

Schriftenreihe des Vereins für  
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

42

Herausgegeben von Prof. Dr. F. Meinck

---

# Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland

LU40  
0005



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1974

Schriftenreihe des Vereins für  
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Herausgegeben von Prof. Dr. F. Meinck

---

# Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland

Umweltbundesamt

Fachbibliothek  
Umwelt



---

Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1974



Der 1902 gegründete gemeinnützige Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E. V. fördert das gleichnamige Institut des Bundesgesundheitsamtes.

Außerdem tritt er über das Institut mit wissenschaftlichen Veranstaltungen auf den einschlägigen Gebieten der Umwelthygiene und der Gesundheitstechnik an die Öffentlichkeit.

Er gibt für seine Mitglieder die Schriftenreihe und die Literaturberichte für Wasser, Abwasser, Luft und feste Abfallstoffe (Gustav Fischer Verlag, Stuttgart) heraus.

*Geschäftsführender Vorstand:*

Oberstadtdirektor Hans-Dieter Imhoff, Dortmund  
Reg.-Baumeister a. D. Dr.-Ing. Erich Knop, Essen  
Direktor Dr.-Ing. Heinz Tessorff, Berlin

*Geschäftsführung:*

Dipl.-Ing. Helmut Schönberg, 1 Berlin 33, Postfach

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten.

Copyright by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem

Printed in Germany

ISBN 3-437-30 209-4

Gesamtherstellung: Broco-Druck, 1 Berlin 44

# INHALTSVERZEICHNIS

Seite

<i>E. Lahmann</i> , Berlin	
Einführung	5
<i>P. Chovin</i> , Paris	
Die Tätigkeit des Zentrallaboratoriums der Polizeipräfektur auf dem Gebiet der Bekämpfung der atmosphärischen Luftverunreinigung	7
<i>H. Benger</i> , Innsbruck	
Luftverunreinigung durch den Kraftverkehr in Österreich	23
<i>G. Rönicke</i> , Freiburg i. B.	
Konzentrationen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen in atmosphärischer Luft unter Background-Bedingungen	31
<i>H.-W. Georgii</i> , Frankfurt/Main	
Schwermetallaerosole in der Großstadtluft	39
<i>D. Jost</i> , Frankfurt/Main	
Kohlenmonoxid- und Stickstoffoxidmessungen in der Frankfurter Innenstadt	51
<i>W. Rudolf</i> , Frankfurt/Main	
Untersuchung von Oxidantien in der Frankfurter Innenstadt	65
<i>W. Walter</i> , Wiesbaden	
Messungen von Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr in Hessen	77
<i>E. Lahmann</i> , Berlin	
Stickstoffdioxid-, Formaldehyd- und Blei-Messungen im Raum Untermain	85
<i>E. Lahmann</i> , Berlin	
Messungen von Kraftfahrzeug-Abgasbestandteilen in Berlin	91
<i>W.-D. Kampf</i> , Berlin	
Mehrjährige Kohlenmonoxidmessungen am Rande einer Hauptverkehrsstraße in Berlin	101
<i>K. Gräfe</i> , Hamburg	
Kraftverkehrsbezogene CO-Messungen in Tunneln und an einer Hochstraße in Hamburg	109
<i>H. Kettner</i> , Düsseldorf	
Lufthygienischer Einfluß von unterirdischen privaten Tiefgaragen auf die Anwohner	119
<i>H. Hartkamp</i> , Essen	
Untersuchungen zur Immissionsstruktur einer Großstadt — Projekt „Großstadtluft“	125

<i>M. Deimel</i> , Köln Kohlenmonoxid-, Blei-, Stickoxid- und Benzo(a)pyren- Belastung in Kölner Straßen	149
<i>W. Breuer</i> , Leverkusen Automatische Messung von Kraftfahrzeug-Abgasbestandteilen in Leverkusen	165
<i>F. Richert</i> , Gelsenkirchen Kohlenmonoxid im Straßenverkehr. Untersuchungsergebnisse aus dem Ruhrgebiet	179
<i>A. Brockhaus</i> , <i>H. Weisz</i> , <i>K. H. Friedrichs</i> und <i>U. Krämer</i> , Düsseldorf Das Vorkommen von Benzo(a)pyren und partikulärem Blei bei unterschiedlichen Immissionssituationen	183
<i>M. Fingerhut</i> , Mainz Untersuchung der Immissionsbelastung durch den Kraftfahrzeugverkehr an Verkehrsschwerpunkten im Stadtbereich Mainz	197
<i>H. Schwegler</i> , München Immissionsmessungen von Kraftfahrzeug-Abgasen in Bayern	219
<i>R. Herbolsheimer</i> , Saarbrücken Immissionsmessungen von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen in Saarbrücken	241
<i>H. Schellhas</i> , Karlsruhe Bleigefährdung durch Autoabgase	245
<i>M. Deimel</i> , Köln Diskussionsbeitrag zum Vortrag von Herrn Dr. Schellhas	257
<i>T. Schneider</i> , Bilthoven Simulationsmodell der CO-Emission im Straßenverkehr	259
<i>F.-J. Dreyhaupt</i> , Düsseldorf Anteil des Kraftverkehrs an den Luftverunreinigungen in einer Großstadt	271
<i>H. Weber</i> , Essen Ergebnisse bei der Anwendung der europäischen Abgasvorschriften für Ottomotoren	303
<i>H. May</i> und <i>U. Hattingen</i> , Kaiserslautern Emissionen durch Kraftfahrzeuge. Stand und Tendenzen	315
<i>E. Lahmann</i> , Berlin Zur Immissionssituation durch den Kraftverkehr in deutschen Städten. Eine Zusammenfassung	347

## Einführung

Die starke Zunahme des Kraftverkehrs in den letzten Jahren richtete ein steigendes Interesse auf die Verunreinigung der atmosphärischen Luft durch die Abgase von Kraftfahrzeugen. Trotzdem sind Veröffentlichungen über Immissionen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen in der Bundesrepublik Deutschland relativ selten, zumindest im Vergleich zu Untersuchungen über die Luftverunreinigung durch Abgase von häuslichen und gewerblichen Feuerungsanlagen sowie durch Industrieabgase.

In einer wissenschaftlichen Arbeitssitzung, die der Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene am 28. und 29. November 1973 auf Anregung und mit Förderung der Forschungsvereinigung Automobiltechnik e. V., Frankfurt (Main) und in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes in Berlin veranstaltete, sollte die heute durch den Kraftverkehr **bedingte** Immissionssituation in der Bundesrepublik Deutschland **aufgrund** vorhandener Untersuchungsergebnisse umrissen werden. Im **Sinne** dieser Zielsetzung sollten insbesondere die in Städten der **Bundesrepublik** durchgeführten oder in naher Zukunft geplanten Meßprogramme dargestellt und ausgewertet werden. Es sollten dabei ausdrücklich auch Beiträge mit begrenzter Aufgabenstellung und Berichte herangezogen werden, die teilweise schon an anderen Stellen veröffentlicht wurden.

Als den Abgasen des Kraftverkehrs — wenn auch keineswegs allein — zuzuordnende wesentliche Substanzen wurden Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe (gasförmig und partikulär), Stickstoffoxide und Blei verstanden.

Die Referate während der Arbeitssitzung Ende November 1973 in Berlin sollten Untersuchungsprogramme und Ergebnisse in möglichst konzentrierter Form wiedergeben. Es wurde den Referenten jedoch freigestellt, in den hier wiedergegebenen Veröffentlichungen ihre mündlichen Ausführungen zu erweitern und dabei sowohl auf technische Einzelheiten näher einzugehen als auch Ergebnisse nachzutragen, die erst nach der Veranstaltung ausgewertet werden konn-

ten. Somit konnten zum Beispiel hier auch Befunde herangezogen werden, die von den Sonntagen mit Beschränkungen des Kraftverkehrs in der Bundesrepublik Deutschland zum Ende des Jahres 1973 stammten.

Die im folgenden niedergelegten Darstellungen der kraftverkehrsbedingten Immissionen in der Bundesrepublik Deutschland werden durch Beiträge ergänzt, die die Immissionssituation in benachbarten Staaten, die Emissionen durch Kraftfahrzeuge heute und in der Zukunft, den Anteil des Kraftverkehrs an den Luftverunreinigungen in einer Großstadt, die Ausbreitung von Kraftfahrzeugabgasen und — am Beispiel des Bleis — die Wirkung von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen betreffen.

*E. Lahmann*



# **Die Tätigkeit des Zentrallaboratoriums der Polizeipräfektur auf dem Gebiete der Bekämpfung der atmosphärischen Luftverunreinigung in Paris**

*Von P. Chovin*

Als das Zentrallaboratorium der Polizeipräfektur, das damals noch „Städtisches Laboratorium von Paris“ hieß, seine erste Kohlenmonoxid-Bestimmung in Straßenluft durchführte, hatte sein damaliger Direktor keine Ahnung davon, daß er damit eine Reihe von intensiven Untersuchungen auf dem Gebiete der atmosphärischen Luftverunreinigung auslöste. Von Tag zu Tag gewann diese Tätigkeit an Bedeutung, und schließlich wurde im Jahre 1970 eine neue Abteilung gegründet, die ungefähr 50 Ingenieure und Techniker beschäftigt, das heißt ungefähr die Hälfte des wissenschaftlichen Personals der anderen sechs Abteilungen des Laboratoriums. Mit Sicherheit bleibt die Überwachung der Luftqualität der Pariser Straßen eines der wesentlichsten Ziele unserer Aufgaben. Unsere Tätigkeit hat sich aber allmählich gewandelt, und man kann sie in vier große Abschnitte aufteilen.

Bevor ich diese Tätigkeiten näher schildere, möchte ich Ihnen jedoch die behördliche Struktur von Paris erläutern und ein Wort zu den Befugnissen derjenigen Organe sagen, die sich — wie das Zentrallaboratorium — mit der Luftverunreinigung beschäftigen.

Seit der Amtsreform der Pariser Region, die im Jahre 1968 begonnen wurde, ist Paris gleichzeitig Stadt und Département. Als letzteres besitzt Paris eine Präfektur, die sogenannte „Préfecture de Paris“, genau wie die anderen französischen Départements; darüber hinaus hat Paris wegen seiner hohen Einwohnerzahl schon seit langem eine Polizeipräfektur. Beide Präfekturen besitzen ihre nötigen und unentbehrlichen, technischen und wissenschaftlichen Organe, und zwar ein Laboratorium für Gesundheitswesen für die erste und das Zentrallaboratorium für die zweite. Der Minister des Innern hat die Gebiete abgegrenzt, die beide Laboratorien zu bearbeiten haben. Das Laboratorium der Pariser Präfektur soll die Luftverunreinigung in der Umwelt im Hinblick auf die öffentliche Gesundheit überwachen,

also z. B. Konzentrationen von  $\text{SO}_2$  und Staub in der Luft bestimmen, ohne sich um die Quellen zu kümmern. Was das Zentrallaboratorium anbelangt, so hat es sich direkt mit der Luftverunreinigung in der näheren Umgebung zu befassen, das heißt mit dem Studium von Zusammenhängen zwischen schädlichen Immissionen und Emissionsquellen. Es soll sich beispielsweise mit den Luftverunreinigungen beschäftigen, die von den Auspuffgasen der Automobile und von den industriellen Emissionen herkommen, im letzten Falle mit der Absicht, die Quellen nachweisen zu können. Auch soll es die Herkunft von Luftverunreinigungen im Innern von Wohnräumen feststellen und schließlich die Qualität der Verbrennung in Zentralheizungseinrichtungen kontrollieren. Alle diese Aufgaben werden im folgenden näher besprochen.

## Die Luftverunreinigung durch Autoabgase

### *Überwachung der Luftverunreinigung in Straßen mit starkem Verkehr*

Am Anfang haben wir all unsere Kraft auf das Kohlenmonoxid verwendet. Wir haben aber bald eingesehen, daß es unmöglich ist, Schlüsse aus Bestimmungen zu ziehen, die auf unregelmäßigen Stichproben beruhen. Von 1959 an haben wir die Probenahmen systematisiert. Wir erstellten das Ihnen wohlbekannte Netz: das an die Grenzen von Paris tangierende Rechteck wurde in 400 kleine Vierecke eingeteilt, von denen 317 Paris bedecken. In jedem kleinen Viereck wurde eine Probenahmestelle so ausgewählt, daß die Wahrscheinlichkeit der größten Luftverunreinigung durch Autoabgase gegeben war. Jede Stelle wurde jeden Monat von einem Wagen angefahren, in dem sich außer dem Fahrer zwei Techniker befanden, die vier Luftproben nahmen: die CO-Bestimmung der  $4 \times 317 = 1268$  monatlich genommenen Luftproben lieferte jährlich ungefähr 15 200 Daten, die der statistischen Berechnung unterworfen wurden.

Diese Methode wurde beinahe 12 Jahre lang, das heißt bis zum Jahre 1971 angewandt. Sie war nicht ohne Nachteile, hatte aber den großen Vorteil, uns mit dem Problem der Luftverunreinigung durch Autoabgase vertraut zu machen.

Im Jahre 1963 haben wir anläßlich einer Untersuchung über die Carboxyhämoglobinanreicherung im Blut von Polizeibeamten, die den Verkehr regeln und daher den Auspuffgasen von Automotoren verstärkt ausgesetzt sind (eine Untersuchung, über die ich später berichten will), mit einer neuen automatischen CO-Bestimmungsmethode angefangen, die regelmäßig die stündlichen CO-Durchschnittskonzentrationen liefert. Dieses Ziel wird in ganz einfacher Weise mit einem elektronischen Integrator erreicht. Später hatten wir mehrfach die Gelegenheit, diese Methode zu benutzen, so daß nach einer sorgfältigen Überlegung über die gegenseitigen Vor- und Nachteile der beiden Methoden schließlich beschlossen wurde, die automatische zu wählen. Am Ende des Jahres 1971 wurde ein Netz eingerichtet, das 11 Apparate in Paris und 3 in der Umgebung umfaßt. Es wurde jedoch auch eine andere Integrationsmethode versucht, die ebenso gute Ergebnisse wie die elektronische liefert und viel billiger ist: sie besteht aus einer „pneumatischen“ Integration mit zwei Säcken, die sich mit Hilfe von Pumpen und elektromagnetischen Dreiwege-Ventilen wechselweise füllen und in den Analysierapparat ausleeren. Solche automatischen CO-Bestimmungapparate werden nach unseren Plänen von der französischen Filiale der Firma Hartmann & Braun gebaut. Die 11 Apparate, die sich in Paris befinden, wurden an Stellen eingerichtet, die durch die früheren Untersuchungen als diejenigen erkannt wurden, die am stärksten verunreinigt sind. Was die Wahl der Stellen selbst anbelangt, so habe ich mich bemüht, obgleich es nicht immer möglich war, die Empfehlungen zu befolgen, die von meinem Kollegen, Herrn Professor Georgii, und von mir vor einer OECD-Kommission vorgeschlagen und dann akzeptiert wurden: der Probenahmepunkt muß sich (verkehrs-) stromaufwärts von einer Kreuzung befinden. Folgende Anordnung ist zu empfehlen: 10 bis 20 Meter von der Kreuzung, 1 bis 2 Meter von der Fahrbahn und ungefähr 1,6 m vom Boden entfernt. Während des Jahres 1972 hat das Netz kontinuierlich ohne Störungen funktioniert. Die erhaltenen Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

— Die Luftverunreinigung ist gering während der Wochenenden und der Ferienperioden. Während der Werktage folgt die CO-Konzentrationsänderung dem Arbeitsrhythmus der Bevölkerung.

— Die jährlichen Mittelwerte der stündlichen Einzelwerte der CO-Konzentration liegen — je nach Stelle — zwischen 6,0 und 22,2 ppm. Für sämtliche Apparate des Pariser Netzes liegt der Mittelwert bei 12,2 ppm.

— Die Jahresmittelwerte der CO-Durchschnittskonzentrationen für 9 jeweils achtstündige Zeitperioden zwischen 6 und 22.00 Uhr reichen von 7,0 bis zu 26,5 ppm. Für sämtliche Apparate des Netzes beträgt dieser Jahresmittelwert 14,4 ppm.

— Für die am wenigsten verunreinigte Stelle (Kreuzung: Rue de Vaugirard/Boulevard Pasteur) wurde die Grenze von 30 ppm als Stundenmittel nur während 0,2 % der Zeit — auf jährlicher Basis — überschritten. Die Grenze von 40 ppm wurde nicht erreicht. Die mittleren Konzentrationen der achtstündigen Perioden überschritten die Grenze von 15 ppm während 6,4 % der Zeit; die Grenze von 25 ppm wurde nie erreicht (Tabelle 1).

Tabelle 1

*Prozentsatz der Zeit, während der bestimmte CO-Konzentrationsgrenzen im Jahre 1972 überschritten wurden (für 11 Meßstellen in Paris)*

Meßstellen	Ein-Stunden-Mittelwerte		Acht-Stunden-Mittelwerte	
	30 ppm	40 ppm	15 ppm	25 ppm
Am wenigsten verunreinigte Stelle	0,2 ‰	0 ‰	6,4 ‰	0 ‰
Am stärksten verunreinigte Stelle	20,2 ‰	4,5 ‰	96,2 ‰	57,6 ‰
alle 11 Stellen	4,5 ‰	0,9 ‰	40,2 ‰	12,4 ‰

— Für die am wenigsten verunreinigte Stelle (Kreuzung: Rue de wurden die Grenzen von 30 und 40 ppm während 20,2 beziehungsweise 4,5 % der Zeit übertroffen; die Grenzen von 15 und 25 ppm, als Mittel über die achtstündigen Zeitperioden, wurden während 96,2 beziehungsweise 57,6 % der Zeit übertroffen (Tabelle 1).

— Für alle Stellen des Netzes betragen die entsprechenden Werte 4,5 und 0,9 % der Zeit für die stündlichen Werte und 40,2 und 12,4 Prozent für die achtstündigen Zeiträume (Tabelle 1).

— An der Meßstelle in der Avenue des Champs-Élysées wurde die CO-Konzentration mit der Zahl N der PKWs korreliert, die vom Place de la Concorde bis zum Triumphbogen auf dem Place Charles de Gaulle fahren: für 3204 CO/N-Wertepaare wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,86 gefunden. Die Gleichung der Regressionsgeraden lautete:

$$\text{CO (ppm)} = 3 \cdot 10^{-3} N + 8,9$$

Zur Zeit untersucht meine spezialisierte Abteilung die Möglichkeit der Umwandlung des Netzes mit dem Ziel einer Fernübertragung der Daten.

Das Kohlenmonoxid ist nicht der einzige Schadstoff, den wir betrachtet haben. Wir haben auch die Luftverunreinigung durch Stickoxide und Blei gemessen.

Von den Stickoxiden wurde nur NO<sub>2</sub> am Ort des Zentrallaboratoriums gemessen, somit in einer Straße mit relativ geringem Verkehr. Dazu wurde ein Technicon-Gerät, Monitor 2 A, eingesetzt, das auf der Grundlage der Griess-Saltzman-Reaktion arbeitet. Da die gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen sehr niedrig waren, wurde der Saltzman-Faktor 1 verwendet. Die folgenden Ergebnisse wurden erhalten:

- Die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen stehen in Relation zu dem Verkehr.
- Die Grenzen von 20, 40, 60 µg/m<sup>3</sup> (als Stundenmittel) wurden im Jahresdurchschnitt während 89,8, 44,4 beziehungsweise 1,9 % der Zeit übertroffen. Die Grenze von 80 µg/m<sup>3</sup> wurde nie erreicht (Tab. 2).
- Das arithmetische Jahresmittel betrug 36,9 µg/m<sup>3</sup>. Die Maximal- und Minimalwerte waren 72,0 beziehungsweise 4,0 µg/m<sup>3</sup>.

Tabelle 2

*Prozentsatz der Zeit, während der bestimmte NO<sub>2</sub>-Konzentrationsgrenzen im Jahre 1972 überschritten wurden (rue de Dantzig)*

Schwellen (µg/m <sup>3</sup> )	20	40	60	80
% der Zeit	89,8 %	44,4 %	1,9 %	0 %



Jetzt untersuchen wir die Möglichkeit, in Paris und seiner Umgebung ein automatisches NO-NO<sub>2</sub>-NO<sub>x</sub>-Meßnetz einzurichten, das mit Fernübertragung der Daten versehen sein soll. Außerdem haben wir gerade eine neue, einfache und handliche NO-NO<sub>2</sub>-Bestimmungsmethode ausgearbeitet, die es ermöglicht, die täglichen Durchschnittskonzentrationen zu erhalten. Eine solche Methode wäre sehr nützlich für diejenigen, die nicht gern teure automatische Bestimmungsapparate kaufen.

Für Blei-Bestimmungen im Schwebstaub wurde ein Netz von 5 Staubfiltrierapparaten in Betrieb genommen. Zwei davon befinden sich im Laboratorium selbst in verschiedenen Höhen (4,7 und 8,3 Meter über dem Boden), zwei andere haben ihren Platz in den Meßschranken mit unseren CO-Bestimmungsapparaten gefunden (Champs-Élysées und Place Victor Basch). Für den letzten wurde eine Stelle gewählt, wo vermutlich wenig Bleistaub zu erwarten war, nämlich im Jardin du Luxembourg, relativ weit vom Verkehr entfernt.

— Die täglichen Blei-Konzentrationen hängen von der Jahreszeit ab: Für sämtliche Stellen beobachtet man ein Maximum im Winter, ein Minimum im Sommer. Auch die Höhe über dem Boden übt einen großen Einfluß aus.

— Die Tagesmittelwerte pro Monat liegen zwischen 0,6 und 4,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

— Für das gesamte Jahr liegt der Durchschnitt der Tagesmittelwerte je nach Meßstelle zwischen 0,9 und 2,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

— An der am meisten verunreinigten Stelle (Place Victor Basch) wurden die Grenzen von 2,0, 5,0 und 10,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  als Tagesmittelwerte im Jahresdurchschnitt während 57,9, 12,9 beziehungsweise 0,7 % der Zeit übertroffen (Tabelle 3).

— Demgegenüber wurde an der am wenigsten verunreinigten Stelle (Jardin du Luxembourg) die Grenze von 3,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  nur während 0,7 % der Zeit übertroffen und die Grenze von 4,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  nie erreicht (Tabelle 3).

— Einige Einstunden-Bestimmungen, die am Place Victor Basch zwischen 8.00 und 1.00 Uhr durchgeführt wurden, haben — wie erwartet — höhere Werte geliefert: das Stundenmittel betrug 8,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und der maximale Wert 12,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Korrelation zwischen Blei und CO, die an derselben Stelle gemessen wurden, ist nicht sehr streng, mit Korrelationskoeffizienten von 0,30 und 0,23. Zwischen Blei und NO<sub>2</sub> ist die Korrelation etwas strenger (Koeffizient: 0,50).

Tabelle 3

*Prozentsatz der Zeit, während der bestimmte Blei-Konzentrationsgrenzen im Jahre 1972 überschritten wurden*

Meßstellen	2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Am wenigsten verunreinigte Stelle	—	0,7 %	0 %	—	—
Am stärksten verunreinigte Stelle	57,9 %	—	—	12,9 %	0,7 %

#### *Überwachung der Luftverunreinigung in unterirdischen Autogaragen.*

Etwas mehr als 30 unterirdische, öffentliche Autogaragen wurden in Paris gebaut. Das wesentliche Problem betrifft die Lüftung. Da diese Lüftung Investitionen und Instandhaltungskosten mit sich bringt, wurden die ersten Einrichtungen eher zu sparsam veranschlagt. Außerdem war das Funktionieren der Lüftung dem guten Willen der Garagenangestellten überlassen. Als Folge beobachtete man in diesen Garagen eine unerträgliche und gefährliche Luftverunreinigung. Als erste Maßnahme habe ich von dem Conseil d'Hygiène de Paris eine Regelung treffen lassen, die die maximale CO-Konzentration auf 100 ppm als Durchschnittswert für 10 Minuten und auf 50 ppm als Durchschnittswert für irgendeine achtstündige Zeitperiode begrenzt. Dann haben wir systematisch die Qualität der Luft innerhalb solcher Einrichtungen gemessen mittels eines kleinen Schleppers, der mit einem Infrarot-Analysator und einem elektronischen Integrator versehen war und den wir mindestens acht Tage in der Garage lassen konnten.

Es wurde jeweils über 10 Minuten integriert, so daß wir die Durchschnittswerte über 8 Stunden mit einem elektronischen Rechner erhalten konnten, der an unsere Zentrale angeschlossen war. Sobald die oben angegebenen Grenzen übertroffen sind, verlangt die Präfekturverwaltung unmittelbar eine Verbesserung der Lüftungsleistung, wenn nötig durch eine Verstärkung der Einrichtung. Die Lüftung muß in Abhängigkeit von der durch Meßgeräte in verschiedenen Teilen der Garage gemessenen CO-Konzentration geregelt werden. Die Ergebnisse dieser Tätigkeit während des letzten Jahres können wir wie folgt zusammenfassen:

Die Luftverunreinigung wurde in 27 Etagen unterirdischer Garagen untersucht: in 17 Etagen, das heißt in 63 % der Fälle, wurden die oben angegebenen Grenzen während weniger als 1 % der Zeit übertroffen. Einige Beispiele von Garagen, in denen dagegen die Grenzen weit überschritten wurden, sind in der Tabelle 4 zusammengefaßt.

Tabelle 4

*Prozentsatz der Zeit, während der die CO-Konzentration in einigen unterirdischen Garagen die Regelgrenzen überschritt*

Garagen	10-Minuten-Zeitperioden Grenze: 100 ppm	Maximale Konzentration während 10 Minuten	8stündige Zeitperioden Grenze: 50 ppm
Haussmann-Mogador			
étage 500	5,0 %	220 ppm	66,0 %
étage 600	2,6 %	180 ppm	46,0 %
Bourse			
étage 2	19,1 %	340 ppm	66,7 %
étage 3	5,3 %	280 ppm	60,0 %

Wir haben auch in einigen Fällen die Qualität der Luft in der Nähe der Öffnungen untersucht, durch die die verunreinigte Luft solcher Garagen nach außen befördert wird. Ganz allgemein kann

man sagen, daß man keine wesentliche Erhöhung der CO-Konzentration in der Außenluft feststellen kann. Jedoch war es im besonderen Falle eines Fensters, das ungefähr 10 Meter von einer solchen Öffnung entfernt war, möglich, die CO-Konzentration am Ausgang der Öffnung mit der am Fenster zu korrelieren ( $r = 0,87$ ). Die Regressionsgerade war:

$$(\text{CO})_{\text{Fenster}} = 0,15 (\text{CO})_{\text{Öffnung}} + 1$$

Die maximale gemessene CO-Konzentration an der Öffnung war 100 ppm. Die CO-Konzentration am Fenster war daher 16 ppm, was als erträglich zu betrachten ist.

Die Bleiverunreinigung an der Einfahrt einer solchen Garage wurde von Juli bis Dezember verfolgt. Der Durchschnitt der Monatsmittelwerte lag bei  $4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mit einem Minimum von  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im August und September und einem Maximum von  $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im November.

### *Über die Carboxyhämoglobinbildung im Blut.*

Mit diesem Problem haben wir uns bereits vor mehr als 10 Jahren beschäftigt. Wir bekamen damals Blutproben von Autofahrern, die an einem Verkehrsunfall beteiligt waren, um in ihnen Äthylalkohol zu bestimmen. Da wir zu dieser Zeit eine ausgezeichnete CO-Bestimmungsmethode für Blut ausgearbeitet hatten, für die eine Blutentnahme von nur  $1 \text{ cm}^3$  nötig war, haben wir systematisch CO in den Blutrückständen der Alkoholbestimmung gemessen. Die Ergebnisse wurden mit denjenigen verglichen, die wir von Blutproben anderer Herkunft erhielten. Die Summenhäufigkeitskurven zeigen, daß die Automobilfahrer statistisch den größten CO-Gehalt im Blut haben. Danach kommen die Polizisten, die an großen Kreuzungen den Verkehr regeln, dann die Arbeiter, die beruflich dem CO-Gas ausgesetzt sind und schließlich die Stadteinwohner, die die Luft von Paris atmen und unter denen sich einige vor einer CO-Vergiftung fürchten oder auch wirklich vergiftet sind.

Ich habe eben von den Polizeibeamten gesprochen: diejenigen, die den Auspuffgasen von Motoren ausgesetzt sind, nehmen vermutlich

eine erhebliche Menge CO im Blute auf. Glücklicherweise wird diese CO-Menge während der Nacht abgebaut. Trotzdem war es von Interesse, dieses Problem näher zu untersuchen, was mit Hilfe von 331 willkürlich gewählten Beamten möglich war, die 5 Stunden lang an den Kreuzungen gelassen wurden. Zwei Blutproben — jeweils vor und nach dem Dienst — wurden entnommen und analysiert. Zu gleicher Zeit wurde die fünfstündige CO-Konzentration in der Luft gemessen. Diese Untersuchung zeigte uns, wie schon gesagt, daß die Summenhäufigkeitskurve der Polizisten gerade unter der der Autofahrer und über der der Arbeiter lag, die beruflich CO atmen. Um genauer zu sein, waren wir gezwungen, die Teilnehmer der Untersuchung in Raucher und Nichtraucher zu unterteilen. Es wurde gefunden, daß starke Raucher, die am Anfang ihrer Arbeit schon einen erheblichen CO-Gehalt im Blute hatten, sogar CO abgeben können. Diejenigen, die weniger rauchen, geben weder CO ab, noch nehmen sie CO auf. Die Personen schließlich, die sehr wenig oder gar nicht rauchen, nehmen eine gewisse Menge CO auf, die — wie erwartet — in enger Beziehung steht zu dem mittleren CO-Gehalt der eingeatmeten Luft. Die Korrelation zwischen der Erhöhung des Carboxyhämoglobins im Blute ist durch folgende Gleichung gegeben

$$\Delta (\text{HbCO}\%) = 0,020 \text{ Ct} - 0,3$$

In dieser Gleichung stellt C die mittlere CO-Konzentration während der Zeit t dar, die ihrerseits 5 Stunden nicht überschreiten darf. Die Gleichung wurde so formuliert, um sie mit einer anderen Gleichung vergleichen zu können, die die Erhöhung des Carboxyhämoglobingehaltes im Blute angibt, wenn ein Mann während einer Zeit t eine Luft atmet, die den konstanten CO-Gehalt C hat:

$$(\text{HbCO}\%) = \text{K Ct}$$

In dieser Gleichung ist K eine Konstante, die von der Tätigkeit des Mannes abhängt. Für die vollständige Ruhe gilt  $\text{K} = 0,018$ . Man kann sehen, daß eine Ähnlichkeit zwischen beiden Konstanten besteht, was uns erlaubt zu sagen, daß die Arbeit der Polizisten, die den Verkehr regeln, nicht allzu erschöpfend ist.



Vor kurzem habe ich dieses Problem der Kinetik der Carboxyhämoglobinbildung im Blut wieder bearbeitet, aber diesmal von einem theoretischen Standpunkt<sup>1</sup>. Ich habe zeigen können, daß die Änderung der Carboxyhämoglobinkonzentration durch die Lösung der folgenden Differenzialgleichung gegeben ist:

$$T \frac{d(\text{HbCO}\%)}{dt} + (\text{HbCO}\%) = kC,$$

in der T die Zeitkonstante des Systems ist.

Drei besondere, vereinfachte Fälle wurden untersucht, die für einen ruhenden Menschen gelten:

— Wenn C konstant bleibt, erhält man die von *HANKS und FARQUHAR*<sup>2</sup> nach sorgfältigen Versuchen aufgestellte Gleichung:

$$(\text{HbCO}\%) = 0,1465 \cdot C (1 - e^{-0,1735 \cdot t})$$

C = CO-Konzentration der Atemluft

t = Dauer des Versuches

— Wenn die Atemluft sich kontinuierlich nach einem linearen Gesetz ( $C = \alpha \cdot t$ ) an CO bereichert, hat man:

$$(\text{HbCO}\%) = 0,1465 \alpha \left[ t - \frac{1}{0,1735} (1 - e^{-0,1735 \cdot t}) \right]$$

— Wenn sich schließlich eine Quelle, die d cm<sup>3</sup> CO pro Stunde liefert, in einem Raum befindet, der einen Belüftungskoeffizienten R besitzt, das heißt, der R mal pro Stunde sein Volumen V erneuert, kommt man zu der etwas verwickelten Gleichung:

$$(\text{HbCO}\%) = \frac{0,1465}{R} \frac{d}{V} \left( 1 - \frac{RT}{RT - 1} \cdot e^{-0,1735 t} + \frac{1}{RT - 1} e^{-Rt} \right)$$

$$\text{mit } T = \frac{1}{0,1735}.$$

Diese Gleichungen haben wir oft benutzt, um die Gefahr einzuschätzen, die der Aufenthalt in einem Raum mit sich bringt, in dem irgendeine der drei oben zitierten Bedingungen erfüllt ist.

## Bekämpfung der Luftverunreinigung industrieller Herkunft

Zum Schluß möchte ich nur noch einige kurze Erklärungen über unsere anderen Tätigkeiten geben.

Was die Luftverunreinigungen anbelangt, die von der Industrie stammen, so müssen wir bei Klagen aus der Nachbarschaft den Beweis erbringen, daß die Emissionen einer Fabrik schädlich sein können. Dafür haben wir ein mobiles Laboratorium zur Verfügung, in dem wir die Konzentration der meisten verunreinigenden Substanzen bestimmen können. Dieser LKW besitzt auch einen 12 m hohen Teleskopmast, an dessen Spitze sich eine Wetterfahne und ein Anemometer zur Messung der Richtung und der Geschwindigkeit des Windes befinden. Unser LKW kann an der Lee-Seite der Fabrik parken und die Luftverunreinigung genauer untersuchen, da der Wind zuerst über die Quelle und dann über das bewegliche Laboratorium bläst.

Eine oft angewandte Technik besteht auch in der Benutzung von Niederschlagsmeßgeräten. Aus der Analyse des Staubes und des Regenwassers, die so nach einem Monat erhalten wurden, kann man sehr nützliche Schlüsse auf die zu überwachenden Emissionen ziehen.

Zum Beispiel wurde es mit dieser Methode möglich, eine charakteristische, durch Cl-Ionen bewirkte Luftverunreinigung in der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage nachzuweisen, deren Ursprung in den großen PVC-Mengen zu suchen ist, die tagtäglich verbrannt werden.

Die Technik der Filtration und Analyse von Schwebstäuben wird ebenfalls ständig angewendet. Beispielsweise wurde so das Vorliegen einer durch Benz(a)pyren verursachten Luftverunreinigung in der Nähe einer Fabrik nachgewiesen, in der Bitumenprodukte für den Belag von Verkehrsstraßen vorbereitet wurden.

## Kontrolle von wärmeerzeugenden Einrichtungen

Neun Gruppen von jeweils drei Mitarbeitern (ein Ingenieur, ein Techniker und ein spezialisierter Handwerker) haben die wichtige Aufgabe, die Besitzer einer Zentralheizungsanlage über die Notwen-

digkeit zu informieren, eine einwandfreie Verbrennung zu schaffen. Kontrollen werden täglich gemacht. Wenn die Einstellung oder die Unterhaltung der Einrichtung sich als mangelhaft erweist, läßt das Zentrallaboratorium über den Weg der Polizeipräfektur alle für eine spürbare Verbesserung der Lage nötigen Maßnahmen vorschreiben.

Das Zentrallaboratorium schreitet entweder systematisch (nach einem vorbereiteten Plan) oder bei irgendwelchen Klagen aus der Nachbarschaft ein.

Während des Winters 1972/73 wurden 2120 wärmeerzeugende Anlagen kontrolliert, von denen 513 eine mangelhafte Verbrennung aufwiesen. Die Anlagen wurden wieder in Ordnung gebracht nach einem zweiten, gegebenenfalls nach einem dritten Besuch. Im Jahre 1972 wurden weitere 1167 Anlagen kontrolliert, über die Beschwerden eingegangen waren: 170 waren nicht in Ordnung.

Diese Tätigkeit ist zweifellos nützlich. Man muß aber bemerken, daß der Besuch von nur 3400 Anlagen pro Jahr wenig ist, wenn man bedenkt, daß in Paris 25 000 derartige Einrichtungen in Betrieb sind.

## Bekämpfung der Luftverunreinigung in Wohnräumen

In diesen Fällen schreitet das Zentrallaboratorium häufig ein, wenn es einen dringenden Anruf bekommt: eine lange Erfahrung hat uns gezeigt, daß einige gewonnene Minuten oft menschliches Leben retten.

Die Verunreinigungen der Innenluft können sowohl aus der Außenluft stammen als auch im Inneren der Räume selbst produziert werden. Im ersten Fall kann man folgende Ursachen anführen: Leuchtgasausströmung unter der Erdoberfläche, Erzeugung von toxischen Gasen oder Dämpfen nach dem Gebrauch von Chemikalien oder Lösungsmitteln, Eindringen von Auspuffgasen, usw. Im zweiten Fall kann man von den CO-Bildungen sprechen, die von einer schlechten Heizungseinstellung herrühren. Ganz besonders muß ich die kleinen Gas-Durchlauferhitzer erwähnen, die wegen ihrer Wärmeleistung von nur 0,125 Thermien ( $1 \text{ th} = 10^6 \text{ cal}$ ) nicht mit einem Schornstein ver-

bunden sein müssen: wenn sie anfangen schmutzig zu werden, produzieren sie aber ungeheure Mengen CO, manchmal mehr CO als CO<sub>2</sub>.

Im Jahre 1972 wurden 671 Innenluftuntersuchungen durchgeführt, 503 davon hatten als Ursache das Ausströmen von Verbrennungsgasen. Im Falle der kleinen Durchlauferhitzer haben wir häufig beobachten können, daß die Luft der Küche, in der das Gerät eingebaut war, eine tödliche CO-Konzentration bereits nach einer Benutzung von 10 Minuten enthielt.

Einerseits handelt es sich hier um eine ganz besondere Art von Luftverunreinigung. Andererseits muß man aber berücksichtigen, daß die Opfer innerhalb von Wohnungen viel zahlreicher sind als diejenigen, die die verunreinigte Außenluft atmen. Deshalb müssen wir für die Pariser Bevölkerung wachsam bleiben, da sie auf diesem Gebiet, sei es aus Unwissenheit oder aus Nachlässigkeit, den Ernst der Lage nicht erkennt.

So etwa kann man in Kürze die Tätigkeit des Zentrallaboratoriums auf dem Gebiete der Überwachung und Bekämpfung der Luftverunreinigung zusammenfassen. Man müßte, um vollständig zu sein, auch die zahlreichen Stunden zählen, die von meinen Mitarbeitern und mir in den Kommissionen (der Präfektur, der Region, des Staates) verbracht werden, in denen man, in Anbetracht unserer Erfahrung, auf unsere Stimme hört. In diesen Kommissionen arbeiten wir aktiv an der Vorbereitung gesetzlicher Regelungen mit.

## Literatur

- 1 P. Chovin und J. Richalet: Etude théorique de la cinétique de la fixation du monoxyde de carbone sur l'hémoglobine du sang. I. Cas particulier de l'exposition à des atmosphères dont la concentration en monoxyde de carbone varie avec le temps. Ann. Fals. Exp. Chim. 66 (1973), No. 710, 177-189.
- 2 T. G. Hanks und R. D. Farquhar: Final report (Contract Nr. PH-22-68-31), June 1969, NAPCA, Durham, N. C. (USA).

Anschrift: Prof. P. Chovin  
Laboratoire Central de la Préfecture de Police  
39 bis, rue de Dantzig,  
75015 Paris





# Luftverunreinigung durch den Kraftverkehr in Österreich

Von J. Bengner

In Österreich wurden Untersuchungen über die Belastung der Luft durch Kraftfahrzeugabgase bisher vor allem im Bereich von größeren Städten angestellt, da die Auswirkungen der Abgase im freien Land im Vergleich dazu klein sind.

Als solche Ausnahmen wären z. B. die Exposition von Bediensteten des Zolls und der Gendarmerie an Grenzübergängen oder die von Personal an Autobahnmautstellen zu rechnen, jedoch auch die Deposition von partikulären Abgasbestandteilen, wie Blei oder polycyclischen Kohlenwasserstoffen beidseits von vielbefahrenen Straßen oder Autobahnen.

Einen Überblick über die Entwicklung des Kraftfahrzeugbestandes in Österreich sowie über die derzeitige Verteilung auf die einzelnen Bundesländer geben die Tabellen 1 und 2.

Tabelle 1

*Kraftfahrzeugbestand von Österreich am 31. 12. 1971*

Gesamt-Kraftfahrzeuge		davon PKW	%
Burgenland	83 361	36 093	43,30
Kärnten	147 652	85 489	57,20
Niederösterreich	510 379	235 215	46,01
Oberösterreich	437 625	220 037	50,28
Salzburg	130 418	80 227	61,52
Steiermark	362 592	190 807	52,62
Tirol	145 991	85 389	58,49
Vorarlberg	78 818	46 474	58,96
Wien	439 684	345 434	78,56
Österreich gesamt	2 336 520	1 325 162	56,71

Tabelle 2

*Kraftfahrzeugbestand 1937 und 1965—1971*

Fahrzeugarten	Stand der Kraftfahrzeuge am							
	30.9.1937	31.12.1965	31.12.1966	31.12.1967	31.12.1968	31.12.1969	31.12.1970	31.12.1971
Motorfahrräder und Motorräder		694 443	677 258	656 419	629 396	610 871	596 091	585 250
PKW und Kombi	32 373	790 675	881 642	964 929	1 056 290	1 124 183	1 196 584	1 325 162
Lastkraftwagen	15 051	95 564	101 041	104 019	107 126	112 958	121 048	128 068
Kraftfahrzeuge zusammen	117 362	1 809 770	1 902 972	1 981 526	2 057 457	2 123 730	2 207 021	2 336 520

Wie zu erwarten, zeigt die Bundeshauptstadt Wien die größte Zahl von Kraftfahrzeugen sowie den relativ höchsten Anteil an Personenkraftwagen.

Man könnte aus den angegebenen Zahlen leicht die Gesamtemissionen berechnen, doch dürfte der erhaltene Wert [vgl. 2] den tatsächlichen Gegebenheiten kaum gerecht werden, da, vor allem in den fremdenverkehrsintensiven westlichen Bundesländern, der Anteil an inländischen Kraftfahrzeugen nur etwas mehr als die Hälfte der am Straßenverkehr beteiligten beträgt. Der Anteil an fremden Kraftfahrzeugen stieg, wie Tab. 3 zeigt, in den letzten Jahren.

Tabelle 3

*Herkunft der Kraftfahrzeuge in Tirol in %*

	Tirol	andere Bundesländer	Ausland
1955	60,6	8,3	31,1
1970	47,5	10,3	42,2

Weiters ist in diesem Zusammenhang zu bedenken, daß sich in einem Land von gebirgiger Struktur, wie etwa Tirol, der Verkehr letztlich auf einige wenige Orte und Straßen in den Tälern beschränken muß, während große Gebiete für den Kraftfahrzeug-Verkehr unerschbar bleiben. Auch die jahreszeitliche Verteilung ist nicht gleichmäßig, da sich die Zahl der ausländischen Kraftfahrzeuge, aber auch der Kraftfahrzeuge aus den anderen Bundesländern, vor allem auf die vom Fremdenverkehr bevorzugten Monate konzentriert.

Bezüglich der Begrenzung der Emissionen seitens der mit Ottomotor betriebenen Kraftfahrzeuge gilt die 6. Novelle zur Kraftfahrzeuggesetz-Durchführungsverordnung<sup>4</sup>, die in Übereinstimmung mit den Empfehlungen des Europarates bestimmte Grenzwerte für die Emission von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen, abhängig vom jeweiligen Bezugsgewicht, festlegt.

Grenzwerte für Stickoxide sind in dieser Verordnung nicht enthalten. Ein Vergleich mit den für 1973/74 vorgeschlagenen US-Normen

ergibt allerdings, daß schon beim zweiten Bezugsgewicht die zulässigen Emissionen über den US-Werten liegen<sup>5</sup>.

Immerhin ist durch diese Verordnung eine Handhabe zur Vermeidung unerwünscht hoher Emissionen gegeben.

Im folgenden seien die Ergebnisse einiger Untersuchungen über die Immissionen durch den Kraftverkehr kurz behandelt. Hauck<sup>7</sup> untersuchte die Kohlenmonoxid-Konzentration im Stauraum einer stark befahrenen Kreuzung in Wien; die Messungen wurden mit einem URAS-Gerät durchgeführt. Der Tagesgang entspricht erwartungsgemäß dem des Verkehrs, wie es auch aus Beobachtungen anderer Großstädte bekannt ist. Bemerkenswert ist, daß bei einer Einteilung der Konzentrationswerte in Klassen zu 10 ppm der MAK-Wert von 50 ppm<sup>8</sup> nur in vier von 7000 Fällen, ausgewiesen als Halbstundenmittel, überschritten wurde. Kurzzeitige erhebliche Überschreitungen kamen natürlich öfter vor.

Ähnliche Verhältnisse konnten wir, allerdings bei Kurzzeitmessungen, an Grenzübergängen bei Zollkontrollplätzen nachweisen, da auch hier bei stärkerem Andrang häufig Stauungen auftreten. Dazu wäre noch zu bemerken, daß wir gelegentlich innerhalb der Amtsbäude höhere Kohlenmonoxidwerte, die manchmal den MAK-Wert erreichten, nachweisen konnten, da die ungünstige Durchlüftung der Gebäude zu einer Anreicherung dieses Stoffes führte.

Kohlenmonoxidbestimmungen der Luft wurden, neben anderen Untersuchungen auch im Zusammenhang mit der Errichtung einer Fußgängerzone Ende November 1971 in Wien angestellt; hier ergab sich, vor allem in den kritischen Nachmittagsstunden, im Vergleich zu der Zeit vor der Errichtung der Fußgängerzone eine wesentliche Verringerung des CO-Gehaltes<sup>9</sup>.

Eine Arbeit von *Pailer und Mitarbeitern*<sup>10</sup> behandelt das Vorkommen von Benzo(a)-pyren in Staubproben des Wiener Stadtgebietes. Die erhaltenen Werte — es handelte sich im wesentlichen um Stichproben — stimmten gut mit den in anderen Großstädten gemessenen überein: Die Konzentrationen lagen zwischen 17 und 70 ng Benzo(a)-pyren/m<sup>3</sup> in der heizungsfreien Periode (Juni bis Anfang Oktober) und 123 bis 160 ng/m<sup>3</sup> im Winter.

Abschließend sei noch über einige Untersuchungen der Bleibelastung der Luft berichtet. Eine Wiener Arbeitsgruppe<sup>11</sup> bestimmte neben den Bleikonzentrationen der Luft im Stauraum einer Straßenkreuzung auch die Vertikal- und Horizontalverteilung. Die mittlere Konzentration des Bleis wurde im Sommer mit  $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  höher gefunden als im Winter ( $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ); im übrigen zeigte sich der erwartete Gang der Konzentration mit der Verkehrsdichte. Die Untersuchung der Höhenverteilung ergab eine deutliche Abnahme der Bleikonzentration mit der Höhe, doch waren immer noch ca. 50 % des Bleis in 20 m Höhe, entsprechend dem 5. bis 7. Stock eines modernen Wohnhauses, nachweisbar. Neben der Südautobahn konnten in einer Horizontalentfernung von 30 m noch 50 %, in einer Entfernung von 100 m noch etwa 30 % der unmittelbar am Fahrbahnrand gemessenen Konzentrationen gemessen werden. Außerdem wurden in diesem Zusammenhang die Bleigehalte von Staubproben sowie von gewaschenem und ungewaschenem Gras in verschiedenen Entfernungen von einer Autobahn bestimmt. Die Bleigehalte des Heus fielen dabei von 0,166 mg/g östlich vom Fahrbahnrand auf 0,025 mg in 150 m Entfernung; westlich waren die Konzentrationen deutlich niedriger (0,059 bzw. 0,01 mg/g).

Um den Bleigehalt der Luft über einen größeren Zeitraum verfolgen zu können, untersuchten wir am Innsbrucker Hygiene-Institut<sup>12</sup> die von der Messung der Radioaktivität der Atmosphäre angefallenen Filterplättchen mittels Röntgenfluoreszenzspektrometrie<sup>13</sup>. Wir konnten so für die Zeit ab November 1961 einen Überblick über die Bleigehalte der Innsbrucker Atmosphäre erhalten. Die Ergebnisse sind in Abbildung 1 dargestellt. Im Vergleich zu den oben besprochenen Wiener Untersuchungen fällt auf, daß das Maximum der Bleibelastung in die Spätherbst- und Wintermonate fällt. Dieses Phänomen dürfte sich jedoch durch die meteorologischen Verhältnisse erklären lassen, da in Innsbruck um diese Zeit häufig Inversionen, die den Gasaustausch im Tal mit der höheren Atmosphäre verhindern, anzutreffen sind, während Wien durch häufige, manchmal stärkere Winde deutlich besser durchlüftet wird.

In der Kraftfahrsetznovelle 1971<sup>14</sup> ist verfügt: „Für den Betrieb von Kraftfahrzeugen ... feilgebotene Kraftstoffe dürfen Blei-

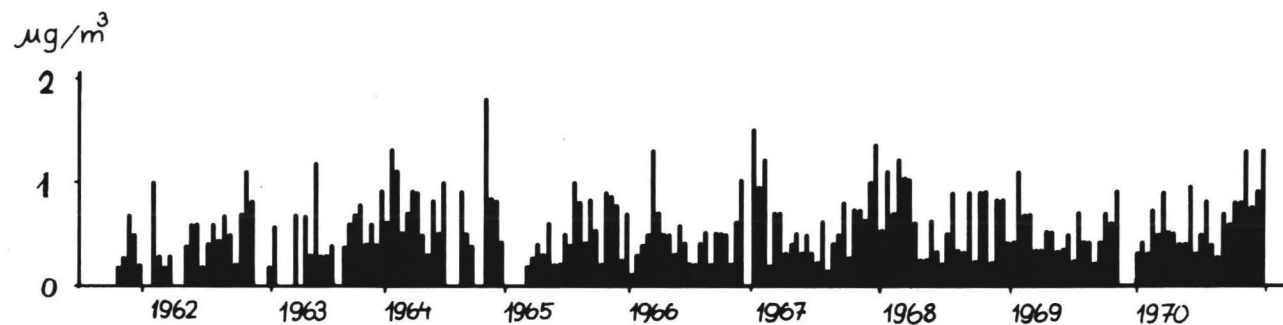


Abb. 1: Pb-Gehalt der Luft. Innsbruck, Hygiene-Institut

verbindungen nur enthalten, wenn und insoweit die bei der Verbrennung des Kraftstoffes entstehenden Abgase die Luft nicht in gesundheitsschädlichem Ausmaß verunreinigen.“ Diese Maximalmengen für Kraftstoffe wurden zunächst durch die 3. Novelle zur KDV 1967<sup>15</sup> mit 0,7 g Blei/l, dann mit der 4. Novelle zur KDV 1967<sup>18</sup> mit 0,4 g Blei/l Kraftstoff festgesetzt.

Weitere Untersuchungen über Vorkommen und Menge des Bleis sind im Gange; vor allem soll versucht werden, die tatsächliche Gefährdung des Menschen durch Bleiimmissionen genauer zu ermitteln.

## Literatur

- 1 Dreyhaupt, F. J.: Luftreinhaltung als Faktor der Stadt- und Regionalplanung. Schriftenreihe Umweltschutz Band 1, S. 32. Verlag TÜV-Rheinland, Köln 1971.
- 2 Informationen des österr. Wirtschaftsbundes Heft 4, S. 22, zit. n. 3, S. 3.
- 3 Kraftfahrzeug-Abgasgrenzwerte in Österreich, Österr. Dokumentation und Informationszentrum für Umweltschutz, Graz 1973.
- 4 Statistisches Handbuch für die Republik Österreich 1972, Wien 1972, S. 229.
- 5 BGBl. Nr. 356, 113. Stück vom 29. 9. 1972.
- 6 KFZ-Abgasgrenzwerte (3), S. 4.
- 7 Hauck, H.: CO-Messungen im Stauraum einer Kreuzung. Arch. Hyg. 154 (1970), 363-366.
- 8 Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (MAK-Werte) 1973. Arbeitsschutz Nr. 9 (1973), 366-372.
- 9 Baumann, R., K. Irlweck und D. Schedling: Fußgängerzonenexperiment Wien 1971. Ergebnisse von Luftverunreinigungsmessungen. Umweltschutz (Städtereinigung) 9 (1972), 127-130.
- 10 Pailer, M., H. Begutter, R. Baumann und J. A. Schedling: Benzo(a)pyrengesamtgehalt von Staubproben aus dem Wiener Stadtgebiet. Österr. Chem.-Ztg. 67 (1966), 222-225.
- 11 Hartl, W., P. Müllner, W. Resch und G. Wagner: Blei im luftgetragenen Zustand und als Sediment. Mitt. Österr. San.-Verw. 73 (1972), 115-122.



- 12 Benger, J. und I. Pack: in Vorbereitung
- 13 Benger, J. und E. Lahmann: Röntgenfluoreszenzspektrometrische Bleibestimmungen in atmosphärischem Staub. *Gesundh.-Ing.* 93 (1972), 21-24.
- 14 BGBl. Nr. 285, 83. Stück vom 5. August 1971.
- 15 BGBl. Nr. 376, 102. Stück vom 23. September 1971.
- 16 BGBl. Nr. 476, 126. Stück vom 20. Dezember 1971.

Anschrift: Prof. Dr. Dr. J. Benger  
Lehrkanzel für Hygiene II der Universität Innsbruck  
A 6010 Innsbruck  
Schöpfstraße 41

# Konzentrationen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen in atmosphärischer Luft unter Background-Bedingungen

Von G. Rönicke

## 1. Aufgabenstellung

Durch den Kraftverkehr werden die Verunreinigungsbestandteile Blei (Pb), Kohlenmonoxyd (CO), Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) und eine Reihe anderer Spurenstoffe in die Atmosphäre eingebracht. Über diese Komponenten liegt eine große Anzahl von Messungen vor, die sich aber zumeist auf Gebiete mit hoher Verkehrsdichte beschränken. Über die Konzentrationen dieser Komponenten unter Background-Bedingungen fernab vom Verkehr ist wenig bekannt. Es sollen in der folgenden Arbeit die Ergebnisse des Meßstellennetzes der Deutschen Forschungs-Gemeinschaft (DFG), soweit es sich um verkehrsbedingte Komponenten handelt, dargestellt werden.

Von den unter Reinluftbedingungen auftretenden Spurenstoffen ist das Pb als der beste Verkehrsindikator anzusehen. Alle anderen Komponenten haben ihre Quellen neben dem Verkehr auch in anderen Prozessen. So entsteht Benzpyren in allen Verbrennungsprozessen fossiler Brennstoffe, und CO hat neben den Verbrennungsprozessen auch eine biologische Quelle. Beim NO<sub>2</sub> ist der verkehrsbedingte Anteil etwas höher, es soll daher neben dem Blei mit in die Betrachtung einbezogen werden.

## 2. Meßverfahren

### 2.1 Blei

Auf den Stationen der DFG wurde der Staubgehalt der Luft mit Großvolumensammlern (3500 m<sup>3</sup>/d) auf Glasfaserfiltern abgeschieden. Das abgeschiedene Pb wird mit HNO<sub>3</sub> eluiert und das Eluat mit Hilfe der Atom-Absorptionsspektrometrie analysiert.

Die Analysenarbeiten wurden zentral an der Station Gelsenkirchen durchgeführt. Die Probenahme erfaßt Tagesmittel. Bei der Analyse wurden 10 Tagesanteile (5 % der Tagesprobe) zu Dekadenmitteln zusammengefaßt. Die Probenahme erfaßt an Staub gebundenes Pb. Gasförmige Pb-Verbindungen werden nicht oder nur teilweise abgeschieden.

## 2.2 NO<sub>2</sub>

Das NO<sub>2</sub> wurde mit Waschflaschen nach der Methode von Saltzman bestimmt. Der O<sub>3</sub>-Einfluß auf das Verfahren wurde durch Vorfilter verhindert. Die Probenahme erfaßt Tagesmittelwerte.

## 3. Die Ergebnisse der Messungen

Der Bearbeitung liegt das Datenmaterial folgender Stationen zugrunde:

Stadtluft:	Gelsenkirchen	Gk	1970-1972
	Mannheim	Mh	1971-1972
Reinluft:	Westerland	Wl	1970-1972
	Waldhof	Wh	1970-1972
	Deuselbach	Db	1971-1972
	Brotjacklriegel	Br	1971-1972
	Schauinsland	Sl	1970-1972

### 3.1 Die Bleikonzentrationen

Der Mittelwert der im Meßzeitraum 1970-1972 gemessenen Bleikonzentrationen ist nach Stationen geordnet auf der Abbildung 1 dargestellt. In den Stadtstationen treten die höchsten Werte zwischen 0,3 und 1,0 µg Pb/m<sup>3</sup> auf. Bei den Landstationen Wh und Db sinken die Werte auf ca. 100 ng Pb/m<sup>3</sup> ab, und die Stationen mit der reinsten Luft in der BRD zeigen Werte zwischen 50 bis 60 ng Pb/m<sup>3</sup>.

Auffallend ist das Verhalten der Jahresmittelwerte wie es in der Abbildung 2 dargestellt ist. Auf allen Stationen mit Ausnahme

Db zeigt sich ein abfallender Trend. Die Abnahme der Konzentrationen ist dabei an den stärker verunreinigten Stationen ausgeprägter als bei den Reinluftstationen. Die Station Deuselbach zeigt allerdings gegenteiliges Verhalten, die Ursache dafür soll noch untersucht werden.

Der Verlauf der Jahresgänge ist auf den Diagrammen der Abbildung 3 dargestellt. Bei den meisten Stationen treten die höchsten Werte in den Wintermonaten auf, niedrige Werte zur Sommerzeit. Nur bei den Reinluftstationen Sl und Br zeigt sich umgekehrter Verlauf, am ausgeprägtesten bei der Station Sl.

Der inverse Verlauf an den Reinluftstationen mag seinen Grund in der Höhenlage dieser Stationen haben. Die Station Schauinsland (1200 m. ü. NN) ist während der Winterzeit, entsprechend der Dauer der niedrigen Werte, häufig von der Bodenluftschicht durch Inversionen abgeschlossen. Diese Inversion in 700-800 m unterdrückt den Transport der Spurenstoffe in die darüberliegende

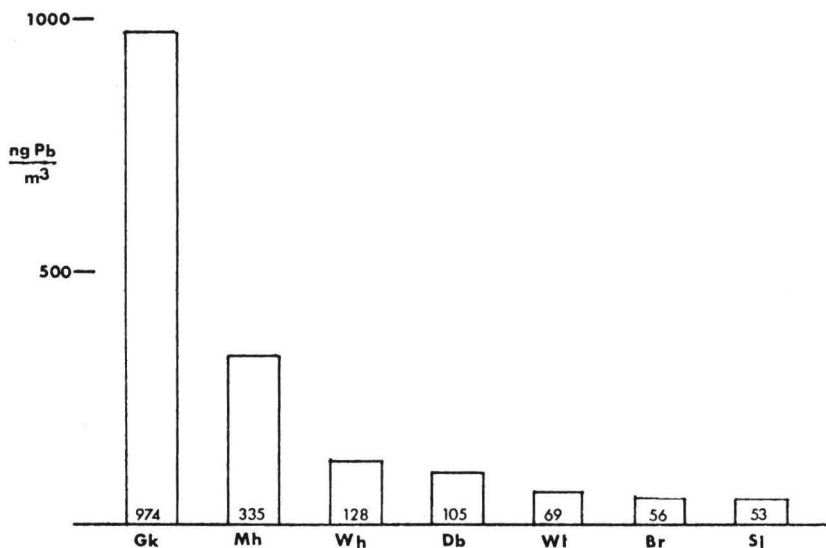


Abb. 1 Blei-Konzentration im Staub an den D.F.G.-Stationen.  
Mittel der Jahre 1970-1972

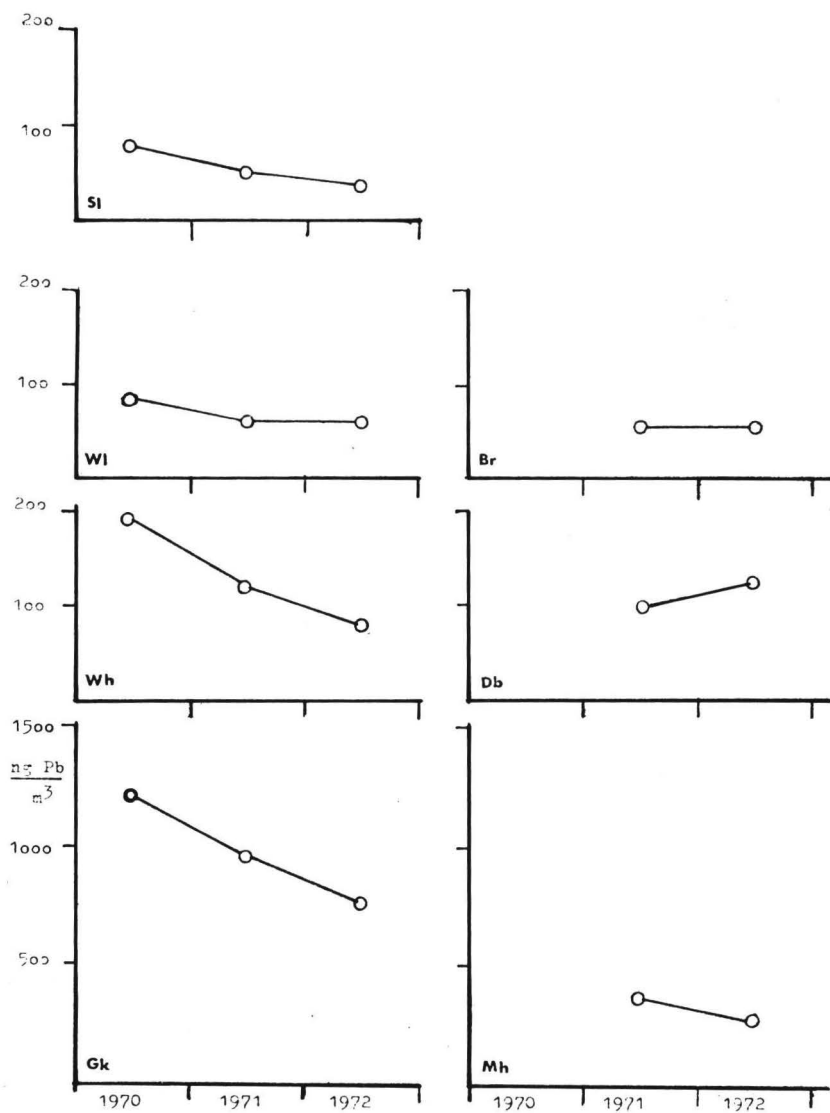


Abb.2 Verlauf der Jahresmittelwerte der Bleikonzentration

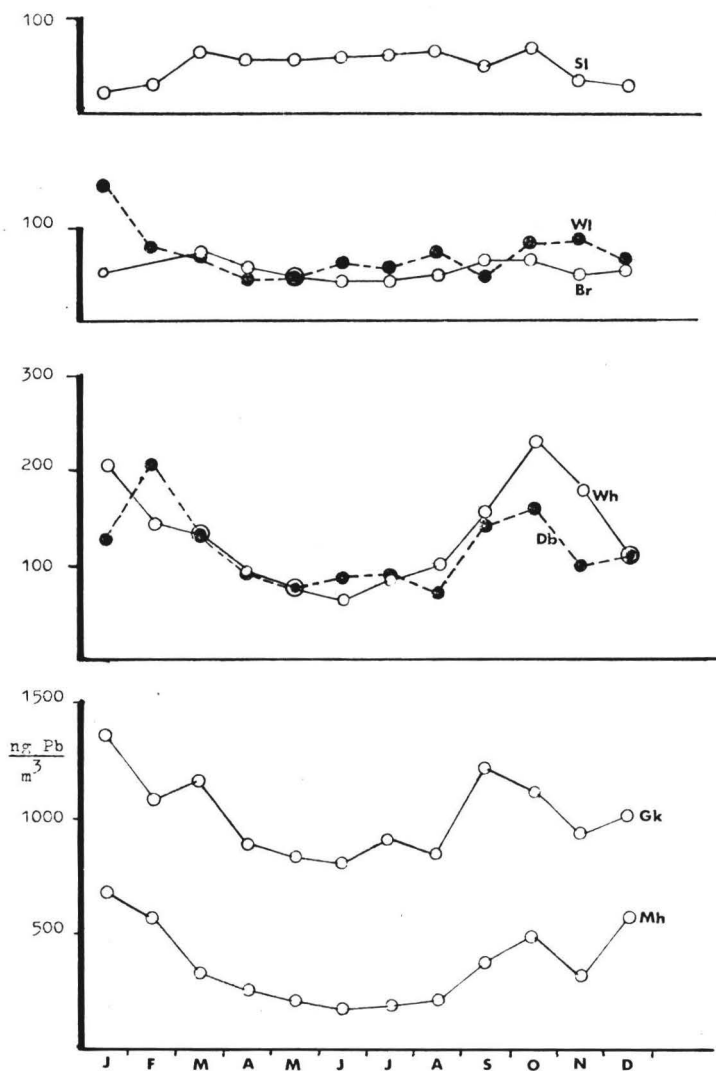


Abb. 3 Jahresgänge der Bleikonzentration. Mittel aus 1970-1972

Luftschicht. Als Wirkung des gleichen Austauschvorganges ist auch das sommerliche Absinken an den anderen Stationen zu sehen, wo umgekehrt die in der Bodenschicht produzierten Spurenstoffe durch den im Sommer stärkeren Austausch schneller in die höheren Luftschichten überführt werden.

### 3.2 NO<sub>2</sub>

Als ein weiteres Beispiel seien hier in Abbildung 4 die Jahresgänge des NO<sub>2</sub> im Jahre 1971 angeführt. Der Verlauf auf den Stationen mit mittlerer Belastung Wh, Db und Wl zeigt wieder

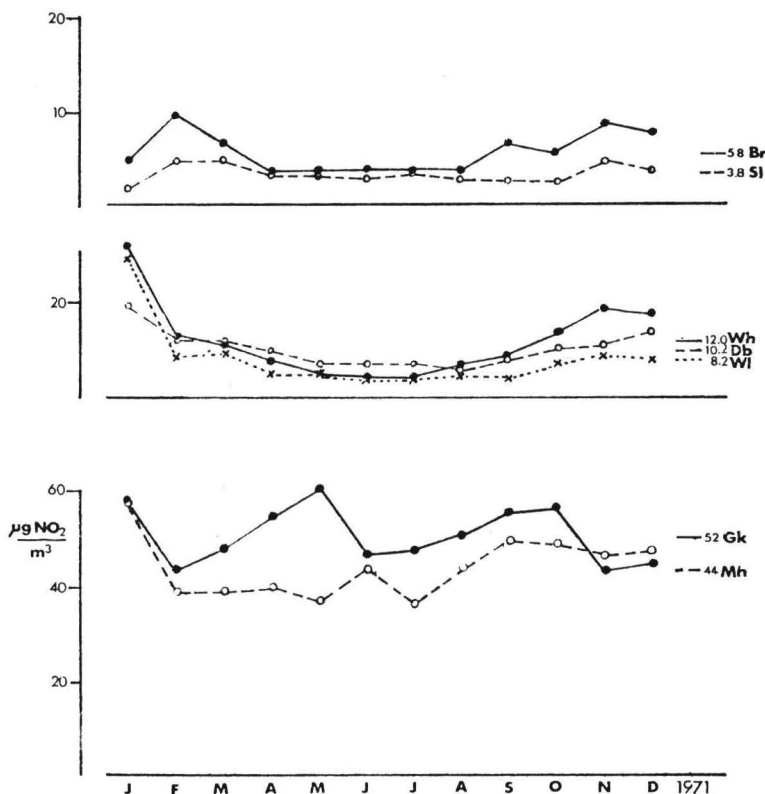


Abb. 4 Jahrgang der NO<sub>2</sub>-Werte

das ausgeprägte sommerliche Minimum. Auffallend ist der synchrone Verlauf der Reinluftstationen Br und Sl mit nur mehr angedeuteten Minimalwerten im Winter. Die Verläufe zeigen, besonders bei den Stationen mit mittlerer Konzentration, daß ein Teil des winterlichen Maximums sicher auf zusätzliche Heizungs-emissionen zurückzuführen ist.

## Zusammenfassung

Die aus den verkehrsreichen Gebieten in die untere Luftschicht eingebrachten Spurenstoffe erreichen in verkehrsfreien Bereichen nur mehr ca. 10 % des in Ballungsgebieten gemessenen Wertes. In Reinluftgebieten sind davon nur mehr ca. 5 % nachweisbar. Die Verteilung in die Atmosphäre wird gesteuert von Austauschvorgängen. Im austauschwarmen Winter kommt es zu einer Anreicherung in der Bodenschicht, die in verkehrsarmen Gebieten das doppelte der Sommerwerte erreichen kann.

Anschrift: Dr. G. Rönike  
Meßstellenprojekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft —  
Aerosolmeßstelle Schauinsland \*)  
7801 Schallstadt-Wolfenweiler  
Tunibergstraße 1

\*) heute:

Umweltbundesamt  
Pilotstation Schauinsland





# Schwermetallaerosole in der Großstadtluft

Von H.-W. Georgii und J. Müller

## Einleitung

Neben den gasförmigen Luftverunreinigungen haben die Schwermetallkomponenten im Schwebstaub der Großstadtatmosphäre in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung und Interesse gewonnen. Aus lufthygienischen Gründen wird heute vielerorts die Konzentration verschiedener toxischer Schwermetalle im Aerosol bestimmt, vor allem jedoch der Bleigehalt. Im Rahmen der Arbeiten der Pilotstation für Luftreinhaltung im Institut für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt wurde bereits im Jahre 1969 mit der Analyse des Bleis im Großstadtaerosol begonnen und vor einigen Jahren über erste Ergebnisse berichtet<sup>1,2</sup>. Neben den toxischen Metallen Blei, Cadmium und Zink galt unser Interesse auch den Übergangsmetallen Eisen, Mangan, Kupfer und Vanadium, da diesen eine katalytische Wirksamkeit bei der Umsetzung des  $\text{SO}_2$  beigemessen wird.

## Sammel- und Analysenmethode

Die Proben wurden mittels Glasfaser- (Schleicher & Schüll, Nr. 9) oder Membran-Filter (Fa. Millipore oder Sartorius) gewonnen. Nach Austreibung der organischen Bestandteile und dem chemischen Aufschluß in Salpetersäure erfolgte eine Analyse mittels Atomabsorptionsspektrometrie unter Verwendung des AAS, Modell 305, der Fa. Perkin-Elmer.

Eine eingehende Beschreibung der Aufbereitung der Filter, des Eich- und Analysenverfahrens unter Berücksichtigung möglicher Fehlereinflüsse wird von U. Jendricke<sup>3</sup> gegeben werden. Zur Analyse fand neben der Einbringung der aufbereiteten Probe in die Flamme auch das flammenlose Verfahren mit der Graphitrohrküvette An-

wendung. Der Sammelvorgang erfolgte zumeist mit „high-volume“-samplern bei einer Saugleistung von 70 m<sup>3</sup>/h und einer Filterfläche von 400 cm<sup>2</sup>. Teilweise fanden auch „low-volume“-sampler Verwendung, mit denen 2 m<sup>3</sup> Luft/h durch eine Filterfläche von 13 cm<sup>2</sup> gesaugt wurden. Auf diese Weise wurde bei gleicher Saugleistung etwa gleiche Filterbelegung erreicht. Für die Bestimmung der Größenverteilung der Schwermetallaerosole wurde ein Dreistufenimpaktor eingesetzt, wie er auch von *Georgii, Jost und Vitze*<sup>4</sup> für die Trennung der Sulfataerosole in verschiedene Größenbereiche benutzt wurde. Die Abmessungen der Schlitzdrüsen dieses Gerätes sind so gewählt, daß annähernd die gleiche Aerosolmasse auf den verschiedenen Stufen abgeschieden wird.

## Die Konzentrationsverteilung der Schwermetallaerosole

Längere Meßreihen, die in der Frankfurter Innenstadt, in einem Wohngebiet im Westen der Frankfurter City und auf dem Taunus-Observatorium, Kl. Feldberg/Ts. (830 m ü. M.) in anthropogen wenig verunreinigter Luft durchgeführt wurden, ergaben die in Tabelle 1 niedergelegten Mittel- und Maximalwerte.

Ein bemerkenswert großer Unterschied zwischen der Konzentration der Schwermetallkomponenten in verunreinigter und reiner Luft ist klar zu erkennen. Aber auch zwischen Wohngebiet und City-Bereich ist ein deutlicher Unterschied feststellbar, der beim Blei etwa den Faktor 3 ausmacht. In einer kürzlich erschienenen Arbeit haben *Georgii und Mitarbeiter*<sup>5</sup> gezeigt, daß in verkehrsfernen Gebieten wie Bergstationen bei St. Moritz (Schweiz) oder auf der Insel Sylt die Blei-Konzentration um 0,1 µg/m<sup>3</sup> liegt und hier bereits natürliche Quellen (Erosion von Gestein, Dispersion von Bodestaub) den maßgeblichen Einfluß auf die Bleikonzentration nehmen. Ein Bleigehalt von 0,1 µg/m<sup>3</sup> kann als natürliche Hintergrundkonzentration angesehen werden. Dieser Wert wird lediglich über den Weltmeeren noch weiter unterschritten, wie beispielsweise *Chow und Mitarbeiter*<sup>6</sup> für den Pazifik festgestellt haben, wo sie eine Pb-Konzentration von einigen Nanogramm pro Kubikmeter fanden.

Tabelle 1

Mittel- und Maximalwerte  
der Schwermetallkonzentration im atmosphärischen Aerosol

Meßstelle	Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft											
<i>Frankfurt/M, Feldbergstraße</i>							Wohngebiet, Ansaughöhe 10 m					
	Pb			Fe			Cd			Mn		
	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n
Winter	1.6	9.4	103	2.8	9.9	94	0.005	0.1	43	0.10	0.49	91
Frühjahr	8.0	2.5	157	2.2	9.9	120	0.007	0.05	25	0.10	0.32	119
Sommer	0.7	1.8	117	2.0	4.0	88	0.04	0.38	49	0.08	0.41	88
Herbst	1.2	2.5	97	2.3	3.9	64	0.01	0.1	37	0.13	0.42	30
<i>Frankfurt/M, Eschenheimerstraße</i>							City-Geschäftsgebiet, Ansaughöhe 4 m					
	Pb			Fe			Cd			Mn		
	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n
Winter 72/73	3.5	6.8	33	6.7	12.9	33	0.10	0.56	32	0.16	0.30	33
Frühjahr 73	2.1	3.5	11	3.4	7.5	11	0.007	0.01	11	0.08	0.16	11
Sommer 73	2.7	3.6	38	3.7	6.0	38	0.014	0.16	37	0.11	0.27	37
Herbst 73	2.8	5.1	26	4.6	8.5	26	0.05	0.24	26	0.14	0.30	26
<i>Kl. Feldberg (Taunus), Bergobservatorium (823 m ü. M.)</i>							Ansaughöhe 2 m					
	Pb			Fe			Cd			Mn		
	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n	c	c <sub>max</sub>	n
Winter	0.13	0.67	40	0.33	0.78	27	0.007	0.021	31	0.037	0.10	48
Frühjahr	0.14	0.58	46	0.62	2.0	45	0.009	0.92	29	0.033	0.10	44
Sommer	0.18	1.84	36	0.74	1.33	36	0.005	0.024	36	0.043	0.11	34
Herbst	0.19	0.38	7	1.09	2.31	7	0.01	0.034	7	0.085	0.21	7

Erläuterungen:

Die Jahreszeiten umfassen folgende Monate:

Winter: Dezember, Januar, Februar

Frühjahr: März, April, Mai

Sommer: Juni, Juli, August

Herbst: September, Oktober, November

c = Mittlere Konzentration der betreffenden Jahreszeit, gebildet aus 24 h-Mittelwerten

c<sub>max</sub> = Maximaler 24-Stunden-Mittelwert in der betreffenden Jahreszeit

n = Zahl der Messungen

## Die Vertikalverteilung der Schwermetalle in Großstadtstraßen

Im Falle der Bleiaerosole wird die Konzentrationsverteilung vornehmlich durch die Dichte des Kraftfahrzeugverkehrs bestimmt. Diese bodennahe Quelle bestimmt auch die Vertikalverteilung in verkehrsreichen Straßen. Von Februar bis einschließlich Juni 1972 wurde in einer verkehrsreichen Innenstadtstraße die Vertikalverteilung von Schwermetallaerosolen in 6, 12 und 34 m Höhe untersucht. Die Meldedauer betrug an dieser Meßstelle jeweils 12 Stunden. Wie Abb. 1 zeigt, nimmt die Bleikonzentration mit der Höhe über der Straße stark ab. Abb. 1 verdeutlicht aber auch den beträchtlichen Konzentrationsunterschied zwischen Tag und Nacht in geringer Höhe über der Straße, der durch den Tagesgang der Verkehrsfrequenz und damit der Produktionsrate bleihaltiger Aerosole verursacht wird. Im Gegensatz zum Blei ist die vertikale Konzentrationsabnahme manganhaltiger Aerosole gering, es sind auch keine Konzentrationsunterschiede zwischen Tag und Nacht festzustellen. Diese Verteilung weist darauf hin, daß die Mangan-aerosole einer anderen Quelle als die Bleiaerosole entstammen müssen; sicherlich kommt der Kraftverkehr nicht als Hauptemittent dieser Aerosole infrage. Vermutlich sind Hausbrand und Gewerbebetriebe sowie die metallverarbeitende Industrie als Quelle verantwortlich. Konzentrationsmessungen in Abhängigkeit von der Windrichtung weisen auf die Heizkraftwerke als Hauptemittenten von Mangan hin.

Auf einen vereinfachten Nenner gebracht und mit anthropogenen Gasemissionen verglichen entspricht die Vertikalverteilung der Bleiaerosole in der Straße weitgehend der des CO, während die Mangan-Verteilung der SO<sub>2</sub>-Vertikalverteilung in Straßen ähnlich ist. Über die enge Beziehung zwischen Pb und CO wird weiter unten noch näheres ausgeführt.

## Einfluß der Windverteilung auf die Bleikonzentration in Straßen

Unsere früheren Untersuchungen über die CO-Verteilung zwischen den Häuserzeilen oberhalb der Straßen zeigten deutliche Konzentrationsunterschiede, die davon abhingen, ob die Probenahme

an der windzugewandten oder windabgewandten Seite der Straße erfolgte. Es konnte gezeigt werden, daß die über Dach von oben eindringende Luft auf der Luvseite eine auf das Blei bezogen konzentrationsvermindernde Wirkung ausübt, während auf der Leeseite

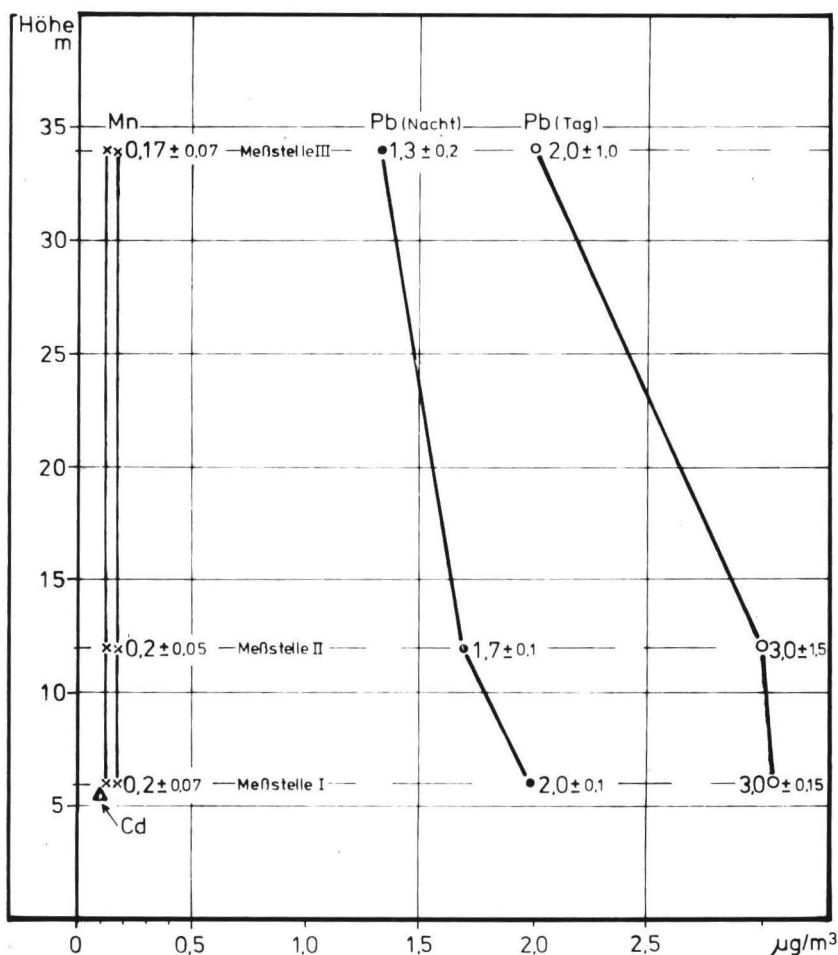


Abb. 1 Vertikalverteilung von Schwermetallen in der Innenstadt von Frankfurt/M.

im Windschatten eine Anreicherung der bleihaltigen Aerosolteilchen festzustellen ist<sup>7</sup>. Dieser Konzentrationsgradient wird bewirkt durch die rotorartige Bewegung der in die Straßenschluchten hineingemischten Luftmassen. In Abb. 2 wurde versucht, durch Einzeichnen von Linien gleicher mittlerer Bleikonzentration die Auswirkung der Luftzirkulation in den Straßen auf den Bleigehalt der Luft zu veranschaulichen. Es muß jedoch betont werden, daß diese Art der Darstellung nur für Windgeschwindigkeiten über 2 m/s Gültigkeit besitzt und die Vertikalverteilung sehr stark von Gebäudehöhe und Straßenseite beeinflusst wird.

Den Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Immissionskonzentration von Kraftverkehrsabgasen konnten wir früher bereits beim CO verdeutlichen. Auch im Falle der Bleiaerosole zeigte sich eine starke Abhängigkeit der Konzentration von der Intensität der Durchlüftung, d. h. von der Windgeschwindigkeit, die in Abb. 3 dargestellt ist. Bei Windgeschwindigkeiten über 3 m/s sind Produktionsrate und Dispersion in etwa ausgeglichen, während es bei geringeren Windgeschwindigkeiten zu Anreicherungen der bleihaltigen Aerosole kommt. Die Gleichgewichtskonzentration bei 2 m/s Windgeschwindigkeit beträgt im vorliegenden Fall etwa  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Blei, ein Wert, der von der Weltgesundheitsorganisation als Toleranzwert vorgeschlagen wurde. Natürlich hängt die Höhe der Gleichgewichtskonzentration nicht nur von der Windgeschwindigkeit, sondern primär von der Quellstärke, d. h. von der Verkehrsfrequenz ab.

## Die Korrelation zwischen Kohlenmonoxid und Blei

Bei Messungen in Innenstadtstraßen entstammen sowohl Kohlenmonoxid wie Bleiaerosole der gleichen Quelle, den Abgasen des Kraftfahrzeugverkehrs. Dies läßt ein gleichartiges Verhalten beider luftverunreinigender Komponenten erwarten. Gleichzeitig und an der gleichen Meßstelle (Frankfurt/M, Feldbergstraße 47) im Jahre 1972 durchgeführte Messungen der Blei- und der Kohlenmonoxidkonzentration ergaben einen Korrelationskoeffizienten von + 0.92. Dabei wurde die kontinuierlich registrierte CO-Konzentration über das

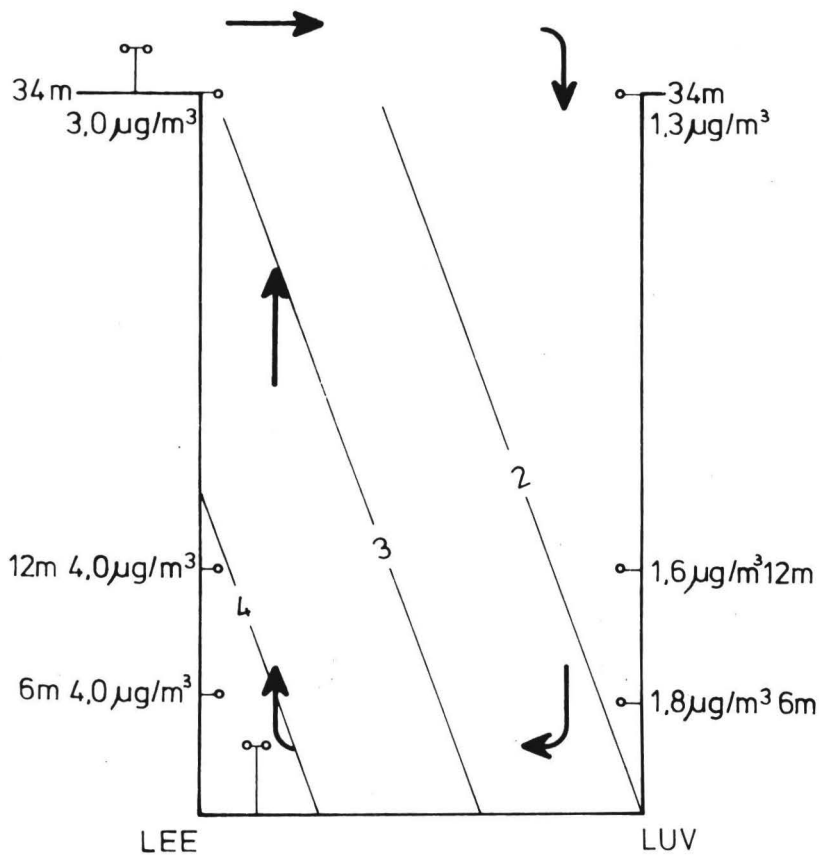


Abb.2 Einfluß der Luftzirkulation in einer Straße auf die Bleikonzentrationsverteilung



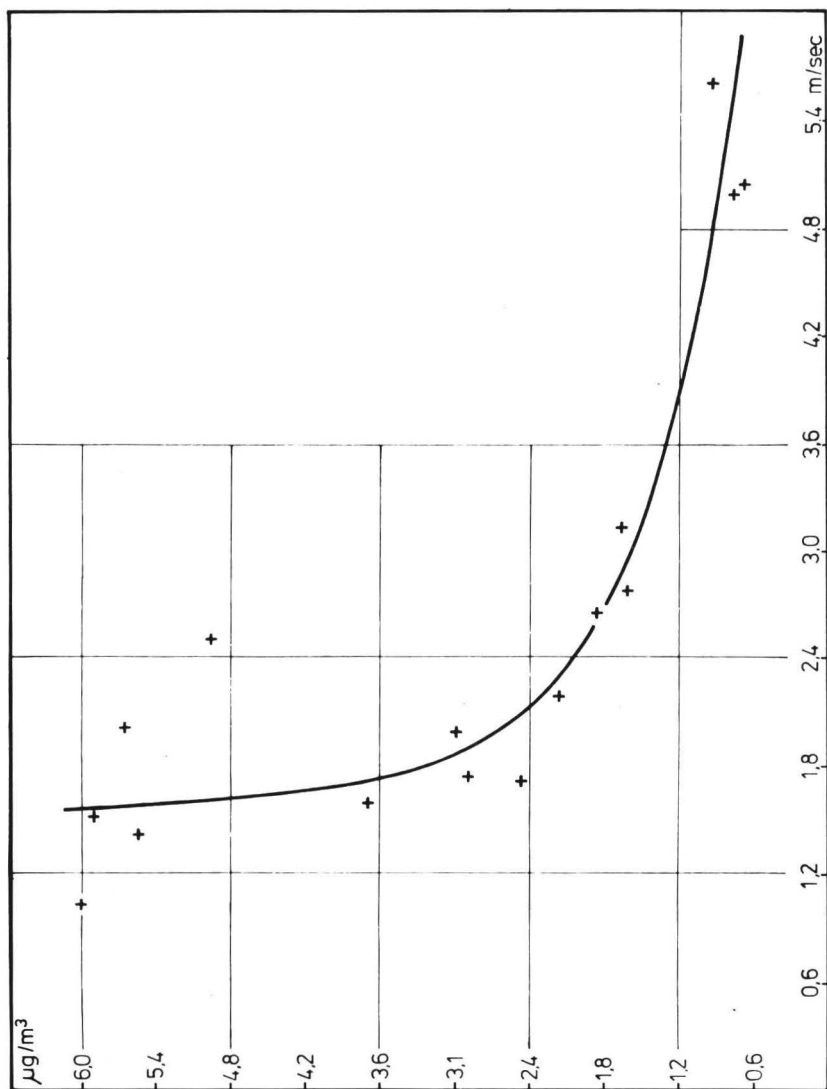


Abb.3 Bleikonzentration in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit in der Frankfurter Innenstadt

Meßzeitintervall für Blei gemittelt. Es ergibt sich eine Regressionsgerade folgender Form:

$$C_{Pb} = -0.17 + 0.50 C_{CO}$$

mit  $C_{Pb}$  und  $C_{CO}$  der Konzentration der jeweiligen Komponente. Die einzelnen Meßwerte sind in Abb. 4 eingetragen. Diese empirische Beziehung gestattet eine grobe Abschätzung der zu erwartenden Bleikonzentration an Meßstellen, an denen nur Kohlenmonoxid gemessen wird.

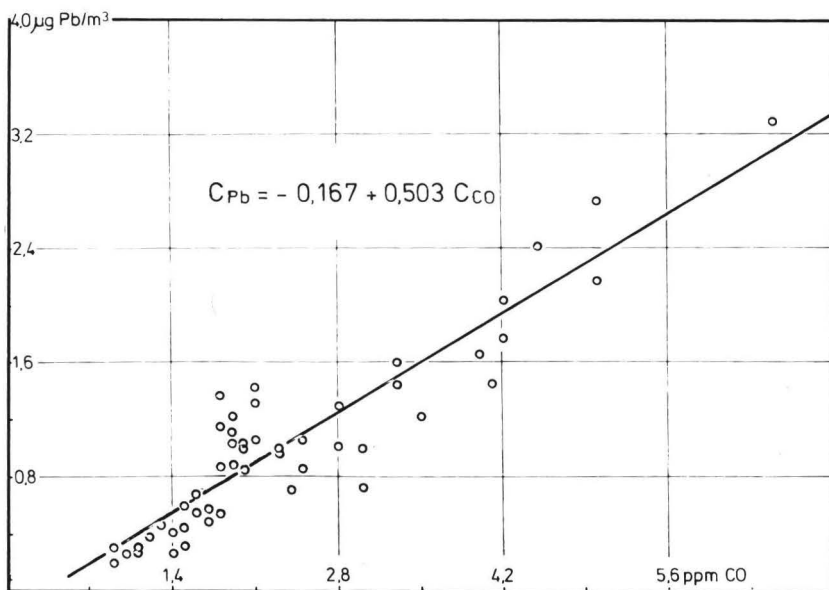


Abb. 4 Korrelation zwischen Bleikonzentration und CO-Konzentration in Frankfurt/Main, Feldbergstraße 47

## Über die Größenverteilung der Schwermetallaerosole

Für die Frage der Lungengängigkeit, aber auch für die katalytische Wirksamkeit ist die Kenntnis der Größenverteilung der Schwermetallaerosole von besonderem Interesse. Mittels eines Dreistufenimpaktors war es möglich, das Aerosol im Größenbereich der „großen Kerne“ ( $0.1 \mu < r < 1 \mu$ ) und der Riesenkerne ( $r > 1 \mu$ ) in drei Größenklassen aufzutrennen. Die Probenahme mit dem Impaktor wurde an zwei verkehrsreichen Plätzen in Frankfurt/M durchgeführt (Rathenauplatz und Karlstr.), und zwar in 1,5 und 6 m Höhe über der Straße. Das Ergebnis ist in Abb. 5 zusammengefaßt. Es zeigt, daß Blei und Eisen bevorzugt in kleineren Teilchen enthalten ist als Mangan und Kupfer. Die hier dargestellten Resultate sind die Mittelwerte aus sämtlichen Impaktormessungen; die Streuung der Einzelwerte war jedoch sehr gering, so daß die Aussagekraft der bisher vorliegenden

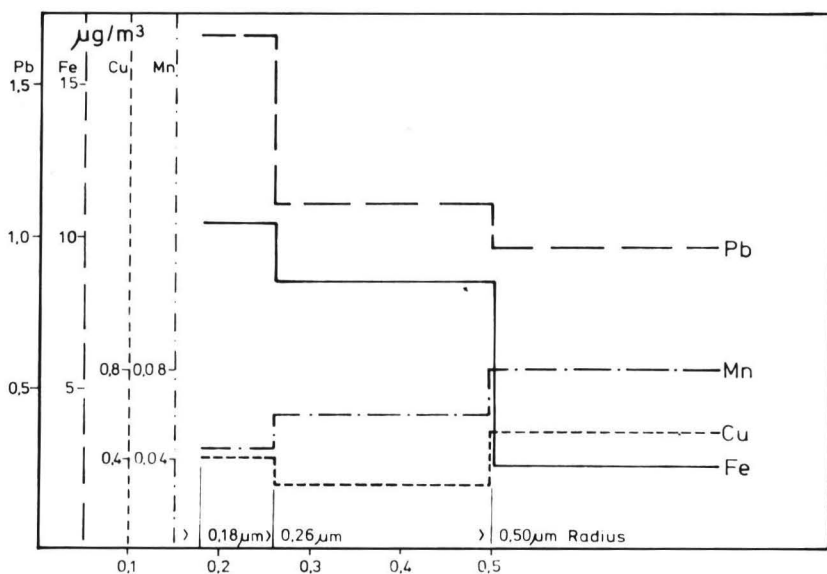


Abb. 5 Größenverteilung der Schwermetallaerosole in der Frankfurter Innenstadt

Messungen erhöht wird. Bezogen auf die Aerosolmasse lassen sich folgende mittlere Radien (MMR = mass median radius) für die vier Schwermetalle angeben:

Eisen:	0.26 $\mu$
Blei:	0.27 $\mu$
Mangan:	0.36 $\mu$
Kupfer:	0.40 $\mu$

Unsicherheit besteht hinsichtlich des Anteiles von Teilchen mit Radien  $< 0.1 \mu$ , die mit der vorgegebenen Methode quantitativ nicht erfaßt werden. Vergleiche von Filtermessungen mit Impaktormessungen deuten darauf hin, daß bis zu 30 % der Bleimasse, die im Schwebstaub gebunden ist, in Teilchen mit Radien  $< 0.1 \mu$  konzentriert ist. Diesem Hinweis muß in der Folge mit spezifischen Methoden nachgegangen werden, da der hohe Massenanteil feindispersierter Aerosole von besonderem lufthygienischen Interesse ist.

Die Untersuchungen wurden durch den Bundesminister des Innern gefördert.

Die Verfasser danken Frau Hoberg, Herrn U. Jendricke und Frau Münchrath für die sorgfältige Ausführung und Auswertung der Analysen.

## Literatur

- 1 Georgii, H.-W. und D. Jost: On the lead concentration in an urban aerosol. *Atm. Environment* 5 (1971), 725-727.
- 2 Jost, D.: Die Konzentration des aerosolgebundenen Bleis im Stadtgebiet von Frankfurt/M. *Bundesgesundheitsblatt* 14 (1971), 173-175.
- 3 Jendricke, U.: Analyse von Schwermetallen im atmosphärischen Aerosol. Diplomarbeit Inst. f. Met. & Geophysik, Univ. Frankfurt 1974.

- 4 Georgii, H.-W., D. Jost, und W. Vitze: Konzentration und Größenverteilung des Sulfataerosols in der unteren und mittleren Troposphäre. Berichte Inst. f. Met. & Geophysik Univ. Frankfurt Nr. 23, 1971.
- 5 Georgii, H.-W., D. Jost und J. Müller: Der Schwermetallgehalt des Aerosols im Hochtal von St. Moritz. Zschr. f. allg. Bäder- und Klimakde. 21 (1974), 11-14.
- 6 Chow, T. J., J. L. Earl und C. I. Bannet: Lead areosols in marine atmosphere. Environment Sci. Tech. 3 (1969), 737-740.
- 7 Georgii, H.-W., E. Busch und E. Weber: Untersuchung über die zeitliche und räumliche Verteilung der Immissionskonzentration des Kohlenmonoxid in Frankfurt/M. Berichte Inst. f. Met. & Geophysik Univ. Frankfurt/M. Nr. 11, 1967.

Anschrift: Professor Dr. H.-W. Georgii,  
Dr. J. Müller  
Universitätsinstitut für Meteorologie und Geophysik —  
Pilotstation für Luftreinhaltung  
6 Frankfurt/Main  
Feldbergstraße 47

# Kohlenmonoxid- und Stickstoffoxidmessungen in der Frankfurter Innenstadt

Von D. Jost

Nachdem etwa seit 1956 Fallstudien der Kraftfahrzeugabgas-Immission im Stadtgebiet von Frankfurt a. M. durchgeführt worden waren, existieren seit 1962 kontinuierliche Meßreihen, die im Gelände des Meteorologischen Instituts in einem Wohn- und Geschäftsbereich mit mäßigem Straßenverkehr gewonnen werden. Die Probenahme erfolgt in 11 m Höhe und 25 m von der Straße entfernt im Hofe des Instituts. In späteren Jahren wurden diese stationären Messungen durch mobile Messungen im Stadtgebiet ergänzt. Seit 1971 liegen nun auch Ergebnisse einer Meßstelle in der Frankfurter City am Rand einer Straße mit sehr hohem Verkehrsaufkommen vor. In Tabelle 1

Tabelle 1

## Meßmethoden

Komponente	Meßmethode	Bemerkungen
CO	Nichtdispersive Infrarotspektrometrie	
NO <sub>2</sub>	Saltzman-Methode	bis 1970, später als Refer.
NO + NO <sub>2</sub>	Saltzman-Methode mit Oxidationsvorl.	bis 1970, später als Refer.
NO + NO <sub>2</sub>	Coulometrie	seit 1971
NO, NO <sub>2</sub>	Chemiluminiszenz	seit 1973

sind die für CO- und Stickstoffoxide-Messungen verwendeten Meßmethoden zusammengestellt. Die langjährigen Meßreihen ermöglichen die Darstellung des Trends der CO- und NO<sub>x</sub>-Konzentrationen (Abb. 1 und Abb. 2). Die zunehmende Tendenz dieser Komponenten ist wohl auf eine Zunahme des Kfz-Aufkommens in der der Meßstelle am nächsten gelegenen Straße zurückzuführen, wobei die NO<sub>x</sub>-Konzentration eine stärker zunehmende Tendenz zeigt als dies für CO

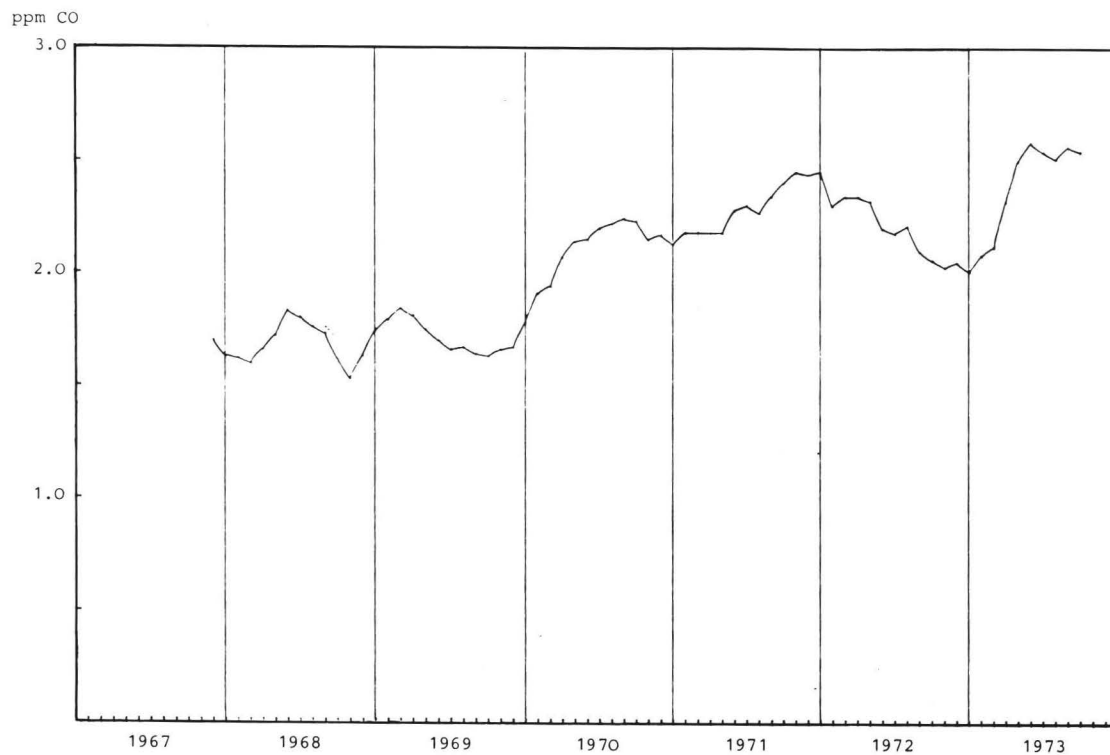


Abb.1 Trend des Kohlenmonoxids, Frankfurt/Main-Zentralstation

der Fall ist. Die Hauptaufgabe der Meßstelle war immer die Feststellung der Konzentrationen, so daß längere Zählungen des Verkehrsaufkommens nicht vorliegen. Die Konzentrationszunahme wird noch deutlicher, insbesondere für CO, wenn die Konzentrationsspitzenwerte betrachtet werden, d. h., daß z. B. die 97,5 %-Werte der monatlichen Summenhäufigkeitsverteilungen der CO-Konzentration auf der Basis von  $\frac{1}{2}$ -Stunden-Mittelwerten stärker zunehmen als die arithmetischen Mittelwerte. Die Spitzenkonzentrationen beider Komponenten sind mit dem Verlauf des Verkehrsaufkommens im Stadtgebiet gekoppelt (Abb. 3, Abb. 4, Abb. 5), wie dies auch in den mittleren Tagesgängen der CO- und NO<sub>x</sub>-Konzentration zum Ausdruck kommt. Hierbei ist die tägliche Konzentrationsvariation im City-Bereich weniger deutlich ausgeprägt, als in den Wohn- und Geschäftsbereichen. Die NO<sub>x</sub>-Konzentration zeigt

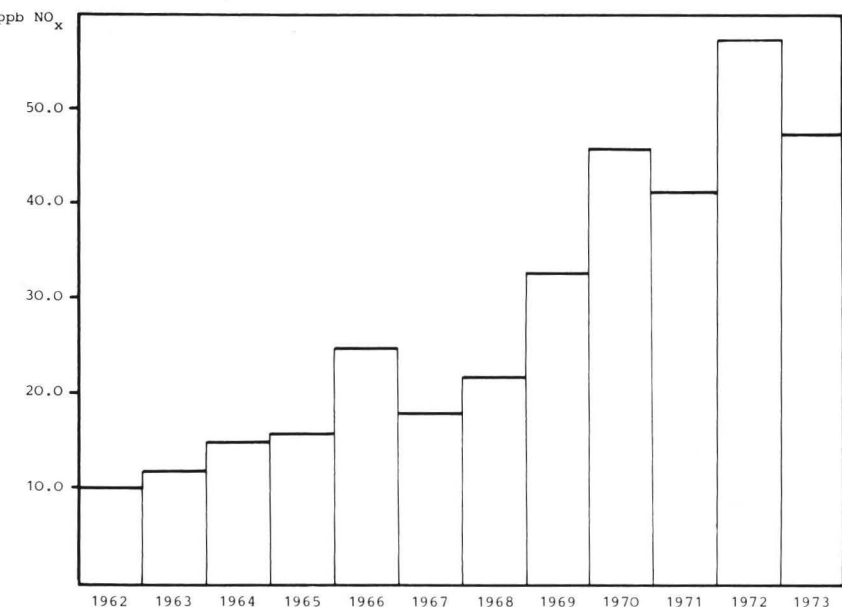


Abb.2 Jahresmittelwerte der NO<sub>x</sub>-Konzentration in Frankfurt/Main, Meßstelle Institut für Meteorologie und Geophysik



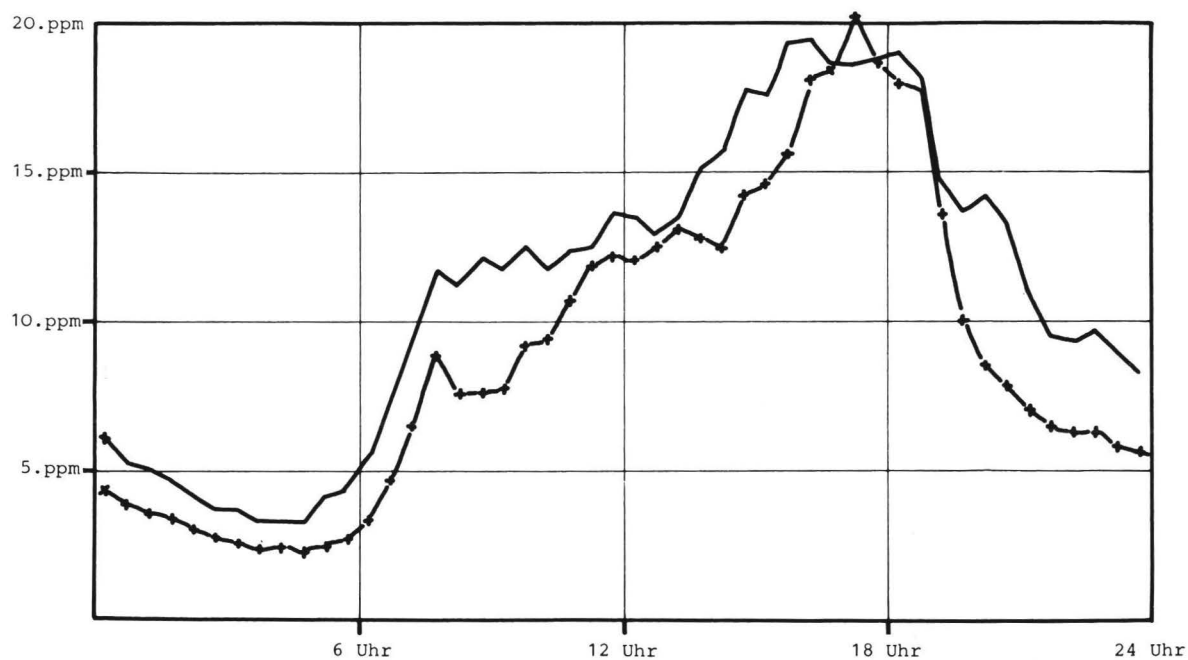


Abb. 3 Mittlerer Tagesgang CO. Meßstation Innenstadt  
 -----Aug.-Okt. 1972    + + + Nov.-Dez. 1972 Werktage

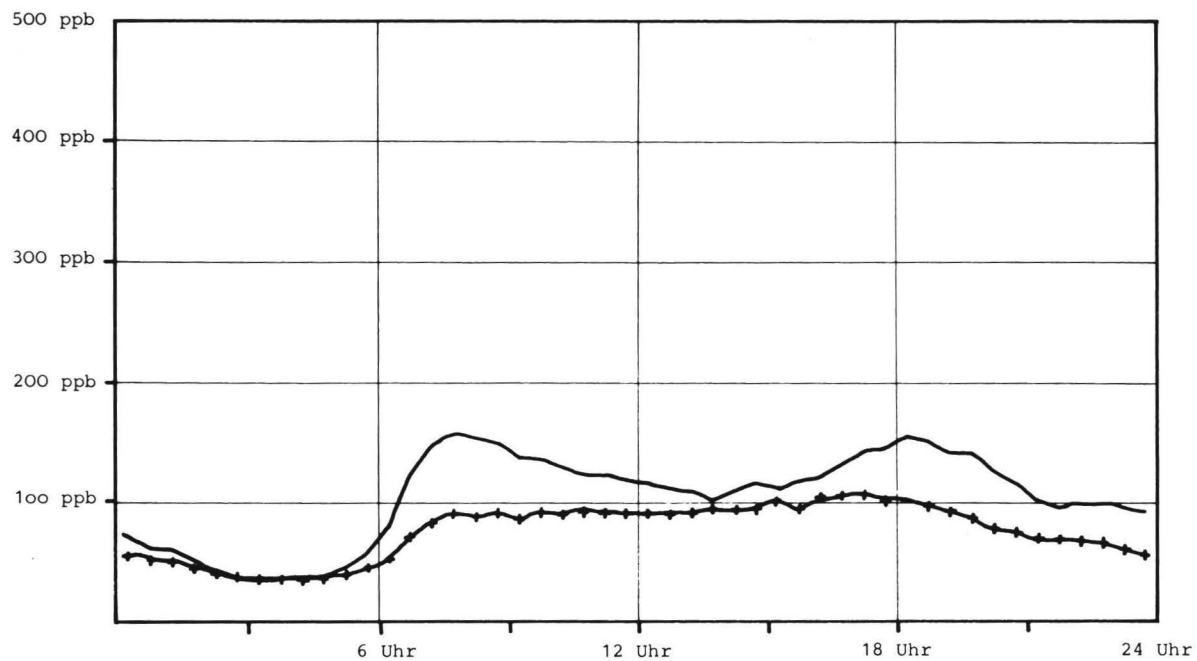


Abb. 4 Mittlerer Tagesgang  $\text{NO}_x$ . City Rundschauhaus  
 -----Sept.-Okt. 1972    + + + Nov.-Dez. 1972 Werktage

einen weniger stark ausgeprägten täglichen Gang als dies für CO gilt, was für die Stickstoffoxide auf einen weiteren Emittenten außer dem Kraftfahrzeugverkehr schließen läßt. Die Amplitude der täglichen Konzentrationsvariation nimmt in der Reihenfolge CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> ab, was entsprechend auch für die jährliche Konzentrationsvariation dieser Komponenten gilt. In Abbildung 6 ist der für die Immissionskonzentration von Kraftfahrzeugemissionen typische Verlauf mit einem Maximum im Herbst zu erkennen. Dagegen zeigt die SO<sub>2</sub>-Konzentration, häufig als Leitsubstanz für die Luftverunreinigung verwendet, eine maximale Konzentration im Winter (Januar bis Februar). Sowohl die Repräsentativität der Immissionsmeßstellen

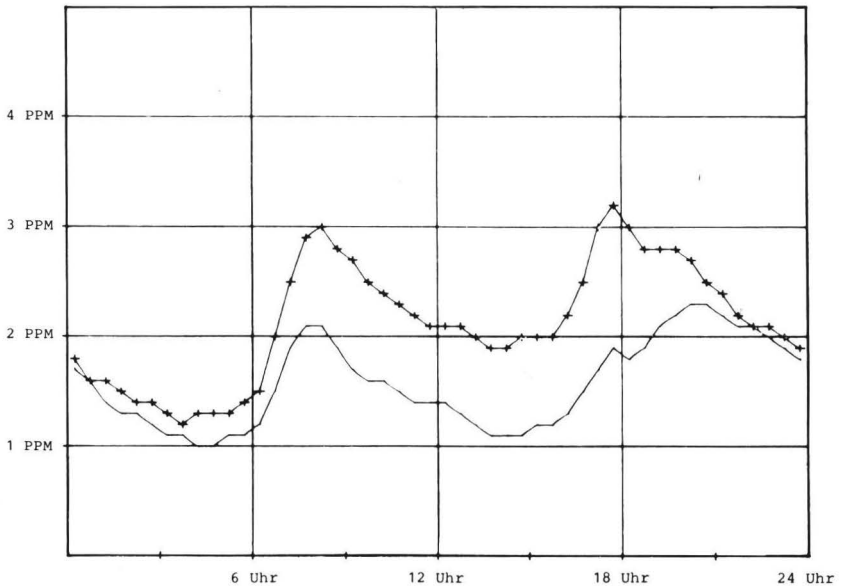


Abb. 5 Mittlerer Tagesgang Kohlenmonoxid. Zentralstation  
 + + + Heizperiode 1966-1971  
 -----heizfreie Periode 1967-1970

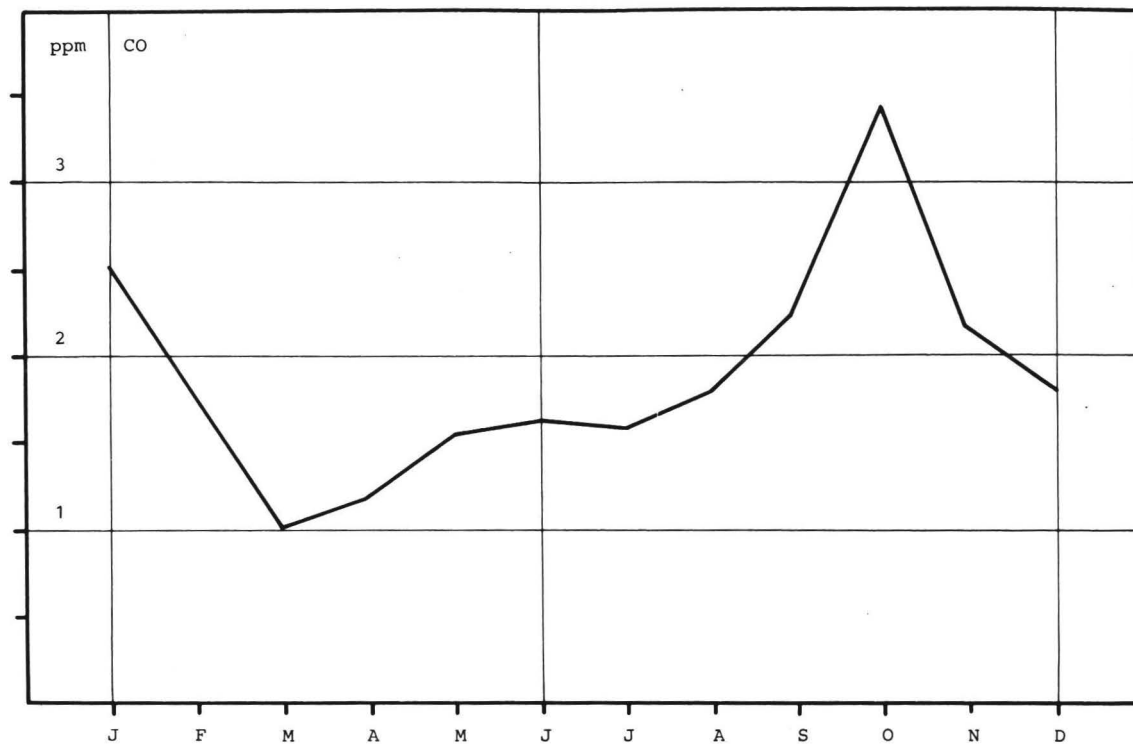


Abb. 6 Jahresgang der CO-Konzentration in Frankfurt/M.  
(1967-1971) -----Zentralstation

bezüglich des Einflusses einzelner Emittenten als auch die Immissionen an der Meßstelle werden mit der Darstellung der Konzentrationswerte in Summenhäufigkeitsverteilungen charakterisiert. Falls Immissionskonzentrationswerte einer logarithmischen Normalverteilung genügen, gilt, daß dann die Meßstelle weder durch einzelne Quellen bevorzugt beaufschlagt wird, noch aus anderen Gründen bestimmte Konzentrationsbereiche bevorzugt werden<sup>1</sup>, z. B. wegen besonderer Strömungsverhältnisse.

Die Prüfung der Gültigkeit dieser Aussage für die Ergebnisse aus Messungen der Kfz-Abgasimmissionen steht noch aus. Eine Zusammenfassung von Meßdaten gibt die Darstellung der Konzentrations-Summenhäufigkeitsverteilungen in den Abbildungen 7 und 8 wieder. Diese Verteilungen folgen dem Schema der logarithmischen Normalverteilung; lediglich oberhalb der 97,5 %- bis 98 %-Werte zeigen sich Abweichungen, und zwar treten an der Meßstelle im Wohn- und Geschäftsbereich, bei insgesamt geringem Konzentrationsniveau, bevorzugt höhere Werte und im City-Bereich zu wenig extrem hohe Werte auf. Dieser Sachverhalt konnte einerseits auch für SO<sub>2</sub>-Konzentrationsdaten sowohl im Wohn-Geschäftsbereich als auch in der Innenstadt und andererseits für die Ergebnisse aus Messungen des partikelförmigen Bleis in der Innenstadt von Frankfurt a. M. gezeigt werden<sup>2</sup>. Trotz der guten Übereinstimmung der Kfz-Abgaskonzentrationsverteilungen mit logarithmischen Normalverteilungen ist eine Umrechnung dieser Konzentrationswerte auf Verteilungen, die auf anderen Mitteilungsdauern beruhen, nicht möglich, sobald hierbei die in den Tagesgängen gezeigten typischen Perioden überschritten werden.

Die Feststellung der Kraftfahrzeug-Immission für ein ganzes Stadtgebiet würde ein dichtes Meßnetz mit Mehrkomponentenmeßstellen erfordern, weshalb in Frankfurt a. M. versucht wird, mit Hilfe der Modellrechnung und anhand weniger Meßstellen zu einem Überblick über die Verteilung dieser Luftverunreinigungen zu gelangen. Derzeit ist es möglich, die CO-Konzentrationsverteilung oberhalb des Bebauungsniveaus realistisch zu berechnen, während die modellmäßige Berechnung der durch kleinräumige Zirkulation (Rotorbildung) in Straßenschluchten beeinflussten Konzentrationsverteilung<sup>3</sup> noch nicht gelingt. Zur Kalibrierung dieser Modellrechnungen können

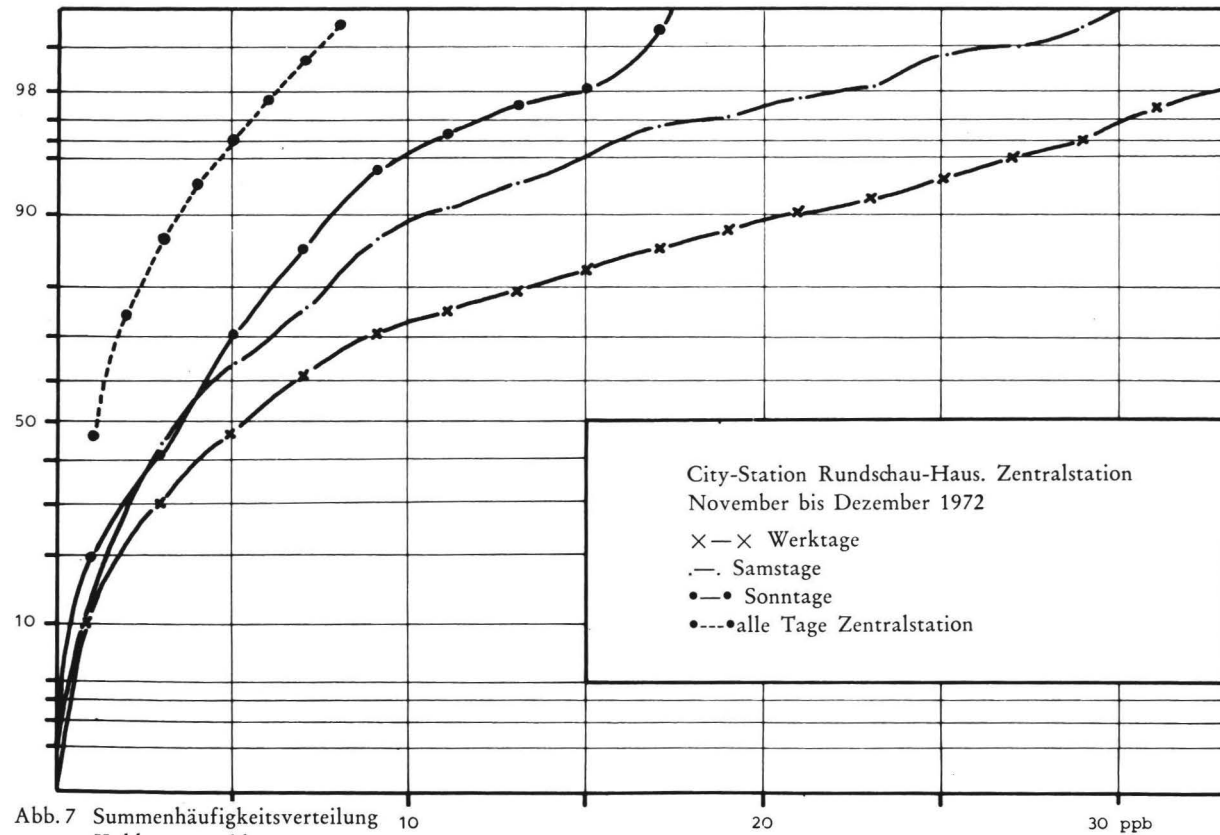


Abb. 7 Summenhäufigkeitsverteilung  
Kohlenmonoxid

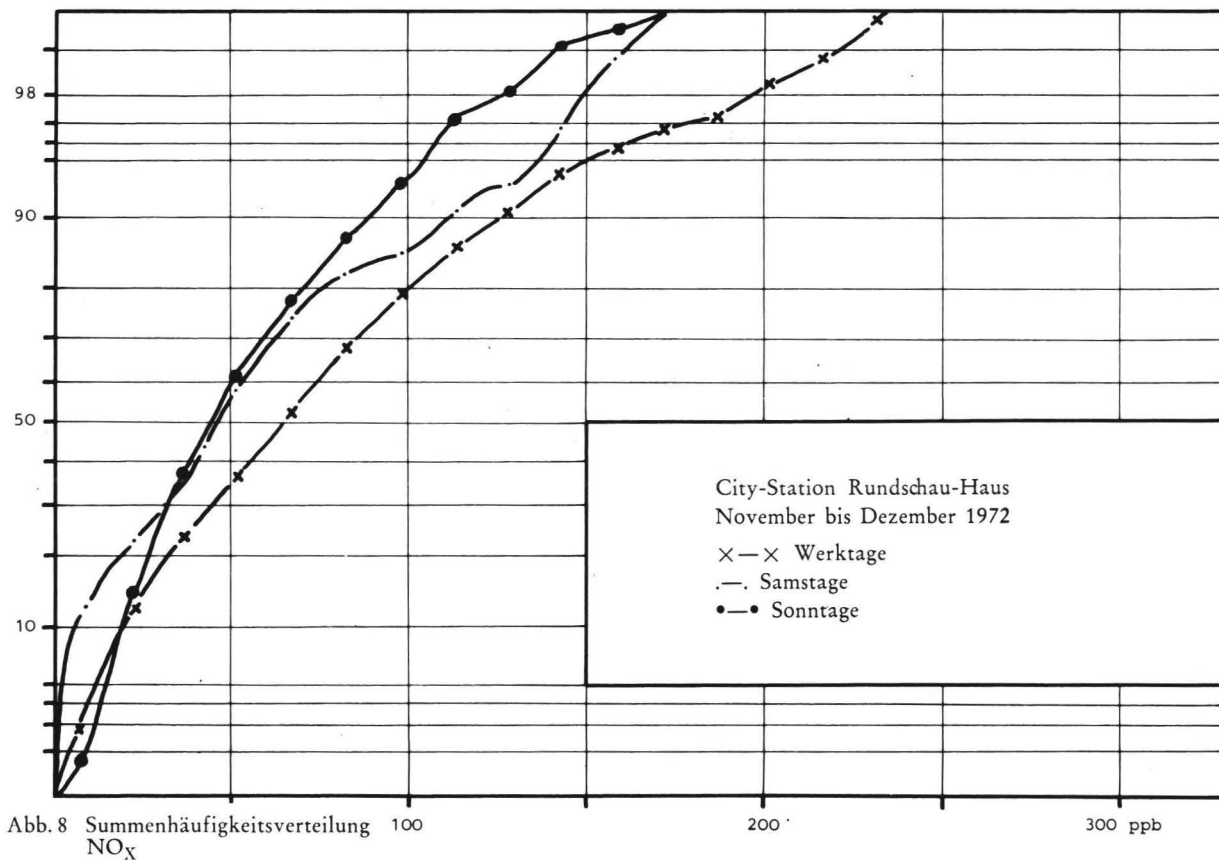


Abb. 8 Summenhäufigkeitsverteilung  
NO<sub>x</sub>

100 200 300 ppb

mehrfjährige CO-Messungen an verschiedenen Meßstellen im Stadtgebiet sowie Messungen zur Vertikalverteilung von Kraftfahrzeugabgasen im Stadtgebiet herangezogen werden<sup>4</sup>.

Während das in der Atmosphäre reaktionsträge Kohlenmonoxid eine relativ lange atmosphärische Verweildauer (von einigen Monaten) besitzt, ist die Verweildauer der Stickstoffoxide NO und NO<sub>2</sub> wesentlich kürzer zu schätzen. Die Kraftfahrzeugabgase enthalten zunächst überwiegend NO, das in der Straßenluft oft sehr rasch zu NO<sub>2</sub> oxidiert wird. Die Geschwindigkeit, mit der diese Oxidation abläuft, ist noch unbestimmt und hängt sehr stark von der Intensität der Sonneneinstrahlung ab. Bei intensiver Sonneneinstrahlung in die Straßenluft nimmt die NO-Konzentration schon nach einer halben Stunde deutlich ab, bei gleichzeitiger Zunahme der NO<sub>2</sub>-Konzentration. Bei bedecktem Himmel und damit wesentlich geringerer Sonneneinstrahlung erfolgt die NO-Oxidation nur langsam. Entsprechend diesem Oxidationsvorgang wird im Monatsmittel im Wohn- und Geschäftsgebiet eine NO-Konzentration von nahezu Null während der Sommermonate gemessen. Dagegen überwiegt während der Wintermonate die NO-Konzentration die NO<sub>2</sub>-Konzentration.

Eine Abschätzung der mittleren Verweildauer der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der freien Atmosphäre wird aus Ergebnissen von Messungen der Vertikalverteilung dieser Komponente möglich. Diese Verweildauer beträgt etwa 3 bis 5 Tage. Über Mitteleuropa wird in etwa 2000 m Höhe die nicht mehr durch NO<sub>2</sub>-Einzelquellen oder NO<sub>2</sub>-Quellgebiete verunreinigte Atmosphäre erreicht, die Hälfte der Bodenkonzentration, wie sie großräumig in ländlichen Gebieten festgestellt wird, ist in etwa 800 m Höhe über Grund erreicht (Abb. 9)<sup>5</sup>.



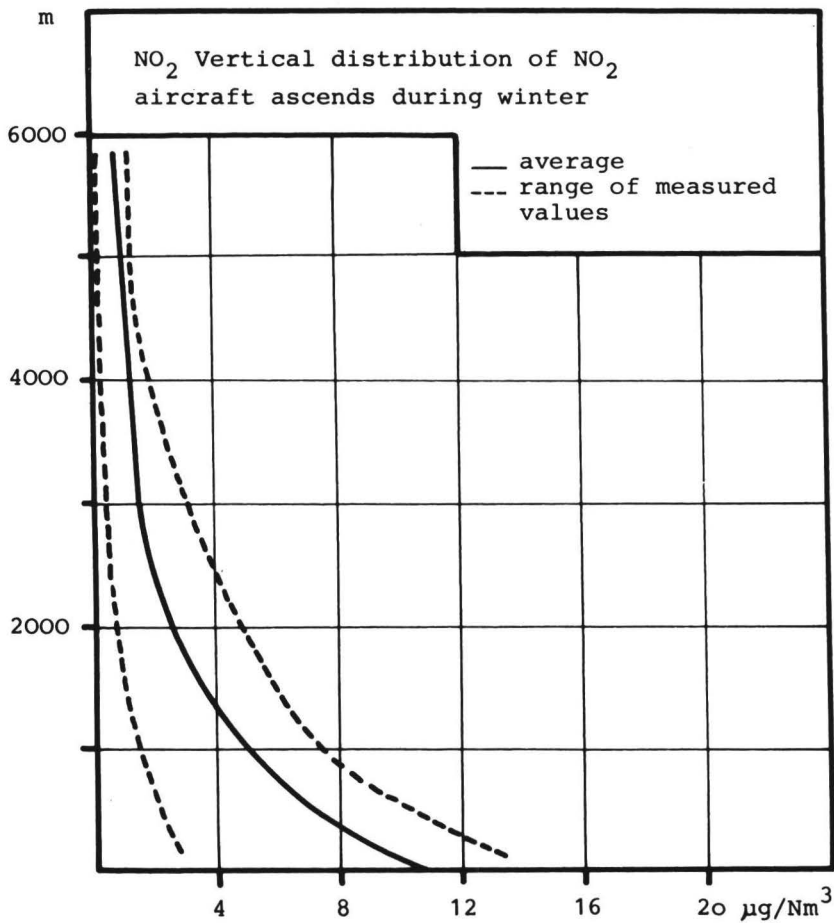


Abb.9 Vertikale NO<sub>2</sub>-Verteilung

## Literatur

- 1 Larsen, R. I.: A new mathematical model of air pollutant concentration, averaging time and frequency. Jour. Air. Poll. Contr. Assoc. 19 (1969), 24-30.
- 2 Universitätsinstitut für Meteorologie und Geophysik: Wissenschaftliche Arbeiten zur Luftreinhaltung. Dezember 1972.
- 3 Georgii, H. W.: Ermittlung der CO-Immissionskonzentration unter Berücksichtigung meteorologischer Einflußgrößen. Staub — Reinhaltung der Luft, 32 (1972), 70-73.
- 4 Georgii, H. W., E. Busch und E. Weber: Untersuchung über die zeitliche und räumliche Verteilung der Immissions-Konzentration des Kohlenmonoxid in Frankfurt a. Main. Ber. Inst. für Meteor. u. Geophys. Univ. Frankfurt a. M. (1967), Nr. 11.
- 5 Jost, D. und W. Rudolf: Bestimmung der atmosphärischen Verweilzeit von Luftverunreinigungen mittels aerologischer Aufstiege. Proceedings of the Third International Clean Air Congress, Düsseldorf (Oktober 1973), C107-C109.

Anschrift: Dr. D. Jost  
Bundesstelle für Umweltangelegenheiten  
Pilotstation Frankfurt  
6 Frankfurt/Main  
Feldbergstraße 45

Neue  
Anschrift: Umweltbundesamt  
1 Berlin 33  
Bismarckplatz 1



# Untersuchung von Oxidantien in der Frankfurter Innenstadt

Von W. Rudolf

## 1. Lage und Instrumentierung der Mehrkomponenten-Meßstation

Zur Messung der durch Kraftfahrzeugverkehr verursachten Immissionen in der City Frankfurts wurde im Juli 1972 in der Frankfurter Innenstadt zwischen Hauptwache und dem Eschenheimer Turm eine Mehrkomponenten-Meßstelle eingerichtet. Die im weiteren als Citystation Rundschauhaus bezeichnete Meßstelle liegt an einer dreispurig befahrenen Hauptstraße mit hoher Verkehrsfrequenz. Die Analysengeräte sind in 5 und 20 m Höhe in im Freien stehenden Meßschranken untergebracht.

Die Ansaugstelle ist 40 m von der nächsten Straßenkreuzung entfernt und befindet sich in der Mitte des Bürgersteiges 3,5 m über Straßengrund bzw. 3,5 m Dachhöhe (ca. 23 m über Straßengrund). An der Meßstelle wird der Verkehr durch Einbahnregelung in südnördlicher Richtung geführt. Die Verkehrsfrequenz ist in den Tagesstunden ständig sehr stark (ca. 1300 Kfz/Stunde) und erreicht in den Nachmittags- und Abendstunden ihr absolutes Maximum (ca. 2000 Kfz/Stunde). Zur Zeit der abendlichen „rush-hour“ wird die Straße, bedingt durch Ampelsteuerung und Verkehrsaufkommen, bis an die Grenze ihrer Aufnahmefähigkeit belastet. Die Bebauung ist in der Nähe der Meßstelle geschlossen und einheitlich ca. 20 m hoch.

Im Moment erfolgt die Messung von Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) und Ozon in beiden Ebenen mittels kontinuierlicher Infrarot- und Chemolumineszenz-Verfahren. In der ersten Etage werden zusätzlich Filterproben (low volume) zur Analyse der Schwermetallkonzentrationen (Blei, Eisen, Kupfer, Cadmium) mittels der Atomabsorptions-Spektrometrie gezogen. Analysenmethoden, Gerätetyp und Herstellerfirma sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

9 Tabelle 1

*Meßmethoden bei der Mehrkomponenten-Meßstation in Frankfurt*

	CO	NO	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	Schwermetalle
1. Etage: Ansaughöhe 3,5 m über Straßengrund	Infra-Rot Uras II Hartmann & Braun	Chemolumineszenz NO <sub>x</sub> -Monitor Bendix	wie NO	Chemolumineszenz Ozon-Monitor Bendix	Filterproben mit low volume bei 24 Stunden Sammeldauer Atomabsorptions- spektrometrie Perkin & Elmer
Dach: Ansaughöhe 3,5 m über Bebauungshöhe und etwa 23 m über Straßengrund	wie 1. Etage	wie 1. Etage	wie 1. Etage	wie 1. Etage	entfällt

Für die Sommer- und Winterperiode 1972 bzw. 1972/73 liegen mehrmonatige Meßreihen der Konzentrationen der Gesamtkohlenwasserstoffe ( $C_nH_m$ ) vor (Flammen-Ionisations-Detektor, FID der Firma Hartmann und Braun). Wegen des starken Einflusses des natürlichen Methan-Backgroundes sind die Meßergebnisse allerdings schwer interpretierbar. Der Einsatz eines automatischen Gaschromatographen zur Erfassung von vier unterschiedlichen  $C_nH_m$ -Komponenten ist in Vorbereitung. Zusätzlich sollen zu ausgewählten Zeitpunkten ausführliche Chromatogramme unter Zuhilfenahme der Massenspektrometrie erstellt werden, die die quantitative Bestimmung der Konzentrationen höherer und ungesättigter Kohlenwasserstoffe ermöglichen.

Die Registrierung der anfallenden Meßwerte erfolgt auf zwei Kanalschreibern mit 0-20 mA Eingang. Sämtliche Meßgeräte haben im Hinblick auf den in Vorbereitung befindlichen Anschluß der Meßstelle an den Prozeßrechner der Zentralstation durch interne oder externe Zwischenverstärker einen 0-20 mA Ausgang.

Die Unterbringung der Meßgeräte im Freien ermöglicht relativ kurze Ansaugleitungen und gute Wartungsbedingungen, die insbesondere die Ozon- und NO- bzw. NO<sub>2</sub>-Messung wesentlich erleichtern. Der Einfluß der schwankenden Außentemperaturen und der Aufheizung der Meßschränke durch Sonneneinstrahlung konnte durch eingebaute Lüfter innerhalb der werkseitig angegebenen Toleranzgrenzen für die einzelnen Meßgeräte gehalten werden. Die Meßgeräte werden montags bis freitags täglich geeicht bzw. durch Nullpunktnahme überprüft.

Die Verwendung des Chemolumineszenz-Prinzips ermöglicht eine eindeutige und getrennte Bestimmung von NO und NO<sub>2</sub>. Bei der Ozonmessung treten die bei der KJ-Methode beobachteten Querempfindlichkeiten bezüglich SO<sub>2</sub> und NO<sub>2</sub> nicht auf.

Die Messung des Vertikal-Gradienten der oben beschriebenen Komponenten ermöglicht Rückschlüsse auf die Bildungsmechanismen der photochemischen Sekundärprodukte (NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>), ihre Abhängigkeit von meteorologischen Parametern und den Konzentrationen der Primäremissionen (NO).

## 2. Datenverarbeitung

Zur Verarbeitung der anfallenden Daten steht der Tischcomputer der Fa. Hewlett-Packard 9810 A zur Verfügung, dem als periphere Einheiten Plotter, Lochstreifenleser und Teleprinter angeschlossen sind. In einem Rechengang, d. h. bei einem Durchlauf des per Hand erstellten Lochstreifens, erfolgt die Berechnung der Halbstundenmittelwerte, der Tagesmittelwerte, des mittleren täglichen Ganges und der Häufigkeitsverteilung für beliebig wählbare Zeiträume. Die Trennung des Wertekollektivs nach Werktagen, Samstagen, Sonn- bzw. Feiertagen wird durch besondere Kennung gesteuert, die vor dem Datum auf den Lochstreifen gestanzt werden. Nach Beendigung eines Computerlaufes werden der mittlere Tagesgang geplottet und die Prozentzahlen für die Häufigkeitsverteilung auf dem Printer ausgeworfen.

## 3. Ziel der Messungen

Nach Lage und Instrumentierung der Innenstadtstation ist es möglich, mit dem anfallenden Datenmaterial folgende Probleme zu untersuchen:

- 1.) Belastung der Meßstelle durch die Primäremissionen CO, NO, Blei und andere Schwermetalle in Abhängigkeit von der Verkehrsfrequenz und den meteorologischen Parametern.
- 2.) Entwicklung und Überprüfung (Eichung) eines Ausbreitungsmodells für Kraftfahrzeugabgase im Bereich der ganzen Stadt (Backgroundmodell) und im Straßenbereich (Straßenmodell).
- 3.) Umwandlung von NO in NO<sub>2</sub> als Funktion der Transportzeit und der meteorologischen Parameter.
- 4.) Bildung photochemischer Sekundärprodukte (Ozon).
- 5.) Überprüfung der Auswirkungen gesetzlicher Bestimmungen zur Verminderung toxischer Komponenten im Kraftfahrzeugabgas (z. B. Benzinbleigesetz).

#### 4. Meßergebnisse

Aus den mehrmonatigen Meßreihen in der Sommerperiode 1973 können bezüglich der Punkte 3 und 4 aus Kapitel 3 nach dem derzeitigen Stand der Meßergebnisse die mittleren täglichen Gänge der Ozon-Konzentration Dachniveau für Juni und Juli dargestellt werden (Abb. 1, 2). Zur Frage der photochemischen Smogbildung sind aus der Meßperiode zwei beispielhafte Tage herausgegriffen. Die Abbildungen 3, 4, 5, 6, 7, 8 zeigen die Konzentrationen von NO, NO<sub>2</sub> und Ozon für die beschriebenen Meßhöhen, sowie die Strahlungsbilanz und die Windgeschwindigkeit in ihrem Verlauf während des 3. und 4. Juli 1973.

Die mittleren täglichen Konzentrationsvariationen zeigen im Juni und Juli einen gut übereinstimmenden Verlauf. Nach dem morgendlichen Minimum gegen 7.00 h erfolgt ein relativ schneller Anstieg der Ozon-Konzentrationen. Das Maximum liegt zwischen 13.00 und 15.00 h und erreicht im Juni 60 ppb, im Juli 48 ppb

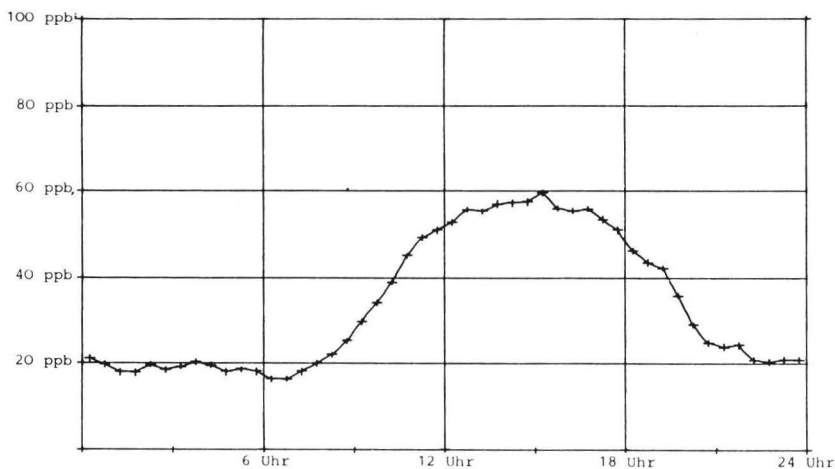


Abb.1 Mittlerer Tagesgang der Ozonkonzentration im Juli 1973 auf dem Dach des Rundschauhauses



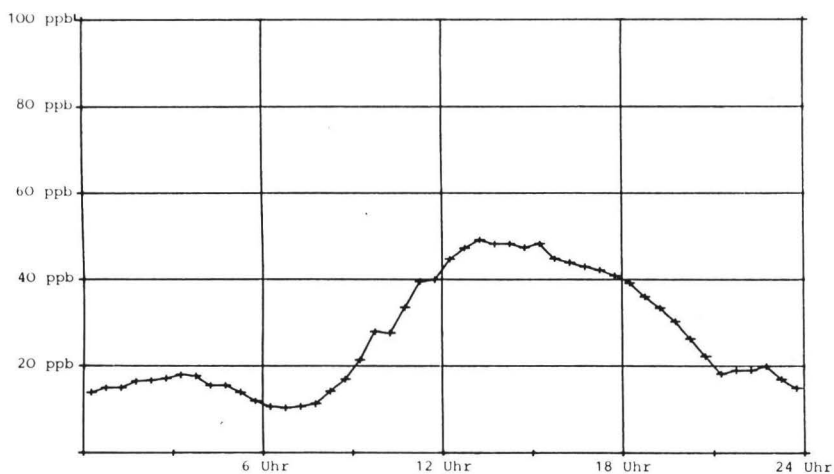


Abb. 2 Mittlerer Tagesgang der Ozonkonzentration im Juni 1973 auf dem Dach des Rundschauhauses

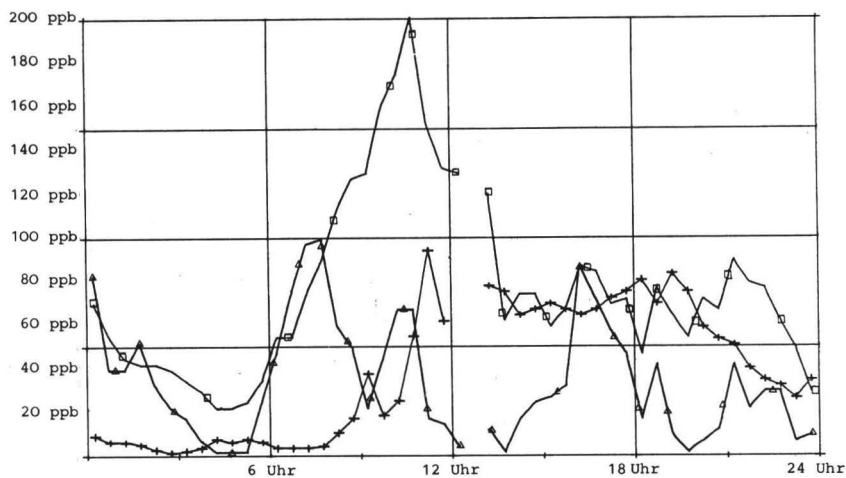


Abb. 3 Tagesverlauf der NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentration.  
 Meßstelle Innenstadt, 1. Stock, 3. 7. 1973  
 ———O<sub>3</sub> +—+ NO ·····NO<sub>2</sub>

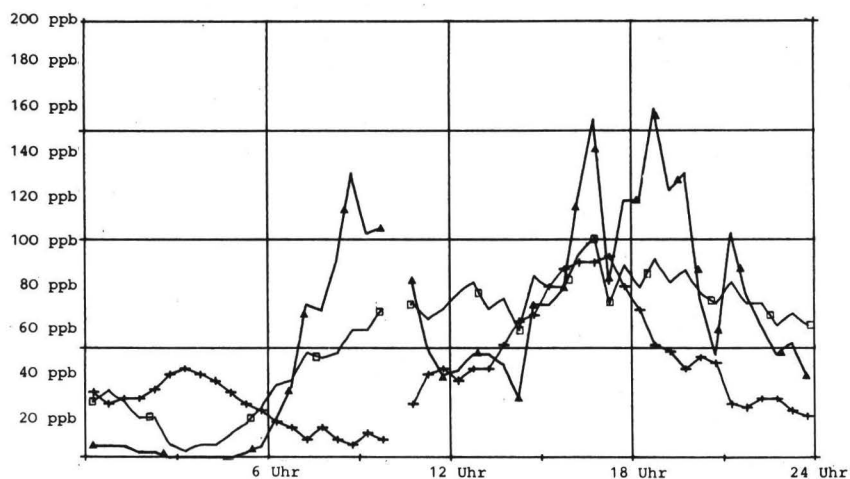


Abb. 4 Tagesverlauf der NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentration.  
 Meßstelle Innenstadt, 1. Stock, 4. 7. 1973  
 —○— O<sub>3</sub> +—+ NO —■— NO<sub>2</sub>

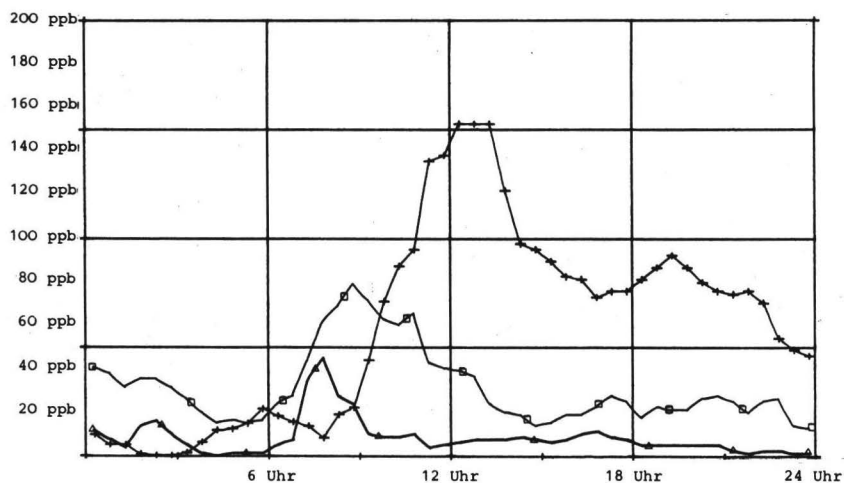


Abb. 5 Tagesverlauf der NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentration.  
 Meßstelle Innenstadt, Dach, 3. 7. 1973  
 —○— O<sub>3</sub> +—+ NO —■— NO<sub>2</sub>

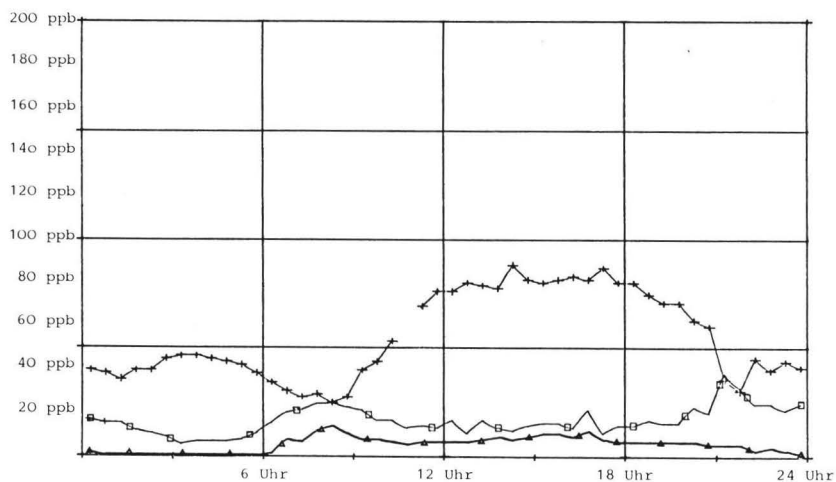


Abb. 6 Tagesverlauf der NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentration.

Meßstelle Innenstadt, Dach, 4. 7. 1973

—O<sub>3</sub> +—+ NO ····NO<sub>2</sub>

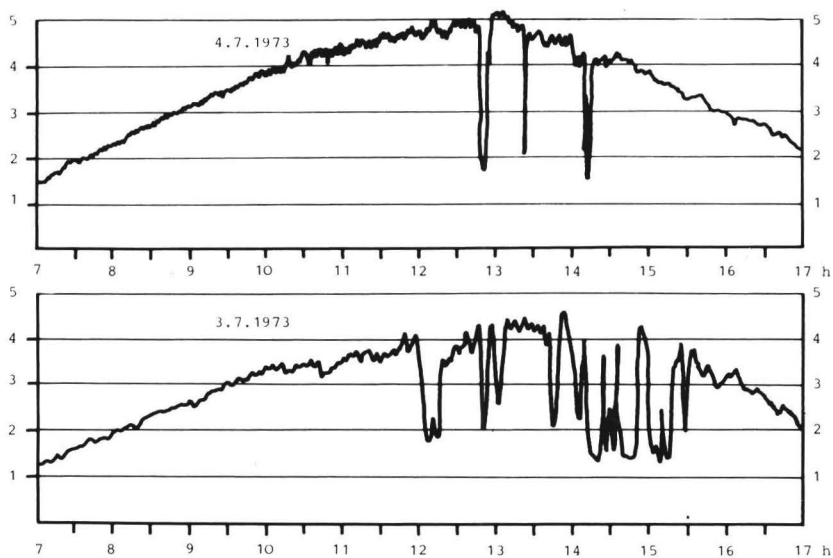
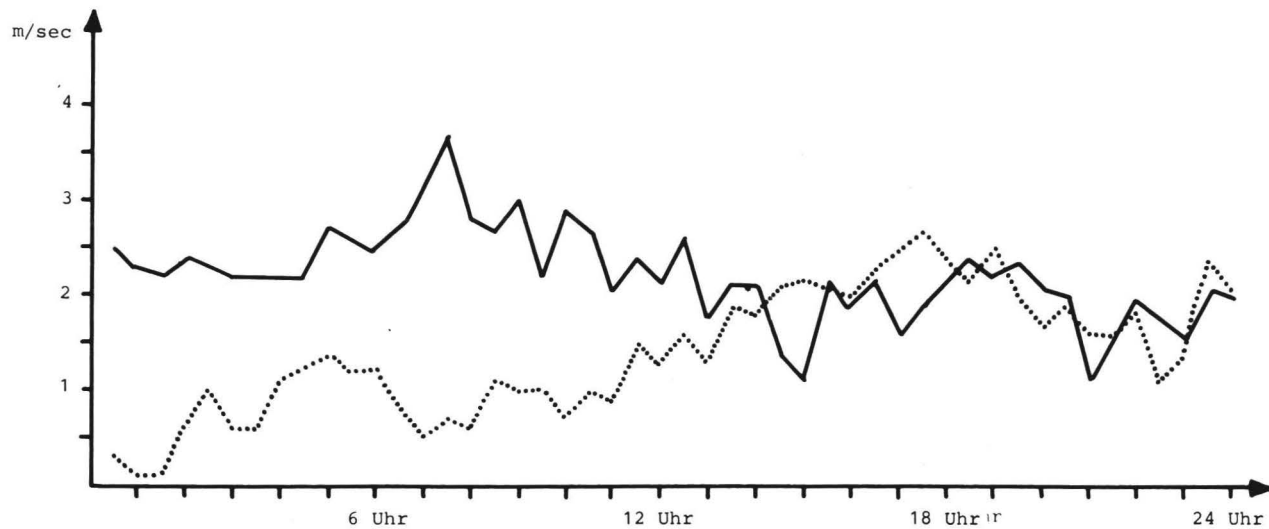


Abb.7 Strahlungsbilanz (relative Einheiten)



73 Abb. 8 Verlauf der Windgeschwindigkeit am 3. und 4. Juli 1973

für das Monatsmittel. Gegen 21.00 h haben sich die Ozon-Konzentrationen auf den relativ geringen Nachtpegel von ca. 20 ppb vermindert.

Im Juni lagen 17 %, im Juli 16 % aller Halbstundenmittel über dem WHO-Standard von 50 ppb O<sub>3</sub>.

Am 3. und 4. Juli herrschte im Rhein-Main-Gebiet eine hochsommerliche Wetterlage mit starker Einstrahlung, hohen Temperaturen und relativ geringen Windgeschwindigkeiten.

Betrachtet man zunächst die Konzentrationen, die am 3. und 4. Juli in 3.50 m über Straßengrund gemessen wurden (Abb. 3, 4), so zeigen sich bis zu den frühen Morgenstunden sinkende Konzentrationen von NO, NO<sub>2</sub> und Ozon. Ab 6.00 h, mit dem Einsetzen des Berufsverkehrs, erfolgt ein rascher Anstieg der NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen. Nach Erreichen des ersten NO-Maximums um 7.30 h beginnt die O<sub>3</sub>-Konzentration anzusteigen, der Anstieg wird mit dem zweiten NO-Maximum kurzfristig abgebremst und erreicht dann Werte bis zu 95 ppb, dieser Pegel hält sich mit relativ kleinen Schwankungen bis ca. 22.00 h.

Ein ganz anderes Bild zeigt sich am 4. Juli unter sehr ähnlichen Wetterbedingungen:

Am 4. Juli ist zwar die Morgenspitze des NO wiederum deutlich ausgeprägt, aber dieser NO-Spitze folgt kein direktes NO<sub>2</sub>-Maximum, vielmehr zeigt sich ein kontinuierliches Ansteigen der NO<sub>2</sub>-Konzentration bis zum abendlichen Maximum um 17.00 h; bis ca. 17.00 h erfolgt parallel zu diesem NO<sub>2</sub>-Verlauf auch der Anstieg der Ozonkonzentration, der um 17.00 h sein absolutes Maximum von 90 ppb im Halbstundenmittel erreicht.

Überraschenderweise treten die höchsten Ozonkonzentrationen synchron zu einem relativen NO-Maximum auf. Die in Dachhöhe an denselben Tagen gemessenen Konzentrationen sind durch die größere Entfernung zur stark von der Primäremission beeinflussten Straßenschlucht wesentlich mehr geglättet und zeigen, insbesondere am 3. Juli, ein gutes Beispiel für den Bildungsmechanismus photochemischer Smogs (Air Quality Criteria):

Gegen 6.00 h beginnt analog zum Konzentrationsverlauf in der Straße der Anstieg der NO- und NO<sub>2</sub>-Konzentration. Um 8.00 h

ist das Maximum der NO-Konzentration, ca. 1 Stunde später auch das Maximum der NO<sub>2</sub>-Konzentration erreicht. Zeitgleich mit dem Abbau der NO-Konzentration beginnt der Anstieg der Ozonkonzentration, der sehr rasch erfolgt und mit dem Beginn der Verminderung der NO<sub>2</sub>-Konzentration noch eine deutliche Beschleunigung erfährt. Die Ozonkonzentration erreicht von 12.00 bis 13.30 h mit 152 ppb ihr absolutes Maximum, fällt dann aber relativ rasch auf Werte unter 100 ppb zurück. Dieser Konzentrationspegel hält sich bis in die Abendstunden.

Am 4. Juli ist der Verlauf der NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Konzentration ähnlich. Bedingt durch die bis mittags gegenüber dem 3. Juli erhöhten Windgeschwindigkeiten sind die Maxima von NO und NO<sub>2</sub> jedoch wesentlich schwächer ausgeprägt. Die Ozonkonzentration erreicht nur Werte um 90 ppb, der Konzentrationsanstieg ist wesentlich langsamer.

Aus einer ersten Sichtung der bisherigen Meßergebnisse und den hier dargestellten Einzelauswertungen ist zu schließen, daß an Tagen mit starker Sonneneinstrahlung auch in einer mitteleuropäischen Stadt wie Frankfurt a. M. photochemische Smogbildung beobachtet wird. Das Konzentrationsniveau der photochemischen Sekundärprodukte, speziell des Ozons, hängt stark von den Ausgangskonzentrationen des NO bzw. des NO<sub>2</sub> ab. Hohe Ozon-Konzentrationen können in der Straßenschlucht gleichzeitig mit hohen NO- und NO<sub>2</sub>-Pegeln auftreten, wobei die zeitliche Aufeinanderfolge von NO-, NO<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Maximum nicht immer gegeben ist. Im Juni und Juli 1973 lagen 17 % bzw. 16 % aller Halbstundenmittelwerte über dem WHO-Standard von 50 ppb Ozon.

## Literatur

U.S. Department of Health Education and Welfare: Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants, March 1970, National Air Pollution Control Administration Publication No. AP 63.

Anschrift: Diplom-Meteorologe W. Rudolf  
Universitätsinstitut für Meteorologie und Geophysik  
6 Frankfurt/Main  
Feldbergstraße 47

Neue

Anschrift: Umweltbundesamt  
Pilotstation Frankfurt  
6 Frankfurt/Main  
Feldbergstraße 45

# Messungen von Luftverunreinigungen durch den Kraftfahrzeugverkehr in Hessen

Von W. Walter

Vom Kraftfahrzeugverkehr wird eine Vielzahl von Schadstoffen emittiert, die zur Immissionsbelastung beitragen. Um eine allgemeine Aussage über die Belastung durch Verkehrsimmissionen zu erhalten, wird als Leitsubstanz Kohlenmonoxid gemessen.

Von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt werden kontinuierlich registrierende CO-Meßstationen seit Sommer 1972 betrieben. Es liegt daher noch kein umfangreiches Datenmaterial von Dauermessungen der Verkehrsimmissionen vor. Spezielle Untersuchungen über die Verkehrsimmissionen werden jedoch bereits seit einigen Jahren mit Meßwagen durchgeführt. Zum Teil wurden neben dem Kohlenmonoxid auch die Blei- und Benzpyren-Konzentrationen in der Atemluft bestimmt. Von diesen Komponenten liegen bisher erst einzelne Ergebnisse vor, und es soll daher im folgenden in erster Linie auf das Kohlenmonoxid als Leitgas für die gesamte Verkehrsimmission eingegangen werden.

Im Rahmen von Gutachten zur Beurteilung der lufthygienisch-bioklimatischen Situation der Städte Wiesbaden und Kassel wurden von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt umfangreiche Untersuchungen der Kohlenmonoxid-Konzentration in den Hauptverkehrsstraßen der Innenstädte durchgeführt. Die Messungen, die eine allgemeine Bestandsaufnahme der CO-Belastung in den Innenstädten darstellen, wurden nach einem genauen Meßplan bei Windgeschwindigkeiten unter 1,5 m/sek. durchgeführt, um vergleichbare Meßergebnisse zu erhalten. Die Ergebnisse weisen insbesondere in Wiesbaden eindeutig die sehr hohe Belastung der Hauptverkehrsstraßen durch Verkehrsimmissionen nach. In einigen Straßenzügen wurden in Wiesbaden mittlere CO-Konzentrationen über 20 ppm festgestellt.

Nicht zuletzt diese alarmierenden Meßergebnisse haben zur Sperrung bestimmter stark belasteter Straßen geführt, die heute eine zusammenhängende Fußgängerzone in Wiesbaden darstellen.



Weitere derartige Untersuchungen sind für die hessischen Städte Gießen und Hanau angelaufen. Die ersten Meßergebnisse lassen auch dort ähnlich hohe CO-Belastungen erwarten.

Eine spezielle Untersuchung über die Auswirkungen einer geänderten Verkehrsführung auf die Verkehrsimmissionen wurde in Frankfurt durchgeführt. Im Mai 1973 wurde die Zeil, eine verkehrsreiche Hauptgeschäftsstraße der Stadt, für den Kfz-Verkehr gesperrt und zur Fußgängerzone erklärt. Von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt wurde die CO-Belastung sowohl in der Zeil als auch in denjenigen Straßenzügen, die den früheren Verkehr von der Zeil nach deren Sperrung zusätzlich aufnehmen mußten, vor und nach der Sperrung bestimmt.

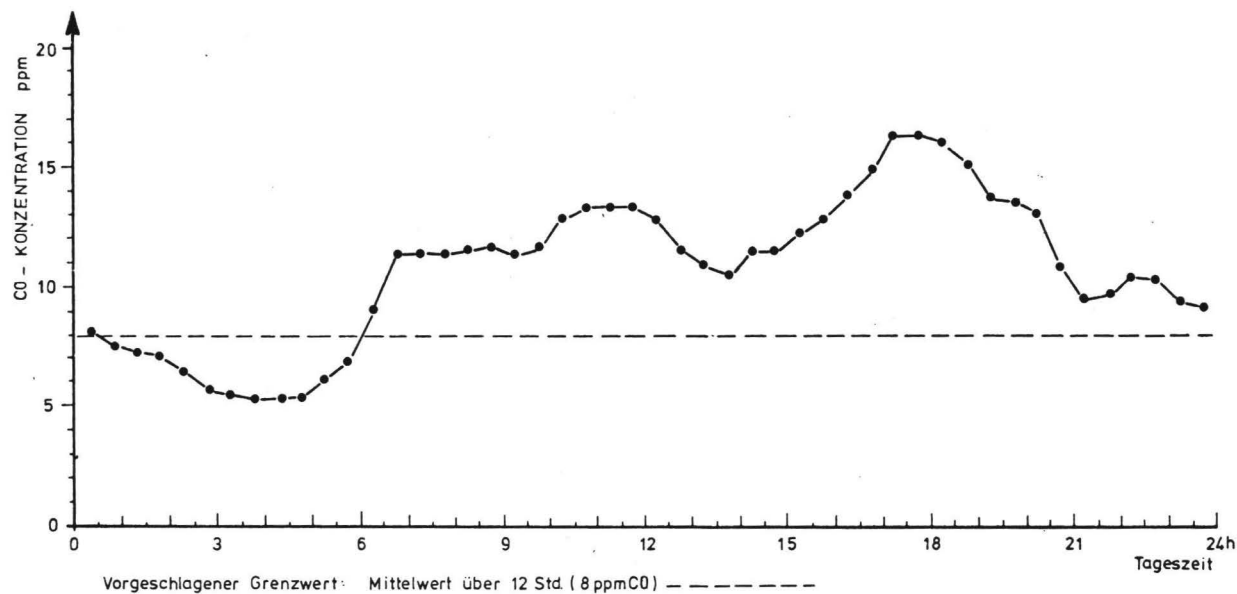
Während vor der Sperrung die mittlere CO-Konzentration am Tage in der Zeil bei 11,0 ppm (s. Abb. 1) lag, betrug sie dort danach im Mittel nur noch 3,6 ppm. Im Gegensatz dazu lagen in den Ausweichstraßen die mittleren CO-Konzentrationen am Tage mit ca. 12 ppm nach der Sperrung um etwa 40 % über den schon zuvor hohen Werten. Der von der VDI-Kommission „Reinhaltung der Luft“ vorgeschlagene MIK<sub>D</sub>-Wert von 8,0 ppm wird, wie die Meßergebnisse eindeutig zeigten, nach der Zeil-Sperrung in den Ausweichstraßen, die zum Teil durch allgemeine Wohngebiete führen, fast täglich überschritten.

Fußgängerzonen in den von Autos überfluteten Citys unserer Großstädte sind — auch vom Standpunkt der Luftreinhaltung — zu begrüßen. Man muß sich jedoch bei deren Planung darüber im klaren sein, daß man durch Fußgängerzonen den gesamten innerstädtischen Verkehr kaum vermindert, sondern den Verkehr lediglich zwingt, andere und meist längere Wege zu nehmen. Das bedeutet daher für die Luftreinhaltung meist nur eine örtliche Verlagerung des Problems. In vielen Fällen wird das Problem dadurch in die Wohngebiete hineingetragen.

Als weiteres akutes Problem der Luftverunreinigung wurde die Belastung von Kinderspielplätzen durch Verkehrsimmissionen untersucht. In einem umfangreichen Meßprogramm wurden an 38 Kinderspielplätzen im Stadtgebiet von Frankfurt die CO-Konzentration

Abb.1 Mittlerer Tagesgang der Kohlenmonoxid-Konzentration an der Meßstation  
Frankfurt/Hauptwache

Meßzeitraum 1. 9. 1972 bis 31. 12. 1972



als Indikator für die gesamte Verkehrsimmission bestimmt. Die Meßergebnisse zeigten, daß an mehreren Kinderspielplätzen die 12-Stunden-Mittelwerte der CO-Konzentration nur sehr knapp (7,2 ppm CO) unter dem vorgeschlagenen MIK<sub>D</sub>-Wert liegen. Die höchsten Mittelwerte traten bei denjenigen Kinderspielplätzen auf, die auf den Mittelstreifen von vielbefahrenen Alleen oder auf allseits von Straßen umgebenen Plätzen liegen. Andererseits lagen die 12-Stunden-Mittelwerte der CO-Konzentration an einigen Kinderspielplätzen im Zentrum von Frankfurt bei etwa 3 ppm CO. In diesen Fällen betrug der Abstand der nächst gelegenen Hauptverkehrsstraße mindestens 30 Meter.

Einige Kinderspielplätze im Stadtgebiet von Frankfurt werden darüber hinaus auf ganz besondere Weise durch Autoabgase verunreinigt.

In einem neuen Stadtviertel liegen die etwa 70 cm hohen Abluftschächte von Tiefgaragen inmitten von Spielplätzen. In dem sonst nur ganz gering durch Autoabgase belasteten Gebiet werden dadurch auf den Spielplätzen bei eingeschalteter Garagenlüftung CO-Konzentrationen zwischen 4 bis 14 ppm erreicht.

Es sollten deshalb allgemeine Richtlinien ausgearbeitet werden, damit Kinderspielplätze besser als bisher vor Verkehrsimmissionen geschützt werden. In diesen Richtlinien sollte berücksichtigt sein, daß Kinder und insbesondere Kleinkinder weniger Widerstandskraft gegenüber schädlichen Immissionseinwirkungen aufweisen als Erwachsene, und sich die Kinder auf den Spielplätzen erholen sollen. Erholen können sich die Kinder dort jedoch nur dann, wenn die Immissionsbelastung auf den Spielplätzen deutlich unter den als gesundheitlich ungefährlich angesehenen Grenzwerten liegt. Ich hebe dieses Thema deshalb hervor, weil wir gerade in letzter Zeit mehrfach erlebt haben, wie Kinderspielplätze direkt an Hauptverkehrsstraßen und dazu noch an stark frequentierten Bushaltestellen neu eingerichtet und dann von kommunalen Behörden als vorbildlich hingestellt wurden.

Neben diesen Meßprogrammen wurden zahlreiche spezielle Untersuchungen der Verkehrsimmissionsbelastungen in stark befahrenen Ortsdurchfahrten wie z. B. in Eltville, Bad Vilbel und Hochheim durchgeführt.

Hierbei zeigte sich, daß in den für den heutigen starken Verkehr nicht geeigneten Straßen alter Städte der vorgeschlagene Grenzwert von 8 ppm als 12-Stundenmittel nicht selten überschritten wird.

Ortsfeste CO-Meßstationen werden von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt in Frankfurt, Gießen und Wiesbaden betrieben. Weitere CO-Meßstationen sind in allen größeren Städten Hessens vorgesehen.

Die Meßstation in Wiesbaden ist in der Stadtmitte, jedoch abseits von Hauptverkehrsstraßen gelegen. Dort treten Monatsmittelwerte von 2,0 bis 3,5 ppm CO auf. Im ersten Betriebsjahr wurde als maximaler Tagesmittelwert 6,2 ppm CO gemessen und der maximale Halbstundenmittelwert betrug 14,0 ppm CO. Wesentlich höhere Konzentrationen treten an der emissionsnahen Meßstation an der Hauptwache in Frankfurt auf. Dort wird die Luft in 3 Meter Höhe am Fahrbahnrand eines stark befahrenen Platzes angesaugt. Der vorgeschlagene MİK<sub>D</sub>-Wert wird an dieser Meßstation fast täglich, mit Ausnahme der Sonn- und Feiertage, überschritten.

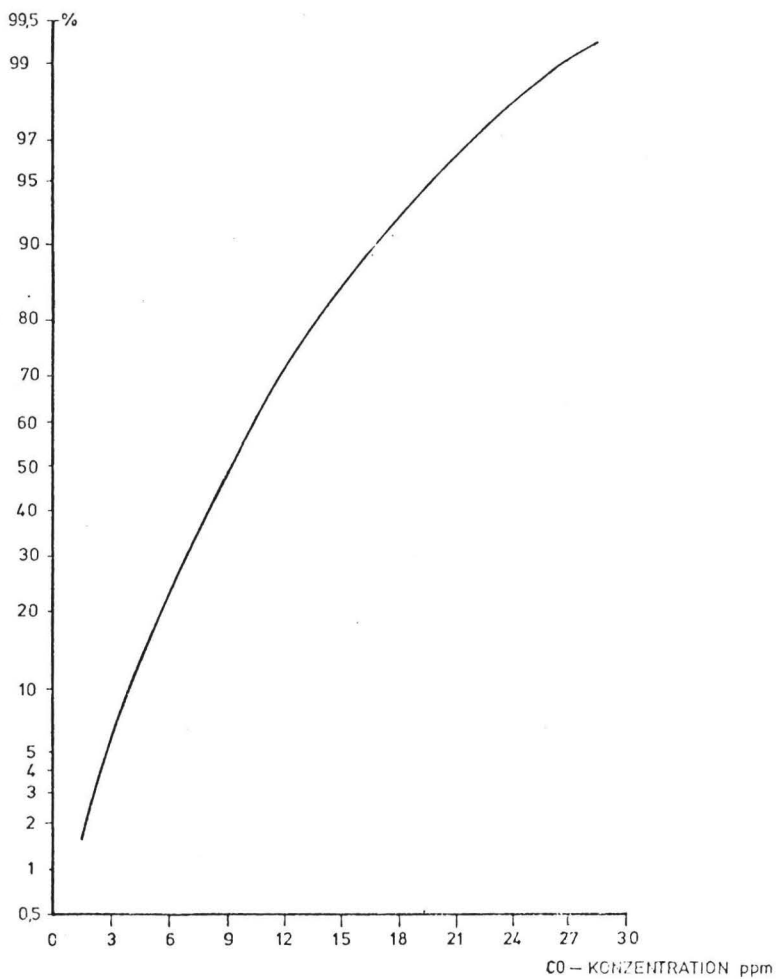
Der Jahresmittelwert beträgt hier 9,3 ppm CO. Der 97,5 %-Wert der Häufigkeitsverteilung betrug im letzten Winterhalbjahr an der Meßstation Hauptwache 23 ppm (s. Abb. 2). Auch Halbstundenmittelwerte über 30 ppm CO sind hier keine Seltenheit.

Während einer Inversionswetterlage am 1. November 1972 sank die CO-Konzentration nicht unter 10 ppm (s. Abb. 3).

Zwischen der morgendlichen rush-hour und dem Einsetzen der abendlichen Hauptverkehrszeit lagen die Werte zwischen 15 und 30 ppm CO und stiegen in der Spitzenverkehrszeit zwischen 18.30 und 19.00 Uhr bis auf 55 ppm CO an. Dieses Beispiel zeigt, welche extremen Schadstoffkonzentrationen auftreten können, wenn ungünstige Ausbreitungsbedingungen und hohes Verkehrsaufkommen zusammentreffen. Von Bedeutung ist auch die Feststellung, daß der mittlere Tagesgang der CO-Konzentration auch in den Nachtstunden nicht unter 5 ppm absinkt und die abendliche Konzentrationsspitze bei 16 ppm liegt.

Einen deutlichen Einfluß hat die bereits erwähnte Sperrung der Zeil auf die CO-Konzentration an dieser Meßstelle ausgeübt. Nach

Abb. 2 Häufigkeitsverteilung der CO-Konzentration der Meßstation  
Frankfurt/Hauptwache

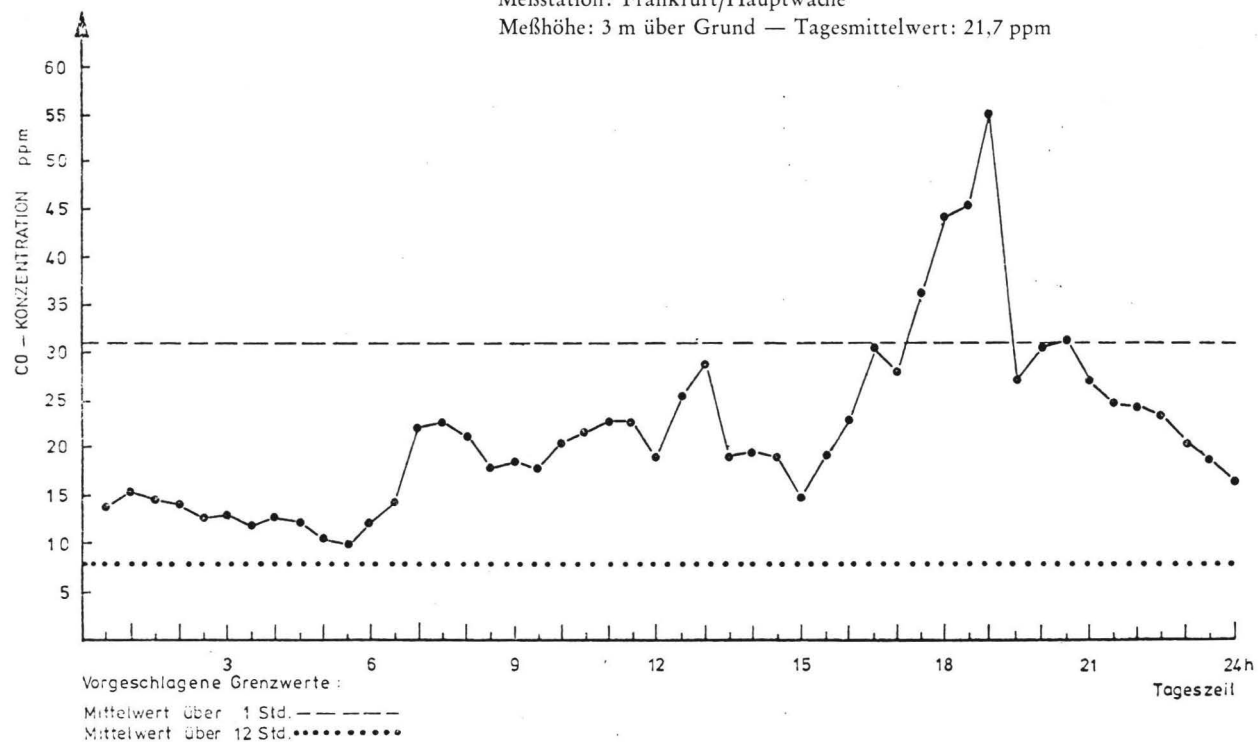


Meßzeitraum: Winterhalbjahr 1972/73 (1. 10. 1972 bis 31. 3. 1973)  
100 % = 8736 Werte

Abb. 3 Tagesgang der Kohlenmonoxid-Konzentration am 1. 11. 1972

Meßstation: Frankfurt/Hauptwache

Meßhöhe: 3 m über Grund — Tagesmittelwert: 21,7 ppm



der Sperrung gingen die Werte aufgrund des verringerten Verkehrsaufkommens an der Hauptwache um etwa 30 % zurück.

Zum Abschluß möchte ich noch kurz auf die Zielrichtung der in Hessen geplanten Messungen von Verkehrsimmissionen eingehen. Im kommenden Winter wird vordringlich ein Meßprogramm mit dem Ziel durchgeführt, Aussagen über die Repräsentanz von CO-Meßstationen für ein Stadtgebiet zu erhalten.

Eine solche Aussage erscheint im Hinblick auf Smog-Alarmpläne, bei denen verkehrsbeschränkende Maßnahmen vorgesehen werden sollen, von ausschlaggebender Bedeutung, da Schwefeldioxid als alleiniges Leitgas für einen Smogalarm der Gesamtproblematik nicht gerecht wird.

In dem geplanten hessischen Immissionsmeßnetz werden gleichrangig neben Schwefeldioxid auch Kohlenmonoxid und Stickoxide als Meßkomponenten für die Belastung durch Verkehrsimmissionen gemessen.

Anschrift: Oberregierungsrat Dr. W. Walter  
Hessische Landesanstalt für Umwelt  
62 Wiesbaden  
Kranzplatz 5/6

# Stickstoffdioxid-, Formaldehyd- und Blei-Messungen im Raum Untermain

Von E. Lahmann

Im Rahmen einer lufthygienisch-meteorologischen Modelluntersuchung in der Region Untermain<sup>1 2 3</sup> nahm das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes vom Frühjahr 1971 bis zum Frühjahr 1973 spezielle luftchemische Untersuchungen vor, welche mit Bestimmungen von Stickstoffdioxid, Formaldehyd und Blei auch Komponenten des Kraftfahrzeugabgases betrafen. Im ersten Meßjahr wurden an 43, im zweiten an 26 Meßstellen Stichproben-Messungen in jeweils einmonatigen Abständen durchgeführt. Die Lage der Meßstellen ist in der Abbildung 1 eingezeichnet. An den Meßstellen Nr. 5, 6, 7, 12, 15, 17, 20, 22, 24, 26, 27, 28, 30, 33, 36, 37 und 39 waren nur im ersten Untersuchungsjahr Probenahmen vorgenommen worden. Die Meßstellen befanden sich in Gebieten mit unterschiedlicher Besiedlungsdichte. Sie liegen, von der Innenstadt Frankfurts ausgehend, etwa auf radialen Strahlen mit zunehmendem Abstand voneinander. Mit Entfernung vom Stadtzentrum Frankfurts wird somit die Meßstellendichte geringer. Die Meßstellenanordnung entsprach der Aufgabenstellung des Untersuchungsprogrammes, Unterlagen über die Verteilung von Luftverunreinigungen in Abhängigkeit von der Luftströmung im Raum Untermain zu gewinnen.

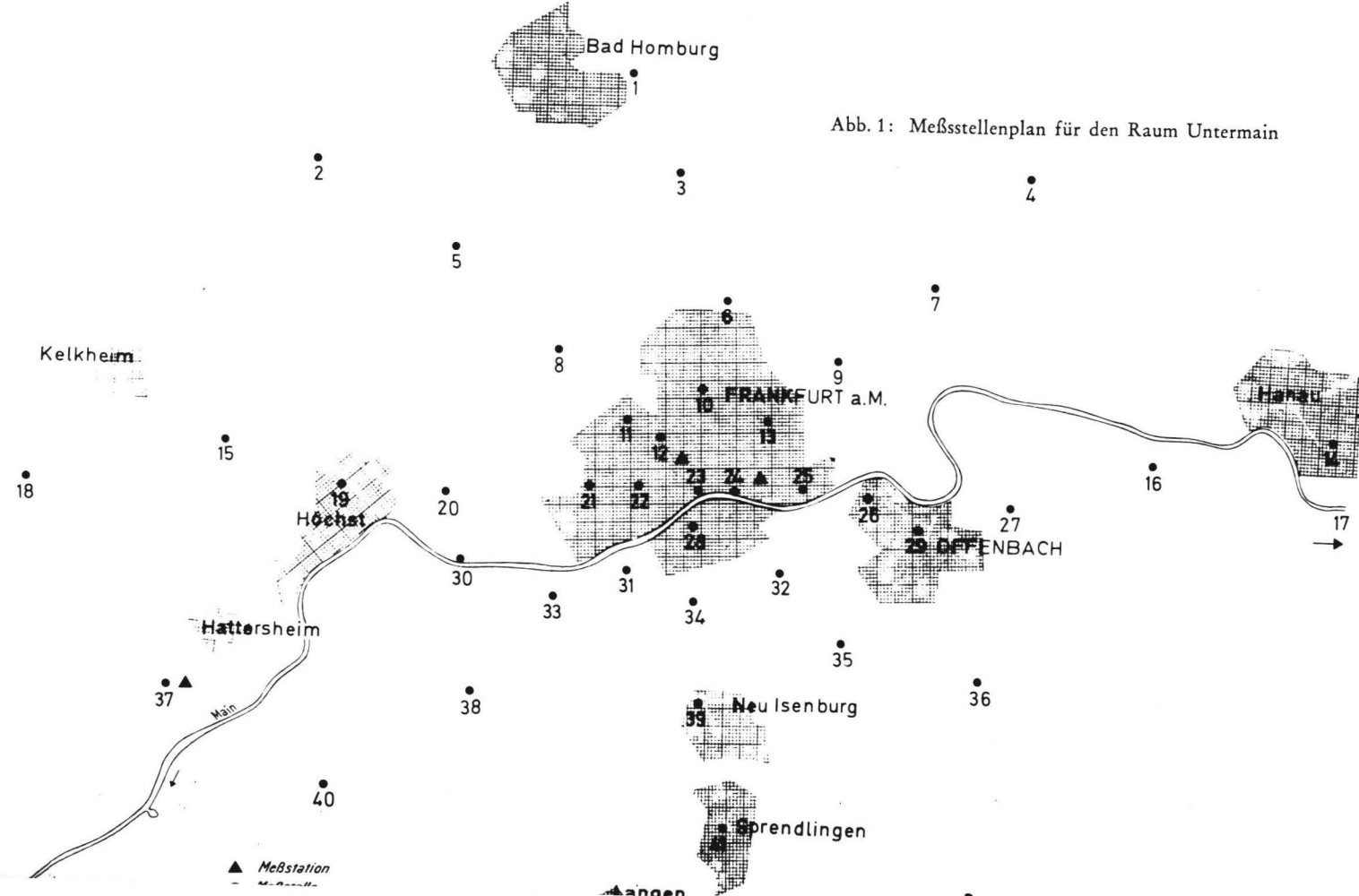
Die Luftproben wurden von Meßwagen aus in etwa 1,5 m Höhe über Boden und in der Regel am Straßenrand genommen. Wegen der erforderlichen Parkdauer während der Probenahmen lagen die Meßstellen in den Stadtgebieten jedoch häufig in Seitenstraßen und somit nicht in unmittelbarer Nähe starken Kraftverkehrs.

Die monatlichen Untersuchungsreihen erstreckten sich gewöhnlich über 3 bis 4 Tage. Auf den zweijährigen Zeitraum entfielen insgesamt 80 Meßtage. An jedem Meßtag wurden Proben an Meßstellen genommen, die sich über den gesamten Untersuchungsraum erstreckten.

Für Stickstoffdioxid betrug die Probenahmedauer 30 Minuten; die Analysen wurden photometrisch nach *Saltzman* in der von der



Abb. 1: Meßstellenplan für den Raum Untermain



VDI-Kommission Reinhaltung der Luft angegebenen Arbeitsweise<sup>4</sup> ausgeführt. Die Formaldehyd-Bestimmungen wurden bei einstündiger Probenahme ebenfalls photometrisch, und zwar mittels Sulfit- und Pararosanilin-Reagenz vorgenommen<sup>5</sup>. Die Probenahmen für Bleibestimmungen im Luftstaub erstreckten sich kumulierend über diejenigen 3 bis 5 Meßstellen, die ein Meßwagen an einem Untersuchungstag anfuhr. Die über einen Tag und über das Untersuchungsgebiet verteilte Meßzeit betrug also — bei jeweils einstündiger Probenahme pro Meßstelle — 3 bis 5 Stunden. Für die Probenahmen wurden High Volume Sampler eingesetzt<sup>6</sup>. Der Bleigehalt des auf Glasfaserfiltern abgeschiedenen Staubes wurde atomabsorptionsspektrometrisch analysiert<sup>7</sup>.

In der Tabelle 1 sind sämtliche Einzelwerte der Stickstoffdioxid-, Formaldehyd- und Bleimessungen als Häufigkeitsverteilung zusammengestellt. Die Maximalwerte des zweijährigen Untersuchungsprogrammes waren:

$$\begin{aligned} &0,26 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3 \\ &69 \quad \mu\text{g CH}_2\text{O}/\text{m}^3 \\ &12,8 \quad \mu\text{g Pb}/\text{m}^3 \end{aligned}$$

Die Mittelwerte über alle Bestimmungen betrugen:

$$\begin{aligned} &0,053 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3 \\ &6,5 \quad \mu\text{g CH}_2\text{O}/\text{m}^3 \\ &1,81 \quad \mu\text{g Pb}/\text{m}^3 \end{aligned}$$

Im ersten Meßjahr (1971/1972) lagen die mittleren Immissionen höher als im zweiten Jahr (1972/1973).

Die Tabelle 2 zeigt die jeweils 8 höchsten der insgesamt 80 Tagesmittelwerte des Untersuchungsprogrammes für die NO<sub>2</sub>-, CH<sub>2</sub>O- und Pb-Immissionen. An jedem Meßtag wurden in der Regel an etwa 15 Stellen in der Region Untermain Probenahmen ausgeführt. Die aus den Tagesmittelwerten ablesbaren zeitlichen Schwankungen der Fremdstoff-Konzentrationen in der atmosphärischen Luft waren deutlich größer als die räumlichen Schwankungen. Im Jahresmittel traten nur an 2 Meßstellen Formaldehyd-Immissionen über 10 µg/m<sup>3</sup> (nämlich 11 und 12 µg/m<sup>3</sup>) auf. Bei Stickstoffdioxid lagen mit 88, 89 und

Tabelle 1

*Häufigkeitsverteilung von Stickstoffdioxid-, Formaldehyd- u. Blei-Konzentrationen bei Luftuntersuchungen in der Region Untermain von April 1971 bis März 1973*

*Stickstoffdioxid (mg/m<sup>3</sup>; 30 Minuten-Mittelwerte)*

	bis 0,05	0,05 — 0,09	0,10 — 0,14	0,15 — 0,19	0,20 — 0,24	0,25 — 0,29	Summe
Anzahl der Werte	391	406	49	13	1	2	862
%	45,4	47,1	5,7	1,5	0,1	0,2	

*Formaldehyd (µg/m<sup>3</sup>; Stunden-Mittelwerte)*

	bis 10	10 — 19	20 — 29	30 — 39	40 — 49	50 — 59	60 — 69	Summe
Anzahl der Werte	696	128	22	9	2	3	2	862
%	80,7	14,9	2,5	1,0	0,2	0,4	0,2	

*Blei (µg/m<sup>3</sup>; Mittelwerte über 3 bis 5 Stunden)*

	bis 2,00	2,00 — 3,99	4,00 — 5,99	6,00 — 7,99	8,00 — 9,99	10,00 — 11,99	12,00 — 13,99	Summe
Anzahl der Werte	139	48	6	3	1		1	198
%	70,2	24,3	3,0	1,5	0,5		0,5	

Tabelle 2

*Maximale Tagesmittelwerte bei Stichproben-Luftuntersuchungen in der Region Untermain (1971/1973)*

Stickstoffdioxid		Formaldehyd		Blei	
Tag	µg/m <sup>3</sup>	Tag	µg/m <sup>3</sup>	Tag	µg/m <sup>3</sup>
23. 9. 71	122	19. 4. 71	25	14. 11. 72	7,5
8. 7. 71	117	14. 11. 72	23	23. 9. 71	5,1
12. 10. 71	107	7. 6. 71	16	16. 5. 72	5,1
21. 2. 72	93	22. 9. 71	14	12. 10. 71	5,0
20. 3. 72	88	12. 5. 71	13	20. 3. 72	4,9
11. 10. 71	82	21. 4. 71	12	12. 6. 72	3,4
23. 1. 73	81	6. 12. 71	12	21. 2. 72	3,1
27. 3. 73	79	16. 5. 72	12	19. 1. 72	3,0

100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  nur 3 Meßstellen-Mittelwerte über 80  $\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$ . Sie wurden im 1. Untersuchungsjahr und für Stellen im engeren Frankfurter Stadtgebiet ermittelt.

Die Untersuchungen in der Region Untermain sind seitens des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene abgeschlossen. Noch ausstehende Auswertungen betreffen insbesondere erstens die Relation der Immissionssituation während der Meßtage zu einem längeren, durch kontinuierliche Messungen im Institut für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt überdeckten Zeitraum und zweitens Bleibestimmungen in Staubbiederschlägen von fast 200 Meßstellen im Raum Untermain, die von der Meß- und Prüfstelle der Gewerbeaufsichtsverwaltung des Landes Hessen in Kassel gesammelt wurden.

## Literatur

- 1 Lahmann, E.: Spezielle luftchemische Untersuchungen. In: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, 2. Arbeitsbericht (1971), 36—39. Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Frankfurt am Main.
- 2 Lahmann, E.: Ergebnisse spezieller luftchemischer Untersuchungen in der Region Untermain. In: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, 4. Arbeitsbericht (1972), 61—75. Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Frankfurt am Main.
- 3 Lahmann, E.: Luftchemische Untersuchungen im Raum Untermain. In: Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain, 5. Arbeitsbericht (1974), 100-115. Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, Frankfurt am Main.
- 4 VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Stickstoffdioxid- und Stickstoffmonoxid-Konzentration. (VDI 2453, Blatt 1), VDI-Verlag, Düsseldorf 1972.
- 5 Lahmann, E. und K. Jander: Formaldehyd-Bestimmungen in Straßenluft. *Gesundh.-Ing.* 88 (1968), 18-21.

- 6 Lahmann, E. und K.-E. Prescher: Beitrag zur gravimetrischen Bestimmung der Staubkonzentration in atmosphärischer Luft mittels Filtergeräten (High Volume Sampler). Wasser, Luft und Betrieb 11 (1967), 677-678.
- 7 Häntzsch, S., K. Kaffanke und F. Nietruch: Bleibestimmung im Straßenstaub mittels Absorptionsspektrophotometrie. Staub — Reinhaltung der Luft 33 (1973), 33-36.

Anschrift: Direktor und Professor Dr. E. Lahmann  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
des Bundesgesundheitsamtes  
1 Berlin 33  
Corrensplatz 1

# Messungen von Kraftfahrzeug-Abgasbestandteilen in Berlin

Von E. Lahmann

## 1. Einleitung

Vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes werden seit 1966 Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch Abgasbestandteile des Kraftverkehrs vorgenommen. Diese Arbeiten wurden im Rahmen eines Forschungsauftrages des damaligen Bundesministeriums für Gesundheitswesen begonnen und später unter verschiedenen Aufgabstellungen fortgesetzt. Über Ergebnisse dieser Untersuchungen wurde wiederholt berichtet <sup>1-7</sup>. Hier wird daher nur eine zusammenfassende Übersicht über die früheren Arbeiten gegeben. Darüber hinaus werden Ergebnisse jüngerer Untersuchungen dargestellt.

## 2. Kohlenmonoxid-Immissionen

### 2.1 Untersuchungen an verkehrsreichen Straßen

Die in unmittelbarer Nähe einer verkehrsreichen Straße auftretenden Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr wurden bereits in den Jahren 1966/1967 in einem größeren Meßprogramm in Berlin untersucht <sup>1-7</sup>. Nach Stichproben-Messungen in verschiedenen Stadtteilen wurde in der Schloßstraße in Steglitz eine Meßstation eingerichtet, in der Luftproben aus 6 verschiedenen Höhen über Boden analysiert werden konnten. Die Probenahmestellen in 0,75, 1,5 und 3 m Höhe befanden sich unmittelbar am Fahrbahnrand, die Höhen 6, 12 und 24 m an einer etwa 4 m vom Fahrbahnrand entfernten Gebäudefassade. An den 3 erstgenannten Stellen ist nur mit relativ kurzfristigem Aufenthalt von Menschen zu rechnen. Die Probenahmestellen in Höhen von 6 bis 24 m repräsentieren jedoch ein längerfristiges „Immissions-

angebot“ für Wohnungen und Geschäftsräume bei geöffnetem Fenster. Die Auswertungen der kontinuierlich vorgenommenen Messungen gehen von den mittleren Konzentrationen über 30 Minuten aus. Sie wurden auf die Wochentage Montag bis Freitag und auf die Zeit von 6 bis 22 Uhr beschränkt.

Die Ergebnisse dieser einjährigen Untersuchungen sind in der Tabelle 1 anhand verschiedener Kenngrößen zusammenfassend

**Tabelle 1**

*Kohlenmonoxid-Immissionen in ppm in einer verkehrsreichen Straße in Berlin-Steglitz (1966-1967)*

Höhe der Probenahmestelle über Boden (m)		0,75	1,5	3	6	12	24
Höchstwert	über 30 Minuten	61	58	49	45	38	32
	über 16 Stunden	31,8	30,7	24,2	23,2	19,3	16,3
	über 1 Monat	17,1	16,8	14,3	11,9	9,9	8,2
	(Mo. bis Fr., 6-22 Uhr)						
Jahresmittel (Mo. bis Fr., 6-22 Uhr)		15,6	14,5	12,4	10,6	9,1	6,9
50 %-Wert der Summenhäufigkeit		15	13	11	10	8	6
95 %-Wert der Summenhäufigkeit		32	30	26	23	20	15
97,5 %-Wert der Summenhäufigkeit		36	34	29	25	22	17

dargestellt. Im Jahresverlauf traten keine signifikanten Immissionsschwankungen auf. Im Tagesverlauf war eine enge Korrelation zur Kraftverkehrsdichte gegeben. In vertikaler Richtung nahmen die CO-Konzentrationen mit dem Logarithmus der Probenahmehöhe über Boden ab.

Die Kohlenmonoxid-Bestimmungen wurden hier wie bei den im folgenden angeführten Untersuchungen mit automatischen Geräten vorgenommen, die nach dem Prinzip der nichtdispersiven Infrarotspektrometrie arbeiten<sup>8</sup>.

Weitere Messungen an der Station in Steglitz zeigten zunächst eine geringe Zunahme und dann im Frühjahr 1969 eine deutliche Abnahme der CO-Immissionen<sup>6</sup>, welche vor allem auf einen Rückgang der Kraftverkehrsdichte infolge der Inbetriebnahme

einer parallel zur Schloßstraße verlaufenden Stadtautobahn zurückzuführen ist. Nach einer längeren, arbeitstechnisch bedingten Unterbrechung werden in Steglitz mit Jahresbeginn 1973 wieder kontinuierliche CO-Messungen (bei einer Probenahmehöhe von 3 m über Boden an der Hausfassade) fortlaufend ausgewertet. Nach Monaten unterteilte Meßergebnisse dieses Jahres sind in der Tabelle 2 wiedergegeben.

Tabelle 2

*CO-Immissionen in ppm in Berlin-Steglitz (Rathaus, Schloßstraße) im Jahr 1973  
Probenahme in 3 m Höhe über Boden, an der Hausfassade*

Monat:	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittelwert	13,1	13,1	11,5	12,1	6,6	6,5	7,4	8,3	6,8	7,7	10,5	11,4	9,6
Maximales Tagesmittel	17,8	19,9	17,5	18,9	13,0	8,3	13,1	13,1	11,7	14,4	15,8	16,6	19,9
Max. Halbstundenmittel	34	29	41	28	34	20	23	28	33	48	29	31	48
50 %-Wert	11	12	10	11	5	6	6	7	5	6	10	11	9
95 %-Wert	22	21	19	20	13	11	14	15	15	17	17	19	18
97,5 %-Wert der Summenhäufigkeit *	23	22	22	21	14	12	15	17	18	20	19	21	21

\* aus den Halbstunden-Einzelwerten berechnet

Mehrwöchige CO-Bestimmungen in der verkehrsreichen Hardenbergstraße im Frühjahr 1969 ergaben in etwa 6 m Entfernung vom Fahrbahnrand relativ niedrige Ergebnisse: das maximale Halbstundenmittel betrug 14 ppm CO. Die Breite, die aufglockerte Bauweise und die Lage der Hardenbergstraße in der Hauptwindrichtung im Raum Berlin schaffen hier günstige Bedingungen für die Verteilung von Abgasen im Luftraum.

Die Höhe von Kohlenmonoxid-Konzentrationen in Tunnels<sup>6,9</sup> wird entscheidend von der natürlichen oder künstlichen Belüftung und vom Verkehrsfluß bedingt. Bei mehrwöchigen Untersuchungen im Herbst 1970 an mehreren Stellen in 2 Tunnels (175 und



280 m lang, ohne künstliche Belüftung) wurden für die Tagesstunden von 6 bis 22 Uhr mittlere Konzentrationen von 22 bis 31 ppm CO und Halbstundenmittelwerte über 100 ppm gemessen. An diesen Meßstellen ist jedoch nur ein sehr kurzfristiger Aufenthalt — praktisch nur im fahrenden Kraftwagen — gegeben. Die relativ hohen Meßwerte haben jedoch die Planung eines Untersuchungsprogrammes mitbedingt, bei dem die Belastung des Kraftfahrers durch Luftverunreinigungen im Straßenverkehr ermittelt werden soll.

## 2.2 *Untersuchungen an verkehrsabgelegenen Stellen*

Die Auswirkungen von Kraftverkehrsabgasen auf die Luftbeschaffenheit in unmittelbarer Fahrdammnähe sind in Deutschland relativ häufig untersucht worden. Nur wenige Messungen liegen jedoch über die CO-Immissionen an verkehrsabgelegenen, die Luftbeschaffenheit in großstädtischen Wohngebieten charakterisierenden Stellen vor.

Über die Ergebnisse derartiger Untersuchungen an einer Meßstation in Berlin-Jungfernheide wurde schon früher berichtet<sup>6</sup>. Im Jahre 1969 wurden dort im Mittel 3,8 ppm, als höchster Monatsmittelwert 7,8 und als höchster Halbstundeneinzelwert 23 ppm Kohlenmonoxid gemessen. Unter dem Einfluß einer extremen meteorologischen Situation traten für einen Zeitraum von rd. 10 Stunden CO-Immissionen um 20 ppm auf<sup>10</sup>.

Die Messungen in Berlin-Jungfernheide konnten aus arbeits-technischen Gründen nicht von 1969 an durchlaufend vorgenommen werden. Seit Anfang 1973 liegen jedoch wieder lückenlose Auswertungen vor. Die Tabelle 3 zeigt die Zusammenfassung von Auswertungen für das Jahr 1973. Gegenüber 1969 lagen die CO-Immissionen niedriger.

## 3. Immissionen von organisch-chemischen Verbindungen

Messungen von organisch-chemischen Bestandteilen der Abgase von Kraftfahrzeugen wurden im Rahmen des umfangreichen

Tabelle 3

CO-Immissionen in ppm in Berlin-Jungfernheide (Wasserwerk) im Jahr 1973  
 Probenahme in etwa 5 m Höhe über Boden

Monat:	Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittelwert	2,8	1,0	1,7	1,4	1,1	0,7	0,3	0,8	2,0	2,1	1,2	1,4	1,4
Maximales Tagesmittel	6,2	6,8	2,6	2,3	2,6	2,6	2,7	3,1	3,1	3,4	4,5	3,1	6,8
Max. Halb-stundenmittel	23,3	7,5	6,9	10,7	5,7	9,0	3,7	8,0	8,6	10,1	8,5	8,4	23,3
50 %-Wert	2,8	0,6	1,7	1,4	1,1	0,7	0,6	0,7	2,0	2,2	1,1	1,3	1,3
95 %-Wert	5,3	6,4	3,3	2,8	2,8	2,7	2,3	2,8	3,9	4,1	3,3	3,6	3,9
97,5 %-Wert der Summen-häufigkeit	6,5	6,8	3,8	2,9	3,2	2,9	2,9	3,6	4,8	4,8	4,5	3,9	5,0

Meßprogramms in Berlin-Steglitz in den Jahren 1966/1967 vorgenommen<sup>3 4</sup>. Dabei wurden maximal 17 ppm Kohlenwasserstoffe als Halbstundenmittel<sup>11</sup> und 0,04 mg Formaldehyd/m<sup>3</sup> Luft als Stundenmittel, jeweils am Fahrbahnrand 0,75 m über Boden gemessen. Methodisch vergleichbare Immissionsmessungen wurden im Sommer 1973 in Berlin-Tempelhof begonnen. Sie betreffen zwar die Luftverunreinigung durch den Luftverkehr, werden jedoch auch Aussagen über den Einfluß des Kraftverkehrs ermöglichen.

#### 4. Stickstoffdioxid-Immissionen

Stickstoffdioxid-Bestimmungen nach einem Stichproben-Schema waren Bestandteil des früheren Untersuchungsprogramms an der Meßstation in der Schloßstraße in Berlin-Steglitz<sup>3 4</sup>. Die Proben wurden jeweils 30 Minuten lang direkt am Fahrbahnrand in 0,75 m Höhe über Boden genommen, die Analysen wurden photometrisch nach dem Saltzman-Verfahren<sup>12</sup> ausgeführt. Von insgesamt über 500 Einzelwerten lagen 14 (3 % der Gesamtzahl) über 0,1 mg NO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> Luft. Der Höchstwert betrug 0,14 mg/m<sup>3</sup>.

Bei Messungen in Straßentunnels in Berlin wurden in den Jahren 1965 und 1970 maximal  $0,22 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$  festgestellt<sup>13</sup>.

Seit dem Sommer 1973 werden im Rathaus Steglitz in der Schloßstraße automatisch-kontinuierliche  $\text{NO}_x$ -Bestimmungen mit einem Imcometer<sup>14</sup> vorgenommen. Die Probeluft wird in etwa 3 m Höhe über Boden an der Hausfassade angesaugt. Die Probenahmestelle kann damit die Beaufschlagung von Wohn- und Geschäftsräumen am Rande verkehrsreicher Straßen durch Stickoxide der atmosphärischen Luft repräsentieren. Das in der Probeluft enthaltene Stickstoffmonoxid wird durch eine Oxydationsmasse (Hersteller: Drägerwerk, Lübeck) zu Stickstoffdioxid oxydiert und dann zusammen mit dem in der Probeluft vorhandenen  $\text{NO}_2$  in Halbstunden-Zeitabschnitten über die Saltzman-Methode photometrisch bestimmt. Die Ergebnisse dieser Messungen für die Zeit von Juli bis Dezember 1973 sind in der Tabelle 4 als Häufigkeitsverteilung der Einzelwerte wiedergegeben.

## 5. Blei-Immissionen

Im Rahmen des mehrfach angeführten Meßprogramms in der Schloßstraße in Steglitz<sup>3</sup> wurden auch Blei-Bestimmungen vorgenommen. Die Probeluft wurde am Fahrbahnrand in 3 m Höhe über dem Boden mittels High Volume Sampler-Geräten<sup>15</sup> eine oder 24 Stunden lang angesaugt. Der auf Filtern abgeschiedene Staub wurde photometrisch nach der Dithizon-Methode<sup>16</sup> auf Blei analysiert. Die maximalen Meßergebnisse sind in der Tabelle 5 zusammen mit anderen Meßwerten aus Berlin, die bei verschiedenartigen Untersuchungsprogrammen gewonnen wurden, charakterisiert<sup>17</sup>. Die jüngeren Staubproben wurden mittels der Atomabsorptionsspektrophotometrie<sup>18</sup> oder der Röntgenfluoreszenzspektrometrie<sup>19</sup> analysiert.

## 6. Immissionen an Sonntagen mit Beschränkungen des Kraftverkehrs

Die vier Sonntage zum Jahresende 1973 mit weitgehendem Fahrverbot für Kraftfahrzeuge boten sich zu einer Abschätzung des

*Häufigkeitsverteilung von NO<sub>x</sub>-Konzentrationen in mg/m<sup>3</sup> bei kontinuierlichen Immissionsmessungen in Berlin-Steglitz  
Auswertung von 30-Minuten-Mittelwerten von Juli bis Dezember 1973*

$\frac{\text{mg NO}_x}{\text{m}^3}$	bis	0,06	0,11	0,16	0,21	0,26	0,31	0,36	0,41	0,46	0,51	0,56	0,61	0,66	0,71	0,76	Summe
	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,55	0,60	0,65	0,70	0,75	0,80	
Anzahl der Werte	1619	1465	1121	897	662	454	277	214	133	118	139	36	10	3	6	1	7155
%	22,63	20,48	15,67	12,54	9,25	6,35	3,87	2,99	1,86	1,65	1,94	0,50	0,14	0,04	0,08	0,01	100

Anteils von Autoabgasen an der Luftverunreinigung in Stadtgebieten an. Dabei ist jedoch Vorsicht bei der Interpretation der Ergebnisse von vergleichenden Auswertungen geboten, weil das Wertekollektiv von den Tagen mit Verkehrsbeschränkungen relativ klein ist und meteorologische Einflüsse auf die Immissionen sich nicht ausreichend sicher bewerten lassen.

Tabelle 5

*Maximalwerte bei Blei-Immissionsmessungen in Berlin*

Meßstelle	Meßzeit	Probenahme- dauer/Std.	Anzahl der Einzelproben	Maximalwert µg Pb/m³ Luft
Steglitz/Schloßstr. (verkehrsreiche Str.)	1966/1967	24	26	7,4
		1	165	13,4
Verkehrsabgelegene Stellen				
Dahlem	1967	8	40	1,2
Schmargendorf		(in der Zeit von	21	1,2
Neukölln		7-17 Uhr)	28	1,1
Jungfernheide	1969/1970	24	99	2,8
Ruhleben			92	4,2
Dahlem			90	4,3
Dahlem	1973	4	9	0,9
Straßentunnels	1970	24	18	15,4
		1	62	24,9
	1973	4	11	4,9
Vom Kraftwagen aus	1970	1	9	21,2

An der verkehrsnahen Meßstation in Steglitz (vgl. Kapitel 2.1) betrug der Mittelwert über die 4 Sonntage mit Fahrverbot beim Kohlenmonoxid 4,9 ppm und bei den Stickoxiden  $60 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ . Gegenüber den mittleren Immissionen für die Sonntage des vorangegangenen Halbjahres von 8,7 ppm CO und  $162 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$  betrug die Abnahme etwa 44 und 63 %. An zwei verkehrsabgelegenen Meßstellen (Wasserwerk Jungfernheide und Fachhochschule Neukölln) war jedoch eine solche Tendenz nicht festzu-

stellen. Die mittleren CO-Immissionen an den „verkehrsreichen“ Sonntagen (1,5 und 2,2 ppm) lagen sogar über dem Mittel des halbjährigen Vergleichszeitraumes (1,1 und 1,7 ppm CO)<sup>20</sup>. Vermutlich wirkten sich an den Sonntagen zum Jahresende Heizungsabgase aus.

## Literatur

- 1 Lahmann, E.: Die Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge an einem verkehrsreichen Punkt in Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Heft 27 (1968), 77-81.
- 2 Lahmann, E. und J. Westphal: Beziehungen zwischen Kraftverkehrsdichte und Luftverunreinigungen in einer Großstadtstraße. Der Straßenbau 59 (1968), 311-314.
- 3 Lahmann, E.: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Heft 28 (1969), 1-80.
- 4 Lahmann, E.: Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. Bundesgesundheitsblatt 12 (1969), 284-286.
- 5 Lahmann, E. und H. Gummlich: Luftverunreinigungen und Geräuscentwicklung durch den Kraftverkehr. WaBoLu-Bericht 6/71, Mai 1971, 14 S.
- 6 Lahmann, E.: CO-Konzentrationen im Berliner Stadtgebiet (Straßen, Tunnel, Wohngebiete, Gewässer) Staub — Reinhaltung der Luft 32 (1972), 74-77.
- 7 Lahmann, E.: Luftverunreinigungen in Berlin — Meßergebnisse. WaBoLu-Bericht 8/72, April 1972, 27 S.
- 8 VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Kohlenmonoxid-Konzentration. Ultrarot-Absorptionsverfahren (VDI 2455, Blatt 1 und 2), VDI-Verlag, Düsseldorf 1970.
- 9 Lahmann, E. und G. Aunap: Kohlenmonoxidmessungen in einem Berliner Autobahntunnel. Der Straßenbau 58 (1967), 349-351.
- 10 Fett, W. und E. Lahmann: Außergewöhnliche Kohlenmonoxid-Konzentrationen in Großstadtluft. Bundesgesundheitsblatt 13 (1970), 59-62.
- 11 Lahmann, E. und S. Häntzsch: Luftverunreinigung durch Kohlenwasserstoffe. Städtehygiene 20 (1969), 243-246.
- 12 VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Stickstoffdioxid- und Stickstoffmonoxid-Konzentration (VDI 2453, Blatt 1) VDI-Verlag, Düsseldorf 1972.

- 13 Lahmann, E. und M. Wagner: „Luft-Qualitäts-Kriterien“ für Stickoxide. Bundesgesundheitsblatt 15 (1972), 291-296.
- 14 Fuhrmann, H.: Die registrierende Messung gasförmiger Immissions-Konzentrationen mit einem neuen Analysengerät, Staub 25 (1965), 266-270.
- 15 Lahmann, E. und K.-E. Prescher: Beitrag zur gravimetrischen Bestimmung der Staubkonzentration in atmosphärischer Luft mittels Filtergeräten (High Volume Sampler). Wasser, Luft und Betrieb 11 (1967), 677-678.
- 16 Lahmann, E. und M. Möller: Die Bestimmung von Blei im Staub der atmosphärischen Luft. Gesundheits-Ingenieur 88 (1967), 182-186.
- 17 Lahmann, E.: Blei in atmosphärischer Luft. In: Blei und Umwelt. Bericht der Kommission für Umweltgefahren des Bundesgesundheitsamtes, Arbeitsgruppe Blei (1972), 7-8.
- 18 Häntzsch, S., K. Kaffanke und F. Nietruch: Bleibestimmung im Straßenstaub mittels Atomabsorptionsspektrophotometrie. Staub — Reinhaltung der Luft 33 (1973), 33-36.
- 19 Benger, H. und E. Lahmann: Röntgenfluoreszenzspektrometrische Bleibestimmungen in atmosphärischem Staub. Gesundheits-Ingenieur 93 (1972), 21-24.
- 20 Lahmann, E. und K.-E. Prescher: Meßergebnisse der Luftverunreinigung an „autofreien“ Sonntagen in Berlin. Bundesgesundheitsblatt 17 (1974), 105-106.

Anschrift: Direktor und Professor Dr. E. Lahmann  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
des Bundesgesundheitsamtes  
1 Berlin 33  
Corrensplatz 1

# Mehrfährige Kohlenmonoxidmessungen am Rande einer Hauptverkehrsstraße in Berlin

Von W.-D. Kampf.

Bei den Kohlenmonoxidmessungen- über die hier berichtet wird, läßt sich bis heute ein Zeitraum von etwa 6 Jahren überblicken<sup>1</sup>. Während es sich bei den meisten Berichten über die Ergebnisse an einzelnen Meßstellen um Werte in Hauptbelastungszonen durch den Kraftfahrzeugverkehr oder Ballungsräume der Industrie handelt, liegt hier die Entnahmestelle an einer weiträumig gebauten Verkehrsstraße. An Verkehrsknotenpunkten werden zwar ohne Zweifel die höchsten jemals gemessenen CO-Immissionsspitzen auftreten, und sie sind auch toxikologisch von großer Bedeutung; sie geben jedoch nur ein Bild von der Belastung der Luft an besonders exponierten Stellen. In diesen hohen Konzentrationen wird sich jedoch meist nur ein kleiner Teil der Bevölkerung, vielleicht aus beruflichen Gründen, kurzzeitig aufhalten müssen. Hinsichtlich der Umwelthygiene ist es aber von besonderem Interesse, die Abgaskonzentrationen festzustellen, denen jeder Straßenbenutzer dauernd oder über mehrere Stunden des Tages ausgesetzt ist. Mögen diese Werte zwar im allgemeinen oft niedriger als die toxische Grenzkonzentration und somit als bedeutungslos erscheinen, so muß doch in die Überlegungen miteinbezogen werden, daß die Kraftfahrzeugabgase etwa durch ihren CO-Gehalt nicht nur unmittelbare oder nach kurzer Zeit nachweisbare Schäden verursachen, sondern vornehmlich durch andere Komponenten, wie z. B. Blei und Karzinogene, infolge ihrer Langzeitwirkung auch durch minimale Dosen verursachte Spätfolgen bewirken können.

## Beschreibung der Meßstelle

Die Sonde befindet sich am Rande einer zweibahnigen Straße, die je 3 Fahrspuren aufweist. Die Breite von Bordstein zu Bordstein beträgt einschließlich Mittelstreifen 19,4 m. Die eine Straßenseite ist im Meßbereich mit fünfstöckigen Wohnhäusern bebaut, deren Reihe



durch die Einmündung einer Seitenstraße gegenüber der Meßstelle unterbrochen ist. Auf der anderen Straßenseite befindet sich das Gelände eines Krankenhauskomplexes im Pavillonstil. Von den hier weiträumig zwischen Grünanlagen stehenden Gebäuden ragt eines mit einer Ecke bis an den Rand des Bürgersteiges (Abb. 1). An dieser Stelle, 8 m von der Bordsteinkante und mindestens 11 m vom Fahrzeugstrom entfernt, befindet sich in etwa 1,75 m Höhe die Entnahme-Sonde. Eine zum Anhalten zwingende Verkehrsampel befindet sich etwa 100 m fahrtrichtungsaufwärts, so daß an der Meßstelle fast ausschließlich Durchfahrtsverkehr herrscht und auch die Beschleunigungsstrecke im wesentlichen vorüber sein dürfte. Gelegentliche Verkehrsstauungen bis in die Höhe der Sonde kamen nur zur Zeit des Spitzenverkehrs auf der Gegenfahrbahn vor. Der Abstand der Sonde von diesen vorübergehenden Stauungen beträgt etwa 19 bis 22 m. Die in Richtung Süden führende Fahrbahn der Straße, also auf der Meßseite, wurde nachmittags während der Hauptverkehrszeit 1968 von etwa 1100 Fahrzeugen pro Stunde und 1973 von etwa 800 Fahrzeugen pro Stunde befahren. Die Verminderung der Verkehrsdichte ist auf eine im Sommer 1971 errichtete Baustelle im Zuge dieses Verbindungsweges zwischen zwei Stadtbezirken zurückzuführen.

## Meßergebnisse

Die mit einem stationären Uras-Gerät der Firma Hartmann & Braun, Frankfurt/Main, und Linienschreiber aufgenommenen Werte zeigen den typischen, der Verkehrslage im Wochengang entsprechenden Verlauf. An den Werktagen sind die beiden deutlichen Konzentrationsspitzen in den Vormittagsstunden und am Nachmittag während der Hauptverkehrszeiten zu erkennen (Abb. 2). Samstags zeigt sich nur ein Ansteigen des CO-Spiegels in den späten Vormittagsstunden, am Sonntag kommt es zu einer Konzentrationserhöhung in den frühen Nachmittagsstunden, die dem stärkeren Fahrzeugverkehr während der Besuchszeit des nahegelegenen Krankenhauses entspricht.

Aus der Abb. 2 geht auch hervor, daß die Kohlenmonoxidkonzentration im Berichtsjahr 1972/73 gegenüber dem Zeitraum 1967/68 vermindert ist, was auf den Rückgang der Verkehrsdichte



Abb. 1 Kohlenmonoxid-Meßstelle in Berlin 65, Föhler Straße

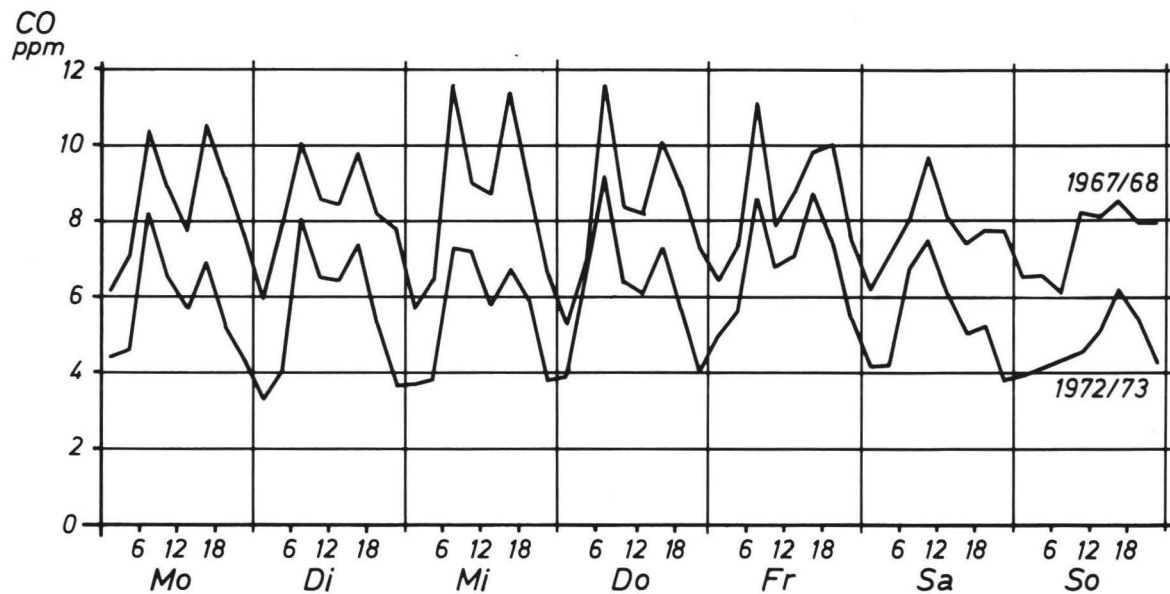


Abb.2 Mittelwerte der CO-Maxima im Tagesverlauf

zurückgeführt werden konnte. Besonders klar zeigt die Abb. 3 diese Entwicklung der Verkehrssituation. Obwohl im Raum von Berlin-West während der Berichtsjahre die Anzahl der zugelassenen Kraftfahrzeuge nur geringfügig anstieg, erhöhte sich der allgemeine Kohlenmonoxidspiegel erheblich. Von 1967-72 sank der Anteil der Werte bis 5 ppm zugunsten der höheren Konzentrationen. Dies ist zweifellos auf die Zunahme der Fahrkilometer und damit der Verkehrsdichte auch ohne Ansteigen der Kraftfahrzeugzulassungen zurückzuführen. Erst im Berichtsjahr 1972/73 verschiebt sich wieder das Bild, da wegen der oben schon erwähnten Baustelle offensichtlich die Durchfahrtsstraße zunehmend gemieden wurde (Abb. 3).

## Diskussion und Ergebnisse

Die langjährig beobachtete CO-Konzentration an einer Meßstelle, die man bezüglich der Verkehrssituationen und der sie umgebenden Baulichkeiten als so belastet ansehen kann, wie ihr der Großstädter sehr häufig ausgesetzt ist, ist über mehrere Stunden des Tages bereits so groß, daß die Grenze des Zumutbaren überschritten wird. Bei diesen, für akute Vergiftungserscheinungen zwar zu niedrigen Konzentrationen ist eine Spätwirkung durch eine über Jahre und Jahrzehnte dauernde Aufnahme von toxischen Substanzen nicht auszuschließen. Ohne die Frage, ob allein durch eine ständige geringfügige CO-Belastung und die sich dadurch ergebende Methämoglobinämie mit dauernder Unterversorgung mit Sauerstoff bereits eine chronische Vergiftung entstehen kann<sup>2</sup>, näher eingehen zu wollen, muß hier die ständige Intoxikation mit Blei und kanzerogenen Kohlenwasserstoffen berücksichtigt werden. Die Höhe der CO-Konzentrationen läßt erkennen, wie problematisch die Festsetzung eines MIK-Wertes für die Bundesrepublik ist. Die empfohlenen Werte von 6 bzw. 8 ppm, wie sie verschiedentlich in der Literatur zu finden sind, werden, wie wir hier im Großstadtbereich sahen, nicht selten bereits über längere Zeit überschritten.

Weiterhin haben die langjährigen Messungen gezeigt, wie schwierig es ist, die Wirkung weitreichender verkehrspolitischer Maßnahmen zu erfassen. Auch unter Berücksichtigung der veränderten örtlichen

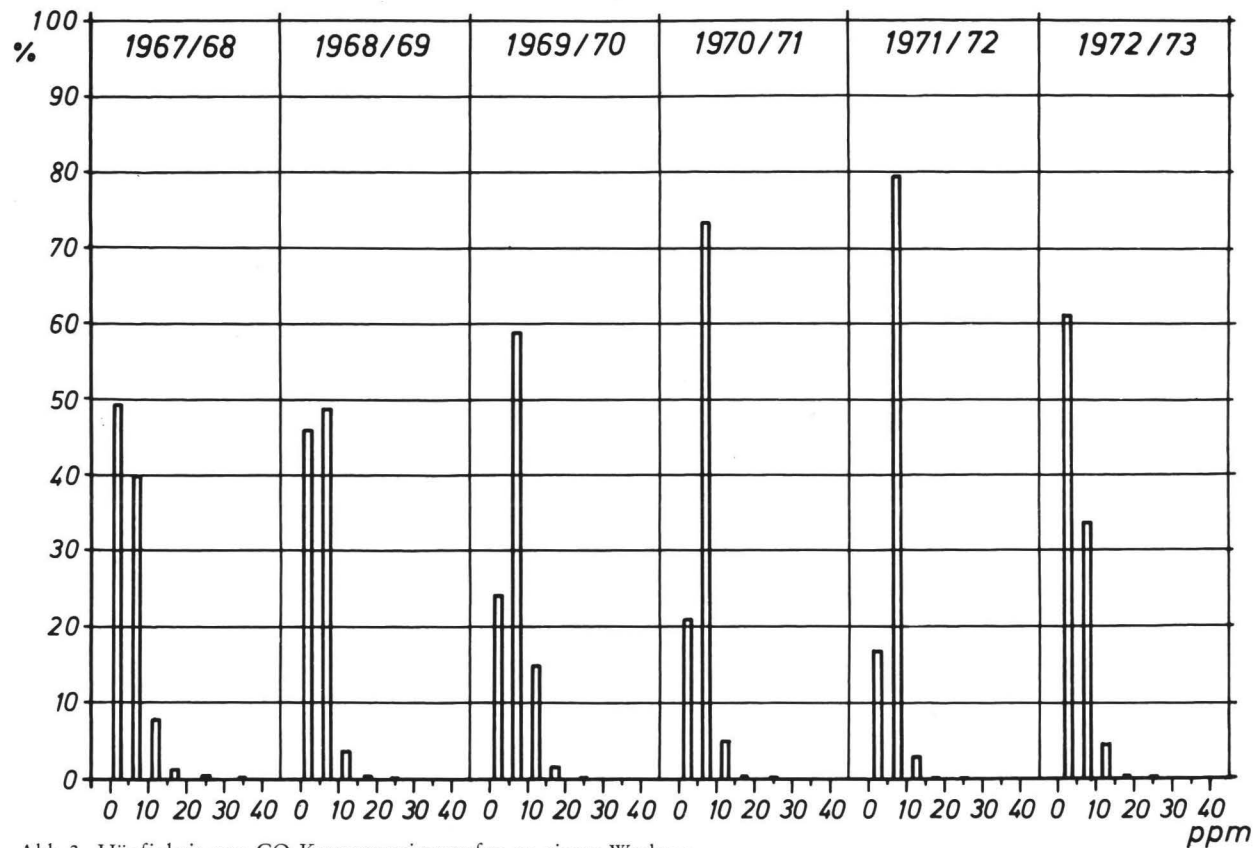


Abb.3 Häufigkeit von CO-Konzentrationsstufen an einem Werktag

Verkehrssituation mit Zählung des Verkehrsaufkommens und Erfassung aller begleitenden Daten wird es erst nach langjähriger Beobachtung an zahlreichen Meßstellen möglich sein, z. B. eine Emissionsbegrenzung infolge Einsatzes moderner technischer Mittel zu beurteilen, da es schwierig ist, die Veränderung von Meßergebnissen, die durch verschiedene Ursachen bedingt sein kann, nur auf einen Faktor zurückzuführen. So kann man sicher heute noch nicht erkennen, ob durch die Begrenzung des CO-Ausstoßes durch neu zugelassene Kraftfahrzeuge bereits eine Entlastung eingetreten ist.

Im Nachgang zu den mündlichen Ausführungen anläßlich des Symposiums, sei noch eine kurze aktuelle Bemerkung gestattet: Das Fahrverbot an den vier Sonntagen am Ende des Jahres 1973 führte zu einer deutlichen Verminderung der Abgasbelastung. Während der Grundwert auf etwa 2 ppm sank, rückten auch die Konzentrationspitzen sehr deutlich in niedrigere Bereiche (Abb. 4). An dem ver-

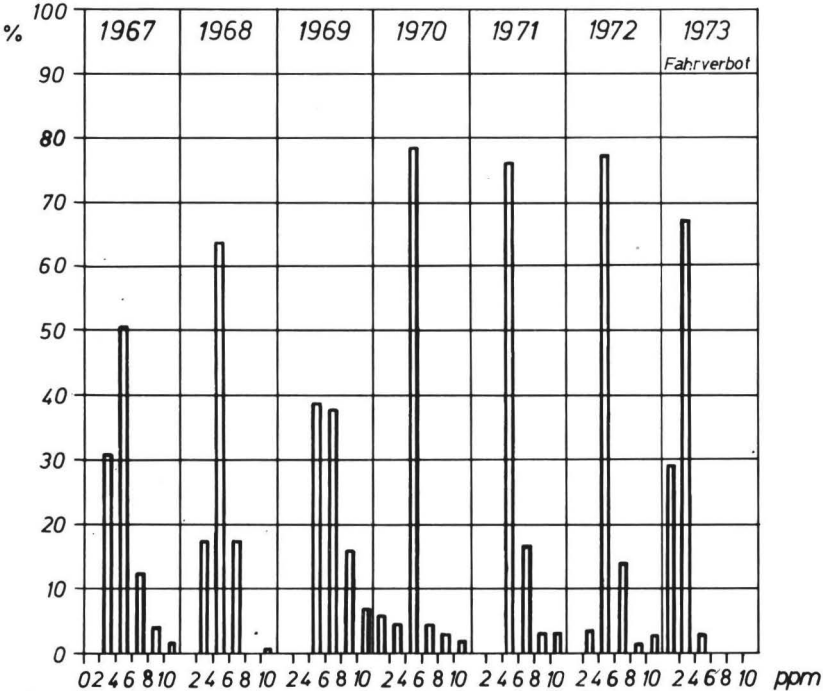


Abb.4 Häufigkeit von CO-Konzentrationsstufen an jeweils vier Sonntagen.

kehrsfreien Sonntag wurden Werte über 6 ppm nicht mehr gemessen, wie sie in der gleichen Jahreszeit in den Jahren zuvor festgestellt wurden.

## Zusammenfassung

Die Kohlenmonoxidkonzentration im Großstadtbereich außerhalb ausgewählter Verkehrsschwerpunkte wurde über mehrere Jahre beobachtet. Der ständige Grundwert von 3 bis 5 ppm erhöht sich während der Verkehrszeiten über mehrere Stunden, oft auf 6, 8 oder 10 ppm. Neben der als geringfügig angesehenen CO-Belastung ist besonders an die toxische Langzeitwirkung der begleitenden Kohlenwasserstoffverbindungen und des Bleis zu denken. Die kraftverkehrsfreien Sonntage erbrachten einen Rückgang der Immissionen um etwa 50 %.

## Literatur

- 1 Kampf, W.-D.: Belastungen der Großstadtluft durch Kraftfahrzeugabgase unter Berücksichtigung weiträumig gebauter Straßen. — Arch. Hyg. Bakt. 153 (1969), 304-311.
- 2 Kampf, W.-D.: Belastung des Großstädtlers mit Kohlenmonoxid — chronische CO-Intoxikation? — Berl. Jb. f. ärztl. Fortbildg. 1972, 307-317.

Anschrift: Professor Dr. W.-D. Kampf  
Institut für Hygiene und Mikrobiologie der Freien Universität Berlin  
1 Berlin 65  
Föhrer Straße 14

# Kraftverkehrsbezogene CO-Messungen in Tunneln und an einer Hochstraße in Hamburg

Von K. Gräfe

Die Konzentrationen von Kohlenmonoxid lassen sich auf Straßen und Plätzen in Abhängigkeit von der Verkehrsfrequenz und vom Wetter grob abschätzen. Weit mehr als die Diffusion sorgt der Luftmassenaustausch — ob vertikal oder horizontal (Wind) — für eine Verdünnung von luftfremden Stoffen innerhalb der Atmosphäre. Deshalb sollte bei Unterführungen und Tunneln den Strömungsverhältnissen besondere Beachtung gewidmet werden. Wie bei den Untersuchungen von *Effenberger*<sup>1</sup>, der bereits 1951 auf die besonderen Strömungsverhältnisse im Elbtunnel — seinerzeit waren noch keine Lüfter installiert — hinwies, wurden 1963 im Rahmen von Luftuntersuchungen auch Messungen von Luftströmungen im Elbtunnel vorgenommen, um daraus Besonderheiten der CO-Verteilung in Tunneln erkennen zu können. Bemerkenswert war, daß die Entlüftung vorwiegend durch den nördlichen Tunnelschacht (St. Pauli), die Frischluftzufuhr aber durch den Südschacht erfolgte („Hebung der Flächen gleichen Druckes“ über dem Nordschacht am Geestrücken<sup>2</sup>). Grundsätzlich hat sich daran auch nach dem Einbau der Radiallüfter im Jahre 1956 nichts geändert, d. h. die natürliche Be- und Entlüftung dominiert nach wie vor; sie wird jetzt lediglich durch die Lüftungsanlage unterstützt und stabilisiert. Heute kontrollieren außerdem zwei Warnmeßanlagen ständig den CO-Anteil in der N-Schachtsohle. Durch eine Windrichtungsanzeige erfährt das Überwachungspersonal, wenn der Wind im Westrohr umschlägt; d. h., daß dann die Strömung nicht mehr der Kolbenwirkung der Fahrzeuge gehorcht, sondern stärker auf die Sogwirkung im N-Schacht anspricht. Das führte zu gefährlichen Abgas-Stagnationen, die jetzt mit Hilfe des Einsatzes der Radiallüfter reguliert werden.

Im Jahre 1960 passierten ca. 700 000 Kraftfahrzeuge den Elbtunnel, 1963 ca. 730 000 und 1973 ca. 686 500 (Rückgang vermutlich wegen der Gebührenerhöhung). Die Kapazität der Tunnelanlage ist



somit praktisch erreicht. Es ist deshalb zu erwarten, daß sich auch die CO-Konzentrationen im Elbtunnel nicht mehr entscheidend ändern; es sei denn, daß durch die verfeinerte technische Überwachung und den leichten Rückgang im Kfz-Verkehr auch ein geringer, aber unwesentlicher Rückgang des CO-Pegels festzustellen wäre. Deshalb erscheint es vertretbar, jetzt noch einige graphische Darstellungen aus dem Jahre 1963 zu bringen. Abbildung 1 stellt den mittleren Tagesgang dar: CO-Konzentrationen, registrierend gemessen in den Schachtsohlen, einmal in St. Pauli (Nordschacht) und dann in Steinwerder (Südschacht). Der starke Abfall der CO-Kurve um 16 Uhr ist darauf

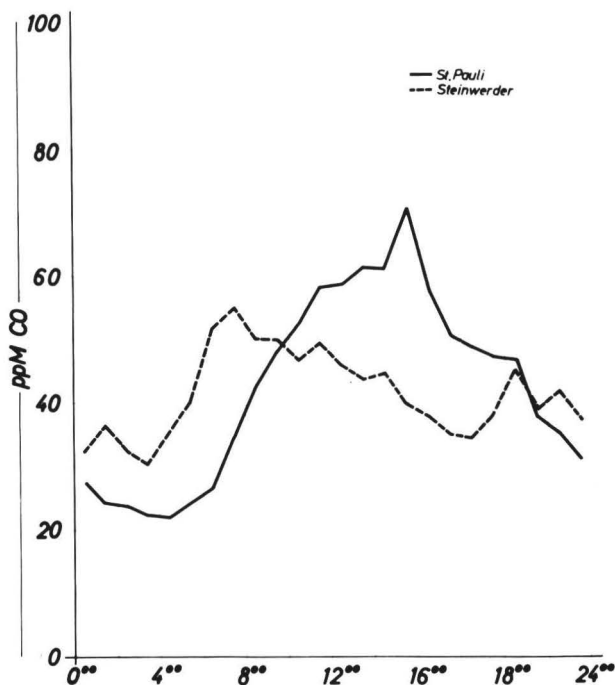


Abb. 1: CO-Tagesgang (Durchschnitt der Stundenmittel) im Nord- und Südschacht des Elbtunnels.

zurückzuführen, daß der Tunnel um diese Zeit für eine Stunde für den Kfz-Verkehr gesperrt ist, um ihn zum Schichtwechsel für den Personenverkehr freizuhalten. Deutlich ist die stärkere Belastung des N-Schachtes (einmalige Spitze 189 ppm) gegenüber dem S-Schacht — in Abhängigkeit von den oben beschriebenen, natürlichen Entlüftungserscheinungen — zu erkennen. Aus Abbildung 2 läßt sich die Häufigkeitsverteilung des CO ablesen, und Abbildung 3 zeigt den aus Stundenwerten gewonnenen, mittleren Tagesgang sowie das Mittel der stündlich vorgekommenen Spitzenwerte.

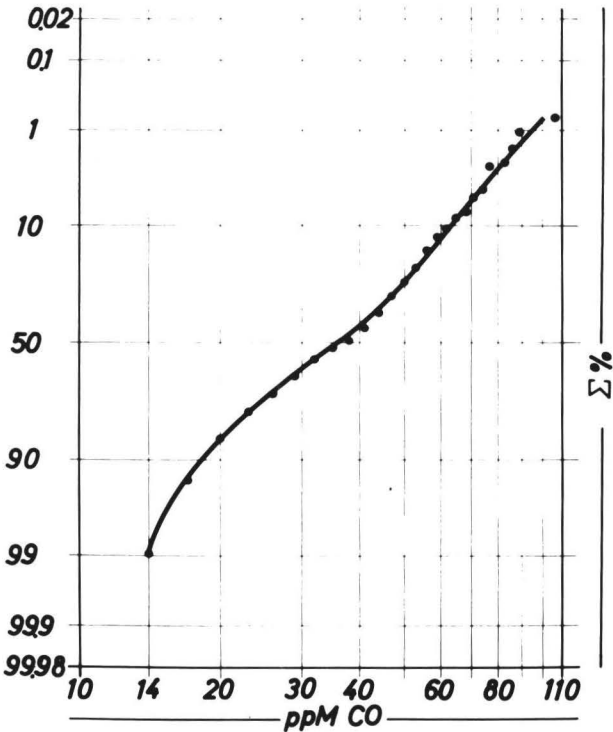


Abb. 2: CO-Häufigkeitsverteilung im Elbtunnel.

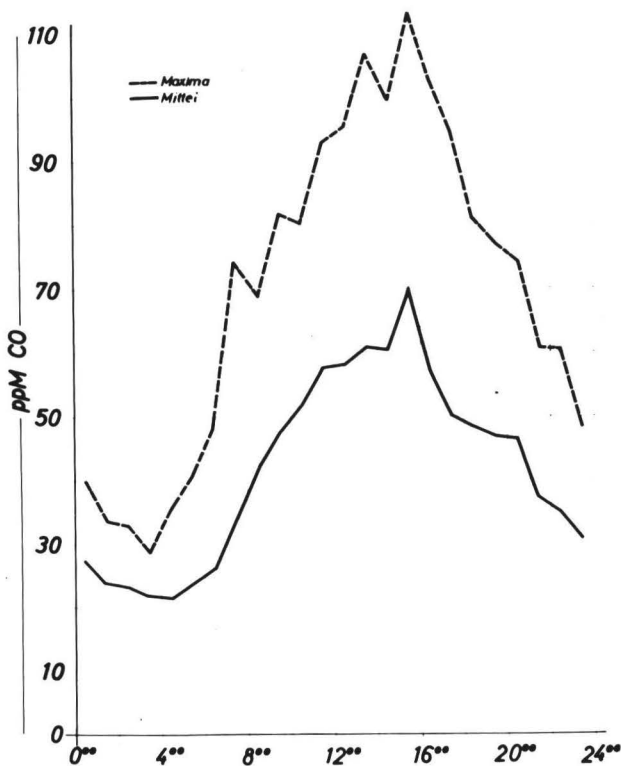


Abb. 3: CO-Tagesgang im Nordschacht des Elbtunnels (Durchschnitt der Stundenmittel und Durchschnitt der stündlich aufgetretenen, momentanen Spitzenwerte).

Bei Einhaltung der z. Z. von der VDI-Kommission „Reinhal-  
tung der Luft“ diskutierten Immissionsgrenzwerte — 8 ppm (Mittel  
über 12 Stunden), 32 ppm (Mittel über 1 Stunde) und 40 ppm als  
höchste Halbstundenkonzentration — ist eine Gesundheitsgefährdung  
durch CO auszuschließen. Zwar stellen die gezeigten Kurven nur die  
über einen größeren Zeitraum gemessenen Mittelwerte dar, jedoch  
läßt die Höhe des Verlaufs keinen Zweifel darüber, daß die neuen  
Grenzwerte meistens überschritten werden. Dabei muß berücksichtigt  
werden, daß einerseits der Fußgänger oder der Autofahrer den ca.  
500 m langen Tunnel rasch durchquert, und daß andererseits auch das

Tunnelpersonal an den Schachtsohlen alle 2 Stunden gegen das an der Einfahrt ausgetauscht wird. Bei der Planung des neuen Rampentunnels „Autobahn — westliche Umgehung“ wurden die lufthygienischen Erfahrungen, die beim alten Aufzugstunnel gewonnen wurden, verwertet.

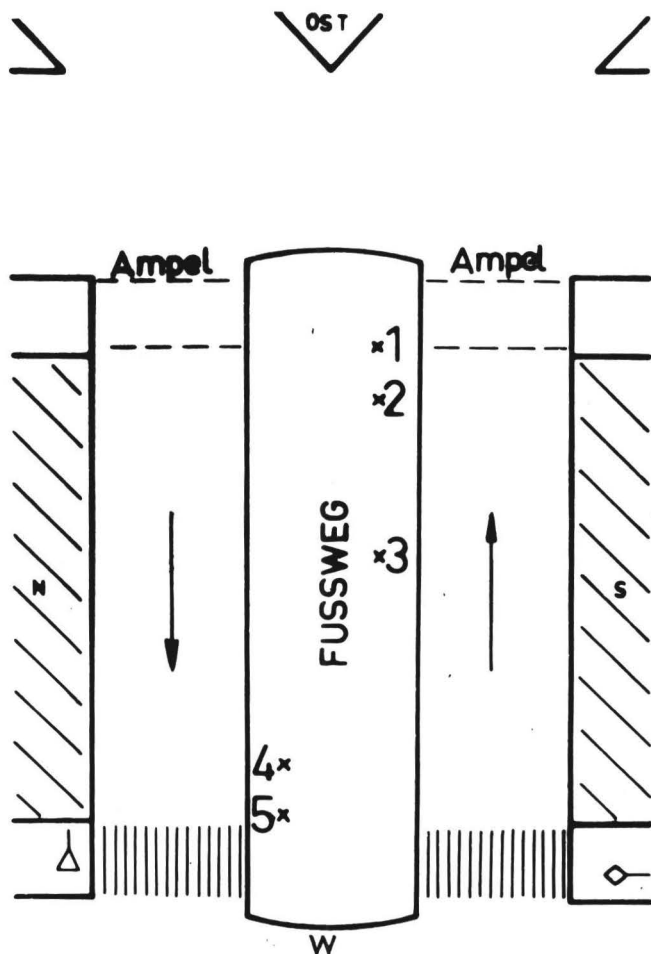


Abb. 4: Skizze einer alten Unterführung in Hamburg.

Nicht so problematisch wie im alten Elbtunnel sind nach einer Untersuchung von *Ruschenburg*<sup>3</sup> die Strömungsverhältnisse im Wallring-Tunnel am Hamburger Hauptbahnhof, in dem unter Einsatz von 20 Dieselmotorkraftfahrzeugen (Müllwagen) und 40 benzinbetriebenen Kraftfahrzeugen Messungen von Kohlenmonoxid, nitrosen Gasen und von Benzin-Kohlenwasserstoffen durchgeführt wurden. Hier herrschen an den beiden Tunnelenden etwa gleiche Bedingungen, so daß die Be- bzw. Entlüftung eindeutig auf die Lüfteranlagen anspricht.

Probleme an kleineren und kürzeren Unterführungen tauchen dann auf, wenn es durch Ampelregelungen, Vorfahrtstraßen usw. zu Verkehrsstauungen innerhalb derselben kommt. Abbildung 4 zeigt die Darstellung einer solchen Unterführung. Die etwa 90 m lange Unterführung liegt in einer Senke unter plangehaltenen Gleisanlagen in der Nähe des Bahnhofs Hamburg-Altona, so daß sich die Fahrbahnen an beiden Enden leicht anheben. Deshalb müssen die vor der Vorfahrtstraße (W) in der Unterführung startbereiten Fahrzeuge aus der Wartestellung mit höherer Drehzahl angefahren werden als auf ebener Strecke. Noch ungünstiger war die Situation am Ost-Ausgang der Unterführung, an der eine Ampel bei Rot bewirkte, daß bei starkem Verkehr die Südseite mit den im Leerlauf stark emittierenden Kraftfahrzeugen voll ausgefüllt war. Besonders bei windstillen Wetterlagen und Bodeninversionen — verstärkt durch die Senklage — fließen die Abgase nicht ab. Bei den mit dem Dräger-Gasspürgerät durchgeführten Messungen wehte der Wind während der ersten Meßserie aus Ostsüdost mit 2 Beaufort und während der zweiten aus Südsüdwest mit Stärke 3; beim letztenmal regnete es. Im Mittel wurden folgende Werte gemessen:

Meßpunkt 1, Ampel rot	68 ppm
Meßpunkt 2, Ampel rot	53 ppm
Meßpunkt 3,	45 ppm
Meßpunkt 4,	35 ppm
Meßpunkt 5, vor Vorfahrtsschild	70 ppm

Die Immissionsgrenzwerte wurden überschritten, obgleich die Messungen nicht während des Berufsverkehrs ausgeführt wurden.

Dem Vorschlag, zwei Entlüftungsschächte mitten über den beiden Fahrstreifen in der 90 m langen Strecke zu bauen, wurde nicht entsprochen. Ebenso wurde der Vorschlag, den Fußgängerweg mitten zwischen den beiden Fahrbahnen einzukleiden, um die Kolbenwirkung der Fahrzeuge zu verstärken, nicht verwirklicht. Nur der am einfachsten durchführbare Vorschlag, die nördliche Fahrbahn zur Vorfahrtstraße zu erklären, wurde akzeptiert und brachte für die Fußgänger eine leichte Verbesserung.

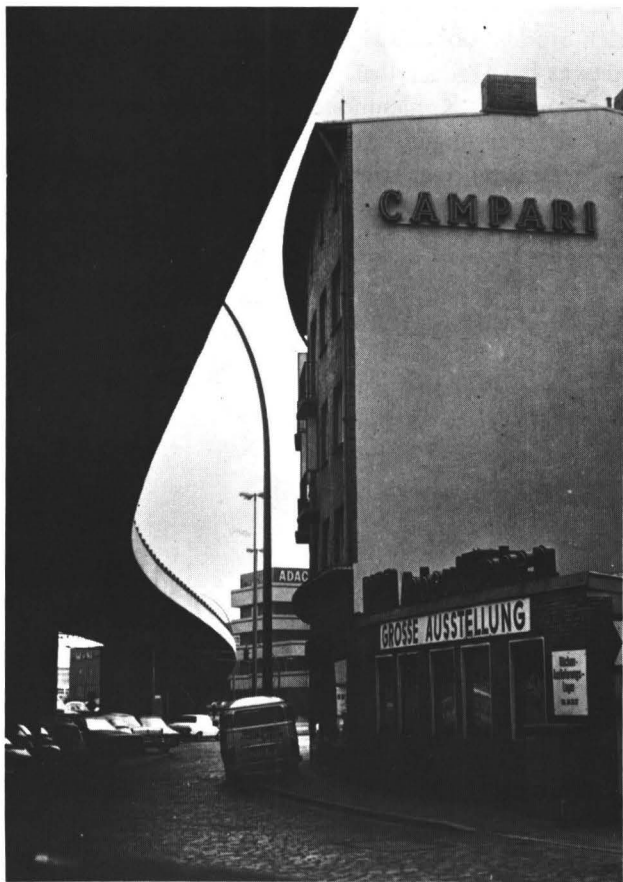


Abb. 5: Neue Überführung in der Innenstadt von Hamburg mit dem als Meßstelle dienenden Wohnhaus (Vordergrund rechts).

Unbedenklicher sind die CO-Immissionen im allgemeinen in der Nähe von Hochstraßen. In Hamburg wurden u. a. CO-Messungen anlässlich einer Untersuchung von Lärmbeschwerden an einer Hochstraße (Amsinckstraße) in der Nähe des Hauptbahnhofes durchgeführt (Abb. 5). Während der Lärm das zumutbare Maß überschritt, hielt sich die CO-Konzentration im Rahmen der Ortsüblichkeit. Die offene Bauweise dieser Brücke mit ihren guten Durchlüftungsmöglichkeiten verhindert ein Ansammeln und einen Stau von CO. Durch die Überführung ist eine zweite Emissionsebene bis zur Höhe der ersten bzw. zweiten Stockwerke entstanden, so daß lediglich deren Bewohner zusätzlich etwas belastet werden. Im übrigen nehmen, wie *Lahmann*<sup>4</sup> nachweisen konnte, die Kohlenmonoxidkonzentrationen mit der Höhe exponentiell ab. Bei ungünstigem Wetter wurden 6 bis 8 ppm als maximale Tagesmittel registriert, während nur während der Verkehrsspitzen 9 bis 12 ppm gemessen wurden.

## Zusammenfassung

Anhand von CO-Untersuchungen in Tunnelanlagen und Unterführungen in Hamburg wurde festgestellt, daß nicht nur die unterschiedliche Topographie an den Tunnelenden entscheidenden Einfluß auf die Ent- bzw. Belüftung und damit auf die Konzentration der Autoabgase hat, sondern daß auch eine sinnvolle Führung des Verkehrsflusses gewährleistet sein muß. Die CO-Belastung an Überführungen und an Hochstraßen ist aufgrund der in Hamburg gemessenen Werte relativ niedrig im Vergleich zu stark frequentierten, engen Straßenzügen und Plätzen.

## Literatur

- 1 Effenberger, E.: Das Kohlenoxid und dessen Bedeutung in der Hygiene. Medizin-Meteorologische Hefte Nr. 12 (1957), Habilitationsschrift.
- 2 Gräfe, K. und Peters, K.-H.: Lufthygienische Untersuchungen im Elbtunnel. Städtehygiene 16 (1965), 69-75.
- 3 Ruschenburg, S.: Abgasmessungen bei simuliertem Verkehrsstau in einem Straßenverkehrstunnel. Städtehygiene 19 (1968), 109-113.
- 4 Lahmann, E.: Die Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge an einem verkehrsreichen Punkt in Berlin. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Heft 27 (1968), 77-81.

Anschrift: Abteilungsdirektor Dr. K. Gräfe  
Hygiene-Institut der Freien und Hansestadt Hamburg  
2 Hamburg 36  
Gorch-Fock-Wall 15-17





# **Lufthygienischer Einfluß von unterirdischen privaten Tiefgaragen auf die Anwohner**

*Von H. Kettner*

Nach dem Städtebauförderungsgesetz sind die Gemeinden verpflichtet, unterirdische Garagen anzulegen. Sie sollen dem Zweck dienen, die privaten Kraftfahrzeuge von den Straßen verschwinden zu lassen.

Bei einem von der Stadt Düsseldorf vorgesehenen Neubau einer solchen Garage haben die Anwohner Einspruch erhoben und so zunächst den Bau verhindern können. Die Anwohner gaben vor befürchten zu müssen, daß mit der Inbetriebnahme durch die Nutzung unzumutbarer Lärm und übermäßig hohe Verunreinigungen der Luft aufkommen werden.

Um einen generellen Überblick darüber zu erhalten, inwieweit durch Nutzung unterirdischer Garagen Belästigungen der Anwohner erfolgen, sind Modelluntersuchungen an zwei bestehenden Objekten vorgenommen worden, wobei die Untersuchungen des Lärmpegels vom Ordnungsamt der Stadt selbst übernommen und die Luftimmissionsmessungen dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene übertragen wurden.

## **Beschreibung der Objekte und Lage der Meßstellen**

Bei den untersuchten Objekten handelt es sich um einetägige Privatgaragen, die am Stadtrand in unterschiedlichen Stadtteilen liegen. Zum Vergleich wurden auch Kohlenoxiddmessungen auf dem Gelände der Rennbahn (Nullpunkt) vorgenommen.

*Objekt A* besteht aus zwei über einer Straße liegenden einetägigen Garagen mit insgesamt 165 Stellflächen (95 und 70), die hauptsächlich bei Tage durch Angehörige der Firmen, denen diese Garagen gehören, benutzt werden. In unmittelbarer Nähe befinden sich zwei Verwaltungshochhäuser, die Umgebung stellt ein Wohnviertel von villen-

artigem Charakter mit höchstens dreistöckiger Bebauungsweise dar. Hinter den Hochhäusern befindet sich eine größere Rasenfläche. In den Straßen stehen dichte Kraftfahrzeug-Reihen. Der Kraftfahrzeugverkehr konzentriert sich auf Anfahrt der Angestellten in den Morgenstunden und Abfahrt in den Nachmittagsstunden sowie gelegentliche Benutzung der Kraftfahrzeuge durch Kraftfahrzeughalter dieser Gegend. Durchgangsverkehr ist nicht vorhanden. Die nächstliegende

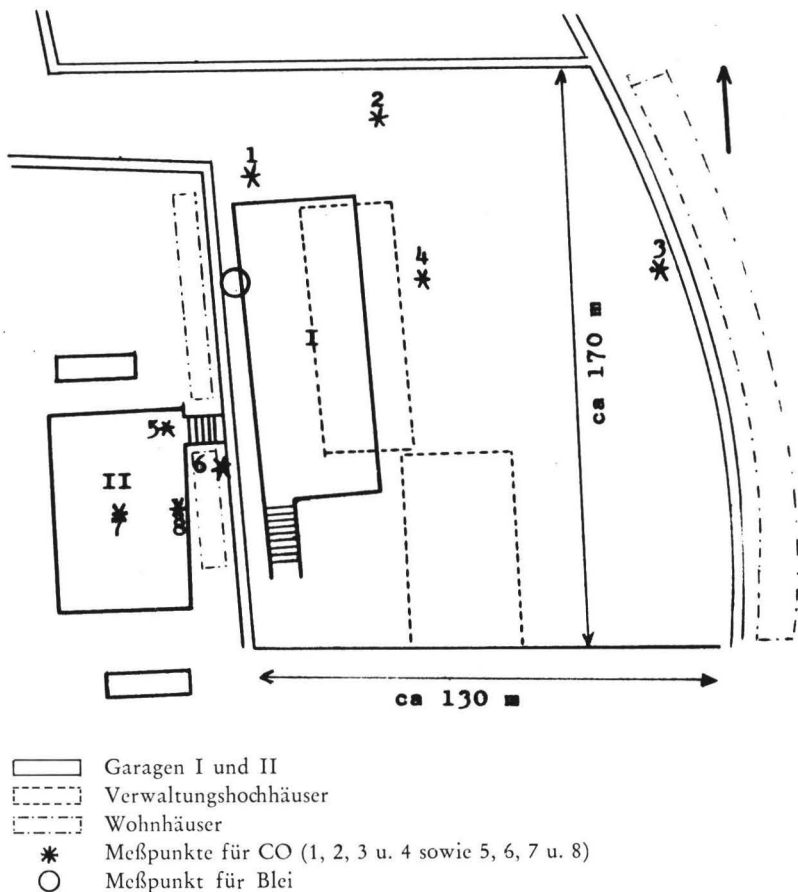


Abb. 1 Objekt A

Durchgangsstraße mit starkem Verkehr liegt etwa 200 m entfernt. Abbildung 1 stellt eine Skizze dieses Objekts dar.

*Objekt B* liegt in einem neuen Wohnviertel mit 3- bis 4-stöckiger Bauweise. Die Bewohnerdichte ist hier wesentlich höher als bei Objekt A. Die untersuchte Garageneinheit mit 100 Stellflächen liegt unter einer Rasenfläche. Im Wohnviertel selbst ist geringer Verkehr; die nächstliegende Durchgangsstraße mit mittlerem Verkehr liegt etwa 100 m entfernt.

*Vergleichsobjekt.* Die Rennbahn in Düsseldorf stellt ein offenes, an ein Waldgebiet grenzendes Gelände dar; außer Versorgungsdiensten herrscht Kraftverkehr nur an Renntagen.

## Untersuchungen

Untersuchungen sind in der Zeit von Mitte September bis Mitte Dezember 1973 vorgenommen worden, d. h. in einer Zeit, die durch gute Verteilung der Schadstoffe in der Luft (Wärme, stärkere Winde) wie auch durch schlechte Verteilungsverhältnisse (kältere Jahreszeit, Nebel, schwache Winde) gekennzeichnet ist. Diese Zeit schließt Anteile der Vorheiz- sowie solche der Heizperiode ein. Als Meßkomponenten wurden Kohlenmonoxid und Blei bestimmt. Die CO-Messung ist mit einem kontinuierlich registrierenden Gerät, das über einen Meßstellumschalter gleichzeitig an drei Stellen innerhalb von 6 Minuten (d. h. im Turnus von jeweils 2 Minuten) zu messen erlaubt, durchgeführt worden. Von jeder Ansaugstelle fallen je Stunde 10 Meßsignale an. Die Ansaugstellen lagen bei Objekt A bis zu 100 m, bei Objekt B bis zu 60 m und auf der Rennbahn bis zu 130 m voneinander entfernt. Die Messungen wurden in der atmosphärischen Luft in 1,7 m Höhe (Atemhöhe) bis nahe an die Anrainer vorgenommen.

Die Blei-Messungen wurden nur an den Objekten A und B im Dezember 1973 vorgenommen.

Die Meßdauer betrug 12 und 24 Stunden; zur Gewinnung von Tages- und Nachtkonzentrationen sind Proben von 7 bis 19 bzw. von 19 bis 7 Uhr, an beiden Objekten an je 12 Tagen, gezogen worden.

## Ergebnisse

*CO-Messung.* Charakteristisch für diese Messung sind zwei Erscheinungen:

1. das Ausbleiben des üblichen „CO-Tagesganges“ (starker Anstieg der CO-Konzentration mit dem Verkehrsaufkommen, geringes Abklingen in den Mittagsstunden, erneute Zunahme der Konzentration in den Spätnachmittagsstunden und Abfall auf Nachtwerte);
2. nahezu gleiche Beaufschlagung in der Horizontalen (Auftreten gleichhoher Konzentrationen über größere Entfernungen, bei Objekt A bis 100 m, bei Objekt B bis 60 m, auf der Rennbahn bis 130 m).

Beide Erscheinungen weisen darauf hin, daß die Meßorte vom Kraftfahrzeugverkehr nicht stark beaufschlagt wurden. An den Objekten A und B kam es nur gelegentlich in den Früh-, Mittags- bzw. Abendstunden für wenige Stunden (2 bis 3) zu stärkeren Anstiegen (maximal um 5 ppm CO gegenüber dem Tagesmittelwert), doch sind diese Anstiege nicht so hoch, daß man auf einen „starken“ Verkehr schließen könnte. CO-Konzentrationen der Größenordnung von 5 ppm und darüber können bei ungünstigen Witterungsverhältnissen auch durch den Einfluß des Großraumes bedingt sein.

Die prozentuale Verteilung der gemessenen CO-Konzentrationen geht aus Tabelle 1 hervor.

Tabelle 1

*Prozentuale Häufigkeitsverteilung der CO-Konzentrationen im Bereich der untersuchten Objekte; 24-Stunden-Mittelwerte*

	CO-Konzentrationen in ppm									
	0,0— 0,9	1,0— 1,9	2,0— 2,9	3,0— 3,9	4,0— 4,9	5,0— 5,9	6,0— 6,9	7,0— 7,9	8,0— 8,9	
Objekt A	3,4	17,2	17,2	27,6	20,7	6,9	—	6,9	—	
Objekt B	7,1	21,4	21,4	7,1	21,4	—	7,1	7,1	7,1	
Rennbahn (Nullpunkt)	23,5	47,1	23,5	5,9	—	—	—	—	—	

Die *Blei*-Konzentrationen lagen an den Objekten A und B bei Tage etwas höher als bei Nacht, die Mittelwerte gehen aus der Tabelle 2 hervor.

## Beurteilung

Gesetzliche Normen, zu denen die gewonnenen Werte in Beziehung gebracht werden könnten, gibt es für die untersuchten Stoffe in der Bundesrepublik Deutschland noch nicht. In der Kommission „Reinhaltung der Luft“ beim Verein Deutscher Ingenieure werden jedoch zur Zeit Normen diskutiert, die hier als Richtnormen angesetzt werden sollen. Tabelle 3 gibt einen Vergleich der oben dargestellten Meßwerte mit diesen Richtnormen wieder.

Tabelle 2

Blei-Konzentrationen über 12 und 24 Stunden in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Tag	Nacht	24 Stunden
Objekt A	0,56	0,20	0,44
Objekt B	1,39	0,52	1,24

Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, wurden die VDI-Normen in der Untersuchungszeit nicht überschritten. Es bestand also keine lufthygienisch bedenkliche Situation im Bereich der untersuchten Objekte.

Bei der Beurteilung des Einflusses, den Kraftfahrzeuge durch Benutzung von Garagen auf die Anwohner ausüben, muß berücksichtigt werden, daß die Verunreinigung der Luft in Garagennähe nicht allein durch die Garagenbenutzer, sondern auch durch den allgemein vorhandenen Kraftverkehr und darüber hinaus im Winter durch die Beheizung der umliegenden Häuser erfolgt. Nach dem Statistischen Jahrbuch von Nordrhein-Westfalen betrug 1970 die CO-Emission aus Hausbrandfeuerstätten immerhin 96 % der entsprechenden Emissionen durch Personenkraftwagen.

Tabelle 3

Vergleich von gemessenen CO- und Blei-Konzentrationen mit den vorgeschlagenen VDI-Normen

	1-Stunden-Mittel (maximal)	CO [ppm]		Blei [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
		24-Stunden-Mittel (maximal)	Jahresmittel	24-Stunden-Mittel (maximal)	Jahresmittel
Rennbahn	5,0	3,3	1,6 *	—	—
Objekt A	12,0	7,6	3,5 *	1,12	0,44 *
Objekt B	16,0	8,9	4,4 *	2,36	1,24 *
VDI-Norm	45,0	9,0	9,0	3,0	1,5

\* Diese Werte stellen die Mittel über die Untersuchungszeit dar und sind, da sie keine „echten“ Jahresmittelwerte sind, mit diesen nur bedingt vergleichbar.

Anschrift: Direktor und Professor Dr. H. Kettner  
 Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
 des Bundesgesundheitsamtes, Außenstelle Düsseldorf  
 4 Düsseldorf  
 Auf'm Hennekamp 70

# Untersuchungen zur Immissionsstruktur einer Großstadt

— Projekt „Großstadtluft“ —  
— Kurzbericht —

*Von H. Hartkamp*

In den Jahren von 1969 bis 1973 wurde im Stadtgebiet von Essen unter der Projektbezeichnung „Großstadtluft“ eine Pilotstudie durchgeführt mit dem Ziel, Ansatzpunkte für eine typologische Kennzeichnung der Immissionssituation in Großstädten zu gewinnen. Im Vordergrund des Interesses stand dabei die Frage, ob Beziehungen zwischen der Immissionssituation einerseits und großstädtischen Siedlungsstrukturen andererseits bestehen und ob diese Beziehungen ggf. eine Abgrenzung des Immissionstypus „Großstadt“ von anderen, gewerblich-industriell geprägten Immissionstypen zulassen. Zur Klärung dieser Frage wurden im Rahmen der nur in engen Grenzen verfügbaren Personal- und Sachmittel Immissionsuntersuchungen an einigen festen Meßstellen sowie an einer größeren Anzahl von Sondermeßpunkten vorgenommen. Darüber hinaus wurden auch einige Ergebnisse aus zurückliegenden, ursprünglich in anderen Zusammenhängen durchgeführten Untersuchungen in die Betrachtung einbezogen. Als zentrale Meßstelle wurde in der Nähe der Kreuzung Bismarckstraße/Friedrichstraße die Station „Großstadtluft“ eingerichtet\*. (Im folgenden wird für diese Station gelegentlich die Kurzbezeichnung „GSL“ verwendet.) Weitere Meßstellen befanden sich in Essen-Stoppenberg, „Am Freistein“, Kurzbezeichnung „FS“, in Essen-Mitte, „Gesundheitsamt“, Kurzbezeichnung „GA“, in Essen-Bredeney, „Wetteramt“, Kurzbezeichnung „WA“ und „Landesanstalt“, Kurzbezeichnung „LIB“. Die Meßstellen „GSL“ und „GA“ liegen im dicht besiedelten, vorwiegend vom Orts- und Durchgangsverkehr sowie von Dienstleistungsbetrieben geprägten Stadtzentrum. In der

\* Der Verwaltung der Stadt Essen sei an dieser Stelle für die Bereitstellung des Grundstückes gedankt.



Umgebung der Meßstelle „FS“ finden sich neben Wohnsiedlungen zahlreiche Industrieflächen. Die Meßstellen „WA“ und „LIB“ repräsentieren die stark von Grünflächen durchsetzten, weniger dicht besiedelten südlichen Wohnbezirke der Stadt. Sondermeßpunkte waren am Rüttenscheider Stern, am Porscheplatz, an der Kruppstraße, an der Essener Straße und an der Meisenburgstraße eingerichtet worden. Diese Sondermeßpunkte werden im folgenden gelegentlich mit „a“ bezeichnet.

Die Untersuchungen erstreckten sich auf die Immissionskomponenten Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Stickstoffdioxid, Stickstoffoxide als Summe, Kohlenwasserstoffe als Summe, Staub im Grobkorn- und Feinkornbereich, Blei, Zink, Cadmium, Benzol, Äthan, Äthen (Äthylen), Propan, Propen (Propylen), Ozon und Chlorid-Ionen. Die Zuordnung von Meßstellen und Immissionskomponenten ergibt sich aus der Tabelle 1.

Für die Messung von Kohlenmonoxid und Kohlendioxid wurden nichtdispersive Infrarotanalysatoren (UNOR und URAS) eingesetzt. Die Summe der Kohlenwasserstoffe wurde mit Hilfe eines Flammenionisationsdetektors (BECKMAN GK 10) gemessen. Stickstoffdioxid und die Summe der Stickstoffoxide wurden mit Hilfe eines modifizierten SALTZMAN-Reagenzes ebenfalls kontinuierlich und automatisch gemessen; dazu wurde ein SIGRIST-Photometer mit angebautem Dosier- und Reaktorteil benutzt. Die Staubkonzentration wurde gravimetrisch bestimmt, und zwar im Grobkornbereich mit dem LIB-Filterverfahren und im Feinkornbereich mit dem BAT-Filterverfahren. Die Filterproben dienten nach entsprechender naß-chemischer Aufbereitung auch zur Bestimmung von aerosolförmigem Blei, Zink und Cadmium mittels Wechselstrom-Rapidpolarographie. Die Proben für die gaschromatographische Bestimmung von Benzol und verschiedenen aliphatischen Kohlenwasserstoffen wurden teils mit evakuierten Gassammelrohren, teils mit dem derzeit in der Erprobung befindlichen Kohleschichtkugolverfahren genommen. Bei der gaschromatographischen Trennung wurde mit  $\text{Al}_2\text{O}_3$ -Trennsäulen teils isotherm, teils mit Temperaturprogramm gearbeitet. Ozon wurde manuell mit Indigodisulfonsäure oder mit Bis-(pyridin-2,6-diacetoxim)-nickel(II) photometrisch bestimmt.

Tabelle 1

*Übersicht über die benutzten Meßstellen  
und die zugeordneten Immissionskomponenten*

Teil 1		Feste Meßstellen	
Nr.	Kurz- bezeichnung	Lage	gemessene Immissionskomponenten
1	GSL	Stadtzentrum, Südviertel, Bismarckstr., Alfredstr.	CO, CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> , Benzol, Staub im Grob- und Feinkornbereich, Blei, Zink, Cadmium
2	GA	Stadtzentrum, Stadtkern, Bernestraße	Staub im Grobkornbereich, Blei, Zink, Cadmium
3	FS	Essen-Stoppenberg, Am Freistein	CO, CO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Staub im Grob- und Feinkornbereich, Blei, Zink Cadmium
4	WA	Essen-Bredeney Wallneyer Straße	Staub im Grobkornbereich, Blei, Zink Cadmium
5	LIB	Essen-Bredeney Wallneyer Straße	CO <sub>2</sub> , Ozon
Teil 2		Sondermeßpunkte	
6	a	Glückauf-Haus	Benzol, Äthan, Äthen, Propan, Propen
7	a	Rüttenscheider Stern	
8	a	Porscheplatz	
9	a	Essener Straße	
10	a	Kruppstraße	
11	a	Meisenburgstraße	

An den Meßstellen 1 bis 5 wurden Messungen über längere Zeiträume, z. T. über mehrere Jahre durchgeführt.

## Phänomenologie der Immissionsbelastung

Die gemessenen Immissionskonzentrationen wurden — bei gasförmigen Komponenten auf der Basis von Halbstunden- oder Stundenmittelwerten, bei aerosolförmigen Komponenten auf der Basis von 24-Stunden-Meßwerten — phänomenologisch sowohl in parameterfreien Häufigkeitsverteilungen dargestellt als auch mit den Immissionskenngrößen beschrieben, die unter Benutzung der empirischen  $s_0$ -Verteilung errechnet wurden. Alle ermittelten Häufigkeitsverteilungen sind rechtsseitig schief, in besonders hohem Maße die Verteilungen der Kohlenmonoxidkonzentration an der Meßstelle „Großstadtluft“ und der Zinkkonzentration an allen Meßstellen. Einen Eindruck von der Schiefe der Verteilungen verschaffen die in der Tabelle 2 angegebenen q-Werte. Die Schiefe ist bei der Beurteilung der in der Tabelle 2 zusammengestellten Immissionskenngrößen zu beachten. Ferner ist zu beachten, daß die angegebenen Immissionskenngrößen sich nicht auf ganzjährige Beurteilungszeiträume beziehen. Beispiele für die Häufigkeitsverteilungen zeigen die Abbildungen 1 und 2.

## Zeitverläufe der Immissionsbelastung

Die Quellstärken aller Emittenten sind infolge technischer Zwänge und wegen unterschiedlicher Betriebszustände und Gebrauchsgewohnheiten zeitlichen Schwankungen unterworfen, deren Rhythmus mehr oder weniger deutlich auf die Immissionsstromdichten durchschlägt. Diesen Schwankungen überlagern sich Änderungen aufgrund meteorologischer Bedingungen oder veränderter Aktivität der Senken (Schadstoffakzeptoren). Diese Einflüsse sind z. T. noch wenig erforscht. Gut bekannt sind die tageszeitlichen Konzentrationsschwankungen unter dem Einfluß periodisch auftretender Temperaturinversionen in der unteren Atmosphäre. In großstädtischen Straßenschluchten kommen sie jedoch nicht sehr deutlich zur Geltung. Die zeitlichen Verläufe der Immissionskonzentrationen von Kohlendioxid, Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Stickstoffoxiden werden in stark befahrenen

Tabelle 2

Zusammenfassung der aus Messungen ermittelten Immissionskenngrößen

Komponente	Meßort	Meßjahr	$\bar{x}$	I <sub>1</sub>	I <sub>2</sub>	Einheit	$\Delta t$	N	q
CO <sub>2</sub>	FS	66	336,4	338,1	392,1	ppm	1	1498	
	LIB	67	329,3	331,6	377,8	ppm	1	525	
	GSL	69/70	399,0	400,0	480,8	ppm	1	7039	0,90
	GSL	70/71	434,1	435,5	519,4	ppm	1	4181	0,88
CO	GSL	69/70	3,56	3,81	18,89	ppm	1	5701	0,64
	GSL	70/71	3,83	4,01	12,73	ppm	1	3347	
NO <sub>2</sub>	FS	66	56,2	57,8	127,3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1	2659	0,74
NO <sub>x</sub>	GSL	70	131,6	134,7	312,3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	1	3928	0,85
C <sub>11</sub> H <sub>10</sub>	GSL	69/70	2,0	2,1	5,3	$\text{mg}/\text{m}^3$	1	6028	0,75
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	a	72	0,65			$\text{mg C}/\text{m}^3$	0,01	41	
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	a	72	1,3			$\text{mg C}/\text{m}^3$	0,01	41	
C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	a	72	0,6			$\text{mg C}/\text{m}^3$	0,01	41	
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	a	72	0,08			$\text{mg C}/\text{m}^3$	0,01	41	
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	a	72/73	0,13			$\text{mg}/\text{m}^3$	0,5	43	
O <sub>3</sub>	LIB		62	63	73	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,5	188	0,63
Staub, Grobkorn	GSL	70/71	195	207	450	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	539	0,83
	FS	69/71	168	181	481	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	754	0,77
	WA	70/71	108	117	246	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	254	0,79
	GA	71/72	158	173	353	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	200	0,85
Staub, Feinkorn	GSL	70/71	83	89	197	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	445	0,80
	FS	70/71	82	90	231	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	453	0,76
Pb Grobkorn	GSL	70/71	1,8	1,9	4,0	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	430	0,89
	FS	70/71	1,1	1,2	3,4	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	427	0,75
	WA	70/71	1,0	1,1	2,5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	163	0,75
	WA	72	0,9	1,0	1,8	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	83	
	GA	71/72	1,2	1,4	2,6	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	190	0,78
Pb Feinkorn	GSL	70/71	1,5	1,6	3,3	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	394	0,85
	FS	70/71	0,9	1,0	3,1	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	394	0,81
Zn Grobkorn	GSL	70/73	0,7	0,9	4,5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	619	0,67
	FS	70/72	0,5	0,7	3,9	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	427	0,68
	WA	70/72	1,2	1,4	3,7	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	308	0,79
	GA	71/72	1,3	1,7	5,5	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	24	190	0,76

Bedeutung der verwendeten Symbole:

 $\bar{x}$  = arithmetischer MittelwertI<sub>1</sub> = erste ImmissionskenngrößeI<sub>2</sub> = zweite Immissionskenngröße

N = Kollektivumfang (Anzahl der Einzelwerte)

q = Schiefenmaß ( $q = 2z/N$ ) (z = Anzahl der Einzelwerte  $> x$ ) $\Delta t$  = Meßzeitintervall in Stunden

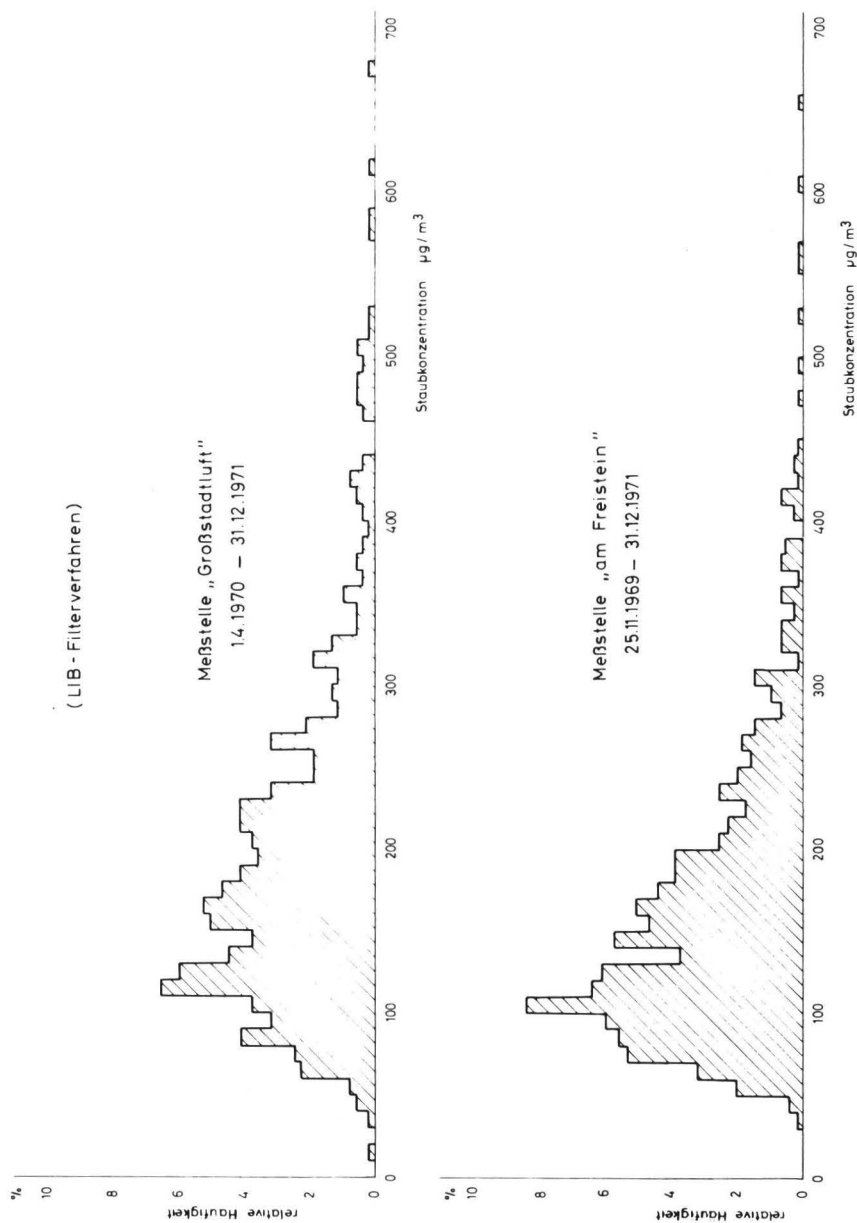


Abb. 1 Häufigkeitsverteilung der im Grobkornbereich gemessenen Staubkonzentrationen an den Meßstellen „Großstadtluft“ und „Am Freistein“  
— 24-Stunden-Meßwerte —

Verkehrsstraßen praktisch ausschließlich vom Kraftfahrzeugverkehr bestimmt. An den Werktagen findet man übereinstimmende Konzentrationsverläufe mit ausgeprägten Spitzenwerten in der Zeit von 7 bis 9 Uhr und von 16 bis 18 Uhr. An Samstagen steigen die Immissionskonzentrationen erst am späten Vormittag zu einem vergleichsweise flachen Maximum an, das in der Zeit zwischen 11 und 14 Uhr

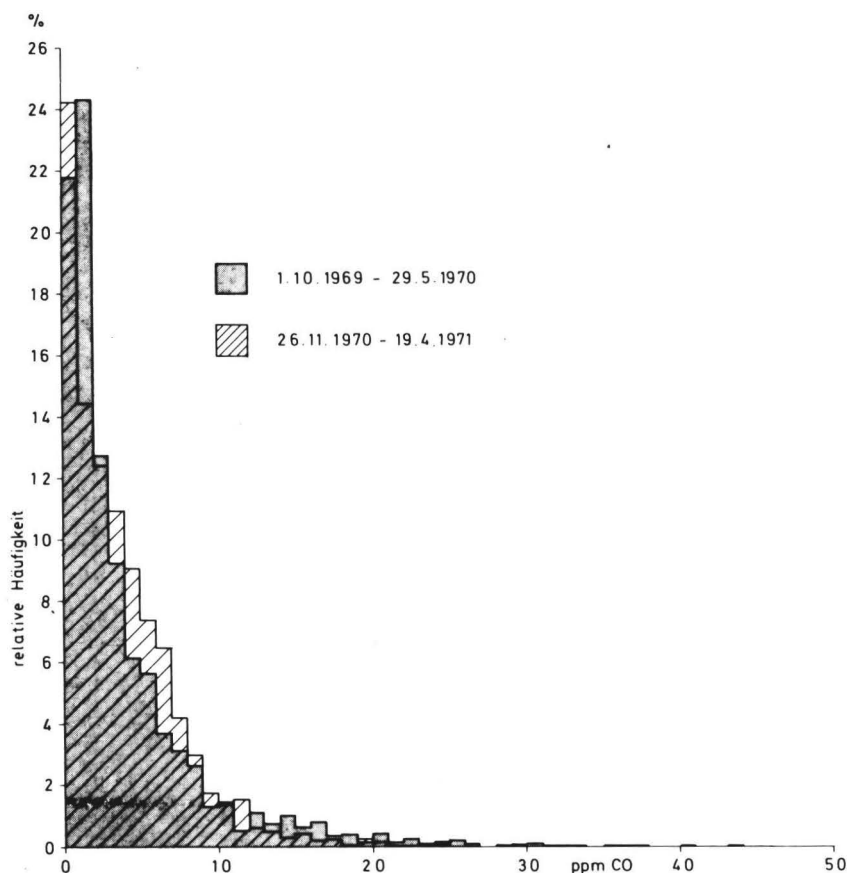


Abb.2 Häufigkeitsverteilung der Kohlenmonoxidkonzentrationen an der Meßstelle „Großstadtluft“ — Stundenmittelwerte

erreicht wird, und fallen im Laufe des Nachmittags allmählich ab. An Sonntagen sind die Maximalkonzentrationen im Mittel noch geringer; das Maximum wird erst am Nachmittag gegen 16 Uhr nach einem ziemlich flachen Anstieg erreicht. Diese charakteristischen Tagesgänge veranschaulichen die Abb. 3, 4 und 5 am Beispiel des Kohlenmonoxids.

Die über alle Wochentage gemittelten Tagesgänge der Immissionskonzentrationen von CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und Kohlenwasserstoffen sind in der Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3

*Mittlere Tagesgänge der Stundenmittelwerte der Konzentrationen von CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und Kohlenwasserstoffen an der Meßstelle Großstadtluft*

Uhrzeit *	Stundenmittelwerte der Konzentrationen von			
	CO ppm	CO <sub>2</sub> ppm	NO <sub>x</sub> µg/m <sup>3</sup>	C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> mg C/m <sup>3</sup>
0	0,94	389	95,9	1,37
1	0,94	388	85,7	1,28
2	0,65	388	78,4	1,19
3	0,61	388	75,5	1,16
4	0,68	387	78,1	1,18
5	1,07	395	90,9	1,32
6	2,03	401	121,0	1,64
7	6,45	415	146,5	2,79
8	6,06	414	151,9	2,68
9	4,80	407	142,6	2,34
10	4,26	404	147,7	2,24
11	3,97	400	147,2	2,19
12	3,40	396	145,7	1,99
13	3,48	394	146,4	2,02
14	4,38	396	147,5	2,25
15	5,08	397	149,6	2,43
16	9,50	405	158,2	3,24
17	9,55	408	158,0	3,15
18	5,19	397	152,1	2,52
19	3,93	400	146,4	2,24
20	2,73	397	135,0	1,93
21	1,87	396	123,0	1,74
22	1,64	395	120,4	1,68
23	1,17	392	108,0	1,55

\* Angegeben ist die Uhrzeit zu Beginn der jeweils einstündigen Integrationszeit.

— 1969/70  
- - 1970/71

Freitag

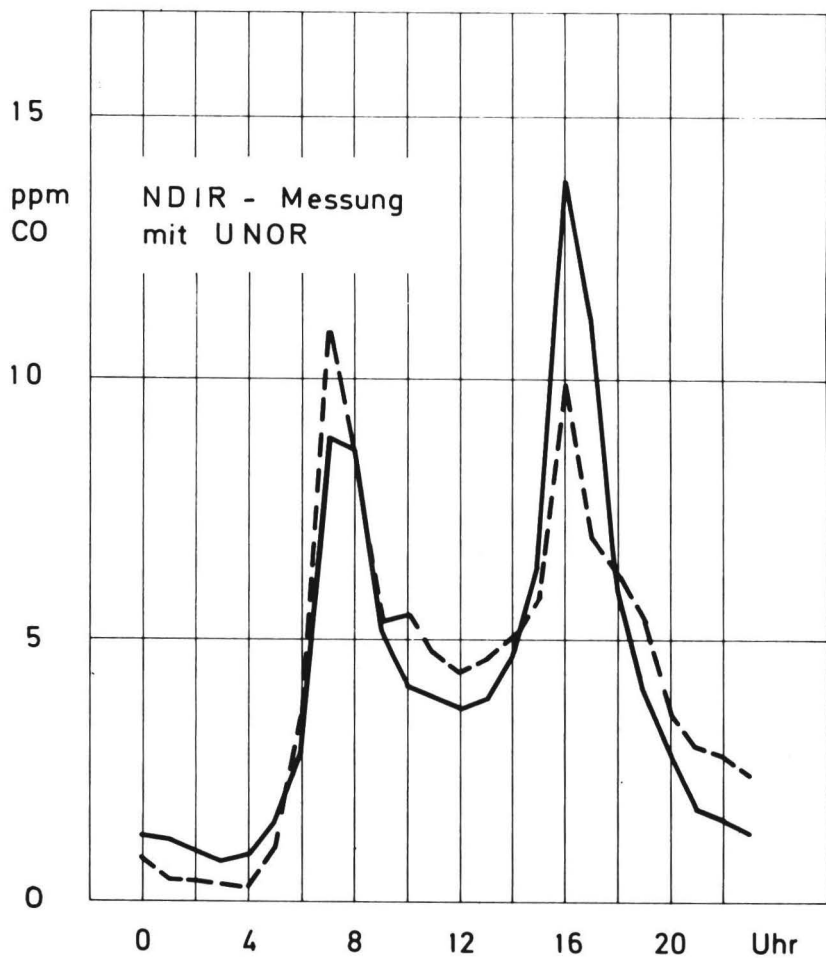


Abb.3 Mittlerer Tagesgang der Stundenmittelwerte der CO-Konzentration an der Meßstelle „Großstadtluft“



— 1969/70  
- - 1970/71

Samstag

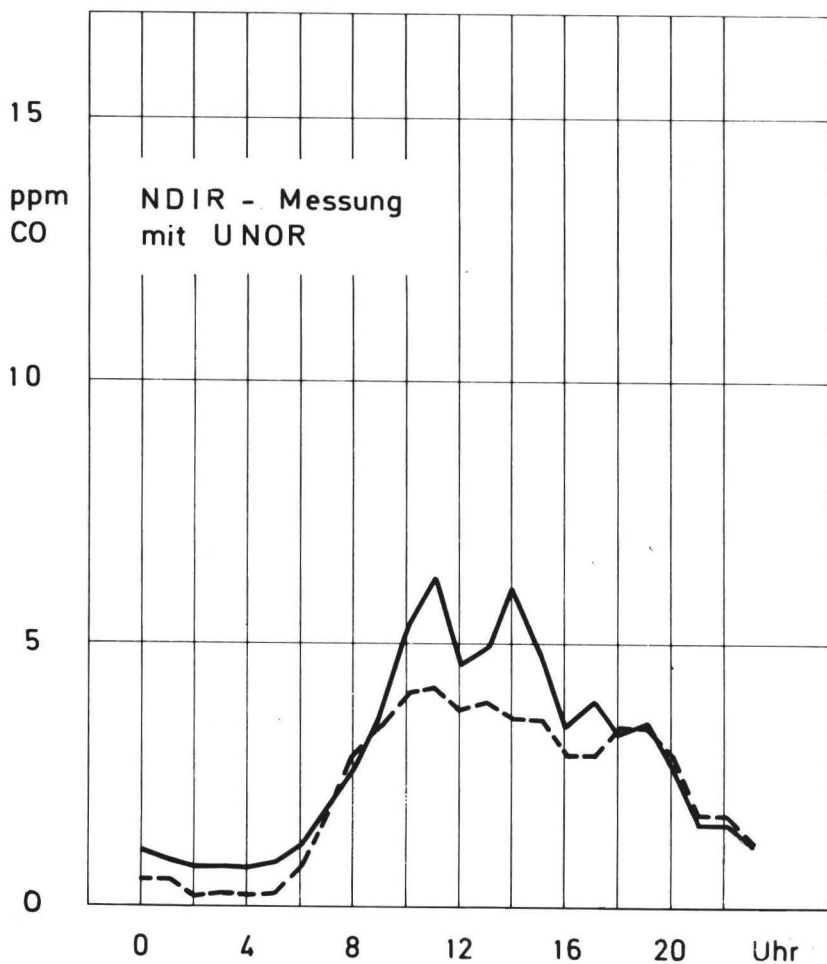


Abb. 4 Mittlerer Tagesgang der Stundenmittelwerte der CO-Konzentration an der Meßstelle „Großstadtluft“

— 1969/70  
 - - 1970/71      Sonn-und Feiertage

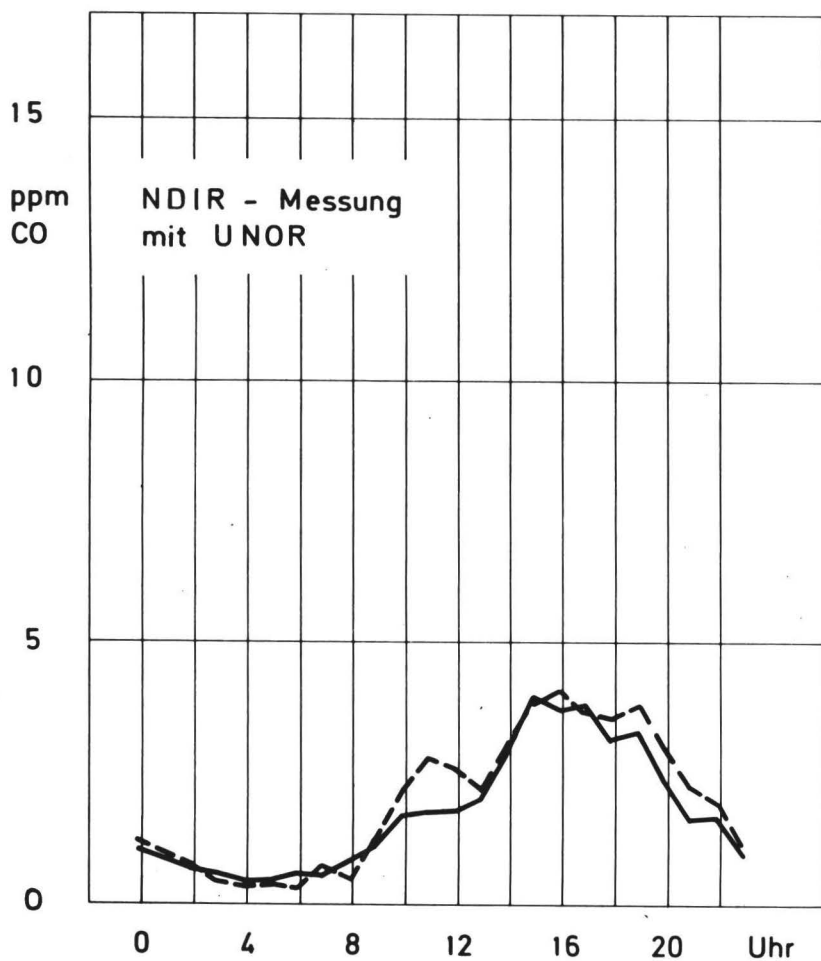


Abb.5 Mittlerer Tagesgang der Stundenmittelwerte der CO-Konzentration an der Meßstelle „Großstadtluft“

Aus den Registrierstreifen ist zu entnehmen, daß die Kohlenmonoxidkonzentration in den späten Nachtstunden praktisch bis auf Null absinkt. Dasselbe kann auch für die verkehrsbedingten Anteile der anderen Immissionskomponenten angenommen werden. Die verbleibenden Konzentrationssockel müssen dann anderen Quellen zugeschrieben werden. Damit ergibt sich, daß die an der Meßstelle GSL gemessenen CO-Immissionen zu etwa 95 % aus dem Kraftfahrzeugverkehr stammen. Bei den Kohlenwasserstoffen beträgt dieser Anteil 40 bis 50 %, bei den Stickstoffoxiden ebenfalls 40 bis 50 %. Die verkehrsbedingten Immissionsmassenströme sind an Werktagen wesentlich höher als an Samstagen und Sonntagen. Setzt man die verkehrsbedingten CO-, NO<sub>x</sub>- und Kohlenwasserstoffimmissionen am Freitag (oder an anderen Werktagen) gleich 1,00, dann erhält man für den Samstag die Werte 0,64 für CO, 0,68 für Kohlenwasserstoffe und 0,72 für NO<sub>x</sub>. Die entsprechenden Werte an Sonntagen lauten 0,36 für CO, 0,46 für Kohlenwasserstoffe und 0,42 für NO<sub>x</sub>. Insgesamt entfallen auf den Samstag etwa 11 % der wöchentlichen verkehrsbedingten Immissionen und auf den Sonntag 7 %.

### Korrelationen zwischen Immissionskomponenten

Erwartungsgemäß hängen die Konzentrationen der verschiedenen Immissionskomponenten je nach ihrer Herkunft mehr oder weniger straff zusammen. In der Tabelle 4 sind die Korrelationskoeffizienten für einige Paare von Immissionskomponenten zusammengestellt.

Besonders auffällig ist die hohe Korrelation der an den Meßstellen GSL und FS gemessenen Feinstaubkonzentrationen und im Gegensatz dazu der schwache Zusammenhang der Grobstaubkonzentrationen. Offenbar sind die Feinstaubimmissionen weiträumig homogen verteilt, während Grobstaubemissionen nur zu relativ eng begrenzten Immissionen führen. Es muß auch auf den Zusammenhang zwischen den an der Meßstelle FS gemessenen Konzentrationen von Blei und Feinstaub hingewiesen werden, der deutlich straffer ist als der entsprechende Zusammenhang für die Meßstelle GSL. Es muß angenommen werden, daß ein erheblicher Teil der Blei-Immissionen nicht aus dem Kraftfahrzeugverkehr stammt.

Nicht in allen Fällen können Konzentrationszusammenhänge zwischen zwei Immissionskomponenten mit einem Korrelationskoeffizienten befriedigend dargestellt werden. Beispielsweise zeigt die Abb. 6, daß die Konzentrationen von Kohlenwasserstoffen und Stickstoffoxiden im Sommer anders zusammenhängen als im Winter.

Tabelle 4

*Zweistoffkorrelationen*

Komponente 1 Meßort	Komponente 2 Meßort	Korrelations- koeffizient	Anzahl der Wertepaare
Staub Grobkorn GSL	CO  GSL	0,55	147
Staub Grobkorn GSL	Staub Grobkorn FS	0,14	328
Staub Feinkorn GSL	CO GSL	0,59	146
Staub Feinkorn GSL	Staub Feinkorn FS	0,89	323
Blei Grobkorn GSL	Staub Grobkorn GSL	0,04	313
Blei Grobkorn GSL	CO GSL	0,12	133
Blei Feinkorn GSL	Staub Feinkorn GSL	0,48	308
Blei Feinkorn GSL	CO GSL	0,26	131
Blei Feinkorn FS	Staub Feinkorn FS	0,61	305
Kohlenwasser- stoffe GSL	CO GSL	0,70	230
NO <sub>x</sub> GSL	CO GSL	0,39	120

## Zusammenhänge zwischen Immissionskonzentration und Lufttemperatur

Die Lufttemperaturen nehmen Einfluß auf die Emission und auf die Ausbreitung von Schadstoffen. Deshalb wurde untersucht, welche Zusammenhänge zwischen der Lufttemperatur und den Immissionskonzentrationen bestehen. Die Ergebnisse sind in den Abb. 7 und 8 exemplarisch für die Grobstaubkonzentration und die Kohlenwasserstoffkonzentration an der Meßstelle GSL dargestellt. Die Heizperiode hat offensichtlich keinen nachhaltigen Einfluß auf die Kohlenwasserstoffkonzentration, läßt aber die Staubkonzentration bei mittleren Tagestemperaturen unter 8 °C rasch ansteigen.

Es ist bemerkenswert, daß die vermehrte Staubbelastung bei niedrigen Lufttemperaturen sich im Feinkornbereich, d. h. im Bereich der sogenannten „lungengängigen“ Partikel, stärker bemerkbar macht als im Grobkornbereich. Das ergibt sich aus der Abhängigkeit des Kornmassenverhältnisses

$$r_{\text{St}} = \frac{c_{\text{LIB}}}{c_{\text{BAT}}}$$

von der Lufttemperatur. Dieser Zusammenhang ist in der Abb. 9 dargestellt.

## Rain-out-Untersuchungen

Regen- und Schneeniederschläge werden gemeinhin als wirksame Schadstoffakzeptoren angesehen. Es gibt hierzu jedoch nur wenige quantitative Untersuchungen. Anhaltspunkte ergeben sich, wenn man die mittleren täglichen Niederschlagshöhen in Beziehung zu den Immissionskonzentrationen setzt. Dabei ergibt sich, daß Blei, Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid nicht merklich ausgeregnet werden; auch die Konzentrationen von Stickstoffoxiden werden durch tägliche Niederschlagshöhen bis zu 35 mm nur geringfügig vermindert. Stärker wirken sich Niederschläge auf die Staubkonzentration aus. Beim

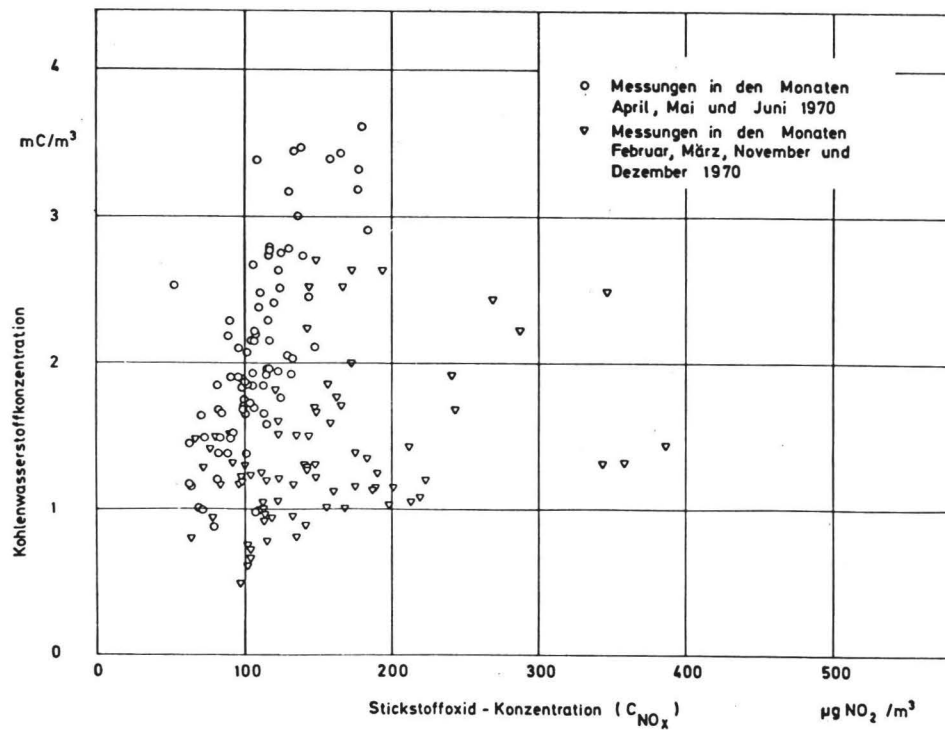


Abb.6 Korrelation und Regression der Tagesmittelwerte der Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Stickstoffoxiden an der Meßstelle „Großstadtluft“

Meßzeit: 6.10.1969 - 22.6.1970

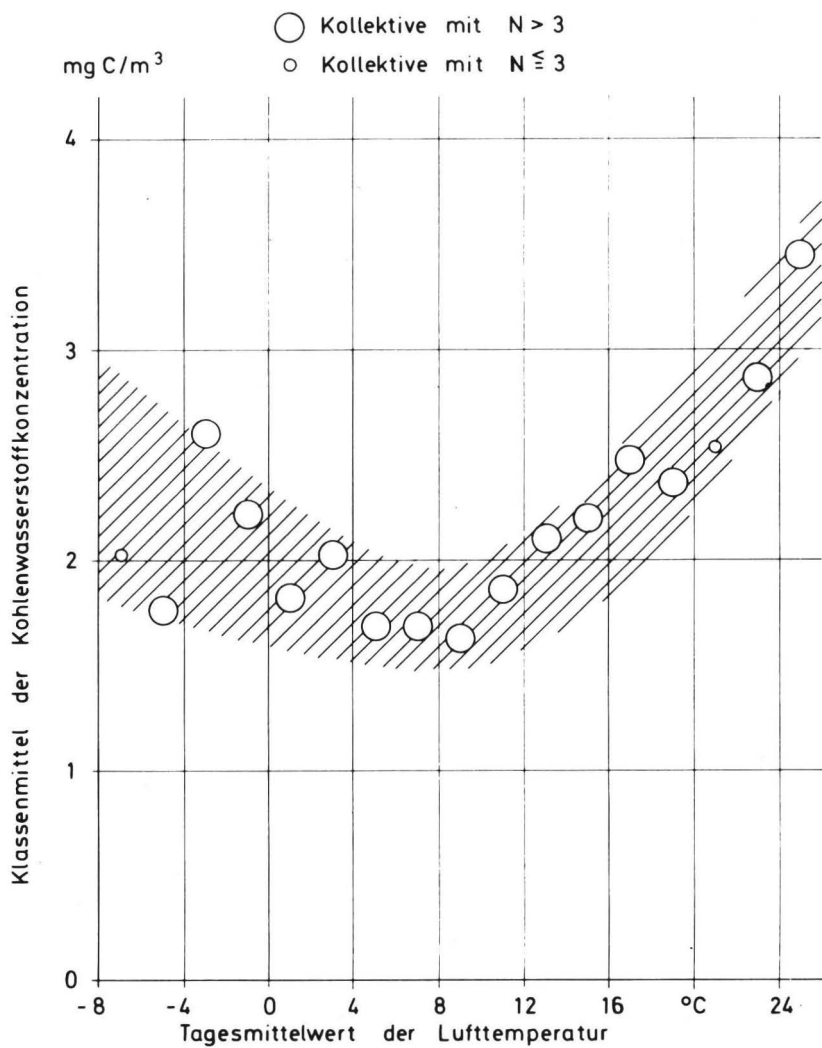


Abb. 7 Abhängigkeit der Kohlenwasserstoffkonzentration von der Lufttemperatur  
Meßstelle „Großstadtluft“

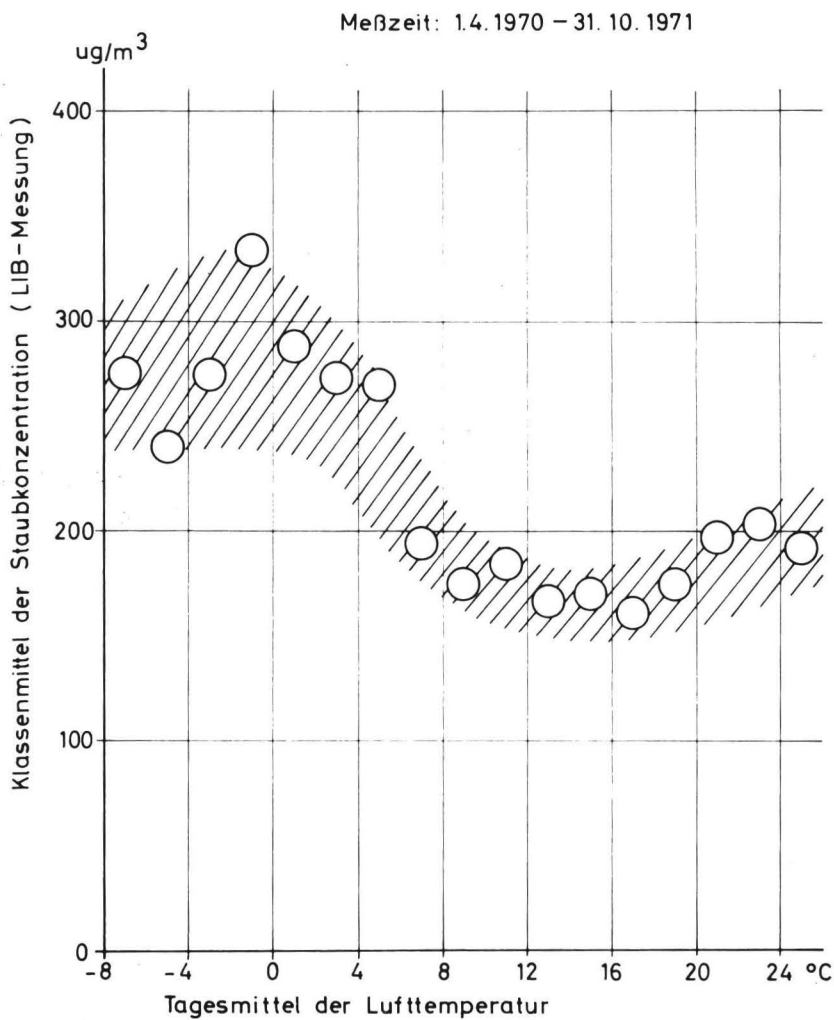


Abb. 8 Abhängigkeit der im Grobkornbereich gemessenen Staubkonzentration von der Lufttemperatur  
Meßstelle „Großstadtluft“



Meßzeit: 1. 4. 1970 – 30. 6. 1971

$$r_{St} = \frac{c_{LIB}}{c_{BAT}}$$

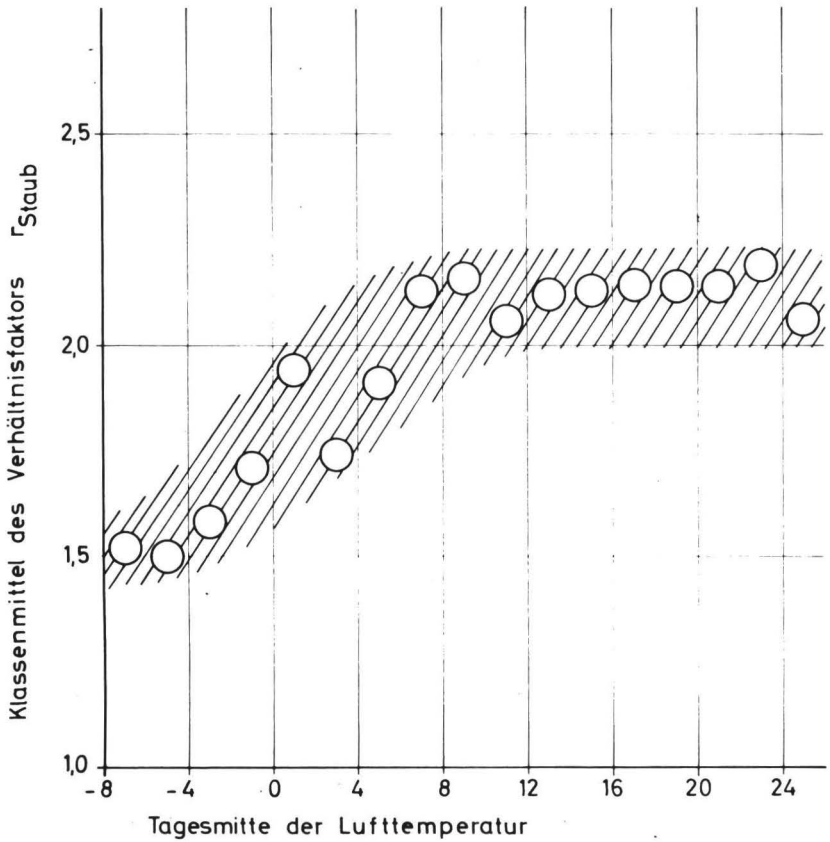


Abb.9 Abhängigkeit des Kornmassenverhältnisses  $r_{St}$  von der Lufttemperatur  
Meßstelle „Am Freistein“

Grobstaub werden im Mittel bei Niederschlagshöhen von etwa 20 bis 30 mm mehr als 50 % der vorhandenen Belastung ausgerechnet; beim Feinstaub sind es 30 bis 50 %. Der Reinigungseffekt scheint mit zunehmender Niederschlagshöhe einem Grenzwert entgegenzustreben. Man erkennt dies in der Abb. 10.

Das Konzentrationsverhältnis von Grob- und Feinstäuben wird nicht nur durch Niederschläge, sondern auch durch wechselnde Luftfeuchten beeinflusst. Wie man der Abb. 11 entnehmen kann, nimmt bei steigender relativer Luftfeuchte das Kornmassenverhältnis  $r_{st}$  ziemlich rasch ab.

### Einfluß der Windgeschwindigkeit

Die graphische Darstellung des Zusammenhanges von Immissionskonzentrationen und Windgeschwindigkeiten führt im allgemeinen auf hyperbolische Zusammenhänge von der Form

$$c = a \cdot v^{-\beta} + b$$

(c: Konzentration, v: Windgeschwindigkeit, a,  $\beta$  und b: Konstante)

Wendet man diesen Ansatz auf die vorliegenden Meßwertkollektive an, so findet man, daß beispielsweise die Konzentration von Kohlenmonoxid mit  $\beta = 0,5$  für alle vorkommenden Windgeschwindigkeiten durch eine einzige Gerade beschrieben wird, während man für alle anderen Immissionskomponenten zwei in einem Knickpunkt zusammenstoßende Geraden erhält. Die Abb. 12 zeigt dies am Beispiel der Bleikonzentration. Die auf diese Weise gewonnenen Kurven zeigen einige bemerkenswerte Eigenschaften, die u. a. die Abhängigkeit der Verdünnung von der Vorlast anzudeuten scheinen. Eine ausführliche Interpretation würde den Rahmen dieses Kurzberichtes sprengen. Sie wird an anderer Stelle gegeben werden.

Meßzeit: 25.11.69 - 31.12.71

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

○ Kollektive mit  $N > 3$

○ Kollektive mit  $N \leq 3$

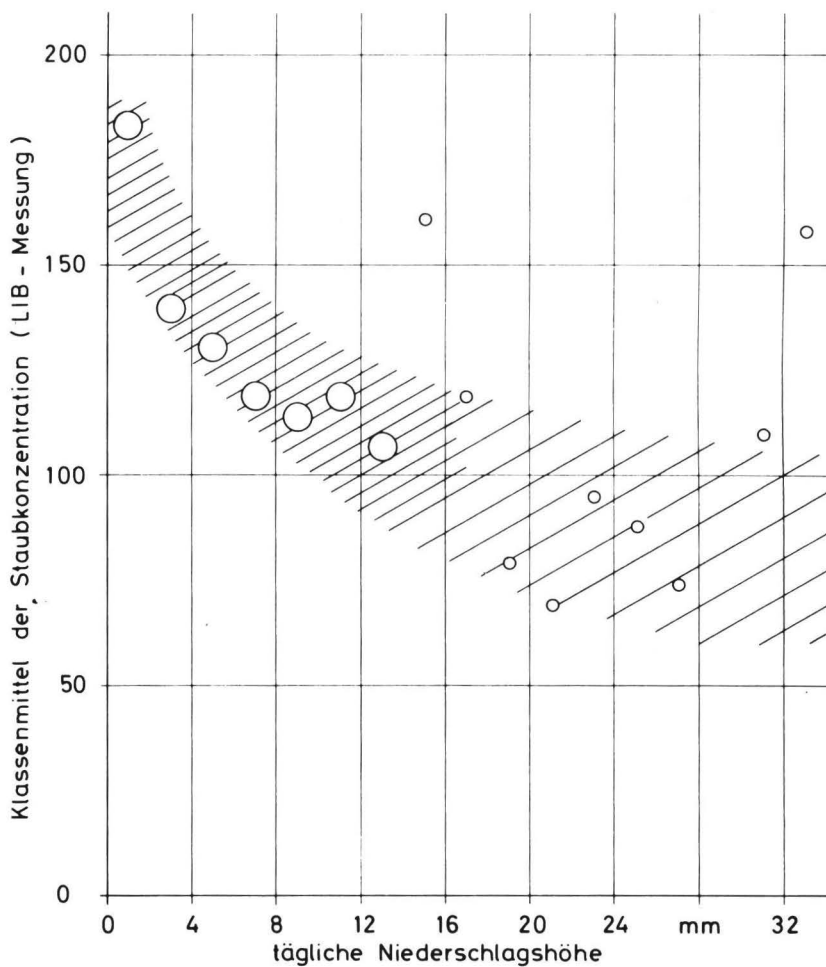


Abb. 10 Zusammenhang zwischen der im Grobkornbereich gemessenen Staubkonzentration und der täglichen Niederschlagshöhe  
Meßstelle „Am Freistein“

Meßzeit: 1.4.1970 – 28.2.1971

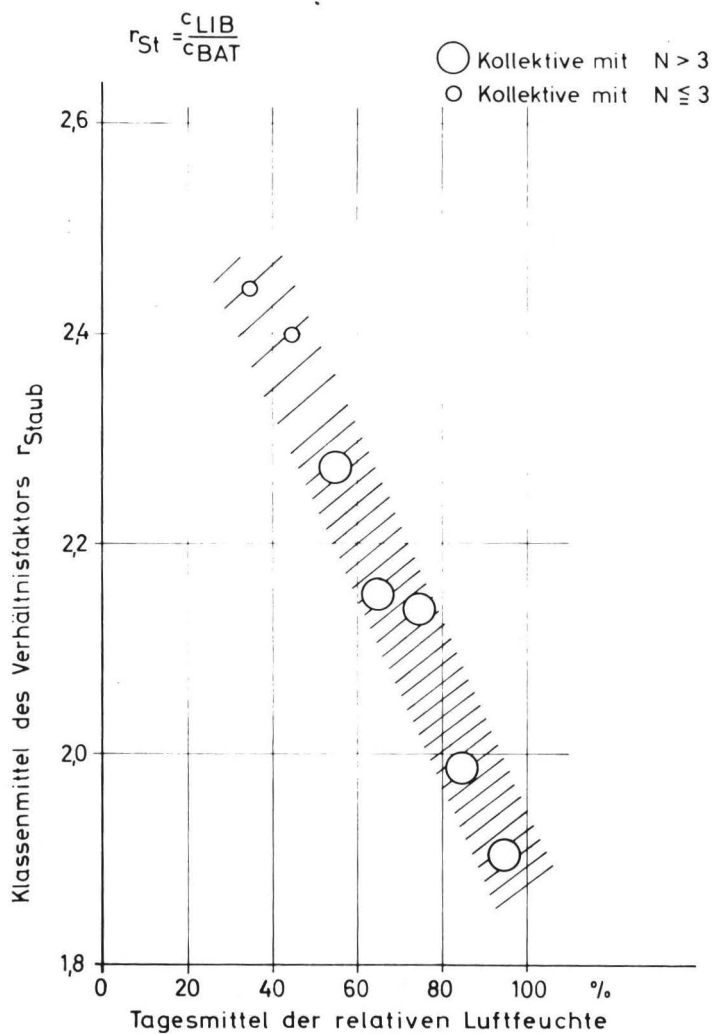


Abb. 11 Zusammenhang zwischen dem Kornmassenverhältnis  $r_{St}$  und der relativen Luftfeuchte  
Meßstelle „Am Freistein“

Meßzeit: 14.4.1970 – 28.2.1971

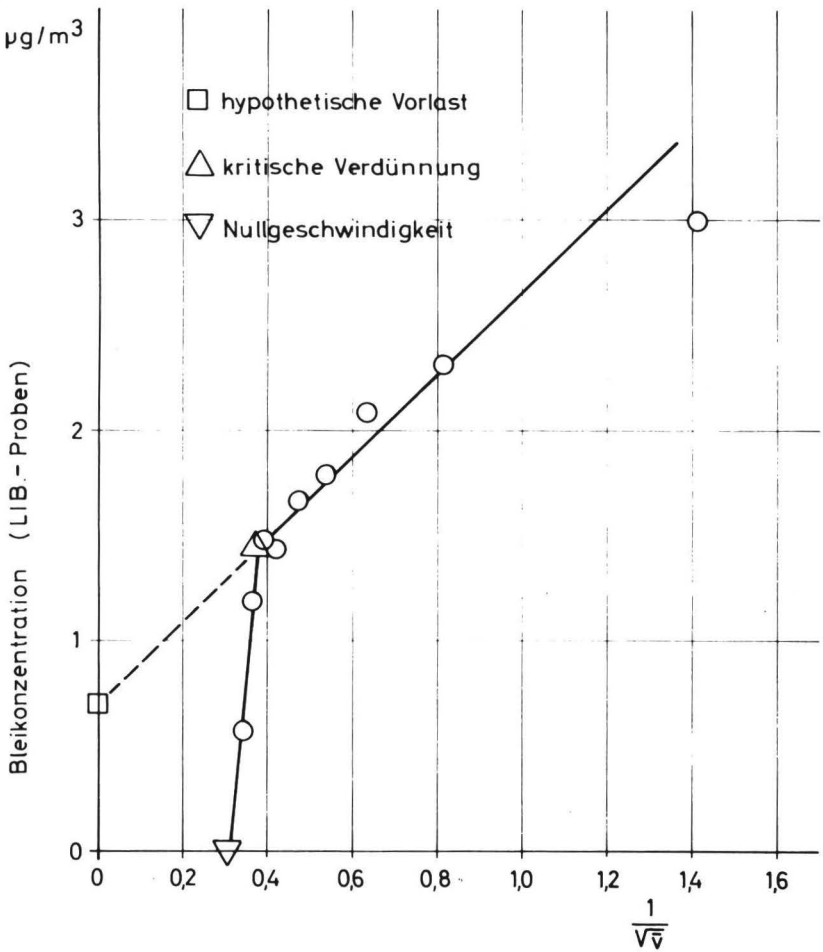


Abb.12 Abhängigkeit der im Grobkornbereich gemessenen Bleikonzentration von der Windgeschwindigkeit  $\bar{v}$   
Meßstelle „Großstadtluft“

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes „Großstadtluft“ sind an mehreren Meßstellen im Stadtgebiet von Essen umfangreiche Untersuchungen über die Konzentration verschiedener Immissionskomponenten vorgenommen worden. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe von Immissionskenngrößen dargestellt. Die Höhe der Belastungen und ihre zeitlichen Verläufe zeigen den Einfluß des Kraftfahrzeugverkehrs auf die Belastung. Aus den Veränderungen der Staubkonzentration mit der Lufttemperatur kann auf den Einfluß der Heizperiode geschlossen werden. Regenniederschläge sind gegenüber einer Reihe gasförmiger Immissionskomponenten nahezu ohne Reinigungswirkung, Stäube werden wirksamer entfernt. Die Verdünnungswirkung des Windes führt auf hyperbelartige Zusammenhänge zwischen Konzentrationen und Windgeschwindigkeiten.

Anschrift: Regierungsdirektor Dr. H. Hartkamp  
Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
43 Essen-Bredeney  
Wallneyer Straße 6



# Kohlenmonoxid-, Blei-, Stickoxid- und Benzo(a)pyren-Belastung in Kölner Straßen

*Von M. Deimel*

In Köln hat sich, wie in anderen Städten, die Zahl der zugelassenen Kraftfahrzeuge in den letzten 10 Jahren verdoppelt. Die Folge davon ist die Zunahme der Verkehrsabgasimmissionen. Je nach Wetterlage kommt es besonders in den engen, schlecht durchlüfteten Straßen der Innenstadt zur Anreicherung von Schadstoffen.

Seit 5 Jahren werden in Köln vom städtischen Institut für Lebensmittel-, Wasser- und Luftuntersuchungen schädliche Komponenten der Kfz-Abgase gemessen <sup>1 2</sup>. Hier soll über den Kohlenmonoxid (CO)-, Blei (Pb)-, Stickoxid (NO<sub>x</sub>)- und Benzo(a)pyren (BaP)-Gehalt der Straßenluft berichtet werden. Während die Konzentrationen dieser Abgaskomponenten von 1967 bis 1970 durch Stichprobenmessungen in verkehrsreichen Straßen und Unterführungen ermittelt wurden, konzentrierten wir die Messungen ab 1970 auf einen Verkehrsknotenpunkt der Innenstadt, den Neumarkt. An dieser Stelle wurden zwischen 1970 und 1973 in 5 Meßperioden von jeweils 5 bis 10 Tagen im Winter und einer Meßperiode von 15 Tagen im Sommer die CO-, Pb-, NO<sub>x</sub>- und BaP-Konzentrationen gleichzeitig kontinuierlich gemessen <sup>3</sup>.

## Der Kohlenmonoxid-Gehalt der Straßenluft

Die Messungen der CO-Konzentrationen erfolgten in 63 Straßen und 25 Unterführungen mit einem Uras am Straßenrand in 1,50 m bis 1,80 m Höhe. Die Probenahme wurde nach einem bestimmten Zeitplan durchgeführt, so daß aus jeder Straße und Unterführung Meßwerte zu allen Tages- und Jahreszeiten zwischen 6 und 20 Uhr vorlagen. Die während der Messung vorbeifahrenden Kraftfahrzeuge sowie die Windgeschwindigkeit wurden automatisch registriert.



Aus den mehr als 3000 halbstündlich integrierten Mittelwerten, deren Häufigkeitsverteilung in Tabelle 1 wiedergegeben ist, errechnete sich für die verkehrsreichen Straßen eine mittlere jährliche Belastung von 12,5 ppm und für die Unterführungen von 16,5 ppm, wobei die Konzentrationen der Sommermonate durchschnittlich 30 bis 35 % unter denen der Wintermonate lagen. Mittelwerte zwischen 20 und 25 ppm traten in 3 von 63 Straßen zwischen 6 und 20 Uhr auf. 5 Straßen hatten eine mittlere CO-Konzentration von 15 bis 20 ppm über

Tabelle 1

*Häufigkeitsverteilung der CO-Konzentrationen*  
(Straßen und Unterführungen)

ppm	<3	3—6	7—10	11—14	15—19	20—24	25—29	30—34
Anzahl der Halbstunden-mittelwerte	101	671	938	635	533	309	156	88
% Gesamtzahl	2,84	18,88	26,40	17,88	15,01	8,70	4,39	2,48
% Überschreitungs-häufigkeit	97,16	78,28	51,88	34,00	18,99	10,29	5,90	3,42

ppm	35—39	40—44	45—49	50—54	55—59	65—69	70—74	90—94	insg.
Anzahl der Halbstunden-mittelwerte	50	40	15	12	1	1	1	1	3552
% Gesamtzahl	1,41	1,13	0,42	0,34	0,03	0,03	0,03	0,03	100
% Überschreitungs-häufigkeit	2,01	0,88	0,46	0,12	0,09	0,06	0,03	—	—

14 Stunden, 30 Straßen zwischen 10 und 15 ppm. Nur in 12 Straßen lag der Mittelwert unter 8 ppm. 15 % der ermittelten CO-Halbstunden-Konzentrationen überschritten 40 ppm. Der höchste Halbstundenwert betrug bei den Straßen 74, bei den Unterführungen 90 ppm.

Die CO-Immissionen zeigten nicht nur einen ausgeprägten Tagesgang, der mit der Fahrzeugdichte übereinstimmte und in den Berufsverkehrsspitzen morgens und abends ein Maximum von 14 bzw. 19 ppm aufwies, sondern ebenfalls eine Abhängigkeit von den Windgeschwindigkeiten, wie Abb. 1 veranschaulicht. In Straßen und Unterführungen nahmen die CO-Konzentrationen mit sinkender Windgeschwindigkeit zu. Bei Windstärken unter 1m/s kam es teilweise zu

ppm CO

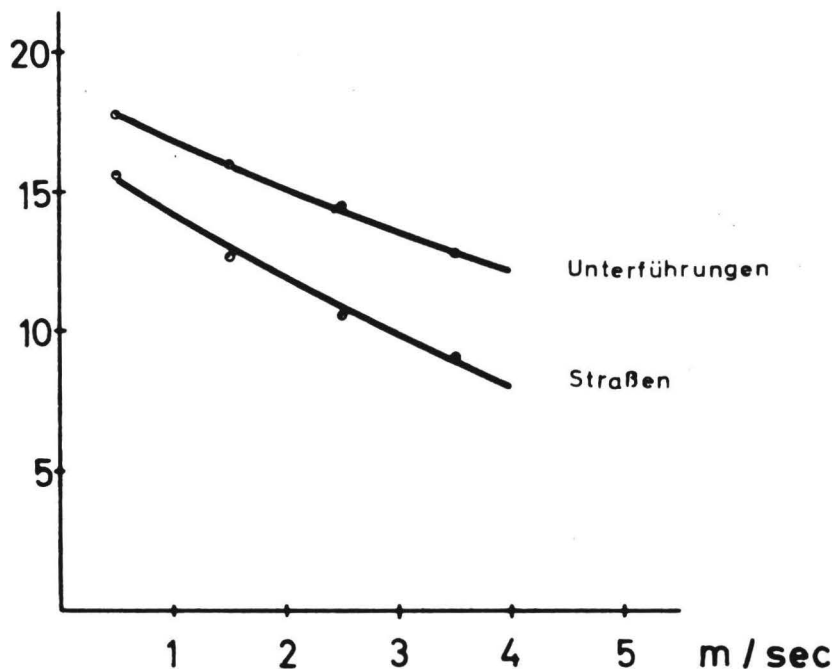


Abb. 1 Die CO-Konzentration in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (Meßzeit 1967 bis 1969)

erheblichen Anreicherungen der CO-Konzentrationen, wie aus Abb. 2 ersichtlich, die den Einfluß der Windstärke auf den Verlauf der CO-Immissionen mit zunehmender Verkehrsdichte wiedergibt.

## Der Blei-Gehalt der Straßenluft

Der Blei-Gehalt des Schwebstaubes wurde von Februar 1969 bis April 1970 in 34 Straßen und 19 Unterführungen untersucht, wobei in einer Straße (Neumarkt) schwerpunktmäßig besonders häufig gemessen wurde. Die Probenahme erfolgte wie bei den CO-Messungen am Straßenrand in 1,50 bis 1,80 m Höhe mit einem Gravikon-Sammelgerät, dem ein Glasfaserfilter vorgeschaltet war. Die Probenahmedauer betrug in den Straßen 1 Stunde, in den Unterführungen 6 Stunden. Die Filter wurden gleichzeitig zu Blei- und Benzo(a)pyren-Bestimmungen verwandt, das Blei durch Atomabsorptionsspektrometrie bestimmt.

In der Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Blei-Untersuchungen zusammengefaßt. Aus den Stichprobenmessungen ergab sich ein mittlerer Blei-Gehalt für verkehrsreiche Straßen von 4 bis 5  $\mu\text{g}$ , für Unterführungen ein höherer Wert von 6 bis 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Als maximale

Tabelle 2

*Bleigehalt des Schwebstaubes in Kölner Straßen und Unterführungen  
Meßzeit Februar 1969 bis April 1970*

	Anzahl der Einzel- proben	Meß- zeit Uhr	Probe- nahme- dauer in Std.	mittlerer Pb- Gehalt $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Minimal- werte $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maximal- werte $\mu\text{g}/\text{m}^3$	mittlere Kfz- Dichte pro Std.
verkehrsarme Straßen (34)	129	6—20	1	4,0	1,6	15,0	663
Neumarkt (Sommer)	118	6—20	1	5,0	1,8	12,8	1100
verkehrsarme Straßen (3)	18	6—20	1	0,6	0,4	0,8	8
Unterfüh- rungen (19)	19	6—12	6	6,5	3,7	11,1	598

ppm CO

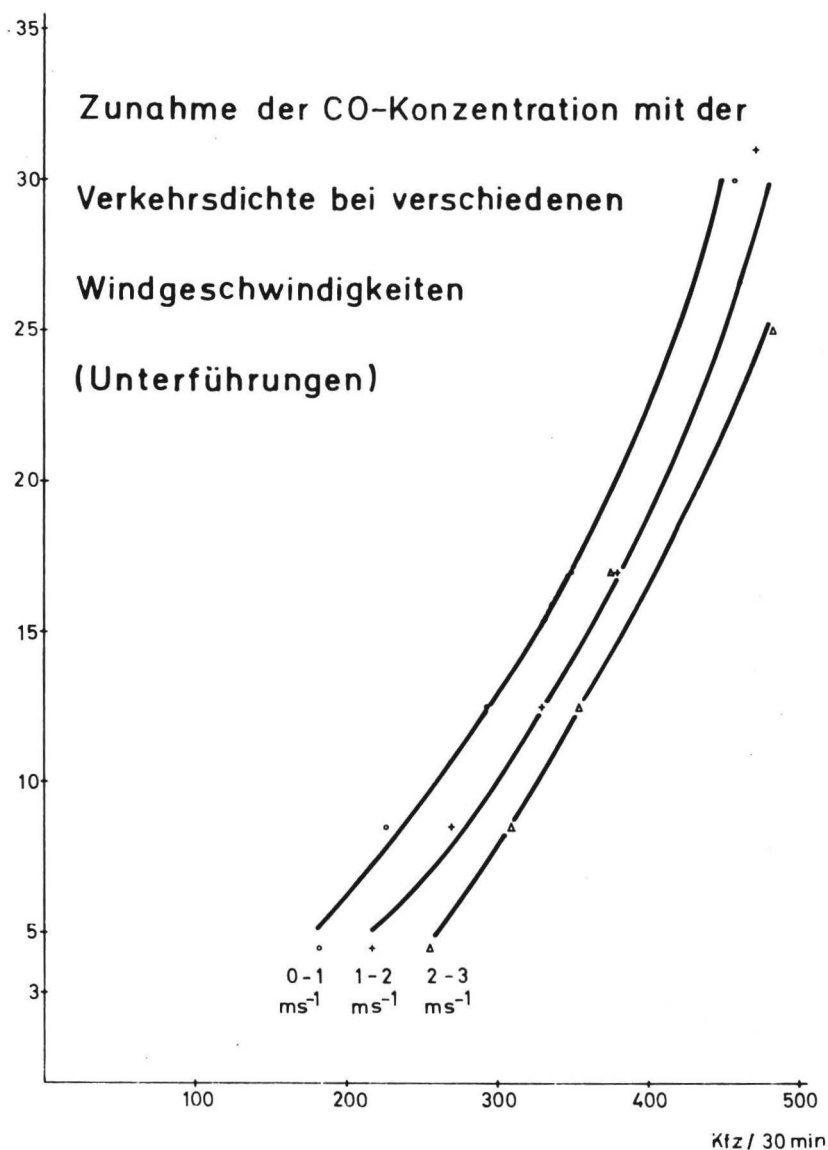


Abb.2 Zunahme der CO-Konzentration mit der Verkehrsdichte bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten (Unterführungen)

Stundenkonzentration wurde in den Straßen ein Wert von  $15 \mu\text{g}$  gefunden. Die höchste mittlere Blei-Konzentration der Unterführungen über 6 Stunden betrug  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Luft. Verkehrsarme Straßen brachten Werte unter  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### Der Stickoxid-Gehalt der Straßenluft

Stickstoffoxid-Untersuchungen wurden mit dem Imcometer, später mit dem Picos durchgeführt. In der Luft vorhandenes NO wird bei diesen Geräten durch UV-Bestrahlung bzw. durch eine sog. Reaktionsmasse zu NO<sub>2</sub> aufoxidiert.

Tabelle 3

NO<sub>x</sub>-Konzentrationen in Kölner Straßen (6-20 Uhr) — Meßzeit: Jan.-Dez. 1967

	Anzahl der Halb- stunden- mittelwerte mg/m <sup>3</sup>	mittlere NO <sub>x</sub> - Konzentration mg/m <sup>3</sup>	Minimal- werte mg/m <sup>3</sup>	Maximal- werte mg/m <sup>3</sup>	mittlere Kfz- Dichte pro 30 min
verkehrs- reiche Straßen	280	0,23	0,05	0,68	415
Meßstellen abseits vom Verkehr	918	0,08	< 0,05	0,51	—

Die Tabelle 3 enthält die ermittelten Ergebnisse. 1967 wurden NO<sub>x</sub>-Stichprobenmessungen nur z. T. in verkehrsreichen Straßen durchgeführt, die meisten Meßwerte wurden im Rahmen einer anderen Aufgabe in Gegenden mit geringem Einfluß von Kfz-Abgasen gewonnen. Die mittleren NO<sub>x</sub>-Konzentrationen der verkehrsreichen Straßen lagen mit  $0,23 \text{ mg}/\text{m}^3$  um den Faktor 3 höher als die Konzentrationen der abseits vom Verkehr gelegenen Meßstellen. Die Konzentrationen der verkehrsarmen Meßstellen waren durchweg niedrig. Nur 25 % der Meßwerte überschritten  $0,1 \text{ mg}$  und nur 3,8 %  $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Auch in den verkehrsreichen Straßen wurden bei einer

ganztägigen Inversionswetterlage mit niedriger Sperrschicht nur Spitzenkonzentrationen zwischen 0,4 und 0,7 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> festgestellt. Dagegen treten heute nicht selten im Verkehr Konzentrationen über 1 mg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> auf, wie später noch berichtet wird.

## Benzo(a)pyren-Gehalt der Straßenluft

Zur Benzo(a)pyren-Bestimmung wurden die mit dem Gravikon-Sammelgerät gewonnenen Schwebestaubproben im Soxhlet mit Benzol extrahiert, das BaP aus dem Benzol-Extrakt durch zweifache Papierchromatographie von den übrigen organischen Verbindungen abgetrennt und anschließend durch Fluoreszenzanalyse bestimmt.

Eine Übersicht über den in 45 Straßen und 10 Unterführungen gemessenen Benzo(a)pyren-Gehalt gibt Tabelle 4. Da die BaP-Konzentrationen stark jahreszeitlich abhängig sind, war eine Aufschlüsselung der Stichprobenmessungen nach Monaten erforderlich. Wie die Tabelle zeigt, ist in den Wintermonaten ein eindeutiger Anstieg der BaP-Konzentrationen zu verzeichnen. Als Ursachen hierfür sind gegenüber dem Sommer verringerte Sonneneinstrahlung, verstärkte Emissionen der Heizungsanlagen im Winter, sowie stärkere Abkühlung der Kfz-Abgase beim Verlassen des Auspuffs anzusehen.

Bei einer mittleren Kfz-Dichte von 1000 Kfz/h bewegten sich die BaP-Immissionen der Wintermonate zwischen 13 und 110 µg/1000 m<sup>3</sup> Luft, die der Sommermonate zwischen 3 und 16 µg/1000 m<sup>3</sup>. Als Maximalkonzentration wurde im Februar 1972 bei einer Kfz-Dichte von 1400 Kfz/h zwischen 15 und 16 Uhr ein Wert von 320 µg BaP/1000 m<sup>3</sup> ermittelt. Die in Unterführungen gemessenen Konzentrationen lagen im Mittel 50 % höher als die der Straßen.

## Kombinierte CO-, Pb-, NO<sub>x</sub>- und BaP-Messungen am Neumarkt

Die kombinierten CO-, Blei-, NO<sub>x</sub>- und BaP-Messungen am Verkehrsknotenpunkt Neumarkt vermitteln einen Überblick über die ganztägige Belastung der Atemluft in unseren Straßen.

Tabelle 4

*Benzo(a)pyren-Konzentration des Schwebstaubes in Kölner Straßen*  
*Meßzeit: Februar 1969 bis November 1970*

Straßen (6 bis 20 Uhr)					
	Anzahl der Messungen Stunden-	mittlere BaP-Kon- zentration	Minimal- werte	BaP Maximal- werte	mittlere Kfz-Dichte
	Mittelwerte	$\mu\text{g}/1000 \text{ m}^3$		$\mu\text{g}/1000 \text{ m}^3$	pro Std.
Januar	—	67	—	—	1080
Februar	62	79	29	320	748
März	56	62	21	130	947
April	65	26	3	110	965
Mai	91	10	5	14	1278
Juni	60	6	2	14	941
Juli	122	11	3	22	1063
August	27	11	9	12	720
September	55	8	4	11	911
Oktober	25	27	12	37	727
November	41	57	40	75	991
Dezember	8	178	110	310	475

Unterführungen (6 bis 20 Uhr)					
	Anzahl der Messungen Stunden-	mittlere BaP-Kon- zentration	Minimal- werte	BaP Maximal- werte	mittlere Kfz-Dichte
	Mittelwerte	$\mu\text{g}/1000 \text{ m}^3$		$\mu\text{g}/1000 \text{ m}^3$	pro Std.
Januar	—	—	—	—	—
Februar	29	124	75	270	610
März	18	45	27	65	547
April	—	—	—	—	—
Mai	45	17	11	35	661
Juni	—	—	—	—	—
Juli	—	—	—	—	—
August	—	—	—	—	—
September	—	—	—	—	—
Oktober	—	—	—	—	—
November	4	195	140	250	913
Dezember	2	460	—	—	1172

In Tabelle 5 sind die Meßergebnisse aus 5 Meßperioden in den Wintermonaten November bis Februar und einer Meßperiode im September zusammengefaßt. Die Wintermittelwerte setzen sich aus Meßergebnissen von insgesamt 31 Tagen zusammen. Die Sommerperiode erstreckt sich über 15 Meßtage. Meteorologische Faktoren waren von starkem Einfluß auf die Höhe der Konzentrationen. Ganztägige Inversionen mit niedrigen Sperrschichten führten z. B. im November 1970, 1971 und im Januar 1972 zu Höchstkonzentrationen bei allen Schadstoffen mit Tagesmittelwerten von 28 ppm CO, 12 µg Blei/m<sup>3</sup> und 122 µg BaP/1000 m<sup>3</sup>. Im Februar 1973 wurden infolge langanhaltenden Regenwetters die niedrigsten Konzentrationen registriert.

Stickstoffoxid-Messungen fanden während der ersten 3 Meßperioden nicht statt. Der in der Tabelle 5 angegebene Mittelwert würde — falls über 5 Perioden gemessen — wahrscheinlich höher liegen. Bei gleichbleibender Kfz-Dichte ergaben sich, wie allgemein gefunden wird, auch am Neumarkt für den Winter höhere Konzentrationswerte als für den Sommer.

Wie sich neben den Witterungsbedingungen die Kfz-Dichte auf die Höhe der Konzentrationen auswirkt, veranschaulicht der Tagesgang in Abb. 3.

Bei der geringsten Verkehrsdichte zwischen 3 und 5 Uhr morgens sind alle Schadstoffkonzentrationen niedrig. Mit zunehmendem Verkehr steigen sie an und zeigen im Berufsverkehr morgens und abends jeweils ein Maximum.

Die mittleren täglichen CO- und Blei-Belastungen erreichten ihre Höchstwerte zwischen 17 und 18 Uhr mit 28 ppm bzw. 7 µg/m<sup>3</sup>. Die Konzentrationen der Stickstoffoxide waren mit 0,8 mg/m<sup>3</sup> zwischen 8 und 10 Uhr morgens höher als zu den Berufsverkehrsspitzen am Nachmittag. Beim BaP fällt auf, daß die Höchstwerte zu unterschiedlichen Zeiten zwischen 8 bis 12 Uhr vormittags und 16 bis 20 Uhr nachmittags auftraten.

Eine weitere Aussage über die Beziehung zwischen Kfz-Dichte und Schadstoffkonzentrationen sowie zwischen den Konzentrationen



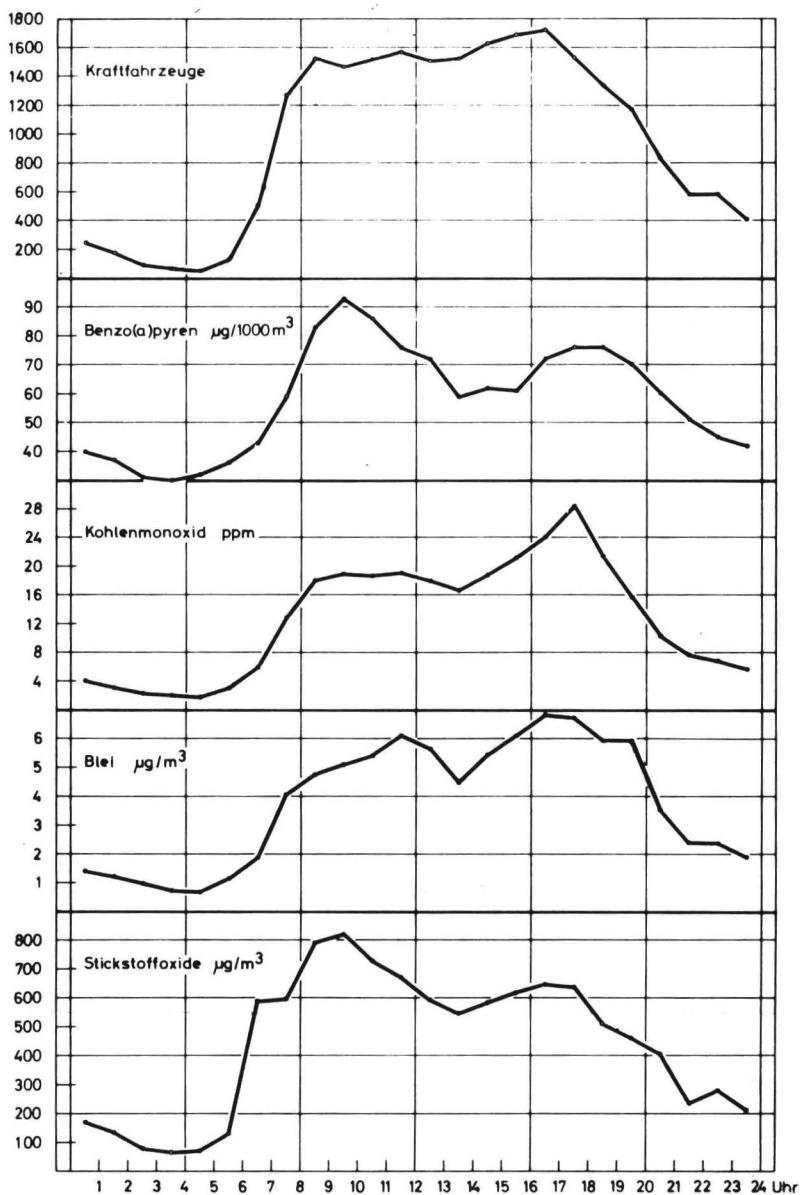


Abb. 3 Tagesverlauf von Kfz-Abgaskomponenten (Winter 1970 bis 1973)

Tabelle 5

Schadstoffkonzentrationen am Neumarkt

Meßzeit: 1970 bis 1973 (Stundenmittelwerte)

		Winter (5 Meßperioden, 31 Tage)					Sommer (1 Meßperiode, 15 Tage)				
Uhr- zeit		CO	Pb	NO <sub>x</sub>	BaP	Kfz	CO	Pb	NO <sub>x</sub>	BaP *	Kfz
		ppm	µg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	µg/ 1000 m <sup>3</sup>	pro Std.	ppm	µg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	µg/ 1000 m <sup>3</sup>	pro Std.
6—20	Mittelwert	18,5	5,4	0,61	69	1428	11,0	3,2	0,36	10	1360
	Maximalwert	70,0	18,8	1,69	232	2259	25,0	11,1	1,86	—	2113
	Minimalwert	3,0	0,9	0,05	12	237	3,0	0,2	0,07	—	141
20—6	Mittelwert	4,9	1,7	0,18	40	318	4,9	1,9	0,14	11	309
	Maximalwert	16,0	9,4	1,58	138	1064	16,0	6,8	0,61	—	1188
	Minimalwert	1,0	0,3	0,02	6	18	1,0	0,5	0,01	—	30
0—24	Mittelwert	13,0	3,9	0,45	60	966	8,5	2,9	0,27	11	930
6—20	höchster Tages- mittelwert	28,2	11,6	0,93	122	1740	17,2	5,1	0,52	18	1507
	niedrigster Tages- mittelwert	7,6	1,3	0,20	22	1045	4,4	1,3	0,10	4	1098

\* Bei der Analyse wurden Stundenmessungen mehrerer Tage zusammen bestimmt

Tabelle 6

Mittlere und maximale Konzentrationen von CO, Pb, NO<sub>x</sub> und Benzo(a)pyren  
im Verkehr verschiedener Städte

Komponente	Meßort	Anzahl der Messungen	Meßdauer (Std.)	mittlere Konzentration	max. Konzentration	Meß- höhe m	Bemerkungen
CO (ppm)	Köln 67/69	1824	30 min (6-20)	12,5	74	1,5	Stichproben, 63 Straßen
	Köln 70/73	389	1	13,0	70	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle
	Berlin 66/67	248	1 (6-22)	14,5	31	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>4</sup>
	Berlin 72	9497	30 min	8,2	36	6,0	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>5</sup>
	München 72	4101	30 min	6,8	35	2,0	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>5</sup>
	Paris 71/72	5907	1	13,4	62	2,0	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>5</sup>
	Turin 71/72	7655	1	7,4	73	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>5</sup>
Pb µg/m <sup>3</sup>	Köln 69/70	129	1 (6-20)	4,0	15,0	1,5	Stichproben, 34 Straßen
	Köln 70/73	400	1 (6-20)	5,4	18,0	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle
	Berlin 66/67	164	1 (6-20)	4,7	13,4	3,0	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>4</sup>
	Düsseldorf 65	46	1 (8-17)	3,9	6,0	1,0	Stichproben, 10 Straßen <sup>6</sup>
	Ffm 73	105	24	2,7	5,1	3,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>7</sup>
	Rom 71/72	66	4 (11-15)	6,6	9,7	1,5	Stichproben, 1 Meßstelle <sup>8</sup>
	Paris 71/72	110	48. u. 72	2,8	11,4	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle <sup>8</sup>
	London 71/72	242	11 (8-19)	6,9	20,2	1,5	Stichproben, 1 Meßstelle <sup>8</sup>
	Köln 67	280	30 min (6-20)	230	680	1,50	Stichproben in verkehrsreichen Straßen

NO <sub>x</sub> µg/m <sup>3</sup>	Köln 70/73 (Wintermonate)	370	1 (0-24)	450	1690	1,50	kontinuierlich, 1 Meßstelle
	München 71	alle 3 bis 4 Wochen	1 (8-17)	468	746 max. Monats- mittelwert	1,50	Stichproben, Jan. bis Dez. 71, 40 Meßstellen <sup>9</sup>
	Turin 71		0-24	245	460 max. Monats- mittelwert	1,50	kontinuierlich Mai bis Dez. 71, 1 Meßstelle <sup>9</sup>
	Brüssel 72		30 min	162	222 max. Monats- mittelwert	1,80	kontinuierlich Juli bis Dez. 72, 1 Meßstelle <sup>9</sup>
Benzo(a)- pyren ng/m <sup>3</sup>	Köln Februar 69/70	62	1 (6-20)	79	320	1,5	Stichproben in verkehrs- reichen Straßen
	Köln Winter 70/73	400	1 (6-20)	69	232	1,5	kontinuierlich, 1 Meßstelle
	Hamburg Februar 62	16	2 (10-12)	147	—	2,0	1 Meßstelle <sup>10</sup>
	Bonn Februar 65	15	8-16.30	133	—	2,0	1 Meßstelle <sup>11</sup>
	Düsseldorf Februar 65	15	8-16.30	125	—	2,0	1 Meßstelle <sup>11</sup>
	Bochum Februar 65	15	8-16.30	244	—	2,0	1 Meßstelle <sup>11</sup>
	Düsseldorf Jan./Febr. 71	15	—	51	—	—	1 Meßstelle <sup>12</sup>
	Bochum Jan./Febr. 71	25	—	149	—	—	1 Meßstelle <sup>12</sup>

der Schadstoffe untereinander bringt die Berechnung des Korrelationskoeffizienten ( $r$ ):

CO/Kfz-Dichte	$r = + 0,95$
Pb/Kfz-Dichte	$r = + 0,96$
NO <sub>x</sub> /Kfz-Dichte	$r = + 0,92$
BaP/Kfz-Dichte	$r = + 0,89$
CO/Pb	$r = + 0,98$
NO <sub>x</sub> /Pb	$r = + 0,85$
BaP/Pb	$r = + 0,89$
NO <sub>x</sub> /CO	$r = + 0,86$
BaP/CO	$r = + 0,89$
BaP/NO <sub>x</sub>	$r = + 0,91$

Bei den aus den Mittelwerten des Tagesgangs berechneten Korrelationskoeffizienten besteht nahezu ein linearer Zusammenhang einerseits zwischen Kfz-Dichte und Schadgasen und andererseits auch zwischen den Schadgasen untereinander. Vergleicht man die Tagesmittelwerte von 6 bis 20 Uhr der verschiedenen Komponenten untereinander, so ergeben sich niedrigere Korrelationskoeffizienten zwischen 0,4 und 0,8. Aufgrund der gefundenen Korrelation lassen sich bei der Messung von nur einem Schadgas Schlüsse auf die mittleren Konzentrationen der anderen Komponenten ziehen.

Ähnliche Werte wie in Köln wurden auch in anderen deutschen und europäischen Großstädten gefunden (s. Tabelle 6) <sup>4-12</sup>. Die Ergebnisse zeigen, daß Straßenpassanten und insbesondere in Straßennähe im Freien beschäftigte Berufstätige der Einwirkung eines Gemisches verschiedener Schadstoffe unterliegen, die jeder für sich und z. T. synergistisch zusammenwirkend den Organismus belasten. Der Vergleich der Meßergebnisse mit den für einzelne Komponenten geltenden bzw. vorgeschlagenen Grenzwerten <sup>13-15</sup> macht die Notwendigkeit deutlich, geeignete Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu treffen.

## Literatur

- 1 Guthof, O. und M. Deimel: 3. und 4. Bericht über die im Raum Köln durchgeführten Luftuntersuchungen 1967 bis 1969, 1969 bis 1971.
- 2 Deimel, M. und R. Gableske: Messung verschiedener Abgaskomponenten des Kraftfahrzeugverkehrs in Köln: Städtehygiene, 24 (1973), 268-272.
- 3 Deimel, M., O. Guthof und R. Gableske: Ganztägige Kfz-Immissionen an einem Verkehrsknotenpunkt in der Innenstadt Kölns. Veröffentlichung in Vorbereitung.
- 4 Lahmann, E.: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 28, 1969.
- 5 Gemeinschaftsbericht über den 1971 und 1972 in der Luft gemessenen Gehalt an Kohlenmonoxid in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft. Berichterstatter: L. Truffert. Veröffentlichung im Druck.
- 6 Heller, A. und H. Kettner: Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubbiederschlägen. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 29, 1969.
- 7 Georgii, H. W., und andere: Wissenschaftliche Arbeiten zur Luftreinhaltung. Bericht des Universitätsinst. für Meteorologie und Geophysik, Frankfurt/Main 1974. (Veröffentlichung in Vorbereitung).
- 8 Der atmosphärische Bleigehalt in der Europäischen Gemeinschaft. Jahresbericht 1971/72 der Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Luxemburg. 1973, EUR 4982.
- 9 Gemeinschaftsbericht über den in der Luft gemessenen Stickoxidgehalt in den Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft. Berichterstatter: Dr. Jost. Veröffentlichung im Druck.
- 10 Hettche, H. O.: Benzpyrene und Spurenelemente in Großstadtluft. Int. J. Air Wat. Pol. 8 (1964), 185-191.
- 11 Hettche, H. O.: Die Belastung der Atmosphäre durch polyzyklische Aromaten im Großraum eines Industriegebietes. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes NW. Heft 12 (1968), 92-108.
- 12 Weisz, H. und A. Brockhaus: Nachweis und Bestimmung von 2-Naphtol im Großstadtaerosol. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 157 (1973), 28-33.
- 13 VDI-Richtlinien, Handbuch Reinhaltung der Luft, VDI-Verlag, Düsseldorf.
- 14 Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erlaß des Bundesmin. für Gesundheitswesen vom 8. 9. 1964. Gemeinsames Ministerialblatt, herausgegeben vom BMI, 15, (1964), 433-448.
- 15 Schlipkötter, H.-W.: Tolerierbare Grenzen der Luftverschmutzung. Handelsblatt (Düsseldorf) Nr. 244, (1973), 14-15.

Anschrift: Frau Chemiedirektor Dr. M. Deimel  
Institut für Lebensmittel-, Wasser- und  
Luftuntersuchungen der Stadt Köln  
5 Köln  
Eifelwall 7

# Automatische Messung von Kraftfahrzeug-Abgasbestandteilen in Leverkusen

Von W. Breuer

## 1. Einleitung

Über das Immissionsmeßnetz der BAYER AG in Leverkusen wurde verschiedentlich berichtet<sup>1 2 3 4 5</sup> und dabei auch die spezielle Fragestellung aufgezeigt, die uns zu derart umfangreichen Messungen veranlaßte.

Die entscheidenden Fragen, die sowohl die geographische Anordnung als auch die Ausrüstung und Auswertung der Messungen bestimmen, lauten: woher? und warum? — und zielen auf die verursachenden Emittenten oder Emittentengruppen, bzw. auf besondere Emissions- und Ausbreitungsbedingungen. Daß bei diesen Messungen schon frühzeitig der Kraftfahrzeugverkehr als bedeutende Quelle auffallen mußte, ist verständlich.

## 2. Das Meßnetz

Zur Beurteilung der Flächenbelastung sind zwischen 8 und 14 Einzelgeräte, vornehmlich für automatische SO<sub>2</sub>-Messungen, stationär eingesetzt, ergänzend dazu drei registrierende Geräte für Windrichtungs- und -geschwindigkeitsmessungen in verschiedenen Höhen (18, 41 und 54 m) und eine Registrierung der vertikalen Temperaturschichtung der ersten 200 m der Atmosphäre in Stufen von 50 m.

Besonderen Aufschluß bei der Identifizierung von Quellen geben die Großstationen (Abb. 1), von denen vier ortsfest sind, eine fünfte für Sonderuntersuchungen an wechselnden Standorten eingesetzt wird und eine sechste, der Meßwagen, voll mobil und ständig in Lee des Werkes postiert ist.



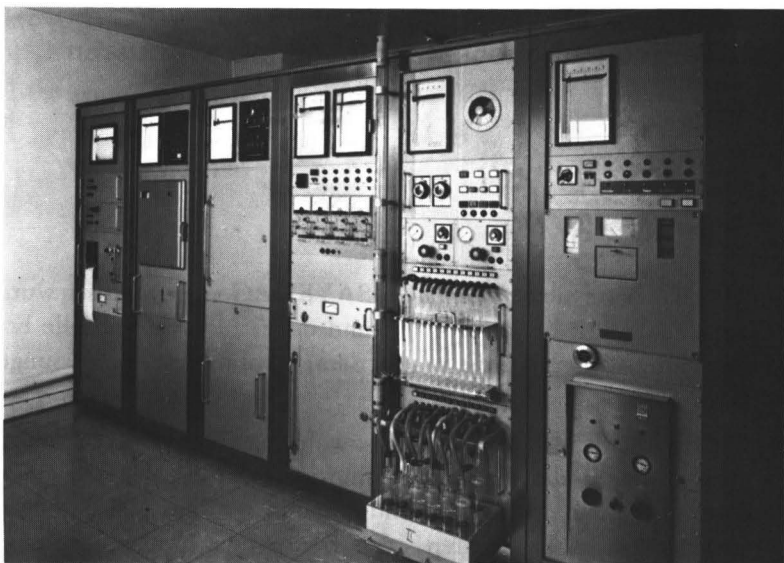


Abb.1 Großstation „Kurtekotten“ mit automatischer, windrichtungsgesteuerter Probenahme für Einzelbestimmungen, mit Registrierung der Windrichtung und -geschwindigkeit und der Komponenten  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO} + \text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  und  $\text{CH}_4$ .

### 3. Die Auswertung

Das umfangreiche Meßmaterial geht größtenteils über Lochkarten und Rechner in die statistische Dokumentation. Daneben werden aber auch umfangreiche Sonderuntersuchungen durchgeführt und die Registrierungen, insbesondere die der Großstationen, sofort „on line“ ausgewertet, und zwar zunächst nach Augenschein, um besondere Situationen rasch erkennen und die Quellen unverzüglich identifizieren zu können.

Bei dieser Auswertung nutzen wir die Tatsache, daß die Emittenten in der Regel nicht eine, sondern gleich mehrere Abgaskomponenten emittieren, die in der Immission als für den Emittenten typisches Komponenten-Spektrum wiederzufinden sind.

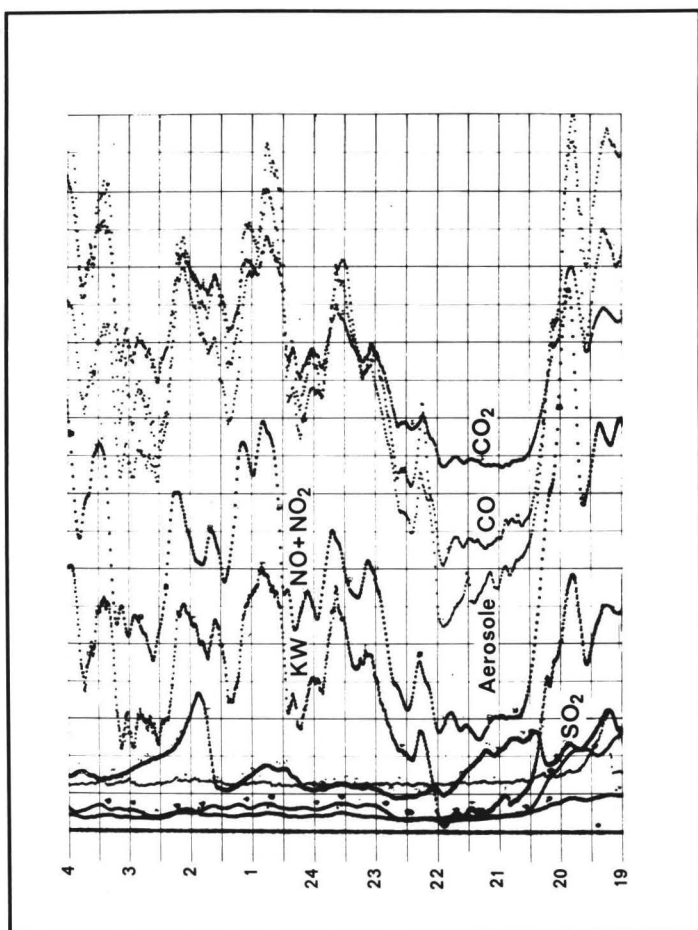


Abb.2 Typische Registrierung einer Großstation während einer austauscharmen Wetterlage.

Ein Beispiel dafür bietet Abb. 2. Das Registrierdiagramm einer der Großstationen zeigt den zeitlichen Konzentrationsverlauf von neun verschiedenen Komponenten. Hervorgehoben sind sechs, nämlich  $\text{SO}_2$ , Aerosole,  $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ , KW (Kohlenwasserstoffe) und  $\text{NO} + \text{NO}_2$ . Bis auf das  $\text{SO}_2$  zeigen diese Komponenten einen Gleichlauf der Konzentrationsschwankungen. Offensichtlich stammen diese Immissionen von einem Emittenten oder einer bestimmten Emittentengruppe. Die genaue Analyse dieser Werte und der meteorologischen Situation weist eindeutig auf vorherrschende Kraftfahrzeugabgase hin (siehe <sup>3)</sup>).

#### 4. Messung von Kraftfahrzeugabgasen

Mit diesem Beispiel sind aus dem Gesamtspektrum der Kraftfahrzeugabgase bereits die Komponenten aufgelistet, die wir in Leverkusen automatisch registrieren:

$\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ , Kohlenwasserstoffe, Aerosole,  $\text{NO}_2$  und  $\text{NO} + \text{NO}_2$ . Eingehende Untersuchungen ergaben als Hauptanteil der Stickoxide aus Kraftfahrzeugabgasen das  $\text{NO}$ , was bei der Auswertung der Summenmessung  $\text{NO} + \text{NO}_2$  zu berücksichtigen ist.

Unsere langjährigen Messungen haben ein großes Material eingebracht, das allerdings nicht gezielt und systematisch auf Kraftfahrzeugabgase hin ausgewertet vorliegt. Wir können aber auf routinemäßig nach Windrichtungen aufgeschlüsselte statistische Auswertungen von Einzelkomponenten zurückgreifen und ebenso auf eine große Zahl sorgfältig ausgewerteter Einzelsituationen. Letztere wurden als Modellfälle für die Ausbreitung bodennah emittierter Abgase eingehend studiert.

##### 4.1 Statistische Auswertung längerer Meßperioden

Beispiel einer nach Windrichtungen aufgeschlüsselten statistischen Auswertung automatischer Messungen (Abb. 3) sei die  $\text{NO} + \text{NO}_2$ -Messung an der im freien Gelände zwischen dem Bayerwerk (1,0 km) und der sechsspurigen Autobahn (0,5 km) gelegenen Großstation „Kurttekotten“. In den 16 Windrichtungen sind

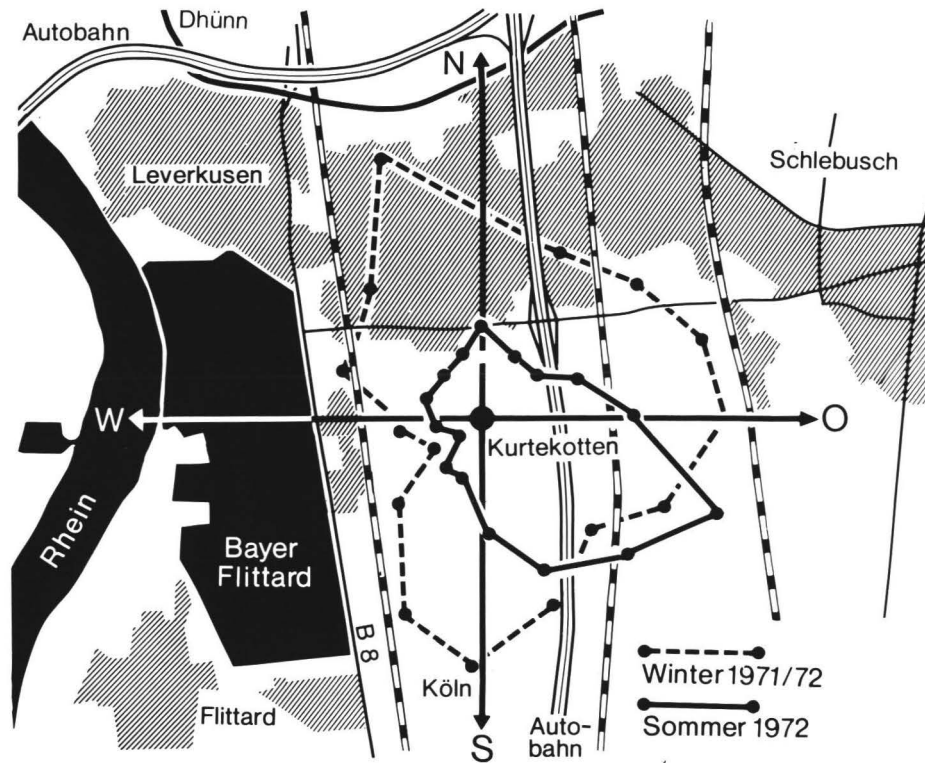


Abb.3 Nach Windrichtungen aufgeschlüsselte 95 %-Werte der Summenhäufigkeit der  $\text{NO} + \text{NO}_2$ -Konzentration (Großstation „Kurtekotten“).

die 95 %-Werte der Summenhäufigkeit der Halbstundenmittel als Polarkoordinaten aufgetragen. Die Sommerwerte schwanken zwischen 0,03 und 0,2 ppm und vermitteln einen sehr genauen Rundblick auf die umgebende Verkehrsdichte. Die Werte bei südöstlichen Winden sind überhöht durch die häufigen nächtlichen Strahlungsinversionen, die mit schwachen, in der Kölner Bucht orographisch vorgeprägten SO-Winden gekoppelt sind. Im Winter verliert der Kraftverkehr seinen dominierenden Einfluß. Das Bild wird mehr durch die Siedlungskonzentrationen geprägt (Köln im S, Leverkusen und Opladen im N). In beiden Jahreszeiten ist der Einfluß des Chemiewerkes im Westen relativ gering.

Ein weiteres Beispiel sei mit der Abb. 4 gegeben. Hier sind die Messungen einer vorübergehend unmittelbar am Werksrand an

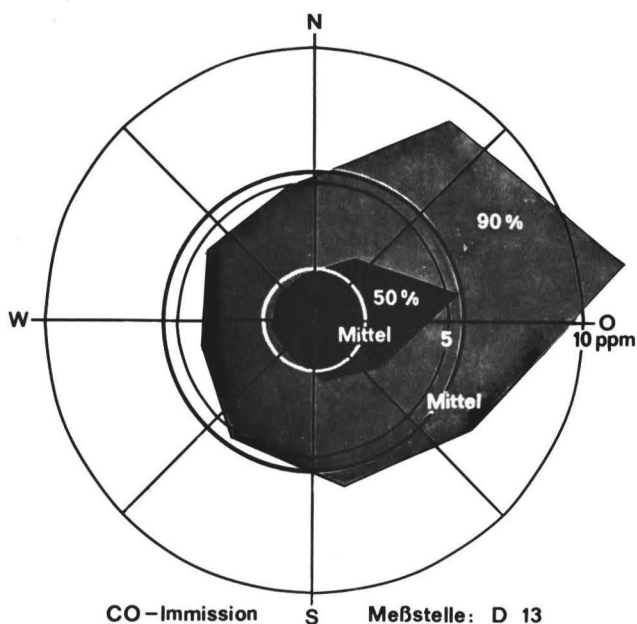


Abb. 4 Nach Windrichtungen aufgeschlüsselte Summenprozentwerte der CO-Konzentration, gemessen an der stark befahrenen Bundesstraße 8.

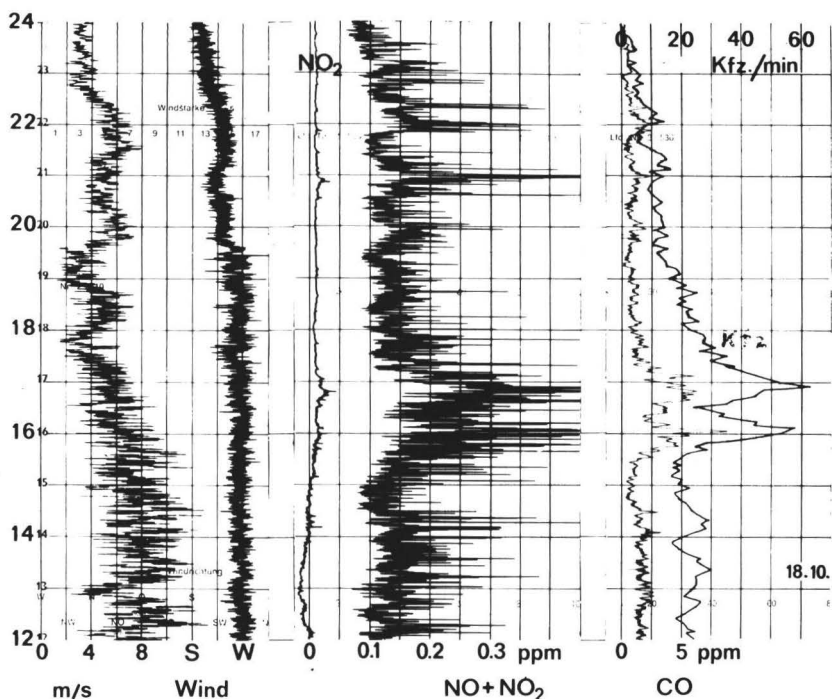


Abb. 5 Verkehrsaufkommen und Registrierung der NO<sub>2</sub>-, NO + NO<sub>2</sub>- und CO-Konzentration an der B 8 während lebhafter westlicher Winde.

der stark befahrenen B 8 aufgestellten Großstation aufgeführt. Die CO-Konzentration wird praktisch nur noch durch den Kraftfahrzeugverkehr bestimmt. Die höheren Werte bei Ost-Wind sind in erster Linie auf die bei dieser Windrichtung häufigeren Strahlungsinversionen zurückzuführen. Eine Windrichtungszuordnung der Emissionen ist in diesem Falle weder überzeugend noch sinnvoll, da beiderseits der Meßstelle Gebäude beide Straßenränder säumen und Luftwirbel (siehe<sup>6</sup>) den Zutrag der Abgase zu der in 3,5 m Höhe am westlichen Straßenrand gelegenen Sonde bestimmen.

Dieser Zutrag bei W-Winden, also gegen die Windrichtung, ist sehr deutlich in Abb. 5 zu erkennen. Das linke Diagramm zeigt

über viele Stunden lebhaft bis stürmische, konstant aus W wehende Winde. Die  $\text{NO} + \text{NO}_2$ -Konzentration (mittleres Diagramm) schwankt ebenso wie die CO-Konzentration (rechts) synchron mit der Verkehrsdichte, die nach einer Verkehrszählung in das rechte Diagramm übertragen wurde. Deutlich sind hier die um 16 und 17 Uhr nach Dienstscluß einsetzenden Verkehrswellen zu erkennen. Die  $\text{NO}_2$ -Konzentration wird durch den Kraftfahrzeugverkehr kaum beeinflusst.

#### 4.2 Diskussion besonderer Situationen

Mit der Abb. 5 wurde bereits eine Einzelsituation interpretiert. Eine weitere habe ich zu Beginn (Abb. 2), andere in früheren Veröffentlichungen<sup>2 3</sup> vorgestellt. Ohne zu wiederholen seien hier zwei Fälle hinzugefügt, die insofern interessant sind, als die Ergebnisse der eben erwähnten, am Straßenrand gelegenen Station mit denen einer 200 m hinter dieser im Werksgelände liegenden zweiten Großstation verglichen werden. Diese zweite Station entnimmt die Probeluft in 17 m Höhe.

Die Registriertdiagramme des ersten Falles (Abb. 6) zeigen zunächst wieder ein getreues Abbild der Verkehrsdichte. Allerdings werden diesmal am Straßenrand etwa 4mal höhere Konzentrationen gemessen als im vorhergehenden Beispiel. Auffällig sind der relativ langsame Rückgang der Belastungen nach 18.00 Uhr und der unverhältnismäßig hohe Anstieg um 22.00 Uhr, zur Zeit des abendlichen Schichtwechsels.

Daß hier eine völlig andere meteorologische Situation vorliegt, zeigt Abb. 7. Es weht ein schwacher Wind (1 bis 2 m/s, gemessen in 41 m Höhe) aus Ost bis Südost (linkes Diagramm). Mit einem Hoch über Südosteuropa hat sich ruhiges Herbstwetter eingestellt. Eine relativ stabile Schichtung hat den vertikalen Austausch eingeschränkt. In 800 m Höhe liegt eine Inversionsschicht. Mit Sonnenuntergang (17.30 Uhr) bildet sich eine Strahlungsinversion aus (mittleres Diagramm), die innerhalb kurzer Zeit den Vertikalaustausch völlig unterbindet. Die 200 m entfernt liegende zweite Station registriert mit ihren empfindlicher eingestellten

Meßgeräten (rechtes Diagramm) praktisch überhaupt nicht die Verkehrsspitzen, reagiert aber sofort sehr empfindlich auf die großräumig ansteigenden Konzentrationen. Diese halten praktisch die ganze Nacht über an und lassen nach eingehender Analyse einen zunehmenden Anteil an Hausbrandabgasen erkennen, was durch den Anstieg der  $\text{SO}_2$ -Konzentration und den Rückgang der  $\text{NO} + \text{NO}_2$ -Konzentration deutlich wird.

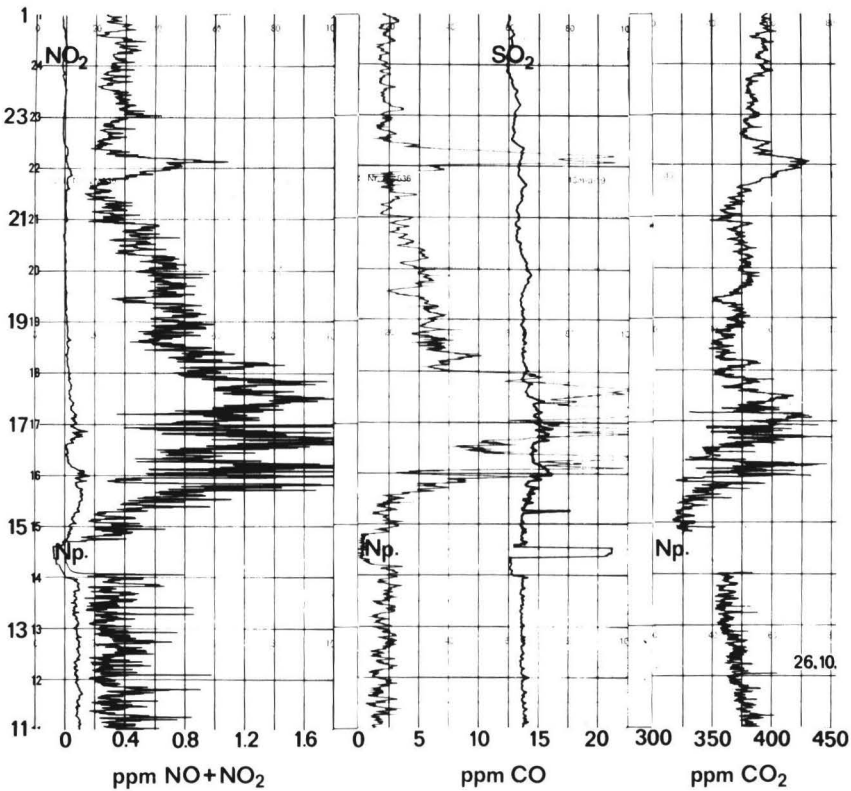


Abb. 6  $\text{NO}_2$ -,  $\text{NO} + \text{NO}_2$ -,  $\text{CO}$ -,  $\text{SO}_2$ - und  $\text{CO}_2$ -Konzentration an der B 8 bei Aufbau einer Bodeninversion (vgl. Abb. 7).



Der zweite Fall steht unter ähnlichen meteorologischen Verhältnissen. Diesmal liegen wir auf der Vorderseite eines Hochs im Zustrom feuchter Meeresluft aus nördlichen Richtungen. Die nächtliche Bodeninversion führt zu ausgedehnten Nebelfeldern. In 900 m Höhe liegt eine kräftige Absinkinversion. Der Wind weht zunächst konstant aus NNW (Abb. 8, linkes Diagramm)

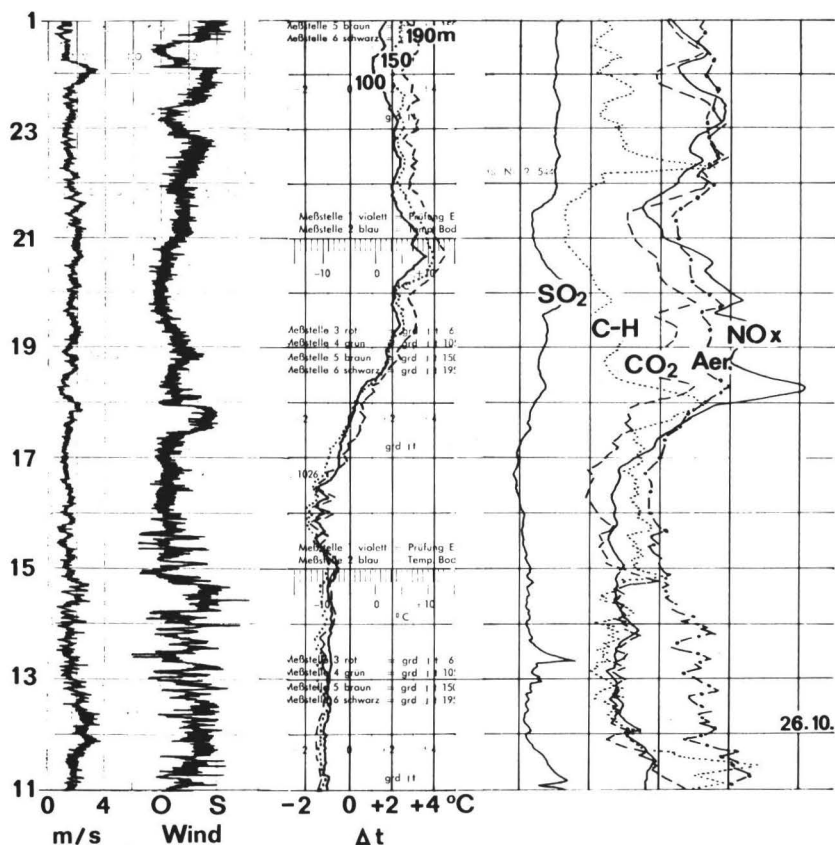


Abb.7 Aufbau einer Bodeninversion bei schwachen SE-Winden und Registrierungen einer Großstation in 200 m Entfernung zur B 8.

mit mittlerer Geschwindigkeit, die dann gegen 22.00 Uhr abfällt. Sofort dreht der Wind in die orographische Vorzugsrichtung Südost ein. Mit diesem Eindrehen, das zeitlich mit dem abendlichen Schichtwechsel zusammenfällt (NO + NO<sub>2</sub>- und CO-Spitzen an der B 8, mittleres und rechtes Diagramm) driftet nun stärker belastete Luft an die Meßstellen. Die zweite, von der Straße

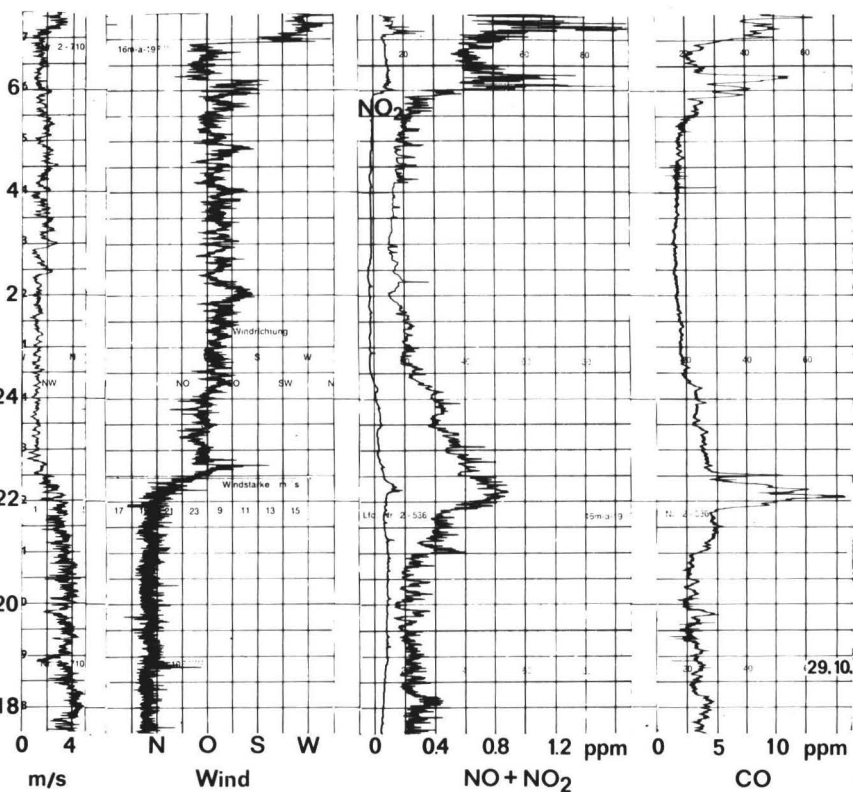


Abb. 8 Windverhältnisse und an der B 8 gemessene NO<sub>2</sub>-, NO + NO<sub>2</sub>- und CO-Konzentration (vgl. Abb. 9).

entfernt liegende, Großstation reagiert wieder sehr empfindlich auf diesen Luftwechsel (siehe Abb. 9, mittleres Diagramm). Die Konzentrationen fast aller Komponenten steigen plötzlich an. Auch hier spielt offensichtlich die Verkehrsdichte auf den nahen Straßen nur eine untergeordnete Rolle. Bestimmend ist der Verkehr im weiträumigen Hinterland, dem Großraum Köln, wie

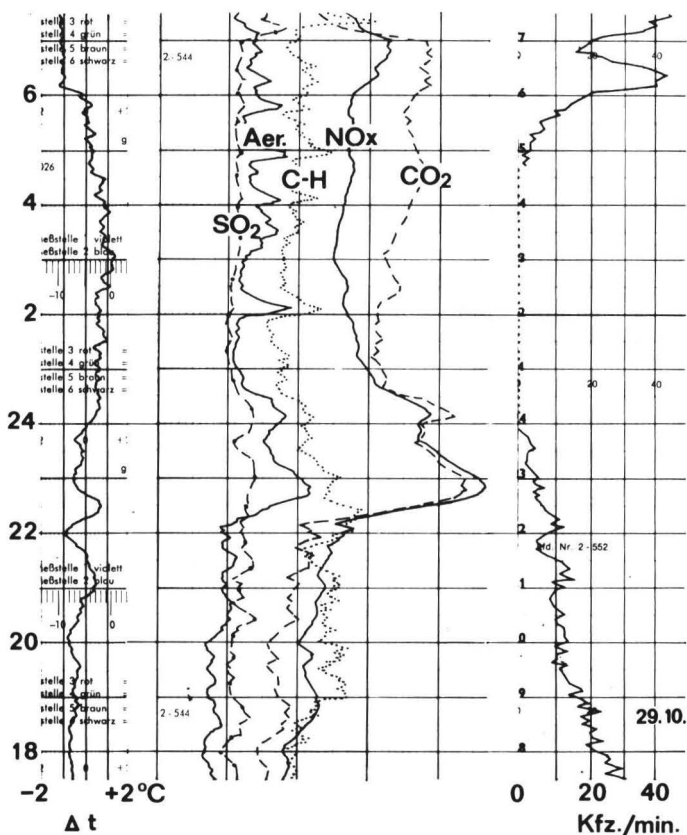


Abb. 9 Verkehrsaufkommen, Temperaturgradient und Registrierungen der 200 m von der B 8 entfernten Großstation.

eine weitergehende Studie der Luftströmung ergab. Auffallend ist auch der häufig zu beobachtende Gleichlauf der Kohlenwasserstoff- und Aerosolkonzentrationen.

## 5. Zusammenfassung

Die Immissionsmessungen der BAYER AG im Raum Leverkusen sind nicht speziell zur Untersuchung der Belastung durch Kraftfahrzeugabgase ausgerichtet, vermögen aber über die routinemäßige statistische Auswertung und die gezielte Auswertung besonderer Situationen sowohl die örtlich differierenden Belastungen als auch den Einfluß der lokalen und der großräumigen Verkehrsdichten abzuschätzen. Einige Beispiele machen deutlich, wie wichtig die Lage einer Meßstation für ihre Aussage ist. Schon eine Versetzung um 200 m und 10 m Höhenunterschied ermöglichen einen Durchblick durch die lokalen Fluktuationen auf die großräumigen Vorgänge.

## Literatur.

- 1 Breuer, W. und Winkler, K.: Schwefeldioxid-Immissionen bei austauscharmen Wetterlagen. Staub 25 (1965), 98-101.
- 2 Breuer, W. und Winkler, K.: Herkunft und Ausbreitung von Luftverunreinigungen, ermittelt durch stationäre Registrierung mehrerer Immissionskomponenten. Part. I, Proceedings of the International Clean Air Congress, London (Okt. 1966), S. 239-242.
- 3 Breuer, W.: Automatische Vielkomponenten-Messung in Leverkusen. Beitrag zum wissenschaftlichen Kolloquium des Instituts für Wasser-, Boden- und Luft-hygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem (Jan. 1970). Ref.: Bundesgesundheitsblatt 13 (1970), 189-192.
- 4 Breuer, W.: Die Aussage automatischer Analysen in der Luftüberwachung. CZ-Chemie-Technik 1 (1972), 207-210.

5 Käß, K., Grote, A. und Winkler, K.: Herkunft der Immissionen im Raume Leverkusen. Proceedings of the Third International Clean Air Congress, Düsseldorf (Okt. 1973), E 57-E 59.

6 Georgii, H.-W., Busch, E. und Weber, E.: Untersuchung über die zeitliche und räumliche Verteilung der Immissions-Konzentration des Kohlenmonoxid in Frankfurt am Main. Berichte des Institutes für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt/Main, Nr. 11, Mai 1967.

Anschrift: Direktor Dr. W. Breuer  
BAYER AG  
Leverkusen

# Kohlenmonoxid im Straßenverkehr

## Untersuchungsergebnisse aus dem Ruhrgebiet

*Von F. Richert*

Von den vom Hygiene-Institut des Ruhrgebiets durchgeführten Messungen über Kohlenmonoxid im Straßenverkehr soll hier über zwei Untersuchungen berichtet werden, die aus hygienischer Sicht sehr interessant sind.

Bei der einen Untersuchung handelt es sich um Messungen in einer 180 m langen Eisenbahnunterführung. Am Ostausgang, stadteinwärts, wird der Verkehr durch eine Ampelanlage gesteuert. Die zweispurige Straße wird etwa 120 m nach der Ampel einspurig weitergeführt. Bei einem starken Verkehrsaufkommen entsteht hier sehr schnell ein Fahrzeugstau, der oft schon vor der Unterführung beginnt. Neben dem Autoverkehr herrscht hier in Spitzenzeiten durch den in der Nähe liegenden Bahnhof auch ein relativ starker Personenverkehr. Auf der Nordseite der Unterführung befinden sich noch einige Geschäfte.

Da von Fußgängern und den Geschäftsleuten häufig Beschwerden über unzumutbare Belästigungen durch den Straßenverkehr vorgebracht worden waren, haben wir dort Messungen der CO-Konzentration durchgeführt. Es wurde an verschiedenen Stellen in der Unterführung gemessen. Die Entfernung vom Straßenrand betrug etwa 1 m, die Höhe etwa 1,5 m. Zur Messung wurden sowohl ein URAS-Gerät als auch DRÄGER-Prüfröhrchen benutzt.

Es wurden folgende Ergebnisse erzielt: Während der Zeit von 6 bis 20 Uhr betrug die durchschnittliche CO-Konzentration 25 ppm, während der Nacht fiel die Konzentration sehr stark ab und lag bei 3 ppm. Werte über 50 ppm lagen in etwa 8 % der Zeit vor.

Bei starkem Verkehrsaufkommen sind die Konzentrationen nach fließendem und stehendem Verkehr getrennt worden. Dabei konnten Konzentrationswerte bis zu 95 ppm bei stehendem und bis zu 50 ppm bei fließendem Verkehr gemessen werden.

Neben den Messungen in der Unterführung haben wir auch in den Geschäften einige Proben genommen. Die CO-Konzentrationen lagen dort zwischen 12 und 30 ppm. Leider war niemand bereit, sich einer Blutentnahme zu unterziehen, damit der CO-Hb-Wert bestimmt werden konnte. Aber trotzdem sind diese Konzentrationen sehr hoch, und sie sind eine unzumutbare Belastung, wenn nicht sogar eine gesundheitliche Gefährdung, besonders für die Personen, die diesen Konzentrationen über einen längeren Zeitraum ausgesetzt sind.

Die andere Untersuchung wurde auf der Autobahn Oberhausen-Frankfurt vorgenommen. Es sollte die CO-Konzentration bei Kolonnenbildung auf der Autobahn 1. am Fahrbahnrand und 2. im Innern eines PKW bei geschlossenem Fenster festgestellt werden.

Als Meßtag wurde der erste Tag der Sommerferien gewählt, an welchem nach den bisherigen Erfahrungen stets ein starkes bis sehr starkes Verkehrsaufkommen herrscht. Unseren Erwartungen entsprach der Verkehr an diesem Tage nicht, trotzdem konnten einige interessante Daten ermittelt werden.

Die Durchschnittswerte der CO-Konzentration — gemessen ca. 1 m vom Fahrbahnrand in 1,5 m Höhe — betrugen bei allen Meßpunkten 6 bis 7 ppm bei regem bis lebhaftem Verkehr.

Im Innern des PKW wurden Durchschnittswerte von 9 ppm CO gemessen bei einer Geschwindigkeit von etwa 70 km/h und starkem Verkehr. Durch einen Verkehrsunfall kam es zu einem Stau und die Geschwindigkeit fiel auf etwa 5 km/h. Die CO-Konzentrationen im Wageninnern stiegen stark an, es wurden Werte zwischen 17 und 30 ppm registriert.

Wenn man berücksichtigt, daß die zur Diskussion stehenden Grenzwerte der CO-Konzentration

8 ppm als Durchschnittswert für 24 Stunden  
16 ppm als Durchschnittswert für 8 Stunden  
80 ppm als Durchschnittswert für 1 Stunde

sind, so zeigen die gemessenen Werte, daß es zu kritischen und sogar zu bedenklichen Situationen kommen kann. Bedenkt man außerdem, daß viele Personen täglich mit dem PKW zur Arbeit fahren und daß an Ampelkreuzungen — besonders in Verkehrsspitzenzeiten — sich

die Fahrzeuge stauen, so ist es nicht verwunderlich, daß durch derartige CO-Konzentrationen die Aufmerksamkeit des Fahrers herabgesetzt wird, oft Auffahrunfälle geschehen und man schon abgespannt zur Arbeit kommt.

Anschrift: Dr. F. Richert  
Hygiene-Institut des Ruhrgebiets  
465 Gelsenkirchen  
Rotthausen Straße 19





# **Das Vorkommen von Benzo(a)pyren und partikulärem Blei bei unterschiedlichen Immissionssituationen**

*Von A. Brockhaus, H. Weisz, K. H. Friedrichs und U. Krämer*

Seit 1965 wird durch das Medizinische Institut für Lufthygiene und Silikoseforschung an vier Meßstellen in Nordrhein-Westfalen die Konzentration partikelförmiger Luftverunreinigungen bestimmt. Inzwischen erfolgt zusätzlich eine qualitative Analyse der gewonnenen Proben. Über Messungen des Benzo(a)pyren- und Bleigehalts der Atmosphäre an drei Meßstellen wird im folgenden berichtet.

## **1. Beschreibung der Meßstellen**

Die Meßstelle Duisburg liegt in einem Gartengelände etwa 2,5 km westlich vom Stadtzentrum in geringer Entfernung von nur 1 km zur Hüttenindustrie und 500 Meter zu Wohngebieten. Im Norden verläuft in etwa 500 Meter Abstand die Autobahn von Duisburg nach Moers.

Die Meßstelle Düsseldorf liegt auf dem Gelände des Instituts für Lufthygiene etwa 2 km südlich des Stadtzentrums. Metallverarbeitende Industrie befindet sich 2 km im Nordosten, chemische Industrie 5 km im Südosten der Meßstelle. In etwa 100 Meter Entfernung verlaufen zwei stark befahrene Bundesstraßen.

Die dritte Meßstelle (Krahm) liegt im Bergischen Land 35 km östlich von Köln in einem wenig kontaminierten Gebiet mit geringer Bevölkerungsdichte. Sie befindet sich am Rande einer kleinen Ortschaft ohne Durchgangsverkehr mit meist land- und forstwirtschaftlichen Nutzungsflächen. Die Entfernung zu den umliegenden Ortschaften beträgt 2 bis 4 km.

## **2. Sammlung der Proben**

Zur Probenahme dienen BAT I-Geräte, bei denen entsprechend der Abscheidekennlinie des Zyklons eine Auftrennung des Gesamt-

aerosols in zwei Fraktionen erfolgt. Die feinen atembaren Partikel werden auf einem Filter abgeschieden und anschließend analysiert. Die Wahl der Filter richtet sich nach der zu analysierenden Substanz. Für die Analyse der organischen Verbindungen sowie für die gravimetrische Bestimmung der Aerosolkonzentration werden Glasfaserfilter Nr. 9 der Firma SCHLEICHER & SCHÜLL, zur Metallanalyse Membranfilter Nr. 11302 der Membranfiltergesellschaft Göttingen, eingesetzt. Die Probenahmezeit beträgt normalerweise 24 Stunden (von Mittag zu Mittag 12 Uhr).

### 3. Analysenverfahren

Die gravimetrische Bestimmung der Aerosolkonzentration erfolgt durch Differenzwägung der Filter nach Trocknung über 24 Stunden im Exsikkator. Zur Benzpyrenanalyse werden die Glasfaserfilter im Soxhlet erschöpfend mit Cyclohexan extrahiert. Ein Teil der Extraktionslösung wird mit einem automatischen Auftraggerät auf acetylierte Zellulose aufgetragen und nach einem Verfahren von WIELAND und KRACHT chromatographiert<sup>1</sup>. Das abgetrennte Benzpyren wird in Azeton gelöst und fluoreszenzoptisch quantitativ bestimmt.

Zur Analyse des Bleis werden zwei Sektoren des Membranfilters getrennt mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid naß verascht, die Lösung verdünnt und mit der Methode der flammenlosen Atomabsorption analysiert.

### 4. Ergebnisse der Benzpyrenbestimmungen

Da aus medizinischer Sicht besonders die langfristige Belastung des Menschen durch diese Verbindung interessiert und der Aufwand der Messungen recht groß ist, wurden die Proben über einen Monat zusammengefaßt und gemeinsam analysiert. Die auf diesem Wege gewonnenen Monatsmittelwerte liegen nunmehr für mehrere Jahre vor.

Es ist bekannt, daß die Häufigkeitsverteilung der Fremdstoffkonzentration in der Atmosphäre vielfach durch eine logarithmische Normalverteilung angenähert beschrieben werden kann. Wir haben daher versucht, die vorliegenden Benzopyrenwerte in üblicher Weise auf logarithmischem Wahrscheinlichkeitsnetz darzustellen. Der in Abbildung 1 dargestellte Kurvenverlauf läßt jedoch erkennen, daß ein Mischkollektiv vorliegt. Es gelingt durch Auftrennung der Werte in die Halbjahre April bis September und Oktober bis März, für jeden Meßpunkt zwei neue Verteilungsfunktionen zu erhalten, die, wie die Abbildungen 2 und 3 zeigen, wesentlich besser einer solchen angenommenen Normalverteilung entsprechen. In der Tabelle 1 sind Mittelwert, Medianwert sowie andere charakteristische Werte der Meßergebnisse zusammengefaßt.

Tabelle 1

*Charakteristische Werte der Benzo(a)pyrenkonzentration in ng/m<sup>3</sup> an den drei Meßstellen für die Jahre 1969 bis 1973*

Meßstelle	Zeitraum	Mittelwert	Medianwert	97,5 %-Wert *	höchster gemessener Einzelwert	Zahl der Werte
Krahm	April	0,8	0,6	2,6	2,6	29
Düsseldorf	bis	6,4	3,8	28,0	28,9	29
Duisburg	September	23,3	16,5	87,7	97,2	29
Krahm	Oktober	7,1	5,9	21,2	21,0	26
Düsseldorf	bis	56,8	50,3	127,7	190,8	27
Duisburg	März	130,7	122,4	255,3	272,5	26

\* 97,5 %-Wert aus der Verteilungskurve berechnet

## 5. Meteorologische Einflüsse

Die Darstellung der Einzelmesswerte in den einzelnen Monaten im Laufe der Jahre läßt zunächst den bekannten jahreszeitlichen

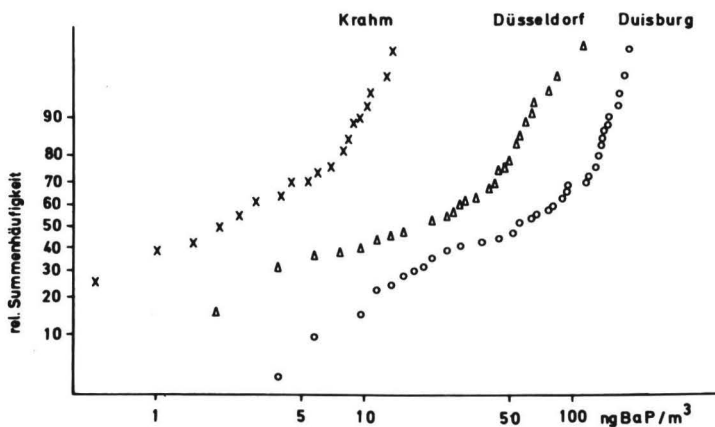


Abb. 1 Häufigkeitsverteilung aller Monatsmittelwerte der Benzo(a)pyrenkonzentration in den Jahren 1969-73

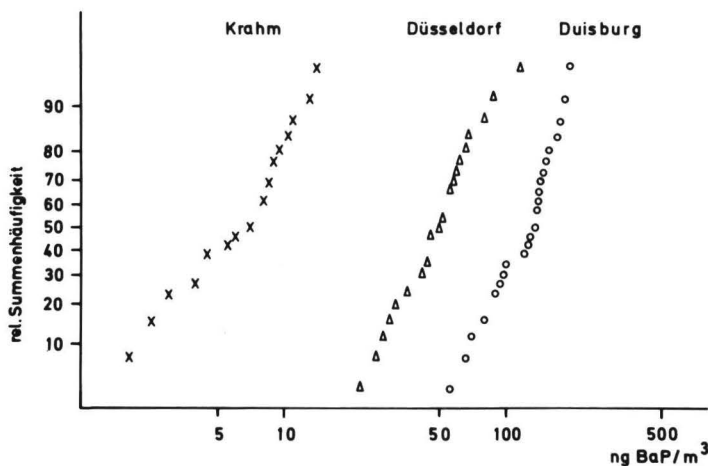


Abb. 2 Häufigkeitsverteilung der Monatsmittelwerte der Benzo(a)pyrenkonzentration in den Jahren 1969-73 für die Monate Oktober bis März

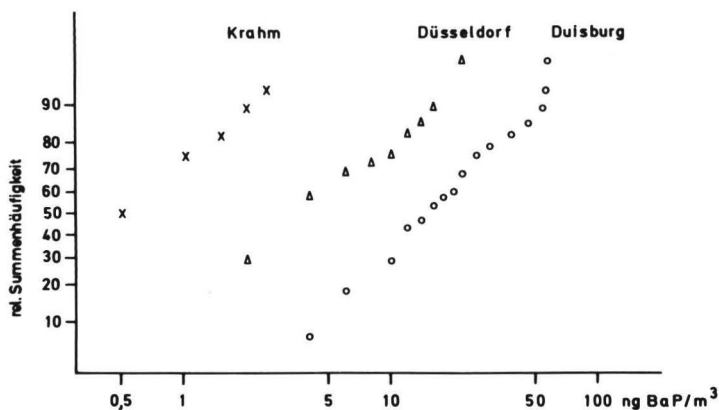


Abb. 3 Häufigkeitsverteilung der Monatsmittelwerte der Benzo(a)pyrenkonzentration in den Jahren 1969-73 für die Monate April bis September

Gang der Konzentration erkennen (Abb. 4). Darüber hinaus wird aber auch ein für alle Meßpunkte ähnlicher Trend erkennbar, der auf einen großräumigen meteorologischen Einfluß hinweist. So ist z. B. im Dezember 1969 und im Januar 1973 an allen Meßpunkten ein

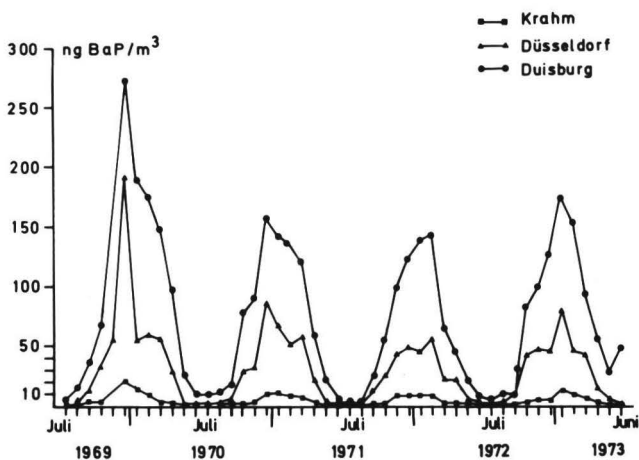


Abb. 4 Verlauf der Benzo(a)pyrenkonzentration über mehrere Jahre.

deutliches Maximum vorhanden. Wir haben daher den Korrelationskoeffizienten der Benzo(a)pyrenkonzentration zu einigen meteorologischen Daten der Wetterstation Essen<sup>8</sup> ermittelt. Wie Tabelle 2 erkennen läßt, ist dieser Koeffizient für die mittlere Monatstemperatur hoch und deutet auf einen engen Zusammenhang dieser beiden Größen hin. Ein solcher Zusammenhang wird auch in Abb. 5 sichtbar, in der die Benzo(a)pyrenkonzentration für die drei Monate Dezember bis Februar, in denen die höchsten Benzpyrenwerte gefunden werden, der mittleren Temperatur des gleichen Zeitraumes in den einzelnen Jahren gegenübergestellt wurde. Man erkennt eine gleichlaufende Tendenz an allen Meßstellen sowie einen entsprechenden, jedoch entgegengesetzt gerichteten Gang der mittleren Temperatur.

## 6. Ergebnisse der Bleibestimmungen

Die Bleibestimmungen werden erst seit Oktober 1972 durchgeführt, so daß die Zahl der Werte noch nicht sehr groß ist. Die bis dahin an allen Wochentagen durchgeführte Messung mit einem Glasfaserfilter wird an einem Tag der Woche durch eine solche mit Membranfilter ersetzt. Alle Wochentage werden gleich häufig gewählt,

Tabelle 2

*Korrelationskoeffizienten der natürlichen Logarithmen der Benzo(a)pyrenkonzentrationen mit einzelnen meteorologischen Einflußgrößen in den Jahren 1969 bis 1973.*

Meßstelle	Zeitraum	Temperatur	Frosttage	Sonnenschein-Niederschlag dauer	
Krahm	April	— 0,82		0,57	0,13
Düsseldorf	bis	— 0,87		0,54	0,01
Duisburg	September	— 0,79		0,42	0,01
Krahm	Oktober	— 0,82	0,56	0,80	0,05
Düsseldorf	bis	— 0,77	0,77	0,55	0,12
Duisburg	März	— 0,92	0,81	0,74	0,06

(Temperatur = mittlere Monatstemperatur, Frosttage = Zahl der Tage mit Minustemperatur unter Null, Sonnenschein = Sonnenscheindauer in Std./Monat, Niederschlag = Niederschlagsmenge in mm/Monat)

so daß bei Weiterführung des Meßprogramms ein möglicher Wochen-  
gang nachweisbar ist. Die Angabe charakteristischer Werte in Ta-  
belle 3 läßt für Duisburg beim Vergleich des Mittel- und Median-  
wertes eine starke Unsymmetrie der Verteilung hervortreten. Die

Tabelle 3

*Charakteristische Werte der Bleikonzentration in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  an den drei Meßstellen  
für den Zeitraum November 1972 bis Juli 1973*

Meßstelle	Mittelwert	Median-Wert	97,5 %- Wert *	höchster gemessener Einzelwert	Zahl der Werte
Krahm	0,15	0,13	0,40	0,41	30
Düsseldorf	0,42	0,35	1,17	1,23	31
Duisburg	5,91	1,28	38,30	83,80	31

\* 97,5 %-Wert aus der Verteilungskurve berechnet

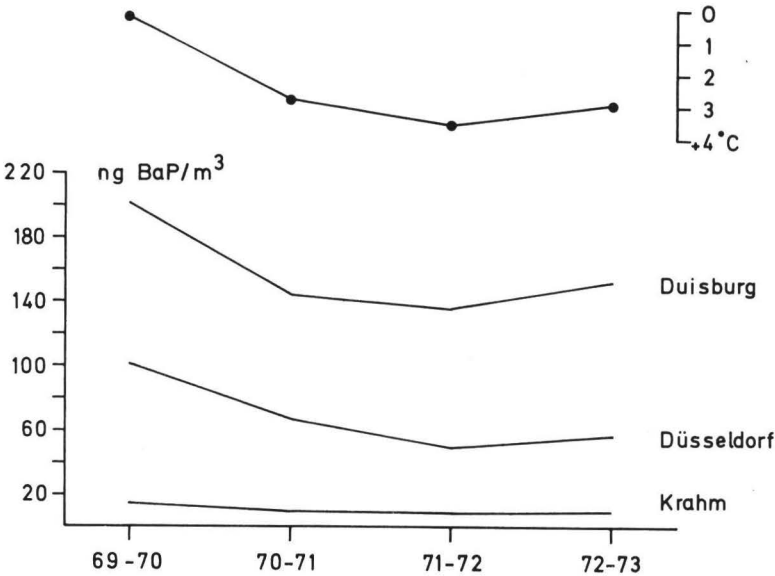


Abb.5 Verlauf der mittleren Winterkonzentration (Dezember bis Februar) für  
Benzo(a)pyren und mittlere Außentemperatur für den gleichen Zeitraum  
in Essen.



Tabelle 4

*Benzo(a)pyrengesamt der Atmosphäre in Großstädten*

Land	Stadt	Wert Benzo(a)pyren ng/m <sup>3</sup>		Untersucher
		Sommer	Winter	
USA	New York Geschäftsviertel	0,7— 3,9	0,5— 9,4	Colucci u. Begemann, 1971
	New York Autobahn	0,1— 0,7	0,7— 1,3	
	New York Wohngebiet	0,1— 0,3	0,5— 0,7	
	Detroit Geschäftsviertel		5,0— 17,0	Colucci u. Begemann, 1965
	Detroit Autobahn	4,0— 6,0	9,2— 13,7	
	Detroit Wohngebiet	0,2	0,9— 1,8	
	Atlanta	1,6— 4,0	2,1— 9,9	Sawicki et al, 1960
	Birmingham	6,1—10,0	23,0— 34,0	
	Cincinnati	1,3— 3,9	18,0— 26,0	
	Detroit	4,1— 6,0	16,0— 31,0	
	Los Angeles	0,4— 1,2	1,1— 6,6	
	Nashville	1,4— 6,6	25,0	
	New Orleans	2,0— 4,1	2,6— 6,0	
	Philadelphia	3,5—19,0	6,4— 8,8	
	San Francisco	0,2— 1,1	1,3— 2,4	
	Pittsburgh	0 —23,0	8,2	DeMaio u. Corn, 1966

Deutschland	Hamburg	10,0—26,0	94,0—388,0	Hettche, 1964
England	London	12,0—21,0	95,0—147,0	Waller, 1952
	Sheffield	21,0—33,0	64,0— 78,0	
	Cannock	6,0—11,0	27,0— 32,0	
	London Verkehr	11,0	68,0	Waller et al, 1965
	London	1,0	42,0	
Italien	Mailand	3	150	D'Ambrosio et al, 1958
Dänemark	Kopenhagen	5	15	Cempbell u. Clemmesen, 1965
CSSR	Prag	13 —36	53 —145	Skramovsky, 1963
Ungarn	Budapest	17 —32	72 —141	Saringer, 1963
Südafrika	Pretoria	10	22 — 28	Louw, 1965
	Johannesburg	—	22 — 49	
	Durban	—	5 — 28	
Japan	Osaka Geschäftsviertel	2,7	14	Watanabe u. Tomita, 1966
	Osaka Wohngebiet	1,4	6,7	
Australien	Sidney	0,6— 1,8	3,8— 8,2	Cleary u. Sullivan, 1965

Aufschlüsselung der Meßwerte nach der mittleren Windrichtung läßt für Duisburg eine ausgeprägte Abhängigkeit erkennen. Die extrem hohen Meßwerte mit maximal  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$  werden bei Wind aus südlichen Richtungen gefunden.

## 7. Diskussion der Ergebnisse

Ein Vergleich der hier erhobenen Meßwerte mit solchen aus anderen Meßprogrammen ohne Vorabscheidung des Aerosols ist nur sinnvoll, wenn die gemessene Komponente nicht oder nur unwesentlich im groben Aerosol vorhanden ist. Es konnte in früheren Untersuchungen gezeigt werden, daß diese Voraussetzung für Benzypren unter üblichen Großstadtbedingungen erfüllt ist<sup>2</sup>. Ein Vergleich der in diesem Programm bestimmten Benzpyrenmeßwerte mit den Literaturdaten der Tabelle 4 läßt für Duisburg und Düsseldorf im Mittel eine deutlich höhere Konzentration als für die meisten Städte Europas und Amerikas erkennen<sup>3</sup>.

Besonders die Meßwerte amerikanischer Städte liegen im Verhältnis sehr viel niedriger und z. B. für Los Angeles noch unter den im Bergischen Land gemessenen Werten.

Eine erste Deutung dieses Befundes kann aufgrund amerikanischer Hochrechnungen über den Anteil der einzelnen Emittentengruppen der Benzpyrenemission versucht werden. Die in Tabelle 5 zusammengestellten Untersuchungsergebnisse lassen den großen Anteil der kleinen Heizungsanlagen mit Kohleverbrennung erkennen, während die Emission aus dem Kraftfahrzeugverkehr mit 4 % vergleichsweise gering erscheint<sup>4</sup>.

Das Verhältnis der Emissionen aus der Kohleverbrennung zum Kraftfahrzeugverkehr dürfte in unserem Land noch höher sein, da die Kohleverbrennung verbreiteter sowie die Verkehrsdichte vergleichbar oder sogar geringer ist als in den USA.

Auch der besonders große Einfluß der Außentemperatur auf die Konzentration des Benzyprens innerhalb unserer Städte könnte dadurch gedeutet werden, da die Kohleverbrennung zu Heizzwecken im wesentlichen von der Außentemperatur abhängt. Ob auch ein

Tabelle 5

*Emission von Benzo(a)pyren durch einzelne Emittentengruppen in den USA*

Emittentengruppe	Benzpyrenemission	
	Tonnen/Jahr	%
Wärmeerzeugung		
Kohle		
Wohnungen	409,7	85,2
Verwaltungsgebäude	2,8	0,6
Industrie	5,8	1,2
Stromerzeugung	0,6	0,1
Öl	1,5	0,3
Gas	1,2	0,3
Motorfahrzeuge		
Benzinmotoren		
Personenkraftwagen	8,6	1,8
Lastkraftwagen	10,0	2,1
Dieselmotoren	2,0	0,4
Müllverbrennung	4,9	1,0
offene Feuer	15,3	3,2
Petroleumindustrie	18,8	3,9
Gesamt	481,0	100,0

Vergleich der hier bestimmten Bleikonzentrationswerte für Teilchen  $< 5 \mu\text{m}$  mit anderen Meßprogrammen möglich ist, bleibt zunächst unsicher. Für Bleipartikel aus Ottomotoren liegen die Teilchengrößen unter  $5 \mu\text{m}$ , so daß hier eine direkte Vergleichbarkeit gegeben ist, während bei industriellen Prozessen auch die Entstehung größerer Partikel zu berücksichtigen ist. Die Meßwerte für Düsseldorf liegen in vergleichbarer Höhe mit anderen Städten dieser Größe. So wurden für Frankfurt Werte von 0,5 bis  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen<sup>5</sup>. Dagegen liegen die Meßwerte für Duisburg weit über der Norm und erreichen mit

dem Maximalwert von  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$  als 24-Stunden-Mittelwert für Feinstaub bis  $5 \mu\text{m}$  eine Höhe, die an den MAK-Wert heranreicht und weit über dem diskutierten Grenzwert von  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegt <sup>6</sup>. Es ist anzunehmen, daß diese hohen Werte durch die im Süden der Meßstelle liegende Hüttenindustrie verursacht werden.

Schließlich können sich weitere Hinweise über die Herkunft der Luftverunreinigungen aus dem Verhältnis dieser Komponenten zueinander ergeben, da z. B. beim Kraftfahrzeug die Emission des Benzpyrens und der Bleipartikel gleichzeitig und im Durchschnitt in einem bestimmten Verhältnis erfolgt. Dieses Verhältnis kann aufgrund der Untersuchungen von GRIMMER und Mitarbeitern über die Benzpyrenemission von Kraftfahrzeugen unter standardisierten Fahrbedingungen <sup>7</sup> (Europatest) in Verbindung mit Überlegungen über die Höhe der Bleiemissionen abgeschätzt werden. Nimmt man an, daß etwa 25 % des als Bleitetraäthyl eingesetzten Bleis als Feinstaub entstehen, so ergibt sich ein Verhältnis von Blei zu Benzpyren wie 500:1. In Tabelle 6 ist in der letzten Spalte das Verhältnis von Blei zu Benzpyren in der Heizperiode sowie für typische Sommermonate getrennt gebildet. Das Verhältnis von 500:1 wird in den Sommermonaten annähernd erreicht. Dagegen liegt das Verhältnis im Winter wesentlich niedriger. Diese Tatsache stützt über die bereits genannten

Tabelle 6

*Mittlere Konzentrationen für Blei und Benzpyren an den drei Meßstellen für typische Winter- und Sommermonate, sowie das Verhältnis Blei zu Benzo(a)pyren im Aerosol  $< 5 \mu\text{m}$*

Meßstelle	Zeitraum	Blei ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Benzo(a)pyren ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	$\frac{\text{Pb}}{\text{BaP}}$
Krahm	Mai	0,14	0,3	470
Düsseldorf	bis	0,35	2,4	150
Duisburg	Juli 73	4,10	19,2	215
Krahm	Dezember 72	0,15	9,1	16
Düsseldorf	bis	0,42	56,5	7
Duisburg	Februar 73	11,20	152,3	74

Fakten hinaus die Annahme, daß der überwiegende Anteil des in der Atmosphäre nachgewiesenen BaP nicht aus Autoabgasen, sondern aus Verbrennungsprozessen, insbesondere der Kohleverbrennung, stammt.

## Zusammenfassung

Die Benzpyren- und Bleikonzentration wurde über einen längeren Meßzeitraum an drei Meßstellen mit sehr unterschiedlicher Immissionssituation bestimmt. Die Meßergebnisse lassen sich am besten mit der Hypothese deuten, daß der Hauptanteil des Benzpyrens im Winter aus Heizprozessen, wahrscheinlich der Kohleverbrennung, stammt. Dagegen dürften die Bleiimmissionen in Düsseldorf im wesentlichen durch den Straßenverkehr, in Duisburg durch industrielle Emissionen verursacht sein.

## Literatur

- 1 Wieland, Th. und W. Kracht: Papierchromatographie von mehrkernigen Aromaten. *Angew. Chem.* 69 (1957), 172-174.
- 2 Friedrichs, K.-H. und A. Brockhaus: Messung partikelförmiger Luftverunreinigungen mit zwei Filtergeräten unterschiedlicher oberer Abscheidegrenze. *Staub — Reinhaltung der Luft* 29 (1969), 467-470.
- 3 Colucci, J. M. and C. R. Begeman: Carcinogenic air pollutants in relation to automotive traffic in New York. *Environm. Sci. Technol.* 5 (1971), 145-150.
- 4 Olsen, D. and J. L. Haynes: Preliminary air pollution survey of organic carcinogens. A literature review. — Raleigh: U.S. Departm. of Health, Education and Welfare 1969.
- 5 Georgii, H. W. and D. Jost: Short communication on the lead-concentration in an urban aerosol. *Atm. Environm.* 5 (1971), 725-727.
- 6 Buckup, H.: Stand der Arbeiten in der Arbeitsgruppe „Wirkung von Blei und Bleiverbindungen auf den Menschen“ der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. *Staub — Reinhaltung der Luft* 33 (1973), 452.

7 Grimmer, G., A. Hildebrandt und H. Böhnke: Probenahme und Analytik polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Kraftfahrzeugabgasen. II. Trennung des Gemisches aller polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe — Reproduzierbarkeit des Verfahrens — Diskussion. Erdöl und Kohle — Erdgas — Petrochemie 25 (1972), 531-536.

8 Täglicher Wetterbericht. Berichtszeitraum 1969-1973. — Offenbach/Main: Deutscher Wetterdienst, Zentralamt.

Anschrift: Dr. A. Brockhaus  
Medizinisches Institut für Lufthygiene und Silikoseforschung  
der Universität Düsseldorf  
4 Düsseldorf  
Gurlittstraße 53

# Untersuchung der Immissionsbelastung durch den Kraftfahrzeugverkehr an Verkehrsschwerpunkten im Stadtbereich Mainz

*Von M. Fingerhut*

Im Jahre 1973 wurde die Meßstelle beauftragt, in einigen Straßen der Innenstadt Mainz die Immissionsbelastung durch Komponenten des Kraftfahrzeugverkehrs zu messen.

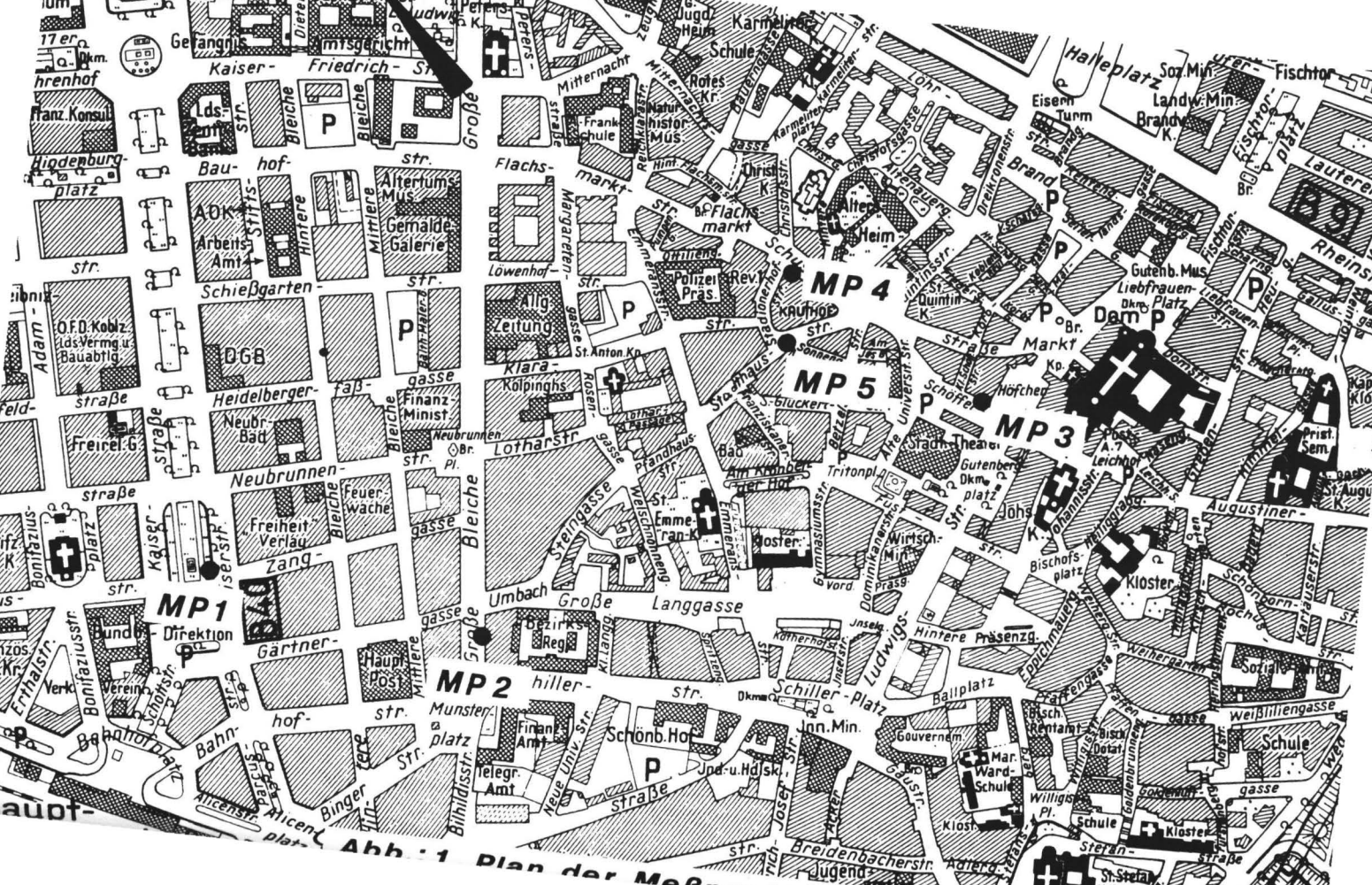
Die Untersuchung sollte Auskunft darüber geben, wie hoch die Belastung an Kohlenmonoxid, Schwebstaub, dessen Bleigehalt und an Kohlenwasserstoffen (als Methan-Äquivalent) in verschiedenen Verkehrsbereichen in Abhängigkeit von Kraftfahrzeugverkehrsdichte, Verkehrsfluß, Straßenbreite und Bebauungshöhe und damit Belüftung ist; weiterhin darüber, ob durch Einrichtung von Fußgängerzonen in der Innenstadt eine wesentliche Senkung der Immissionseinwirkung auf den Passanten erreicht werden kann. Darüber hinaus sollten die Ermittlungen einen Anhaltspunkt geben, ob und wo repräsentativ Aussagen über die Einhaltung vorgegebener Grenzwerte für Immissionen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen bei austauscharmen Wetterlagen möglich sind. Dies ist im Hinblick auf den in Erwägung gezogenen Stop des Kfz-Verkehrs in Ballungsgebieten bei Auslösung von Warnstufen wichtig.

Dazu wurden im Einvernehmen mit der Stadtverwaltung Mainz 5 Meßpunkte festgelegt (Abbildung 1).

Der Meßpunkt 1 liegt in einer insgesamt 90 m breiten Hauptdurchgangsstraße mit zwei getrennten Fahrbahnen von je 12 m Breite; die Bebauungshöhen in der Umgebung betragen 15 bis 20 m. Die Meßgeräte wurden am Rande des Fußgängerbereichs 10 m neben der südöstlichen Fahrbahn installiert. Die Verkehrsbelastung pro Fahrbahn liegt im Mittel bei 28 000 PKW-Einheiten in 24 h.

Punkt 2 liegt am Fahrbahnrand einer stark befahrenen Innenstadtstraße, die ebenfalls noch erheblichen Durchgangsverkehr aufnimmt mit etwa 15 100 PKW-Einheiten werktags als Summe beider





Richtungen. Die Straße hat eine lichte Weite von 20 m, die Bebauungshöhe beträgt hier 12 bis 15 m.

Die beiden folgenden Meßpunkte liegen in einem Innenstadtstraßenzug, der bei Meßpunkt 3 noch 22 m breit ist, mit Bebauungshöhen von 10 bis 25 m, und sich bei Meßpunkt 4 auf 16 m verengt, mit Bebauungshöhen von 15 bis 20 m.

Der Meßpunkt 5 wurde in eine Fußgängerzone gelegt, und zwar so, daß durch zwei Seitenstraßen ein horizontaler Laufaustausch mit dem Straßenzug möglich ist, an dem die Meßpunkte 3 und 4 liegen (Abbildung 2 und Abbildung 3). Der Meßpunkt 5 befindet sich an der Rückseite eines größeren Gebäudes und an dessen Vorderseite der Meßpunkt 4. Die Entfernung zu dem vorgenannten Straßenzug beträgt in beiden Richtungen etwa 50 bis 60 m. Die Fußgängerstraße ist am Meßpunkt etwa 11 m breit, die Bebauungshöhe liegt zwischen 10 bis 20 m.

Alle Meßgeräte waren in einem von der Stadt Mainz zur Verfügung gestellten Montagewagen eingebaut. Die Ansaughöhe für alle Komponenten mußte wegen der Gefahr eines Fremdeingriffs auf 2 m Höhe über Erdboden gelegt werden und war an allen Meßstationen gleich.

Die Messungen liefen, wie Tabelle 1 zeigt, vom April 1973 bis zum Januar 1974. Aus technischen Gründen war es nicht möglich,

Tabelle 1

*Meßzeiträume 1973 bis 1974*

Meßpunkt	Zeitraum	gesamt	Werk	tage	Sam	stage	Sonn- u.	Sonntage <sup>1</sup>
							Feiertage	
1 Kaiserstraße	10. 4.—22. 5.	42	27	6	9	0		
2 Große Bleiche	18. 6.—31. 7.	43	30	6	7	0		
3 Schöffersstraße	1. 8.—10. 9.	40	28	6	6	0		
4 Schusterstraße	11. 9.—31. 10.	51	37	7	7	0		
5 Stadthausstr.	31. 10.—30. 11.	30	20	4	6	1		
4 Schusterstraße	30. 11.—22. 1.	53	34	8	11	3		

1 davon Sonntage mit allgemeinem Verkehrsverbot für PKW

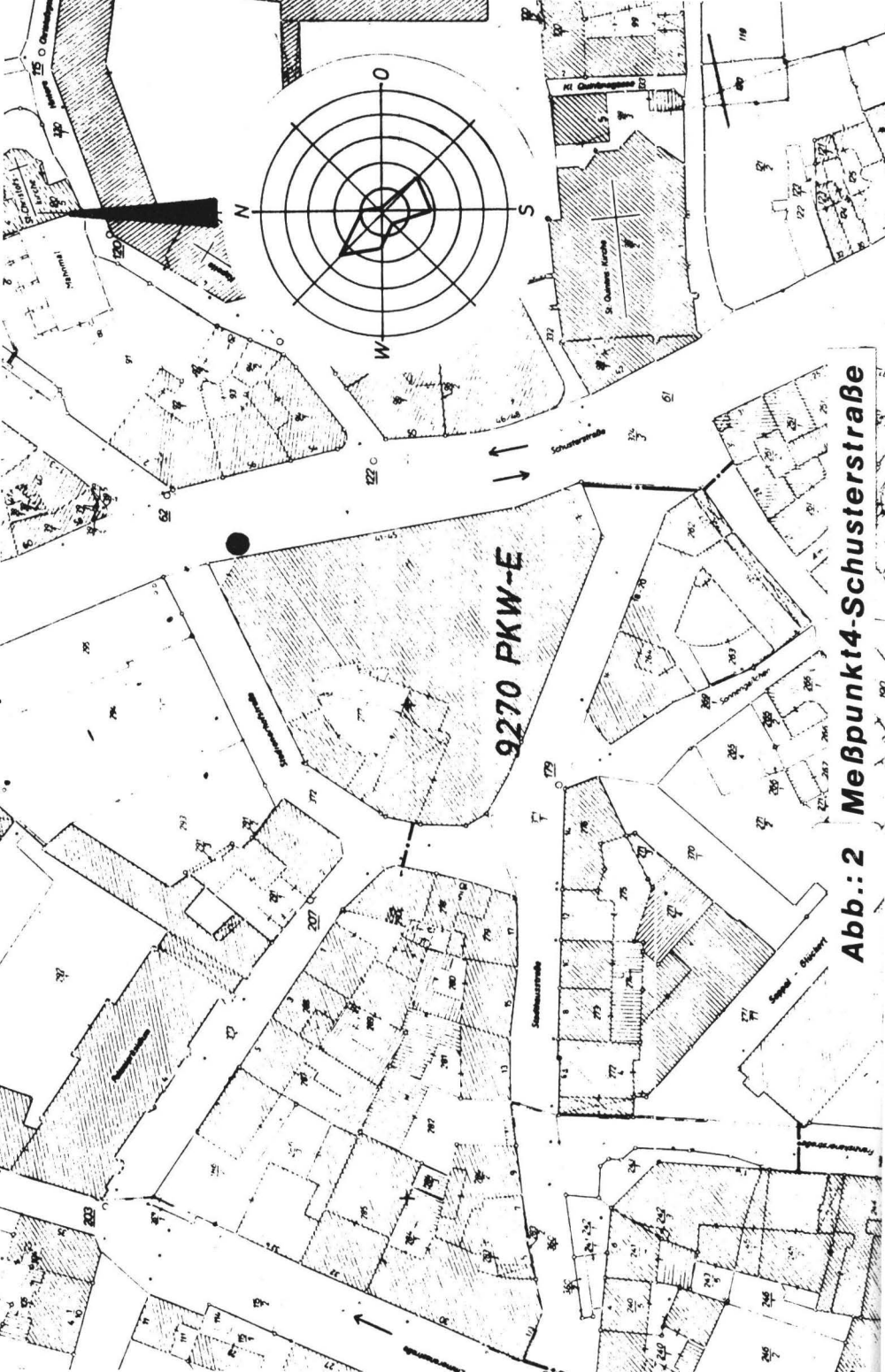
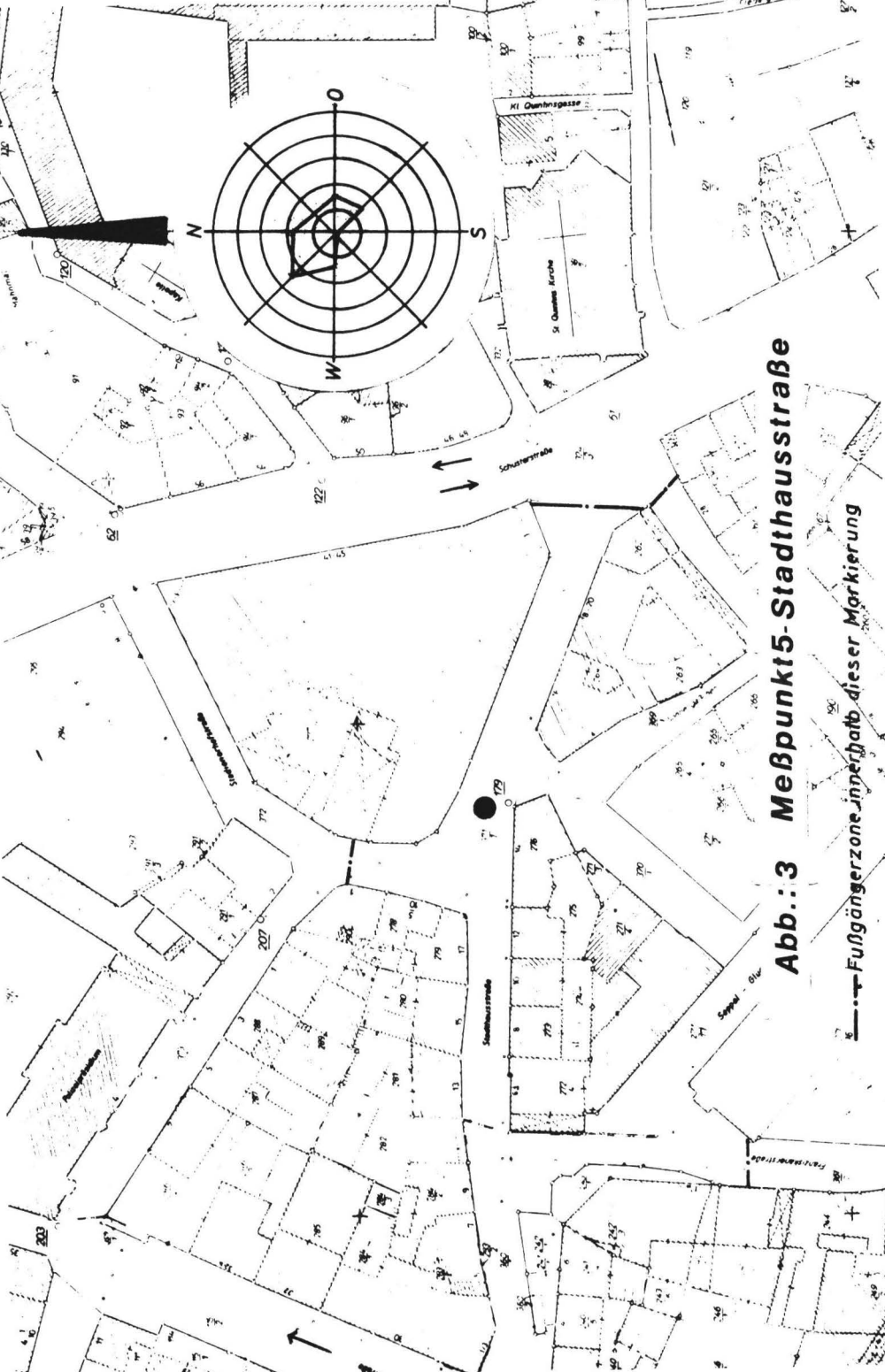


Abb.: 2 Meßpunkt4-Schusterstraße



**Abb.: 3 Meßpunkt 5-Stadthausstraße**

---+ Fußgängerzone innerhalb dieser Markierung

den Meßwagen häufiger als 6mal umzusetzen, so daß Wiederholungsmessungen sich auf den Innenstadtbereich mit dem Meßpunkt 4 beschränkten. *Lahmann* hat jedoch in einer Untersuchung 1966 und 1967 in Berlin gezeigt, daß die Ergebnisse von CO-Verkehrsmessungen, über einen längeren Zeitraum an einem Meßpunkt ermittelt, keinem ausgeprägten Jahresgang folgen, so daß die mittleren und maximalen Immissionen in der Regel aus den Meßdaten eines beliebigen Monats — bei gleichbleibender Verkehrsfrequenz — ausreichend sicher ermittelt werden können<sup>1</sup>, sofern nicht austauscharmes Wetter zu einer Anreicherung in den bodennahen Luftschichten führt<sup>2</sup>.

Erfaßt wurden folgende Parameter:

Windgeschwindigkeit und -richtung mit dem Wölfe-Windschreiber, etwa 5 m über Erdboden; Kohlenmonoxid mit dem Ultrarotspektrometer URAS II, Meßbereich 0 bis 100 ppm; Kohlenwasserstoffe mit dem Flammenionisationsdetektor FIDAS von Hartmann & Braun, Meßbereich 0 bis 10 ppm. Die Kalibrierung erfolgte regelmäßig mit von Hartmann & Braun gelieferten Kalibriergasen. Ausgewertet wurden jeweils die Halbstundenmittelwerte.

Zur Ermittlung des Feinstaubgehaltes wurde ein Langzeit-Staubmeßgerät der Firma Wertebach, Typ I 63, eingesetzt. Werktäglich wurde 13 Stunden während der Hauptverkehrszeiten von 6.00 bis 20.00 Uhr Luft durch Glasfasersilter Nr. 9 von Schleicher & Schüll gezogen. Zum Probenwechsel wurde die Absaugung von 9.00 bis 10.00 Uhr unterbrochen. Insgesamt wurden Luftmengen zwischen 100 bis 350, im Mittel 300 m<sup>3</sup> pro Tag, erfaßt. In den Erfassungszeitraum fallen etwa 90 % der Gesamtverkehrsdichte.

Die beaufschlagten Filter wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, die abgeschiedene Staubmenge durch Differenzwägung bestimmt, eine Teilfläche mit HNO<sub>3</sub> 1:1 bei Siedetemperatur eluiert und anschließend der Bleigehalt bestimmt. Die Messung erfolgte in einem Beckman-Einstrahl-AAS-Gerät (Modell 448 mit Graphitrohrküvette) gegen Kalibrierlösungen mit einem Bleigehalt von 1 ng pro µl.

In 20 unbeaufschlagten Filterhälften der gleichen Serie wurde der mittlere Bleiuntergrund pro Filter mit 6,6 µg bei einer Standard-

abweichung von  $\pm 4,7 \mu\text{g}$  ermittelt. Daraus folgt die Nachweisgrenze als  $G_0 + 3\sigma$  mit  $20,7 \mu\text{g Pb/Probe}$ , das sind  $0,07 \mu\text{g Pb/m}^3$  bei einer mittleren Probenahme von  $300 \text{ m}^3$ .

Gleichzeitig mit den Immissionsmessungen wurde an den einzelnen Meßstationen das Verkehrsaufkommen mit einem Achsenzählgerät ermittelt und mittels empirischer Umrechnungsfaktoren auf PKW-Einheiten pro Stunde umgerechnet. Die Messung und Auswertung wurde vom Amt für Verkehrswesen der Stadt Mainz durchgeführt. Die Faktoren waren an den Meßstationen unterschiedlich — je nach Anteil der Kraftfahrzeugtypen am Verkehrsaufkommen — und lagen zwischen 1.09 und 1.14.

Tabelle 2

*Ergebnis der Verkehrsmessungen in PKW-Einheiten<sup>1</sup> pro 24 Stunden (aufgerundet).*

Meßpunkt	Werktage	Samstage	Sonntage
1 Kaiserstraße	28 000	13 300	9 400
2 Große Bleiche	15 100	8 100	7 000
3 Schöffersstraße	12 500	11 500	4 900 <sup>2</sup>
4 Schusterstraße	11 800	11 500	4 900 <sup>2</sup>
4 Schusterstraße			1 000 <sup>3</sup>
5 Stadthausstraße		Fußgängerzone	

1 Aus den gezählten Doppelachsen umgerechnet mittels empirischer Faktoren zwischen 1,09 bis 1,14 (Angaben des Amtes für Verkehrswesen der Stadt Mainz).

2 Mittelwert der Meßpunkte 3 und 4, da für Sonntage dort nur wenige Meßergebnisse vorlagen. Die Punkte liegen in einem Straßenzug.

3 Sonntag mit allgemeinem Verkehrsverbot für PKW.

Tabelle 2 faßt das Ergebnis der Verkehrsmessungen in PKW-Einheiten zusammen. Der zügigste Verkehrsfluß ist trotz des hohen Verkehrsaufkommens in der Kaiserstraße gegeben. Es handelt sich hier nur um den Verkehr auf der südöstlichen, der Meßstelle zugewandten Fahrbahn. Der hohe Anteil an Werktagsdurchgangsverkehr zeigt sich, wie auch bei der Großen Bleiche, daran, daß samstags die

Verkehrsfrequenz auf etwa 50 % absinkt, dagegen bei dem innerstädtischen Straßenzug Schöfferstraße-Schusterstraße nur um etwa 10 %, was auf die Kfz-Bewegungen beim Samstagseinkauf zurückzuführen ist.

Der Sonntagsverkehr an den Meßpunkten liegt zwischen 33 bis 46 % des Werktagsverkehrs; eine Ausnahme macht lediglich der Sonntag mit allgemeinem Verkehrsverbot für PKW, der nur 8 % der Werktagsverkehrsdichte in der Schusterstraße bringt.

Entsprechend unterschiedlich sind die CO-Belastungen an den einzelnen Meßpunkten, wie Abbildung 4 gemittelt über den jeweiligen Meßzeitraum und die Werktage zeigt. Hier sind die CO-Konzentrationen als Stundenmittelwerte in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte für die Werktagmessungen an den Meßpunkten 1 bis 4 aufgetragen.

Die Ausgleichsgeraden haben unterschiedliche Steigungen; so erreicht die CO-Konzentration in der Kaiserstraße, etwa 10 m neben der Fahrbahn, selbst bei über 2000 PKW-Einheiten pro Stunde langfristig nur CO-Stundenmittelwerte knapp über 5 ppm, was neben der Abnahme mit dem Abstand (*Lahmann* berichtet von 30 % Abnahme bei 4 m Entfernung vom Fahrbahnrand) auf den besseren Verkehrsfluß, verglichen mit den anderen Meßpunkten, zurückzuführen ist. Zum anderen ermöglicht die erhebliche Straßenbreite eine gute Abgasverdünnung.

Die Große Bleiche erreicht bei 1300 PKW-Einheiten pro Stunde am Fahrbahnrand langfristige Mittelwerte von etwa 13 ppm CO. In dem Innenstadtstraßenzug werden langfristig 15 ppm bei etwas unter 1000 PKW-Einheiten pro Stunde erreicht, wie die Ergebnisse an den Meßpunkten 3 und 4 ausweisen.

Als CO-Vorbelastung sind aus der Abbildung Werte zwischen 1,3 und 3,1 ppm CO zu entnehmen. Vergleichbare Werte wurden als Grundbelastung auch in anderen Großstädten gemessen <sup>2</sup>.

Der Verkehrsfluß ist in dem als Beispiel gewählten Innenstadtstraßenzug wesentlich weniger zügig als in den vorgenannten Durchgangsstraßen, insbesondere deshalb, weil Ampeln öfters zum Rückstau bis in den Bereich der Meßstationen führten.

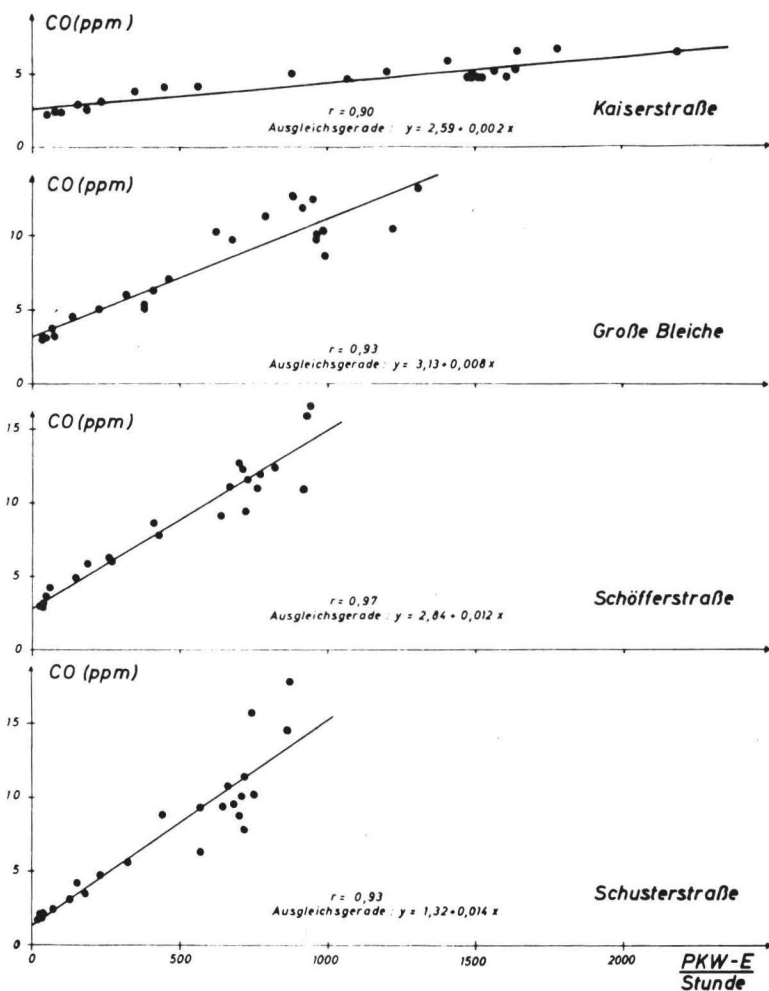


Abb. 4 Beziehung zwischen Verkehrsdichte und Kohlenmonoxid-Konzentrationen an Meßpunkten in der Innenstadt Mainz



Einen Überblick über die langfristig gemittelten Tagesverläufe für Werktage (ohne Samstage) und Sonntage an Meßpunkten mit unterschiedlicher Belastung geben die Abbildungen 5 bis 8.

Bei Abbildung 7 ist der CH-Konzentrationsverlauf in Abhängigkeit von der Verkehrsfrequenz aufgetragen.

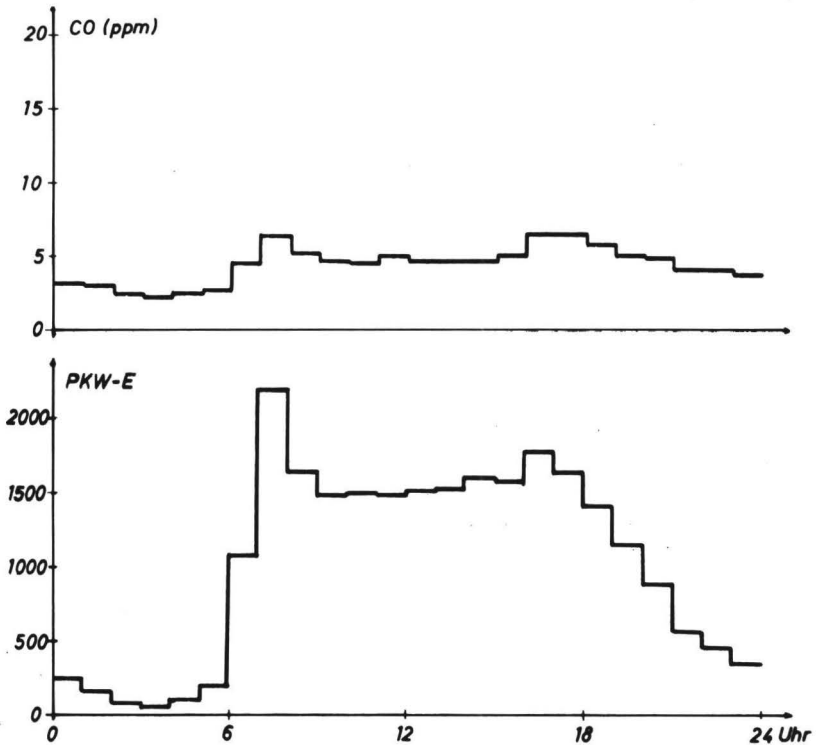


Abb. 5 Kaiserstraße, werktags

Der Verlauf an den anderen Meßpunkten ist vergleichbar, so daß hier auf deren Darstellung verzichtet wird. Wie schon in Untersuchungen in anderen Städten festgestellt wurde, ist die CH-Konzentration (gemessen in Methanäquivalenten) von der Verkehrsfrequenz und damit vom Verlauf der CO-Konzentration abhängig: Abbildung 9. Das Verhältnis ist etwa 1:5 (absolut).

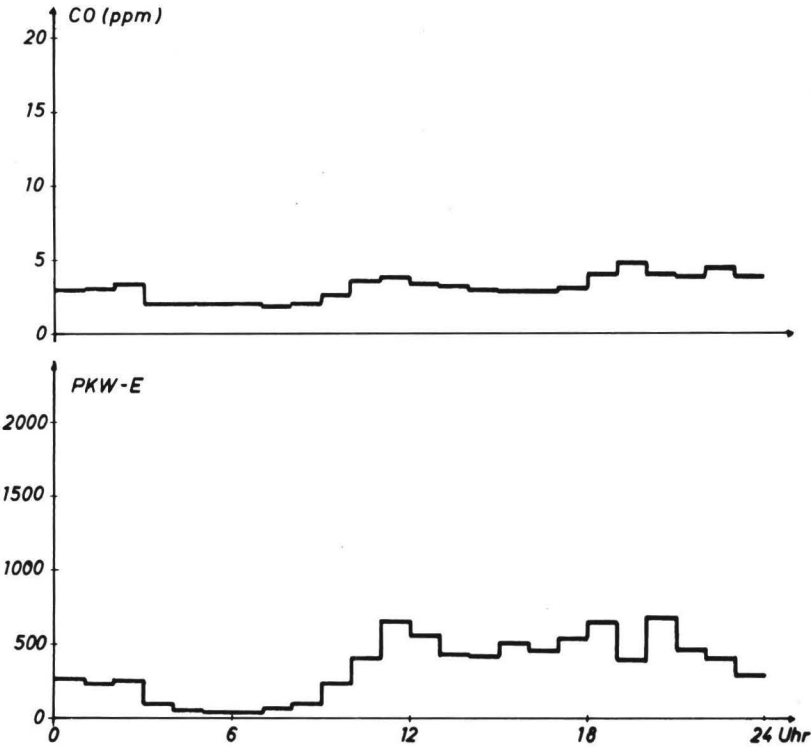


Abb. 6 Kaiserstraße, sonntags

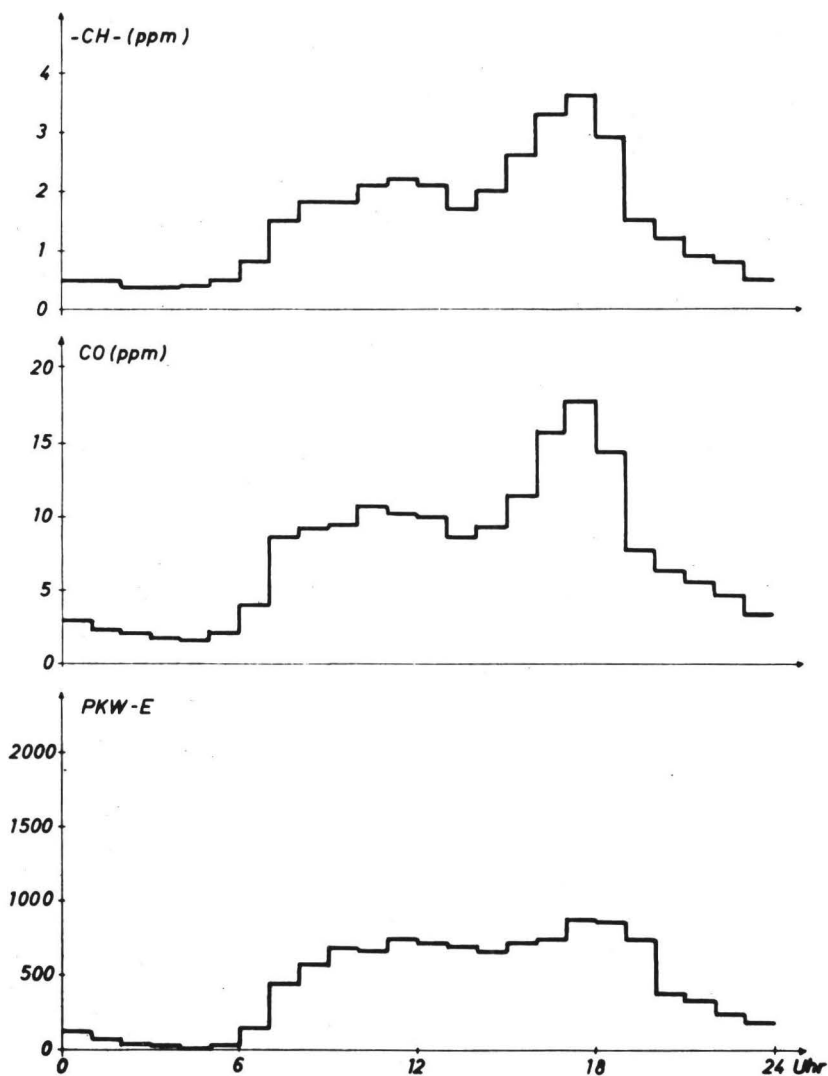


Abb.7 Schusterstraße, werktags

Wie wenig Breitereinwirkung Verkehrsabgase normalerweise offensichtlich haben, zeigen die Ergebnisse unserer Untersuchungen am Meßpunkt 5, Fußgängerzone, die für die Werktage in Abbildung 10 dargestellt sind.

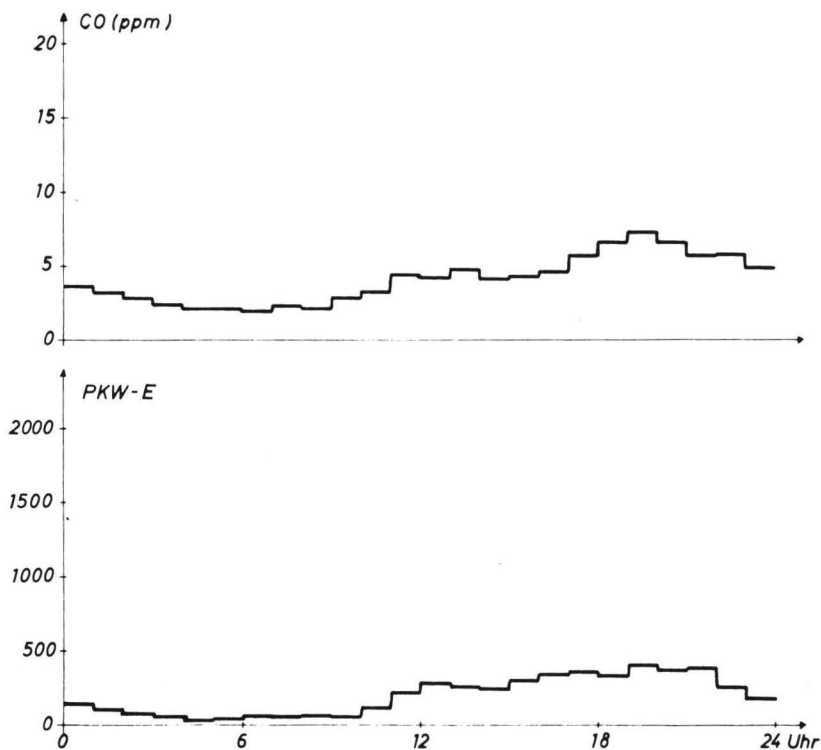


Abb. 8 Schusterstraße, sonntags

Hier ist nur noch ein schwach ausgeprägter Gang der mittleren CO- und CH-Konzentration im Hinblick auf die benachbarte Verkehrsstraße festzustellen. Die langfristigen Stundenmittelwerte von maximal 18 ppm CO in der Schusterstraße sind hier auf Werte nur noch knapp oberhalb des allgemeinen Untergrunds abgesunken. Auch

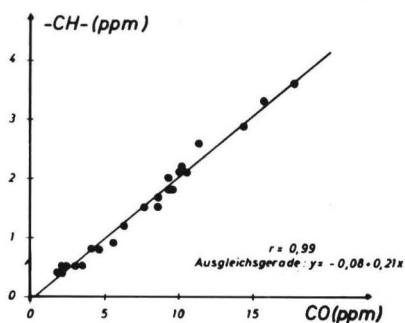
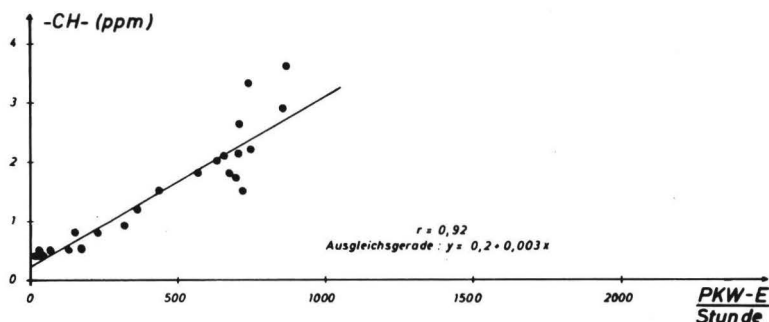


Abb.9 Beziehung zwischen Verkehrsdichte und CH-Konzentration (oben) und zwischen Kohlenmonoxid-Konzentration und CH-Konzentration (unten) am Meßpunkt Schusterstraße — Innenstadt von Mainz

entspricht das CH/CO-Verhältnis nicht mehr dem am benachbarten Meßpunkt 4 gemessenen, was unseres Erachtens auf den hier stärkeren Einfluß des Hausbrandes hinweist, dessen CH/CO-Verhältnis sicher anders ist als beim Kfz-Verkehr. Eine lineare Abhängigkeit war, selbst über den gesamten Monat November gemittelt, nicht zu sichern.

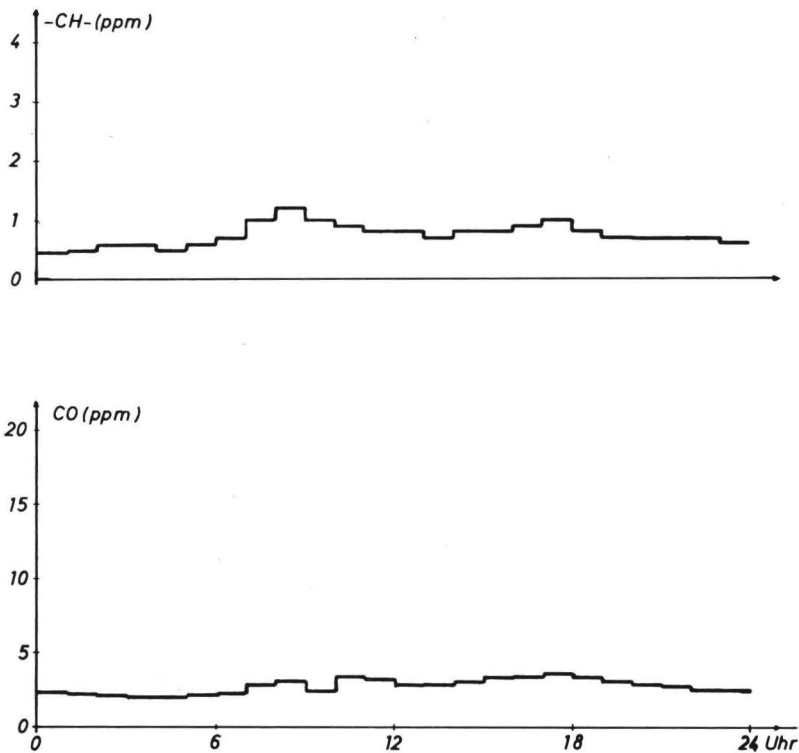


Abb. 10 Stadthausstraße, werktags (Fußgängerzone)

Die Verteilung aller an den Meßpunkten 1 bis 5 gemessenen Halbstundenmittel der CO-Konzentration ist in Tabelle 3 dargestellt. Die Überschreitungshäufigkeiten vorgegebener Klassenobergrenzen weisen aus, daß werktags maximal Halbstundenmittelwerte zwischen 35 bis 40 ppm in verkehrsreichen Innenstadtstraßen gemessen wurden, die samstags auf 25 bis 30 ppm und sonntags auf 15 bis 20 ppm absinken. In der Fußgängerzone überschreiten dagegen praktisch keine Werte die 10-ppm-Grenze.

Tabelle 4 zeigt zusammenfassend, daß langfristig gemittelt zwar der diskutierte 24-Stunden-Grenzwert von 8 ppm CO werktags in den Mainzer Innenstadtstraßen erreicht wird, daß jedoch die diskutierten Kurzzeitgrenzwerte noch unterschritten sind <sup>3 4 5</sup>.

Tabelle 3

*Häufigkeitsverteilung der CO-Konzentrationen (Halbstundenmittelwerte)*  
 %% Überschreitungshäufigkeit der Klassenobergrenze

Klassenobergrenze (ppm)	5	10	15	20	25	30	35	40	Meßzeitraum
Meßpunkt									
Werktage	1	32,2	1,3	0					April und Mai Juni und Juli Aug. u. <sup>1</sup> / <sub>2</sub> Sept. Sept. und Okt. Dez. und Jan. November
	2	57,4	27,5	10,8	3,2	1,0	0		
	3	62,3	34,3	13,5	3,4	0,2	0,1	0	
	4	57,8	26,4	8,6	4,1	1,6	0,7	0,4	
	4	80,6	38,7	17,6	6,9	1,6	0,5	0,1	
	5	21,7	0,5	0					
Samstage	1	36,1	0						wie werktags
	2	57,8	19,2	4,4	1,4	1,4	0,2	0	
	3	60,5	17,8	7,0	0				
	4	49,1	13,1	4,5	0,9	0			
	4	86,1	33,3	18,6	5,5	1,3	0		
	5	20,4	0						
Sonntage	1	24,7	0,7	0					wie werktags
	2	54,5	8,5	0,5	0,5	0			
	3	22,3	0,8	0					
	4	31,9	3,0	0,6	0				
	4	70,7	4,9	0					
	5	16,0	0						

Tabelle 4

Mittelwerte der Kohlenmonoxidbelastung (ppm) an den Meßpunkten  
(gemittelt über den Tagesgang des Meßzeitraumes)

Meßpunkt	Tag	Tages- mittel	höchster Halb- stdnw.	höchstes 8-Std.- Interv.	Uhrzeit von / bis	Zeitraum
Kaiserstraße	W	4,3	7,0	5,3	14.00—22.00	April/Mai
	Sa	4,2	5,7	4,8	7.00—15.00	
	So	3,1	5,2	4,0	16.00—24.00	
Große Bleiche	W	7,7	14,8	10,9	9.30—17.30	Juni/Juli
	Sa	6,9	14,6	9,4	8.00—16.00	
	So	5,8	10,7	8,6	15.00—23.00	
Schöffersstraße	W	8,4	17,7	13,0	11.00—19.00	August/Septemb.
	Sa	6,8	12,8	10,7	7.00—15.00	
	So	3,7	7,0	4,6	15.00—23.00	
Schusterstraße	W	7,5	18,6	12,2	11.00—19.00	Septemb./Oktob.
	Sa	5,8	12,8	9,2	7.30—15.30	
	So	4,0	7,2	5,8	16.00—24.00	
	W	10,0	19,5	15,2	10.30—18.30	Dezember-Januar
	Sa	9,7	17,0	14,4	9.30—17.30	
	So	5,9	7,3	6,6	13.30—21.30	
Stadthausstraße	W	3,9	5,2	4,4	12.30—23.00 <sup>1</sup>	November
	Sa	3,3	3,9	3,5	8.30—21.00 <sup>2</sup>	
	So	3,1	4,8	4,0	16.00—24.00	

1 Der Wert bleibt konstant über 6 8-Stunden-Intervalle

2 Der Wert bleibt konstant über 13 8-Stunden-Intervalle

Der für Blei im Staub diskutierte Langzeit-MIK-Wert von  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird, wie Tabelle 5 zeigt, in der verkehrsreichen Innenstadt während des Tages erreicht oder überschritten. Bei maximalen Tagesmittelwerten von über  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dürfte auch der vorgeschlagene MIK-Kurzzeitwert von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  während der Spitzenzeiten des Kraftfahrzeugverkehrs erreicht werden.



Tabelle 5

*Staubbelastung und Bleibelastung in Verkehrsbereichen der Innenstadt*

Tage Art *	Meßort	Anzahl der Meßtage	Staub $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Bleigehalt im Staub %	Bleigehalt in Luft $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1	Kaiserstraße	14	$180 \pm 60$	$0,9 \pm 0,4$	$1,6 \pm 0,7$
1	Große Bleiche	6	$280 \pm 100$	$1,3 \pm 0,3$	$3,4 \pm 0,9$
1	Schusterstr.	25	$520 \pm 240$	$0,8 \pm 0,7$	$3,0 \pm 1,5$
2	Schusterstr.	3	$120 \pm 40$	$0,3 \pm 0,1$	$0,4 \pm 0,2$
3	Schusterstr.	1	160	0,6	0,9
1	Stadthausstr.	12	$120 \pm 60$	$0,6 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,2$
2	Stadthausstr.	1	50	0,2	0,1

\* 1: Werktage

2: Sonntage mit allgemeinem Verkehrsverbot für PKW

3: Sonntag mit PKW-Verkehr

Deutlich niedriger liegen die in der Fußgängerzone gemessenen Werte mit  $0,5 \pm 0,2 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$  als Mittelwert über die gesamte Meßperiode bei einem Maximalwert von  $0,9 \mu\text{g Pb}/\text{m}^3$ .

Die in der Innenstadt sonntags gemessenen Werte lagen bei einem Sonntag mit Kfz-Verkehr bei  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und bei drei Sonntagen ohne Kfz-Verkehr im Mittel bei  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

In der Fußgängerzone wurde an einem verkehrsfreien Sonntag ein Wert von  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt, was unter dem Vorbehalt der Einzelmessung mitgeteilt sei.

Zum Abschluß noch der Vergleich der gemessenen CO-Konzentration an Sonntagen mit und ohne Kfz-Verkehr in einer normalerweise stark befahrenen Straße und in der Fußgängerzone (Abbildung 11 und Abbildung 12). Es ist in beiden Fällen nicht der für einen Sonntag typische Tagesgang zu erkennen. Die gezählten 1000 PKW-Einheiten verteilen sich relativ gleichmäßig über den Tagesverlauf, so daß die CO-Konzentration immer entlang eines mittleren Untergrundes verläuft, der im wesentlichen durch den Hausbrand beeinflusst ist.

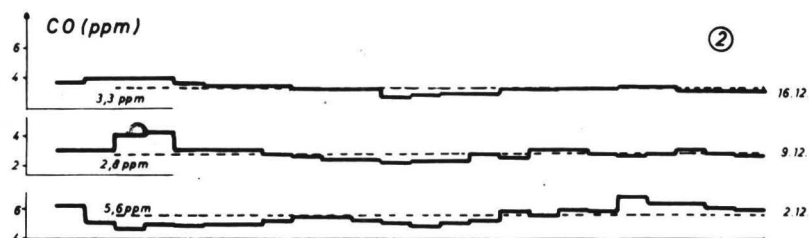
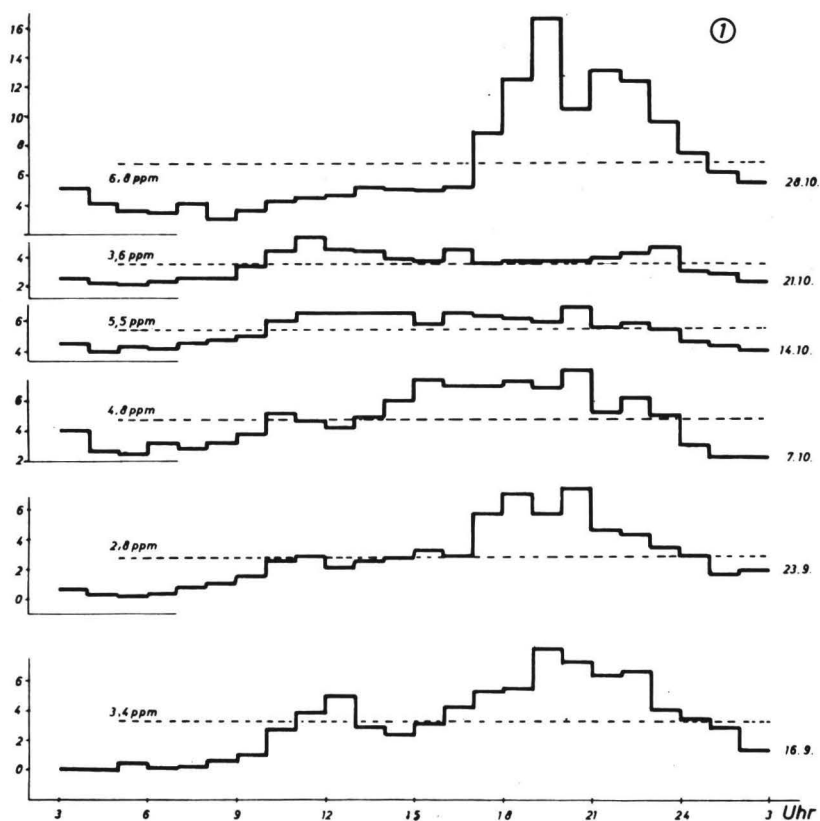


Abb. 11 Kohlenmonoxidbelastung — Schusterstraße:

1 mit Verkehr

2 ohne Verkehr

Die Konzentrationen bei länger anhaltenden austauscharmen Wetterlagen konnten nicht verfolgt werden, da der vergangene Spätherbst und Winter mit durchschnittlich milden Temperaturen und relativ hohen Windgeschwindigkeiten nicht den langjährigen Mittelwerten entsprach und austauscharme Wetterlagen praktisch nicht vorkamen.

Aus diesem Grunde werden zu gegebener Zeit die Messungen an den Meßpunkten 4 und 5 fortgesetzt, wobei zusätzlich außer nitrosen Gasen auch Einzelkomponenten der Kohlenwasserstoffe erfaßt werden sollen.

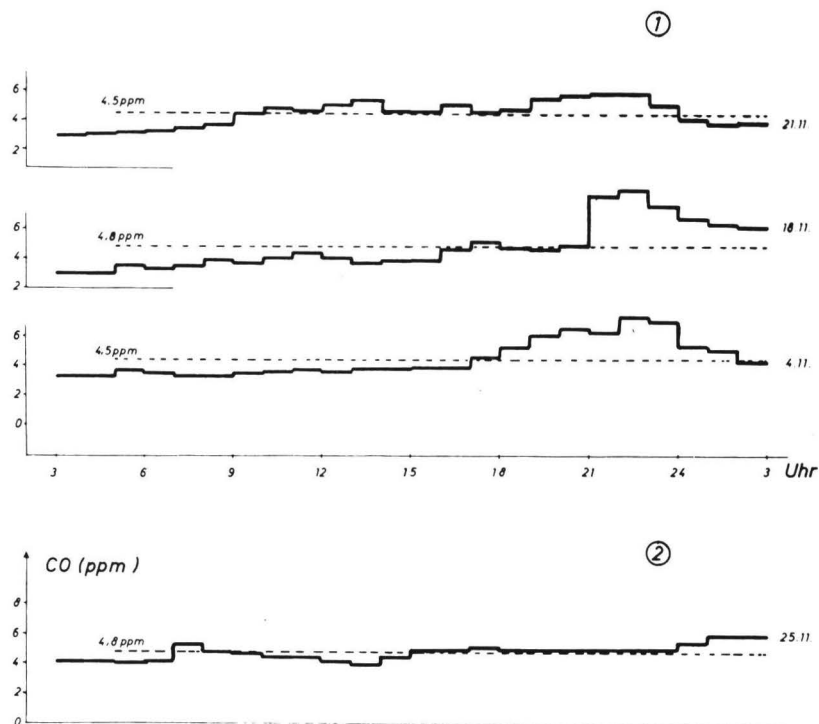


Abb. 12 Kohlenmonoxidbelastung — Stadthausstraße:

- 1 mit Verkehr
- 2 ohne Verkehr

## Literatur

- 1 Lahmann, E.: Zum Einfluß der Meßdauer auf die Ergebnisse von automatischen Kohlenmonoxid-Bestimmungen an einem Ort. Staub — Reinhaltung der Luft 28 (1968), 371-373.
- 2 Lahmann, E.: CO-Konzentrationen im Berliner Stadtgebiet (Straßen, Tunnels, Wohngebiete und Gewässer). Staub — Reinhaltung der Luft 32 (1972), 74-77.
- 3 Malorny, G.: Allgemeiner Überblick über die Wirkung von Kohlenmonoxid auf den Menschen. Staub — Reinhaltung der Luft 32 (1972), 131-142.
- 4 Langmann, R. und H. Kettner: Die Problematik einer chronischen Intoxikation durch Kohlenmonoxid und Untersuchungen seiner Immissionen in Großstädten. Das öffentl. Gesundheitswesen 30 (1968), 7-11.
- 5 Deimel, M. und R. Gableske: Messung verschiedener Abgaskomponenten des Kraftfahrzeugverkehrs in Köln. Städtehygiene 24 (1973), 268-272.

Anschrift: Chemiedirektor Dr. M. Fingerhut  
Landesgewerbeaufsichtsamt für Rheinland-Pfalz  
Meßstelle für Immissions- und Strahlenschutz  
65 Mainz  
Rheinallee 97-101



# Immissionsmessungen von Kraftfahrzeug-Abgasen in Bayern

*Von H. Schwegler*

## 1. Bestehendes Meßnetz

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz, das seit 1. Januar 1972 besteht, hat das im Jahre 1965 in der Landeshauptstadt München entstandene lufthygienische Meßnetz übernommen und in den wichtigsten Ballungs- und Industriegebieten Bayerns ebenfalls Netze aufgebaut. Das Münchner Meßsystem besteht aus 3 Teilen, nämlich: 9 Dauermeßstationen mit einer automatischen Meßwerterfassungszentrale, 40 Stichprobenmeßpunkten, die mit einem Meßwagen angefahren werden und der Anlage am Olympiaturm, bei der 7 Temperatur- und 4 Gasmeßstellen in verschiedenen Höhen automatisch arbeiten. Bei den Dauermeßstellen wurden anfangs nur Schwefeldioxid, Staubbiederschlag und meteorologische Parameter festgestellt. Seit den Olympischen Spielen werden an 5 Stationen auch Kohlenmonoxid und nitrose Gase gemessen. Die Probenahme erfolgt dabei in einer Höhe von 1,50 bis 2 m über dem Boden. Die Meßhütten befinden sich abseits des Verkehrsgeschehens auf städtischen Grundstücken in dichtbesiedelten Stadtgebieten ohne wesentlich emittierende Großindustrie.

Der Meßwagen erfaßt an den Stichprobenpunkten die Schadstoffe Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, nitrose Gase, Gesamtkohlenwasserstoffe und den Staubgehalt der Luft sowie meteorologische Werte.

Von 1967 bis Juli 1970 wurden in München an 69 Punkten stichprobenartig, d. h. jährlich etwa 12- bis 18mal Messungen mit dem Meßwagen durchgeführt. Seit Juli 1970 konnte nur mehr an 40 Punkten gemessen werden. Die Probenahmehöhe beträgt 1,50 m über Grund.

Beim Aufbau eines lufthygienischen Meßnetzes in Bayern wurden bisher folgende Ballungsgebiete erfaßt: Nürnberg-Fürth-Erlangen mit

4 Dauer- und 10 Stichprobenmeßstellen; Augsburg und Würzburg mit je 1 Dauerstation und 8 Stichprobenmeßstellen, Aschaffenburg-Kleinostheim mit 1 Dauerstation und 11 Stichprobenmeßstellen, außerdem die Industriegebiete Ingolstadt-Neustadt an der Donau mit 8 Dauer- und 17 Stichprobenmeßstellen und Burghausen am Inn mit 1 Dauermeßstation.

Tabelle 1

*Luftthygisches Meßnetz in Bayern*

Stand: November 1973

Meßgebiete	Anzahl der	
	ortsfesten Dauermeßstellen	Stichprobenpunkte
München	9 *) **)	40
Nürnberg—Fürth—Erlangen	4	10
Augsburg	1 *)	8
Würzburg	1	8
Aschaffenburg—Kleinostheim	1 *)	9
Ingolstadt—Kelheim—Neustadt/Donau	8	17
Burghausen/Inn	1	—
Erfaßte Schadstoffe	SO <sub>2</sub> *) CO (Teilweise) **) NO <sub>x</sub> (Teilweise)	SO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> , H <sub>2</sub> S, Staubgehalt

Im wesentlichen werden die Kfz-Abgase zur Zeit von den Meßwagen erfaßt. Das Landesamt hat im Jahre 1972 drei neue Einheiten angeschafft, so daß im ganzen 4 Meßwagen im Einsatz sind. Die Probenahme erfolgt in einer Höhe von 1,50 m über dem Boden. An jedem Stichprobenpunkt wird so lange gemessen, bis pro Meßkomponente mindestens ein Halbstundenmittelwert gewonnen ist, der auf Lochstreifen abgespeichert wird. Pro Meßpunkt werden im Durchschnitt jährlich 16 Meßwerte ermittelt.

Neben den Messungen für das Stichprobennetz werden auch Sondermessungen an anderen Orten in Bayern durchgeführt.

## 2. Meßergebnisse

### *München*

Die Immissionsbelastung durch Kraftfahrzeugabgase wird in München seit 1967 durch Messungen der Komponenten Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe und nitrose Gase erfaßt. Dabei war an verkehrsreichen Plätzen von 1967 bis 1970 ein starker Anstieg der Immissionskonzentration von Kohlenmonoxid, nitrosen Gasen und Kohlenwasserstoffen zu verzeichnen, wobei CO von 8 auf 22,3 ppm, die nitrosen Gase ( $\text{NO}_x$ ) von 0,03 auf 0,38 ppm und die Kohlenwasserstoffe ( $\text{C}_n\text{H}_m$ ) als Hexan-Äquivalente von 0,7 auf 1,8 ppm stiegen. Seit 1970 gehen die Werte wieder etwas zurück und zwar: CO auf 18,  $\text{NO}_x$  auf 0,22 und  $\text{C}_n\text{H}_m$  auf 1,1 ppm.

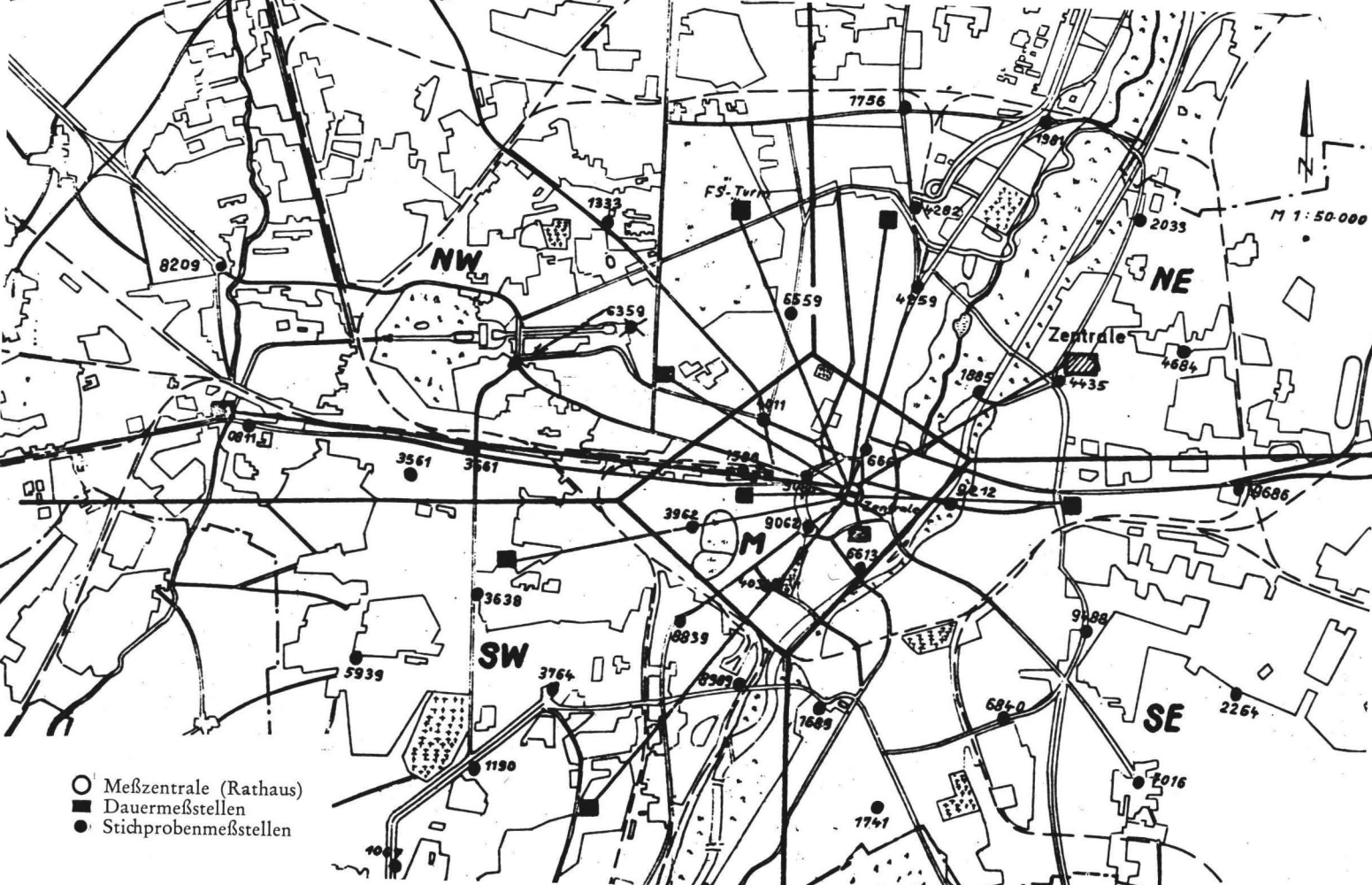
Tabelle 2

*Jahresmittelwerte von Stichprobenmessungen in München  
(an verkehrsreichen Plätzen)  
1967 bis 1972 in ppm ( $\text{C}_n\text{H}_m$  als Hexan-Äquivalente)*

Jahr	$\text{SO}_2$	CO	$\text{NO}_x$	$\text{C}_n\text{H}_m$
1967	0,04	8,0	0,03	0,7
1968	0,03	8,0	0,07	0,9
1969	0,02	18,0	0,26	1,7
1970	0,03	22,3	0,38	1,8
1971	0,03	18,0	0,24	1,0
1972	0,02	18,0	0,22	1,1

Zu diesen Ergebnissen, die aus Jahresmittelwerten von ausgewählten Stichprobenmessungen zusammengestellt sind, ist zu bemerken, daß alle erfaßten Meßpunkte an Straßenkreuzungen liegen. Diese Werte stellen also keinen Grundpegel für das gesamte Stadtgebiet dar. Für 31 Stichprobenmeßpunkte im inneren Stadtgebiet, die nicht alle an Straßenkreuzungen liegen, wurden die Häufigkeitsverteilungen der CO-Konzentration nach Sommer- und Wintervierteljahren von 1967





bis 1969/70 berechnet (Abb. 2). Innerhalb dieser zwei Jahre ist die CO-Konzentration sehr stark angestiegen. Diese Zunahme erfolgte im wesentlichen im Winter 1968/69. 6 % der Einzelwerte überschritten im Winter 1969/70 die CO-Konzentration von 50 ppm. Nach dem Plan mit 40 Meßpunkten, der ab Juli 1970 in Kraft trat, lag der 95%-Wert im Winter 1970/71 bei 35 ppm.

Der Einfluß der Verkehrsdichte kann nur qualitativ abgeschätzt werden. Nach Beobachtungen der Verkehrssituation und der Betriebsweise der Fahrzeuge während der Messungen wurde eine Klassifizierung in 5 Stufen von schwachem Verkehr bis zu starkem Verkehr mit Stauungen vorgenommen. Eine Aufschlüsselung der Meßwerte der Kohlenmonoxidkonzentration nach der gleichzeitigen Verkehrs-

Abb. 1 München, Meßstellennetz ab 1. 7. 1970

#### Stichprobenmessungen in München

Kenn- ziffer	Meßpunkt	Kenn- ziffer	Meßpunkt
0811	Marienplatz Pasing	4259	Münchner Freiheit
1067	Neurieder-/Olympiastraße	4282	Schenkendorf-/Ingolstädter Str.
1190	Boschetsrieder-/Olympiastraße	4435	Effnerplatz
1333	Dachauer-/Hanauer Straße	4684	Engelschalkinger-/ Ostpreußenstraße
1586	Paul-Heyse-/Bayerstraße	5939	Großhaderner-/Würmtalstr.
1689	Candidplatz	6489	Brudermühl-/Thalkirchnerstr.
1741	Mangfallplatz	6559	Nordbad
1756	Frankfurter Ring/ Ingolstädter Straße	6613	Reichenbachbrücke
1885	Tivolibrücke	6661	Odeonsplatz (Feldherrnhalle)
1981	Frankfurter Ring/Ungererstr.	6840	Chiemgau-/Balanstraße
2033	Oberföhringer-/ Johanneskirchner Straße	7016	Pfanzeltplatz
2264	Bajuwaren-/Zehntfeldstraße	8209	Verdistraße (Autobahnausfahrt)
3561	Willibaldplatz	8635	Romanplatz
3609	Botanischer Garten (Eingang)	8793	Wolfratshauser-/Herterichstr.
3638	Fürstenrieder-/Westendstraße	8839	Am Harras
3661	Laimer Unterführung/ Südausfahrt	9062	Sendlinger-Tor-Platz
3764	Luise-Kiesselbach-Platz	9086	Karlsplatz
3962	Heimeranstraße	9212	Maximiliansbrücke
4011	Stiglmaierplatz	9488	Innsbrucker Ring/ Bad Schachener Straße
4038	Kapuzinerplatz	9686	Tögingerstraße (Zamdorf)

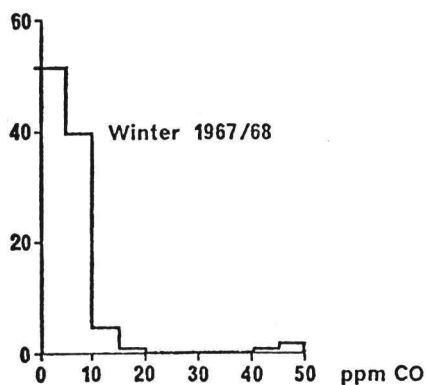
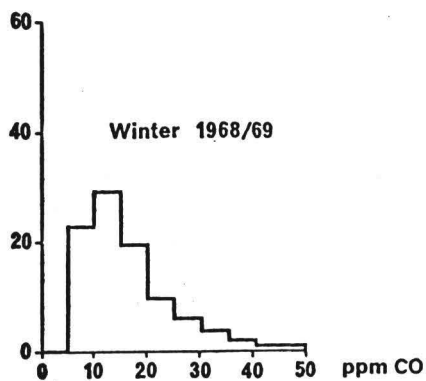
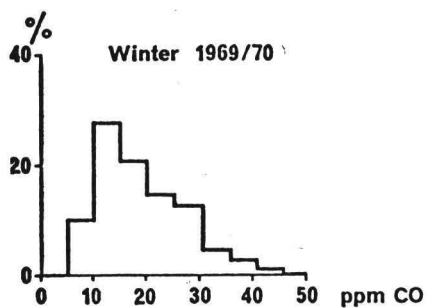


Abb. 2 Relative Häufigkeiten der CO-Konzentration im Winter 1967/68 bis 1969/70 an 31 Meßpunkten in München

situation gibt einen ersten Anhaltspunkt für den überragenden Einfluß des Verkehrs auf das Konzentrationsniveau des CO (Abb. 3). Während bei schwachem Verkehr 77 % aller Konzentrationen unter 10 ppm liegen, sind es bei starkem Verkehr mit Stauungen nur 6 %.

Die Korrelation zwischen der Höhe der CO-Immissionen und der gleichzeitigen Windstärke ist nach den Münchner Stichprobenmessungen wesentlich schlechter als die zwischen CO-Konzentration und Verkehrsdichte. Danach ist die CO-Verteilung praktisch unbeeinflusst durch den Wind. Es ist hierbei zu beachten, daß der Wind auf dem Dach des Meßwagens in 4 bis 5 m Höhe über Grund registriert wird.

Die räumlichen Unterschiede in der Immissionsbelastung durch Kohlenmonoxid sind aus den Ergebnissen der Messungen seit 1969

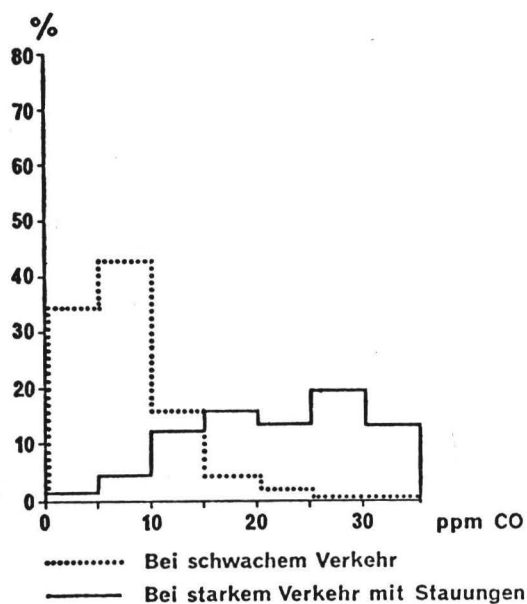


Abb. 3 Relative Häufigkeit von CO-Konzentrationen an 31 Meßpunkten in München von November 1967 bis Oktober 1969

zu entnehmen. Abb. 4 gibt die Mittelwerte der CO-Immission für den Zeitraum von April 1969 bis Mai 1970 wieder. Auffällig ist, daß die höchsten Mittel und auch die höchsten Maxima und Streuungen nicht in der Innenstadt registriert wurden, sondern auf einem mittleren bis äußeren Ring um die Stadt. Am Hauptbahnhof und am Marienplatz dagegen werden die niedrigsten Mittel beobachtet. Die höchsten Werte in der Innenstadt verzeichnet die Feldherrnhalle. Vergleicht man die Einzelmessungen aller Punkte, so zeigt sich, daß die CO-Immission im Laufe des Jahres in den mittleren bis äußeren Bezirken fast gleichmäßig sehr stark (bis zum 8fachen Wert) angestiegen ist, während in der Innenstadt kaum ein Trend zu erkennen ist. Dementsprechend ist die Streuung für die Außenbezirke groß, während in der Innenstadt ein relativ gleichmäßiger Verunreinigungspegel herrscht. Zum Zwecke der Signifikanzprüfung der Mittelwertdifferenzen zwischen je zwei Meßpunkten wurde eine Varianzanalyse mit Homogenitätsprüfung und DUNCAN-Test für eine Sicherheitswahrscheinlichkeit von 95 % durchgeführt. Zuvor wurden die Meßwerte durch logarithmische Transformation in eine Normalverteilung überführt. Auch nach dem DUNCAN-Test unterscheiden sich die Meßergebnisse der mittleren und äußeren Bezirke signifikant von denen der Innenstadt. Die Messungen von Oktober 1970 bis März 1971 nach dem neuen Meßplan, wobei 6 Messungen pro Punkt ausgewertet werden konnten, wurden im Gegensatz zum alten Meßstellenplan fast ausschließlich an Verkehrsknotenpunkten durchgeführt, so daß die über den vorhergehenden Zeitraum gefundene räumliche Differenzierung nicht mehr zu finden war. In Abb. 5 sind die Mittelwerte der CO-Immission für den Winter 1970/71 angegeben. Nun zeigen die Meßpunkte der Innenstadt eine höhere Belastung; aber auch verschiedene Meßpunkte im mittleren bis äußeren Stadtbereich (vor allem im NO) haben hohe Mittelwerte.

Für die Jahre 1970 bis 1973 sind in der Tabelle 3 die Ergebnisse der Messungen an Stichprobenpunkten in München als Monatsmittelwerte eingetragen. Dabei wurden die Werte aller 40 Stichprobenpunkte verwendet, so daß die Jahresmittel nicht mit denjenigen der Tabelle 2 identisch sind.

Tabelle 3

*Meßergebnisse aus Stichprobenmessungen in der Landeshauptstadt München*  
 — Monatsmittelwerte der Schadstoffkonzentration —

		SO <sub>2</sub> in mg/m <sup>3</sup>	CO in ppm	NO <sub>x</sub> in ppm	C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> (Hex. Äquiv.) in ppm
1970	Januar	0,17	31	0,71	2,5
	Februar	0,06	33	0,47	2,2
	März	0,06	26	0,32	1,8
	April	0,05	19	0,33	1,6
	Mai	0,07	24	0,50	2,0
	Juni	0,06	27	0,42	2,1
	Juli	0,09	26	0,39	1,6
	August				
	September	0,10	20	0,24	1,5
	Oktober	0,08	20	0,33	1,2
	November	0,07	18	0,31	1,0
	Dezember	0,05	20	0,36	1,2
1971	Januar	0,20	23	0,39	1,8
	Februar	0,04	12	0,17	0,9
	März	0,10	23	0,24	1,1
	April	0,05	20	0,22	1,0
	Mai	0,07	21	0,36	1,0
	Juni	0,04	19	0,23	0,8
	Juli				
	August				
	September	0,08	17	0,15	0,8
	Oktober	0,05	12	0,18	0,7
	November	0,07	15	0,25	0,7
	Dezember				
1972	Januar	0,08	15	0,27	0,9
	Februar	0,06	16	0,31	0,8
	März	0,01	29	0,30	2,0
	April	0,04	14	0,21	0,8
	Mai	0,06	16	0,20	0,8
	Juni	0,05	19	0,20	1,0
	Juli	0,06	19	0,18	0,9
	August				
	September	0,07	18	0,19	1,5
	Oktober	0,07	16	0,16	1,0
	November	0,06	20	0,24	1,3
	Dezember	0,06	19	0,30	1,1
1973	Januar	0,04	22	0,30	1,2
	Februar	0,03	15	0,13	0,8
	März	0,05	15	0,19	1,0
	April	0,03	17	0,18	1,0
	Mai	0,05	18	0,21	1,1
	Juni	0,04	18	0,24	1,1
	Juli	0,07	18	0,21	1,1
	August				
	September	0,04	20	0,27	1,1
	Oktober				
	November				
	Dezember				

## Meßnetz München

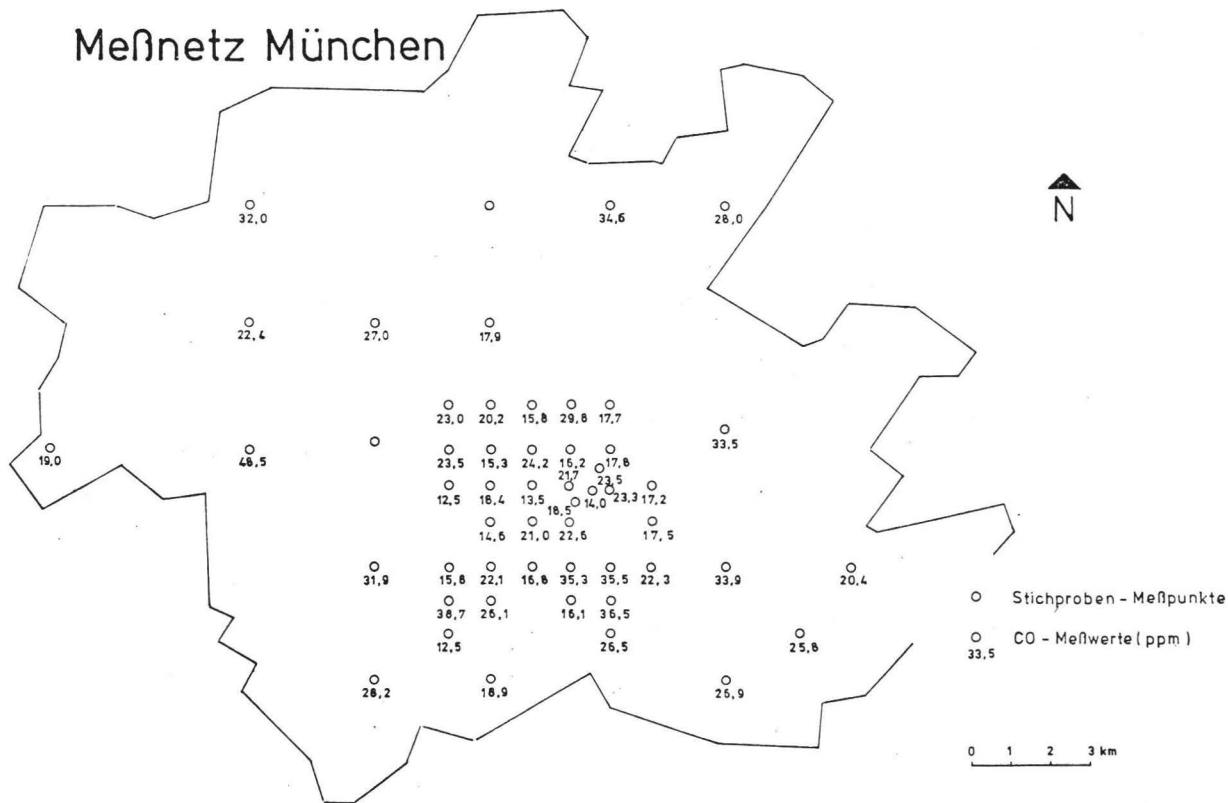


Abb. 4 Meßnetz bis Juli 1970. 70 Meßpunkte

# Meßnetz München

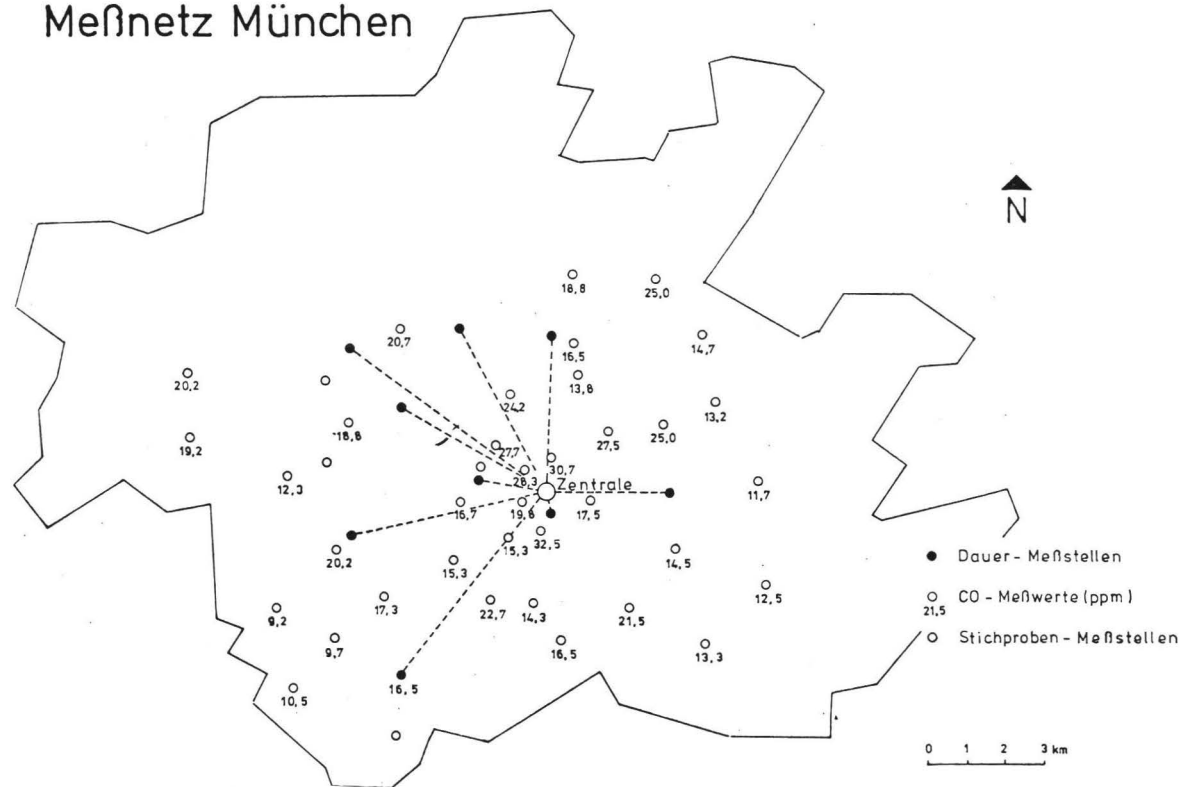


Abb. 5 Meßnetz ab Juli 1970. 40 Meßpunkte



Bei einem Vergleich der Stichprobenmessungen mit den abseits vom Verkehrsgeschehen durchgeführten Dauermessungen in den Meßhütten ergab sich bei Kohlenmonoxid, daß die Meßwerte an Straßenkreuzungen im Durchschnitt etwa 5mal so hoch lagen als bei den Dauermessstationen.

In der Tabelle 4 sind die Ergebnisse von Dauermessstellen in München als Monatsmittelwerte — von 1970 bis Mitte 1972 nur von einer Station, später von 3 bis 5 Stationen — erfaßt.

Diese Meßstellen sind im Mittel etwa 30 bis 100 Meter vom Verkehrsgeschehen entfernt. Die eine Meßstation, deren Werte von 1970 bis Mitte 1972 erfaßt sind, liegt etwa 25 m vom Zentrum einer stark frequentierten sechsspurigen Kreuzung des Mittleren Ringes am Ausgang der Leuchtenbergunterführung mit häufigen Stausituationen.

Tabelle 4

*München: CO- und NO<sub>x</sub>-Immissionen (Dauermessungen)*

Einheiten in ppm

	1970	1971	1972		1973	
	CO	CO	CO	NO <sub>x</sub>	CO	NO <sub>x</sub>
Januar		5,1			3,2	0,10
Februar		1,9 *			2,8	0,07
März		2,6			2,8	
April		3,3 *			2,6	
Mai		2,6 *			4,0	
Juni			2,0 *		3,5	0,11
Juli					5,0	0,13
August		3,5 *	6,0 *		2,2	0,11
September		4,1 *	5,5	0,08		
Oktober		5,8 *	4,3	0,08		
November			4,2	0,11		
Dezember	2,5 *		4,8	0,15		
Jahr		3,6	4,5	0,11		

\* Eine Station in Betrieb

## Bayern

Ein Teil der bisherigen Ergebnisse der im übrigen Bayern durchgeführten Stichprobenmessungen ist in der Tabelle 5 zusammengefaßt.

Tabelle 5

*Ergebnisse von diskontinuierlichen CO-, NO<sub>x</sub>-, C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>-Immissionsmessungen in Bayern*

Regelmäßige Messungen — Mai bis August 1973

	CO in ppm		NO <sub>x</sub> in ppm		C <sub>n</sub> H <sub>m</sub> in ppm	
Aschaffenburg	2,9	12,6	0,14	0,43	1,1	3,3
Augsburg	3,7	15	0,13	0,45	2,0	7,2
Ingolstadt	0,9	3,8	0,01	0,08	0,05	0,3
Nürnberg	2,4	9,1	0,12	0,30	0,9	2,2
Würzburg	3,5	19	0,18	0,70	3,0	8,8
Sondermessungen						Hexan- Äquivalent
Erlangen	4,4	16	0,14	0,30	1,0	3,0
Gräfelfing	7,4	15	0,15	0,26	2,9	4,2
Passau	13,9	32	0,15	0,25	5,8	10,6
Murnau	0,5		0		0	
Rosenheim	12,9	17,4	0,20	0,24	6,0	7,9
Weißenburg	3,4	11,4	—	—	1,7	5,0
Schweinfurt	4,3	10,2	—	—	0,9	1,8
	Mittel- wert	Höchster 1/2-h-Wert	Mittel- wert	Höchster 1/2-h-Wert	Mittel- wert	Höchster 1/2-h-Wert

Da das Landesamt erst 1972 mit den Messungen begann, können die Ergebnisse infolge der vorläufig noch kleinen Zahl von Meßdaten im jetzigen Zeitpunkt nur einen groben Überblick über die Immissions-situation in Bayern vermitteln. Eine eingehende statistische Analyse kann erst bei Vorhandensein einer ausreichenden Zahl von Daten durchgeführt werden.

Die Meßpunkte liegen ebenfalls hauptsächlich in der Nähe von oder direkt auf Straßen oder Straßenkreuzungen, so daß sich die Ergebnisse nicht wesentlich von den Münchner Werten unterscheiden.

### *Tagesgang anhand eines Beispiels*

Bei ungestörtem Strahlungswetter, das mit Tau am Boden verbunden war, zeigte sich in dem folgenden Beispiel vom 7. bis 13. 9. 1973 an der Station in der Landshuter Allee in München, daß sowohl bei der CO- als auch bei der NO<sub>x</sub>-Konzentration in der 2. Nachthälfte ein meteorologisch bedingtes, deutliches Maximum auftrat (siehe Abb. 6).

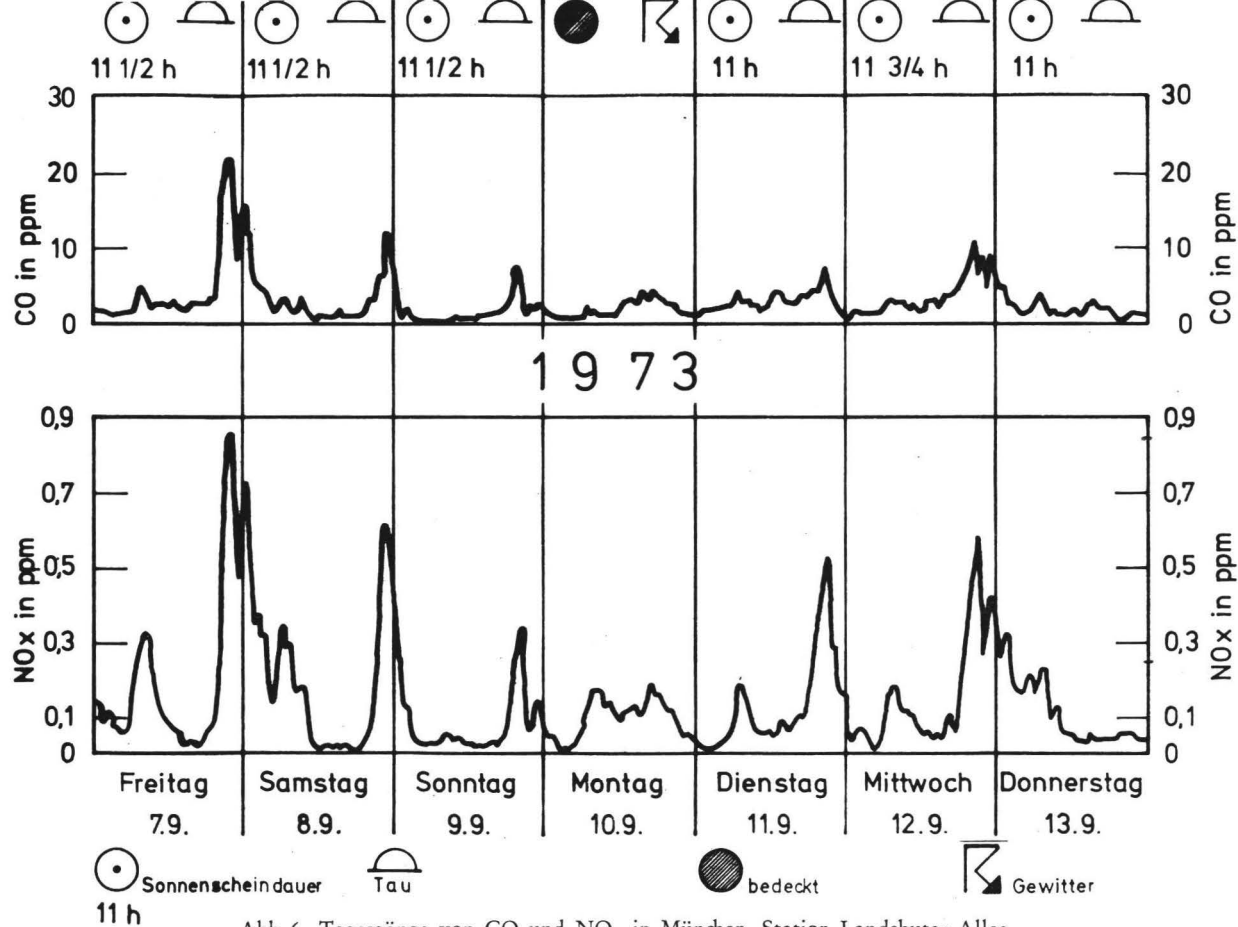
Bei bewölktem Wetter, wie es in dem angeführten Beispiel am 10. 9. 1973 auftrat, wobei auch Gewittertätigkeit vorhanden war, wurde dieser Rhythmus gestört. Das sekundäre Tagesmaximum war zur Hauptverkehrszeit und hatte nur etwa die gleiche Amplitude wie das primäre Maximum zur morgendlichen Verkehrsspitzenzeit.

Die übrigen sekundären Maxima traten in diesem Fall dagegen zwischen 20.00 und 24.00 Uhr auf, d. h. erst dann, wenn sich die Bodeninversion ausgebildet hatte, und waren 2- bis 3mal so hoch als die primären Maxima. Daß die vormittäglichen Spitzen im wesentlichen vom Verkehr, die nächtlichen Maxima aber hauptsächlich von meteorologischen Faktoren abhängen, zeigt ein Vergleich mit dem 9. 9. 1973 — dem 3. Tag dieses Beispiels —, der ein Sonntag war und bei dem zumindest die CO-Vormittagsspitze völlig fehlt.

### 3. Ausblick

#### *Lufthygienisches Überwachungssystem Bayern (LÜB)*

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz wird beim Aufbau des lufthygienischen Überwachungsnetzes, der bis 1976 abgeschlossen sein wird, die bisher bestehenden Meßnetze in dieses System integrieren. Es werden dann alle Städte in Bayern mit mehr als 50 000 Einwohnern und alle größeren Industriegebiete mit Hilfe von automatisch arbeitenden Dauermeßstationen, die über Prozeßrechner und

Abb.6 Tagesgänge von CO und NO<sub>x</sub> in München, Station Landshuter Allee

Wahlleitungen an die Zentrale im Landesamt angeschlossen sind, lufthygienisch ständig überwacht (Abb. 7).

Vorerst werden dabei neben den meteorologischen Daten folgende Komponenten gemessen:  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{C}_n\text{H}_m$  und Staubgehalt. Zu den bisherigen Meßsystemen, nämlich: München, Nürnberg-Fürth-Erlangen, Augsburg, Ingolstadt-Kelheim-Neustadt, Burghausen, Würzburg, Aschaffenburg kommen noch die Gebiete Hof-Selb, Bamberg, Bayreuth, Regensburg, Schweinfurt und Passau hinzu.



Abb.7 Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern. Vorläufiger Ausbau

Neben diesem automatisch arbeitenden Meßsystem, das im Endausbau 80 Stationen und eine Zentrale hat, werden die Meßwagen weiterhin Stichprobenmessungen durchführen, ferner werden aerologische Messungen mit Hilfe eines beweglichen Meßzuges durchgeführt und ein Netz, in dem mit Hilfe von Pflanzenproben Bioindikatorfeststellungen getroffen werden, eingerichtet. Durch diese Kombination von Meßsystemen wird ein guter Überblick über die lufthygienische Situation in zeitlicher und flächenmäßiger Hinsicht erreicht.

### *Alarmsystem*

Die Überwachung mit Hilfe von Dauermeßstellen soll zu einem Alarmsystem führen, das für die Städte im wesentlichen auf den Kraftfahrzeugverkehr abgestimmt ist. Dabei wird durch den Prozeßrechner in der Zentrale bei austauschbarem Wetter und steigenden Schadstoffkonzentrationen eine Vorausberechnung der Möglichkeit eines frühzeitigen Eingriffs in das Verkehrsgeschehen geben. Es ist daran gedacht, die Ampelschaltungen so zu steuern, daß die Fahrt in Richtung Stadtzentrum erschwert, in die entgegengesetzte Richtung dagegen erleichtert wird. Diese Ampelphasensteuerungen sollen in mehreren Stufen geschaltet werden, so daß mit zunehmender Alarmstufe immer weniger Autos in die Stadt hinein kommen. Die alarmauslösende Maßzahl soll ein Kombinationswert sein, bei der mehrere Schadstoffkomponenten berücksichtigt sind.

### *Kombinationswert der Schadstoffimmission*

Derzeit können weder von medizinischer noch von biologischer Seite maximal zulässige Grenzwerte von Schadstoffen in Luft angegeben werden, wenn mehrere Schadstoffe gleichzeitig auftreten. Zur Gewinnung objektiver Kriterien für die Einleitung von Sanierungsmaßnahmen und zur Auslösung akuter Alarmmaßnahmen muß jedoch eine Beurteilungsfunktion entwickelt werden, mit der auf der Grundlage einer synergistischen Betrachtungsweise der Grad der Schädlichkeit der Schadstoffe in Luft bei gleichzeitiger Anwesenheit mehrerer Schadstoffe beschrieben werden kann.

Da bekannt ist, daß die maximalen Immissionskonzentrationen für die einzelnen Schadstoffe experimentell in Abwesenheit anderer Schadstoffe ermittelt werden und deshalb dieser isoliert betrachtete MIK-Wert unter physiologischen Aspekten zu reduzieren ist, wenn andere Schadstoffe gleichzeitig wirksam werden, muß eine derartige Beurteilungsfunktion folgende Bedingungen erfüllen:

1. Ist *ein* Schadstoff überwiegend vorhanden und der relative Schadstoffanteil ( $\mu$ ) der übrigen Komponenten  $< 0,01$ , dann soll der maximal zulässige Summengrenzwert als erreicht bzw. überschritten gelten, wenn der maximal zulässige Immissionsgrenzwert des überwiegend vorhandenen Schadstoffes erreicht bzw. überschritten wird.
2. Wenn der relative Anteil aller Schadstoffe gleich ist, d. h. wenn  $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_i$  soll der maximal zulässige Summengrenzwert dann als überschritten gelten, wenn  $\mu_i$  den Wert 0,8 bei der Anwesenheit von gleichzeitig 3 Schadstoffkomponenten überschreitet.

Die vorstehenden Forderungen werden durch die Berechnung des K-Wertes nach den folgenden Funktionen erfüllt:

Der relative Anteil eines Schadstoffes  $\mu_i$  ergibt sich aus

$$\mu_i = \frac{m_i}{M_i} \quad (1)$$

wobei gilt

$m_i = m_{1,2,3} \dots =$  jeweiliger Meßwert als 24-Stundenmittel für die Schadstoffe 1, 2, 3

$M_i = M_{1,2,3} \dots =$  jeweiliger maximal zulässiger Immissionsgrenzwert (MIK<sub>D</sub>).

Als Maßzahl  $k_i$  für jede einzelne Schadstoffkomponente wird durch die Funktion

$$k_i = f(\mu_i) \quad (2)$$

definiert, wobei je nach Größe von  $\mu_i$ ,  $k_i$  nach folgenden Formeln berechnet wird:

$$\begin{aligned} 0 \leq \mu_i \leq 0,8 : k_i &= 41 \cdot \mu_i \quad (\text{I}) \\ 0,8 < \mu_i \leq 1,0 : k_i &= 100 \cdot \mu_i^5 \quad (\text{II}) \\ \mu_i > 1,0 : k_i &= 100 \cdot \mu_i \quad (\text{III}) \end{aligned}$$

Bei x gemessenen Schadstoffen errechnet sich dann die Immissions-Kenngröße K für den Grad der Gesamtluftverunreinigung nach der Formel

$$K = \sum_{i=1}^x k_i ; \quad (3)$$

wobei für K folgende Grenzwerte gelten:

K = Meßzahl für den Grad der Luftverunreinigungen

K = 100; maximal zulässiger Summengrenzwert

K > 100; Grenzwert überschritten

K < 100; Grenzwert unterschritten.

Die vorstehenden Funktionen können auch entsprechend erweitert werden, wenn zusätzliche gesicherte medizinische Kenntnisse vorliegen.

Aus Formel 3 ergibt sich dann der K-Wert für 3 Komponenten aus

$$K = k_1 + k_2 + k_3,$$

wobei sich die Werte von  $k_1$ ,  $k_2$  oder  $k_3$  nach den Gleichungen 2a, 2b oder 2c je nach der Größe von  $\mu_1$ ,  $\mu_2$  oder  $\mu_3$  berechnen lassen, wie in folgenden Beispielen erläutert:

3.1.  $\mu_1 = 1,0$

$\mu_2 < 0,01$       K = 100      Grenzwert erreicht

$\mu_3 < 0,01$

3.2.  $\mu_1 = 1,0$

$\mu_2 = 0,1$       K = 104,1      Grenzwert überschritten

$\mu_3 < 0,01$

3.3.a)  $\mu_1 = 0,87$

$\mu_2 = 0,87$       K = 99,7      Grenzwert erreicht

$\mu_3 < 0,01$

b)  $\mu_1 = 0,88$

$\mu_2 = 0,88$       K = 105,5      Grenzwert überschritten

$\mu_3 < 0,01$



- 3.4.a)  $\mu_1 = 0,8$   
 $\mu_2 = 0,8$        $K = 98,4$     Grenzwert erreicht  
 $\mu_3 = 0,8$
- b)  $\mu_1 = 0,81$   
 $\mu_2 = 0,81$        $K = 104,6$     Grenzwert überschritten  
 $\mu_3 = 0,81$
- 3.5.a)  $\mu_1 = 0,9$   
 $\mu_2 = 0,49$        $K = 99,2$     Grenzwert erreicht  
 $\mu_3 = 0,49$
- b)  $\mu_1 = 0,9$   
 $\mu_2 = 0,52$        $K = 101,7$     Grenzwert überschritten  
 $\mu_3 = 0,52$

Diese Beurteilungsmethode für den Grad der Luftverunreinigung, bezogen auf den maximal zulässigen Summengrenzwert, soll zunächst für die Immissionsverhältnisse der Landeshauptstadt München angewendet werden. Als Schadstoffe werden Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid und Stickoxide nebeneinander betrachtet.

Als maximal zulässige Immissionsgrenzwerte für die einzelnen Schadstoffe ( $M_{1,2,3} \dots$ ) werden die MIK<sub>D</sub>-Werte verwendet.

Bei den in die Funktion eingeführten Meßwerten handelt es sich um die Mittelwerte der 24-Stunden-Mittelwerte aus 3 Dauermeßstationen.

Die  $k_i$ -Werte in Abhängigkeit von der relativen Schadstoffkonzentration  $\mu_i$  sind zur schnellen Berechnung der Meßzahl K in der Tabelle 6 zusammengestellt.

Der Verlauf der Größe  $k_i$  ist in den drei Bereichen I, II und III aus der Abb. 8 ersichtlich.

Die Kurve dieser Indexzahl K ist in 3 Abschnitte so unterteilt, daß der mittlere Abschnitt als Wirkungsfunktion einen steilen Anstieg der Indexzahl im Bereich des 80- bis 100%igen MIK-Wertes aufweist, während die Abschnitte I und II eine lineare Steigung haben, um vor allem beim Überschreiten der Alarmgrenze, die mit dem Wert  $K = 100$  gleichzusetzen ist, nicht exponentiell anzusteigen und damit psychologisch ungünstige Wirkungen zu erzielen.

Tabelle 6

*k<sub>i</sub>-Werte der relativen Schadstoffkonzentrationen*

$\mu$ 0,01	$k_i$ $\approx 0$	$\mu$	$k_i$	$\mu$	$k_i$
0,01	0,41	0,31	12,71	0,61	25,01
0,02	0,82	0,32	13,12	0,62	25,42
0,03	1,23	0,33	13,53	0,63	25,83
0,04	1,64	0,34	13,94	0,64	26,24
0,05	2,05	0,35	14,35	0,65	26,65
0,06	2,46	0,36	14,76	0,66	27,06
0,07	2,87	0,37	15,17	0,67	27,47
0,08	3,28	0,38	15,58	0,68	27,88
0,09	3,69	0,39	15,99	0,69	28,29
		0,40	16,40	0,70	28,70
0,10	4,1	0,41	16,81	0,71	29,11
0,11	4,51	0,42	17,22	0,72	29,52
0,12	4,92	0,43	17,63	0,73	29,93
0,13	5,33	0,44	18,04	0,74	30,34
0,14	5,74	0,45	18,45	0,75	30,75
0,15	6,15	0,46	18,86	0,76	31,16
0,16	6,56	0,47	19,27	0,77	31,57
0,17	6,97	0,48	19,68	0,78	31,98
0,18	7,38	0,49	20,09	0,79	32,39
0,19	7,79	0,50	20,50	0,80	32,80
0,20	8,20				
0,21	8,61	0,51	20,91	0,81	34,868
0,22	9,02	0,52	21,32	0,82	37,074
0,23	9,43	0,53	21,73	0,83	39,390
0,24	9,84	0,54	22,14	0,84	41,821
0,25	10,25	0,55	22,55	0,85	44,371
0,26	10,66	0,56	22,96	0,86	47,043
0,27	11,07	0,57	23,37	0,87	49,842
0,28	11,48	0,58	23,78	0,88	52,773
0,29	11,89	0,59	24,19	0,89	55,841
0,30	12,30	0,60	24,60	0,90	59,049

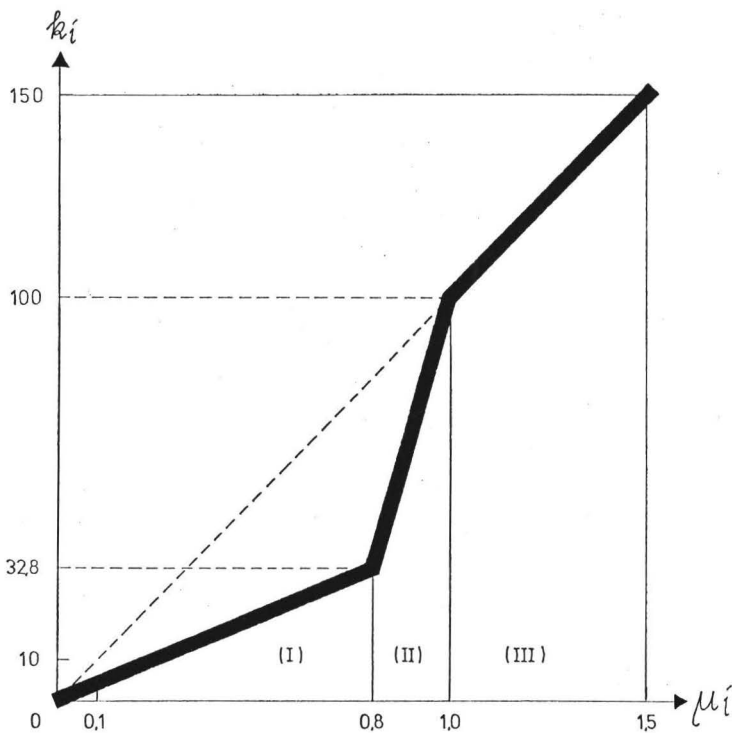


Abb. 8 Verlauf der Größe  $k_i$  als Funktion des relativen Schadstoffanteils  $\mu_i$

Anschrift: Oberregierungsdirektor Dipl.-Met. H. Schwegler  
 Bayerisches Landesamt für Umweltschutz  
 8 München 81  
 Rosenkavalierplatz 3

# Immissionsmessungen von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen in Saarbrücken

*Von R. Herbolsheimer*

Unsere Ermittlungen der Immissionen — soweit sie vom Kraftfahrzeugverkehr verursacht sind — erstreckten sich in der Vergangenheit zunächst auf die stationäre Messung von Kohlenmonoxid. In diesem Jahr haben wir begonnen, Pegelmessungen von Kohlenwasserstoffen durchzuführen. Die Art der Messung, d. h. die Meßanordnung bzw. Meßplanung war dabei im wesentlichen festgelegt durch die zur Verfügung stehenden Meßmethoden bzw. Meßgeräte. So bestimmen wir seit etwa 4 Jahren Kohlenmonoxid mit dem URAS-Gerät an wenigen Punkten in der Innenstadt von Saarbrücken. Ich möchte deshalb zunächst kurz auf die wesentlichen Ergebnisse dieser Messungen eingehen:

In der Nähe zweier Straßenkreuzungen in Saarbrücken wurden die CO-Konzentrationen jeweils 1<sup>1/2</sup> Jahre gemessen. Die Geräte waren dabei etwa 1,5 bis 2 m vom Straßenrand und etwa 20 bis 30 m von der Kreuzung entfernt installiert. Die Höhe der Probenahme betrug 1,5 m. Dabei ergaben sich für beide Meßpunkte für die Tageszeit von 6.00 bis 22.00 Uhr Jahresmittel von 10 ppm, wobei die Winterhalbjahresdurchschnitte etwa 20 % über dem Jahresdurchschnitt lagen, die Sommerhalbjahresmittel etwa 20 % darunter. Über 20 ppm im Halbstundenmittel lagen 7 % aller Meßwerte an dem 1. Meßort, wiederum nur für die Tageszeit von 6.00 bis 22.00 Uhr; am 2. Meßort waren es 2,5 % der Werte, die über 20 ppm lagen.

Halbstundenmittel über 40 ppm wurden am 1. Meßort 14mal pro Jahr gemessen, am 2. Meßort 4mal.

Bei allen Messungen stellten wir eine eindeutige Abhängigkeit des CO-Pegels von der Windgeschwindigkeit fest. Der CO-Mittelwert für Windgeschwindigkeiten unter 1 m/sec betrug beispielsweise im Winterhalbjahr 18 ppm, für Windgeschwindigkeiten über 6 m/sec nur 9 ppm.

Seit einigen Monaten haben wir begonnen, systematisch Messungen von Kohlenwasserstoffen in der Innenstadt durchzuführen. Dabei haben wir uns zunächst darauf beschränkt, nur während der Zeit zwischen 7.30 und 8.00 Uhr morgens und 16.30 und 17.00 Uhr nachmittags zu messen.

Da, wie eingangs erwähnt, die Meßanordnung bzw. Meßplanung von der Meßmethode abhängt, sei mir gestattet, kurz auf das Prinzip der Meßmethode einzugehen: Mittels einer kleinen batteriebetriebenen Pumpe wird Luft durch ein Adsorptionsröhrchen gesaugt. Die adsorbierten Kohlenwasserstoffe werden im Labor quantitativ desorbiert und gaschromatographisch bestimmt. Im einzelnen werden bestimmt: Benzol, Toluol, Acetylen, Aethylen und Gesamt-Kohlenwasserstoffe, letztere ohne Methan. Die Dauer der Probenahme beträgt 20 Minuten.

Die relativ einfache Probenahmeanordnung gestattet es, die Proben ohne Hilfe eines Meßwagens oder PKW's zu nehmen.

Der Probennehmer bewegte sich in der Mitte des Bürgersteigs etwa 3 bis 4 m vom Straßenrand entfernt innerhalb von 20 Minuten auf bestimmten Meßrouten. Wir erhielten dadurch keine Punktmessungen, sondern fußgängerbezogene Messungen. Man muß demnach bei der Beurteilung der gemessenen Konzentrationen beachten, daß an bestimmten Punkten — etwa an Kreuzungen — die Immissionen beträchtlich höher sein können. Außerdem wurden bisher noch keine Messungen während besonders ungünstiger Wetterlagen, wie länger anhaltender Windstille, durchgeführt.

Das höchste 20-Minuten-Mittel wurde gemessen in der Meßroute III mit  $4,92 \text{ mg/m}^3$  Gesamt-Kohlenwasserstoffe. Dabei betrugen die Konzentrationen an

Benzol	$0,67 \text{ mg/m}^3$
Toluol	$1,25 \text{ mg/m}^3$
Acetylen	$0,24 \text{ mg/m}^3$
Aethylen	$0,13 \text{ mg/m}^3$

Die Meßroute II erbrachte als höchsten Wert

3,54 mg/m <sup>3</sup>	Gesamt-Kohlenwasserstoffe
0,26 mg/m <sup>3</sup>	Benzol
0,51 mg/m <sup>3</sup>	Toluol
0,22 mg/m <sup>3</sup>	Acethylen
0,17 mg/m <sup>3</sup>	Aethylen

Die Mittelwerte der bisherigen Messungen betragen:

Meßroute I	1,83 mg/m <sup>3</sup>	Gesamt-Kohlenwasserstoffe
Meßroute II	1,75 mg/m <sup>3</sup>	Gesamt-Kohlenwasserstoffe
Meßroute III	2,96 mg/m <sup>3</sup>	Gesamt-Kohlenwasserstoffe

Auffallend bei den Meßergebnissen war, daß die Zusammensetzung der Kohlenwasserstoffe sehr stark schwankte. Offenbar hängt der Anteil der Einzelkomponenten an der Gesamtmenge der Kohlenwasserstoffe von den Wetterverhältnissen ab. Es liegen jedoch noch zu wenig Meßergebnisse vor, um hierüber exakte Aussagen machen zu können. Wir werden versuchen, soweit wir personell dazu in der Lage sind, die Messungen systematisch über ein größeres Stadtgebiet auszuweiten, um Immissionsschwerpunkte exakter ermitteln zu können. Ich muß jedoch gestehen, daß wir, was die Meßplanung anbetrifft, noch am Experimentieren sind. Dies trifft auch für die Messungen von Kohlenmonoxid zu, die eigentlich parallel zu den Kohlenwasserstoffmessungen erfolgen sollten. Für Kontrolluntersuchungen an bestimmten stark belasteten Punkten eignen sich fest installierte registrierende Meßgeräte zweifellos am besten. Um aber die Immissionsbelastung ganzer Stadtgebiete zu ermitteln, wird man auf bewegliche Messungen nicht verzichten können. Zweck der Messungen sollte doch sein zu ermitteln, wie stark die in der Stadt lebenden Menschen exponiert sind. Dabei müssen wir 3 Gruppen unterscheiden: 1. Die in den Häusern wohnenden oder arbeitenden Menschen; 2. Die Fußgänger und 3. die Autofahrer selbst. Letztere sind möglicherweise am stärksten exponiert.

Ein Versuch, den wir durchgeführt haben, zeigt jedenfalls, daß in einem PKW sehr viel höhere Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen auftreten können.

Nachdem festgestellt worden war, daß bei einer Fahrt im verkehrsfreien Gelände keine meßbaren Konzentrationen im Fahrzeug etwa durch eigene Abgase auftreten, begaben wir uns mit dem PKW in die Innenstadt und umfuhren einen Häuserblock 4mal. Jede Umrundung dauerte etwa 5 bis 10 Minuten. Die Belüftungsklappe des Fahrzeuges war geöffnet, der Ventilator jedoch abgeschaltet.

Dabei stiegen die Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen wie folgt:

	Benzol	Toluol	Acetylen	Aethylen	
Anfang	0,21	0,48	0,33	0,13	
Ende	0,56	1,03	1,00	0,38	mg/m <sup>3</sup>

Auf welche der o. a. 3 Gruppen soll man nun ein Meßprogramm abstimmen?

Pegelmessungen, wie sie beim Schwefeldioxid durchgeführt werden, sind meiner Meinung nach (wegen der starken Konzentrationschwankungen der Kohlenwasserstoffe) hierzu nicht geeignet.

Ich meine, es ist eine wesentliche Aufgabe für die Zukunft, hier geeignete Meßprogramme zu finden, die auch einen Vergleich der in den einzelnen Städten durchgeführten Messungen erlauben.

Anschrift: Oberchemierat Diplom-Chemiker R. Herbolzheimer  
 Staatliches Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten  
 66 Saarbrücken  
 Malstatter Straße 17

# Bleigefährdung durch Autoabgase?

Von H. Schellhas, W. Obländer und K. Neuschwander

Schon seit längerer Zeit wird eine mögliche Schädigung des menschlichen Organismus durch das Blei in Benzin und Autoabgasen diskutiert. Einen starken Impuls erhielt die Diskussion durch *Lehnert und Mitarbeiter*, die 1970 über eine nachweisbare Gefährdung von Bediensteten der Stadtreinigung in Frankfurt/Main berichteten<sup>8</sup>. Sie hatten bei 158 Probanden erhöhte Blutbleiwerte und eine varianz-analytisch gesicherte erhöhte Ausscheidungsrate der Delta-Aminolävulin säure (ALA-U) gefunden. Weitere spezielle Laborkontrollen zur Prüfung des allgemeinen Gesundheitszustandes und der Organfunktionen wurden jedoch in diesem Zusammenhang nicht durchgeführt. Anhand der Befunde wurde zwar eine klinisch noch nicht manifeste, biochemisch aber bereits objektivierbare Bleivergiftung angenommen. Diese Schlußfolgerung bewirkte ein lebhaftes Echo<sup>3 11 17</sup>. Schließlich verabschiedete der Deutsche Bundestag ein Gesetz zur stufenweisen Reduzierung des Bleigehaltes in Vergaserkraftstoffen<sup>2</sup>. Das für den Schutz der Arbeitnehmer in Baden-Württemberg zuständige Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung hatte in dieser Situation eine Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Blei-Staub-Konzentration in der Atemluft und Gesundheitszustand angeordnet. Es wurden durch die Landesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Immissions- und Strahlenschutz in Karlsruhe im Sommer 1971 Verkehrspolizisten und Arbeiter der Städtischen Straßenreinigung in Mannheim und in Freiburg untersucht. Das Gesamtprogramm umfaßte die eigentlichen medizinischen Untersuchungen und einen meßtechnischen Teil, bei dem die Blei-Staubkonzentration an den „Arbeitsplätzen“ des ausgewählten Personenkreises ermittelt wurde.

## I. Medizinische Untersuchungen

### 1. *Probanden und Methodik*

Es wurden ärztlich untersucht:

Verkehrspolizisten in Mannheim (n=11) und Freiburg



(n=15), außerdem Bedienstete der Stadtreinigung Freiburg (n=39). Neben der körperlichen Untersuchung wurden folgende Laborkontrollen durchgeführt:

Allgemein: Großes Blutbild, Blutsenkungsgeschwindigkeit, Urinstatus, Serumkontrollen von Transaminasen, alkalische Phosphatase, Takata, Harnstoff, teilweise Elektrophorese

Speziell: Bleibestimmung im Vollblut (Atomabsorptionsmethode), Delta-Aminolävulinsäure im Urin (nach Grabecki und Mitarbeiter), Koproporphyrin III im Urin (halbquantitativ nach De Langen, modifiziert durch Mappes)

## 2. Ergebnisse

Körperliche und laborchemische Untersuchungen ergaben keinerlei Anzeichen einer Bleivergiftung: Anaemie und Störung von Organfunktionen fanden sich nicht. Die halbquantitative Koproporphyrin-Bestimmung im Urin verlief negativ. Die ALA-Ausscheidung im Urin lag generell mit Werten unter 5 mg/l im Normalbereich.

Die Bleikonzentrationswerte im Vollblut lagen dagegen vereinzelt und geringfügig über den nach unserer Bestimmungsmethode akzeptablen Werten bis 50  $\mu\text{g}/100\text{ ml}$  (Höchstwert 60  $\mu\text{g}/100\text{ ml}$ ). Eine Korrelation zu den ALA-Werten zeigte sich in keinem Fall. Der vorhandenen minimalen Bleikonzentrationserhöhung im Vollblut konnte bei den übrigen Normalbefunden keine pathologische Bedeutung zuerkannt werden. Die Untersuchungsbefunde sind in Tabelle 1 und Abbildung 1 zusammengestellt.

## II. Technische Untersuchungen

### 1. Bleistaubkonzentrationsmessungen

Probenahme:

Bei der Probenahme wurde der atmosphärische Staub auf Membranfiltern (Fabrikat Sartorius, Type 113 03,  $\varnothing$  50 mm)

Tabelle 1

Mittelwerte ( $\bar{x}$ ) und Standardabweichungen ( $s$ ) der Delta-Aminolävulinsäure im Urin (ALA-U) und des Bleispiegels im Vollblut (Pb-B)

		Polizei Mannheim n = 11	Polizei Freiburg n = 15	Stadt- reinigung Freiburg n = 39	Kontrollen n = 10
ALA-U	$\bar{x}$	3,5	3,3	2,9	2,1
(mg/l)	$s$	$\pm 0,48$	$\pm 0,54$	$\pm 0,65$	$\pm 0,90$
Pb-B	$\bar{x}$	27,9	28,8	26,7	23,6
( $\mu\text{g}/100 \text{ ml}$ )	$s$	$\pm 9,5$	$\pm 12,2$	$\pm 16,1$	$\pm 6,0$

abgeschieden. Zur Ansaugung der Probeluft fand eine nach dem Vielzellenprinzip arbeitende Vakuumpumpe (Fabrikat Geb. Becker, Wuppertal, Leistung  $3\text{m}^3/\text{h}$ , max. Vakuum 85 %) Verwendung. Die angesaugte Luftmenge wurde mit einer Gasuhr gemessen. Es wurden grundsätzlich bei jeder Probenahme 2 Gerätesätze parallel betrieben. Die Probenahmezeit betrug in der Regel 2 Stunden.

#### Analytischer Nachweis von Blei:

Die quantitative Bestimmung von Blei im abgeschiedenen Staub erfolgte mit einem Röntgenfluoreszenzspektrometer (Kristalloflex 4 der Firma Siemens, Karlsruhe, mit Goniometer und LiF-Kristall  $d_{200} = 2,014 \text{ \AA}$ ). Gemessen wurde die Intensität der Pb-L $\alpha$ -Linie. Die Messungen wurden mit 6 Minuten Zählzeit durchgeführt. Art und Durchmesser der verwendeten Filter gestattete die direkte Bleibestimmung ohne vorherige Aufarbeitung. Ein ähnliches Verfahren wird auch von *Benger und Lahmann*<sup>1</sup> beschrieben.

Als Eichstandards wurden mit hochdispenser Mennige ( $2\text{PbO} \cdot \text{PbO}_2$ ) beaufschlagte Filter benutzt, die wie folgt hergestellt wurden: Mennige wurde in destilliertem Wasser mit Natriumpyrophosphatzusatz (VDI 2031) suspendiert und durch Sedimentation der Anteil  $> 1,5 \mu\text{m}$  abgetrennt. Die Konzentra-

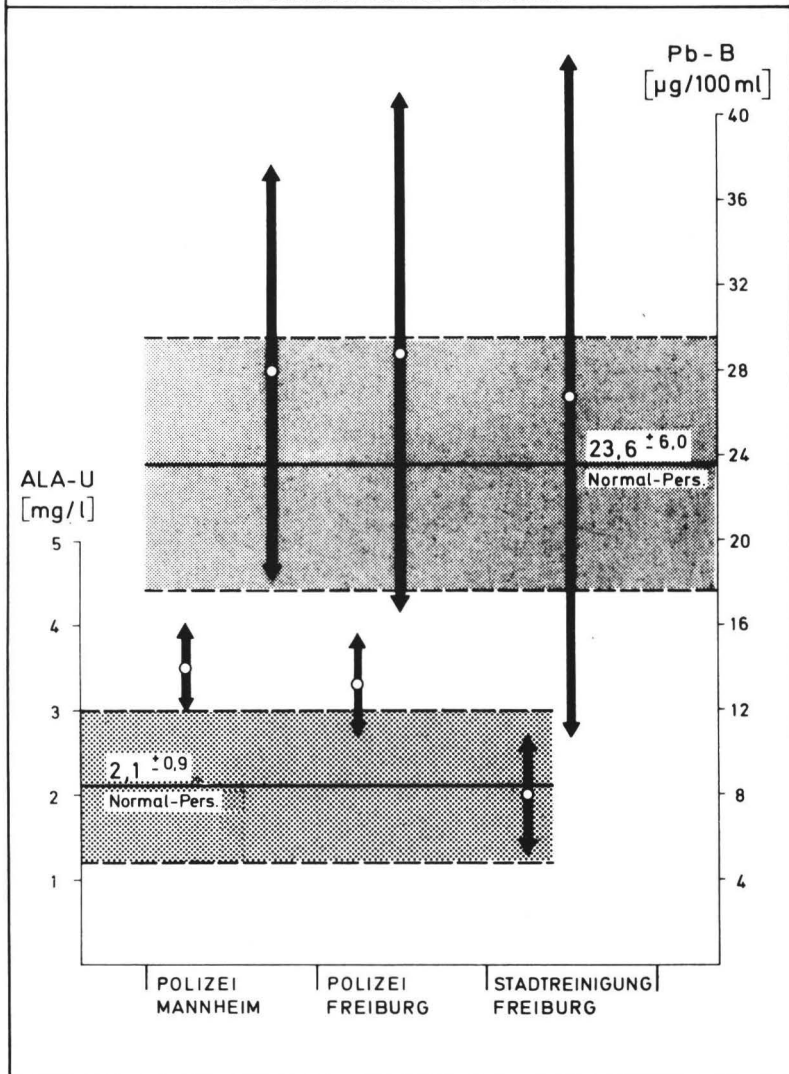


Abb. 1 ALA-Konzentration im Urin und Blei-Konzentration im Vollblut bei Einwirkung von Autoabgasen

tion des in der Suspension verbliebenen Feinanteils wurde durch Filtration und gravimetrische Bestimmung des Feststoffanteils ermittelt. Durch definierte Verdünnung aliquoter Teile der Ausgangssuspension und Abscheidung auf Membranfiltern (Type 113 10) konnte eine Eichreihe aufgestellt werden. Bei der Herstellung von Eichstandards nach diesem Verfahren muß darauf geachtet werden, daß sich die Partikel nicht als Sediment absetzen, weil dann auch durch längeres Schütteln nicht mehr der ursprüngliche Zustand der Suspension erreicht werden kann.

Den funktionellen Zusammenhang zwischen dem Bleigehalt der Eichproben und der im Spektrographen gemessenen Intensität der Pb-L $\alpha$ -Linie zeigt Abb. 2.

Der Verlauf der Eichkurve kann durch die Gleichung

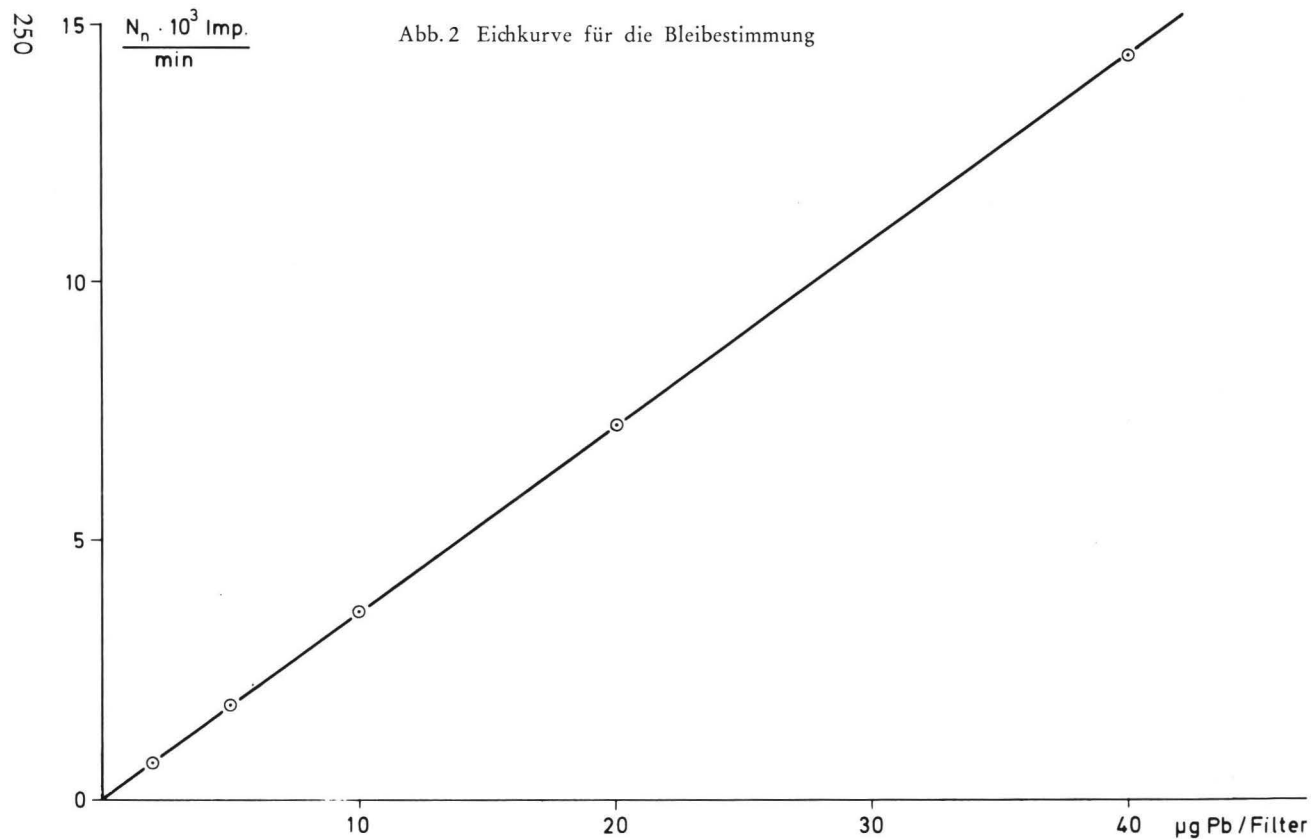
$$N_n = 7 + 359,3 \cdot \text{Pb} \quad (1)$$

dargestellt werden. ( $N_n$  = Netto-Impulszahl/min, Pb = Bleigehalt der Probe in  $\mu\text{g}$ ).

Die Nachweisgrenze ist dadurch festgelegt, daß die Brutto-Intensität der zu messenden Linie um einen bestimmten Faktor größer sein muß als die statistischen Schwankungen des Untergrundes. Für spektroskopische Analysen wurde von Kaiser und Specker<sup>7</sup> sowie von Neff<sup>12</sup> der Faktor 3 vorgeschlagen. Damit kann die Nachweisgrenze des Analysenverfahrens nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$N_g = N_b + 3 \cdot \sqrt{2 \cdot s_u} \quad (2)$$

Es bedeuten  $N_g$  = Impulszahl bei der Nachweisgrenze,  $N_b$  = mittlere Impulszahl der Leerfilter,  $s_u$  = Standardabweichung für die Impulszahl der Leerfilter, jeweils bezogen auf 6 Minuten Zählzeit. Aus Gleichung 1 und 2 ergab sich eine Nachweisgrenze von  $0,43 \mu\text{g Pb}$  auf dem Filter. Bei einem Luftdurchsatz von  $2,5 \text{ m}^3/\text{h}$  und einer Probenahmezeit von zwei Stunden kann eine Bleistaubkonzentration von  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  noch erfaßt werden.



Da sich die Eichung und die Auswertung der Proben über einen Zeitraum von 2 Monaten erstreckte, wurde die Konstanz der Röntgenapparatur überwacht. Insgesamt wurden 55 Messungen durchgeführt, wobei die Einzelmessungen zwischen 0,5 Stunden und 8 Stunden nach Inbetriebnahme der Apparatur vorgenommen wurden. Die Abweichung vom Mittelwert betrug über die gesamte Meßzeit  $\pm 0,6 \%$ .

## 2. Ergebnisse

Die Ergebnisse der in Mannheim und Freiburg von Juli bis September 1971 durchgeführten Messungen sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Die an verkehrsreichen Plätzen gefundenen Meßwerte (Mittel über 2 Stunden) schwanken im Bereich von  $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bis  $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die höchsten Werte wurden erwartungsgemäß in den Spitzenzeiten des Verkehrs gefunden. Die Abbildung 3 illustriert diese Befunde.

Abseits verkehrsreicher Straßen sind die Bleistaubkonzentrationen, wie die Messungen an der westlichen Stadtgrenze von Freiburg gezeigt haben, wesentlich niedriger. Sie liegen unter  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## III. Diskussion

Die medizinischen Untersuchungen ergaben in Übereinstimmung mit den Untersuchungen der Atemluft keine abnormen Befunde. Auffällig war wohl die teilweise gering erhöhte Blutbleikonzentration bei den Verkehrspolizisten in Freiburg; es fand sich jedoch keine Korrelation zu den übrigen medizinischen Daten. Unsere Ergebnisse stehen im Gegensatz zu denen von *Lehnert und Mitarbeitern* (Frankfurt/Main 1970)<sup>8</sup> und von *Lorant und Svoboda* (Wien 1973)<sup>9</sup>. Sie stimmen aber weitgehend überein mit Befunden, die im Oktober 1972 auf dem Amsterdamer Symposium über „Die gesundheitlichen Aspekte der Umweltverschmutzung durch Blei“ vorgetragen wurden. Internationale Arbeitsgruppen haben dort über ihre Untersuchungsergebnisse berichtet:

Tabelle 2

*Ergebnisse der Bleistaubkonzentrationsmessungen*

Nr.	Meßort	Datum	Bleikonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwerte aus Doppelproben)					
			6.30—8.30	8.30—10.30	10.30—12.30	12.30—14.30	14.30—16.30	16.30—18.30
1	Mannheim Theaterplatz	22. 7. 1971	6,1	4,0	2,8	2,5	2,9	3,9
2	Mannheim Kreuzung: Lutzenbergstraße Untere-Ried-Straße	23. 7. 1971	6,1	4,1	3,6	3,3	4,8	7,6
3	Freiburg Siegesdenkmal	29. 7. 1971	3,5	3,1	2,9	2,0	2,2	3,5
4	Freiburg Kreuzung: Escholzstraße Breisacherstraße	30. 7. 1971	7,4	4,1	3,3	3,2	3,4	4,5
5	Freiburg Omnibusdepot an der Betzenhauserstraße	4. 9. 1971	—	0,8			0,3	
		6. 9. 1971	—	0,7			0,2	

Höhe der Ansaugöffnung an allen Probenahmeorten 1,40 bis 1,60 m über Straßenniveau

Probenahmeorte: 1 Verkehrsinsel, in den Hauptverkehrszeiten mit Verkehrspolizist besetzt

2 Bürgersteig, im Bereich der Anfahrzone

3 Verkehrsinsel, im Bereich der Anfahrzone

4 Bürgersteig, neben der Verkehrsampel

5 Westl. Peripherie d. Stadt. In der Nähe keine Hauptverkehrsstraße

—	MANNHEIM - THEATERPLATZ	Messung	22.7.71
- - - -	MANNHEIM - LUTZENBERG	Messung	23.7.71
- · - · -	FREIBURG - SIEGESDENKMAL	Messung	29.7.71
·····	FREIBURG - ESCHOLZSTR.	Messung	30.7.71

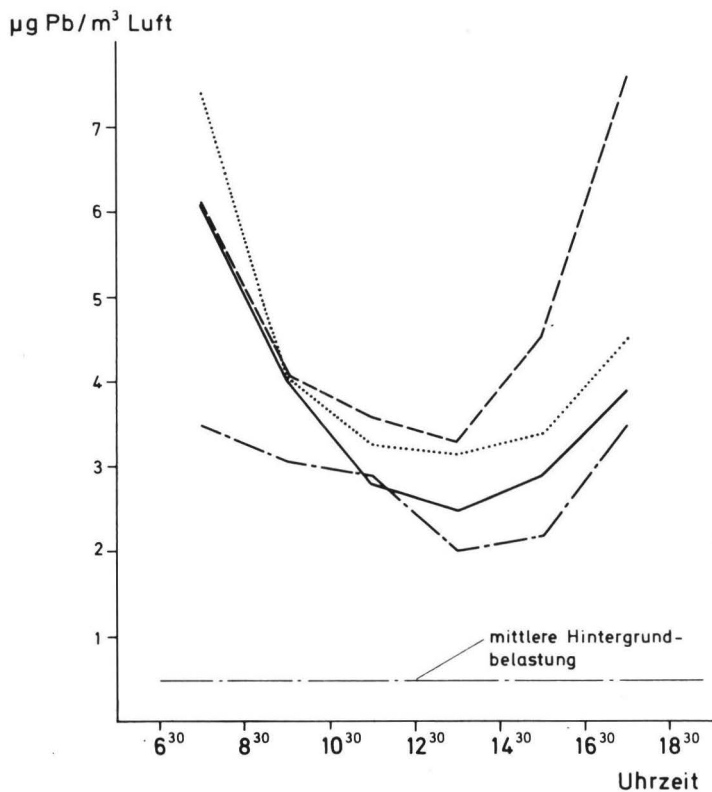


Abb. 3 Bleikonzentrationen in der Atemluft an Straßenkreuzungen



Die Bleiwerte lagen teilweise bei belasteten Personen etwas höher als bei normalen Kontrollpersonen, insgesamt jedoch unter  $40 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ . Die ALA-U war — soweit bestimmt — insgesamt unauffällig. Gesundheitsschäden wurden nicht festgestellt <sup>5 13-16 19</sup>. Auch die Arbeitsgruppe *Lehnert* berichtete in Amsterdam über neue Untersuchungen im Zusammenhang mit Autoabgasen <sup>18</sup>. Es wurden Beamte der Hamburger Verkehrspolizei und Grenzbeamte in Schleswig-Holstein kontrolliert. Die atmosphärischen Bleikonzentrationen lagen zwischen  $0,4$  und  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vergleichbar mit unseren Meßwerten. Auch die von *Högger* <sup>5</sup> in der Schweiz, von *Jost und Mitarbeitern* <sup>6</sup> sowie *Sansoni und Mitarbeitern* <sup>13</sup> in Deutschland und von *Hartl und Resch* <sup>4</sup> in Österreich gefundenen Konzentrationswerte befanden sich in diesem Bereich. Die medizinischen Untersuchungen von *Lehnert* in Hamburg ergaben im Gegensatz zu den früheren in Frankfurt insgesamt Normalwerte und keine signifikanten Differenzen von Pb-B und ALA-U zu der Kontrollgruppe. Unterschiedliche regionale und klimatische Bedingungen wurden als mögliche Ursache diskutiert. Kürzlich publizierte Untersuchungen straßenstaubexponierter Berufsgruppen in Wien <sup>9</sup> zeigten dagegen erhöhte Werte für Pb-B, ALA-U und Koproporphyrin, entsprechend den früheren Ergebnissen der Arbeitsgruppe *Lehnert* in Frankfurt. Interessant ist der höchste Bleimittelwert (bei den Müllarbeitern) von  $26,2 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$  gegenüber  $12,7 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$  bei der Kontrollgruppe. Die Forderung nach Überwachungsuntersuchungen dürfte jedoch nicht ausreichend begründet sein, denn eine andere Untersuchungsgruppe <sup>10</sup> ermittelte bei der Wiener Normalbevölkerung als durchschnittlichen Bleiwert im Blut  $25 \mu\text{g}/100 \text{ ml}$ . Die Bleibestimmung erfolgte in beiden Fällen nach der Atomabsorptionsmethode, sogar mit dem gleichen Gerät. Wir vertreten die Ansicht, daß anhand unserer Untersuchungen und auch nach den in Amsterdam auf dem „Bleisymposium 1972“ vorgetragenen Befunden eine Bleigefährdung durch Autoabgase nicht nachgewiesen werden konnte. Dabei ist noch zu berücksichtigen, daß seit Durchführung unserer Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland der Bleigehalt von Ottokraftstoffen vermindert wurde.

## IV. Zusammenfassung

Auf Anordnung des Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung in Baden-Württemberg wurden durch die Landesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Immissions- und Strahlenschutz in Karlsruhe umfangreiche medizinische Untersuchungen straßenstaubgefährdeter Berufsgruppen (Polizei, Stadtreinigung) in Mannheim und Freiburg durchgeführt. Ergänzt wurden diese Untersuchungen durch die Ermittlung der Bleikonzentration in der Atemluft an verkehrsreichen Straßenstellen, den „Arbeitsplätzen“ der Probanden. Die Untersuchungen ergaben sowohl in medizinischer als auch in physikalisch-meßtechnischer Hinsicht keinerlei Hinweis für eine Bleigefährdung durch Autoabgase.

## Literatur

- 1 Benger, H., und E. Lahmann: Röntgenfluoreszenzspektrometrische Bleibestimmung in atmosphärischem Staub. *Gesundheits-Ingenieur* 93 (1972), 21-24.
- 2 Benzinbleigesetz vom 5. August 1971. BGBl. I (1971), 1234-1236.
- 3 Gono, E., und W. Klosterkötter: Untersuchungen über den Bleigehalt in der Luft von Kraftfahrzeugwerkstätten. *Arbeitsmed. Sozialmed. Arbeitshyg.* 6 (1971), 111-113.
- 4 Hartl, W., und W. Resch: Bleimessungen in Österreich und Versuche zur Ermittlung der Korngröße. Internationales Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte S. 951-960.
- 5 Högger, D.: Die hygienische Bedeutung der Benzinverbleiung. Internationales Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte S. 655-666.
- 6 Jost, D., J. Müller und U. Jendricke: Lead in atmospheric aerosol. Internationales Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte S. 941-949.
- 7 Kaiser, H., und H. Specker: Bewertung und Vergleich von Analysenverfahren. *Z. anal. Chem.* 149 (1956), 46-66.
- 8 Lehnert, G., H. Mastall, D. Szadkowski und K.-H. Schaller: Berufliche Bleibelastung durch Autoabgase in Großstadtstraßen. *Dtsch. Med. Wschr.* 95 (1970), 1097-1099.

- 9 Lorant, P., und K. Svoboda: Untersuchungen über die Bleibelastung straßenstaubexponierter Berufsgruppen in Wien. *Arbeitsmed. Sozialmed. Präventivmed.* 9 (1973), 95-97.
- 10 Machata, G.: Spurennachweis von Metallen in Stäuben und biologischem Material. *Zbl. Arbeitsmed.* 23 (1973), 4-6.
- 11 Mappes, R.: Untersuchungen über die maximal zulässige Arbeitsplatzkonzentration für Blei. *Zbl. Arbeitsmed.* 20 (1970), 379-382.
- 12 Neff, H.: Über grundlegende, präparative und substanzmengenmäßige Grenzen bei der Röntgenfluoreszenzanalyse. *Rev. univers. Mines, Métallurgie, Mécan.* 17 (1961), 164-173.
- 13 Sansoni, B., W. Kracke, W. Dietl und J. Fischer: Mikrospurenbestimmung von Blei in verschiedenartigen Umweltproben durch flammenlose Atomabsorption nach externer Naßveraschung mit  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ . *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 1107-1116.
- 14 Secchi, G. C., L. Alessio, G. Cambiaghi und F. Andreoletti: ALA-Dehydratase activity of erythrocytes and blood lead levels in "critical" population groups. *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 595-602.
- 15 Singermann, A.: Atmospheric lead in Buenos Aires city. *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 849-857.
- 16 Speizer, F. E., B. G. Ferris, W. A. Burgess und L. K. Kapito: Health effects of exposure to automobile exhaust. *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 835-847.
- 17 Symanski, H. J.: Die Bedeutung der Berufskrankheiten im Rahmen der Arbeitsmedizin. E.-W.-Baader-Gedächtnisvorlesung, Kongreß der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin, Gießen, 1970, Kongreßband S. 11-20.
- 18 Szadkowski, D., und G. Lehnert: Zur gesundheitlichen Relevanz der Bleiemission mit Autoabgasen. *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 781-786.
- 19 Zielhuis, R. L.: Lead absorption and public health an appraisal of hazards. *Int. Symposium in Amsterdam, Oktober 1972, Tagungsberichte* S. 631-653.

Anschrift: Oberregierungsmedizinalrat Dr. H. Schellhas  
 Landesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Immissions- und Strahlenschutz  
 75 Karlsruhe 21  
 Griesbachstraße 3

# Diskussionsbeitrag zum Vortrag von Herrn Dr. Schellhas

Von M. Deimel

Im Zusammenhang mit den hier mitgeteilten Ergebnissen ist von Interesse, daß auch wir in Köln bei Personengruppen, die beruflich Verkehrsabgasen ausgesetzt waren, im Gegensatz zu Ergebnissen von *Lehnert und Mitarbeitern*<sup>1</sup> keine wesentliche Erhöhung der ALA-Ausscheidung feststellen konnten.

Von den insgesamt untersuchten 160 Probanden (50 Kfz-Mechaniker, 58 Müllader, 52 Straßenreiniger) des städtischen Fuhrparks ermittelten wir folgende mittlere ALA-Ausscheidung pro g Kreatinin:

Kfz-Mechaniker	4,7 mg ALA/g Kreatinin
Müllader	4,8 mg ALA/g Kreatinin
Straßenreiniger	4,9 mg ALA/g Kreatinin

Die ALA-Ausscheidung der aus 55 Personen bestehenden Kontrollgruppe betrug 4,0 mg ALA mit einer Standardabweichung von  $\pm 1,2$  mg/g Kreatinin.

Vergleicht man die Ergebnisse der Kölner Untersuchungen mit denen von *Lehnert und Mitarbeitern*<sup>1</sup> bei Frankfurter Fuhrparkangestellten, so zeigt sich eine gute Übereinstimmung bei der ALA-Ausscheidung beider Kontrollkollektive. Dagegen liegen die ALA-Ausscheidungswerte für die bleiexponierten Gruppen in Köln nur wenig, in Frankfurt aber um etwa 60 % höher als die der Kontrollgruppen. Bei 43 Arbeitern eines Blei-Betriebes fanden wir im Mittel eine ALA-Ausscheidung der Größenordnung, wie sie für Frankfurter Fuhrparkangestellte angegeben wird.

Die Untersuchungen der Blut-Blei-Konzentrationen der durch Autoabgase belasteten Personen ergaben mit 0,26 (Müllader), 0,28 (Kfz-Mechaniker) und 0,29  $\mu\text{g Pb/ml}$  (Straßenreiniger) ähnlich wie in Frankfurt eine signifikante Erhöhung gegenüber der unbelasteten Vergleichsgruppe, deren Mittelwert bei 0,19  $\mu\text{g Pb/ml}$  (Standardabweichung 0,08  $\mu\text{g Pb/ml}$ ) lag.

## Literatur

- 1 Lehnert, G., H. Mastall, D. Szadkowski und K. H. Schaller: Berufliche Bleibelastung durch Autoabgase in Großstadtstraßen. Dtsch. Med. Wschr. 20 (1970), 1097—1099.

Anschrift: Frau Chemiedirektor Dr. M. Deimel  
Institut für Lebensmittel-, Wasser- und Luftuntersuchungen  
der Stadt Köln  
5 Köln  
Eifelwall 3

# Simulationsmodell der CO-Emissionen im Straßenverkehr

Von T. Schneider

## 1. Einleitung

Im Jahre 1972 begann das Laboratorium für Luft, Boden und Wasser des Nationalen Instituts für Öffentliches Gesundheitswesen in Bilthoven mit der Untersuchung von Kohlenmonoxidemissionen und -konzentrationen an Straßenkreuzungen im Simulationsverfahren. Das Ziel dieser Untersuchung besteht darin, mittels der Entwicklung eines Modells die stufenweise Erkenntnis (im weitesten Sinne) über CO-Emissionen und -konzentrationen bei Problemen in der Verkehrsplanung, besonders während Inversionslagen, einkalkulieren zu können.

## 2. Geschwindigkeit und CO-Emission

Beim durchschnittlichen benzinbetriebenen Kraftfahrzeug (Verbrauch 1 Ltr./5,3 km, im Stadtverkehr, Kaltstart) in den Vereinigten Staaten von Nordamerika lautet die Gleichung für die Relation dieser beiden Parameter <sup>1 2</sup>:

$$E = 0.458 V^{-0.86},$$

wobei E die Emission in g/m ist und V die Geschwindigkeit in m/sec ( $V \leq 15.5$ ).

Darin enthalten ist ein Zeitfaktor<sup>2</sup> (für 1970), der die Verbesserung von etwa 20 % gegenüber 1965 darstellt, die durch die relativ gleichmäßige Abnahme von CO-Emissionen aus Benzinmotoren erzielt wurde.

Die Vorauskalkulationen oder Zielwerte für 1971 bis einschließlich 1975 mit Bezug auf 1970 belaufen sich jeweils auf 5, 10, 16, 21 und 37 %.

Sollte die Geschwindigkeit nicht konstant sein, so kann die Emission zwischen den beiden Punkten S<sub>1</sub> und S<sub>2</sub> mittels der bekannten

kinetischen Gleichungen  $V_t = V_0 + at$  und  $S_t = V_0 t + \frac{1}{2} at^2$ , aus denen sich bei Weglassen von  $t$   $V_t = (V_0^2 + 2as)^{0.5}$  ergibt, wie folgt dargestellt werden:

$$\int_{S_1}^{S_2} 0.458 (V_0^2 + 2as)^{-0.43} ds = \frac{0.458}{1.14a} (V_0^2 + 2as)^{0.57} \bigg|_{S_1}^{S_2} \quad (\text{in g CO})$$

Hier bedeutet  $a$  die Beschleunigung oder Bremswirkung. Da ein Kraftfahrzeug nicht völlig gleichmäßig beschleunigt oder bremst, wird als  $a$  (als  $\bar{a}$ ) von  $V_t = V_0 + at$  (Verkehrsuntersuchungen) berechnet.

Man setzt Emissionen bei 16.09 km/h (10 Meilen/h) an, ausgedrückt in g/sec, um Leerlauf-Emissionen darzustellen, die sich auf 565 mg/sec belaufen.

Gemäß der „Organisation für Angewandte Wissenschaftliche Forschungen“ in den Niederlanden (TNO), Delft, können die Ergebnisse der *M(otor) I(ndustry) R(earch) A(ssociation)* als ziemlich verlässlich angesehen werden, d. h. daß der durchschnittliche benzinbetriebene Personenwagen in der heutigen Verkehrsdichte 169 g CO/4 km (Europatest) emittiert.

Mit Hilfe von  $E = 0.458 V^{-0.86}$  wurde der Europatest ebenfalls mit einem amerikanischen benzinbetriebenen Personenwagen (1970er Modell) überprüft (theoretisch).

Eine Darstellung, die annähernd dem europäischen Personenwagen (Europatest durch TNO) entspricht, wird dann durch jeweiligen Zusatz oder Abzug von 20 % der Beschleunigungs- oder Bremswirkungs-Emissionen erreicht.

Wenn diese Emissionen, einschließlich jener, die aus einer gleichmäßigen Geschwindigkeit resultieren, mit  $\frac{1}{3}$  multipliziert werden, erhält man die Emissionen eines holländischen Personenwagens. Gemäß der TNO betragen die Leerlauf-Emissionen etwa 260 mg/sec.

Die Emissionen von Diesellieferwagen und -personenwagen betragen  $\frac{1}{20}$  der benzinbetriebenen Personenwagen, und die Emissionen von Diesellastwagen und -bussen  $\frac{1}{10}$ .

Aus Gründen der Vereinfachung wird nun eine Anzahl von Voraussetzungen beschrieben und erklärt.

Wenn die Verkehrsdichte ansteigt, verhält sich der Verkehr — besonders von Motorfahrzeugen — einheitlicher.

Modellversuche von 9 Kraftfahrzeuggruppen, bei denen jede Gruppe ein anderes Verkehrsmuster der Geschwindigkeit — Beschleunigung — Bremsung auf einer Fahrbahn aufwies, unterschieden sich alle in der Gesamtemission um weniger als 1 % vom Durchschnittsmuster unter Verhältnissen, die sonst vollständig identisch waren.\*)

Pro Fahrbahn werden dann Geschwindigkeit, Beschleunigung und Bremswirkung als Durchschnittswerte betrachtet.

Die Streckeneinheiten, die ein Personenwagen (einschließlich der halben Abstände) in einer Autoschlange beansprucht, können variieren. Dennoch ist es angebracht, die durchschnittliche Streckeneinheit (P.C.U. = passenger car unit [Personenwagen-Einheit]) zu verwenden.

Diesbezügliche Simulationsversuche zeigten, daß in diesem Fall die Gesamtemission um 2 % von der tatsächlichen Emission abweichen kann, d. h. von derjenigen Emission, die erfolgt, wenn z. B. 8 P.C.U. nicht immer mit 8 Personenwagen besetzt sind, falls die Schlange länger als 8 P.C.U. ist.

Die nächste Stufe besteht in der Bewertung von 8 P.C.U. hinsichtlich der verschiedenen Arten von Motorfahrzeugen. Daher wurde angenommen, daß zusätzlich zu den Privatwagen die Lieferwagen, Motorroller und Motorräder ebenfalls 1 P.C.U. beanspruchen; für Busse und Lastwagen wurden 2 P.C.U. veranschlagt.

### 3. Simulation des Ankunftsmoders (arrival pattern)

Bei einer Geschwindigkeit in der Nähe von Straßenkreuzungen von etwa 10 bis 15 m/sec und mit dem einzuhaltenden Abstand zwischen den Fahrzeugen könnte pro Fahrbahn nicht mehr als ein Vorgang pro Sekunde erwartet werden.

---

\* Diese Simulationsversuche beziehen sich auf einen Zeitraum von 20 Minuten mit 200 bis 300 Motorfahrzeugen. Die Gesamtemission ist der Ausstoß über einer Strecke von etwa 45 m.



Wenn z. B. stündlich 600 Fahrzeuge in einer Fahrbahn erwartet werden, beträgt die Wahrscheinlichkeit eines solchen Fahrzeugs in 1 sec.  $\frac{1}{6}$ . Nun wird das Ankunftsdatum mit Hilfe eines Zufallsgenerators bestimmt. Jede Sekunde bestimmt eine Zufallszahl, ob ein Fahrzeug ankommt und wenn dies der Fall ist, welche Fahrzeugart.

Nun ist bekannt, daß die Ankunft von Motorfahrzeugen nicht völlig zufällig zu sein braucht. Am ersten Ort kommen Motorfahrzeuge oft in kleinen Gruppen auf derselben Fahrbahn an, weil es unmöglich oder verboten ist, auf eine andere Fahrbahn überzuwechseln. (Die zufällige Ankunft schließt jedoch eine Gruppenankunft nicht vollständig aus).

Da bei oder nahe an einer Straßenkreuzung die Leerlauf-Emissionen 5 bis 60 % der Gesamtemission betragen können, ist es wichtig, Ankunftszeiten in Übereinstimmung mit der Wirklichkeit zu simulieren.

Es wurde untersucht, wie stark sich die zufällige Ankunft gegenüber der Gruppenankunft auf die Gesamt-Leerlauf-Emissionen während einer Zeitperiode von etwa 20 Minuten auswirkt. Es soll hier angemerkt werden, daß eine Gruppenbildung recht stark von örtlichen Faktoren abhängt.

Am zweiten Ort werden Verkehrsampeln an aufeinanderfolgenden Straßenkreuzungen oft gleichgeschaltet (Grüne Welle), um den Verkehr in Stoßzeiten reibungslos zu halten. Die einfache Lösung dafür ist, mittels der diesbezüglichen Verkehrszählung die „Rotphase“ mit einem anderen Erwartungsmuster von dem der „Grünphase“ abzugrenzen.

#### 4. Kraftstoffe

Kraftstoffe sind Benzin, Dieselöl und Flüssiggas (das keine schädigenden Emissionen hervorruft).

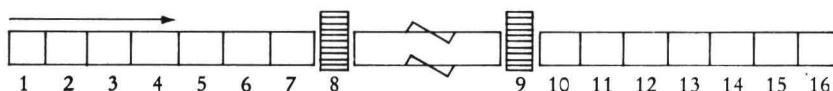
Für benzinbetriebene Lastwagen (10 % aller Lastwagen, 0,5 % der Gesamtverkehrsdichte) wird kein Wert eingeräumt.

## 5. Fahrzeug-Kategorien

Kategorie	Äußere Kennzeichen für Zwecke der Verkehrszählung	Anzahl der Streckeneinheiten (P.C.U.)	% Benzin	% Diesel	% Gas
I	Personenwagen	1	$p_1^*$	$p_2^*$	$100-(p_1 + p_2)$
II	Lieferwagen	1	$q_1^*$	$q_2^*$	$100-(q_1 + q_2)$
III	Motorfahräder/ Motorroller	1	100	0	0
IV	Busse/Lastwagen	2	0	100	0
V	Mopeds		100	0	0

## 6. Emissionsberechnungen für eine Fahrbahn

Man betrachte nun die folgende, von Motorfahrzeugen zurückzulegende Strecke. Sie ist in 8 Abschnitte, jeweils 1 P.C.U., dahinter in eine Strecke von variabler Länge (abhängig von der Breite der kreuzenden Straße) und dahinter wiederum in 8 Abschnitte von je 1 P.C.U. eingeteilt:



In den Abschnitten 8 und 9 befinden sich Zebra-Streifen. Der Verkehr hat auf die Verkehrsampeln zu achten, so daß die Fahrzeuge möglicherweise vor der Teilung zwischen den Abschnitten 7 und 8 warten müssen. Für 1 P.C.U. wurden 6 m veranschlagt.

Die Breite der Fahrbahn ist — gleichfalls unter Berücksichtigung der hier herrschenden Verkehrssituation — so angelegt, daß die Bremswirkung  $1.8 \text{ m/sec}^2$ , die Beschleunigung  $1.2 \text{ m/sec}^2$  und die Geschwindigkeit nicht mehr als  $13.0 \text{ m/sec}$  beträgt.

\* Diese Anteile sind annähernd bekannt, doch ist die Intensität des Verbrauchs nicht leicht zu bestimmen. Die folgenden Bewertungsgrundlagen wurden erstellt:  $p_1 = 94$ ,  $p_2 = 2$ ,  $q_1 = 70$  und  $q_2 = 15$ .



Für die Lastwagen-Emissionen muß man mit 2 multiplizieren und wegen des Abgases einen Abschnitt höher gehen. Die Leerlauf-Emission beträgt in Abschnitt 6 26 mg/sec.

Das folgende Beispiel mag dazu dienen, einen ungefähren Eindruck einer kurzen Simulation zu vermitteln:

Angenommen, ein Personenwagen (Benzin) ist 4 Sekunden nach Beginn der „Rotphase“ der erste, der sich an der Haltelinie aufstellt,

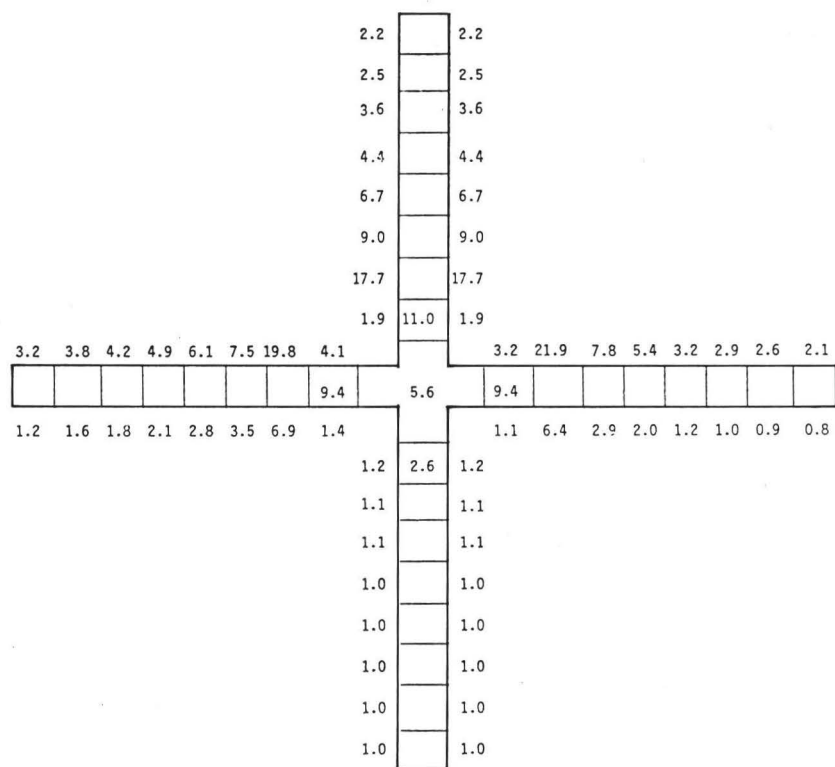


Abb. 1 Beispiel einer 20minütigen Simulation der CO-Konzentration (in ppm) an einer Straßenkreuzung.

27,1 % der Gesamtemission wurde durch haltende Fahrzeuge verursacht  
Windrichtung: 102°

Horizontaler Abstand vom Fußgänger zum Fahrbahnrand: 1,5 m

nach 6 Sekunden ein Personenwagen (Benzin), nach 20 Sekunden ein Personenwagen (Gas), nach 23 Sekunden ein Stadtbuss, nach 26 Sekunden ein Lastwagen und als letzter wiederum ein Personenwagen (Benzin) nach 28 Sekunden.

Wenn die „Rotphase“ 30 Sekunden beträgt, wartet der erste Wagen 26 Sekunden.

Der zweite Wagen wartet nicht 24, sondern 25 Sekunden, weil pro Abschnitt zusätzlich eine Sekunde Wartezeittoleranz gegeben wird. Der dritte wartet daher 12 (= 30 — 20 + 2) Sekunden usw. (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1

*Simulierte CO-Emissionen vor einer Ampel*

		CO-Emission in Abschnitt in mg							
		1	2	3	4	5	6	7	8
1. Wagen	26 sec Wartezeit $\times$ 260	91	99	109	124	151	220	668 6760	833
2. Wagen	keine Emission	—	—	—	—	—	—	—	—
3. Wagen	12 sec Wartezeit $\times$ 260	109	124	151	220	668 3120	333	251	212
Bus	(30—23+3) sec Wartezeit $\times$ 26	15	22	67 260	33	25	21	19	17
Lastwagen	(30—26+5) sec Wartezeit $\times$ 26	22	67 234	33	25	21	19	17	16
4. Wagen	keine Leerlauf- Emissionen in den Abschnitten 1—8	333	251	212	188	172	158	149	141
Gesamtemission		570	797	832	590	4157	751	7864	719

Aus den Werten in Tabelle 1 kann errechnet werden, daß etwa 64 % der Gesamtemission aus Leerlauf-Emissionen bestehen. Wenn eine längere Zeitspanne (z. B. 20 Minuten) mit relativ noch mehr Personenwagen und einschließlich der Grünphase simuliert wird, steigt die Emission stufenweise von Abschnitt 1 bis 7 und sinkt in Abschnitt 8, wo Fahrzeuge niemals warten, abrupt ab. Die Emissionen in der Zwischenstrecke und den Abschnitten 9 bis 16 werden in ähnlicher Weise berechnet, d. h. durch Verschiebung und Summierung. Nur gibt es in diesem Falle keine Wartezeit-Emission; die „laufende“ Emission ist aufgrund höherer Geschwindigkeiten geringer als in den Abschnitten 1 bis 8.

Ein über 1 P.C.U. ungestört durch Grünlicht fahrendes Fahrzeug mit Otto-Motor erzeugt die konstante Emission entsprechend seiner konstanten Geschwindigkeit von 13.0 m/sec, nämlich 100 mg CO pro P.C.U. von 6 m.

Bei dem obigen Beispiel ist allein die Ankunftszeit nach der 30. Sekunde für diese Fahrweise nicht ausreichend. Denn der 4. Wagen fährt nicht eher als 7 Sekunden nach Beginn der „Grünphase“ an, so daß in diesem Fall die Fahrzeuge erst nach etwa 12 Sekunden gleichmäßig weiterfahren.

Eine wartende Autoschlange kann so lang sein, daß sie nicht in einer Schaltphase durchfahren kann. Die Zeit, die dann zwischen dem Umschalten nach „Grün“ und der Fortbeschleunigung eines Fahrzeuges ( $[n-1]$  sec in dem n-Abschnitt von der Haltelinie) verstreicht, zuzüglich der Zeit, die zur Überbrückung der Lücke erforderlich ist, ist dann einschließlich der Haltelinie ( $t = \sqrt{\frac{2s}{a}}$ ) länger als die Grünphase, so daß das Fahrzeug wiederum warten muß:

$$n - 1 + (12n/a)^{0.5} > \text{Grünphase},$$

wobei das kleinste n, für das diese Beziehung gilt, ermittelt werden muß.

Die durch Verkehrsampel-Umschaltung und ohne Behinderung durch Fußgänger erzeugten Charakteristika unterscheiden sich vom fließenden Verkehr wie folgt:

— Das erste Fahrzeug (1 P.C.U.), das an der Haltelinie warten

muß, beschleunigt ( $a_1$  m/sec<sup>2</sup>) bis zur erforderlichen oder möglichen konstanten Geschwindigkeit ( $v_1$  m/sec), um in die durchlaufende Welle zu gelangen und beschleunigt dann wiederum ( $a_2$  m/sec<sup>2</sup>), bis die maximale Geschwindigkeit ( $v_2$  m/sec) erreicht ist. Der folgende Wagen beginnt nach 2 sec bis zur Geschwindigkeit  $v_1$  zu beschleunigen, fährt 1 P.C.U. länger als der Vormann bei konstanter Geschwindigkeit und führt dann genau das gleiche aus, usw. . . .

- wenn es möglich ist, ungehindert „Grün“ zu durchfahren: Abbremsen bis zur erforderlichen konstanten Geschwindigkeit für die durchlaufende Welle und dann wiederum beschleunigen.

## 7. Mopeds

Es sollte berücksichtigt werden, daß fast 40 % (!) der motorisierten Fahrzeuge in den Niederlanden Mopeds sind. Ein gemeinsamer Überblick des Royal Dutch Touring Club (ANWB) und der Dutch Consumer Association, der 1969 und 1972 erfolgte, wies nach, daß „gemäß den EEC-Richtlinien *schwere* Mopeds durchschnittlich die Hälfte des CO-Anteils eines Wagens von 850 kg“ erzeugen können.

Gemäß der TNO Delft kann die Emission eines durchschnittlichen Mopeds mit  $\frac{1}{3}$  eines benzinbetriebenen niederländischen Personenzugwagens veranschlagt werden.

Mit Hilfe der oben angegebenen Daten oder Anhaltspunkte für die Ankunft können nun die Oberflächenemissionen, Fahrbahn für Fahrbahn, nahe und an Verkehrskreuzungen simuliert werden.

Das entwickelte Modell umfaßt die folgenden Möglichkeiten:

- Ein- und Zweifahrbahn-Verkehr;
- Geradeaus-Verkehr und Abbieger-Verkehr in derselben Fahrbahn;
- unterschiedliche Straßenbreiten;
- nicht genau rechtwinklig zueinander stehende Straßen;
- Straßen mit leicht gekrümmten Zufahrt-Straßen.

## 8. Von der Emission zur Immission

Für die Berechnung von Konzentrationen auf den Bürgersteigen entlang den für die Emissionssimulation verwendeten Abschnitten kann das Johnsonsche Diffusionsmodell<sup>13</sup> verwendet werden:

$$C_{\text{windwärts}} = P \frac{Q}{W(U + 0.5)T} \quad (\text{in ppm})$$

$$C_{\text{leewärts}} = P \frac{Q}{(U + 0.5) (\sqrt{X^2 + Z^2} + 2)T} \quad (\text{in ppm})$$

### Erläuterung

- Q = mittlere Emission pro Sekunde in einem Abschnitt von 1 P.C.U. (mg/sec)  
T = Länge 1 P.C.U. (Personenwagen) (m)  
W = Straßenbreite von Gebäude zu Gebäude (m)  
U = mittlere Windgeschwindigkeit über Dach (m/sec)  
X = horizontaler Abstand vom betroffenen Objekt zum fraglichen Fahrbahnrand (m)  
Z = dito, vertikal (m)  
P = Faktor, abhängig von der Gebäudehöhe, der atmosphärischen Beeinflussung usw. (ppm · m<sup>3</sup>/mg)

Die folgende Annahme bezieht sich auf die überquerenden Fußgänger:

$$C_{p.c} = M_1 (CL_8 + CW_8 + M_2 [CL_7 + CW_7 + CK_{\text{Kreuzung}}]),$$

wobei  $M_1$  und  $M_2$  = Faktoren sind.

- CL<sub>8</sub> = Konzentration auf dem Fahrdamm in Abschnitt 8, leewärts  
CW<sub>8</sub> = Konzentration auf dem Fahrdamm in Abschnitt 8, windwärts  
CW<sub>7</sub> = Konzentration auf dem Fahrdamm in Abschnitt 7, windwärts  
CL<sub>7</sub> = Konzentration auf dem Fahrdamm in Abschnitt 7, leewärts

Das Ergebnis einer 20minütigen Simulierung ist inter alia durch die symbolische Zeichnung in der Abbildung 1 dargestellt.



## Literatur

- 1 Mahoney, James R., and Patterson, Robert M.: A variable emission model for air pollutants in the vicinity of urban roads, Harvard University, School of Public Health, Boston, Massachusetts, October 1972.
- 2 Compilation of air pollutant emission factors (revised), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Programs, Research Institute, February 1972.
- 3 Ludwig, F.L. and Dabberdt, Walter F.: Evaluation of the Aprac-IA Urban Diffusion Model for Carbon Monoxide, Stanford Research Institute, February 1972.

Das englische Manuskript wurde von Fräulein Camin übersetzt.

Anschrift: Dr. T. Schneider  
Rijks Instituut voor de Volksgezondheid  
Bilthoven  
Anthonie van Leeuwenhoeklaan 9

# Anteil des Kraftverkehrs an den Luftverunreinigungen in einer Großstadt

Von F. J. Dreyhaupt

## 1. Vorbemerkung

Das Thema ist bewußt auf den Plural „Luftverunreinigungen“ abgestellt, um damit die notwendige Differentiation bei der Auflösung dieses allgemeinen Begriffs zum Ausdruck zu bringen. Das im Singular gebräuchliche „Luftverunreinigung“ steht für das Phänomen dieses Teilgebiets aus dem Bereich des Umweltschutzes, wird aber leider allzu oft in undifferenzierter Weise als Maßstab für die Quantifizierung von Verursacher-Anteilen gebraucht. Die Phrase von den „Anteilen an der Luftverunreinigung“ vereinfacht in unzulässiger Weise relevante Tatbestände; sie gibt Anlaß zu Fehlschlüssen von erheblicher Tragweite. Wenn in Veröffentlichungen die Feststellung getroffen wird, an der Luftverunreinigung sei die Industrie zu x Prozent, der Hausbrand zu y Prozent und der Verkehr zu z Prozent beteiligt, so ist diese Aussage zwar unsinnig — denn was ist die „Luftverunreinigung“? —, aber sie setzt Wertungen, gewissermaßen „Noten“ über das Umwelt-Verhalten der genannten Emittentengruppen fest, die in der öffentlichen Diskussion nur allzu leicht als Ausgangsposition für die Forderung politischer Maßnahmen genommen werden. So hat z. B. der ADAC die Anteile an der Gesamt-Emission schädlicher Abgase wie folgt angegeben: Hausbrand 25 %, Straßenverkehr 40 %, Industrie 35 %. Wie soll man eine solche Aussage verstehen, wenn man beispielsweise weiß, daß Schwefeloxide so gut wie gar nicht in den Automobilabgasen enthalten sein können, weil der Schwefelgehalt im Kraftstoff relativ gering ist, daß aber andererseits bei der Verbrennung von 1 l Benzin im Ottomotor etwa 250 g CO entstehen?

## 2. Emissionssituation in Köln

Durch die Entwicklung eines Emissionskatasters, das in der ersten Phase in Köln verifiziert werden konnte, ist die Voraussetzung dafür geschaffen worden, den Anteil einzelner Emittenten oder Emittentengruppen an der Emission — mit einigem Vorbehalt auch an der Immission — in beliebig abgegrenzten Räumen und für bestimmte Zeitintervalle zu bestimmen. Unter einem — flächenbezogenen — Emissionskataster verstehen wir die Auflistung aller Quellen luftverunreinigender Stoffe in einem bestimmten Gebiet, geordnet nach dem geografischen Standort (Gauß-Krüger-Koordinaten) und nach den Emissionsbedingungen (Quellendimensionierung, Abgasmenge und -temperatur, Schadstoffart und -menge, Häufigkeit und Dauer der Emission). Wegen der Erhebung des Emissionskatasters, seiner Methodik und seiner Systematik sei auf die entsprechende Literatur hingewiesen<sup>1 2 3 4</sup>. Mit Hilfe des Emissionskatasters Köln kann der Anteil des Kraftverkehrs an den Luftverunreinigungen dieser Großstadt differenziert werden nach

- a) Emissionskomponenten,
- b) deren Emissionsmengen und sonstige Emissionsbedingungen, für verschiedene Zeiteinheiten und — wie gesagt, mit Vorbehalt —
- c) nach den daraus resultierenden Immissionskonzentrationen, und dies alles für beliebig abgegrenzte Teilräume der Region oder der Stadt.

### 2.1 *Der Teilraum Köln — Dormagen — Worringen — Monheim — Hitdorf*

Das Emissionskataster wird für den in Abb. 1 dargestellten Raum von etwa 520 Quadratkilometer erhoben; der Abschluß der Erhebung wird für Anfang, die vollständige Auswertung des Datenmaterials für Mitte 1974 erwartet. Für einen Teilraum des Erhebungsgebietes, der insbesondere die Kerngebiete der Stadt









Abb.3 Jahresemissionen Stickoxide, Kfz-Verkehr

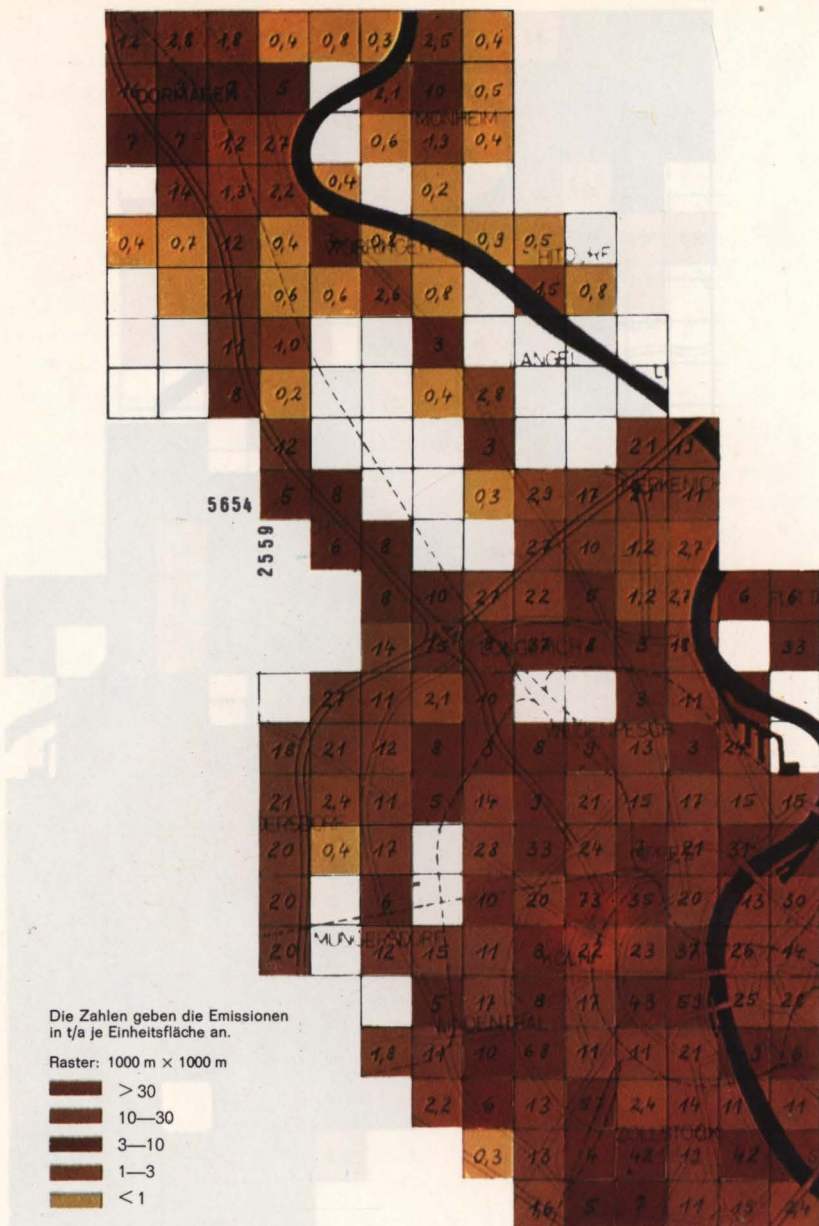


Abb. 4 Jahresemissionen Organische Gase und Dämpfe, Kfz-Verkehr

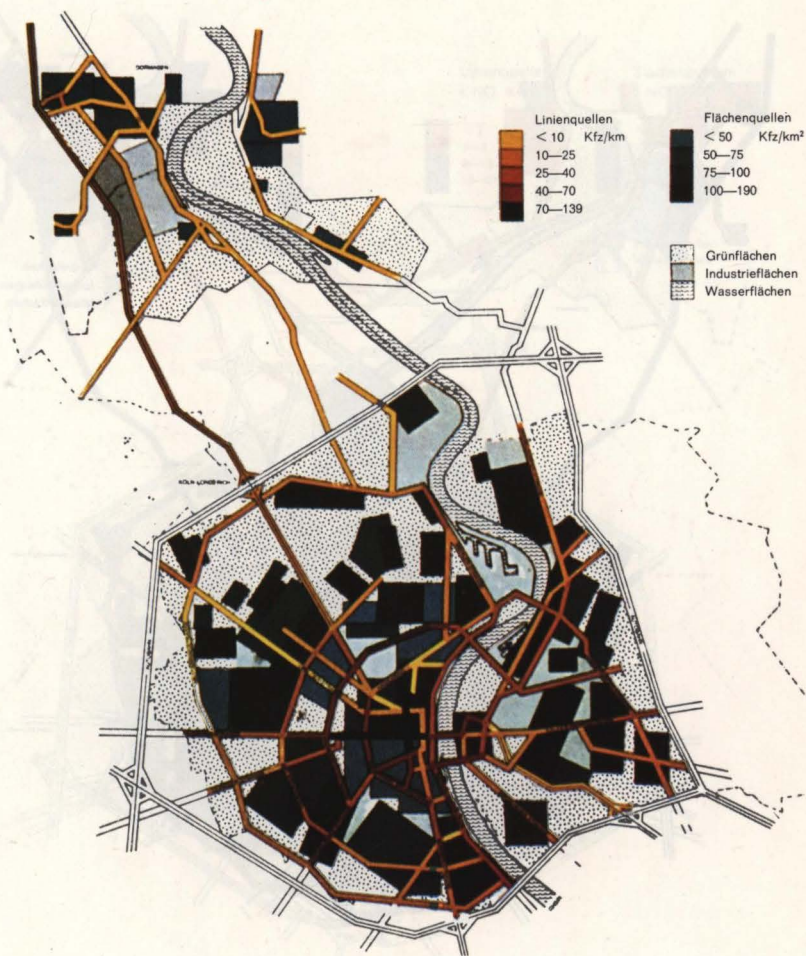


Abb. 5 Verkehrsdichte Stadt Köln und Umgebung



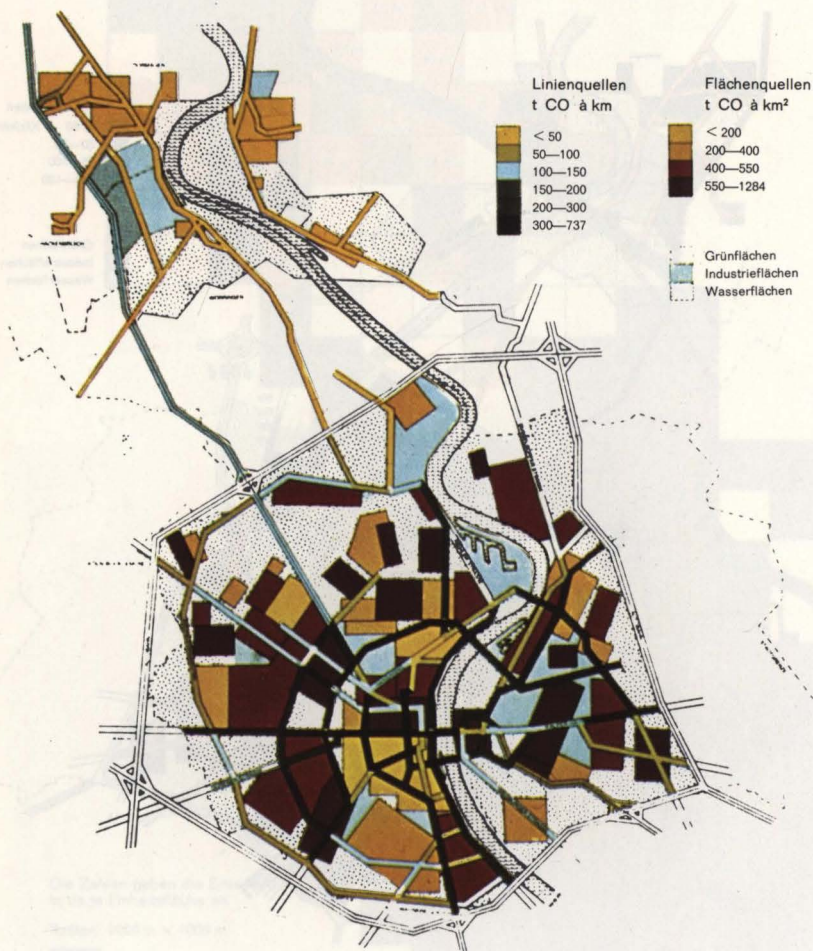


Abb. 6 CO-Emissionsdichte Stadt Köln und Umgebung, Kfz-Verkehr

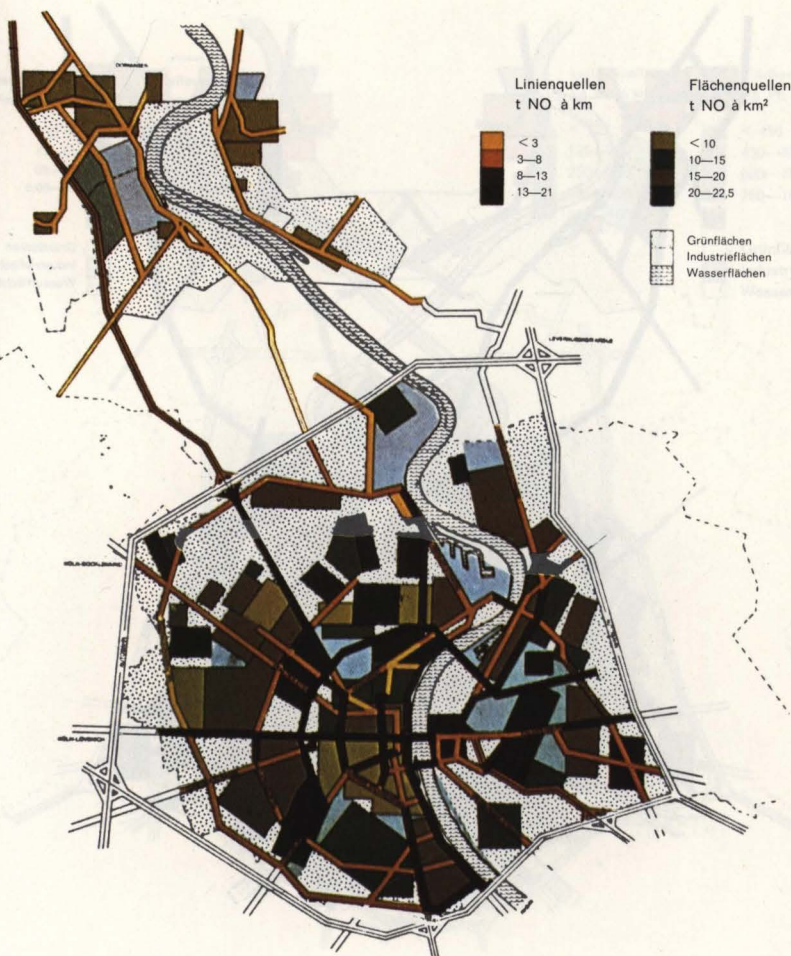


Abb. 7 NO-Emissionsdichte Stadt Köln und Umgebung, Kfz-Verkehr

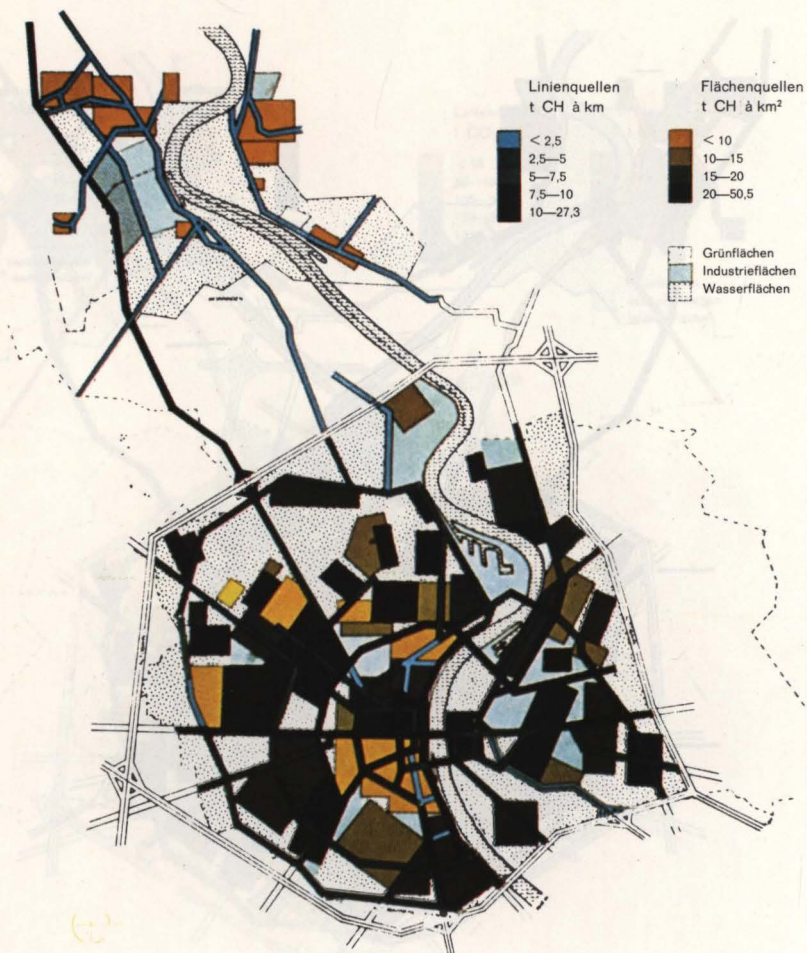


Abb. 8 CH-Emissionsdichte Stadt Köln und Umgebung, Kfz-Verkehr



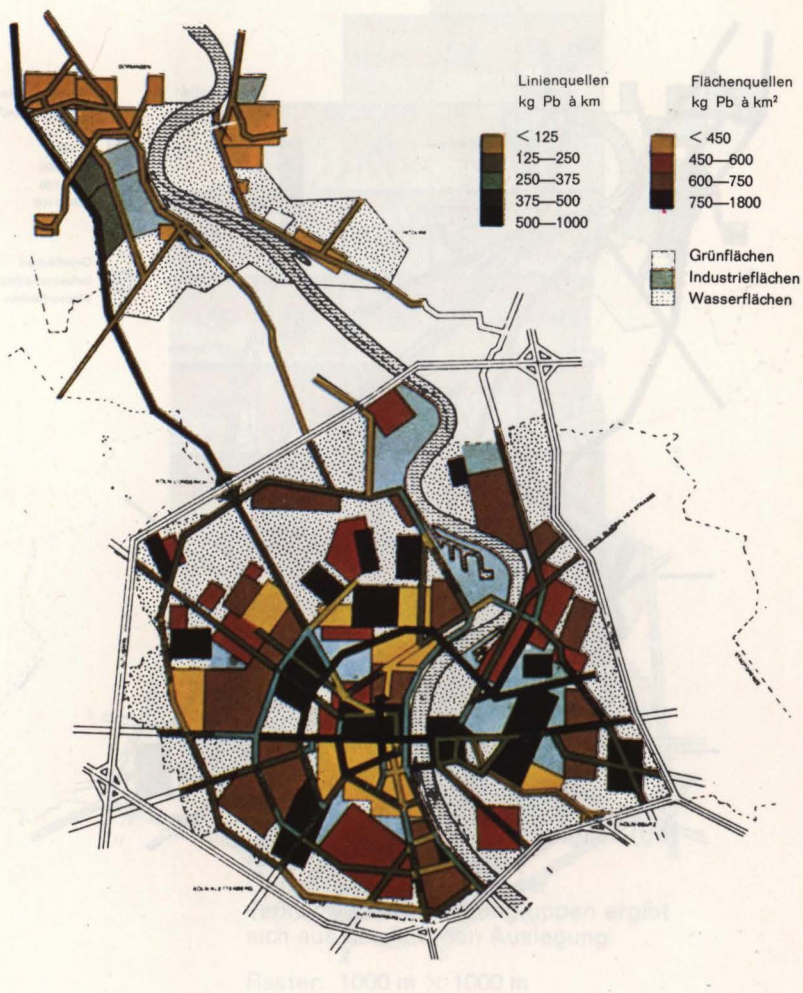


Abb. 9 Blei-Emissionsdichte Stadt Köln und Umgebung, Kfz-Verkehr

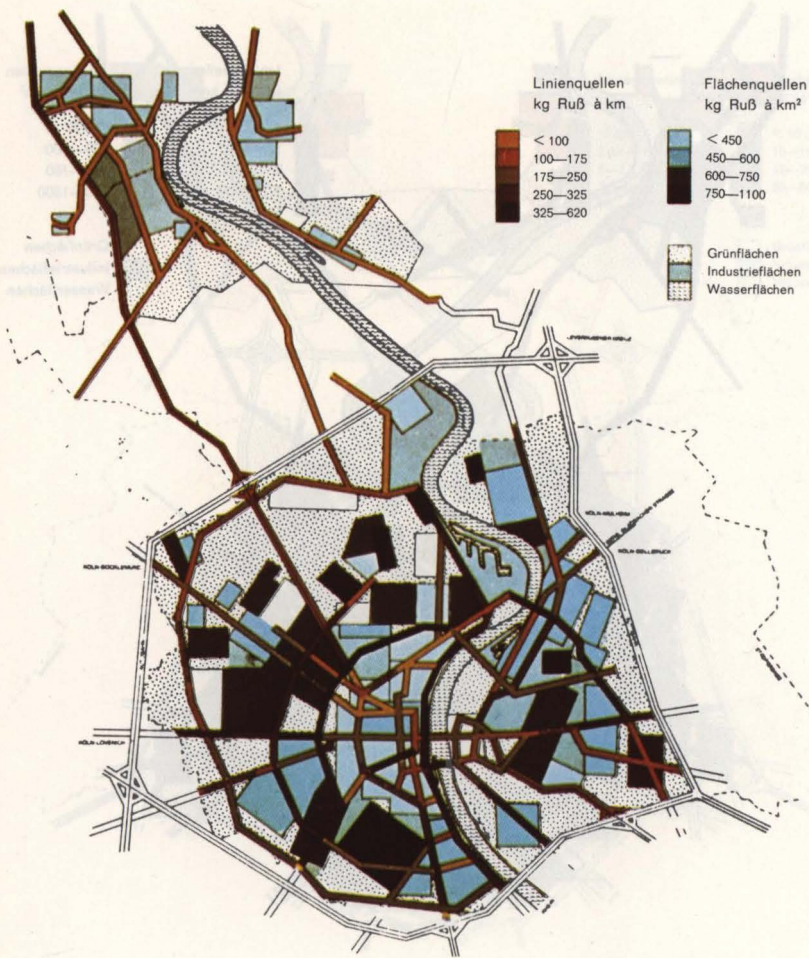
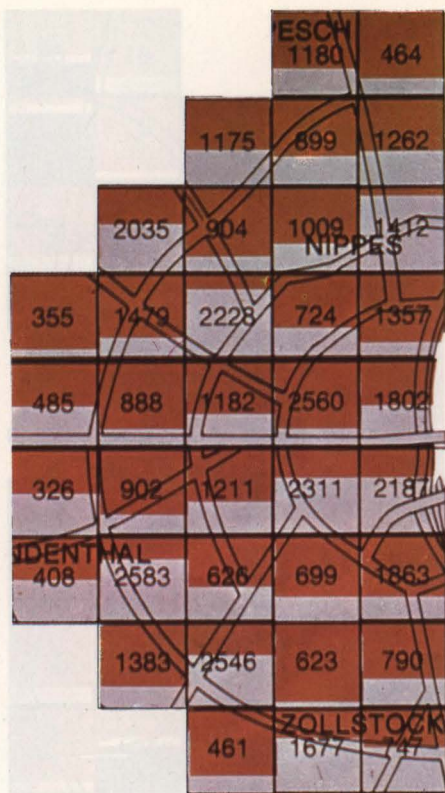


Abb. 10 Ruß-Emissionsdichte Stadt Köln und Umgebung, Kfz-Verkehr



Die Zahlen geben die Emissionen (t/a) je Einheitsfläche an.

Der prozentuale Anteil der verschiedenen Quellengruppen ergibt sich aus der farbigen Auslegung.

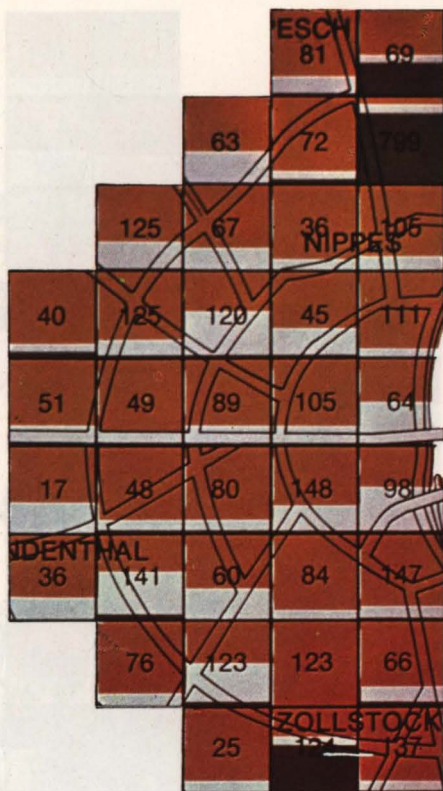
Raster: 1000 m × 1000 m



100 % Hausbrand und Kleingewerbe  
 | Kfz-Verkehr  
 0 % Industrie

Abb. 11 Jahresemissionen Kohlenmonoxid



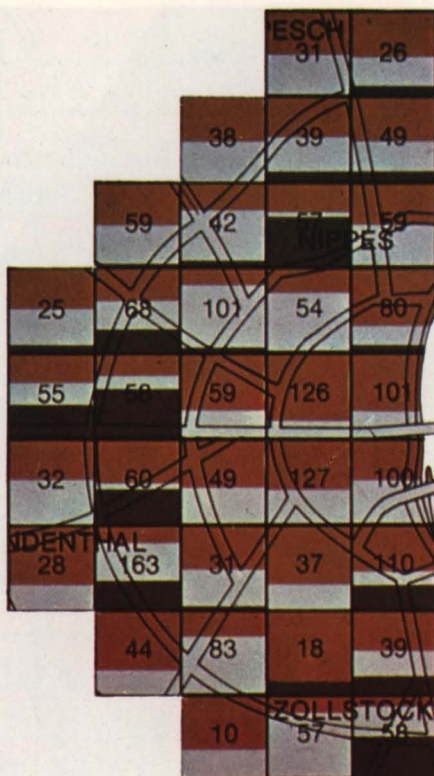


Die Zahlen geben die Emissionen (t/a) je Einheitsfläche an.  
Der prozentuale Anteil der verschiedenen Quellengruppen ergibt sich aus der farbigen Auslegung.



100 % Hausbrand und Kleingewerbe  
| Kfz-Verkehr  
0 % Industrie

Abb. 12 Jahresemissionen Organische Gase und Dämpfe



Die Zahlen geben die Emissionen (t/a) je Einheitsfläche an.  
Der prozentuale Anteil der verschiedenen Quellengruppen ergibt sich aus der farbigen Auslegung.



100 % Hausbrand und Kleingewerbe  
| Kfz-Verkehr  
0 % Industrie

Abb. 13 Jahresemissionen Stickoxide



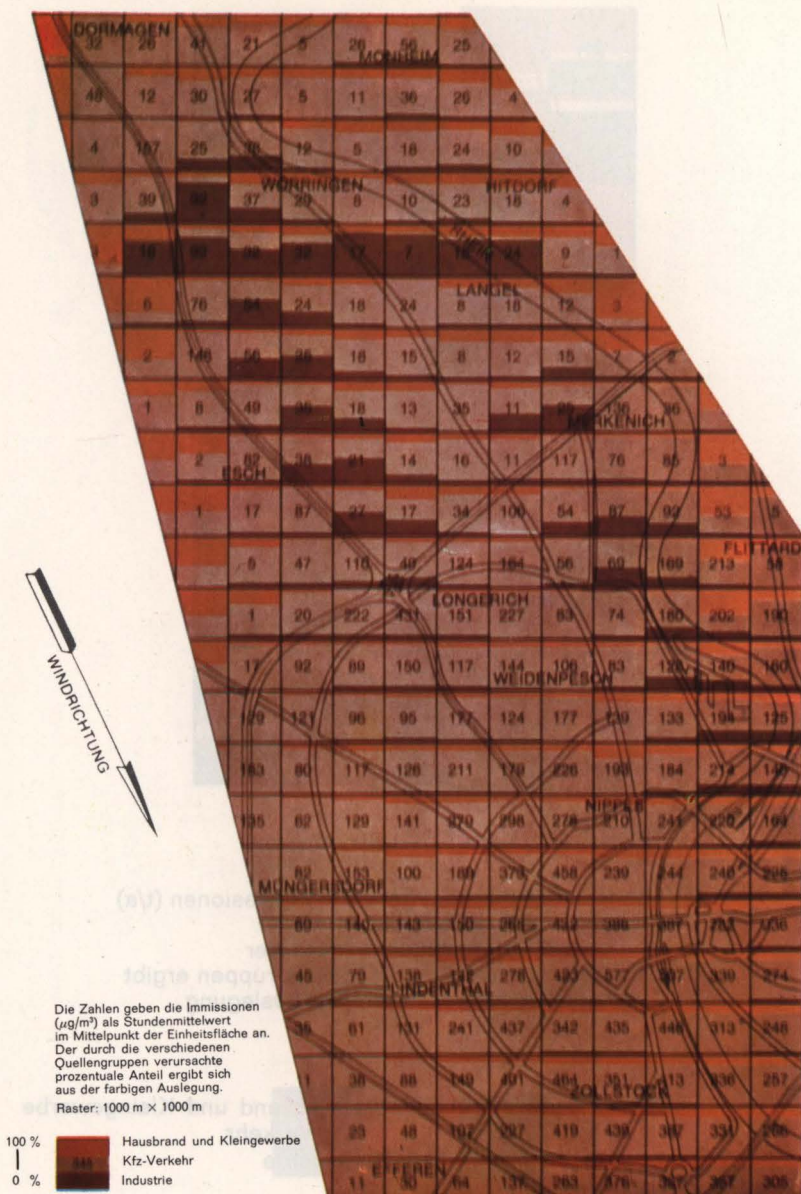


Abb. 14 Immissionen für Situation A, Kohlenmonoxid

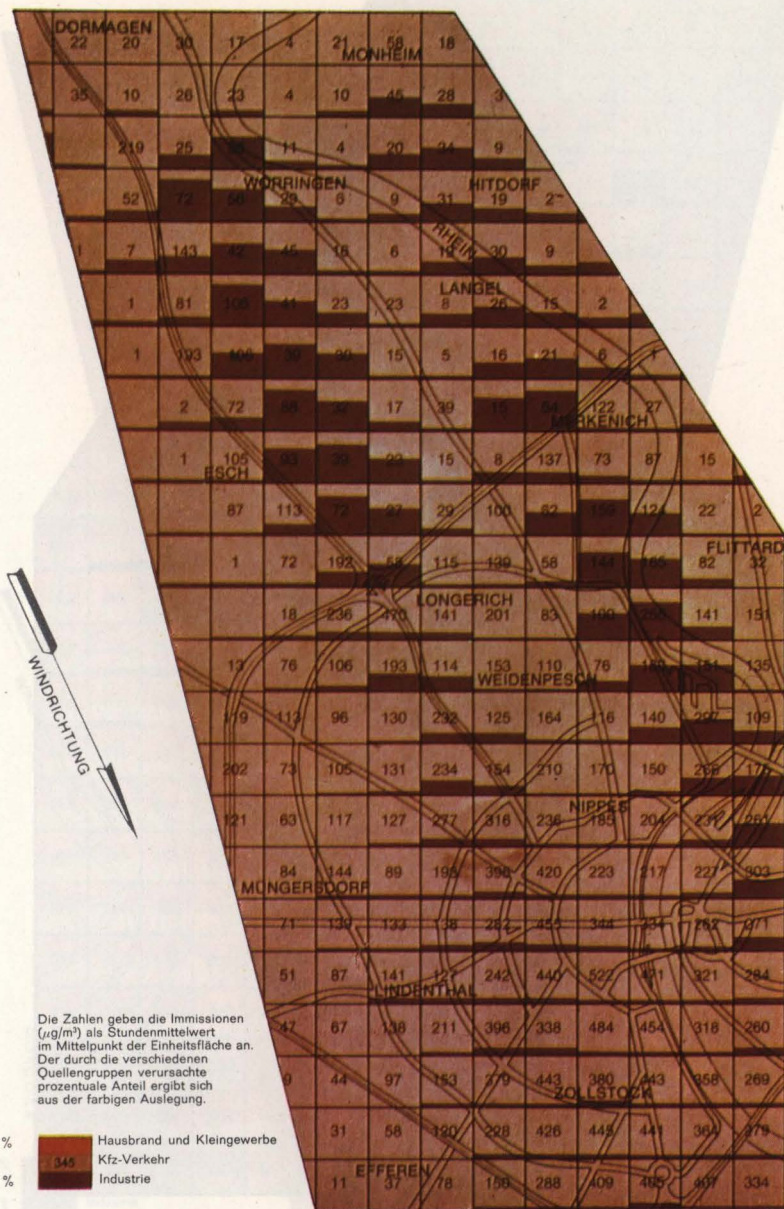


Abb. 15 Immissionen für Situation B, Kohlenmonoxid



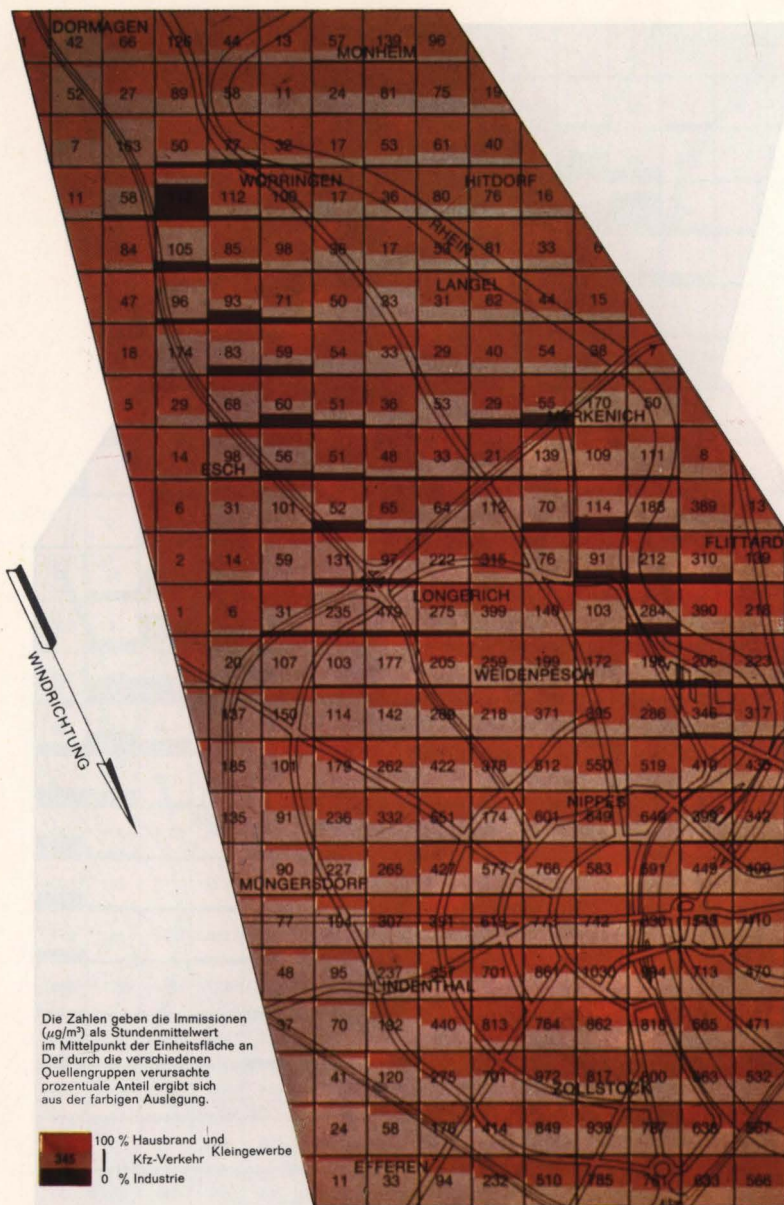


Abb. 16 Immissionen für Situation C, Kohlenmonoxid

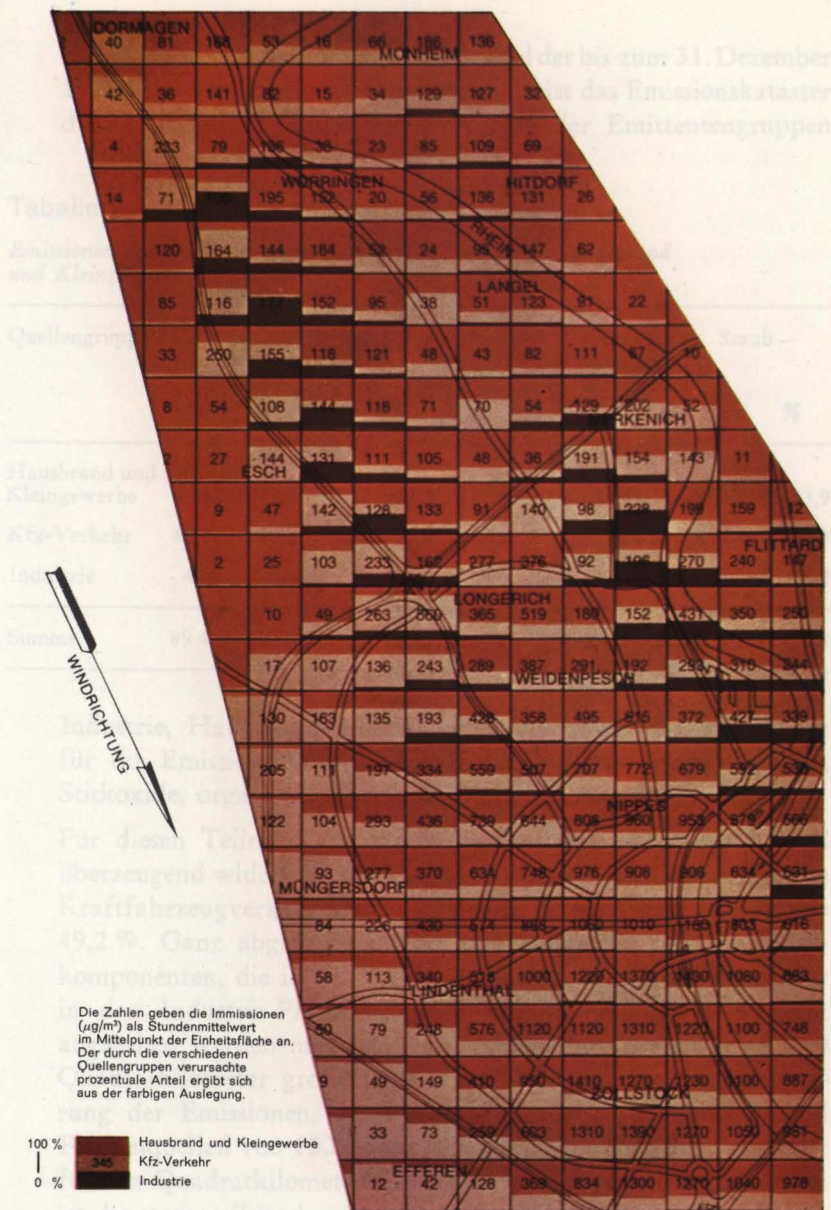


Abb. 17 Immissionen für Situation D, Kohlenmonoxid



Köln und nördliche Vororte umfaßt und der bis zum 31. Dezember 1971 bereits weitgehend erhoben war, weist das Emissionskataster die in Tabelle 1 aufgeführten Anteile der Emittentengruppen

Tabelle 1

*Emissionen der Quellengruppen Industrie, Kfz-Verkehr, Hausbrand und Kleingewerbe im Teilgebiet*

Quellengruppe	Kohlenmonoxid		Schwefeloxide		Stickoxide		Organische Gase und Dämpfe		Staub	
	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%
Hausbrand und Kleingewerbe	40 571	45,3	6 827	17,3	1 634	7,8	3 341	11,4	2 845	53,9
Kfz-Verkehr	44 023	49,2	208	0,5	2 185	10,4	1 674	5,7	151	2,9
Industrie	4 905	5,5	32 450	82,2	17 154	81,8	24 382	82,9	2 282	43,2
Summe	89 499	100,0	39 485	100,0	20 973	100,0	29 397	100,0	5 278	100,0

Industrie, Hausbrand und Kleingewerbe sowie Straßenverkehr für die Emissionskomponenten Kohlenmonoxid, Schwefeloxide, Stickoxide, organische Gase und Dämpfe sowie Staub aus.

Für diesen Teilraum ist damit die Pauschalaussage des ADAC überzeugend widerlegt; der Emissionsanteil der Emittentengruppe Kraftfahrzeugverkehr schwankt je nach Komponente von 0,5 bis 49,2 %. Ganz abgesehen davon, daß einige hundert Emissionskomponenten, die in den Kraftfahrzeugabgasen nicht, wohl aber in den Industrie-Prozeß-Abgasen vorkommen, mit 0 Prozent angegeben werden müßten. Diese Aufstellung für ein etwa 200 Quadratkilometer großes Gebiet ist abgeleitet aus der Summierung der Emissionen, die für Punktquellen, Linienquellen und Flächenquellen von 100 m mal 100 m ermittelt und dann zunächst für Ein-Quadratkilometer-Flächen aufaddiert worden sind. Dabei ist die strenge Zuordnung zu den Emittentengruppen beibehalten worden. Das Ergebnis dieser Summierung ist in Abb. 2 beispiel-

haft für die Komponente Kohlenmonoxid dargestellt. Auf die Wiedergabe der entsprechenden Karten für die Komponenten Schwefeloxide, Stickoxide, organische Gase und Dämpfe sowie Staub muß leider verzichtet werden, weil eine so differenzierte Darstellung berechnete Interessen von Industrie und Gewerbe berühren würde, die eine öffentliche Bekanntgabe von Betriebsverhältnissen nach § 139 b der Gewerbeordnung ausschließen. Daher werden hier für die interessierenden Komponenten Stickoxide und organische Gase und Dämpfe nur die „aufgelösten“ Darstellungen der Emittentengruppe Straßenverkehr separat angegeben (Abb. 3 und 4).

Für den Kraftfahrzeugverkehr allein sind die Emissionen an Kohlenmonoxid, Stickoxiden, Kohlenwasserstoffen, Blei und Ruß für die Stadt Köln noch in einer anderen Form dargestellt worden, nämlich nach den Hauptverkehrsstraßen (als Linienquellen) und nach den Gebieten unterschiedlicher Verkehrsdichte (Flächenquellen). Die Abb. 5 gibt die Verkehrsdichte in Kraftfahrzeugstunden pro km und Stunde bzw. in Kraftfahrzeugstunden pro qkm und Stunde an. Insgesamt wird für den innerhalb des Autobahnringes gelegenen Teil der Stadt Köln eine Fahrleistung von etwa 72 Millionen Kraftfahrzeugstunden pro Jahr ausgewiesen; das entspricht einer Fahrstrecke von etwa 2,3 Milliarden km pro Jahr. Der Gesamt-Kraftstoffverbrauch beträgt etwa 200 000 t pro Jahr; davon entfallen etwa 85 % auf den PKW-Verkehr, d. h. auf Ottokraftstoffe, der Rest von 15 % auf den Lastkraftwagenverkehr mit Dieselantrieb. Die Abbildungen 6 bis 10 geben die Emissionen der einzelnen Schadstoffkomponenten (Kohlenmonoxid, Stickoxide, Kohlenwasserstoffe, Blei und Ruß) pro Jahr und km (für Linienquellen) und pro Jahr und qkm (für Flächenquellen) an. Die Abbildungen 5 bis 10 sind der Literatur<sup>3</sup> entnommen; auf die ausführliche Interpretation der Ergebnisse dort sei verwiesen.

Von Interesse ist an dieser Stelle, daß die Verkehrsdichte u. a. auch dort ein Maximum hat, wo die Bevölkerungsdichte ein Maximum aufweist, nämlich im Zentrum von Köln, in den so-



genannten Altstadtbereichen. Das Beispiel Köln zeigt, daß die häufig verbreitete Meinung, die Stadtkerne seien entvölkert, sehr differenziert aufgenommen werden muß. Die höchste Wohndichte findet sich im Stadtbezirk Altstadt-Süd mit 15 366 Einwohnern pro Quadratkilometer (Stand: Mai 1970).

Die Linienquellen mit den höchsten Kohlenmonoxid-Dichten befinden sich im Stadtkern bzw. stellen Teile stark frequentierter Ausfallstraßen oder Querverbindungen dar. Der Maximalwert mit 737 t CO pro Jahr und km wurde auf der sogenannten „Nord-Süd-Fahrt“ ermittelt. In der Kölner Innenstadt liegt auch die Fläche mit der höchsten CO-Belastung von 1284 t pro Jahr und qkm. Für dieselben Linienquellen und Flächenquellen ergeben sich die maximalen Stickoxid- und Kohlenwasserstoffbelastungen mit 27,3 t CH pro Jahr und km für Linien- und 50,5 t CH pro Jahr und qkm für Flächenquellen sowie mit 21 t NO pro Jahr und km für Linien- und 22,5 t NO pro Jahr und qkm für Flächenquellen. Im gleichen innerstädtischen Bereich liegen auch die Höchstwerte für Bleimissionen mit 1 t Blei pro Jahr und km für Linienquellen und 1,8 t Blei pro Jahr und qkm für Flächenquellen. Im Gegensatz dazu ist der Stadtkern mit Rußmissionen nicht wesentlich belastet, weil der die Rußemission verursachende Lastkraftwagenverkehr die größte Verkehrsdichte auf den Durchgangsstraßen und in den Gebieten mit Industrie- und Gewerbeansiedlungen hat. Die maximalen Rußmissionen betragen 0,62 t pro Jahr und km für Linien- und 1,1 t pro Jahr und qkm für Flächenquellen.

## 2.2 *Der Teilraum Innenstadt Köln*

Aus der Erhebung wissen wir, daß die Abgase des Kraftfahrzeugverkehrs im innerstädtischen Bereich die größte Rolle spielen, während die Abgase der Industrie in den peripheren Industriegebieten von größerer Relevanz sind. Es sind daher die Emissions-Raster-Karten mit den Anteilen der drei Emittentengruppen für die Kölner Innenstadt in den Abbildungen 11 bis 13 dargestellt, und zwar für die hier — unter dem Generalthema „Kraftfahrzeugabgase“ — interessierenden Komponenten Kohlenmonoxid, Koh-



lenwasserstoffe und Stickoxide. Die Emissionsanteile der drei Emittentengruppen für dieses Gebiet ergeben sich aus Tabelle 2. Damit ist ein deutlicher Unterschied der Emissionsanteile für die drei Emittentengruppen gegenüber der Darstellung für den größeren Teilraum in Tabelle 1 festzustellen.

Tabelle 2

*Emissionsanteile der Emittentengruppen Industrie, Kfz-Verkehr, Hausbrand und Kleingewerbe in der Kölner Innenstadt (Fläche = 36 qkm)*

Quellengruppe	Kohlenmonoxid		Stickoxide		Organische Gase und Dämpfe		Staub	
	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%
Hausbrand und Kleingewerbe	25 774	57,6	1000	46,0	2111	58,9	1929	86,5
Kfz-Verkehr	18 882	42,2	823	37,8	691	18,4	54	2,5
Industrie	88	0,2	353	16,2	850	22,7	246	11,0
Summe	44 744	100	2176	100	3752	100	2229	100

### 2.3 Auswertung der Teilräume

Die Auswertung der im Rastersystem dargestellten Emissionssituation ergibt, daß die Anteile der drei Emittentengruppen an den Jahresemissionen der einzelnen erfaßten Komponenten von Quadratkilometer zu Quadratkilometer stark variieren; das Verhältnis hängt von der Flächennutzungsstruktur ab, d. h. vom Verhältnis der Nutzungen für Industrie und Gewerbe, Wohnen und Verkehr. Insgesamt läßt sich feststellen, daß in dicht besiedelten, verkehrsdichten, aber industriearmen innerstädtischen Bereichen (Abb. 11 bis 13) der Anteil der Jahresemissionen sich wesentlich anders darstellt als für den größeren, der Tabelle 1 zugrundeliegenden Teilraum, der neben dem innerstädtischen Bereich auch Industrieschwerpunkte sowie unbesiedelte und dünn besiedelte Flächen umfaßt. Das Ergebnis des Vergleichs ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3

*Vergleich der prozentualen Emissionsanteile der Emittentengruppen Industrie, Kfz-Verkehr, Hausbrand und Kleingewerbe für einen größeren Teilraum A (Abb. 2) und für den inneren Bereich B (Abb. 17—20) der Stadt Köln (Vergleich der Tabellen 1 und 2)*

Quellengruppe	Kohlenmonoxid		Stickoxide		Organische Gase und Dämpfe		Staub	
	A %	B %	A %	B %	A %	B %	A %	B %
Hausbrand und Kleingewerbe	45,3	57,6	7,8	46,0	11,4	58,9	53,9	86,5
Kfz-Verkehr	49,2	42,2	10,4	37,8	5,7	18,4	2,9	2,5
Industrie	5,5	0,2	81,8	16,2	82,9	2,7	43,2	11,0
Summe	100	100	100	100	100	100	100	100

### 3. Die Immissionssituation in Köln

Wir haben mit dem Emissionskataster Köln den Versuch gemacht, aus den Emissionsdaten auch eine Aussage über die Immissionen abzuleiten. Zu diesem Zweck wurden für das Kerngebiet von Köln mit nördlichen Vororten (vgl. Tab. 1) die aus den Emissionen dieses Gebietes resultierenden Immissionen für vier — von der Emissionsseite her — typische Situationen bei der vorgegebenen Windrichtung Nordnordwest berechnet, und zwar die Immissionskonzentrationen (als Stundenmittelwerte) der Komponenten Kohlenmonoxid, Schwefeloxide, Stickoxide und Kohlenwasserstoffe in den Mittelpunkt der Ein-Quadratkilometer-Flächen (wegen der Einzelheiten sei auf Literatur<sup>4</sup> verwiesen). Die vier Situationen beziehen sich auf Sommertag (Situation A), Sommernacht (Situation B), Wintertag (Situation C) und Winternacht (Situation D). Als meteorologische Parameter wurden eingegeben für die Tag-Situation Windgeschwindigkeit 4 m pro Sekunde und Ausbreitungsklasse III<sub>1</sub> (neutrale Schichtung), für

Nacht-Situation Windgeschwindigkeit 2 m pro Sekunde und Ausbreitungs-kategorie II (stabile Schichtung).

Die Emissionen wurden als Punkt-, Flächen- und Linienquellen angesetzt. Die Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs wurden — mit Ausnahme der Emissionen auf Autobahnen und anbaufreien Schnellstraßen — als Flächenquellen (1000 m × 1000 m) vorgegeben; die anbaufreien Schnellstraßen und Autobahnen wurden als Linienquellen mit einer Emissionshöhe von 0 m für die Rechnungen eingegeben. Für die Emissionshöhe der Flächenquellen wurde die mittlere Bebauungshöhe von etwa 15 m angesetzt. Mit diesem Ansatz werden nur die aus dem Straßenverkehr resultierenden Emissionsanteile in bezug auf die Einheitsflächen ermittelt, nicht die Emissionen in der Straße selbst. Dieser Ansatz ist notwendig, um eine globale flächenbezogene Immissionsbetrachtung durchführen zu können. Die so ermittelten Immissionskonzentrationen haben daher Geltung für alle Flächen außerhalb der Straßenschluchten; die Immissionskonzentrationen in den Straßenschluchten können für die relevanten Komponenten um Größenordnungen höher sein.

Am Beispiel des Kohlenmonoxids werden die Ergebnisse der Berechnung in den Abbildungen 14 bis 17 gezeigt, wobei der Anteil der Emittentengruppen Industrie, Hausbrand und Verkehr an der Immissionskonzentration durch die farbliche Darstellung in den einzelnen Rasterflächen gekennzeichnet ist. Aus den Abbildungen geht hervor, daß die Immissionsbelastung im Sommer (Situationen A und B) fast ausschließlich durch Kraftfahrzeugemissionen bestimmt wird. Dies ist durch den zu vernachlässigenden Anteil der Hausbrandemissionen im Sommer zu erklären. Demgegenüber zeigen die Darstellungen für den Winter (Situationen C und D) beträchtliche Beiträge des Hausbrands zur Kohlenmonoxid-Belastung. Daß der Anteil der Industrie so gering ist, liegt an dem geringen Emissionsanteil, wie sich aus Abbildung 2 und aus der Tabelle 1 ergibt. Die Darstellungen nach Art der Abbildungen 14 bis 17 sagen — wie ich schon erwähnte — nichts aus über die Immissionsverhältnisse in den Straßenschluchten, weil diese einer relativ globalen Ausbreitungsrechnung nicht zu-

gänglich sind. Aus dem Vergleich der berechneten Konzentrationen, die für Gebiete außerhalb der Straßenschluchten gelten, mit in den Straßenschluchten gemessenen Konzentrationen lassen sich aber Rückschlüsse auf den wahren Anteil der Kraftfahrzeug-Emissionen an den Immissionen innerhalb der Straßenschluchten ziehen. Diese Relationen sind für einige ausgewählte Punkte des Stadtgebietes Köln in Tabelle 4 für die Komponente Kohlenmonoxid dargestellt.

Tabelle 4

*Immissionen in Stadtstraßen  
Kohlenmonoxid*

Straße	Messungen der Immissionen (mg/m <sup>3</sup> ) in der Straßenschlucht				Berechnete Immission (mg/m <sup>3</sup> ) außerhalb der Straßenschlucht für Situation			
	Kfz	tags	nachts	Messung	tags		nachts	
	30 min	Mittel	Max	durch	A	C	B	D
Bonner Str./Rolandstr.	442 900	18 10	47 21	(23) (TÜV)	0,44	0,82	0,47	1,22
Richmodstr./Wolfstr.	231 180	12 63	82 85	(23) (TÜV)	0,39	0,74	0,34	1,01
Ehrenstr./Friesenwall	121	8	28	(23)	0,43	0,79	0,46	1,06
Ehrenstr./Benesistr.	120	13	21	(TÜV)				
Hohenzollernring/Ehrenstr.	1500	12	20	(TÜV)	0,43	0,79	0,46	1,06
Gegenrichtung	1500	29	48	(TÜV)				
Antwerpener Str./Friesenpl.	138	8	42	(23)	0,28	0,65	0,28	0,81
Antwerpener Str./Genterstr.	330	21	40	(TÜV)				
Friesenstr./Hohenzollernr.	281	15	47	(23)	0,43	0,79	0,46	1,06
Friesenstr./Friesenwall	170	4	7	(TÜV)				

Daraus geht hervor, daß tagsüber am Meßpunkt Richmodstraße/Wolfstraße gemessene Maximalkonzentrationen von 82 und 85 mg Kohlenmonoxid pro m<sup>3</sup> dem Rechnungswert in der entsprechenden Rasterfläche für den Wintertag mit 0,74 mg Kohlenmonoxid pro m<sup>3</sup> gegenüberstehen. Daraus haben wir die Schlußfolgerung abgeleitet, daß in verkehrsreichen Straßenschluchten bis zu zwei

Größenordnungen höhere Kohlenmonoxid-Konzentrationen auftreten können als außerhalb dieser Straßen. Damit steht für uns der entscheidende Anteil des Kraftfahrzeugverkehrs zur Immission von Kohlenmonoxid in den Straßenschluchten fest. Aufgrund einer groben Abschätzung gehen wir davon aus, daß dieses Ergebnis in der Tendenz auch für die Komponenten Stickoxide und Kohlenwasserstoffe gilt. Wie die Tabellen 5 bis 7 erkennen lassen, zeigt sich bei den für die Kraftfahrzeugabgase typischen Komponenten Stickoxide und Kohlenwasserstoffe eine ähnliche Tendenz wie bei Kohlenmonoxid, dagegen ergeben sich bei den Schwefeloxiden, die in den Kraftfahrzeugabgasen nur in geringem Maße, dafür aber dominierend in den Industrie- und Hausbrandabgasen vorkommen, keine größenordnungsmäßigen Unterschiede in den maximalen Tagwerten für Messung einerseits und Berechnung

Tabelle 5

*Immissionen in Stadtstraßen  
Kohlenwasserstoffe*

Straße	Aus CO-Immissionsmessungen umgerechnete Immission ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in der Straßenschlucht			Berechnete Immission ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) außerhalb der Straßenschlucht für Situation				
	Kfz/ 30 min	tags Mittel	nachts Max.		tags A	C	nachts B	D
Bonner Str./Rolandstr.	442 900	720 400	1900 840	190	64	92	163	200
Richmodstr./Wolfstr.	231 180	480 250	3300 340	190	66	94	235	271
Ehrenstr./Friesenwall	121	320	1100		74	105	313	351
Ehrenstr./Benesistr.	120	520	850	140				
Hohenzollernring/Ehrenstr.	1500	480	800	140	74	105	313	351
Gegenrichtung	1500	1200	1900	140				
Antwerpener Str./Friesenpl.	138	550	1700		63	93	204	351
Antwerpener Str./Genterstr.	330	840	1600	190				
Friesenstr./Hohenzollernr.	281	600	1900		74	105	313	351
Friesenstr./Friesenwall	170	160	280	100				

Tabelle 6

*Immissionen in Stadtstraßen*  
*Stickoxide*

Straße	Aus CO-Immissionsmessungen umgerechnete Immission ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in der Straßenschlucht				Berechnete Immissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) außerhalb der Straßenschlucht für Situation				Stichprobenmessung in der Straße (Mittelwert) $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Kfz/ 30 min	tags		nachts	tags		nachts		
		Mittel	Maximal		A	C	B	D	
Bonner Straße/Rolandstraße	442 900	540 180	1400 630	140	31	60	66	122	
Richmodstraße/Wolfstraße	231 180	360 190	2500 250	140	29	64	83	143	
Ehrenstraße/Friesenwall Ehrenstraße/Benesissstraße	121 120	240 390	850 630	100	30	53	92	131	
Hohenzollernring/Ehrenstraße Gegenrichtung	1500 1500	360 870	600 1400	100 100	30	53	92	131	440 (TÜV)
Antwerpener Str./Friesenplatz Antwerpener Str./Genterstraße	138 330	240 630	1300 1200	140	24	34	81	100	230 (TÜV)
Friesenstraße/Hohenzollernring Friesenstraße/Friesenwall	281 170	450 120	1400 210	70	30	53	92	131	

Tabelle 7

*Immissionen in Stadtstraßen  
Schwefeloxide*

Straße	Aus CO-Immissionsmessungen umgerechnete Immission ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in der Straßenschlucht				Berechnete Immissionen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) außerhalb der Straßenschlucht für Situation				Stichprobenmessung in der Straße (Mittelwert) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	Kfz/ 30 min	tags Mittel	nachts Maximal		tags A	C	nachts B	D		
Bonner Straße/Rolandstraße	442 900	27 15	70 31	7	38	117	81	30		
Richmodstraße/Wolfstraße	231 180	18 9	123 13	7	27	129	100	331	500	(23)
Ehrenstraße/Friesenwall Ehrenstraße/Benesisstraße	121 120	12 19	42 32	5	25	98	169	277		
Hohenzollernring/Ehrenstraße Gegenrichtung	1500 1500	18 43	30 72	5 5	25	98	169	277	200	(TÜV)
Antwerpener Str./Friesenplatz Antwerpener Str./Genterstraße	138 330	12 31	63 61	7	24	60	104	141	120	(TÜV)
Friesenstraße/Hohenzollernring Friesenstraße/Friesenwall	281 170	22 6	70 10	4	25	98	169	277		

andererseits. Vergleicht man die in Köln an der innerstädtischen Meßstelle Eifelwall langjährig kontinuierlich gemessenen  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen <sup>5</sup> mit den von uns beispielhaft für die entsprechende Quadratkilometer-Rasterfläche berechneten Konzentrationen, so wird diese Aussage bestätigt: In den Meßjahren 1969/70 und 1970/71 wurde eine  $\text{SO}_2$ -Konzentration (Halbstunden-Mittelwert) von  $290 \mu\text{g pro m}^3$  nur mit einer Häufigkeit von 1,85 % bzw. 3,11 % überschritten; unser ungünstigster berechneter Wert liegt bei etwa  $275 \mu\text{g pro m}^3$ .

Aus dieser — zugegebenermaßen überschläglichen — Immissions-Betrachtung ziehen wir die Schlußfolgerung, daß in den innerstädtischen Straßenschluchten der Anteil an Kohlenmonoxid-, Stickoxid- und Kohlenwasserstoff-Immissionen dominierend vom Kraftfahrzeugverkehr bestimmt wird; zu der gleichen Aussage kommen wir aufgrund der Emissionsanalyse und der uns bekannten Immissionsmessungen auch für die Komponente Blei.



## Literatur

- 1 Dreyhaupt, F. J.: Das Emissionskataster. „Umwelt-report“. Umschau-Verlag Frankfurt a. M. 1972.
- 2 Lindackers, K. H., H. May, D. Meinhardt, und O. J. Zündorf: Erhebung und katastermäßige Dokumentation der Emissionen luftfremder Stoffe in der Atmosphäre. Schriftenreihe Umweltschutz Bd. II. Verlag TÜV Rheinland GmbH, Köln 1971.
- 3 May, H., und E. Plassmann: Abgasemissionen von Kraftfahrzeugen in Großstädten und industriellen Ballungsgebieten. Schriftenreihe Umweltschutz, Bd. III. Verlag TÜV Rheinland GmbH, Köln 1973.
- 4 Emissionskataster Köln, herausgegeben vom Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes NW, Düsseldorf 1972.
- 5 Guthof, O., und M. Deimel: IV. Bericht über die im Raum Köln durchgeführten Luftuntersuchungen (1969 bis 1971), herausgegeben vom Institut für Lebensmittel-, Wasser- und Luftuntersuchungen der Stadt Köln.

Anschrift: Ministerialdirigent Dr. F. J. Dreyhaupt  
Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
4 Düsseldorf 1  
Horionplatz 1

# Ergebnisse bei der Anwendung der europäischen Abgasvorschriften für Ottomotoren

Von H. Weber

## Einleitung

Der beträchtliche Anteil des Kraftfahrzeugverkehrs an der Luftverunreinigung in verkehrsreichen Stadtgebieten führte zu gesetzgeberischen Maßnahmen, die eine Verminderung der Emission schädlicher Bestandteile von Kraftfahrzeugabgasen zum Ziel haben. Für Fahrzeuge mit Ottomotor ist besonders die Abgasvorschrift nach Anlage XIV der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung von Bedeutung, die im Oktober 1971 in vollem Umfang in Kraft getreten ist. Sie entspricht der Ratsrichtlinie der Europäischen Gemeinschaften vom 20. März 1970 und ist auch mit der ECE-Regelung Nr. 15 der UN-Wirtschaftskommission für Europa identisch. Sie hatte als eine der ersten Vorschriften einen internationalen Geltungsbereich: die Prüfung und die Genehmigung eines Fahrzeugtyps in einem Mitgliedstaat werden in den anderen Mitgliedstaaten als Nachweis für die Erfüllung dieser Vorschrift anerkannt.

Anlage XIV umfaßt die Prüfungen Typ I, II und III. Die Prüfungen Typ II und III befassen sich mit den Emissionen im Leerlauf und aus dem Kurbelgehäuse. Kernstück der Vorschrift ist die Prüfung Typ I. Hierbei werden die durchschnittlichen Emissionen von Kohlenmonoxid (CO) und Kohlenwasserstoffen (CH) nach einem Fahrzyklus (Europatest) auf einem Rollenprüfstand mit Bremse und Schwungmassen ermittelt. Bild 1 zeigt unsere Prüfstände mit Analysatoren und Sammelbeuteln.

Der Fahrzyklus simuliert die Fahrt in Stadtbereichen mit hoher Verkehrsdichte nach einem Kaltstart (Start aus  $\sim 20^{\circ}\text{C}$  Öltemp.). Die gesamte vom Fahrzeug während des Tests emittierte Abgasmenge wird in einem Beutel aus einer zweischichtigen Kunststoffolie (Polyäthylen/Polyamid) aufgefangen. Unmittelbar nach Testende werden die Konzentrationen von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ), der



Abb. 1 Abgasprüfhalle mit 2 Prüfanlagen

Kohlenwasserstoffe als n-Hexan-Äquivalente und der Gesamt-Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) im Abgas gemessen. Die  $\text{CO}_2$ -Messung hat hierbei eine Kontrollfunktion, die Stickoxidsmessung dient gegenwärtig noch der Information. Anschließend wird das Abgasvolumen mit einer Gasuhr ermittelt. Aus Konzentration, Volumen und Dichte läßt sich das Ergebnis in g Schadgas/Test errechnen.

Vorteile des europäischen Verfahrens gegenüber dem CVS-Verfahren der Vereinigten Staaten sind die meßtechnisch besser zu erfassenden relativ großen Konzentrationen im unverdünnten Abgas und die einfache Volumenermittlung. Während die Analysen von CO und CH exakt möglich sind, erwies sich der große Feuchtigkeitsgehalt des unverdünnten Abgases als nachteilig für die Messung der Stickoxide. Die relativ hohe Taupunkttemperatur des Abgases wird infolge der Abkühlung im Beutel unterschritten, so daß sich Kondensat bildet. Im Sammelbeutel wird außerdem ein Teil des vom Fahrzeug emit-

tierten Stickstoffmonoxids (NO) durch den im Abgas vorhandenen Restsauerstoff (bis etwa 2 Vol %) zu Stickstoffoxid (NO<sub>2</sub>) oxidiert, das sich mit Wasser zu Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) und salpetriger Säure (HNO<sub>2</sub>) verbindet und somit der Messung entzieht. Um diesen Fehler in vertretbaren Grenzen zu halten, muß der Feuchtigkeitsgehalt des Abgases durch intensive Kühlung und Kondensatabscheidung vermindert werden. Hierzu wird das Abgas in einem Gaskühler vor dem Eintritt in den Beutel so gekühlt, daß seine Temperatur am Kühleraustritt maximal 17 °C beträgt.

## Ergebnisse unserer Prüfungen und Untersuchungen

Als Abgasprüfstelle für Kraftfahrzeuge der Bundesrepublik führen wir im Rahmen der Typprüfung Prüfungen nach Anlage XIV seit Dezember 1969 durch. Bild 2 enthält Ergebnisse der Prüfung Typ I von diesem Zeitpunkt an bis zum Juli dieses Jahres für 571 geprüfte Fahrzeugtypen im Sinne der Abgasvorschriften. Die Grenzwerte sind bekanntlich nach dem Fahrzeugbezugsgewicht gestuft. Wir haben deshalb die CO- und CH-Emissionen auf die zulässigen Grenzwerte bezogen, um so eine vom Bezugsgewicht unabhängige Darstellung zu erhalten. Im Bild sind die Mittelwerte für drei hintereinanderliegende Zeiträume aufgetragen. Sie betragen für CO 65 bis 70 % des zulässigen Grenzwerts, für CH 55 bis 60 % und weisen somit in den 3 Zeitabschnitten keine signifikanten Unterschiede auf. Die genannten Werte entsprechen beim CO  $\sim 1,6$  Vol %, beim CH  $\sim 300$  ppm. Einen Hinweis auf die Streubreite der Ergebnisse gibt die Standardabweichung von rd. 16 %. In diesen Ergebnissen sind gelegentlich bei den Prüfungen vorkommende Überschreitungen des Grenzwertes nicht enthalten, weil ein Prüffahrzeug, das den Grenzwert nicht erfüllt, nach besserer Abstimmung der für die Emission entscheidenden Teile erneut geprüft werden muß.

Im Bild 3 sind die Meßergebnisse für sämtliche typgeprüften Fahrzeuge dargestellt, wobei Unterteilungen nach der Art der Gemischaufbereitung (Einspritzer / Vergaser) und des Getriebes (automatisches Getriebe / mechanisches Getriebe) vorgenommen wurden. Es

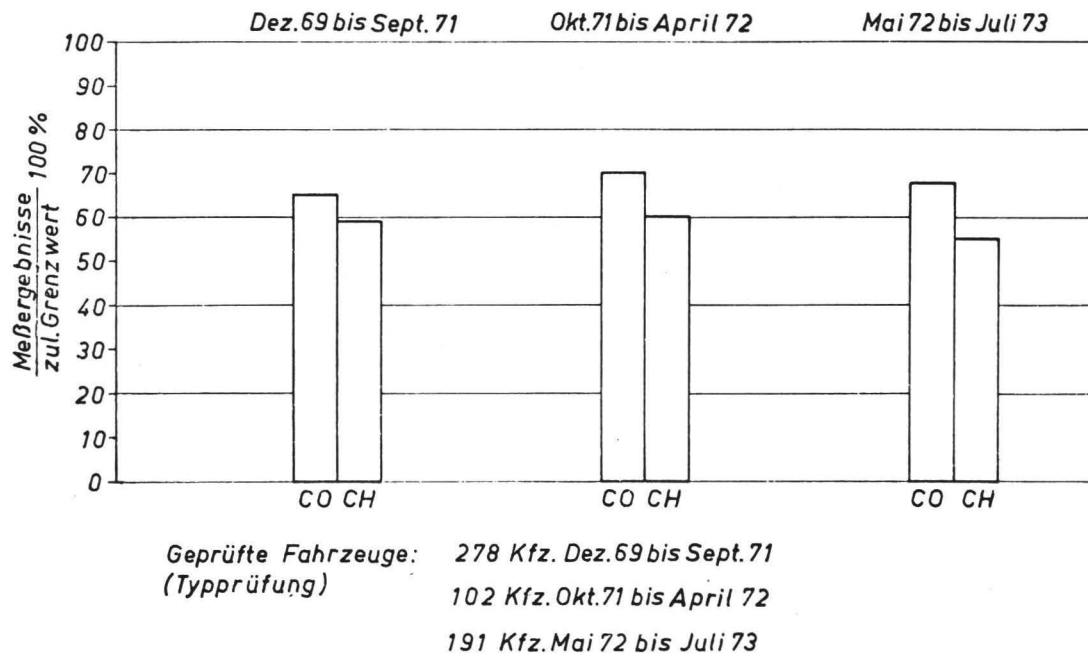
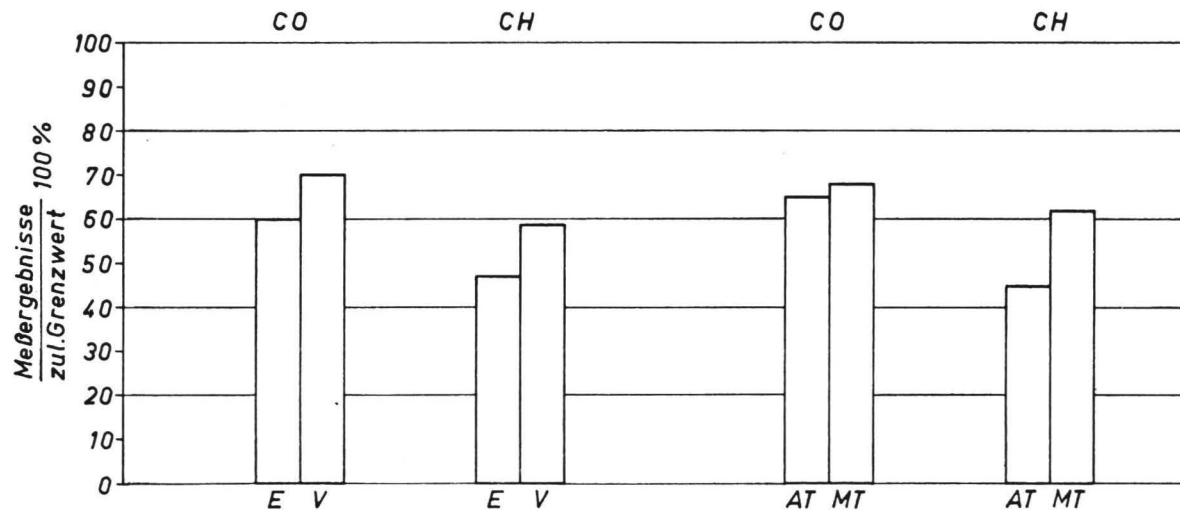


Abb. 2 Mittelwerte der CO- und CH-Emission bei der Typprüfung von Dezember 1969 bis Juli 1973



Geprüfte Fahrzeuge: 94 Kfz. mit Einspritzmotor (E)  
 (Typprüfung) 477 Kfz. mit Vergasermotor (V)  
 158 Kfz. mit automatischem Getriebe (AT)  
 413 Kfz. mit mechanischem Getriebe (MT)

ergeben sich für die Einspritzmotoren mit 60 % im Mittel bessere Werte als für die Vergaser-Motoren mit 70 %. Die Darstellung der CH-Emission zeigt für die Einspritzung mit 47 % gegenüber 59 % bei den Vergasermotoren ebenfalls beträchtlich kleinere Mittelwerte. Diese Werte sind u. a. dadurch zu erklären, daß bei der Einspritzung eine gleichmäßigere Aufteilung des Kraftstoffes auf die einzelnen Zylinder erreicht wird. Somit kann der Motor mit ärmerem Gemisch betrieben werden. Die Verwendung von automatischen Getrieben anstelle von mechanischen Getrieben bringt keine signifikante Verminderung der CO-Emission. Der Mittelwert für die Automatik liegt mit 65 % nur 3 % unter dem Mittelwert des mechanischen Getriebes. Bei der CH-Emission sind die Vorteile der Getriebeautomatik mit einem Mittelwert von 45 % gegenüber 62 % beim mechanischen Getriebe bemerkenswert statistisch gesichert. Diese Verringerung des Kohlenwasserstoffausstoßes ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, daß die bei Fahrzeugen mit mechanischen Getrieben auftretenden Peaks beim Schalten der Gänge und beim Schiebetrieb fortfallen.

Die bei der Typprüfung festgestellten Mittelwerte sind — bezogen auf die Grenzwerte — recht günstig. Sie legen die Frage nahe, welche Verminderung der CO- und CH-Emissionen überhaupt bei den Fahrzeugen erreicht worden ist, die nach Inkrafttreten der Anlage XIV in den Verkehr gekommen sind: Hierüber gibt eine Untersuchung annähernd Aufschluß, die wir im Auftrag des Bundesministers für Verkehr an 60 Fahrzeugen durchgeführt haben. Von fünf Typen mit großen Zulassungszahlen wurden je 6 Fahrzeuge der Baujahre 68/69 und je 6 Fahrzeuge, die nach dem 1. Oktober 1971 erstmals in den Verkehr kamen, im Europatest gemessen. Die den Abgasvorschriften unterliegenden Fahrzeuge emittierten im Mittel eine um 43 % geringere CO-Menge und eine um 32 % kleinere CH-Menge. Dagegen stieg bei diesen Fahrzeugen der Ausstoß an Stickoxiden nicht unerheblich. Aus heutiger Sicht überrascht diese Tatsache nicht, weil die Einhaltung der Grenzwerte für CO und CH in erster Linie durch Verarmung des Kraftstoff-Luftgemisches erreicht worden ist. Nach der bekannten Abhängigkeit der Komponenten CO, CH und NO von der Luftzahl  $\lambda$  ist hierbei sowohl mit einer CO- und CH-Verminderung als auch mit einer NO-Zunahme zu rechnen.

Einen gewissen Einblick in das Abgasverhalten von im Verkehr befindlichen Fahrzeugen gewährt eine Untersuchung, bei der wir in diesem Jahr — mit anderer Zielsetzung — von 18 Typen je 5 Fahrzeuge untersucht haben. Die Typenauswahl wurde wieder nach den Zulassungszahlen vorgenommen, die Fahrzeuge sind alle nach dem Inkrafttreten der Anlage XIV erstmals in den Verkehr gekommen. Bild 4 zeigt die bei der Prüfung Typ I emittierten CO- und CH-Mengen von 7 Typen. Die Mittelwerte der CO-Mengen der Typen 1 und 7 übersteigen den Grenzwert, dagegen wird der CH-Grenzwert von keinem Einzelfahrzeug überschritten. Bild 5 enthält die entsprechenden Werte für 11 weitere Typen. Die arithmetischen Mittelwerte der CO-Menge der Typen 14 und 17 überschreiten den Grenzwert, der CH-Grenzwert wird im Mittel von allen Typen eingehalten und nur beim Typ 12 von einem Einzelfahrzeug überschritten. Auffällig ist, daß bei 12 der 18 Typen der CO-Grenzwert mindestens von einem der fünf je Typ gemessenen Fahrzeuge nicht eingehalten wird. Das Ergebnis dieser Untersuchung läßt erkennen, daß die Einhaltung der Grenzwerte für Kohlenwasserstoffe bei den im Verkehr befindlichen Fahrzeugen weniger problematisch ist als die Einhaltung der CO-Grenzwerte. Insgesamt erscheinen Verbesserungen von Seiten der Hersteller angebracht.

Bei den Fahrzeugen für den europäischen Markt, die mit ganz wenigen Ausnahmen keine thermischen oder katalytischen Nachverbrennungssysteme aufweisen, stellt die Luftzahl  $\lambda$  eine charakteristische Kenngröße für die Schadstoffemission dar. Sie läßt sich als mittleres  $\lambda$  auch aus den Konzentrationen im Europatest errechnen.

In Bild 6 ist die Summenhäufigkeit über dieser mittleren Luftzahl aufgetragen. Die Gerade für die in diesem Jahr gemessenen, im Verkehr befindlichen Fahrzeuge weist auf eine Normalverteilung hin. In den beiden unteren Kurvenzügen sind Fahrzeuge der Typprüfung in den Zeiträumen Oktober 1971 bis April 1972 und ab Mai 1972 bis zum Juli dieses Jahres ausgewertet. Bei den im Verkehr befindlichen Fahrzeugen beträgt bei nur 32 % der Fahrzeuge die Luftzahl mehr als 1, während bei den typgeprüften Fahrzeugen mehr als 50 % über diesem Wert liegen. Die Häufigkeitssummen unterscheiden sich bei Luftzahlen  $\lambda < 1$  noch stärker.



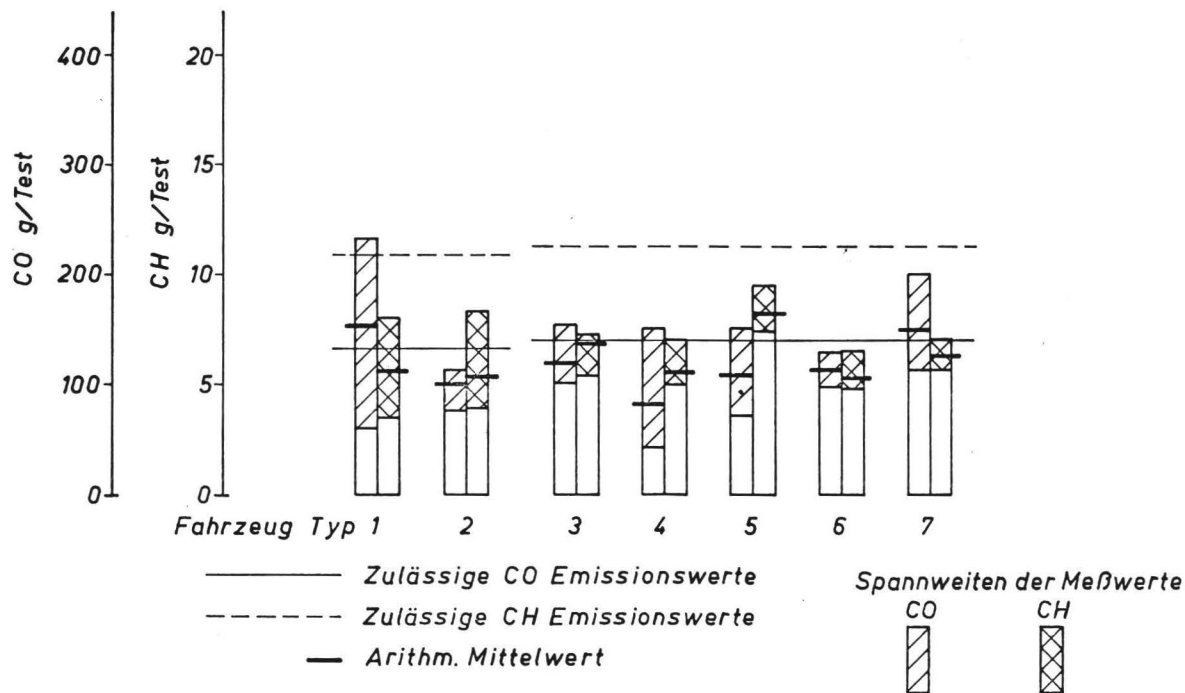


Abb. 4 CO- und CH-Emission von Kraftfahrzeugen im Verkehr (1973)

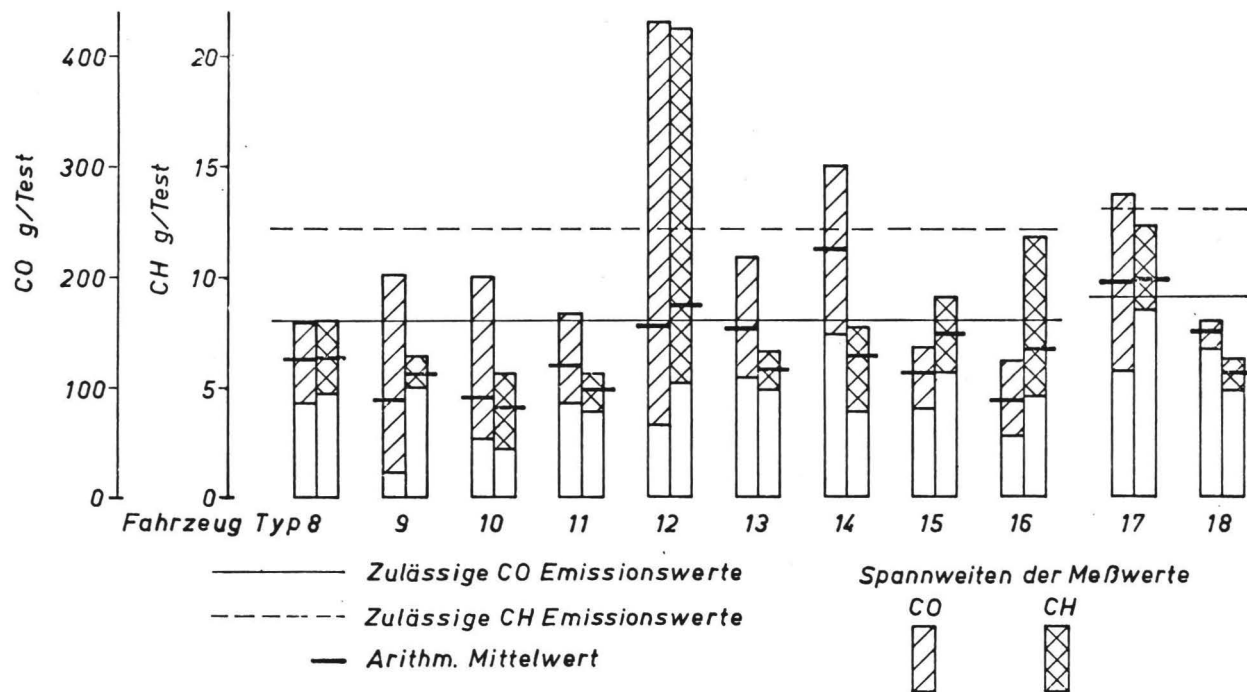


Abb.5 CO- und CH-Emission von Kraftfahrzeugen im Verkehr (1973)

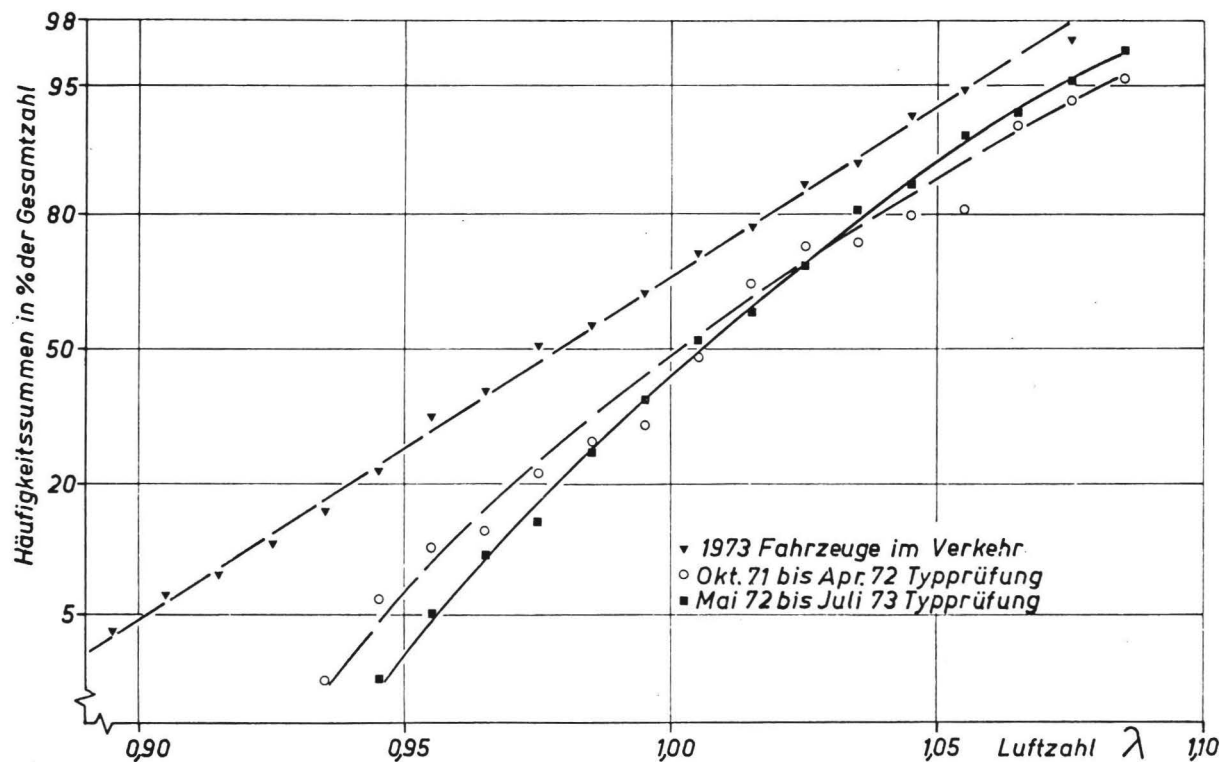


Abb.6 Häufigkeitsverteilung der Luftzahl als Kenngröße für die Schadstoffemission durch Kraftfahrzeuge

Alle genannten Ergebnisse stehen im Zusammenhang mit den gegenwärtigen Grenzwerten. Deshalb sei abschließend auf die nächsten Schritte zur Absenkung der Emissionen von Kraftfahrzeugen mit Ottomotor hingewiesen.

Ab 1975 werden bei der Prüfung Typ I die Grenzwerte für die CO-Menge um 20 %, die für die CH-Menge um 15 % reduziert. Außerdem wird die Verstellmöglichkeit der Vergaser eingeeengt: das Leerlaufgemisch darf sich mit üblichem Werkzeug höchstens auf 4,5 Vol % CO einstellen lassen.

Die nach den mitgeteilten Ergebnissen gering erscheinende Absenkung der CH-Grenzwerte bei der Prüfung Typ I ist auf einen Kompromiß in den zuständigen internationalen Gremien zurückzuführen; sie liegt unter der von den Vertretern der Bundesrepublik ursprünglich erhobenen Forderung. Mit der Festsetzung von Grenzwerten für die emittierte Menge der Gesamt-Stickoxide ist nach Abschluß z. Z. laufender Untersuchungen, an denen wir beteiligt sind, zu rechnen. Stickoxidgrenzwerte sind dringend erforderlich, wenn die vorgesehenen Reduzierungen von CO und CH nicht mit einem erneuten Anstieg der Stickoxidemission erkaufte werden sollen.

Anschrift: Dipl.-Ing. H. Weber  
Rheinisch-Westfälischer Technischer Überwachungsverein  
43 Essen  
Steubenstraße 53



# Emissionen durch Kraftfahrzeuge

## Stand und Tendenzen

*Von H. May und U. Hattingen*

### 1. Einleitung

Die Entstehung der im Abgas von Otto- und Dieselmotoren auftretenden Schadstoffkomponenten ist in erster Linie auf das motorische Arbeitsverfahren und die im Zusammenhang hiermit stehende Kraftstoffzusammensetzung zurückzuführen<sup>1</sup>. Beim Ottomotor sind als Schadstoffkomponenten primär Kohlenmonoxid, unverbrannte Kohlenwasserstoffe, Stickoxide und Bleiverbindungen zu nennen und beim Dieselmotor Stickoxide, Ruß, unverbrannte Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid. Zu den unverbrannten Kohlenwasserstoffen ist zu bemerken, daß deren Zusammensetzung beim Otto- und Dieselmotor unterschiedlich ist. Eine besondere Bedeutung kommt hierbei den polyzyklischen und geruchsintensiven Kohlenwasserstoffen zu. Man erwägt daher gegenwärtig, neben den gesamten, unverbrannten Kohlenwasserstoffen die polyzyklischen Komponenten und die Geruchsträger gesondert zu erfassen und stärker mit zur Beurteilung des Emissionsverhaltens heranzuziehen.

Die verschiedenen Einflußgrößen auf die Schadstoffemission von Kraftfahrzeugen lassen sich zu zwei Gruppen zusammenfassen, die als fahrzeugspezifische und verkehrsspezifische Kenngrößen bezeichnet werden. Unter fahrzeugspezifischen Kenngrößen werden konstruktive Merkmale verstanden, wie z. B. Art des motorischen Arbeitsverfahrens (Otto- oder Dieselmotorverfahren), Form des Brennraumes, Art der Gemischaufbereitung (durch Vergaser oder Einspritzung), Verdichtungsverhältnis, Hubraum, Alter des Fahrzeuges, Wartungszustand usw. Verkehrsspezifische Kenngrößen sind die Verkehrsdichte und das Fahrverhalten der Kraftfahrzeuge im Straßenverkehr.

Zur Durchführung geeigneter Maßnahmen, die dazu beitragen können, die in Großstädten und industriellen Ballungsgebieten bereits auftretenden Luftverunreinigungen zu verringern, ist es erforderlich,

die örtliche und zeitliche Verteilung aller Emissionen luftfremder Stoffe aus Kraftfahrzeugverkehr, industriellen und gewerblichen Anlagen sowie aus Hausbrandfeuerung zu kennen.

In der Bundesrepublik Deutschland wurde erstmalig im Großraum Köln eine derartige Untersuchung durchgeführt, die zur Aufstellung eines flächenbezogenen Emissionskatasters geführt hat <sup>1 2</sup>.

In den folgenden Ausführungen wird über die Systematik der Erfassung der Abgasemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs im Rahmen der Gesamtuntersuchung und die bisherigen Ergebnisse berichtet.

## 2. Ermittlung der Emission des Kraftfahrzeugverkehrs

Bild 1 zeigt schematisch das Verfahren zur Ermittlung der Kraftfahrzeugemissionen in Abhängigkeit von den zuvor beschriebenen Kenngrößen. Aus Messungen und Zählungen im Straßenverkehr ergeben sich die Anzahl der Kraftfahrzeuge  $n(q,t)$  auf der Quelle  $q$  (Ort) zur Zeit  $t$  und das Fahrverhalten der einzelnen Fahrzeuge innerhalb der Quelle  $q$  zur Zeit  $t$ , das durch sogenannte Fahrmodi  $m$  beschrieben wird. Aus Untersuchungen an Testfahrzeugen auf einem Rollenprüfstand erhält man die Emissionen  $e_{k,i}(m)$  der Komponente  $k$  der Fahrzeuge mit unterschiedlichen Emissionsmerkmalen  $i$  in Abhängigkeit vom jeweiligen Fahrmodus  $m$ . Der Anteil  $a_i$  der Fahrzeuge mit den Emissionsmerkmalen  $i$  ergibt sich aus den Zahlenangaben des Kraftfahrtbundesamtes hinsichtlich der Verteilung von Motortypen und Altersaufbau der Kraftfahrzeuge. Mit Hilfe dieser Größen erhält man zunächst die mittlere Emission  $e_k(m)$  der Abgaskomponente  $k$  eines Fahrzeuges beim Fahrmodus  $m$ . Mit dieser Größe und der Verkehrsdichte, d. h. der Anzahl der Fahrzeuge auf der betrachteten Quelle  $q$ , ergibt sich als Endergebnis die auf der Quelle  $q$  (Straße) emittierte Masse der Abgaskomponente  $k$  zur Zeit  $t$ .

Die Verkehrsdichte auf den einzelnen Straßen des Untersuchungsgebietes wurde mit Hilfe von Verkehrszählungen und Luftbildaufnahmen in Abhängigkeit von der Zeit ermittelt. Das Fahrverhalten wurde durch Versuchsfahrzeuge in der Weise bestimmt, daß für charakteristische Verkehrssituationen, denen jeweils ein sogenannter

Fahrmodus zugeordnet wurde, die zeitlichen Anteile an Beschleunigung, Verzögerung, Stillstand und Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit gemessen wurden. Diese Messungen haben zu dem Ergebnis geführt, daß die Anteile an Standzeit, Beschleunigungs- und Verzögerungszeit und der Anteil bei konstanter Fahrgeschwindigkeit für den Stadtverkehr eine statistisch nachweisbare Abhängigkeit von der mittleren Fahrgeschwindigkeit aufweisen. Es erschien daher zulässig, den verschiedenen Fahrmodi jeweils einen bestimmten Bereich der mittleren Fahrgeschwindigkeit zuzuordnen und hierfür vereinfachte Testzyklen zu konstruieren. Diese bestehen jeweils aus den aufeinanderfolgenden Phasen Stand — Beschleunigung — Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit — Verzögerung — Stand, wobei die Zeitanteile der Einzelphasen den Verhältnissen, die im Straßenverkehr gemessen wurden, entsprechen.

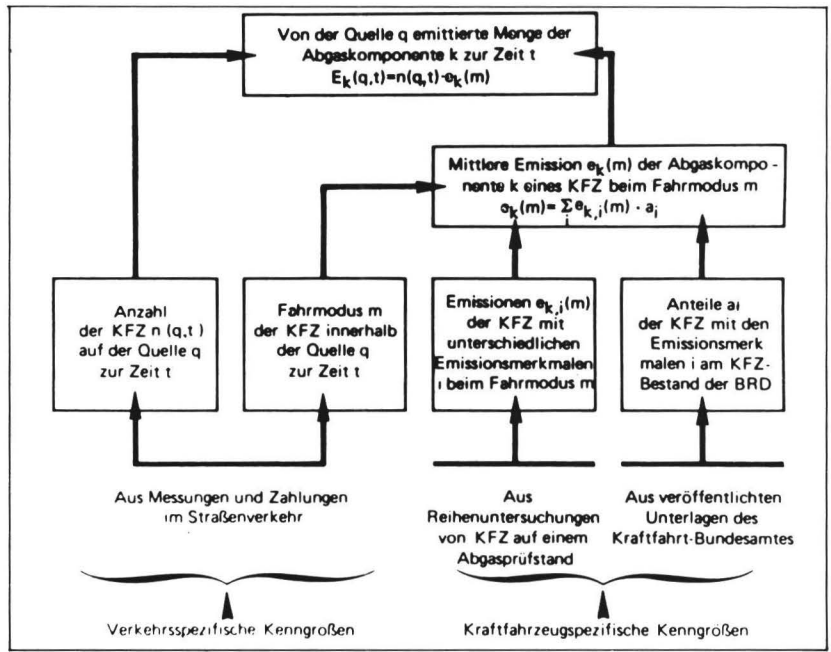


Abb. 1 Schema der Hochrechnung zur Ermittlung von Abgasemissionen des Kraftfahrzeugverkehrs



Auf diese Weise wurden 7 Fahrmodi für charakteristische Verkehrssituationen definiert, wie z. B. flüssiger Durchgangsverkehr, zähflüssiger Verkehr, Verkehr auf Schnellstraßen usw. Zwei weitere Fahrmodi wurden für Kaltstart und freie Fahrt auf Autobahnen vorgesehen, so daß sich insgesamt 9 Fahrmodi zur Beschreibung der durchschnittlichen Fahrgewohnheiten im großstädtischen Verkehr ergeben.

Mit Hilfe dieser Testzyklen wurden mit einer Auswahl von Kraftfahrzeugen, deren Verteilung bezüglich Hubraum, Fahrzeugtype, Altersaufbau usw. der tatsächlichen Verteilung im Straßenverkehr entsprach, Emissionsmessungen auf einem Fahrleistungsprüfstand durchgeführt, wobei die Emissionen der Abgaskomponenten Kohlenmonoxid, unverbrannte Kohlenwasserstoffe und Stickoxide gemessen wurden.

### 3. Ergebnisse der Prüfstandversuche

In Bild 2 sind die mittleren Emissionen pro Zeiteinheit von Personenkraftwagen in Abhängigkeit von der mittleren Fahrgeschwindigkeit und damit vom Fahrmodus  $m$  wiedergegeben. Diese werden als Emissionsfaktoren bezeichnet und stellen Mittelwerte aus Einzelmessungen an 44 Versuchsfahrzeugen dar. Vor allem aufgrund des erheblich zunehmenden Abgasausstoßes mit zunehmender mittlerer Fahrgeschwindigkeit ergibt sich ein progressiver Anstieg der Emissionsfaktoren von Kohlenmonoxid, unverbrannten Kohlenwasserstoffen und Stickoxid mit steigender mittlerer Fahrgeschwindigkeit. Im Hinblick auf die Vielzahl der untersuchten Fahrzeuge und die Auswahlkriterien für die Versuchsfahrzeuge kann man die hier gezeigten Ergebnisse als repräsentativ für die Bundesrepublik Deutschland ansehen. Für ähnlich gelagerte Untersuchungen in anderen Städten ist es daher lediglich erforderlich, die Verkehrsdichte und das Fahrverhalten zu bestimmen, um unter Verwendung der hier gezeigten Emissionsfaktoren die Abgasemissionen errechnen zu können. Einschränkend ist jedoch zu bemerken, daß diese Emissionsfaktoren nur für einen begrenzten Zeitraum als gültig angesehen werden können, da

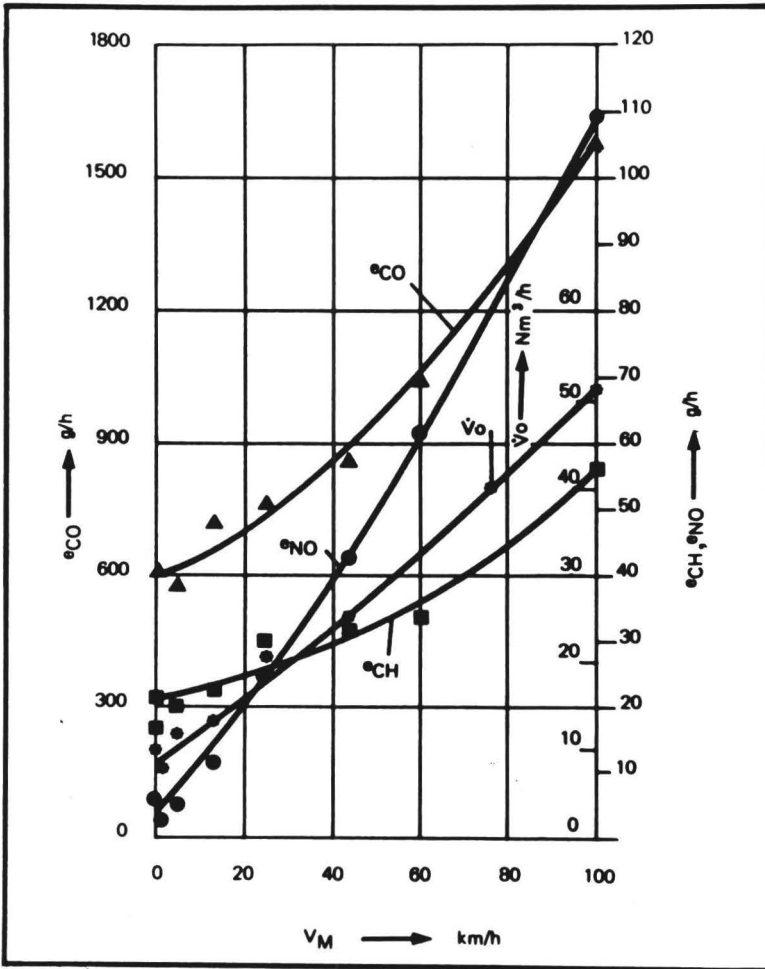


Abb. 2 Zeitbezogene Abgasemissionen von Personenkraftwagen

neu zugelassene Fahrzeuge entsprechend der Abgasgesetzgebung ein günstigeres Abgasverhalten aufweisen als die Fahrzeuge, die den vorliegenden Untersuchungen zugrunde liegen.

Die in Bild 3 dargestellten Emissionsfaktoren von Lastkraftwagen mit Dieselmotorantrieb zeigen die gleiche Tendenz wie die Emissionsfaktoren von Personenkraftwagen mit Ottomotorantrieb. Sie liegen jedoch in den Absolutwerten mit Ausnahme von Stickoxid erheblich unter den Emissionsfaktoren für Personenkraftwagen. In bezug auf Stickoxid übersteigen die Emissionsfaktoren für Lastkraftwagen bei mittleren Geschwindigkeiten diejenigen der Personenkraftwagen. Dieses Ergebnis ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß es sich bei den untersuchten Lastkraftwagen überwiegend um Fahrzeuge handelt, die mit Direkteinspritzmotoren ausgerüstet waren. Bei Fahrzeugen mit Vorkammer-Dieselmotoren dürfte ein günstigeres Verhalten in bezug auf die Stickoxidemission zu erwarten sein. Da aus Zeit- und Kostengründen und auch wegen der vergleichsweise geringen Anzahl von Dieselmotoren-Fahrzeugen im Vergleich zu Ottomotoren-Fahrzeugen nur wenige Dieselmotoren-Fahrzeuge untersucht wurden, können die hier gezeigten Emissionsfaktoren nur als grobe Anhaltspunkte angesehen werden.

#### 4. Ergebnisse für den Raum Köln

In den folgenden Abbildungen sind einige typische Ergebnisse gezeigt, die im Rahmen der Erhebungen über die Emissionen von Kraftfahrzeugen in der Stadt Köln gewonnen wurden.

Bild 4 zeigt für eine sechsspurige Ausfallstraße den Tagesgang der CO-, CH- und NO-Emissionen für ein Teilstück von 5 km Länge. Die ausgeprägten Emissionsspitzen am Morgen und am Nachmittag sind auf den Berufsverkehr zurückzuführen, wobei einerseits der Einfluß des höheren Verkehrsaufkommens und andererseits die durch eine niedrigere mittlere Fahrgeschwindigkeit bedingte längere Aufenthaltszeit der Fahrzeuge im Straßenabschnitt im Sinne einer Emissionserhöhung wirksam werden.

In den folgenden Bildern sind Verkehrsdichte und Emissionen innerhalb der Stadt Köln wiedergegeben, die aus einer Aufsummie-

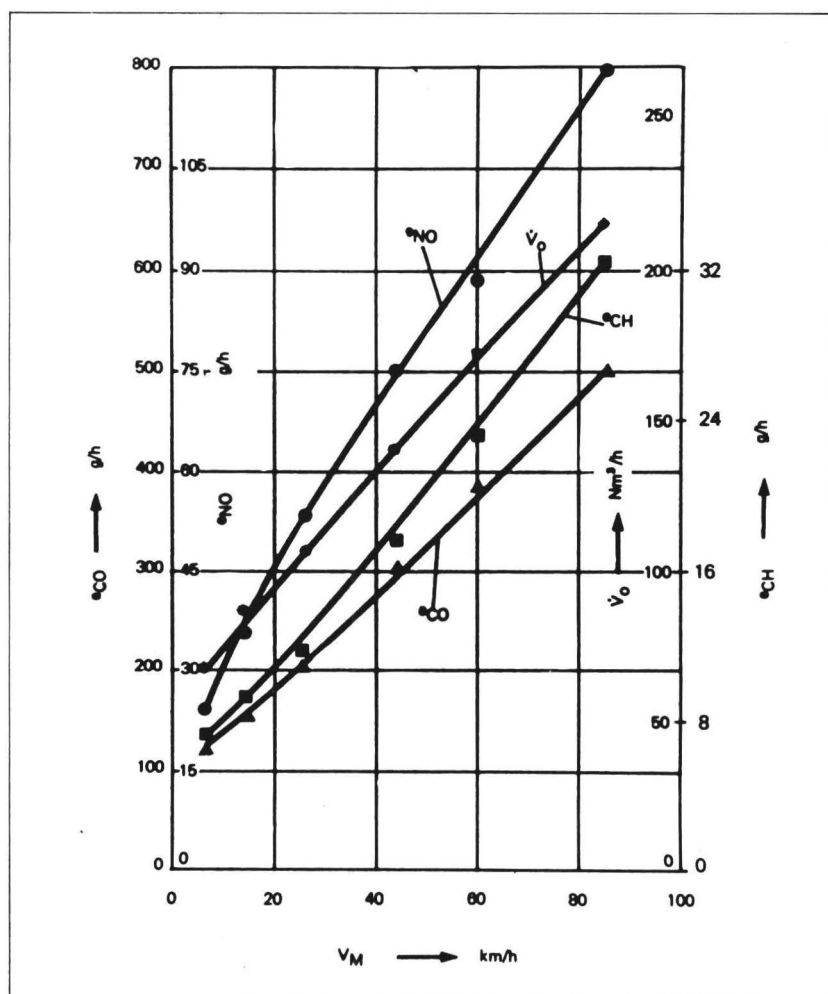


Abb. 3 Zeitbezogene Abgasemissionen von Lastkraftwagen mit Dieselmotoren

nung der Emissionen aller Einzelquellen erhalten werden.

Bild 5 zeigt die Gesamtverkehrsdichte an verschiedenen Wochentagen für den Personen- und Lastkraftwagenverkehr. Die Verkehrsdichten in der Zeit von 6.00 Uhr bis 20.00 Uhr und in der Zeit von 20.00 Uhr bis 6.00 Uhr sind besonders gekennzeichnet. An Werktagen (Montag bis Freitag) entfällt nahezu 90 % der Gesamtverkehrsdichte, die mehr als 200 000 Kraftfahrzeugstunden beträgt, auf den Zeitraum zwischen 6.00 Uhr und 20.00 Uhr.

Bild 6 zeigt die gesamten Tagesemissionen der Abgaskomponenten CO, CH, NO, SO<sub>2</sub>, Pb, sowie den Kraftstoffverbrauch an verschiedenen Wochentagen innerhalb der Stadt Köln. Bei der Ermittlung der SO<sub>2</sub>-Emissionen wurde vorausgesetzt, daß der gesamte im Kraftstoff enthaltene Schwefel im Abgas als SO<sub>2</sub> auftritt.

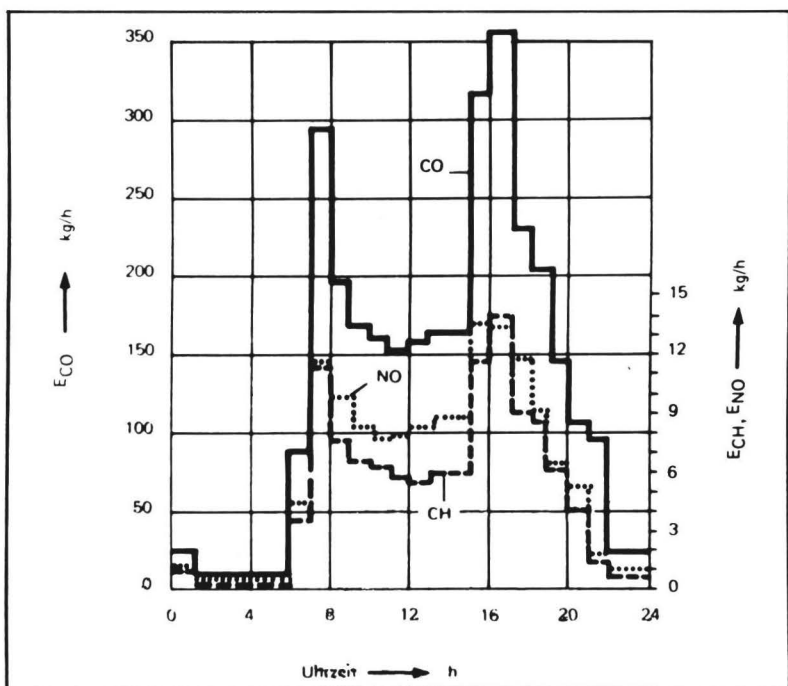


Abb. 4 Tagesgang der CO-, CH- und NO-Emissionen für ein 5 km langes Teilstück einer sechsspurigen Ausfallstraße (Wochentag)

In bezug auf Blei wurde angenommen, daß 75 % des Kraftstoffbleigehaltes in Form von bleihaltigen Stäuben emittiert werden. Dabei wurde von einem Bleigehalt von 0,65 Gramm pro Liter ausgegangen, da zum Zeitpunkt der hier vorliegenden Untersuchungen das Gesetz zur Begrenzung des Kraftstoffbleigehaltes auf 0,4 Gramm pro Liter in der Bundesrepublik Deutschland noch nicht in Kraft war.

Die Gesamtemissionen pro Jahr und der entsprechende Kraftstoffverbrauch sowie das Abgasvolumen sind in Bild 7 dargestellt. Der relativ große Anteil des Lastkraftwagenverkehrs am Abgasvolumen kann durch die Unterschiede in der Leistungsregelung zwischen Otto- und Dieselmotor erklärt werden. Da Dieselmotoren bekanntlich nur im Luftüberschußgebiet arbeiten, ist das Abgasvolumen pro Kraftstoffmasseneinheit größer als bei Ottomotoren. Die Ergebnisse zeigen, daß 97 % der CO- und CH-Emissionen und 88 % der

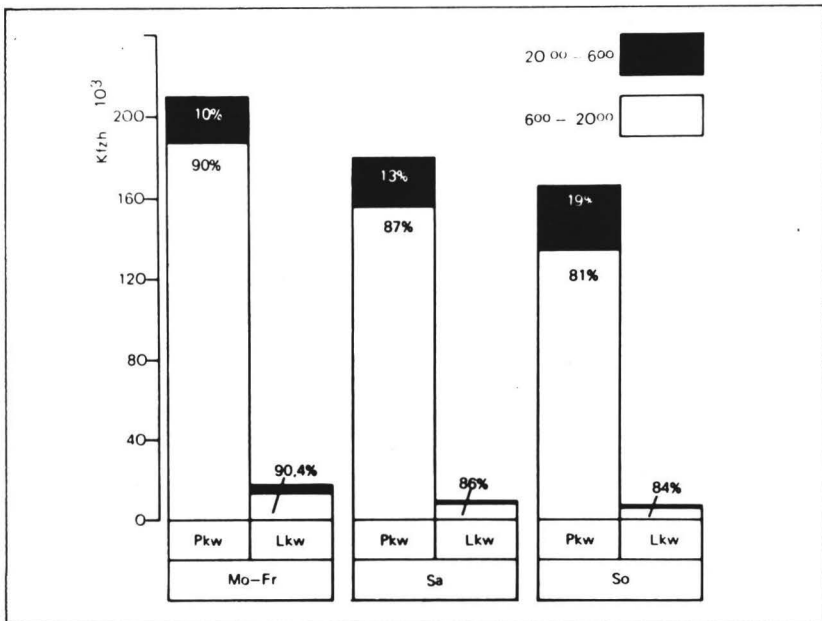


Abb. 5 Gesamtverkehrsdichte an verschiedenen Wochentagen im Bereich der Stadt Köln

NO-Emissionen durch den Personenkraftwagenverkehr verursacht werden. Der Lastkraftwagenverkehr (einschließlich Busse) verursacht jedoch 66 % der gesamten  $\text{SO}_2$ -Emissionen.

Bild 8 zeigt die Verteilung der gesamten Jahresemissionen und der gesamten Jahresverkehrsdichte auf die verschiedenen Fahrmodi. Etwa 90 % der gesamten Jahresverkehrsdichte, die  $72 \times 10^6$  Kraftfahrzeugstunden beträgt, kann den Fahrmodi 4 und 3 zugeordnet werden. Dabei ist der Fahrmodus 4, der einem Bereich der mittleren Fahrgeschwindigkeit zwischen 22 und 30 km pro Stunde entspricht, mit 60 % an der gesamten Jahresverkehrsdichte beteiligt. Analog hierzu treten bei den Fahrmodi 4 und 3 ebenfalls die höchsten Emissionen auf.

Der Fahrmodus O wurde einer mittleren Geschwindigkeit zugeordnet, die dem europäischen Abgas-Testzyklus entspricht. Obgleich man diesen Testzyklus nicht exakt mit dem europäischen Testzyklus für Neufahrzeuge vergleichen kann, zeigt sich aus dem vorliegenden Ergebnis, daß die mittlere Geschwindigkeit von 19,5 km pro Stunde im untersuchten Gebiet nur zu 5 % auftritt.

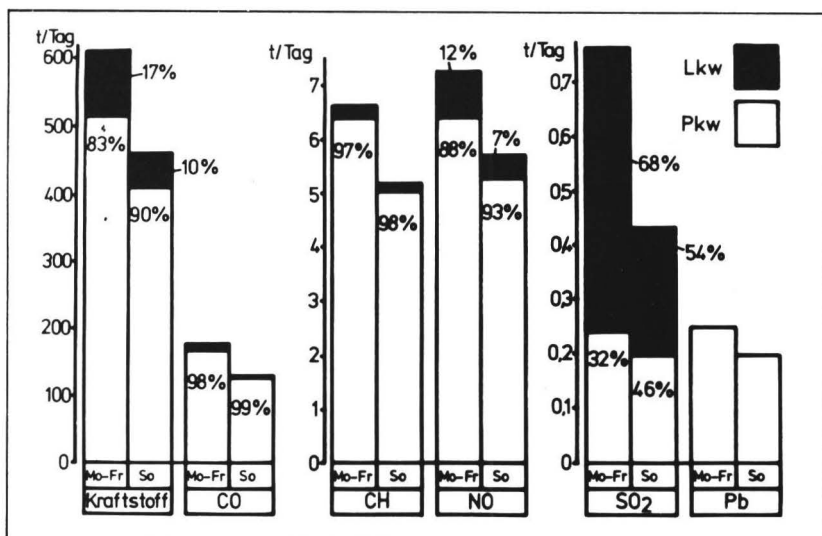


Abb. 6 Tagesemissionen der Abgaskomponenten  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{SO}_2$  und Blei sowie Kraftstoffverbrauch an verschiedenen Wochentagen

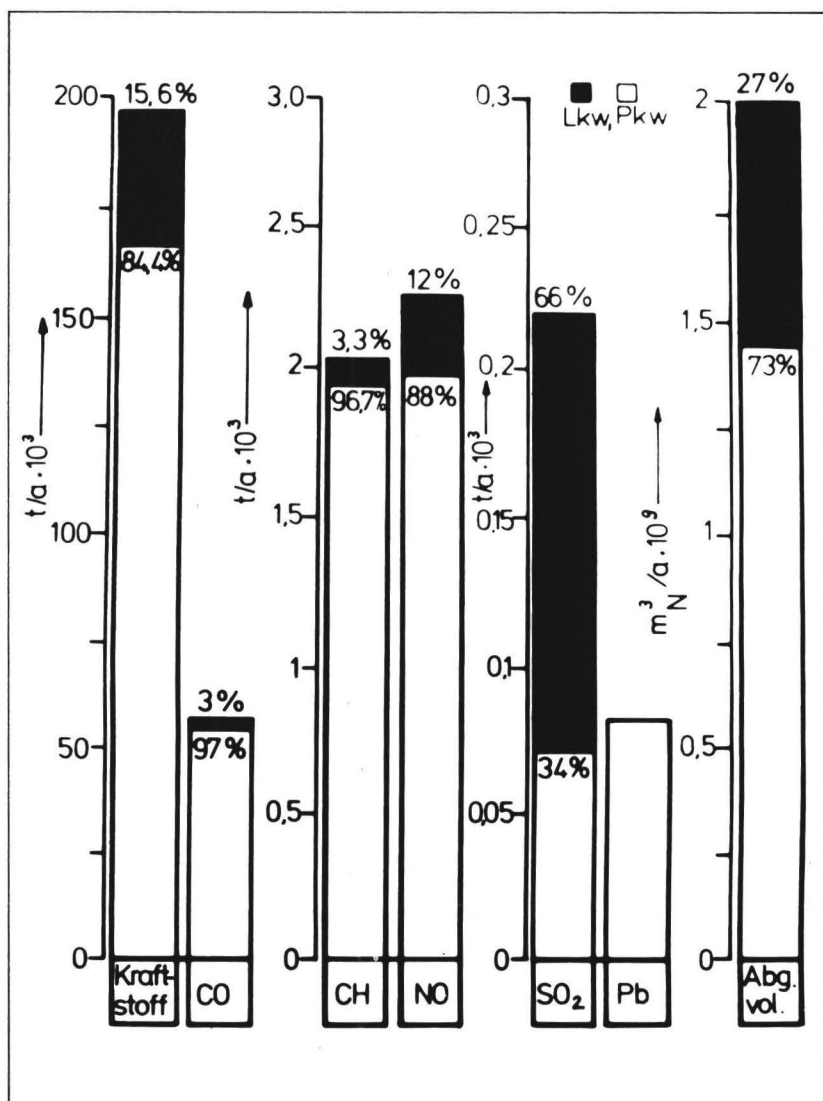


Abb. 7 Jahresemissionen, Kraftstoffverbrauch und Abgasmenge des Kraftfahrzeugverkehrs innerhalb der Stadt Köln



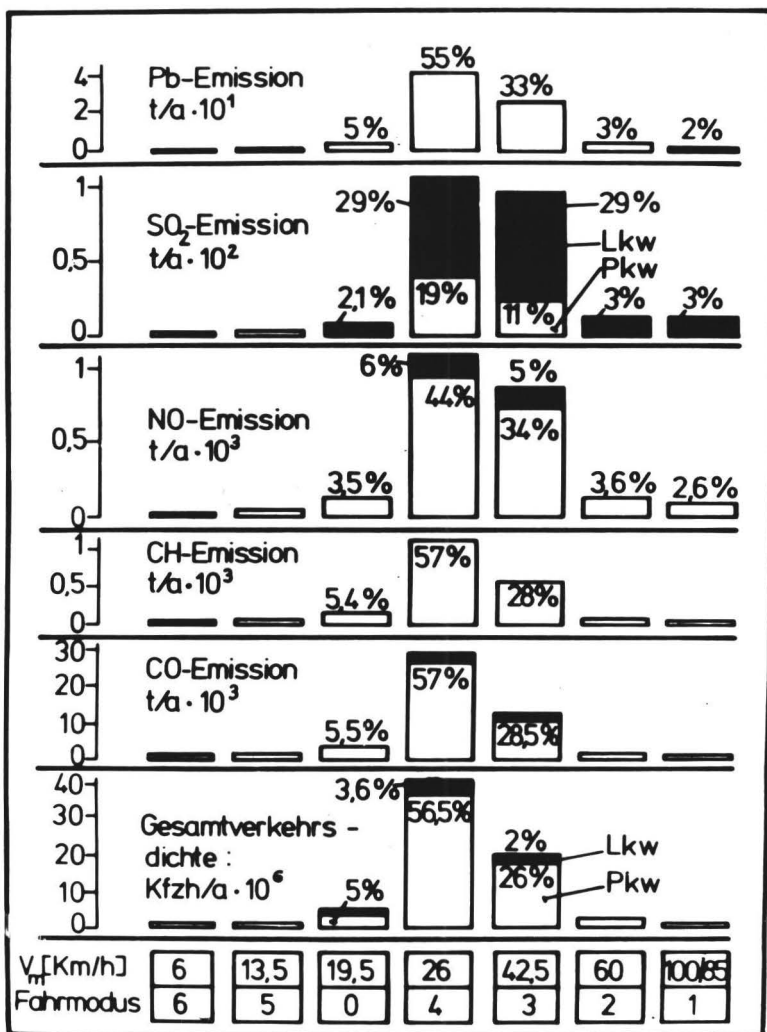


Abb. 8 Jährliche Gesamtemissionen, Gesamtverkehrsdichte des Kraftfahrzeugverkehrs als Funktion des Fahrmodus

## 5. Vergleich der Kraftfahrzeugemission mit anderen Emittentengruppen

In der Tabelle 1 sind die Emissionen durch den Kraftfahrzeugverkehr den Emissionen der Industrie und des Hausbrandes im Raum Köln gegenübergestellt.

Tabelle 1

*Emissionen der Quellengruppen Kfz-Verkehr, Industrie, Hausbrand und Kleingewerbe*  
(aus Emissionskataster Köln)

Quellen- gruppe	CO	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	organische Gase und Dämpfe	Staub
	%	%	%	%	%
Kfz-Verkehr	49,2	0,5	10,4	5,7	2,9
Industrie	5,5	82,2	81,8	82,9	43,2
Hausbrand und Klein- gewerbe	45,3	17,3	7,8	11,4	53,9
Summe	100 % ≙ 89 499 t/a	100 % ≙ 39 485 t/a	100 % ≙ 20 973 t/a	100 % ≙ 29 379 t/a	100 % ≙ 5 278 t/a

Man sieht, daß die Komponente Kohlenmonoxid den weitaus größten Anteil an den Gesamtschadstoffemissionen im Untersuchungsgebiet aufweist. An diesen CO-Emissionen hat der Kraftfahrzeugverkehr mit etwa 49 % neben Hausbrand und Kleingewerbe den größten Anteil. In bezug auf die Komponenten SO<sub>2</sub> bzw. SO<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, organische Gase und Dämpfe sowie Staub ist der Anteil des Kraftfahrzeugverkehrs relativ gering.

Bei der Beurteilung dieser Werte muß berücksichtigt werden, daß das untersuchte Gebiet ein industrielles Ballungsgebiet mit vorwiegend chemischer und petrochemischer Industrie darstellt, so daß die hier gezeigten Ergebnisse nicht auf Gebiete mit einer anderen indu-

striellen Struktur übertragen werden können.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß die vor allem interessierende Immissionsbelastung in dichtbesiedelten Gebieten entscheidend vom Ort und von der Höhe der Emissionsquellen beeinflußt wird.

## 6. Zukünftige Entwicklungen

Die bisher gezeigten Ergebnisse machen deutlich, welches Ausmaß die Emissionen des Verkehrs im Vergleich mit anderen Emittentengruppen annehmen können. Es erhebt sich daher die Frage, durch welche Maßnahmen eine Verringerung der Emissionen an gesundheitsschädlichen Abgaskomponenten möglich ist.

Man kann die derzeit bekannten Möglichkeiten, die schon seit längerer Zeit Gegenstand der wissenschaftlichen Forschung sind, nach folgenden Gesichtspunkten einteilen:

1. Innere motorische Maßnahmen
2. Maßnahmen zur Nachbehandlung des Abgases
3. Anwendung neuer Antriebssysteme und Antriebstechniken.

### 6.1 *Innere motorische Maßnahmen*

Die Ursachen für die Entstehung der gesundheitsschädlichen Abgaskomponenten, insbesondere von CO und NO, sind weitgehend durch das motorische Arbeitsverfahren bedingt. Bei bestimmten Betriebsbereichen wie Start, Leerlauf, Beschleunigung und Vollast wird der Ottomotor im Luftmangelgebiet betrieben, so daß aufgrund der Gesetzmäßigkeiten der chemischen Thermodynamik Kohlenmonoxid im Abgas auftreten muß<sup>3</sup>.

Bekanntlich ergibt sich mit zunehmendem Luftmangel ein Anstieg der Konzentration an CO und unverbrannten Kohlenwasserstoffen ( $C_mH_n$ ), wohingegen die Stickoxidkonzentration erheblich abnimmt. Bei etwa 20 % Luftüberschuß erhält man die minimalen Konzentrationen an CO und  $C_mH_n$ . Wegen der günstigen Verbrennungsbedingungen und dadurch verursachten relativ hohen Verbrennungsspitzentemperaturen ergibt sich in Verbindung mit Sauerstoff-

überschuß ein ausgeprägtes Maximum der Stickoxidkonzentration bei etwa 5 % Luftüberschuß. Bei höherem Luftüberschuß, im allgemeinen bei 20 % und größer, ist als Folge schlechter Zündungs- und Verbrennungseigenschaften ein Anstieg der Kohlenwasserstoffkonzentration festzustellen.

Aufgrund der ausgeführten Gesetzmäßigkeiten ist ersichtlich, daß eine Verbesserung der Abgassituation durch eine Verlagerung des Betriebsbereiches in das Luftüberschußgebiet erreicht werden kann, wobei sich jedoch eine Zunahme der Stickoxidkonzentration ergibt.

Dies läßt sich, allerdings nur in bestimmten Grenzen, durch eine Verbesserung der Gemischaufbereitung, der Genauigkeit der Kraftstoffzuteilung zum Zwecke einer genauen Einhaltung des jeweiligen Kraftstoff-Luftverhältnisses entsprechend den Anforderungen aus dem Motorkennfeld und durch eine verbesserte Gleichmäßigkeit der Gemischdosierung auf die einzelnen Zylinder erreichen <sup>4</sup>.

Insbesondere gilt dies für die instationären Betriebszustände wie Beschleunigen und Schiebebetrieb sowie für den Kaltstart. Mit modernen Vergasern und Einspritzeinrichtungen werden diese Forderungen bereits weitgehend erfüllt.

Als weitere Maßnahme ist die optimale Gestaltung des Verbrennungsraumes zu erwähnen, da die Entstehung der unverbrannten Kohlenwasserstoffe zum Teil auf den Quench-Effekt zurückzuführen ist, und daher der konstruktiven Ausbildung des Brennraumes eine besondere Bedeutung zukommt <sup>5</sup>.

Wie bereits erwähnt, hat die Verlagerung des Betriebsbereiches in das Luftüberschußgebiet eine Zunahme der NO-Bildung zur Folge. Eine Möglichkeit zur Verringerung sowohl der NO- und CO-Konzentration als auch der Entstehung von unverbrannten Kohlenwasserstoffen besteht darin, den Betriebsbereich so weit in das Luftüberschußgebiet zu verlagern, daß man über das Maximum der Stickoxidbildung hinauskommt. Dies erscheint mit Hilfe der Gemischschichtung möglich <sup>6 8</sup>.

Bei diesem Verfahren, mit dessen Hilfe man sowohl die Emission von Kohlenmonoxid und unverbrannten Kohlenwasserstoffen als auch, und dies in ganz besonderem Maße, die Emission von Stickoxiden reduzieren kann, macht man sich die Tatsache zunutze, daß

zur Bildung von Stickoxid die entsprechende Menge Sauerstoff und sehr hohe Temperaturen vorhanden sein müssen. Da diese Temperaturen im ottomotorischen Arbeitsprozeß nur in der Gegend des Spitzendrucks, also zu Beginn des Arbeitsprozesses auftreten, läßt man die Verbrennung in zwei Stufen ablaufen. In der ersten Stufe ergeben sich zwar hohe Temperaturen, weil mit einem reichen Gemisch gearbeitet wird, aber der zur NO-Bildung nötige Sauerstoff fehlt. In der zweiten Stufe erhält man als Folge hohen Sauerstoffüberschusses ein niedrigeres Temperaturniveau und eine sehr gute Nachreaktion, die zu niedrigen CO- und CH-Konzentrationen führt. Da hierzu ein Gemisch unterschiedlicher Zusammensetzung benötigt wird, spricht man von Gemischschichtung.

Die auf diesem Gebiet durchgeführten Versuchsarbeiten reichen schon mehrere Jahrzehnte zurück und hatten ursprünglich das Ziel, den effektiven Wirkungsgrad des Ottomotors im Teillastgebiet, denn nur hier ist die Schichtung des Gemisches sinnvoll (bei Vollast wird der gesamte Brennraum wie beim „normalen“ Ottomotor mit homogenem Gemisch bei  $\lambda \approx 0,85$  angefüllt), zu verbessern. Dies gelingt aus dem Grunde, da man bei vollgeöffneter Drosselklappe die Leistung wie beim Dieselmotor über die zugeführte Kraftstoffmenge regeln kann. Die an der Zündkerze vorliegende „reiche“ Gemischwolke zündet auch dann, wenn der restliche Brennraum mit reiner Luft angefüllt ist, so daß im Mittel Luftverhältnisse von 3 : 5 oder größer möglich sind, ohne daß die Problematik der Flammenfortpflanzungsgeschwindigkeit in mageren Kohlenwasserstoff-Luftgemischen das Arbeitsprinzip in Frage stellt.

Versuche der Firma Texaco in den USA Mitte der 40er Jahre zeigten außerdem, daß sich Motoren, die nach diesem Prinzip arbeiteten, auch noch durch sehr geringe Ansprüche an die Klopfestigkeit des Kraftstoffes auszeichneten. Dies ist verständlich, da das den Selbstzündungsreaktionen besonders ausgelieferte Restgemisch wegen seines Luftüberschusses nicht zur Selbstzündung gebracht werden kann.

Unter dem Aspekt der Umweltschutzbemühungen und unter Berücksichtigung der sich zuspitzenden Situation auf dem Energiesektor kommt daher der Schichtung gesteigerte Aufmerksamkeit zu,

da selbst bei einer durch die Reduzierung des Bleigehaltes im Kraftstoff verursachten Abnahme der Oktanzahlen bei Verwendung dieser Verfahren nicht über eine Absenkung der Verdichtungsverhältnisse der Motoren auf Wirtschaftlichkeit verzichtet werden muß.

Die bisherigen Arbeiten haben im wesentlichen zwei verschiedene Verfahren zur Lösung der technischen Probleme hervorgebracht.

Bei dem einen wird das Gemisch mit Hilfe von Kraftstoffeinspritzaggregaten in Verbindung mit einer gerichteten Luftbewegung im Zylinder erzeugt<sup>9 10</sup>.

Das andere Prinzip arbeitet mit Hilfe von zwei geometrisch getrennten, über einen Kanal verbundenen Brennräumen, wie für ein Beispiel in Bild 9 gezeigt ist.

Obwohl auf dem Wege zu einem funktionssicheren Großserienmodell noch eine Reihe ungelöster Probleme liegen, lassen die in neuester Zeit bekanntgewordenen Versuchsergebnisse vorsichtigen Optimismus gerechtfertigt erscheinen<sup>11 12</sup>.

Wie bereits erwähnt, hängt die Stickoxidbildung in starkem Maße von der Verbrennungstemperatur ab. Es ist daher grundsätzlich möglich, die Stickoxidbildung durch Verringerung der Verbrennungsspitzen temperatur abzusenken. Dies läßt sich durch Verringerung des Verdichtungsverhältnisses erreichen, obwohl hiermit eine Verschlechterung des Wirkungsgrades und damit des spezifischen Verbrauches

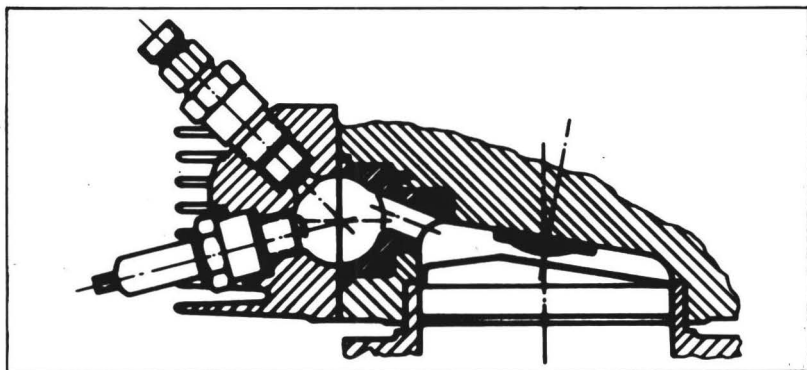


Abb. 9 Ottomotor mit geometrischer Gemischschichtung, Bauart VW

verbunden ist. Die sowohl in der Bundesrepublik als auch in den USA erlassenen Gesetze zur Reduzierung des Bleigehaltes im Kraftstoff haben zur Folge, daß eine Verringerung des Verdichtungsverhältnisses zur Vermeidung des Restgasklopfens bei hochverdichteten Motoren unumgänglich ist, sofern es nicht gelingt, auf anderem Wege als durch Zugabe von Bleitetraäthyl und -methyl die Kraftstoffe klopfest zu machen. Möglichkeiten hierfür sind bekannt, dürften jedoch voraussichtlich mit Kostenerhöhungen bei der Herstellung des Kraftstoffes verbunden sein.

Die partielle Abgasrückführung stellt eine weitere Maßnahme zur Verringerung der Spitztemperatur im Brennraum dar und beeinflusst darüber hinaus den Reaktionsmechanismus im Sinne einer NO-Reduzierung, wie aus der Reaktionskinetik bekannt ist. Dieses Verfahren wird sowohl für den Ottomotor als auch für den Dieselmotor diskutiert und teilweise angewendet <sup>13 15</sup>.

Der Dieselmotor unterscheidet sich im Abgasverhalten wesentlich vom Ottomotor, da er im Leerlauf und bei Teillast mit hohem Luftüberschuß betrieben wird und daher aufgrund der geschilderten Gesetzmäßigkeiten niedrige Konzentrationen der gesundheitsschädlichen Abgaskomponenten aufweist.

Bei Vollast liegt das Luftverhältnis nur noch gering über dem stöchiometrischen Verhältnis, so daß in diesem Betriebsbereich mit einem Anstieg der Konzentrationen von CO und insbesondere von NO gerechnet werden muß. Außerdem tritt Ruß als eine weitere unerwünschte Abgaskomponente auf.

Da bei gleicher Motorleistung der Dieselmotor wegen des Betriebes im Luftüberschußgebiet gegenüber dem Ottomotor einen erheblich größeren Abgasausstoß aufweist, sind die CO- und CH-Emissionen des Dieselmotors nicht im gleichen Ausmaß geringer wie die Konzentrationen.

Die NO-Emissionen erreichen die Größenordnung, die bei Ottomotoren üblich ist. Daher ist die Reduzierung der NO-Konzentrationen beim Dieselmotor eine wesentliche Aufgabe.

Wie oben schon erwähnt, wird hierzu die Abgasrückführung mit Erfolg eingesetzt. Wie Versuche von *E. Mühlberg* <sup>13</sup> gezeigt haben, ist mit zunehmender Abgasrückführung eine beachtliche Reduzierung der

Stickoxidkonzentration zu verzeichnen, jedoch steigen bei größeren Rückführungsmengen die Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen erheblich an. Ferner ist bei großen Rückführungsmengen mit einer stärkeren Leistungsminderung zu rechnen.

Weitere Möglichkeiten zur Verbesserung des Abgasverhaltens bestehen darin, den Reaktionsablauf im Ottomotor z. B. auf katalytischem Wege so zu beeinflussen, daß die Entstehung der gesundheitsschädlichen Abgaskomponenten weitgehend vermieden wird.

Eine Anzahl von Forschungsarbeiten befaßt sich mit Grundlagenuntersuchungen über den Reaktionsmechanismus im Ottomotor mit Hilfe von radiometrischen und spektroskopischen Meßmethoden mit dem Ziel, genauere Einblicke in den Reaktionsmechanismus zu gewinnen, um hieraus Maßnahmen für eine gezielte Reaktionsbeeinflussung herleiten zu können<sup>16-18</sup>.

Auch beim Dieselmotor wird versucht, auf katalytischem Wege bzw. durch Additive die Rußbildung zu vermeiden.

Die Begrenzung der CO-Konzentration auf 4,5 % ab 1. Oktober 1969 in der Bundesrepublik Deutschland führte auf dem Vergasergebiet zu baulichen Veränderungen, deren hauptsächliches Ziel es ist, unzulässige Eingriffe an der Aggregateinstellung unmöglich zu machen. Dieses Ziel konnte mit den heute weitgehend eingesetzten sogenannten Umluftvergasern weitgehend erfüllt werden<sup>3</sup>.

Der in den letzten Jahren zunehmend diskutierte Wankelmotor bietet durch die gegenwärtige Situation auf dem Energiemarkt wegen seines geringen thermischen Wirkungsgrades im Vergleich zum Hubkolbenmotor gewisse Probleme.

Wegen seines speziellen Verbrennungsablaufes emittiert der Wankelmotor wesentlich geringere Stickoxidmengen bei gleichzeitig erheblich höheren Abgastemperaturen als der Hubkolbenmotor. Hierdurch ist es möglich, mit Hilfe von Lufteinblasung in das Auspuffsystem eine gute Nachreaktion von CO und  $C_mH_n$  zu erreichen. Die spürbar schlechteren Wirkungsgrade zusammen mit der Notwendigkeit, auch beim Wankelmotor nur mit zusätzlichen Maßnahmen, wie Abgasrückführung und katalytischer Nachbehandlung, die Grenzwerte der Zukunft zu erreichen, haben jedoch den ursprünglichen Optimismus gemildert<sup>19</sup>.



## 6.2 Maßnahmen zur Nachbehandlung des Abgases

Eine Verringerung der gesundheitsschädlichen Abgaskomponenten nach Austritt aus dem Motor ist mit Hilfe von thermischen und katalytischen Nachverbrennungsanlagen möglich <sup>20-24</sup>.

Das Prinzip der thermischen Nachverbrennung, d. h. Lufteinblasung hinter den Auslaßventilen zum Zwecke einer Autoxidation des im Abgas enthaltenen Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffanteils wurde bereits im Jahre 1908 von *Lehmann* vorgeschlagen. Die praktische Verwirklichung begann im Jahre 1966. Bis 1968 wurde eine Vielzahl von nach Kalifornien ausgelieferten Fahrzeugen mit derartigen Anlagen ausgerüstet. Die Anwendung dieses Systems machte einige zusätzliche Maßnahmen erforderlich, wie z. B. Spätzündung in bestimmten Betriebsbereichen, um hinreichend hohe Auspufftemperaturen zur Zündung bzw. Aufrechterhaltung der Nachverbrennung zu gewährleisten. Infolge der raschen Abkühlung der Abgase im unisolierten Abgaskrümmer, der kurzen Verweilzeit und der häufig abreißenden Flamme befriedigte das Verfahren nicht hinreichend. Die Weiterentwicklung führte zum sogenannten thermischen Reaktor. Zur Vergrößerung der Verweilzeit wird das Abgas mehrfach umgelenkt. Ferner sind ein Strahlungsschild und eine Isolierung des Reaktionsgehäuses vorgesehen. Diese Maßnahmen sind einerseits notwendig, um den Reaktor heiß zu halten, da für eine einwandfreie Nachverbrennung eine Temperatur von etwa 700 bis 900 °C erforderlich ist, und andererseits, um einer Aufheizung des Motorraumes entgegenzuwirken.

Entsprechend den Bereichen des Luftverhältnisses, in denen der Motor vorwiegend betrieben wird, unterscheidet man zwischen „arm“ und „reich“ betriebenen Reaktoren. Beim „armen“ Reaktor ist der Motor auf den Betrieb mit einem Luftverhältnis von 1,05 bis 1,2 eingestellt. Dies bedeutet, daß die Lufteinblasung entfallen kann, da hinreichend Sauerstoff im Abgas vorhanden ist. Von Nachteil ist jedoch, daß der Reaktor relativ großvolumig sein muß, um eine hinreichende Oxidation zu gewährleisten, und daß sich ein hoher NO-Ausstoß und ein schlechtes Fahrverhalten im Leerlauf und unteren Teillastgebiet ergibt. Wird der Motor in einem Bereich des Luftverhältnisses von

$\lambda = 0,8$  bis  $0,9$  betrieben (reicher Reaktor), so ist gemäß den o. a. Ausführungen der NO-Gehalt kleiner und der Gehalt an CO und unverbrannten Kohlenwasserstoffen im Abgas höher. Wegen des Luftmangels ist eine Lufteinblasung notwendig.

Die besseren Fahreigenschaften und der geringere Raumbedarf erweisen sich beim reichen Reaktor als Vorteil, der Aufwand für die Lufteinblasung und der höhere Kraftstoffverbrauch jedoch als Nachteil.

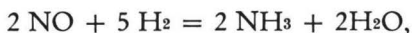
Weitere Möglichkeiten zur Verringerung der Schadstoffkomponenten ergeben sich durch Anwendung katalytischer Konverter. Hierbei unterscheidet man

- a) Reduktionskatalysatoren zur Verminderung von NO gemäß den Reaktionsgleichungen



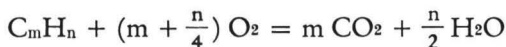
Entsprechend den Gesetzmäßigkeiten der chemischen Thermodynamik ist es zur Erzielung eines möglichst vollständigen Umsatzes erforderlich, relativ hohe CO-Konzentrationen verfügbar zu haben.

Dies bedeutet, daß ein Motorbetrieb im Bereich  $\lambda < 1$  wünschenswert ist. Wegen des bei dieser Betriebsweise sich ergebenden  $\text{H}_2$ -Anteils ist eine weitere Reaktion möglich gemäß der Gleichung



bei der Ammoniak entsteht, dessen Bildung eine Funktion des verwendeten Katalysators und der Abgaszusammensetzung ist.

- b) Oxidationskatalysatoren zur Oxidation von CO und HC gemäß den Reaktionsgleichungen



Bekanntlich hängt die Reaktionsgeschwindigkeit wesentlich von den Temperaturen ab. Um hinreichende Umsetzungsgrade zu erzielen, ist eine Temperatur von etwa  $500^\circ\text{C}$  erforderlich.

Nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnisse erscheinen aus gesintertem  $\text{Al}_2\text{O}_3$  bestehende Monolithe als Katalysatorträger besonders aussichtsreich, da sie eine hohe Haltbarkeit (von den US-Behörden werden 50 000 Meilen gefordert) und geringe Wärmekapazität, d. h. geringe Aufheizzeit auf Betriebstemperatur aufweisen.

Edelmetallkatalysatoren weisen bekanntlich eine höhere Aktivität als Metalloxidkatalysatoren auf. Von Nachteil ist jedoch, daß Edelmetallkatalysatoren sehr bleiempfindlich sind, so daß die Verwendung bleifreier Kraftstoffe eine Voraussetzung für deren Verwendung ist.

Reduktions- und Oxidationskatalysatoren können in einem Gehäuse zum sogenannten Doppelbettkatalysator hintereinandergeschaltet werden. Das mit mindestens 2 % CO angereicherte Abgas strömt zunächst in das NO-Katalysatorbett, in dem NO durch CO reduziert wird.

Anschließend wird Zusatzluft eingeleitet, wodurch in Verbindung mit dem zweiten Katalysatorbett CO und HC zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  oxidiert werden.

Vergleicht man die Möglichkeiten, die sich durch motorische Maßnahmen und die Verfahren der thermischen und katalytischen Nachverbrennung ergeben, mit den für 1975/76 von der US- bzw. Kalifornischen Gesetzgebung geforderten Grenzwerten, so läßt sich bei dem gegenwärtigen Stand der Erkenntnisse der Schluß ziehen, daß eine Verwirklichung dieser Grenzwerte nicht durch innere motorische Maßnahmen allein, sondern nur in Verbindung mit der katalytischen und/oder thermischen Nachverbrennung möglich ist.

### 6.3 Anwendung neuer Antriebssysteme und Antriebstechniken

Es sind eine Reihe von Verfahren bekannt geworden, bei denen aufgrund neuer Konzeptionen bei der Gemischaufbereitung und Verbrennung oder mit Hilfe anderer Methoden der Energieumwandlung der Versuch gemacht wird, unerwünschte Abgaskomponenten zu verringern oder ganz zu vermeiden. Als Beispiel seien die Hybridmotoren erwähnt, bei denen versucht wird, die Vorzüge des Dieselmotors mit innerer Gemischbildung durch Kraftstoffeinspritzung in den Brennraum und Qualitätsregelung auf das ottomotorische Arbeits-

verfahren zu übertragen. Stellvertretend für diese Motorengattung sei der MAN-FM-Motor erwähnt, der mit Hilfe von Benzineinspritzung in eine kugelförmige Ausnehmung des Kolbens eine starke Ladungsschichtung erzielen läßt, die einen Motorbetrieb im hohen Luftüberschußgebiet bei Teillast möglich macht. Man kann diesen Motor daher auch zu den Schichtladungsmotoren rechnen<sup>25</sup>. Mit diesem Verfahren werden günstige Abgasverhältnisse in bezug auf CO und unverbrannte Kohlenwasserstoffe erzielt. Die NO-Konzentrationen und der Kraftstoffverbrauch liegen in der Größenordnung der entsprechenden Werte beim Dieselmotor.

Die Anwendung der Abgasturboaufladung in Verbindung mit Abgasrückführung bei herkömmlichen Dieselmotoren erscheint ebenfalls aussichtsreich<sup>13</sup>, da mit ihrer Hilfe der Leistungsverlust infolge Abgasrückführung kompensiert werden kann.

Zu den Motoren mit äußerer Verbrennung gehört der Stirling-Motor, der zunächst mit Heißluft als Arbeitsmedium betrieben wurde. Gegenwärtig werden Helium oder Wasserstoff bevorzugt<sup>26</sup>.

Er besitzt einen Verdrängerkolben und einen Arbeitskolben, die so geführt werden, daß sie einander um einen bestimmten Kurbelwinkelbetrag versetzt nachlaufen.

Der Motor ist weiterhin durch eine gekühlte und eine beheizte Zone gekennzeichnet. Durch den Verdrängerkolben wird die im Motor fest eingeschlossene Gasmasse so zwischen der kalten und der heißen Zone hin und hergeschoben, daß vor dem Verdichtungshub das Gas in der gekühlten Zone einen Teil seines Wärmeinhaltes abgeben kann. Die Verdichtung erfolgt also bei niedriger Gastemperatur bei einem ebenfalls niedrigen Druckpotential. Vor dem Expansionshub des Arbeitskolbens wird das Gas durch den Verdrängerkolben in die heiße Zone geschoben, wo durch Wärmezufuhr Temperatur und Druck erhöht werden, so daß die Expansion bei einem höheren Druckniveau erfolgt als die Kompression.

Der bei Versuchsmotoren erreichte Wirkungsgrad liegt heute mit etwa 30 % im Bereich der Wirkungsgrade herkömmlicher Motoren, die Abgaskonzentrationen liegen erheblich unter denen heutiger Otto- und auch Dieselmotoren.

Nachteile sind der hohe Herstellungspreis und die geringe Leistungsdichte <sup>27</sup>.

Als weiterer Motor mit äußerer Verbrennung ist der Dampfmotor zu nennen, bei dem eine ähnliche Abgasqualität wie beim Stirling-Motor erreicht wird. Je nach Führung des Prozesses werden Wirkungsgrade zwischen 15 und 30 % erreicht.

Die Leistungsmasse ist mit 5,5 bis 8 kg/kW größer als bei herkömmlichen Motoren mit innerer Verbrennung. Auch Raumbedarf und kW-Preis liegen höher.

Aus diesen und aus technischen Gründen, wie Einfrierproblem, Unfallgefahr usw., erscheint der Dampfmotor gegenwärtig weniger aussichtsreich.

Die Gasturbine als Fahrzeugantrieb bringt den Vorteil einer hohen Leistungskonzentration mit sich, die mit 1,6 bis 2,7 kg/kW günstiger ist als beim Dieselmotor mit 4 bis 7 kg/kW. Die Abgasemissionen an CO und unverbrannten Kohlenwasserstoffen liegen unter den vergleichbaren Werten von Otto- und Dieselmotor. Die NO-Emissionen sind jedoch von Bedeutung. Im günstigsten Betriebsbereich bei Vollast werden Wirkungsgrade erzielt, die denen des Dieselmotors nahekommen. Nachteilig ist auch hier der höhere Herstellungspreis pro Leistungseinheit. Zur Zeit wird die Anwendung der Gasturbine für Leistungsklassen größer als 110 kW diskutiert.

Als weitere in der Zukunft denkbare Antriebssysteme, die zur Zeit Gegenstand der Forschung sind, können der Gasmotor, der Wasserstoffmotor, als reiner H<sub>2</sub>-Motor oder Zweistoffmotor für H<sub>2</sub> und Benzin, das Elektromobil mit Batterie oder Brennstoffzelle, sowie auch eine Koppelung von Verbrennungsmotor mit elektrischem oder mechanischem Energiespeicher genannt werden.

Die Batterie als Speicher elektrischer Energie hat den Nachteil einer niedrigen Energiedichte bezogen auf die Masseneinheit, außerdem nimmt das Wiederaufladen der leeren Batterie einen längeren Zeitraum in Anspruch. Bei der Umstellung eines größeren Teils des Kraftfahrzeugverkehrs auf batteriegetriebene Fahrzeuge wären darüber hinaus Versorgungsschwierigkeiten an elektrischer Energie zu erwarten, wenn man die heutige Kraftwerkskapazität und den hohen Grad der Motorisierung berücksichtigt.

Als Beispiel für Elektromobile mit Batteriebetrieb sei ein Fahrzeug angeführt, das bei einem zulässigen Gesamtgewicht von 3,9 t eine Nutzlast von 1 t befördern kann. Die Höchstgeschwindigkeit beträgt 80 km/h und die Reichweite etwa 50 km bei einer gespeicherten elektrischen Energie von 21,6 kWh <sup>28</sup>.

Eine Kombination von Diesel- und Elektroantrieb ist beispielsweise in einem Omnibus verwirklicht, der einen Elektromotor mit einer Betriebsleistung von 115 kW (max. 150 kW) besitzt und eine Panzerplatten-Traktionsbatterie mit einer Speicherkapazität von max. 104 kWh. Der Dieselmotor mit einer Leistung von 74 kW treibt einen Drehstromgenerator mit nachgeschaltetem Gleichrichter. Der Aktionsradius mit einer Batterieladung beträgt bei reinem Batteriebetrieb bis 75 km und bei Hybridbetrieb bis 300 km <sup>29</sup>.

Auch in der Gruppe der Gasmotoren gibt es bereits Ausführungsbeispiele wie z. B. einen 126 kW-Omnibusmotor, der mit Erdgas betrieben wird. Der Kraftstoff wird in flüssiger Form in 4 isolierten Kraftstoffbehältern mit einem Fassungsvermögen von insgesamt 286 Litern und einem maximalen Betriebsdruck von 5,2 bar aufbewahrt <sup>30</sup> (vgl. auch <sup>31</sup>).

Es erhebt sich die Frage, welche der verschiedenen Möglichkeiten zur Verbesserung des Abgasverhaltens sich in der Zukunft durchsetzen werden. Aus der Tatsache, daß eine Vielzahl von Möglichkeiten diskutiert werden und verschiedene Systeme sich noch in der Entwicklung befinden, kann eine endgültige Aussage hierüber noch nicht gemacht werden.

Im Hinblick auf das Ausmaß, das die Luftverunreinigung in der Bundesrepublik Deutschland bereits angenommen hat, wird man nicht in jedem Falle der wirtschaftlichsten Lösung den Vorrang geben können, sondern auch bereit sein müssen, für bessere Luft zusätzlichen finanziellen Aufwand in Kauf zu nehmen.

Vermutlich wird man in der Zukunft mehr dazu übergehen müssen, innerstädtische Bezirke für den Individual-Verkehr zu sperren und hier abgasgünstigere Antriebsaggregate in öffentlichen Verkehrsmitteln einzusetzen.

Da die Gesetzgebung naturgemäß starke Impulse auf die tech-

nologische Entwicklung ausübt, müssen die zukünftigen Lösungen im Rahmen eines Gesamtkonzeptes der Luftreinhaltestrategie gesehen werden. Dies läßt sich nur durch gemeinsame Bemühungen des Gesetzgebers, der Industrie, der wissenschaftlichen Hochschulen und Forschungsinstitute erreichen.

## 7. Entwicklung der Schadstoffemission durch den Straßenverkehr

Auch unter Berücksichtigung der gegenwärtig gedämpften Nachfrage auf dem Automobilmarkt kann man davon ausgehen, daß die Zahl der zugelassenen Kraftfahrzeuge in den nächsten Jahren noch ansteigen wird.

In diesem Zusammenhang ist die Frage von Bedeutung, wie sich die Schadstoffemissionen entwickeln werden.

In Bild 10 ist daher ein Versuch dargestellt, diese Frage auf der Basis der Shell-Prognose (Stand September 1973) über die Entwicklung der absoluten Kraftfahrzeuganzahl zu beantworten <sup>32</sup>.

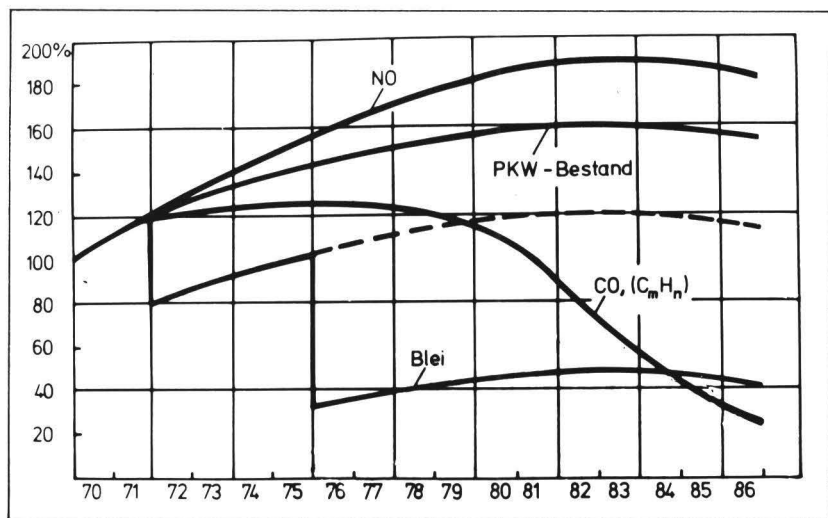


Abb. 10 Voraussichtliche Entwicklung des PKW-Bestandes und der Schadstoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland

Als Bezugsbasis wurde das Jahr 1969 gewählt, da zu diesem Zeitpunkt in der Bundesrepublik Deutschland erstmalig eine Verordnung zur Limitierung der Schadstoffemission erlassen wurde (4,5 % CO im Leerlauf, geschlossene Kurbelgehäuseentlüftung).

Bis zum Modelljahr 1972 kann man den relativen Verlauf der Schadstoffemissionen für CO, CH, NO und Pb als proportional zum Verlauf des Bestandes an Fahrzeugen mit Ottomotorantrieb ansehen. Von diesem Zeitpunkt an ergibt sich durch Inkrafttreten der Anlage XIV sowie der Reduzierung des zulässigen Bleigehaltes im Kraftstoff auf 0,4 g/Ltr. eine Abweichung vom Verlauf des Fahrzeugbestandes wegen des günstigeren Abgasverhaltens der Neufahrzeuge. Bei der Berechnung der Emissionen wurde die Annahme getroffen, daß die durchschnittliche Lebensdauer eines Fahrzeuges 10 Jahre beträgt. Weiterhin wurde vereinfachend vorausgesetzt, daß die Abschreibung über diesen Zeitraum linear erfolgt.

Durch die Reduzierung der Emissionen an CO und CH gemäß Anlage XIV erhält man aufgrund der Gesetzmäßigkeiten der motorischen Verbrennung eine Veränderung der NO-Emission, die allerdings zu einem erhöhten NO-Ausstoß führt. Da Meßergebnisse über die absolute Veränderung der NO-Emission nicht vorliegen, wurde, ausgehend von theoretischen Überlegungen, eine Vergrößerung der Emissionsrate an NO um 20 % angenommen.

Nach neueren Berichten ist als nächste Maßnahme, auf Vorschlag des Rates der Europäischen Gemeinschaften, geplant, die Emission von CO und CH für das Modelljahr 1976 um 20 % bzw. 15 % gegenüber den Werten von Anlage XIV abzusenken<sup>32</sup>. Man kann in erster Näherung davon ausgehen, daß diese Veränderung der Grenzwerte für CO und CH keine nennenswerte Veränderung der NO-Emission zur Folge hat.

Ebenfalls ab 1. Januar 1976 gilt für die Bundesrepublik Deutschland ein neuer Bleistandard von 0,15 Pb/Ltr. Kraftstoff. In Abbildung 11 ist die voraussichtliche Entwicklung der Emission bleihaltiger Substanzen für 2 Grenzfälle eingezeichnet, und zwar für den Bleigehalt von 0,15 g/Ltr. Kraftstoff (untere gezogene Linie) und für den Bleigehalt von 0,4 g/Ltr. Kraftstoff (gestrichelte Linie).



Obwohl für die Bundesrepublik Deutschland ab 1. Januar 1976 ein Bleigehalt von 0,15 g/Ltr. Kraftstoff vorgesehen ist, gehen Überlegungen in der Europäischen Gemeinschaft dahin, für Superbenzine den zulässigen Bleigehalt ab 1. Januar 1976 auf 0,4 g/Ltr. Kraftstoff festzulegen.

Ab 1980 sieht der Stufenplan der Bundesrepublik Deutschland eine weitere Reduzierung der Schadstoffemission vor. CO und CH sollen dann soweit reduziert werden, daß pro Kraftfahrzeug nur 10 % der 1969 durchschnittlich emittierten Masse ausgestoßen wird.

Erstmalig soll dann auch die Stickoxidemission begrenzt werden, wobei als Grenzwert die Emission der 73-Modelle vorgesehen ist.

Bei der Berechnung der Emissionen ab 1980 wurde vorausgesetzt, daß diese Vorstellungen verwirklicht sind.

Man ersieht aus der Abbildung, daß im Verlauf des nächsten Jahrzehntes insbesondere bezüglich CO und CH eine beachtliche Emissionsverminderung erwartet werden kann.

Im Hinblick darauf, daß die der Berechnung zugrunde gelegten Annahmen mit Unsicherheiten behaftet sind, kann das hier gezeigte Ergebnis nur als Anhaltswert angesehen werden.

## Zusammenfassung

Die Systematik der Erfassung der Emissionen an Schadstoffkomponenten des Kraftfahrzeugverkehrs wurde in den vorliegenden Ausführungen dargelegt.

Für den Großraum Köln, in dem derartige Untersuchungen erstmalig durchgeführt wurden, sind die wesentlichen Ergebnisse zusammengefaßt.

Im einzelnen werden Emissionsfaktoren von Otto- und Dieselmotoren und die absoluten Emissionen an Kohlenmonoxid, unverbrannten Kohlenwasserstoffen, Stickoxiden, Blei und Schwefeldioxid behandelt.

Ausgehend von den Gesetzmäßigkeiten der motorischen Verbrennung wird ein Überblick über die Entwicklungstendenzen bezüglich

innerer motorischer Maßnahmen, Möglichkeiten zur Nachbehandlung des Abgases und neuartiger Antriebstechniken gegeben. Abschließend wird der Versuch unternommen, für die Bundesrepublik Deutschland eine Prognose über die Schadstoffemissionen bis zum Jahre 1986 auf der Basis der vorhandenen bzw. geplanten Abgasgesetzgebung aufzustellen.

## Literatur

- 1 May, H., Pläßmann, E.: Abgasemissionen von Kraftfahrzeugen in Großstädten und industriellen Ballungsgebieten, Schriftenreihe Umweltschutz, Band 3, 1973, Carl Heymanns Verlag, Köln.
- 2 May, H., Pläßmann, E., Dreyhaupt, F. J., Müller, W.: Abgasemissionen von Fahrzeugen mit Otto- und Dieselmotor in Großstädten, Proceedings of the third international clean air congress, Düsseldorf, F 9. VDI-Verlag GmbH, 1973.
- 3 May, H., Schulz, H.: Benzineinspritzung bei Kraftwagenmotoren, MTZ, Band 28, 1967, Nr. 5.
- 4 Pierburg, A.: Vergaser für Kraftfahrzeugmotoren, VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf, 1970.
- 5 Hattingen, U.: Untersuchung über den Einfluß von Abgaszumischung zum Frischgas eines Ottomotors auf die Emission an unverbrannten Kohlenwasserstoffen, Dissertation TH Aachen, 1971.
- 6 Schmidt, F. A. F., Wrona, R.: Verfahren zur Verminderung der Abgas-Schadstoffe von Ottomotoren mit Hilfe der Steuerung der Gemischbildung und Verbrennung, MTZ, Band 32, 1971, Nr. 7.
- 7 Hussmann, A. W., Kahoun, F., Taylor, R. A.: Charge Stratification by Fuel Injection into Swirling Air, SAE Transactions, Vol. 71, 1963, p. 421.
- 8 Heitland, H., Bernhardt, W.: Möglichkeiten zur Verminderung der Stickoxidbildung in Ottomotoren, insbesondere durch Schichtladungsbetrieb und katalytische Konvertierung, FISITA-Kongress London, 1972.
- 9 Mitchell, E., et al.: A Stratified Charge Multifuel Military Engine — A Progress Report, SAE-Paper No. 720051, 1968.

- 10 Simko, A., et al.: Exhaust Emission Control by the Ford Programmed Combustion Process — PROCO, SAE-Paper No. 720052.
- 11 Decker, G., Brandstetter, W.: Erste Ergebnisse mit den VW-Schichtladungsverfahren, MTZ 34 (1973), Nr. 10.
- 12 Austin, T. C.: An Evaluation of Three Honda Compound Vortex Controlled Combustion (CVCC) Powered Vehicles, Information-Paper of the EPA.
- 13 Mühlberg, E.: Abgasrückführung bei Verbrennungskraftmaschinen, insbesondere bei Dieselmotoren, MTZ 32 (1971), Nr. 5 und 9.
- 14 Quader, A. A.: Why Intake Charge Dilution Decreases Nitric Oxide Emission from Spark Ignition Engines, SAE-Paper No. 710009, 1971.
- 15 Waldeyer, H.: Theoretische und experimentelle Untersuchungen über die NO-Emission von Ottomotoren und ihre Beeinflussung durch Zumischung eines Inertgases zum angesaugten Frischgas, Dissertation TH Aachen, 1971.
- 16 Starkman, E. S., Newhall, H. K.: Direct Spectroscopic Determination of Nitric Oxide in Reciprocating Engine Cylinders, SAE-Paper No. 670122, 1967.
- 17 Starkman, E. S.: Formation of Exhaust Emissions in the Combustion Chamber, FISITA-Kongreß, Brüssel 1970.
- 18 May, H.: Anwendungsmöglichkeiten spektroskopischer Temperatur- und Konzentrationsmessungen zur Untersuchung reaktionskinetischer Vorgänge in Verbrennungsmotoren, MTZ, Band 33, 1972, Nr. 5.
- 19 Obländer, K., Abthoff, J.: Katalytische Abgasreinigung beim Hub- und Kreis-kolbenmotor, Proceedings of the third international clean air congress, Düsseldorf, F 18, VDI-Verlag GmbH, 1973.
- 20 Löhner, K., Müller, H., Zander, W.: Entwicklung der Verfahrenstechnik zur Nachverbrennung der Abgase von Ottomotoren, MTZ 27 (1966), Nr. 7.
- 21 Jaimee, A., Schneider, D. E., Rozmanith, A. I., Sjöberg, J. W.: Thermal Reactor — Design, Development and Performance, SAE Kongreß 1971, Detroit, Mich., Paper No. 710293.
- 22 Megurian, G. H., Lang, C. R.: NO<sub>x</sub> Reduction Catalysts for Vehicle Emission Control, SAE Kongreß 1971, Detroit, Mich., Paper No. 710291.
- 23 Obländer, K., Abthoff, J.: Entwicklungsstand der thermischen und katalytischen Nachverbrennung bei Ottomotoren, Vortrag an der Universität in Kaiserslautern am 23. 9. 1971.
- 24 Campau, R. M.: Low Emission Vehicles, SAE Kongreß 1971, Detroit, Mich., Paper No. 710294.
- 25 Meurer, J. S.: Motoren nicht konventioneller Art, FISITA-Kongreß, Brüssel, 1970.

- 26 Zacharias, F.: Betrachtungen zum äußeren Verbrennungssystem des Stirling-Heißgasmotors, MTZ, Band 32, 1971, Nr. 1.
- 27 Urlaub, A.: Zukünftige Entwicklung auf dem Gebiet der motorischen Antriebe, Vortrag an der Universität in Kaiserslautern am 23. 9. 1971.
- 28 Hausmitteilungen der Daimler-Benz AG: Elektrotransporter LE 306.
- 29 Hausmitteilungen der Daimler-Benz AG: Elektrobus OE 302.
- 30 Hausmitteilungen der Daimler-Benz AG: Erdgasbus OG 305.
- 31 M.A.N. plant Erdgasmotoren für Stadtomnibusse, MTZ, Band 32, 1971, Nr. 9.
- 32 Prognose des PKW-Bestandes, Aktuelle Wirtschaftsanalysen, Deutsche Shell Aktiengesellschaft, Heft 6, September 1973.
- 33 Bundesrat-Drucksache 217/74.

Anschrift: Prof. Dr.-Ing. H. May und Dr.-Ing. U. Hattingen  
Lehrstuhl für Kraft- und Arbeitsmaschinen  
der Universität Trier-Kaiserslautern in Kaiserslautern  
675 Kaiserslautern  
Pfaffenbergstraße



# **Zur Immissionssituation durch den Kraftverkehr in deutschen Städten**

## **Eine Zusammenfassung**

*Von E. Lahmann*

Untersuchungen der atmosphärischen Luft auf Bestandteile des Kraftfahrzeugabgases wurden bisher in Deutschland in wesentlich geringerem Umfang vorgenommen als Messungen von Immissionen, die durch Abgase von Industrieanlagen verursacht werden. Da im Bereich von Industrie und Gewerbe die Abgase von Feuerungsanlagen eine dominierende Bedeutung haben, konzentrieren sich die Immissionsmessungen auf Substanzen (insbesondere Schwefeldioxid und Staub), die auch mit den Rauchgasen häuslicher Heizungsanlagen emittiert werden. Die Kenntnisse über die Auswirkung des Kraftverkehrs auf die Luftbeschaffenheit sind somit im Vergleich zu den beiden anderen großen Quellen-Gruppen Industrie und Haushaltungen relativ gering. Diese Situation hat als eine wesentliche Ursache die gewerberechtlichen Bestimmungen, welche schon seit Jahrzehnten Luftuntersuchungen in der Umgebung gewerblicher Anlagen im Sinne des Nachbarschutzrechtes veranlaßten. Sie ist heute jedoch in Anbetracht des sehr stark gestiegenen Kraftverkehrs unbefriedigend. Eine Intensivierung der Luftuntersuchung auch auf Kraftfahrzeugabgasbestandteile wird sich aufgrund neuer gesetzlicher Bestimmungen, so insbesondere des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, ergeben.

Es war ein vordringliches Ziel des Kolloquiums Ende November 1973 in Berlin, die bislang erarbeiteten Immissionsmeßdaten über luftverunreinigende Bestandteile der Kraftfahrzeugabgase zusammenzutragen. Im folgenden sollen die in den zahlreichen Beiträgen enthaltenen Ergebnisse zu diesem Thema, die im vorliegenden Heft der Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene veröffentlicht wurden, zusammenfassend dargestellt werden. Diese Zusammenfassung soll mit kurzen Ausführungen zur Meßtechnik eingeleitet werden.

## 1. Meßschema

Die grundsätzliche Unterscheidung bei Luftuntersuchungsprogrammen nach „gezielten Messungen“ („Ermittlungsmessungen“) und „Pegel-Messungen“ („Belastungsmessungen“) ist auch bei Messungen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen in der atmosphärischen Luft sinnvoll. In diesem Fall kann zwischen verkehrsnahen und verkehrsabgelegenen Meßstellen unterschieden werden. In bezug auf eine Beurteilung der Wirkung von luftverunreinigenden Substanzen ist zu beachten, daß an verkehrsnahen Meßstellen (z. B. direkt am Straßenrand oder in Tunnels) meist mit einem nur relativ kurzen Aufenthalt von Personen zu rechnen ist. Verkehrsabgelegene Meßstellen charakterisieren oft in stärkerem Maße Gebiete, in denen Menschen wohnen, arbeiten oder ihre Freizeit verbringen und damit wesentlich länger der örtlichen atmosphärischen Luft ausgesetzt sind. Auf die möglicherweise extremen Bedingungen, die in Kraftfahrzeugen auf verkehrsreichen Straßen herrschen, sei hingewiesen, wenn hier auch nicht näher darauf eingegangen werden kann.

Entstehung und Ausbreitung von Kraftfahrzeugabgasen verursachen in der Regel die höchsten Immissionen in unmittelbarer Straßennähe. Mit zunehmender Entfernung — schon von wenigen Metern — nimmt der Fremdstoffgehalt deutlich ab. Diese Gegebenheiten erschweren den Vergleich der Ergebnisse von verschiedenen Meßstellen, die meist nicht unter gleichartigen Bedingungen eingerichtet werden können.

Kohlenmonoxid als Leitgas für die Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeugabgase ist in städtischer Luft wesentlich weniger homogen verteilt als Schwefeldioxid, das Leitgas für Feuerungsabgase. In unmittelbarer Straßennähe ist der Einfluß meteorologischer Faktoren auf die Immission von Kohlenmonoxid und anderen Kfz-Abgasbestandteilen relativ gering, zumindest im Vergleich zu demjenigen auf die in etwa 20 bis 200 m Höhe abgeleiteten Rauchgase. In Straßennähe herrscht in der Regel eine enge lineare Beziehung zwischen Kraftverkehr und Luftverunreinigung.

Die Immissionsmessungen von Kraftfahrzeugabgasbestandteilen wurden in Deutschland meist an nur wenigen Meßstellen (mit Mün-

chen als wesentlicher Ausnahme<sup>17)</sup> und über begrenzte Zeiträume vorgenommen. Oft sah die Aufgabenstellung von vornherein diese zeitlichen und räumlichen Beschränkungen von Meßprogrammen vor.

## 2. Meßverfahren

Die analytische Bestimmung von *Kohlenmonoxid* in atmosphärischer Luft wird in der Bundesrepublik Deutschland sehr einheitlich mit automatisch arbeitenden Geräten vorgenommen, die nach dem Prinzip der nichtdispersiven Infrarotabsorption arbeiten (URAS, UNOR)<sup>19)</sup>. Für dieses Gas kann also von der Analytik her grundsätzlich eine Vergleichbarkeit von Meßergebnissen angenommen werden.

Für automatisch-kontinuierliche Bestimmungen *gasförmiger Kohlenwasserstoffe* in atmosphärischer Luft sind ausschließlich Geräte im Einsatz, die Flammenionisationsdetektoren als Meßelemente enthalten<sup>20 21)</sup>. Die Meßwerte dieser Summenbestimmung, die eine Vielzahl organisch-chemischer Verbindungen erfaßt, sind jedoch in bezug auf ihre lufthygienische Bedeutung nur schwer zu interpretieren. Bestimmungen einzelner Komponenten können nur mit manuellen Verfahren vorgenommen werden, so mit photometrischen Methoden — zum Beispiel bei Phenolen und Aldehyden<sup>22 23)</sup> — oder mit chromatographischen Verfahren, die wegen ihres Aufwandes bisher noch wenig Eingang in Luftuntersuchungsprogramme fanden.

Bei *Stickoxid*-Bestimmungen werden sowohl spezifische NO<sub>2</sub>-Analysen als auch summarische Messungen (NO + NO<sub>2</sub>) ausgeführt. Mittels Differenzanalysen kann auch der NO-Gehalt der Probeluft angegeben werden, der in Straßennähe den NO<sub>2</sub>-Gehalt oft weit überwiegt, lufthygienisch jedoch von vergleichsweise geringerem Interesse ist. Für manuelle NO<sub>2</sub>-Bestimmungen dominiert die von *Saltzman* angegebene photometrische Arbeitsweise<sup>24)</sup>. Sie läßt sich auch in automatisch arbeitenden Photometern einsetzen. Heute häufiger angewendete Prinzipien bei Geräten für automatische Stickoxid-Messungen sind die Amperometrie und die Messung der bei der Reaktion von Stickstoffmonoxid mit Ozon auftretenden Chemilumineszenz. Eine eindeutige Bevorzugung eines Verfahrens oder bestimmter



Geräte zeichnet sich noch nicht ab. Auch wurde über Ergebnisse von Vergleichsmessungen mit verschiedenen Geräten wenig bekannt. Diese meßtechnischen Gegebenheiten erschweren die Bewertung der Meßdaten von unterschiedlich ausgerüsteten Meßstationen.

Bei der Bestimmung von *partikulären Fremdstoffen* in der atmosphärischen Luft kann bereits das Probenahmesystem von erheblichem Einfluß auf die Meßergebnisse sein. Die gebräuchlichen Filtergeräte scheiden zum Teil unterschiedliche Korngrößenbereiche des Luftstaubes ab.

Kraftverkehrsbezogene Staubkomponenten sind insbesondere *Blei* und *Benzpyren*. Die heute führenden Verfahren für Bleianalysen sind die Atomabsorptionsspektrometrie und die Röntgenfluoreszenzspektrometrie und daneben noch die Polarographie. Von der Analytik her kann eine gute Vergleichbarkeit von Meßergebnissen angenommen werden.

Die Bestimmung von Benzpyren ist im Vergleich zu den anderen hier angesprochenen Meßverfahren relativ aufwendig. Sie erfordert vor der UV- oder fluoreszenzspektrophotometrischen Bestimmung eine Extraktion und eine chromatographische Trennung der im Staub vorliegenden polyzyklischen Verbindungen. In der Literatur werden zahlreiche Kombinationen und Modifikationen der Verfahrensschritte beschrieben.

### 3. Meßgebiete

In den voranstehenden Veröffentlichungen wurde über Untersuchungen aus Berlin <sup>7 8</sup>, Hamburg <sup>9</sup>, München und mehreren anderen bayerischen Städten <sup>17</sup>, aus Frankfurt und Umgebung (Region Untermain) <sup>2 3 4 5 6</sup>, Wiesbaden <sup>5</sup>, Mannheim <sup>1</sup>, aus Düsseldorf <sup>10 15</sup>, Köln <sup>12</sup>, Leverkusen <sup>13</sup>, Essen <sup>11</sup>, Duisburg <sup>15</sup> und Gelsenkirchen <sup>11 14</sup>, aus Mainz <sup>16</sup>, aus Saarbrücken <sup>18</sup> sowie aus dem Sauerland <sup>15</sup>, aus dem Schwarzwald und aus anderen „Reinluft“-Gebieten <sup>1</sup> berichtet. Die Meßstationen bzw. Meßstellen lagen in den meisten Fällen in der Nähe von verkehrsreichen Straßen und Plätzen und damit in Bereichen mit überdurchschnittlichen Immisionen. In verschiedenen Programmen wurden die Probe-

nahmen unter speziellen Gesichtspunkten vorgenommen, so an verkehrabgelegenen oder verkehrsarmen Stellen innerhalb <sup>7 12 17</sup> und weit außerhalb von Stadtgebieten <sup>1 15</sup>, in Tunnels <sup>7 9</sup>, Unterführungen <sup>12 14</sup>, an einer Hochstraße <sup>9</sup>, an einer Autobahn <sup>14</sup> und in der Nähe von Großgaragen <sup>10</sup>.

Von den in erster Linie als kraftverkehrsbezogen anzusehenden Abgasbestandteilen lagen Ergebnisse aus folgenden Städten und Gebieten vor:

*Kohlenmonoxid:* Frankfurt <sup>3 5</sup>, Wiesbaden <sup>5</sup>, Berlin <sup>7 8</sup>, Hamburg <sup>9</sup>, Düsseldorf <sup>10</sup>, Essen <sup>11</sup>, Köln <sup>12</sup>, Leverkusen <sup>13</sup>, Gelsenkirchen <sup>14</sup>, Mainz <sup>16</sup>, München und andere bayerische Städte <sup>17</sup>, Saarbrücken <sup>18</sup>.

*Kohlenwasserstoffe* (Summenbestimmungen): Berlin <sup>7</sup>, Essen <sup>11</sup>, Leverkusen <sup>13</sup>, Mainz <sup>16</sup>, München und andere bayerische Städte <sup>17</sup>, Saarbrücken <sup>18</sup>.

*Einzelne organisch-chemische Gase und Dämpfe:* Formaldehyd: Raum Frankfurt <sup>6</sup>; Benzol, Äthan, Äthen, Propan, Propen: Essen <sup>11</sup>; Benzol, Toluol, Acetylen und Äthylen (Äthen): Saarbrücken <sup>18</sup>.

*Stickoxide:* Gelsenkirchen, Mannheim <sup>1</sup>, Frankfurt <sup>3 4 6</sup>, Berlin <sup>7</sup>, Essen <sup>11</sup>, Köln <sup>12</sup>, Leverkusen <sup>13</sup>, München und andere bayerische Städte <sup>17</sup> sowie stadtferne Gebiete <sup>1</sup>.

*Blei:* Gelsenkirchen, Mannheim <sup>1</sup>, Frankfurt <sup>2 6</sup>, Berlin <sup>7</sup>, Essen <sup>11</sup>, Köln <sup>12</sup>, Düsseldorf, Duisburg, Krahm (Bergisches Land) <sup>15</sup>, Mainz <sup>16</sup>, Nähe von Großgaragen <sup>10</sup>, sowie stadtferne Gebiete <sup>1</sup>.

*Benzpyren:* Köln <sup>12</sup>, Düsseldorf, Duisburg, Krahm <sup>15</sup>.

Eine Reihe von Beiträgen führt Meßergebnisse von weiteren gasförmigen oder partikulären Substanzen auf, so von *Kohlendioxid* (aus Essen <sup>11</sup> und aus Leverkusen <sup>13</sup>), von *Ozon bzw. Oxydantien* (aus Frankfurt <sup>4</sup> und Essen <sup>11</sup>), von *Schwebstaub* (Essen <sup>11</sup>, Leverkusen <sup>13</sup> und Mainz <sup>16</sup>) und dessen Bestandteilen *Cadmium* (Frankfurt <sup>2</sup>, Essen <sup>11</sup>), *Eisen*, *Kupfer*, *Mangan* (Frankfurt <sup>2</sup>) und *Zink* (Essen <sup>11</sup>). Die Ergebnisse von *Schwefeldioxid*-Messungen wurden für vergleichende Auswertungen in Leverkusen <sup>13</sup> und München <sup>17</sup> herangezogen.

#### 4. Meßergebnisse

Aus den in <sup>1-18</sup> niedergelegten Untersuchungsergebnissen wurden wesentliche Kenngrößen der Immissionskonzentration von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen, Stickoxiden, Blei und Benzpyren herausgezogen und in den Tabellen 1-10 zusammengestellt. Diese kurzgefaßte Dokumentation soll einen schnellen Überblick über Verunreinigungen der atmosphärischen Luft durch Kraftverkehrsabgase ermöglichen. Wegen näherer Angaben über die zitierten Meßprogramme wird auf die Originalarbeiten im vorliegenden Heft der Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene verwiesen. In die Tabelle wurden Meßwerte aufgenommen, die von den Autoren im Text oder in Tabellen numerisch angegeben wurden. Graphische Darstellungen wurden hingegen nicht ausgewertet, welche bei mehreren Arbeiten insbesondere die Zusammenhänge zwischen Immissionen und meteorologischen Faktoren, systematische zeitliche Immissionsverläufe (Tagesgänge, Jahresgänge) sowie auch den Einfluß bestimmter Emissionsquellen demonstrieren.

#### 5. Trend der Immissionen

Ausreichend lange Meßreihen, die Aussagen über einen Trend der Luftverunreinigung durch Abgasbestandteile des Kraftverkehrs ermöglichen, liegen nur aus Berlin mit sechsjährigen kontinuierlichen Kohlenmonoxidmessungen <sup>8</sup>, aus Frankfurt (Main) mit kontinuierlichen CO-Messungen seit Ende 1967 und NO<sub>x</sub>-Messungen seit 1962 <sup>3</sup> und aus München mit Stichproben-Messungen der CO-, NO<sub>x</sub>- und Kohlenwasserstoff-Konzentration von 1967 bis 1972 <sup>17</sup> vor.

In Frankfurt nahmen die Immissionen im Berichtszeitraum eindeutig zu. In München ergab sich von 1967 bis 1970 ein starker Anstieg der Luftverunreinigung, die in den beiden folgenden Jahren wieder etwas zurückging. In Berlin stiegen die CO-Konzentrationen von 1967 bis 1971/72 an, um im letzten Berichtsjahr 1972/73 wieder zurückzugehen — ein vom Autor <sup>8</sup> auf eine verminderte Verkehrsdichte, als Folge einer Baustelle — zurückgeführter Effekt.

Tabelle 1

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Kohlenmonoxid (ppm)						
Frankfurt <sup>5</sup>	Zeil 30 m von Hauptverkehrs- straße Hauptwache	1973	30 Minuten		Mittel vor Sperrung der Straße: 11,0; nach Sperrung: 3,6 12-Std.-Mittel $\approx$ 3 Jahresmittel: 9,3 95 %-Wert (Winter): 23	nur Tagesstunden
Wiesbaden <sup>5</sup>			30 Minuten	14	max. Tagesmittel: 6,2 Monatsmittel: 2,0—3,5	
Berlin <sup>7</sup>	Steglitz, Rathaus	1966—67	30 Minuten	61	max. Mittel über 16 Std.: 31,8	
	Steglitz, Rathaus	1973	30 Minuten	48	max. Tagesmittel: 19,9 max. Monatsmittel: 13,1 Jahresmittel: 9,6	
	Jungfernheide, Wasserwerk	1973	30 Minuten	23	max. Tagesmittel: 6,8  max. Monatsmittel: 2,8 Jahresmittel: 1,4	

Tabelle 2

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Kohlenmonoxid (ppm)						
Hamburg <sup>9</sup>	Tunnelausgang nahe Hochstraße				Mittelwerte: 35—70 max. Tagesmittel: 6—8	
Düsseldorf <sup>10</sup>	vor Tiefgaragen	Sept.—Dez. 1973	60 Minuten	12—16	24-Stunden-Mittel: 7,6—8,9	
Essen <sup>11</sup>	Innenstadt	1969—70 1970—71	60 Minuten	18,89 * 12,73 *	Mittelwert: 3,56 Mittelwert: 3,83	* I <sub>2</sub>
Köln <sup>12</sup>	63 verkehrs- reiche Straßen	1967—70	30 Minuten	74	Mittelwert: 12,5	Stichproben
	25 Unter- führungen	1967—70	30 Minuten	90	Mittelwert: 16,5	
	Neumarkt	1970—73	60 Minuten	70	Mittelwert: 13,0	5 Meßperioden, 31 Tage im Winter
Mainz <sup>16</sup>	5 Meßstellen in der Innenstadt	1973—74	30 Minuten	5,2—19,5	höchste 8-Stunden-Mittel: 3,5—15,2 höchste Tagesmittel: 3,1—10,0	

Tabelle 3

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Kohlenmonoxid (ppm)						
München <sup>17</sup>	verkehrsreiche Plätze	1967—73			Jahresmittel: 8,0—22,3 max. Monatsmittel: 33	Stichproben
	kontinuierliche Meßstationen	1971—73			max. Monatsmittel: 6	
Aschaffenburg		Mai—Aug. 1973	30 Minuten	12,6	Mittelwert: 2,9	Stichproben
Augsburg		1973	30 Minuten	15	Mittelwert: 3,7	Stichproben
Ingolstadt		1973	30 Minuten	3,8	Mittelwert: 0,9	Stichproben
Nürnberg		1973	30 Minuten	9,1	Mittelwert: 2,4	Stichproben
Würzburg		1973	30 Minuten	19	Mittelwert: 3,5	Stichproben
Saar- brücken <sup>18</sup>	nahe Straßen- kreuzungen				Jahresmittel über die Tageszeit von 6—22 Uhr: etwa 10, 2,5—7 % der Halbstunden- einzelwerte > 20	

Tabelle 4

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Gesamt-Kohlenwasserstoffe (ppm)						
Berlin <sup>7</sup>	Steglitz, Rathaus	1966—67	30 Minuten	17		
Essen <sup>11</sup>	Innenstadt	1969—70	60 Minuten	5,3 *	Mittelwert: 2,0	* I <sub>2</sub>
München <sup>17</sup>	verkehrsreiche Plätze	1967—73			Jahresmittel: 0,7—1,8 max. Monatsmittel: 2,5	Stichproben
Aschaffenburg		Mai—Aug. 1973	30 Minuten	3,3	Mittelwert: 1,1	Stichproben
Augsburg		1973	30 Minuten	7,2	Mittelwert: 2,0	Stichproben
Ingolstadt		1973	30 Minuten	0,3	Mittelwert: 0,05	Stichproben
Nürnberg		1973	30 Minuten	2,2	Mittelwert: 0,9	Stichproben
Würzburg		1973	30 Minuten	8,8	Mittelwert: 3,0	Stichproben
Saar- brücken <sup>18</sup>	nahe Straßen- rand		20 Minuten	4,92		Probenahme durch Fußgänger („nicht stationär“)

Tabelle 5

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Stickoxide (mg/m <sup>3</sup> )						
Raum Frankfurt <sup>6</sup>	43 Meßstellen	1971—73	30 Minuten	0,26	Gesamtmittel: 0,053 max. „Tagesmittel“: 0,122	NO <sub>2</sub> 862 Stichproben, nur Tagesstunden
Berlin <sup>7</sup>	Steglitz, Rathaus	Juli—Dez. 1973	30 Minuten	0,8	2,7 % der Werte > 0,50	NO <sub>x</sub>
Essen <sup>11</sup>	Stoppenberg	1966	60 Minuten	0,127 *	Mittel: 0,056	*I <sub>2</sub> ; NO <sub>2</sub>
	Innenstadt	1970	60 Minuten	0,312 *	Mittel: 0,132	*I <sub>2</sub> ; NO <sub>x</sub>
Köln <sup>12</sup>	verkehrsreiche Straßen	Jan.—Dez. 1967	30 Minuten	0,68	Mittel: 0,23	NO <sub>x</sub> ; 280 Werte
	abseits vom Verkehr	1967	30 Minuten	0,51	Mittel: 0,08	NO <sub>x</sub> ; 918 Werte
	Neumarkt	1970—73	60 Minuten	1,69	Mittel: 0,45	NO <sub>x</sub> ; 5 Meßperioden, 31 Tage im Winter
München <sup>17</sup>	verkehrsreiche Plätze	1967—73			Jahresmittel: 0,03—0,38 ppm max. Monatsmittel: 0,71 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben



Tabelle 6

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Stickoxide (mg/m <sup>3</sup> )						
Aschaffenburg		Mai—Aug. 1973	30 Minuten	0,43 ppm	Mittelwert: 0,14 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben
Augsburg		1973	30 Minuten	0,45 ppm	Mittelwert: 0,13 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben
Ingolstadt		1973	30 Minuten	0,08 ppm	Mittelwert: 0,01 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben
Nürnberg		1973	30 Minuten	0,30 ppm	Mittelwert: 0,12 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben
Würzburg		1973	30 Minuten	0,70 ppm	Mittelwert: 0,18 ppm	NO <sub>x</sub> , Stichproben

Tabelle 7

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Blei ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )						
Gelsen- kirchen <sup>1</sup>	1 Station	1970—72			Gesamtmittel: 0,974	
Mannheim <sup>1</sup>	1 Station	1971—72			Gesamtmittel: 0,335	
„Reinluft“- Stationen <sup>1</sup>	5 Stationen	1970—72			Gesamtmittel: 0,053—0,128	
					Mittel im	
					Winter	Frühjahr Sommer Herbst
Frankfurt <sup>2</sup>	Feldbergstraße	1972—73	24 Stunden	9,4	1,6	8,0 0,7 1,2
	Eschenheimer Str.		24 Stunden	6,8	3,5	2,1 2,7 2,8
Kl. Feldberg (Taunus)				1,84	0,13	0,14 0,18 0,19
Raum Frankfurt <sup>6</sup>	43 Meßstellen	1971—73	3—5 Stunden	12,8	Gesamtmittel: 1,81	198 Stichproben, nur Tagesstunden
Berlin <sup>7</sup>	Steglitz	1966—67	1 Stunde 24 Stunden	13,4 7,4		
	verkehrs- abgelegene Stellen	1969—70	24 Stunden	4,3		
	Straßentunnel	1970	1 Stunde	24,9		

Tabelle 8

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Blei ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )						
Düsseldorf <sup>10</sup>	vor Tiefgaragen	Sept.—Dez. 1973	24 Stunden	1,12—2,36		
Essen <sup>11</sup>	4 Meßstellen	1970—72	24 Stunden	1,8—4,0 *	Mittelwerte: 0,9—1,8	*I <sub>2</sub> ; Grobkorn
Köln <sup>12</sup>	34 verkehrsreiche Straßen	Febr. 1969— April 1970	1 Stunde	15,0	Mittelwert: 4,0	Stichproben 6—20 Uhr
	Neumarkt	Febr. 1969— April 1970	1 Stunde	12,8	Mittelwert: 5,0	dito, nur im Sommer
	3 verkehrsarme Straßen	Febr. 1969— April 1970	1 Stunde	0,8	Mittelwert: 0,6	dito
	19 Unter- führungen	Febr. 1969— April 1970	6 Stunden	11,1	Mittelwert: 6,5	6—12 Uhr
	Neumarkt	1970—73	60 Minuten	18,8	Mittelwert: 3,9	5 Meßperioden, 31 Tage im Winter
Gelsen- kirchen <sup>14</sup>	Unterführung				Mittelwert: 6—20 Uhr: 25 Nachts: etwa 3 8 % der Zeit > 50	
	Autobahnrand				6—7 (9 im Auto-Inneren)	

Tabelle 9

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Blei ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )						
Düsseldorf <sup>15</sup>		Nov. 1972— Juli 1973	24 Stunden	1,23	Mittelwert: 0,42	
Duisburg		Nov. 1972— Juli 1973	24 Stunden	83,80	Mittelwert: 5,91	
Krahm (Bergisches Land)		Nov. 1972— Juli 1973	24 Stunden	0,41	Mittelwert: 0,15	
Mainz <sup>16</sup>	4 Meßstellen in der Innenstadt	1973—74	13 Stunden		Mittelwert: $3,4 \pm 0,9$ (an der am stärksten belasteten Meßstelle)	

Tabelle 10

*Immissionen von Abgasbestandteilen des Kraftverkehrs*

Meßgebiet	Probenahme- stelle	Meß- zeitraum	Dauer einer Probenahme	Maximal- wert	Weitere Ergebnisse	Bemerkungen
Benzpyren (ng/m <sup>3</sup> )						
Köln <sup>12</sup>	45 Straßen	Febr. 1969— Nov. 1970	60 Minuten	320	Monatsmittel: 6—178	
	10 Unter- führungen	Febr. 1969— Nov. 1970	60 Minuten		Monatsmittel: 17—460	
	Neumarkt	1970—1973	60 Minuten	232	Mittelwert: 60	5 Meßperioden, 31 Tage im Winter
Düsseldorf <sup>15</sup>		1969—1973	24 Stunden	190,8	Mittelwert: Sommer: 6,4 Winter: 56,8	
Duisburg		1969—1973	24 Stunden	272,5	Sommer: 23,3 Winter: 130,7	
Krahm (Bergisches Land)		1969—1973	24 Stunden	21,2	Sommer: 0,8 Winter: 7,1	

## Literatur

- 1 Rönicke, G., Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 42 (1974), 31—37.
- 2 Georgii, H.-W., und J. Müller, *ibid.*, 39—50.
- 3 Jost, D., *ibid.*, 51—63.
- 4 Rudolf, W., *ibid.*, 65—76.
- 5 Walter, W., *ibid.*, 77—84.
- 6 Lahmann, E., *ibid.*, 85—90.
- 7 Lahmann, E., *ibid.*, 91—100.
- 8 Kampf, W.-D., *ibid.*, 101—108.
- 9 Gräfe, K., *ibid.*, 109—117.
- 10 Kettner, H., *ibid.*, 119—124.
- 11 Hartkamp, H., *ibid.*, 125—147.
- 12 Deimel, M., *ibid.*, 149—164.
- 13 Breuer, W., *ibid.*, 165—178.
- 14 Richert, F., *ibid.*, 179—181.
- 15 Brockhaus, A., u. Mitarb., *ibid.*, 183—196.
- 16 Fingerhut, M., *ibid.*, 197—217.
- 17 Schwegler, H., *ibid.*, 219—240.
- 18 Herbolsheimer, R., *ibid.*, 241—244.
- 19 VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messung der Kohlenmonoxid-Konzentration. Ultrarot-Absorptionsverfahren (VDI 2455, Blatt 1 und 2), VDI-Verlag, Düsseldorf 1970.
- 20 Hüntzsch, S., und K.-E. Prescher: Beitrag zur kontinuierlichen Summenbestimmung organischer Substanzen mit Flammenionisationsdetektoren. *Wasser, Luft und Betrieb* 12 (1968) 68—69.
- 21 Hartmann, K.: Zum Nachweis von Kohlenwasserstoffen: Ein neuer Flammenionisations-Gasanalysator. *Wasser, Luft und Betrieb* 15 (1971), 211—213.
- 22 Lahmann, E.: Die Bestimmung von Phenol in Luft. *Staub — Reinhaltung der Luft* 26 (1966), 530—534.
- 23 Lahmann, E., und K. Jander: Formaldehyd-Bestimmungen in Straßenluft. *Gesundh.-Ing.* 88 (1968), 18—21.
- 24 VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft: Messung gasförmiger Immissionen. Messen der Stickstoffdioxid- und Stickstoffmonoxid-Konzentration. (VDI 2453, Blatt 1), VDI-Verlag, Düsseldorf 1972.

Anschrift: Direktor und Professor Dr. E. Lahmann  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene  
des Bundesgesundheitsamtes  
1 Berlin 33  
Corrensplatz 1