

Schätzung verkehrsabhängiger  
Schadstoffimmission mittels videobasierter  
Verkehrsbeobachtung

– Studienarbeit –



eingereicht am Institut für Informatik  
der Humboldt-Universität zu Berlin

von Ronni Grapenthin  
geb. am 09.01.1979  
in Jena

Betreuer: Prof. Beate Meffert  
Dipl.-Inf. Uwe Knauer  
eingereicht am: 26. Oktober 2005

## **Zusammenfassung**

In der Arbeit wurde die Verkehrsabhängigkeit von Schadstoffimmissionen an einer berliner Hauptverkehrsstraße untersucht. Zu Grunde lagen Daten zu Klimaverhältnissen und zur Luftgüte- und Verkehrszusammensetzung eines Wochentages. Näher betrachtet wurden die Schadstoffe CO, NO<sub>x</sub> und PM<sub>10</sub>. Der Mangel an statistischer Signifikanz des Datenmaterials lässt keine sicheren Schlüsse zu. Jedoch entstand der Eindruck einer linearen Abhängigkeit der Kohlenstoffmonoxid- und, allerdings erst nach gleitender Mittelung über einen langen Zeitraum, der Stickstoffoxiddaten vom KFZ-Verkehr. Der geringe Beitrag des Verkehrs zur Anwesenheit partikulären Materials scheint in dieser Arbeit bestätigt. Umwelteinflüsse auf Emissionen wurden vor allem in erhöhter Heizungsfeuerung und Straßenschluchteffekten gefunden. Statistisch begründet werden konnten diese Annahmen aufgrund der Qualität des Datenmaterials allerdings nicht. Es wurde festgestellt, dass die Schätzung von Schadstoffimmissionen zusätzlicher Eingangsgrößen bedarf; die städtische Hintergrundemission sei als Beispiel genannt. Weitergehende Lösungsansätze zur Immissionsprädiktion auf Basis von Screening-Verfahren bzw. mikroskaliger Modelle wurden vorgestellt. Auf Varianten dieser Methoden basierend, scheinen die Ansätze vielversprechend und sollten in zukünftigen Arbeiten einer Evaluation unterzogen werden.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	Motivation . . . . .	1
1.2	Begriffsklärung . . . . .	2
1.3	Einflüsse auf Schadstoffkonzentrationen in der Luft . . . . .	3
1.3.1	Überblick . . . . .	3
1.3.2	Ursprung der Belastungen . . . . .	4
1.3.3	Atmosphärische Schichtung . . . . .	5
1.3.4	Straßenschluchten und lokale Windeffekte . . . . .	6
1.4	Betrachtete Schadstoffe und deren Eigenschaften . . . . .	9
<b>2</b>	<b>Ansätze zur Luftgütebetrachtung</b>	<b>12</b>
2.1	Überblick . . . . .	12
2.2	Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs . . . . .	13
2.3	Screeningverfahren . . . . .	16
2.4	Mikroskaliges Modell nach Karim und Matsui . . . . .	17
<b>3</b>	<b>Messung und Methoden</b>	<b>20</b>
3.1	Straßenmessung . . . . .	20
3.1.1	Beschreibung des Messstandortes . . . . .	20
3.1.2	Datengrundlage . . . . .	21
3.1.3	Statistische Methoden . . . . .	25
3.2	Emissionsmodell zu Immissionsabschätzung . . . . .	29
<b>4</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>31</b>
4.1	Korrelationen aus Messungen . . . . .	31
4.2	Vergleich von Immissionen und berechneten Emissionen . . . . .	35
<b>5</b>	<b>Schlussfolgerungen</b>	<b>40</b>
5.1	Ableitung von Ortskonstanten mittels Langzeitanalysen . . . . .	41
5.2	Implementation eines reaktiven Modells . . . . .	42
<b>A</b>	<b>Inhalt der CD</b>	<b>46</b>
<b>B</b>	<b>Beschreibung der Matlab-Quellen</b>	<b>46</b>

## Abbildungsverzeichnis

1.1	Zusammensetzung der Schadstoffbelastung . . . . .	4
1.2	Atmosphärische Schichtungsverhältnisse . . . . .	5
1.3	Schadstoffverteilung in Straßenschluchten . . . . .	7
1.4	Strömungsverhältnisse in Straßenschluchten . . . . .	8
2.1	Multivariate Hauptkomponentenzerlegung . . . . .	17
3.1	Karte der Messstelle . . . . .	21
3.2	Geschwindigkeitsdetektorkonfiguration der Autoscope SOLO . . . . .	25
3.3	KFZ-Enwicklung über den Messzeitraum . . . . .	27
3.4	KFZ- und Schadstoffentwicklung über den Messzeitraum . . . . .	28
4.1	CO über den KFZ-Klassen, keine Mittelung . . . . .	32
4.2	NO <sub>x</sub> über den KFZ-Klassen, keine Mittelung . . . . .	33
4.3	PM <sub>10</sub> über den KFZ-Klassen, keine Mittelung . . . . .	34
4.4	CO über den KFZ-Klassen, einstündige Mittelung . . . . .	35
4.5	NO <sub>x</sub> über den KFZ-Klassen, einstündige Mittelung . . . . .	36
4.6	PM <sub>10</sub> über den KFZ-Klassen, einstündige Mittelung . . . . .	37
4.7	Pearsonkorrelationsfunktionen von LKW bzw. KFZ und den Schadstoffen, Mittelung über 30 min . . . . .	38
4.8	Pearsonkorrelationsfunktionen von LKW bzw. KFZ und den Schadstoffen, Mittelung über 120 min . . . . .	39
4.9	Immissionen und berechnete Emissionen über die Zeit, normiert . . . . .	40
4.10	Immissionen und berechnete Emissionen über die Zeit, ungemittelt, normiert . . . . .	41

## Tabellenverzeichnis

3.1	Klimadaten . . . . .	28
3.2	Für die Emissionsberechnung verwendete Emissionsfaktoren . . .	30
B.1	Beschreibung der Matlabskripten, die der Arbeit zu Grunde liegen.	47
B.2	Beschreibung der einzelnen Funktionen, die in den Matlabskripten genutzt werden. . . . .	49

## Liste der Abkürzungen und chemischer Elemente

avg	average, Mittelwert
CO	Kohlenstoffmonoxid
EU	Europäische Union
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HC	Kohlenwasserstoff
IR	Infrarot
KFZ	Kraftfahrzeug(e)
Krad	Kraftrad
LKW	Lastkraftwagen
LNF	leichte Nutzfahrzeuge
max	Maximum
mavg	moving average, gleitender Mittelwert
NO	Stickstoffmonoxid
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
NO <sub>2</sub>	Stickstoffdioxid
O <sub>3</sub>	Ozon
PCA	principle component analysis, Hauptkomponentenanalyse
PKF	Pearsonkorrelationsfunktion
PKW	Personenkraftwagen
PM <sub>(x)</sub>	Partikuläres Material (Index gibt Korngröße in $\mu m$ an)
SNF	schwere Nutzfahrzeuge

## 1 Einleitung

Nach Worten zur Motivation der vorliegenden Arbeit folgt in Abschnitt 1.2 dieses einleitenden Kapitels die Klärung grundlegender Begriffe. Die Einflüsse auf Schadstoffkonzentrationen in der Luft werden in Abschnitt 1.3 vorgestellt. Den Abschluss des ersten Kapitels bildet die Vorstellung der Schadstoffe, deren Konzentration in straßennaher Luft auf Basis von Verkehrszählungen geschätzt werden soll.

Kapitel 2 gibt im Anschluss an die Einleitung einen Überblick zu Ansätzen der Luftgüterechnung. Dazu werden drei Verfahren mit unterschiedlichen Ansätzen und Einsatzgebieten näher vorgestellt. Mit dem dritten Kapitel beginnt der praktische Teil der Arbeit. Es werden die verwendeten Messdaten und darauf angewandte Methoden beschrieben und deren Wahl begründet. Im darauffolgenden Abschnitt schließt sich die Präsentation der Ergebnisse aus den Berechnungen und deren Diskussion an. Es wird auf mögliche Korrelationen im Datenmaterial eingegangen und ein Vergleich zwischen gemessenen Immissionen und berechneten Emissionen vollzogen. Abschließende Folgerungen werden im fünften Teil der Arbeit gezogen. Dort werden zudem zwei mögliche Ansätze für das Vorgehen zukünftiger Arbeiten auf diesem Gebiet vorgestellt.

### 1.1 Motivation

Die vorliegende Arbeit untersucht die Möglichkeit der Abschätzung von Schadstoffimmissionen auf der Basis automatisierter, videobasierter Kraftfahrzeugzählung und -klassifizierung. Beispielhaft wird ein Tagesverlauf von Verkehrs- und Schadstoffaufkommen einer berliner Hauptverkehrsstraße betrachtet. Die Kurzzeitmessung soll auf mögliche lineare Zusammenhänge zwischen Verkehr und einzelnen Schadstoffen und deren zeitliche Verschiebung zueinander untersucht werden. Die gemessenen Luftgütedaten werden mit berechneten Emissionen verglichen, was Rückschlüsse auf die Abhängigkeiten der Messdaten von äußeren Einflüssen zulassen soll.

Motiviert wird die Untersuchung durch die Idee, verkehrsbeobachtende Systeme um die Möglichkeit einer, zumindest groben, Schätzung zu erwartender Immissionen in Abhängigkeit des tatsächlich verzeichneten Verkehrs zu erweitern. Vor allem im Hinblick auf die in der EU-Richtlinie 96/62/EG bzw. der Tochterrichtlinie 1999/30/EG [4, 5] festgelegten Grenzwerte und Alarmschwellen für Schadstoffe, wie Stickstoffdioxid oder partikuläres Material, scheint die-

ser Ansatz wertvoll. Möglicherweise schon installierte Verkehrszählapparaturen könnten um Systeme zur Vorhersage bzw. Kontrolle der Einhaltung von Stunden-, Tages- oder Jahresmittelwerten erweitert werden. Nicht zuletzt sei ein Teil der Motivation des Rates der Europäischen Union zum Erlass der Richtlinien zitiert: „[...] Zum Schutz der Umwelt insgesamt und der menschlichen Gesundheit [...]“ (Aus [4]).

Spezielles Augenmerk soll in der Arbeit auf die

- Umwelteinflüsse, die auf die Emissionen wirken,
- erreichbare Präzision der Immissionsermittlung auf Basis von Zählraten und
- Abschätzung des nötigen Aufwandes zur Immissionschätzung

gelegt werden.

## 1.2 Begriffsklärung

Anfangs soll auf die oftmals vernachlässigte Trennung und die damit einhergehende ungenaue Verwendung der Begriffe *Emission* und *Immission* eingegangen werden. Während unter dem Begriff der *Emission* (lat. *emittere*, aussenden) die Abgabe von Substanzen, Schall, Strahlung oder Ähnlichem an die Umwelt zu verstehen ist, bezeichnet *Immission* (lat. *immitttere*, hineinsenden) die Einwirkung von verunreinigter Luft, Geräuschen oder Ähnlichem auf ein Gebiet oder Objekt. Emissionsquellen können natürlicher Art (z.B. Vulkane) oder anthropogenen Ursprungs sein (z.B. Verkehrsmittel, Industrie). Es wird klar, dass einer *Immission* immer *Emission* von meist einer Vielzahl an Quellen vorausgeht. Die Ausbreitung der Substanzen von einer Quelle zum Wirkungsort fasst der Begriff *Transmission* (lat. *transmittere*, hinübersenden).

## 1.3 Einflüsse auf Schadstoffkonzentrationen in der Luft

### 1.3.1 Überblick

Wie von der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in [15] beschrieben, hängt die Schadstoffbelastung nicht allein von den Fahrzeugen und deren Emissionen ab. Vor allem meteorologische Einflüsse (z.B. Windstärke, Windrichtung) und die Art der straßennahen Bebauung beeinflussen den Luftaustausch. So weisen Straßenschluchten trotz geringeren Verkehrsaufkommens oft

höhere Schadstoffbelastungen als die berliner Stadtautobahn auf. Dieses Phänomen ist speziellen Windverhältnissen zuzurechnen, die durch beidseitige Bebauung erzeugt werden (siehe Abbildung 1.3).

Einflüsse, die sich allein auf die Stärke der Emission auswirken, sollen hier nur genannt werden. Eine detaillierte Beschreibung findet sich u.a. in [6] und darin referenzierter Literatur. Zu den Einflüssen gehören:

- Fahrzeugaufkommen, -beladung und -zusammensetzung (KFZ-Typ, Antriebsart),
- Fahrverhalten (Stadtverkehr, außerorts, aggressiv, ...),
- Fahrbahnlängsneigung,
- Abgasnachbehandlung (Katalysatoren),
- klimatische Verhältnisse bei Kaltstartemissionen und
- betriebene Nebenaggregate (vor allem Klimaanlage)

Die Auswirkungen dieser Einflüsse sind seit einigen Jahren Gegenstand intensiver Untersuchungen, deren Ergebnisse sich in den Emissionsfaktoren für die einzelnen Schadstoffe wiederfinden. Diese werden in Abschnitt 2.2 näher beschrieben.

### 1.3.2 Ursprung der Belastungen

Gemessene Schadstoffkonzentrationen sind nur selten rein lokalen Ursprungs. Abhängig von den Eigenschaften des betrachteten Schadstoffs (siehe Abschnitt 1.4) kann es zu einem Transport über weite Strecken kommen. Die Auswirkungen sind in Abbildung 1.1 dargestellt. Luftgütemesswerte aus einer Straßenmessung sind demnach als die Summe der lokalen Quellen, des urbanen und des regionalen Hintergrundes anzusehen. Dabei ist die regionale Hintergrundbelastung die Schadstoffkonzentration, die in außerstädtischem Gebiet, entfernt von signifikanten Emissionsquellen gemessen wird. Der urbane Hintergrund wird dementsprechend im Stadtgebiet, entfernt von signifikanten Emissionsquellen wie großen Straßen bestimmt. Der lokale Beitrag entsteht bei Messpunkten an Hauptstraßen somit durch den Verkehr. Um einen Eindruck vom Beitrag des Verkehrs zur Schadstoffbelastung während einer Straßenmessung zu erhalten, sollte also gleichzeitig in einem verkehrsberuhigten, nahegelegenen Wohngebiet die Hintergrundbelastung bestimmt werden.



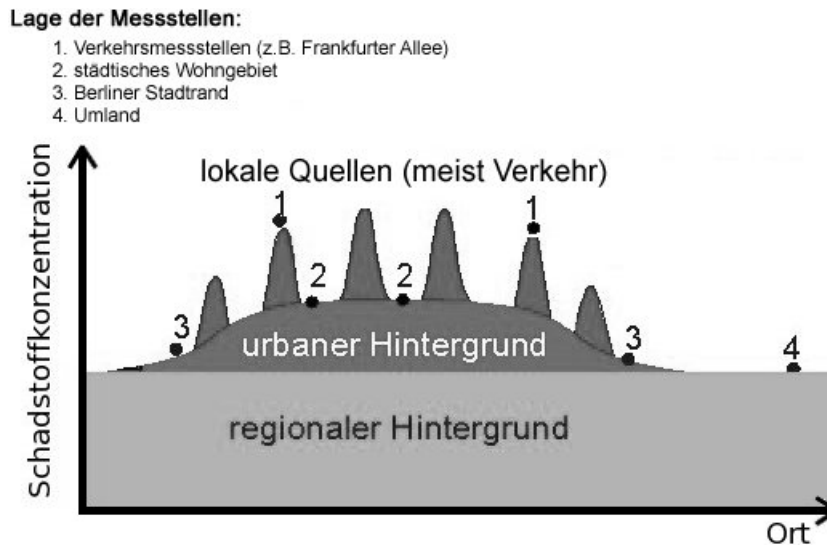


Abb. 1.1: Schema der Anteile der Schadstoffbelastung (nach [16])

### 1.3.3 Atmosphärische Schichtung

Steht die horizontale Verteilung emittierter Schadstoffe vor allem unter dem Einfluss von Windrichtung und -geschwindigkeit, hängt die Verteilung in vertikaler Richtung zum Großteil von den Schichtungsverhältnissen der Luft ab. Diese werden in *labil* und *stabil* eingeteilt; den Unterschied zeigt Abbildung 1.2.

Ein Luftpaket, das in der trockenen Atmosphäre gehoben oder gesenkt wird, erfährt eine Temperaturänderung von  $1\text{ K} / 100\text{ m}$ . Dies wird als *trockenadiabatischer* Temperaturgradient ( $t$ ) bezeichnet, der ohne thermischen Austausch mit der Umgebung entsteht. Die Änderung der Temperatur folgt aus der Druckänderung in Folge von Hebung bzw. Senkung des Luftpaketes. Geschieht dies in feuchter Umgebung, spricht man vom *feuchtadiabatischen* Temperaturgradienten, der, abhängig von der Luftfeuchte, kleiner als  $1\text{ K} / 100\text{ m}$  ist.

Im Allgemeinen nimmt die Temperatur der Atmosphäre mit der Höhe ab, was allerdings nicht in jedem Fall adiabatisch geschehen muss. Kommt es zum Beispiel zur Anreicherung kalter Luft in niedrigen Schichten, kann die Temperatur der Atmosphäre *überadiabatisch* mit der Höhe abnehmen ( $t > 1\text{ K} / 100\text{ m}$ ). Wird nun ein Luftpaket durch äußeren Einfluss um  $100\text{ m}$  angehoben, sinkt seine Temperatur in geringerem Maße als die Umgebungstemperatur. Die in Bezug auf die Umgebung resultierende geringere Dichte des Luftpaketes verleiht dann zusätzlichen Auftrieb. Analoges passiert beim Absinken des Luftpaketes. Diese Verhältnisse werden als *labil* geschichtete Atmosphäre bezeichnet (Abb. 1.2);

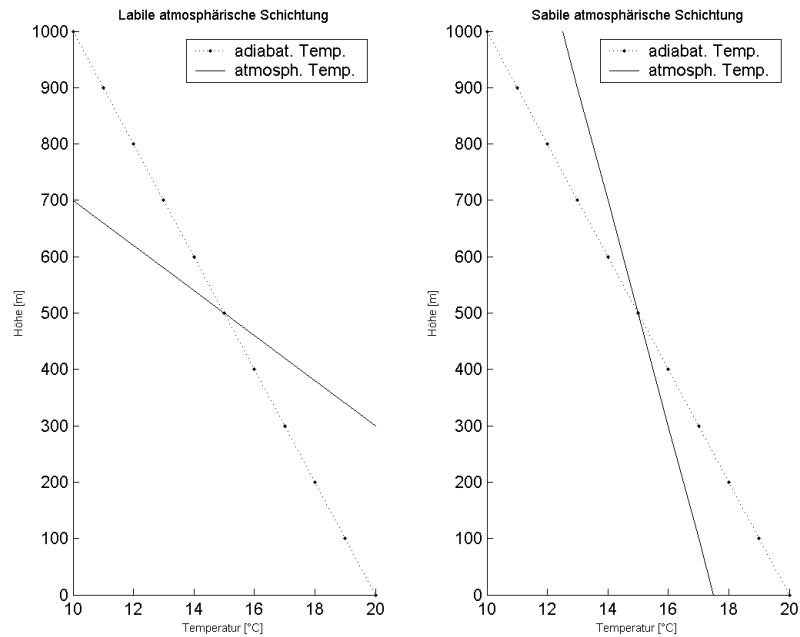


Abb. 1.2: Labile und stabile atmosphärische Schichtung (nach [26])

eine Bewegung aus dem Ruhepunkt führt nicht mehr in diesen zurück.

Eine *stabile* Schichtung (Abb. 1.2) herrscht dann vor, wenn sich die Umgebungstemperatur *unteradiabatisch* mit der Höhe verringert ( $t < 1 \text{ K} / 100 \text{ m}$ ). Ein abermals durch äußeren Einfluss um 100 m angehobenes Luftquantum ist ab einer bestimmten Höhe kälter als seine Umgebung, was in einer Absinkbewegung resultiert. Jede Luftbewegung in dieser atmosphärischen Schichtung führt nur zu einer vorübergehenden Schwankung um den Ausgangspunkt; die Vertikalbewegung kommt zum Erliegen.

*Stabile* Schichtungen werden auch als *Inversion* bezeichnet, die in *Boden-* und *Höheninversion* unterteilt sind. Die oftmals bei winterlichen Hochdrucklagen entstehende *Bodeninversion* verhindert aufgrund ihrer geringen Höhe den Luftaustausch, was eine Anreicherung von Schadstoffen folgen lässt (siehe [26]).

#### 1.3.4 Straßenschluchten und lokale Windeffekte

Dieser Abschnitt bezieht sich hauptsächlich auf die zusammenfassende Arbeit über die Modellierung von Luftqualität in Straßenschluchten (*street canyons*) von *Vardoulakis et al.* [20].

Eine Straßenschlucht wird durch ihre Geometrie charakterisiert. Das Verhält-

nis von der Höhe der Randbebauung ( $h$ ) zur Breite der Straßenschlucht ( $b$ ) bestimmt, ob man sie als regulär (*regular canyon*) ( $h/b \approx 1$ ), Allee (*avenue canyon*) ( $h/b < 0.5$ ) oder tief (*deep canyon*) ( $h/b \approx 2$ ) bezeichnet. Die Straßlänge ( $l$ ) zwischen zwei größeren Unterbrechungen in der Häuserfront im Verhältnis zur Höhe kategorisiert Straßenschluchten in *kurz*, *durchschnittlich* bzw. *lang* ( $l/h \approx 3; 5$  bzw.  $7$ ). Zudem erfolgt eine Unterteilung in *symmetrisch* oder *asymmetrisch*, abhängig von merklichen Höhenunterschieden in der flankierenden Bebauung.

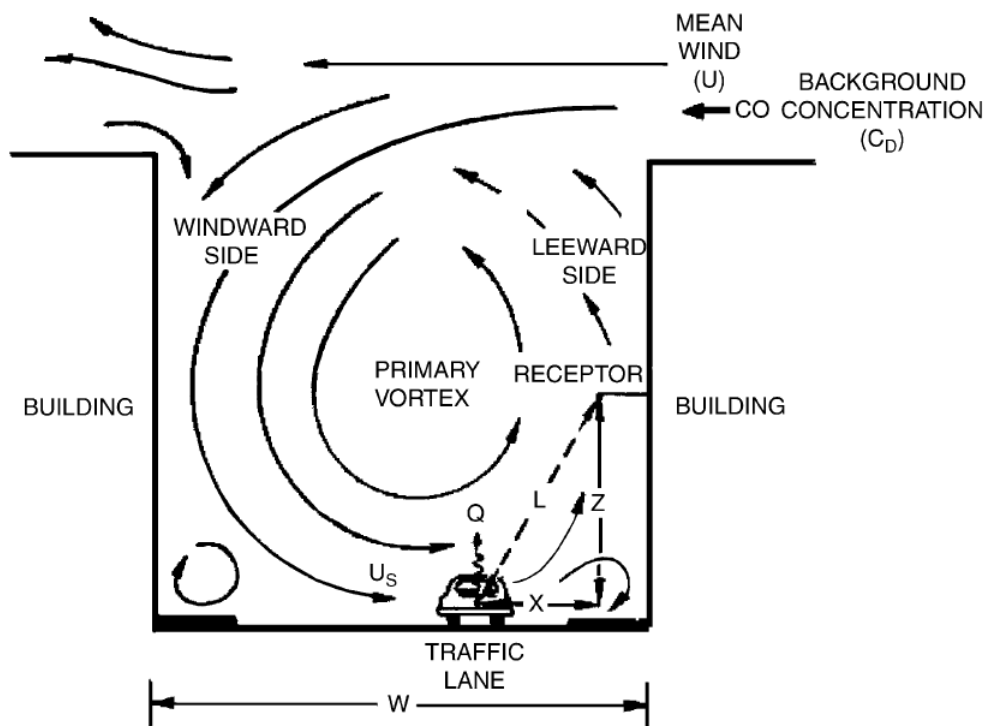


Abb. 1.3: Windverhältnisse und damit verbundene Schadstoffverteilung in einer regulären Straßenschlucht. Der Rezeptor befindet sich hier auf der leewärtigen Seite, wo es unter den dargestellten Verhältnissen zu einer Akkumulation von Schadstoffen kommt (nach [20]).

Mikroklimatische Effekte innerhalb einer Straßenschlucht werden vor allem durch dessen geometrische Eigenschaften bestimmt. Es muss eine klare Unterscheidung zwischen lokalem Wind innerhalb der Straßenschlucht und dem Umgebungswind oberhalb der Hausdächer gemacht werden (Abb. 1.3). Die Umgebungswinde unterteilen *Vardoulakis et al.* in:

- geringe Strömung: Windgeschwindigkeiten kleiner als  $1,5 \text{ m/s}$  (unabhängig vom Einfallswinkel)
- (annähernd) senkrechte Strömung: Windgeschwindigkeiten größer als  $1,5 \text{ m/s}$  mit

einem Einfallswinkel größer als  $30^\circ$  zur Straße

- (annähernd) parallele Strömung: Windgeschwindigkeiten größer als 1,5 m/s mit anderen Einfallswinkeln

Bei senkrechter Strömung schneller als 1,5 m/s werden die drei in Abb. 1.4 dargestellten geometrieabhängigen Regime *isolated roughness flow* ( $h/b < 0.3$ ), *wake interference flow* ( $h/b \approx 0.5$ ) und *skimming flow* ( $h/b \approx 1$ ) unterschieden. Vor allem im Fall des *skimming flow* und schräg einfallenden Umgebungswinden können Reflexionen an der Luvseite zu Spiralwinden durch die Straßenschlucht führen. Die Stärke der Verwirbelungen wird durch die Geschwindigkeit der Umgebungswinde und durch lokal erzeugte Turbulenzen bestimmt; letztere entstehen vornehmlich durch Fahrzeugbewegungen oder nahe Hindernissen (Bäume, Balkone). Auch thermische Effekte und atmosphärische Schichtungen haben einen Einfluss auf den Charakter der Verwirbelungen [8].

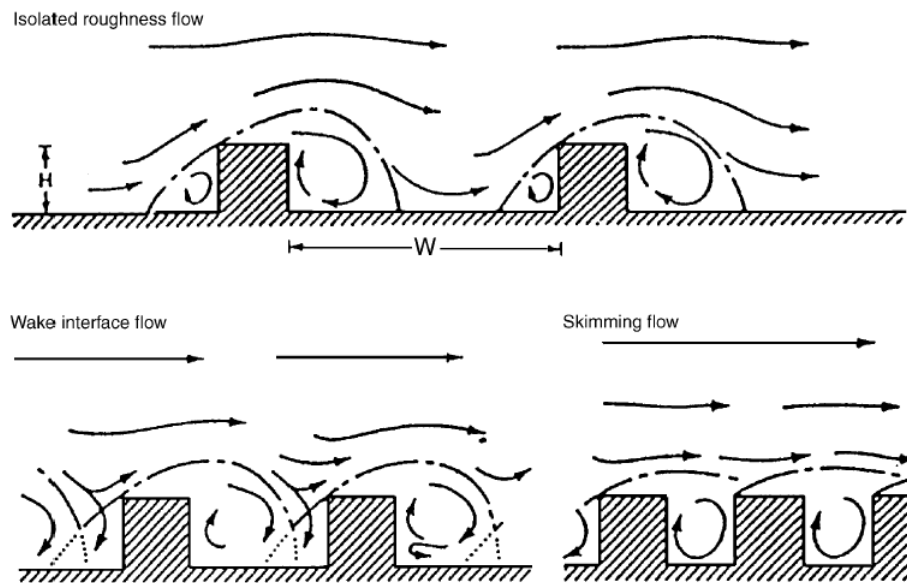


Abb. 1.4: Unterschiedliche Strömungsverhältnisse innerhalb von Straßenschluchten werden durch das Verhältnis von Breite und Höhe bestimmt (Aus [20]).

Der Luftaustausch beeinflusst die Dispersion der Schadstoffe maßgeblich. Im Regime des *skimming flow* ist die Belüftung sehr schlecht, was zu einer vornehmlich leeseitigen Ansammlung von Schadstoffen in der Straßenschlucht führt (Faktor  $> 2$  im Vergleich mit Konzentrationen auf der Luvseite). Auf beiden Straßenseiten nehmen die Schadstoffkonzentrationen mit der Höhe ab.

Die Stärke der Wirbel ist nicht konstant, wodurch es zu periodischer bzw.

episodischer Entfernung der Schadstoffe kommt [20]. Mechanischen Turbulenzen, erzeugt durch den Verkehr, und atmosphärischen Schichtungsverhältnissen wird bei geringer Strömung (Windgeschwindigkeiten  $< 2$  m/s) ein großer Einfluss auf die Dispersion beigemessen, da der Windwirbel (siehe Abb. 1.3) unter diesen Verhältnissen nahezu verschwindet.

Die Transformation von Schadstoffen während der Transmission (siehe Abschnitt 1.4) kann aufgrund der geringen Entfernungen zwischen Quelle und Rezeptor in der Straßenschlucht für die meisten verkehrlich erzeugten Schadstoffe vernachlässigt werden. Reaktionen wie der Zerfall von  $\text{NO}_2$  unter Lichteinwirkung oder die Reaktion von  $\text{NO}$  mit  $\text{O}_3$ , die innerhalb von Sekundenbruchteilen geschehen, sollten allerdings betrachtet werden.

#### 1.4 Betrachtete Schadstoffe und deren Eigenschaften

Im Folgenden werden drei Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen beschrieben, die in der vorliegenden Arbeit näher betrachtet werden sollen. Die Auswahl stellt nur einen Teil gewonnener Messwerte dar und fiel auf Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) und Kohlenstoffmonoxid ( $\text{CO}$ ) wegen ihres hauptsächlich verkehrlichen Ursprungs und auf partikuläres Material ( $\text{PM}_{10}$ ) aufgrund der oben genannten Problematik der neuen Grenzwerte (siehe [5]).

##### Stickoxide ( $\text{NO}_x$ )

Stickoxide wie Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) und Stickstoffmonoxid ( $\text{NO}$ ) werden unter der Bezeichnung  $\text{NO}_x$  zusammengefasst. Es handelt sich dabei um Gase, die gesundheitsschädlich für Mensch und Tier und, aufgrund ihrer hohen Reaktionsfreude, wesentlich an der Bildung von sommerlichem Ozon beteiligt sind. Ihren Ursprung haben Stickoxide hauptsächlich in Verbrennungsprozessen. Dort entstehen sie aus vorhandenem Stick- und Sauerstoff. Besonders Stickstoffdioxid führt zu Reizungen der Atemwegschleimhäute. Es wurde ebenfalls ein Zusammenhang zwischen seiner Konzentration und schlechterer Lungenfunktion festgestellt [17].

Allein der KFZ-Verkehr in Berlin trägt mit einem Anteil von ca. 50 % also rund 19.000 t zur Stickoxidbelastung bei. Die Hälfte davon wird durch Busse und LKW erzeugt ([17]). Weitere 40 %, was einer Masse von etwa 16.000 t entspricht, entstammen genehmigungsbedürftigen Anlagen (z.B. Kraftwerken). Davon werden mehr als 90 % in Form von Stickstoffmonoxid emittiert [17]. Aus

diesem entsteht in Reaktion mit bodennahem Ozon ( $O_3$ ) Stickstoffdioxid, was die städtische Ozonkonzentration in bodennaher Luft, verglichen mit der auf dem Land, vermindert.

Die EU-Richtlinie [5] sieht ab dem 1. Januar 2010 für  $NO_2$  einen Grenzwert von  $40 \mu g/m^3$  gemittelt über das Kalenderjahr, vor. Die Toleranzmarge betrug beim Inkrafttreten der Richtlinie 1999 50 %. Sie ist bis zum obigen Datum alle zwölf Monate linear auf letztlich 0 % zu senken. Bei Mittelung über eine Stunde wurden für den Grenzwert  $200 \mu g/m^3$  festgelegt. Dieser Wert darf nicht öfter als 18-mal im Kalenderjahr überschritten werden. In Berlin werden diese Grenzwerte durch die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung als ernstes Problem eingestuft [15].

### **Kohlenstoffmonoxid (CO)**

Kohlenstoffmonoxid ist ein farb- und geruchsloses Gas mit einer leicht geringeren Dichte als Luft. Es entsteht bei unvollständiger Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Materialien wie Kohle, Holz und Öl. In die Atmosphäre gelangt dieses Gas u.a. durch natürliche Prozesse wie Vulkaneruptionen oder Feuer. Die Hauptquellen in Berlin liegen allerdings im KFZ-Verkehr und Ofenheizungen [15].

Gesundheitsgefährdend ist Kohlenstoffmonoxid, weil es im menschlichen Blut den Sauerstofftransport hemmt. Dies liegt an der Eigenschaft des Hämoglobins, sich schneller an CO- als an  $O_2$ -Moleküle zu binden. Die Folgen bei Langzeiteinwirkung bestehen in ernsthaften Schädigungen von Organen wie Herz und Gehirn durch Sauerstoffmangel.

Aufgrund dieser Wirkung wird ein Grenzwert zum Gesundheitsschutz auf ein Langzeitmittel über 8 h festgelegt, das ab dem 01.01.2005  $10 mg/m^3$  nicht überschreiten darf, was laut [15] auch nicht geschieht.

### **Partikuläres Material ( $PM_{10}$ )**

Feinstaub bzw. partikuläres Material ist ein Summenmesswert unterschiedlichster Emissionquellen, der die Masse an Teilchen kleiner als  $10 \mu m$  pro Volumeneinheit Luft angibt [1]. Von feinen Partikeln wird angenommen, sich bei der Dispersion gasartig zu verhalten [20]. Im städtischen Raum entstehen die Partikel primär durch Einwirkung des Menschen. Verantwortlich zu machen sind Verbrennungs- und Produktionsprozesse, mechanischer Abrieb und Auf-

wirbelungen sowie sekundäre Bildungsprozesse [1]. Letzteres meint emittierte Gase, die sich erst in der Atmosphäre in Partikel verwandeln; diese werden auch als Sekundäraerosole bezeichnet. Primäraerosole umfassen hingegen direkt als Staubpartikel emittiertes partikuläres Material.

Partikuläres Material führt zur Trübung der Atmosphäre. Auswirkungen auf den Menschen bestehen vor allem in der Reizung des Bronchialsystems. Die Diskussion um die tatsächlichen Auswirkungen von Partikeln auf die Gesundheit ist derzeit noch nicht abgeschlossen, da noch nicht geklärt ist, welche physische oder chemische PM-Eigenschaft verantwortlich für gesundheitsschädigende Effekte sein kann (siehe [21] und Referenzen dort).

Feinstaub macht etwa 75 % des gesamten Schwebstaubes in Berlin aus. Die Korngrößen von ca. 50 % der Gesamtbelastung sind kleiner  $2,5 \mu\text{g}$ , was bedeutet, dass der größte Teil des Staubes lungengängig ist [18]. Ein Drittel des Berliner Feinstaubes besteht aus kohlenstoffhaltigem Material, dazu zählen Ruß, Teer und Öl. Der Rußanteil wird vor allem durch Dieselmotoren erzeugt und bewegt sich um 10 % und der Anteil organischer Materie beträgt ungefähr 20 %. Der Beitrag von Kohlefeuerungen und Kraftfahrzeugen kann bisher nicht angegeben werden [18]. Sulfat ( $\text{SO}_4$ ), Ammoniumpartikel ( $\text{NH}_4$ ) und Nitratpartikel ( $\text{NO}_3$ ) tragen mit einem weiteren Drittel zur Feinstaubbelastung bei. Sie bilden sich in der Atmosphäre aus Schwefeldioxid und Stickoxiden von Feuerungsanlagen, den Stickoxiden des KFZ-Verkehrs und Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft. Diese Sekundärpartikel werden allerdings nur zu rund 10 % in Berlin gebildet. Der Ferneinfluss dieser Stäube basiert auf dem relativ langsamen Umbau der Stoffe in der Atmosphäre, wobei die Luftpakete zügig über die Stadt transportiert werden. Es wird angenommen, dass nur rund 20 % der Schwebstoffimmissionen aus Prozessen des Stadtgebietes entstehen (siehe [18]).

Aufwirbelungen durch Wind bzw. Fahrzeuge lassen Materialien der Erdkruste mit etwa 1/4 zur Belastung beitragen. Die restlichen 10 % werden in [18] als an die Partikel angelagertes Wasser angenommen, das bei der Analyse nicht von diesen entfernt werden kann.

Seit dem 1. Januar 2005 gelten für die Mittelung über das Kalenderjahr  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und über den Tag  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als Grenzwerte nach der EU-Richtlinie [5]. Die Tagesmittelwerte dürfen nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden. Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung sieht die Einhaltung dieser Grenzwerte in Berlin als ein sehr ernstes Problem an ([15]).

## 2 Ansätze zur Luftgütebetrachtung

### 2.1 Überblick

Ein offensichtlicher Mangel von Naturmessungen ist deren stichprobenartiger Charakter. Ein flächendeckendes Messnetzwerk zur Bestimmung von Schadstoffkonzentrationen entlang von Straßenzügen oder innerhalb ganzer Städte ist schlicht nicht praktikabel. Das komplexe Zusammenspiel der in Abschnitt 1.3 beschriebenen Einflüsse auf Emissionen würde, um ein reales Abbild der Immissionen zu erhalten, eine sehr hohe Dichte installierter Messstationen erfordern. Hohe Kosten und nicht zuletzt Platzmangel in Städten dürften ein solches Vorhaben verhindern.

Um einen Eindruck von Schadstoffbelastungen in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Auflösungen zu erhalten, wurde eine große Zahl verschiedenartiger Modelle mit diversen Anwendungsmöglichkeiten entwickelt. Einsatzgebiete für derartige Simulationswerkzeuge sind u.a. Luftqualitäts- und Verkehrsmanagement, Stadt- und Regionalplanung sowie Belastungsvorhersagen. Auch in der Richtlinie des Rates [4] wird die Verwendung von Modellrechnungen vorgeschlagen, um angemessene Informationen über die Luftqualität zu erhalten.

Nachfolgend soll mit dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ das Standardemissionsmodell für den deutschsprachigen Raum vorgestellt werden. Im Anschluss werden zwei gegensätzliche Ansätze zur Immissionsbetrachtung vorgestellt. Dabei handelt es sich zum einen um den Versuch der Beschreibung von Zusammenhängen zwischen einwirkenden Faktoren mittels Screening-Verfahren. Zum anderen soll der rein numerische Weg zur Prädiktion von Immissionen, vor allem für den kleinskaligen, straßennahen Bereich betrachtet werden.

### 2.2 Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs

*Schmidt et al.* zeigen am Beispiel der Transportemissionen eines LKW in [11] sehr eindrucksvoll, dass das Hauptproblem bei Emissionsberechnungen im Verkehrsbereich in der verwendeten Datenbasis liegt. So kann es passieren, dass verschiedene Computerprogramme, alle mit dem Ziel der exakten Abbildung der Realität, sehr stark voneinander abweichende Ergebnisse liefern. Um also eine Vorstellung vom Einfluss des Straßenverkehrs auf Umweltprobleme zu bekommen, ist die möglichst genaue und aktuelle Kenntnis der Emissionen von Fahrzeugen zwingend. Zu diesem Zweck wurde das in Version 2.1 vorliegende



„Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA)“ entwickelt (siehe [7]). Diese im Auftrag der Umweltbehörden Deutschlands, Österreichs und der Schweiz erstellte Datenbank liefert durch umfangreiche Messungen und Berechnungen gewonnene Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen der drei Länder. Emissionsfaktoren beschreiben die emittierte Masse ( $[g]$ ) eines Schadstoffs auf einer gefahrenen Distanz ( $[km]$ ), welche im HBEFA von folgenden Parametern abhängt:

- Emissionsart: „warme“ Emission, Kaltstartzuschläge, Verdampfungsemission (z.B. Tankatmung)
- Fahrzeugkategorie, z.B. PKW, LNF, SNF, Motorrad, Mofa
- Bezugsjahr von 1980–2020 und damit typische Verkehrszusammensetzung
- Komponente, z.B. CO, HC, NO<sub>x</sub>, Partikel u.a.
- Verkehrssituation, z.B. „Autobahn ohne Tempolimit“, „Durchschnitt innerorts“
- Längsneigungen der Fahrbahn
- Einflussfaktoren für Kaltstartzuschläge, z.B. Umgebungstemperatur
- Einflussfaktoren für Bestimmung von Verdampfungsemissionen, z.B. Umgebungstemperatur

Das Handbuch liefert die Emissionsfaktoren in verschiedenen Detailstufen:

- Wichtung der verschiedenen Fahrzeugschichten<sup>1</sup> entsprechend der Fahrleistungsanteile
- zusätzliche Emissionsfaktoren für einzelne Fahrzeugkonzepte (z.B. PKW: div. Euro-Normen) sowie deren Wichtung
- zusätzliche Unterscheidung in Kraftstoffkonzepte
- zusätzliche Angabe der Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugschichten.

Wie diesen Auflistungen entnommen werden kann, ist eine Anwendungsbeschränkung auf die Herausgeberländer durchaus notwendig, denn die Verkehrszusammensetzung, also der Anteil der verschiedenen Fahrzeugschichten am Gesamtverkehr in jeder Verkehrssituation, ist in jedem Land verschieden. Eine

---

<sup>1</sup>Fahrzeugschicht bezeichnet die Aufteilung von Fahrzeugkategorien (PKW, LNF, SNF, u.a.) in Segmente / Subsegmente (engl. auch: Layer). Gruppieren werden Fahrzeuge gleicher Antriebsart (Benzin/Diesel) und Größe (Masse oder Hubraum) in Segmenten und entsprechend der Emissionstufe (Euro-Norm) in Subsegmenten

Anwendung des HBEFA z.B. in Island wäre allein wegen des überdurchschnittlich hohen Anteils an Off-Road-Fahrzeugen nicht möglich.

In verschiedenen Tunnelexperimenten, z. B. *Colber et al.* in [3], wurde versucht, Emissionsfaktoren aus realen Messdaten abzuleiten und ein Vergleich mit dem HBEFA-Modell angestellt. Die Diskussion, der sich ergebenden Abweichungen zeigt die Problematik der Ansätze: um Hintergrundemissionen und viele klimatische Einflüsse auszuschließen, werden Tunnel als Messorte gewählt. Für diese wurden allerdings bei Erstellung des HBEFA keine Untersuchungen des Fahrverhaltens durchgeführt, d.h. die mögliche These, Tunnel verleiten bei gleicher Geschwindigkeit zu gleichförmigerem Fahren als Autobahnen kann zumindest nicht ausgeschlossen werden [3]. Außerdem begründen *Colber et al.* die großen Abweichungen der abgeleiteten von den berechneten CO- und NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren durch eine scheinbar saubere Zusammensetzung der Tunnelfahrzeugflotte verglichen mit der Annahme des HBEFA.

Probleme der Vergangenheit, in der Dieselmotoren mit elektronischer Kontrolle für niedrige Emissionen in den Tests optimiert wurden, was zu niedrigeren Emissionsfaktoren führte, sind mittlerweile durch verbesserte Testverfahren gelöst [3].

Die große Problematik der heterogenen Zusammensetzung des Verkehrs und dessen lokale und zeitliche Dynamik bleibt allerdings bestehen und sollte bei Anwendung des Modells beachtet werden (vgl. [7] und [3]), da sie schwer durch dieses zu fassen ist.

## 2.3 Screeningverfahren

Das Ziel von Screeningverfahren besteht in der Extraktion von Signalmustern aus umfangreichen Messdatensätzen. Mittels Signaltransformationen sollen diese charakteristischen, den Wirkungszusammenhang beschreibenden Muster, aus einer großen Messdatenbasis gewonnen werden [1].

*Anke et al.* stellen in [1] drei auf der Hauptkomponentenanalyse (*principle component analysis, PCA*) basierende Methoden vor, mit denen eine Merkmalsextraktion vorgenommen werden kann. Zur Aufdeckung charakteristischer Veränderungen des zeitlichen Verlaufs einer Messgröße werden *univariate Analysen* vorgestellt, wobei nur ein Messkanal über den Messzeitraum isoliert von den restlichen Daten betrachtet wird. Die auf einen solchen Datenraum angewendete PCA liefert *Basisfunktionen*, in denen die Informationen zu den Tagesverläufen des Messkanals enthalten ist. Der Einfluss der Basisfunktionen auf die

Werte der einzelnen Messzeitpunkte wird durch Gewichtsfunktionen bestimmt. Diese berechnen sich aus dem Produkt der Signalmatrix mit den Eigenvektoren (siehe [1]). Die Gewichtsfunktionen decken im Beispiel von [1] einen Wochenrhythmus auf; ein Tagesrhythmus konnte in den Basisfunktionen gefunden werden.

Mit *Multivariaten Analysen* wird das Zusammenwirken mehrerer Variablen (z.B. Messgrößen) untersucht. Um den Zusammenhang der verschiedenen Messwerte in [1] aufzudecken, zerlegen *Anke et al.* die zu jedem Messzeitpunkt gleichzeitig gemessenen Daten in orthogonale *Basismuster*. In Abb. 2.1 ist ein solches Basismuster mit zugehöriger Gewichtsfunktion dargestellt. Es zeigt die Korrelation der Mittelwerte der Messkanäle.

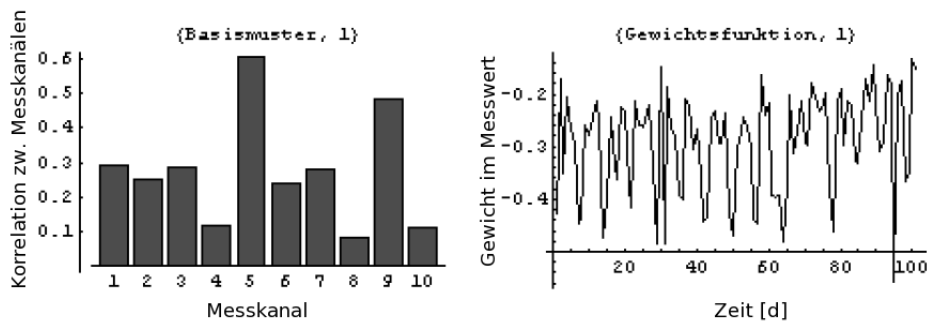


Abb. 2.1: Ein Basismuster und dazugehörige Gewichtsfunktion der multivariaten PCA-Zerlegung von 10 Messkanälen. Das Basismuster bildet die Mittelwerte der einzelnen Kanäle ab. Die zugehörige Gewichtsfunktion zeigt über einen Bereich von 100 Tagen einen deutlichen Wochenrhythmus, der vor allem aus dem Absinken der Signalintensität zum Wochenende zu erkennen ist (nach [1]).

Aufgrund von Überlagerungseffekten kommt es zu einer nicht immer eindeutigen Zuordnung der Einflussfaktoren auf Basismuster und deren Gewichtsfunktion. Deshalb wird das Verfahren der *multiplen PCA* vorgeschlagen, welche als gleichzeitige Ausführung von uni- und multivariater Analyse anzusehen ist und eine dreidimensionale Matrix liefert, deren Elemente  $g_{i,n,j}$  dem Gewicht des  $i$ -ten Basismusters und der  $j$ -ten Basisfunktion im  $n$ -ten Zeitintervall entsprechen. *Anke et al.* setzen für die systematische Anwendung dieses Verfahrens allerdings möglichst homogene bzw. ausreichend große Datensätze voraus, weshalb in [1] auf dessen Einsatz verzichtet wurde.

Mit einem einfachen linearen Modellansatz versuchen *Anke et al.* die in [1] betrachteten  $PM_{10}$  Immissionen zu approximieren. Die Parameterwerte wurden auf Basis des Verfahrens der kleinsten Fehlerquadrate (siehe dazu [25]) für die

PM<sub>10</sub> Tagesmittelwerte bestimmt. Der Vergleich von geschätzten und gemessenen Daten liefert unter normalen Bedingungen gute Ergebnisse. Die Parameterverhältnisse bestätigen zudem die aus der multivariaten Analyse ermittelten Korrelationen zwischen den einzelnen Messkanälen.

## 2.4 Mikroskaliges Modell nach Karim und Matsui

Numerische Modelle unterscheiden sich vor allem in der Komplexität und ihrer Auflösung. Die Komplexität steigert sich mit der Zahl betrachteter Einflussfaktoren, deren Verhalten in Abhängigkeit von der Zeit mitzuberechnen ist, um letztlich die Dispersion der Emissionen zu bestimmen. Vielfach wird eine zu große Modellkomplexität durch die Verwendung von Parametern umgangen, die Teilprobleme des zu modellierenden Systems approximieren [8]. Die Tiefe der örtlichen Auflösung hat ebenfalls Einfluss auf die Komplexität. Man unterscheidet vor allem in lokale und regionale Modelle, wobei letztere die Schadstoffverteilung über große Flächen, z. B. Städte oder Bundesländer, nachverfolgen oder prognostizieren. Wird hingegen vornehmlich die Dispersion im Bereich um die Emissionsquelle betrachtet, spricht man von kleinskaligen Modellen. Mittels *nested models* wird versucht, eine Brücke zwischen diesen Welten zu schlagen. Bei diesen ist die Auflösung einstellbar, was durch sich selbst enthaltende Modelle realisiert wird (siehe dazu [23], [24]). Mit Blick auf die Intention dieser Arbeit soll der Schwerpunkt im Folgenden auf kleinskalige Modelle gelegt werden.

Das in [8] beschriebene und in [9] evaluierte Modell von *Karim und Matsui* versucht die Schadstoffkonzentration in Mikroumgebungen, also in der Nähe ihrer Quellen zu bestimmen. Es wurden Submodelle entwickelt, mit denen Straßenschlucht- und Fahrzeugturbulenzeffekte auf den mikroskaligen Transport der Schadstoffe abgebildet werden sollen. Die Schadstoffkonzentration wird aus Verkehrsflussdaten, Emissionsraten, meteorologischen Daten, Fahrzeugdimensionen, Straßenschluchtgeometrie, Effekten der Solarstrahlung und Temperatureinfluss der Fahrzeuge berechnet. Großer Wert wurde der Abhängigkeit des Schadstofftransports von fahrzeuggenerierten Turbulenzen beigemessen, die unter bestimmten Windbedingungen sogar als dominierender Faktor für die Verteilung anzusehen sind (siehe Abschnitt 1.3.4 und [8]). Die im Modell betrachteten Schadstoffe sind CO, NO, NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>.

Die Verteilung der Windgeschwindigkeiten wird unter Annahme einer zweidimensionalen Straßenschlucht berechnet. Auf dieser Basis werden die durch Fahr-

zeuge hervorgerufenen Turbulenzen ermittelt, die dann in die Verteilung der Windgeschwindigkeiten einfließen. Bei den Berechnungen der Turbulenzen werden Faktoren wie aufsteigender Wärmefluss und der Wärmeverlust von Fahrzeugen mit eingerechnet. Stabile, neutrale und instabile atmosphärische Bedingungen werden ebenfalls betrachtet. Im Emissionsmodell wird eine Linienquelle angenommen, die auf der mittleren Fahrspur positioniert ist. Die Quellstärke wird im Modell mittels Polynomen bestimmt, die auf den japanischen Autoverkehr abgestimmt sind. Um die Schadstoffkonzentration in Quellnähe zu ermitteln, werden verschiedene Ansätze geliefert. Ein Ansatz ist ein numerischer Weg, der die Quellstärke ins Verhältnis zum Volumen einer konischen Abgaswolke setzt. Die daraus resultierende Schadstoffkonzentration wird in [9] aufgrund eines zu groß berechneten Volumens als zu niedrig befunden. Mittels Integration von Windgeschwindigkeiten und Dispersionsberechnungen in eine Gaußverteilung<sup>2</sup> wird ein weiterer Ansatz geboten:

$$SK(x, y, z) = \frac{E}{\pi D_{lateral} D_{vertikal} v_{wind}} \exp \left[ - \left( \frac{x^2}{2D_{lateral}} + \frac{z^2}{2D_{vertikal}} \right) \right] \quad (2.1)$$

Hierbei  $SK$  die Schadstoffkonzentration repräsentiert.  $E$  ist die Schadstoffemissionsrate [ $g m s^{-1}$ ],  $D_i$  die mittlere laterale bzw. vertikale Ausbreitung und  $v_{wind}$  die Windgeschwindigkeit unter Beachtung von Straßenschluchtcharakteristika und fahrzeuginduzierten Strömungseffekten. Betrachtet wird ein Punkt  $(x, y, z)$ . Nimmt man an, dass Quelle und Rezeptor auf der gleichen Ebene sind, kann man Gleichung 2.1 für eine Linienquelle in Bodennähe nach *Karim und Matsui* [8] wie folgt vereinfachen:

$$SK(0, 0, 0) = \frac{E}{\pi D_{lateral} D_{vertikal} v_{wind}} \quad (2.2)$$

Die dritte Methode basiert auf einer Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion, die von drei kontinuierlichen, zufälligen Variablen abhängt; Schadstoffkonzentration, Windgeschwindigkeit und Verkehrsfluss (siehe [8]). Der Vorzug gegenüber dem vorigen Ansatz (siehe Gleichungen 2.1 und 2.2) wird in der Möglichkeit gefunden, die Hintergrundemission leicht in die Berechnungen einfließen zu lassen. Anzumerken ist hierbei, dass die Hintergrundemission für dieses Modell leicht abweichend vom allgemeinen Verständnis definiert wird. Alle Schadstoffe, die

---

<sup>2</sup>Herleitung in [8]

im vorhergehenden Modellzeitschritt das System nicht verlassen werden als Hintergrundemission angesehen. Zur Evaluation dieses Ansatzes wurde für die nach Abschnitt 1.3.2 definierte Hintergrundemission ein Tagesverlauf verwendet, der empirisch abgeleitet wurde. In [9] konnte für diesen Ansatz eine gute Korrelation zwischen Modellvorhersagen und realen Messdaten gefunden werden.

## 3 Messung und Methoden

### 3.1 Straßenmessung

#### 3.1.1 Beschreibung des Messstandortes

Die Messung wurde an der Frankfurter Allee in Berlin durchgeführt (siehe Abb. 3.1). Diese Straße ist mit mehr als 60.000 Fahrzeugen pro Tag belastet [19, 14] und befindet sich in einem dicht besiedelten und gewerblich genutzten Gebiet. Der Wohnhausbestand um die Messstelle setzt sich hauptsächlich aus Altbauten zusammen, von denen ein nicht unerheblicher Teil mit Ofenheizungen ausgestattet ist.

Beidseitig sind geschlossene Wohngebäudefronten von ca. 25 m Höhe zu finden. Die Straßenbreite beläuft sich auf ungefähr 45 m. Die sechsspurige Fahrbahn ist asphaltiert; jede Spur von ca. 3 m Breite. Geteilt ist die Straße durch einen 9 m breiten Grünstreifen. Die beidseitigen Gehwege mit eingearbeiteten Parktaschen sind rund 10 m breit. Die jeweils gehwegnächste Fahrspur in beide Richtungen wird zum Be- und Entladen oder bei Parkplatzmangel auch zum Parken genutzt. Nach der Definition von *Vardoulakis et al.* in [20] handelt es sich bei der Frankfurter Allee um einen *symmetrischen, langen Canyon* vom, wie der Name nahelegt, Typ einer *Allee*.

Auf dem Gehweg direkt an der Straße befindet sich ein automatisierter, zum BLUME Netzwerk (siehe [14]) gehörender Messcontainer, der Messdaten zur Luftgüte liefert. Das Fahrzeug zur stadtauswärtigen, automatisierten Verkehrszählung mit einer auf 12 m Höhe ausfahrbaren Kamera (siehe Abschnitt 3.1.2) war in Fahrtrichtung vor der Luftgütemessstation aufgestellt. Fahrzeuge in die Gegenrichtung wurden auf der anderen Straßenseite, ebenfalls auf Höhe des Messcontainers gezählt.

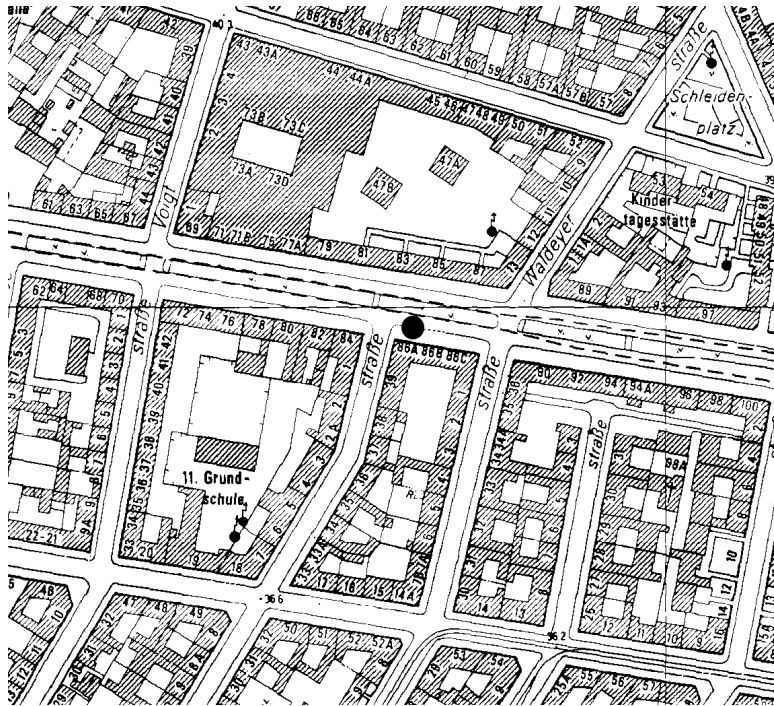


Abb. 3.1: Karte der Frankfurter Allee, Berlin (eingenordet). Die Position der Luftgütemesstation ist durch den schwarzen Kreis markiert. Man erkennt deutlich, dass Fußwege, Fahrbahnen je Richtung und Grünstreifen ungefähr gleiche Maße haben. Die Straße ist annähernd Ost-West ausgerichtet ( $\approx 115^\circ$ ) [13].

### 3.1.2 Datengrundlage

Folgende Daten wurden am Donnerstag, dem 04.11.2004 von 09.55–16.40 Uhr gewonnen:

- Verkehr, 5 min Summe, spurweise aufgelöst<sup>3</sup>:
  - KRad, PKW, LKW stadtauswärts, automatisch mittels Videoanalyse gezählt.
  - KRad, PKW, LKW stadteinwärts, handgezählt.
- Luftgütedaten, 5 min Mittelwerte<sup>4</sup>:
  - $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$
  - $\text{CO}$  in  $[\text{g}/\text{m}^3]$
- meteorologische Daten (dreistündliche Beobachtung in Berlin-Dahlem)<sup>5</sup>:

<sup>3</sup>Der Autor dankt dem DLR für die Hilfe bei der Datenaufnahme.

<sup>4</sup>Der Dank geht an die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, für die freundliche Bereitstellung des Datenmaterials.

<sup>5</sup>Auf die Beschaffung feiner aufgelöster Daten, welche vom Deutschen-Wetterdienst z.B. für die Station Berlin-Alexanderplatz (Nr. 399) erhältlich sind, wurde aufgrund des grundsätzlich

- Windrichtung [°] und –geschwindigkeit [m/s]
- Lufttemperatur [°C]

Die Verkehrszählung wurde, wie oben erwähnt, auf zwei Weisen durchgeführt: stadteinwärts erfolgte eine Handzählung; stadtauswärts wurde mittels automatisierter Videoanalyse gezählt. Da nur eine automatisierte Zählstation vorhanden war, die keinesfalls die komplette Szene zählen konnte (Abb. 3.1), musste eine Fahrtrichtung mit einer anderen Technik beobachtet werden. Eine Handzählung bot sich für den kurzen Messzeitraum an, da sie am einfachsten umzusetzen war. Die Nachteile dieser Art der Zählung sind offensichtlich:

- Fehlklassifikationen: Die Messung wurde ununterbrochen über beinahe sieben Stunden durchgeführt, was zwangsläufig zu Müdigkeit und Konzentrationsproblemen führt. Fehlklassifikationen sind dann leicht möglich, aber vernachlässigbar<sup>6</sup>,
- personeller Aufwand: Über den Messzeitraum waren zwei Personen mit der Handzählung beschäftigt, da das hohe Verkehrsaufkommen auf dieser Straße von einer Person nicht zählbar ist.

Ein großer Vorteil der Handzählung liegt allerdings darin, dass sich die Wahrnehmung nicht allein auf die Fahrzeuge beschränkt. Ungewöhnliche, die Messung möglicherweise beeinflussende Ereignisse in der näheren Umgebung können somit ebenfalls aufgezeichnet werden. Während des Messzeitraumes kam es jedoch zu keinen bemerkenswerten Randbeobachtungen.

Mittels Videoanalyse kann dieser Vorteil erzielt werden, ohne der Anwesenheit von Menschen während der Messung zu bedürfen. Je nach Art der betrachteten Szene und Qualität der eingesetzten Bildverarbeitungsverfahren können neben der Fahrzeuganzahl Daten gewonnen werden, die konventionelle Zählsysteme (z. B. Infrarotsensoren oder Induktionsschleifen) nicht aufnehmen. So ist es durchaus denkbar, dass, den entsprechenden Beobachtungswinkel vorausgesetzt, ein videobasiertes Verkehrsbeobachtungssystem Klimadaten wie Bewölkung, Windrichtung oder Niederschlag aus dem Bild ableitet und aufzeichnet. Durch die Möglichkeit der Speicherung des Kamerabildes wird zumindest die Optimierung der Extraktion solcher Daten durch den Menschen groben Ansatzes verzichtet. In die Auswertung längerer Zeitreihen, sollten allerdings unbedingt feiner aufgelöste meteorologische Daten zum Umgebungswind, der Lufttemperatur und -feuchte (siehe auch PM<sub>10</sub>-Verhalten bei Niederschlag in [1]) eingehen.

<sup>6</sup>Es kam eher zu einer falschen Spurzuweisung als zum kompletten Übersehen, von Fahrzeugen. Da die Spurzuordnung in dieser Arbeit letztlich nicht verwendet wurde, ist dies nicht problematisch. Arbeiten, die auf diese Datenbasis zurückgreifen wollen, sollten dies allerdings bedenken.



ermöglicht: Das Bildmaterial könnte im Schnelldurchlauf nach Randinformationen durchsucht werden. Der Vorteil des Einsatzes von Videotechnik liegt also im Versuch der Nachahmung der breitgefächerten menschlichen Perzeption und der persistenten Speicherung der betrachteten Szene in einer Weise, die eine spätere Durchsicht des Materials und die Kontrolle der automatisch erhobenen Daten ermöglicht. Mit Induktionsschleifen beispielsweise ist man allenfalls in der Lage, Änderungen der Resonanzfrequenz in der Schleife aufzuzeichnen. Die nachträgliche Durchsicht der Daten deckt eventuelle Softwarefehler in der Klassifizierung auf, gibt aber keinesfalls Informationen über die Umgebung der Messstelle her (siehe dazu auch Abschnitt 2 in [2]).

Bei der Zählung wurde das System Autoscope SOLO des amerikanischen Unternehmens Image Sensing Systems Inc. verwendet. Es handelt sich um ein, wie der Name nahelegt, alleinstehendes System, das aufgrund internen Speichers und Prozessors selbständig Daten verarbeiten und aufzeichnen kann.

Das Messprinzip basiert auf Grauwertanalyse des Kamerabildes, das im Bereich sogenannter Detektoren (Funktionen, die Informationen aus dem Bild extrahieren) auf Änderungen untersucht wird. Wird die Überschreitung eines Grenzwertes registriert, löst dies den an diesem Ort im Bild platzierten Detektor aus. Die grundlegenden Detektoren sind nach [2]:

- Zähl-detektor – zur Fahrzeugzählung
- Anwesenheitsdetektor – Erfassung fahrender / haltender Fahrzeuge
- Geschwindigkeitsdetektor – Geschwindigkeitsmessung, Fahrzeugzählung, Erfassung der Fahrzeuglänge; (erfordert Bildkalibrierung anhand einer bekannten Wegstrecke im Bild)
- Kontrastdetektor – Überprüfung des Bildkontrasts gegen Überbelichtung.

Übersteigt also zum Beispiel die Grauwertänderung im Bereich eines Geschwindigkeitsdetektors einen Schwellwert wird ein Fahrzeug, dessen Länge und Geschwindigkeit registriert. Eine mögliche Konfiguration eines Geschwindigkeitsdetektors zeigt Abbildung 3.2. Der Umgang mit den Detektoren, deren Verknüpfungen und die Konfiguration der Kamera findet sich sehr detailliert in [2] erklärt. Auf die Probleme bei Fahrzeugdetektion, die durch Spurwechsel, Geschwindigkeitsänderung o.ä. entstehen, wird ebenfalls dort eingegangen.

In der Messung der vorliegenden Arbeit wurde pro Fahrspur ein Geschwindigkeitsdetektor verwendet. Das Messintervall betrug 5 min. Die Klassifikation der Fahrzeuge erfolgte sowohl bei automatischer als auch bei der Handzählung nach folgenden Kriterien:

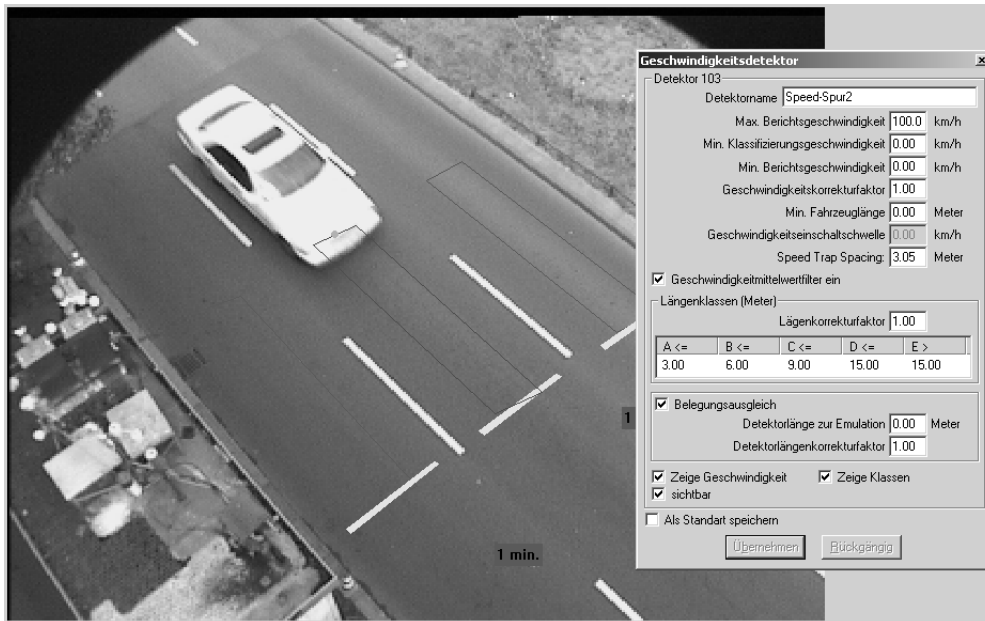


Abb. 3.2: Die Abbildung zeigt einen Teil des Autoscope Detektoreditors. Auf der Fahrbahn sind drei Geschwindigkeitsdetektoren zu sehen. Das Messintervall beträgt 1 min. Es können maximal fünf Längenklassen angegeben und weitere Parameter belegt werden, um eine sinnvolle Klassifizierung zu erhalten.

- KRad - Fahrzeuge, kürzer als 3 m
- PKW - Fahrzeuge, kürzer als 9 m und länger als 3 m
- LKW - Fahrzeuge, länger als 9 m

Die automatisch ermittelten Zählraten wurden vor der Verwendung händisch von Fehlklassifikationen bereinigt, die mit einsetzender Dunkelheit entstanden. Da dieses Vorgehen Zweifel an der Qualität des Verfahrens aufkommen lässt, sei auf den Vergleich von den Daten einer Autoscope SOLO mit denen einer Induktionsschleife verwiesen, den Brokoph in [2] anstellt. Demnach liegt die Genauigkeit des Zähldetektors<sup>7</sup> bei 90 % und ist durchaus mit der Qualität einer Induktionsschleife vergleichbar. Da in der vorliegenden Arbeit die Fehlklassifikationen beseitigt wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die Messdaten nicht minderwertiger als die aus konventionellen Methoden (Induktionsschleife, IR-Sensoren) sind.

<sup>7</sup>Geschwindigkeitsdetektoren enthalten Zähl-detektoren.

### 3.1.3 Statistische Methoden

Da das Datenmaterial weniger als einen Tag abdeckt, bieten sich wenige Möglichkeiten, Werkzeuge der Statistik, wie z. B. in Abschnitt 2.3 vorgestellt, anzuwenden. In vergleichbaren Arbeiten (z. B. [1]) beschriebene Periodizitäten wie Tages- oder Wochenrhythmen lassen sich überhaupt nicht ableiten. Die Methode der gleitenden Mittelung (*moving averages*) fand Anwendung, um die u. a. in Abschnitt 1.3 und [10] beschriebenen Kurzzeiteinflüsse auf Messwerte von Naturmessungen und daraus entstehende Ausreißer im Datenmaterial zu eliminieren. Mittels verschiedener Fenstergrößen von 6, 12 und 24 eingeschlossenen Messwerten, wurden Abhängigkeiten des Datenmaterials über 30, 60 bzw. 120 min unterstellt und verschiedene Glättungsstufen erzielt. In der vorliegenden Arbeit werden hauptsächlich die üblichen Mittelungen bei Immissionsbetrachtungen über 30 min Verwendung finden.

Aufgrund der großen Heterogenität der Messgrößen ist es zweckmäßig eine Normierung durchzuführen, um so eine Vergleichbarkeit der Daten untereinander zu erhalten. Die vorhandene Analogie der Ansätze ließ die in [1] vorgeschlagene Normierung auf den Maximalwert der jeweiligen Messreihe auch in dieser Arbeit Verwendung finden.

Unter Zuhilfenahme des pearsonschen Korrelationskoeffizienten (Definition siehe [25]) sollen die Verkehrs- und Luftgütedaten paarweise auf lineare<sup>8</sup> Abhängigkeit untersucht werden. Im nachfolgenden Text beziehen sich Aussagen zu Abhängigkeiten von Daten immer auf lineare Abhängigkeit. Mit der Erzeugung pearsonscher Korrelationsfunktionen (Definition siehe [25]) und der Ermittlung des jeweiligen Maximums wird die zeitliche Verschiebung ermittelt, mit der die Schadstoffe dem Verkehr folgen. Dass dies von einigen Schadstoffen zu erwarten ist, findet sich im Abschnitt der Eigenschaften 1.4 erläutert.

Abbildung 3.3 zeigt die Entwicklung des Aufkommens der betrachteten KFZ-Klassen PKW, LKW und Krad während der Messung<sup>9</sup>. Um die in den Ausgangsdaten durchaus sichtbare Abhängigkeit vom Ampelrhythmus zu eliminie-

---

<sup>8</sup>Die Einschränkung auf lineare Abhängigkeit rechtfertigt sich dadurch, dass bei der Anwesenheit von  $n$  KFZ die Emissionen im Vergleich zu denen eines einzelnen KFZ  $n$ -fach verzeichnet werden. Siehe dazu auch [7].

<sup>9</sup>Es handelt sich um diskrete Messwerte. Verbindungen zwischen den einzelnen, jeweils deutlich markierten Messpunkten sollen, vor allem in den später betrachteten normierten Darstellungen, die Orientierung bei der Betrachtung der Graphen erleichtern und sind als Hilfsmittel, nicht aber als Funktionswerte anzusehen.

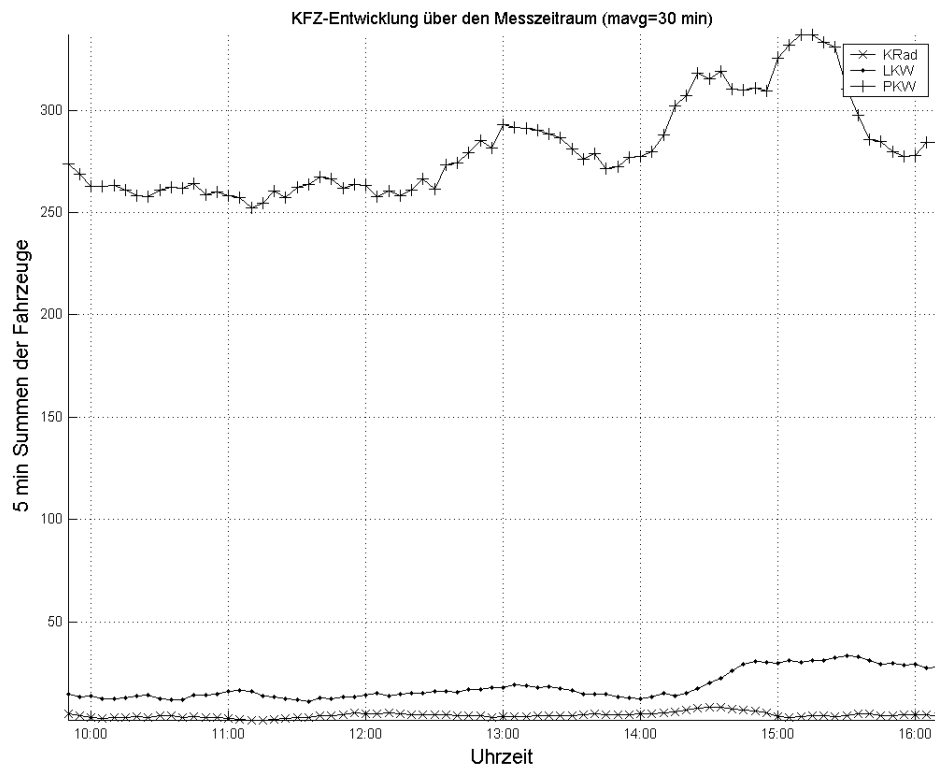


Abb. 3.3: Die Abbildung zeigt die Entwicklung der betrachteten KFZ-Klassen über den Messzeitraum bei einer Fenstergröße von 6 für die gleitende Mittelung.

ren, wurden gleitende Mittelwerte über jeweils 6 Messwerte (resp. 30 min) gebildet. Es ist deutlich zu sehen, dass die PKW den Hauptanteil ausmachen. Der Anteil der LKW liegt etwa bei einem Zehntel des Gesamtverkehrs. Krads wurden noch seltener gezählt, was durch die Jahreszeit begründet sein kann. Der Verlauf über die Messzeit ist jeweils annähernd konstant mit einem signifikanten Anstieg der LKW- und PKW-Anzahl nach 14.00 Uhr, was auf einsetzenden Feierabendverkehr rückführbar sein könnte.

Tabelle 3.1 zeigt die aufgenommenen Klimadaten. Der Wind, morgens im Mittel aus südöstlicher Richtung kommend, drehte zur Tagesmitte nach Südwesten und zum Ende der Messung wieder zurück in südöstliche Richtung. Zum Messbeginn herrscht nach der in Abschnitt 1.3.4 eingeführten Einteilung eine vorwiegend geringe Strömung. Während der Drehung des Windes zur Tagesmitte könnte man für einen unbekanntem Zeitraum (annähernd) senkrechte Strömung unterstellen. Das gilt ebenfalls für die Verhältnisse in der zweiten Tageshälfte, in welcher der Wind zurückdreht. Allerdings werden damit relativ

gleichförmig wechselnde Windrichtungen unterstellt, die den Messungen nicht entnommen werden können.

Zeit	Wind [m/s]			Temp. [°C]
	Vektor [°]	10 min-Avg	10 min-Max	
09:50	159	1.0	1.7	10.2
12:50	246	3.3	5.4	11.4
15:50	179	2.7	3.7	11.6

Tabelle 3.1: Klimadaten vom 04.11.2004. Der Windvektor ist als 3 h-Mittel anzusehen. Die Lufttemperatur entspricht dem Messzeitpunkt (aus [22]).

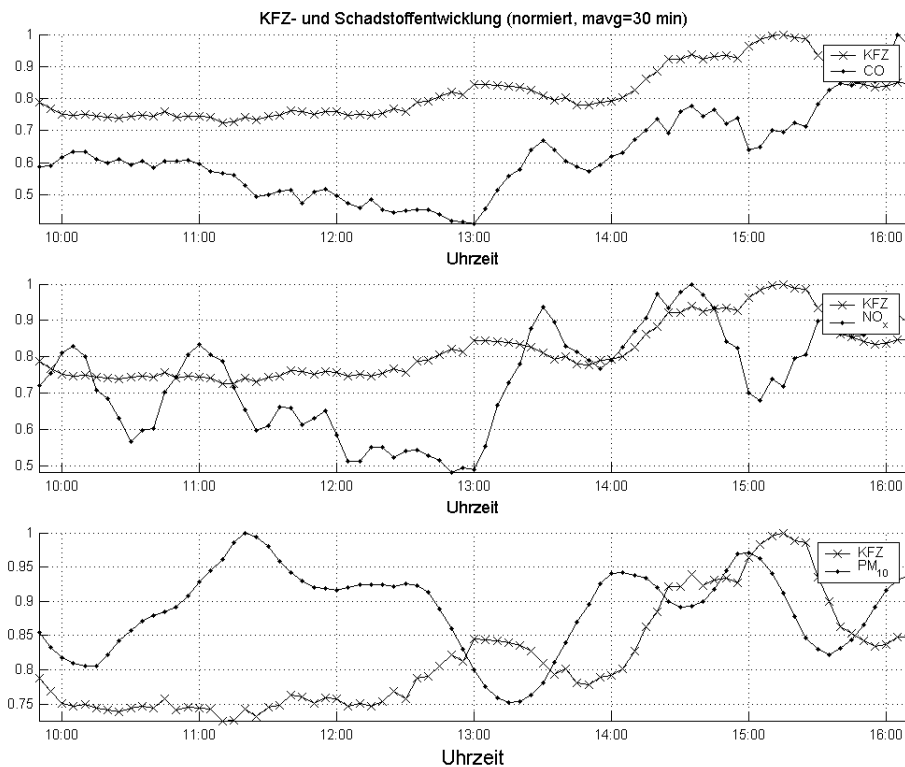


Abb. 3.4: Es sind jeweils die Entwicklung aller KFZ und eines Schadstoffes in ein Diagramm über die Zeit, normiert auf die jeweiligen Maximalwerte abgetragen.

In den normierten, ebenfalls gemittelten Darstellungen in Abbildung 3.4 wurden jeweils die Entwicklung eines Schadstoffes und die Summe aller KFZ über den Messzeitraum abgetragen. Den CO-Graphen kann man zumindest ab der zweiten Tageshälfte (nach 13.00 Uhr) gut in Abhängigkeit vom Verkehr interpretieren, da dieser scheinbar dem Verlauf des KFZ-Graphen folgt. Das lokale

CO-Maximum kurz nach 10.00 Uhr könnte demnach auf den nicht gemessenen, morgendlichen Berufsverkehr zurückzuführen sein. In Anbetracht der in Tabelle 3.1 gelisteten Temperaturen soll hier, wie auch bei den Werten des  $PM_{10}$ , welches sein Maximum in der ersten Hälfte der Messung hat, auf das morgendliche Heizen als weitere Schadstoffquelle hingewiesen werden. In der zweiten Tageshälfte scheint das  $PM_{10}$  den Verkehr vorherzubestimmen. Ein interessantes Muster, dem allerdings keinerlei realer Wirkungszusammenhang entnommen werden sollte (mehr dazu in Abschnitt 4.1). Die  $NO_x$ -Kurve folgt scheinbar gleich der CO-Konzentration dem ab ca. 13.00 Uhr ansteigenden Verkehrsaufkommen.

Das in allen drei Schadstoffkurven vorhandene Minimum im 13.00 Uhr Bereich stützt die oben gestellte Annahme senkrechter Windverhältnisse aus südlicher Richtung während des Schwenken des Windes. Der Abfall der Messwerte zur Tagesmitte, vor allem vom  $NO_x$ , welches seinen Ursprung am Messort zum größten Teil im Verkehr hat, liesse sich durch den Straßenschluchteffekt mit leeseitig positionierter Messstation am leichtesten erklären. Weder PKW noch LKW erfahren um diese Uhrzeit einen signifikanten Abfall; durch Änderung der Windrichtung könnte sich allerdings eine besserer Belüftungssituation der Straße eingestellt haben.

### 3.2 Emissionsmodell zu Immissionsabschätzung

Um die zur Realmessung passenden Emissionsfaktoren aus dem Handbuch [7] zu erhalten, wurden folgende Einstellungen genutzt<sup>10</sup>:

- Emissionen im warmen Betriebszustand, Ausgabe je Fahrzeugkategorie
- Verkehrszusammensetzung: Deutschland, 1994 - 2020
- abgefragtes Jahr: 2005
- Straßenkategorie: innerorts
- Verkehrssituation: innerorts, Lichtschaltanlage 3 (Durchschnittsgeschwindigkeit 23,9 km/h )

Aus den in Abschnitt 1.4 genannten Gründen wurden die Emissionsfaktoren der Komponenten CO,  $NO_x$  und  $PM_{10}$  der Fahrzeugkategorien PKW, LNF, Krad und SNF verwendet. Da in der Messung keinerlei Unterscheidung zwischen

---

<sup>10</sup>Vielen Dank für die Datenbereitstellung und die freundliche Unterstützung an dieser Stelle an das Umweltbundesamt Berlin.

PKW und LNF stattfand, sich die Emissionsfaktoren jedoch erheblich unterscheiden, flossen die Emissionen LNF im beobachteten Verhältnis<sup>11</sup> von 1:5 in die Gruppe der PKW ein. Die letztlich genutzten Emissionsfaktoren sind in Tabelle 3.2 gelistet. Die Berechnung der Emissionen erfolgte auf Basis sehr einfa-

Fahrzeug- kategorie	Komponente [g/km]		
	CO	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>
Krad	9.393	0.080	0.0
PKW	0.887	0.371	0.020
SNF	2.515	8.974	0.319

Tabelle 3.2: Für die Emissionsberechnung verwendete Emissionsfaktoren

cher Annahmen. Es flossen lediglich die Kenntnisse über die Emissionsfaktoren und die Zählraten aus der Straßenmessung in die Rechnung ein. Da keinerlei Wissen über die einwirkende Hintergrundemission vorhanden waren, wurde jegliche Dispersionsberechnung vernachlässigt. Um eine Vergleichbarkeit mit den gemessenen Immissionen zu erreichen, wurden die vorliegenden Emissionsfaktoren nur auf Meterdistanz betrachtet. Die Annahme, dass sich die ausgestoßenen Schadstoffe aller Fahrzeuge im jeweils betrachteten Zeitraum auf nur einen Kubikmeter Luft verteilen ist übermäßig idealisiert und führt, wollte man daraus direkt die Immission ableiten, definitiv zu einer erheblichen Überschätzung der Schadstoffkonzentrationen. Begründung findet dieses Vorgehen im Versuch der Veranschaulichung des enormen Einflusses der Hintergrundemission auf die Immissionswerte an Straßenmessstellen.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Korrelationen aus Messungen

Die Ergebnisse aus den Berechnungen der pearsonschen Korrelationskoeffizienten sind in den Scatterplots der Abbildungen 4.1 bis 4.6 ersichtlich. Es wurde jeweils die lineare Abhängigkeit eines Schadstoffs von den einzelnen Fahrzeugklassen und der Summe aller KFZ untersucht. Die Abbildungen 4.1 bis 4.3 stellen die Abhängigkeiten der normierten Messdaten ohne gleitende Mittelung

<sup>11</sup>Dieses Verhältnis ist eine grobe Schätzung, die in folgenden Untersuchungen durch getrennte Zählung von PKW und LNF eliminiert werden sollte. Für die aktuellen Betrachtungen ist diese Annäherung allerdings völlig ausreichend.

dar, d.h. inklusive aller Kurzzeiteinflüsse wie Ampelschaltungen und Turbulenzen des Windes. Unter diesen Vorzeichen fallen die Ergebnisse erwartet schlecht aus; die äußeren Einflüsse überdecken mögliche Abhängigkeiten. Allenfalls zwischen CO und dem LKW-Aufkommen ( $\rho = 0.43$ ) könnte man versuchen, einen Zusammenhang abzuleiten.

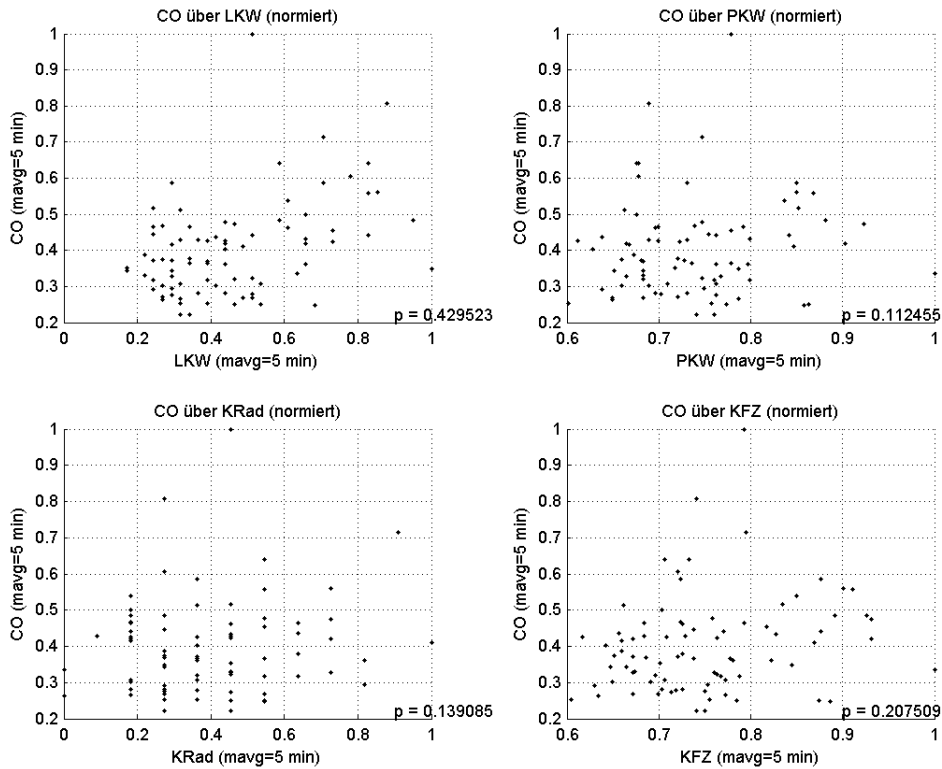


Abb. 4.1: Normiertes Scatterplot von CO über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe. Es wurde keine gleitende Mittelung angewendet. Die eingetragenen pearsonschen Korrelationskoeffizienten deuten eine scheinbare Unabhängigkeit an.

Mit den Abbildungen 4.4 bis 4.6 ändert sich dieser Eindruck in Richtung der Erwartungen, die sich aus Abschnitt 1.4 ergeben. Die Fenstergröße von einer Stunde für die Mittelung eliminierte jegliche kurzzeitig auftretende Einflüsse. Demnach kann durchaus eine Abhängigkeit zwischen der Kohlenstoffmonoxidkonzentration bzw. den  $\text{NO}_x$ -Werten und dem Verkehrsaufkommen verzeichnet werden. Die völlige Unabhängigkeit zwischen  $\text{PM}_{10}$  und Verkehr entspricht ebenfalls den Erwartungen, da nur ein geringer Teil des Feinstaubes seinen Ursprung im Verkehr hat (vgl. Abschnitt 1.4).

Angemerkt sei an dieser Stelle, dass der Bereich, in dem sich die berechneten Korrelationsfaktoren bewegen, eher die Idee einer Abhängigkeit erzeugt,



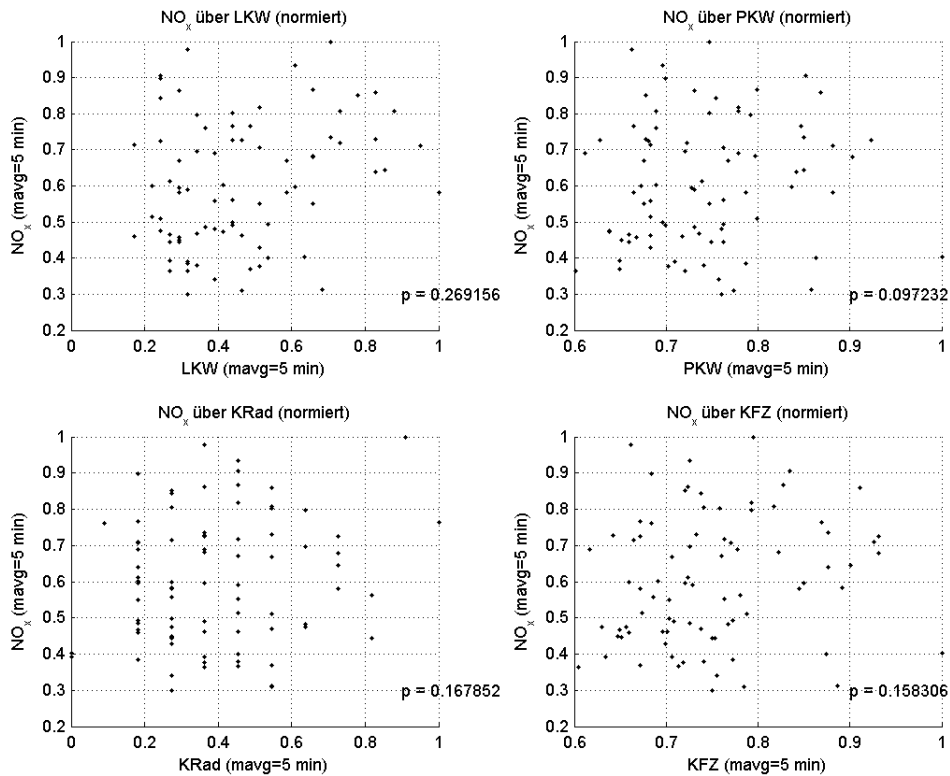


Abb. 4.2: Normiertes Scatterplot von NO<sub>x</sub> über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe, ebenfalls ohne gleitende Mittelung. Auch hier deuten die Korrelationskoeffizienten auf Unabhängigkeit hin.

als diese argumentativ zu untermauern. Soll letzteres erreicht werden, muss Datenmaterial zu Grunde liegen, welches sich von möglicherweise vorhandenen singulären Ereignissen befreien lässt<sup>12</sup>. Die Daten selbst liefern eine sehr gute Begründung für diese Forderung: Wie in Abschnitt 3.1 erwähnt, könnte man aus dem Zeitverlauf von PM<sub>10</sub>- und Verkehrsaufkommen durchaus darauf schließen, dass einer Erhöhung der PM<sub>10</sub>-Konzentration ein erhöhtes Verkehrsaufkommen folgen würde; die Herstellung solch eines kausalen Zusammenhangs entspricht jedoch einem Trugschluss. Seine Begründung findet dies allein darin, dass Schadstoffe keine Fahrzeuge erzeugen, wohl aber andersherum. Andere, weniger offensichtliche Singularitäten können im vorliegenden Material versteckt sein und allein durch die Betrachtung mehrerer, unter ähnlichen Umständen entstandener Datensätze entdeckt und eliminiert werden.

Unter der Annahme des gezeigten Zusammenhangs zwischen Verkehrsauf-

<sup>12</sup>Auch wenn während der Messung keine besonderen Vorkommnisse verzeichnet wurden, können die z.B. außerhalb der Sichtweite nicht ausgeschlossen werden.

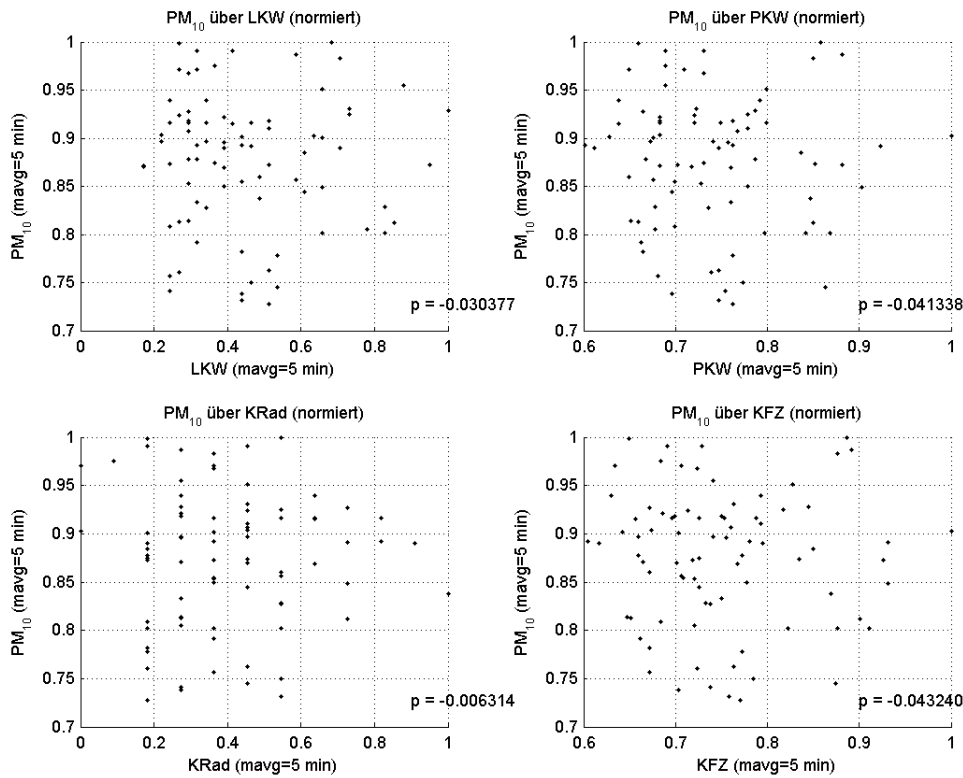


Abb. 4.3: Normiertes Scatterplot von  $PM_{10}$  über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe, ohne gleitende Mittelung. Die Korrelationskoeffizienten sind, verglichen mit den obigen Abbildungen auffällig nah beieinander und befinden sich von den betrachteten Schadstoffen am dichtesten an linearer Unabhängigkeit.

kommen und Schadstoffimmission, der sich für die drei betrachteten Schadstoffe mit den Erwartungen aus Abschnitt 1.4 deckt, wurden pearsonsche Korrelationsfunktionen berechnet, um zeitliche Aspekte zu betrachten. Abbildung 4.7 zeigt links jeweils die Korrelationsfunktionen zwischen den Schadstoffen  $CO$ ,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$  und dem LKW-Aufkommen. Auf der rechten Seite wurde mit der Summe aller gezählten KFZ gerechnet. Da die PKW die größte Klasse darstellen, ergibt sich ihr Einfluss indirekt aus beiden Abbildungen. Die Glättung wurde mit einer Fenstergröße von 30 min vollzogen. Eine Normierung liegt in der Natur der Pearsonkorrelationsfunktion.

Sehr deutlich wird abermals, dass  $PM_{10}$  nicht oder nur in geringer Abhängigkeit vom Straßenverkehr steht. Nach der Abbildung (4.7) geht das Feinstaubaufkommen dem Verkehr mit einem Vorlauf von ca. 220 min voran. Die Verzögerung für  $CO$  bzw.  $NO_x$  liegt für alle KFZ bei 40 bzw. 20 min, wobei das LKW-Aufkommen hier ebenfalls durch die Schadstoffe induziert scheint. Letzteres

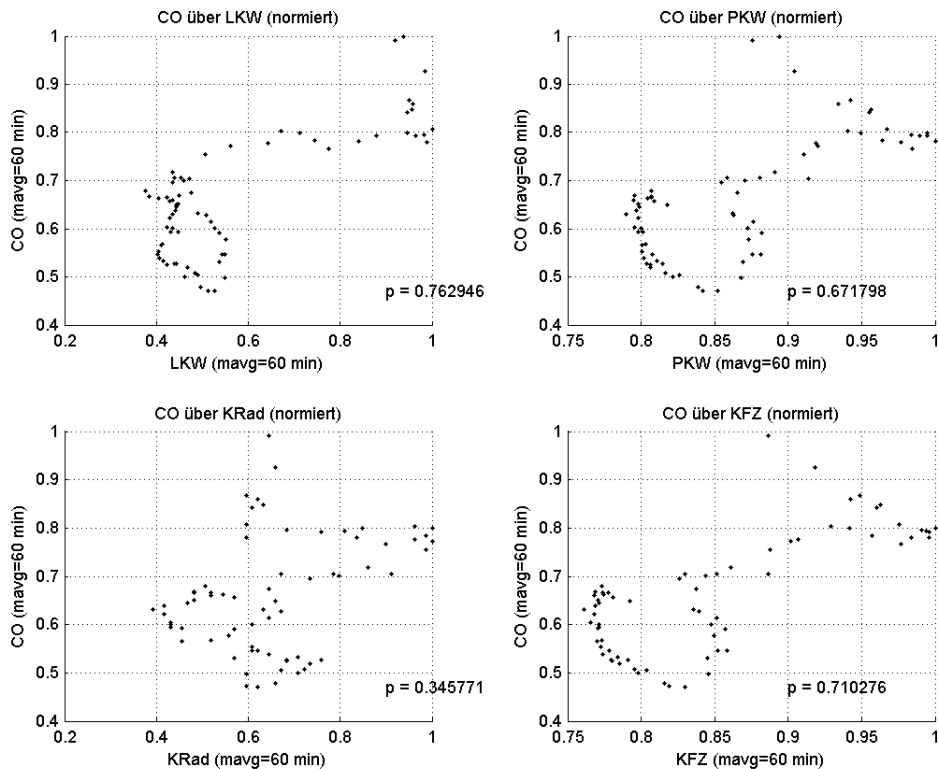


Abb. 4.4: Normiertes Scatterplot von CO über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe bei einstündiger Mittelung. Die pearsonschen Korrelationskoeffizienten bewegen sich für LKW und PKW, und damit auch die Summe der KFZ, viel näher an linearer Abhängigkeit als in den ungemittelten Abbildungen, was deutlich auf den Einfluss kurzfristiger, äußerer Ereignisse hinweist.

lässt sich aber durch das lokale Maximum der PKW bei 13.00 Uhr erklären (siehe Abb. 3.3). Ein den Erwartungen entsprechendes Ergebnis zeigt sich erst ab einer gleitenden Mittelung über zwei Stunden, der Vollständigkeit halber in Abbildung 4.8 dargestellt. Die Verschiebungen entsprechen hier den Erwartungen aus den Eigenschaften des Schadstoffverhaltens und ihrer Ursprünge in der Nähe großer Straßen (siehe Abschnitt 1.4).

Es zeigt sich ebenfalls, dass die genutzten Verfahren angewendet auf Messreihen mit ungesicherter statistischer Signifikanz in der Art keine verwertbaren Ergebnisse liefern.

## 4.2 Vergleich von Immissionen und berechneten Emissionen

In Abschnitt 3.2 wurden die Probleme des Berechnungsansatzes bereits diskutiert. Trägt man die berechneten Emissionen gemeinsam mit den gemessenen

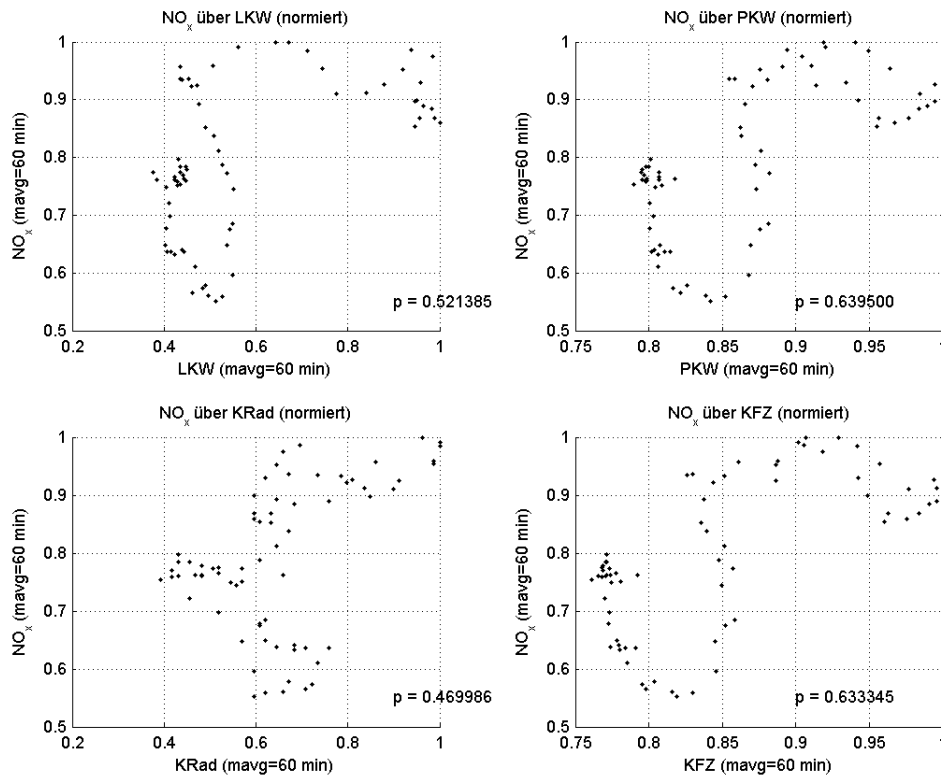


Abb. 4.5: Normiertes Scatterplot von  $\text{NO}_x$  über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe bei einstündiger Mittelung. Die pearsonschen Korrelationskoeffizienten sind deutlich erhöht, verglichen mit den ungemittelten Werten. Sie bewegen sich aber immernoch in einem Bereich, der Abhängigkeiten nicht sicher nachweist. Eine Vergrößerung des Mittelungsfensters verbessert diese Situation, was auf einen großen Einfluss der Umwelt auf die  $\text{NO}_x$  Emissionen hindeutet, da diese größtenteils vom Verkehr erzeugt werden (siehe 1.4).

Immissionen über die Zeit ab, sind die Unterschiede im Wertebereich derart groß, dass kein sinnvoller Vergleich der Kurvenverläufe möglich ist. Durch Normierung auf die jeweiligen Maximalwerte, entstehen die in Abbildung 4.9 dargestellten Verläufe über die Zeit. Alle drei Schadstoffe haben eine charakteristisch gegenläufige Tendenz um die Mittagszeit: steigen die berechneten Werte an, ist bei den Immissionen ein Abfall zu verzeichnen. Diese Beobachtung könnte ebenfalls die leeseitige Ansammlung von Schadstoffen aufgrund senkrechter Windverhältnisse in der Straßenschlucht während der ersten und zweiten Tageshälfte stützen. Das Maximum der Immissionen am Vormittag gegen 11.00 Uhr wäre danach dem Wechsel der Windrichtung von Südost nach Südwest zwischen 09.50 Uhr und 12.50 Uhr (vgl. Tab. 3.1) anzulasten. Durch diesen Richtungswechsel können Verhältnisse einer senkrechten Strömung in der Straßenschlucht entstanden sein, die -da aus Süden kommend- eine Ansammlung der Schadstoffe

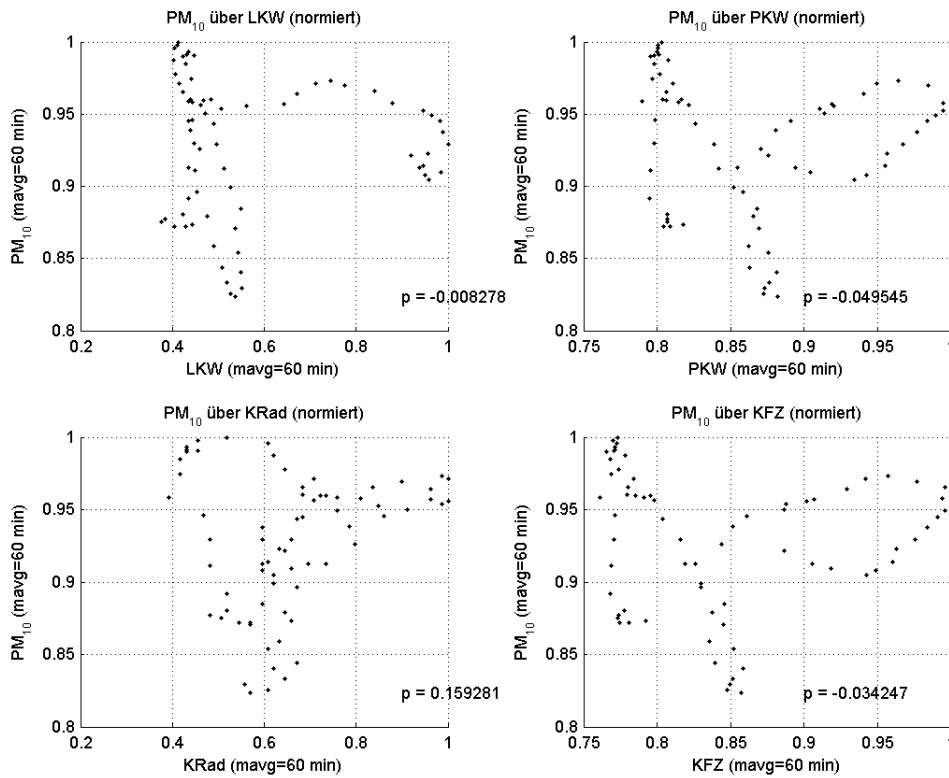


Abb. 4.6: Normiertes Scatterplot von PM<sub>10</sub> über den jeweiligen KFZ-Klassen bzw. deren Summe bei einstündiger Mittelung. Die Mittelung hat kaum Auswirkungen auf die Korrelationskoeffizienten, die sich immernoch recht nah um  $p = 0$  bewegen, was Unabhängigkeit der betrachteten Faktoren nahelegt. Die Beobachtung zeugt vom geringen Beitrag verkehrlicher Emissionen am Gesamteinstaubaufkommen, was die Aussagen in Abschnitt 1.4 bestätigt.

auf der Straßenseite der Luftgütemessstation zur Folge hätten. Gleiches gilt für den Windrichtungswechsel am Nachmittag. Um die Mittagszeit könnten demnach parallele Strömungen für Ventilation der Straßenschlucht gesorgt haben und trotz des Anstiegs der KFZ-Zahlen zwischen 12.30 Uhr und 13:00 Uhr eine Verringerung der Schadstoffkonzentration folgen lassen. Eine wirkliche Evidenz der angenommenen Verhältnisse kann diese Abbildung allein allerdings nicht liefern. Eine verbesserte Datenlage würde die Prüfung der Annahme ermöglichen.

Als interessant sei noch die Verzögerung des Immissionsminimums beim PM<sub>10</sub> herausgestellt. Erreichen CO und NO<sub>x</sub> ihre Minima um 13.00 Uhr, tritt dieser Status für partikuläres Material erst ca. 20 min später ein. Eine Begründung könnte in den vorherrschenden geringen Windgeschwindigkeiten zu sehen sein (s. Tab. 3.1). Da sich PM<sub>10</sub> bei der Transmission aber gasförmig

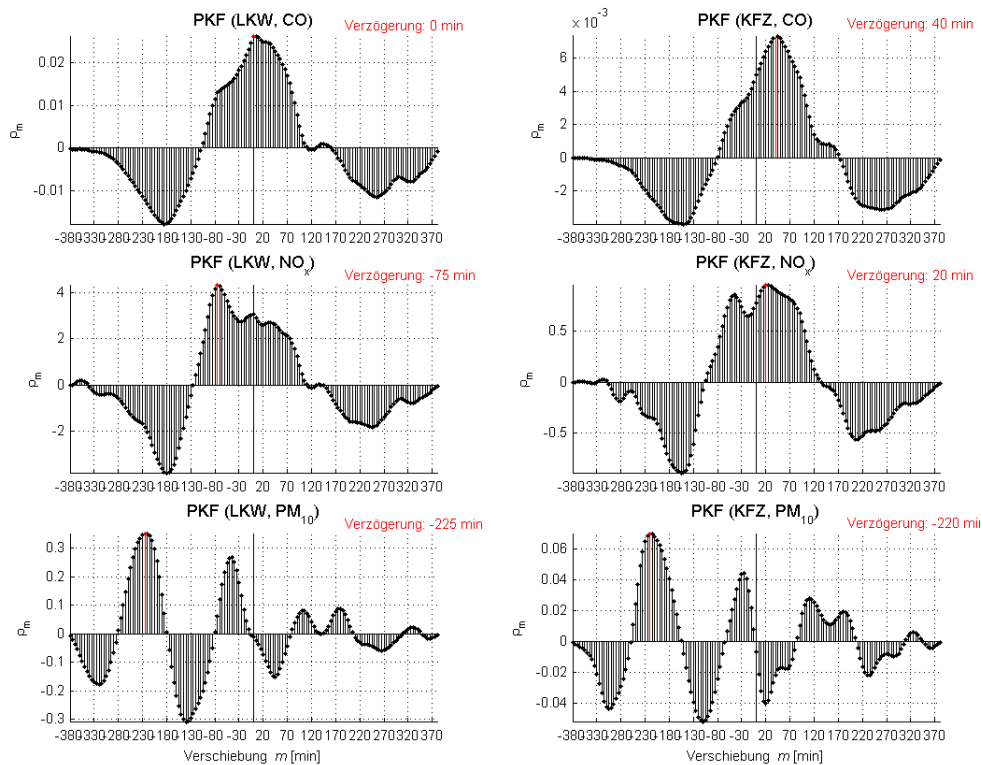


Abb. 4.7: Pearsonkorrelationsfunktionen von LKW bzw. der Summe der KFZ und den Schadstoffen, Mittelung über 30 min. Die Verschiebungen zeigen die zeitlichen Abhängigkeiten der Signale und untermauern die Problematik der verwendeten Messdaten.

verhalten soll [20], wäre dies allein keine ausreichende Begründung. Nach Betrachtung des ungemittelten Ausgangsmaterials (s. Abb. 4.10) könnte eventuell die Anwendung der gleitenden Mittelung für die Beobachtung verantwortlich gemacht werden. Trotz der großen Schwankungen bei  $\text{NO}_x$  und CO im betreffenden Bereich, deutet sich die in Abbildung 4.10 beobachtete Verzögerung schon an. Eine nähere Betrachtung des Dispersionsverhaltens von  $\text{PM}_{10}$  könnte eine Erklärung liefern.

Einzeln betrachtet gehen die Emissionen kaum mit den Immissionen einher. Einzig die berechnete CO-Emission scheint den Tagesverlauf der Immission bis auf die fehlende Depression um die Mittagszeit annähernd nachzubilden. Für  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  ist ein größtenteils gegenläufiges Verhalten über den Messzeitraum zu beobachten. Begründung findet dies für  $\text{PM}_{10}$  durch den im Abschnitt 1.4 erwähnten geringen Anteil des Verkehrs an der Gesamtimmission und den daraus folgenden großen Einfluss der Hintergrundemission. Die Unterschiede in  $\text{NO}_x$  Emission und Immission könnten durch den schnellen Zerfall von

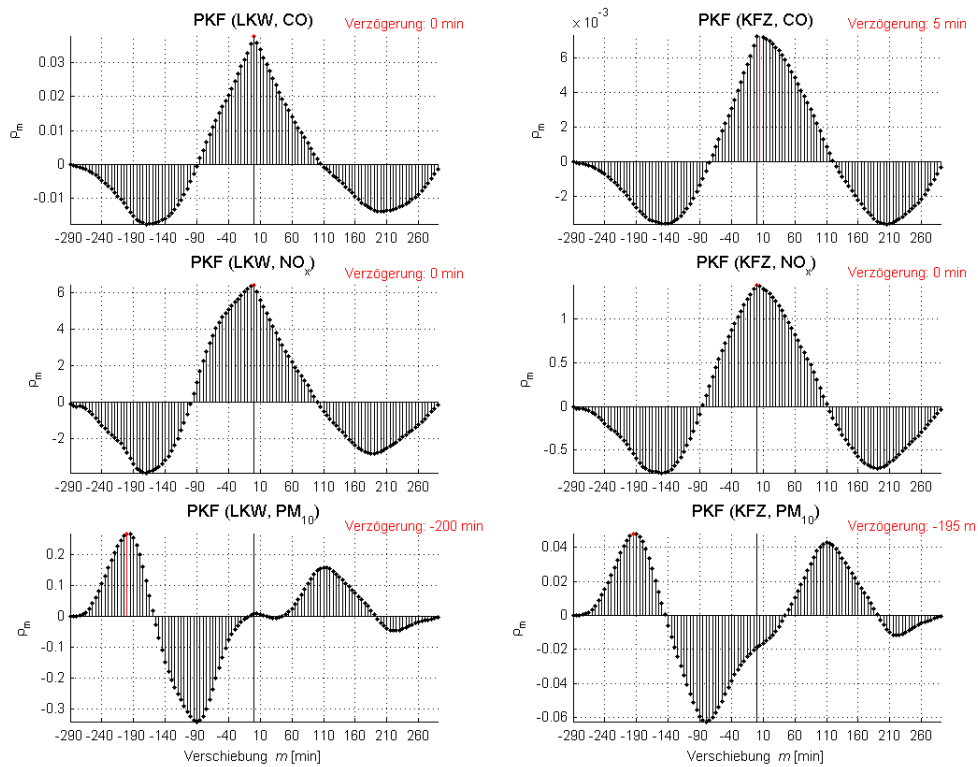


Abb. 4.8: Pearsonkorrelationsfunktionen von LKW bzw. der Summe der KFZ und den Schadstoffen, Mittelung über 120 min. Mit größerem Mittelungfenster werden die Verschiebungen in den Bereich der aus Abschnitt 1.4 ableitbaren Erwartungen gerückt (vgl. Abb. 4.7). Wieder wird der geringe Einfluss vom Verkehr auf die  $PM_{10}$ -Konzentration deutlich. Auch zeitlich bewegen sich die ermittelten Verschiebungen in einem Bereich, der bei Ausbreitung von Gasen erwartet wird.

$NO_2$  unter Lichteinwirkung bzw. der Reaktion von  $NO$  mit  $O_3$  erklärt werden (s. Abschnitt 1.4).

## 5 Schlussfolgerungen

In Kapitel 4 wurde sehr deutlich, dass die Immissionsschätzung entlang einer Straße mit Verkehrszählenden allein nicht möglich ist. Der Einfluss städtischer Hintergrundemissionen und lokaler Windeffekte muss unbedingt in die Berechnungen einfließen, da anderenfalls enorme Fehlschätzungen folgen (siehe Abschnitt 4.2). Die Verkehrssituation kann nicht auf die Schadstoffkonzentration verallgemeinert werden. Vielmehr muss der Anteil, den der Verkehr am Ursprung einzelner Stoffe trägt in die Betrachtungen einbezogen werden. Im Folgenden sollen zwei Ansätze für eine Annäherung an die Lösung des Problems der

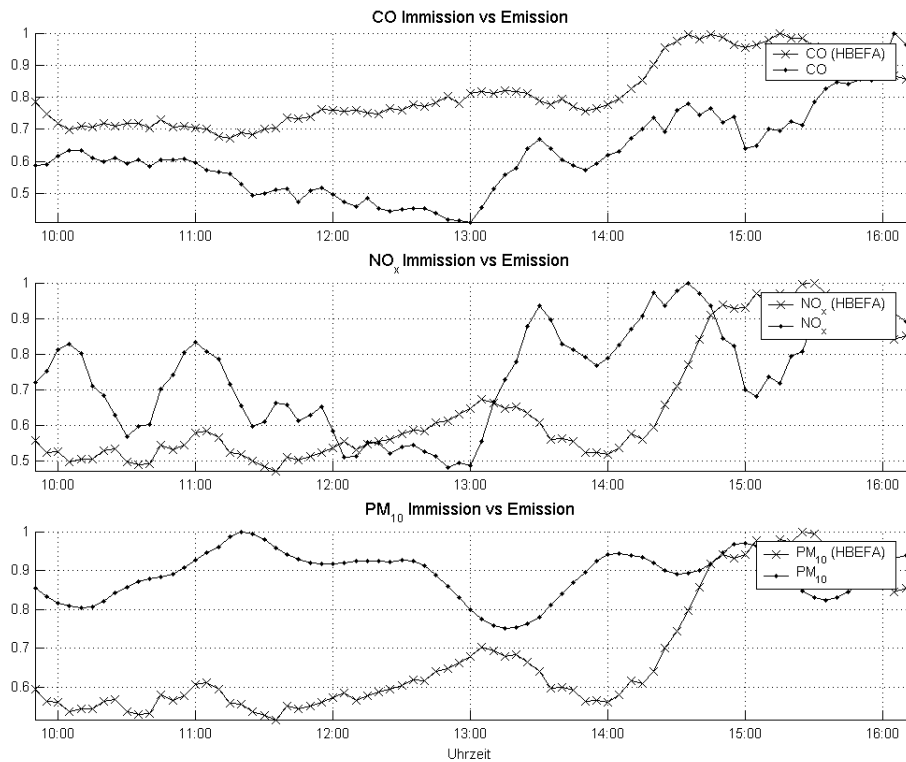


Abb. 4.9: Immissionen und berechnete Emissionen über die Zeit und normiert, gemittelt über 30 min. Die gegenläufigen Kurvenverläufe ließen sich durch Straßenschluchteffekte erklären, die bei den gemessenen Immissionen zu höherer Konzentration in der Mitte der ersten und zweiten Tageshälfte führen, aber eine Ventilation der Straßenschlucht um die Mittagszeit zur Folge haben. Interessant und nicht geklärt ist die zeitliche Verzögerung des PM<sub>10</sub> Mittagsminimums.

videobasierten Ableitung von Immissionen in Straßenschluchten gezeigt werden.

Beiden Verfahrensweisen sind im Voraus folgende Verbesserungen des Ausgangsmaterials anzuraten:

- Zählung der Fahrzeugkategorien nach HBEFA-Kriterien, um die Anwendung der Emissionsfaktoren zu verbessern
- Klimadaten, vor allem Windgeschwindigkeit und -richtung, sollten in mindestens halbstündiger Auflösung vorliegen.

## 5.1 Ableitung von Ortskonstanten mittels Langzeitanalysen

Der erste Ansatz würde auf die Verwendung der im Abschnitt 2.3 vorgestellten Screening-Verfahren zurückgreifen. Mittels der Untersuchung langer Datenserien, die im Optimalfall mehrere Jahre abdecken, um auch saisonale Schwan-



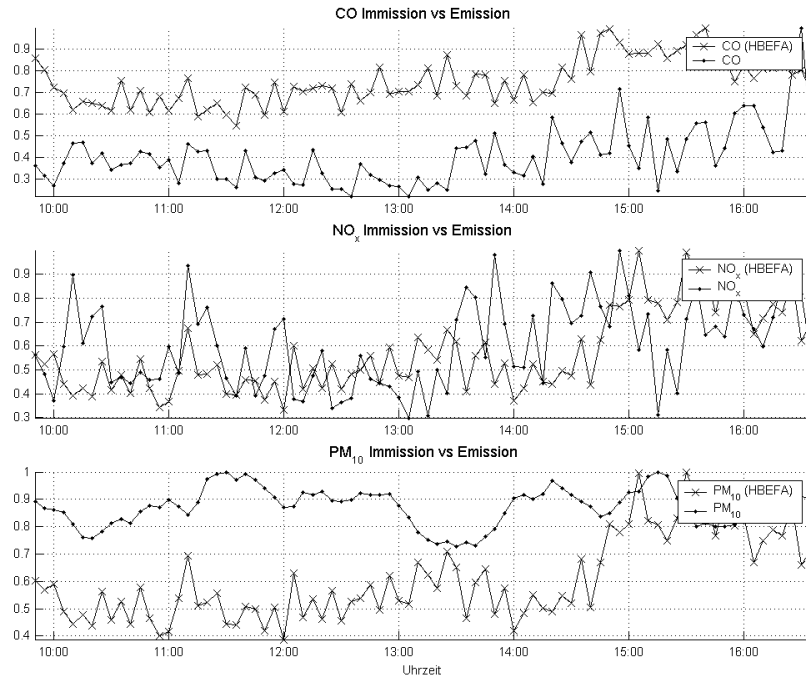


Abb. 4.10: Immissionen und berechnete Emissionen über die Zeit und normiert, keine Mittelung. Die Verschiebung des PM<sub>10</sub> Minimums wird hier schon deutlich und scheint somit nicht durch die Verwendung der *moving averages* erzeugt; evtl. aber verstärkt.

kungen einzubeziehen, wäre die Ableitung von schadstoff- und zeitbezogenen Konstanten denkbar. Diese könnten dann, verrechnet mit Daten des HBEFA und der Verkehrszählung, eine Schätzung der Immission aus der Beobachtung der realen Verhältnisse liefern. Sind die Tagesverläufe des Verkehrs ausreichend analysiert ist eine Vorhersage der Konzentrationen denkbar. Der Vorteil solch einer Methode, deren Anwendbarkeit durch einen Datenvergleich mit berechnungsbegleitenden Immissionsmessungen zu untersuchen wäre, bestünde darin, einzig Zähldaten als Eingangswerte stellen zu müssen. Dennoch sollte über den Einzug weiterer, z. B. mittels Bildanalyse extrahierbarer Umwelteinflüsse in die Rechnung nachgedacht werden, um größere Genauigkeiten der Schätzungen zu erzielen.

Als Nachteilig ist das zu bearbeitende Datenvolumen zu erwähnen, welches für viele Einsatzorte nicht in nötiger Präzision vorliegt oder schlicht fehlt. Auch die enorme Ortsgebundenheit sei genannt; eine Übertragbarkeit abgeleiteter Konstanten ist aufgrund der in den Daten verankerten Verhältnisse am Mes-

sort (Bebauung usw.) schwerlich zu erwarten. Der Nutzen dieses Ansatzes wird weiterhin durch die Modelle für regionale Dispersionsprädiktion von Schadstoffen und die zu erwartende Qualität erzielter Ergebnisse in Frage gestellt (z.B. CARLOS in [23]). Mögliche Vorzüge gegenüber diesen bedürfen genauerer Untersuchung.

## **5.2 Implementation eines reaktiven Modells**

Das im Abschnitt 2.4 erläuterte Modell zur mikroskaligen Immissionsberechnung könnte eine Basis für genauere Schätzungen darstellen. Die verwendeten Polynome zur Emissionsbestimmung verschiedener Fahrzeugklassen sollten durch ein HBEFA-Modul ersetzt werden, was eine größere Genauigkeit folgen ließe. Ebenfalls wäre eine Erweiterung des Modells in die dritte Dimension denkbar, was allerdings eine erhebliche Komplexitätssteigerung und damit größeren Rechenaufwand erwarten läßt. Vorhersagen könnten durch die Rückkopplung des Systems präzisiert werden.

Die Präzision der vom Modell berechneten Hintergrundemissionen sollte durch den Vergleich mit realen Messdaten überprüft werden. Der Vorteil eines solchen Modells bestünde in einer rezeptorunabhängigen Immissionskonzentration im betrachteten Bereich. Vor allem kurzzeitige Schwankungen können durch Rücksichtnahme auf Straßenschluchtcharakteristika, Fahrzeugturbulenzen und solare Strahlungseinflüsse besser abgebildet werden, was diesem Ansatz gegenüber der Ableitung von Ortskonstanten (siehe Abschnitt 5.1) den Vorzug geben sollte. Unterstützt wird dieser Ansatz außerdem durch die eingangs erwähnte Problematik der schädlichen Wirkung kurzzeitig hoher Konzentrationen einiger Schadstoffe auf die menschliche Gesundheit, da Immissionsverteilungen über das gesamte Canyonprofil berechnet werden.

## Literatur

- [1] Anke, K., Sähn, E., Klingner, M. – *Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen*, Fraunhofer Institut Verkehrs- und Infrastruktursysteme, 2002
- [2] Brokoph, V. – *Verkehrsdatenerfassung mit einem Videoverkehrsmesssystem*, Diplomarbeit, FH Braunschweig/Wolfenbüttel, FB Transport- und Verkehrswesen, 10/2002
- [3] Colberg, C.A., Tona, B., Stahel, W.A., Meier, M., Staehelin, J. – *Comparison of a road traffic emission model (HBEFA) with emissions derived from measurements in the Gubrist road tunnel, Switzerland*, Atmospheric Environment Article in Press, 2005
- [4] Der Rat der Europäischen Union – *Richtlinie 96/62/EG DES RATES über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität vom 27.09.1996*, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. 296, S.55–66, 1996
- [5] Der Rat der Europäischen Union – *Richtlinie 1999/30/EG DES RATES über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22.04.1999*, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L163/41–60, 1999
- [6] Hausberger, S. – *Emissionsproblematik von Straßenfahrzeugen*, Technische Universität Graz Erzherzog-Johann-Universität, Skriptum zur LV.: 313170, SS 2003
- [7] HBEFA – *Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA)*, Version 2.1, Umweltbundesamt Berlin, *Softwareveröffentlichung auf CD-ROM*, Infrac AG Bern, 2004
- [8] Karim, M., Matsui H. – *A mathematical model of wind flow, vehicle wake and pollutant concentration in urban road microenvironments. Part I: model description*, Transportation Research D 3, No. 2, S. 81-92, 1998
- [9] Karim, M., Matsui H., Guensler, R. – *A mathematical model of wind flow, vehicle wake and pollutant concentration in urban road microenvironments. Part II: model results*, Transportation Research D 3, No. 3, S. 171-191, 1998
- [10] Schatzmann, M.; Liedtke, J.; Leitl, B. – *Ausbreitung von KFZ-Abgasen in Straßenschluchten*, Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), Zwischenbericht 03/1999
- [11] Schmidt, M., Knörr W., Patyk A., Höpfner U. – *Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen*, Umweltinformatik 98: Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft, S. 280–293, 1999
- [12] Stampfli, N., Bregy C., Hüni G., Leimgruber C., Maffioli I., Rölli M. – *Schwerwiegende Luftverschmutzungsprobleme in heutigen Grossstädten*, ETH Zürich, 2004
- [13] Senatsverwaltung für Bauen, Wohnen und Verkehr (Hrsg.) – *Karte von Berlin (1:5000)*, 1996
- [14] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Luftgütemessdaten Jahresbericht 2001*, Berlin, 2002
- [15] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Die Luftqualität in Berlin im Jahr 2001*, Berlin, 2001
- [16] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Luftreinhalte- und Aktionsplan für Berlin 2005 - 2010*, Berlin, 2005

- [17] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Stickoxide – Emissionen und Immissionen*, Berliner Umweltatlas 03.03, 1997
- [18] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Stäube – Emissionen und Immissionen*, Berliner Umweltatlas, 03.04, 1997
- [19] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.) – *Verkehrsmengen*, Berliner Umweltatlas 07.01, 2001
- [20] Vardoulakis, S., Fisher, B.E.A., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N. – *Modelling air quality in street canyons: a review*, Atmospheric Environment 37, S. 155–182, 2003
- [21] van Dingenen, R., Raes, F., Putaud, J.P., Baltensperger, U., Charron, C., Facchini, M.C., Decesari, S., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Hüglin, C., Jones, A.M., Laj, P., Lorbeer, G., Maenhaut, W., Palmgren, F., Querol, X., Rodriguez, S., Schneider, J., Brink, H., Tunved, P., Tørseth, K., Wehner, B., Weingartner, E., Wiedensohler, A., Wählin, P. – *A European aerosol phenomenology 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe*, Atmospheric Environment 38, S. 2561–2577, 2004
- [22] Verein Berliner Wetterkarte (Hrsg.) – *Berliner Wetterkarte*, 04.11.2005 und 05.11.2004

### **Ergänzende Literatur**

- [23] Brücher, W., Kessler, C., Kerschgens M.J., Ebel, A. – *Simulation of traffic-induced air pollution on regional to local scales*, Atmospheric Environment 34, S. 4675-4681, 2000
- [24] Kessler, C., Brücher, W., Memmesheimer, M., Kerschgens M., Ebel, A. – *Simulation of air pollution with nested models in North Rhine-Westphalia*, Atmospheric Environment 35 Supplement No. 1, S. S3-S12, 2001
- [25] Meffert, B., Hochmuth, O. – *Werkzeuge der Signalverarbeitung*, Pearson Studium, München, 2004
- [26] Weischet, W. – *Einführung in die allgemeine Klimatologie*, Borntraeger, Stuttgart, 2002

## A Inhalt der CD

+D-- bibliography	verwendete Literatur als PDF, soweit vorliegend
D-- images	in der Arbeit verwendete Abbildungen als PNG/JPG
D-- plots	in der Arbeit verwendete Matlab-Plots
D-- matlab	die Matlabskripten, die der Arbeit zu Grunde liegen
D-- data	das benutzte Datenmaterial
F-- arbeit.pdf	die Studienarbeit selbst

## B Beschreibung der Matlab-Quellen

Skriptname	Beschreibung
hbefa_real_vergleich.m	Es wird die HBEFA basierte Zeitreihe von Schadstoffemissionen berechnet und dann gemeinsam mit der Immission über die Zeit abgetragen.
korrelation.m	Gibt die KFZ-Entwicklung über den Messzeitraum aus. Des Weiteren wird die Ausgabe der Entwicklung von KFZ und jeweils eines Schadstoffs über die Zeit angestoßen. Danach werden die Pearsonsche Korrelationskoeffizienten berechnet und ausgegeben. Zum Schluss werden die Pearsonkorrelationsfunktionen bestimmt und ebenfalls ausgegeben.

Tabelle B.1: Beschreibung der Matlabskripten, die der Arbeit zu Grunde liegen.

Funktionsname	Datei	Beschreibung
<code>moving_average( data, interval )</code>	<code>moving_average.m</code>	Durchläuft <code>data</code> in <code>interval</code> -großen Schritten und bildet das arithmetische Mittel aus <code>interval</code> vielen Feldern von <code>data</code>
<code>pearson( x, y )</code>	<code>pearson.m</code>	Berechnet Pearsonschen Korrelationskoeffizienten nach [25].
<code>pearson_corr( f, h )</code>	<code>pearson_corr.m</code>	Berechnet Pearsonsche Korrelationsfunktion, wobei <code>f</code> und <code>h</code> nach [25] bezeichnet sind.
<code>plot_overtime( time, messung1, messung2, name_m1, name_m2, normieren )</code>	<code>plot_overtime.m</code>	Trägt <code>messung1</code> namens <code>name_m1</code> und <code>messung2</code> namens <code>name_m2</code> über <code>time</code> ab. Das geschieht normiert auf das jeweilige Maximum, wenn <code>normieren</code> auf <code>true</code> gesetzt ist.

Funktionsname	Datei	Beschreibung
<code>plotkorr_func( korr_func, name_typ, name_f, name_h )</code>	<code>plotkorr_func.m</code>	Zeichnet <code>plotkorr_func</code> , markiert deren Maximum und gibt berechnet eine Verzögerung (5 min Basis). <code>name_typ</code> kann im Titel des Plot als Name für die verwendete Korrelation angegeben werden; <code>name_f</code> und <code>name_h</code> sollten den Namen, der in <code>pearson_corr(f,h)</code> verrechneten Datenreihen entsprechen.
<code>plotpearson( stoff, typ, stoff_messung, kfz_messung, pearson, normiert )</code>	<code>plotpearson.m</code>	Trägt <code>stoff_messung</code> über <code>kfz_messung</code> ab. <code>stoff</code> und <code>typ</code> sollten die KFZ- bzw. Schadstoffklasse bezeichnen. Ist <code>normiert</code> auf <code>true</code> gesetzt, werden die übergebenen Daten vor der Ausgabe auf ihr jeweiliges Maximum normiert.

Tabelle B.2: Beschreibung der einzelnen Funktionen, die in den Matlabskripten genutzt werden.