

**Forschungsbericht FZKA-BWPLUS**

**AUSBREITUNG VON KFZ-ABGASEN  
IN STRAßENSCHLUCHTEN**

**von**

**M. Schatzmann, B. Leitl, J. Liedtke  
Meteorologisches Institut  
Zentrum für Meeres- und Klimaforschung  
Universität Hamburg**

**Die Arbeiten des Projektes Europäisches Forschungszentrum für  
Maßnahmen zur Luftreinhaltung wurden mit Mitteln  
des Landes Baden-Württemberg gefördert**

**Förderkennzeichen: PEF 2 96001**

**Juli 1999**

### **Danksagung**

Die Autoren danken für die finanzielle Förderung ihrer Arbeit durch das ,Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung des Forschungszentrums Karlsruhe. In fachlicher Hinsicht sind wir Dipl.-Ing. Matthias Ketzler, NERI, Roskilde, Dänemark, Dipl.-Met. W.J. Müller, NLÖ, Hannover und Dr. G. Schädler, Ing. Büro Dr. A. Lohmeyer, Karlsruhe, für die Bereitstellung von Daten und viele hilfreiche Erläuterungen dankbar. Vom Deutschen Wetterdienst wurden uns freundlicherweise Daten von der Station Hannover-Langenhagen für das Jahr 1994 zur Verfügung gestellt.

# **Inhaltsverzeichnis**

|                                                                                                           |           |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Zusammenfassung</b>                                                                                    | <b>4</b>  |
| <b>1. Einleitung</b>                                                                                      | <b>5</b>  |
| <b>2. Problemstellung</b>                                                                                 | <b>5</b>  |
| <b>3. Lösungsweg</b>                                                                                      | <b>7</b>  |
| <b>4. Beschreibung der Naturmeßstelle</b>                                                                 | <b>8</b>  |
| <b>5. Versuchsdurchführung</b>                                                                            | <b>10</b> |
| <b>6. Ergebnisse</b>                                                                                      | <b>12</b> |
| <b>6.1 Vergleich von Meßergebnissen aus der Natur und<br/>        aus dem Windkanal</b>                   | <b>13</b> |
| <b>6.2 Ausbreitungsverhältnisse bei idealisierter Gebäudegeometrie</b>                                    | <b>15</b> |
| <b>6.3 Statistische Betrachtungen</b>                                                                     | <b>19</b> |
| <b>6.4 Einfluß der fahrzeuginduzierten Turbulenz auf die<br/>        Ausbreitung in Straßenschluchten</b> | <b>22</b> |
| <b>7. Literatur</b>                                                                                       | <b>25</b> |
| <b>Anhang A: Versuchsaufbau</b>                                                                           | <b>27</b> |
| <b>Anhang B: Vorversuche</b>                                                                              | <b>38</b> |
| <b>Anhang C: Angaben zu den Naturdaten</b>                                                                | <b>53</b> |
| <b>Anhang D: Statistische Betrachtungen</b>                                                               | <b>67</b> |

## **Ausbreitung von Kfz-Abgasen in Straßenschluchten**

M. Schatzmann, B. Leidl, J. Liedtke, Meteorologisches Institut, Universität Hamburg, Bundesstraße 55, D-20146 Hamburg

### **Zusammenfassung**

Die Validierung numerischer Modelle erfolgt üblicherweise durch Vergleich mit Daten aus Natur- oder Labormessungen. Wie jedoch im Bericht dargestellt wird, weisen Meßdaten und Rechenergebnisse grundsätzliche Unterschiede auf, die einen solchen Vergleich erschweren.

Um diese Probleme deutlich zu machen, wurde eine systematisch aufgebaute Windkanalstudie durchgeführt. Am Beispiel der Ergebnisse von der Straßenmeßstelle ‘Göttinger Straße’ in Hannover werden die in den Datensätzen und Rechenergebnissen enthaltenen Unterschiede erläutert und quantifiziert. Dieser Naturdatensatz gilt als der gegenwärtig beste und vollständigste seiner Art. Er wurde bereits häufig zu Validierungszwecken herangezogen.

Im Bericht werden Ergebnisse (1) von den Naturmessungen, (2) aus zwei physikalischen Modellversuchen, in denen die Natursituation entweder detailliert oder geometrisch stark vereinfacht nachgebildet wurde, und (3) von einem häufig verwendeten numerischen Modell vorgestellt. Die gefundenen Unterschiede werden diskutiert und derzeit noch bestehende Wissenslücken aufgezeigt.

## **Dispersion of vehicle emissions in street canyons**

M. Schatzmann, B. Leidl, J. Liedtke, Meteorological Institute, University of Hamburg, Bundesstrasse 55, D-20146 Hamburg

### **Summary**

Validating conventional grid models means to intercompare their results with field or laboratory data. However, as is elucidated in the report, field data, laboratory data and numerical model results contain some fundamental differences. To simply relate experimental data and model results to each other comes, therefore, often close to the proverbial comparison of apples with oranges.

A systematic wind tunnel study was carried out within which these differences were investigated and quantified. This was done at the example of the ‘Goettinger Strasse’-field data set from Hanover, Germany. This data set is presently regarded as the most complete and reliable of its kind. It is frequently used for the validation of obstacle resolving models which are applied to predict pollutant dispersion in urban or industrial environments.

In the report results are presented from (1) the field site, (2) two corresponding physical models containing either all or only the most important geometrical details, and (3) a numerical model widely used for urban dispersion predictions. The differences observed are discussed and gaps in present knowledge are indicated.

## 1. Einleitung

Gefördert vom Forschungszentrum Karlsruhe (PEF) wurde im Meteorologischen Institut der Universität Hamburg die Ausbreitung von Autoabgasen in Staßenschluchten untersucht. Konkret ging es um die Nachbildung und Analyse eines Naturdatensatzes im maßstäblich verkleinerten Modell in einem Grenzschicht-Windkanal.

Ausgewählt wurde der Naturdatensatz von der Niedersächsischen Landesanstalt für Ökologie (NLÖ, 1994, 1995), der in der Göttinger Straße in Hannover aufgenommen wurde. Für diesen Datensatz liegen neben zeitlich aufgeschlüsselten Konzentrationswerten von der Straßenmeßstelle Informationen zur dazugehörigen Emission, zur Meteorologie, zur Bebauungsstruktur und zur Vorbelastung vor. Er gehört zu den besten derzeit verfügbaren Datensätzen und wurde bereits wiederholt zur Validierung mikroskaliger mathematischer Modelle verwendet.

## 2. Problemstellung

Anlaß für das Projekt war die Tatsache, daß Datensätze aus der Natur, aus dem Labor und aus numerischen Simulationen systematische Unterschiede aufweisen, die den Vergleich von Rechen- und Meßwerten fragwürdig erscheinen lassen. Diese Unterschiede lassen sich wie folgt skizzieren (Schatzmann et al., 1997):

### Naturmessungen

Mißt man Konzentrationen zeitlich hoch aufgelöst in der Natur, so erhält man typischerweise ein intermittierendes Signal, d.h. in der Zeitreihe  $c = f(t)$  wechseln Phasen mit und ohne Befund einander ab (betrachtet wird hier nur die Zusatzbelastung).

Dies wird in Abb. 2.1 oben am Beispiel einer Flächenquelle dargestellt, die sich in einer Straßenschlucht befinden möge. Es ist anzunehmen, daß die Intermittenz des Signals um so stärker ist, je turbulenter die Strömung in der Schlucht und je ausgeprägter die Windrichtungsfluktuationen sind. Ferner dürften die Abmessungen der Quelle relativ zu den Abmessungen der Straßenschlucht und die Entfernung zwischen Quelle und Rezeptor eine Rolle spielen (denn hat sich die Konzentration gleichmäßig über den ganzen Querschnitt verteilt, wird es kaum noch Intermittenz geben).

Ist das Meßsignal so intermittent wie dargestellt, braucht man lange Mittelungszeiten, um aus dem Signal einen reproduzierbaren Zeitmittelwert zu gewinnen. Es ist zu vermuten, daß als Mittelungsintervall die üblichen 10 min oder 30 min nicht ausreichen. Längere Mittelungszeiten sind in der Natur jedoch nicht realisierbar, da die Randbedingungen nicht hinreichend lange konstant bleiben (meteorologischer Tagesgang etc.). Somit wäre zu schlußfolgern, daß aussagekräftige Zeit-Mittelwerte der Immissions-Zusatzbelastung durch Naturmessungen an Rezeptorpunkten mit stark veränderlicher Konzentrationszeitreihe nicht gewonnen werden können.

### Labormessungen

Bildet man die dargestellte Ausbreitungssituation maßstäblich verkleinert und unter Einhaltung der maßgebenden Ähnlichkeitskennzahlen im Windkanal nach, so erhält man die in Abb. 2.1 (Mitte) gezeigte Zeitreihe. Sie entspricht in ihrem Verlauf der Zeitreihe aus der Naturmessung, ist jedoch weniger intermittent, da die niederfrequenten Windrichtungsfluktuationen in geführten Windkanalströmungen meist nicht in vollem Umfang vorhanden sind. Windkanal-

messungen überschätzen daher in der Regel die stromab von der Quelle auftretenden Konzentrationsmaxima, sie liefern somit in dieser Hinsicht konservative Ergebnisse.

Vorhandene Meßdaten von einer Windkanaluntersuchung zur Autoabgasausbreitung in Straßenschluchten (Meroney et al., 1997, Linienquelle zwischen senkrecht angeströmten, 2-dimensionalen Hindernissen) lassen erste Rückschlüsse darauf zu, wie lang die Mittelungszeit und die Konstanz der atmosphärischen Randbedingungen in der Natur mindestens sein müßten, um reproduzierbare Mittelwerte der Konzentration zu erzielen.

Die Versuche wurden mit denselben Windgeschwindigkeiten wie in der Natur im geometrischen Maßstab von etwa 1:300 durchgeführt. Damit ergibt sich im Modellversuch ein Zeitmaßstab von ebenfalls 1:300, d.h. alle Vorgänge liefen im Windkanalversuch 300 mal schneller ab als in der Natur. Ein 30 min-Mittelwert aus der Natur entspräche somit einem 6 s-Mittelwert aus dem Windkanal. Nun lehrt jedoch die Erfahrung, daß 6 s-Mittelungsintervalle viel zu kurz sind, um im Windkanal reproduzierbare und damit repräsentative Zeit-Mittelwerte zu gewinnen (typische Mittelungszeiten betragen 1 min bis 6 min, je nach Problem). Dies legt die Folgerung nahe, daß in Konzentrationsfeldern mit ausgeprägten lokalen Gradienten durch Naturmessungen gewonnene Mittelwerte Stichprobencharakter haben. Sie müssen daher in erheblichem Umfang vom Zufall geprägt sein und eine erhebliche Schwankungsbreite aufweisen.

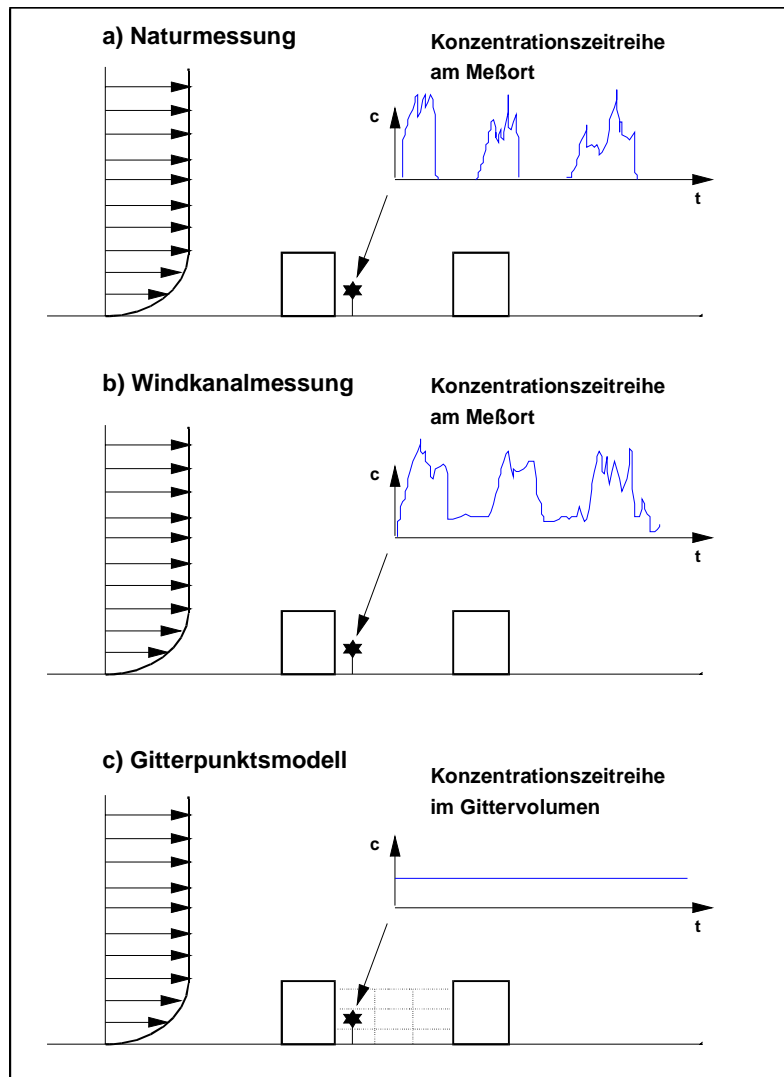
### **Ergebnisse aus einem numerischen Modell**

Abb. 2.1 unten zeigt zum Vergleich den von einem der üblichen Gitterpunktmodelle erzeugten Konzentrationsverlauf mit der Zeit. Da die turbulenten Schwankungsbewegungen in der Regel nicht direkt simuliert sondern vom Modell nur in parameterisierter Form berücksichtigt werden, liefert das Modell bei festgehaltenen Randbedingungen einen zeitlich konstanten Konzentrationswert. Dieser repräsentiert nicht nur einen Zeit-Mittelwert, sondern gleichzeitig einen Raum-Mittelwert, er gilt also nicht für einen Punkt (wie der Meßwert), sondern für ein Gittervolumen. In Zonen mit großem Konzentrationsgradienten sind daher enge Gittermaschen erforderlich, um das Ergebnis unabhängig von der Gitterauflösung werden zu lassen. Da der zulässige Zeitschritt mit der Gitterweite abnimmt, wird bei Ausbreitungsrechnungen innerhalb bebauter Gebiete der Speicherplatz- und Rechenzeitbedarf schnell so groß, daß er auch von den größten der heute zur Verfügung stehenden Rechner nicht mehr befriedigt werden kann.

Selbst wenn diese Restriktionen nicht bestünden, bleiben die prinzipiellen Unterschiede zwischen der in der Natur oder im Windkanal jeweils vorhandenen Realität und ihrem im numerischen Modell simulierten Abbild bestehen.

### **Schlußfolgerung**

Der in Abb. 2.1 skizzierte Sachverhalt zeigt auf, daß die Validierung numerischer Ausbreitungsmodelle durch einfachen Vergleich der Rechenergebnisse mit Zeit-Mittelwerten aus der Natur dem sprichwörtlichen Vergleich von Äpfeln mit Birnen nahe kommt. Dies ist zwar keine grundlegend neue Erkenntnis. Sie ist jedoch Praktikern oft nicht geläufig und selbst 'Wissende' negieren die aufgezeigten Differenzen gern, da überzeugendere Validierungsmethoden bisher nicht zur Verfügung stehen.



**Abb. 2.1:** Vergleich typischer Konzentrationszeitreihen aus Naturmessungen, Windkanalmessungen und numerischen Simulationen (nur Zusatzbelastung wird betrachtet).

### 3. Lösungsweg

Um mehr Einblick in die aufgezeigte Problematik zu gewinnen, wurde ein Projekt konzipiert, das die verschiedenen Einflußfaktoren auf die Autoabgasausbreitung in Straßenschluchten möglichst voneinander separieren und dadurch verstehbar und quantifizierbar machen soll. Es basiert auf Windkanalversuchen, die unter streng kontrollierten Randbedingungen in drei Schritten durchgeführt wurden:

- Konventionelle Modellierung der Autoabgasausbreitung in der Göttinger Straße entsprechend dem gegenwärtigen Stand der Windkanaltechnik. Die Göttinger Straße und ihr Umfeld wurden maßstabsgetreu nachgebaut, die Emission erfolgte idealisiert über eine Linienquelle mit konstantem Emissionsmassenstrom. Fahrzeuginduzierte Turbulenz wurde vernachlässigt. Die Konzentration am Meßort wurde für 3 Windgeschwindigkeiten und 36 Windrichtungen bestimmt. Danach sind die Ergebnisse auf die Verhältnisse in der Natur umgerechnet worden, wobei bei der Bestimmung der Konzentrationsmittelwerte die Länge der Mittelungsintervalle variiert wurde.

- b) Mikroskalige Ausbreitungsmodelle verwenden in der Regel kartesische Koordinatengitter und verfügen nur über eingeschränkte Möglichkeiten, das Strömungsfeld räumlich aufzulösen. Im 2. Teil der Studie sind daher die unter 1. beschriebenen Versuche wiederholt worden, wobei nun auch im Windkanal die Göttinger Straße nicht mehr detailgetreu sondern so abgebildet wurde, wie es typischerweise in Gitterpunktmodellen geschieht. Hierzu wurde das Modell unter Anpassung aller Hindernisse an ein kartesisches Koordinatengitter, wie es im PEF-Modellvergleich (Schädler, 1996) verwendet wurde, neu gebaut. Die bei der numerischen Simulation nicht aufgelösten Gebäude in der Umgebung der Göttinger Straße wurden auch im Windkanal nur als Rauigkeit repräsentiert. Die Wiederholung des Versuchsprogramms unter diesen Bedingungen sollte Aufschluß über die Fehlerbreite in den Ergebnissen numerischer Modelle liefern, die allein aus einer ungenügenden geometrischen Auflösung der Gebäudekonfiguration resultieren.
- c) Schließlich sollten erste Überlegungen zur Rolle der fahrzeuginduzierten Turbulenz angestellt und die bisherigen Ansätze kritisch diskutiert werden.

Ziel der Arbeiten war es, Antworten zu bisher kontrovers diskutierten Fragen zu geben, und zwar

- zu den Möglichkeiten und Grenzen der Untersuchung von Abgasausbreitungsvorgängen innerhalb der bebauten Zone der atmosphärischen Grenzschicht durch Naturversuche, durch Windkanalexperimente und durch numerische Simulationen,
- zur Möglichkeit der Umrechnung gemessener oder errechneter Konzentrationswerte auf andere Windgeschwindigkeiten (Anwendungsgrenzen der  $c \sim u^{-1}$ -Regel) und, sofern innerhalb des Zeitrahmens des Projekts noch möglich,
- zur Bedeutung der fahrzeuginduzierten Turbulenz für die Ergebnisse von Ausbreitungsrechnungen in städtischen Gebieten.

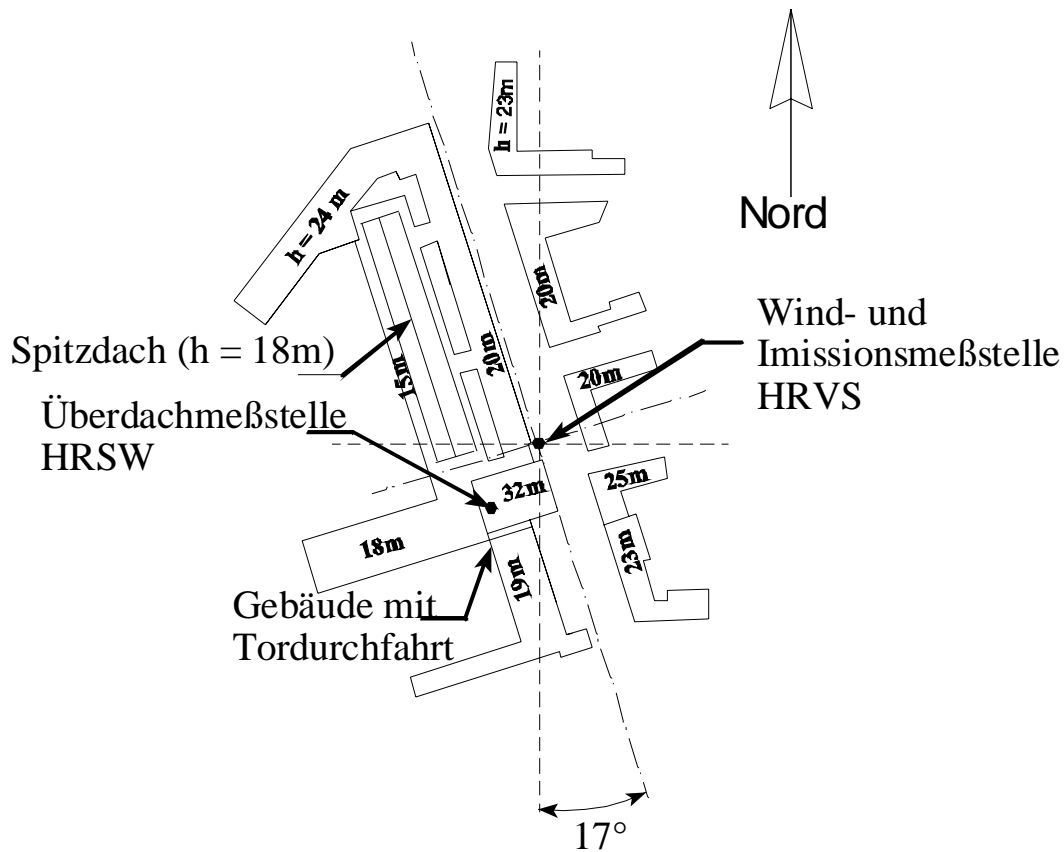
#### 4. Beschreibung der Naturmeßstelle

Die Göttinger Straße ist SSO-NNW orientiert. Sie ist etwa 25 m breit und verfügt über 4 Fahrspuren mit einem Verkehrsaufkommen von insgesamt ca. 30.000 Fahrzeugen pro Tag mit hohem Lkw-Anteil (16 %). Im Bereich der Meßstelle ist sie beidseitig mit ca. 20 m hohen Gebäuden bebaut. Auf der Westseite (NLÖ-Gebäude) ist die Bebauung (abgesehen von einer großen Tordurchfahrt) geschlossen, die Ostseite ist durch kleinere Querstraßen durchbrochen. Abb. 4.1 zeigt eine Draufsicht auf das Gebäudeensemble in unmittelbarer Nähe der Meßstelle.

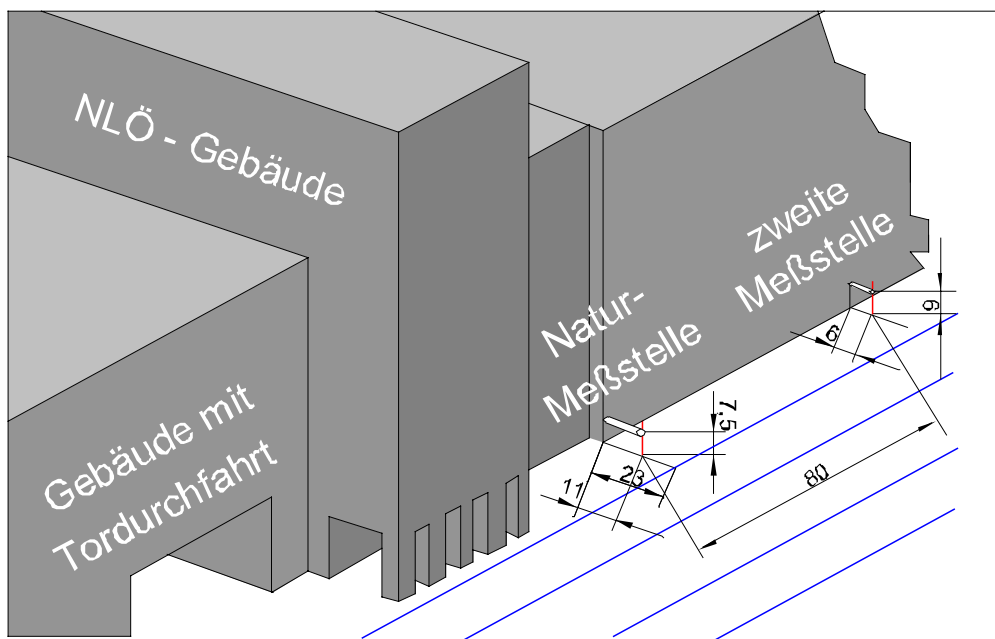
An der Station findet eine automatische Verkehrszählung statt, es wird zwischen Pkw und Lkw unterschieden. Über die aus dem Flensburger Verkehrsregister bekannte Zusammensetzung der deutschen Fahrzeugflotte sowie fahrzeugtyp- und verkehrsflußspezifische Emissionsfaktoren läßt sich die in der Göttinger Straße freigesetzte Schadstoffmasse pro Längen- und Zeiteinheit näherungsweise bestimmen und nach einzelnen chemischen Komponenten aufschlüsseln.

Auf dem höchsten NLÖ-Gebäude (30 m hoch) befindet sich ein 2 m hoher Aufbau, und auf diesem wiederum ein 10 m hoher Meßmast. An der Spitze des Mastes (in 42 m Höhe über Straßenniveau, Meßstelle HRSW) werden die Windgeschwindigkeit, Windrichtung und die Hintergrundkonzentration der Schadstoffe registriert.





**Abb. 4.1:** Gebäudeanordnung im Bereich der NLÖ-Meßstelle. Die Zahlenwerte geben die Gebäudehöhen an.



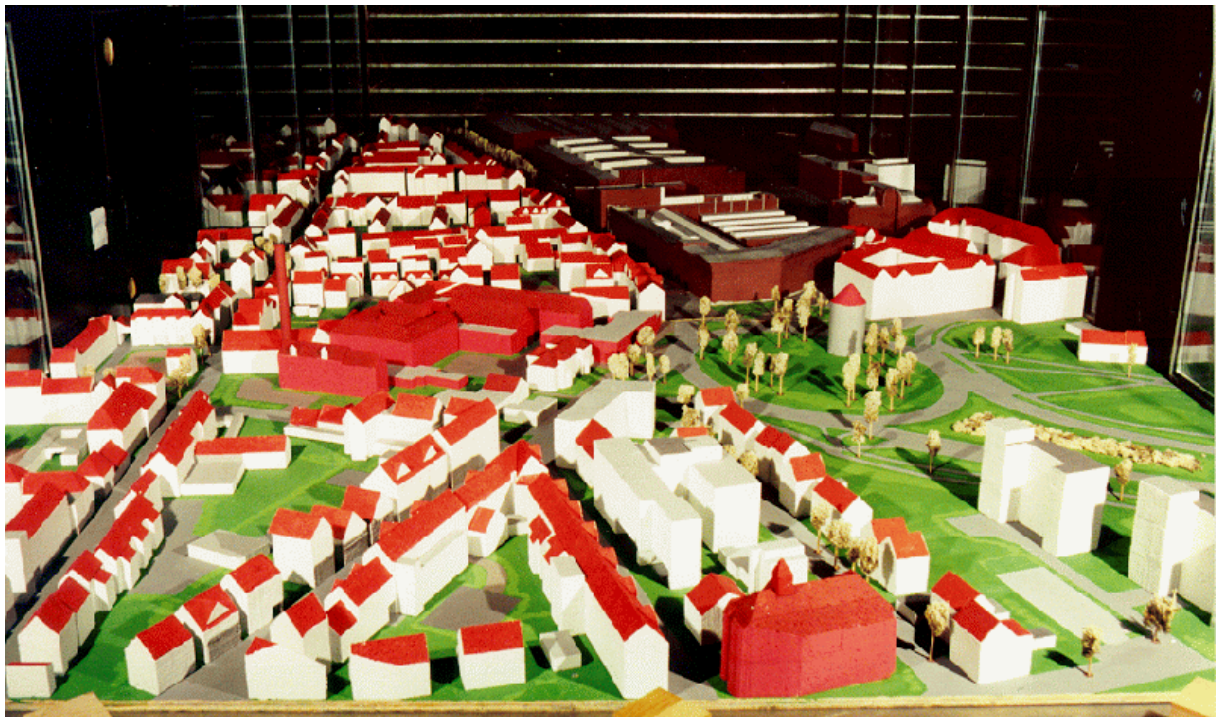
**Abb. 4.2:** Lage der Straßenmeßstelle in der Göttinger Straße. Die zweite Meßstelle wurde nur im Windkanalexperiment betrieben (Windkanalmaße in mm).

Die eigentliche Straßenmeßstelle (HRVS) befindet sich vor dem NLÖ-Gebäude in 1.5 m Höhe und ca. 1 m vom Straßenrand entfernt. Auch hier werden der Windvektor sowie Halbstunden-Mittelwerte von NO, NO<sub>2</sub>, CO und Benzol bestimmt. Wie Abb. 4.2 zeigt, ist die Gebäudegeometrie in Meßstellennähe ziemlich komplex. Weitergehende Angaben sind in den Berichten (NLÖ 1994, 1995) sowie im Anhang C zu finden. Die Meßdaten wurden uns freundlicherweise von Dipl.-Met. W.J. Müller, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, zur Verfügung gestellt.

## 5. Versuchsdurchführung

Die Versuche wurden im Mehrschichten-Windkanal des Meteorologischen Instituts (Schatzmann u.a., 1995) durchgeführt. Zunächst wurde eine dem gewählten Modellmaßstab von 1:200 angepaßte Grenzschicht mit einem Profilexponenten von  $n = 0.3$  (städtische Grenzschicht bei neutraler Dichteschichtung) erzeugt. Die mittleren und turbulenten Eigenschaften der Grenzschicht wurden vermessen und mit Werten aus der Natur verglichen. Es wurde zufriedenstellende Übereinstimmung festgestellt.

Sodann wurde ein hinreichend großer Abschnitt des Stadtgebiets von Hannover in maßstäblicher Verkleinerung detailgetreu nachgebaut. Den Abmessungen des Drehtellers des Windkanals entsprechend, wurde die Mehrzahl der Versuche mit einem kreisförmig zugeschnittenen Modellgebiet von 365 m Durchmesser (umgerechnet auf die Natur) durchgeführt. Die Straßenmeßstelle des NLÖ befand sich im Zentrum der Kreisscheibe. Darüber hinaus wurden für 2 Windrichtungen Anschlußmodelle von jeweils 320 m Länge gebaut, um eventuelle Einflüsse der im Vergleich zur Natur verkürzten Vorbebauung quantifizieren zu können. Abb. 5.1 gibt einen Blick auf das Gesamtmodell, in Abb. 5.2 ist der Nahbereich um die Straßenmeßstelle herum zu sehen.



**Abb. 5.1:** Detail-Modell der Göttinger Straße im Windkanal (Maßstab 1:200).



**Abb. 5.2:** Modellausschnitt. Der Stab zeigt die Position der Meßstelle an.

Die vier Fahrspuren der Göttinger Straße wurden durch je eine separate Linienquelle nachgebildet. Beim Bau dieser Quelle wurden alle in früheren Studien (Meroney et al., 1997) gewonnenen Erkenntnisse berücksichtigt. So ist die zur Vergleichmäßigung des austretenden, inerten Tracergasstroms (Ethan) früher verwendete, die Strömung in der Straße jedoch beeinflussende Abdeckung über den Austrittsöffnungen entfernt worden. Stattdessen wurden Röhren mit einem Innendurchmesser von nur  $d_i = 0.2 \text{ mm}$  ( $d_a = 0.4 \text{ mm}$ ,  $l = 42 \text{ mm}$ ) verwendet. Die einzelnen Linienquellen hatten eine Länge von  $l_q = 910 \text{ mm}$  mit jeweils ca. 2300 Röhren. Bedingt durch den hohen Druckverlust in den Röhren war die Emission der Linienquelle über die Länge annähernd homogen und unabhängig vom Volumenstrom, ferner war der Vertikalimpuls der Einleitung sehr gering.

An dem der Natur entsprechenden Meßort endete die Kanüle eines schnellen Flammen-Ionisationsdetektors (= FastFID). Die Meßkammer ließ sich im Modellgebäude der NLÖ unterbringen, so daß die Strömung in der Straße nicht gestört wurde. Mit den gewählten Einstellungen des Meßgeräts ließen sich Konzentrationszeitreihen mit einer Frequenzauflösung von etwa 400 Hz aufnehmen.

Da sich die Naturmeßstelle in einer durch die lokale Geometrie (Arkaden, Torweg, siehe Abb. 4.2) vermutlich stark beeinflussten Strömungszone befindet, wurde in den Windkanalversuchen ein weiterer Meßpunkt eingerichtet, der sich, bezogen auf die Naturmeßstelle, 80 m weiter nördlich und (aus versuchstechnischen Gründen) 0.3 m höher und 1 m näher zur Wand des NLÖ Gebäudes am Straßenrand befand. Hier lagen Verhältnisse vor, die den in einfachen numerischen Modellen (Yamartino and Wiegand, 1986) angenommenen, unendlich langen und gleichförmig gestalteten Straßenschluchten eher entsprechen. Für die Messung an diesem Ort stand allerdings nur ein vergleichsweise träges Meßinstrument (SlowFID, Frequenzauflösung ca. 1 Hz) zur Verfügung, das lediglich zur Aufnahme von Zeit-Mittelwerten geeignet ist. Zusätzlich zu diesen beiden Konzentrationsmeßstellen wurde (ebenfalls mit einem SlowFID) die Hintergrundkonzentration im Mehrschichtenkanal ermittelt und von den mittleren Kon-

zentrationen subtrahiert. Weiterhin wurden mittels eines Hitzdrahts die Überdachwindgeschwindigkeit (Station HRSW) und mit einer Prandtl-Sonde die Geschwindigkeit in 100 m über Grund (= Referenzgeschwindigkeit  $u_{\text{ref}}$ ) bestimmt. Die Konzentrationen und Geschwindigkeiten wurden mit einem speziellen Meßprogramm mit einer Abtastrate von 1000 Hz aufgenommen. Als Abbruchkriterium für Stationarität wurde eine maximale Integrationszeit von 600 s bzw. eine relative Änderung des gemessenen Mittelwerts kleiner 0.3 % gewählt.

Die durchgeführten Messungen (36 Windrichtungen, 3 Windgeschwindigkeiten, Modellgebiet beschränkt auf die Größe des Drehtellers oder mit zusätzlicher Vor- und Nachbebauung) erstreckten sich über Meßphasen von jeweils mehreren Monaten. Bestimmte Messungen wurden routinemäßig wiederholt, um die Reproduzierbarkeit der Daten zu sichern. Durch sorgfältiges Arbeiten, ständiges Überprüfen der Konzentrationsmeßgeräte mit Prüfgas und fortlaufende Kalibrierung der Geschwindigkeitsmeßsysteme und Durchflußmesser mit unabhängigen Eichvorrichtungen ließ sich über die gesamte Meßphase hinweg eine Reproduzierbarkeit von  $\pm 3 \%$  bei den Konzentrationsmittelwerten und von  $\pm 5 \%$  bei den dazugehörigen Standardabweichungen erzielen. Lediglich im Bereich sehr kleiner absoluter Konzentrationswerte stieg der Fehler bis auf  $\pm 10 \%$  an. Um derart stabile Werte zu erhalten, mußte über Zeitintervalle zwischen 450 s und 600 s (entspricht mehreren Stunden in der Natur) integriert werden.

Die Unabhängigkeit der Ergebnisse von Reynoldszahl-Einflüssen wurde durch Wiederholung der Versuche bei drei verschiedenen Windgeschwindigkeiten (bezogen auf eine Referenzhöhe von 100 m) nachgewiesen. Die erwartete Abhängigkeit der gemessenen Konzentration  $c$  von der Referenzwindgeschwindigkeit ( $c \sim u_{\text{ref}}^{-1}$ ) wurde festgestellt.

Einzelheiten zum Versuchsaufbau sind im Anhang A, zu den Vorversuchen und der verwendeten Meßtechnik in Anhang B sowie zu den Naturdaten in Anhang C zu finden.

## 6. Ergebnisse

Um die in der Natur und im Windkanal gemessenen Konzentrationen miteinander vergleichen zu können, wurden sie, in gleicher Weise wie in Schädler et al. (1996), in dimensionslose Konzentrationen der Form

$$c^* = \frac{c \cdot u_{\text{ref}} \cdot H}{Q/L} \quad (6.1)$$

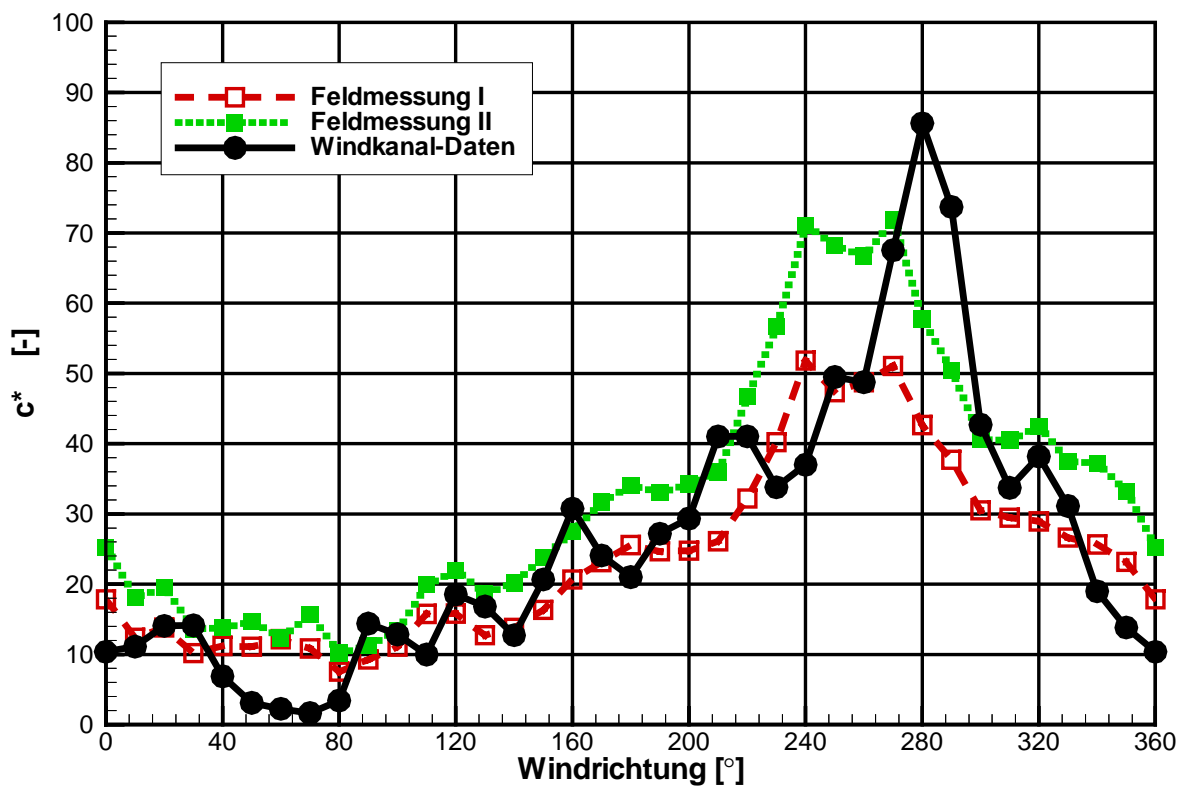
überführt, wobei  $c$  die an der Straßenmeßstelle registrierte Konzentration (vermindert um die an der Überdachstation gemessene Hintergrundkonzentration),  $u_{\text{ref}}$  die für Referenzhöhe  $h = 100$  m errechnete Windgeschwindigkeit,  $H$  die mittlere Gebäudehöhe ( $H = 20$  m) und  $Q/L$  die Quellstärke der Linienquelle darstellen. Alle Größen repräsentieren Halbstundenmittelwerte, sie beziehen sich auf das Jahr 1994. Die Referenzwindgeschwindigkeit wurde aus der an Station HRSW gemessenen Überdachwindgeschwindigkeit über eine Potenzfunktion mit Profilerponent  $n = 0.28$  (städtische Grenzschicht bei neutraler Schichtung) ermittelt. Die zu den Halbstundenmittelwerten  $c$  passenden Quellstärken  $Q/L$  ( $\text{g s}^{-1} \text{m}^{-1}$ ) haben wir von Schädler übernommen, der sie zunächst aus Fahrmustern (Fall I) und später nochmals mit dem neueren, im Auftrag des Umweltbundesamts erstellten Emissionsmodell MOBILEV (Fall II) errechnet hat. Die Ergebnisse von den separat gemessenen, als inert zu betrachtenden Schadstoffen  $\text{NO}_x$ , CO und Benzol zeigten erwartungsgemäß Unterschiede auf, daher wurde über alle drei Schadstoffkomponenten gemittelt.

## 6.1 Vergleich von Meßergebnissen aus der Natur und aus dem Windkanal

In Bild 6.1 werden die mit den beiden Emissionsmodellen ermittelten  $c^*$ -Werte aus der Natur denen aus dem Windkanal gegenübergestellt. Aufgetragen wurden die normierten Konzentrationen über die Windrichtung. Wie man sieht, liegen die  $c^*$ -Werte, gebildet mit MOBILEV-Quellstärken, um etwa den Faktor 1.4 höher als die auf den alten Q/L-Werten basierenden. Die Übereinstimmung mit den Windkanaldaten ist für die meisten Winkelbereiche zufriedenstellend. Lediglich im Windrichtungsbereich um  $280^\circ$  herum treten größere Unterschiede auf. Sie werden deutlich geringer, wenn man aus der Jahresstatistik Halbstundenintervalle mit geringer Windgeschwindigkeit (z.B.  $u_{\text{ref}} < 1.8 \text{ m/s}$ ) eliminierte (was wir nicht gemacht haben, um kompatibel mit der Vorgehensweise Schädlers zu bleiben). Dies zu tun wäre jedoch durchaus sinnvoll gewesen, da  $c^*$  für kleine Windgeschwindigkeiten kein geeigneter Ähnlichkeitsparameter mehr ist (siehe Definition von  $c^*$  in Gl. 6.1).

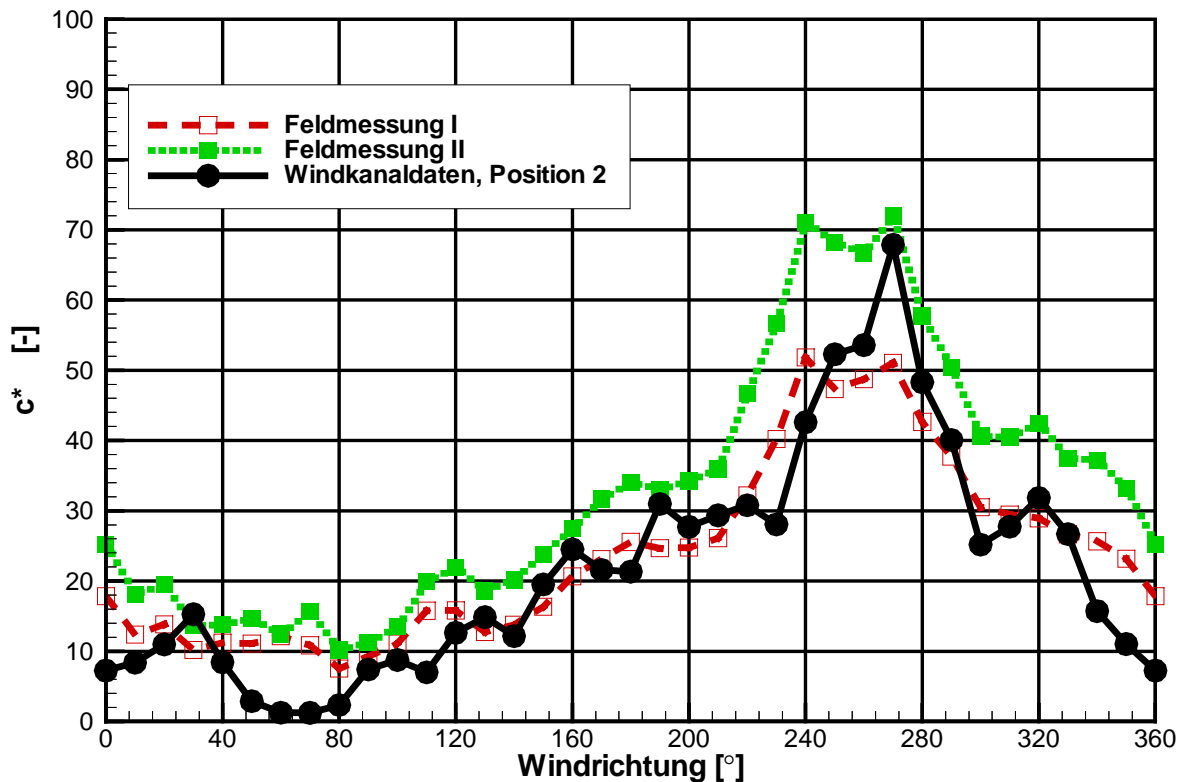
Die Unterschiede zwischen Natur- und Windkanalwerten im Westwindbereich verschwinden ferner, wenn für den Vergleich die Daten von der nur 16 m entfernten zweiten Windkanalmeßstelle herangezogen würden (Abb. 6.2). Dies deutet darauf hin, daß die neben den Arkaden liegende Naturmeßstelle sich bei bestimmten Windrichtungen in einem Bereich starker Konzentrationsgradienten befindet.

Diese Ausführungen sollen verdeutlichen, wie empfindlich die Ergebnisse auf unterschiedliche Annahmen bei der Bestimmung der Quellstärke, auf unterschiedliche Auswertungstrategien oder auf eine leichte Verschiebung der Meßorte reagieren.



**Abb. 6.1:** Vergleich von Windkanal- und Naturdaten. Erläuterungen siehe Text.

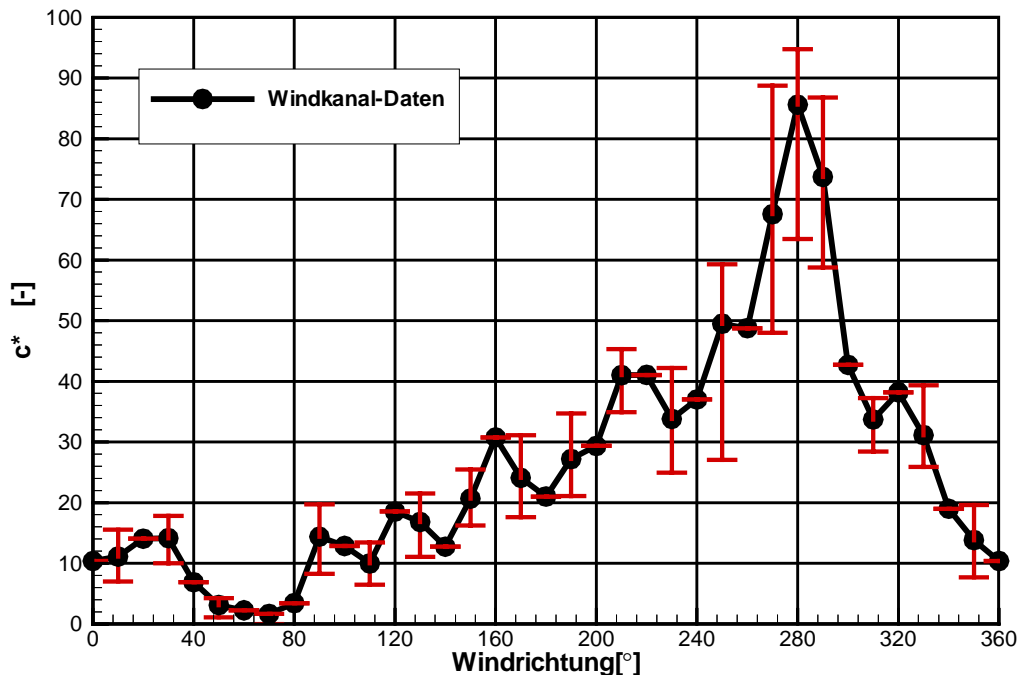




**Abb. 6.2:** Vergleich der Naturdaten mit der um 16 m verschobenen Windkanalmeßstelle.

Darüber hinaus haftet den in der Natur bestimmten Konzentrationen der schon in Abschnitt 2 diskutierte, auf zu kurze Mittelungszeiten zurückzuführende Fehler an. Er läßt sich quantifizieren, wenn im Windkanal mit vergleichbar kurzen Mittelungsintervallen gearbeitet wird wie in der Natur. Unter Annahme gleicher Referenzwindgeschwindigkeiten in Natur und Labor laufen im Windkanalversuch alle Vorgänge um den Maßstabsfaktor (also 200 mal) schneller ab. Halbstundenmittelwerte aus der Natur entsprechen somit 9 s-Mittelwerten. Werden aus den 600 s langen Konzentrationszeitreihen aus dem Windkanal beliebige 9 s-Intervalle herausgegriffen, so schwanken die Mittelwerte, je nach Windrichtung unterschiedlich, über den durch die Fehlerbalken in Abb. 6.3 angezeigten Wertebereich. Es ist zu unterstellen, daß die Naturwerte mindestens Unsicherheiten in dieser Größenordnung aufweisen müssen, da es wegen des meteorologischen und Verkehrstagesgangs keinen Sinn macht, länger als 30 min zu mitteln. Die Fehlerbalken in der Natur werden sogar noch größer sein, da über 30 min hinweg die angenommene Quasi-Stationarität der Ausbreitungsbedingungen bereits eine grobe Idealisierung darstellt.

Die Fehlerbalken repräsentieren die den Naturdaten anhaftende statistische Streubreite. Sie sind, anders als in Abb. 6.3 dargestellt, nicht den Windkanalergebnissen, sondern den beiden in der Göttinger Straße ermittelten Kurven in Abb. 6.1 zuzuordnen. Hinzu kommen die auf Gerätetoleranzen zurückzuführenden Streubreiten, die fälschlicherweise oft für die einzigen den Naturdaten anhaftenden Fehler gehalten werden.

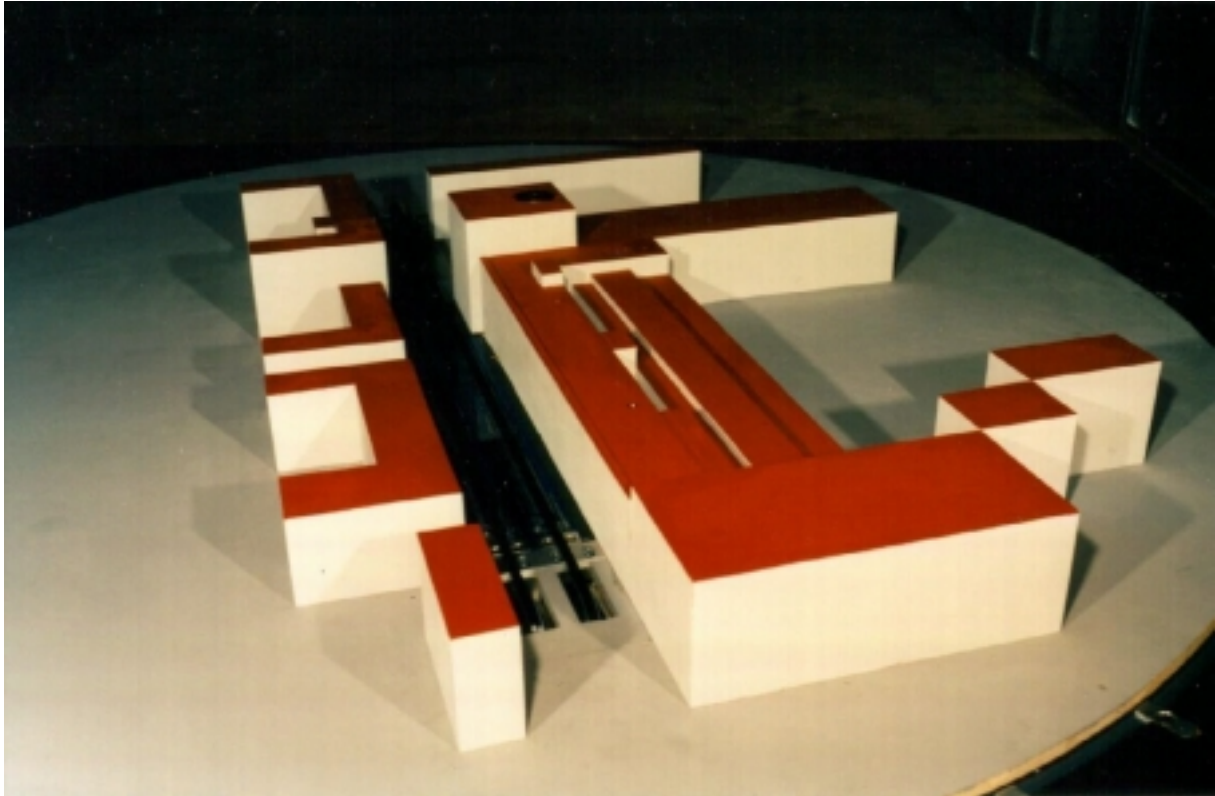


**Abb. 6.3:** Im Windkanal ermittelte, auf unzureichende Mittelungszeiten zurückzuführende Streubereiche in den Naturdaten.

## 6.2 Ausbreitungsverhältnisse bei idealisierter Gebäudegeometrie

In der bereits zitierten Studie von Schädler u.a. (1996) wurden 6 numerische Modelle mit dem Naturdatensatz aus der Göttinger Straße getestet, unter ihnen das prognostische Modell MISKAM (Eichhorn, 1989). Es besteht aus einem 3-dimensionalen, nicht-hydrostatisch approximiertem Strömungs- und einem Eulerschen Ausbreitungsteil. Es verwendet ein kartesisches Gitter, die bei solchen Modellen häufig verwendete  $k-\epsilon$ -Schließung sowie Wandfunktionen zur Beschreibung des Übergangs zwischen Strömung und fester Wand. Es berechnet stationäre Druck-, Geschwindigkeits- und Konzentrationsfelder und strebt damit eine ähnliche Anwendungsbreite wie ein neutral geschichteter Grenzschicht-Windkanal an. Das Modell wurde schon in vielen Umweltgutachten angewandt. Die VDI-Kommission Reinhaltung der Luft erwägt, es in einer geplanten Richtlinie für Ausbreitungsrechnungen innerhalb bebauter Gebiete zu empfehlen. Es lag daher nahe, bei der in Abschnitt 3 angekündigten Untersuchung zum Einfluß idealisierter Gebäudegeometrien auf das Konzentrationsfeld in Stadtgebieten an die Schädlerschen MISKAM-Rechnungen anzuknüpfen.

Obwohl MISKAM die Verwendung eines nicht-äquidistanten Gitters erlaubt, sind Kompromisse einzugehen. Das betrachtete Modellgebiet sollte ebenso wie die räumliche Auflösung möglichst groß sein, dennoch sollte das Programm PC-fähig bleiben und innerhalb einer erträglichen Zeitspanne zu einer Lösung kommen. Schädler verwendete in seinen Rechnungen  $40 \times 40 \times 20$  Gitterzellen, die über ein Gebiet von etwa  $300 \text{ m} \times 300 \text{ m}$  horizontal und  $100 \text{ m}$  vertikal verteilt wurden. Die Maschenweite nahm von der Straßenschlucht zu den Rändern hin zu. Die Hinderniskonfiguration, die in den MISKAM-Rechnungen die Göttinger Straße repräsentierte, ist in Abb. 6.4 dargestellt. Der Vergleich mit Abb. 5.2 zeigt das Ausmaß an geometrischer Vereinfachung an.

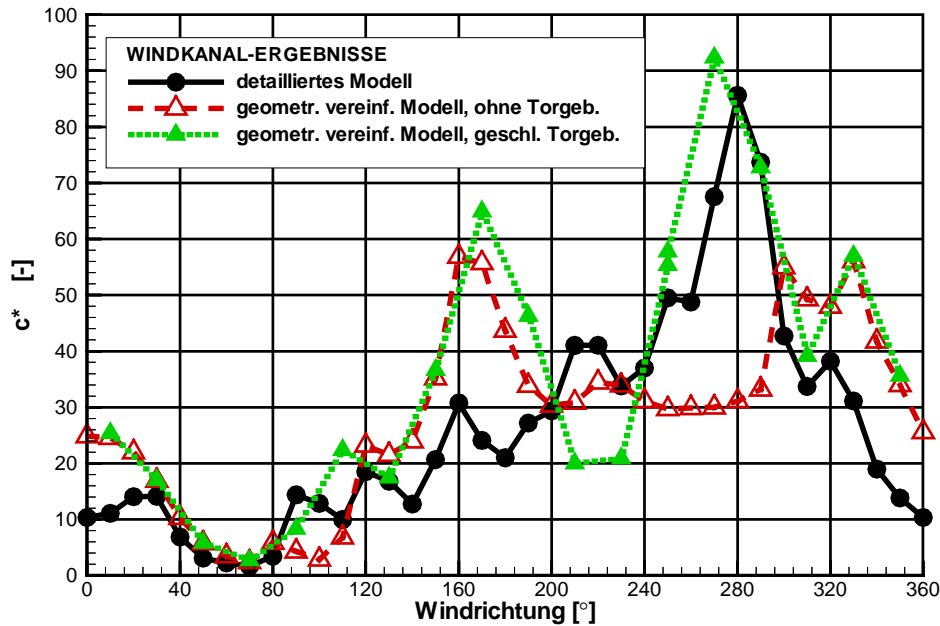


**Abb. 6.4:** Photographie des der MISKAM-Auflösung entsprechenden Modells der Göttinger Straße

Da MISKAM die wirkliche Komplexität der Göttinger Straße gar nicht mitgeteilt bekommt, wäre es unfair, die Modellergebnisse direkt mit denen aus der Natur oder aus den Experimenten mit dem detaillierten Windkanalmodell zu vergleichen. Ein gutes numerisches Modell sollte die Verhältnisse in einer geometrisch äquivalenten Umgebung simulieren können. Stimmen seine Ergebnisse dagegen mit den in einem viel komplexeren Umfeld gemessenen überein, so ist das Modell entweder ‚right for the wrong reasons‘ oder die geometrischen Details spielen keine Rolle.

Es erschien daher reizvoll, zusätzliche Windkanalversuche mit der in Abb. 6.4 gezeigten Hinderniskonfiguration durchzuführen und, wie bei MISKAM, alle weiteren Gebäude lediglich in der Rauigkeitsparameterisierung zu berücksichtigen. Genaugenommen wurden zwei vereinfachte Blockstrukturen untersucht, die sich nur hinsichtlich des Gebäudes mit der Tordurchfahrt (siehe Abb. 4.2) unterscheiden. Ebenso wie in den MISKAM-Simulationen wurde das Torgebäude entweder geschlossen (also ganz ohne Tor) dargestellt oder es wurde völlig weggelassen (Baulücke). In Abb. 6.5 sind die dimensionslosen Konzentrationen  $c^*$  als Funktion der Windrichtung, ermittelt im detaillierten Windkanalmodell und in den beiden geometrischen Vereinfachungen, dargestellt. Wie man sieht, beeinflusst die Gebäudegeometrie das lokale Konzentrationsfeld in der Göttinger Straße erheblich. In unserem speziellen Fall ergeben sich, abhängig von der Windrichtung, und der geometrischen Annäherung an die Wirklichkeit Unterschiede von bis zu 300 %.

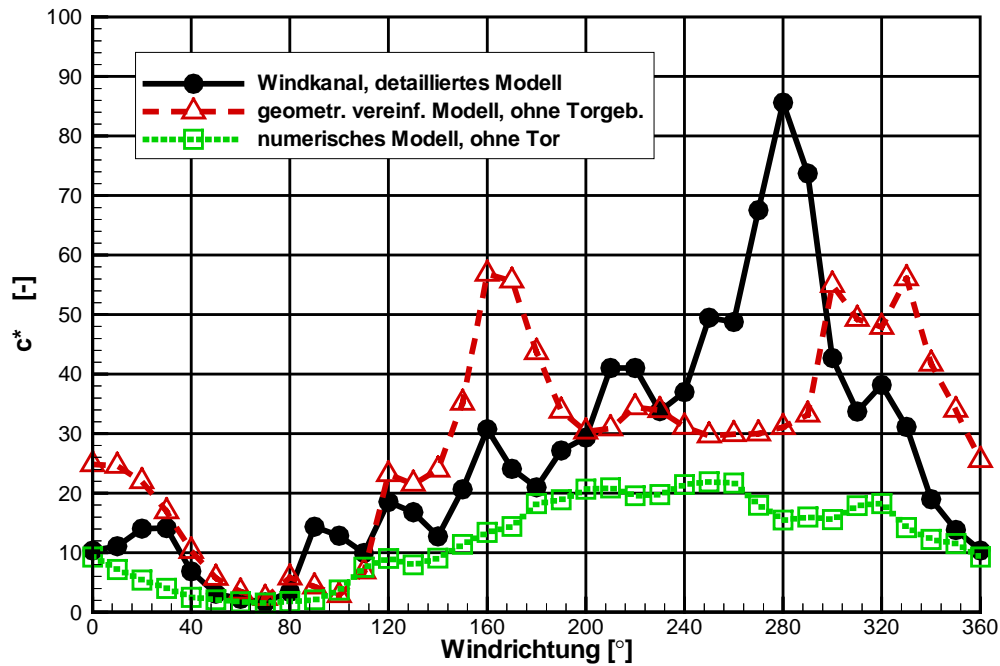




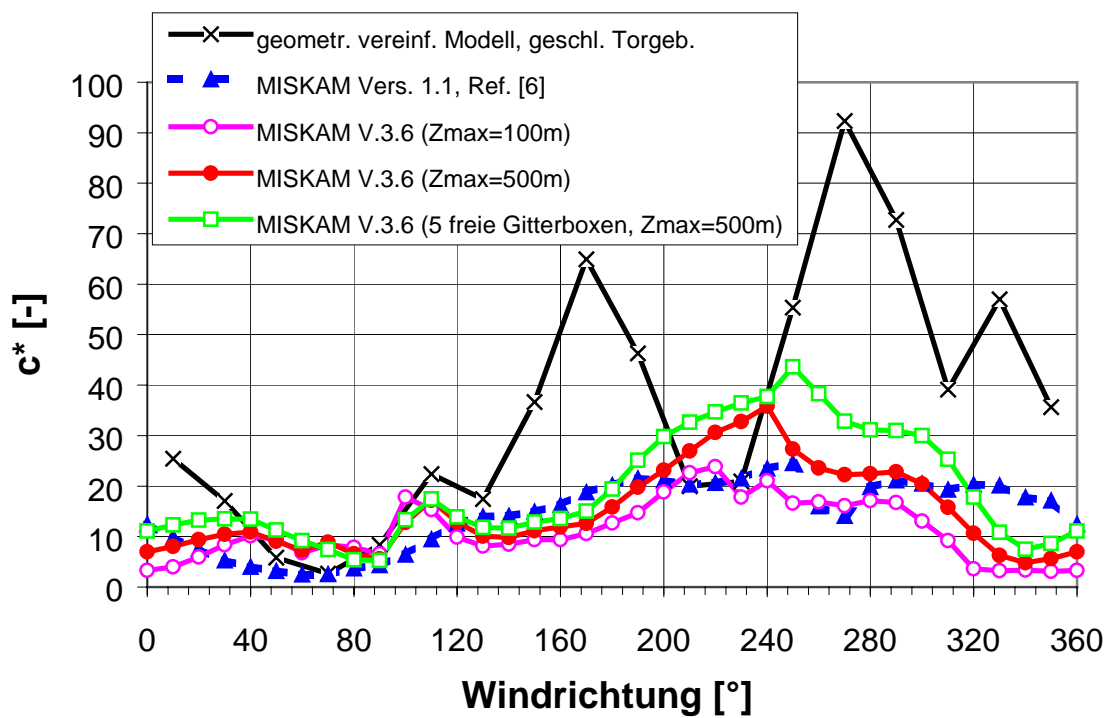
**Abb. 6.5:** Ergebnisse vom detaillierten Modell der Göttinger Straße im Vergleich zu zwei geometrisch vereinfachten, dem MISKAM-Gitter aus Schädler (1996) angepaßten Varianten.

Wie bereits ausgeführt wurde, sollte MISKAM die Ergebnisse aus dem gleichermaßen vereinfachten Windkanalexperiment reproduzieren. Daß es dies nur unbefriedigend tut, zeigt Abb. 6.6 am Beispiel des Falls ohne Torgebäude. Weder die starke Windrichtungsabhängigkeit der Einzelergebnisse noch die Höhe der an der Meßstelle vorliegenden Schadstoffbelastung werden getroffen.

Die Rechenergebnisse wurden uns freundlicherweise von Herrn Schädler zur Verfügung gestellt, der sie 1995 mit der Version MISKAM 1.1 erzeugte. Seither sind vom Modellentwickler eine Reihe von Änderungen an MISKAM vorgenommen worden, die die Versionsnummer auf gegenwärtig 3.6 hochgetrieben haben. Ketzler et al. (1999) testeten inzwischen die neueste Version unter den gleich Voraussetzungen wie seinerzeit Schädler (gleiches Gitter etc.). Das Ergebnis ist in Abb. 6.7 zu sehen, diesmal für den Fall des geschlossenen Torgebäudes. Für einzelne Windrichtungen liegen Rechen- und Meßergebnisse nun dichter beieinander, für andere ist eher eine Verschlechterung festzustellen. In beiden Rechenläufen lag die Oberkante des Modellgebiets 100 m über Straßenniveau. Das entspricht dem 5-fachen der mittleren Gebäudehöhe ( $H = 20$  m) und ist in Übereinstimmung mit den Empfehlungen des MISKAM-Handbuchs, demzufolge der Modelloberrand mindestens dreimal so hoch wie die Gebäudehöhe gewählt werden sollten. Um die Abhängigkeit der Modellergebnisse von Details des numerischen Gitters zu ermitteln, fügte Ketzler zunächst nur am Oberrand und dann an allen Rändern des numerischen Gitters weitere (leere) Zellen hinzu, ansonsten blieb der Modellauf unverändert. Erstaunlicherweise stellen sich nun bis zu 100 % höhere  $c^*$ -Werte ein, die Form der vergleichbaren Windkanalkurve und ihr Maximum werden jedoch nach wie vor nicht getroffen. Aus diesen Ergebnissen kann nur der Schluß gezogen werden, daß das heute in Deutschland wohl am weitesten verbreitete mikroskalige prognostische Modell noch keineswegs praxisreif zu sein scheint, sondern noch erheblichen Entwicklungsbedarf hat.



**Abb. 6.6:** Vergleich von Windkanalergebnissen vom detaillierten und geometrisch vereinfachten Modell mit MISKAM-Ergebnissen (Schädler, 1996).



**Abb. 6.7:** Vergleich von Ergebnissen erzielt mit unterschiedlichen MISKAM-Versionen oder über Variation des numerischen Gitters (aus Ketzler et al., 1999)

### 6.3 Statistische Betrachtungen

Um Auskunft über die auftretenden Konzentrationsspitzen an der Meßstelle zu erhalten, wurden aus den im Windkanal gemessenen Zeitreihen die Standardabweichungen der Konzentrationsfluktuationen sowie die 98-Perzentilwerte bestimmt (basierend auf einer Frequenzauflösung von, umgerechnet auf die Natur, etwa 2 Hz). Abb. 6.8 zeigt das Ergebnis. Wie man sieht, sind die derart definierten Spitzenwerte etwa 3 mal größer als der jeweilige Mittelwert. Weiterhin ist zu erkennen, daß die aus den Zeitreihen der Konzentrationswerte ermittelten 98-Perzentilwerte annähernd durch die Kurve der Mittelwerte plus der 3-fachen Standardabweichung wiedergegeben werden. Bei entsprechender Auswertung der am „numerischen“ Modell gewonnenen Zeitreihen ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 6.9). Es sei allerdings angemerkt, daß die Bestimmung von Standardabweichungen aus Konzentrationszeitreihen ein etwas fragwürdiges Unterfangen ist. Da Konzentrationen (anders als z.B. Geschwindigkeiten) nicht negativ werden können, sind die Konzentrationsfluktuationen um den Mittelwert herum typischerweise nicht normalverteilt. Die ermittelten Standardabweichungen sind damit reine Rechenwerte ohne die von Gaußverteilungen gewohnte anschauliche Bedeutung.

Einzel- oder windrichtungsbezogene Mittelwerte und Perzentile haben eine Bedeutung im Rahmen von Modellvalidierungen. Im Immissionsschutz geregelt sind dagegen üblicherweise nur auf ein ganzes Jahr bezogene Werte. In der vom Ingenieurbüro Lohmeyer durchgeführten PEF-Studie (Schädler u.a., 1996) wurden auf das Jahr 1994 bezogene Mittelwerte und 98-Perzentilwerte aus den in der Göttinger Straße gemessenen Daten und aus den Ergebnissen numerischer Modelle (darunter auch MISKAM) ermittelt. Es lag daher nahe, einen Unterauftrag an das Ingenieurbüro Lohmeyer zu vergeben und jahresbezogene Größen auch aus den Windkanaldaten berechnen zu lassen. Der Bericht der Firma Lohmeyer ist im Anhang D zu finden.

In die Berechnung jahresbezogener Immissionskenngrößen geht eine Vielzahl von Annahmen ein. Am gravierendsten wirkt sich aus, auf welche Weise Ergebnisse von der bei der Messung oder Rechnung tatsächlich vorhandenen Windgeschwindigkeit auf andere, in der Windstatistik des Standorts vorkommende Windgeschwindigkeiten übertragen werden. Dies kann beispielsweise über die Proportionalität  $c \sim u^{-1}$  erfolgen, die dem  $c^*$ -Konzept zugrunde liegt. Es läßt sich aber auch argumentieren, daß die Vermischung innerhalb der Straßenschlucht bei Schwachwind-wetterlagen vornehmlich durch fahrzeuginduzierte Turbulenz und nicht durch Wirbel bewerkstelligt wird, die durch Strömungsablösung an den Gebäudekanten produziert werden. So plausibel dieser Ansatz zunächst erscheint, es bleibt offen, wie er für die Berechnung der Jahreswerte konkret nutzbar gemacht werden kann. In Schädlers PEF-Studie (1996) wurde bis zu einem Schwellenwert der Überdachwindgeschwindigkeit von 3 m/s (das war in 42 % aller Halbstundenintervalle des Jahres 1994 der Fall)  $c \sim u^{-0.35}$  angenommen. Erst für Windgeschwindigkeiten  $u > 3$  m/s kam das übliche  $c \sim u^{-1}$ -Gesetz wieder zur Anwendung. Begründet wurde die Wahl des Exponenten ebenso wie der Schranke damit, daß sich dann gute Übereinstimmung mit dem Datensatz aus der Göttinger Straße erzielen läßt. Besonders plausibel erscheint dieser Ansatz hingegen nicht, denn  $c$  skaliert schließlich auch unterhalb des Schwellenwerts noch immer mit der Windgeschwindigkeit. Diese sollte für die von den Fahrzeugen erzeugte Turbulenz jedoch völlig irrelevant sein.

Neben der Windgeschwindigkeit hängen die Immissionskenngrößen weiterhin vom verwendeten Emissionsmodell, von der Art der Ermittlung der in der Definition von  $c^*$  vorkommenden Referenzwindgeschwindigkeit sowie von der Art der Bestimmung der Hintergrundkonzentration ab. Das Verfahren zur Bestimmung der auf das Jahr bezogenen Immissionskenngrößen enthält somit viele Freiheitsgrade. Es ist daher wenig sinnvoll, die Übereinstimmung

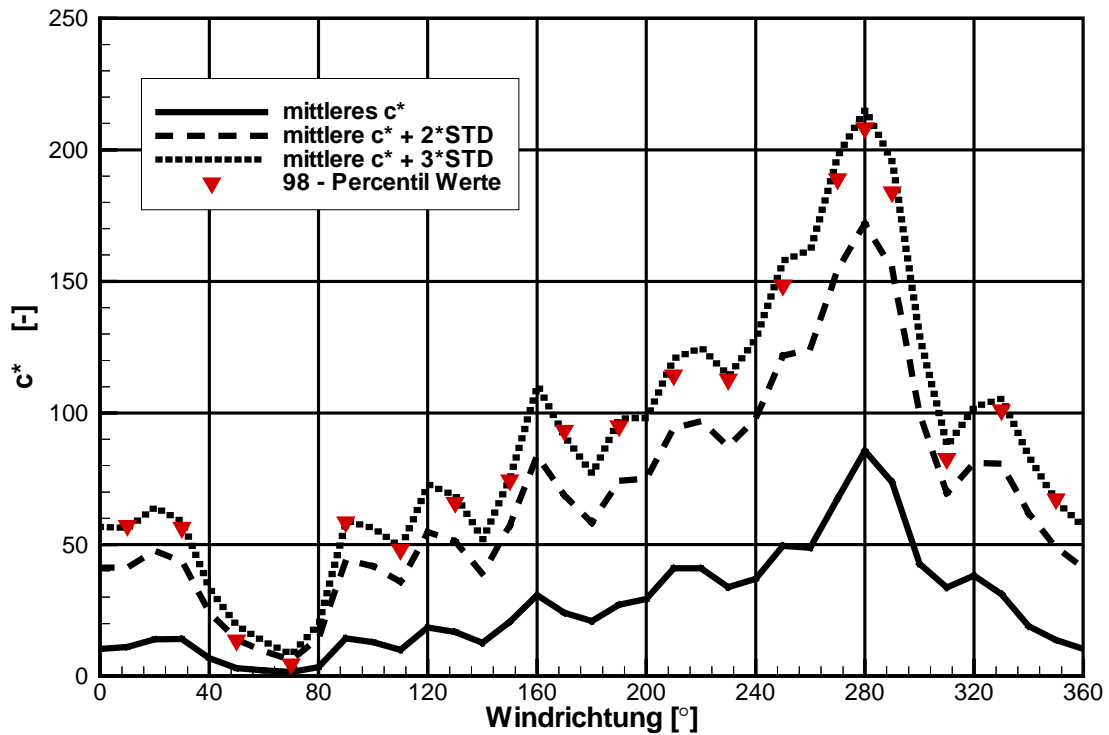


Abb. 6.8: Aus den im Windkanal gemessenen Zeitreihen bestimmte mittlere und “maximale” Konzentrationen (Detailmodell, Meßstelle HRVS)

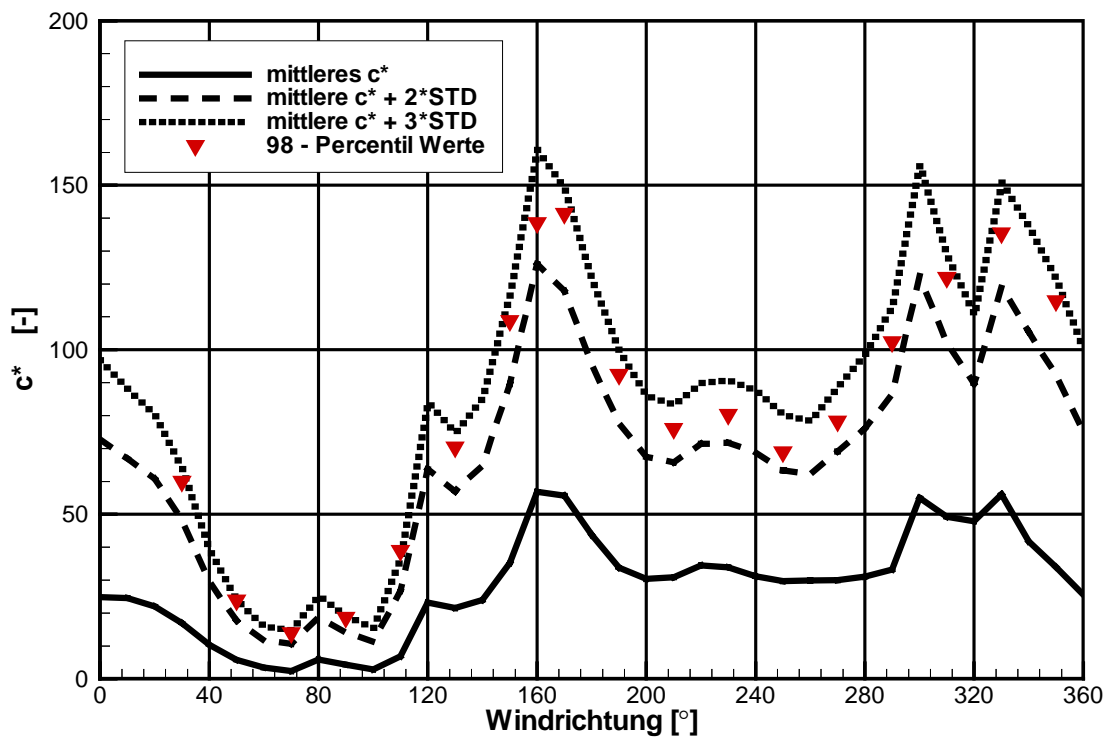


Abb. 6.9: Aus den im Windkanal gemessenen Zeitreihen bestimmte mittlere und “maximale” Konzentrationen (“numerisches” Modell, ohne Torgebäude, Meßstelle HRVS)

mit diesen Größen zum Maßstab für die Gütebewertung eines Modells zu machen.

Die in den Tabellen 6.1 und 6.2 dargestellten Jahresmittelwerte und Perzentile sind entsprechend einzuordnen. Sie entstammen dem Abschlußbericht der Fa. Lohmeyer (Anhang D) und enthalten die auf unseren Windkanaldaten basierenden Immissionskenngrößen für drei verschiedene Emissionsmodelle (Fälle a) bis c) in Anhang D bzw. I bis III in Anhang C) und die Annahmen  $c \sim u^{-1}$  (Tabelle 6.1) bzw.  $c \sim u^{-0.35}$  unterhalb des Schwellenwerts von  $u_{\text{Dach}} = 3 \text{ m/s}$  (Tabelle 6.2). Die Übereinstimmung der Jahresmittel- und 98-Perzentilwerte aus dem Windkanal mit denen aus der Natur ist beim Ansatz  $c \sim u^{-0.35}$  erstaunlicherweise besser als für  $c \sim u^{-1}$ , obwohl in den Windkanalversuchen fahrzeuginduzierte Turbulenz nicht berücksichtigt wurde und sich über den variierten Geschwindigkeitsbereich die Konzentrationen stets umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit verhielten. An den Kenngrößen, die auf dem Windkanaldatensatz vom „numerischen“ Modell basieren (Anhang D, Tabellen 6.3 und 6.4), fällt auf, daß sie eher größere Fehler im Vergleich zu den Naturdaten aufweisen als die im Bericht Schädler (1996) veröffentlichten, mit MISKAM (Version 1.1) ermittelten Kenngrößen, obwohl die aus dem Windkanal stammenden Einzelmeßwerte die Naturdaten besser treffen als die MISKAM-Ergebnisse (vergl. Abb. 6.1 und 6.6). Die genaue Ursache bleibt unklar, vermutlich liegt es an der Art der  $u_{\text{ref}}$ -Bestimmung im Bericht Schädler (1996).

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahresmittelwert</b> | <b>Fehler in %</b> | <b>98-Perzentilwert</b> | <b>Fehler in %</b> |
|-----------------------|-------------------------|--------------------|-------------------------|--------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 15.8                    | 34                 |                         |                    |
| E-Faktoren Methode b) | 13.0                    | 10                 |                         |                    |
| E-Faktoren Methode c) | 12.5                    | 6                  |                         |                    |
| Meßwert               | 11.8                    |                    |                         |                    |
| <b>Nox</b>            |                         |                    |                         |                    |
| E-Faktoren Methode a) | 481                     | 59                 | 2 736                   | 208                |
| E-Faktoren Methode b) | 432                     | 43                 | 2 419                   | 172                |
| E-Faktoren Methode c) | 462                     | 53                 | 2 596                   | 192                |
| Meßwert               | 302                     |                    | 888                     |                    |
| <b>NO2</b>            |                         |                    |                         |                    |
| E-Faktoren Methode a) | 51                      | -20                | 379.0                   | 208                |
| E-Faktoren Methode b) | 50                      | -22                | 335.1                   | 172                |
| E-Faktoren Methode c) | 51                      | -20                | 359.6                   | 192                |
| Meßwert               | 64                      |                    | 123                     |                    |
| <b>CO</b>             |                         |                    |                         |                    |
| E-Faktoren Methode a) | 3 075                   | 53                 | 15 247                  | 176                |
| E-Faktoren Methode b) | 1 968                   | -2                 | 8 743                   | 59                 |
| E-Faktoren Methode c) | 1 854                   | -8                 | 8 004                   | 45                 |
| Meßwert               | 2 016                   |                    | 5 515                   |                    |

Tab. 6.1: Jahresmittel- und 98-Perzentilwerte basierend auf den Windkanaldaten (detailliertes Modell). Rechnung mit  $c \sim 1/u$  (interpoliert) (aus Schädler u.a., 1999).

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>In %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 11.4                          | -3                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 9.6                           | -19                    |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 9.2                           | -22                    |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 331                           | 10                     | 1 707                         | 92                     |
| E-Faktoren Methode b) | 299                           | -1                     | 1 528                         | 72                     |
| E-Faktoren Methode c) | 318                           | 5                      | 1 660                         | 87                     |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 49                            | -23                    | 236.4                         | 92                     |
| E-Faktoren Methode b) | 48                            | -25                    | 211.6                         | 72                     |
| E-Faktoren Methode c) | 49                            | -23                    | 229.9                         | 87                     |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 2 232                         | 11                     | 9 259                         | 68                     |
| E-Faktoren Methode b) | 1 515                         | -25                    | 5 411                         | -2                     |
| E-Faktoren Methode c) | 1 441                         | -29                    | 5 027                         | -9                     |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.2: Jahresmittel- und 98-Perzentilwerte basierend auf den Windkanaldaten („numerisches“ Modell). Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  (interpoliert) (aus Schädler u.a., 1999).

#### 6.4 Einfluß der fahrzeuginduzierten Turbulenz auf die Ausbreitung in Straßenschluchten

Fahrzeuginduzierte Turbulenz leistet vor allem bei kleineren Windgeschwindigkeiten einen wesentlichen Beitrag zur Abgasausbreitung in Straßenschluchten. Systematische Untersuchungen zur Frage, wie sie im Laborversuch naturähnlich nachgebildet werden kann, fehlen bisher. Die gegenwärtige Praxis (Bächlin, 1995, Kastner-Klein und Plate, 1999), die Naturähnlichkeit auf das Verhältnis

$$\frac{\text{Arbeit der Fahrzeuge}}{\text{Arbeit der Gebäude in der Windströmung}}$$

abzustützen, kann nicht völlig überzeugen, da bei Windstille die Strömung an den Gebäuden keine Arbeit leistet und diese Verhältniszahl somit nicht anwendbar ist. Gerade bei Windstille ist jedoch der Einfluß der Fahrzeugturbulenz maximal. Eine grundsätzliche Überprüfung der bisherigen Konzepte zur naturähnlichen Nachbildung der fahrzeuginduzierten Turbulenz erschien daher angebracht.

Hierzu wurde eine detaillierte Dimensionsanalyse für sich bewegende und emittierende Einzelfahrzeuge sowie Fahrzeugkolonnen durchgeführt und im Rahmen eines internationalen Workshops vorgestellt und diskutiert (Schatzmann et al., 1998). Das Ergebnis war, daß die Fahrzeuge im Modellversuch mehr als maßstäblich verkleinert und mit etwa gleicher Geschwindigkeit wie in der Natur bewegt werden müßten. Das Simulationskonzept entspäche somit, zwar nicht im Detail, aber doch in den praktischen Konsequenzen, in etwa der an der Universität Karlsruhe praktizierten Modellierungsstrategie.

Nun ist es jedoch versuchstechnisch kaum durchführbar, die Quellen an den im Modellversuch sich bewegenden Minifahrzeugen (oder Plättchen) zu befestigen. Statt dessen werden Linienquellen verwendet, über die sich die Modellfahrzeuge hinwegbewegen. Die wesentlichste Wirkung des in der Realität fließenden Verkehrs, nämlich einen Transport und damit eine Vergleichmäßigung der Schadstoffkonzentration in Fahrtrichtung zu bewirken, wird somit durch die Verwendung von Linienquellen bereits vollständig erledigt. Bei der Modellierung der fahrzeuginduzierten Turbulenz in physikalischen Modellversuchen kann es daher nur noch darum gehen, die durch die Linienquelle noch nicht bewirkte Ausbreitung quer zur Fahrtrichtung (= x-Richtung) naturähnlich nachzumodellieren.

Hierzu ist es notwendig, sich Aufschluß über die lateral (= y-Richtung) und vertikal (= z-Richtung) vom Fahrzeug ausgehenden Störungen zu besorgen, also die Abklingkurven der Turbulenzintensität mit dem Abstand vom Fahrzeug zu vermessen. Ein derartiges Meßprogramm wurde konzipiert und teilweise umgesetzt.

Wie Abb. 6.10 zeigt, ist zunächst versucht worden, die Abmessungen von Metallplättchen festzulegen, die quer zur Strömung gleichartige Störzonen bewirken wie richtige Modell-Pkw. Hierzu wurden stehende und mit jeweils einer Punktquelle versehene Fahrzeuge im Windkanal angeströmt und die sich um die Autokolonne einstellende, schlauchartige Störungszone mit Hilfe von Laser-Lichtschnittverfahren sichtbar gemacht. Im nächsten Schritt wurden dann einige Fahrzeuge durch scharfkantige Metallplättchen ersetzt. Die Abmessung der Plättchen wurde so lange variiert, bis sich wieder ähnliche Störfelder ergaben wie bei der nur aus Modellfahrzeugen bestehenden Pkw-Kolonnen. Die Plättchengrößen auf diese Weise genau zu quantifizieren, stellt sich allerdings als schwieriges Unterfangen dar. Es zeigte sich jedoch, daß Plättchen verwendet werden müßten, deren Fläche (mit dem Widerstandsbeiwert gewichtet) über den geometrischen Maßstab hinaus zu verkleinern und deren Breiten/Höhenverhältnis zu verzerren wäre. Weiterhin wurde deutlich, daß einfache, am Boden aufliegende Plättchen eher ungeeignet sind, um fahrzeuginduzierte Turbulenz zu simulieren.

Um dies zu verdeutlichen, wurden im nächsten Schritt im Handel erhältliche, naturgetreu nachgebildete Modellfahrzeuge im Maßstab 1:24 untersucht und die Strömungsfelder durch Rauchzugabe sichtbar gemacht. Wie Abb. 6.11 zeigt, stören die heute üblichen Fahrzeuge die Strömung im Frontbereich nur geringfügig. Lediglich hinter dem Fahrzeug bildet sich eine räumlich begrenzte Nachlaufschleppe aus. Die in den Nachlauf eingeleiteten Abgase werden über den Querschnitt der Nachlaufschleppe hinweg sofort vermischt und hinter dem Fahrzeug hergezogen. Die Verwendung einer Linienquelle ist damit sicherlich eine geeignete Möglichkeit, die Fahrzeugwirkung auf den Ausbreitungsvorgang zu repräsentieren. Die Verwendung eines Förderbands mit aufgeklebten Metallplättchen, die sich mit hoher Geschwindigkeit die Straße entlang bewegen, dürfte die realen Verhältnisse dagegen kaum widerspiegeln. Vor den Plättchen bildet sich eine große, bei Fahrzeugen nicht beobachtbare Störzone aus. Die Plättchen entfalten dadurch eine der Realität unähnliche Pumpwirkung in Richtung der Fahrzeugbewegung, die noch verstärkt wird, wenn die Plättchen am Boden aufliegen, also an der Unterseite nicht umströmt werden können.

Der sich am Straßenrand befindende Beobachter fühlt weder eine derartige Strömung (Windstille vorausgesetzt), noch empfindet er eine Belästigung durch von den Fahrzeugen ausgehende Turbulenzen, sofern lediglich strömungsgünstig geformte Pkw an ihm vorbeifahren. Beim Vorbeifahren strömungstechnisch weniger optimierter Lkw scheinen die Verhältnisse dagegen anders zu sein, was den Schluß nahelegt, daß bei gemischtem Verkehr mit hohem Lkw-Anteil es ausreichend sein könnte, sich auf die Modellierung der von den Nutzfahrzeugen erzeugten Turbulenzen zu konzentrieren.



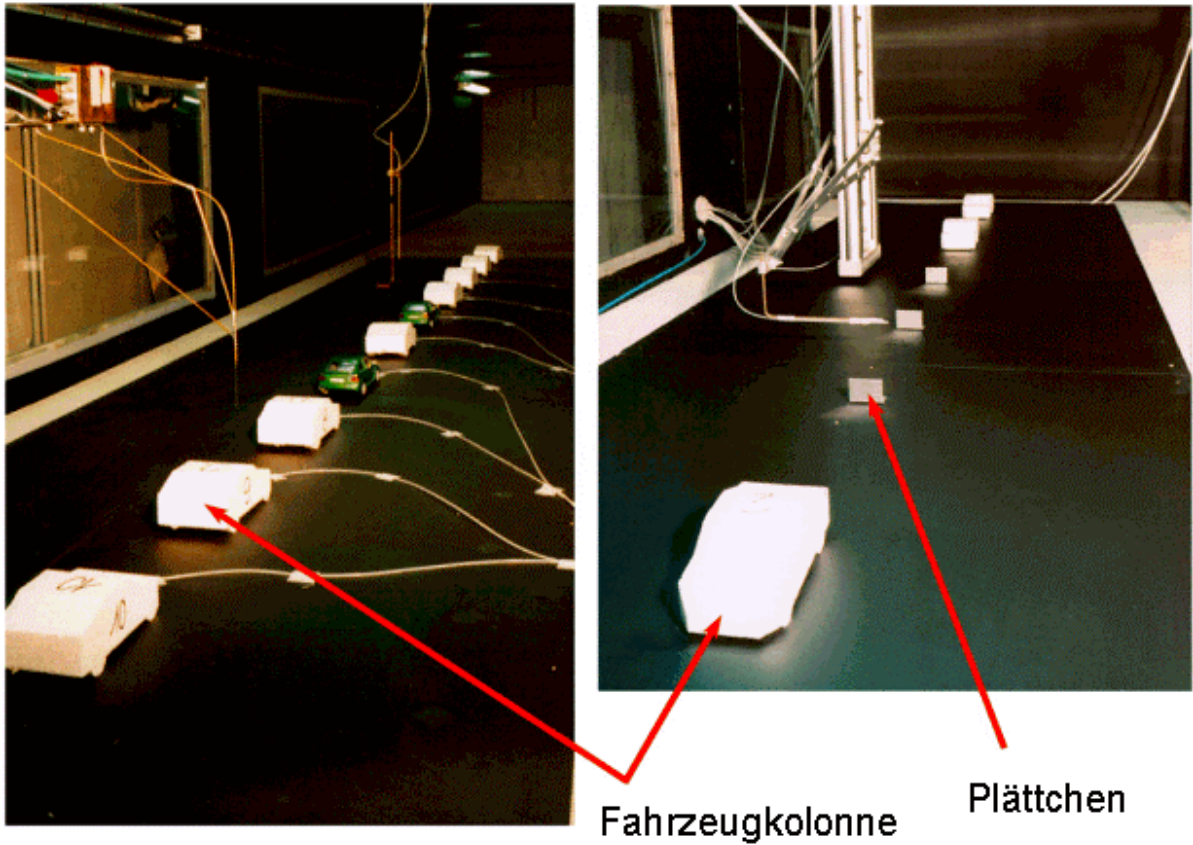


Abb. 6.10: Versuche zur Festlegung der Größe von Störkörpern, die ähnliche Konzentrationsverteilungen quer zur Fahrtrichtung erzeugen wie Modellfahrzeuge.



Abb. 6.11: Sichtbarmachung des Strömungsfeldes um einen Pkw durch Rauchzugabe



Zusammenfassend ist festzustellen, daß auf dem Gebiet der Modellierung fahrzeuginduzierter Turbulenz in physikalischen oder numerischen Modellen noch immer mehr Fragen offen als beantwortet sind. Um die derzeit in der Diskussion befindlichen Modellvorstellungen zu verifizieren oder zu falsifizieren, sollten zunächst Turbulenzmessungen in der Natur durchgeführt werden, möglichst bei Windstille, innerhalb einer Straßenschlucht, in verschiedenen Abständen von der Fahrbahn und unter Identifizierung des Typs (Pkw oder Lkw) des vorbeifahrenden Fahrzeugs, das das Signal am Meßgerät erzeugt. Die Naturmeßergebnisse wären in einem nächsten Schritt durch Windkanalversuche zu reproduzieren und systematisch zu ergänzen. Diese Arbeiten machen ein eigenes Forschungsprojekt aus, sie konnten im Rahmen der laufenden Förderung nur angedacht, jedoch nicht mehr ausgeführt werden.

## 7. Literatur

Bächlin, W. (1995): Traffic induced pollution; Diffusion in the neighbourhood of tunnels and streets. In: Cermak, J.E. et al. (Eds.): Wind climate in cities. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, NL.

Eichhorn, J. (1998): Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima-Modells. Dissertation, Universität Mainz.

Kastner-Klein, P. und Plate, E.J. (1999): Windkanalversuche zur Verbesserung der Ermittlung von Kfz-bedingten Konzentrationsverteilungen in Stadtgebieten. Internet- Veröffentlichung, <http://bwplus.fzk.de/bwplus/fzka-bwplus.htm>.

Ketzel, M., R. Berkowicz, and A. Lohmeyer (1999): Dispersion of traffic emissions in street canyons - Comparison of European numerical models with each other as well as with results from wind tunnel and field measurements. Proceedings, 2<sup>nd</sup> Int. Conf. on Urban Air Quality, Madrid, March 3-5, 1999.

Kovar, A., Leitl, B., and Liedtke, J. (1999): Physical Modelling of Vehicle-Emissions in Respect of Car-Induced-Turbulence. Proceedings of EUROTRAC Symposium '98, Eds. P.M. Borrell and P. Borrell, WITpress, Southampton (in print).

Meroney, R. N., Pavageau, M., Rafailidis, S., and Schatzmann, M. (1996): Study of line source characteristics for 2-d physical modelling of pollutant dispersion in street canyons. Journ. Wind Eng. and Ind. Aerodyn. 62, pp. 37-56.

NLÖ (1994): Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen - Luftschadstoffe in Straßenschluchten. Bericht, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Göttinger Str. 14, 30449 Hannover, ISSN 0945 4187.

NLÖ (1995): Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen - Standortbeschreibung der LÜN Stationen. Bericht, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Göttinger Str. 14, 30449 Hannover, ISSN 0945 4187.

Schatzmann, M., Donat, J., Hendel, S., and Krishan, G. (1995): Design of a low-cost stratified boundary-layer wind tunnel. Journ. Wind Eng. and Ind. Aerodyn. 54/55, pp. 483-491.

Schatzmann, M., Rafailidis, S., and Pavageau, M. (1997): Some remarks on the validation of small-scale dispersion models with field and laboratory data. *Journ. Wind. Eng. and Ind. Aerodyn.*, 67/68, pp. 885-893.

Schatzmann, M., Leitl, B., Liedtke, J., and Kovar, A. (1998): Notes on the simulation of vehicle induced turbulence. Workshop 'Optimisation of Modelling Methods for Traffic Pollution in Streets', University of Hamburg, Aug. 28, (internal report).

Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Bericht FZKA-PEF 138, Forschungszentrum Karlsruhe, ISSN 0948 535X (in German).

Errata (1997) dazu: Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, Ing. - Büro Lohmeyer, Schreiben vom 29.04.1997.

Yamartino, R.J., and Wiegand, G. (1986): Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 20, pp. 2173-2156.

## Anhang A: Versuchsaufbau

### A.1 Wahl des Maßstabs

Die Untersuchungen wurden im Windkanallabor des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg durchgeführt. In Vorversuchen (Schatzmann, M., Pavageau, M., Liedtke, J. (1997)) an einem Modell im Maßstab  $M = 1 : 500$  wurden große Abweichungen bei den Versuchen zur Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse festgestellt. Dies war nicht nur auf den großen Maßstab, sondern auch auf die Versperrung der Strömung durch die Brennkammer des Konzentrations-meßgeräts (Flammen-Ionisations-Detektor, Fast-FID) zurückzuführen. Der schematische Aufbau bei den Vorversuchen im Maßstab  $M = 1 : 500$  ist in Abb. A.1 dargestellt.

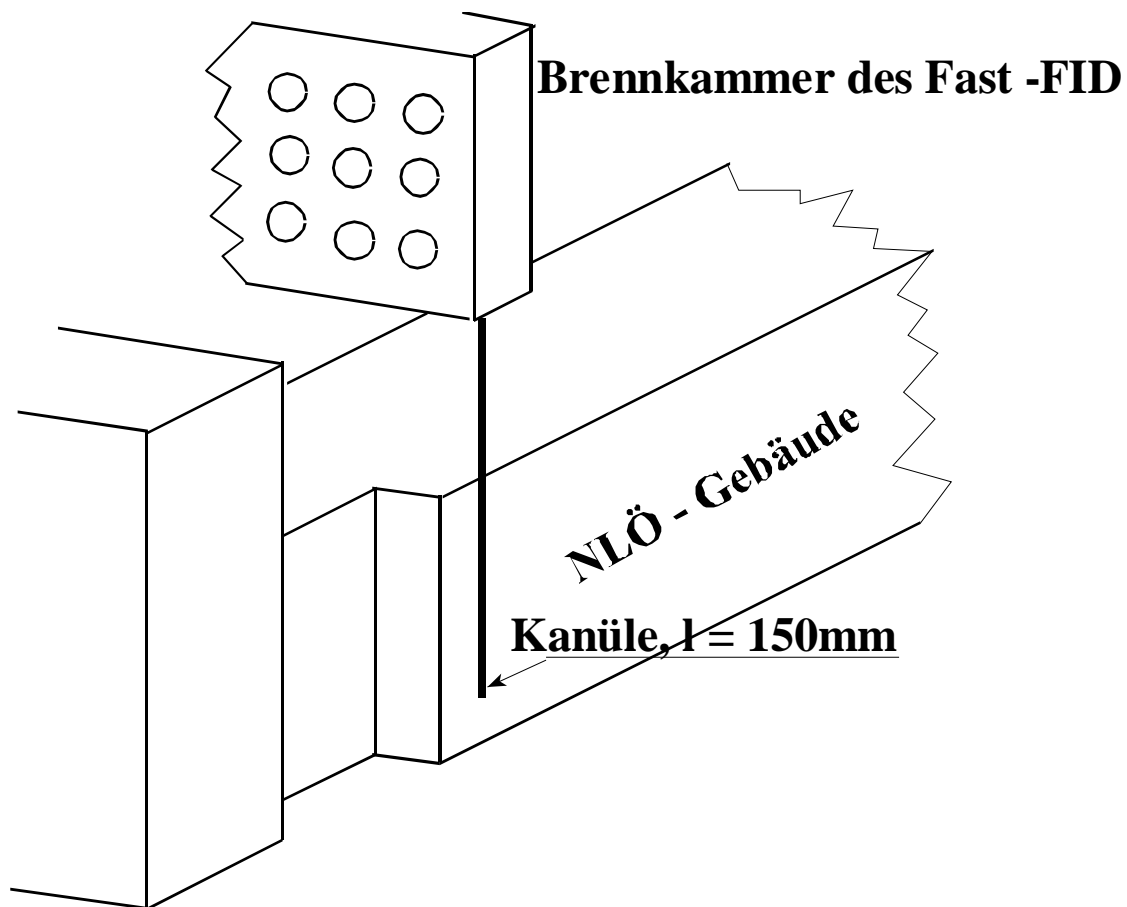


Abb. A.1: Schematischer Aufbau bei den Vorversuchen am Modell im Maßstab 1 : 500.

Im einzelnen war zu bemängeln, daß

- die Kanüle bei Drehung des Modells nur mit Mühe exakt am Meßort positioniert werden konnte,
- die Brennkammer durch die Anströmung gekühlt wird, damit zum “Driften” neigte (das Ausgangssignal des Fast - FID ist proportional zur Temperatur der Brennkammer), und
- die Brennkammer durch die Nähe zum Meßort die Meßwerte beeinflusste.

Alle oben angesprochenen Probleme konnten durch den Bau eines Modells im Maßstab 1 : 200 gelöst werden, da es durch die Größe des Modells dann möglich war, die Brennkammer des Fast - FID in den langgestreckten Anbau (NLÖ - Gebäude in Abb. A.1) einzubauen. Weiterhin konnten nun die vier Fahrspuren der Göttinger Straße durch jeweils eine separate Linienquelle in der jeweiligen Mitte der Fahrspuren simuliert werden. Dies war am Modell im Maßstab 1 : 500 wegen der geringen räumlichen Auflösung nicht möglich (es mußten je zwei Richtungsspuren zu einer Linienquelle zusammengefaßt werden).

Es wurden daher zwei weitere Modelle in einem Maßstab von  $M = 1 : 200$  gebaut, die den Vorteil hatten, daß die notwendigen Meßgeräte in Modellgebäuden versteckt eingebaut werden konnten. Wie aber die Vorversuche (Schatzmann und Liedtke, 1998) gezeigt hatten, ist es notwendig, einen Bereich (= Vorlauf) von mindestens der 10 - fachen Gebäudehöhe nachzubilden, um die wesentlichsten Gebäudeeinflüsse auf die Schadstoffausbreitung im Modellversuch erfassen zu können. Übertragen auf die Abmessungen der Göttinger Straße (mittlere Gebäudehöhe = 20m d.h. ein Gebiet von ca. 400m im Durchmesser) müßte die Drehscheibe einen Durchmesser von  $d = 2\text{m}$  haben. Im offenen Grenzschichtkanal des Meteorologischen Instituts, in dem die Vorversuche durchgeführt wurden, konnte dies aber nicht realisiert werden (Breite der Meßstrecke nur 1.5m). Die Versuche wurden daher in den Mehrschichten-Windkanal (Breite von 2.3m) des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg verlegt.

## **A.2 Mehrschichten-Windkanal**

Abb. A.2 zeigt eine Prinzipskizze des Kanals. Der Kanal ist aus 9 Schichten aufgebaut. In jeder dieser Schichten befinden sich je ein separates Gebläse und eine Heizung. Die Drehzahl jedes einzelnen Gebläses wird mit einer Geschwindigkeitsregelung (Messung der Geschwindigkeit mittels Ultraschallanemometern) separat eingestellt und kontrolliert. Die Meßstrecke hat eine Länge von 8.7m, eine Breite von 2.3m und eine Höhe von 1.1m. Weitere Details zum verwendeten Windkanal sind in Schatzmann et al. (1995) zu finden.

Durch die Breite des Kanals war es möglich, die Untersuchungen an einem Modell im gewünschten Maßstab von 1:200 durchzuführen. Die für die Ausbreitung wichtigen Bereiche der Göttinger Straße konnten dadurch mitmodelliert werden. Hierzu wurde im hinteren Bereich der Meßstrecke (6.2m vom Meßstreckenanfang) eine Drehscheibe mit einem Durchmesser von 1.83m eingebaut und gegenüber der Umgebung abgedichtet (wg. des gegenüber der Umgebung geringeren Druckes im Windkanal). Die Abmessungen des Drehtellers entsprechen einem Modellgebiet von 365m Durchmesser. Die Straßenmeßstelle des NLÖ befand sich im Zentrum der Kreisscheibe.

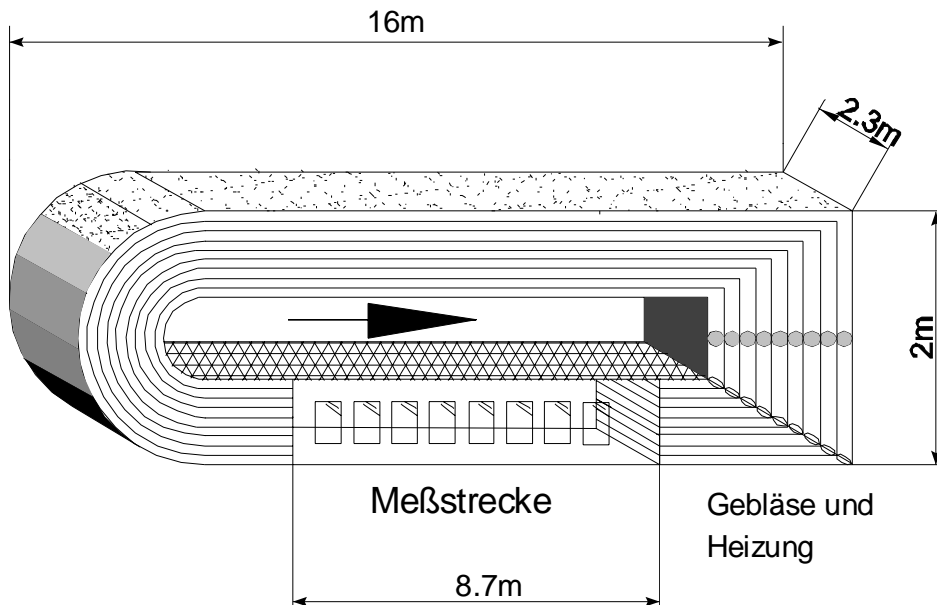


Abb. A.2: Mehrschichten-Windkanal des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg. Strömungsrichtung in der Meßstrecke von links nach rechts.

### A.3 Linienquelle

Die vier Fahrspuren der Göttinger Straße wurden durch je eine separate Linienquelle nachgebildet (Abb.A.3). Beim Bau dieser Linienquellen wurden alle in den Vorversuchen gewonnenen Erkenntnisse berücksichtigt. So ist die zur Vergleichmäßigung des austretenden Tracergasstromes früher verwendete Abdeckung über den Austrittsöffnungen entfernt worden. Statt dessen wurden Kanülen mit einem Innendurchmesser von  $d_i = 0.2\text{mm}$  ( $d_a = 0.4\text{mm}$ ,  $l = 42\text{mm}$ ) verwendet. Die einzelnen Linienquellen hatten eine Länge von 910mm und waren mit jeweils ca. 2200 Röhrchen bestückt.

Bedingt durch den großen Druckverlust konnte ein „Pumpen“ der Linienquelle sicher ausgeschlossen werden. Bei Verwendung eines Emissionsvolumenstroms von ca. 100 l/h für alle vier Linienquellen zusammen ergibt sich eine Austrittsgeschwindigkeit von ca. 0,1 m/s. Bei einem Innendurchmesser der Röhrchen von nur 0.2 mm enthalten die austretenden Strahlen damit keinen nennenswerten Impuls.

Bild A.3 zeigt eine Schnittzeichnung der Linienquelle. Die oberhalb der Kanülen eingezeichneten Plättchen werden seitlich durch einen Riemenantrieb geführt. Sie deuten an, daß die Linienquelle für Versuche zur fahrzeuginduzierten Turbulenz bereits vorbereitet ist. Bei den bisher durchgeführten Versuchen waren diese Plättchen jedoch nicht montiert.

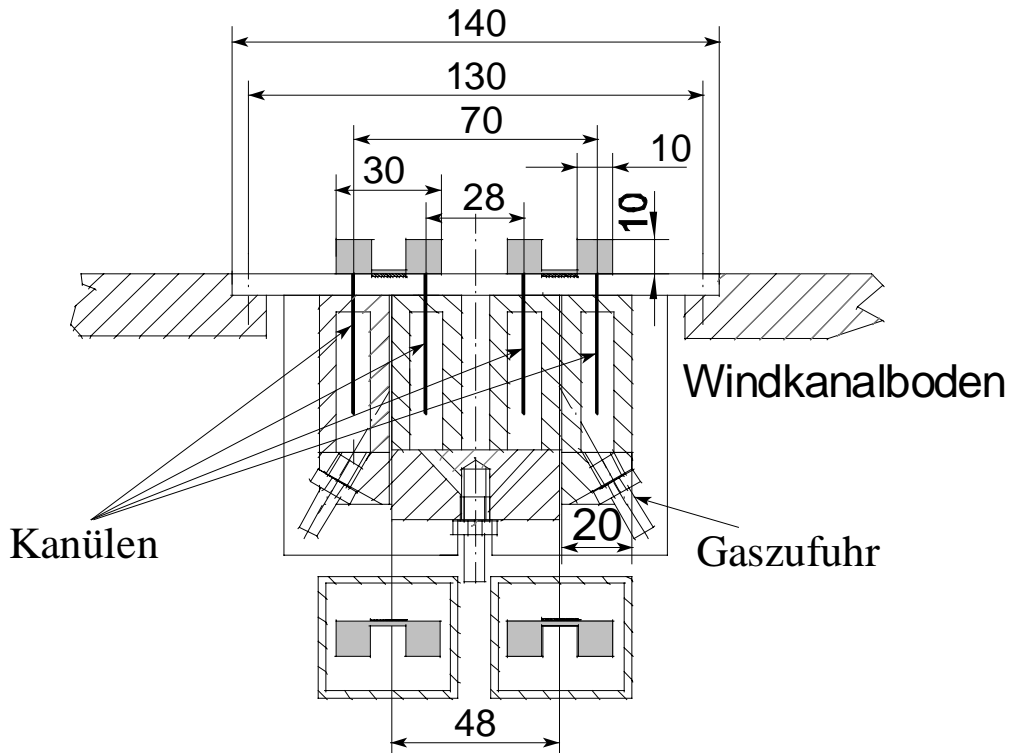


Abb. A.3: Schnitt durch die Linienquellen für das Modell der Göttinger Straße. Maße in mm.

#### A.4 Grenzschichterzeugung

Die Entscheidung, im Modellmaßstab 1:200 zu arbeiten, machte es erforderlich, eine zu diesem Maßstab passende Grenzschicht zu erzeugen. Geht man von einer Grenzschichtdicke  $\delta$  in der Natur von ca. 600m aus (neutrale Schichtung), bedeutet dies, daß im Windkanal Grenzschichten mit einer Dicke von 3000mm erzeugt werden müßten. Dies ist in dem in Abb. A.2 schematisch dargestellten Windkanal nicht möglich, so daß für die Experimente nur der untere Bereich der Grenzschicht, bis zu einer Höhe von ca. 160m in der Natur, nachgebildet wurde. Diese Vorgehensweise baut auf der Vorstellung auf, daß sich bodennah innerhalb der Hindernisschicht abspielende Ausbreitungsvorgänge nur unwesentlich verändern, wenn, bedingt durch den Tagesgang, die Mischungsschichthöhe von z.B. 200 m auf 400 m anwächst (vorausgesetzt alle anderen Einflußparameter bleiben konstant und der Versperungsgrad der Hindernisse in Bezug auf die Querschnittsfläche des Windkanals bleibt in vertetbaren Grenzen).

Für die zu modellierende neutrale städtische Grenzschicht wurden die folgenden Parameter vorgegeben ( $U_\infty$  = Geschwindigkeit oberhalb der Grenzschicht):

|                                            |                                                       |
|--------------------------------------------|-------------------------------------------------------|
| Profilexponent n                           | $n = 0.28$ (städtische Bebauung, neutrale Schichtung) |
| Rauhigkeitslänge $z_0$                     | $1.0 \text{ m} < z_0 < 2.0 \text{ m}$                 |
| Turbulenzintensität ( $z = 30 \text{ m}$ ) | $0.22 < \sqrt{u'^2} / u < 0.27$                       |
| Wandschubspannungsgeschw.                  | $u_* / U_\infty \approx 0.055$                        |

Diese Parameter wurden in einem ‚trial and error‘-Verfahren über eine Kombination von Wirbelgeneratoren (Typ Standen (1972, etwas modifiziert) und Würfelrauhigkeiten in der

Anlaufstrecke des Windkanals realisiert. In Abb. A.4 sind die schließlich verwendeten Abmessungen der die Grenzschicht erzeugenden Elemente dokumentiert. Die Würfel hatten eine Kantenlänge von 65 mm und wurden diagonal angeströmt. Sie bedeckten ca. 2,5% der Bodenfläche.

## A.5 Modellbau und Einrichtung der Meßstellen

Wie in Kapitel 1 beschrieben, sollte durch die Windkanalversuche Antwort auf die Fragen nach den Möglichkeiten der Windkanalsimulation, den Fehlern durch zu kurze Integrationszeiten im Feldversuch und den Fehlern durch eine ungenügende räumliche Auflösung bei numerischen Modellen gegeben werden. Hierzu wurden Modelle der Göttinger Straße in einem Maßstab von 1 : 200 gebaut. Den ersten beiden Fragen wurden an dem detaillierten Modell der Göttinger Straße nachgegangen. Die Frage nach den Fehlern durch eine ungenügende räumliche Auflösung wurde an einem weiteren Modell, welches der räumlichen Auflösung des numerischen Modells "MISKAM" in den Rechnungen von Schädler et al. (1996) entsprach, beantwortet. Die Modelle werden nachfolgend näher beschrieben.

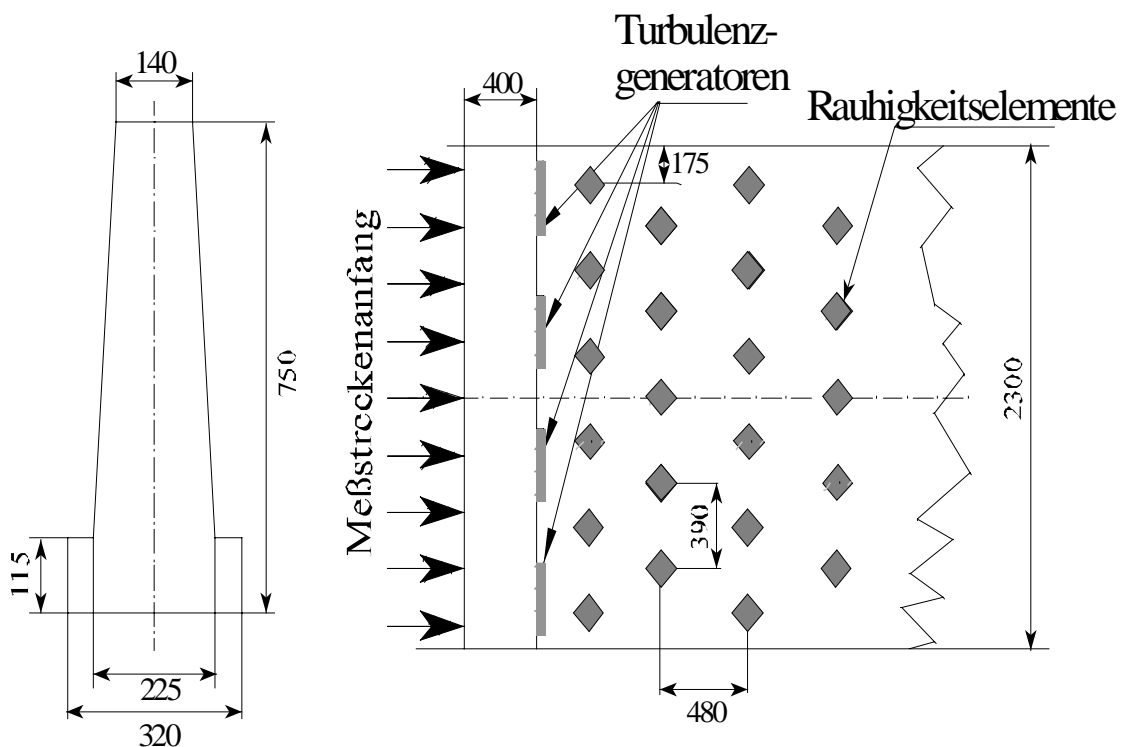


Abb. A.4: Grenzschichterzeugung im Windkanal, Abmessung der Turbulenzgeneratoren und der Rauigkeitselemente

### A.5.1 Detailmodell der Göttinger Straße

Hindernisse beeinflussen die Ausbreitung umso stärker, je näher sie sich an dem von Quelle und Rezeptorpunkt aufgespannten Gebiet befinden. Von entscheidender Bedeutung für die Verteilung des Schadstoffes ist daher die unmittelbare Umgebung der in der Natur betriebenen Meßstelle. Aus dem in der Abb. A.5 gezeigten Bild des Modells wird deutlich, daß es mit dem gewählten Maßstab möglich war, die Umgebung der Meßstelle genau nachzubilden.

Zur Ermittlung der möglichen Fehler die durch eine ungenügende Mittelungszeit im Feldversuch zu erwarten sind, war es notwendig, die Konzentrationen der Meßstelle HRVS mit einem schnellen Konzentrationsmeßsystem zu ermitteln. Werden Ausbreitungsvorgänge im Windkanal simuliert, so ist nicht nur der geometrische Maßstabsfaktor sondern auch der zeitliche Maßstab zu beachten. Unter der Voraussetzung gleicher Anströmgeschwindigkeiten sowohl im Modell als auch im Feldversuch laufen im Windkanal alle Vorgänge 200 mal schneller (da der geometrische Maßstab  $M = 1:200$  ist) ab. Das bedeutet, daß die im Feldversuch oft verwendeten Stunden bzw. Halbstundenmittelwerte im Windkanal Mittelungszeiten von 18s bzw. 9s entsprechen. Die Messung der Konzentration an der Meßstelle HRVS wurde daher mit einem schnellen Konzentrationsmeßgerät (Fast-FID, CAMBUSTION HFR 400) durchgeführt. Am Meßpunkt im Modell (entsprechend der Position der Meßstelle HRVS in der Göttinger Straße) endet die Kanüle des schnellen Konzentrationsmeßgerätes (Meßpunkt I in der Abb. A.5).



Abb. A.5: Detailliertes Modell (Maßstab 1:200) der Göttinger Straße im Mehrschichten Windkanal



Durch die Größe des Modells war es möglich, die Brennkammer des Fast-FID in das langgestreckte Gebäude auf der Westseite der Straße einzubauen. Weiterhin hat der Einbau den Vorteil, daß die Strömung nicht durch die Brennkammer gestört wird und sich die Kanülenlänge verkleinert, was zu einer besseren Frequenzauflösung des FastFID beiträgt. Im vorliegenden Fall hatte die Kanüle eine Länge von 50mm. Mit den gewählten Einstellungen des FastFID ergibt sich eine Frequenzauflösung von etwa 400Hz im Modell (dies entspricht ca. 2Hz umgerechnet auf die Natur). Das Ende der Kanüle wurde entsprechend den in der Abb. A.6 angegebenen Maßen eingerichtet. Die für die Messung wichtigen Abstände zur Wand des NLÖ und zur nächsten Fahrspur konnten somit genau eingehalten werden.

Um weitere Aufschlüsse über die Konzentrationverteilung in der Straße zu gewinnen, wurde im Windkanal eine zweite, in der Natur nicht vorhandene Meßstelle, an der nördlichen Gebäudewand des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie eingerichtet. Hierfür stand allerdings nur ein Flammenionisationsdetektor mit geringer Frequenzauflösung zur Verfügung. Es wurden daher an dieser Meßstelle nur die mittleren Konzentrationen bestimmt.

Abb. A.6 zeigt die Abstände des Meßpunktes zu den Fahrspuren der Göttinger Straße und zur Gebäudewand des NLÖ. Bei den mit dem langsamen Flammenionisationsdetektor(=SlowFID,

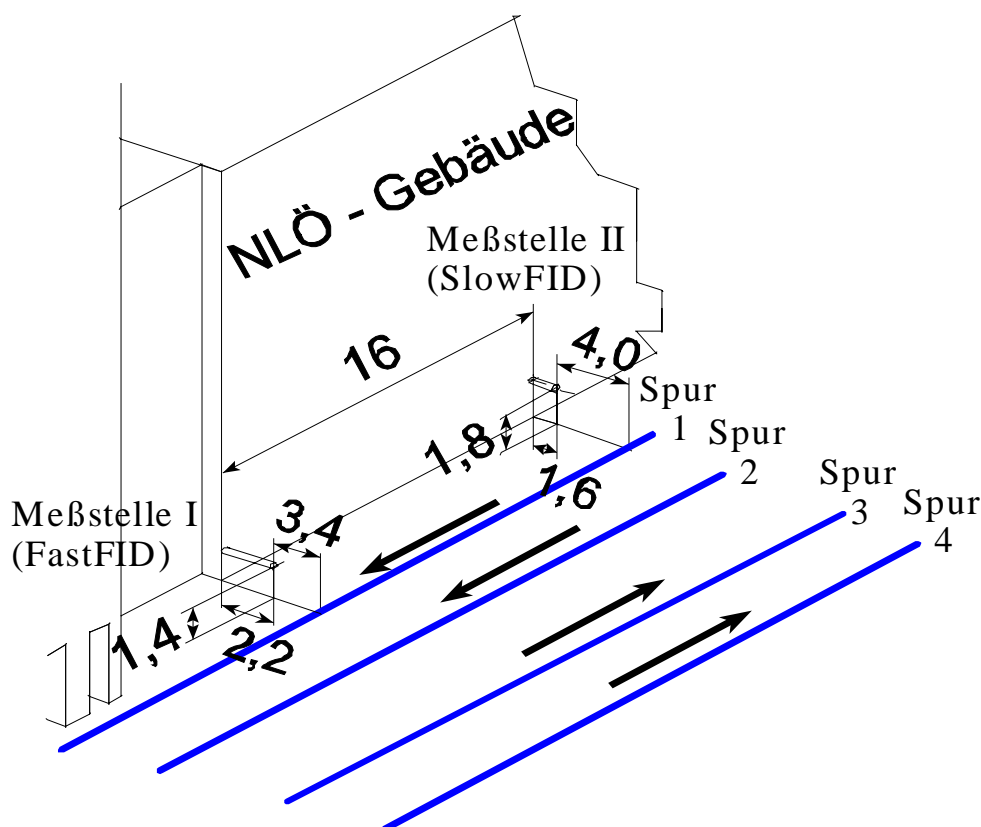


Abb. A.6: Lage der Fahrspuren und Meßstellen im Bereich des Gebäudes des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (Bemaßung umgerechnet auf Naturwerte, in m)

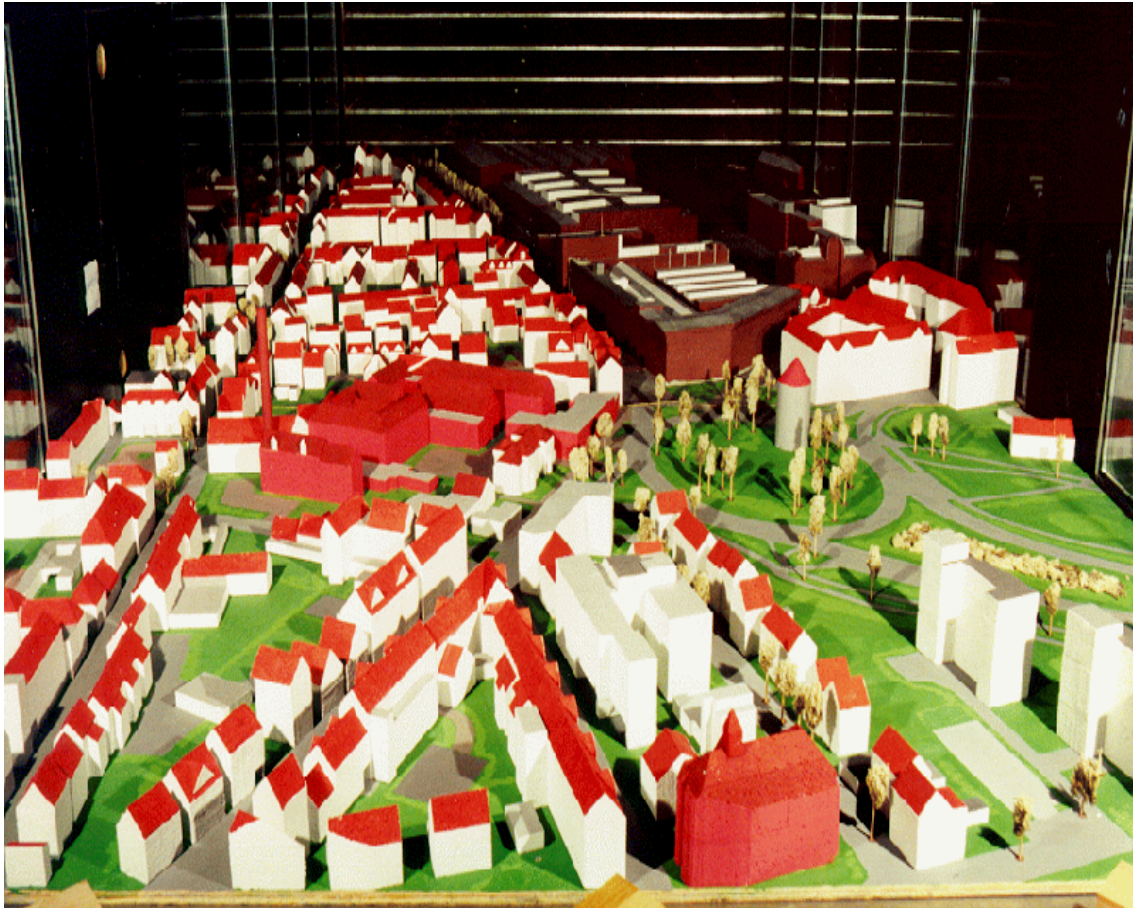


Abb. A.7: Gesamtmodell der Göttinger Straße im Mehrschichtenkanal des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg (Maßstab M = 1:200).

Typ Beckman 400 A) durchgeführten Messungen wird nur der Mittelwert betrachtet, da die Frequenzauflösung dieses Geräts, bedingt durch die langen Schläuche von der Meßstelle zum Meßgerät, mit nur ca. 1 Hz für die Ermittlung statistischer Größen zu klein ist. Die zweite Meßstelle befindet sich, umgerechnet auf die Natur, in einer Entfernung von 16m nördlich von der Meßstelle des FastFID. Aus modellbautechnischen Gründen wurde sie 0.4m höher bzw. 0.6m näher zur Wand des NLÖ-Gebäudes angeordnet.

Zur Ermittlung des Einflusses einer weiteren Vorbebauung auf das Konzentrationsfeld wurden für die beiden Windrichtungen  $0^\circ$  und  $180^\circ$  Anschlußmodelle von nochmals 320 m Länge (1.6 m im Modell) erstellt und in den Windkanal eingebaut (Abb. A.7). Diese beiden Windrichtungen wurden ausgewählt, da bei ihnen die Vorbebauung die Durchlüftung der Straßenschlucht in besonderem Maße vermindert. Das gesamte Modell deckte einen Bereich von 1000 m in Nord/Süd - Richtung und 460 m in Ost/West - Richtung ab.

#### A.5.2 “Numerisches” Modell der Göttinger Straße

Zur Beantwortung der Frage des Einflusses einer ungenügenden räumlichen Auflösung auf die Konzentrationsverteilung in der Straße wurde ein weiteres Modell der Göttinger Straße gebaut. Hierzu wurde die Gitterpunktauflösung des numerischen Modells “MISKAM” von  $40 \times 40 \times 20$  Punkten (Länge x Breite x Höhe) aus den Modellrechnungen von Schädler et al.

(1996) verwendet. Die Belegung der Boxen ist in der Abb. A.8 (in Modellabmessungen) dargestellt. In der Umgebung der Meßstelle hatten die Boxen Abmessungen von etwa  $L \times B \times H = 2.5\text{m} \times 4.5\text{m} \times 3\text{m}$ . Die Boxgrößen nahmen nach oben und zu den Seitenrändern hin zu. Das Rechengebiet hatte eine Höhe von 100 m.

Im Vergleich mit dem detaillierten Modell wird die starke Vereinfachung der Hindernisgeometrie deutlich. Die Abb. A.9 zeigt das "numerische" Modell der Göttinger Straße in der Windkanalrealisierung. Die gravierenden geometrischen Vereinfachungen in der Umgebung der Meßstelle werden im wahrsten Sinne des Wortes ‚augenfällig‘. So war es nicht möglich die Arkaden und das Gebäude mit dem Torweg (vergl. Abb. 4.2 im Hauptteil des Berichts) zu modellieren. Es bestand nur die Möglichkeit, das Gebäude entweder ganz wegzulassen oder ohne Torweg in das Raster einzufügen. Inwiefern dies die Konzentrationen an der Meßstelle beeinflusst, wird im Ergebnis-Kapitel dargestellt. Die im Detailmodell der Göttinger Straße zusätzlich vorhandene Meßstelle wurde auch im "numerischen Modell" betrieben.

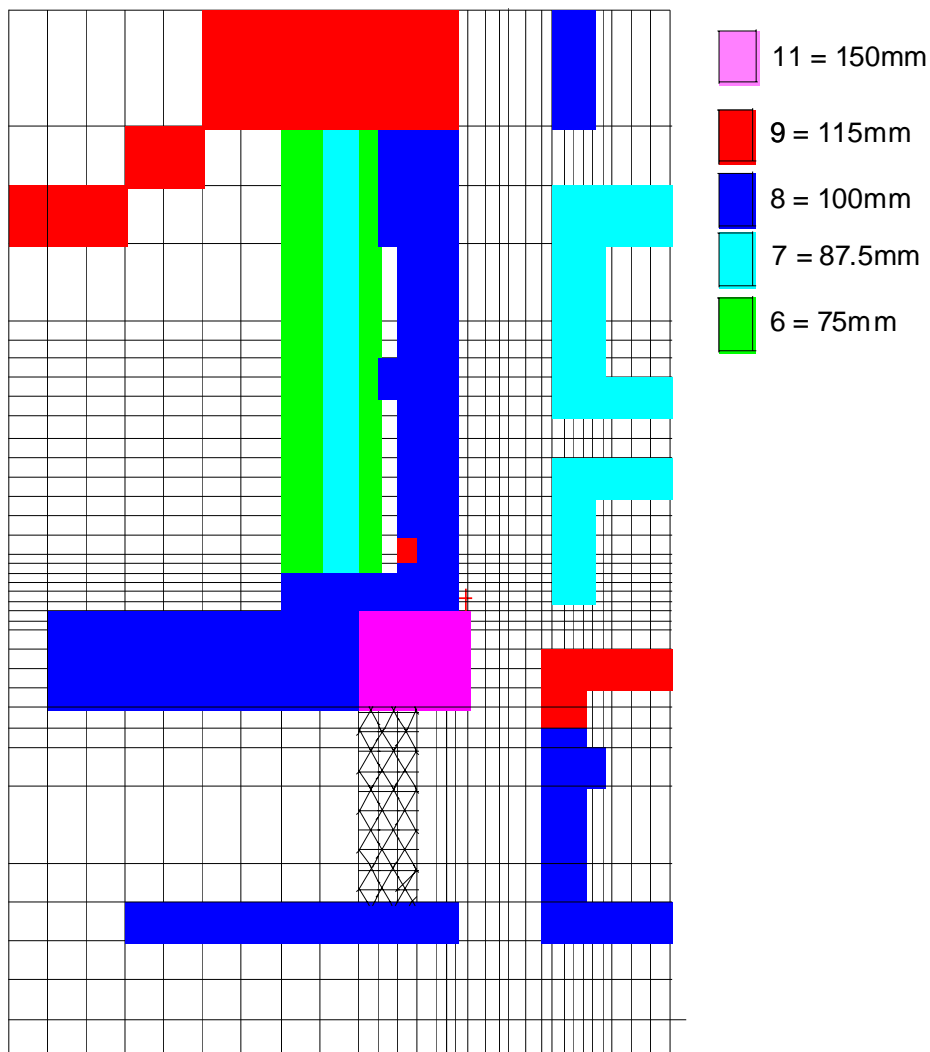


Abb. A.8: Belegung der Gitterboxen im numerischen Modell "MISKAM" (Höhenangaben für das Modell in mm)

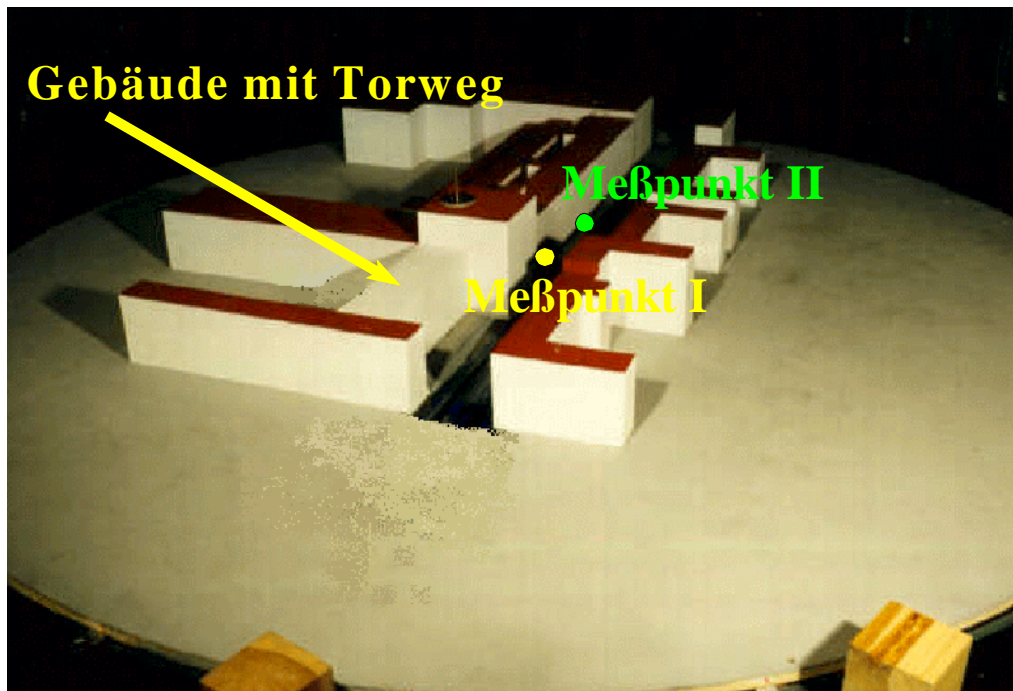


Abb. A.9: "Numerisches" Modell der Göttinger Straße entsprechend der in der Abb. A.8 angegebenen Gitterpunktsbelegung.

### A.5.3 Geschwindigkeits- und Konzentrationsmessungen

Im folgenden werden die bei den Versuchen eingesetzten Meßgeräte und der Versuchsaufbau dargestellt.

Zusätzlich zu den beiden Konzentrationsmeßstellen in der Göttinger Straße wurde die Hintergrundkonzentration an einer weiteren Meßstelle stromaufwärts (ebenfalls mit einem Slow FID) ermittelt und von den mittleren Konzentrationen subtrahiert. Weiterhin wurden mittels eines Hitzdrahtes die Überdachgeschwindigkeit (Station HRSW, vergl. Abb. 4.1) und mit einer Prandtl-Sonde die Geschwindigkeit in 100m über Grund (= Referenzwindgeschwindigkeit) bestimmt. Der Aufbau der Meßgeräte ist schematisch in der Abb. A.10 dargestellt. Die Konzentrationen und Geschwindigkeiten wurden mit einem speziellen Meßprogramm mit hinreichender Abtastrate aufgenommen, anschließend wurden die Mittelwerte bestimmt. Als Abbruchkriterium wurde eine maximale Integrationszeit von 600s bzw. eine relative Änderung der gleitenden Mittelwerte kleiner als 0.3% gewählt.

Als Tracergas wurde Ethan benutzt. Es hat dasselbe Molekulargewicht wie Luft, so daß keine Auftriebseffekte auftreten. Um zu einer guten Ausnutzung des Meßbereiches zu kommen, wurden die Messungen mit einem Gemisch aus synthetischer Luft und Ethan durchgeführt. Die Gasmengen wurden durch Volumenströmmer (BROOKS 5850S) kontrolliert und anschließend in einer Mischkammer totalvermischt. Nach der Mischkammer wurde das Luft/Ethan - Gemisch über gleich lange Schläuche den Linienquellen zugeführt.

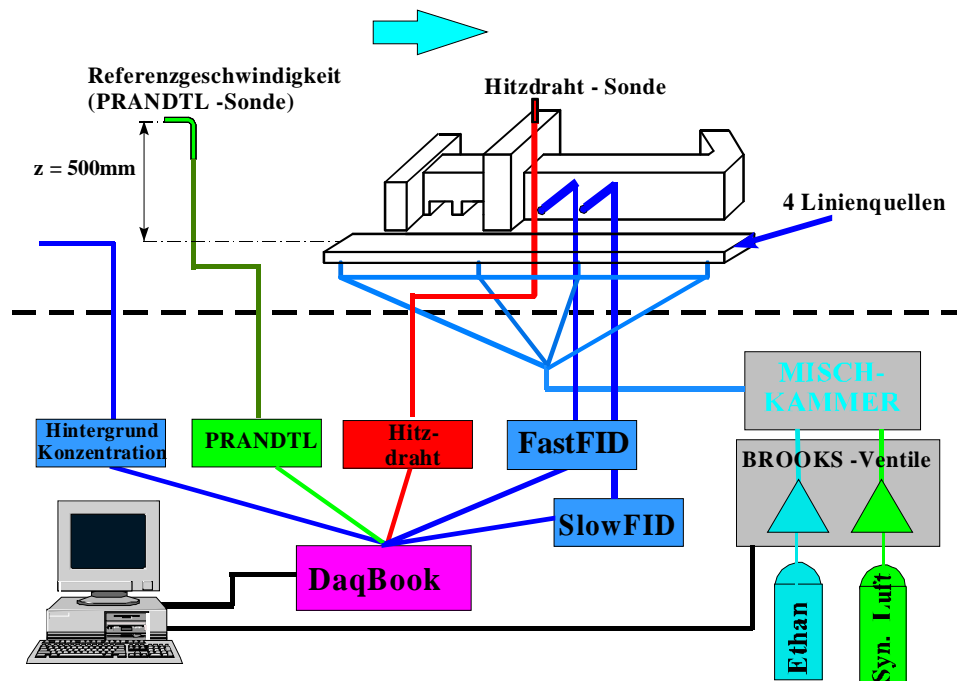


Abb. A.10: Schematischer Aufbau der Konzentrations- und Geschwindigkeitsmessungen an den Modellen der Göttinger Straße.

## A.6 Literatur zu Anhang A

Liedtke, J., Schatzmann, M. (1998): Autoabgasausbreitung in Straßenschluchten – Vergleich von Windkanal- und Naturmessungen an einem konkreten Fallbeispiel (2). Internet-Publikation, <http://bwplus.fzk.de/pef/diskpef98/diskpef98.htm>.

Schatzmann, M., Donat, J., Hendel, S., Krishan, G. (1995): Design of a low-cost stratified boundary-layer wind tunnel. Journ. of Wind Eng. and Ind. Aerodyn., 54/55, pp. 483-491.

Schatzmann, M., Pavageau, M., Liedtke, J. (1997): Autoabgasausbreitung in Straßenschluchten – Vergleich von Windkanal- und Naturmessungen an einem konkreten Fallbeispiel (1). Bericht FZKA-PEF 153, Forschungszentrum Karlsruhe, S. 257-266.

Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Bericht FZKA-PEF 138, Forschungszentrum Karlsruhe, ISSN 0948 535X (in German).

Errata (1997) dazu: Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, Ing.-Büro Lohmeyer, Schreiben vom 29.04.1997.

Standen, N.M.(1972): A spire array for generating thick turbulent shear layers for neutral wind simulation in wind tunnels. Tech. Rept. LTR-LA-94, National Aeronautical Establishment, Ottawa, Canada.



## Anhang B: Vorversuche

Nachfolgend werden die Ergebnisse von Vorversuchen dargestellt, in denen die Profile der Grenzschicht, die Gleichförmigkeit der Linienquelle sowie die Abhängigkeit der Konzentrationsmeßergebnisse von der Mittelungszeit, von Reynoldszahleinflüssen, dem Einfluß der Vorbauung und dem Abstand der Linienquelle zum Meßpunkt untersucht worden sind. Ferner wird über Vorversuche berichtet, die der Feststellung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse dienen.

### B.1 Geschwindigkeits- und Turbulenzprofile

Die durch die Verwendung von Turbulenzgeneratoren und Rauigkeitselementen erzeugten Geschwindigkeits- und Turbulenzprofile wurden am Ende der Anlaufstrecke (= Beginn des Modellgebiets) mit Hilfe eines 2-dimensionalen Laser-Doppler-Anemometers vermessen. Wie bereits ausgeführt wurde, ist von der gesamten Grenzschichtdicke ( $\delta = 600$  m) nur das unterste Viertel nachgebildet worden (siehe Anmerkungen in Anhang A).

In Abb. B.1 ist der Vertikalverlauf der zeitlich gemittelten horizontalen Geschwindigkeitskomponente für drei Referenzwindgeschwindigkeiten (in der freien Strömung oberhalb der Grenzschicht) aufgetragen. Wie man sieht, wird das gewünschte Potenzprofil

$$\frac{u}{u_{ref}} = \left| \frac{z}{\delta} \right|^n \quad (\text{B.1})$$

in guter Näherung getroffen. Der Profilexponent  $n$  hat den für städtische Gebiete bei neutraler Schichtung der Atmosphäre typischen Wert von  $n = 0.28$ .

Die Abb. B.2 und Abb. B.3 zeigen die mit den horizontalen und vertikalen Geschwindigkeitsfluktuationen gebildeten Turbulenzgrade  $Tu_u$  und  $Tu_w$

$$Tu_u = \sqrt{u'^2 / u_{<z>}} \quad \text{und} \quad Tu_w = \sqrt{w'^2 / u_{<z>}} \quad (\text{B.2})$$

zusammen mit entsprechenden, in der Atmosphäre ermittelten Turbulenzintensitäten (ESDU (1974)). Zum Vergleich wurden die Verläufe für Rauigkeitslängen von  $z_0 = 0.5$ m und  $z_0 = 2.0$ m eingezeichnet.

Für den longitudinalen Turbulenzgrad  $Tu_u$  liegen die in der Windkanalgrenzschicht ermittelten Turbulenzprofile innerhalb des von den ESDU - Daten aufgespannten Bereichs für eine städtische Grenzschicht. Die im Mehrschichtenkanal ermittelten Turbulenzprofile der vertikalen Turbulenzintensität  $Tu_w$  zeigen, daß für eine Geschwindigkeit von 5.1m/s eine Rauigkeitslänge  $z = 2.0$ m ermittelt wird, während für geringere Geschwindigkeiten die in den Grenzschichten ermittelten Turbulenzgrade eher größere Rauigkeitslängen aufweisen.

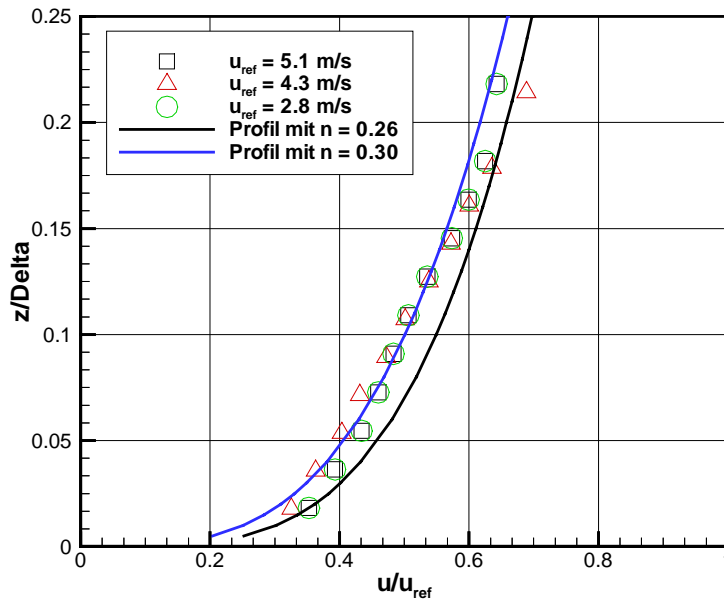


Abb. B.1: Im Mehrschichtenkanal bei  $x = 3900$ mm (Ende der Anlaufstrecke) ermittelte Grenzschichtprofile (durchgezogene Linien: Grenzschichtprofile mit Profilexponenten entsprechend einer städtischen Umgebung)

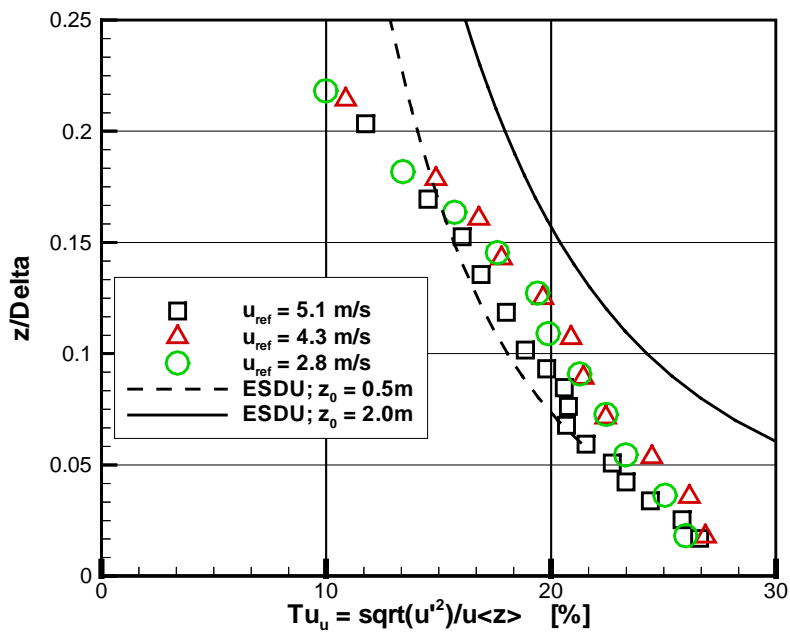


Abb. B.2: Vergleich des Turbulenzgrades  $Tu_u$  mit den Verläufen nach ESDU für Rauigkeitslängen von  $z_0 = 0.5$ m und  $z_0 = 2.0$ m.

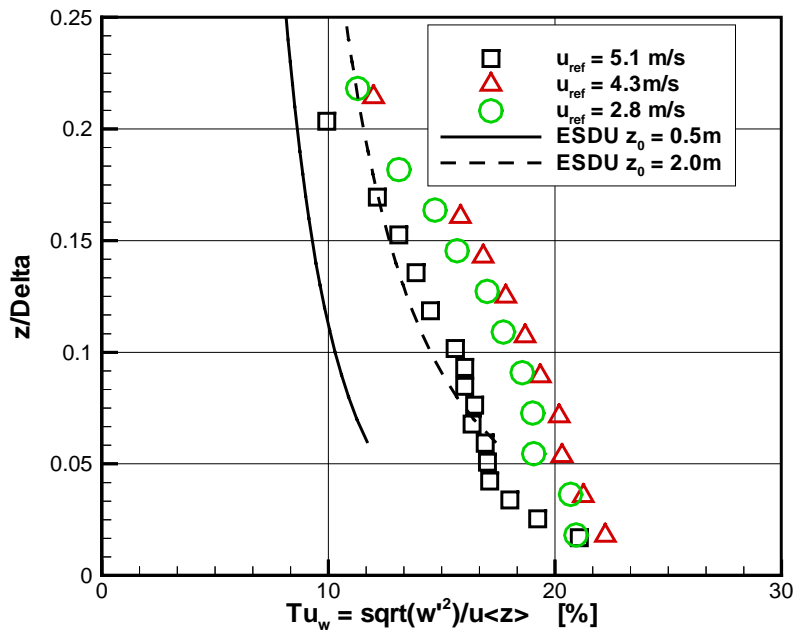


Abb. B.3: Vergleich des Turbulenzgrades  $Tu_w$  mit den Verläufen nach ESDU für Rauigkeitslängen von  $z_0 = 0.5\text{m}$  und  $z_0 = 2.0\text{m}$ .

Zur Ermittlung der Wandschubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  wurden die mittleren Geschwindigkeitsprofile entsprechend der Gleichung

$$u_* = \kappa \frac{u_{<z2>} - u_{<z1>}}{\ln(z_2 / z_1)} \quad (\text{B.3})$$

ausgewertet. Die Abb. B.4 zeigt die ermittelten Rauigkeitslängen  $z_0$  sowie die Wandschubspannungsgeschwindigkeiten  $u_*$  der drei Grenzschichten. Im Vergleich zu anderen Grenzschichten beträgt die Belegung mit Rauigkeitselementen im Mehrschichtenkanal nur ca. 2.5% der gesamten Bodenfläche (normal ca. 10% - 15%). Daher stellen die Rauigkeitselemente eher Einzelrauigkeiten dar, die die Strömung nur unwesentlich nach oben verdrängen. In allen untersuchten Grenzschichten wurde daher eine Verdrängungsdicke von  $d = 0\text{mm}$  ermittelt. Zusammenfassend wurden für die untersuchten Grenzschichten die in der Tabelle B.1 dargestellten Parameter ermittelt:

|                      | Soll                                | $u_{<\delta>} = 2.8 \text{ m/s}$ | $u_{<\delta>} = 4.3 \text{ m/s}$ | $u_{<\delta>} = 5.1 \text{ m/s}$ |
|----------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Exponent n           | 0.28                                | $0.26 < n < 0.3$                 | $0.26 < n < 0.3$                 | $0.26 < n < 0.3$                 |
| $u^*/u_{\text{ref}}$ | 0.051                               | 0.051                            | 0.047                            | 0.047                            |
| Rauigkeitsl. $z_0$   | $1.0 \text{ m} < z_0 < 2.0\text{m}$ | 1.2 m                            | 0.8m                             | 1.0m                             |

Tabelle B.1: Ermittelte Parameter in den Grenzschichten



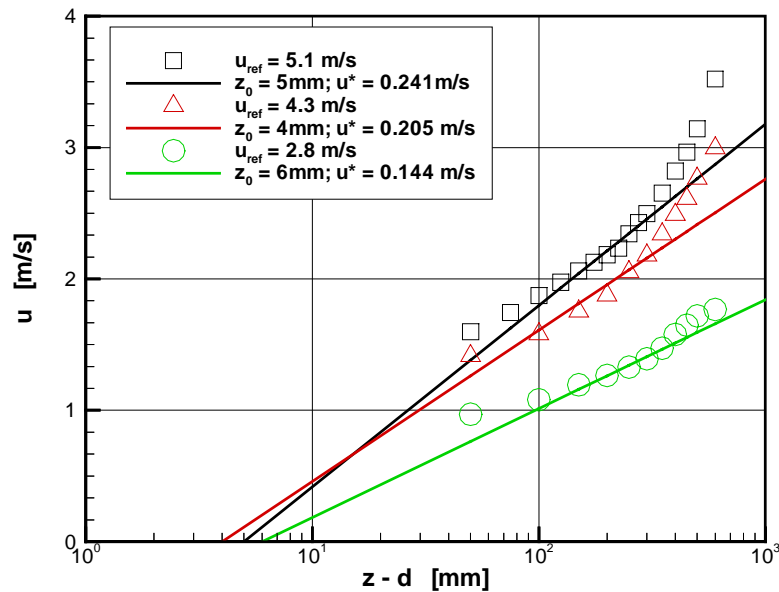


Abb. B.4: Rauigkeitslängen  $z_0$  und Wandschubspannungsgeschwindigkeiten  $u_*$  der drei untersuchten Grenzschichten im Mehrschichtenkanal.

Die maßgeblichen Parameter der drei untersuchten Grenzschichten liegen damit innerhalb der in Anhang A vorgegebenen Bereiche. Sie stellen nicht das Optimum dessen dar, was in Grenzschichtwindkanälen erreichbar ist. Da jedoch das eigentliche Modellgebiet hinreichend groß und durch komplexe Bebauung stark strukturiert ist, paßt sich die Grenzschicht nach Verlassen der Anlaufstrecke den lokal vorhandenen Gegebenheiten erfahrungsgemäß schnell an. Im Meßstellenbereich kann daher mit von den lokalen Gebäudehindernissen geprägten Geschwindigkeits- und Turbulenzfeldern gerechnet werden. Auf die weitere Optimierung der Grenzschicht wurde daher verzichtet.

## B.2 Gleichförmigkeit der Linienquelle

Die Linienquelle wurde in einer ebenen und glatten Grenzschicht auf Gleichförmigkeit untersucht. Es wurden in 25 mm Entfernung von der Quelle in 1 mm über dem Boden Konzentrationsmessungen durchgeführt. Dabei wurde der Emissionsvolumenstrom variiert. Abb. B.5 zeigt das Ergebnis. Dargestellt sind die normierten Konzentrationen

$$k' = \frac{C \cdot u_{ref}}{Q_{Ethanol}} [1/m^2] \quad (B.4)$$

mit der gemessenen Konzentration  $C$ , der Referenzgeschwindigkeit  $u$  und dem Tracergasvolumenstrom  $Q_{Ethanol}$ . Die Abb. B.5 macht deutlich, daß bei Volumenströmen von 100 l/h bzw. 50 l/h die Abweichungen zwischen den einzelnen Kurven klein sind. Die Experimente wurden daher mit einem Gesamtvolumenstrom von ca. 100 l/h durchgeführt. Auffällig ist der Einbruch

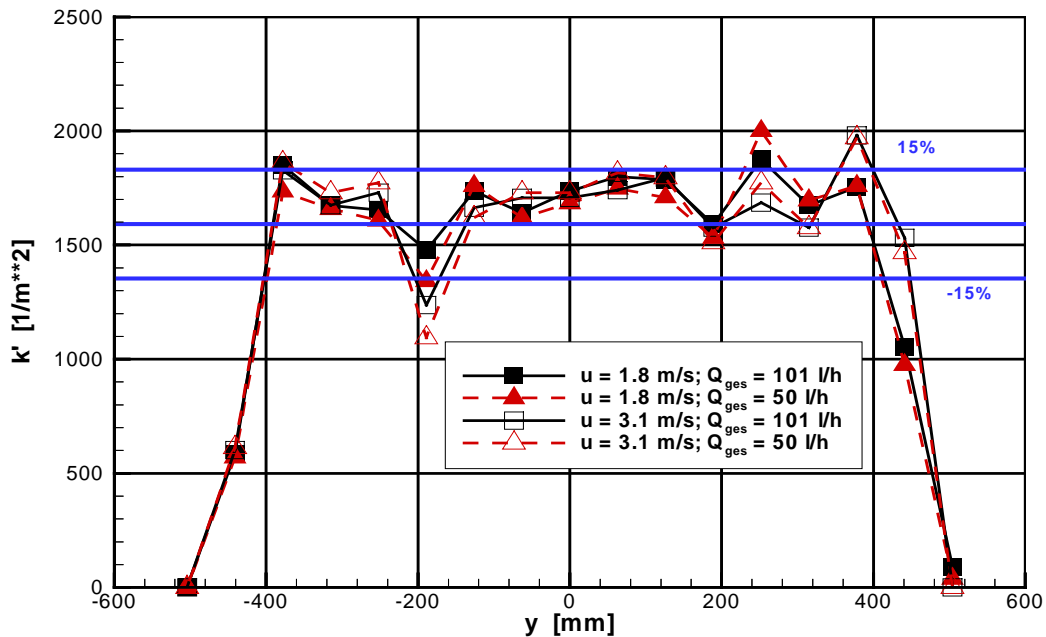


Abb. B.5: Normierte Bodenkonzentrationen  $k'$  der Linienquelle gemessen bei  $x = 25\text{mm}$  und in einer Höhe von  $z = 1\text{mm}$ .

des Querprofils bei  $y = 200\text{ mm}$ . Die Nachprüfung ergab eine geringfügige Unebenheit im Windkanalboden an dieser Stelle, daher wurde vom an dieser Stelle platzierten Absaugschlauch aus der in dieser Entfernung noch recht flachen Fahne Frischluft mitangesaugt. In rauheren Grenzschichten und zwischen den Gebäuden wirken sich solche Unebenheiten nur stark abgeschwächt aus.

### B.3 Konzentrationsmessungen

Die Konzentrationsmessungen wurden mit dem in Anhang A beschriebenen Versuchsaufbau durchgeführt. Es wurden zunächst nur Untersuchungen mit der Drehscheibe, d.h. mit einem Modellgebiet von einem Durchmesser von  $365\text{m}$  durchgeführt. In ersten Versuchen wurden Zeitreihen zur Ermittlung der minimal notwendigen Integrationszeit aufgenommen und ausgewertet. Zur Ermittlung der Winkelabhängigkeit der normierten Konzentrationen wurde die Drehscheibe in  $10^\circ$  Grad Schritten gedreht. Mittels eines speziellen Meßprogramms wurden die Werte der mittleren Geschwindigkeit in Referenzhöhe, der mittleren Geschwindigkeit auf dem Gebäude und der drei Konzentrationsmeßstellen bestimmt. Mit Gl. (1) und der Kenntnis der Quellstärke konnten dann die mittleren normierten Konzentrationen  $c^*$  für jeden Anströmwinkel bestimmt werden. Diese Untersuchungen wurden zur Überprüfung der Re - Zahl Unabhängigkeit bei drei (Detailmodell) bzw. 2 ("numerisches" Modell) unterschiedlichen Referenzwindgeschwindigkeiten wiederholt.

#### B.3.1 Bestimmung der minimalen Integrationszeit

Vor Durchführung der eigentlichen Meßreihen wurde überprüft, wie schnell sich ein konstanter Mittelwert bei den Konzentrationen einstellt. Hierzu wurden mit dem schnellen Flam-

men-ionisationsdetektor Konzentrationszeitreihen für verschiedene Winkel aufgenommen. Aus den Konzentrationszeitreihen wurde dann der gleitende Mittelwert bestimmt. In der Abb. B.6 ist die Entwicklung des Mittelwertes für verschiedene Windrichtungen dargestellt.

Zur Bestimmung des Mittelwertes mit einer Genauigkeit von  $\pm 2\%$  ist eine Meßzeit von mindestens 400s notwendig. Dies bedeutet, daß auch die Meßparameter für minimal diesen Zeitraum konstant gehalten werden müssen. Mit dem Einsatz elektronisch gesteuerter BROOKS - Regelventile war dies für den Volumenstrom der Quelle problemlos zu erreichen. Wie sich für die anderen bei der Messung eingesetzten Geräte zeigte (FastFID, langsames Konzentrationsmeßgerät), war zur Aufrechterhaltung der Güte der Messung eine Kalibrierung nach einer Meßzeit von ca. 2-3 Stunden erforderlich. Die eingesetzten Systeme zu Geschwindigkeitsmessung (Prandtl - Sonde und Hitzdrahtanemometer) wurden täglich bzw. wöchentlich nachkalibriert.

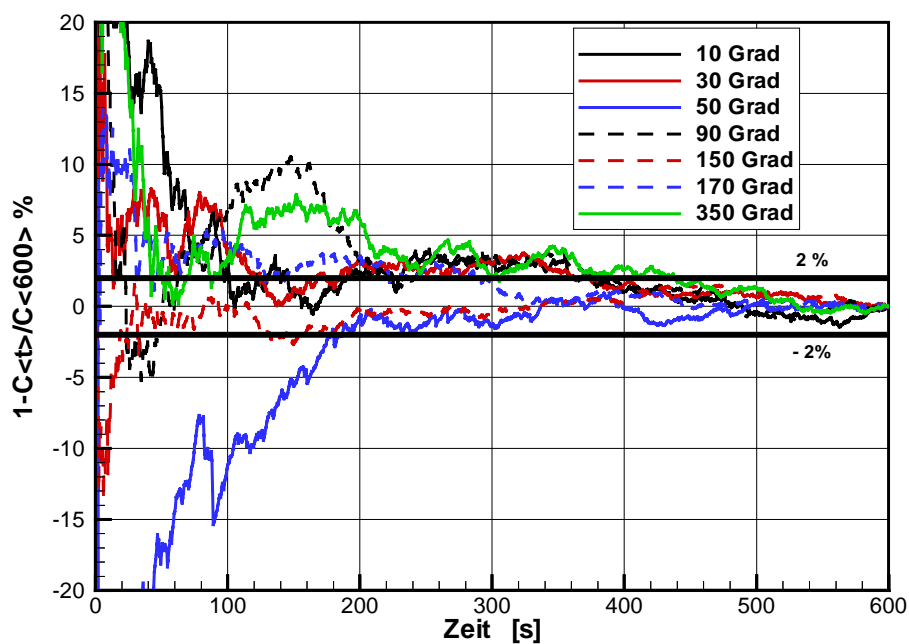


Abb. B.6: Gleitender Mittelwert der Konzentrationen für verschiedene Anströmwinkel (Detailmodell der Göttinger Straße)

### B.3.2 Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, Detailmodell

Die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse ist einerseits von Bedeutung, um die eingestellten Versuchsparameter zu überprüfen, und andererseits, um evtl. Fehler in den Meßgeräten aufzuspüren. Angestrebt wurde folgende Meßgenauigkeit: die Konzentration  $C$  [ppm] sollte innerhalb von  $\pm 2\%$ , die Geschwindigkeit  $u_{ref}$  [m/s] mit einer Genauigkeit von  $\pm 2\%$  und der Volu-

menstrom des Tracergases  $Q$  [l/h] mit einer Genauigkeit von  $\pm 1\%$  gemessen werden. Der Gesamtfehler der normierten Konzentrationen  $c^*$  bestimmt sich dann zu

$$\frac{\Delta c^*}{c^*} = \left| \frac{\Delta C}{C} \right| + \left| \frac{\Delta u}{u} \right| + \left| \frac{\Delta Q}{Q} \right| = 0.06 \quad (\text{B5})$$

bzw.  $\pm 6\%$ . Die durchgeführten Messungen (36 Windrichtungen, 3 Windgeschwindigkeiten, Modellgebiet beschränkt auf die Größe des Drehtellers oder mit zusätzlicher Vorbebauung) nahmen einen Zeitraum von mehreren Monaten in Anspruch. Bestimmte Messungen wurden routinemäßig wiederholt, um die Reproduzierbarkeit der Daten zu sichern. Durch sorgfältiges Arbeiten, ständiges Kalibrieren der Konzentrationsmeßgeräte mit Prüfgas und fortlaufende Kalibrierung der Geschwindigkeitsmeßsysteme und der Durchflußmesser mit den entsprechenden Eichvorrichtungen ließ sich über die gesamte Meßphase hinweg eine Reproduzierbarkeit von  $\pm 3\%$  bei den Konzentrationsmittelwerten (vergl. Abb. B.7) und  $\pm 5\%$  (Abb. B.8) bei den dazugehörigen Standardabweichungen der Konzentrationszeitreihen erzielen. Dargestellt sind die Abweichungen der normierten Konzentration (Gl. 1) für die drei untersuchten Geschwindigkeiten. Zur Bestimmung der normierten Konzentrationen bzw. der normierten Standardabweichungen wurde die mittels einer Prandtl - Sonde ermittelte Geschwindigkeit in

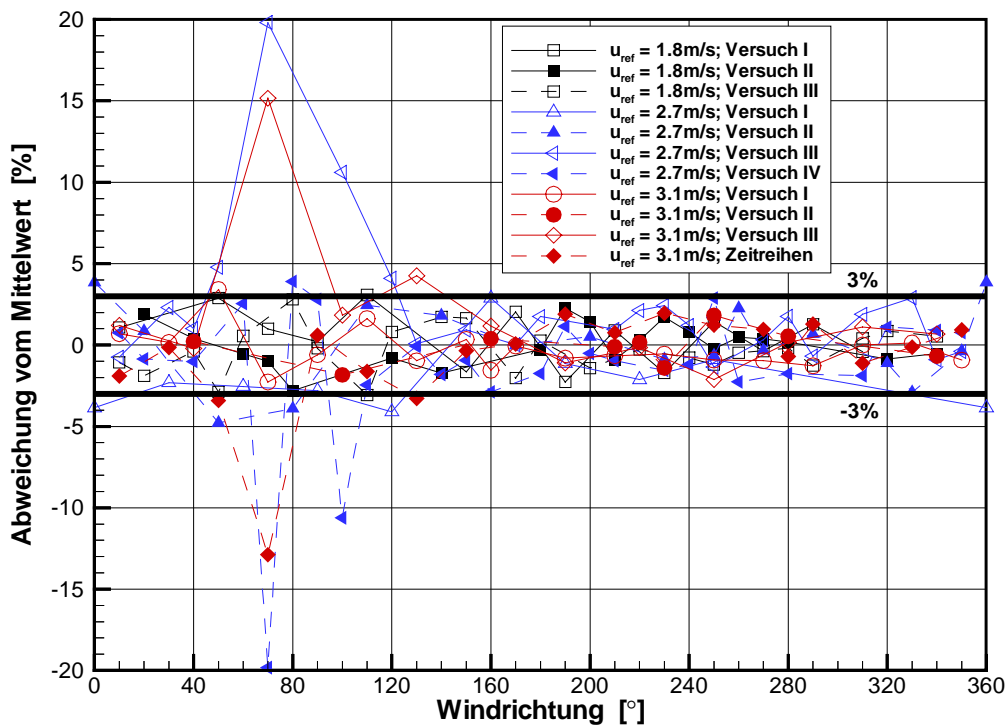


Abb. B.7: Reproduzierbarkeit der Mittelwerte aus den Messungen am Detailmodell mit dem schnellen Konzentrationsmeßsystem (Meßstelle 1, HRVS).

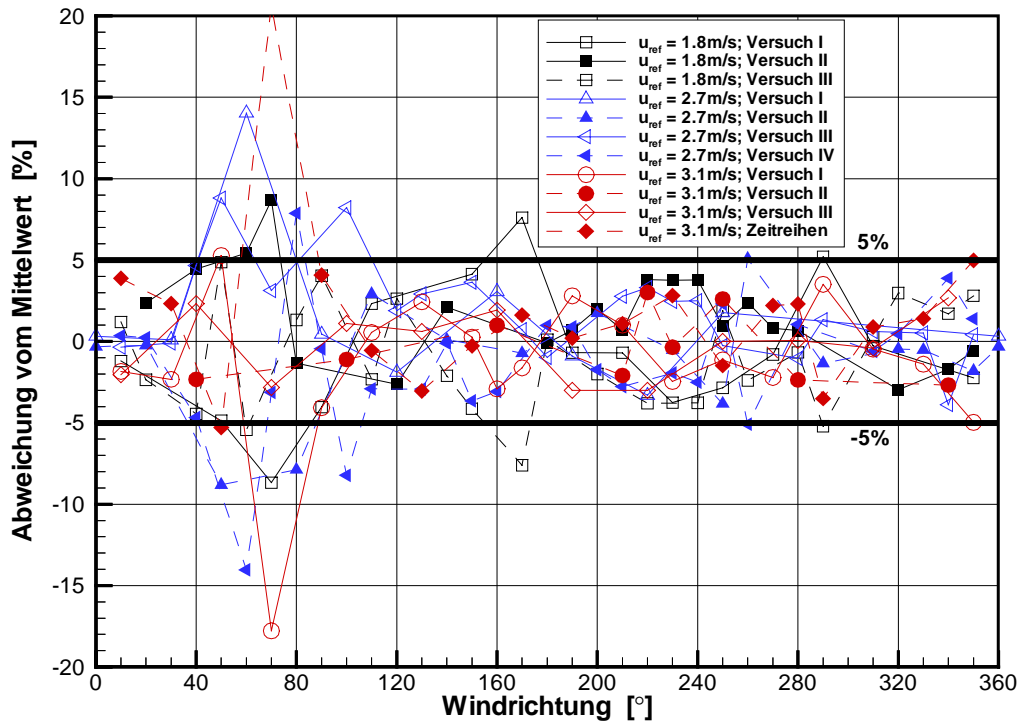


Abb. B.8: Reproduzierbarkeit der Standardabweichungen aus den Messungen mit dem schnellen Konzentrationsmeßsystem (Meßstelle 1, HRVS).

einer Höhe von 500mm (=100m im Feldversuch = Referenzhöhe) herangezogen. Lediglich im Bereich sehr kleiner absoluter Konzentrationswerte (Windrichtung  $70^\circ \pm 10^\circ$ ) steigen die Abweichungen auf ca. 20% an. Die absoluten Konzentrationen haben hier Werte von nur ca. 5 - 10ppm. Eine Fehlmessung von 1ppm führt damit schon zu Abweichungen von 10% - 20%. Bei allen anderen Windrichtungen sind die absoluten Konzentrationen größer (ca. 100ppm), so daß eine Fehlmessung von 1ppm nur eine Abweichung von 1% liefert. Um derart stabile Werte zu erhalten, mußte über Zeitintervalle zwischen 450s und 600s integriert werden.

In Abb. B.9 sind die Abweichungen vom Mittelwert für die nur im Windkanalexperiment betriebene zweite Meßstelle dargestellt. Die Konzentrationsmessungen wurden hier nur mit einem langsamen Konzentrationsmeßsystem (Frequenzauflösung ca. 1Hz im Vergleich zu 450Hz bei dem schnellen Konzentrationsmeßsystem) durchgeführt. Es wird daher auch nur der Mittelwert der normierten Konzentrationen betrachtet. Die Reproduzierbarkeit dieser Messungen ist nur unwesentlich schlechter als bei den Messungen mit dem schnellen Konzentrationsmeßsystem, sie beträgt ca.  $\pm 4\%$ . Wie auch schon bei den Messungen mit dem schnellen Konzentrationsmeßsystem festgestellt wurde, sind die Abweichungen im Bereich der kleinen Konzentrationen ( $C < 10\text{ppm}$ ) größer und erreichen Werte von ca.  $\pm 13\%$ .

### B.3.3 Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, geometrisch vereinfachtes Modell

Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wurde nicht nur am Detailmodell sondern auch am geometrisch vereinfachten, den Gitterboxen von MISKAM angepaßten Windkanalmodell überprüft. Die den Bildern B.7 bis B.9 entsprechenden Ergebnisse sind in den Bildern B.10 bis B.12 dargestellt. Es ergeben sich die gleichen Schlußfolgerungen wie bei den Untersuchungen am geometrisch detaillierten Modell.

### **B.3.4 Reynoldszahl-Unabhängigkeit der Ergebnisse (Detailmodell)**

Die Unabhängigkeit der Ergebnisse von Reynoldszahl - Einflüssen wurde durch Wiederholung der Versuche bei drei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten (bezogen auf eine Referenzhöhe von 100m) nachgewiesen. Die Definition der Re - Zahl ist

$$\text{Re} = \frac{u \cdot l}{\nu} \quad (\text{B.6})$$

wobei  $u$  die Geschwindigkeit in Referenzhöhe,  $l$  eine charakteristische Länge (hier die mittlere Gebäudehöhe) und  $\nu$  die kinematische Zähigkeit ( $1.56 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ ) ist. Abb. B.13 zeigt das Ergebnis an der Meßstelle 1 (HRVS) innerhalb der Straßenschlucht.

Dargestellt sind die normierten Konzentrationen  $c^*$  als Funktion der Windrichtung. Die verschiedenen Windgeschwindigkeiten werden über unterschiedliche Symbole repräsentiert. Wie man sieht, fallen die drei Kurven für die drei untersuchten Windgeschwindigkeiten, und damit Re-Zahlen, nahezu aufeinander. Die Schadstoffausbreitung erfolgt somit unabhängig von der Reynoldszahl.

Auch wenn die zweite, nur im Windkanal betriebene, Meßstelle nicht unmittelbar Gegenstand des durchgeführten Projektes war, soll auch hier die Reynoldszahl Unabhängigkeit überprüft werden. Das Ergebnis der Untersuchung ist in der Abb. B.14 dargestellt. Wie schon in der Abb. B.13 gezeigt wurde, ist auch an der zweiten Meßstelle ein Einfluß der Geschwindigkeit auf die normierten Konzentrationen kaum feststellbar.

### **B.3.5 Reynoldszahl-Unabhängigkeit der Ergebnisse („numerisches Modell“)**

Die Reynoldszahl-Unabhängigkeit der Ergebnisse wurde sodann am geometrisch vereinfachten „numerischen“ Modell untersucht. Wie Bild B.15 zeigt, sind auch hier die bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten erzielten  $c^*$ -Werte nahezu identisch.

### **B.3.6 Einfluß der Vorbebauung auf die Ergebnisse**

Die im Hauptteil des Berichts dargestellten Windkanalergebnisse entstammen Experimenten, in denen nur der Drehteller mit einem Durchmesser von (umgerechnet auf die Natur) etwa 360m detailgetreu nachgebildet war. Um den Einfluß einer möglicherweise nicht hinreichend langen Vorbebauung abschätzen zu können, wurden für 2 Windrichtungen ( $0^\circ$  und  $180^\circ$ ) Anschlußmodelle von nochmals etwa 320m Länge erstellt und in den Windkanal eingebaut. Diese beiden Windrichtungen wurden ausgesucht, da bei ihnen eine Vorbebauung die Durchlüftung der Straßenschlucht in besonderem Maße vermindert. In Abb. B.16 ist das Ergebnis für die beiden vermessenen Windrichtungen dargestellt. Für beide Windrichtungen ergab sich eine Erhöhung der mittleren Konzentrationen, und zwar für eine Windrichtung von  $0^\circ$  ( $360^\circ$ ) um 43 % und für eine Windrichtung von  $180^\circ$  um 51 %. Es ist zu erwarten, daß die Konzentrationserhöhungen für andere Windrichtungssegmente deutlich geringer ausfallen. Wegen des großen modelltechnischen Aufwandes (Bau eines Modells mit einer Grundfläche von ca.  $36\text{m}^2$ ) konnten ähnliche Untersuchungen für andere Windrichtungen nicht durchgeführt

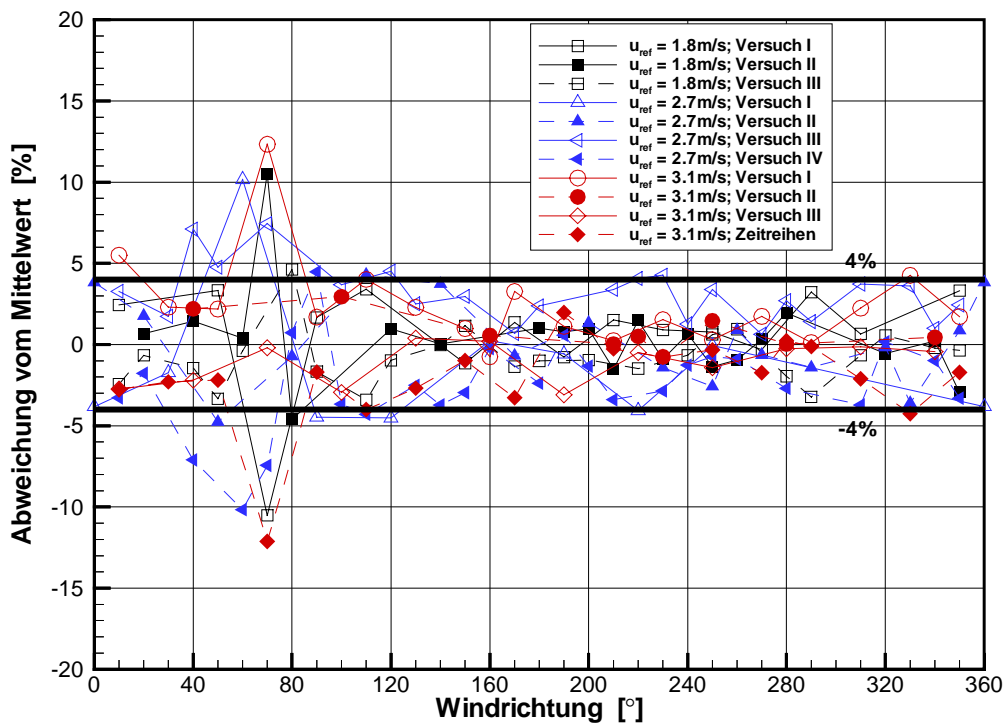


Abb. B.9: Reproduzierbarkeit der Mittelwerte aus den Messungen mit dem langsamen Konzentrationssystem, das an der Meßstelle II betrieben wurde (Detailmodell).

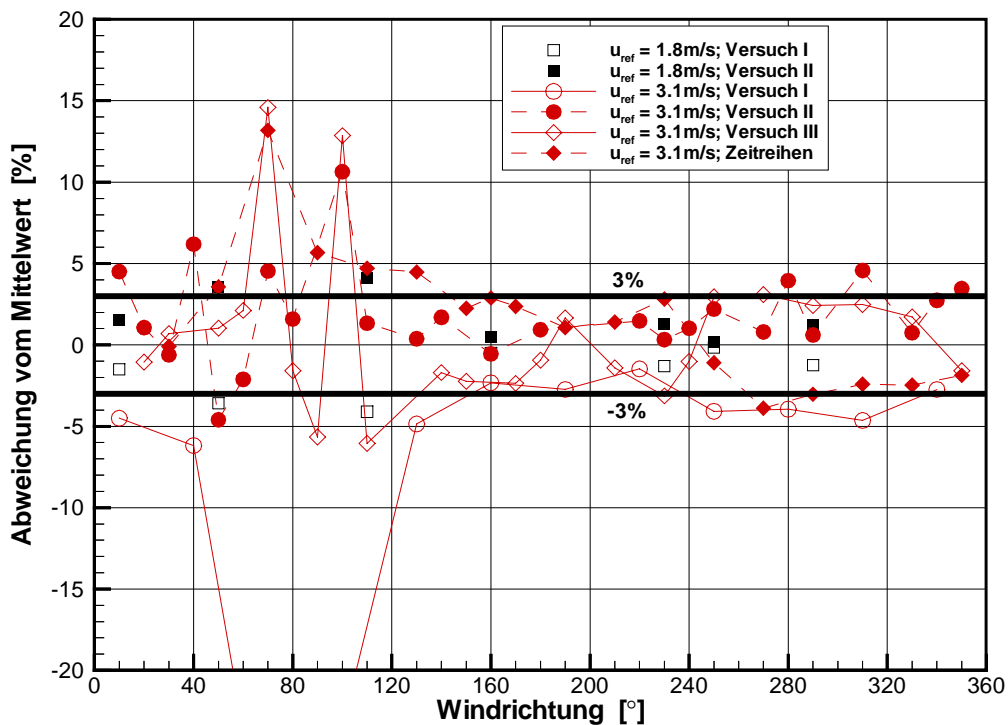


Abb. B.10: Reproduzierbarkeit der Mittelwerte aus den Messungen mit dem schnellen Konzentrationssystem am "numerischen" Modell (HRVS).

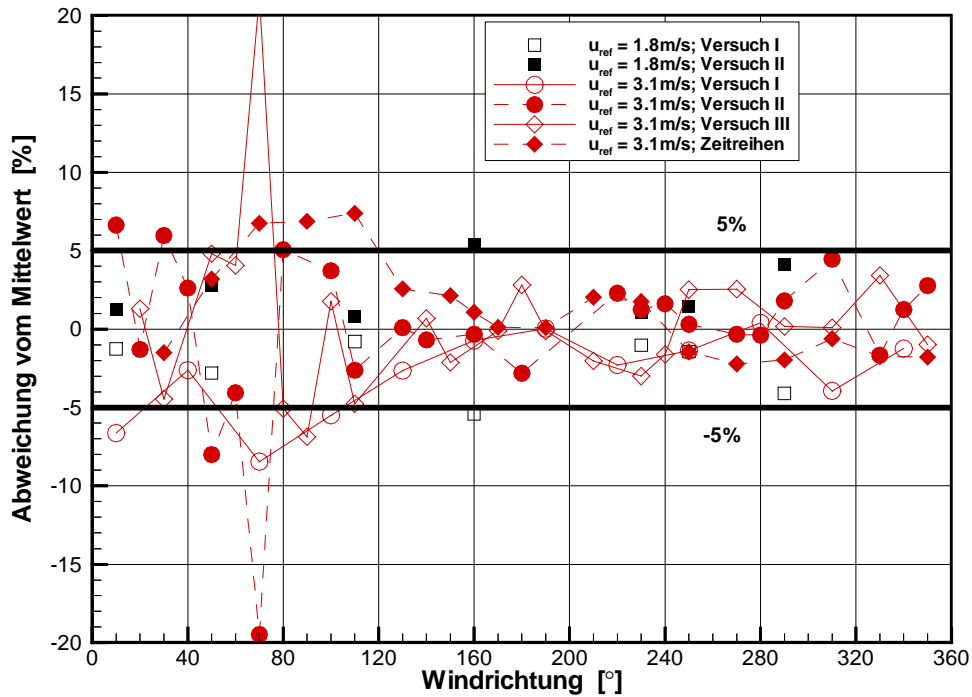


Abb. B.11: Reproduzierbarkeit der Standardabweichungen aus den Messungen mit dem schnellen Konzentrationsmeßsystem am “numerischen” Modell

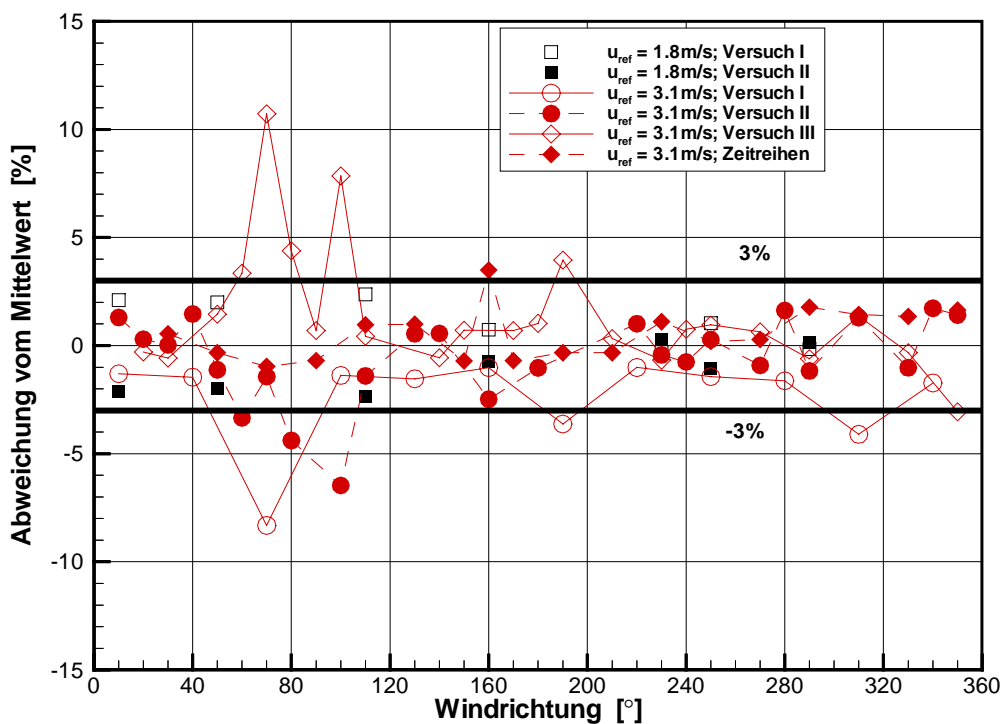


Abb. B.12: Reproduzierbarkeit der Mittelwerte aus den Messungen mit dem langsamen FID, das an der Meßstelle II betrieben wurde („numerisches Modell“)



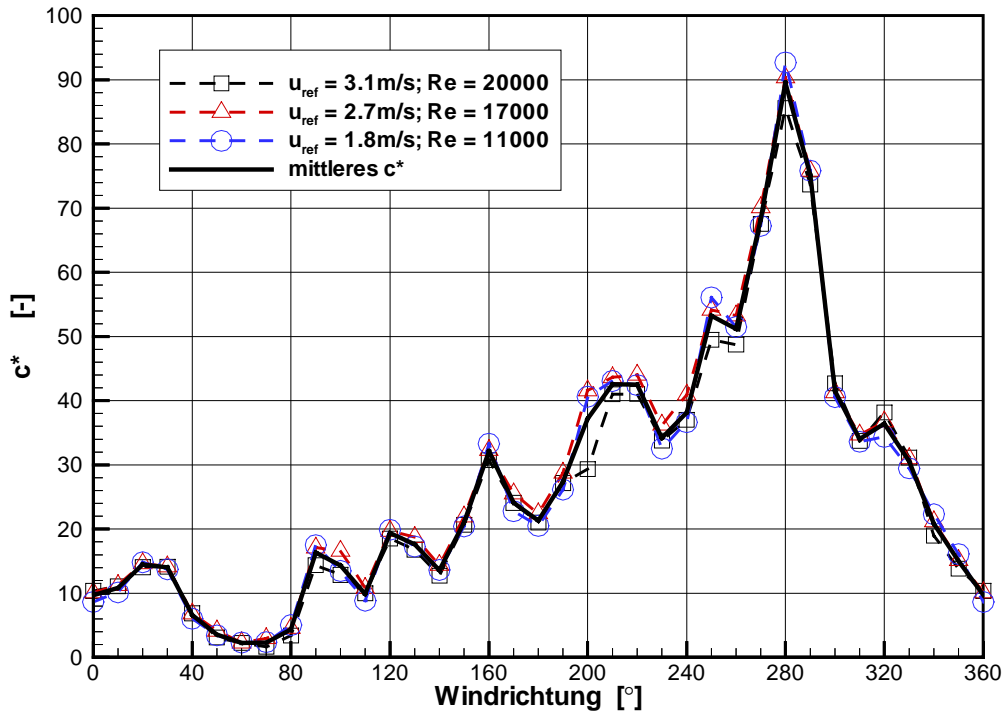


Abb.B.13: Vergleich der ermittelten normierten Konzentrationen am Detailmodell der Göttinger Straße bei drei Anströmgeschwindigkeiten, Meßstelle 1 (HRVS).

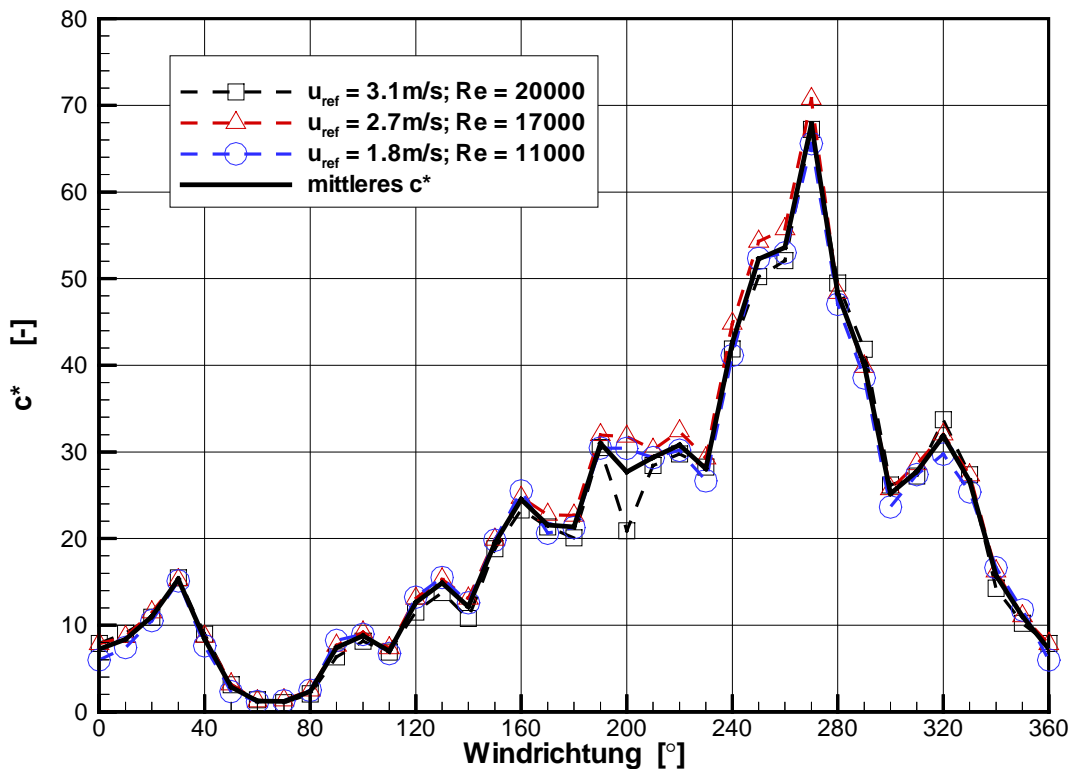


Abb. B.14: Vergleich der ermittelten normierten Konzentrationen bei drei Anströmgeschwindigkeiten an der zweiten, nur im Windkanal betriebenen Meßstelle.

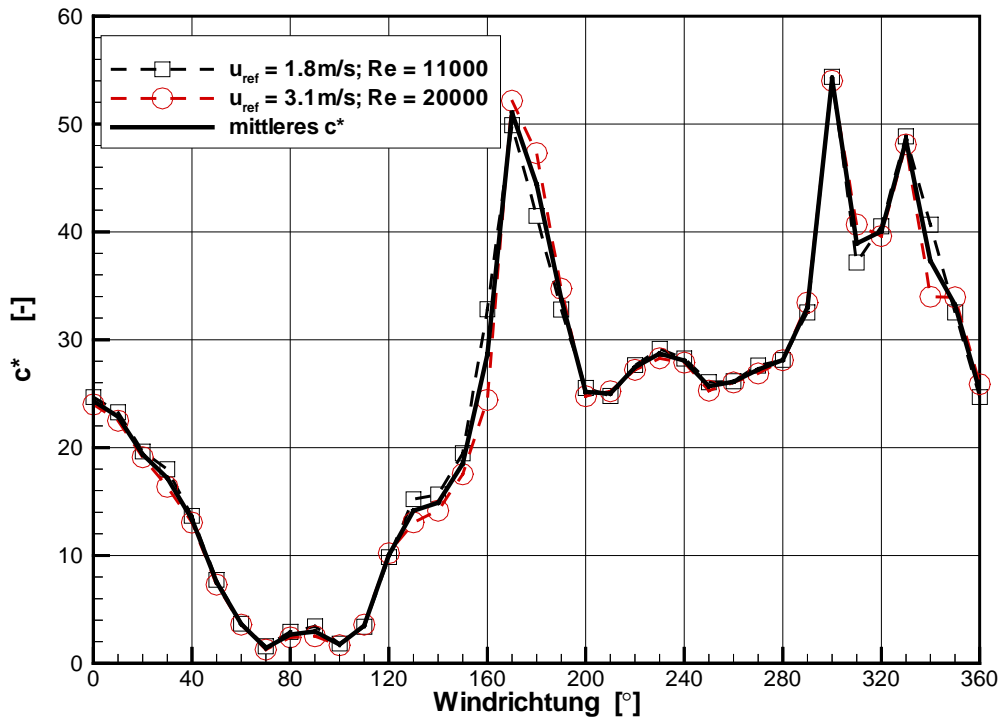


Abb. B.15: Vergleich der ermittelten normierten Konzentrationen am “numerischen” Modell der Göttinger Straße bei zwei Anströmgeschwindigkeiten, Meßstelle 1 (HRVS).

werden. Auch ein Drehen des Drehtellers in der vorhandenen Vorbebauung kann nicht durchgeführt werden, da die lokale Struktur der Meßstelle dann nicht mehr mit der Realität übereinstimmen würde.

### B.3.7 Einfluß des Abstands der Linienquelle zur Meßstelle

Wie empfindlich die Ergebnisse auf den Abstand der Linienquellen zur Meßstelle reagieren, läßt sich im physikalischen Modell leicht nachweisen. Hierzu wurden vorübergehend die beiden mittleren der vier tatsächlich vorhandenen und in allen sonstigen Versuchen betriebenen Linienquellen abgestellt. In der Realität entspricht dies der Sperrung der beiden Überholspuren in der Göttinger Straße. In der Abb. B.17 ist das Ergebnis dargestellt. Es wird deutlich, daß der grundsätzliche Verlauf der Windkanalkurve auch beim Betrieb von 2 Spuren wiedergegeben wird. Die ermittelten normierten Konzentrationen  $c^*$  sind allerdings um bis zu 40% größer als beim Betrieb aller vier Spuren. Der Grund liegt in der Definition der normierten Konzentrationen  $c^*$  und in der Schadstoffausbreitung in der Straßenschlucht. Der Hauptanteil der Konzentration  $C$  wird durch die dem Meßort am nächsten liegende Linienquelle (Spur 1) geliefert, während alle anderen Spuren, wegen ihrer größeren Entfernung zum Meßpunkt einen relativ kleineren Beitrag zur gemessenen Konzentration leisten. Da  $c^*$  mit einem geringeren Quellvolumenstrom entdimensioniert wird, sind die normierten Konzentrationen beim Betrieb von 2 Spuren größer als beim Betrieb von 4 Spuren.

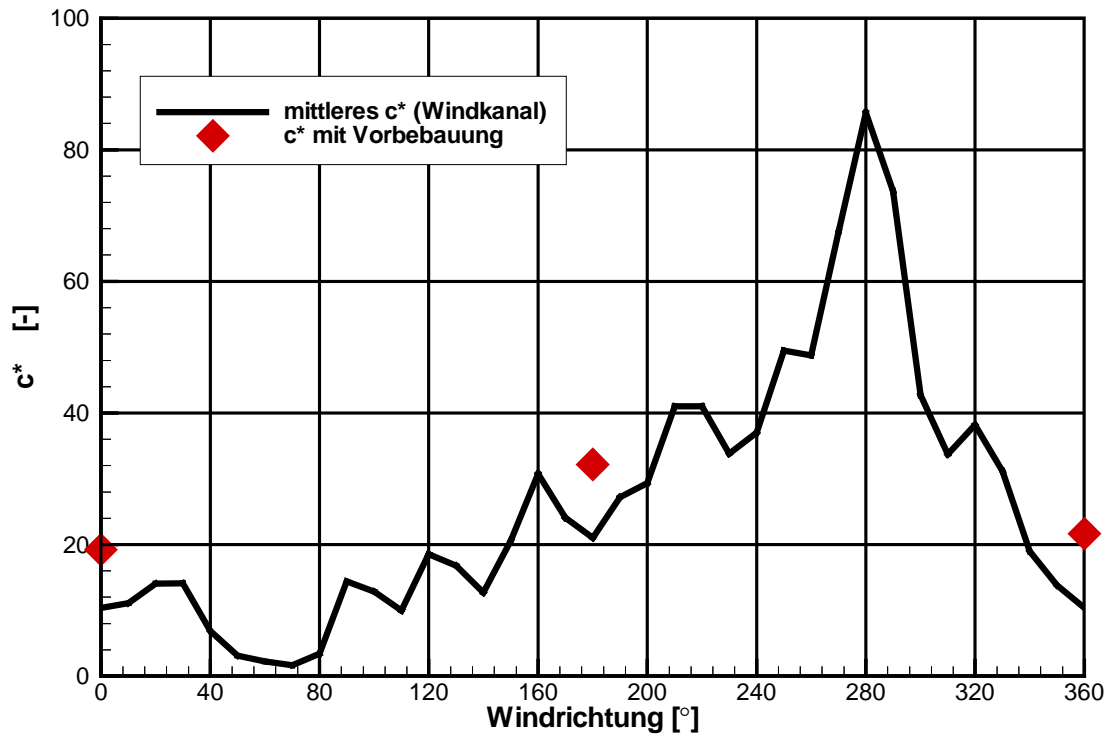


Abb. B.16: Einfluß einer weiteren Vorbebauung auf die normierten Konzentrationen  $c^*$  (Detailmodell, Meßstelle HRVS).

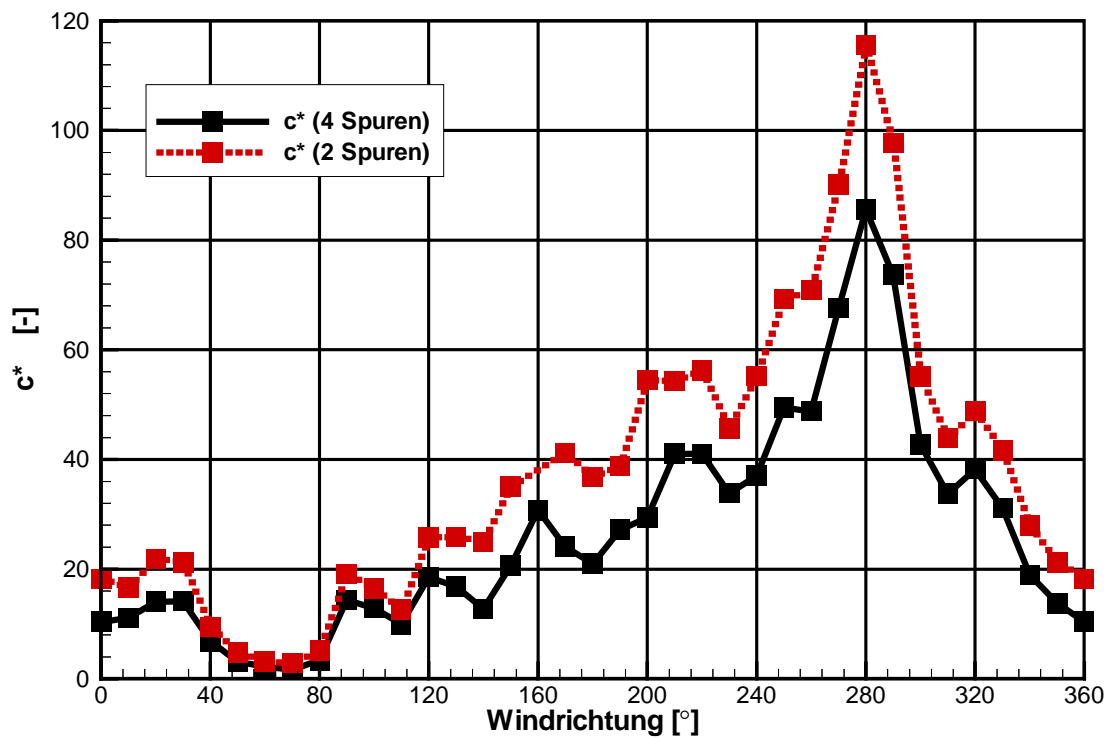


Abb. B. 17: Vergleich der normierten Konzentrationen am Detailmodell der Göttinger Straße bei zwei und vier Fahrspuren (Detailmodell, Meßstelle HRVS).

#### **B.4 Literatur zu Anhang B**

ESDU (1974): Characteristics of Atmospheric Turbulence near Ground. Part II: Single Point Data for Strong Winds (Neutral Atmosphere). Report No. 74031, Engineering Sciences Data Unit, London.

## Anhang C:           Angaben zu den Naturdaten

Die wesentlichsten Angaben zur Naturmeßstelle sind in Kapitel 4 zu finden. Hier werden nur noch zusätzliche Informationen zu den örtlichen Gegebenheiten sowie zu den Meßdaten gegeben.

### C.1   Örtliche Gegebenheiten

Die Göttinger Straße ist annähernd Nordnordwest - Südsüdost orientiert (um ca. 17 Grad gegen die Nord/Süd-Richtung verdreht). Die Straße mündet im Norden in einen Kreisverkehr (Deisterplatz). Sie grenzt im Westen an ein ausgedehntes Industriegebiet, im östlichen Bereich sind Wohngebiete bestimmend, im südlichen Bereich der Straße liegen größere Bahnanlagen. Beginnend am Deisterplatz ist der 500m lange nördliche Teil der Straße gerade und hat eine Breite von 25m, inklusive der knapp 3m breiten Gehwege auf beiden Seiten der Straße. Die Richtungsfahrbahnen der vierspurigen Straße werden durch einen ca. 1.5m breiten Mittelstreifen voneinander getrennt. Auf der westlichen Seite der Straße liegen die Gebäude des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (Abb C.2). Für den nördlichen Teil der Göttinger Straße bilden die Gebäude des NLÖ eine geschlossene Begrenzung mit einer durchschnittlichen Höhe von 20m. Ein Aufbau auf dem Gebäude des NLÖ erreicht eine Höhe von 32m. Hier werden an einem 10m hohen Meßmast (42m über Straßenniveau, Abb. C.1) die meteorologischen Daten und die Hintergrundkonzentrationen ermittelt (Station HRSW).

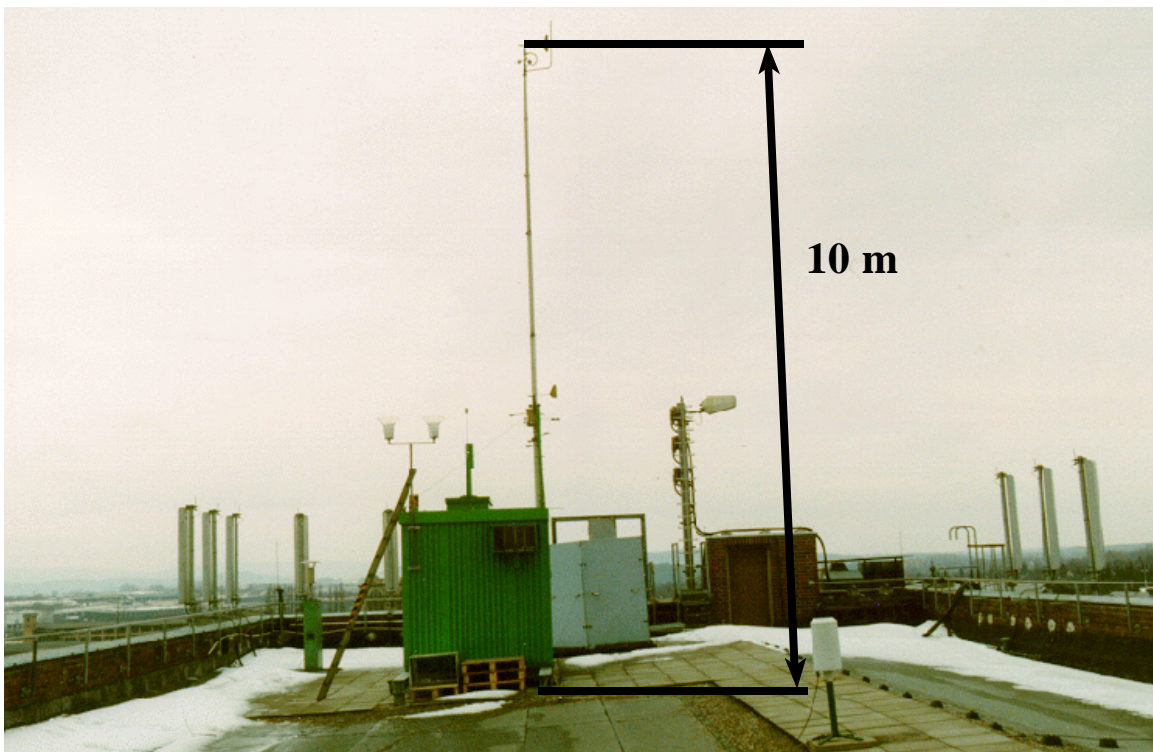


Abb. C.1: Meßstation HRSW auf dem Dach des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie

## Messmast (Station HRVS)

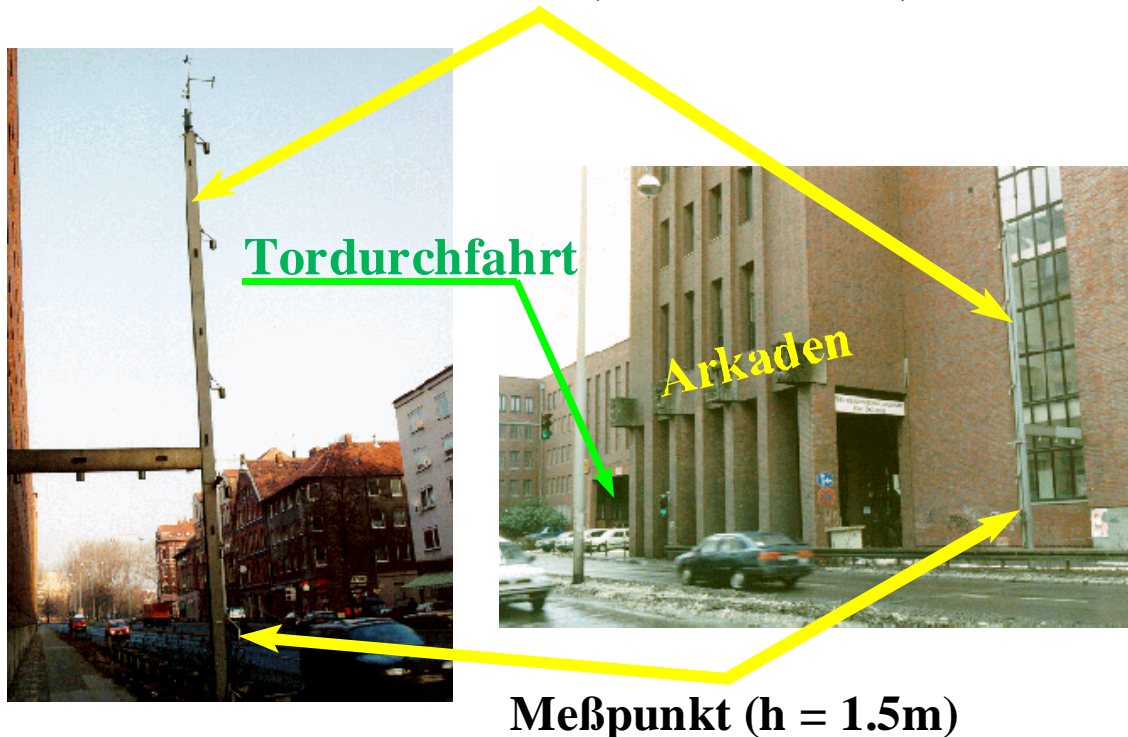


Abb. C.2: Lage der Meßstation HRVS (Straßenmeßstelle) an der Göttinger Straße

Der südliche Anbau des Gebäudes hat eine Höhe von 18m. In diesem Gebäude befindet sich eine 5.5m hohe und ca. 30m breite Durchfahrt (vergl. Abb. C.3). Die die Göttinger Straße im Osten flankierenden Wohngebäude (Spitzdach) haben eine Höhe von 20m - 25m. Insgesamt stellt sich der nördliche Teil der Göttinger Straße als Straßenschlucht mit geschlossener Randbebauung auf der westlichen und mit einer unterbrochenen Bebauung (einemündende kleine Straßen) auf der östlichen Seite dar. Das Höhen-/Breitenverhältnis beträgt etwa 1. Die Meßstation HRVS (Abb. C.2) befindet sich an der seitlichen Fassade des NLÖ - Gebäudes (Abstand zur Gebäudewand = 2.2m) in einem Abstand von 1m zum Rand der nächsten Fahrspur der Göttinger Straße. Konzentrationen werden bis zu einer Höhe von 9.5 m über Straßenniveau ermittelt, der Windvektor in der Straßenschlucht ( $u$ ,  $v$ ,  $w$ ) wird in einer Höhe von 10m bestimmt.

Aus Abb. C.2 wird deutlich, daß sich die Station in einem Bereich mit starken Beeinflussungen durch die örtliche Bebauung befindet (Tordurchfahrt im südlichen Bereich und die Arkaden im Eingangsbereich des Gebäudes). Die genaue Entfernung des Meßorts von der nächsten Fahrspur und relativ zum Gebäude sind der Abb. C.3 zu entnehmen. Die Meßstelle befindet sich nicht nur in unmittelbarer Nähe zur Straße, sondern außerdem in einem stark strukturierten Bereich des Gebäudes des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie. So ist zu erwarten, daß für einige Windrichtungen die sich unmittelbar vor der Meßstelle befindende Arkade und das Gebäude mit der Tordurchfahrt einen wesentlichen Einfluß auf die in einer Höhe von 1.5m an der Station HRVS ermittelten Konzentrationen hat.

## C.2 Auswertung der Meßdaten für das Jahr 1994

Vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie wurden Halbstundenmittelwerte der an den Stationen HRVS und HRSW im Zeitraum vom 01.01.1994 bis 31.12.1994 gemessenen Größen zur Verfügung gestellt. Die Station HRSW (auf dem Dach des NLÖ-Gebäudes) liefert neben dem Überdachwind auch die Vorbelastungswerte der Konzentration. Die Auswertung der Naturdaten im Rahmen des PEF-Projekts erfolgte durch das Ingenieurbüro Lohmeyer (Schädler et al., 1996). Der Vollständigkeit halber soll auf einige Aspekte der Naturdaten näher eingegangen werden.

Aus den zur Verfügung gestellten Zeitreihen für

- die Anzahl der Fahrzeuge auf jeder der 4 Spuren, getrennt nach Gesamtaufkommen und LKW - Aufkommen,
- die Windgeschwindigkeit- und Windrichtung der Station HRSW in 42m über dem Straßenniveau,
- die Konzentrationen von CO-, NO-, NO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>, angegeben als NO - Äquivalent) an der Station HRSW zur Ermittlung der Vorbelastungswerte, und
- die Konzentrationen von CO-, NO, NO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub>, ebenfalls als NO - Äquivalent) und Benzol an der Straße (Station HRVS)

wurde die mittlere dimensionslose Konzentrationen  $c^*$  mit

$$c^* = \frac{C \cdot U_{100m} \cdot H}{Q / L} \quad (\text{C.1})$$

bestimmt. In Gl. (C.1) bezeichnet C die gemessene Konzentration (Zusatzbelastung = Konzentration an der Meßstelle HRVS minus Hintergrundbelastung gemessen an der Dachstation

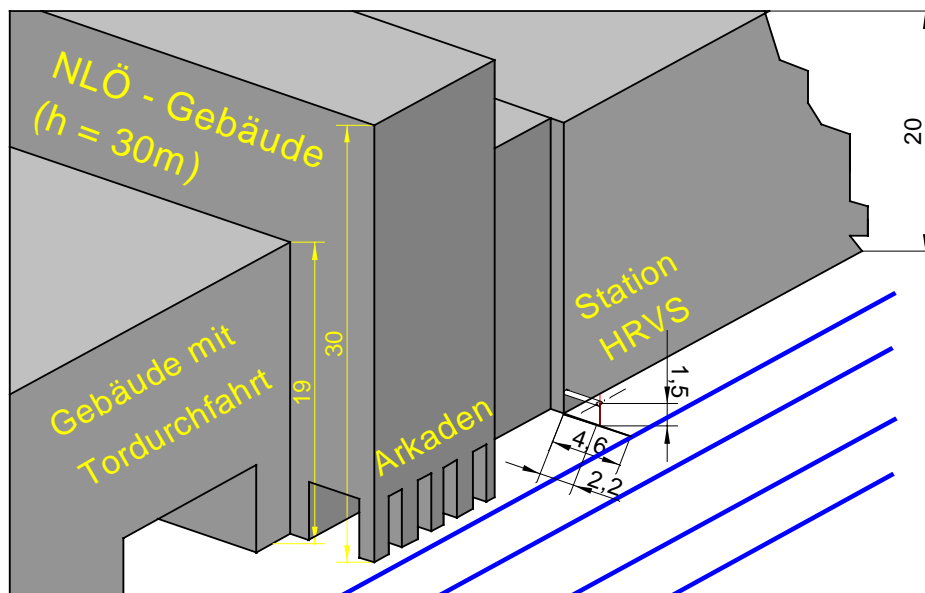


Abb. C.3: Skizze der Meßstationen HRVS an der Göttinger Straße (Maßangaben in m). Die zweite Meßstelle war nur im Windkanalversuch vorhanden.



HRSW),  $U_{100m}$  die Geschwindigkeit in einer Höhe von 100m über Grund (bestimmt aus der Überdachwindgeschwindigkeit und einem Potenzgesetz mit dem Exponenten von 0.3), H die charakteristische Höhe der Gebäude (= 20m) und Q/L die Emission durch die Kraftfahrzeuge pro m.

Die Auswertung des Verkehrsaufkommens zeigt für das Jahr 1994 einen durchschnittlichen täglichen Verkehr von ca. 30000 Kfz bei einem LKW-Anteil von ca. 16%. Von der Verkehrsmenge her gehört die Göttinger Straße damit zu den hoch belasteten Straßen mit einem hohen LKW - Anteil. Das Verkehrsaufkommen der einmündenden Straßen ist gering und kann vernachlässigt werden. Pauschal werden die Nebenstraßen über die Hintergrundbelastung berücksichtigt. Angaben zur Geschwindigkeit der Fahrzeuge liegen nicht vor.

In den Abb. C.4 und Abb. C.5 ist die Häufigkeit (für das Jahr 1994) der an der Überdachstation (HRSW) gemessenen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten dargestellt. Die Abb. C.4 zeigt drei häufig auftretende Windrichtungen ( $100^\circ$ ,  $230^\circ$  und  $260^\circ$ ) sowie zwei weitere Nebenmaxima bei Windrichtungen parallel zum Straßenverlauf. Es ist zu vermuten, daß die Überdachstation noch im Einflußbereich der Straße liegt. Für Winkelabweichungen  $\pm 20^\circ$  von der Straßenausrichtung findet eine Kanalisierung der Strömung statt, die möglicherweise zu den im Histogramm ersichtlichen Nebenmaxima führt. Die Anströmrichtungen von  $73^\circ$  und  $253^\circ$  entsprechen einer senkrechten Anströmung der Straße. Eine Anströmung aus westlicher Richtung tritt im Jahr 1994 relativ häufig auf, während die Anströmung aus Ost ein eher seltenes Ereignis ist. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3.9m/s (vergl. Abb. C.5), der Anteil der Fälle unter 3m/s beträgt etwa 42%, die höchsten Windgeschwindigkeiten treten bei westlichen und südwestlichen Windrichtungen auf.

Die Tabellen C.1 und C.2 zeigen die aus den Halbstundenmittelwerten erzeugten Jahresmittel- sowie die 98-Perzentilwerte für die Stationen HRSW (Hintergrundbelastung) und HRVS (Schädler, G. et al., 1996). Zu beachten ist hierbei, daß die  $NO_x$  - Werte als  $NO$  - Äquivalent angegeben sind.

Messungen der Hintergrundkonzentration von Benzol (Station HRSW) wurden im Jahr 1994 nicht durchgeführt. Als repräsentativ wird der für die Monate Dez. 1990 - Dez. 1991 und Jan 1992 - Dez. 1992 bestimmte Mittelwert angenommen. Für die Auswertung der normierten Konzentration  $c^*$  wird vorausgesetzt, daß die Meßwerte an der Station HRSW (Station auf dem Gebäude des NLÖ) nicht durch die Emission der Göttinger Straße selbst beeinflusst werden, also als Vorbelastungswerte angesehen werden dürfen. Angaben zur Konzentrationsmeßtechnik sind in Heits u.a. (1996) zu finden.

| Station         | HRSW | HRVS |
|-----------------|------|------|
| NO              | 11   | 156  |
| NO <sub>2</sub> | 31   | 64   |
| NO <sub>x</sub> | 32   | 197  |
| Benzol          | 3.1  | 11.8 |
| CO              | 673  | 2016 |

Tabelle C.1: Aus den Messungen in der Göttinger Straße für das Jahr 1994 abgeleitete Jahresmittelwerte, Angaben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (aus Schädler et.al (1996))



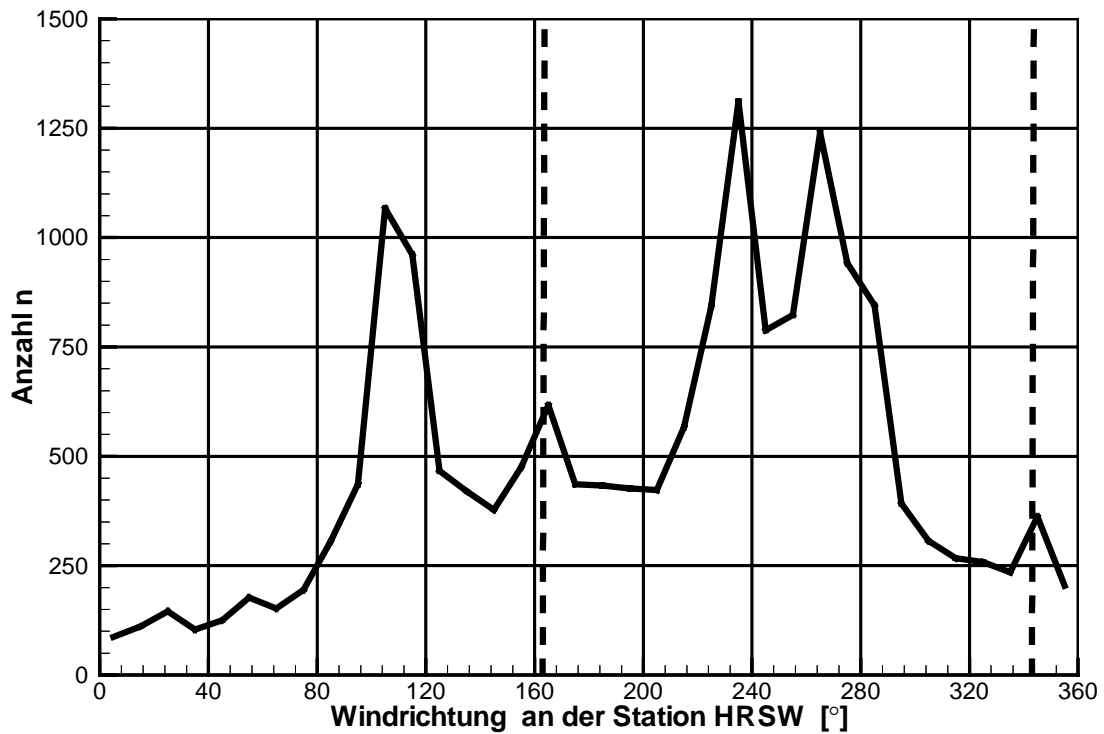


Abb. C.4: Häufigkeitsverteilung der Windrichtung an der Station HRSW (Überdachstation, 42m über der Straße bzw. 10m über dem Dach;  $n$  = Anzahl der Halbstundenmittelwerte). Die Strichlinien kennzeichnen die beiden Windrichtungen parallel zum Straßenverlauf.

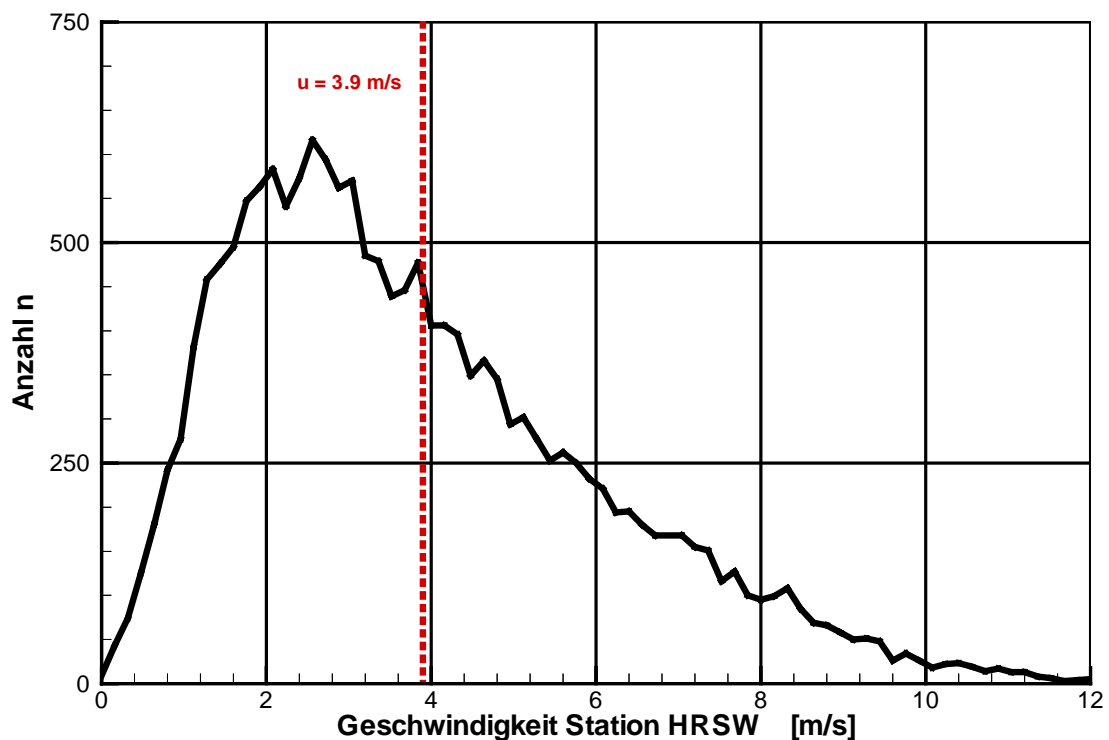


Abb. C.5: Häufigkeitsverteilung der Geschwindigkeit an der Station HRSW (Überdachstation, 42m über der Straße bzw. 10m über dem Dach;  $n$  = Anzahl der Halbstundenmittelwerte). Die punktierte Linie kennzeichnet den Mittelwert.

| Station         | HRSW | HRVS |
|-----------------|------|------|
| NO              | 85   | 523  |
| NO <sub>2</sub> | 76   | 123  |
| NO <sub>x</sub> | 123  | 579  |
| Benzol          |      | 31   |
| CO              | 1782 | 5515 |

Tabelle C.2: Aus den Meßdaten der Göttinger Straße für das Jahr 1994 abgeleitete 98-Perzentil-Werte, Angaben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (aus Schädler et.al (1996))

Aus den als Halbstundenmittelwerte vorliegenden Luftschadstoffmessungen und den Ergebnissen der Verkehrszählung werden die normierten Konzentrationen  $c^*$  (Gl. C.1) bestimmt. Zur Bestimmung der Quellstärke (Q/L) sind jedoch noch Vorgaben hinsichtlich der Emission der Pkws und Lkws erforderlich. Die Emissionsfaktoren für das Jahr 1994 wurden vom Ingenieurbüro Lohmeyer (Schädler, G. et al., 1996) berechnet. Vor der Veröffentlichung von neuen spezifischen Emissionsfaktoren wurde der Verkehrsfluß durch Fahrmuster beschrieben. Für das Jahr 1994 wurde unter Zugrundelegung der in der Göttinger Straße beobachteten Verkehrssituation ein Fahrmuster gewählt, welches einer mittleren Geschwindigkeit von 46.2 km/h bzw. bei Stau 5.3 km/h entspricht. Zusammen mit Annahmen zur Flottenzusammensetzung, des Kaltstartanteiles (30%) und des Stauanteils (10%) wurden die in der Tabelle C.3 als Fall I dargestellten Emissionsfaktoren bestimmt.

Für die in der Tabelle C.3 als Fall II dargestellten Emissionsfaktoren, wurde die neuere, vom Umweltbundesamt vertriebene Software MOBILEV mit den Parametern

- Jahr 1994,
- eine einzelne Straße,
- eine Hauptverkehrsstraße innerorts, vorfahrtsberechtigt,
- 2 Stunden stop-and-go pro Tag,
- keine Fahrzeuge nach Euronorm 2 und 3, und
- Fahrzeuge (LKW) mit einem zulässigen Gesamtgewicht  $>3.5$  t

verwendet. Der Fall III entspricht den Vorgaben von Fall II, jedoch wurde die Berechnung der stop-and-go- Zeiträume intern im Programm MOBILEV durchgeführt.

Die Tabelle C.3 zeigt gravierende Unterschiede in den Emissionsfaktoren für das Jahr 1994. Im Vergleich zu den in Schädlers PEF-Bericht von 1996 verwendeten Emissionsfaktoren (I) zeigt sich beim Übergang auf ein anderes Emissionsmodell (II und III) eine deutliche Verminderung der streckenbezogenen Emissionen, bei Pkw auf 46% (für CO, Fall III).

Wie im Ergebnis-Kapitel zu sehen ist (Abb. 6.1), hat dies erheblichen Einfluß auf die normierten Konzentrationen.

Mit den in Tabelle C.3 gegebenen Emissionsfaktoren ist somit die Bestimmung der normierten Konzentrationen  $c^*$  (Gl. 1) möglich. Aus den Zeitreihen für das Jahr 1994 wurden die Halbstundenmittelwerte der normierten Konzentrationen  $c^*$  errechnet und über das Jahr 1994 gemittelt. Als Beispiel zeigt die Abb. C.6 die errechneten normierten Konzentrationen mit den in der Tabelle C.3 (Fall I) angegebenen Emissionsfaktoren für die Gase CO, Benzol und NO<sub>x</sub>, sowie deren mittlere Kurve als Funktion der Windrichtung.

|        | PKW    |       |       | LKW   |       |       |
|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
|        | I      | II    | III   | I     | II    | III   |
| NOx    | 1.030  | 0.840 | 0.850 | 9.600 | 7.600 | 9.900 |
| Benzol | 0.075  | 0.060 | 0.054 | 0.057 | 0.039 | 0.052 |
| CO     | 15.600 | 8.200 | 7.200 | 4.100 | 3.100 | 4.000 |

Tabelle C.3: Streckenbezogene Emissionsfaktoren innerorts für das Bezugsjahr 1994 in mg/(m·Fahrzeuganzahl), (Schädler, G., et al., 1999).

Die Meßergebnisse aus der Natur erscheinen konsistent, da für die drei dargestellten Verteilungen keine großen Unterschiede festzustellen sind (obschon für Benzol etwas größere Werte ermittelt werden). Der Schluß, daß die Emissionsfaktoren auch tatsächlich repräsentativ sind, kann allerdings nicht gezogen werden, wie die weiterführenden Ausführungen zeigen sollen.

Wie bereits ausgeführt wurde, sind die Emissionen von verschiedenen Annahmen abhängig. Die genaue Kenntnis der streckenbezogenen Emissionen ist aber unbedingt notwendig, um die im Windkanalexperiment ermittelten normierten Konzentrationen mit den in Feldmessungen ermittelten normierten Konzentrationen vergleichen zu können. Mit Abb. C.7 wird der Einfluß der Emissionsfaktoren auf die normierten Konzentrationen verdeutlicht. Dargestellt sind die aus den Werten für NO, CO und Benzol gebildeten mittleren Kurven als Funktion der

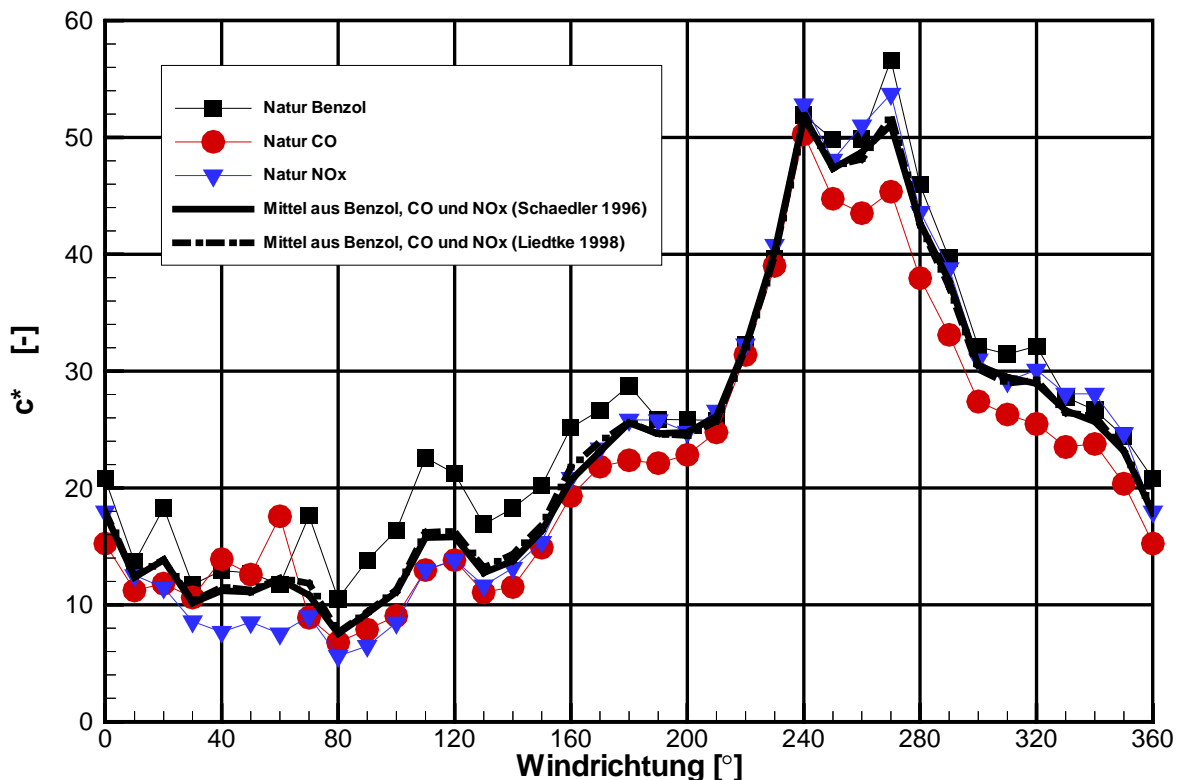


Abb.C.6: Aus den Naturdaten der Göttinger Straße ermittelte normierte Konzentrationen (Schädler et al., 1996, Emissionsfaktoren Fall I, Tabelle C.3).

Windrichtung. Wie schon in Tabelle C.3 zu erkennen war, sind die Unterschiede in den Emissionsfaktoren für PKW bei den Fällen II und III klein. Da der Hauptanteil der Emissionen zu Lasten der PKW geht, war folglich zu erwarten, daß sich auch nur kleine Unterschiede für die Fälle II und III ergeben.

Die Unterschiede zu Fall I sind allerdings erheblich. Für die häufig auftretende Anströmung aus westlicher Richtung ( $240^\circ < \text{Windrichtung} < 280^\circ$ ) zeigt sich eine starke Erhöhung der normierten Konzentrationen (von 50 auf 70, das entspricht 40%). Es muß damit davon ausgegangen werden, daß die normierten Konzentrationen aus der Feldmessung als Werte anzusehen sind, die allein durch die Wahl der Emissionsfaktoren (und damit der Quellstärke) erheblich zu beeinflussen sind. Dies erschwert einen Vergleich der Ergebnisse der Feldmessungen mit Ergebnissen sowohl aus dem Windkanal als auch aus numerischen Simulationen, da die Naturwerte nicht als unumstrittene Bezugsgrößen angesehen werden können. Die im Windkanal ermittelten normierten Konzentrationen haben dagegen den Vorteil, daß die Quellstärke im Windkanalexperiment genau eingestellt und kontrolliert werden kann.

Die Ausbreitung der Schadstoffe erfolgt in der Natur in einer turbulenten Grenzschicht. Sollen die in der Natur ermittelten Konzentrationen in maßstäblich verkleinerten Experimenten im Windkanal reproduziert werden, so ist die Einhaltung einer minimalen Re-Zahl erforderlich. Um zu überprüfen, ob diese überschritten wird, wird daher in Windkanalexperimenten üblicherweise die Anströmwindgeschwindigkeit variiert und überprüft, ob die normierten Werte unabhängig von der Anströmwindgeschwindigkeit sind (siehe Abb. B.13). Bei Feldexperimenten ist die Re-Zahl regelmäßig so groß, daß zu erwarten ist, daß die mit der Geschwindigkeit normierten Konzentrationen auf einen Kurvenzug zusammenfallen. Die in Abb. C.7 dargestellten normierten Konzentrationen wurden daher über **alle** Geschwindigkeiten gemittelt.

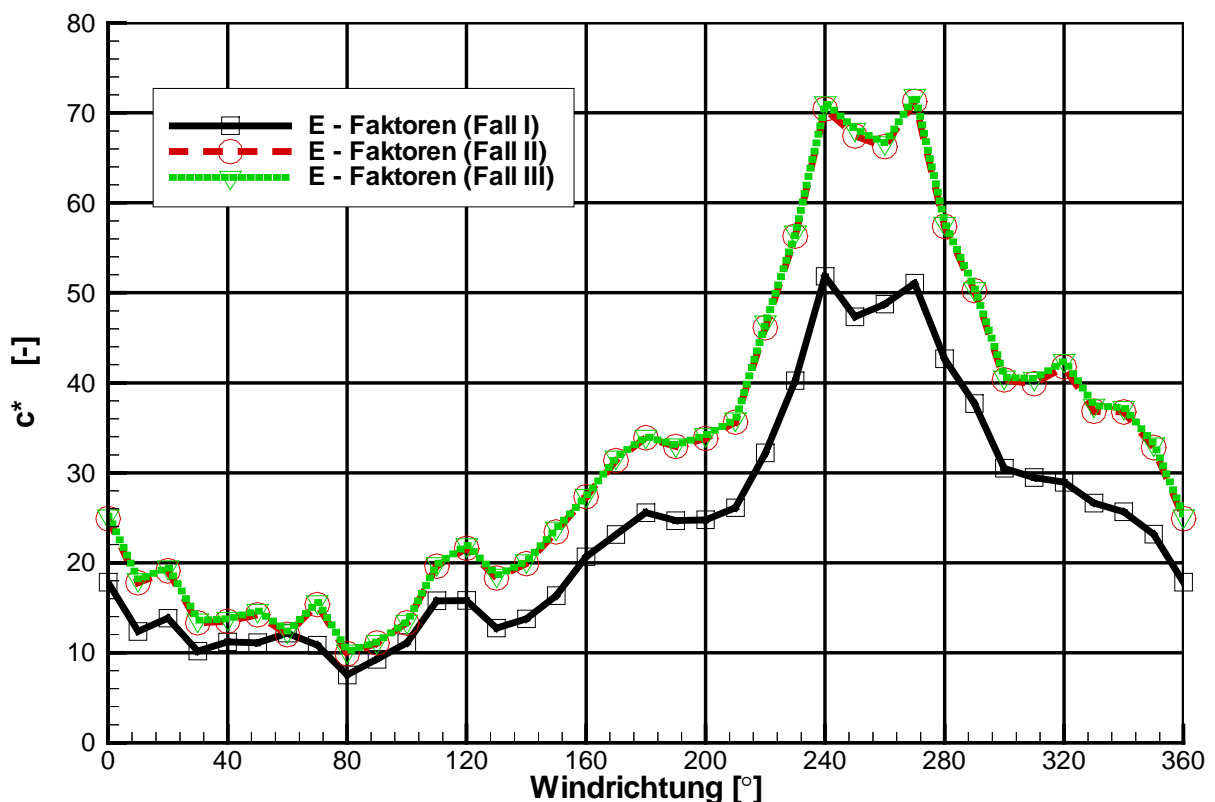


Abb.C.7: Einfluß der Emissionsfaktoren (Tabelle C.3) auf die normierte Konzentration  $c^*$  bei den Feldmessungen in der Göttinger Straße

Das heißt, es wurden auch Werte berücksichtigt, bei denen die Windgeschwindigkeit über Dach kleiner als 1.4m/s war (ist die Geschwindigkeit = 0, so folgt daraus  $c^* = 0$ , d.h., die Auftragung von  $c^*$ -Werten ist nicht mehr sinnvoll). Der Einfluß der Windgeschwindigkeit auf die mittleren normierten Konzentrationen  $c^*$  (gebildet mit der Windgeschwindigkeit in einer Höhe von 100m) als Funktion der Windrichtung ist in Abb. C.8 dargestellt. Entsprechend der Klassifizierung der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft wurden die mittleren normierten Konzentrationen  $c^*$  in Abhängigkeit von den dort angegebenen 9 Geschwindigkeitsklassen (gebildet mit der Überdachwindgeschwindigkeit) errechnet. Die Geschwindigkeitsklassen sind:

|          |         |   |   |   |          |
|----------|---------|---|---|---|----------|
| Klasse 1 | 0       | ≤ | u | < | 1.4 m/s  |
| Klasse 2 | 1.4 m/s | ≤ | u | < | 1.8 m/s  |
| Klasse 3 | 1.8 m/s | ≤ | u | < | 2.4 m/s  |
| Klasse 4 | 2.4 m/s | ≤ | u | < | 3.8 m/s  |
| Klasse 5 | 3.8 m/s | ≤ | u | < | 5.4 m/s  |
| Klasse 6 | 5.4 m/s | ≤ | u | < | 7.0 m/s  |
| Klasse 7 | 7.0 m/s | ≤ | u | < | 8.5 m/s  |
| Klasse 8 | 8.5 m/s | ≤ | u | < | 10.0 m/s |
| Klasse 9 |         |   | u | ≥ | 10.0 m/s |

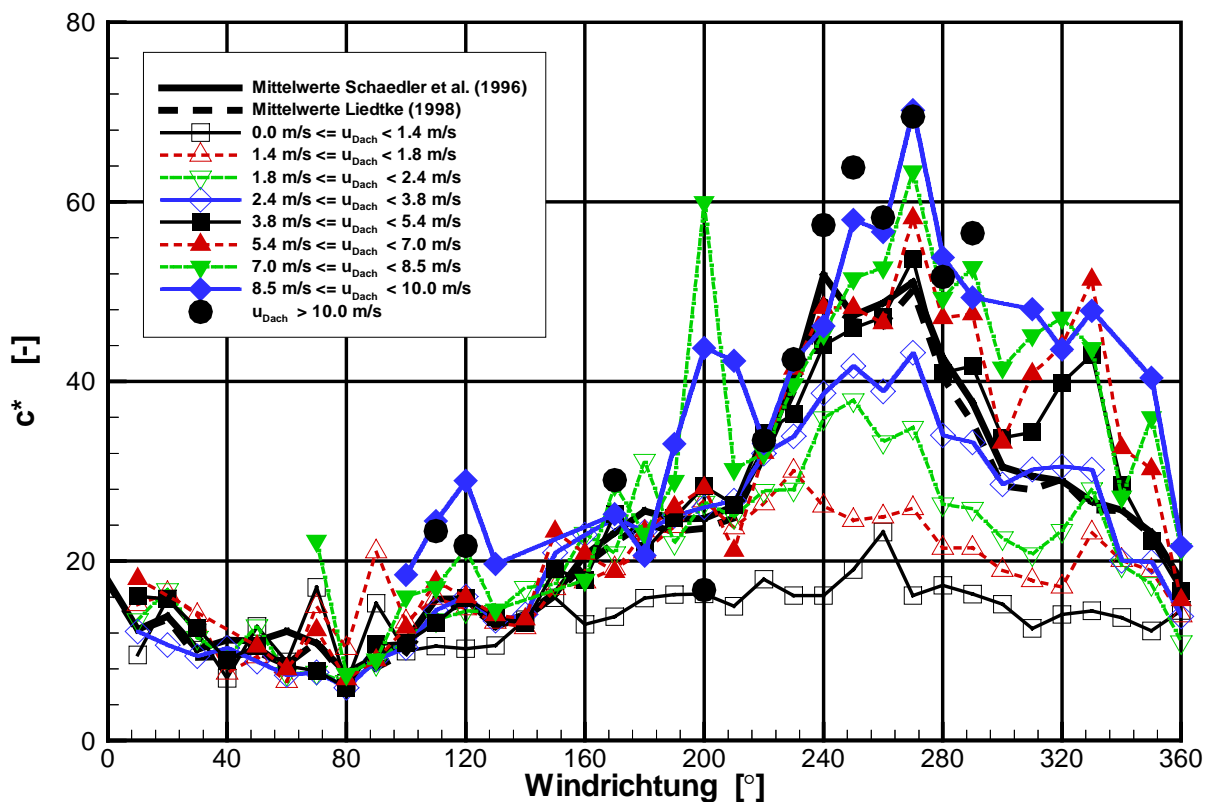


Abb.C.8: Abhängigkeit der normierten Konzentrationen der Göttinger Straße von der Überdachwindgeschwindigkeit (Emissionsfaktoren Fall I, Tabelle C.3).

Die Abb. C.8 zeigt die mit der Referenzwindgeschwindigkeit (gemessen in  $z = 100\text{m}$ ) berechneten normierten Konzentrationen  $c^*$ . Die Einteilung in die einzelnen Geschwindigkeitsklassen erfolgte mit den direkt auf dem Dach des NLÖ gemessenen Geschwindigkeiten. Da hohe Windgeschwindigkeiten ( $u_{\text{Dach}} > 7.0 \text{ m/s}$ ) selten sind und fast immer in Kombination mit Westwind auftreten, ist die Streuung für diese Geschwindigkeiten groß bzw. treten diese Geschwindigkeiten für bestimmte Windrichtungen so selten auf, daß statistisch aussagekräftige Mittelwerte nicht mehr gebildet werden können. Für Windgeschwindigkeiten  $u_{\text{Dach}} < 3.8 \text{ m/s}$  liegen die normierten Konzentrationen unter den für alle Windgeschwindigkeiten ermittelten normierten Konzentrationen  $c^*$ .

Interessant ist der Verlauf der Kurve für Geschwindigkeiten kleiner als  $1.4\text{m/s}$ . Die Kurve zeigt einen fast konstanten Verlauf über alle Winkel. Dies könnte bedeuten, daß nur noch Kfz-induzierte Turbulenz zur Vermischung der Schadstoffe beiträgt. Wahrscheinlicher ist es jedoch, daß das  $c^*$  - Konzept auf derart kleine Windgeschwindigkeiten nicht mehr sinnvoll anwendbar ist.

Um die in Bild C.8 feststellbare Stufung der  $c^*$ -Werte mit  $u_{\text{Dach}}$  besser zu verstehen, wurde die im Windkanal gemessene Überdachwindgeschwindigkeit mit der durch Hindernisse vermutlich nur noch schwach beeinflussten Referenzwindmessung in  $z = 100\text{m}$  Höhe über Grund in Beziehung gesetzt. Abb. C.9 zeigt, daß die Überdachwindgeschwindigkeit eine Abhängigkeit von der Anströmrichtung aufweist. Im Mittel wird ein Verhältnis von  $0.78$  ermittelt, wobei der Maximalwert  $0.95$  und der Minimalwert  $0.62$  beträgt. Dies läßt den Schluß zu, daß die Geschwindigkeitsmeßstelle auf dem Dach des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie noch im Einflußbereich der Gebäude liegt und somit nicht unabhängig von der Windrichtung ist.

Um weitere Aufschlüsse über die Güte der auf dem Dach des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie betriebenen Meßstation zu erhalten, wurden die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung mit simultan durchgeführten Messungen des Flughafens Langenhagen verglichen. Die Daten aus dem Jahr 1994 (stündliche Mittelwerte der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung) wurden uns vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt (DWD 1998). Der Flughafen Hannover befindet sich in einer Entfernung von ca.  $10 \text{ km}$  nordöstlich von der Meßstation HRSW. Die Meßstation selbst befindet sich im freien Gelände und unterliegt nur geringen örtlichen Einflüssen. Da die Geschwindigkeiten in unterschiedlichen Höhen ( $z = 10\text{m}$  beim Flughafen Hannover und  $z = 42 \text{ m}$  in der Göttinger Straße) aufgenommen werden, wurden beide mittels des Potenzansatzes

$$u_{100\text{m}} = \frac{u_z}{(z/100)^n} \quad (\text{C.2})$$

auf die Referenzhöhe von  $100\text{m}$  umgerechnet.

Da es sich beim Flughafen um ein relativ freies Gelände handelt, wurde der Exponent hier zu  $n = 0.19$  angenommen. Für die Umrechnung der an der Göttinger Straße ermittelten Geschwindigkeiten wurde wiederum mit dem Exponenten  $n = 0.3$  gerechnet. Werden alle Anströmrichtungen berücksichtigt, so ergibt der Vergleich den in der Abb. C.10 dargestellten Zusammenhang.

Die in Abb. C.10 eingezeichnete Korrelationsgerade hat eine Steigung von  $1.09$ . Es kann somit davon ausgegangen werden, daß die in der Göttinger Straße ermittelten Windgeschwin-

digkeiten zur Bestimmung der entsprechenden Referenzwindgeschwindigkeiten in 100m Höhe geeignet sind.

Die am Flughafen Langenhagen gemessenen Windrichtungen sind in Abb. C.11 dargestellt. Wie auch schon bei den Windgeschwindigkeiten festgestellt wurde, weisen die beiden Datensätze eine Korrelation von annähernd 1 auf. Dies war nicht unbedingt zu erwarten, da sich die Meßstation der Göttinger Straße im Einflußbereich der städtischen Bebauung und auf einem Gebäude in 42m Höhe befindet. Es sollte somit eine Winddrehung stattfinden und zumindest eine Verschiebung in den Daten festzustellen sein. Dies zeigt sich nur bei einer genaueren Analyse der Windrichtungsabhängigkeiten. Die Korrelationsgerade weist zwar eine Steigung von annähernd 1 auf (0.97) ist aber um einen Winkel von 5 Grad verschoben. Weiterhin auffällig ist die "große" Streuung der Werte besonders in den Winkelbereichen um 80° und 270°. In der Abb. C.12 sind daher die Windrichtungsdifferenzen als Funktion der am Flughafen ermittelten Windrichtung dargestellt. Im Mittel ergeben sich zwischen den beiden Meßstationen Differenzen von ca.  $\pm 25^\circ$ , wobei Spitzen bis zu 100° auftreten. Diese Spitzenwerte treten hauptsächlich bei den beiden Hauptwindrichtungen auf (ca. 90° und 270° vergl. Abb. C.4), so daß darüber spekuliert werden darf, ob es sich hierbei um ein statistisches Problem handelt (große Anzahl von Stichproben im Vergleich zu etwa nur der Hälfte der Werte bei den anderen Windrichtungen).

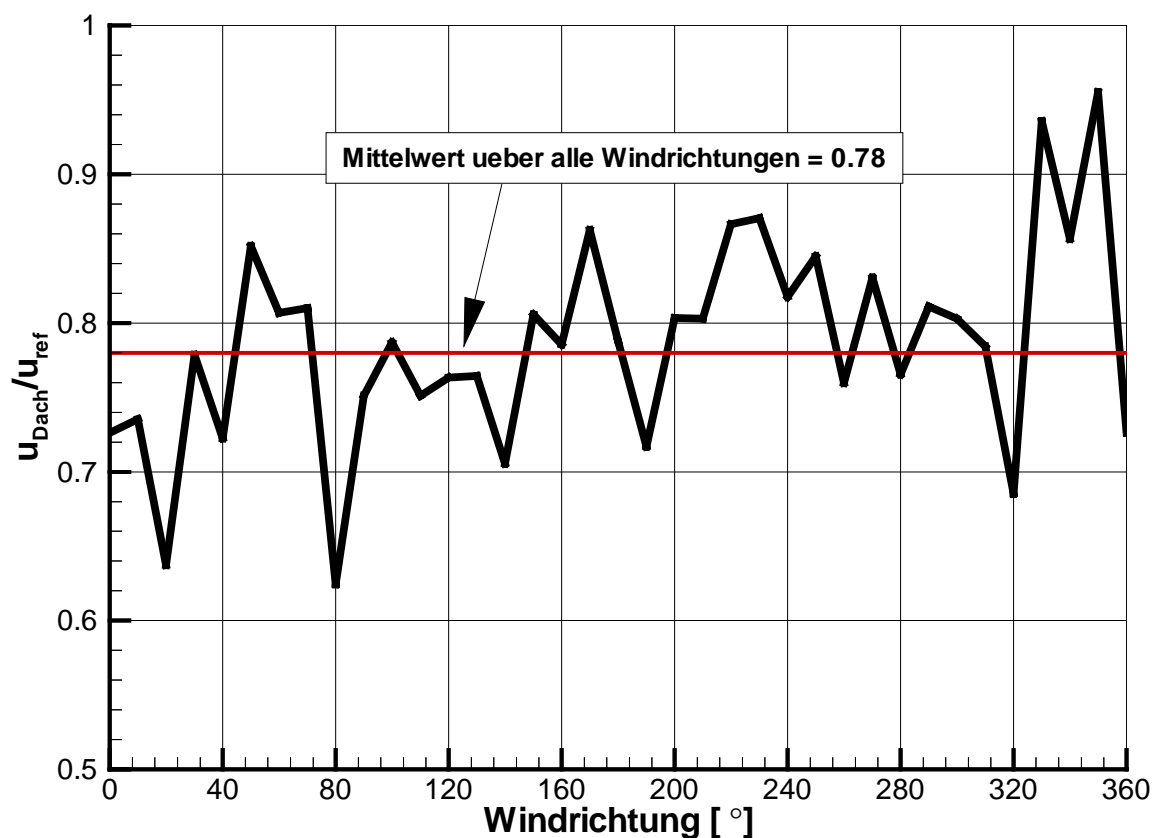


Abb.C.9: Im Windkanal ermitteltes Verhältnis der Überdachwindgeschwindigkeit zur Referenzwindgeschwindigkeit als Funktion der Windrichtung ( $u_{\text{ref}} = u_{<z=100\text{m}>} = 3.1 \text{ m/s}$ ).

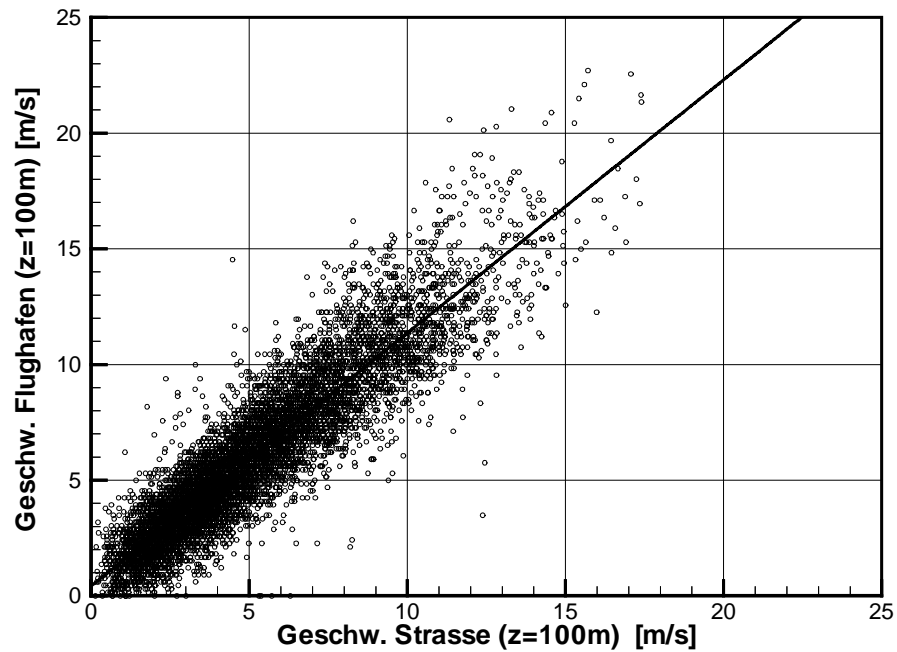


Abb.C.10: Vergleich der am Flughafen Hannover Langenhagen und in der Göttinger Straße ermittelten Windgeschwindigkeiten (Erläuterungen siehe Text).

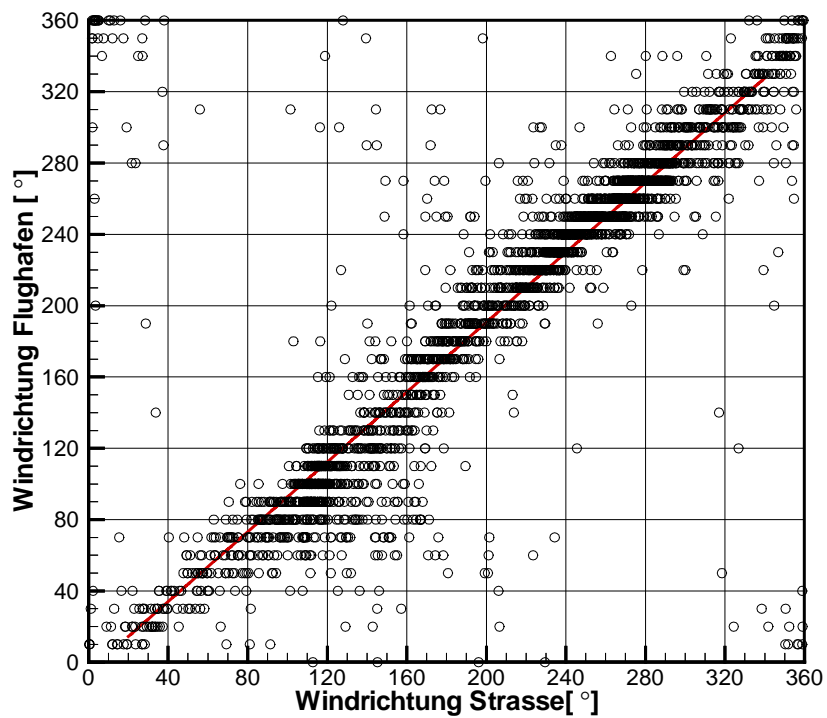


Abb.C.11: Vergleich der am Flughafen Hannover ermittelten Windrichtungen mit den in der Göttinger Straße (Station HRSW) ermittelten Windrichtungen.



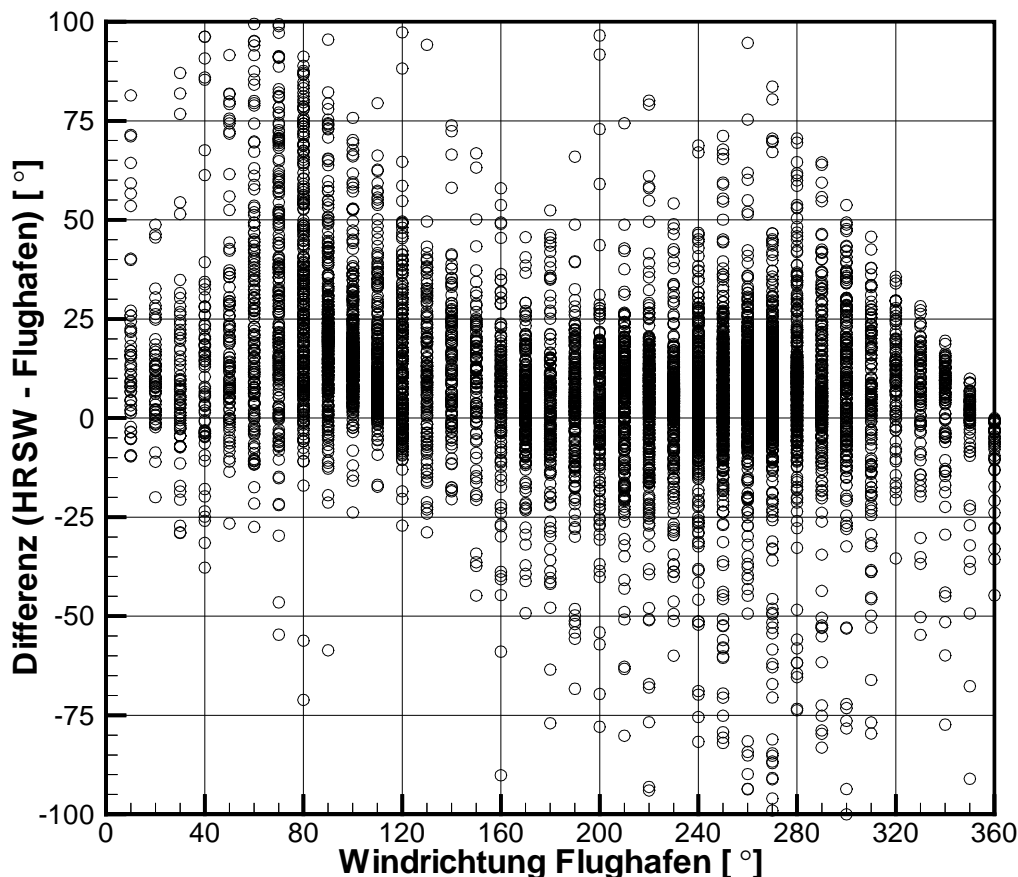


Abb.C.12: Anströmrichtungsdifferenz zwischen Flughafen Langenhagen und der Meßstation HRSW in der Göttinger Straße.

Es wird empfohlen, ähnliche Analysen auch für andere Jahre durchzuführen, um weitergehenden Aufschluß zu gewinnen. Im Rahmen des vorliegenden Projekts war hierfür leider keine Zeit vorhanden. Ferner wären Turbulenzmessungen innerhalb der Straßenschlucht sinnvoll, um den Einfluß der verkehrsinduzierten Turbulenz besser abschätzen zu können. Voraussetzung dafür wäre allerdings der Einsatz einer verbesserten Turbulenzmeßtechnik (z.B. Ultraschallanemometer).

## C.2 Literatur zu Anhang C

Deutscher Wetterdienst (1998): Stündliche Auswertung der Windregistrierung vom 01. Jan. 1994 bis 31. Dez. 1994 der Station Hannover-Flughafen. Persönliche Korrespondenz, DWD, Geschäftsfeld Klima- und Umweltberatung, Postfach 42 01 80, 30661 Hannover.

Heits, B., Busch, W., Giesen, K.P., Müller, W.J., Striefler, B., Bürger, D. und Linde, H. (1996): Die Ermittlung der Benzolbelastung in Straßenschluchten mit aktiven und passiven Meßmethoden. In: Aktuelle Aufgaben der Meßtechnik in der Luftreinhaltung. VDI-Bericht 1257, VDI-Verlag, Düsseldorf, S. 313-331.

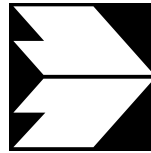
Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung. Bericht FZKA-PEF 138, Forschungszentrum Karlsruhe, ISSN 0948 535X (in German).

Errata (1997) dazu: Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, Ing. - Büro Lohmeyer, Schreiben vom 29.04.1997.

Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A. (1999): Berechnung statistischer Kennwerte aus Wind-kanalmeßdaten für die Station HRVS. Interner Bericht, Universität Hamburg, Meteorologisches Institut, Bundesstraße 55, 20146 Hamburg (siehe Anhang D).

**Anhang D:**

**STATISTISCHE BETRACHTUNGEN**



**Ingenieurbüro  
Dr.-Ing. Achim Lohmeyer  
Karlsruhe und Dresden**  
Strömungsmechanik  
Immissionsschutz  
Windkanaluntersuchungen

An der Roßweid 3 Telefon: 0721 / 6 25  
10-0  
76229 Karlsruhe Telefax: 0721 / 6 25  
10 30  
online.de E-mail: lohmeier\_ka@t-  
Ust-IdsNr DE143545044

## **BERECHNUNG STATISTISCHER KENNWERTE AUS WINDKANALMESSDATEN FÜR DIE STATION HRVS**

Auftraggeber: Universität Hamburg  
Meteorologisches Institut  
Prof. Dr.-Ing. M. Schatzmann  
20146 Hamburg

Dr.rer.nat. G. Schädler

Dr.-Ing. W. Bächlin  
Dr.-Ing. A. Lohmeyer

Mai 1999  
Projekt 944

## **INHALTSVERZEICHNIS**

|          |                                                                  |           |
|----------|------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>AUFGABENSTELLUNG</b>                                          | <b>1</b>  |
| <b>2</b> | <b>VORHANDENE MEßDATEN AUS DER GÖTTINGER STRASSE</b>             | <b>1</b>  |
| 2.1      | Meteorologische Daten                                            | 3         |
| 2.2      | Daten zur Verkehrssituation                                      | 3         |
| 2.3      | Immissionen über Dach und in der Schlucht                        | 4         |
| <b>3</b> | <b>VORHANDENE MESSDATEN AUS DEM WINDKANAL</b>                    | <b>6</b>  |
| <b>4</b> | <b>EMISSIONSFAKTOREN</b>                                         | <b>7</b>  |
| <b>5</b> | <b>VORGEHENSWEISE ZUR BERECHNUNG DER STATISTISCHEN KENNWERTE</b> | <b>10</b> |
| <b>6</b> | <b>ERGEBNISSE</b>                                                | <b>12</b> |
| 6.1      | Naturgetreu aufgelöste Bebauung                                  | 12        |
| 6.2      | Bebauungsmodell mit MISKAM-Strukturen                            | 16        |
| <b>7</b> | <b>LITERATUR</b>                                                 | <b>20</b> |

### **Hinweise:**

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. In Kapitel 7 findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

Es werden Dezimalpunkte (= wissenschaftliche Darstellung) verwendet, keine Dezimalkommas. Eine Abtrennung von Tausendern erfolgt durch Leerzeichen.

## 1 Aufgabenstellung

Die Strömungs- und Ausbreitungsverhältnisse in der Göttinger Straße werden im Windkanal des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg simuliert.

Dabei erfolgt die Modellierung für drei unterschiedliche Varianten:

- naturgetreue Modellierung der Bebauung (Nachbildung von Details, Dachneigungen u.ä.),
- Modellierung der Bebauung durch kubische Blöcke analog den Gitterboxen des mikroskaligen numerischen Modells MISKAM (wie in Schädler et al., 1996, verwendet, im folgenden "MISKAM-Bebauung" genannt) und
- naturgetreue Modellierung der Bebauung mit Simulation der fahrzeuginduzierten Turbulenz.

Aus den jeweils gemessenen dimensionslosen Konzentrationen sind unter Verwendung von in der Göttinger Straße gemessenen Wind- und Verkehrsdaten Jahresmittelwerte bzw. 98-Perzentilwerte der Schadstoffe Benzol, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> und CO zu berechnen und mit den gemessenen Werten zu vergleichen.

## 2 Vorhandene Meßdaten aus der Göttinger Straße

Vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie standen die unten beschriebenen Zeitreihen mit Halbstundenwerten zur Verfügung, welche an den Stationen HRVS und HRSW für den Zeitraum 01.01.1994 - 31.12.1994 erhoben worden waren; somit konnten Statistiken (Mittelwerte und 98-Perzentilwerte) auf Jahresbasis erstellt werden.

Die Station HRSW befindet sich in 32 m über Grund auf dem Dach des NLÖ-Dienstgebäudes, das dort angebrachte Anemometer befindet sich in 42 m über Grund. Diese Station soll den sogenannten "Überdachwind" und Vorbelastungswerte liefern. Die Station HRVS befindet sich in der Straßenschlucht selbst mit einer Rezeptorhöhe von 1.5 m über Grund in 1 m Abstand vom Fahrbahnrand.

Folgende Zeitreihen wurden ausgewertet (Details siehe Schädler et al., 1996):

- Anzahl der Fahrzeuge auf jeder der 4 Fahrspuren, getrennt nach Gesamtaufkommen und LKW-Aufkommen (LKWs werden anhand des Achsabstandes erkannt)
- Windgeschwindigkeit und Windrichtung der Station HRSW in 42 m über Grund ("über Dach")

- CO-, NO-, NO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub><sup>\*</sup>-Konzentrationen an der Station HRSW als Vorbelastungswerte
- CO-, NO-, NO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub><sup>\*</sup> - und Benzolkonzentrationen an der Station HRVS

Rußmessungen lagen nicht vor, Benzol wurde nicht an der Station HRSW gemessen.

Die erfaßten Meßdaten sind in Schädler et al., 1996 ausführlich beschrieben und werden hier auszugsweise wiedergegeben.

---

\* NO<sub>x</sub>-Konzentrationen sind in den Meßdaten als NO-Äquivalent angegeben

## 2.1 Meteorologische Daten

Die aus den Zeitreihen ermittelte Windstatistik an der Station HRSW zeigt **Abb. 2.1**. Die Hauptwindrichtungen liegen um Westsüdwest und um Ostsüdost; die höchsten Windgeschwindigkeiten treten bei westlichen bis südwestlichen Windrichtungen auf. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3.9 m/s, der Anteil der Fälle mit Windgeschwindigkeiten < 3 m/s beträgt etwa 42 %. Zur näherungsweisen Berechnung von Immissions-Jahresmittelwerten ist die Kenntnis der mittleren reziproken Windgeschwindigkeit nützlich; ihr Wert beträgt 0.39 s/m.

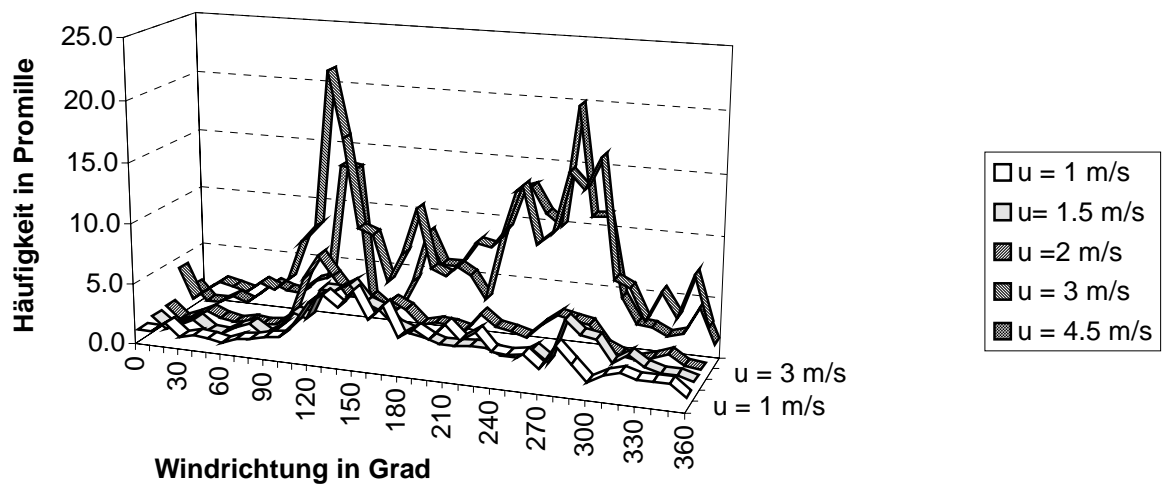


Abb. 2.1: Windstatistik an der Station HRSW, Windgeschwindigkeiten sind Rechenwerte nach TA Luft. Höhere Windgeschwindigkeiten als 4.5 m/s sind selten und der Übersichtlichkeit halber weggelassen.

## 2.2 Daten zur Verkehrssituation

Die Auswertung der Zeitreihe des Verkehrsaufkommens ergibt einen durchschnittlichen täglichen Verkehr von etwa 30 000 KFZ bei einem LKW-Anteil von 16 %. Damit gehört die Göttinger Straße sowohl von der Verkehrsmenge als auch vom Immissionspotential (Straßenschlucht) her zu den hoch belasteten Straßen mit einem hohen LKW-Anteil (**Tab. 2.1**).



Das Verkehrsaufkommen in den einmündenden Seitenstraßen ist geringfügig und wird daher vernachlässigt. Die umgebenden Straßen werden pauschal über die Vorbelastung berücksichtigt. Die Auswertung der Verkehrsdaten ergab ein mittleres Verkehrsaufkommen von 623 KFZ/halbe Stunde<sup>\*</sup>, welches sich wie folgt auf die einzelnen Spuren verteilt:

| Spur                    | Gesamt | LKW | LKW-Anteil in % |
|-------------------------|--------|-----|-----------------|
| 1                       | 176    | 30  | 17              |
| 2                       | 110    | 16  | 14              |
| 3                       | 162    | 29  | 17              |
| 4                       | 175    | 25  | 15              |
| Mittelwert aller Spuren | 156    | 25  | 16              |

Tab. 2.1: Mittleres Verkehrsaufkommen Göttinger Straße (Fahrzeuge / halbe Stunde)

Eine genauere Differenzierung der LKW-Anteile und Messungen zur Fahrgeschwindigkeit liegen nicht vor. Der Verkehrsfluß in der Göttinger Straße wird beschrieben als tagsüber flüssig (Fahrgeschwindigkeit ca. 50 km/h), in den Hauptverkehrszeiten werktags (morgens und nachmittags) zähflüssig mit Stauungen.

### 2.3 Immissionen über Dach und in der Schlucht

Für den Vergleich der Windkanalmessungen mit den Naturmessungen im Hinblick auf die in der 23. BImSchV vorgesehenen Kennwerte werden Jahresmittelwerte und 98-Perzentilwerte benötigt.

Die **Tab. 2.2** und **Tab. 2.3** geben die aus den halbstündlichen Zeitreihen ermittelten Mittelwerte bzw. 98-Perzentilwerte wieder.

---

\* das Mittelungsintervall betrug eine halbe Stunde

| Station         | HRSW                | HRVS                  |
|-----------------|---------------------|-----------------------|
| NO              | 11                  | 156                   |
| NO <sub>2</sub> | 31                  | 64                    |
| NO <sub>x</sub> | 32(49) <sup>1</sup> | 197(302) <sup>1</sup> |
| Benzol          | 3.1 <sup>2</sup>    | 11.8                  |
| CO              | 673                 | 2 016                 |

Tab. 2.2: Aus Messungen abgeleitete **Jahresmittelwerte** verschiedener Luftschadstoffe "über Dach" (HRSW) und in der Schlucht (HRVS). Angaben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

| Station         | HRSW                  | HRVS                  |
|-----------------|-----------------------|-----------------------|
| NO              | 85                    | 523                   |
| NO <sub>2</sub> | 76                    | 123                   |
| NO <sub>x</sub> | 123(189) <sup>1</sup> | 579(888) <sup>1</sup> |
| Benzol          | -                     | 31                    |
| CO              | 1 782                 | 5 515                 |

Tab. 2.3: Aus Messungen abgeleitete **98-Perzentilwerte** verschiedener Luftschadstoffe "über Dach" (HRSW) und in der Schlucht (HRVS). Angaben in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Im Folgenden wird angenommen, daß die Werte an der Station HRSW als für die Göttinger Straße gültige Vorbelastungswerte angesehen werden können.

Für den Vergleich mit den Meßdaten aus dem Windkanal werden die aus den Naturmessungen abgeleiteten dimensionslosen Konzentrationen der Zusatzbelastung an der Station HRVS benötigt. Die dimensionslosen Konzentrationen wurden berechnet als  $c^* = c U_{100} H / Q$ , wobei  $U_{100}$  die Windgeschwindigkeit in 100 m über Grund,  $c$  die gemessene Konzentration,  $H$  eine Höhe zur Normierung (hier die Höhe des NLÖ-Gebäudes von

<sup>1</sup> NO<sub>x</sub> wird als NO-Äquivalent angegeben, Wert in Klammern: NO<sub>2</sub>-Äquivalent

<sup>2</sup> dieser Wert ist der Mittelwert über die Monate Dez.1990-Dez.1991/Jan.1992-Dez.1992 und wurde dem Band "Lufthygienisches Überwachungssystem Niedersachsen - Luftschadstoffbelastung in Straßenschluchten" (S. 117) (NLÖ, 1993) entnommen

20 m) und  $Q$  die Linienquellstärke ist.  $U_{100}$  wurde aus der an der Station HRSW gemessenen Windgeschwindigkeit (in 42 m über Grund) durch Hochrechnen mit einem Potenzansatz mit Profilexponent 0.3 berechnet. Die resultierende Abhängigkeit der dimensionlosen Konzentrationen von der Anströmrichtung in HRSW zeigt die folgende **Abb. 2.2**. Als Emissionsfaktoren zur Berechnung von  $Q$  wurden die Emissionsfaktoren der Methode a) (siehe Abschnitt 4) verwendet.

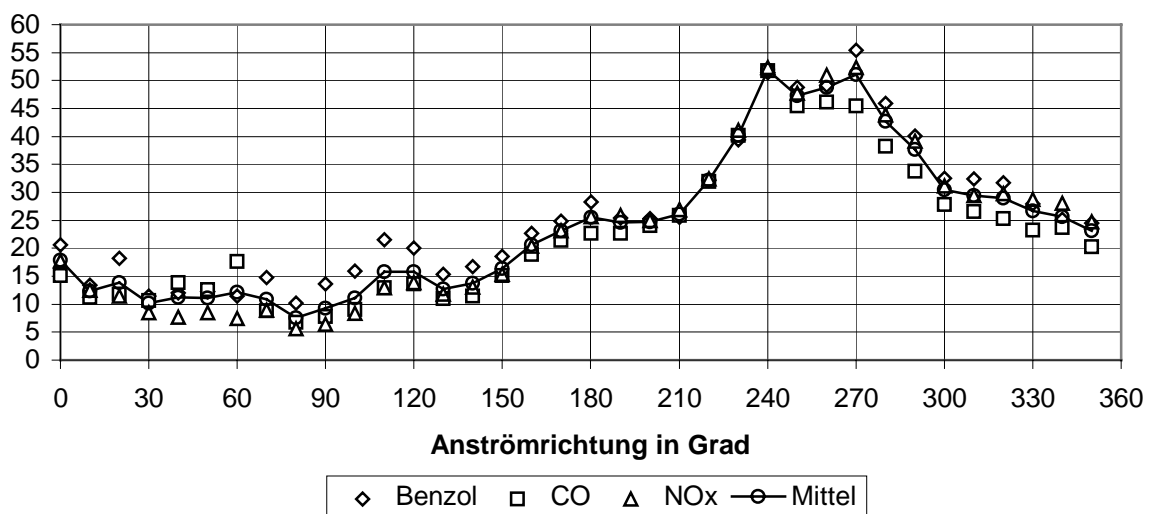


Abb. 2.2: Aus den Meßwerten HRVS abgeleitete dimensionslose Konzentrationen (Zusatz - belastung)

### 3 Vorhandene MeSSdaten aus dem Windkanal

Wie in der Aufgabenstellung erwähnt, wurden die Strömungs- und Ausbreitungsverhältnisse in der Göttinger Straße mit drei Methoden nachgebildet. Bislang stehen Meßdaten für die naturgetreue Nachbildung der Bebauung der Göttinger Straße und ihrer näheren Umgebung sowie für den Nachbau der MISKAM-Bebauung, jeweils ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz, zur Verfügung. Die Meßdaten umfassen

- die dimensionlosen Konzentrationen  $c^*$  für die Windrichtungen 0 bis 350 Grad in 10-Grad-Schritten, jeweils für Anströmgeschwindigkeiten in 100 m über Grund (im folgenden stets mit  $U_{100}$  bezeichnet) von  $U_{100} = 1.8$  m/s, 2.75 m/s und 3.1 m/s

- die Quotienten aus der Windgeschwindigkeit an der Position der Station HRSW in 42 m über Grund (im folgenden stets mit  $U_{42}$  bezeichnet) zu  $U_{100}$ , ebenfalls für  $U_{100} = 1.8$  m/s, 2.75 m/s und 3.1 m/s.

Die dimensionslosen Konzentrationen wurden wie in Abschnitt 2 berechnet als  $c^* = c U_{100} H / Q$ , wobei  $c$  die gemessene Konzentration,  $H$  eine Höhe zur Normierung (hier die Höhe des NLÖ-Gebäudes von 20 m) und  $Q$  die Linienquellstärke ist. Die Quellen in der Göttinger Straße wurden bei dieser Nachbildung durch vier straßenparallele Linienquellen, welche simultan mit der gleichen Tracergasmenge beaufschlagt wurden, simuliert.

#### **4 Emissionsfaktoren**

Die Emissionsfaktoren wurden unter Verwendung zweier verschiedener Datengrundlagen ermittelt:

- auf der Basis der Veröffentlichungen UBA 8/1994 und UBA 5/1995 entsprechend der in Schädler et al. (1996) beschriebenen Methode (dort als "neue Emissionsfaktoren" bezeichnet).
- mit dem vom Umweltbundesamt vertriebenen Rechenprogramm zur Emissionsbestimmung „MOBILEV“, Version 1.3 vom März 1997, wobei zwei Methoden zur Berechnung angesetzt wurden (s.u.).

Zur Berechnung der Immissionen werden die Emissionen der als Linienquellen mit räumlich konstanter Quellstärke angesetzten Fahrspuren benötigt. Diese Emissionen hängen von folgenden Faktoren ab:

- der zeitlich variablen Anzahl der Fahrzeuge (Verkehrsaufkommen)
- dem LKW-Anteil
- der Flottenzusammensetzung
- der Fahrgeschwindigkeit und Fahrweise
- dem Anteil der Fahrzeuge mit kaltem Motor
- dem betrachteten Schadstoff.

Die Emission je Fahrspur wird berechnet aus

$$Q = P \cdot e_{\text{PKW}} + L \cdot e_{\text{LKW}},$$

wobei Q die Emission einer Fahrspur in mg/(m·s), P die Anzahl der PKW je Spur und Sekunde, L die Anzahl der Lkw je Spur und Sekunde,  $e_{\text{PKW}}$  die spezifische Emission eines PKW in mg/(m·PKW) und  $e_{\text{LKW}}$  die spezifische Emission eines LKW in mg/(m·LKW) ist. Das Verkehrsaufkommen und der LKW-Anteil in der Göttinger Straße wurden bereits in Abschnitt 2.2 diskutiert.

In **Tab. 4.1** sind die PKW-Flottenzusammensetzungen für die BRD, für Niedersachsen und für den Regierungsbezirk Hannover dargestellt. Diesen Zahlen liegen die Zulassungsdaten vom 01.06.1992 zugrunde. Man erkennt, daß sich die Flottenzusammensetzung in Hannover nur unwesentlich von der Westdeutschlands (ehemals BRD) unterscheidet.

| <b>PKW-Flotte</b> | <b>BRD</b> | <b>Niedersachsen</b> | <b>RB Hannover</b> |
|-------------------|------------|----------------------|--------------------|
| GKAT              | 39.3       | 38.4                 | 39.7               |
| UKAT              | 7.7        | 8.5                  | 8.3                |
| sonst. Mind.      | 6.3        | 6.6                  | 6.5                |
| ohne KAT          | 33.0       | 30.8                 | 32.4               |
| Diesel            | 13.1       | 15.6                 | 13.2               |
| 2-Takt            | 0.7        | 0.0                  | 0.0                |
| Summe             | 100.1      | 99.9                 | 100.1              |

Tab. 4.1: PKW-Flottenzusammensetzungen (Anteile in %)

Die anzusetzenden spezifischen Emissionen hängen von den Fahrgeschwindigkeiten und Fahrweisen, den sogenannten Fahrmustern auf den Straßen ab. Jeder Verkehrssituation kann ein bestimmtes Fahrmuster zugeordnet werden.

#### **Beschreibung Methode a) zur Emissionsbestimmung**

Diese Methode entspricht der Methode zur Ermittlung der „neuen Emissionsfaktoren“ in Schädler et al. (1996).

In den Veröffentlichungen "Abgas-Emissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland" (UBA 8/1994) und "Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990" (UBA 5/1995) sind Tabellen mit spezifischen Emissionen von Kohlenwasserstoffen (HC), Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO<sub>x</sub>) und Partikeln für die verschiedenen Fahrmuster und Fahrzeugarten aufgeführt. Als Grundfahrmuster wurde eine vorfahrtsberechtigte Innerortstraße mit einer mittleren Fahrgeschwindigkeit von 46 km/h angesetzt; dieses Fahrmuster ist in den genannten Veröffentlichungen mit Fahrmuster 5 bezeichnet.

Zusätzlich wurde berücksichtigt, daß ein bestimmter Anteil der Fahrzeuge mit kaltem Motor fährt. Die Emissionen bei Fahrten mit kaltem Motor sind gegenüber Fahrten mit betriebswarmem Motor deutlich höher. Der Anteil der Fahrten mit kaltem Motor wurde mit 30 % angesetzt. Wegen des werktags zeitweise zähflüssigen bis stockenden Verkehrs wurde ferner ein Stauanteil von 10 % veranschlagt.

### **Beschreibung Methode b) zur Emissionsbestimmung**

Bei Methode b) wurden die Emissionsfaktoren unter Verwendung der vom Umweltbundesamt vertriebenen Software „MOBILEV“ zur Emissionsbestimmung verwendet. Dabei wurden folgende Optionen bzw. Parameter gesetzt:

|                    |                                                    |
|--------------------|----------------------------------------------------|
| Berechnungsart     | einzelne Straße                                    |
| Bezugsjahr         | 1994                                               |
| Straßenkategorie   | Hauptverkehrsstraße innerorts, vorfahrtsberechtigt |
| Stop and Go        | 2 Stunden je Werktag                               |
| Fahrzeugkategorien | keine Fahrzeuge nach Euronorm 2 und 3              |
| LKW-Anteil         | Fahrzeuge > 3.5 t zul. Gesamtgewicht               |

### **Beschreibung Methode c)**

Wie b), jedoch ohne explizite Angabe der Stop and Go-Zeiträume. Diese werden in diesem Fall von MOBILEV intern bestimmt.

Die mit den Methoden a), b) und c) berechneten Emissionsfaktoren sind in der folgenden **Tab. 4.2** wiedergegeben.

|  |                               |
|--|-------------------------------|
|  | <b>Emissionsfaktoren 1994</b> |
|--|-------------------------------|

|            | Benzol |       | NO <sub>x</sub> |     | CO   |     |
|------------|--------|-------|-----------------|-----|------|-----|
|            | PKW    | LKW   | PKW             | LKW | PKW  | LKW |
| Methode a) | 0.075  | 0.057 | 1.03            | 9.6 | 15.6 | 4.1 |
| Methode b) | 0.06   | 0.039 | 0.86            | 8.8 | 8.2  | 3.1 |
| Methode c) | 0.054  | 0.052 | 0.85            | 9.9 | 7.2  | 4.0 |

Tab. 4.2: Streckenbezogene Emissionsfaktoren (innerorts) in mg/(m·Fahrzeug) im Jahr 1994

### 5 Vorgehensweise zur Berechnung der statistischen Kennwerte

Um mit den Modellen statistische Kennwerte der Immissionen (Mittelwerte, Perzentilwerte) zu berechnen, wurden Zeitreihen der Immissionen berechnet und diese statistisch ausgewertet. Zur Berechnung der Zeitreihen wurde für jedes Halbstundenintervall, in dem simultan gültige Meßwerte von Windgeschwindigkeit und Windrichtung an der Station HRSW ("über Dach") (vgl. Schädler et al., 1996) sowie der Verkehrszahlen vorlagen, Zusatzbelastungswerte berechnet.

Dabei wurde wie folgt vorgegangen: die Gesamtkonzentration  $c_{ges}$  am Rezeptor hängt ab von der Windgeschwindigkeit  $u$  und Windrichtung  $\varphi$  jeweils über Dach sowie der Gesamtemission  $Q$  der vier Fahrspuren:  $c_{ges} = c(u, \varphi, Q)$ , wobei  $Q = Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4$  und  $Q_i$  die Emissionen der einzelnen Fahrspuren sind.

Aus den im Windkanal gemessenen  $c^*$ -Werten kann bei gegebener Windgeschwindigkeit  $u$  (hochgerechnet von Anemometerhöhe auf 100 m über Grund), Windrichtung  $\varphi$  und Quellstärke die dann herrschende Zusatzbelastung berechnet werden. Dabei gibt es verschiedene Vorgehensweisen, von denen zwei hier näher diskutiert werden sollen (siehe auch Abschnitt 3 zur Definition von  $c^*$ ):

a)  $c(u, \varphi, Q) = c^*(\varphi) Q / (u H)$ ; diese Methode geht davon aus, daß  $c \sim 1/u$  ist, was bei verkehrsbedingten Schadstoffen aufgrund der fahrzeuginduzierten Turbulenz nicht erfüllt ist. Da jedoch über die Modellierung der fahrzeuginduzierten Turbulenz kein Konsens besteht, soll diese Vorgehensweise hier mit verwendet werden.

b) Verwendung eines Ansatzes  $c \sim 1/u^n$ ,  $n < 1$ . In diesem Fall ist der Einfluß der fahrzeuginduzierten Turbulenz im Exponenten  $n$  enthalten. Naturmessungen liefern Werte von  $n$  zwischen etwa 0.3 und 0.6. Die Auswertung der Meßdaten in der Göttinger Straße

ergab mittlere Werte zwischen 0.3 und 0.4. Für den Vergleich soll hier mit dem Wert  $n = 0.35$  gerechnet werden. Die Zusatzbelastung berechnet sich dann zu

$$c(u, \varphi, Q) = \frac{Q \cdot c^*(\varphi)}{H \cdot U_s} \cdot \left| \frac{U_s}{u} \right|^n$$

Dabei ist  $U_s$  eine Schwellenwindgeschwindigkeit, unterhalb derer die Konzentrationsminderung durch die fahrzeuginduzierte Turbulenz wirksam wird. Für  $U_s$  wurde hier ein geschätzter Wert von 3 m/s verwendet.

Diese beiden Methoden werden später bei der Berechnung der statistischen Kennwerte verglichen.

Die Umrechnung der Windgeschwindigkeit von der Anemometerhöhe 42 m auf die Referenzhöhe 100 m wurde mit den im Windkanal gemessenen Quotienten  $U_{42}/U_{100}$  durchgeführt.

Die Aufgabe, statistische Kennwerte zu berechnen, läßt sich somit in drei Teilschritte aufteilen:

1. ermittle  $c^*$ -Werte
2. berechne aus  $c^*$  und den Zeitreihen von  $Q$ ,  $u$ ,  $\varphi$  entsprechend den Methoden i) und ii) Konzentrationszeitreihen und addiere Vorbelastungszeitreihen
3. werte diese Zeitreihen statistisch aus.

Für die Vorbelastung wurden jeweils die zeitgleichen Werte an der Station HRSW verwendet; für Benzol war dort kein Meßwert vorhanden, daher wurde der dort gemessene Jahresmittelwert von 1993 angesetzt.

Da nur die Ausbreitung inerter Schadstoffe simuliert werden kann, andererseits gemäß 23. BImSchV auch Konzentrationen des reaktiven Schadstoffs  $\text{NO}_2$  bestimmt werden müssen, mußte die  $\text{NO}-\text{NO}_2$ -Konversion parametrisiert werden. Um in die Modellrechnungen hier möglichst geringe Verfälschungen durch diese Parametrisierung einzuführen, wurde aus den Meßzeitreihen von  $\text{NO}_x$  und  $\text{NO}_2$  für jeden  $\text{NO}_x$ -Wert eine Konversionsrate ermittelt. Hierzu wurde der Quotient  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$  über  $\text{NO}_x$  aufgetragen und die Regressionsgerade ermittelt. Es ergab sich folgender Zusammenhang:

$$\text{NO}_x/\text{NO}_2 = 1.264 + 0.01075 \text{ NO}_x \text{ (NO}_x \text{ in } \mu\text{g/m}^3\text{)}$$



also für die Konversionsrate

$$\text{NO}_2/\text{NO}_x = 1 / (1.264 + 0.01075 \text{ NO}_x)$$

mit einem Korrelationskoeffizienten von  $R = 0.86$ .

Wegen der mit wachsenden  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen zunehmenden Streuung des  $\text{NO}_x/\text{NO}_2$ -Verhältnisses ist zu erwarten, daß die 98-Perzentilwerte von  $\text{NO}_2$  bei der Statistikberechnung mit diesem Verfahren unterschätzt werden. Daher wurde zur Berechnung des 98-Perzentilwerts von  $\text{NO}_2$  so vorgegangen, daß der berechnete 98-Perzentilwert von  $\text{NO}_x$  mit dem Quotienten aus dem gemessenen 98-Perzentilwert der Gesamtbelastung von  $\text{NO}_2$  ( $123 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und dem gemessenen 98-Perzentilwert der Gesamtbelastung von  $\text{NO}_x$  ( $888 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), also dem Wert 0.14, multipliziert wurde (mit der obigen Korrelation würde man einen Quotienten von 0.0925 berechnen).

Da die dimensionslosen Konzentrationen nicht für alle Anströmgeschwindigkeiten gleich waren, wurden die in der Statistikberechnung verwendeten dimensionslosen Konzentrationen mit der jeweiligen Windgeschwindigkeit aus der Zeitreihe inter- bzw. extrapoliert, wobei als Stützstellen die im Windkanal gemessenen  $c^*$ -Werte für  $U_{100}$  (vgl. Abschnitt 6) verwendet wurden.

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Naturgetreu aufgelöste Bebauung

Die folgende **Abb. 6.1** zeigt die im Windkanal gemessenen  $c^*$ -Verteilungen für  $U_{100} = 1.8 \text{ m/s}$ ,  $2.7 \text{ m/s}$  und  $3.1 \text{ m/s}$  zusammen mit dem aus den Naturmessungen resultierenden  $c^*$ -Werten (Mittelwert wie in **Abb. 2.2**) für die Zusatzbelastung.

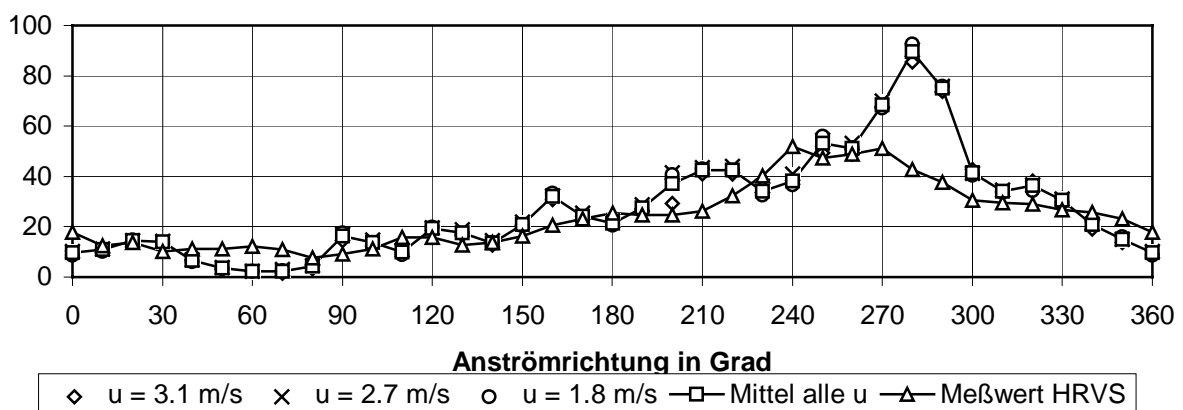


Abb. 6.1: Im Windkanal für den Fall „naturgetreue Bebauung“ gemessene  $c^*$ -Werte für verschiedene Anströmgeschwindigkeiten

Der mit der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitshäufigkeit gewichtete mittlere  $c^*$ -Wert ist 20. In den folgenden beiden **Tab. 6.1** und **Tab. 6.2** sind jeweils die berechneten Kennwerte der Gesamtbelastung (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und ihre Abweichungen vom Meßwert (in %) für Rechnung mit  $c \sim 1/u$  und für Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  angegeben.

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 15.8                          | 34                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 13.0                          | 10                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 12.5                          | 6                      |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 481                           | 59                     | 2 736                         | 208                    |
| E-Faktoren Methode b) | 432                           | 43                     | 2 419                         | 172                    |
| E-Faktoren Methode c) | 462                           | 53                     | 2 596                         | 192                    |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 51                            | -20                    | 379.0                         | 208                    |
| E-Faktoren Methode b) | 50                            | -22                    | 335.1                         | 172                    |
| E-Faktoren Methode c) | 51                            | -20                    | 359.6                         | 192                    |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 3 075                         | 53                     | 15 247                        | 176                    |
| E-Faktoren Methode b) | 1 968                         | -2                     | 8 743                         | 59                     |
| E-Faktoren Methode c) | 1 854                         | -8                     | 8 004                         | 45                     |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.1: Rechnung mit  $c \sim 1/u$  (interpoliert)

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 11.4                          | -3                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 9.6                           | -19                    |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 9.2                           | -22                    |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 331                           | 10                     | 1 707                         | 92                     |
| E-Faktoren Methode b) | 299                           | -1                     | 1 528                         | 72                     |
| E-Faktoren Methode c) | 318                           | 5                      | 1 660                         | 87                     |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 49                            | -23                    | 236.4                         | 92                     |
| E-Faktoren Methode b) | 48                            | -25                    | 211.6                         | 72                     |
| E-Faktoren Methode c) | 49                            | -23                    | 229.9                         | 87                     |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 2 232                         | 11                     | 9 259                         | 68                     |
| E-Faktoren Methode b) | 1 515                         | -25                    | 5 411                         | -2                     |
| E-Faktoren Methode c) | 1 441                         | -29                    | 5 027                         | -9                     |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.2: Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  (interpoliert)

Bei den Perzentilwerten ergeben sich recht große Unterschiede zwischen den Naturdaten und den Windkanaldaten. Als Ursache hierfür kann vermutet werden, daß bei den Windkanaldaten der Windrichtungsbereich, bei dem die höchsten  $c^*$ -Werte auftreten, zugleich der Bereich ist, bei dem auch die Windgeschwindigkeiten häufig sehr niedrig sind (vgl. **Abb. 6.1** und **Abb. 2.1**). Dadurch ergibt sich eine kontinuierliche Reihe hoher Konzentrationswerte, aus welcher hohe 98-Perzentilwerte resultieren.

## 6.2 MISKAM-Bebauung

Die Windkanalversuche wurden mit zwei Varianten der MISKAM-Bebauung durchgeführt:

- Nachbildung der Bebauung wie bei den MISKAM-Rechnungen, d.h. mit weggelassenem Gebäudeteil über der Tordurchfahrt südlich des NLÖ-Gebäudes
- Nachbildung der Bebauung wie bei den MISKAM-Rechnungen, aber mit Modellierung der Tordurchfahrt.

Der mit der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitshäufigkeit gewichtete mittlere  $c^*$ -Wert ist 29 bei Variante a) und 44 bei Variante b). Messungen und Auswertungen wurden bei Variante a) mit den beiden Windgeschwindigkeiten 1.8 m/s und 3.1 m/s, bei Variante b) nur mit der Windgeschwindigkeit 3.1 m/s durchgeführt.

Die folgende **Abb. 6.2** zeigt die im Windkanal für die beiden Varianten gemessenen  $c^*$ -Werte. Zum Vergleich ist der mittlere  $c^*$ -Wert aus den Naturmessungen mit dargestellt.

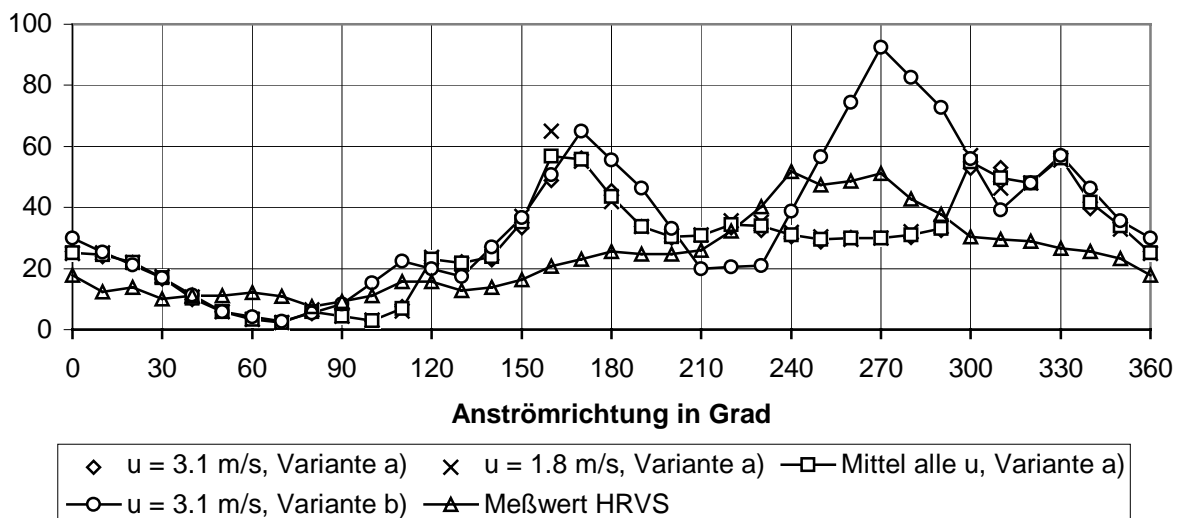


Abb. 6.2:  $c^*$ -Werte für MISKAM-Bebauung, Variante a) und b).

In den folgenden beiden **Tab. 6.3** und **Tab. 6.4** sind jeweils die berechneten Kennwerte der Gesamtbelastung (in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und ihre Abweichungen vom Meßwert (in %) für Rechnung mit  $c \sim 1/u$  und für Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  für die Variante a) angegeben.

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 14.4                          | 22                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 11.9                          | 1                      |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 11.5                          | -3                     |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 434                           | 44                     | 2 078                         | 134                    |
| E-Faktoren Methode b) | 390                           | 29                     | 1 866                         | 110                    |
| E-Faktoren Methode c) | 417                           | 38                     | 2 004                         | 126                    |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 61                            | -5                     | 287.8                         | 134                    |
| E-Faktoren Methode b) | 59                            | -8                     | 258.5                         | 110                    |
| E-Faktoren Methode c) | 60                            | -6                     | 277.6                         | 126                    |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 2 813                         | 40                     | 11 146                        | 102                    |
| E-Faktoren Methode b) | 1 828                         | -9                     | 6 443                         | 17                     |
| E-Faktoren Methode c) | 1 726                         | -14                    | 5 979                         | 8                      |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.3: Variante a): Rechnung mit  $c \sim 1/u$  (interpoliert)

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 12.4                          | 5                      |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 10.4                          | -12                    |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 10.0                          | -15                    |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 363                           | 20                     | 1 452                         | 64                     |
| E-Faktoren Methode b) | 328                           | 9                      | 1 305                         | 47                     |
| E-Faktoren Methode c) | 350                           | 16                     | 1 413                         | 59                     |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 60                            | -6                     | 201.1                         | 64                     |
| E-Faktoren Methode b) | 58                            | -9                     | 180.8                         | 47                     |
| E-Faktoren Methode c) | 59                            | -8                     | 195.7                         | 59                     |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 2 432                         | 21                     | 7 506                         | 36                     |
| E-Faktoren Methode b) | 1 622                         | -20                    | 4 568                         | -17                    |
| E-Faktoren Methode c) | 1 538                         | -24                    | 4 276                         | -22                    |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.4: Variante a): Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  (interpoliert)

Die Ergebnisse für Variante b) zeigen die folgenden Tabellen.

| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 18.6                          | 58                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 15.2                          | 29                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 14.6                          | 24                     |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 576                           | 91                     | 2 619                         | 195                    |
| E-Faktoren Methode b) | 516                           | 71                     | 2 335                         | 163                    |
| E-Faktoren Methode c) | 553                           | 83                     | 2 529                         | 185                    |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 65                            | 2                      | 362.8                         | 195                    |
| E-Faktoren Methode b) | 64                            | 0                      | 323.4                         | 163                    |
| E-Faktoren Methode c) | 65                            | 2                      | 350.3                         | 185                    |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 3 605                         | 79                     | 14 111                        | 156                    |
| E-Faktoren Methode b) | 2 254                         | 12                     | 8 099                         | 47                     |
| E-Faktoren Methode c) | 2 115                         | 5                      | 7 543                         | 37                     |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.5: Variante b): Rechnung mit  $c \sim 1/u$  (interpoliert)



| <b>Benzol</b>         | <b>Jahres-<br/>mittelwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> | <b>98-Perzen-<br/>tilwert</b> | <b>Fehler<br/>in %</b> |
|-----------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|
| E-Faktoren Methode a) | 16.0                          | 36                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode b) | 13.2                          | 12                     |                               |                        |
| E-Faktoren Methode c) | 12.7                          | 8                      |                               |                        |
| Meßwert               | 11.8                          |                        |                               |                        |
| <b>NO<sub>x</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 485                           | 61                     | 1 948                         | 119                    |
| E-Faktoren Methode b) | 436                           | 44                     | 1 747                         | 97                     |
| E-Faktoren Methode c) | 466                           | 54                     | 1 885                         | 112                    |
| Meßwert               | 302                           |                        | 888                           |                        |
| <b>NO<sub>2</sub></b> |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 64                            | 0                      | 269.8                         | 119                    |
| E-Faktoren Methode b) | 63                            | -2                     | 242.0                         | 97                     |
| E-Faktoren Methode c) | 64                            | 0                      | 261.1                         | 112                    |
| Meßwert               | 64                            |                        | 123                           |                        |
| <b>CO</b>             |                               |                        |                               |                        |
| E-Faktoren Methode a) | 3 114                         | 54                     | 10 129                        | 84                     |
| E-Faktoren Methode b) | 1 989                         | -1                     | 5 960                         | 8                      |
| E-Faktoren Methode c) | 1 873                         | -7                     | 5 536                         | 0                      |
| Meßwert               | 2 016                         |                        | 5 515                         |                        |

Tab. 6.6: Variante b): Rechnung mit  $c \sim 1/u^{0.35}$  (interpoliert)

## 7 Literatur

Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138).

UBA (8/1994) (Hassel, D. et al.): Abgas-Emissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland. Abgasemissionen von Fahrzeugen der Baujahre 1986 bis 1990. Abschlußbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UFOPLAN-Nr. 104 05 152 und 104 05 509, UBA-FB 91-042. UBA-Berichte 8/1994.

UBA (5/1995) (Hassel, D. et al.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlußbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995.

NLÖ (1993): Lufthygienische Luftüberwachungssystem Niedersachsen. Luftschadstoffbelastung in Straßenschluchten. Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie Hannover.