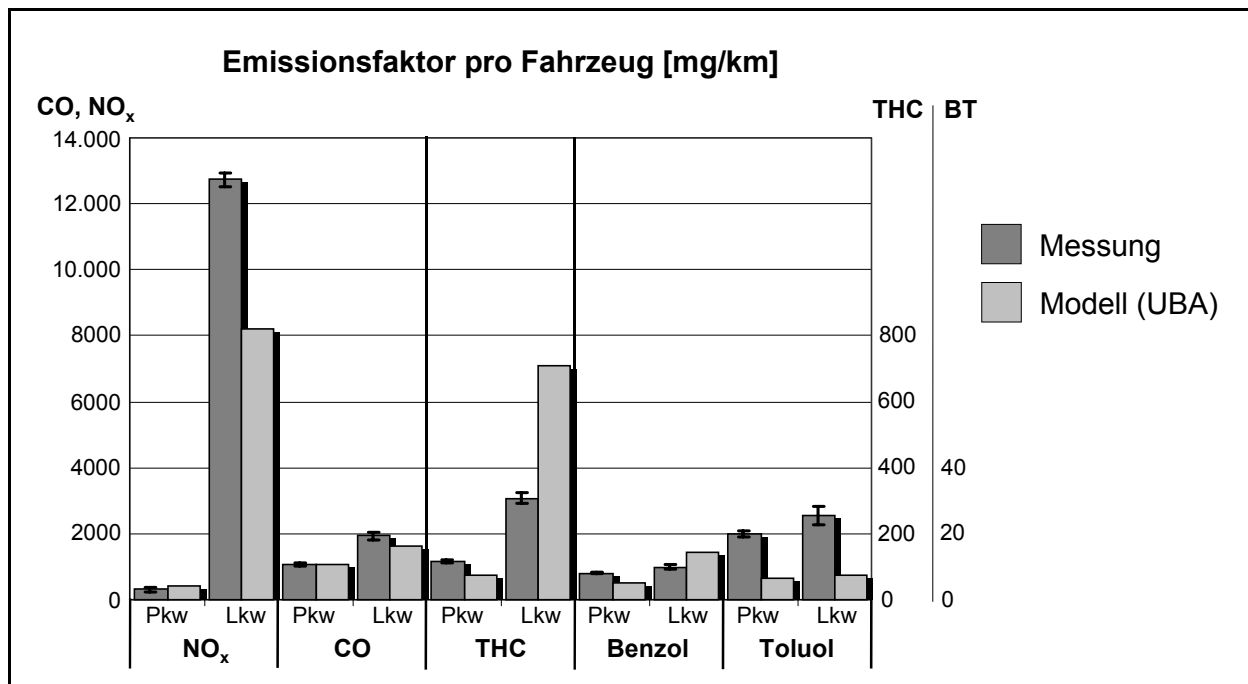


Bild 25: Plabutschtunnel, A9 Graz - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

An der TU Graz wurde ein alternatives Modell zur Emissionsberechnung von Fahrzeugen des Leicht- und des Schwerverkehrs entwickelt, das auf Prüfstandsmessungen neuerer Fahrzeugschichten (EURO 1 und EURO 2) beruht. Vergleiche von Ergebnissen dieses Modells mit den EF des UBA-Handbuchs zeigen, dass speziell bei den NO_x-Emissionen des Schwerverkehrs größere Abweichungen auftreten. Für Fahrzeugschichten der 80er Jahre bestehen noch relativ gute Übereinstimmungen. Dagegen liefert das Modell der TU Graz für SNF ab EURO 1 durchwegs höhere Werte. Die NO_x-Abminderung moderner Emissionsstufen wurde im UBA-Handbuch zu positiv abgeschätzt. Die bei der Erstellung des UBA-Handbuchs prognostizierten EF für EURO 1 - und EURO 2 - Fahrzeuge sind somit systematisch zu niedrig.

7.1.9 Tiefgaragenmessungen München

In zwei Tiefgaragen in München (ein Verwaltungsgebäude und ein Krankenhaus) wurden unter der Leitung der FH Mainz 1998 an insgesamt drei Tagen kontinuierliche Messungen der Schadstoffkonzentrationen in den Abluftkanälen der Tiefgaragen durchgeführt [ZENGER 1998, 1999a, 1999b]. Es wurden jeweils Anzahl und die Antriebs- und Schadstoffminderungskonzepte der ein- und ausfahrenden Pkw und der jeweils in der Tiefgarage abgestellten Fahrzeuge erfasst. Die mittleren Fahrtlängen wurden in der Tiefgarage des Verwaltungsgebäudes mit 185 m und in der Krankenhaus-Tiefgarage mit 110 m bestimmt. Die Messungen der Hintergrundkonzentrationen erfolgten in den Zuluftkanälen bzw. vor den Lüftungsöffnungen außerhalb der Tiefgarage. Die wichtigsten Daten der beiden Messkampagnen enthält Tabelle 47.

Die Luftwechselraten der Tiefgaragen (Häufigkeit des vollständigen Luftaustauschs pro Zeiteinheit) wurden mittels SF₆-Tracergas-Messungen ermittelt. Nach Freisetzung des Tracers konnte jeweils eine homogene Verteilung über die gesamten Garagenbereiche festgestellt werden, was auf eine ebenfalls weitgehend homogene Verteilung der emittierten Luftschadstoffe in beiden Tiefgaragen schließen lässt. Die Luftwechselraten wurden aus den Abklingkurven der SF₆-Konzentrationen in den Abluftkanälen bestimmt. Beide Tiefgaragen wurden mechanisch belüftet. Der Ventilations-Volumenstrom der Garagen wurde jeweils durch Multiplikation der Luftwechselrate mit dem Gesamt-Luftvolumen der Garage ermittelt. Bei den Berechnungen der mittleren EF geht [ZENGER 1999b] von über den Messzeitraum konstanten Belüftungsverhältnissen in den Tiefgaragen aus.

Tabelle 47: Daten der Messungen in Münchner Tiefgaragen

Messzeitraum	Mai und November 1998
auswertbare Messintervalle (10 min)	ca. 300
gemessene gasförmige Schadstoffe	CO, NO _x , HC, Benzol (1/2 h)
Zu- und Ausfahrten pro Tag	ca. 500
Anzahl der Stellplätze	240 bzw. 320
mittlerer Anteil Schwerverkehr	0 %
mittlere Längsneigung	0 %
Höhe	ca. 530 müNN
mittlere Geschwindigkeit	ca. 13 km/h

Die Tiefgarage des Verwaltungsgebäudes (TG1) ist sehr stark vom Berufsverkehr geprägt. Es wurden zwei ausgeprägte Verkehrsspitzen (einfahrende Pkw am Vormittag, ausfahrende Pkw am späten Nachmittag) festgestellt. Zwischen den beiden Spitzen fanden sowohl tags als auch nachts nur sehr wenige Fahrzeugbewegungen statt. Durch eine Trennung der Messintervalle in verschiedene tageszeitliche Abschnitte wurden jeweils mittlere Emissionsfaktoren für einfahrende Fahrzeuge mit betriebswarmem Motor und für ausfahrende Fahrzeuge mit kaltem bzw. kühlem Motor abgeleitet. Für Kohlenwasserstoffe und Benzol wurden darüber hinaus Verdampfungsfaktoren für Heiß-/Warmabstellen und für Tankatmung in das Emissionsmodell einbezogen. Die Tiefgarage des Krankenhauses (TG2) weist dagegen aufgrund der flexibleren Arbeitszeiten der Angestellten und des Besucherverkehrs eine weitaus gleichmäßigere Verteilung der Fahrzeugbewegungen auf. Belastbare Warm-EF und Tankatmungsemissionen konnten deshalb aus dieser Messkampagne nicht abgeleitet werden.

Für die Modellierung der Vergleichsemissionen wurde die EF-Datenbasis des TÜV Rheinland verwendet, die auch die Grundlage des UBA-Handbuchs [UBA 1999] bildet. In der Tiefgarage des Verwaltungsgebäudes wurde aus drei Testfahrten eine mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit von ca. 13 km/h bei einem Standanteil von unter 10 % ermittelt. Die Flottenzusammensetzung der in der Verwaltungs-Tiefgarage abgestellten Fahrzeuge wurde durch Kennzeichenauswertungen differenziert nach Fahrzeugkonzepten erfasst [ZENGER 1999c]. Die Ergebnisse der Untersuchungen der verkehrstechnischen Parameter aus der Tiefgarage des Verwaltungsgebäudes wurden auch bei den Emissionsmodellierungen der Krankenhaus-Tiefgarage (TG2) verwendet.

Aufgrund der kurzen Fahrlängen in den Tiefgaragen sind hauptsächlich die Kaltstartzuschläge für die HC- und CO-Gesamtemissionen relevant. In Bild 26 sind die Ergebnisse der Vergleiche zwischen gemessenen und modellierten EF zusammenfassend für beide Tiefgaragenmessungen dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich nur auf die abfahrenden Fahrzeuge, enthalten also zusätzlich zu den Warmemissionen Kaltstartzuschläge, jedoch keine Verdampfungsemissionen. Die gemessenen und modellierten Ergebnisse aus beiden Untersuchungen wurden jeweils gemittelt. Die Fehler der gemessenen Emissionen werden von [ZENGER 1999b] pauschal für alle gasförmigen Schadstoffe mit Variationskoeffizienten von 20 % (TG1) bzw. 25 % (TG2) angegeben. Die hauptsächlichsten Fehlerquellen sind Unsicherheiten bei der Ermittlung der Luftwechselrate, der mittleren Fahrstrecken und der Schadstoffkonzentrationen. Darüber hinaus treten insbesondere bei TG2 Fehler bei der Ermittlung des Garagenvolumens in der Größenordnung von ± 15 % auf. Für die aus beiden Untersuchungen gemittelten gemessenen EF ergeben sich somit relative Fehler von ca. 16 - 17 %. Die Modellierungen der Kaltstartzuschläge wurden zu 100 % auf das FM 1 bezogen, da für andere in Frage kommende Fahrmuster (z.B. Stop + Go) derzeit keine Kaltstart-EF verfügbar sind. Über die Annahmen über die verkehrstechnischen Parameter (Standzeitenverteilung, Tagesgang der Starts, Fahrtweitenverteilung vor dem Abstellen) und des Temperaturtagesgangs, die zur Modellierung der Kaltstartzuschläge notwendig sind, sind in [ZENGER 1998, 1999b] keine Informationen und Fehlerbandbreiten angegeben.

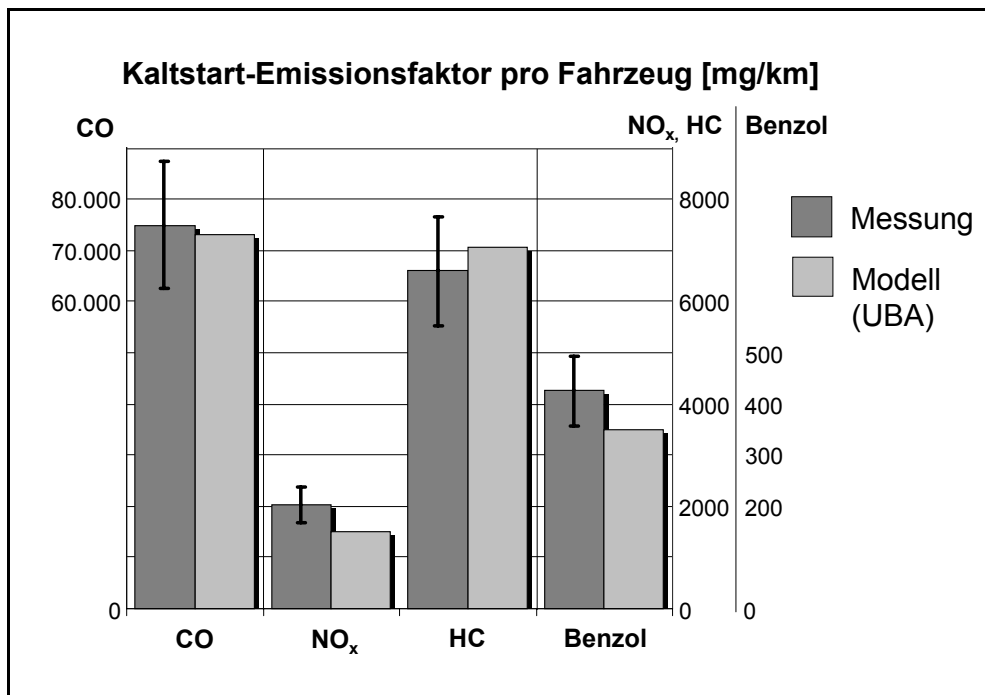


Bild 26: Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF für abfahrende Fahrzeuge incl. Kaltstartzuschläge (TG1 und TG2)

Die Vergleiche zeigen für alle Schadstoffe gute Übereinstimmungen der gemessenen und der vorab durch Modellierungen ermittelten mittleren EF. Für die modellierten Daten ergeben sich bei CO leichte Minderbefunde (- 2,7 %) und bei HC leichte Mehrbefunde (+ 6,8 %), die jedoch beide aufgrund der relativ hohen Fehlerbandbreiten der gemessenen EF statistisch nicht signifikant sind. Etwas größere Minderbefunde sind bei Benzol (- 17,6 %) und NO_x (- 25,9 %) feststellbar, wobei vermutlich - unter Einbeziehung möglicher zusätzlicher Fehler der modellierten Emissionen - nur die Abweichungen bei den Stickoxiden statistisch signifikant sind. Diese guten Übereinstimmungen überraschen, berücksichtigt man, dass für das eigentliche Fahrverhalten von Pkw in Tiefgaragen keine Fahrmuster mit entsprechenden Modell-EF verfügbar sind und das für die Vergleichsmodellierungen verwendete Fahrmuster aus einer für innerörtliche Nebenstraßen typischen Verkehrssituation abgeleitet worden ist. Außerdem sind die auftretenden Schadstoffkonzentrationen in den Tiefgaragen und somit auch die Anreicherungsfaktoren vergleichsweise gering. Die im Abluftkanal gemessenen Konzentrationen waren zu den Verkehrsspitzenzeiten nur etwa zehnmal so groß wie die Konzentrationen im Zuluftkanal.

Im Vergleich zu den EF abfahrender Fahrzeuge mit kaltem Motor sind die EF ankommender Pkw mit warmem Motor für HC und CO, wie in Bild 27 dargestellt, um etwa einen Faktor 8 - 10 niedriger. Warm-EF konnten nur aus den Messungen in der TG1 abgeleitet werden, da nur in dieser Tiefgarage entsprechende Zeiträume vorhanden waren, die nicht von abfahrenden Fahrzeugen und deren Kaltstartemissionen dominiert wurden. Als Fahrmuster für die Modellierung der Warmemissionen wurde von [ZENGER 1998] eine Linearkombination des Staufahrmusters für den Innerortsbereich ("Stop + Go, IO") und des Fahrmusters für städtische Nebenstraßen ("FM 1") im Verhältnis 20 (Stop + Go, IO) zu 80 (FM 1) verwendet. Diese Linearkombination stimmt bezüglich der Parameter mittlere Geschwindigkeit (15,9 km/h) und Standanteil (15 %) am besten mit der in der Verwaltungs-Tiefgarage (TG1) ermittelten Fahrcharakteristik überein.

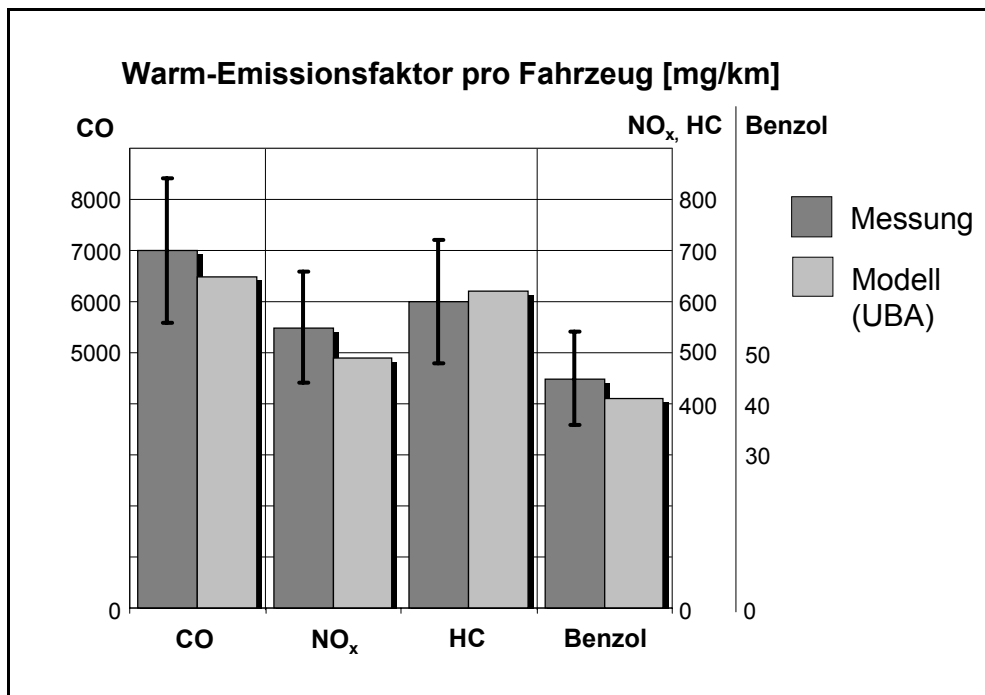


Bild 27: Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF für ankommende Fahrzeuge mit warmem Motor (TG1)

Die Vergleiche zeigen für alle gasförmigen Schadstoffe gute Übereinstimmungen zwischen gemessenen und modellierten Emissionen. Die Abweichungen der mittleren EF liegen zwischen + 3,3 % (HC) und - 10,9 % (NO_x). Alle quantifizierten Differenzen sind aufgrund der relativ hohen Fehlerbandbreiten der gemessenen EF statistisch nicht signifikant. Die dargestellten Fehler sind wiederum im wesentlichen auf ungenaue Bestimmungen der Luftwechselrate und auf unpräzise Messungen der Schadstoffkonzentrationen (Messgeräte) zurückzuführen. Die Variationskoeffizienten, die sich aus den Mittelungen der Ergebnisse aus den einzelnen Messintervallen (10 min) ergeben sind trotz der relativ geringen Verkehrsstärken aufgrund der großen Anzahl der ausgewerteten Messungen vergleichsweise gering und werden von [ZENGER 1998] mit ca. 5 % angegeben.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die für die Modellierung gewählte Linearkombination der Fahrmuster "FM 1" und "Stop + Go, IO" im Verhältnis 80:20 relativ willkürlich erfolgte. Sensitivitätsuntersuchungen von [ZENGER 1998] für veränderte Kombinationen von z.B. 90:10 ergaben bei einer mittleren Geschwindigkeit von 17 km/h für CO, HC und Benzol ca. 16-19 % niedrigere EF. Bei einem Verhältnis von 70:30 und einer mittleren Geschwindigkeit von 14,6 km/h folgten im gleichen Verhältnis höhere EF. Die Variante 90:10 führt bei CO und Benzol, die Variante 70:30 bei HC zu größeren Abweichungen zwischen Messung und Modell. Aber auch bei diesen Variationen der Modellwerte können die Übereinstimmungen noch als gut bezeichnet werden. Die NO_x-EF blieben in beiden Fällen nahezu unverändert.

Die gemessenen Verdampfungs-EF (Bild 28) für Heiß-/Warm-Abstellverluste stimmen für die Gesamtkohlenwasserstoffe (HC) innerhalb der relativ hohen Fehlerbandbreiten (ca. 25 % - 33 %) gut mit den Modellergebnissen überein. Die niedrigeren Werte in der Krankenhaus-Tiefgarage (TG2) sind vermutlich auf den hier durch den Besucherverkehr verursachten stark erhöhten Anteil von Abstellvorgängen mit relativ kurzen Aufenthaltsdauern (< 2 h) zurückzuführen. Die Modellrechnungen basieren dagegen auf der Annahme, dass alle in der Tiefgarage geparkten Fahrzeuge eine minimale Abstellzeit von zwei Stunden aufweisen und somit die pro Abstellvorgang nahezu höchstmögliche Menge an Kohlenwasserstoffen freigesetzt wird. Beim Benzol sind die Messwerte im Vergleich zum Modell ca. doppelt so hoch, was möglicherweise auf einen im Vergleich zum Bundesdurchschnitt deutlich erhöhten Benzolgehalt im Kraftstoff in der Region München zurückzuführen ist.

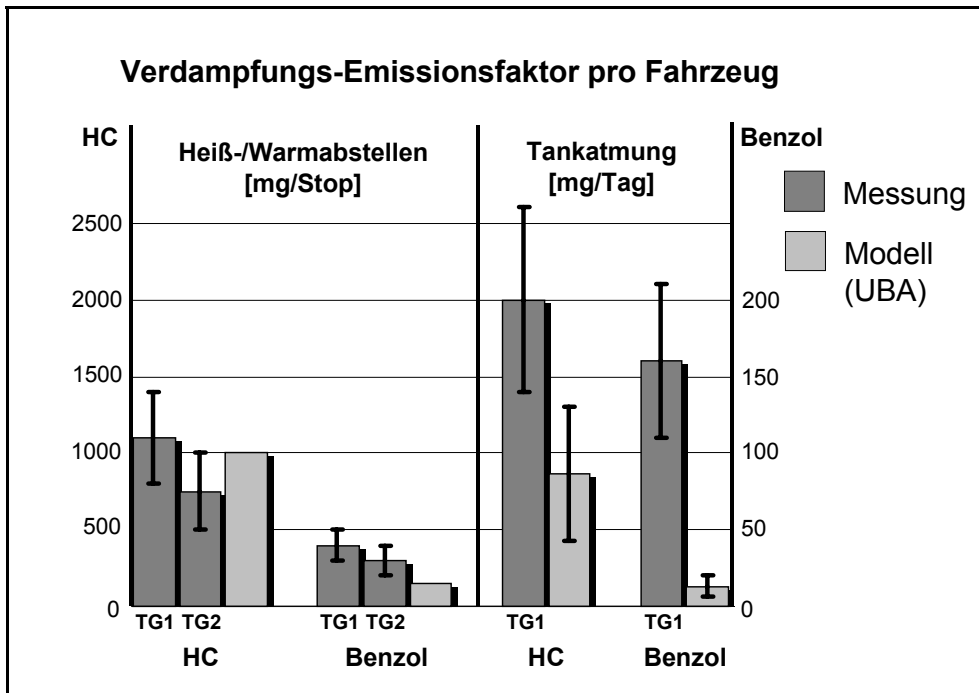


Bild 28: Tiefgaragenmessungen, München - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten Verdampfungs-EF

Die ebenfalls in dem Bild 28 dargestellten Tankatmungs-EF konnten nur für die Tiefgarage des Verwaltungsgebäudes (TG1) abgeleitet werden, da aufgrund des über den Tagesgang gleichmäßig verteilten Verkehrsstroms in der Krankenhaus-Tiefgarage die Tankatmungsemissionen von den Heiß-/Warmabstellemissionen und den Kaltstartemissionen weitgehend überdeckt wurden. Die gemessenen Tankatmungs-Verdampfungsemissionen von 2 g/(dPkw) für HC bzw. 0,16 g/(dPkw) für Benzol sind deutlich höher als die modellierten (Faktor 2 - 5 bei HC und 8 - 25 bei Benzol). Diese gravierenden Unterschiede werden vermutlich durch offene Stellen an den Kraftstoffanlagen einiger abgestellter Fahrzeuge verursacht. Bei diesen Fahrzeugen kommt es dabei nicht unbedingt zu einem Austritt des Kraftstoffs durch Leckagen, da bei den Messungen während der Nachtstunden, in der die Tiefgarage nicht belegt war, keine erhöhten Kohlenwasserstoffkonzentrationen festgestellt werden konnten.

Die Unsicherheiten der modellierten Tankatmungs-EF ergeben sich aus den jahreszeitlichen Unterschieden der täglichen Temperaturschwankungen [ZENGER 1998], wobei unklar bleibt, warum für die Modellierungen nicht die tatsächlichen gemessenen täglichen Temperaturunterschiede verwendet worden sind. Wie die Anpassung der Verdampfungs-EF an die verkehrstechnischen Verhältnisse in den Tiefgaragen (Fahrweitenverteilung vor dem Abstellen, Verteilung der Abstellzeiten, Anteile der Pkw mit/ohne AKF) erfolgte, wird von den Autoren ebenfalls nicht näher erläutert.

7.2 Messungen an offenen Straßenabschnitten (Freilandmessungen)

Auch an offenen Straßenabschnitten ist durch Immissionsmessungen in unmittelbarer Straßennähe die Ermittlung von mittleren Flottenemissionsfaktoren und nach Fahrzeuggruppen differenzierten EF möglich. Voraussetzungen für ein solches Vorgehen ist die im vertikalen Profil vollständige messtechnische Erfassung der Abluffahne, die exakte Kenntnis der Ausbreitungsvorgänge der vom Straßenverkehr emittierten Schadstoffe und der Hintergrundkonzentrationen. (Luv-Konzentrationen). Im Vergleich zu den Tunnelmessungen kommt eine deutlich größere Anzahl von Straßenabschnitten mit unterschiedlichen Verkehrs-Charakteristiken für die experimentelle Ermittlung von realen Emissionsfaktoren in Frage. Prinzipiell geeignete Abschnitte sind solche mit möglichst geradem, ausreichend langem, homogenem Streckenverlauf und möglichst freier An- und Abströmung (keine Randbebauung oder hoher Bewuchs).

7.2.1 Grundprinzipien der Freilandmessungen

In dem Bild 29 ist vereinfacht das Prinzip der Ermittlung von mittleren EF aus Freilandmessungen skizziert. Bei idealerweise senkrechter Anströmung des Abschnitts mit gleichförmiger Windgeschwindigkeit verteilen sich die von den Fahrzeugen des untersuchten Streckenabschnitts emittierten Schadstoffe in einer nach Lee gerichteten Abluftfahne, deren Oberkante am Punkt x_2 die Höhe H aufweist. Die Schadstoffkonzentrationen c_i innerhalb der Abluftfahne sind dabei nicht über das gesamte Vertikalprofil konstant sondern nehmen i.d.R. nach oben hin ab. In die Ermittlung der Verdünnungsvorgänge zwischen Emission und Immissionsmessung fließt die Windgeschwindigkeit v ein, die aufgrund der Bodenrauigkeit von unten nach oben zunimmt, also ebenfalls ein Vertikalprofil aufweist.

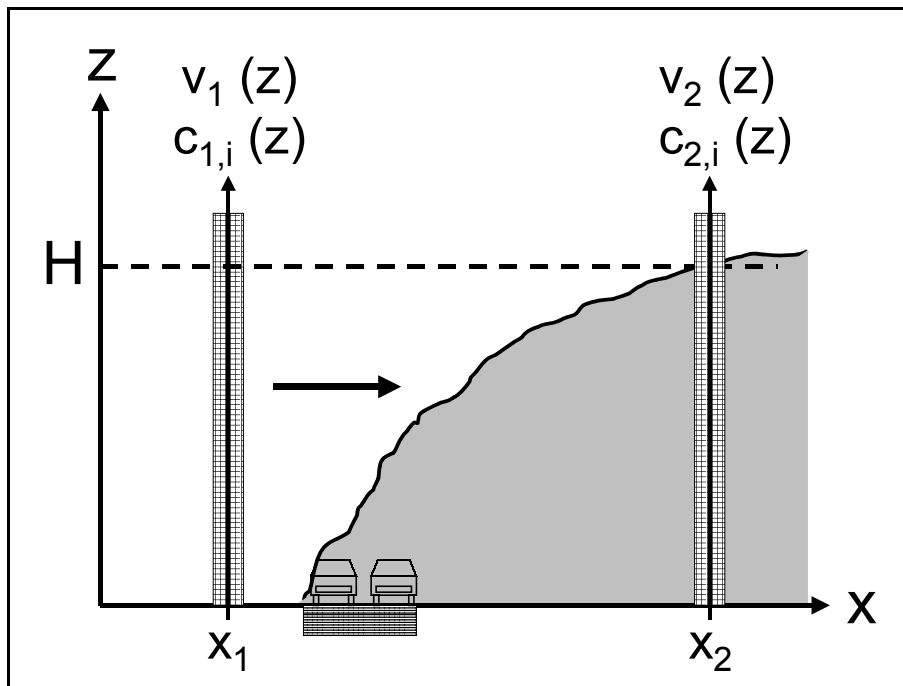


Bild 29: Prinzipskizze Freilandmessungen

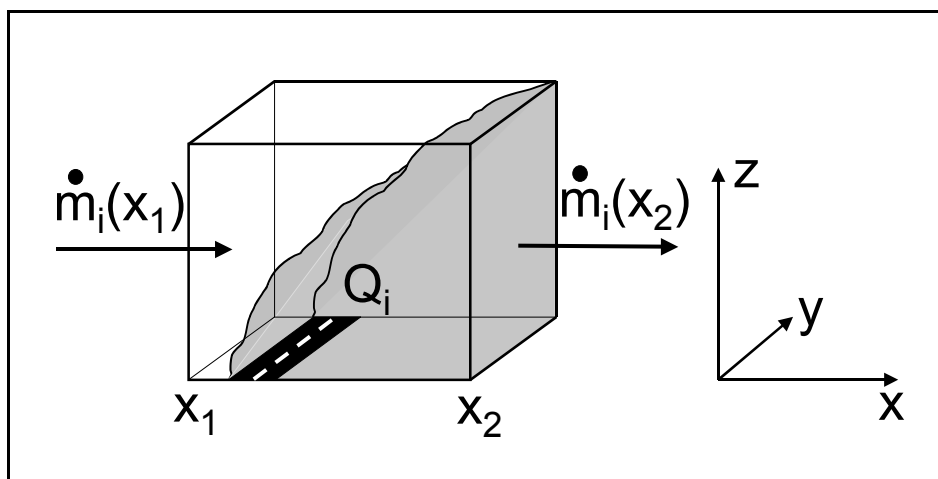


Bild 30: Schadstoffbilanzierung Freilandmessungen (Boxmodell)

Zur Bilanzierung der Schadstoffmassenströme wird wiederum ein Boxmodell verwendet, dessen Grundlagen in Bild 30 dargestellt sind. Dabei wird zunächst vorausgesetzt, dass die Schadstoff- und Windverhältnisse entlang der Emissionsquelle (in y-Richtung) homogen sind und somit im Mittel kein Schadstoffzustrom oder -abstrom über die seitlichen Bilanzgrenzen stattfindet. Die Vertikalprofile von Windgeschwindigkeit und Schadstoffkonzentrationen müssen an den Grenzen des Bilanzraumes in Luv (x_1 - Hintergrundmessungen)

und Lee (x_2) der Straße bis zur Höhe der Abluftfahne an der Stelle x_2 (H) erfasst werden. Somit wird der emittierte Schadstoffmassenstrom Q_i vollständig an der Bilanzgrenze x_2 erfasst.

Unter Vernachlässigung von Depositionsprozessen und photochemischen Umwandlungen zwischen der Linienquelle und dem Messpunkt x_2 folgt aus der Bilanzierung der Massenströme für die Emissionsrate des Schadstoffs i:

$$Q_i = \dot{m}_i(x_2) - \dot{m}_i(x_1) \quad (46)$$

Da die Schadstoffkonzentrationen $c_i(z)$ und die Windgeschwindigkeiten $v(z)$ mit der Höhe nicht konstant sind, müssen die in die Box ein- und austretenden Massenströme über die Höhe differenziert betrachtet werden:

$$\dot{m}_i = B \cdot \int_0^H v(z) \cdot c_i(z) dz \quad (47)$$

mit:

B: Breite der definierten Box (y-Richtung)

$v(z)$: Windgeschwindigkeitskomponente senkrecht zur Linienquelle

Für den mittleren Flottenemissionsfaktor des betrachteten Messintervalls pro Fahrzeug EF_i gilt:

$$\dot{n} \cdot EF_i = \frac{Q_i}{B} \quad (48)$$

mit:

\dot{n} : Verkehrsstärke [1/s]

Mit den Gleichungen 47 und 48 eingesetzt in Gleichung 46 folgt:

$$EF_i = \frac{\int_0^H v_2(z) \cdot c_{2,i}(z) dz - \int_0^H v_1(z) \cdot c_{1,i}(z) dz}{\dot{n}} \quad (49)$$

bzw. entsprechend den Ausführungen über die Tunnelmessungen in Kapitel 7.1.1.1 für nach Fahrzeuggruppen differenzierte EF, z.B. für den Leichtverkehr ("Pkw") und Schwerverkehr ("Lkw"):

$$\dot{n}_{Pkw} \cdot EF_{i,Pkw} + \dot{n}_{Lkw} \cdot EF_{i,Lkw} = \int_0^H v_2(z) \cdot c_{2,i}(z) dz - \int_0^H v_1(z) \cdot c_{1,i}(z) dz \quad (50)$$

Kann von einer über die Höhe konstanten Hintergrundkonzentration $c_{1,i}$ und von in Luv und Lee gleichen Windprofilen $v(z)$ ausgegangen werden, so gilt:

$$EF_i = \frac{\int_0^H v(z) \cdot (c_{2,i}(z) - c_{1,i}) dz}{\dot{n}} \quad (51)$$

bzw.

$$\dot{n}_{PKW} \cdot EF_{i,PKW} + \dot{n}_{Lkw} \cdot EF_{i,Lkw} = \int_0^H v(z) \cdot (c_{2,i}(z) - c_{1,i}) dz \quad (52)$$

Die messtechnische Erfassung der vertikalen Windgeschwindigkeits- und Schadstoffprofile erfordert einen vergleichsweise hohen Aufwand. Böige und drehende Winde können die Messungen und Auswertungen erheblich erschweren. Bei entsprechend notwendiger hoher zeitlicher Auflösung der Messungen ist die Voraussetzung eines homogenen Quellverhaltens nicht mehr gegeben. Bei Windrichtungen parallel zur Linienquelle ist der Anteil des Schadstoffmassenstroms, der die hintere Bilanzraumgrenze x_2 passiert, u.U. zu gering. Schwachwindwetterlagen führen zu einem verstärkten Einfluss von mechanisch induzierten Turbulenzen und Diffusionsprozessen, die die mathematische Beschreibung der Ausbreitungsvorgänge erheblich verkomplizieren, z.B. durch Schadstoffaustritte über die obere Bilanzraumgrenze. Messintervalle mit Niederschlagsereignissen kommen aufgrund der Auswaschungen der Schadstoffe für die Auswertung nicht in Betracht. Im Vergleich zu Tunnelmessungen ist die Schadstoffbilanzierung bei Freilandexperimenten somit störanfälliger. Einen Überblick über Vor- und Nachteile von Freilandmessungen gegenüber Tunnelmessungen ist in Tabelle 48 dargestellt.

Tabelle 48: Charakteristiken von Freilandmessungen im Vergleich zu Tunnelmessungen

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> wesentlich größere Auswahlmöglichkeiten in Frage kommender Streckenabschnitte (unterschiedliche Fahrmuster, Flottenzusammensetzungen und Längsneigungen) 	<ul style="list-style-type: none"> starke Abhängigkeit von meteorologischen Einflüssen (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Regen, atmosphärische Stabilität)
<ul style="list-style-type: none"> keine Wandeffekte (adsorptive oder katalytische Effekte) 	<ul style="list-style-type: none"> mechanisch induzierte Turbulenzen können zu inhomogenen Konzentrationsprofilen führen
<ul style="list-style-type: none"> keine Rückenwindeffekte und notwendige Korrektur der modellierten Emissionen (bei senkrechter Anströmung des Streckenabschnitts) 	<ul style="list-style-type: none"> keine einheitliche Strömungsrichtung und -geschwindigkeit der Schadstoffe
<ul style="list-style-type: none"> repräsentative Fahrzustände (in Tunneln ist aus psychologischen Gründen ein eher passives Fahrverhalten zu erwarten) 	<ul style="list-style-type: none"> Erfassung von vertikalen Konzentrations- und Windgeschwindigkeitsprofilen notwendig (hoher messtechnischer Aufwand)
	<ul style="list-style-type: none"> keine Aufkonzentrierung und Durchmischung der Schadstoffe (ca. 5 - 20 fach geringere Immissionskonzentrationen und stärkere Schwankungen im zeitlichen Verlauf)
	<ul style="list-style-type: none"> verstärkte photochemische Reaktionen bei Sonneneinstrahlung (Teiloxidation stark reaktiver VOC-Komponenten möglich)

Die Berechnung der Vergleichs-EF aus der Literatur erfolgt entsprechend den Tunnelmessungen (s. Kapitel 7.1.1.2), mit der Einschränkung, dass die in Tunneln notwendigen Anpassungen der EF an die herrschenden Strömungsbedingungen (z.B. Rückenwindeffekt in selbstlüftenden Tunnelröhren mit Richtungsverkehr) bei senkrechter Anströmung des Streckenabschnitts entfallen.

7.2.2 Autobahn A 656 (Mannheim - Heidelberg)

Am 16. und 29. Juli 1997 wurden vom Institut für Meteorologie und Klimaforschung (Forschungszentrum Karlsruhe / Universität Karlsruhe) und dem Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (Universität Stuttgart) an der A 656 zwischen Mannheim und Heidelberg Schadstoff- und Verkehrsmessun-

gen durchgeführt, mit dem Ziel, gemessene mit modellierten Emissionsdaten zu vergleichen [VOGEL 1998, VOGEL 2000].

Die Eigenleistung im Rahmen der vorliegenden Arbeit bestand in der experimentellen Erfassung der verkehrsbezogenen Aktivitätsparameter und in der Berechnung der Modellemissionen. Es wurden umfangreiche manuelle Verkehrszählungen, Geschwindigkeitsmessungen und Kennzeichenauswertungen zur Ermittlung der Flottenzusammensetzungen durchgeführt. Die ermittelten Verkehrsdaten wurden für eine mehrstufige Emissionsmodellierung verwendet.

Die wichtigsten streckenbezogenen Daten der Messkampagne können der Tabelle 49 entnommen werden.

Vor Beginn der Messphase wurde eine Vorabschätzung der zu erwartenden Emissionen des Autobahnabschnitts auf der Grundlage verfügbarer streckenbezogener und - wo streckenbezogene Daten nicht verfügbar waren - gemittelter Eingangsdaten durchgeführt. Die Ergebnisse der experimentellen Verkehrserhebungen (Verkehrszählungen, Geschwindigkeitsmessungen und Kennzeichenauswertungen) wurden stufenweise in die Emissionsberechnung einbezogen und die dadurch Schritt für Schritt präzisierten Emissionsdaten miteinander verglichen. Aus den Differenzen zwischen den einzelnen Berechnungsstufen können somit die Fehler der für die Vorabschätzung verwendeten Eingangsdaten ermittelt werden.

Tabelle 49: Daten der Messungen an der A 656

Messzeitraum	16.7. und 29.7.1997
auswertbare Messstunden	3
ausgewertete Schadstoffe	NO _x , CO
DTV	ca. 50.000
mittlerer Anteil Schwerverkehr	6,0 %
mittlere Längsneigung	0,2 %
Höhe	106,7 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	109,6 km/h
mittlere Geschwindigkeit SNF	84,2 km/h

Aus den Streubreiten der Einzelmessungen können statistische Fehlerbandbreiten der experimentell abgeleiteten EF - ohne die Fehler der Emissionsfaktoren - ermittelt werden. Die Ergebnisse des Vergleichs aus gemessenen und modellierten Emissionsdaten werden abschließend dargestellt.

7.2.2.1 Vorabschätzung der Emissionen

Für die Vorabschätzung der Schadstoffemissionen wurden die im Vorfeld des Vorexperiments aktuellsten zur Verfügung stehenden Daten herangezogen. Für die Verkehrsstärken lagen Daten der automatischen Dauerzählstelle des Autobahnabschnittes AS Mannheim-Seckenheim - AK Mannheim aus dem Jahr 1994 vor [LA-BW 1994]. Die Übertragung dieser Verkehrsstärken auf den benachbarten Messabschnitt (AS Mannheim-Seckenheim - AK Heidelberg) erfolgte auf der Grundlage der Ergebnisse der Bundesverkehrszählung 1995 [LENSING 1996]. Die Aufteilung der Verkehrsstärken des Messabschnitts auf sechs Fahrzeugkategorien (Motorräder, Pkw, leichte Nutzfahrzeuge, Lkw, Lkw mit Anhänger, Busse) erfolgte ebenfalls nach den Ergebnissen der Bundesverkehrszählung 1995. Die Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugkategorien wurden dem UBA-Handbuch für Emissionsfaktoren der Version 1.1 [UBA 1995] entnommen. Die zu erwartenden Fahrmuster bzw. Geschwindigkeitsverteilungen stammen ebenfalls aus dem UBA-Handbuch (Verkehrssituation: Autobahn, Geschwindigkeitsbegrenzung 120 km/h, freie Fahrt). Als Bezugsjahr für die Zusammensetzung der einzelnen Fahrzeugkategorien aus Fahrzeugschichten wurde dabei das aktuelle Jahr 1997 und das Bezugsgebiet Deutschland-West gewählt.

Das Bild 31 zeigt die prognostizierten Emissionsraten-Tagesgänge für CO, NO_x und HC, basierend auf den gemittelten Verkehrsstärken des Zeitraums vom 1. Juni bis 31. August. Dabei wurden die Wochentage Mon-

tag bis Donnerstag, die jeweils sehr ähnliche Tagesverläufe aufweisen, zusammengefasst. Deutlich sind die beiden CO-Emissionsmaxima während der morgendlichen (7-8 Uhr MESZ) und der nachmittäglichen Verkehrsspitze (16-17 Uhr MESZ) erkennbar. Beim NO_x ist der Tagesverlauf aufgrund des relativ höheren Schwerverkehranteils während der Mittagsstunden insgesamt flacher.

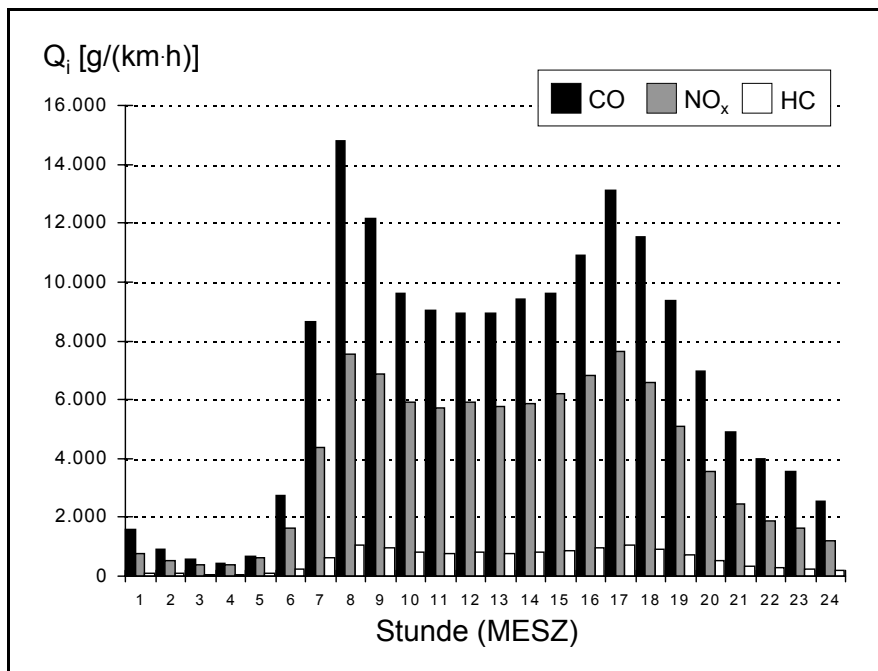


Bild 31: Vorabschätzung der mittleren Emissionsraten-Tagesgänge, gemittelt über: Montag bis Donnerstag, 1. Juni bis 31. August 1997

7.2.2.2 Verkehrserhebungen während der Messphasen

Die verkehrsbezogenen Kenngrößen, die die Schadstoffemissionen auf Autobahnabschnitten maßgeblich beeinflussen, sind:

- Verkehrsstärke
- Zusammensetzung der Fahrzeugflotte
- Geschwindigkeitsverteilung (Fahrmuster)
- Straßenlängsneigung

Zur exakten Ermittlung dieser verkehrsbezogenen Parameter während der Messintervalle wurden Erhebungen und Messungen am ausgewählten Messabschnitt der A 656 durchgeführt sowie Verkehrsdaten aus einer automatischen, kontinuierlichen Messstelle, die am benachbarten Autobahnabschnitt installiert ist, in die Auswertung miteinbezogen.

Die Verkehrsstärken während der Messintervalle wurden durch manuelle Zählungen ermittelt. Dabei erfolgte zusätzlich eine Sichteinordnung der Fahrzeuge in neun Fahrzeugkategorien (Motorräder, Pkw, Pkw mit Anhänger, leichte Nutzfahrzeuge, leichte Nutzfahrzeuge mit Anhänger, Lkw, Lastzüge, Sattelzüge, Busse). Die zeitliche Auflösung der Verkehrszählungen wurde den Vorgaben der parallel durchgeführten Schadstoffmessungen angepasst (halbstündliche bzw. stündliche Auflösung).

Im Rahmen des Experiments wurden manuelle Verkehrszählungen an zwei Intensivmesstagen (Mittwoch, 16.7.97 und Dienstag, 29.7.97) jeweils an drei Stunden (12-13, 14-15, 16-17 Uhr MESZ) durchgeführt. Somit wurde die nachmittägliche Verkehrsspitze zwischen 16 und 17 Uhr mit erfasst.

An dem dem Messabschnitt anschließenden Autobahnabschnitt (Mannheim-Seckenheim - AK Mannheim) befindet sich eine automatische Dauerzählstelle, die in stündlicher Auflösung Verkehrsstärken jeweils für

Pkw- und für Lkw-ähnliche Fahrzeuge liefert. Die Unterteilung der Fahrzeugflotte in diese beiden Klassen erfolgt dabei anhand der Kriterien Fahrzeuglänge und Bodenfreiheit des Fahrzeugs. Bei der betreffenden Zählstelle handelt es sich nach Auskunft des Herstellers (PRODATA 1997) um einen älteren Typ aus den 70er Jahren, der aufgrund uneinheitlicher Justierung dieses Zählstellentyps keine genaue Definition für die Unterteilung in Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge zulässt.

Um die Daten der Dauerzählstelle auf den benachbarten Messabschnitt übertragen zu können, wurden im Rahmen des Experiments die Verkehrsflüsse an der Anschlussstelle Mannheim-Seckenheim durch manuelle Zählungen erfasst. Diese Zählungen erfolgten zeitgleich mit den manuellen Zählungen am Messabschnitt. Die automatische Dauerzählstelle ist am 29.7.1997 ausgefallen, so dass für die zweite Intensivmessphase des Experiments (29.7.1997) keine Vergleichsverkehrsstärken vorliegen.

Ein Vergleich der Zählzeiten der automatischen Dauerzählstelle während der Intensivmessphase am 16.7.1997 mit den für die Vorabschätzung herangezogenen Daten von 1994 ergab für die drei Messstunden eine mittlere Zunahme der Verkehrsmenge um ca. 17 % (Pkw: + 21 %, Lkw: - 9 %).

Die manuellen Zählungen während der Intensivmessphasen am Messabschnitt und an der Anschlussstelle Mannheim-Seckenheim ergaben für den Messabschnitt im Vergleich zum benachbarten Abschnitt (mit Dauerzählstelle) eine um ca. 20 % geringere Verkehrsmenge (Pkw: - 19 %, Lkw: - 31 %). Dieses Ergebnis widerspricht den Angaben aus der aktuellsten Bundesverkehrszählung [LENSING 1996], wo für beide Autobahnabschnitte identische DTV-Mengen angegeben sind. Für die Vorabschätzung wurden (entsprechend den Vorgaben der Bundesverkehrszählung) die Verkehrsmengen des Abschnitts mit Dauerzählstelle unverändert auf den benachbarten Messabschnitt übertragen. Somit lagen die zur Vorabschätzung am Messabschnitt verwendeten Verkehrsstärkedaten im Mittel um ca. 20 % zu hoch.

Aus der Addition der beiden in der Vorabschätzung aufgetretenen Einzelfehler (Verkehrszunahme und Übertragungsfehler auf Nachbarabschnitt) ergab sich für die Vorabschätzung insgesamt eine um ca. 3 % zu hoch abgeschätzte Verkehrsmenge. Dabei wurde die Anzahl der Pkw-ähnlichen Fahrzeuge um ca. 2 % zu niedrig, die der Lkw-ähnlichen Fahrzeuge um ca. 40 % zu hoch abgeschätzt.

Ein Vergleich der manuellen mit den automatischen Zählergebnissen ergab an den drei Zählstunden und den beiden Fahrtrichtungen am 16.7.97 für die manuellen Zählungen im Mittel 4,4 % niedrigere Verkehrsstärken bei einem Variationskoeffizienten von 3,5 %. Ob der systematische Fehler den manuellen oder den automatischen Zählungen zuzuordnen ist, kann nicht entschieden werden, da beide Zählungen im Rahmen des Experiments nicht reproduzierbar durchgeführt worden sind.

In dem Bild 32 sind die Ergebnisse der manuellen Zählungen der 6 Messstunden zusammenfassend dargestellt. Die mittlere Gesamtverkehrsstärke liegt bei 3471,5 Kfz pro Stunde. Während die ermittelten Anteile für den Schwerverkehr und für die Kategorie der Motorräder gut mit den Ergebnissen der Bundesverkehrszählung (BVZ) 1995 übereinstimmen, liegt der tatsächliche Anteil der Pkw unter (BVZ: 90,8 %), der tatsächliche Anteil der leichten Nutzfahrzeuge deutlich über (BVZ: 2,8 %) dem jeweils erwarteten Anteil.

Nach der optischen Vorklassifizierung der Fahrzeugflotte in neun Fahrzeugkategorien erfolgte über eine Auswertung der Fahrzeugkennzeichen eine weitere Verfeinerung der Einteilung in Fahrzeugschichten. Die Kennzeichen wurden mit Hochleistungs-Videokameras aufgezeichnet und anschließend manuell auf Datenträger übertragen. Ein Abgleich mit dem Zentralen Fahrzeugregister des Kraftfahrtbundesamtes in Flensburg lieferte einen anonymisierten Datensatz mit fahrzeugtechnischen Daten (u.a. Schadstoffminderungsklasse, zulässige Gesamtmasse, Hubraum, Datum der Erstzulassung), der eine Eingruppierung der Fahrzeuge in Fahrzeugschichten mit jeweils ähnlichem Emissionsverhalten möglich machte. Innerhalb eines Messintervalls von einer Stunde wurde jede der vier Fahrspuren stichprobenartig für zehn Minuten mit der Kamera überwacht. Innerhalb einer fünfminütigen Umbaupause erfolgte anschließend der Wechsel zur nächsten Fahrspur. Somit konnten - rein rechnerisch - 1/6 der im Messzeitraum den Messquerschnitt passierenden Fahrzeuge erfasst werden.

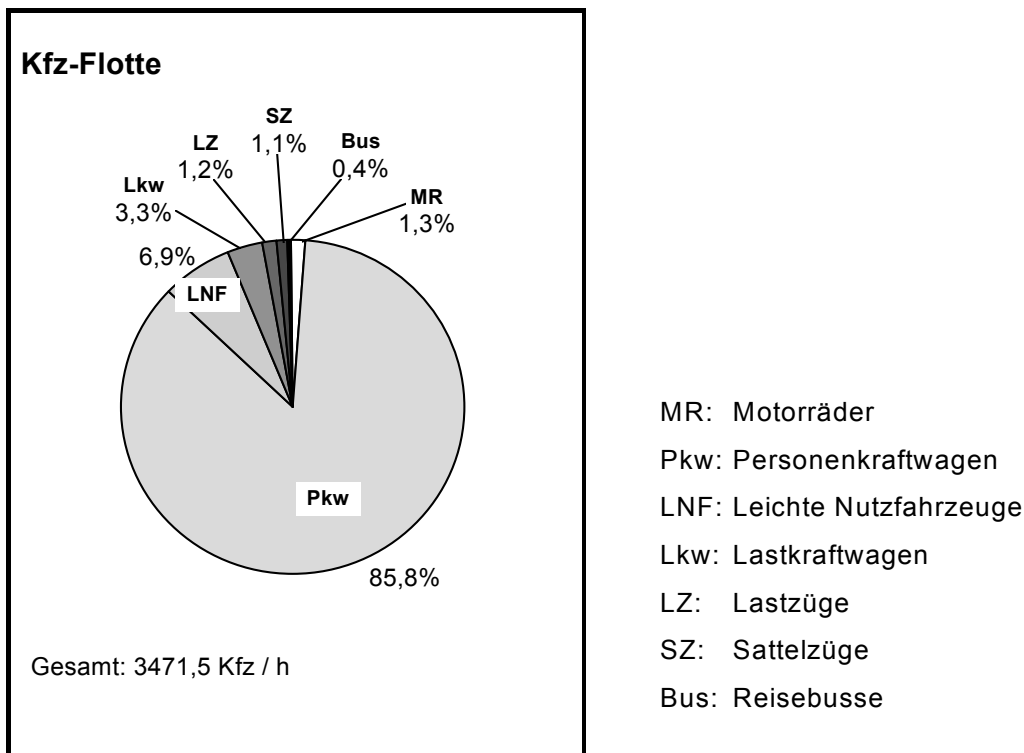


Bild 32: Ergebnisse der manuellen Zählungen - Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an der mittleren Verkehrsstärke der 6 Messstunden

Die Videoaufnahmen wurden von einer Brücke herunter unmittelbar über der jeweiligen Fahrspur aufgezeichnet. Zur Vermeidung von plötzlichen Brems- und Ausweichmanövern der Verkehrsteilnehmer wurden die Brückengeländer beiderseits mit Sichtschutzplanen abgedeckt. Die Aufnahmen wurden wechselweise von vorne und hinten durchgeführt, da die Kennzeichen von Motorrädern nur von hinten, die Kennzeichen von Zugmaschinen mit Anhängern bzw. Sattelaufliegern nur von vorne erfasst werden können.

Während der zwei Intensivmessphasen konnten insgesamt 4244 Fahrzeuge per Videokamera erfasst werden. 128 Kennzeichen (3,0 %) waren unleserlich, durch Aufbauten verdeckt oder nicht vollständig innerhalb des Bildausschnittes. 438 Fahrzeuge (10,3 %) waren im Ausland zugelassen. Damit liegt der experimentell ermittelte Anteil der ausländischen Fahrzeuge deutlich oberhalb des nach den Ergebnissen der letzten BVZ [LENSING 1996] zu erwartenden Anteils von 1,9 %. 339 der 438 ausländischen Fahrzeuge hatten ein US-amerikanisches Kennzeichen (77,4 %). 91,2 % dieser Fahrzeuge waren Pkw, wobei die europäischen bzw. japanischen Modelle mit ca. 70 % Anteil gegenüber den amerikanischen Modellen deutlich überwogen.

Insgesamt konnten somit für 3678 in Deutschland zugelassene Fahrzeuge die fahrzeugtechnischen Daten abgefragt werden. Von 3608 Fahrzeugen wurden die Daten vom Kraftfahrt-Bundesamt zurück übermittelt (Antwortquote: 98,1 %).

Der Vergleich der für die Vorabschätzung herangezogenen Daten aus dem UBA-Handbuch (UBA 1995) für das Bezugsjahr 1997 mit der „realen“ Flottenzusammensetzung aus den Ergebnissen der Kennzeichenauswertungen ergab eine deutliche Verschiebung hin zu Fahrzeugen ohne bzw. mit älterer Schadstoffminderungstechnik. Wie in der Tabelle 50 dargestellt wurde in der Fahrzeug-Hauptkategorie der Pkw mit Ottomotoren für Fahrzeuge ohne geregelten Katalysator ein Anteil von 20,3 % ermittelt (UBA: 10,0 %); Otto-Fahrzeuge, die die aktuelle EURO 2 - Norm erfüllen, weisen dagegen lediglich einen realen Anteil von 17,6 % (UBA: 24,3 %) auf. Besonders deutlich treten die Abweichungen bei den dieselbetriebenen leichten Nutzfahrzeugen (LNF) auf: Während nach der UBA-Prognose 37,8 % aller LNF die Diesel-Norm EURO 1 oder EURO 2 erfüllen, wurde real lediglich ein Anteil von 12,4 % ermittelt. Dagegen liegt der reale Anteil der konventionellen Diesel-LNF bei 63,1 %, die Prognose weist lediglich 31,7 % aus.

Tabelle 50: Vergleich der prognostizierten mit der experimentell ermittelten Flottenzusammensetzung pro Fahrzeugkategorie

Fahrzeugschicht			UBA-Prognose ¹⁾	real
Pkw	Otto	ohne GKat	9,9 %	20,3 %
		GKat < 1991	11,6 %	13,8 %
		GKat ≥ 1991 & vor EURO 2	32,6 %	30,1 %
		EURO 2	24,3 %	17,6 %
	Diesel	vor EURO 2	16,0 %	13,1 %
		EURO 2	5,5 %	5,2 %
LNF	Otto	konv	12,4 %	8,4 %
		GKat	18,2 %	16,1 %
	Diesel	konv	31,7 %	63,1 %
		EURO 1	33,4 %	10,2 %
		EURO 2	4,4 %	2,2 %
Lkw		vor EURO 1	52,6 %	67,9 %
		EURO 1	26,2 %	14,2 %
		EURO 2	21,2 %	17,9 %

1) Flottenzusammensetzung 1997 für Autobahnen in den alten Bundesländern [UBA 1995]

Die Messungen der Fahrzeuggeschwindigkeiten erfolgten mit einem Lasermessgerät der Firma Riegl, Horn/Österreich (Typ „LR90-235/P“), dessen interne und externe Steuersoftware den speziellen Erfordernissen der automatischen und kontinuierlichen Messwerterfassung des durchgeführten Experiments angepasst worden ist. Die Messgenauigkeit für die Geschwindigkeitsmessungen liegt nach Angaben des Herstellers bei Einzelmessungen innerhalb von $\pm 1\%$. Das Messgerät wurde über der jeweiligen Fahrspur aufgebaut und der Messstrahl auf die Mitte der Fahrbahn in einer Entfernung von ca. 150 - 200 m ausgerichtet. Das Lasergerät wird an ein Notebook angeschlossen, das über eine Tastatureingabe die Zuordnung von frei wählbaren Attributen zu den jeweiligen Messwerten erlaubt. Somit ist über eine Sichteinordnung der Fahrzeuge die Aufnahme von Geschwindigkeitsverteilungen für jede einzelne Fahrzeugkategorie möglich. Entsprechend den Videoaufnahmen zur Kennzeichenauswertung wurden die stichprobenartigen Geschwindigkeitsmessungen innerhalb eines Messintervalls gleichmäßig auf die vier Fahrspuren verteilt.

Die Geschwindigkeitsverteilungen der einzelnen Fahrzeugkategorien wurden über alle Messzeiträume zusammengefasst. In der Hauptfahrzeugklasse der Pkw, die in dem Bild 33 dargestellt ist, konnten bei einer Erfassungsquote von 84,2 % insgesamt 2454 Geschwindigkeiten gemessen werden. Bei einer Standardabweichung von 15,4 km/h ergab sich eine mittlere Geschwindigkeit von 109,6 km/h. Die ermittelte Durchschnittsgeschwindigkeit liegt somit deutlich unterhalb der am Messabschnitt vorhandenen Geschwindigkeitsbegrenzung von 120 km/h und somit auch unterhalb der nach Literaturangaben zu erwartenden Durchschnittsgeschwindigkeit von 120 km/h [UBA 1995, PALM 1994].

Für die Emissionsberechnungen wurden aufgrund des geringen Datenumfanges Fahrzeugkategorien mit ähnlicher Geschwindigkeitsverteilung zu insgesamt vier Gruppen zusammengefasst:

- | | | |
|--|-----------------------------|------------|
| 1. Pkw, Pkw mit Anhänger, Motorräder | - mittlere Geschwindigkeit: | 109,5 km/h |
| 2. Leichte Nutzfahrzeuge, leichte Nutzfahrzeuge mit Anhänger | - | 102,2 km/h |
| 3. Lkw, Lkw mit Anhänger, Sattelzüge | - | 83,6 km/h |
| 4. Busse | - | 91,9 km/h |

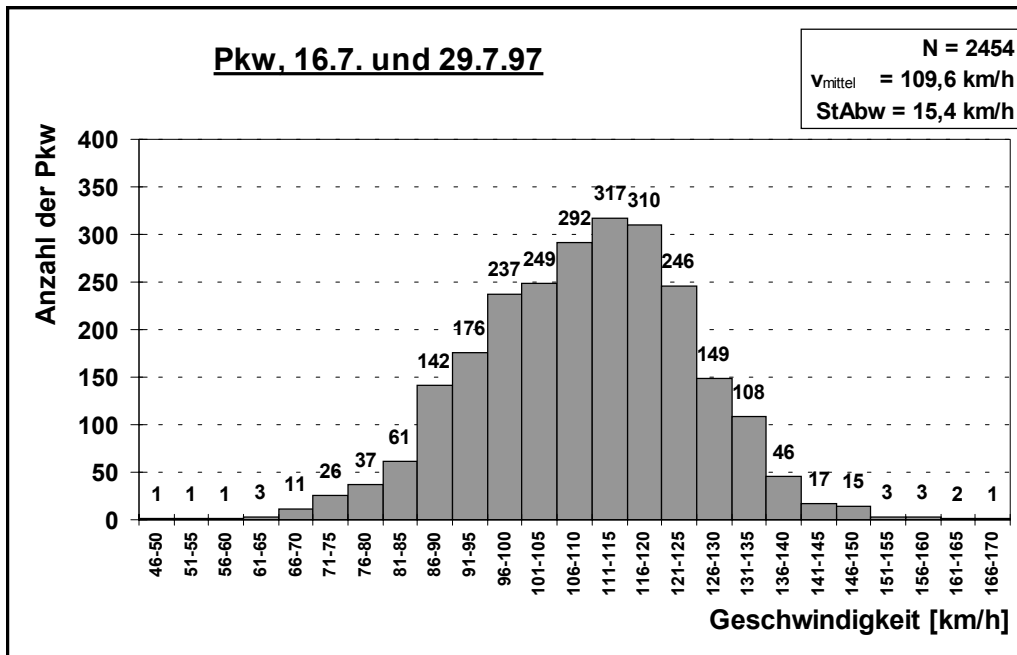


Bild 33: Geschwindigkeitsverteilung aller im Autobahnexperiment erfassten Pkw

Die A 656 liegt in der Rheinebene, verläuft in Nordwest-Südost-Richtung und weist am Messabschnitt subjektiv keine erkennbare Längsneigung auf. Die Berechnungen wurden somit unter der Annahme durchgeführt, dass am Messabschnitt keine Längsneigung vorliegt.

7.2.2.3 Ergebnisse präzisierter Emissionsberechnungen, Fehler der Vorabschätzung

Die Ergebnisse der Erhebungen der verkehrstechnischen Daten fließen in einzelnen Stufen in die Berechnungen der Gesamtemissionen ein. Die für die Vorabschätzung herangezogenen Daten wurden Schritt für Schritt durch aktuelle Erhebungsdaten ersetzt, wodurch die berechneten Emissionen in insgesamt sechs Stufen verfeinert und präzisiert wurden:

1. Stufe: Informationen über Zählcharakteristik der automatischen Dauerzählstelle (keine Motorräder, leichte Nutzfahrzeuge: 53 % Pkw-, 47 % Lkw-ähnlich)
2. Stufe: Änderung der Verkehrsstärken an der automatischen Dauerzählstelle für Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge zwischen 1994 und 1997
3. Stufe: Verkehrsstärken aus aktuellen manuellen Zählungen am Messabschnitt, differenziert in Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge
4. Stufe: Verkehrsstärken aus aktuellen manuellen Zählungen am Messabschnitt, differenziert nach 7 Fahrzeugkategorien
5. Stufe: Gemessene Geschwindigkeitsverteilungen für vier Fahrzeuggruppen
6. Stufe: Differenzierung der Fahrzeugkategorien nach Fahrzeugschichten (Kennzeichenauswertung)

Die Auswirkungen der Einbeziehung der erhobenen Verkehrsdaten auf die Gesamtemissionen für die drei Schadstoffklassen CO, NO_x und HC während der beiden Intensivmessphasen am 16. 7. und am 29.7.1997 sind in den Bildern 34 bis 36 dargestellt. In den Balkendiagrammen sind jeweils die Ergebnisse aus den beiden Intensivmessphasen zusammengefasst. Die Fehlerbandbreiten der erhobenen verkehrsbezogenen Parameter und deren Auswirkungen auf die Gesamtemissionen sind im folgenden Kapitel dargestellt.

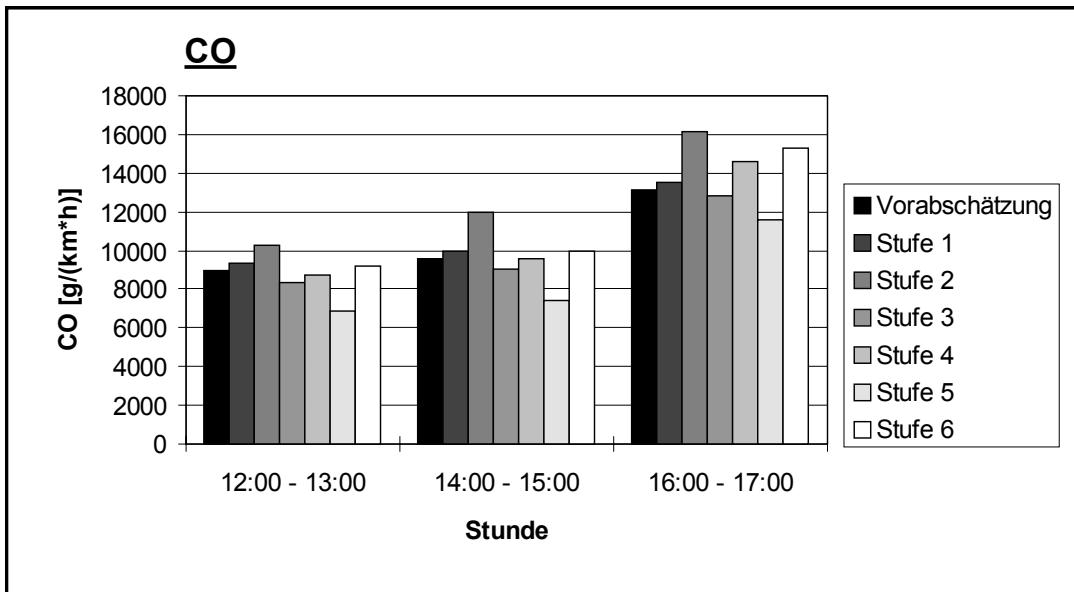


Bild 34: CO-Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6

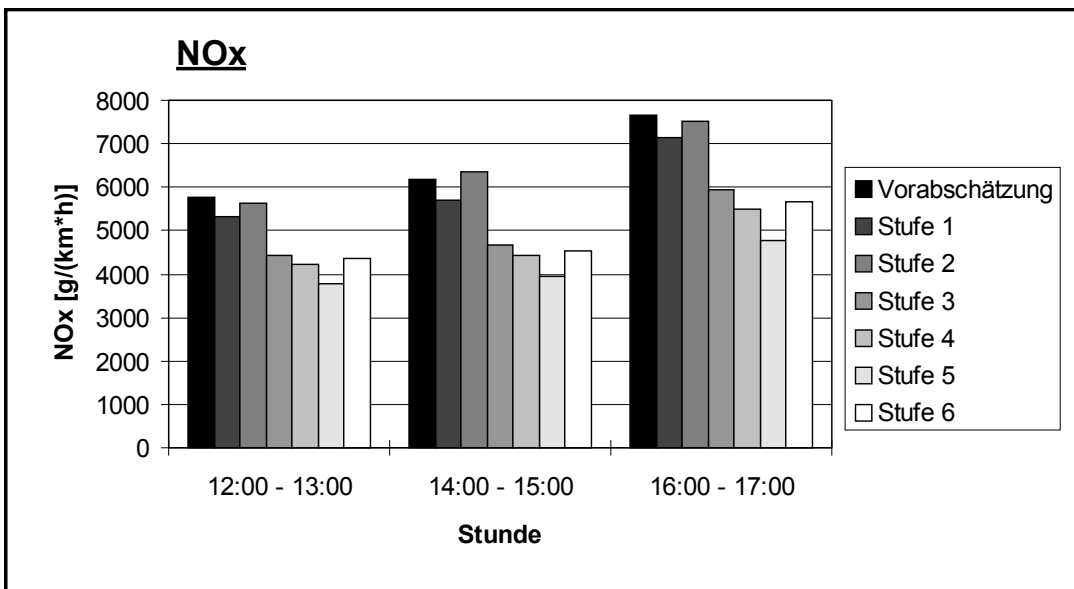


Bild 35: NO_x-Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6

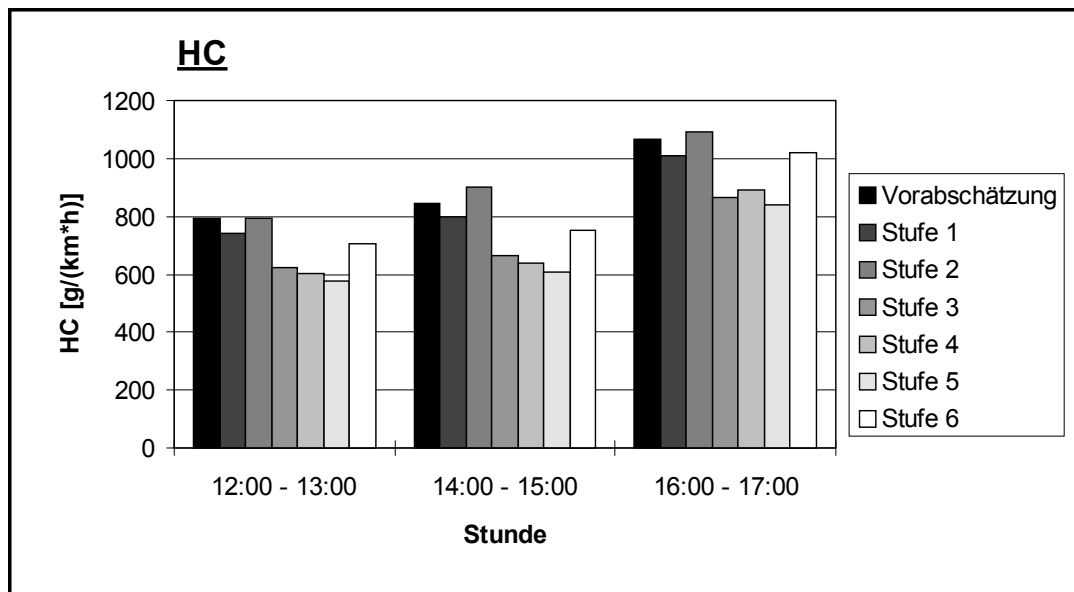


Bild 36: HC-Verkehrsemissionen in präzisierten Berechnungsstufen 1 bis 6

Die Tabelle 51 enthält die mittleren relativen Veränderungen für jede einzelne Berechnungsstufe und damit die Fehler, die in den Eingangsdaten für die Vorabschätzung enthalten sind.

Tabelle 51: Mittlere relative Veränderungen der Gesamtemissionen zwischen den einzelnen Berechnungsstufen zur Präzisierung der Vorabschätzung

	Vor → St 1	St 1 → St 2	St 2 → St 3	St 3 → St 4	St 4 → St 5	St 5 → St 6
CO	+ 3,7 %	+ 16,6 %	- 21,4 %	+ 8,4 %	- 21,5 %	+ 33,3 %
NO _x	- 7,2 %	+ 7,4 %	- 23,0 %	- 5,9 %	- 11,4 %	+ 16,4 %
HC	- 5,8 %	+ 9,2 %	- 22,7 %	- 1,2 %	- 5,2 %	+ 22,5 %

Für die Vorabschätzung wurden folgende verkehrsbezogene Eingangsdaten verwendet:

- Verkehrsstärken: Daten der automatischen Dauerzählstelle des Autobahnabschnittes AS Mannheim-Seckenheim - AK Mannheim 1994 [LA-BW 1994]
- Übertragung der Verkehrsstärken auf Messabschnitt: Bundesverkehrszählung 1995 [LENSING 1996]
- Aufteilung der Verkehrsstärken auf Fahrzeugkategorien: Bundesverkehrszählung 1995 [LENSING 1996]
- Zusammensetzung der einzelnen Fahrzeugkategorien aus Fahrzeugschichten: UBA-Handbuch für Emissionsfaktoren [UBA 1995]
- Geschwindigkeitsverteilung: UBA-Handbuch für Emissionsfaktoren (UBA 1995) und [PALM 1994a]

Die verschiedenen Berechnungsstufen sind folgendermaßen definiert:

Stufe 1: Bei der Vorabschätzung der Gesamtemissionen wurde davon ausgegangen, dass von der automatischen Dauerzählstelle sämtliche Motorräder und leichten Nutzfahrzeuge als Pkw-ähnliche Fahrzeuge erfasst werden. Erst neuere Informationen [PRODATA 1997] ergaben, dass es sich bei der Dauerzählstelle um einen älteren Typ handelt, bei dem Motorräder nicht erfasst werden und dass für die Einteilung in Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge keine definierten, allgemein gültigen Kriterien angegeben werden können, da bei diesem Zählstellentyp von einer uneinheitlichen Justierung ausgegangen werden muss. Vergleiche von manuellen Zählergebnissen mit den Daten der Dauerzählstelle ergaben, dass die Fahrzeugkategorie der leichten Nutzfahrzeuge von der installierten Dauerzählstelle zu ca. 53 % als Pkw- und zu ca. 47 % als Lkw-ähnliche Fahrzeuge erfasst wird. Aufgrund der Verschiebung der Fahrzeugkategorie der leichten Nutzfahrzeuge von den Pkw- zu den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen wird der Schwerverkehr insgesamt geringer gewichtet,

was bei den Gesamtemissionen zu einer Abnahme bei NO_x und HC und zu einer Zunahme bei CO führt.

- Stufe 2: Die deutliche Zunahme der Verkehrsstärken von 1997 gegenüber 1994 bei den Pkw (+ 17 %) und die Abnahme bei den Lkw (- 8 %) führt bei allen drei Schadstoffklassen zu einer signifikanten Zunahme der Gesamtemissionen.
- Stufe 3: Die Ergebnisse der Bundesverkehrszählung 1995 lassen auf gleiche Verkehrsstärken zwischen dem Messabschnitt und dem benachbarten Abschnitt mit automatischer Dauerzählstelle schließen. Die Einbeziehung der manuellen Zählergebnisse am Messabschnitt und an der Anschlussstelle in die Berechnungen führt dagegen zu deutlich geringeren Verkehrsstärken am Messabschnitt und somit auch zu deutlich geringeren Gesamtemissionen.
- Stufe 4: Bei der Einteilung der Fahrzeugflotte in Fahrzeugkategorien ergeben sich aufgrund des deutlich höheren Anteils bei den leichten Nutzfahrzeugen bei den Gesamtemissionen leichte Verschiebungen. Der CO-Anstieg während der nachmittäglichen Verkehrsspitze zwischen 16 und 17 Uhr ist auf den deutlich erhöhten Motorradanteil in dieser Stunde zurückzuführen.
- Stufe 5: Die geringe Durchschnittsgeschwindigkeit bei den Pkw von unter 110 km/h (im Vergleich zu angenommenen 120 km/h in der Vorabschätzung) führt insbesondere bei den stark geschwindigkeitsabhängigen Parametern CO und NO_x zu niedrigeren Emissionsraten.
- Stufe 6: Die zu optimistischen Annahmen, was die Gewichtung der Fahrzeugflotte bezüglich der Schadstoffminderungstechniken (Fahrzeugschichten) angeht, führen bei allen drei Schadstoffklassen zu deutlich erhöhten Emissionsraten.

Tabelle 52: Gesamtfehler der Vorabschätzung

	Vor → St 6	Größtfehler	mittlerer Fehler
CO	+ 7,8 %	105,0 %	49,3 %
NO _x	- 25,7 %	71,2 %	32,9 %
HC	- 8,8 %	68,7 %	34,4 %

In der Tabelle 52 sind die Gesamtfehler der Vorabschätzung - ohne die Fehler der Emissionsfaktoren - dargestellt. In der 1. Spalte sind die tatsächlichen Abweichungen zwischen den Ergebnissen der Vorabschätzung und den Endergebnissen (6. Berechnungsstufe) wiedergegeben. Es zeigt sich, dass die Endergebnisse unter Einbeziehung der erhobenen Messdaten bei CO und HC nur geringfügig (< 10 %) von den Vorabschätzungen abweichen. Diese gute Übereinstimmung ist jedoch eher zufälliger Natur, da die voneinander unabhängigen Einzelfehler unterschiedliche Vorzeichen aufweisen und sich bei ähnlichen Beträgen gegenseitig nahezu kompensieren.

Der auf den verkehrsbezogenen Parametern beruhende mittlere Gesamtfehler (Fehlerfortpflanzung) bei den Vorabschätzungen der Gesamtemissionen beträgt bei Kohlenmonoxid ca. 50 %, bei den Stickoxiden ca. 30-35 % und bei den Kohlenwasserstoffen ca. 35 %. Zu diesen Fehlern müssen jeweils noch die Fehler aus den Emissionsfaktoren hinzugerechnet werden.

7.2.2.4 Modellierte Emissionen und Fehlerbandbreiten

Die experimentell ermittelten Verkehrsgrößen und die daraus berechneten Emissionsraten (6. Berechnungsstufe) sind fehlerbehaftet. Die Tabelle 53 zeigt die Ergebnisse der Ermittlung der Fehlerbandbreiten der Eingangsparameter und die jeweiligen Auswirkungen auf die Gesamtemissionen differenziert für die drei untersuchten Schadstoffklassen.

Tabelle 53: Fehlerabschätzung und Sensitivitätsuntersuchung der verkehrsbezogenen Daten (68,3 % - Vertrauensbereich)

Eingangsparameter	x	rF	Δx	$\frac{\Delta E_i}{E}$		
				CO	NO _x	HC
Verkehrsstärke	3400 /h ¹⁾	+ 7,9 % - 3,5 %	+ 269 /h - 119 /h	+ 7,9 % - 3,5 %	+ 7,9 % - 3,5 %	+ 7,9 % - 3,5 %
Geschwindigkeiten: - Messfehler - Verteilungen	109,8 km/h ²⁾	$\pm 1,0$ % $\pm 1,2$ %	$\pm 1,1$ km/h $\pm 1,3$ km/h	$\pm 4,1$ % $\pm 4,9$ %	$\pm 2,0$ % $\pm 2,4$ %	$\pm 1,6$ % $\pm 1,9$ %
Flottenzusammensetzung - Schwankungen - Ausländer-Emissionen	³⁾ n.q.	⁴⁾ $\pm 3,1$ %	n.q. n.q.	$\pm 6,9$ % $\pm 3,1$ %	$\pm 3,6$ % $\pm 3,1$ %	$\pm 8,0$ % $\pm 3,1$ %
Straßenlängsneigung	0 %	n.q.	0,16 %	+ 8,0 % - 0,0 %	+ 0,4 % - 0,0 %	+ 2,6 % - 0,0 %
Größtfehler (Summe)				+ 35,0 % - 22,5 %	+ 19,4 % - 14,6 %	+ 25,1 % - 18,1 %
mittlerer Fehler				+ 15,0 % - 10,5 %	+ 9,7 % - 6,7 %	+ 12,2 % - 9,6 %

- 1) Mittelwert
 2) Mittelwert der Durchschnittsgeschwindigkeiten Pkw aus 6 Messstunden
 3) Mittelung aus 6 einzelnen Messstunden
 4) Differenzen der Verteilungen aus 6 einzelnen Messstunden
 x Wert der Eingangsgröße
 rF relativer Fehler der Eingangsgröße
 Δx absoluter Fehler der Eingangsgröße
 E berechnete Gesamtemission
 ΔE_i Auswirkung des Fehlers der Eingangsgröße i auf die Gesamtemission
 n.q. nicht quantifizierbar

Die Fehler der Eingangsgrößen wurden folgendermaßen ermittelt:

I) Verkehrsstärke:

Die Daten der manuellen Zählungen aus den 6 Messstunden wurden mit den Daten der automatischen Dauerzählstelle verglichen. Die manuellen Zählungen lagen systematisch um 4,4 % unter den automatischen, bei einem Variationskoeffizienten von 3,5 %. Für die Emissionsberechnungen wurden die manuellen Zählungen verwendet. Bei der Fehlerabschätzung wurde davon ausgegangen, dass sich die Zählfehler gleichmäßig auf alle Fahrzeugkategorien verteilen. Bei allen drei Schadstoffklassen sind die Emissionsraten proportional zur Verkehrsstärke. Die Fehleruntergrenze ergibt sich aus dem Variationskoeffizienten der manuellen Zählungen, die Fehlerobergrenze wurde aus der Summe des Variationskoeffizienten und des systematischen Fehlers ermittelt.

II) Geschwindigkeitsverteilung:

Bei der Ermittlung der Geschwindigkeiten sind sowohl die Ungenauigkeiten des Messgerätes (laut Herstellerangaben ≤ 1 %) als auch mögliche statistische Schwankungen bei den Stichprobenmessungen während der einzelnen Messphasen zu berücksichtigen. Der Vergleich der Geschwindigkeitsverteilungen aus den sechs Messstunden ergab bei einem Mittelwert von 109,8 km/h für die Fahrzeugkategorie der Pkw eine Standardabweichung der Mittelwerte von 1,3 km/h, was einem Variationskoeffizienten von 1,2 % entspricht. Bei allen drei Schadstoffklassen tritt eine erhöhte Sensitivität gegenüber Verschiebungen des Geschwindigkeitsprofils auf; besonders stark ausgeprägt ist die Sensitivität bei CO.

Tabelle 54: Emissionsraten und Fehlerbandbreiten (68,3 % VB - ohne Fehler der Emissionsfaktoren)

Schadstoff	Uhrzeit	16.7.97		29.7.97	
		Emissionsrate [g/(km*h)]	Fehler [g/(km*h)]	Emissionsrate [g/(km*h)]	Fehler [g/(km*h)]
CO	12:00 - 13:00	9.231,9	+ 2.437,2 - 969,3	9.134,0	+ 2.411,4 - 959,1
	14:00 - 15:00	10.200,6	+ 2.693,0 - 1.071,1	9.727,1	+ 2.568,0 - 1.021,3
	16:00 - 17:00	15.301,1	+ 4.039,5 - 1.606,6	15.313,8	+ 4.042,8 - 1.607,9
NO _x	12:00 - 13:00	4.433,8	+ 434,5 - 297,1	4.284,6	+ 419,9 - 287,1
	14:00 - 15:00	4.856,8	+ 476,0 - 325,4	4.237,7	+ 415,3 - 283,9
	16:00 - 17:00	5.693,7	+ 558,0 - 381,5	5.617,1	+ 550,5 - 376,3
HC	12:00 - 13:00	717,0	+ 102,5 - 68,8	697,3	+ 99,7 - 66,9
	14:00 - 15:00	788,7	+ 112,8 - 75,7	710,9	+ 101,7 - 68,2
	16:00 - 17:00	1.031,6	+ 147,5 - 99,0	1.012,9	+ 144,8 - 97,2

III) Flottenzusammensetzung:

Bei der Differenzierung der Fahrzeugkategorien in Fahrzeugschichten wurden wiederum die aus den Kennzeichenauswertungen ermittelten Flottenzusammensetzungen aus den 6 einzelnen Messstunden miteinander verglichen. Die Schwankungen der Flottenzusammensetzungen wirken sich verstärkt auf die Parameter HC und CO aus. Die Emissionen der ausländischen Fahrzeuge konnten nicht gesondert erfasst werden, da hier kein Zugriff auf die fahrzeugtechnischen Daten möglich war. Die Videoauswertungen haben ergeben, dass der Großteil der ausländischen Fahrzeugflotte aus Pkw mit US-amerikanischer Zulassung bestand, von denen wiederum die europäischen bzw. japanischen Modelle einen Anteil von ca. 70 % aufwiesen. Der Unterschied im Emissionsverhalten zwischen der inländischen und der ausländischen Fahrzeugflotte fällt demnach nicht sehr deutlich aus. Nimmt man pro Fahrzeug einheitlich für alle drei Schadstoffklassen eine durchschnittliche Abweichung von maximal 30 % an, so ergibt sich bei dem ermittelten Ausländeranteil von 10,3 % bezogen auf die Gesamtemissionen ein Fehler von 3,1 %.

IV) Straßenlängsneigung:

Die Emissionsberechnungen wurden unter der Annahme eines völlig ebenen und waagrechten Straßenabschnitts durchgeführt. Aus genaueren Auswertungen der Aufrissdaten des Messabschnitts aus der Straßendatenbank Baden-Württemberg [LA-BW 1991] wurde als maximale Obergrenze für die Straßenlängsneigung eine Steigung von 0,16 % ermittelt. Bereits diese geringe Längsneigung führt bei CO zu einer signifikanten Mehremission, während die Auswirkung dieser „Straßenkipfung“ auf die restlichen Schadstoffe vergleichsweise mäßig (HC) bzw. schwach (NO_x) ausfällt.

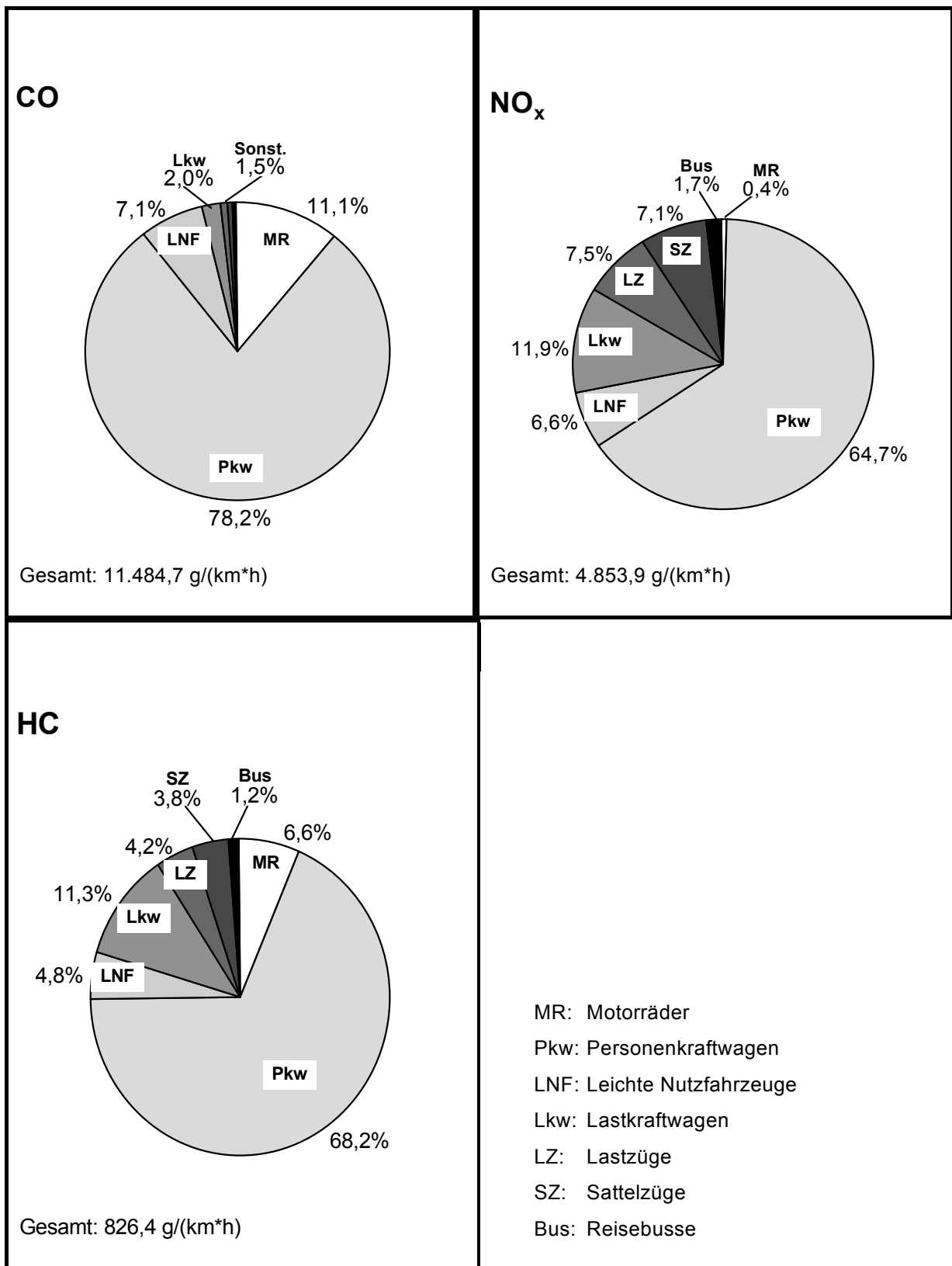


Bild 37: Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an den mittleren Gesamtemissionen der 6 Messstunden

Die Tabelle 54 stellt zusammenfassend die berechneten Emissionsraten auf der Grundlage der während der 6 Messstunden erhobenen verkehrsbezogenen Daten sowie die absoluten mittleren Fehlerbandbreiten (ohne

Berücksichtigung der Fehler der Emissionsfaktoren) dar. Die angegebenen Fehlerbandbreiten beschreiben dabei den Bereich, innerhalb dessen der „wahre Wert“ mit 68,3 %iger Wahrscheinlichkeit liegt.

In dem Bild 37 sind die Endergebnisse der Emissionsberechnungen für die drei Schadstoffklassen zusammenfassend dargestellt. Beim Vergleich der Anteile der einzelnen Fahrzeugkategorien an den Emissionen mit den Anteilen am Verkehrsaufkommen (s. Bild 32) wird der überproportional starke Einfluss des Schwerverkehrs bei den Emissionen der Stickoxide und der Kohlenwasserstoffe deutlich. Auffällig sind die hohen Emissionsanteile der Motorräder bei den Parametern CO und HC.

Die in der Tabelle 55 zusammengefassten modellierten EF erhält man aus der Division der Emissionsrate durch die jeweilige Gesamtverkehrsstärke.

Tabelle 55: Modellierte Emissionsfaktoren im Autobahnexperiment A 656, 1997

16.7.1997		Anzahl der Messstunden	mittlerer Schwerverkehranteil	mittlerer EF [mg/km]	68,3 % - VB [mg/km]	Variationskoeffizient
NO _x	12 - 13 Uhr	1	8,0 %	1530	+ 148,5 / - 102,5	+ 9,7 % / - 6,7 %
	14 - 15 Uhr	1	7,7 %	1504	+ 145,9 / - 100,8	+ 9,7 % / - 6,7 %
	16 - 17 Uhr	1	4,3 %	1287	+ 124,8 / - 86,2	+ 9,7 % / - 6,7 %
	MW 3 Stunden	3	6,7 %	1440	+ 80,7 / - 55,7	+ 5,6 % / - 3,9 %
CO	12 - 13 Uhr	1	8,0 %	3187	+ 478,0 / - 334,6	+ 15,0 % / - 10,5 %
	14 - 15 Uhr	1	7,7 %	3159	+ 473,9 / - 331,7	+ 15,0 % / - 10,5 %
	16 - 17 Uhr	1	4,3 %	3458	+ 518,7 / - 363,1	+ 15,0 % / - 10,5 %
	MW 3 Stunden	3	6,7 %	3268	+ 283,0 / - 198,1	+ 8,7 % / - 6,1 %

7.2.2.5 Aus Immissionsmessungen abgeleitete Emissionsraten

Aufgrund ungünstiger Windverhältnisse am zweiten Intensivmesstag (29.7.1997) konnten die Daten dieser Messungen nicht ausgewertet werden, so dass letztendlich nur die drei Messstunden vom 16.7.1997 für den detaillierten Vergleich mit den modellierten Emissionsdaten zur Verfügung standen. Aufgrund der geringen Anzahl der auswertbaren Messintervalle war eine nach Fahrzeuggruppen differenzierte Ermittlung der EF nicht möglich. Es wurden deshalb nur über die gesamte Fahrzeugflotte gemittelte EF aus den Messdaten abgeleitet.

Die Messungen der Vertikalprofile von Windgeschwindigkeit und Schadstoffkonzentrationen erfolgten in ca. 100 m Entfernung zum Straßenabschnitt (Lee). Dazu wurde ein Kranausleger mit Messgeräten bestückt und kontinuierlich zwischen Boden und maximaler Höhe bewegt. Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von ca. 2 m/s (in 8 m Höhe) ergab sich für die Abluffahne der Autobahn eine Höhe von ca. 30 ± 5 m.

Die Fehler (VK) der messtechnisch ermittelten Emissionsraten sind überwiegend auf Fehler der Ermittlung der Abluffahnenhöhe (26 %) und auf Fehler der Schadstoffmessungen (CO: 20 %, NO_x: 2 %) zurückzuführen. Außerdem fließen Fehler der Windgeschwindigkeitsmessungen (6 %) und der Vorgabe der Rauigkeitslänge (2 %) ein. Nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung ergeben sich daraus mittlere Gesamtfehler (VK) von 33,4 % für CO und 26,8 % für NO_x.

Die Tabelle 56 gibt einen Überblick über die messtechnisch ermittelten mittleren EF. Durch die Mittelwertbildung aus den jeweils drei Messstunden verringern sich die statistischen Fehlerbandbreiten (angegeben als VK) bei NO_x von 26,8 % auf 15,5 % und bei CO von 33,4 % auf 19,3 %.

Tabelle 56: Gemessene Emissionsfaktoren im Autobahnexperiment A 656, 1997

16.7.1997		Anzahl der ausgewerteten Messstunden	mittlerer Schwerverkehranteil	mittlerer Emissionsfaktor [mg/km]	Standardabweichung [mg/km]	Variationskoeffizient
NO _x	12 - 13 Uhr	1	8,0 %	899	240,8	26,8 %
	14 - 15 Uhr	1	7,7 %	1346	360,6	26,8 %
	16 - 17 Uhr	1	4,3 %	1081	289,6	26,8 %
	MW 3 Messstunden	3	6,7 %	1108	171,5	15,5 %
CO	12 - 13 Uhr	1	8,0 %	6388	2134	33,4 %
	14 - 15 Uhr	1	7,7 %	5305	1772	33,4 %
	16 - 17 Uhr	1	4,3 %	7615	2543	33,4 %
	MW 3 Messstunden	3	6,7 %	6436	1241	19,3 %

7.2.2.6 Vergleich gemessener mit modellierten Emissionen

Die in dem Bild 38 graphisch dargestellten Vergleiche von gemessenen mit modellierten EF zeigen unterschiedliche Ergebnisse für NO_x und CO. Die über die drei Messstunden gemittelten modellierten NO_x-EF liegen um 30,0 % oberhalb der gemessenen. Noch größere Abweichungen treten bei den CO-EF auf. Hier werden die gemessenen EF von den modellierten EF im Mittel um 49,2 % unterschritten. Trotz der erheblichen Unsicherheiten, insbesondere bei den gemessenen EF, sind bei beiden Schadstoffen die festgestellten Unterschiede bei einem Sicherheitsniveau von 68,3 % signifikant, da sich die jeweiligen Fehlerbalken von gemessenen und modellierten Emissionen nicht überschneiden. Mit einem 95%igen Sicherheitsniveau, bei dem die Fehlerbandbreiten ungefähr doppelt so groß wären, sind die ermittelten Unterschiede beim NO_x nicht mehr signifikant. Beim CO hingegen haben die Untersuchungen auch bei diesem strengen Sicherheitsniveau signifikante Differenzen ergeben.

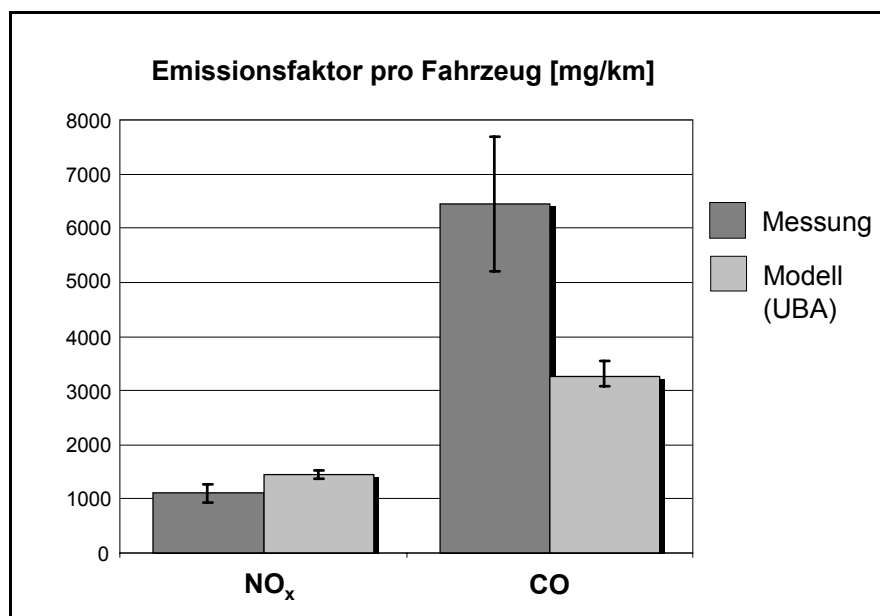


Bild 38: Autobahnexperiment A 656 (1997) - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

Die gravierenden Unterschiede der Abweichungen zwischen NO_x und CO konnten darüber hinaus anhand zusätzlicher Immissionsmessungen in konstanter Höhe in Luv und Lee der Autobahn bestätigt werden. Die

CO/NO_x-Quotienten (Lee-Konzentrationen minus Luv-Konzentrationen - angegeben in ppb) der 24 stündlichen Messdaten vom 16.7.1997 lagen im Bereich zwischen 2,8 und 6,3. Dagegen liegen die entsprechenden CO/NO_x-Emissionsraten-Verhältnisse, die in der Vorabschätzung ermittelt worden sind, nur im Bereich zwischen 1,1 und 2,2 [VOGEL 2000]. Auch unter Berücksichtigung, dass die für die Vorabschätzung verwendeten Verkehrsdaten insgesamt zu leichten Überschätzungen der NO_x-Emissionsraten und zu geringen Unterschätzungen der CO-Emissionsraten geführt haben, liegen die gemessenen und die modellierten CO/NO_x-Verhältnisse um einen Faktor 2 bis 3 auseinander. Diese Abweichungen sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf zu niedrige für die Emissionsmodellierung verwendete CO-EF bzw. auf zu hohe NO_x-EF zurückzuführen.

Mit den Ergebnissen des Autobahnexperiments konnte gezeigt werden, dass es grundsätzlich möglich ist, durch Verkehrs- und Immissionsmessungen an freien Straßenabschnitten für die gewählte Strecke und die Flotte spezifische mittlere Emissionsfaktoren abzuleiten. Mit dem realisierten Messkonzept können durch meteorologische und luftchemische Messungen die auf dem Straßenabschnitt verursachten Schadstoffkonzentrationen und die Abmessungen der Abluffahne mit geringen Fehlerbandbreiten ermittelt werden. Die manuellen Verkehrszählungen mit einer Sichteinordnung der Fahrzeuge in Fahrzeugkategorien, die teilautomatisierte Erfassung der Fahrzeuggeschwindigkeiten und die weitere Differenzierung der Fahrzeugflotte durch Kennzeichenauswertungen führen zu einer fundierten Datenbasis, die die Genauigkeit der Emissionsberechnungen im Vergleich zu Literaturdaten als Datenbasis deutlich verbessert.

7.2.3 Autobahn A 3 (Frankfurt - Köln)

Der TÜV Rheinland hat in einem Langzeitexperiment an der A 3 vom März 1987 bis August 1989 Messungen durchgeführt und EF aus Schadstoffbilanzierungen ermittelt [LEISEN 1990, 1992]. Hauptziel dieser Untersuchungen war in Fortführung des Abgas-Großversuches [MEIER 1986, LEISEN 1988] die zeitliche Entwicklung der fahrzeugbezogenen Emissionen zu verfolgen und die Wirksamkeit der Einführung neuer schadstoffärmerer Techniken zu überprüfen. NO_x-Schadstoffkonzentrationen wurden fortlaufend über den gesamten Messzeitraum an der Ostseite der Autobahn in 8,15 m Entfernung zum Fahrbahnrand und in insgesamt sechs verschiedenen Höhen (1 m; 3 m; 5,5 m; 10 m; 17 m; 26,5 m) gemessen. CO- und HC-Messungen erfolgten an drei Messhöhen (3 m; 10 m; 26,5 m), wobei die Berechnung der Vertikalprofile hier unter Heranziehung der NO_x-Profile erfolgte. Die Daten wurden jeweils über halbstündige Messintervalle gemittelt. Verkehrsstärke- und Geschwindigkeitsmessungen erfolgten pro Fahrspur mittels installierter Doppellinduktionsschleifen, wobei die Daten getrennt für Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge sowie für "Lastzüge" erfasst wurden. Die wichtigsten Daten der Messkampagne an der A 3 sind in Tabelle 57 enthalten.

Tabelle 57: Daten der Messungen an der A 3

Messzeitraum	März 1987 - August 1989
ausgewertete Messintervalle (30 min)	11.824
gemessene gasförmige Schadstoffe	NO _x , CO, HC
DTV	50.500 Kfz/d
mittlerer Anteil Schwerverkehr	19,9 %
mittlere Längsneigung	ca. ± 1 %
Höhe	180 müNN
mittlere Geschwindigkeit Pkw	125,2 km/h
mittlere Geschwindigkeit Lkw	82,5 km/h

Der gewählte Messabschnitt der A3 liegt in der Nähe von Bonn zwischen den Anschlussstellen Siegburg/Hennef und Siebengebirge und weist in Richtung Frankfurt eine Steigung von ca. + 1 % auf. Die an den Messabschnitt angrenzenden Abschnitte weisen deutlich stärkere Längsneigungen auf, jeweils mit Steigung in Fahrtrichtung Frankfurt. Diese Profilierung führt zu erheblichen Unterschieden der mittleren Geschwindigkeiten zwischen der Fahrtrichtung Frankfurt (Pkw: 115,7 km/h; Lkw: 75,3 km/h) und der Fahrtrichtung Köln (Pkw: 135,1 km/h; Lkw: 90,7 km/h). In Fahrtrichtung Frankfurt ist aufgrund des flacheren Verlaufs des

Messabschnitts im Vergleich zum vorhergehenden Autobahnabschnitt von Beschleunigungsprozessen am Messquerschnitt auszugehen, die jedoch nicht messtechnisch erfasst worden sind. Während in Fahrtrichtung Frankfurt somit von höheren Motorlasten auszugehen ist, als nach der eigentlichen Längsneigung des Messabschnitts zu erwarten wäre, ist in der Gegenrichtung aufgrund der vorhergehenden Gefällstrecke von niedrigeren Motorlasten auszugehen. Die A 3 weist im Bereich des Messquerschnitts drei Fahrspuren pro Fahrtrichtung auf. Es besteht keine Geschwindigkeitsbeschränkung.

Tabelle 58: Zusammensetzungen der Fahrzeugkategorien nach Konzepten auf Autobahnen in West-Deutschland [UBA 1999]

Fahrzeugkategorie	Konzept	1987	1988	1989
MR	2-Takt (vor ECE 40)	21,2 %	18,1 %	15,9 %
	4-Takt (vor ECE 40)	78,8 %	81,9 %	84,1 %
Pkw	Otto ohne GKat	74,3 %	65,1 %	55,9 %
	Otto mit GKat	7,5 %	16,1 %	26,1 %
	Diesel konventionell	14,9 %	12,8 %	10,8 %
	Diesel nach US-Norm (Anl. XXIII)	3,3 %	6,0 %	7,2 %
LNF	Otto ohne GKat	50,1 %	43,7 %	39,1 %
	Otto mit GKat	1,4 %	2,9 %	4,4 %
	Diesel konventionell	48,4 %	53,4 %	56,5 %
SV	60er Jahre	2,2 %	1,6 %	0,9 %
	70er Jahre	30,7 %	25,6 %	21,6 %
	80er Jahre	67,1 %	72,2 %	77,5 %

Innerhalb des vergleichsweise langen Messzeitraums von ca. 2½ Jahren ist mit einer signifikanten Änderung der Flottenzusammensetzung zu rechnen. Zwar wurde die tatsächliche Flottenzusammensetzung am Messquerschnitt nicht differenziert erfasst (z.B. über Kennzeichenauswertungen), jedoch lässt sich aus mittleren Fahrleistungsverteilungen aus der Literatur die allgemeine Tendenz ablesen. In der Tabelle 58 sind die mittleren Anteile der verschiedenen Antriebs- und Schadstoffminderungskonzepte innerhalb der einzelnen Fahrzeugkategorien für Autobahnen in West-Deutschland zusammengestellt [UBA 1999]. Deutlich ist der Anstieg des Anteils der Pkw mit GKat und ein entsprechender Abfall der Otto-Pkw ohne GKat erkennbar. Bei den LNF ist diese Tendenz weniger stark ausgeprägt und eher eine Verschiebung hin zu dieselbetriebenen Fahrzeugen zu beobachten. Der Anteil der 4-Takt-Motorräder nimmt auf Kosten der 2-Takter von 1987 bis 1989 deutlich zu, und beim Schwerverkehr (SV) setzen sich zunehmend neuere Fahrzeuge mit verbessertem Emissionsverhalten durch. Die Änderungen der Flottenzusammensetzungen spiegeln sich in signifikanten Verkleinerungen der fahrzeugbezogenen, über Monate bzw. Quartale gemittelten EF innerhalb des Messzeitraums wider [LEISEN 1992], wobei die wesentlichen Änderungen auf die Fahrzeugkategorie der Pkw zurückzuführen sind.

In dem Bild 39 sind die über den gesamten Messzeitraum (ohne Zeitraum von Juni bis November 1987 wegen Baustelleneinrichtung) gemittelten fahrzeugbezogenen EF dargestellt. Da die Messvorrichtungen zur Erfassung der Vertikalprofile nur auf der östlichen Seite der Autobahn installiert waren, konnten nur die Messintervalle mit mittlerer westlicher Queranströmung (senkrecht $\pm 60^\circ$) in die Auswertungen einbezogen werden. Auch Messintervalle mit drehenden Winden oder geringen Windgeschwindigkeiten (< 1 m/s) konnten aufgrund der nicht nachvollziehbaren Schadstoffausbreitung nicht berücksichtigt werden. Insgesamt wurden ca. 60 % aller Halbstunden-Messintervalle aufgrund ungünstiger meteorologischer Bedingungen nicht für die Bilanzierungen berücksichtigt.

Die Fehlerbandbreiten (Standardabweichungen der Mittelwerte) der aus den Messungen abgeleiteten EF ergeben sich aus den Streuungen der Einzelwerte, die in [LEISEN 1992] als Monats- (NO_x) bzw. Quartalsmittelwerte (CO, NMHC) angegeben sind. Aufgrund der sehr hohen Anzahl der ausgewerteten Messintervalle (30 min) sind die statistischen Fehler der Mittelwerte klein. Trotz der im Vergleich zu NO_x (Lee-Konzentrationen in Bodennähe im Mittel ca. 8 - 10 fach über den Luv-Konzentrationen) schlechten Messgenauigkeit bei CO und insbesondere bei NMHC, der sehr hohen, überwiegend durch natürliche Quellen verur-

sachten Hintergrundkonzentrationen der Kohlenwasserstoffe (die von den Fahrzeugen verursachte Zusatzbelastung lag hier im Mittel unter 10 % der Hintergrundbelastung) und Ungenauigkeiten bei der Ermittlung der Vertikalprofile aufgrund der lediglich punktuell durchgeführten Windgeschwindigkeits- und Schadstoffmessungen sind die berechneten arithmetischen Mittelwerte mit einer hohen Genauigkeit verknüpft. Die im Laufe der Messungen aufgetretene Veränderung der Flottenzusammensetzung ist ebenfalls in den berechneten statistischen Fehlern enthalten, wirkt sich auf die Mittelwerte aber nur gering aus. NO_x-EF konnten sowohl für die Gesamtflotte, als auch getrennt für Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge abgeleitet werden. Für CO und NMHC konnten für die Lkw-ähnlichen Fahrzeuge keine signifikanten EF ermittelt werden. Deshalb sind für diese Schadstoffklassen in [LEISEN 1992] lediglich EF für die Pkw-ähnlichen Fahrzeuge angegeben.

Zusätzlich zu den mittleren EF konnten von [LEISEN 1992] aus geeigneten Regressionsansätzen für die Jahre 1988 und 1989 die Geschwindigkeitsabhängigkeiten der NO_x-EF für Pkw (im Bereich von 100 km/h bis 140 km/h) und für den Schwerverkehr (im Bereich von 65 km/h bis 85 km/h) abgeleitet werden. Für die Pkw ergab sich ein weitgehend linearer Anstieg der EF mit zunehmender Durchschnittsgeschwindigkeit je nach Quartal von ca. 3,2 - 4,2 g/km bei 100 km/h auf ca. 4,5 - 5,5 g/km bei 140 km/h. Beim Schwerverkehr dagegen sinken die NO_x-EF von ca. 22 - 36 g/km bei 65 km/h auf ca. 17 - 22 g/km bei 85 km/h ab. Die Ergebnisse beim Schwerverkehr sind auf den ersten Blick nicht plausibel, sind aber unter Berücksichtigung der Längsneigungscharakteristik erklärbar. Die deutlich höheren Motorlasten werden vom Schwerverkehr in Richtung Frankfurt bei ansteigender Fahrbahn und gleichzeitig niedrigen Geschwindigkeiten erbracht. Ein hohes Schwerverkehrsaufkommen in Fahrtrichtung Frankfurt führt daher zu niedrigen mittleren Geschwindigkeiten bei gleichzeitig hohen NO_x-EF. Umgekehrt führt ein hohes Schwerverkehrsaufkommen in Fahrtrichtung Köln zu hohen mittleren Geschwindigkeiten bei geringen Motorlasten und somit vergleichsweise geringen NO_x-EF. Die Ergebnisse können somit nicht auf andere Autobahnabschnitte mit anderen Längsneigungscharakteristiken übertragen werden. Über die Signifikanz bzw. die Fehlerbandbreiten der aus den Messungen abgeleiteten Geschwindigkeitsabhängigkeiten der EF werden von den Autoren keine Angaben gemacht.

Die modellierten Vergleichs-EF basieren auf den Ergebnissen des UBA-Handbuchs [UBA 1999] für eine Verkehrssituation auf Autobahnen ohne Geschwindigkeitsbegrenzung und freier Fahrt ("AB>120"). Die wenigen im Messzeitraum aufgetretenen Verkehrssituationen mit gebundenem Verkehr und "Stop+Go"-Situationen wurden bei den Auswertungen nicht berücksichtigt. Die EF wurden für die angegebene mittlere Längsneigung von ± 1 % aus linearen Interpolationen der EF für Längsneigungen von 0 % und ± 2 % berechnet. Differenzierungen der Fahrleistungen nach Fahrzeuggruppen liegen in [LEISEN 1992] nur für Pkw-ähnliche (vermutlich ohne Motorräder) und Lkw-ähnliche Fahrzeuge sowie für Lastzüge vor. Die weitere Differenzierung dieser Angaben in die Fahrzeugkategorien Motorräder, Pkw, LNF, Lkw, LZ, SZ und Busse erfolgte nach [PALM 1994a, 1994b] anhand mittlerer Fahrleistungsverteilungen auf Autobahnen in West-Deutschland für die Bezugsjahre 1987 bis 1989. Für die weitere Differenzierung der Fahrzeugflotte in Fahrzeugschichten wurden aufgrund fehlender Daten wiederum mittlere, jährlich aufgelöste Verteilungen [UBA 1999] übertragen. Die in dem Bild 39 dargestellten Fehlerbandbreiten beziehen sich ausschließlich auf statistische Schwankungen, die durch unterschiedliche Bezugsjahre und variierende Anteile der Fahrzeugklassen (Pkw, Lkw) zwischen den Monats- bzw. Quartalsmittelwerten verursacht werden. Zusätzliche Unsicherheiten, die z.B. durch Fahrmustervariationen oder Abweichungen der Flottenzusammensetzungen entstehen können, können aufgrund fehlender detaillierter Daten nicht quantifiziert werden.

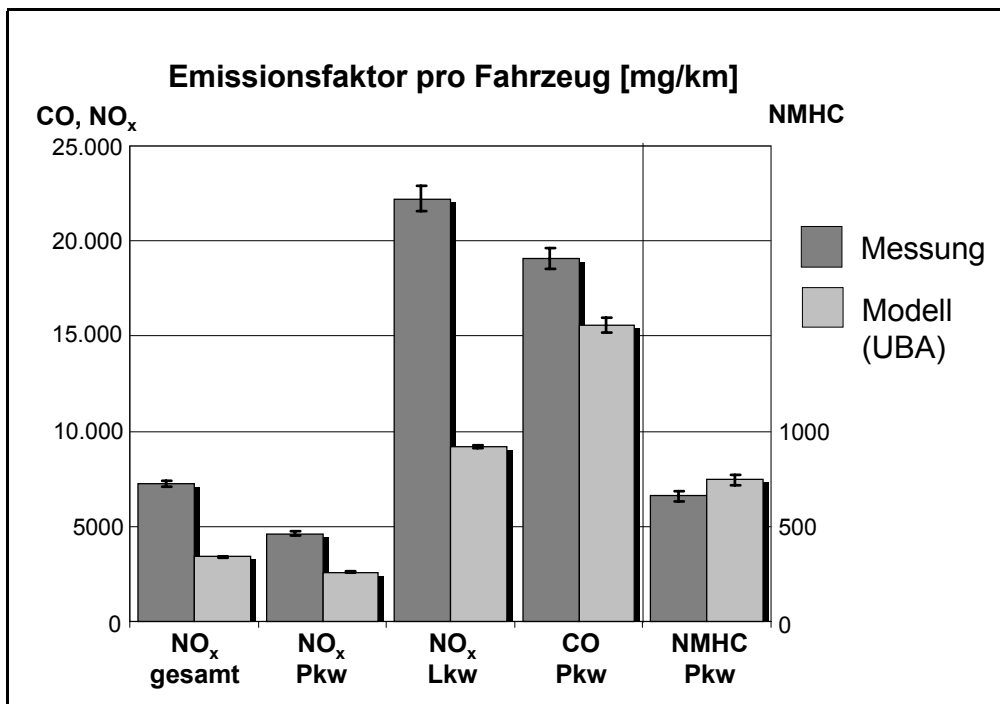


Bild 39: Autobahn A 3 - Vergleich gemessener mit für die Emissionsmodellierung verwendeten EF

Wie die Vergleiche mit den aus den Messungen abgeleiteten NO_x-EF zeigen, sind die NO_x-Modell-EF [UBA 1999] noch nicht einmal halb so groß (- 52,7 %). Die relativen Abweichungen fallen dabei bei den Pkw-ähnlichen Fahrzeugen mit - 43,6 % etwas geringer als bei den Lkw-ähnlichen Fahrzeugen (- 58,7 %) aus. Bei diesen erheblichen Differenzen ist zu berücksichtigen, dass diese nicht allein auf Fehler der schichtbezogenen Modell-EF zurückzuführen sind, sondern dass u.U. zusätzliche systematische Fehler der angenommenen Flottenzusammensetzungen ebenfalls in den signifikanten Abweichungen abgebildet werden. Die besondere Charakteristik des Streckenprofils mit relativ hohen Motorlastzuständen in die eine und relativ geringen Motorlastzuständen in die andere Fahrtrichtung kann die aufgetretenen Differenzen nicht erklären. Modellrechnungen mit höheren Längsneigungsgradienten ($\pm 2\%$, $\pm 4\%$, $\pm 6\%$) führen insgesamt nur zu geringfügig höheren EF, da der Anstieg der Lkw-NO_x-EF mit zunehmender Längsneigung nahezu vollständig von der Abnahme der Pkw-NO_x-EF kompensiert wird.

Auch beim CO sind die Modell-EF der Pkw-ähnlichen Fahrzeuge signifikant kleiner als die aus den Messungen abgeleiteten, wenn auch der Minderbefund mit - 18,2 % vergleichsweise gering ausfällt. Beim CO ist die starke Sensitivität gegenüber der Straßenlängsneigung zu berücksichtigen. Da die Längsneigung des Messabschnitts nur ungefähr mit ca. $\pm 1\%$ angegeben wird, ist hier mit erheblichen Unsicherheiten bei den modellierten EF zu rechnen, die in dem in dem Bild 39 dargestellten Fehlerbalken nicht enthalten sind. Auch das besondere Streckenprofil mit starken Längsneigungen von dem Messabschnitt benachbarten Abschnitten kann sich stark auf das CO-Emissionsverhalten auswirken. Einflüsse dieser Art können aber mit den derzeit verfügbaren EF nicht modelliert werden.

Eine gute Übereinstimmung ergibt sich bei den Pkw-EF der NMHC. Die in [LEISEN 1992] auf Methan (CH₄) bezogenen Massenkonzentrationen wurden vor dem Vergleich auf die bei Prüfstandsmessungen übliche Form (CH_{1,85}) umgerechnet. Der mit einer Längsneigung von $\pm 1\%$ modellierte mittlere NMHC-EF liegt ca. 13 % über dem aus allen Messintervallen abgeleiteten Wert. Die auftretende Differenz ist dabei unter Berücksichtigung der quantifizierbaren Fehler nur knapp signifikant (VB 68,3 %). Auch bei den Kohlenwasserstoffen ist mit einer erhöhten Sensitivität gegenüber der Straßenlängsneigung zu rechnen. Allerdings fällt diese nicht so stark ins Gewicht wie beim Kohlenmonoxid.

7.2.4 Sonstige Immissionsmessungen

Die Ableitung von absoluten Emissionsraten aus straßennahen Immissionsmessungen erfordert die messtechnische Erfassung der Abluftfahne in ihrem gesamten Höhenprofil. Liegen lediglich Immissionswerte aus bodennahen Messstationen vor, kann in der Regel aufgrund der komplexen Ausbreitungsvorgänge nicht oder nur mit erheblichen Unsicherheiten auf die absoluten Emissionen des betrachteten Straßenabschnitts rückgeschlossen werden. Auch derzeit verfügbare mikroskalige Chemie-Transport-Modelle sind noch nicht so ausgereift, dass eine Rückrechnung auf die Emissionen mit den notwendigen engen Fehlerbandbreiten möglich wäre.

Trotzdem können bodennahe Immissionsmessungen, soweit die gemessenen Schadstoffkonzentrationen überwiegend von Emissionen aus dem Straßenverkehr beeinflusst werden, interessante Aufschlüsse über langfristige Emissionstendenzen ergeben. Außerdem können Verhältnisse (Quotienten) aus Konzentrationen unterschiedlicher Schadstoffe gebildet werden, die aus der gleichen Quelle stammen, den selben Ausbreitungsmechanismen unterliegen und somit mit modellierten Emissionsverhältnissen verglichen werden können.

7.2.4.1 Vergleich von langfristigen Tendenzen

Kontinuierlich arbeitende Immissionsmessstationen werden in Deutschland in großem Umfang etwa seit Beginn der 80er Jahre betrieben. Verfolgt man die langjährige Entwicklung der aufgezeichneten Konzentrationswerte, so lassen sich Schlussfolgerungen über den langfristigen zeitlichen Verlauf der Luftqualität ziehen. Schwierig ist die Zuordnung der Schadstoffbelastung zu den verursachenden Quellen, da die Messstationen in der Vergangenheit in der Regel so eingerichtet worden sind, dass sie möglichst für großflächige Belastungsgebiete repräsentative Werte liefern. Sie werden somit von allen relevanten verursachenden Quellen beeinflusst, wobei die lokalen Emissionssituationen zu sehr unterschiedlichen Anteilen der einzelnen Quellsektoren zwischen den verschiedenen Messstationen führen.

Kontinuierlich betriebene Immissionsmessstationen, die stark überwiegend von Verkehrsemissionen geprägt werden und für die mehrjährige Messdaten vorliegen, sind in Deutschland selten. In [LAMBRECHT 1998] wurden drei derartige Stationen näher untersucht:

- A 4, BAST-Messstelle bei Bensberg-Frankenhorst, NO_x-Messungen seit 1987
- A 100, Stadtautobahn Berlin (Stadtring West), Lerschpfad, CO- und NO_x-Messungen seit 1987
- Göttinger Straße, Hannover, CO- und NO_x-Messungen seit 1990

Alle drei Messstationen befinden sich unmittelbar am Rand von Straßenabschnitten mit sehr hohem Verkehrsaufkommen. Die Messstelle an der A 4 befindet sich auf dem Mittelstreifen der Autobahn, so dass die Schadstoffbelastung weitgehend unabhängig von meteorologischen Einflüssen ist und zeitlich homogen verläuft. Auch die Konzentrationen an der Messstelle Göttinger Straße werden aufgrund von Kanalisierungseffekten und lokalen Turbulenzen nur schwach von meteorologischen Parametern beeinflusst. Die Messstation Lerschpfad liegt dagegen westlich der A 100 und weist erhebliche Beeinflussungen durch die vorherrschende Windrichtung auf. Deshalb wurden von den Autoren anhand von Winddaten diejenigen Konzentrationswerte herausgefiltert, zu deren Zeitpunkten die Messstation jeweils im Lee der Stadtautobahn lag. Für alle drei Messstationen lagen zudem Daten über die jährliche Gesamtverkehrsstärke sowie den Schwerverkehrsanteil vor.

Aus den vorliegenden ½-h-Konzentrationswerten wurden von [LAMBRECHT 1998] jeweils Jahresmittelwerte gebildet. Zum Vergleich mit den Immissionswerten wurden jahresmittlere Emissionsraten berechnet. Datengrundlage für die Berechnungen waren die Emissionsfaktoren des UBA-Handbuchs [UBA 1995], die darin enthaltenen mittleren Angaben über die Flottenzusammensetzung und den Fahrmuster-Mix (pro Straßenkategorie) sowie die Ergebnisse von Verkehrszählungen. Flottenzusammensetzung und Fahrmuster-Mix wurden also nicht experimentell ermittelt, sondern über den bundesdeutschen Durchschnitt im jeweiligen Bezugsjahr

abgeschätzt. Somit konnten die zeitlichen Entwicklungen der gemessenen Immissionen mit denen der modellierten Emissionen verglichen werden.

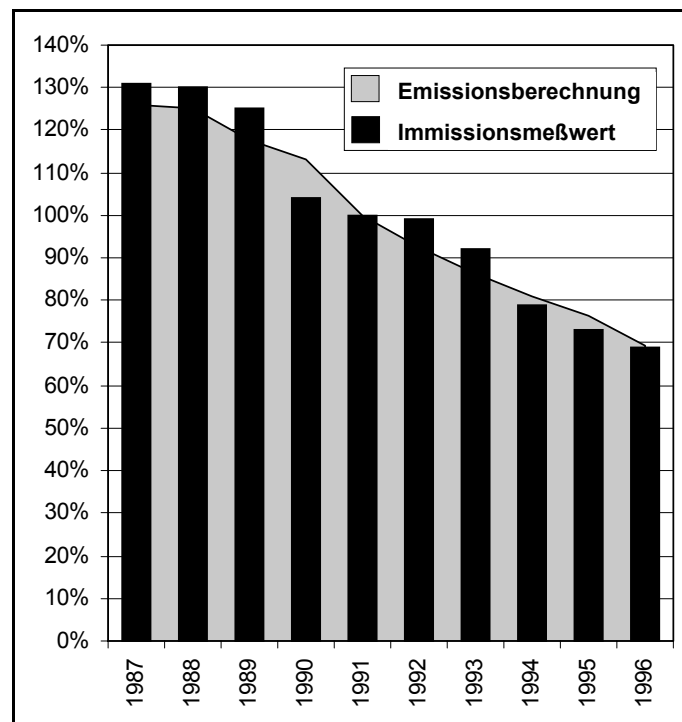


Bild 40: Autobahn A 4 – Vergleich der zeitlichen Entwicklungen von gemessenen NO_x-Immissionskonzentrationen mit modellierten NO_x-Emissionsraten (1991 = 100 %) [LAMBRECHT 1998]

Das Bild 40 zeigt beispielhaft die zeitlichen Entwicklungen der gemessenen NO_x-Konzentrationen und der modellierten NO_x-Emissionsraten von 1987 bis 1996. Beide Zeitreihen sind jeweils für das Jahr 1991 auf 100 % normiert worden. Obwohl für die Flottenzusammensetzung und für den Fahrmuster-Mix keine streckenspezifischen Daten vorliegen, zeigt sich eine gute Übereinstimmung der beiden Tendenzen. Von 1987 bis 1996 nahmen die gemessenen jahresmittleren Konzentrationen um 47 % ab. Für die modellierten Emissionsraten wurde im gleichen Zeitraum eine Abnahme von 44 % ermittelt. Dabei nahmen die Pkw-Emissionen um 57 % ab, während die Schwerverkehr-Emissionen leicht um 6 % zunahmen.

Etwas schlechter sind die Übereinstimmungen an der Göttinger Straße in Hannover. Während die gemessenen Konzentrationen zwischen 1990 und 1996 um 30 % bei NO_x und um 41 % bei CO zurückgehen, liegen die entsprechenden Abnahmen der modellierten Emissionsraten (einschließlich Kaltstart) bei 20 % (NO_x) und 37 % (CO). Die gemessenen Abnahmen sind also höher als diejenigen der Modellberechnungen. Gute Übereinstimmungen treten ebenfalls bei den (windrichtungsbereinigten) NO_x-Abnahmen an der A 100 Lerschpfad zwischen 1987 und 1996 auf (Immissionen: - 49 %, Emissionen: - 55 %). Etwas schlechter wiederum fällt der Vergleich beim CO mit - 44 % bei den Immissionen und - 54 % bei den Emissionen aus. Im Vergleich zur A 4 sind die Immissionsniveaus an den beiden Messstellen Göttinger Straße und A 100 niedriger und die Einflüsse anderer Emissionsquellen größer, was von [LAMBRECHT 1998] als Erklärung für die etwas schlechteren Übereinstimmungen angegeben wird.

Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen der Untersuchung folgern, dass die langfristigen Tendenzen der CO- und NO_x-Immissionen an Straßenabschnitten mit hoher Verkehrsstärke und damit auch der Emissionsraten im Zeitraum von 1987 bis 1996 gut modelliert werden können. Übertragen auf die derzeit vorliegenden Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs bedeutet dies, dass die relativen Abnahmen der Emissionsfaktoren mit der Einführung neuerer, abgasärmerer Fahrzeuge für typische Fahrzeugflotten im Mittel gut wiedergegeben werden.

Aus Studien dieser Art lassen sich dagegen keine Aussagen über mögliche systematische Fehler der Emissionsfaktoren, die sich über mehrere Jahre fortpflanzen, treffen. Werden beispielsweise die Emissionsfaktoren aufgrund nicht repräsentativer Fahrzeugauswahl im Messprogramm systematisch zu niedrig bestimmt, so wird dieser Fehler bei der Fortschreibung der EF auf spätere Modelljahre im relativ gleichen Verhältnis übertragen und wird nicht erkannt. Auch sind Aussagen über die Qualität von Emissionsprognosen, die über das aktuelle Jahr hinausgehen, nur bedingt möglich, da Prognosen über zukünftige Entwicklungen der Emissionsfaktoren mit der Einführung mit zusätzlichen Unsicherheiten verbunden sind.

7.2.4.2 Vergleich von Schadstoffverhältnissen

1995 wurden vom Institut für Chemie der belasteten Atmosphäre des Forschungszentrums Jülich an zwei Autobahnabschnitten in Nordrhein-Westfalen (A 44 bei Mersch und A 4 bei Eschweiler) VOC- und NO_x-Immissionsmessungen durchgeführt [SCHMITZ 1998]. Da nicht die gesamte Abluftfahne in ihrem Höhenprofil durch die Messungen erfasst worden ist, ist eine Ableitung von absoluten EF aus den Messdaten nicht möglich. Es wurden mittlere Schadstoffquotienten gebildet, die mit den entsprechenden Quotienten der modellierten Emissionen verglichen wurden. Als Grundlage der Modellierungen diente das UBA-Handbuch in der Version 1.1 [UBA 1995].

Die Verkehrsstärken wurden mittels automatischer Dauerzählstellen jeweils für die Fahrzeugklassen Pkw- und Lkw-ähnliche Fahrzeuge erfasst. Über die für die Modellierung der Emissionen notwendigen Annahmen für die weiteren Differenzierungen der Fahrzeugklassen in Fahrzeugkategorien liegen keine Informationen vor. Für die Anteile der einzelnen Fahrzeugschichten an den Fahrzeugkategorien wurden nach [SCHMITZ 1998] die entsprechenden im UBA-Handbuch enthaltenen Fahrleistungsverteilungen benutzt. Geschwindigkeitsmessungen wurden nicht durchgeführt. Für den Abschnitt der A 44 wurde eine Verkehrssituation mit einer mittleren Pkw-Geschwindigkeit von 116 km/h angenommen. Bei dem Abschnitt der A 4 wurde für die Modellierungen eine Baustellen-Verkehrssituation mit einer mittleren Geschwindigkeit von 70 km/h verwendet. Die A 4 weist im Bereich des Messabschnitts eine Längsneigung von ca. 4 % auf.

Tabelle 59: A 44, A 4 - Vergleich gemessener Immissionsquotienten mit modellierten Emissionsquotienten [SCHMITZ 1998]

mittlere Pkw-Geschwindigkeit	Wochenende - Werktag	VOC / NO _x			CO / NO _x			Benzol / NO _x		
		Modell	Messung	Modell / Messung	Modell	Messung	Modell / Messung	Modell	Messung	Modell / Messung
[km/h]		[ppbC/ppbV]			[ppbV/ppbV]			[ppbV/ppbV]		
116	Werktag	0,45	0,71 (± 0,06)	63,4 %	2,35	4,87	48,3 %	0,004	0,009	44,4 %
116	Wochenende	0,56	1,04 (± 0,05)	53,8 %	4,11	7,89	52,1 %	0,006	0,013	46,2 %
70	Werktag	0,60	1,19 (± 0,21)	50,4 %	1,99	4,81	41,4 %	0,005	0,011	45,5 %
70	Wochenende	0,94	1,14 (± 0,16)	82,5 %	4,06	6,42	63,2 %	0,009	0,013	69,2 %

In der Tabelle 59 sind die über alle Messintervalle gemittelten Ergebnisse für die VOC/NO_x-, CO/NO_x- und Benzol/NO_x-Quotienten zusammengestellt. An beiden Messabschnitten liegen alle modellierten Quotienten sowohl werktags als auch am Wochenende deutlich unterhalb der gemessenen Quotienten. Im Mittel erreichen die Modellwerte lediglich ca. 60 % der gemessenen Quotienten. Im Falle von CO und Benzol sind die Modellquotienten nur ca. halb so groß wie die Messquotienten. Die besten Übereinstimmungen finden sich noch bei allen drei untersuchten Schadstoffrelationen beim Abschnitt mit niedrigerer Geschwindigkeit an den Wochenendtagen mit niedrigem Lkw-Anteil. Angaben zu Fehlern der modellierten Quotienten sind in [SCHMITZ 1998] nicht enthalten.

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass insbesondere die Lkw-EF und EF in hohen Geschwindigkeitsbereichen mit starken Unsicherheiten behaftet sind. Bei den Vergleichen ist zu berücksichtigen, dass die Differenzen nicht ausschließlich auf die EF zurückzuführen sind, sondern eventuelle zusätzliche Unsicherheiten bei den Fahrmustern und der auf das Bezugsjahr 1995 hochgerechneten Flottenzusammensetzung mit abgebildet werden. Ein von [SCHMITZ 1998] durchgeführter Vergleich der gemessenen Quotienten mit Modellrechnungen für das Bezugsjahr 1990, für das für alle Fahrzeugschichten Messwerte aus Prüfstandsmessungen vorliegen, führt zu etwa 15 - 25 % geringeren Abweichungen.

Weitere Vergleichsmessungen, die von [SCHMITZ 1998] an Autobahnauffahrten durchgeführt worden sind, führen zu ähnlich starken Abweichungen. Hier treten auch (auf NO_x bezogene) Quotienten auf, die erheblich größer als eins sind. Steigungen führen im Vergleich zu Gefällstrecken generell zu höheren Quotienten. Der Einfluss des Lkw-Anteils auf die Quotienten durch getrennte Auswertungen für Werktage und Tage am Wochenende zeigt kein einheitliches Bild. Ein erhebliches Manko der Vergleiche an diesen Abschnitten ist, dass für Fahrmuster bzw. Verkehrssituationen auf Autobahnen mit starken Beschleunigungsvorgängen derzeit noch keine geeigneten EF verfügbar sind.

7.3 Stadtexperiment Augsburg

Im Rahmen des Verbundforschungsprojekts "Emissionsevaluierungs-Experiment Augsburg (EVA)" wurden im Jahre 1998 im Auftrag des BMBF (Troposphärenforschungsprogramm) erstmals räumlich und zeitlich hochaufgelöste Emissionskataster für ein ganzes Stadtgebiet experimentell überprüft [SLEMR 2002, EVA 2002]. Für dieses Experiment wurde die Stadt Augsburg (ca. 255.000 Einwohner) aufgrund ihrer günstigen topographischen Lage ausgewählt. Die Evaluierung der modellierten Emissionsdaten erfolgte durch zwei prinzipiell unterschiedliche experimentelle Ansätze: 1. Ermittlung von Gesamtemissionsraten für CO und NO_x aus Flugzeugmessdaten und 2. Langzeitmessungen von Immissionskonzentrationen an stationären Messpunkten im Lee der Stadt.

Die Aufgaben des IER im Rahmen des Verbundprojekts bestanden in der experimentellen Ermittlung der Aktivitätsparameter, in der Berechnung der Modellemissionen und in der Durchführung und Interpretation der Vergleiche zwischen den experimentell ermittelten und den modellierten Emissionsraten.

7.3.1 CO- und NO_x-Gesamtemissionsraten

In stündlicher Auflösung modellierte CO- und NO_x-Emissionsraten für das gesamte Stadtgebiet von Augsburg wurden mittels Flugzeugmessungen experimentell evaluiert. Dazu wurde das Stadtgebiet mit Messflugzeugen in unterschiedlichen Höhen entlang eines festgelegten Flugmusters an ausgewählten Stunden im Oktober 1998 umflogen. Die Fläche des umflogenen Untersuchungsgebietes hatte dabei eine Ausdehnung von ca. 130 km². CO- und NO_x-Konzentrationen wurden während der Flüge kontinuierlich erfasst. Durch Einbeziehung von zeitlich hochaufgelösten Messdaten über Windgeschwindigkeit und -richtung in unterschiedlichen Höhen bis zur jeweiligen Mischungsschichthöhe wurden über Massenbilanzierungsmethoden die Gesamtemissionsraten für das Stadtgebiet bestimmt [KALTHOFF 2002].

Die modellierten Emissionsraten für das Stadtgebiet Augsburg wurden auf zwei unterschiedlichen Qualitätsniveaus (QN) berechnet. QN 1 hat als Grundlage ein mesoskaliges Emissionsmodell, wie es häufig zur Berechnung von regionalen Emissionskatastern für Gebiete mittlerer Größe (ca. 10.000 km² bis 1.000.000 km²) verwendet wird. Für die Modellierungen des QN 2 wurden für die Stadt Augsburg spezifische Aktivitäten erfasst. So wurden die Ergebnisse eines Verkehrsflussmodells und von Verkehrszählungen ausgewertet und somit die räumliche und zeitliche Auflösung der Verkehrsstärkedaten im Stadtgebiet verfeinert [KÜHLWEIN 2002a].

Messflüge wurden an insgesamt vier Tagen im Oktober 1998 durchgeführt, jeweils zwischen 12 Uhr und 15 Uhr Ortszeit. Am 22. Oktober wurden zwei Flüge absolviert: zwischen 12:21 Uhr und 13:56 Uhr (A) und zwischen 13:45 Uhr und 15:00 Uhr (B). Die Daten der Messflüge wurden jeweils durch zwei unterschiedli-

che Methoden ausgewertet und in Emissionsraten umgerechnet. Die beiden Methoden (Flugzeug 1 und 2) unterscheiden sich im wesentlichen bei dem Verfahren der Interpolation von gemessenen Konzentrationen zwischen den Niveaus der Flughöhen und bei der Auswertung der meteorologischen Daten [KALTHOFF 2002].

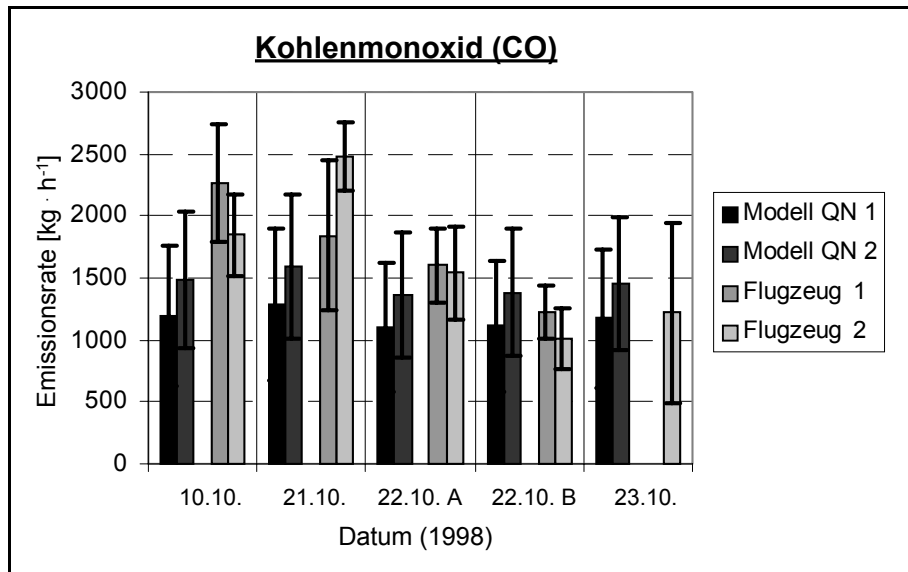


Bild 41: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen CO-Emissionsraten an einzelnen Messtagen (Fehlerbalken: 1 σ)

Das Bild 41 zeigt generell eine gute Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen CO-Emissionsraten. Die modellierten Emissionen sind etwas niedriger am 10., 21. und 22. (A) Oktober und etwas höher am 22. (B) und 23. Oktober. Die Fehlerbalken von modellierten und gemessenen Emissionsraten überschneiden sich. Die auftretenden Differenzen sind somit bei dem gewählten Signifikanzniveau von 1 σ nicht signifikant. Beim Vergleich der modellierten mit den gemessenen NO_x-Emissionsraten in Bild 42 zeigen sich sehr gute Übereinstimmungen am 21. und 23. Oktober. Leichte Überschätzungen treten am 22. (A) Oktober auf. Größere Differenzen finden sich am 22. (B) und am 10. Oktober, wobei der 10.10.1998 ein Samstag war. Die anderen Messflüge (21. bis 23.10.) fanden an Normalwerktagen statt. Der einzige signifikante Unterschied zwischen modellierten und gemessenen NO_x-Emissionsraten tritt am 10. Oktober zwischen Modell QN 2 und Flugzeug 1 auf [KÜHLWEIN 2002b].

Um schärfere statistische Aussagen zu erzielen wurden, getrennt für die beiden Modellniveaus und für die beiden Flugzeugauswertungen, die modellierten und gemessenen CO- und NO_x-Werte aus den einzelnen Messintervallen der Normalwerkstage jeweils auf Modell QN 1 normiert und anschließend zu gesamten stündlichen Emissionsraten gemittelt. Für Wochenendtage war eine Mittelung nicht möglich, da nur ein Datensatz für einen Samstag zur Verfügung stand. Die Unsicherheiten der Emissionsraten der einzelnen Intervalle wurden ebenfalls auf Modell QN 1 normiert und anschließend nach dem Prinzip der Fehlerfortpflanzung zu einem Gesamtfehler zusammengefasst. Da der Gesamtfehler mit der zunehmenden Anzahl von unabhängigen Beobachtungen abnimmt, können beim Vergleich der gemittelten Emissionsraten zuverlässigere Schlüsse gezogen werden.

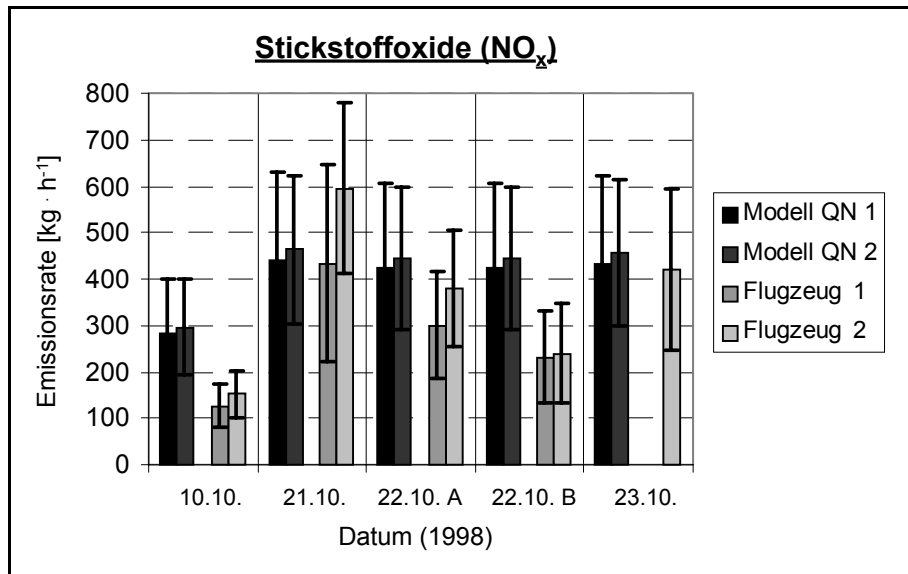


Bild 42: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen NO_x-Emissionsraten an einzelnen Messtagen (Fehlerbalken: 1 σ)

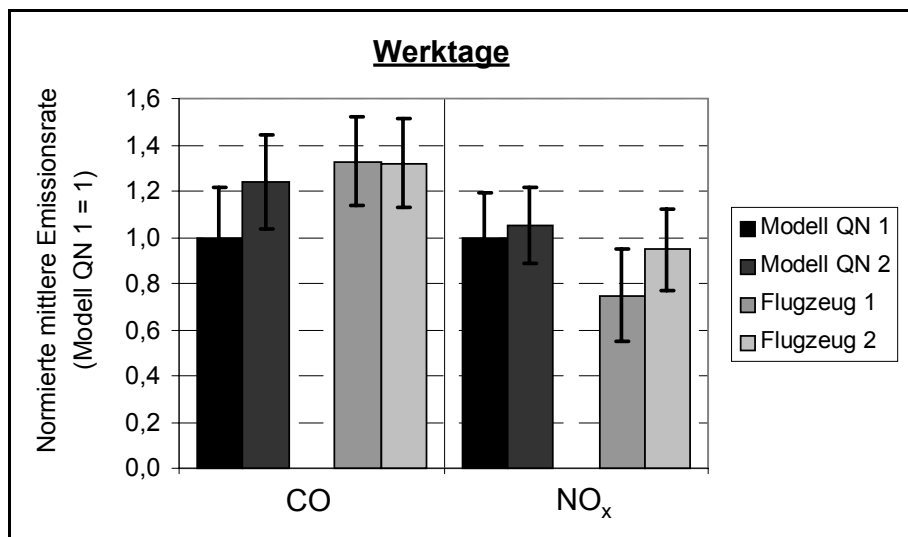


Bild 43: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen Emissionsraten, gemittelt über alle Werktage mit Flugzeugmessungen (Fehlerbalken: 1 σ)

Das Bild 43 zeigt an Werktagen einen hohen Grad an Übereinstimmung zwischen modellierten ($1,24 \pm 0,21$, bezogen auf Modell QN 1) und gemessenen CO-Emissionsraten (Flugzeug 1: $1,33 \pm 0,19$; Flugzeug 2: $1,32 \pm 0,19$). Unter Berücksichtigung der berechneten Unsicherheitsbandbreiten können auf einem 1 σ - Signifikanzniveau keine signifikanten Differenzen zwischen Modell QN 2 und Messdaten beobachtet werden.

Die sehr gute Übereinstimmung zwischen modellierten (QN 2) und gemessenen CO-Emissionen an Werktagen basiert auf einem am Institut für Energiewirtschaft (IER) der Universität Stuttgart entwickelten, hochwertigen Emissionsmodell, dessen Datenbasis sich stark von allgemein verwendeten Datenbasen unterscheidet. Beispielsweise wurden die veröffentlichten Emissionszuschläge für Kaltstartsituationen [UBA 1999] durch Ergebnisse spezieller Untersuchungen korrigiert [SONNBORN 1997]. Die im IER-Modell verwendeten Kaltstartemissionsfaktoren für CO und VOC sind ca. 50 - 70 % höher als die im "Handbuch für Emissionsfaktoren" veröffentlichten.

Der Unterschied zwischen den beiden Modell-Qualitätsniveaus QN 1 und QN 2 von + 24 % ist hauptsächlich durch eine Unterschätzung der Gesamtfahrleistungen für das Stadtgebiet Augsburg auf QN 1 verursacht. Bei QN 1 wurde die jährliche Innerorts-Gesamtfahrleistung anhand der Einwohnerzahl und aus der Literatur

entnommenen mittleren Einwohner-Fahrleistungs-Beziehungen für Deutschland berechnet. Diese Methode ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (s. Kapitel 5.2.2.2). Zusätzliche Unsicherheiten entstehen bei der zeitlichen Differenzierung von jährlichen auf stündliche Fahrleistungen. Die Modellierungen des QN 2 basieren auf Daten eines räumlich hochaufgelösten Verkehrsflussmodells für Augsburg. Es hat sich gezeigt, dass aufgrund des großen Einzugsgebietes von Augsburg erhebliche Verkehrsmengen innerhalb des Stadtkreises Augsburg durch Berufspendler und durch Einkaufsverkehr von Personen verursacht werden, die ihren Wohnsitz außerhalb des Stadtkreises haben. Dies führt zu deutlich größeren Gesamtfahrleistungen im Stadtkreis Augsburg als allein anhand der Einwohnerzahl zu erwarten wäre.

Für die werktäglichen NO_x -Emissionsraten finden sich unter Berücksichtigung von Modell- und Messunsicherheiten ebenfalls gute Übereinstimmungen (Bild 43). In Relation zu den Modell QN 1 - Berechnungen wurde für das Modell QN 2 ein Wert von $1,05 \pm 0,16$ ermittelt, im Vergleich zu gemessenen $0,75 \pm 0,20$ (Flugzeug 1) und $0,95 \pm 0,17$ (Flugzeug 2). Somit ist bei den Modellrechnungen eine tendenzielle Überschätzung der NO_x -Emissionsraten von ca. 20 % festzustellen.

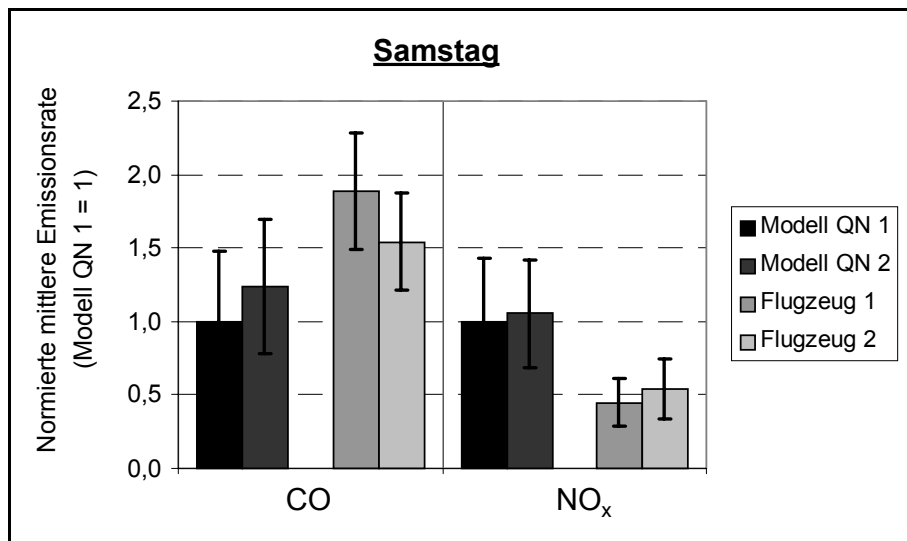


Bild 44: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich von modellierten mit gemessenen Emissionsraten, Samstag, 10. Oktober 1998 (Fehlerbalken: 1σ)

Die Unsicherheitsbandbreiten für Emissionen an Wochenenden konnten nicht durch Mittelung reduziert werden, da nur ein Messintervall für einen Wochenendtag (Samstag, 10. Oktober 1998) zur Verfügung stand. Die Resultate der CO- und NO_x -Vergleiche für diesen Tag sind in Bild 44 zusammengefasst. Es treten keine signifikanten Unterschiede zwischen modellierten und gemessenen CO-Emissionsraten an diesem Tag auf. In Relation zu Modell QN 1 wurden ermittelt für das Modell QN 2 ein Wert von $1,24 \pm 0,46$ im Vergleich zum gemessenen Flugzeug 1 - Wert von $1,89 \pm 0,40$ und zum gemessenen Flugzeug 2 - Wert von $1,54 \pm 0,27$. Allerdings tritt eine deutliche Tendenz der Unterschätzung durch die Modelle auf (Modell QN 1: ca. 60 %; Modell QN 2: ca. 35 %). Die modellierten NO_x -Emissionsraten am Samstag sind ca. doppelt so hoch wie die aus den Messungen abgeleiteten. Trotz der sehr großen statistischen Fehlerbandbreiten, sowohl der Modell- als auch der Messdaten, ist die Differenz zwischen Modell QN 2 ($1,05 \pm 0,36$) und Flugzeug 1 Daten ($0,45 \pm 0,16$) statistisch signifikant in Bezug auf ein 1σ - Signifikanzniveau. Der gemessene Flugzeug 2 - Wert von $0,54 \pm 0,18$ ist leicht höher als der Flugzeug 1 - Wert. Somit ist der Unterschied zwischen Modell QN 2 und Flugzeug 2 nicht signifikant.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass für beide Schadstoffe (CO und NO_x) am Samstag im Vergleich zu den Werktagen größere Abweichungen zwischen Modell und Messungen auftreten. Insgesamt sind die ermittelten Differenzen beim NO_x etwas größer als beim CO. Bei der Ermittlung möglicher Ursachen muss berücksichtigt werden, dass nur ca. 54 % der NO_x -Emissionen im Stadtgebiet Augsburg auf Verkehrsaktivitäten zurückzuführen sind (im Gegensatz zu ca. 89 % beim CO). Für die Modell-Überschätzungen der NO_x -Emissionsraten kommen daher neben unpräziser zeitlicher Verteilungsfunktionen des Schwerverkehrs auch überschätzte industrielle Aktivitäten (insbesondere an Wochenenden) als Erklärungsmuster in Frage.

7.3.2 Immissionskonzentrationen im Lee der Stadt

An zwei stationären Messpunkten außerhalb der Stadt (südwestlich bzw. nordöstlich in jeweils ca. 10 km Entfernung vom Stadtkern) wurden im März und im Oktober 1998 kontinuierliche Messungen von CO, NO_x und einzelnen Kohlenwasserstoffen (HC_i) durchgeführt. Die gemessenen Konzentrationen wurden verglichen mit Immissionsdaten aus einem zweistufigen Berechnungsmodell: 1. Emissionskataster in hoher räumlicher (Punkt- und Linienquellen georeferenziert, Flächenquellen in 250 m x 250 m Rasterung) und zeitlicher Auflösung (1 Stunde) für ca. 50 Substanzen, 2. Gauß'sches Ausbreitungsmodell zur Berechnung der Konzentrationen an den Messstationen unter Einbeziehung gemessener meteorologischer Daten [EVA 2002].

Für die Vergleiche zwischen modellierten und gemessenen Immissionskonzentrationen wurden nur diejenigen Daten berücksichtigt, bei denen die Messstation jeweils im Lee der Stadt lag. Absolute Konzentrationen von Einzelsubstanzen konnten nicht verglichen werden, da die Hintergrundkonzentrationen im Luv der Stadt einerseits bei den Modellierungen nicht mitefasset und andererseits nicht in der notwendigen zeitlichen und räumlichen Auflösung messtechnisch bestimmt werden konnten. Es wurden daher Konzentrationsverhältnisse aus jeweils zwei Substanzen miteinander verglichen. Die Anteile an den Konzentrationsverhältnissen aus dem reinen Stadtbeitrag wurden durch lineare Regressionsanalysen der gemessenen Konzentrationen jeweils als Geradensteigungen in Form eines Tagesmittelwerts bestimmt und konnten somit mit den modellierten Konzentrationsverhältnissen, die sich ausschließlich auf den Stadtbeitrag beziehen, verglichen werden.

Tabelle 60: Stadtexperiment Augsburg - Vergleich zwischen modellierten und gemessenen HC_i/CO-Immissionskonzentrationsverhältnissen

HC _i	$\frac{(HC_i / CO)_{mod}}{(HC_i / CO)_{mes}}$	± (1 σ)	Quellanteile in Augsburg 1998			
			Kfz Abgas heiß	Kfz Abgas kalt	Kraftstoff- verdampfung	Nicht- Straßenverkehr
Ethin	0,76	0,02	22,4 %	63,6 %	0,0 %	14,0 %
Ethen	1,12	0,05	28,6 %	44,7 %	0,0 %	26,7 %
Benzol	1,25	0,09	16,2 %	60,0 %	4,8 %	19,0 %
Propen	1,31	0,06	27,6 %	57,1 %	0,0 %	15,3 %
Ethylbenzol	1,35	0,10	10,9 %	64,5 %	0,0 %	24,6 %
Pentane	2,64	0,31	9,6 %	18,4 %	39,4 %	32,6 %
Butene	3,31	0,63	18,0 %	33,7 %	25,8 %	22,5 %
Hexane	3,36	0,78	6,7 %	22,4 %	30,3 %	40,6 %
Toluol	3,44	0,28	8,9 %	47,0 %	2,0 %	42,1 %
1,2,4-Trimethyl- benzol	4,40	0,89	18,1 %	81,8 %	0,0 %	0,1 %
Propylbenzol	13,15	2,42	15,5 %	84,5 %	0,0 %	0,0 %

Die Tabelle 60 zeigt die Ergebnisse der Vergleiche für einige wichtige Kohlenwasserstoffverbindungen und -klassen, die zu mehr als 50 % der Quellgruppe Straßenverkehr zuzuordnen sind. Als Bezugsgröße dient hier jeweils CO, das zu ca. 89 % auf Verkehrsaktivitäten zurückzuführen ist. In der zweiten Spalte der Tabelle sind die Quotienten aus den modellierten und gemessenen HC_i/CO-Verhältnissen dargestellt. Ein Wert größer als eins kann somit als Überschätzung der modellierten HC_i-Emissionsraten interpretiert werden, ein Wert kleiner als eins als Unterschätzung. Aus den Auswertungen der Flugzeugmessungen (s. Kapitel 7.3.1) ist bekannt, dass die modellierten CO-Emissionsraten gut mit den Messwerten übereinstimmen. Tendenziell liegen die Modell-CO-Werte leicht unterhalb der Messwerte. Die Standardunsicherheiten der gemittelten CO-Werte lassen sich ca. mit + 40 % / - 20 % angeben. Innerhalb dieser Unsicherheitsbandbreite finden sich gute Übereinstimmungen bei Ethen, Benzol, Propen und Ethylbenzol. Die Ethin-Emissionsraten werden durch das Modell tendenziell leicht unterschätzt. Die genannten Verbindungen stammen alle überwiegend aus Kfz-Abgasen, wobei den Kaltstartzuschlägen ein deutlich höheres Gewicht zuzumessen ist als den Emissionen bei betriebswarmem Motor.

Deutliche Überschätzungen treten bei den Verbindungsklassen der Pentane, Butene und Hexane auf (ca. Faktor 2,5 bis 3,5). Die hohen Emissionsanteile der Quellgruppe Kraftstoffverdampfung deuten darauf hin, dass bei dieser Quellgruppe entweder insgesamt eine Überschätzung durch das Modell auftritt oder der derzeitige VOC-Split zu unpräzise ist. Auch Toluol wird in ähnlichem Ausmaße überschätzt. Hier kommt jedoch auch der hohe Anteil an Nicht-Straßenverkehrsquellen (Lösemittel) als Ursache in Frage. Die erheblichen Überschätzungen bei 1,2,4-Trimethylbenzol (Faktor 4,4) und Propylbenzol (Faktor 13,15) deuten darauf hin, dass auch die derzeit verwendeten VOC-Splits für Kaltstartzuschläge durch neuere und umfassendere Untersuchungen verbessert werden müssen.

7.4 Feldüberwachung

Feldüberwachungsmaßnahmen dienen der Kontrolle des Emissionsverhaltens von im Verkehr befindlichen Fahrzeugen. Dazu werden Fahrzeuge aus der Grundgesamtheit der aktuellen Fahrzeugflotte nach vorgegebenen Kriterien ausgewählt und auf Prüfständen vermessen. Durch Vergleiche der gemessenen Emissionsraten mit den entsprechenden Typ- bzw. Serienprüfwerten von Neufahrzeugen des gleichen Fahrzeugtyps und mit den anzuwendenden Emissions-Grenzwerten lassen sich Rückschlüsse auf alterungsbedingte Verschlechterungen des Emissionsverhaltens ziehen.

Bisher in Deutschland durchgeführte Feldüberwachungsprogramme für Pkw [RICHTER 1993, DRESEN-RAUSCH 1997 und 1998] wurden vorrangig mit dem Ziel durchgeführt, typspezifische oder konstruktionsbedingte technische Mängel und unzureichende Wartungsvorschriften zu erkennen. In Zusammenarbeit mit den Fahrzeugherstellern bzw. -importeuren sollen erkannte systematische Schäden an emissionsrelevanten Bauteilen durch Rückrufaktionen und notwendige Änderungen der Wartungsvorschriften abgestellt und somit das Emissionsniveau insgesamt abgesenkt werden.

Parallel zu dieser Zielsetzung der Feldüberwachungsprogramme flossen alle Ergebnisse der G-Kat-Messungen [RICHTER 1993, DRESEN-RAUSCH 1997] in das Projekt der Erstellung der Emissionsfaktoren-Datenbasis [HASSEL 1994, UBA 1995 und 1999] ein. Dabei bilden die Ergebnisse der Messungen an den Fahrzeuge der Baujahre 1986 bis 1990 [RICHTER 1993] die Basis der Pkw-GKat-EF des UBA-Handbuchs der Version 1.1 [UBA 1995]. Die Messungen an den Fahrzeugen der Baujahre 1991 bis 1994 [DRESEN-RAUSCH 1997] wurden in die aktualisierte Fassung des UBA-Handbuchs der Version 1.2 [UBA 1999] eingearbeitet.

Ein direkter Vergleich der aus den Feldüberwachungsprogrammen abgeleiteten Emissionsfaktoren mit den im UBA-Handbuch enthaltenen ist aus zwei Gründen nicht möglich:

1. Die Daten sind statistisch nicht voneinander unabhängig.
2. Für die in den Feldüberwachungsprogrammen gefahrenen gesetzlichen Prüfzyklen liegen in der Datenbank des UBA-Handbuchs keine Emissionsfaktoren vor.

Untersuchungen an insgesamt 131 G-Kat-Pkw der Baujahre 1986 bis 1990 [RICHTER 1993] ergaben an 16 von 33 Fahrzeugtypen Überschreitungen von mindestens einem Grenzwert im Zulassungstest. Bei 11 Fahrzeugtypen konnten typspezifische Auffälligkeiten in Bezug auf Bauteile bzw. Einstellvorschriften erkannt werden. Bei 4 Fahrzeugtypen waren defekte λ -Sonden die Ursache. Der Katalysator hat sich nicht als kritisches Bauteil erwiesen. Eine Ausnahme bildet die Gruppe der Fahrzeuge, die mit Vorkatalysator ausgerüstet waren. Schäden wurden hier in den meisten Fällen durch Überhitzung hervorgerufen. Einstellarbeiten an den auffälligen Fahrzeugen führten nur zu geringen Absenkungen der Emissionen (CO: 7 %, HC: 4 %). Dagegen verbesserten Reparaturmaßnahmen die CO- und HC-Emissionen um 39 % bzw. 27 %. Bei den NO_x-Emissionen wurde eine Verbesserung von 12 % erreicht. Bei den Fahrzeugen mit U-Kat und bei schadstoffarmen Fahrzeugen sonstiger Konzepte (z.B. Abgasrückführung) kommt der Wartung und Einstellung der emissionsrelevanten Bauteile (z.B. die LeerlaufEinstellung) entscheidende Bedeutung zu.

Neuere Messungen an insgesamt 25 Pkw-Typen mit Otto-Motoren und G-Kat der Baujahre 1991 bis 1994 [DRESEN-RAUSCH 1997] zeigten bei insgesamt 8 Typen Emissionsauffälligkeiten im Zertifizierungszyklus.

Es traten Verkokungen und Defekte der λ -Sonden, unzureichende Wartungsanweisungen von geregelten Vergasern, konstruktive Mängel bei den Zündkerzensteckern sowie Verrußungen des Katalysators bei überwiegender Nutzung des Fahrzeugs im Stadtbetrieb auf. Durch Reparatur- und Einstellmaßnahmen an Zündung und Vergasern konnte das Emissionsniveau insgesamt um 25 % CO, 16 % HC und 9 % NO_x abgesenkt werden. An zwei Fahrzeugtypen traten auffällig hohe Verdampfungsemissionen (Tankatmungsverluste) auf, die durch das Fetten der Tankdichtungen abgesenkt werden konnten. Die Vergleiche der Messwerte mit den Typprüfwerten von Neufahrzeugen ergaben Verschlechterungsfaktoren für eine Laufleistung von 80.000 km von im Mittel ca. 2,2 bei CO und 1,8 beim Summenwert HC+NO_x, bei sehr hohen Streuungen zwischen den verschiedenen Fahrzeugtypen. Damit liegen die realen Verschlechterungsfaktoren deutlich über den bei der EU-Gesetzgebung angewandten (G-Kat-Pkw: 1,2).

Messungen an 21 Dieselfahrzeugen der Baujahre 1994 und 1995 wurden von [DRESEN-RAUSCH 1998] durchgeführt. Es wurden insgesamt 7 Fahrzeugtypen (5 Pkw und 2 LNF) überprüft. Ein Fahrzeugtyp erfüllte die EURO2-Abgasnorm, 5 waren nach EURO1, ein weiterer nach US-Norm (Anl. XXIII) zugelassen. Grenzwertüberschreitungen konnten bei keinem Fahrzeug festgestellt werden. Demgegenüber zeigen Messungen zur Langzeitstabilität in den Niederlanden (7 von 29 Fahrzeugen wiesen Überschreitungen der Emissionsgrenzwerte auf), dass speziell die Partikelemissionen als kritische Abgaskomponente moderner Dieselpkw angesehen werden müssen.

7.4.1 Fahrzeugauswahl

Bei der Auswahl der Fahrzeuge, die in den bisher in Deutschland durchgeführten Feldüberwachungsprogrammen untersucht worden sind, wurde auf einen möglichst repräsentativen Querschnitt der Stichprobe in Hinblick auf das Herstellerspektrum, die Zulassungszahlen der Fahrzeugmodelle und die Hubraumklassen Wert gelegt. Es wurden ausschließlich Fahrzeuge von privaten Haltern ausgewählt, um die vergleichsweise hohen Fahrleistungen und besonderen Betriebsbedingungen von gewerblich genutzten Pkw zu umgehen.

Einschränkungen bei der Fahrzeugauswahl gab es in folgenden Punkten:

- maximale Fahrleistung: 80.000 km
- regelmäßige Inspektionen
- Fahrzeug befindet sich im Serienzustand
- alle Bauteile ohne mechanische Beschädigung
- keine vom Fahrzeughalter verursachten Schäden (z.B. Kat-Vergiftungen durch verbleites Benzin)

Diese einschränkenden Kriterien bei der Fahrzeugauswahl führen dazu, dass die Repräsentativität der Stichprobe für die Grundgesamtheit nicht mehr gegeben ist. Ausgeschlossen werden Fahrzeuge mit besonders hohen Fahrleistungen (>80.000 km), Fahrzeuge mit unregelmäßiger oder ganz ohne Wartung, Fahrzeuge mit nachträglichen Umbauten und Fahrzeuge mit Leckagen an Motor, Auspuff- oder Kraftstoffsystem. Vom Halter durch unsachgemäße Bedienung verursachte Schäden bleiben unberücksichtigt. Insbesondere die Begrenzung der Auswahl auf diejenigen Pkw, die entsprechend den Herstellervorgaben durch regelmäßige Inspektionen gewartet werden, verfälscht die Repräsentativität der Stichprobe erheblich. Die Erfahrungen aus den Feldüberwachungsprogrammen [DRESEN-RAUSCH 1997] zeigen, dass beim Großteil der Fahrzeuge, selbst während der Garantiezeit, Wartungen nur unvollständig durchgeführt werden. Besonders Kleinwagen werden selten oder gar nicht gewartet.

Diese Ausschlusskriterien führen dazu, dass Fahrzeuge mit besonders hohem Emissionsniveau, sog. "High-Emitters" nicht im Messprogramm berücksichtigt werden. Dieser Umstand ist besonders kritisch zu betrachten im Hinblick darauf, dass die Ergebnisse der Feldüberwachungsprogramme die Basis der derzeit verfügbaren Pkw-Emissionsfaktoren darstellen. Es ist somit davon auszugehen, dass die derzeit vorliegenden Pkw-Emissionsfaktoren auf nicht repräsentativen Fahrzeugstichproben beruhen und daher die realen Emissionsraten, insbesondere bei G-Kat-Fahrzeugen, systematisch unterschätzt werden (s.a. Kapitel 5.1).

7.4.2 Vollstanreicherung

Zusätzlich zu den gesetzlichen Zyklen wurden von [DRESEN-RAUSCH 1997] an 25 Otto-Pkw mit G-Kat verschiedenen Typs Prüfstands-Messungen unter variierenden Motor-Lastbereichen durchgeführt. Im Bild 45 sind die gemessenen Luft- / Kraftstoffverhältnisse λ für die drei Lastbereiche Teillast (85 % der Vollast) bei 50 % der Nenndrehzahl, Teillast (85 % der Vollast) bei 80 % der Nenndrehzahl und Vollast bei 80 % der Nenndrehzahl dargestellt. Es zeigt sich, dass im ersten Teillastbereich lediglich ein Fahrzeug eine Gemischanreicherung aufweist. Die Erhöhung der Motordrehzahl bei gleicher Motorlast führt dazu, dass 4 weitere Fahrzeuge den stöchiometrischen Gemischbereich ($\lambda \approx 1$) in Richtung Gemischanreicherung ($\lambda < 1$) verlassen. Bei Betrieb der Motoren unter Vollast weisen alle Fahrzeuge außer einem (Opel Calibra, 85 kW) eine erhebliche Anfertung des Gemisches auf.

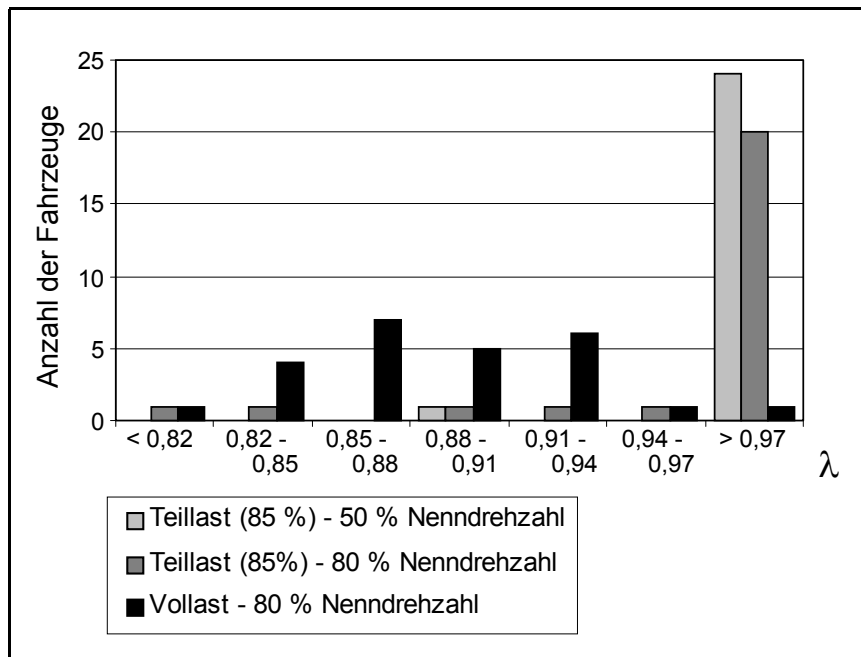


Bild 45: Luft-/Kraftstoffverhältnis λ von 25 G-Kat-Pkw unterschiedlichen Typs der Baujahre 1991 bis 1994 bei unterschiedlichen stationären Betriebspunkten [DRESEN-RAUSCH 1997]

Die beobachtete, von der elektronischen Motorsteuerung verursachte, Vollstanreicherung hat erhebliche Auswirkungen auf das Emissionsverhalten der Fahrzeuge. Bereits ab einem λ -Verhältnis von 0,95 werden nur noch ca. 20 % der CO- und HC-Rohemissionen konvertiert. Es ist daher zu erwarten, dass mit dem Einschalten der Vollstanreicherung zur Erhöhung der Motorleistung die CO- und HC-Emissionen (und auch die einiger nicht limitierter Schadstoffe, wie Lachgas und Ammoniak) drastisch ansteigen, da die Funktion des installierten Abgasreinigungssystems aus λ -Sonde und G-Kat nahezu vollständig außer Kraft gesetzt wird. Es ist damit zu rechnen, dass bei Erreichen des Schaltpunktes zur Gemischanreicherung eine sprunghafte Erhöhung der Emissionen um den Faktor 5 - 10 und darüber eintritt.

Da in den gesetzlich festgelegten Prüfzyklen keine Vollast-Betriebspunkte enthalten sind, tritt bei den Serien- bzw. Typprüfungen von Neufahrzeugen keine Gemischanreicherung auf. Die festgelegten Emissions-Grenzwerte werden somit eingehalten. Im realen Fahrverhalten treten dagegen bei starken Beschleunigungen und insbesondere auf Autobahnabschnitten ohne Tempolimit und / oder mit Steigungen Vollast-Situationen mit erhöhtem Emissionsniveau auf.

Die derzeit verfügbaren Pkw-Emissionsfaktoren beruhen im wesentlichen auf den gesetzlich vorgeschriebenen Fahrzyklen. Darüber hinaus kommt ein sog. Autobahn-Zyklus zur Anwendung, bei dem je nach Höchstgeschwindigkeit der Fahrzeuge kurzfristig maximale Geschwindigkeiten von 124 km/h, 139 km/h oder 162 km/h gefahren werden. Auch bei diesem Fahrzyklus werden Vollast-Betriebspunkte nur in Einzelfällen erreicht, so dass die derzeit angewendeten Matrizen der Emissionsfunktionen erhebliche Lücken bei den Vollast-Betriebszuständen aufweisen. Emissionsfaktoren sind derzeit für maximale Ge-

last-Betriebszuständen aufweisen. Emissionsfaktoren sind derzeit für maximale Geschwindigkeiten von 145 km/h verfügbar [UBA 1999].

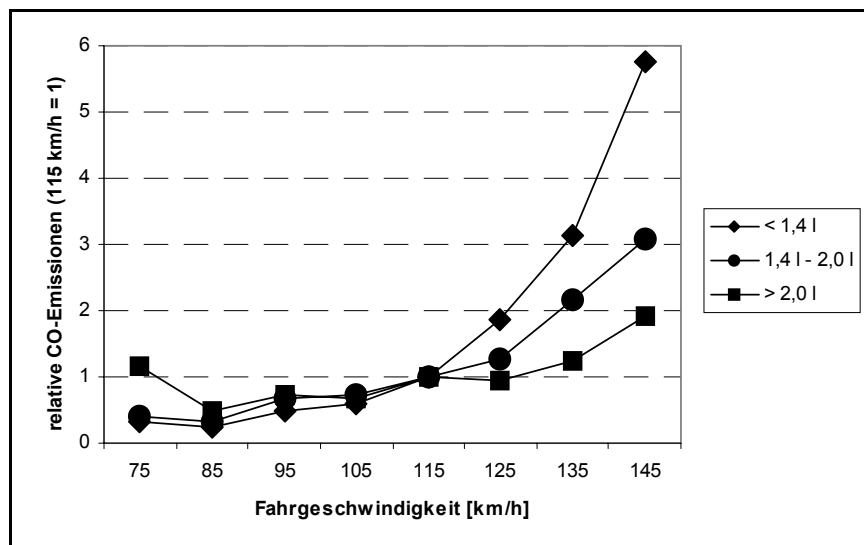


Bild 46: Relative CO-Emissionsfaktoren von Otto-Pkw EURO 1 und EURO 2 für drei unterschiedliche Hubraumklassen, bezogen auf die Geschwindigkeitsklasse 110-120 km/h [UBA 1999]

Das Bild 46 zeigt den Effekt der Vollastanreicherung bei G-Kat-Pkw am Beispiel CO [UBA 1999]. Gut erkennbar sind die drastischen Anstiege der CO-Emissionen der Fahrzeugklasse mit kleinen Motoren (< 1,4 l Hubraum) bei Fahrgeschwindigkeiten von mehr als 120 km/h. Bezogen auf die Geschwindigkeitsklasse 110-120 km/h, die noch durch den gesetzlich vorgeschriebenen Fahrzyklus (NEFZ) abgedeckt wird, verdoppeln (120-130 km/h), verdreifachen (130-140 km/h) bzw. versechsfachen (140-150 km/h) sich die über die Fahrzeugschicht gemittelten CO-Emissionsfaktoren mit zunehmender Geschwindigkeit. Otto-Pkw mit größeren Motoren erreichen die Vollast-Betriebspunkte erst bei höheren Geschwindigkeiten. Somit liegen die CO-Emissionen bei Fahrzeugen mit Motoren zwischen 1,4 l und 2,0 l Hubraum bei Geschwindigkeiten um 145 km/h im Vergleich zur Bezugsgeschwindigkeit „nur“ dreimal so hoch. Fahrzeuge mit über 2 l Hubraum weisen erst bei Geschwindigkeiten von über 140 km/h eine Gemischanreicherung auf. Die Vollastbetriebspunkte liegen bei den großvolumigen Fahrzeugen bei Geschwindigkeiten, die weit über diejenigen liegen, für die derzeit auf Messungen beruhende Emissionsfaktoren vorliegen. Das absolute Emissionsniveau nimmt mit zunehmender Motorengröße ab. Für die Bezugsgeschwindigkeitsklasse 110-120 km/h liegen die mittleren CO-Emissionsfaktoren für EURO1-Fahrzeuge bei 2,4 g/km (< 1,4 l), 1,4 g/km (1,4 – 2,0 l) und 0,5 g/km (> 2,0 l).

Aufgrund des ähnlichen Emissions- und Konvertierungsverhaltens der organischen Schadstoffkomponenten ergibt sich bei den VOC eine ähnliche Vollastcharakteristik wie beim CO.

Aufgrund der existierenden Datenlücken und der drastisch ansteigenden Emissionsraten bei Vollast ist davon auszugehen, dass derzeitige Emissionsfaktoren in hohen Geschwindigkeitsbereichen die realen Verhältnisse systematisch unterschätzen. Emissionsfaktoren für Geschwindigkeiten über 145 km/h liegen derzeit nicht vor. Eine behelfsmäßige Extrapolation von Emissionsfaktoren niedrigerer Geschwindigkeitsbereiche auf Geschwindigkeiten über 145 km/h führt ebenfalls zu einer deutlichen Unterschätzung der realen Emissionen, da die bei hohen Motorlasten auftretenden Effekte nicht ausreichend berücksichtigt werden können.

Mit der derzeit gültigen Europäischen Richtlinie über Emissionsminderungsmaßnahmen an Pkw und leichten Nutzfahrzeugen [EU 98/69/EG] wird die Verwendung sog. Abschaltvorrichtungen ausdrücklich verboten. Die EU-Richtlinie 98/69/EG greift ab 1.1.2000 (Typprüfung) bzw. ab 1.1.2001 (Fahrzeug-Erstzulassung). Bei Einhaltung der Vorschriften ist davon auszugehen, dass die Hersteller ab 2001 keine Neufahrzeuge mehr mit Vorrichtungen zur Vollastanreicherung in den Verkehr bringen. Jedoch sind auch in Zukunft keine effektiven Prüfungen auf Vollastanreicherungen vorgesehen, so dass abzuwarten bleibt, ob und in welchem Umfang das Verbot von Abschaltvorrichtungen umgesetzt wird.

Desweiteren sieht die EU-Richtlinie 98/69/EG u.a. den serienmäßigen Einbau von On-Board-Diagnosesystemen (OBD-Systeme) zur Emissionsüberwachung vor. OBD-Systeme prüfen kontinuierlich folgende Funktionen:

- Wirkungsgrad des Katalysators (in bezug auf Kohlenwasserstoffemissionen)
- Verbrennungsaussetzer
- Leistung der Sauerstoffsonden
- Zustand der Partikelfilter
- Funktionen sonstiger emissionsrelevanter Bauteile
- elektronische Steuerung des Verdampfungsemissionssystems

Bei auftretenden Fehlfunktionen ist eine Signalanzeige zu aktivieren, die den Fahrer auf die Störung hinweist. Außerdem wird ein Fehlercode elektronisch abgespeichert. Das OBD-System ist so auszulegen, dass eine Fehlfunktion angezeigt wird, wenn definierte Abgasgrenzwerte überschritten werden. Diese Grenzwerte beziehen sich auf den für die Typzulassung vorgeschriebenen Prüfzyklus (NEFZ) und liegen um ca. 40 % bis 260 % über den Grenzwerten der Typprüfung.

Ob mit dieser technischen Neuerung stark erhöhte Emissionsraten aufgrund von Vollstanreicherungen oder Defekten in Zukunft zuverlässig erkannt und vollständig vermieden werden können, kann derzeit noch nicht abschließend beurteilt werden. Fortschrittliche On-Board-Messsysteme (OBM), mit denen die Konzentrationen der wichtigsten Schadstoffe messtechnisch erfasst und kontinuierlich aufgezeichnet werden können, sind derzeit in der Diskussion. Mit einer Einführung von OBM ist jedoch nicht vor 2006 zu rechnen.

7.4.3 Anforderungen an zukünftige Feldüberwachungsprogramme

Mit der EU-Richtlinie zur Festlegung der EURO3- und EURO4-Abgasnormen für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge [EU 98/69/EG] werden ab dem Jahr 2000 umfangreiche Feldüberwachungsprogramme verbindlich festgeschrieben (Prüfung der Konformität von in Betrieb befindlichen Fahrzeugen). Ziel dieser Programme ist das Erkennen typspezifischer Mängel von im Betrieb befindlichen Fahrzeugen, die zu erhöhten Abgasemissionen führen. Messungen von Verdampfungsemissionen im Rahmen von Feldüberwachungsmaßnahmen sind derzeit nicht vorgeschrieben.

Bei der Auswahl der zu messenden Fahrzeuge kommen neben den in den bisherigen in Deutschland durchgeführten Feldüberwachungsprogrammen angewendeten folgende einschränkende Kriterien zur Anwendung:

- maximales Alter: 5 Jahre seit Inbetriebnahme
- keine unsachgemäße Nutzung des Fahrzeugs (z.B. Überladung, Rennfahren)
- keine Fehlermeldungen im Speicher des OBD-Systems ohne anschließender zügiger Reparatur
- Verdichtungsverhältnis des Motors im zulässigen Bereich

Daneben sind vor der Durchführung der Prüfstandsmessungen umfangreiche Wartungs- und Reparaturarbeiten vorgesehen:

- Prüfung von Luftfilter, Antriebsriemen, Flüssigkeitsstände, Kühlerverschlussdeckel, Unterdruckschläuche, Verkabelungen im Zusammenhang mit dem Emissionsminderungssystem
- Prüfung von Zündung, Kraftstoffdosierung und sonstige emissionsrelevante Bauteile
- Reparaturen von Schäden, die vom OBD-System angezeigt werden
- Ölwechsel und Luftfilterwechsel auf Antrag des Herstellers
- Austausch defekter Teile des Zündsystems (z.B. Kerzen, Kabel)
- Prüfung und Einstellung sämtlicher Motorkennwerte
- Verwendung von Bezugskraftstoff für die Prüfstandsmessungen, falls vom Hersteller gefordert

Aufgrund der massiven Einschränkungen bei der Fahrzeugauswahl und der umfangreichen Wartungs- und Reparaturarbeiten vor Durchführung der Prüfstandsmessungen ist das Bild des Emissionsverhaltens, das sich

aus Feldüberwachungsprogrammen nach der EU-Richtlinie 98/69/EG ergibt, nicht repräsentativ für die gesamte, im Verkehr befindliche Fahrzeugflotte.

Mit der Zielsetzung, repräsentative Emissionsfaktoren von Fahrzeugschichten mit modernen Antriebs- und Emissionsminderungstechniken für zuverlässige Emissionsmodellierungen abzuleiten, sind daher in Zukunft zusätzliche Feldüberwachungsprogramme erforderlich, die folgende Kriterien erfüllen:

- Auswahl der Fahrzeuge nach streng statistischen Gesichtspunkten (repräsentative Stichprobe)
- keine Wartungen und Reparaturen vor den Prüfstandsmessungen
- Messungen mit handelsüblichem Kraftstoff (Winter und Sommer)
- umfangreiches Messprogramm mit allen möglichen Lastpunkten (incl. Vollast)
- Erstellung von Emissionsfunktionen und Ableitung von Emissionsfaktoren für reale Verkehrssituationen

7.5 On-Board-Messungen

Im Kraftfahrzeug fest installierte Messsysteme erlauben die Erfassung der Schadstoffemissionen unter realen Fahrverhältnissen. Im Gegensatz zu Prüfstandsmessungen sind die Fahrmuster nicht auf streng definierte Fahrzyklen beschränkt sondern können durch entsprechende Auswahl der Fahrtstrecken beliebig variiert werden. Außerdem ist es möglich, die Einflüsse von Straßenlängsneigungen in unterschiedlichen Gefälle- und Steigungsklassen, von variierenden Straßenbelägen und von unterschiedlichen Witterungseinflüssen auf die Schadstoffemissionen zu erfassen.

Messungen mit mobilen Abgas-Messsystemen bleiben wegen des relativ großen Aufwands beim Einbau der Messsysteme auf ausgewählte Fahrzeugtypen beschränkt. Aussagen über die Gesamtemissionen einer Fahrzeugflotte können aus On-Board-Messungen nicht abgeleitet werden. Sehr gut eignen sich mobile Abgas-Messsysteme zur beispielhaften Überprüfung der Übertragbarkeit von auf Prüfständen ermittelten Emissionsfaktoren auf reale Fahrverhältnisse. Nachteilig wirkt sich der relativ hohe Aufwand beim Umbau der Messgeräte zwischen verschiedenen Fahrzeugen aus, so dass die Auswahl der messtechnisch überprüften Fahrzeuge in der Regel auf Stichproben beschränkt bleiben muss.

Das Prinzip des von der Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart entwickelten mobilen Abgas-Messsystems ist in [BAUMBACH 1991] beschrieben. Neben den Abgasinhaltsstoffen CO, CO₂, NO_x, HC und O₂ werden die meteorologischen Parameter Luftdruck, Lufttemperatur und Luftfeuchte ermittelt. Zur Charakterisierung des jeweiligen Fahrzeugbetriebszustandes werden neben der aktuell gefahrenen Geschwindigkeit die fahrzeugtechnischen Parameter Drehzahl und Motorlast aufgezeichnet. Desweiteren werden Katalysatortemperatur, Gemischbildung, Kraftstofftemperatur und -durchflussmenge überwacht.

Die Tabelle 61 zeigt Messergebnisse aus den Jahren 1990 und 1991 von fünf ausgewählten Fahrzeugtypen der Baujahre 1982 bis 1987 mit unterschiedlichen Abgasminderungskonzepten für eine gleichmäßige Geschwindigkeit von 100 km/h auf ebener Strecke. Im Vergleich dazu sind jeweils die aus Rollenprüfstandsmessungen abgeleiteten Emissionsfaktoren des UBA-Handbuchs [UBA 1995] in der hochaufgelöseten Form der zugehörigen Fahrzeugschichten für das entsprechende Autobahnfahrmuster mit einer mittleren Geschwindigkeit von 100 km/h dargestellt.

Die größten relativen Abweichungen zwischen Emissionsfaktor (EF) und Messwert (MW) ergeben sich bei den beiden GKat-Fahrzeugen (Faktor 10 beim Renault 5 und NO_x bzw. Faktor 5,75 beim Volvo 740 und CO). Hier liegen also die gemessenen EF deutlich unterhalb der UBA-EF. Als gegenläufige Tendenz liegen bei diesen Fahrzeugen die Messwerte des jeweils anderen Schadstoffs (CO beim Renault 5 bzw. NO_x beim Volvo 740) deutlich oberhalb der EF. Dies deutet darauf hin, dass die Lambda-Regelung bei den beiden Testfahrzeugen nicht optimal funktioniert hat. Beim Renault 5 ist eine zu fette, beim Volvo 740 eine zu magere Gemischbildung zu vermuten.

Tabelle 61: Vergleich von realen Pkw-Emissionen bei 100 km/h auf ebener Strecke (Messwert) mit aus Rollenprüfstands-Messungen abgeleiteten Emissionsfaktoren (UBA) für 5 ausgewählte Fahrzeugtypen

Fahrzeugtyp	Fahrzeugschicht nach UBA-Handbuch		CO	NO _x	HC
Volvo 244 GL Baujahr 1982 2112 ccm konv	ECE 15/03 > 2000 ccm	Messwert [g/km]	6,4	4,7	0,4
		UBA ¹⁾ [g/km]	12,23	3,07	1,14
		Quotient UBA/Messwert	1,91	0,65	2,85
Opel Kadett E Baujahr 1986 1281 ccm konv	ECE 15/04 ≤ 1400 ccm	Messwert [g/km]	5,9	3,4	1,0
		UBA ¹⁾ [g/km]	7,30	2,45	0,91
		Quotient UBA/Messwert	1,24	0,72	0,91
Opel Kadett E Baujahr 1986 1281 ccm UKat	UKat ≤ 1400 ccm	Messwert [g/km]	2,5	1,0	0,3
		UBA ¹⁾ [g/km]	5,92	2,08	0,466
		Quotient UBA/Messwert	2,37	2,08	1,55
Renault 5 GTL Baujahr 1986 1100 ccm GKat	GKat < 1987 ≤ 1400 ccm	Messwert [g/km]	2,9	0,06	0,1
		UBA ¹⁾ [g/km]	1,97	0,60	0,094
		Quotient UBA/Messwert	0,68	10,00	0,94
Volvo 740 Baujahr 1987 2300 ccm GKat	GKat < 1991 > 2000 ccm	Messwert [g/km]	0,2	0,7	0,05
		UBA ¹⁾ [g/km]	1,15	0,327	0,074
		Quotient UBA/Messwert	5,75	0,47	1,48

¹⁾ Emissionsfaktor aus UBA-Handbuch [UBA 1995]

Beim UKat-Fahrzeug liegen die UBA-EF bei allen drei Schadstoffklassen oberhalb der gemessenen EF (Quotienten 1,55 bis 2,37) - im Mittel ca. doppelt so hoch. Bei dem Testfahrzeug wurde ein neuwertiger Katalysator vor Beginn der Messfahrten eingebaut, was z.T. als Erklärung für die günstigen Abgaswerte dienen kann.

Die EF der beiden Fahrzeuge ohne Schadstoffminderungstechnik liegen beim CO über (Quotienten 1,24 und 1,91), beim NO_x unter (Quotienten 0,65 und 0,72) den MW. Insgesamt ergibt sich für den Opel Kadett E mit konventioneller Technik von allen untersuchten Fahrzeugen die beste (relative) Übereinstimmung zwischen den UBA-EF und den gemessenen EF.

Insgesamt zeigen die durchgeführten Untersuchungen ein uneinheitliches Bild. Die Quotienten zwischen den (Prüfstands-) UBA-Emissionsfaktoren und den realen Messwerten liegen im Bereich von 0,47 bis 10. Die teilweise sehr großen Diskrepanzen lassen darauf schließen, dass die Bandbreiten der Emissionsfaktoren innerhalb der einzelnen Fahrzeugschichten zumindest zum Teil so groß sind, dass einzelne ausgewählte Fahrzeuge für bestimmte Typen und bestimmte Wartungszustände nur unzureichend von den Mittelwerten der Fahrzeugschichten repräsentiert werden.

Systematische Abweichungen für bestimmte Schadstoffklassen oder bestimmte Abgasminderungskonzepte lassen sich aufgrund der sehr kleinen Stichprobe der ausgewählten Fahrzeugtypen aus den Ergebnissen nicht ableiten. Es sind somit evtl. vorhandene systematische Fehler bei den Emissionsfaktoren nicht erkennbar. Die Messungen an den GKat-Fahrzeugen deuten darauf hin, dass der Wartungszustand der elektronischen Gemischregulierung (Lambda-Regelung) einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsverhalten der Fahrzeuge hat.

7.6 Fernoptische Messungen (Remote Sensing)

Fernoptische Messverfahren ("Remote Sensing") beruhen auf dem Prinzip der Absorption von Licht spezifischer Wellenlängen. Ein ausgesendeter Messstrahl aus IR- oder UV-Licht mit bekannter Intensität trifft nach Durchlaufen des Messobjekts über optionale Reflektoren auf einen Empfangsdetektor. Die Differenz zwischen Ziel- und Quellintensität des Messstrahls (Lichtabsorption) ist dabei proportional zur Anzahl der Schadstoffmoleküle, die sich während des Zeitintervalls der Messung im Messstrahl befinden.

Abgase aus Kraftfahrzeugen können mit dieser Methode unter realen und durch Variation des Messorts variablen Fahrbedingungen für eine große Anzahl von Einzelfahrzeugen kontinuierlich erfasst werden, ohne den Verkehrsablauf selbst zu beeinflussen. Dazu wird der Messstrahl senkrecht über die Fahrbahn ausgerichtet. Der Detektor wird entweder auf der anderen Fahrbahnseite installiert, oder der Messstrahl wird über einen Retroreflektor zurück auf die Fahrbahnseite der Strahlenquelle reflektiert. Die passierenden Fahrzeuge fahren somit durch den Messstrahl und liefern kontinuierlich Messwerte als Funktion der aktuellen Schadstoffkonzentration (Bild 47).

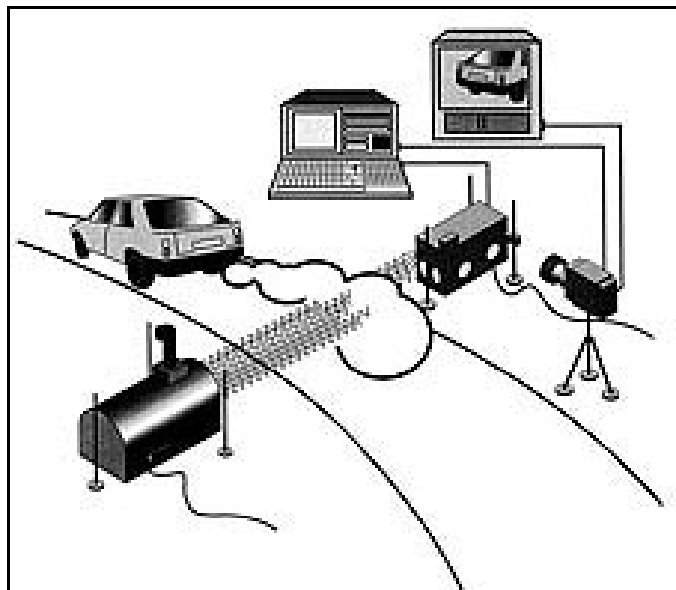


Bild 47: Prinzip des Remote Sensing Messverfahrens [SCHÜPBACH 2001]

Marktreife Remote-Sensing-Geräte werden derzeit überwiegend von zwei US-amerikanischen Firmen vertrieben ("ESP" und "MD-LaserTech"). Es handelt sich dabei um zwei unterschiedliche Gerätetypen: 1. Breitband-Strahler von nichtdispersiver IR- und UV-Strahlung (NDIR: HC, CO, CO₂ und NDUV: NO_x) in Kombination mit Bandpassfiltern für selektive Wellenlängenbereiche. 2. Gepulste Dioden Laser (Tunable Diode Lasers - TDL) mit selektiven Wellenlängen im IR- und UV-Spektrum. TDL-Systeme sind im Gegensatz zu Breitbandstrahlern nur wenig anfällig für Querempfindlichkeiten und weisen deutlich geringere Nachweisgrenzen auf (< 10 ppm). Sie sind für die Detektion von Einzelspezies ausgelegt. Stoffgruppen oder -klassen (z.B. HC) können mit dieser Technik nicht erfasst werden. TDL-Strahler sind derzeit noch vergleichsweise teuer und unhandlich. Die Preise für derzeit verfügbare Komplettsysteme (einschließlich Geschwindigkeits- und Beschleunigungsmesseinheit) liegen bei ca. 200.000 US-\$ [CROOKELL 1999, 2000].

Die Hauptmängel der zur Zeit verfügbaren Geräte sind:

- Da nur ein Messstrahl verwendet wird, kann die aus dem vorbeifahrenden Fahrzeug freigesetzte Schadstoffwolke lediglich eindimensional (in horizontaler Ausdehnung quer zur Fahrtrichtung) erfasst werden. Die vertikale Ausdehnung wird nicht erfasst. Somit wird lediglich ein kleiner Ausschnitt der Abgaswolke untersucht. Da sich die Höhen der Auspufföffnungen über der Fahrbahn und die von den Fahrzeugen induzierte Turbulenz zwischen den Einzelfahrzeugen stark unterscheiden, können absolute Emissionsraten oder Emissionsfaktoren nicht abgeleitet werden. Es werden vielmehr relative Schadstoffkonzentrationen gemessen, die häufig in Bezug auf eine weitere gemessene Tracer-Komponente im

gemessen, die häufig in Bezug auf eine weitere gemessene Tracer-Komponente im Abgas (i.d.R. CO₂) als Verhältniszahl angegeben werden.

- Aufgrund der erforderlichen sehr kleinen zeitlichen Auflösung der Messintervalle (< 0,5 s) wird das Emissionsverhalten eines Fahrzeugs in einem entsprechend kleinen Zeitfenster registriert. Gerade neuere Fahrzeuggenerationen mit elektronisch gesteuerter Gemischbildung weisen jedoch ein ausgesprochen heterogenes Emissionsverhalten mit ausgeprägten Emissionsspitzen in kurzer zeitlicher Abfolge auf. Eine Momentanmessung lässt daher keine Rückschlüsse auf das Emissionsverhalten des Fahrzeugs über eine längere Fahrstrecke zu.
- Um Überlagerungen von Abgaswolken aus verschiedenen Fahrzeugen zu vermeiden, sind Messungen auf einspurige Straßenabschnitte ohne Gegenverkehr (z.B. Einbahnstraßen, Autobahnzu- und -abfahrten) beschränkt.
- Die Nachweisgrenzen sind zu hoch, um emittierte Schadstoffe (insbesondere Einzel-VOC) von Fahrzeugen mit durchschnittlichem oder unterdurchschnittlichem Emissionsniveau zuverlässig zu erfassen.
- Partikel in der Abgaswolke beeinflussen das Detektorsignal durch Lichtabsorption und -beugung. Deshalb sind für Messungen der Abgaswolken von Diesel- und Ottofahrzeugen unterschiedliche Gerätekalibrierungen erforderlich.

Remote-Sensing-Messkampagnen dienen derzeit in erster Linie der Identifizierung von Fahrzeugen, deren Schadstoffausstoß aufgrund von technischen Defekten oder mangelnder Wartung erheblich über dem normalen Maß und den zulässigen Grenzwerten liegt (sog. "Gross Polluters" oder "High-Emitters"). Als "Gross Polluters" gelten Fahrzeuge, deren Emissionsraten etwa um einen Faktor 10 über den aktuellen gesetzlichen Grenzwerten liegen. Umgerechnet auf die jeweilige Schadstoffkonzentration in der unverdünnten Abgaswolke bedeutet dies für CO ca. 3 - 5 Vol-%, für NO_x ca. 2000 - 3000 ppmV und für HC ca. 1500 - 2000 ppmV [CROOKELL 2000]. Diese Fahrzeuge können identifiziert und entsprechenden Wartungs- und Reparaturarbeiten zugeführt werden.

Die Anwendung von Remote-Sensing-Geräten in umfangreichen Messkampagnen findet in den USA seit Ende der 80er Jahre auf einer breiten Basis statt. Zahlreiche US-Bundesstaaten betreiben Screening-Programme zur Ermittlung des Emissionsverhaltens von Einzelfahrzeugen unter realen Bedingungen. Die Emissions-Charakteristiken der US-Flotte sind mittlerweile gut untersucht und in weit über 100 Publikationen dokumentiert [z.B. http://www.feat.biochem.du.edu/pub_list.html]. Als Ergebnis lässt sich zusammenfassen, dass 10 % der Fahrzeuge für mindestens 50 % der CO- und HC-Emissionen verantwortlich sind. Umgekehrt verursachen die saubersten 80 % der Fahrzeuge lediglich 12 % der Gesamtemissionen [CROOKELL 2000]. Diese Zahlen machen deutlich, wie groß der Einfluss der "Gross Polluters" auf die Gesamtemissionen des Verkehrs ist.

Aus Europa sind im Vergleich zu den USA nur sehr wenige Messkampagnen mit Remote-Sensing-Geräten bekannt. [SJÖDIN 2000] hat mit einem älteren NDIR-Gerätetyp ("FEAT") 1991, 1995 und 1998 am gleichen Abschnitt einer Autobahnauffahrt in Göteborg/Schweden CO-, NO- und HC-Messungen an jeweils ca. 10.000 Otto-Pkw durchgeführt. Aus dem zeitlichen Vergleich der Schadstoff-Konzentrationen konnte der Einfluss der Alterung von Katalysator, Gemischregulierung und Abgasanlage auf das Emissionsverhalten von GKat-Fahrzeugen des gleichen Modelljahres quantifiziert werden. Die Qualität der Messungen wird von den Autoren für CO mit sehr gut beurteilt, bei NO ergaben sich Querempfindlichkeiten gegenüber hohen HC-Konzentrationen. Die HC-Messungen selbst werden aufgrund fehlender Kalibrierungsmöglichkeiten als mangelhaft bezeichnet. Hier wird insbesondere von Querempfindlichkeiten gegenüber Wasserdampf berichtet.

Aus der Schweiz liegen u.a. Ergebnisse aus dem Jahre 1994 vor [BÜRGIN 1995]. An insgesamt vier Messstellen mit unterschiedlichen Charakteristiken wurden von mehr als 50.000 Pkw CO- und HC-Emissionen mittels eines FEAT-Gerätes gemessen. 10 % der erfassten Fahrzeuge waren dabei für 50-60 % der CO- und für ca. 45 % der HC-Emissionen verantwortlich. Es zeigten sich gute Übereinstimmungen zwischen den verschiedenen Messorten. Allerdings ist ein hoher Anteil (ca. 30 %) der stark emittierenden Fahrzeuge auf Pkw mit kalten oder kühlen Motoren (ohne Defekte am Abgassystem) zurückzuführen. Die Baudirektion des Kantons Zürich betreibt seit 1997 ein neueres Breitbandmodell ("AccuScan"), das für CO-, CO₂-, HC- und NO-

Messungen geeignet ist. Im Rahmen eines Großversuchs im Sommer 2000 an einer neunprozentigen Steigungstrecke, die überwiegend von Berufspendlern genutzt wird, wurden insgesamt 7165 gültige Messungen einschließlich Kennzeichenerfassung durchgeführt [SCHÜPBACH 2001]. Jeweils 50 % der Schadstoffemissionen wurden im Falle von CO von den auffälligsten 4 % der erfassten Pkw verursacht; bei den HC-Emissionen betrug der Anteil 9 % und bei den NO-Emissionen 10 %. Der Anteil der Pkw mit kaltem oder kühlem Motor an dem gewählten Streckenabschnitt kann als gering eingestuft werden. Eine Differenzierung der gemessenen Schadstoffkonzentrationen nach insgesamt 14 Marken (Herstellern) in anonymisierter Form ergab deutliche Unterschiede im Emissionsverhalten.

Messungen an vier Autobahnabschnitten in Österreich im Jahr 2000 [STRICKER 2001] zeigen, dass bei den schweren Lkw der Anteil und das Emissionsniveau der "Gross Polluters" im Vergleich zu den Pkw deutlich geringer ist. Das NO-Emissionsniveau der einzelnen Lkw liegt vergleichsweise dicht beieinander. 50 % der gemessenen Gesamt-NO-Emissionen werden von ca. 1/3 der auffälligsten Lkw verursacht. Ähnliche Ergebnisse liegen auch für die US-amerikanische Fahrzeugflotte vor [JIMENEZ 2000]. Im Gegensatz zu den Pkw können beim (Diesel-) Schwerverkehr keine erheblichen Reduktionen der Gesamtemissionen durch Wartungs- und Reparaturmaßnahmen erreicht werden. Vielmehr ist eine breite Absenkung des Emissionsniveaus aller Lkw durch schärfere Grenzwerte und / oder Modifikationen des Treibstoffs erforderlich.

Der derzeitige technische Entwicklungsstand von verfügbaren Remote-Sensing-Geräten erlaubt es noch nicht, absolute Emissionsraten [g/s] und Emissionsfaktoren [g/km] für Einzelfahrzeuge in schneller zeitlicher Abfolge zu ermitteln. Neuere technische Entwicklungen zielen jedoch auf erhebliche Verbesserungen der bestehenden Systeme ab:

- Die räumliche Ausdehnung der Abgaswolke soll mit Hilfe von dynamischen Flussmodellen und mit Infrarotkameras in hoher zeitlicher Auflösung erfasst und in die Auswertung der Messdaten integriert werden [CROOKELL 2001]. Infrarotkameras können dabei sowohl die Temperaturverteilung als auch die Verteilung der CO₂-Konzentration (mit Hilfe von Interferenzfiltern) in der Abgaswolke aufzeichnen.
- Zur Vermeidung der Messung von kurzzeitigen Emissionsereignissen, die nicht repräsentativ für das Emissionsverhalten eines Fahrzeugs auf längeren Strecken sind, müssen mehrere Messungen des gleichen Fahrzeugs in räumlichen Abständen durchgeführt werden. Dies erfordert ein gekoppeltes System aus mehreren Messeinheiten. Zur Realisierung eines solchen komplexen Systems bedarf es noch einer erheblichen Kostenreduzierung der einzelnen Remote-Sensing-Einheiten.
- Durch Kombination von dispersiven UV- und IR-Strahlern und -Spektrometern und mehrfache Reflexion der Messstrahlen über die Fahrbahn (z.B. achtfach) ist die simultane Detektion von mehr als 20 Schadstoffen bei entsprechend niedrigen Nachweisgrenzen möglich. Messungen mit Prototypen solcher Multikomponenten-Geräte zeigen beispielsweise überraschend hohe Ammoniakkonzentrationen im Abgas von Otto-Pkw mit betriebswarmem GKat [BAUM, 2000].

Zusammenfassend stellen sich die aktuellen Kenntnisse aus Remote Sensing Messungen wie folgt dar: Remote-Sensing-Messverfahren bieten prinzipiell die Möglichkeit, das reale Emissionsverhalten aller, einen beliebigen Straßenquerschnitt passierender Fahrzeuge mit relativ wenig Aufwand zu erfassen. Ein erheblicher Anteil der von Pkw freigesetzten Schadstoffe ist auf einen sehr kleinen Anteil von stark emittierenden Fahrzeugen zurückzuführen. Weniger als 10 % der im Verkehr befindlichen Pkw verursachen 50 % der gesamten CO-, NO_x- und HC-Emissionen. Fahrzeuge des Schwerverkehrs zeigen dagegen einen deutlich geringeren Einfluss sog. "Gross Polluters". Derzeit verfügbare Remote-Sensing-Systeme sind aufgrund der unvollständigen Erfassung der Abgasfahne und zu hoher Nachweisgrenzen nicht geeignet, um Emissionsraten von Einzelfahrzeugen in schneller zeitlicher Abfolge zu ermitteln. Neuere Entwicklungen zielen auf entsprechende Leistungsverbesserungen bei gleichzeitiger Kostenreduzierung ab.

7.7 Zusammenfassung der Ergebnisse experimenteller Überprüfungen

Tunnel- und Freilandexperimente sind prinzipiell geeignet, um experimentell über die gesamte Fahrzeugflotte oder über einzelne Fahrzeuggruppen gemittelte EF zu bestimmen. Diese EF können mit auf Fahrzeug- und Motorprüfständen ermittelten und nach den verkehrstechnischen und streckenspezifischen Charakteristiken

des gewählten Straßenabschnitts aggregierten EF verglichen werden. Da die Prüfstands-EF üblicherweise für die Modellierung von Emissionsdaten verwendet werden, sind über die Vergleiche unmittelbare Aussagen über systematische Fehler der für die Modellierungen verwendeten EF und der Qualität der daraus abgeleiteten Emissionen möglich.

In Bild 48 sind zusammenfassend die Ergebnisse jener im vorangegangenen näher beschriebenen Experimente beschrieben, für die auf der Grundlage der durchgeführten Erhebungen die Ableitung von EF und ein Vergleich mit Modell-EF möglich war. Dargestellt sind die für Modellierungen verwendeten EF aus dem UBA-Handbuch [UBA 1999] normiert auf die jeweiligen aus den Experimenten abgeleiteten EF. Ein negativer Wert bedeutet demnach, dass die Modell-EF (UBA) kleiner sind als die gemessenen EF. Die dargestellten Studien sind anhand der gefahrenen mittleren Pkw-Geschwindigkeiten sortiert. Es ergibt sich eine sehr große Bandbreite der untersuchten Fahrmuster von Autobahnverkehr ohne Geschwindigkeitsbegrenzung bis zum Tiefgaragen-Fahrmuster.

Bei dem Vergleich der verschiedenen Experimente ist zu berücksichtigen, dass die Datenqualität der einzelnen Studien stark unterschiedlich ist. So wurden beispielsweise bei den Messungen an der A 3 und im Tunnel Tegel keine Kennzeichenauswertungen zur näheren Differenzierung der Fahrzeugflotte durchgeführt. In der Tegel-Studie wurden darüber hinaus keine Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Die Anzahl der auswertbaren Messintervalle an der A 656 ist mit drei 1-h-Werten sehr gering, so dass die abgeleiteten mittleren EF mit hohen Fehlern behaftet sind. Auf die Darstellung der Fehlerbandbreiten in dem Bild 48 wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Die Tabelle 62 gibt einen Überblick über das Untersuchungsprogramm und die Qualität der einzelnen Studien.

Es wurden fünf Studien ausgewertet, für die eine getrennte Ermittlung der NO_x-EF für den Leichtverkehr ("Pkw") und für den Schwerverkehr ("Lkw") möglich war. Alle fünf Studien (A 3, Tegel, Gubrist, Arisdorf, Plabutsch) zeigen übereinstimmend, dass die Modell-EF um ca. 50 % unter den gemessenen EF liegen. Dies bedeutet, dass die bei Verwendung der derzeit verfügbaren EF modellierten NO_x-Emissionen für den Schwerverkehr nur etwa halb so groß sind wie die tatsächlich auftretenden Emissionen. Bei den Pkw-NO_x-EF treten lediglich bei der älteren Studie an der A 3 ähnlich große Minderbefunde bei den Modelldaten auf wie beim Schwerverkehr. Drei der fünf Studien (Tegel, Gubrist, Arisdorf-Gefälle) zeigen sehr gute Übereinstimmungen. Modell-Überschätzungen treten bei der Plabutsch-Studie mit ca. 25 % und insbesondere in der ansteigenden Röhre des Arisdorftunnels mit ca. 115 % auf. Die Differenzen der über alle Fahrzeuge gemittelten EF zeigen gute Korrelationen mit dem Schwerverkehranteil. Je höher der Schwerverkehranteil an der Gesamtflotte ist, um so größer fällt der Minderbefund der für die Modellierungen verwendeten EF aus. Lediglich die Ergebnisse der Messungen an der A 656 passen nicht in dieses Bild. Der Grund hierfür ist vermutlich auf die vergleichsweise hohe Unsicherheit der gemessenen EF zurückzuführen.

Tabelle 62: Untersuchungsprogramm der ausgewerteten Tunnel- und Freilandstudien (Prüfung der Qualitätskriterien nach Kapitel 7.1.1.3)

	Anzahl der Messintervalle	Messung der Hintergrundkonzentrationen	kontinuierliche Verkehrszählungen	Messung der Fahrzeuggeschwindigkeiten	Kennzeichenauswertungen	Ermittlung der Straßen-Längsneigung	Messung der Strömungsgeschwindigkeiten	Rückwindkorrektur der Modell-EF
A 3	11.824	-	+	+	-	+	+	e
A 656	3	+	+	+	+	+	+	e
Tegel	153	+	+	-	-	-	-	+
Gubrist	300	+	+	+	+	+	+	+
Arisdorf	120	-	+	+	-	+	(+)	-
Plabutsch	1400	-	+	(+)	-	+	+	e
Heslach	800	(+)	+	+	(+)	+	+	e
München	300	+	+	(+)	+	e	+	e

+: ja -: nein e: entfällt (+): teilweise

Unsicherheiten auf Seiten der Emissionsmodellierung bestehen u.a. in der unvollständigen Erfassung der emissionsrelevanten Parameter, wie z.B. im Stichprobencharakter der Kennzeichenauswertungen und bei im Ausland zugelassenen Fahrzeugen, die nicht exakt klassifiziert werden können. Ein häufiger Kritikpunkt ist der unbekannte Beladungsgrad der schweren Nutzfahrzeuge [FRIEDRICH 2002]. Die exakten Fahrzeugmassen können nur durch Wägungen ermittelt werden. Kontinuierlich arbeitende, in die Fahrbahn eingelassene Fahrzeugwaagen sind noch nicht verbreitet. Der Einsatz von mobilen Waagen ist zwar denkbar, erfordert aber einen starken Eingriff in den Verkehrsablauf. Fahrzeugwägungen zum Zwecke der Emissionsmodellierung werden wegen des erforderlichen hohen Aufwands i.d.R. nicht durchgeführt. Dies betrifft außer den erwähnten Validierungsstudien auch alle anderen Anwendungsfälle für Modellierungen von Verkehrsemissionen. Im Normalfall wird deshalb von einem mittleren Beladungsgrad von 50 % ausgegangen. Dies entspricht der Empfehlung des Umweltbundesamtes [UBA 1999]. Berechnungen haben ergeben, dass selbst bei dem sehr unrealistischen Szenario einer vollständigen Auslastung aller schweren Nutzfahrzeuge (d.h. alle Fahrzeuge bewegen sich mit der jeweils maximal zulässigen Gesamtmasse) im Vergleich zum 50 % - Beladungszustand nur NO_x-Mehremissionen zwischen 6,6 % (Lkw) und 17,6 % (Sattelzüge) zu erwarten sind. Insgesamt liegt der Variationskoeffizient der modellierten NO_x-Emissionsraten bei ca. 10 % (s.a. Kapitel 7.2.2.4). Dies bedeutet, dass die modellierten NO_x-Minderbefunde beim Schwerverkehr in Höhe von ca. - 50 % mit sehr hoher statistischer Signifikanz auf systematisch zu niedrige Emissionsfaktoren zurückzuführen sind.

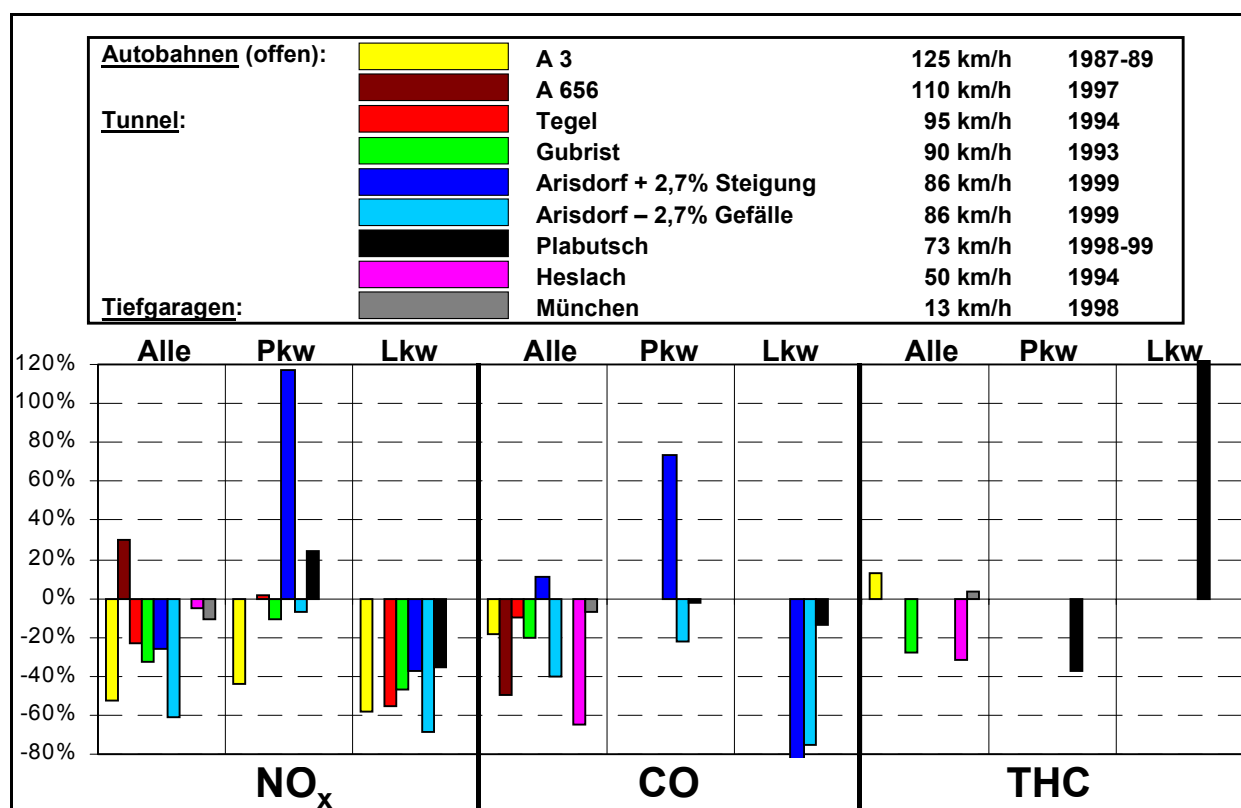


Bild 48: Modell-EF aus Prüfstandsmessungen (UBA) in Bezug auf unter realen Bedingungen gemessenen EF (Warmemissionen) - Übersicht der Ergebnisse verschiedener Studien (sortiert nach der mittleren Pkw-Geschwindigkeit)

Beim Kohlenmonoxid (CO) liegen die Modell-EF aus dem UBA-Handbuch bei allen Studien unterhalb der gemessenen EF. Die einzige Ausnahme stellen die Pkw in der ansteigenden Röhre des Arisdorftunnels dar. Die in diesem Fall gemessenen, niedrigen EF sind vermutlich auf die unmittelbar vor Tunneleinfahrt bestehende Reduzierung der erlaubten Höchstgeschwindigkeit auf 80 km/h zurückzuführen. Die relativen Abweichungen sind zwischen den einzelnen Studien uneinheitlich und im Gegensatz zum NO_x nicht mit dem Schwerverkehranteil korreliert. Die größten Abweichungen bezogen auf alle Fahrzeuge treten im Heslacher Tunnel (- 64,5 %) und an der A 656 (- 49,2 %) auf. Vom Messabschnitt im Heslacher Tunnel ist bekannt, dass aufgrund der dichten Lage einer Ampelkreuzung vor dem südlichen Tunneleingang erhebliche Be-

schleunigungsvorgänge in Fahrtrichtung Nord auftreten. Auch am Messquerschnitt an der A 656 sind Beschleunigungsvorgänge aufgrund eines benachbarten Autobahnkreuzes nicht auszuschließen. Auch aus Prüfstandsmessungen ist bekannt, dass Beschleunigungsprozesse insbesondere bei GKat-Fahrzeugen zu einer kurzfristigen Gemischanreicherung führen und somit hohe Peaks an CO und unverbrannten Kohlenwasserstoffen auftreten. Die hohen Differenzen legen die Vermutung nahe, dass Beschleunigungs- und Verzögerungsvorgänge in den derzeit für Modellierungen verfügbaren EF nicht ausreichend abgebildet werden. Die individuelle Streckencharakteristik kann mit den bestehenden Modell-Verkehrssituationen nur unzureichend abgebildet werden. Dies führt insbesondere bei den modellierten CO-Emissionen zu erheblichen Unsicherheiten.

Die besten Übereinstimmungen von allen untersuchten Stoffklassen treten bei den Gesamtkohlenwasserstoffen (THC) auf. Die maximalen relativen Abweichungen liegen hier bezogen auf die Gesamtflotte bei ca. 30 %. Die Ergebnisse der Plabutsch-Studie zeigen eine deutliche Modell-Überschätzung beim Schwerverkehr und eine gegenläufige Modellunterschätzung beim Leichtverkehr. Die Anzahl der bisher vorliegenden Studien ist noch zu gering, um die Ursachen der Differenzen zu beleuchten.

Bei der VOC-Spezies Benzol treten bei zwei Studien (Tegel, Heselach) deutlich höhere modellierte EF auf, als aus den Messungen abgeleitet. Die Emissionen der VOC-Einzelkomponenten sind noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Die Kenntnisse über die Abhängigkeiten des emittierten VOC-Splits von den Einflussgrößen Fahrzeugtyp, Fahrmuster, Meteorologie, Straßenlängsneigung und Treibstoffzusammensetzung müssen noch weiter ausgebaut werden.

Messungen im Tauern-Tunnel auf einer Höhe von ca. 1300 m_üNN haben bisher diskutierte Korrekturfaktoren für den Einfluss der Höhe auf Pkw-Emissionen (ca. Faktor 2 für CO und HC, Faktor 0,7 für NO_x - für die Höhe des Tauern-Tunnels) nicht bestätigt. Bei Verzicht auf eine Höhenkorrektur der modellierten EF ergab sich bei allen Schadstoffklassen eine wesentlich bessere Übereinstimmung mit den aus den Messungen abgeleiteten Pkw-EF. Die derzeit vorliegenden EF sind ausschließlich auf Meereshöhe bezogen. Zur genaueren Quantifizierung des Höheneinflusses sind weitere Untersuchungen, beispielsweise in klimatisierten Fahrzeugprüfständen (Temperatur und Luftdruck variabel), notwendig.

Die Ergebnisse der Messungen im Kiesbergtunnel in Wuppertal, die aufgrund fehlender verkehrsbezogener Daten nur als Quotienten vorliegen, bestätigen die zu hohen Modell-EF von Benzol. Im Fall von NO_x liegen die Modell-EF ca. 1/3 über den mittleren, aus den Messungen abgeleiteten EF. Dieses Ergebnis stimmt somit nicht mit den in dem Bild 48 dargestellten Ergebnissen überein. Beim N₂O liegen die modellierten Quotienten 137 % über den gemessenen. Beim SO₂ sind die modellierten EF-Quotienten um den Faktor 85 größer als die gemessenen Konzentrationsquotienten. Sollten diese Ergebnisse durch zukünftige Messungen bestätigt werden, bedürfen die derzeit vorliegenden SO₂-EF dringend einer Aktualisierung, z.B. durch Anpassung an die reduzierten Schwefelgehalte in den verschiedenen Treibstoffsorten.

Die aus den Tiefgaragenmessungen in München bei sehr niedrigen Geschwindigkeiten abgeleiteten mittleren EF für Pkw mit warmem Motor passen bei allen Stoffklassen überraschend gut mit den Modell-EF überein (s. Bild 48). Die maximalen Abweichungen liegen hier bei ca. 10 %. Dieses Ergebnis ist um so erstaunlicher, als für das ermittelte Tiefgaragen-Fahrmuster keine geeigneten Modell-EF zur Verfügung stehen, und diese aus Linearkombinationen benachbarter Fahrmuster (Stop+Go, Nebenstraßen) neu berechnet worden sind. Auch die auf das Fahrmuster für Nebenstraßen bezogenen, für die Innerortsemissionen maßgeblichen EF für die Kaltstartzuschläge stimmen bei CO und HC sehr gut mit den Modell-EF überein. Etwas größer sind die Differenzen bei NO_x (-25,9 %) und Benzol (- 17,6 %). Auch die gemessenen Verdampfungsemissionen nach dem Abstellen der Fahrzeuge (Hot Soak) liegen bei HC dicht an den Modell-EF, beim Benzol sind die Messwerte ungefähr doppelt so hoch wie die Modellwerte. Die gemessenen Tankatmungs-Verdampfungsemissionen sind deutlich höher als die modellierten (Faktor 2 - 5 bei HC und 8 - 25 bei Benzol). Diese gravierenden Unterschiede werden vermutlich durch offene Stellen an den Kraftstoffanlagen einiger abgestellter Fahrzeuge verursacht, die nicht in den derzeit verfügbaren EF enthalten sind.

Die Tiefgaragenmessungen in München geben die CO-Emissionen mit den derzeit verfügbaren EF gut wieder. Die Unsicherheiten bei den HC sind im wesentlichen auf die Tankatmungsverluste und die bisher nur

unzureichend quantifizierten Running Losses zurückzuführen. Die NO_x -Emissionen werden durch zu niedrige Kaltstart-EF etwas zu gering modelliert. Benzolemissionen werden aufgrund zu niedriger Heiß-/Warmabstellverlust- und Tankatmungs-EF deutlich unterschätzt. Die bisher vorliegenden Daten beziehen sich auf Messungen in lediglich zwei unterschiedlichen Tiefgaragen. Um die ermittelten Tendenzen auf den gesamten Innerortsbereich übertragen zu können, müssen die Ergebnisse dieser Studie durch weitere, ähnliche Emissionsmessungen unter realen Bedingungen verifiziert werden.

Die Ergebnisse des Stadtexperiments Augsburg bestätigen die bereits aus statistischen Auswertungen bekannten großen Unsicherheiten bei der Ermittlung von Gesamtfahrleistungen einzelner Städte, wenn die Bevölkerungszahl als alleiniges Kriterium herangezogen wird. Vielmehr müssen lokale Charakteristiken, wie die Struktur des Umlandes, Zahlen an Berufspendlern aus dem Umland, Einkaufsverkehr usw., bei der Ermittlung der Fahrleistungen berücksichtigt werden. Räumlich und zeitlich hochaufgelöste Verkehrsflussmodelle sollten - soweit vorhanden - in das Emissionsmodell integriert werden. Die guten Übereinstimmungen zwischen modellierten und gemessenen CO - und NO_x - Emissionsraten für das gesamte Stadtgebiet einschließlich aller Schadstoffquellen zeigen, dass durch die Verwendung hochwertiger Emissionsmodelle zuverlässige Ergebnisse erzielt werden können, die innerhalb eines Bereiches mit Faktoren zwischen 0,5 und 2 von den realen Emissionsverhältnissen abweichen. Den guten Übereinstimmungen für NO_x an Werktagen stehen Modellüberschätzungen an Wochenendtagen (ca. Faktor 2) gegenüber. Dies deutet darauf hin, dass die NO_x -Quellstärken aus industriellen Quellen eher überschätzt, diejenigen des Verkehrs eher unterschätzt werden. Dieses Ergebnis deckt sich somit mit den weiter oben abgeleiteten Aussagen über Erkenntnisse aus Messungen in Tunneln und freien Straßenabschnitten. Die größten Unsicherheiten bestehen derzeit bei der zeitlichen Differenzierung der Aktivitäten. Die Vergleiche zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen einzelner, im wesentlichen vom Kaltstart dominierten Kohlenwasserstoffverbindungen zeigen teilweise gute Übereinstimmungen (z.B. bei Benzol), teilweise aber auch sehr starke Überschätzungen (ca. eine Größenordnung). Andere Verbindungsklassen, die stark von der Kraftstoffverdampfung geprägt sind, werden ebenfalls überschätzt (Faktor 2,5 bis 3,5).

On-Board-Messungen sind nicht geeignet, um für Emissionsmodellierungen verwendete EF zu verifizieren. Aufgrund des relativ großen technischen Aufwands müssen On-Board-Messungen bisher auf nur wenige Fahrzeuge beschränkt bleiben. Der daraus resultierende stichprobenartige Charakter dieser Messungen gewährleistet nicht die notwendige Repräsentativität der ausgewählten Fahrzeuge für die Gesamtflotte. Ergebnisse von On-Board-Studien zeigen, dass die Bandbreiten der Emissionsfaktoren innerhalb der einzelnen Fahrzeugschichten so groß sind, dass einzelne ausgewählte Fahrzeuge für bestimmte Typen und bestimmte Wartungszustände nur unzureichend von den Mittelwerten der Fahrzeugschichten repräsentiert werden. Eventuell vorhandene systematische Fehler bei den Emissionsfaktoren sind durch diese Untersuchungen nicht erkennbar. Messungen an GKat-Fahrzeugen deuten darauf hin, dass der Wartungszustand der elektronischen Gemischregulierung (Lambda-Regelung) einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsverhalten der Fahrzeuge hat.

Feldmessungen mit Remote Sensing Techniken zeigen, dass ein erheblicher Anteil der von Pkw freigesetzten Schadstoffe auf einen sehr kleinen Anteil von stark emittierenden Fahrzeugen zurückzuführen ist. Weniger als 10 % der im Verkehr befindlichen Pkw verursachen ca. 50 % der gesamten CO -, NO_x - und HC -Emissionen in der Schweiz. Ähnliche Ergebnisse liegen von Untersuchungen aus Schweden und den USA vor. Fahrzeuge des Schwerverkehrs zeigen dagegen einen deutlich geringeren Einfluss sog. "Gross Polluters". Derzeit verfügbare Remote-Sensing-Systeme sind aufgrund der unvollständigen Erfassung der Abgasfahne und zu hoher Nachweisgrenzen nicht geeignet, um Emissionsraten von Einzelfahrzeugen in schneller zeitlicher Abfolge zu ermitteln. Neuere Entwicklungen zielen auf entsprechende Leistungsverbesserungen durch Erfassung des gesamten Querschnittes der Abgasfahnen bei gleichzeitiger Kostenreduzierung ab.

Die langfristigen Tendenzen der CO - und NO_x -Immissionen an Straßenabschnitten mit hoher Verkehrsstärke und damit auch der Emissionsraten im Zeitraum von 1987 bis 1996 können auf der Grundlage der derzeit verfügbaren Datenbasis gut modelliert werden. Übertragen auf die derzeit vorliegenden Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs bedeutet dies, dass die relativen Abnahmen der Emissionsfaktoren mit der Einführung neuerer, abgasärmerer Fahrzeuge für typische Fahrzeugflotten im Mittel gut wiedergegeben werden.

8 ZUSAMMENFASSUNG, ERGEBNISSE UND FOLGERUNGEN

8.1 Zielsetzung der Arbeit

Mit der vorliegenden Arbeit wurden die Unsicherheiten von modellierten Emissionen des Straßenverkehrs eingehend untersucht. Es wurde zum einen eine detaillierte statistische Fehleranalyse von modellierten Verkehrsemissionen durchgeführt. Grundlage dieser Auswertungen ist ein komplexes Modell zur Ermittlung von räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Verkehrsemissionen, das am IER, Universität Stuttgart, entwickelt worden ist. Die Unsicherheiten der Modelleingangsgrößen wurden durch Einbeziehung umfangreicher zusätzlicher Datenbasen mit statistischen Methoden ermittelt und zu Gesamtfehlern der modellierten Emissionsdaten verknüpft.

Zum anderen wurden verschiedene Experimente zur Ermittlung von Verkehrsemissionen zusammenfassend ausgewertet. Die experimentellen Emissionsraten wurden mit den für die Modellrechnungen verwendeten, aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten, verglichen. Dabei wurden sowohl unter eigener Beteiligung entstandene Studien als auch - zur Ergänzung und stärkeren Fundierung der Analysen - Ergebnisse aus der Literatur herangezogen. Die unter maßgeblicher eigener Beteiligung durchgeführten Projekte (A 656 und Stadtexperiment Augsburg) umfassen die numerische Emissionsmodellierung sowie die grundlegende experimentelle Ermittlung der Aktivitätsparameter. Es wurden u.a. umfangreiche Verkehrszählungen, Kennzeichenauswertungen und Geschwindigkeitsmessungen durchgeführt. Weitere Aktivitätsdaten aus externen Quellen (z.B. aus automatischen Dauerzählstellen, Staumeldern, Straßendatenbanken) wurden aufbereitet und in den Prozess der Emissionsmodellierung integriert. Die Emissionsberechnungen für die Tunnelstudie Berlin-Tegel wurden unter Heranziehung der verfügbaren, gemessenen Rohdaten und unter Einbeziehung von aktualisierten Datensätzen (u.a. neuere Emissionsfaktoren) im Rahmen dieser Arbeit neu durchgeführt.

8.2 Ergebnisse statistischer Auswertungen

Die durchgeführten statistischen Fehleranalysen haben für die jährlichen Abgasemissionen mit warmem Motor im Bezugsjahr 1994 im Außerortsbereich auf einzelnen Streckenabschnitten Variationskoeffizienten (68,3 % - Vertrauensbereich) zwischen 21 und 26 % bei NMHC und zwischen 16 und 22 % bei NO_x ergeben. Daneben konnten bei den Eingangsdaten Abgas-Emissionsfaktoren und Flottenzusammensetzung unter Einbeziehung zusätzlicher Datensätze signifikante systematische Fehler nachgewiesen werden, die insbesondere auf Autobahnabschnitten mit + 36 % bei NMHC bzw. mit + 20 % bei NO_x stark ins Gewicht fallen. Die statistischen Unsicherheiten der Innerorts-Emissionen im Warmbetrieb pro Gemeinde liegen mit 37 % bei NMHC und 35 % bei NO_x deutlich über den Fehlern im Außerortsbereich. Mindestens im gleichen Größenbereich liegen die Fehlerbandbreiten bei den Kaltstartzuschlägen, jedoch lassen die derzeit vorliegenden Daten noch keine vollständige Fehlerabschätzung zu.

Die HC-Verdampfungsemissionen sind auf Gemeindeebene mit Variationskoeffizienten von ca. 39 % bei den Tankatmungsverlusten und ca. 30 % bei den Heiß-/Warm-Abstellverlusten verbunden. Abschätzungen von Unsicherheiten der Running-Losses-Emissionen auf Gemeindeebene sind derzeit aufgrund der schlechten Datensituation bei den Emissionsfaktoren nicht möglich., mit großer Wahrscheinlichkeit liegen sie jedoch über denjenigen von Tankatmung und Heiß-/Warmabstellen.

Alle nach statistischen Methoden ermittelten Gesamtfehler sind als untere Grenze der tatsächlichen Gesamtfehler anzusehen, da aufgrund der lückenhaften Datensituation die Unsicherheiten einiger Eingangsdaten derzeit nur in Teilbereichen quantifiziert werden können. Insbesondere bei den Emissionsfaktoren (Kaltstart, Längsneigungen, Schwerverkehr, Verdampfungsemissionen), dem Fahrverhalten auf sonstigen Außerortsstraßen und innerorts und den Verkehrsstärke- bzw. Fahrleistungsdaten bestehen erhebliche Datenlücken.

Die Variationskoeffizienten bei der Ermittlung der Jahresemissionen 1994 für Gesamt-Baden-Württemberg liegen bei NO_x im Bereich zwischen ca. 8 % und 17 %, bei NMHC im Bereich zwischen ca. 11 % und 24 %. Die unteren Grenzen resultieren dabei aus der Fehlerfortpflanzung und der Annahme der statistischen Unabhängigkeit der verschiedenen Quellgruppen. Die oberen Grenzen resultieren aus der realistischeren Annahme

hochgradiger Korrelationen zwischen den Emissionen der verschiedenen Quellgruppen. Als Schätzwert lässt sich für die NO_x-Emissionen ein mittlerer VK von ca. 14 %, für die NMHC-Emissionen ein mittlerer VK von ca. 19 % annehmen. Darüber hinaus werden nach derzeitigem Kenntnisstand die NO_x-Emissionen systematisch um ca. 5 % unterschätzt. Die höchsten absoluten Fehlerbeiträge (Standardabweichungen) ergeben sich bei NO_x durch die Innerorts- und die Autobahnemissionen, bei NMHC durch die Kaltstartzuschläge und die Innerorts-Emissionen mit warmem Motor.

Die Auswertungen haben ergeben, dass den Emissionsfaktoren ein großer Anteil an den Gesamtunsicherheiten der modellierten Emissionsraten zukommt. Die Vergleiche der Emissionsfaktoren der vorliegenden UBA-Handbuch-Versionen 1.1 (1995) und 1.2 (1999) zeigen maximale Abweichungen für einzelne Fahrzeugschichten und bestimmte Verkehrssituationen für CO bei ca. einer Größenordnung, für HC bei einem Faktor von ca. 5-7, für NO_x bei einem Faktor von ca. 2,5 und für CO₂ bei ca. 20 %. Bei keinem der betrachteten Schadstoffe ist eine einheitliche Tendenz nach oben oder unten festzustellen. D.h. positive Differenzen zwischen den beiden Handbuch-Versionen für bestimmte Fahrzeugschichten und Verkehrssituationen stehen negative Differenzen für andere Fahrzeugschichten und Verkehrssituationen gegenüber. Es lassen sich daher keine generellen Aussagen über Differenzen bei Verwendung der beiden Versionen treffen. Diese sind vielmehr von der Charakteristik (Fahrverhalten, Flottenzusammensetzung) des jeweils untersuchten Straßenabschnitts abhängig. Weite Bereiche der EF aus der Version 1.1 wurden aufgrund fehlender neuer Erkenntnisse unverändert in die Version 1.2 übernommen (z.B. NO_x-EF des Schwerverkehrs). Es ist daher zu erwarten, dass auch die EF in der Version 1.2 mit Fehlerbandbreiten in den dargestellten Größenordnungen verknüpft sind.

Die Auswertung eines hochaufgelösten Straßennetzes hat ergeben, dass bei einem Straßennetz, bei dem lediglich die Koordinaten der Netzknoten, nicht jedoch der tatsächliche geographische Straßenverlauf bekannt sind, eine Rasterung mit 2 km x 2 km - Elementen als kritische Grenze angesehen werden muss. Eine feinere Rasterauflösung ist aufgrund des erhöhten Anteils falsch zugeordneter Linienquellenanteile nicht sinnvoll, bzw. sollte nur auf der Basis verfeinerter Straßennetz-Daten vorgenommen werden.

Die statistischen Unsicherheiten zeitlich hochaufgelöster (stündlicher) Emissionsdaten für den Straßenverkehr sind sehr stark von der Tageszeit und stark vom Wochentag und der Straßenkategorie abhängig. Bei den Pkw wurde für die Variationskoeffizienten ein Bereich von 10 bis 70 %, bei den Lkw von 15 bis 100 % ermittelt. Dabei treten geringere Fehlerbandbreiten an den verkehrsreichen Tagstunden und höhere Fehlerbandbreiten an den verkehrsarmen Nachtstunden auf.

8.3 Ergebnisse experimenteller Untersuchungen

Schadstoff- und Verkehrsmessungen, die unter realen Bedingungen in Tunneln oder freien Streckenabschnitten durchgeführt worden sind und die die Ableitung von realen, gemittelten EF erlauben, zeigen, dass gemessene NO_x-EF für den Schwerverkehr im Vergleich zu den aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten Modell-EF ca. doppelt so hoch liegen. Prüfstandsmessungen an EURO 2 - Motoren des Schwerverkehrs ergeben, dass im Vergleich zu EURO 1 - Motoren unter realen Fahrbedingungen trotz Grenzwertverschärfung insgesamt keine Reduzierung von NO_x-Emissionen auftritt. Dies bedeutet, dass die bei Verwendung der derzeit verfügbaren EF modellierten NO_x-Emissionen für den Schwerverkehr nur etwa halb so groß sind wie die tatsächlich auftretenden Emissionen. Bei den Pkw-NO_x-EF sind die Differenzen insgesamt deutlich geringer. Die Abweichungen der über alle Fahrzeuge gemittelten EF zeigen gute Korrelationen mit der mittleren Pkw-Fahrgeschwindigkeit und insbesondere mit dem Schwerverkehranteil. Je höher der Schwerverkehranteil an der Gesamtflotte ist, um so größer fällt der Minderbefund der aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten Emissionsfaktoren aus.

Es konnte im Rahmen dieser Arbeit gezeigt werden, dass die auftretenden systematischen Abweichungen der NO_x-Emissionsfaktoren des Schwerverkehrs statistisch hochgradig signifikant sind und nicht auf bestehende Unsicherheiten bei der Emissionsmodellierung zurückgeführt werden können. Dies deutet darauf hin, dass die bisherigen Prüfstandsmessungen nicht geeignet sind, um das reale Emissionsverhalten von schweren Motoren abzubilden. Eine mögliche Ursache liegt in der Auswahl der bisher auf Prüfständen untersuchten

schweren Motoren. Die Anzahl der untersuchten Motoren, auf denen die derzeitigen EF des Schwerverkehrs im "Handbuch für Emissionsfaktoren" beruhen ist mit 34 vergleichsweise gering. Die Repräsentativität der Stichprobe für das Emissionsverhalten aller in Verkehr befindlichen schweren Nutzfahrzeuge und Busse erscheint darüber hinaus fraglich, da ein Großteil der Motoren für das Messprogramm von den jeweiligen Herstellern in einwandfreiem Wartungs- und Einstellungszustand zur Verfügung gestellt worden sind. Als weitere mögliche Ursache kommt die grundsätzliche fehlende Eignung von Messungen auf stationären Motorprüfständen in Frage. Die Übertragung der stationären Daten auf dynamische Fahrzustände stellt nach wie vor ein ungelöstes Problem dar. Messungen auf Rollenprüfständen, auf denen das dynamische Verhalten des Gesamtfahrzeugs simuliert werden kann, führen zu reelleren Aussagen und verlässlicheren Emissionsfaktoren, sind bei Fahrzeugen des Schwerverkehrs aber sehr aufwändig.

Beim Kohlenmonoxid (CO) liegen die Modell-EF aus dem UBA-Handbuch bei allen ausgewerteten Studien unterhalb der gemessenen EF. Jedoch sind die relativen Abweichungen uneinheitlich und im Gegensatz zum NO_x nicht mit dem Schwerverkehranteil korreliert. Die größten Abweichungen liegen bei ca. - 65 % und treten an Streckenabschnitten auf, an denen erhebliche Beschleunigungsvorgänge der Fahrzeuge stattfinden. Auch aus Prüfstandsmessungen ist bekannt, dass Beschleunigungsprozesse insbesondere bei GKat-Fahrzeugen zu einer kurzfristigen Gemischanreicherung führen und somit hohe Peaks an CO und unverbrannten Kohlenwasserstoffen auftreten. Die hohen Differenzen legen die Vermutung nahe, dass Beschleunigungsvorgänge in den derzeit für Modellierungen verfügbaren EF nicht ausreichend abgebildet werden. Die individuelle Streckencharakteristik kann mit den bestehenden Modell-Verkehrssituationen nur unzureichend abgebildet werden. Dies führt insbesondere bei den modellierten CO-Emissionen zu erheblichen Unsicherheiten.

Vergleichsweise gute Übereinstimmungen treten bei den Gesamt-Kohlenwasserstoffen (THC) auf. Die maximalen relativen Abweichungen liegen hier bei ca. 30 %. Die Anzahl der bisher vorliegenden Studien ist noch zu gering, um die Ursachen der auftretenden Differenzen zu beleuchten. Bei der VOC-Spezies Benzol, die exemplarisch mit in die Vergleiche aufgenommen worden ist, treten bei zwei Studien deutlich höhere modellierte EF auf, als aus den Messungen abgeleitet. Die Emissionen der VOC-Einzelkomponenten sind noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Die Kenntnisse über die Abhängigkeiten des emittierten VOC-Splits von den Einflussgrößen Fahrzeugtyp, Fahrmuster, Meteorologie, Straßenlängsneigung und Treibstoffzusammensetzung müssen noch weiter vertieft werden.

Bisher diskutierte Korrekturfaktoren für den Einfluss der Höhe auf Pkw-Emissionen konnten durch neuere Ergebnisse nicht bestätigt werden. Bei Verzicht auf eine Höhenkorrektur der modellierten EF ergab sich grundsätzlich bessere Übereinstimmungen mit den aus den Messungen abgeleiteten Pkw-EF. Die derzeit vorliegenden EF sind ausschließlich auf Meereshöhe bezogen. Zur genaueren Quantifizierung des Höheneinflusses sind weitere Untersuchungen, beispielsweise in klimatisierten Fahrzeugprüfständen, notwendig.

Die Ergebnisse einer Studie zeigen für modellierte Lachgasemissionen (N₂O) um 137 % höhere Werte als gemessene Emissionen. Beim SO₂ sind die modellierten EF-Quotienten um den Faktor 85 größer als die gemessenen Konzentrationsquotienten. Sollten diese Ergebnisse durch zukünftige Messungen bestätigt werden, bedürfen die derzeit vorliegenden SO₂-EF dringend einer Aktualisierung, z.B. durch Anpassung an die reduzierten Schwefelgehalte in den verschiedenen Treibstoffsorten.

Die aus Tiefgaragenmessungen bei sehr niedrigen Geschwindigkeiten abgeleiteten mittleren EF für Pkw mit warmem Motor passen bei allen Stoffklassen gut mit den Modell-EF überein. Die maximalen Abweichungen liegen hier bei ca. 10 %. Auch die für die Innerortsemissionen maßgeblichen EF für die Kaltstartzuschläge stimmen bei CO und HC sehr gut mit den Modell-EF überein. Etwas größer sind die Differenzen bei NO_x (-25,9 %) und Benzol (-17,6 %). Auch die gemessenen Verdampfungsemissionen nach dem Abstellen der Fahrzeuge (Hot Soak) liegen bei HC dicht an den Modell-EF, beim Benzol sind die Messwerte ungefähr doppelt so hoch wie die Modellwerte. Die gemessenen Tankatmungs-Verdampfungsemissionen sind deutlich höher als die modellierten (Faktor 2 - 5 bei HC und 8 - 25 bei Benzol). Diese gravierenden Unterschiede werden vermutlich durch offene Stellen an den Kraftstoffanlagen einiger abgestellter Fahrzeuge verursacht, die nicht in den derzeit verfügbaren EF enthalten sind. Die CO-Emissionen werden mit den derzeit verfügbaren EF gut wiedergegeben. Die Unsicherheiten bei den HC sind im wesentlichen auf die Tankatmungsverluste

te und die bisher nur unzureichend quantifizierten Running Losses zurückzuführen. Die NO_x -Emissionen werden durch zu niedrige Kaltstart-EF insgesamt etwas zu gering modelliert. Benzolemissionen werden aufgrund zu niedriger Heiß-/Warmabstellverlust- und Tankatmungs-EF deutlich unterschätzt. Die bisher vorliegenden Daten beziehen sich auf Messungen in lediglich zwei unterschiedlichen Tiefgaragen. Daher müssen die Ergebnisse dieser Studie durch weitere, ähnlich konzipierte Emissionsmessungen unter realen Bedingungen verifiziert werden.

Stündliche Emissionsraten für CO und NO_x für ein gesamtes Stadtgebiet können derzeit bei Verwendung eines leistungsfähigen Emissionsmodells innerhalb eines Unsicherheitsbereiches von Faktor 0,5 bis 2 bestimmt werden. Die größten Unsicherheiten im Verkehrsbereich bestehen derzeit bei der Ermittlung von Gesamtfahrleistungen und bei der zeitlichen Differenzierung der Schwerverkehrsaktivitäten. Im wesentlichen vom Kaltstart dominierte Kohlenwasserstoffverbindungen zeigen teilweise gute Übereinstimmungen (z.B. bei Benzol), teilweise aber auch sehr starke Überschätzungen durch das Modell (ca. eine Größenordnung). Andere Verbindungsklassen, die stark von der Kraftstoffverdampfung geprägt sind, werden ebenfalls überschätzt (Faktor 2,5 bis 3,5).

Aktuelle und zukünftige Feldüberwachungsprogramme nach der EU-Richtlinie 98/69/EG liefern kein repräsentatives Bild für die gesamte, im Verkehr befindliche Fahrzeugflotte aufgrund der massiven Einschränkungen bei der Fahrzeugauswahl und der umfangreichen Wartungs- und Reparaturarbeiten vor Durchführung der Prüfstandsmessungen. Fahrzeuge mit defekten Abgassystemen und damit verbundenen hohen Schadstoffemissionen („Gross Polluters“) fallen nicht unter die Auswahlkriterien der Feldüberwachung und werden somit nicht erfasst. Die Kriterien der gesetzlichen Abgasuntersuchungen sind nicht ausreichend, um sämtliche, aufgrund von Defekten hoch emittierende Fahrzeuge zu identifizieren.

Ergebnisse von On-Board-Studien zeigen, dass die Bandbreiten der Emissionsfaktoren innerhalb der einzelnen Fahrzeugschichten so groß sind, dass einzelne ausgewählte Fahrzeuge für bestimmte Typen und bestimmte Wartungszustände nur unzureichend von den Mittelwerten der Fahrzeugschichten repräsentiert werden. Eventuell vorhandene systematische Fehler bei den Emissionsfaktoren sind durch diese Untersuchungen nicht erkennbar. Messungen an GKat-Fahrzeugen deuten darauf hin, dass der Wartungszustand der elektronischen Gemischregulierung (Lambda-Regelung) einen erheblichen Einfluss auf das Emissionsverhalten der Fahrzeuge hat.

Feldmessungen mit Remote Sensing Techniken ergeben, dass ein erheblicher Anteil der von Pkw freigesetzten Schadstoffe auf einen sehr kleinen Anteil von stark emittierenden Fahrzeugen zurückzuführen ist. Weniger als 10 % der im Verkehr befindlichen Pkw verursachen 50 % der gesamten CO-, NO_x - und HC-Emissionen. Fahrzeuge des Schwerverkehrs zeigen dagegen einen deutlich geringeren Einfluss sog. "Gross Polluters". Derzeit verfügbare Remote-Sensing-Systeme sind aufgrund der unvollständigen Erfassung der Abgasfahne und zu hoher Nachweisgrenzen nicht geeignet, um Emissionsraten von Einzelfahrzeugen in schneller zeitlicher Abfolge zu ermitteln. Neuere Entwicklungen zielen auf entsprechende Leistungsverbesserungen bei gleichzeitiger Kostenreduzierung ab.

8.4 Folgerungen

Ein Vergleich der Ergebnisse der statistischen Auswertungen mit den aus den experimentellen Untersuchungen gezogenen Schlussfolgerungen liefert ähnliche Ergebnisse. Sowohl die ermittelten Variationskoeffizienten als auch die systematischen Abweichungen zwischen Modell- und Messwerten liegen bei den Schadstoffen NO_x und CO etwa im Bereich zwischen 10 % und 50 %, bei Einzel-VOC z.T. deutlich darüber. Die Unsicherheiten steigen mit zunehmender räumlicher und zeitlicher Auflösung stark an. Somit ist die von politischer Seite derzeit angenommene Qualität von modellierten Emissionen des Straßenverkehrs nicht gegeben.

Verbesserungen und Korrekturen derzeitiger Berechnungsmodelle sind dringend erforderlich. Allein der im Rahmen dieser Arbeit aufgezeigte Minderbefund aktueller NO_x -Emissionsfaktoren des Schwerverkehrs von ca. 50 % führt nach erfolgter Korrektur der Modelle zu einem Anstieg der bundesweiten NO_x -Emissionen um ca. 25 %. Für das Jahr 2000 ergibt sich eine Korrektur der gesamten NO_x -Emissionen (einschl. aller anthro-

pogenen Quellen) von ursprünglich 1801 kt/a auf 2244 kt/a [eigene Berechnungen]. Dieser Umstand ist u.a. vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen zur Reduktion von Emissionen brisant, da sich die Bundesrepublik Deutschland verpflichtet hat, ihre jährlichen NO_x-Emissionen bis zum Jahr 2010 auf 1051 kt zu reduzieren [EU-Richtlinie 2001/81/EG].

9 AUSBLICK UND ZUKÜNFTIGE FORSCHUNGSSCHWERPUNKTE

Mit den vorliegenden Ergebnissen konnte gezeigt werden, dass bei Anwendung derzeit verfügbarer Verkehrsdaten und Emissionsfaktoren selbst bei Modellierungen mit höchstem Differenzierungsgrad mit hohen Fehlerbandbreiten bei der Ermittlung gasförmiger Schadstoffemissionen aus dem Straßenverkehr zu rechnen ist.

Bei der Ermittlung großräumiger Emissionsdaten des Straßenverkehrs (z.B. Jahresemissionen von Bundesländern) stellen die Emissionsfaktoren in allen Quellbereichen den mit Abstand größten Unsicherheitsfaktor dar. Die experimentelle Ermittlung von detaillierten Emissionsfaktoren durch zusätzliche Prüfstandsmessungen - insbesondere für den Innerortsbereich und auf Autobahnen - ist als vorrangige Aufgabe zur gezielten Verbesserung der Emissionsdatenqualität einzustufen. Dabei müssen insbesondere die Bereiche abgedeckt werden, für die bisher keine oder eine nur sehr kleine Datenbasis zur Verfügung steht:

- hohe Geschwindigkeiten (Pkw)
- neuere Pkw-Schichten (ab EURO 2)
- Kaltstartemissionen
- Schwerverkehr (Messungen auf Fahrzeug- statt Motorprüfständen)
- Motorräder
- Längsneigungsfaktoren,
- Kraftstoffverdampfung (Running Losses, Motorräder, Dieselfahrzeuge).

Bei der Auswahl der Fahrzeuge bei zukünftigen Prüfstandsmessungen muss der Repräsentativität der Fahrzeugstichprobe ein größerer Stellenwert zugeordnet werden. Insbesondere bei den Pkw dürfen in der Stichprobe enthaltene "Gross Polluters" nicht als Ausreißer behandelt werden, da eine nachträgliche Aussortierung dieser Fahrzeuge zu einer erheblichen Unterschätzung der realen mittleren Emissionsraten führt. Die auf derzeit gültigen gesetzlichen Regelungen über Feldüberwachungsprogramme [EU-Richtlinie 98/69/EG] beruhenden Fahrzeugstichproben führen nicht zu repräsentativen Aussagen und sollten daher durch zusätzliche Messprogramme ergänzt werden.

Aufgrund des dominierenden Anteils der methodischen Fehler bei der messtechnischen Ermittlung der Emissionsfunktionen (Emission als Funktion von aktueller Geschwindigkeit und Beschleunigung des Fahrzeugs) und der Ableitung der Emissionsfaktoren aus den Emissionsfunktionen ist eine Verbesserung der Methodik erforderlich. Denkbar wäre beispielsweise eine zeitliche Aggregation der Messdatenerfassung von 1 Sekunde auf längere Zeiträume von ca. 10-20 Sekunden. Diese Aggregation hätte eine erhebliche Reduzierung der Streubreiten zur Folge, erfordert aber andererseits die Definition von typischen "Teil-Fahrmustern" der entsprechenden zeitlichen Länge.

Messungen an einzelnen Straßenabschnitten mit deutlichen Anteilen von Beschleunigungs- bzw. Verzögerungsvorgängen haben gezeigt, dass Emissionsfaktoren von Verkehrssituationen mit Beschleunigungen / Verzögerungen derzeit nicht in ausreichendem Maße verfügbar sind. Da hohe Beschleunigungsanteile in den Fahrmustern zu erheblichen Mehremissionen insbesondere von CO und VOC führen, müssen in Zukunft auch für solche Verkehrssituationen Emissionsfaktoren ermittelt werden. Dies kann entweder durch die Erweiterung der aktuellen Datenbank für Emissionsfaktoren für alle Fahrzeugschichten und verschiedene Geschwindigkeitsbereiche erfolgen oder durch die Veröffentlichung der Emissionsfunktionen, die im Auftrag des Umweltbundesamtes vom TÜV Rheinland ermittelt worden sind [HASSEL 1994, 1995]. Mit Hilfe der Emissionsfunktionen kann der Anwender im Prinzip für jedes beliebige Fahrmuster die Emissionsfaktoren berechnen. Die Daten der Emissionsfunktionen sind derzeit nicht öffentlich zugänglich.

Zur Klärung von systematischen Abweichungen der derzeit vorliegenden Emissionsfaktoren sind weitere Messungen von Emissionen größerer Fahrzeugkollektive unter realen Bedingungen (Tunnelmessungen oder Freilandexperimente) und Vergleiche mit berechneten Emissionsdaten notwendig. Die bisher vorliegenden Ergebnisse solcher Experimente sind aufgrund der möglichen vielfältigen Verkehrssituationen noch nicht ausreichend, um eine einheitliche Bewertung der Qualität der aktuellen, aus Prüfstandsmessungen abgeleiteten Emissionsfaktoren zu ermöglichen. Zusätzliche Experimente mit unterschiedlichen Streckencharakteristi-

ken (Längsneigungen, Geschwindigkeiten) und Flottenzusammensetzungen sollten zusammenfassend konzipiert und ausgewertet werden.

Die aufgetretenen systematischen Abweichungen bei den dynamischen Flottenzusammensetzungen sind durch experimentelle Ermittlungen auf den verschiedenen Straßenkategorien (z.B. durch Kennzeichenauswertungen) näher zu untersuchen.

Räumlich höher aufgelöste Emissionsberechnungen erfordern für den Innerortsbereich detailliertere Modelle zur Abschätzung der gemeindebezogenen Fahrleistungen. Verkehrsflussmodelle liefern räumlich hoch aufgelöste Verkehrsstärkedaten für die Hauptverkehrsstraßen im Innerortsbereich. Als problematisch muss die Ermittlung der Fahrleistungen im Nebenstraßennetz angesehen werden. Hier liegen derzeit noch keine verlässlichen Untersuchungen vor. Denkbar wäre hier die Auswertung von hochaufgelösten Satellitenaufnahmen oder Luftbildern zu verschiedenen Zeitpunkten, die zur Quantifizierung der Fahrleistungsverhältnisse zwischen Haupt- und Nebenstraßen führen können.

Für die präzise Bestimmung der Heiß-/Warmabstellverluste sind räumlich und zeitlich differenzierte Temperaturdaten notwendig. Diese können beispielsweise aus entsprechenden meteorologischen Modellen ermittelt werden. Außerorts führen zusätzliche Informationen über die Streckencharakteristik und die Verkehrsstärken der einzelnen Fahrzeugkategorien zu deutlich verbesserten Emissionsdaten. Für räumliche Rasterungen mit Gittergrößen unter zwei Kilometern sind genaue Informationen über den geographischen Verlauf der Streckenabschnitte - z.B. aus digitalisierten Straßennetzen - erforderlich.

Die teilweise erheblichen Fehler der zeitlichen Auflösung der Emissionsdaten in stündliche Werte lassen sich nur durch zusätzliche Informationen über abschnittsbezogene Verkehrsstärken in hoher zeitlicher Auflösung reduzieren. Für den Innerortsbereich sind zusätzliche, räumlich differenzierte Informationen über nach Fahrzeugarten getrennte zeitliche Abläufe der Aktivitäten erforderlich. Die Implementierung von der Emissionsberechnung vorgelagerten Verkehrsflussmodellen kann zu einer deutlichen Verbesserung der Kenntnisse über den zeitlichen Verkehrsablauf führen. Stausituationen sind mit erheblichen Mehremissionen, insbesondere von CO und VOC, verbunden. Die Einbeziehung von q-v-Beziehungen ermöglicht zumindest eine grobe Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit von verkehrsstärkebedingten Stausituationen. Durch äußere Einflüsse (z.B. Unfälle) verursachte Stausituationen können durch nachträgliche Auswertungen von polizeilichen Stauberichten und Daten aus kontinuierlich arbeitenden Verkehrserfassungssystemen (z.B. Staumelder) bei der Emissionsmodellierung berücksichtigt werden.

Fernmessverfahren (Remote Sensing) zeigen vielversprechende Ansätze, da mit Hilfe dieser Technik umfassende Emissionskontrollen unter realen Fahrbedingungen möglich sind. Zur Ermittlung von Emissionsraten pro Fahrzeug bedarf es jedoch noch technischer Verbesserungen, um die Abgasfahne im gesamten Querschnitt zu erfassen.

QUELLENVERZEICHNIS

AFFLERBACH (2001): Afflerbach, G.; Hassel, D.; Schmidt, H.; Sonnborn, K.-S.; Weber, F.-J.: Abgasuntersuchung - Erfolgskontrolle: Ottomotor - G-KAT. - Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Fahrzeugtechnik Heft F 37, Bergisch Gladbach, Juni 2001.

ANDRIAS (1993): Andrias, A.; Samaras, Z.; Zachariadis, T.; Zierock, K.H. : Assessment of Random and Systematic Errors Associated with the Corinair / Copert Methodology for Estimating VOCs Emitted from Road Traffic. - In: Proceedings of the TNO / EURASAP Workshop on the reliability of VOC emission data bases. June 9-10, 1993. Delft, the Netherlands. IMW-TNO Publication P 93/040 pp. 75 - 87.

ARTEMIS (2003): Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems. - EU-Kommission (5. Rahmenprogramm) DG TREN Contract 1999-RD.10429, Laufzeit: 1.1.2000 - 30.6.2003. <http://www.trl.co.uk/artemis/index.htm>.

BAARS (1993): Baars, H. P.; Bultjes, P. J. H.; Pulles, M. P. J.; Veldt, C.: TNO/EURASAP Workshop on the Reliability of VOC Emission Data Bases. - Delft, Niederlande, 9.-10. Juni 1993.

BACH (1993): Bach, C.; Paul, A.: Verdampfungs- und Abgasmessungen an leichten Motorwagen. - Arbeitsunterlage 6 zu: Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs in der Schweiz 1990 - 2010. EMPA, Dübendorf. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 1993

BARTELT (1994): Bartelt, B.; Regniet, G.; Schmidt, G.; Jost, P.; Sonnborn, K.-S.: Untersuchung des repräsentativen Fahrverhaltens von Pkw auf Stadt- und Landstraßen. - Heusch-Boesefeldt GmbH, TÜV Rheinland e. V. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin. Umweltbundesamt Texte 66/94

BAUM (2000): Baum, M. M.; Kiyomiya, E. S.; Kumar, S.; Lappas, A. M.; Lord, H. C.: Multicomponent remote sensing of vehicle exhaust by dispersive absorption spectroscopy. 1. Effect of fuel type and catalyst performance. - Environmental Science & Technology, 34 (2000), 2851-2858.

BAUMBACH (1991): Baumbach, G.: Mobiles Abgas-Meßsystem zur Schadstoffmessung an fahrenden Kraftfahrzeugen. - Aus: Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart (ALS), Jahresbericht 1991, S. 13 - 15.

BECKER (1999): Becker, K.; Gomes, A.; Kurtenbach, R.; Lörzer, J.; Wiesen, P.: Investigation of Traffic Emissions in the Wuppertal Kiesbergtunnel. - Aus: 8th International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, 31. May - 2. June 1999, Report of the Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, TU Graz, Vol. 76, Band 2 Posterpresentation, 1999, Section IX/5 S. 27 - 33.

BLÜMEL (1995): Blümel, H.; Liwicki, M.: EMISS - ein methodisch neuer Ansatz zur Ermittlung der Schadstoffemissionen des Kfz-Verkehrs. - In: Emissionen des Straßenverkehrs - Immissionen in Ballungsgebieten. VDI Berichte 1228. Düsseldorf, 1995, S. 441 - 471.

BÜRGIN (1995): Bürgin, T.: FEAT-Messungen als effizientes Vollzugsmittel für Abgas-Feldkontrollen. - In: Emissionen des Straßenverkehrs - Immissionen in Ballungsgebieten. VDI Berichte 1228. Düsseldorf, 1995, S. 325 - 337.

BOSCH (1995): Robert Bosch GmbH: Kraftfahrtechnisches Taschenbuch. - VDI Verlag, 22.Auflage. Düsseldorf, 1995.

BUILTJES (1987): Bultjes, P.J.H.: Introduction to Emission Needs in Long Range Transport Modelling: Episodic Models. - Int. Workshop on Methodologies for Air Pollutant Emission Inventories. Paris, Juni/Juli 1987.

CROOKELL (1999): Crookell, A.: Consultation Paper on Requirements for Remote Sensing Devices for Gaseous Emissions Monitoring. Remote Measurement of Vehicle Emissions at Low Cost (REVEAL). - 1999-RD-10657. <http://www.sira.co.uk/reveal/>.

CROOKELL (2000): Crookell, A.; Käsäkoski, M.; Brook, R.: Remote sensing of motor vehicle exhaust emissions: the road ahead. - SPIE Boston, November 2000. <http://www.sira.co.uk/reveal/>.

CROOKELL (2001): Crookell, A.; Sinclair, P.: Remote analysis of motor vehicle exhaust: the elusive emissions factor. - Abstract accepted for 3rd Urban Air Quality Conference, Loutraki, March 2001. <http://www.sira.co.uk/reveal/>.

CZERWINSKI (2002): Czerwinski, J.; Comte, P.; Wili, P.; Matter, U.; Mosimann, T.: Summer Cold Start & emissions of different 2-wheelers. - Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs, Arbeitsunterlage 30. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, Dezember 2002.

DIN (1999): DIN Deutsches Institut für Normung e.V.: Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen. - Vornorm DIN V ENV 13005, Juni 1999.

DIN EN 228: Kraftstoffe für Kraftfahrzeuge. Unverbleite Ottokraftstoffe. Anforderungen und Prüfverfahren. - Februar 2000.

DIN EN 590: Kraftstoffe für Kraftfahrzeuge. Dieselmotorkraftstoff. Anforderungen und Prüfverfahren. - Februar 2000.

DIW (1997): Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung: Verkehr in Zahlen 1997. - Im Auftrag des Bundesverkehrsministeriums. Berlin, 1997

DRESEN-RAUSCH (1997): Dresen-Rausch, J.: Ermittlung gesetzlich limitierter und nicht limitierter Schadstoffe von Fahrzeugen im Verkehr. Teilbericht "limitierte Schadstoffe". - RWTÜV Essen, Institut für Fahrzeugtechnik. Abschlußbericht UFOPLAN-Nr. 105 06 061. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. August, 1997.

DRESEN-RAUSCH (1998): Dresen-Rausch, J.: Feldüberwachung von Diesel-Pkw (Emissionsverhalten). - RWTÜV Essen, Institut für Fahrzeugtechnik. Abschlußbericht UFOPLAN-Nr. 296 45 088. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Mai, 1998.

EGGLESTON (1993): Eggleston, H.S.: Uncertainties in the Estimates of Emissions of VOCs from Motor Cars. - In: Proceedings of the TNO / EURASAP Workshop on the reliability of VOC emission data bases. June 9-10, 1993. Delft, the Netherlands. IMW-TNO Publication P 93/040. p 59-73.

EU 98/69/EG (1998): Richtlinie 98/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 1998. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 350, S.1, 28.12.1998.

EU 98/70/EG (1998): Richtlinie 98/70/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 1998 über die Qualität von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 93/12/EWG des Rates. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 350, S. 58, 28.12.1998.

EVA (2002): Slemr, F. et al.: Validation of Emission Inventories for a City against Field Measurements. - Atmospheric Environment 36 Supplement No. 1 (2002) S1 - S122.

FRIEDRICH (2002): Friedrich, A.: Umweltbundesamt, Berlin. Persönliche Mitteilung im Rahmen des UBA-Workshops, 9.10.2002.

HÄNSEL (1967): Hänsel, H.: Grundzüge der Fehlerrechnung. - VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 1967.

HARTUNG (1995): Hartung, J.; Elpelt, B.; Klösener, K.-H.: Statistik - Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 10. Auflage. R. Oldenbourg Verlag, München, 1995

HARTWIG (1967): Hartwig, Georg: Einführung in die Fehler- und Ausgleichsrechnung. Unter Berücksichtigung einiger Überlegungen aus der Mathematischen Statistik. - Das Fachwissen des Ingenieurs. Carl Hanser Verlag. München, 1967.

HASSEL (1994): Hassel, D.; Jost, P.; Weber, F.-J.; Dursbeck, F.; Sonnborn, K.-S.; Plettau, D.: Das Abgas-Emissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1990. - Technischer Überwachungsverein Rheinland. Erich Schmidt Verlag, Berlin. Berichte Umweltbundesamt 8/94

HASSEL (1995): Hassel, D.; Jost, P.; Weber, F.-J.; Dursbeck, F.; Sonnborn, K.-S.; Plettau, D.: Das Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1990. - Technischer Überwachungsverein Rheinland. Erich Schmidt Verlag, Berlin. Berichte Umweltbundesamt 5/95.

HASSEL (1997): Hassel, D.; Weber, F.-J.; Sonnborn, K.-S.: Ermittlung von Pkw-Emissionsfaktoren von Fahrzeugen der Baujahre 1991 bis 1994 in der Bundesrepublik Deutschland und Fortschreibung des Handbuchs - Teil 1. - TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH. UFOPLAN 205 06 100/01. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Dezember 1997.

HASSEL (1998a): Hassel, D.; Sonnborn, K.-S.; Weber, F.-J.: Vertrauensbereich der Abgasemissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland. - TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH. Förderschwerpunkt Troposphärenforschung (TFS) des BMBF, Leitthema 2, Projekt A.2. Köln, 1998.

HASSEL (1998b): Hassel, D.; Sonnborn, K.-S.; Weber, F.-J.: Vertrauensbereich der Abgas-Emissionsfaktoren von schweren Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland. - TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH. Förderschwerpunkt Troposphärenforschung (TFS) des BMBF, Leitthema 2, Projekt A.2. Köln, 1998.

HEINE (1989): Heine, P.; Baretti, A.: Emissionsfaktoren für die Verdampfungsemissionen von Kraftfahrzeugen mit Ottomotoren. - Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung -. Forschungsbericht 104 05 149. Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein, Essen. Umweltbundesamt Texte 6/89

HEINE (1993): Heine, P.: Verdampfungs- und Verdunstungsemissionen. - Arbeitsunterlage 13 zu: Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs in der Schweiz 1990 - 2010. RWTÜV, Essen. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 1993

IPCC (2000): Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. - Intergovernmental Panel on Climate Change, National Greenhouse Gas Inventories Programme. Montreal, 2000. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpgaum.htm>

ISRAËL (1996): Israël, G.; Schlums, C.; Treffeisen, R.; Pesch, M.: Rußimmission in Berlin. Herkunftsbestimmung - KFZ-Flottenemissionsfaktoren - Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. - TU Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin. VDI-Fortschrittsberichte Reihe 15: Umwelttechnik, Band 152. Berlin, 1996.

JIMENEZ (2000): Jimenez, J.; McRae, G.; Nelson, D.; Zahniser, M.; Kolb, C.: Remote Sensing of NO and NO₂ Emissions from Heavy-Duty Diesel Trucks Using Tunable Diode Laser. - Environmental Science & Technology, 34 (2000), 2380 - 2387.

JOHN (1997): John, C.; Friedrich, R.; Kühlwein, J.; Obermeier, A.: Abschätzung und Bewertung der Unsicherheiten hochaufgelöster NO_x- und NMVOC-Emissionsdaten. - Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart. Beitrag zum 13. Statuskolloquium des PEF am 11. und 12. März 1997 im Forschungszentrum Karlsruhe.

JOHN (1999a): John, C.: Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung. Untersuchung von Emissionsszenarien am Beispiel Baden-Württembergs. - Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, Forschungsberichte Band 58, Dissertation, 1999

JOHN (1999b): John, C.; Friedrich, R.; Staehelin, J.; Schläpfer, K.; Stahel, W.: Comparison of emission factors for road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland) and from emission modeling. - Atmospheric Environment 33, 1999, S. 3367 - 3376.

KALTHOFF (2002): Kalthoff, N.; Corsmeier, U.; Schmidt, K.; Kottmeier, C.; Fiedler, F.; Habram, M.; Slemr, F.: Emissions of the city of Augsburg determined using the mass balance method.. - Atmospheric Environment 36 Supplement No.1 (2002) S19 - S31.

KBA (1993): Kraftfahrt-Bundesamt, Flensburg: Statistische Mitteilungen. Reihe 2: Kraftfahrzeuge, Sonderheft 2. Bestand an Kraftfahrzeugen u. Kraftfahrzeuganhängern am 1. Juli 1993 nach Zulassungsbezirken in Deutschland. - Metzler Poeschel Verlag, Stuttgart, 1993

KBA (1994): Kraftfahrt-Bundesamt, Flensburg: Statistische Mitteilungen. Reihe 2: Kraftfahrzeuge, Sonderheft 2. Bestand an Kraftfahrzeugen u. Kraftfahrzeuganhängern am 1. Juli 1994 nach Zulassungsbezirken in Deutschland. - Metzler Poeschel Verlag, Stuttgart, 1994

KÜHLWEIN (2000): Kühlwein, J.; Friedrich, R.: Uncertainties of modelling emissions from road transport. - Atmospheric Environment 34 (2000) 4603-4610.

KÜHLWEIN (2002a): Kühlwein, J.; Wickert, B.; Trukenmüller, A.; Theloke, J.; Friedrich, R.: Emission modelling in high spatial and temporal resolution and calculation of pollutant concentrations for comparisons with measured concentrations. - Atmospheric Environment 36 Supplement No.1 (2002) S7 - S18.

KÜHLWEIN (2002b): Kühlwein, J.; Friedrich, R.; Kalthoff, N.; Corsmeier, U.; Slemr, F.; Habram, M.; Möllmann-Coers, M.: Comparison of modelled and measured total CO and NO_x emission rates. - Atmospheric Environment 36 Supplement No.1 (2002) S53 - S60.

KURTENBACH (1999): Kurtenbach, R.; Platt, U.: Bericht über Tunnelexperimente und Abschätzung von Emissionsindices. - Aus: DEHEMA / GDCh / DBG - Gemeinschaftsausschuß, Chemie der Atmosphäre, Protokoll der 6. Sitzung am 4./5. Februar 1999.

KUSCHK (1998): Kusch, B.: Erhebungen von Verkehrsdaten zur Optimierung und Typisierung der Emissionsmodellierung des Straßenverkehrs. - Im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg. Berlin, 1998.

LA-BW (1991): Landesamt für Straßenwesen Baden-Württemberg, Stuttgart, 62-0278-ADIS12/-: Daten der Straßendatenbank Baden-Württemberg. - persönliche Mitteilung

LA-BW (1994): Landesamt für Straßenwesen Baden-Württemberg, Stuttgart, Ref. 21 / Verkehrszählung: Stündliche Verkehrsstärken 1994 der Dauerszählstelle Nr. 65171009. - persönliche Mitteilung

LA-RP (1997a): Landesamt für Straßen- und Verkehrswesen Rheinland-Pfalz: Analyse des Straßenverkehrs. Bericht 1996. Koblenz, 1997.

LA-RP (1997b): Landesamt für Straßen- und Verkehrswesen Rheinland-Pfalz, Koblenz: Daten der Straßendatenbank des Landes Rheinland-Pfalz 1994 und 1995. - persönliche Mitteilung vom 3.3.1997

LA-RP (1998): Landesamt für Straßen- und Verkehrswesen Rheinland-Pfalz: Analyse des Straßenverkehrs. Bericht 1997. Koblenz, 1998.

LAMBRECHT (1998): Lambrecht, U.; Vogt, R.; Höpfner, U.: Zeitlicher Verlauf der Immissionen und Emissionen des Straßenverkehrs: Die Situation in Baden-Württemberg und an anderen Standorten. – IFEU-Institut Heidelberg, i.A. des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 1998.

LEISEN (1988): Leisen, P.: Bestimmung der Emissionen aus Immissionsmessungen. Was leisten Emissionsbilanzierungen ? - In: Abgasimmissionsbelastungen durch den Kfz-Verkehr. Fachgespräch am 24. Februar 1987 im Umweltbundesamt Berlin. UBA-Texte 9/88, 1988, S. 193 - 221.

LEISEN (1990): Leisen, P.: Determination of the trend of highway emissions by means of emission balance measurements. - The Science of the Total Environment, 93, 1990, S. 339 - 348.

LEISEN (1992): Leisen, P.; Müller, W.; Heich, H.; Hasselbach, W.; Müller, J.: Entwicklung der Abgasbelastung an Autobahnen. - TÜV Rheinland, Köln. Bericht zum FE-Vorhaben 10402585, i.A. des Umweltbundesamtes. Köln, März 1992.

LENSCHOW (1997): Lenschow. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin. - persönliche Mitteilung

LENSING (1986): Lensing, D.; Schmidt, G.; Heusch, H.; Boesefeldt, J.: Straßenverkehrszählung 1985 in der Bundesrepublik Deutschland. Erhebungs- und Hochrechnungsmethodik. - Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach. Straßenverkehrszählungen Heft 36. Hrsg. im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, 1986

LENSING (1995): Lensing, N.: Straßenverkehrszählung 1990. Jahresfahrleistungen und mittlere DTV-Werte.- Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach. Verkehrstechnik Heft V 25.

LENSING (1996): Lensing, N., Büro für angewandte Statistik, Aachen: Daten der Bundesverkehrszählung 1995. - persönliche Mitteilung

LENSING (1997): Lensing, N.: Straßenverkehrszählung 1995. Jahresfahrleistungen und mittlere DTV-Werte.- Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach. Verkehrstechnik Heft V 41.

LENSING (1998): Lensing, D. Büro für angewandte Statistik, Aachen. - persönliche Mitteilung vom 13.11.1998

MAY (1993): May, H.; Hattingen, U.; Kind, W.: Abschätzung der Kohlenwasserstoffemissionen während des Betriebes eines Kraftfahrzeuges mit Ottomotor (Running Losses) in der Bundesrepublik Deutschland. - Forschungsstelle für Verbrennungskraftmaschinen und Kraftstoffe, Universität Kaiserslautern. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung -. Forschungsvorhaben 105 06 030. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, 1993.

MCARRAGHER (1990): McArragher, J.; Betts, W.; Schug, K.: The effects of temperature and fuel volatility on vehicle evaporative emissions. - CONCAWE report no. 90/51, Brüssel, 1990.

MCINNES (1996): McInnes, G.: Atmospheric Emission Inventory Handbook. - European Environmental Agency. Kopenhagen, 1996.

MEIER (1986): Meier, E.; Plaßmann, E.; Wolff, C.; Heusch, H.; Schmidt, G.; Hassel, D.; Jost, P.; Leisen, P.; Waldeyer, H.; Heine, P.; Voss, H.: Abgas-Großversuch. Untersuchung der Auswirkungen einer Geschwindigkeitsbegrenzung auf das Abgas-Emissionsverhalten von Personenkraftwagen auf Autobahnen. Abschlußbericht. Im Auftrage des Bundesministers für Verkehr. Vereinigung der Technischen Überwachungs-Vereine (VdTÜV), Essen, 1986

ÖKOSTEU (1999): Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform vom 16.12.1999. - Bundesgesetzblatt Teil I 1999 Nr. 56 vom 22.12.1999, S. 2432-2440.

PALM (1994a): Palm, I.; Regniet, G.; Schmidt, G.: Ermittlung der Pkw-Jahresfahrleistung 1990 und 1986 auf allen Straßen in der Bundesrepublik Deutschland (FE-Nr. 90408/93). Heusch-Boesefeldt GmbH, Aachen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bonn, 1994

PALM (1994b): Palm, I.; Regniet, G.; Schmidt, G.: Nutzfahrzeug-Jahresfahrleistungen 1990 (1986) auf den Straßen in der Bundesrepublik Deutschland (FE-Nr. 90343/91). Heusch-Boesefeldt GmbH, Aachen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bonn, 1994

PALM (1996): Palm, I.; Regniet, G.; Schmidt, G.: Ermittlung der Pkw- und Nfz-Jahresfahrleistungen 1993 auf allen Straßen in der Bundesrepublik Deutschland (FE-Nr. 90434/94). Heusch-Boesefeldt GmbH, Aachen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bonn, 1996

PATYK (1995): Patyk, A. ; Höpfner, U. : Komponenten-Differenzierung der Kohlenwasserstoffemissionen von Kfz: Ermittlung von Faktoren zur Bestimmung der differenzierten Kohlenwasserstoffemissionen bei Kfz zur Erfüllung der Anforderungen des § 40.2 BImSchG - Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 1995.

PRODATA (1997): H. Weiß, Prodata GmbH, Hamburg.1997. - persönliche Mitteilung

PUCHER (1999): Pucher, E.; Puxbaum, H.; Schmid, H.: Tauerntunnel air quality measurement 1997 - Verification of the modelling by measured results. - Aus: 8th International Symposium Transport and Air Pollution, Graz (Austria) 31. May - 2. June 1999, Report of the Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, TU Graz, Vol. 76, 1999. S. 273 - 286.

RICHTER (1993): Richter, A.; Michelmann, G.: Feldüberwachung der Abgasemissionen in der Bundesrepublik Deutschland. - RWTÜV Essen, Institut für Fahrzeugtechnik. Abschlußbericht UFOPLAN-Nr. 104 05 347. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Januar, 1993.

RODLER (2000): Rodler, J.: Luftschadstoffuntersuchungen mit unterschiedlichen Messsystemen zur Validierung von Emissions- und Ausbreitungsmodellen. - Dissertation an der TU Graz, Dezember 2000.

RYPDAL (2001): Rypdal, K.; Winiwarer, W.: Uncertainties in greenhouse gas emission inventories - evaluation, comparability and implications. - Environmental Science & Policy 4 (2-3) (2001) pp. 107 - 116.

SACHS (1997): Sachs, L.: Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. - 8. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, 1997

SCHLÄPFER (2000): Schläpfer, K.; Schneider, A.: Tunnelmessungen zur Ermittlung von Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs. - Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs, Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255, Arbeitsunterlage 22. Carbotech AG, Basel. Im Auftrag des Lufthygieneamtes beider Basel, Liestal, und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern, Oktober 2000.

SCHLUMS (1998): Schlums, C.: Charakterisierung der Quellgruppenbeiträge zur Immission von Ruß und anderen verkehrsrelevanten Schadstoffen an Hauptverkehrsstraßen. - Dissertation. TU Berlin, 1998.

SCHMIDT (1995): Schmidt, G.; Thomas, B.: Hochrechnungsfaktoren für manuelle und automatische Kurzzeitmessungen im Innerortsbereich. - Heusch-Boesefeldt GmbH, Aachen. Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bonn, 1995.

SCHMITZ (1997): Schmitz, S.; Haserich, D.; Oppermann, F.; Otto, I.; Pütz, T.; Siedhoff, M.; Viktorin, D.: Entwicklung eines planungsrelevanten Emissionskatasters Straßenverkehr. Materialien zur Raumentwicklung, Heft 80. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung -. Forschungsbericht 104 04 127. Hrsg. im Auftrag des Umweltbundesamtes. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn, 1997

SCHMITZ (1998): Schmitz, T.: Messungen der Immissionskonzentrationen verschiedener Ozonvorläufer-substanzen in Ballungsgebieten und an Autobahnen. - Berichte des Forschungszentrums Jülich Nr. 3457, Jülich 1998.

SCHMITZ (1999a): Schmitz, S.: Daten zu Innerortsfahrleistungen und Einwohnerzahlen ausgewählter Gemeinden. - Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn - persönliche Mitteilung vom 6.1.1999

SCHMITZ (1999b): Schmitz, T.; Hassel, D.; Weber, F.: Zusammensetzung der Kohlenwasserstoffe im Abgas unterschiedlicher Fahrzeugkonzepte. - Berichte des Forschungszentrums Jülich Jül-3646, März 1999.

SCHNEIDER (1994): Schneider, S.; Zahner, C.; Keiser, S.: Verkehrserfassung im Gubristunnel. Technischer Bericht. - Planungsbüro Jud AG, Zürich. Im Auftrag des BUWAL, Bern, Januar 1994.

SCHÜPBACH (2001): Schüpbach, R.: RSD-Auswertung Pendlerversuch Gockhausen. - Baudirektion Kanton Zürich. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL). Zürich, 2001. <http://www.luft.zh.ch/rsd/rsd.htm>.

SJÖDIN (2000): Sjödin, Å; Andréasson, K.: Multi-year remote-sensing measurements of gasoline light-duty vehicle emissions on a freeway ramp. - Atmospheric Environment, 34 (2000) 4657-4665.

SJÖDIN (2001): Sjödin, Å; Mowrer, A.; Potter, A.; Andréasson, K.: Influence of Maintenance and Driving Conditions on Speciated VOC Emissions from Gasoline Light-duty Vehicles. - Midgley, P.M.; Reuther, M.; Williams, W. (Eds.): Proceedings from the EUROTRAC-2 Symposium 2000, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 2001.

SLEMR (2002): Slemr, F.; Baumbach, G.; Blank, P.; Corsmeier, U.; Fiedler, F.; Friedrich, R.; Habram, M.; Kalthoff, N.; Klemp, D.; Kühlwein, J.; Mannschreck, K.; Möllmann-Coers, M.; Nester, K.; Panitz, H.-J.; Rabl, P.; Slemr, J.; Vogt, U.; Wickert, B.: Evaluation of modeled and temporally highly resolved emission inventories of photochemical precursors for the city of Augsburg: The experiment EVA and its major results. - Journal of Atmospheric Chemistry. In Druck.

SONNBORN (1997): Sonnborn, K.; Hassel, D.; Weber, F.: Einfluß der Kaltstarttemperatur auf das Emissionsverhalten von Pkw. - TÜV Rheinland. Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Förderschwerpunkt Troposphärenforschung (TFS) Leitthema 2, Projekt A.2. Köln, 1997.

STAEHELIN (1995a): Staehelin, J.; Schläpfer, K.; Bürgin, T.; Steinemann, U.; Schneider, S.; Brunner, D.; Bäumle, M.; Meier, M.; Zahner, C.; Keiser, S.; Stahel, W.; Keller, C.: Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part I: concept and first results. - The Science of the Total Environment, 169, 1995, S. 141 - 147.

STAEHELIN (1995b): Staehelin, J.; Schläpfer, K.: Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs im Gubristunnel. - Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Umwelt-Materialien Nr. 31 Luft, Bern, 1995.

STAEHELIN (1997): Staehelin, J.; Keller, C.; Stahel, W.; Schläpfer, K.; Steinemann, U.; Bürgin, T.; Schneider, S.: Modelling Emission Factors of Road Traffic from a Tunnel Study. - *Environmetrics*, 8, 1997, S. 219 - 239.

STEVEN (1995): Steven, H.: Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugschichten, Straßenkategorien und Verkehrszustände (1) - Forschungsvorhaben 105 06 044 "Erarbeitung von Grundlagen für die Umsetzung von § 40.2 BImSchG - 2. Zwischenbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2. Auflage. FIGE GmbH, Herzogenrath, 1995

STRICKER (2001): Stricker, P.; Lenz, H.-P.; Nissler, W.: Remote Sensing - Identifying high emitting vehicles in flow traffic. - 3rd International Conference on Urban Air Quality, Loutraki (Greece), 19-23 March 2001. Institute of Physics, London. Extended Abstracts published by <http://www.CanopusBooks.com>

STURM (2001a): Sturm, P.J.: Emission Estimates from Road Traffic - State of the Art and Uncertainties. - Midgley, P.M.; Reuther, M.; Williams, W. (Eds.): Proceedings from the EUROTRAC-2 Symposium 2000, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 2001.

STURM (2001b): Sturm, P.J.; Hausberger, S.; Keller, M.; Steven, H.: COST 346 Emissions and Fuel Consumption from Heavy Duty Vehicles. - SAE_NA Technical Paper Series 2001-01-075. Istituto Motori, C.N.R., Neapel, 2001.

TÖRGYEKES (1998): Törgykes, S.: Ableitung spezifischer Abgas-Emissionsfaktoren für Kraftfahrzeugkollektive anhand von Konzentrationsmessungen in einem städtischen Straßentunnel. - Veröffentlichungen aus dem Institut für Straßen- und Verkehrswesen, Universität Stuttgart, Band 23, März 1998.

TROSTORF (1995): Trostorf, L.; Feix, C.; Friedrich, U.: Erarbeitung von Datengrundlagen für Ausbreitungsrechnungen für Kfz-bedingte Luftschadstoffemissionen im Land Brandenburg (Emissionskataster Verkehr Brandenburg). - IVU Berlin, Landumweltamt Brandenburg. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung, Potsdam. Berlin, 1995.

UBA (1995): Umweltbundesamt, Berlin; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; INFRAS AG, Bern: Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.1. Berlin, 1995 (Erschienen als Software auf CD-ROM)

UBA (1997): Umweltbundesamt, Berlin; INFRAS AG, Bern: Handbuch Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs - Version 1.1, Oktober 1995 (Teil Deutschland). - Forschungsvorhaben Nr. 105 06 005. Grundlagenbericht. Berlin, 1997

UBA (1999): Umweltbundesamt, Berlin; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; INFRAS AG, Bern: Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 1.2. Berlin, 1999 (Erschienen als Software auf CD-ROM)

UBA (2002): Umweltbundesamt, Berlin. Luft-Emissionen. Berichtspflichten. 17.4.2002. <http://www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/bericht/vorschriften/index.htm>.

UEBERSCHAER (1991): Ueberschaer, M.; Jäger, G.: Analyse des Verkehrsverhaltens der Bevölkerung in Nordrhein-Westfalen an Werktagen im Jahre 1989. Sonderauswertung der KONTIV'89. - Ministerium für Stadtentwicklung und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen (Ref. ZC2), Düsseldorf, 1991

VDI (2003): VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7 - Kfz-Emissionsbestimmung, Luftbeimengungen. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b. November 2003.

VOGEL (1998): Vogel, H.; Vogel, B.; Corsmeier, U.; Fiedler, F.: Experimentelle Überprüfung der Genauigkeit von Emissionsdaten für den Kraftfahrzeugverkehr auf Autobahnen - Durchführung des Vorexperimentes BAB656. - Diskussionskreise "Maßnahmen zur Luftreinhaltung" (PEF) beim Statusseminar 1998, Berichtsreihe FZKA-BWPLUS 3, Mai 1998, <http://bwplus.fzk.de>

VOGEL (2000): Vogel, B.; Corsmeier, U.; Vogel, H.; Fiedler, F.; Kühlwein, J.; Friedrich, R.; Obermeier, A.; Weppner, J.; Kalthoff, N.; Bäumer, D.; Bitzer, A.; Jay, K.: Comparison of measured and calculated motorway emission data. - Atmospheric Environment 34, S. 2437-2450, 2000.

WENCK (1993): Wenck, A.; Schnieder, C.: Chemisch-physikalische Daten von Otto- und Dieselmotoren. - DGMK Forschungsbericht 409, Hamburg, 1993.

WEINGARTNER (1996): Weingartner, E.; Keller, C.; Stahel, W.; Burtscher, H.; Baltensperger, U.: Aerosol Emission in a Road Tunnel. - Atmospheric Environment, 31, 1996, S. 451 - 462.

WEISSBARTH (1992): Weissbarth, R.; Kuhn, P.; Troger, B.: AUTOMOTIV. Ergänzungserhebung zur Nutzung von Pkw und Krafträdern. - Infratest Sozialforschung GmbH, München, 1991

WIESNER (1998): Wiesner, W.; Hassel, H. TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH, Institut für Umweltschutz und Energietechnik - persönliche Mitteilung vom 12.10.1998

WINIWARTER (2001): Winiwarter, W.; Rypdal, K.: Assessing the Uncertainty Associated with National Greenhouse Gas Emission Inventories: A Case Study for Austria. - Atmospheric Environment 35 (32) (2001) pp. 5425 - 5440.

ZENGER (1998): Zenger, A.; van der Pütten, N.: Entwicklung eines numerischen Modells zur Prognose der Emissionen und mittleren Luftqualität in Tiefgaragen. - Arbeitsbereich Umweltschutz im Bauwesen der Fachhochschule Mainz, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, AZ 12667, Mainz, Oktober 1998.

ZENGER (1999a): Zenger, A.; van der Pütten, N.; Gritsch, T.; Sinn, M.; Rabl, P.; Gabler, H.: Tiefgaragenabluft - Analyse der Luftqualität sowie Entwicklung eines Modells zur Prognose der Emissionen. - Aus: Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität, VDI Berichte 1443, Düsseldorf, 1999, S. 787 - 805.

ZENGER (1999b): Zenger, A.: Überprüfung eines numerischen Modells zur Prognose der Emissionen und mittleren Luftqualität in Tiefgaragen sowie Bewertung weiterer, nicht limitierter Immissionen in Tiefgaragen. - Arbeitsbereich Umweltschutz im Bauwesen der Fachhochschule Mainz, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, AZ 12667/02, Mainz, Juli 1999.

ZENGER (1999c): Zenger, A.; Arbeitsbereich Umweltschutz im Bauwesen der Fachhochschule Mainz - persönliche Mitteilung, Oktober 1999.

ANHANG:

Bilder zu Kapitel 5.1.3

Vergleich Emissionsfaktoren UBA-Handbuch Version 1.2 (1999) mit Version 1.1 (1995)

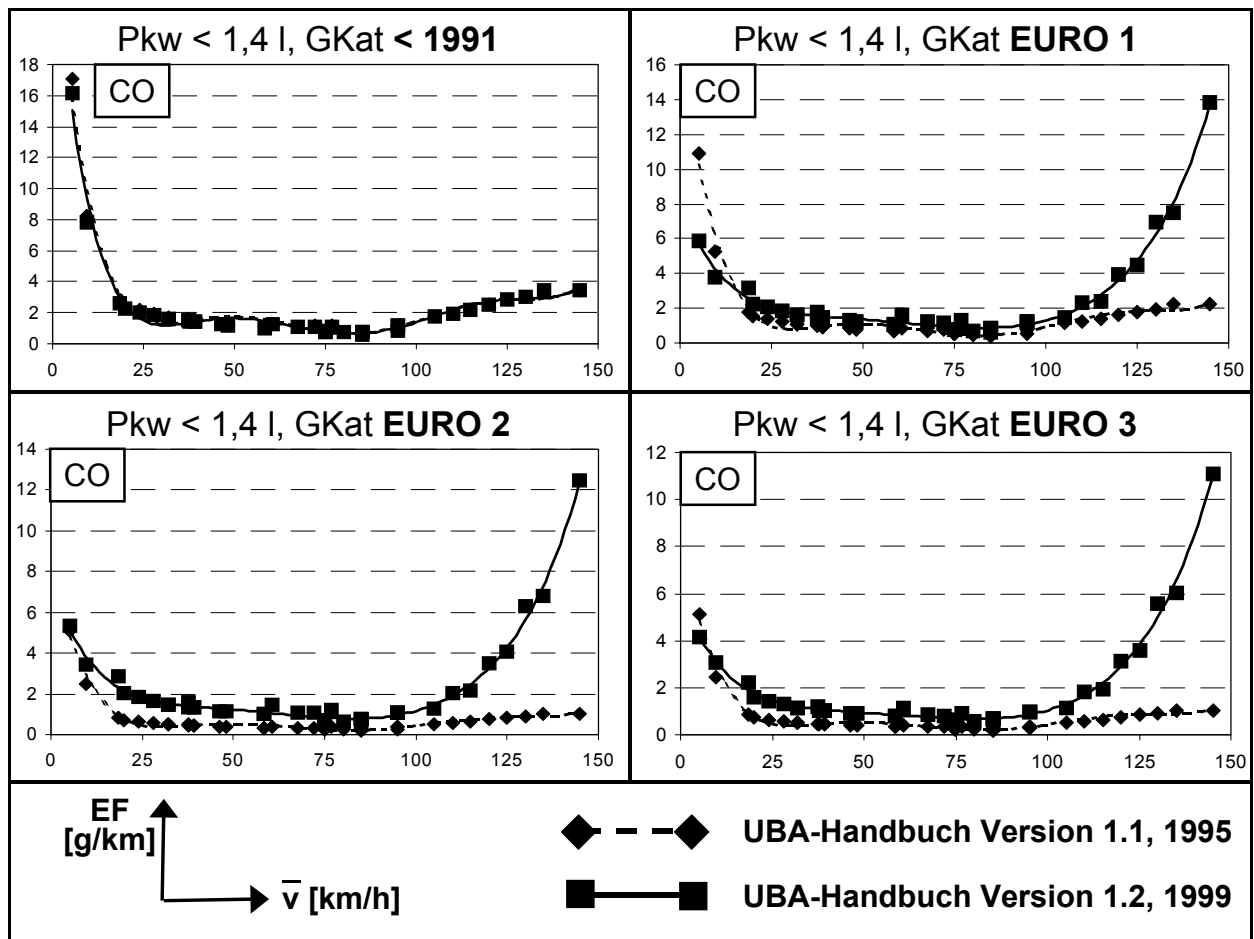


Bild A 1: CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum < 1,4 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

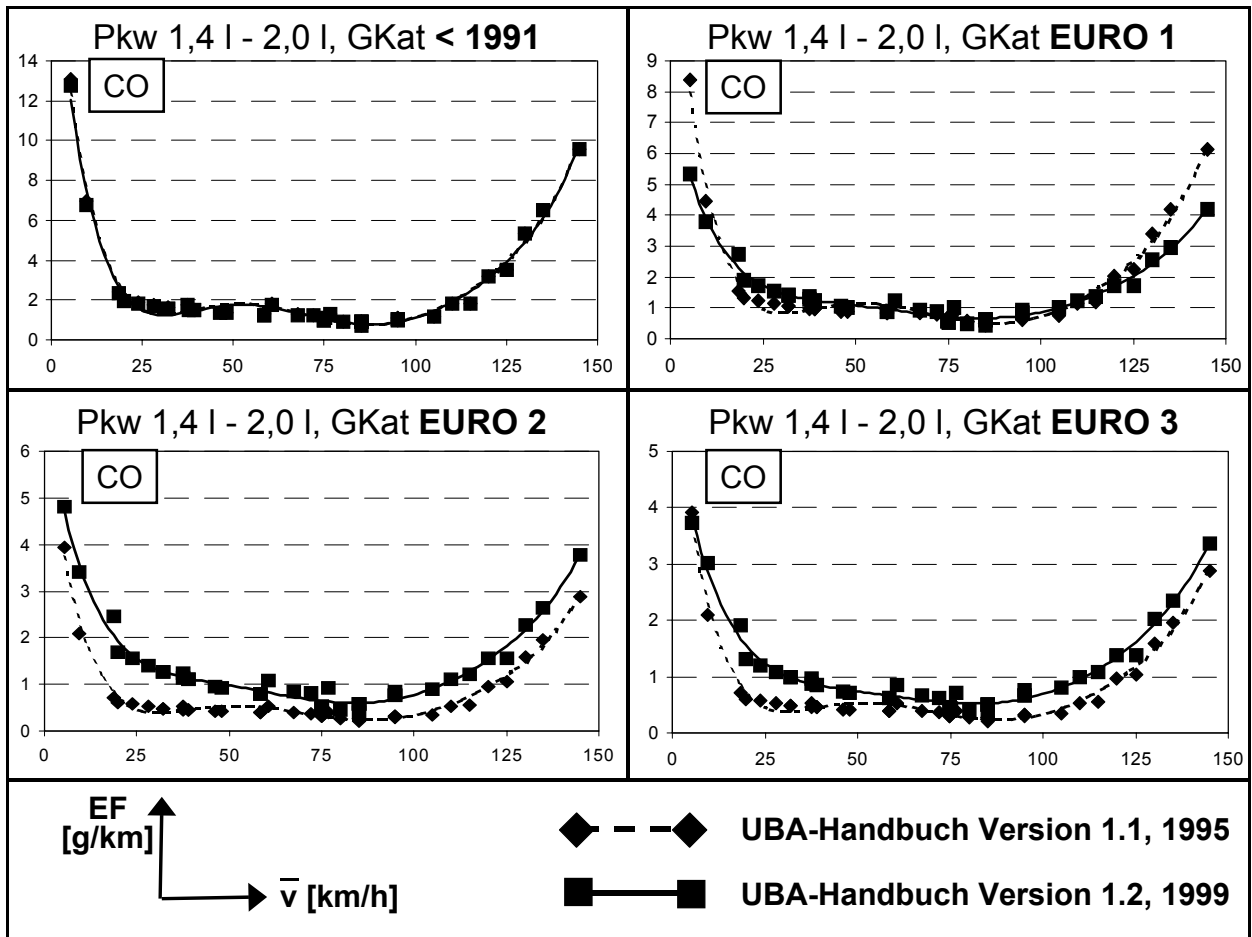


Bild A 2: CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum 1,4 l - 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

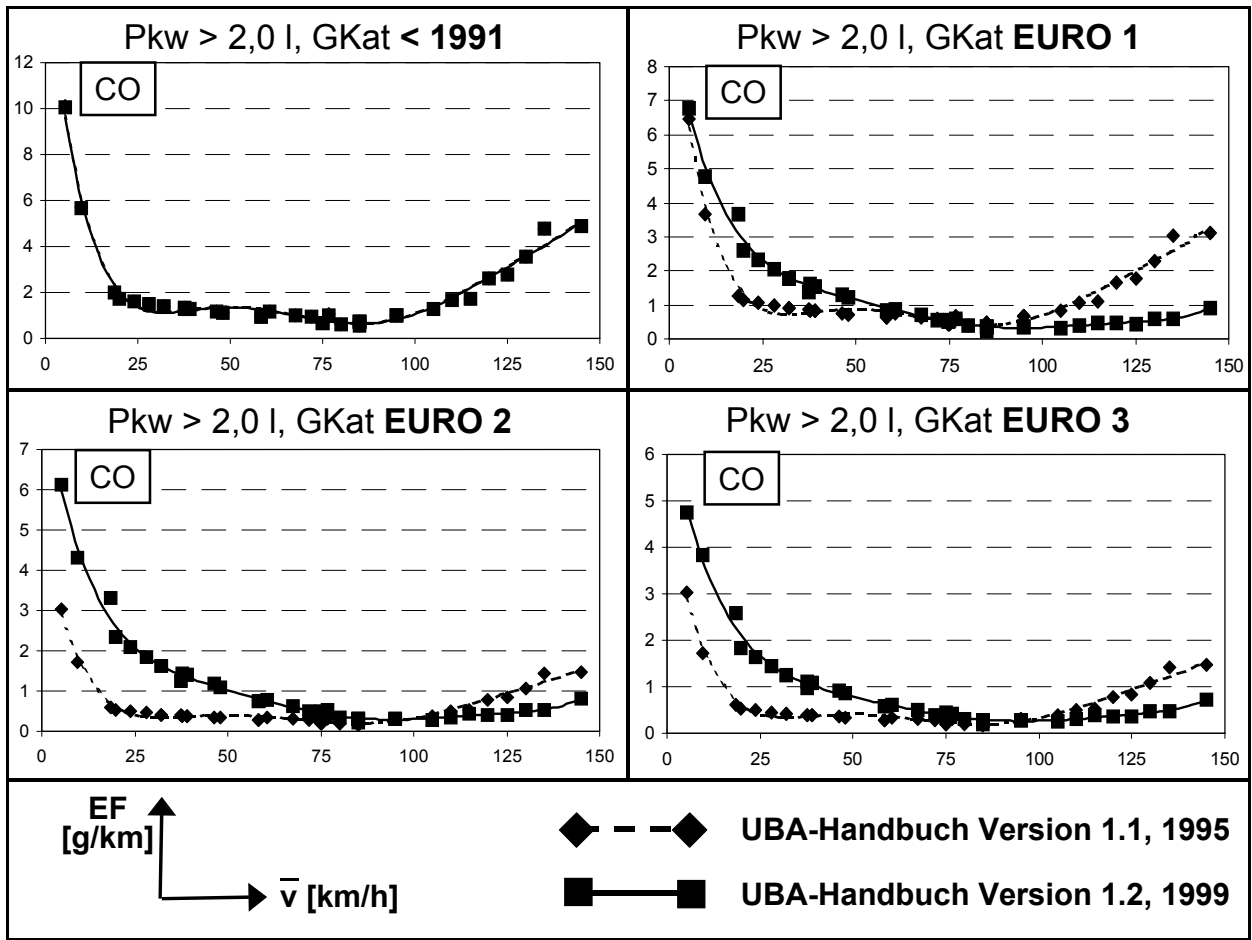


Bild A 3: CO-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

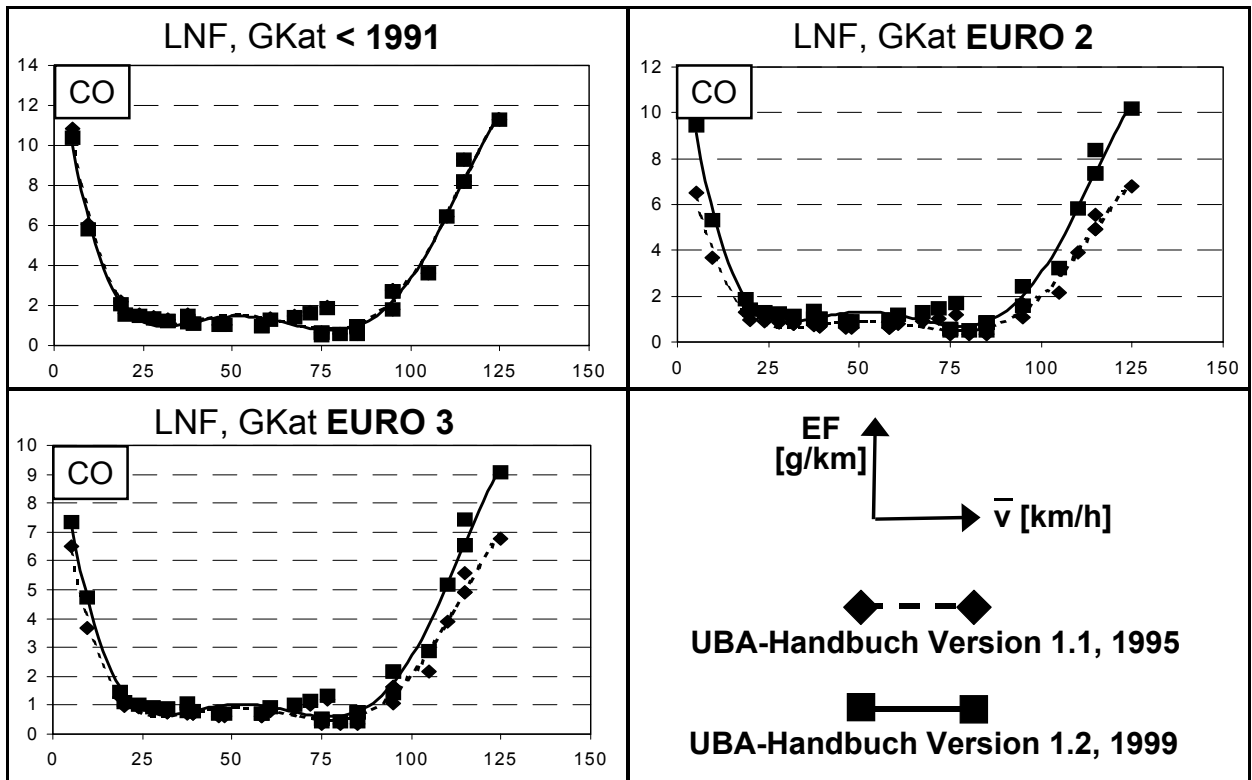


Bild A 4: CO-Emissionsfaktoren für LNF mit GKat, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

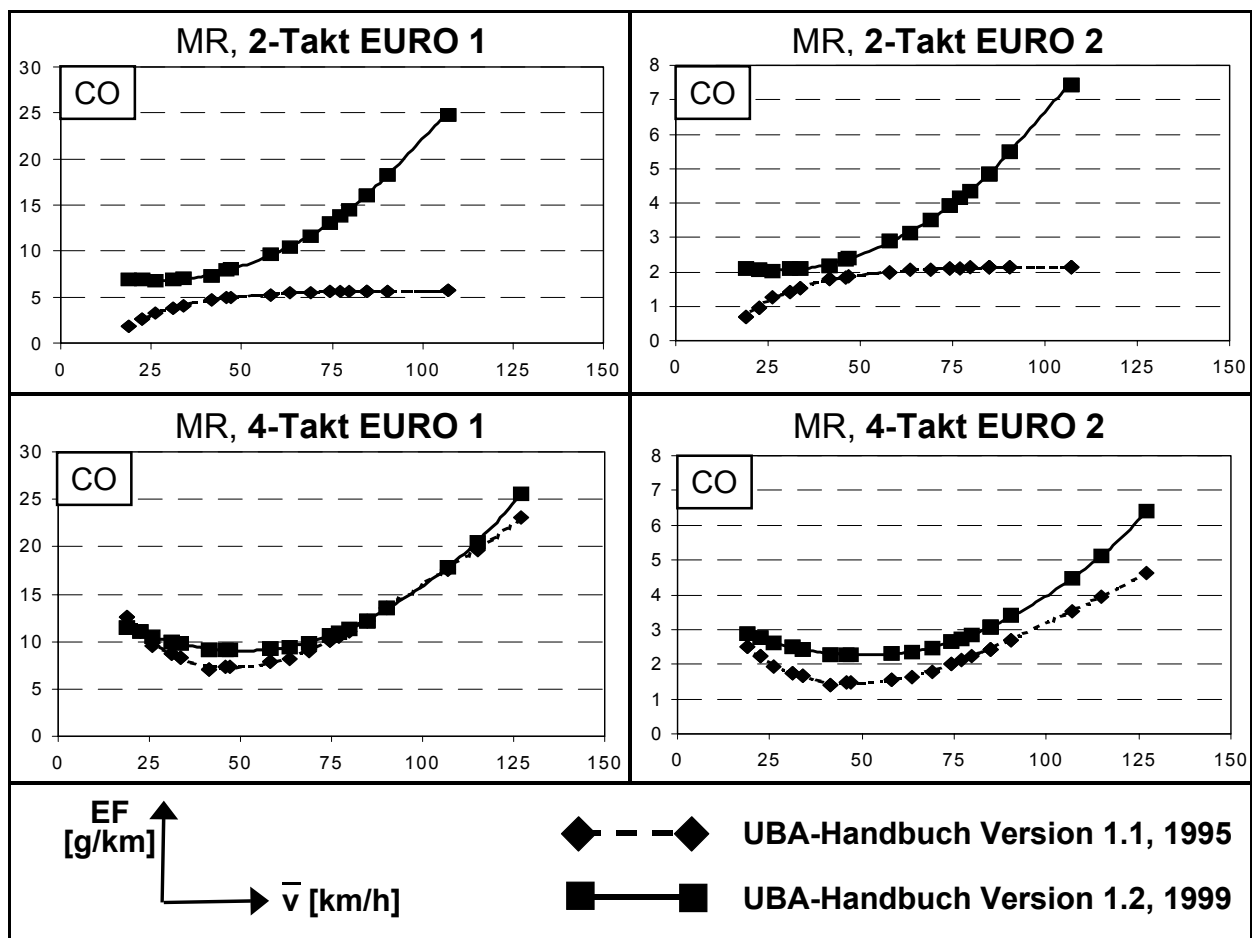


Bild A 5: CO-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

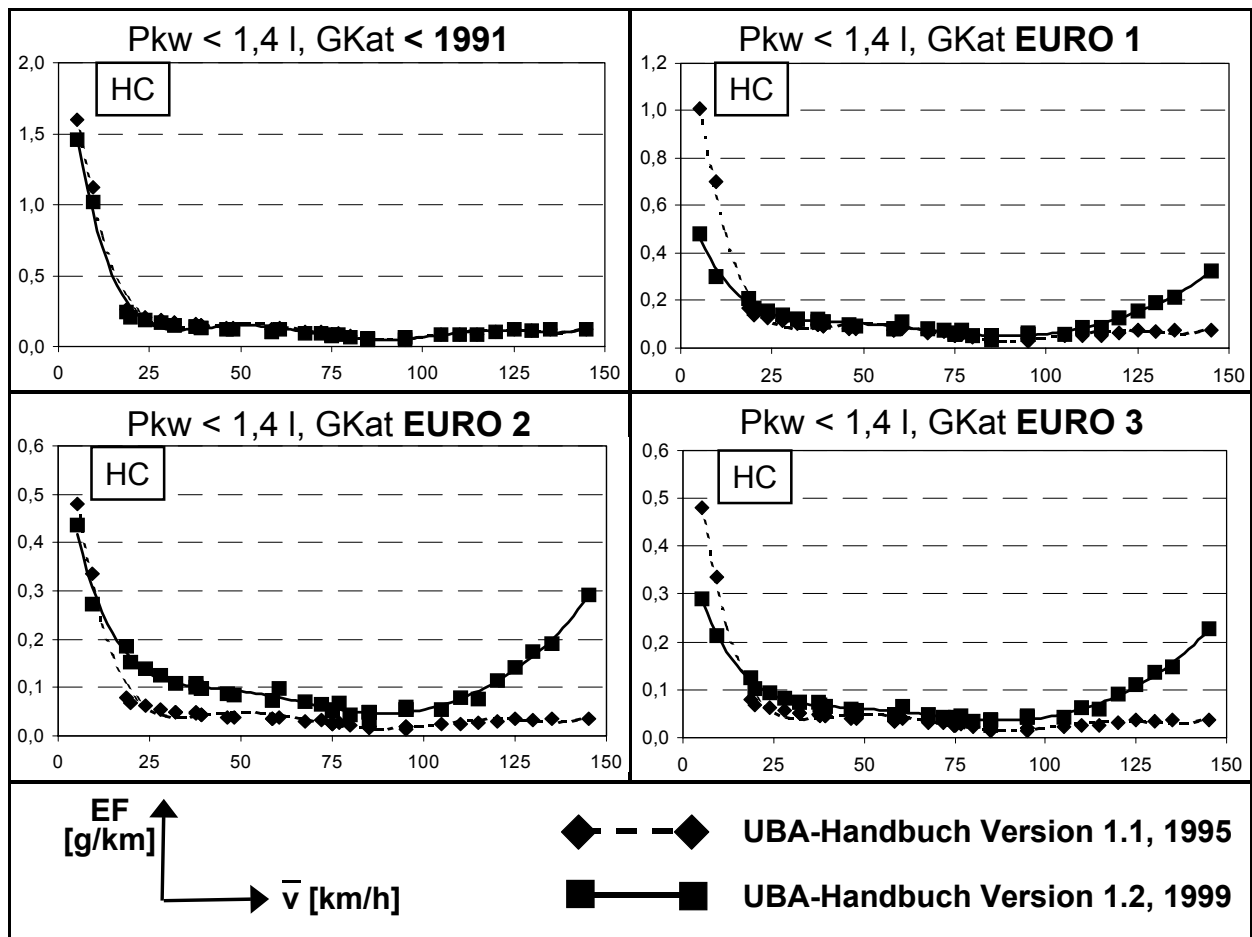


Bild A 6: HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum < 1,4 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

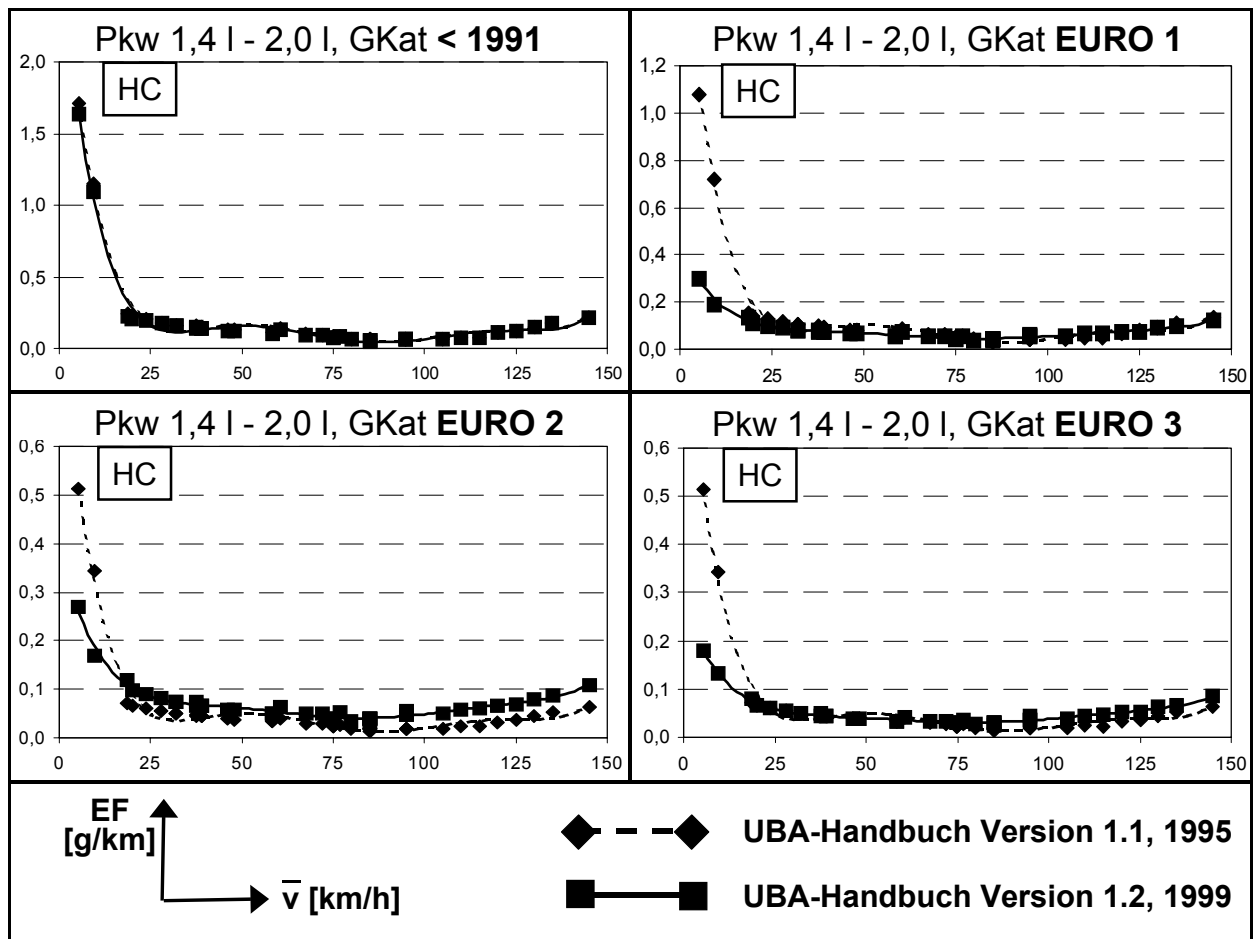


Bild A 7: HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum 1,4 l - 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

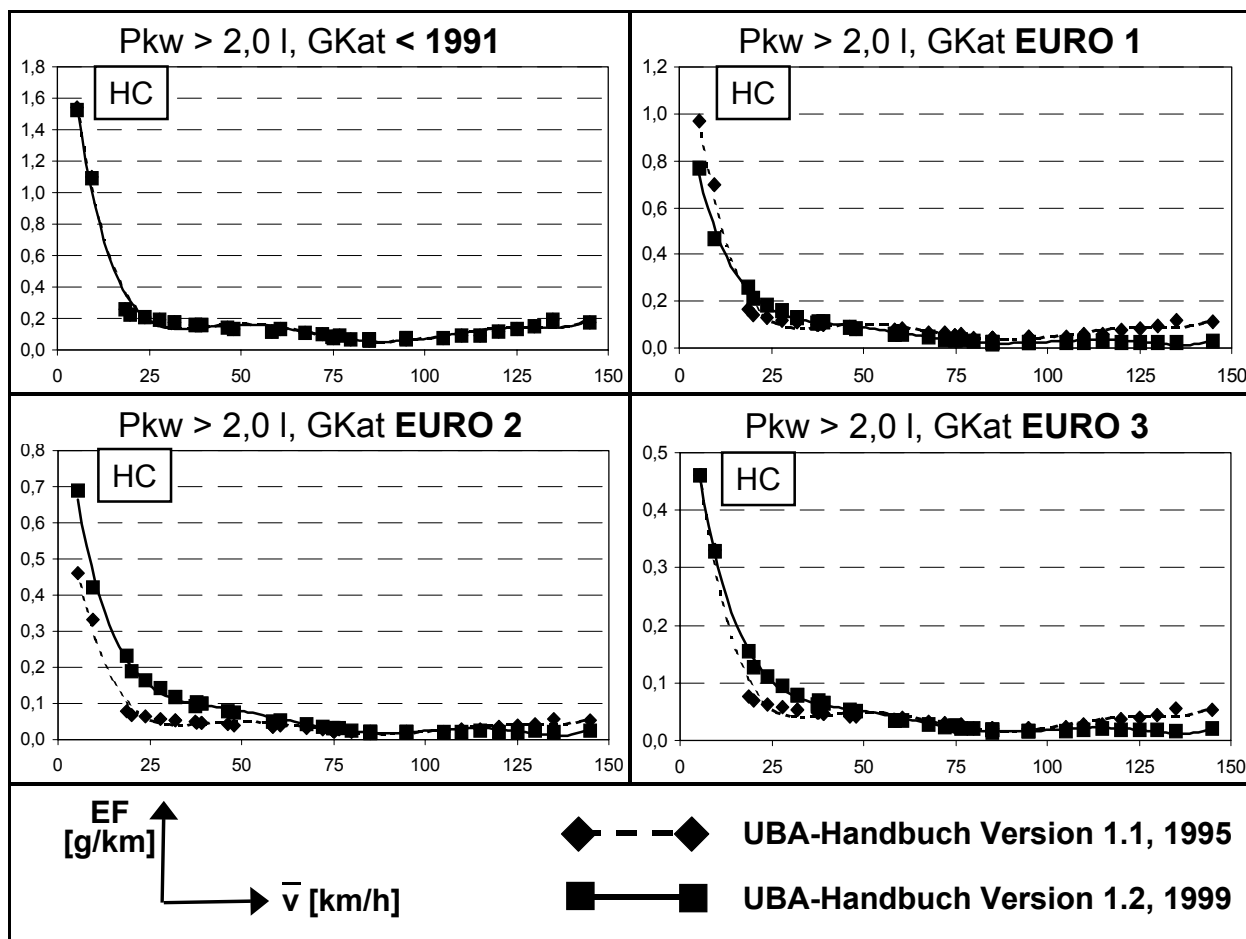


Bild A 8: HC-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

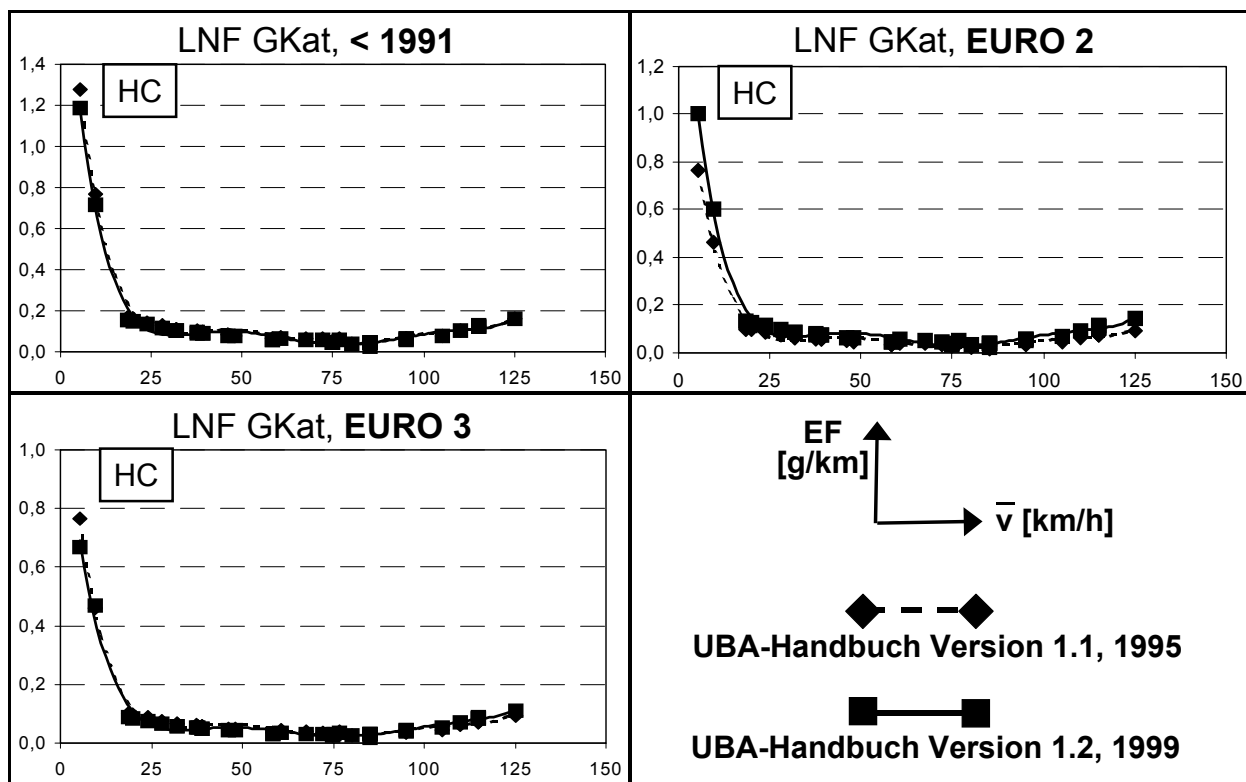


Bild A 9: HC-Emissionsfaktoren für LNF mit GKat, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

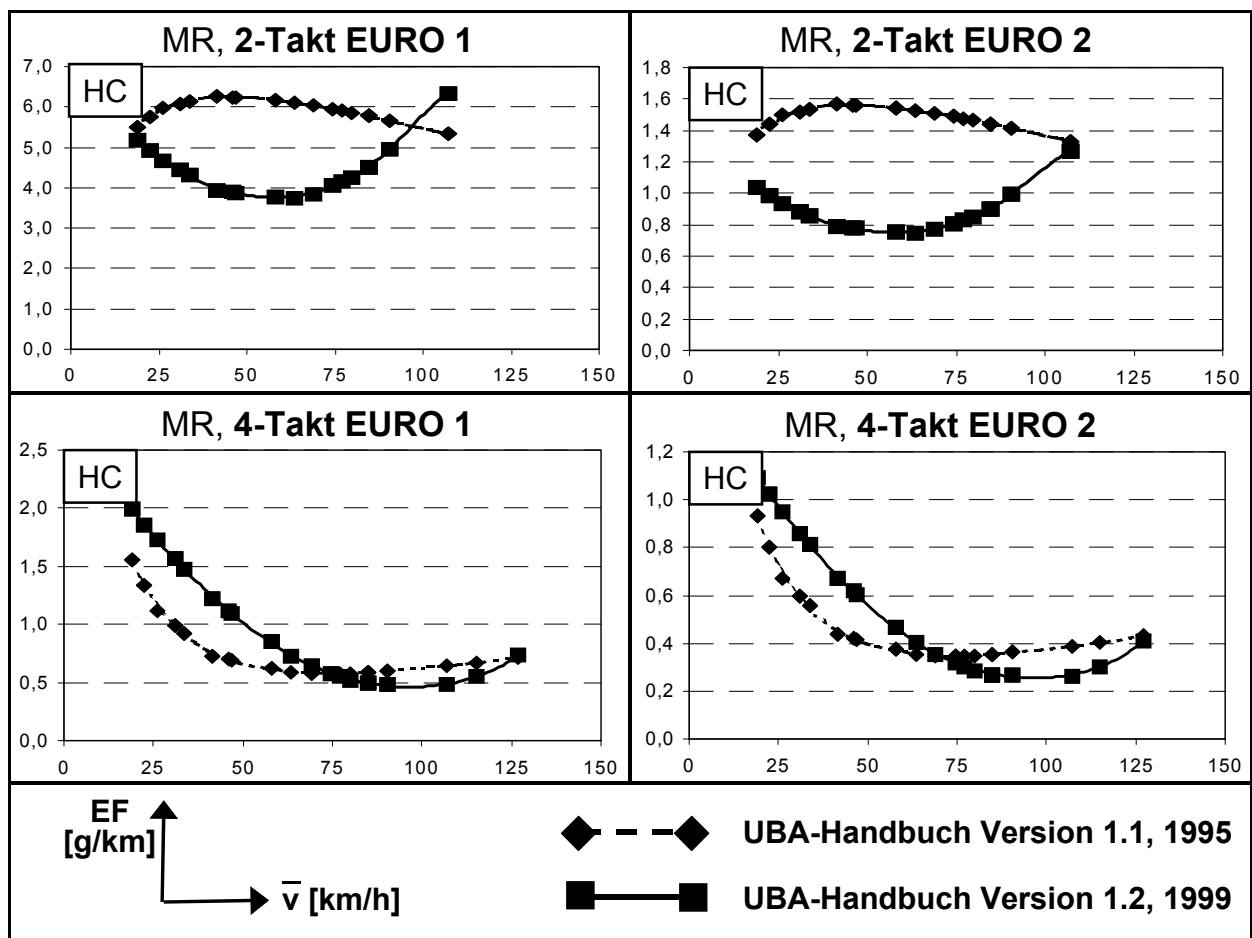


Bild A 10: HC-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

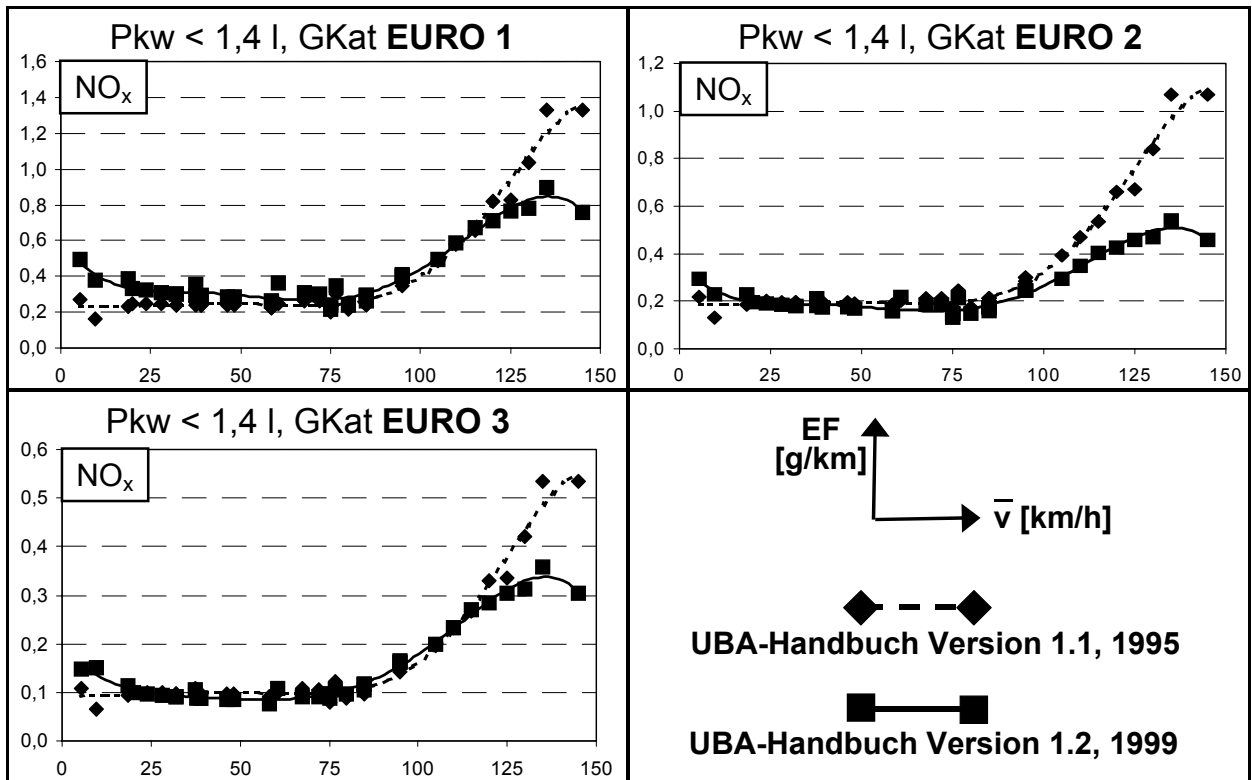


Bild A 11: NO_x -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum $< 1,4$ l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

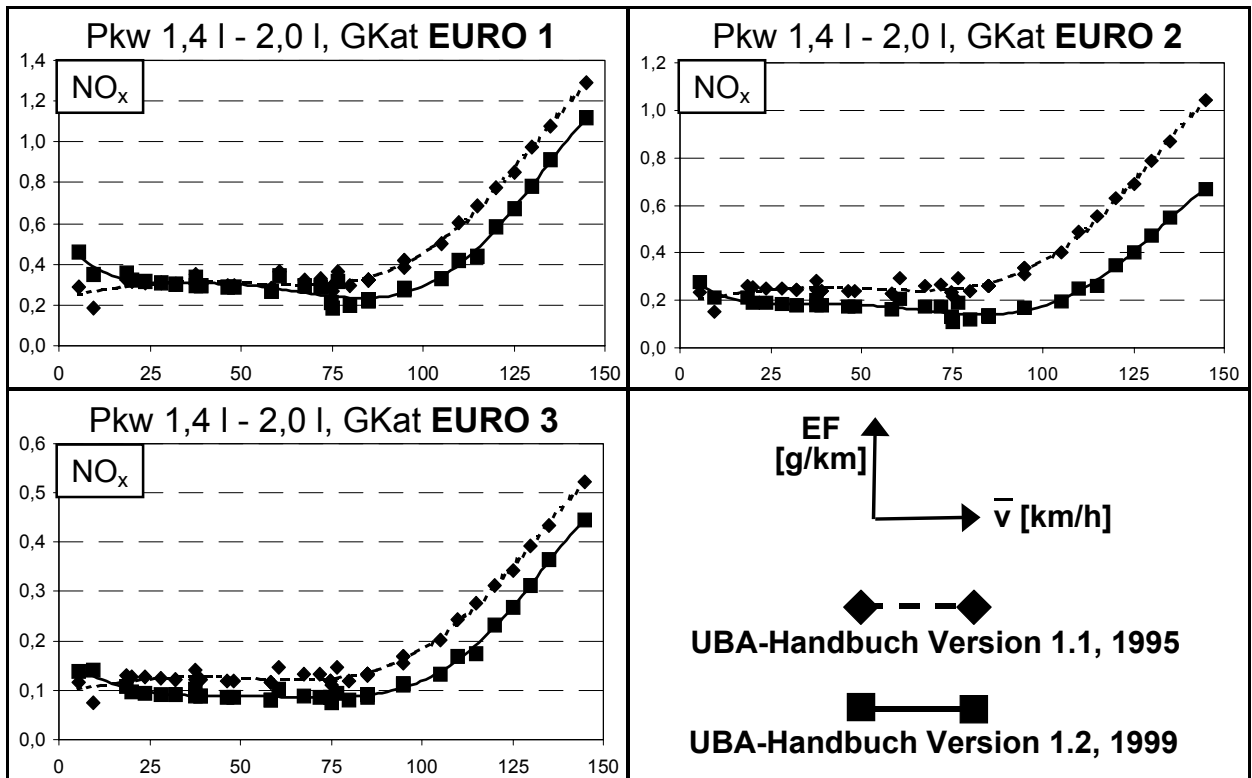


Bild A 12: NO_x -Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum $1,4$ l - $2,0$ l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

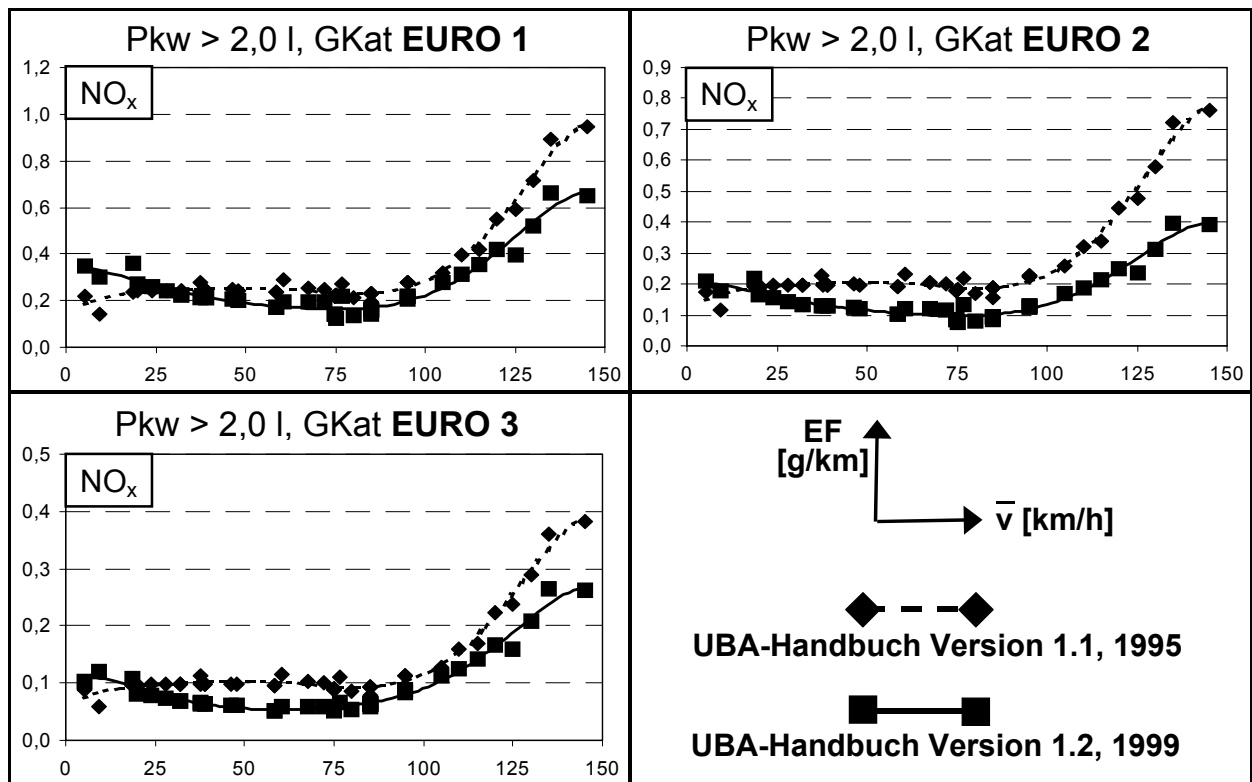


Bild A 13: NO_x-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Hubraum > 2,0 l, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

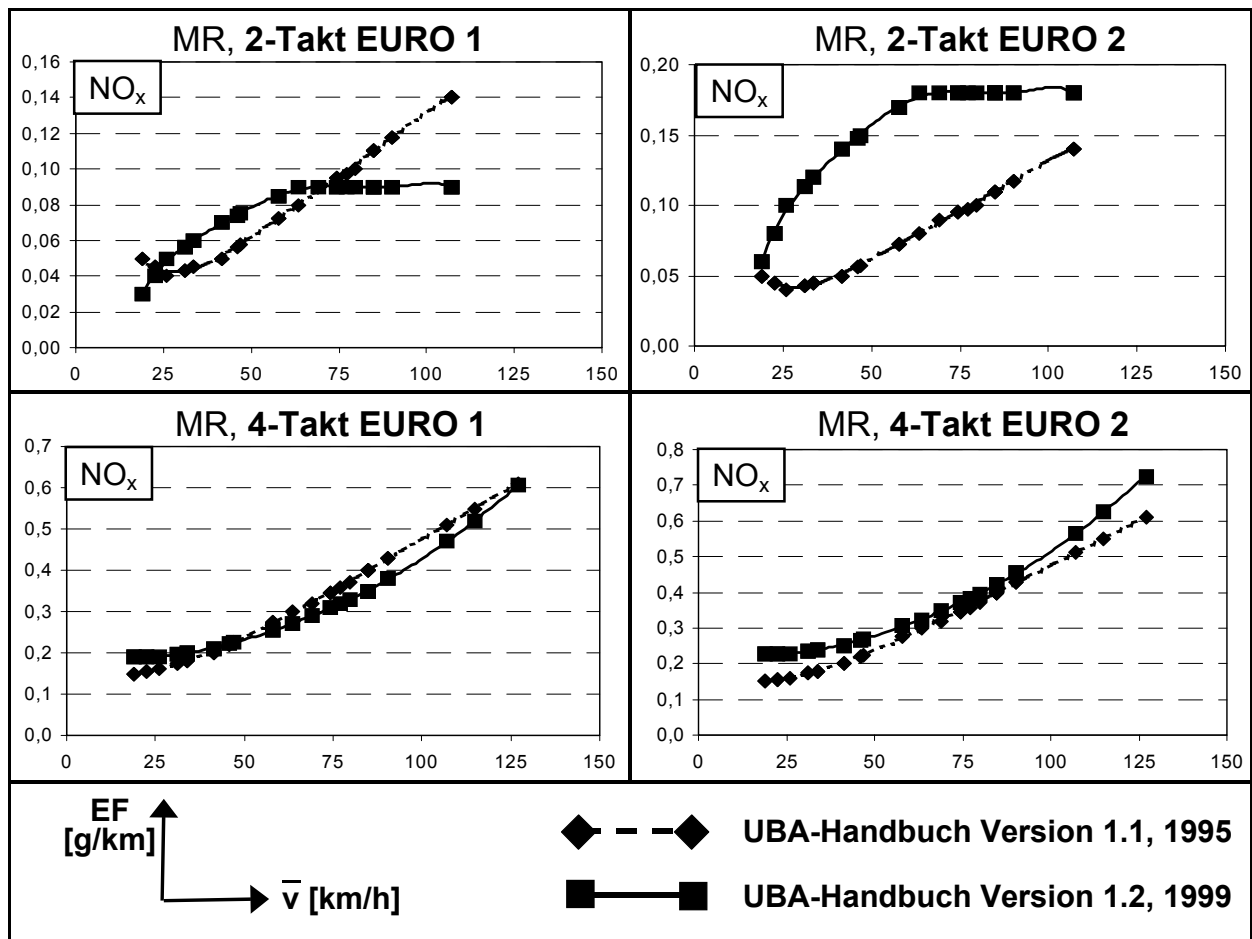


Bild A 14: NO_x-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

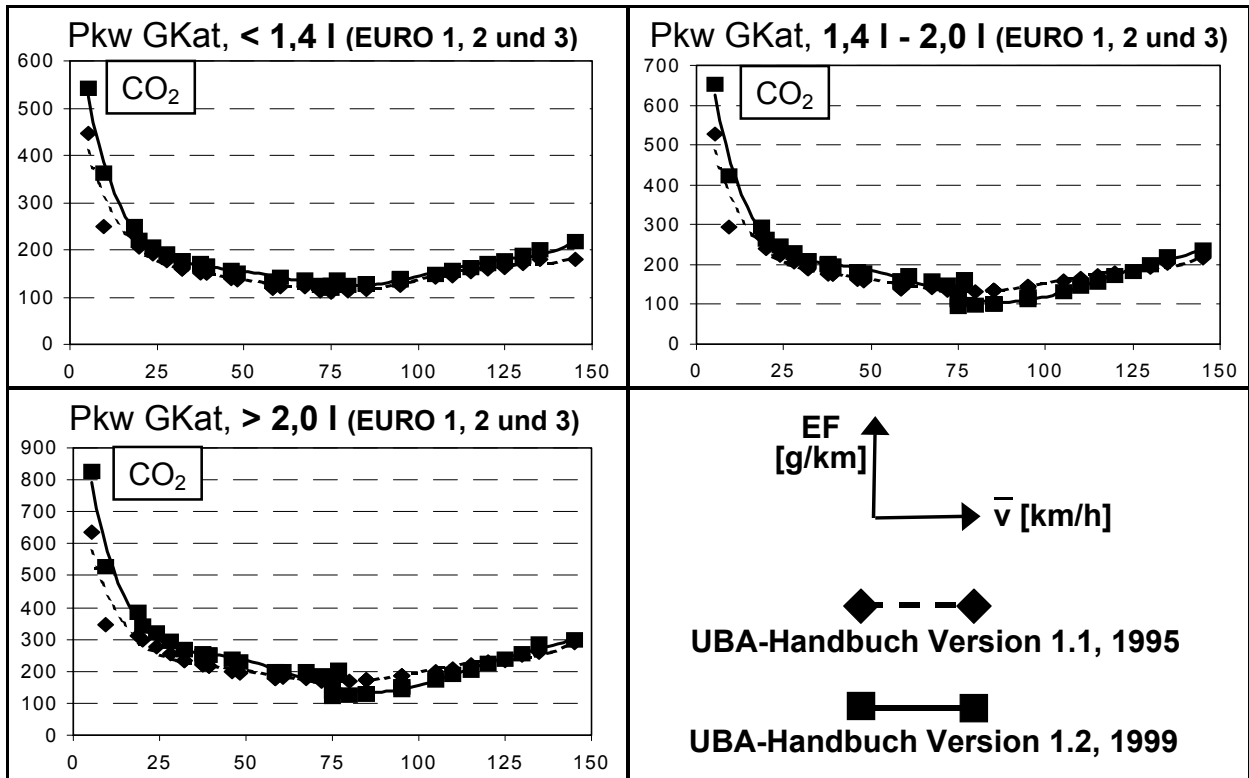


Bild A 15: CO₂-Emissionsfaktoren für Pkw mit GKat, Abgasnorm EURO 1, EURO 2 und EURO 3, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

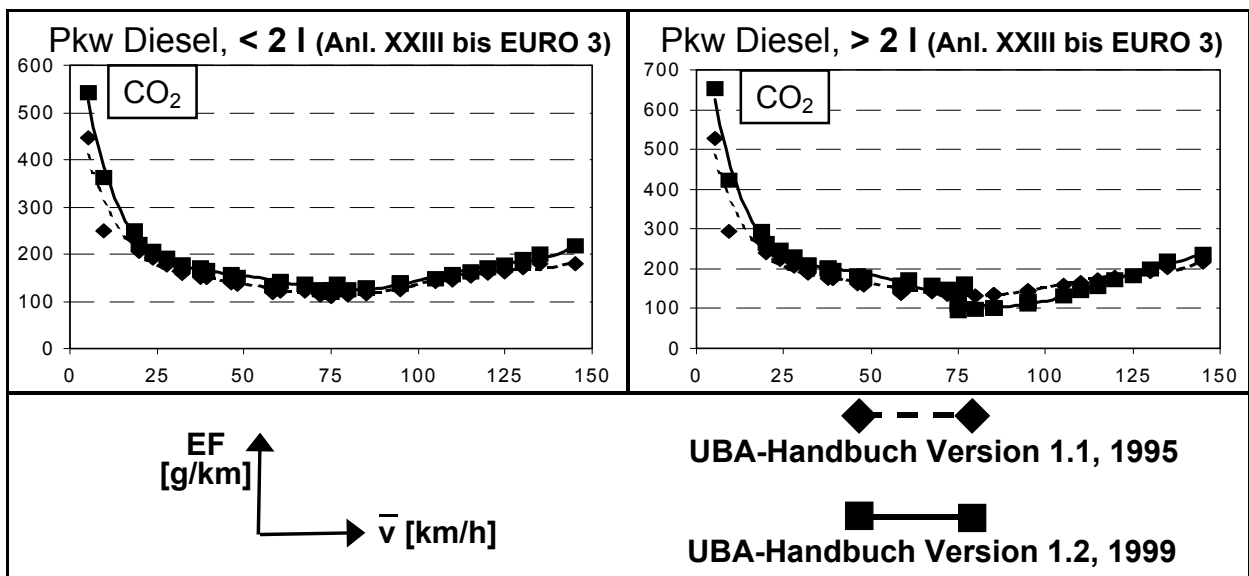


Bild A 16: CO₂-Emissionsfaktoren für Diesel-Pkw, Abgasnorm Anl. XXIII bis EURO 3, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1

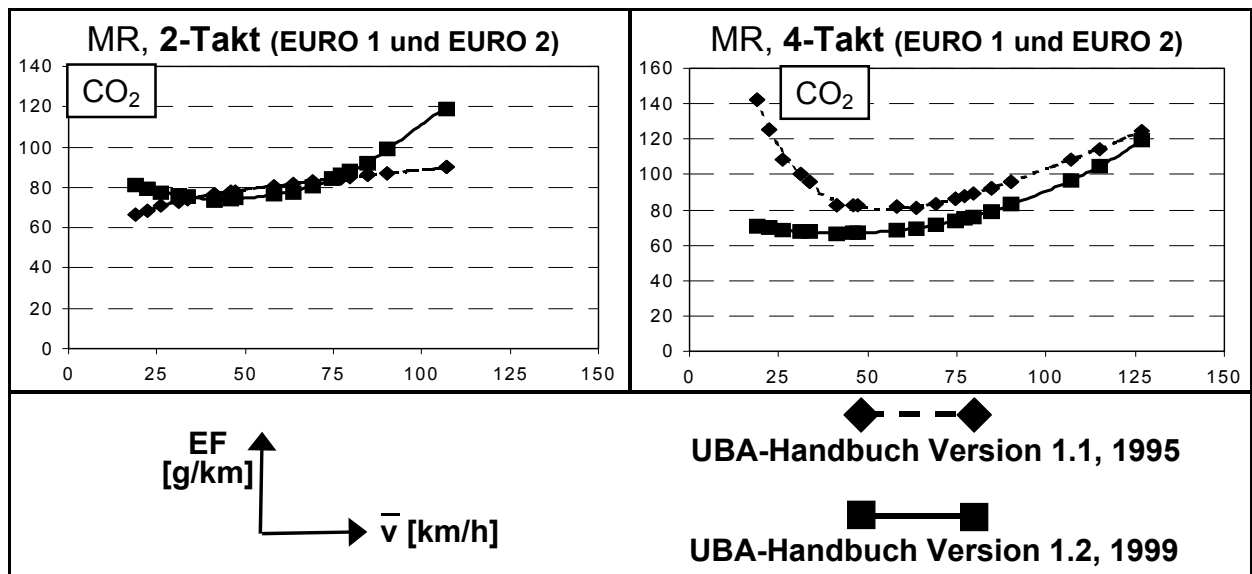


Bild A 17: CO₂-Emissionsfaktoren für Motorräder, Abgasnorm EURO 1 und EURO 2, Vergleich zwischen UBA Handbuch v1.2 und v1.1