

Methoden zur Begutachtung der Lufthygiene an Straßen

Wilfrid Bach, Ph. D.¹ und Anders Daniels, Ph. D.

University of Hawaii, Honolulu, Hawaii, USA

¹ z. Zt. Gastprofessor am Geographischen Institut der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich

Eingegangen am 15. Mai 1973

Zusammenfassung

*Es wird gezeigt, daß sich mit den unter dem National Environmental Policy Act verlangten Umweltgutachten und den in den Clean Air Amendments festgelegten Emissions- und Immissionsgrenzwerten in den USA eine wirkungsvolle Reinhaltung der Luft betreiben läßt. In der Schweiz müßten die allgemeinen Gesetze und Verordnungen noch konkretere Richtwerte und Richtlinien zur Überwachung enthalten, um in praxi wirkungsvoll zu sein. In einem Überblick wird gezeigt, daß die meisten europäischen und amerikanischen Städte ein CO-Stundenmittel von 20–50 ppm und Spitzenwerte von mehr als 100 ppm erreichen. An Tunnel-
eingängen wurden Spitzenwerte bis zu 500 ppm gemessen. Die Prinzipien der für die Begutachtung der Lufthygiene an Straßen notwendigen Diffusionsmodelle werden dargelegt. Erörtert werden anhand von Beispielen 1. ein multiples lineares Regressionsmodell; 2. ein zeitabhängiges Diffusionsmodell; 3. ein Gausssches Diffusionsmodell für infinite Linienquellen; und 4. ein Gausssches Modell für sich bewegenden Verkehr in oder gegen die Windrichtung. Es wird gezeigt, daß es bei der Begutachtung neuer Projekte nicht ohne die Simulierung durch verifizierte Diffusionsmodelle geht. Die wichtigste Funktion einzelner Messungen besteht darin, die Diffusionsmodelle zu verifizieren und laufend zu verbessern. Ein der Luftreinhaltung dienendes Gutachten zeichnet sich aus durch: 1. die Anwendung eines verifizierten Diffusionsmodells; 2. den räumlichen und zeitlichen Vergleich der lufthygienischen Gesamtbelastung mit den Immissionsgrenzwerten; und 3. die Vorhersage von Schadstoffkonzentrationen für alle Alternativvorschläge und solche Luftverunreinigungstypen, die zu kontrollieren sind.*

1. Gesetzliche Grundlagen in den USA

Nicht nur Motorisierung und Straßenbau, sondern auch die Maßnahmen zur Eindämmung der Umweltschäden durch diese Motorisierung, sind in den USA am weitesten fortgeschritten. Es ist deshalb angebracht, dieser Abhandlung das amerikanische Vorgehen voranzustellen.

Im Jahre 1970 wurde der National Environmental Policy Act [1] verabschiedet. Die wichtigste Regelung dieses Gesetzes besagt unter dem Paragraphen 102/2, daß jede zuständige Bundesbehörde Environmental Impact Statements, also Umweltgutachten, an-

fertigen lassen muß. In jedem Umweltgutachten müssen folgende 5 Punkte im Detail diskutiert werden:

1. die potentiellen Umwelteinflüsse des beabsichtigten Projektes;
2. alle erdenklichen schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt, die nicht vermieden werden können;
3. Alternativvorschläge;
4. das Verhältnis zwischen dem lokal nur kurzfristig beanspruchten Lebensraum und der Erhaltung und Erhöhung der Produktivität auf lange Sicht; und
5. jeglicher Verbrauch von nicht regenerierbaren Ressourcen.

Die Umweltgutachten, die oft von den gleichen Firmen erstellt werden, die das Bauprojekt durchführen, müssen den zuständigen Behörden oder den sich dafür interessierenden Umweltvereinen, oder auch Privatpersonen, zur Gegenbegutachtung zur Verfügung gestellt werden. Gutachten und Gegengutachten müssen dem Council on Environmental Quality vorgelegt werden, der entweder das Projekt dem Präsidenten und dem zuständigen Ministerium, oder auch einer Bundesbehörde, empfiehlt, oder es abschlägig beurteilt. Der Hauptsinn dieses Vorgehens liegt darin, die ausführenden Stellen zu zwingen, nicht nur die potentiellen Umweltschäden so niedrig wie möglich zu halten, sondern vor allem umweltfreundliche Alternativvorschläge auszuarbeiten.

Sehr wichtig ist auch, daß im National Environmental Policy Act zum erstenmal explizit das Recht des Bürgers auf eine lebenserhaltende Umwelt anerkannt wird. Es wird ausdrücklich festgestellt, daß jeder Bürger die Verantwortung zur Erhaltung der Umwelt trägt und ein Recht auf eine lebenswerte Umwelt hat. Damit ist ganz direkt jeder Bürger dazu aufgerufen, sich der gebotenen gesetzlichen Mittel zu bedienen und gegen eine weitere Verschlechterung der Umwelt anzukämpfen.

Der Bau einer öffentlichen Straße erfordert also in den USA die Anfertigung eines Umweltgutachtens. Die gesetzliche Handhabung für die Begutachtung der lufthygienischen Verhältnisse liefern die Clean Air Amendments von 1970 [2]. Darin sind die Emissions- und Immissionsgrenzwerte für Automobile und leichte Lastkraftwagen klar angegeben. Ursprünglich sollten folgende Emissionsreduzierungen gelten: 1975er Modelle sollten nur noch 10% der Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffmenge von 1970er Modellen emittieren; und für Stickoxide bezog sich der Vergleich auf 1971er und 1976er Modelle. Im Jahre 1973 verschoob die Bundesbehörde für Umweltschutz auf Grund massiven Drucks von der Automobilindustrie diese Anfangstermine um jeweils ein Jahr.

Immissionsgrenzwerte für Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe und photochemische Oxidanten, die sich besonders auf Automobile beziehen, werden 1975 in Kraft treten. Dabei wurden vom Bund obere Grenzwerte festgesetzt, die in keinem Staat überschritten werden dürfen. Natürlich steht es jedem Staat frei, lokal striktere Grenzwerte zu setzen. So beträgt z. B. der vom Bund festgesetzte einstündige Grenzwert für CO 40 mg/m³, während er in Hawaii nur 10 mg/m³ beträgt. Jeder Immissionsgrenzwert stellt die maximale Konzentration der Außenluft für eine bestimmte Durchschnittszeit (z. B. 1, 3, 8 oder 24 Stunden) dar, die nicht mehr als einmal im Jahr überschritten werden darf. Außenluft ist als der Teil der Atmosphäre definiert, der außerhalb der Gebäude liegt und jedermann zugänglich ist. Um es ganz plastisch zu sagen: steht einer in seinem Zimmer, gelten keine Grenzwerte; tritt er aber einen Schritt hinaus auf seinen Balkon im 10. Stock, unterliegt die Luft, die er dort atmet, der Kontrolle durch Immissionsgrenzwerte. Weitere Angaben über Grenzwerte und gesetzliche Regelungen können bei *Bach* [3] nachgelesen werden.

Aus diesem kurzen Exposé geht aber schon hervor, daß der National Environmental Policy Act und die Clean Air Amendments in den USA die gesetzliche Handhabung liefern, bei einer negativen Begutachtung das Straßenprojekt drastisch zu modifizieren oder notfalls ganz zu verbieten. Da es sich bei der lufthygienischen Begutachtung von neu zu bauenden Straßen um etwas handelt, was einerseits noch nicht da ist, also nicht direkt gemessen werden kann, andererseits aber, wenn man es baut, schwerwiegende Folgen haben kann, muß man sehr sorgfältige Methoden der Schadstoffberechnung entwickeln, wie sie im 4. Abschnitt dargelegt sind.

2. Gesetzliche Grundlagen in der Schweiz

In der Schweiz ist ausschließlich der Bund zuständig für die Gesetzgebung, die die Luftverschmutzung durch Motorfahrzeuge betrifft [4]. Das geschäftsführende Departement ist das Eidg. Justiz- und Polizeidepartement mit seiner Unterabteilung für Straßenverkehr. Zuständig für den Vollzug sind Kanton und Polizeidepartement. Das kantonale Straßenverkehrsamt dient als geschäftsführende Stelle.

Die folgenden Gesetze und Verordnungen können zur Bekämpfung der Umweltbeeinträchtigung durch Motorfahrzeuge herangezogen werden [5]:

1. Bundesgesetz über den Straßenverkehr (1958) – es besagt, daß eine Belästigung von Straßenbenutzern und Anwohnern durch Autoemissionen wie Staub, Rauch und Geruch vermieden werden soll.

2. Verordnung über die Straßenverkehrsregeln (1962) – sie legt fest, daß Motorfahrzeuge keinen vermeidbaren Rauch entwickeln; der Motor auch bei kürzerem Anhalten abzustellen ist; und auf staubigen Straßen so zu fahren ist, daß andere Verkehrsteilnehmer und Anwohner nicht belästigt werden.

3. Verordnung über Bau und Ausrüstung der

Straßenfahrzeuge (1969) – sie schreibt vor, daß die Verbrennungsmotore nicht mehr schädliche Stoffe emittieren dürfen, als nach dem Stand der Technik unvermeidbar ist. Für Dieselmotore wurden nach der Vollast- und der Beschleunigungsmethode Grenzwerte für die Rauchentwicklung festgelegt. Der höchstzulässige CO-Anteil darf im Leerlauf 4,5 Volumenprozent nicht übersteigen. Allerdings darf dieser Wert bei Fahrzeugen, die vor dem 1. Januar 1970 zugelassen wurden, überschritten werden.

Darüber hinaus gibt es noch eine Anzahl von kantonalen und städtischen Gesetzen und Verordnungen. So untersagt z. B. die Allgemeine Polizeiverordnung (1959) der Stadt Zürich übermäßige Staub-, Rauch-, Ruß- oder Geruchsentwicklung und gesundheitsschädigende Abgase.

Die Erfahrung hat gezeigt, daß sich mit solch allgemeinen Verordnungen keine wirkungsvolle Kontrolle der Luftverschmutzung durch Autoabgase durchführen läßt. Ein Überwachungssystem ist nur dann wirkungsvoll, wenn es auf konkreten Richtwerten basiert, also auf Emissions- und Immissionsgrenzwerten. Emissionsgrenzwerte allein genügen nicht, da ja die Verbrennung nie vollständig ist. Deshalb muß es daneben noch Immissionsgrenzwerte geben, weil die gesundheitsschädigenden Immissionen neben der Größe der Emissionen besonders von der Art des Fahrens, von der Flüssigkeit des Verkehrs und von der Anzahl der Fahrzeuge pro Straßenlänge usw. abhängen. In den Thesen zu dem projektierten Bundesgesetz über den Umweltschutz, vorgelegt von der Schweizerischen Gesellschaft für Umweltschutz im Jahre 1972, wird diese Problematik klar erkannt [6]. Es wird deshalb folgerichtig die gesetzliche Festlegung von Emissions- und Immissionsgrenzwerten gefordert.

Von 1960–1965 hat die Bevölkerung der Schweiz um 9,3% zugenommen [7]. Über den gleichen Zeitraum nahm die Anzahl der

Motorfahrzeuge um 74% zu; Benzin- und Dieselölverbrauch stiegen um 56% bzw. 88%. Im Kanton Zürich betrug Ende Januar 1973 der Fahrzeugbestand 369 342 und hat damit im Vergleich zum Vorjahr um rund 25 000 Einheiten zugenommen [8]. Vom Schweizer Nationalstraßennetz, das einmal eine Gesamtlänge von 1846,3 km erreichen soll, sind gegenwärtig 770,2 km in Betrieb, 362,6 km sind im Bau, und 66,8 km sollen 1973 fertiggestellt werden [8]. Für ein flächenmäßig so kleines Land wie die Schweiz mit seinen orographischen Besonderheiten läßt ein solch engmaschiges Straßennetz einen tiefgreifenden Einfluß auf die Umwelt und seine Bewohner erwarten. In keinem einzigen Fall ist bisher vor dem Bau eines Streckenabschnittes ein sorgfältiges Umweltgutachten angefertigt worden nach den oben angegebenen Kriterien. Die berechtigte Frage muß gestellt werden: wem nützt solch ein vielbahntiges Straßennetz? Und noch schwerwiegender: wen schädigt es und in welchem Ausmaß? Die letzte Frage kann mit den im Paragraph 4 angegebenen Methoden beantwortet werden.

3. Typische CO-Konzentrationen an Straßen

Kohlenmonoxid, bekannt als gefährliches Blutgift [9], verursacht in geringen Mengen Kopfschmerzen und wirkt in größeren Mengen tödlich. Es wird in großen Mengen hauptsächlich von Kraftfahrzeugen emittiert und ist deshalb gut als Indikator für die Schadstoffbelastung an Straßen geeignet.

Die folgenden Zahlenangaben, die nur einen Überblick vermitteln sollen, sind im strikten Sinne nicht immer vergleichbar, da weder immer vergleichbare Meßgeräte und Meßmethoden angewandt wurden, noch über vergleichbare Zeitperioden gemessen wurde. Als Anhaltspunkt möge der in den USA für 1975 festgelegte 1-Stunden-Immissionsgrenzwert für CO von 40 mg/m³ oder 35 ppm dienen.

In der Zeitperiode von 1961 bis 1962 wurde an 9 verkehrsreichen Straßenkreuzungen in Zürich CO gemessen [10]. Dabei wurden CO-Mittelwerte von 80–90 ppm über eine Meßdauer von 15 Minuten bis 2 Stunden und Spitzenwerte von 120 ppm über eine 2-Minuten-Periode gemessen. Bei den 1971 an 8 Kreuzungen in Zürich durchgeführten CO-Messungen erhielt man an einem typischen Tag Werte, die zwischen 5 und mehr als 40 ppm schwankten. Die CO-Messungen wurden mit einem *Beckman* Infrarot-Analysator gemacht [11]. In Basel lagen in den Jahren 1961–1964 die Durchschnittswerte zwischen 0–40 ppm CO, und einzelne Spitzenwerte erreichten 60 bis 100 ppm CO [12]. In Lausanne wurden 1966 Stundenmittel zwischen 3 und 58 ppm erreicht [7]. Interessant ist der Konzentrationsvergleich zwischen dem 3000 Einwohner zählenden Ort Turbenthal bei Zürich und der Langstraße im 450 000 Einwohner zählenden Zürich. Bei einer Verkehrsdichte von 3,4 Fahrzeugen/Min. in Turbenthal und 15,6 Fahrzeugen/Min. in der Langstraße ergab sich eine mittlere CO-Konzentration von 2,6 ppm bzw. 22,6 ppm [13].

Wie hoch die CO-Konzentration an einer Straße werden kann, hängt nicht so sehr von der Größe der Stadt, sondern von der Verkehrsdichte in einer Straße, dem Verkehrsfluß, der Steigungsrate und der Breite einer Straße, und vielem anderen ab. So erzielte die Hessische Landesanstalt für Umwelt in der mittelgroßen deutschen Stadt Marburg an einer einspurigen Einbahnstraße halb-stündige Mittelwerte von 50 ppm CO und Spitzenwerte, die meist den benutzten oberen Meßbereich von 100 ppm überschritten. In der Fleet Street in London wurden 24stündige CO-Werte von 16 ppm gemessen; Spitzenwerte von 100 ppm waren nicht selten [14] und Höchstkonzentrationen bis zu 500 ppm konnten an Straßentunnels unter der Themse gemessen werden [15]. Die an den amerikanischen CAMP-Stationen (Continu-

ous Air Monitoring Program) gemessenen Stundenmittel reichten von 20 ppm in San Francisco bis 47 ppm in Philadelphia [16]. Hier muß man beachten, daß diese Werte nicht an Straßenrändern, sondern an den straßenabgewandten CAMP-Stationen gemessen wurden. Für San José, California, wurde festgestellt, daß an Tagen mit großer Verkehrsdichte die am Straßenrand gemessenen 8-Stundenmittelwerte dreimal so hoch waren wie die an der offiziellen Meßstation erzielten CO-Werte [17]. Das Problem der Repräsentativität der Meßwerte läßt sich minimalisieren, wenn man die Konzentrationen nicht nur mißt, sondern darüber hinaus mit einem verifizierten Diffusionsmodell berechnet. Für Honolulu, Hawaii, wurden einstündige maximale CO-Konzentrationen von 48 ppm berechnet [18, 19]. Die Übereinstimmung der am Gesundheitsamt gemessenen Werte mit den für den gleichen Ort berechneten Konzentrationen ist in Tab. 1 wiedergegeben.

Kohlenmonoxid-Stundenwerte			
	Jährliches Mittel	Jährliches Maximum	Anzahl der Tage über dem Immissionsgrenzwert
	mg/m ³	mg/m ³	
Gemessen	6,94	38,0	47,0
Berechnet	6,89	38,2	47,5

Tab. 1 Verifizierung des Honolulu-Diffusionsmodells

Aus diesen wenigen Untersuchungen scheint hervorzugehen, daß in den meisten Städten heute schon einstündige CO-Konzentrationen von 20–50 ppm auftreten, und daß Spitzenwerte von weit über 100 ppm und in Tunnelstraßen bis zu 500 ppm vorkommen können. Im folgenden werden die Methoden und Modelle dargelegt, mit denen man ökonomischer und realistischer als mit Messen allein die lufthygienische Belastung durch Straßen begutachten kann.

4. Modelle zur Schadstoffberechnung

Aus einer ganzen Reihe von Untersuchungen [20, 21] wissen wir, daß die Konstruktion einer Straße bei der allgemein üblichen Streckenführung (d. h. zu ebener Erde oder versenkt) und den herkömmlichen Verkehrsmitteln immer einen gravierenden negativen Einfluß auf die lufthygienischen Verhältnisse in der Umgebung der Straße ausübt. Um schädliche Einflüsse auf Mensch und Tier in der Nähe von Straßen zu vermeiden, ist es notwendig, mit Hilfe von geeigneten Diffusionsmodellen die zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen vorauszusagen. Die lufthygienische Gesamtbelastung (d. h. die schon vorhandene Grundbelastung plus die zu erwartende Neubelastung) wird dann mit den die Gesundheit schützenden und das Wohlbefinden gewährleistenden Immissionsgrenzwerten verglichen. Aus den Resultaten werden für das Umweltgutachten die Empfehlungen extrahiert. Es werden im folgenden die bewährten und einige neue Modelle zur Schadstoffberechnung diskutiert.

4.1 Multiples lineares Regressionsmodell

Die Methode der multiplen linearen Regression wird häufig bei der Untersuchung des Verhältnisses von einer abhängigen Variablen mit zwei oder mehr unabhängigen Variablen oder Prediktoren angewandt. Man geht davon aus, daß sich mit Hilfe von mehr als einer unabhängigen Variablen die abhängige Variable genauer vorhersagen läßt. In einer Untersuchung in Cincinnati, USA [22], war CO die abhängige und zu bestimmende Variable. Als unabhängige Variable wurden gewählt x_1 , der Logarithmus der Entfernung vom Straßenrand bis zum Meßgerät (in Fuß); x_2 , das Gesamtverkehrsvolumen (Anzahl der Fahrzeuge pro 30 Minuten); x_3 , die Windgeschwindigkeit in m/sec; und x_4 , der Winkel $\sin \emptyset$ zwischen der mittleren Windrichtung und der Straße. Die Regressionsparameter β_0 ,

$\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$ bilden zusammen mit ε , dem Inkrement, durch das sich ein einzelner Konzentrationswert χ von der Regressionslinie entfernt, die Unbekannten der Gleichung. Für die Schadstoffkonzentration χ in ppm ergibt sich die Formel:

$$\chi = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 + \varepsilon \quad (1)$$

Aus den Messungen erhält man Werte für die Regressionsparameter, die mit b_0, b_1, b_2, b_3, b_4 bezeichnet werden.

Gleichung (1) wird zu:

$$\chi = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_3 x_3 + b_4 x_4 \quad (2)$$

wobei die Konstanten b_0 bis b_4 die besten Vorhersagen geben im Sinne der kleinsten Quadrate; d. h. der durchschnittliche quadratische Fehler aus der Vorhersage wird zu einem Minimum. Als Endgleichung ergab sich:

$$\chi (\text{CO}) = 3,43747 - 1,75970 (\text{Log. der Entfernung}) + 0,00108 (\text{Verkehr}) - 0,15678 (\text{Windgeschwindigkeit}) \quad (3)$$

Der multiple Korrelationskoeffizient für CO war 0,87. Abb. 1 zeigt einen Vergleich der gemessenen mit den berechneten CO-Werten. Von den vorhergesagten Werten lagen 96,5% innerhalb eines Faktors 2 der gemessenen Werte. Solch eine gute Übereinstimmung kann man immer dann erwarten, wenn genau gemessen wird und die dominierenden unabhängigen Variablen richtig gewählt werden. Diese Methode läßt sich natürlich nur dann anwenden, wenn gleichzeitig die Schadstoffkonzentrationen gemessen werden können. Bei der Begutachtung neu zu errichtender Straßen müssen andere Methoden angewandt werden.

4.2 Zeitabhängiges Diffusionsmodell

Sehr attraktiv vom theoretischen und physikalischen Standpunkt ist die Transfer- oder K-Theorie. Sie beruht auf der Fickschen Diffusionsgleichung, bei der es um die Lösung von partiellen Differentialgleichungen geht.

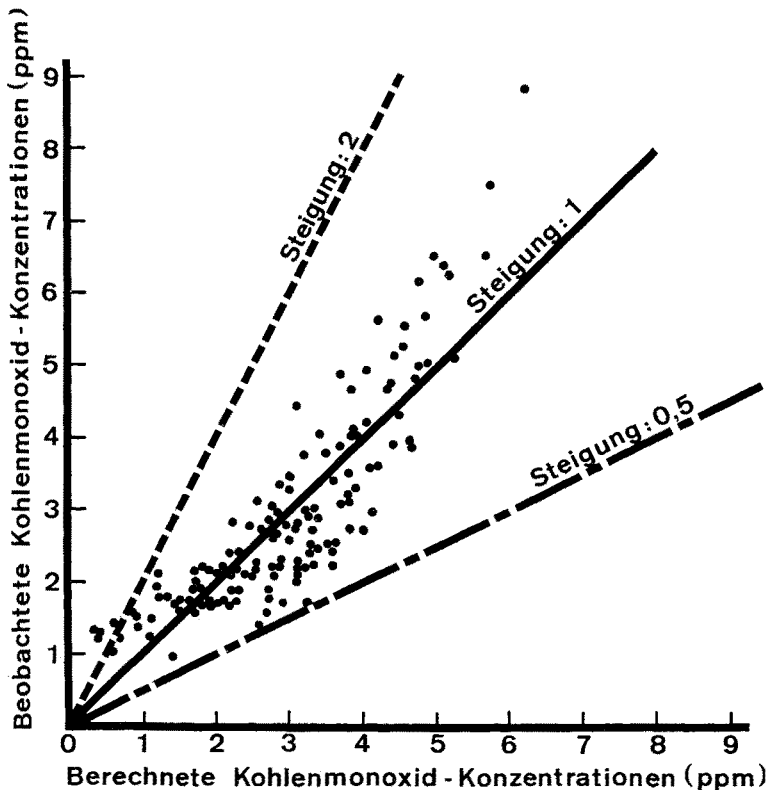


Abb. 1 Vergleich der durch multiple lineare Regression berechneten CO-Werte mit gemessenen CO-Konzentrationen [22].

Die Gleichung, die die Konzentrationsänderung $\delta\chi/\delta t$ als Funktion der Advektionsänderung

und der Änderung durch turbulente Diffusion beschreibt, lautet:

$$\frac{\delta\chi}{\delta t} = -\bar{u} \frac{\delta\chi}{\delta x} - \bar{v} \frac{\delta\chi}{\delta y} - \bar{w} \frac{\delta\chi}{\delta z} + \frac{\delta}{\delta x} \left(K_x \frac{\delta\chi}{\delta x} \right) + \frac{\delta}{\delta y} \left(K_y \frac{\delta\chi}{\delta y} \right) + \frac{\delta}{\delta z} \left(K_z \frac{\delta\chi}{\delta z} \right) \quad (4)$$

Wobei \bar{u} , \bar{v} , \bar{w} das mittlere Windgeschwindigkeitsfeld darstellt, $-\bar{u}$, $-\bar{v}$, $-\bar{w}$ ($\delta\chi/\delta x$, $\delta\chi/\delta y$, $d\chi/\delta z$) die advective Änderungsrate, und K_x , K_y , K_z die «Eddy»-Diffusion ist. Gleichung (4) läßt sich auch als Gesamtableitung der Konzentration χ für eine bestimmte Spezies i schreiben:

$$\frac{d\chi}{dt} = \nabla \cdot K \cdot \nabla \chi_i + S_i + R_i \quad (5)$$

wobei

$$\nabla = \text{der Differentialgradienten-Operator} \left(\frac{\delta}{\delta x}, \frac{\delta}{\delta y}, \frac{\delta}{\delta z} \right)$$

K = der Diffusionstensor (K_x, K_y, K_z)

S_i = die Emissionsrate einer bestimmten Spezies i

R_i = die Produktion einer bestimmten Spezies i durch Reaktionen

Die Lösungen dieser Art Gleichungen erfordern die Anwendung von finiten Differenzen-Methoden und kostspielige Computer-Rechnungen. In Toronto wurden mit dieser Methode gute Ergebnisse erzielt [23]. Zwischen den 2 m über dem Boden und 15 m von der Schnellstraße entfernt gemachten Messungen und den berechneten Konzentrationen ergaben sich Korrelationskoeffizienten von 0,82–0,94. In der Ebene von Los Angeles wurden für 12 Stationen die gemessenen mit den berechneten Werten verglichen [24]. Dabei ergab sich für einen 17stündigen Tag ein signifikanter Korrelationskoeffizient von 0,73. Die Haupttypen des zeitabhängigen Diffusionsmodells sind von Johnson beschrieben worden [25].

4.3 Gaussches Diffusionsmodell

Für die Vorhersage von Kurzzeit-Konzentrationen ist die sehr teure K-Theorie die wohl beste Methode. Aber für die Berechnung von längeren Durchschnittswerten ist es gerechtfertigt, die einfachere und billigere Gaussche Methode zu benutzen, die auf einem «steady state» Diffusions-Ausdruck beruht. Denn in der Natur unterliegen die Schadstoffe schon wenige Minuten nach der Emission «steady state»-ähnlichen Bedingungen. Da die kürzeste Durchschnittszeit, für die Immissionsgrenzwerte gesetzt wurden, eine Stunde beträgt, ist die Anwendung des einfacheren Gausschen Diffusionsmodells nicht nur gerechtfertigt, sondern wegen der geringeren Kosten auch angebracht. Betrachtet man eine Straße als eine infinite Linienquelle, dann kann man folgende Formel anwenden [26]:

$$\chi = \frac{2q}{(2\pi)^{1/2} \sin \varnothing \sigma_z u} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right] \quad (6)$$

Darin ist χ die Schadstoffkonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) an einem in Windrichtung gelegenen Rezeptor in einer Entfernung x von der Straße; q die Stärke der Linienquelle ($\mu\text{g}/\text{sec}/\text{m}$); \varnothing der Winkel zwischen Straße und Windrichtung ($\varnothing = 90^\circ$, wenn der Wind senkrecht zur Straße weht); σ_z (m) der vertikale Dispersionsparameter, der von der Entfernung (x) und der atmosphärischen Stabilität abhängt; u (m/sec) die mittlere Windgeschwindigkeit; und H (m) die effektive Emissionshöhe. Da durch die Turbulenz der sich bewegenden Fahrzeuge gleich bei Emissionsaustritt Dispersion auftritt, wird dem Rechnung getragen, indem man das einfache Potenzgesetz $\sigma_z(x) = ax^b$ modifiziert zu $\sigma_z(x) = a(x + x_0)^b$, wobei a und b Konstante sind, die von der Stabilität abhängen. In ihren Berechnungen nahmen Sklarew et al. [27] eine effektive Emissionshöhe $H = 0$ und für die anfängliche vertikale Dispersion $\sigma_z(0)$ einen Wert von 1,5 m an. Die Ergebnisse der je 44 Vergleiche von berechneten und gemessenen Konzentrationen für die Stabilitätsklassen C und D sind in Tab. 2 wiedergegeben.

	Anzahl Ver-gleiche	Diffe-renz der Mittel-werte (ppm)	Root Mean Square Fehler (ppm)	Mittle-rer ab-soluter Fehler (ppm)	Korre-lations-Koeffi-zient
C-Stabilität	44	0,9	1,5	1,1	0,69
D-Stabilität	44	1,8	2,3	2,0	0,67

Tab. 2 Ergebnisse aus der Anwendung des Gausschen Straßenmodells [27].

Wenn man Schadstoffkonzentrationen in der Nähe von breiten Straßen bestimmen will, dann ergeben sich bei der Anwendung des einbahnigen Linienquellen-Modells Werte, die zu hoch sind. Der Grund dafür liegt darin, daß z. B. die Breite einer 4- bis 6spurigen

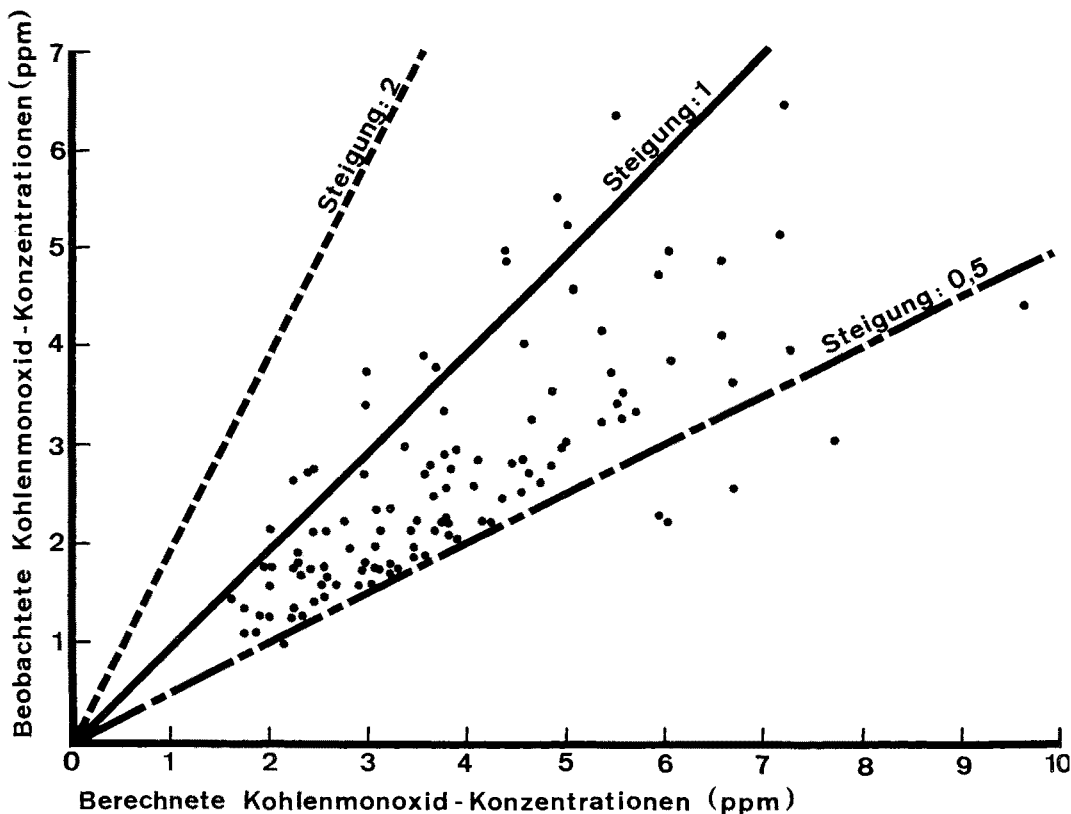


Abb. 2 Vergleich der mit dem modifizierten Gausschen Modell vorhergesagten CO-Werte mit gemessenen CO-Konzentrationen [22].

Straße ein Mehrfaches der Entfernung Rezeptor zur nächsten Fahrbahn betragen kann. Dann läge natürlich kein echtes Linienquellenkonzept mehr vor. Man kann die Vorhersagen verbessern, indem man die Berechnungen für die einzelnen Fahrbahnen getrennt durchführt und die Werte am Schluß addiert [22]. Dann ergibt sich für das multiple infinite Linienquellen-Modell:

$$\chi = \left[\frac{2}{(2\pi)^{1/2} \sin \varnothing u} \right] \sum_{i=1}^n \frac{q_i \exp[-\frac{1}{2}(z/\sigma_{zi})^2]}{\sigma_{zi}}$$

(7)

Wobei i die Fahrbahnnummer; n die Anzahl der Fahrbahnen; und z (m) die vertikale Entfernung zwischen der Quelle und dem Rezeptor ist. Von den 118 verglichenen Paarungen in Abb. 2 lagen 92,4% der vorhergesagten Werte innerhalb eines Faktors 2 der beobachteten Konzentrationen. Man erkennt auch die Tendenz zu einer leichten Überschätzung der zu erwartenden Werte, was wahrscheinlich an der allgemein angenommenen – aber in Wirklichkeit nicht gegebenen – totalen Reflexion der Schadstoffe am Boden liegt.

Für den besonderen Fall, daß der Wind fast

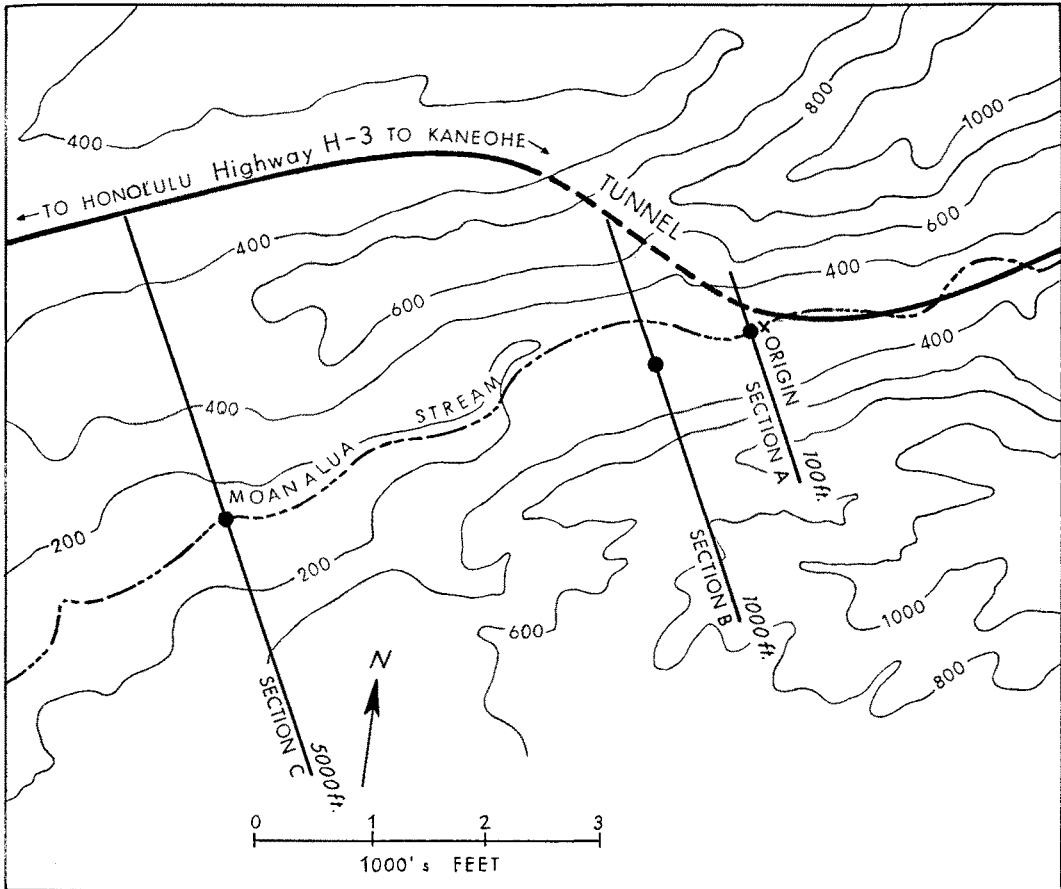


Abb. 3 Topographische Karte mit projektierter Schnellstraße und Tunnel und den Querschnitten, für die Schadstoffberechnungen durchgeführt wurden; Oahu, Hawaii.

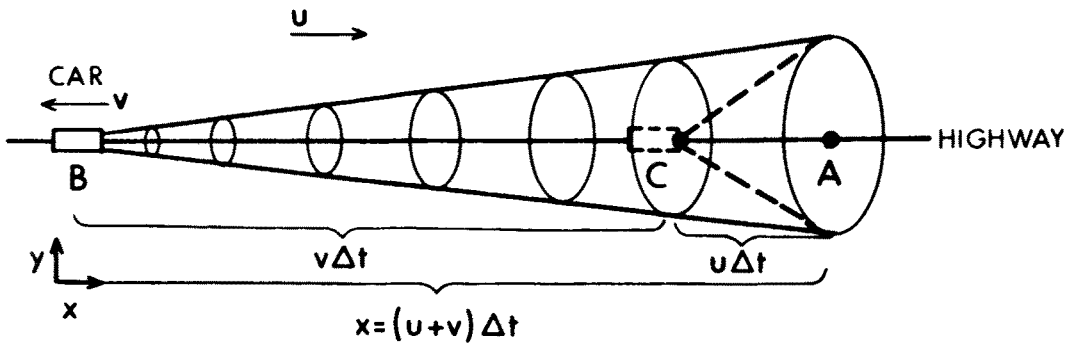


Abb. 4 Schematische Darstellung der Schadstoffausbreitung bei sich bewegendem Verkehr.

parallel zur Straßenrichtung oder genau in der Straßenrichtung weht, gelten die oben angegebenen Formeln nicht. Wir haben deshalb für diesen Sonderfall unter besonderer Berücksichtigung des sich bewegenden Verkehrs das Gaußsche Modell abgewandelt. Die Berechnungen wurden im Rahmen eines Umweltgutachtens für eine projektierte Schnellstraße auf Oahu, Hawaii, durchgeführt (Abb. 3).

4.4 Diffusionsmodell für sich bewegenden Verkehr

Betrachten wir zur Veranschaulichung Abb. 4, die die Autoauspuff-Fahne zur Zeit T zeigt, wenn das Auto sich in B befindet. Zum Zeitpunkt T-Δt befand sich das Auto im Punkt C, wo es Gase emittierte, die den Rezeptor-Punkt A in der Zeit T erreichten. Die ausgezeichneten Linien umgrenzen die Gasfahne vom Punkt B zur Zeit T, während die gestrichelten Linien die Gasfahne vom Standpunkt C aus zum Zeitpunkt T-Δt wiedergeben. Die Konzentration irgendeines in Windrichtung gelegenen Punktes A läßt sich nun aus dem Produkt dreier unabhängiger Wahrscheinlichkeitsfunktionen und der zwischen den Punkten A und B stattgefundenen Ge-

samtemission berechnen. Unter der üblichen Annahme einer gleichmäßigen Häufigkeitsfunktion in der Windrichtung und einer Normalverteilung in den seitwärtigen und vertikalen Richtungen ergibt sich $f(x) = 1/x$; $f(y) = [1/(2\pi)^{1/2}\sigma_y] \exp - (y^2/2\sigma_y^2)$; und $f(z) = [1/(2\pi)^{1/2}\sigma_z] \exp - (z^2/2\sigma_z^2)$.

Die Gesamtemission eines Autos, das sich von Punkt C nach B bewegt, beträgt $Qv\Delta t$, wobei Q die Emission eines Fahrzeuges pro Entfernung (g/mile) und v die Geschwindigkeit des Fahrzeuges (mph) ist. Die Formel für die Schadstoffberechnung im Punkt A lautet dann:

$$\chi = \frac{Q v \Delta t}{2\pi x \sigma_y \sigma_z} \exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right) \quad (8)$$

Die Standardabweichungen σ_y und σ_z , als Funktionen der Entfernung x, müssen natürlich für die Entfernung bestimmt werden, die die Auspuffgase tatsächlich zurückgelegt haben. Aus Abb. 4 sieht man deutlich, daß die Entfernung von C nach A = $u\Delta t$ und nicht die Gesamtentfernung ist, wie das für eine feststehende Quelle zutreffen würde. Man sieht ferner aus Abb. 4, daß $x = (u + v)\Delta t$ und die Entfernung C nach A = $u\Delta t = x/(v/u + 1)$ ist, wobei Gleichung (8) wird zu:

$$\chi = \frac{Q v \exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right)}{2\pi (u + v) \sigma_y [x/(v/u + 1)] \sigma_z [x/(v/u + 1)]} \quad (9)$$

In Gleichung (9) sind Wind- und Fahrzeugrichtung als positiv in entgegengesetzter

Richtung angenommen. Für u und v in gleicher Richtung wird aus Gleichung (9):

$$\chi = \frac{Q |v| \exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right)}{2\pi |u - v| \sigma_y (x/|v/u - 1|) \sigma_z (x/|v/u - 1|)} \quad (10)$$

Für eine sich ständig bewegende Fahrzeug-

schlange erhält man:

$$\chi = \sum_{i=1}^N \frac{Q |v| \exp - \left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right)}{2\pi |u - v| \sigma_y (x_i/|v/u - 1|) \sigma_z (x_i/|v/u - 1|)} \quad (11)$$

darin ist N die Anzahl Fahrzeuge in der Windrichtung; $x_i = xD + (i - 1) \text{ HEW}$, wobei xD die Entfernung zwischen dem Rezeptorpunkt und dem nächsten Fahrzeug, und $\text{HEW} = v/\text{Fahrzeug/Stunde}$, die Entfernung zwischen zwei aufeinanderfolgenden Fahrzeugen ist. Die Konzentrationen werden natürlich periodisch mit der Fahrzeugdichte schwanken. Um die bei den oben besprochenen Verfahren durch Annahme einer totalen Reflexion auftretenden zu hohen Schätzwerte zu vermeiden, haben wir unsere Konzentrationen mit dem Faktor α multipliziert, der eine teilweise Reflexion berücksichtigt. Dabei ist $\alpha = 1/u$ für Windgeschwindigkeiten $< 7 \text{ m/sec}$, und $\alpha = 1$ für Windgeschwindigkeiten $> 7 \text{ m/sec}$ (17).

Die hier entwickelte Theorie wurde für die lufthygienische Begutachtung der in Abb. 3 skizzierten projektierten Schnellstraße angewandt. Die beiden Tunnelleingänge wurden wie feststehende Punktquellen behandelt, die ungefähr 50 Fuß über dem Talboden liegen. Eine Akkumulation von Schadstoffen innerhalb der Tunnel wurde nicht angenommen. Die in Tab. 3 angegebenen Emissionsraten wurden anhand der von der Bundesbehörde für Umweltschutz herausgegebenen Emissionswerte [28] für 1975 berechnet. Dazu wurden die für 1976 – dem Jahr der beabsichtigten Inbetriebnahme der Schnellstraße – projektierten Verkehrsvolumina und Fahr-

zeuggeschwindigkeiten während der «rush hour» am Morgen benutzt. Da in der Luftreinhaltung maximale und nicht Durchschnittswerte überwacht werden, haben wir für die in den Subtropen besonders markant ausgebildeten Inversionslagen am Morgen für die Berechnung der Normalabweichungen σ_y und σ_z die Stabilitätskategorie F angenommen und dazu eine Windgeschwindigkeit von 1 m/sec . Der turbulenten Durchmischung der Gase durch den sich bewegenden Verkehr haben wir dadurch Rechnung getragen, daß wir bei der jeweiligen Berechnung von σ_y und σ_z , die ja eine Funktion der Entfernung x darstellen, 50 m hinzugefügt haben. Schadstoffe, die nicht von in der Windrichtung liegenden Straßensektionen herrühren – in diesem Fall den vorherrschenden Passatwinden (Abb. 4) – wurden nicht berücksichtigt, da sie in diesem speziellen Fall keine akkumulative Wirkung auf das besiedelte Moanalua-Tal haben werden. Wie aus diesen Angaben zu ersehen ist, wurde die Begutachtung in ziemlich konservativer Manier durchgeführt, was wohl eher zu niedrige als zu hohe Werte gebracht haben dürfte.

Die Ergebnisse in Abb. 5 zeigen für drei Sektionen durch das besiedelte Tal die maximalen Stundenwerte für CO , die für das Jahr 1975/76 zu erwarten sind. Von besonderem Interesse ist die Tatsache, daß die Auspuff-Fahne ziemlich kompakt im Tal hängt, während die Gase von den stationären Punktquellen (Tunnel) viel rascher dispersieren. Während die Zentrallinienkonzentration der Auspuff-Fahne über eine Entfernung von 800 m nur um einen Faktor 3,5 abgenommen hat, verringerte sich diejenige von den Punktquellen um das 10fache – wie nach der Theorie zu erwarten war.

Wie Abb. 5 weiter zeigt, werden die primären und sekundären Immissionsgrenzwerte der US für CO von 40 mg/m^3 bis zu einer Entfernung von mindestens 330 m von der Schnellstraße entfernt überschritten. Die CO -Immis-

	Verkehr in Richtung	
	Honolulu	Kaneohe
Fahrzeuge pro Stunde	2 663	470
Fahrzeuggeschwindigkeit (mph)	10	50
Abstände zw. Fahrzeugen (m)	18	513
Fahrzeugemissionsrate (g/mile)	126	31,5
Tunnелеmissionsrate (mg/sec)	18 535	818
Windgeschwindigkeit (m/sec)	1	1
Stabilitätskategorie	F	F

Tab. 3 Daten zur Berechnung der Immissionen für eine projektierte Schnellstraße.

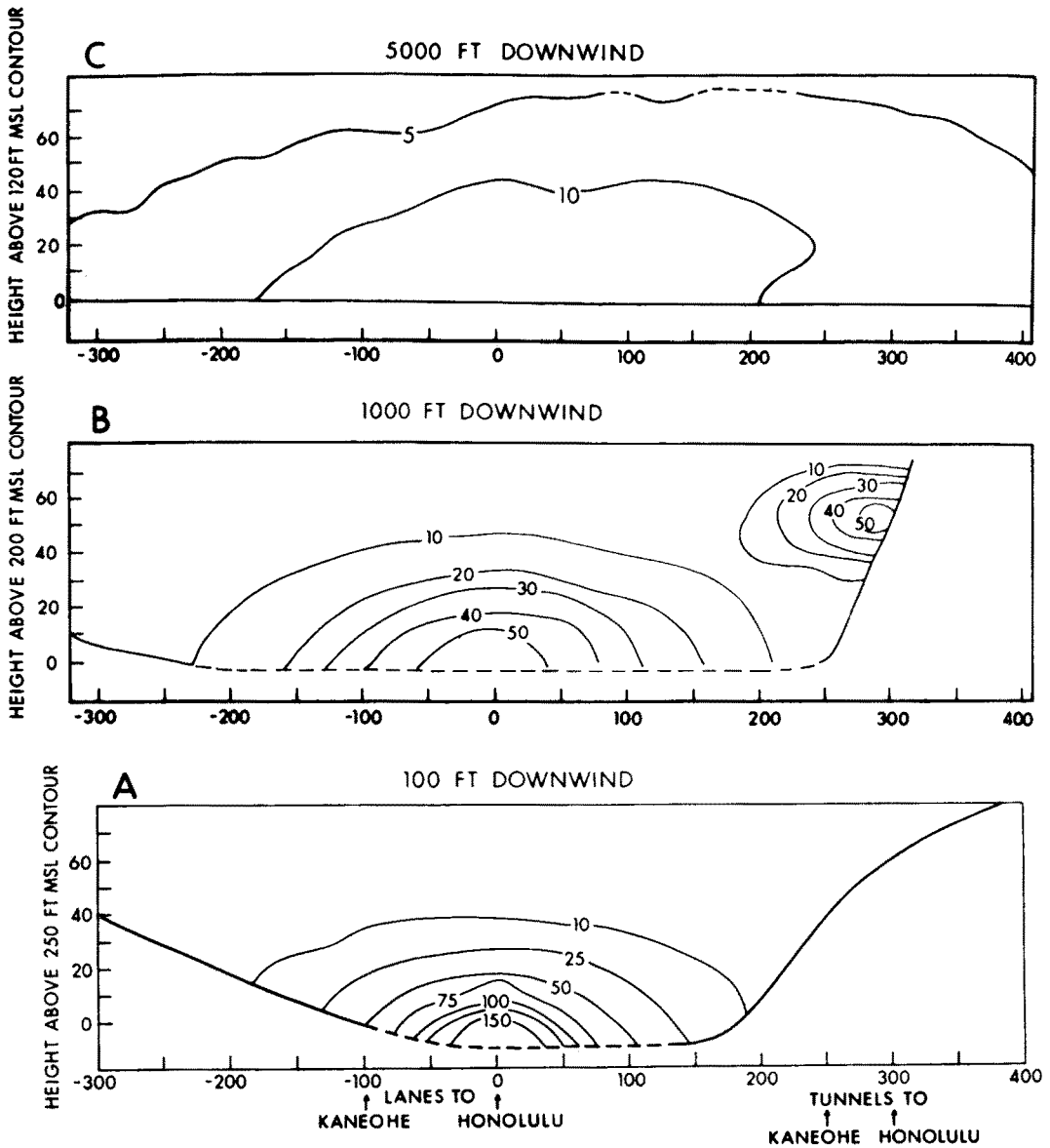


Abb. 5 Vorhersagen von CO-Stundenmitteln (mg/m^3) für eine projektierte Schnellstraße für eine Windgeschwindigkeit von 1 m/sec und für 1975/76 angenommene CO-Emissionsraten und Verkehrsvolumina.

sionsgrenzwerte des Staates Hawaii von 10 mg/m^3 würden bei der Existenz dieser Schnellstraße sogar noch in mehr als 1600 m Entfernung überschritten. In der Nähe der Schnellstraße, ungefähr 30 m entfernt, würden die Konzentrationen 15mal über den zulässigen Grenzwerten liegen. Im Moanalua-Tal siedeln jetzt schon mehrere hundert Bewohner, und der Bau-Boom hält weiter an.

Aufgrund dieses lufthygienischen Gutachtens allein dürfte eigentlich nach dem eingangs erwähnten National Environmental Policy Act und den Clean Air Amendments diese Schnellstraße in dieser Form nicht gebaut werden. Tatsache ist aber, daß, ohne das Ergebnis des Umweltgutachtens abzuwarten, mit dem Bau der Schnellstraße schon begonnen wurde und rund \$ 5 Millionen verbaut worden sind. Auch hier wurde die bisher bewährte Taktik angewandt: «Wir haben schon Millionen ausgegeben und Arbeitsplätze geschaffen, jetzt müßt ihr uns das auch beenden lassen.» Hinzu kommt noch, daß die Staaten berechtigt sind, ihre Schnellstraßenprojekte bis zu 90% aus dem Highway Trust Fund des Bundes, in den sie selber einzahlen müssen, zu finanzieren. Trotz dieser Argumente und Pressionen hat ein Distriktgericht auf Hawaii in einer einstweiligen Verfügung jegliche Bautätigkeit untersagt. Das Urteil ist um so schwerwiegender, wenn man weiß, daß die Vergabe der Baugelder mit einem Endtermin verbunden ist. Ist bis zu diesem Zeitpunkt das Geld nicht verbaut, fließt es wieder zurück in den Bundestopf. Aufgrund dieser Tatsache kann man leicht ausrechnen, daß jeder Tag ungenutzter Bautätigkeit den Bauherrn für das Schnellstraßenprojekt auf Oahu rund \$ 25 000 kostet. Die Berufungsverhandlung wird demnächst vor einer höheren Instanz in San Francisco stattfinden. Da der Profit mit jedem Tag zusammenschmilzt, kann es auch sein, daß bis dahin dem Bauherrn die Lust am Bau dieser Straße vergangen ist.

5. Bedeutung der Modelle bei der Erstellung von Umweltgutachten

Bei der Erstellung von lufthygienischen Umweltgutachten bieten sich grundsätzlich zwei Methoden an: Man kann die Schadstoffbelastung messen oder berechnen. Es ist leicht einzusehen, daß die Kosten astronomische Ausmaße annehmen, wenn man all die Messungen durchführt, die ein adäquates Umweltgutachten verlangen müßte. Der entscheidende Punkt ist jedoch der, daß man bei allen neuen Projekten nicht um die Simulierung der Schadstoffkonzentrationen mit Hilfe von Diffusionsmodellen herunkommt. Es muß natürlich immer noch an einigen ausgewählten Stellen gemessen werden. Aber in der hier vorgestellten rationalen Methodik besteht die wirkliche – und auch sehr wichtige – Funktion der Messungen darin, die entwickelten Diffusionsmodelle zu verifizieren und ständig zu verbessern.

Abschließend seien die Hauptkriterien zusammengefaßt, die die Grundlage eines jeden lufthygienischen Umweltgutachtens bilden sollten:

1. Für die Erfassung der Schadstoffkonzentrationen muß ein verifiziertes Diffusionsmodell benutzt werden, das dem spezifischen Problem gerecht wird.
2. Ein lufthygienisches Umweltgutachten trägt nur dann wesentlich zur Luftreinhaltung bei, wenn die gefundenen Konzentrationen in Relation zu den Immissionsgrenzwerten gesetzt werden.
3. Die lufthygienische Gesamtbelastung muß für alle jene Gebiete erfaßt werden, für die Immissionsgrenzwerte gelten.
4. Die Durchschnittszeiten, auf die sich die Schadstoffkonzentrationen beziehen, müssen mit denen der Immissionsgrenzwerte übereinstimmen.

5. Es muß die Gesamtbelastung erfaßt werden und nicht nur die Konzentration von einigen ausgewählten Quellen.

6. Schadstoffvorhersagen müssen für alle vorgeschlagenen Alternativen, ob sie nun vernünftig oder unvernünftig erscheinen, angefertigt werden.

7. Für Alternativvorschläge genügt es nicht, nur die Schadstoffbelastung von einem Verunreinigungstyp zu erfassen, sondern es müssen alle unter Kontrolle stehenden Typen berücksichtigt werden.

Résumé

On montre que les «Environmental Impact Statements» qui sont exigés par le «National Environmental Policy Act» ainsi que les limites d'émission et d'immission fixées dans les «Clean Air Amendments» permettent un contrôle efficace de la qualité de l'air aux Etats-Unis. En Suisse, la législation générale devrait être complétée par des limites et prescriptions concrètes pour les rendre efficaces dans la pratique. Il est montré que la plupart des villes européennes et américaines atteignent une moyenne horaire de CO de 20-50 ppm, des valeurs maximales de 100 ppm, et de 500 ppm à des endroits particuliers. Les principes pour les modèles de diffusion servant à l'évaluation de la qualité de l'air sont montrés. En utilisant divers exemples on discute les méthodes suivantes: 1. le modèle à regression multiple linéaire; 2. un modèle de diffusion dépendant du temps; 3. un modèle Gaussien pour des sources en forme de ligne infinie; et 4. un modèle Gaussien pour le trafic en mouvement égal ou opposé au vent. On montre également que pour une évaluation hygiénique de nouveaux projets une simulation par des modèles de diffusion vérifiés est de rigueur. Le prélèvement de résultats de mesure a son importance dans la nécessité de vérifier et d'améliorer les modèles de diffusion. Une expertise sur la qualité de l'air doit: 1. utiliser un modèle de diffusion vérifié; 2. mettre en relation la répartition spatiale et temporelle des concentrations du polluant avec les limites exigées pour l'air ambiant; et 3. prédire les concentrations pour tous les types de polluants à contrôler dans les diverses propositions alternatives.

Summary

It is shown that Environmental Impact Statements required under the National Environmental Policy Act,

and emission and ambient air quality standards specified in the Clean Air Amendments, permit an effective air quality control in the US. In Switzerland the general bills and statutes ought to be given more concrete standards and guidelines in order to be effective in air quality control. It is shown that most European and American cities reach one-hour CO averages of 20-50 ppm, maxima of more than 100 ppm, and at special locations values of up to 500 ppm. The concept of diffusion modeling in evaluating air quality is shown. Using examples we discuss 1. a multiple linear regression model; 2. a time-dependent diffusion model; 3. a Gaussian model for infinite line sources; and 4. a Gaussian model for moving traffic in or opposite to the wind direction. It is also shown that there can be no air hygienic evaluation of new projects without simulating the impact using verified diffusion models. The importance of taking some measurements lies in the fact that they are needed to verify and constantly improve the models. Air quality impact statements must 1. use a verified diffusion model; 2. relate the pollutant concentrations spatially and temporally to the set ambient air quality standards; and 3. predict the pollutant levels for all alternatives and pollutants under control.

Literatur

- [1] National Environmental Policy Act, Public Law 91, 190 (1970).
- [2] Clean Air Amendments, Public Law 91, 1783 (1970).
- [3] Bach W.: Atmospheric Pollution, Mc-Graw-Hill, New York-Düsseldorf 1972.
- [4] Hess W.: Lufthygieneprobleme in der Schweiz; Anstrengungen müssen intensiviert werden. Eidg. Amt für Umweltschutz, Bern (keine Jahresangabe).
- [5] Hess W.: Übersicht betreffend Organisation und Arbeitsweise des lufthygienischen Laboratoriums der Stadt Zürich. Gesundheitstechnik 6, 101-106 (1971).
- [6] Schweizerische Gesellschaft für Umweltschutz, Vorarbeiten zu einem Bundesgesetz über den Umweltschutz, DOC 065-2, 1972.
- [7] Zweiter Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene, Sonderdruck, Beilage B, Nr. 3 zum Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes, 1968.
- [8] Tages-Anzeiger, 15. Februar 1973 u. 5. April 1973.
- [9] Grandjean E.: Die Luftverunreinigung, Ursache, Ausmaß und Maßnahmen, Neue Zürcher Zeitung, Mittagsausgabe Nr. 123, März 1972.
- [10] Schaetzle P., Nussbaumer B. und Brandenberger H.: Die Luftverunreinigung durch Motorfahrzeuge, Z. Präventivmedizin 10, 367-385 (1965).
- [11] Hess W. und Simek J.: Literaturübersicht bezüg-

- lich Flüssiggas als umweltfreundlicher Kraftstoff für Fahrzeuge, Bericht des Gesundheitsinspektors der Stadt Zürich, 95 pp (1973).
- [12] *Müller Th.*: Die Verunreinigung der Atmosphäre durch die Abgase der Motorfahrzeuge. Beobachtungen in Basel. *Z. Präventivmedizin* 11, 157–160 (1966).
- [13] *Müller Th.* und *Gilgen A.*: Luftverunreinigung und Städtebau, Plan 29, Nr. 3, 114–118 (1972).
- [14] *Waller R. E., Commins T. B., Lawther P. J.*: Air Pollution in a City Street, *Brit. J. Ind. Medicine* 22, 128–138 (1965).
- [15] *Waller R. E., Commins T. B. and Lawther P. J.*: Air Pollution in Road Tunnels. *Brit. J. Ind. Medicine* 18, 250–259 (1961).
- [16] *Müller Th.*: Lufthygienische Untersuchungen in Siedlungsgebieten der Region Zürich, Diss. Nr. 4442, ETH Zürich 1969.
- [17] *Ott W.* und *Eliassen R.*: An Urban Survey for Measuring the Spatial Variation of CO Concentration in Cities, paper No. 72-17, präsentiert am 65. Annual Meeting der Air Pollution Control Assoc., Miami Beach, 18.–22. Juni 1972.
- [18] *Bach W.* und *Daniels A.*: Basic Concept of Air Quality Control. A Guide to Air Resources Management for Use by Governmental and Private Agencies, Report prepared for the UN Conference Stockholm 1972, Hawaii TB & Resp. Dis. Assoc. Honolulu 1972.
- [19] *Daniels A., Jones R. H., Bach W.*: Determination of Patterns of Average and Maximum Air Pollutant Levels in Urban Areas, *Prdng. Conf. Urban Environment & 2nd Conf. Biomet.* Philadelphia, 114–119 (1972).
- [20] *Lagerwerff J. V. and Specht A. W.*: Contamination of Roadside Soil and Vegetation with Cadmium, Nickel, Lead, and Zinc. *Env. Science & Techn.* 4 (7), 583–586 (1970).
- [21] *Motto H. L., Daines R. H., Chilko D. M. and Motto C. K.*: Lead in Soils and Plants: Its Relationship to Traffic Volume and Proximity to Highways, *Env. Science & Techn.* 4 (3), 231–251 (1970).
- [22] *Lynam R. D.*: The Atmospheric Diffusion of Carbon Monoxide and Lead from an Expressway, Ph. D. Diss. Univ. of Cincinnati, 160 pp 1972.
- [23] *Danard M. B.*: Numerical Modeling of Carbon Monoxide Concentrations Near Highways, *J. Appl. Meteorol.* 11 (6), 947–957 (1972).
- [24] *Sklarew R. C., Fabrick A. J. and Prager J. E.*: Mathematical Modeling of Photochemical Smog Using the PICK Method, *J. Air Poll. Contr. Assoc.* 22 (11), 865–869 (1972).
- [25] *Johnson W. B.*: The Status of Air Quality Simulation Modeling, *Prdngs. Interagency Conf. on the Environm.* Lawrence Livermore Lab., 10-1 to 10-14, Livermore, Calif. 17.–19. October 1972.
- [26] *Turner D. B.*: Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates, Dept. Health, Education and Welfare, Public Health Service, Publ. No 999-AP-26, 84 pp, 1969.
- [27] *Sklarew R. C., Turner D. B. and Zimmerman J. R.*: Modeling Air Pollution Concentrations near Highways, präsentiert auf der Arbeitsgruppen-Sitzung «Dispersionsprobleme» der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf 20.–21. November 1972.
- [28] *McGraw M. J. and Duprey R. L.*: Compilation of Air Pollutant Emission Factors, US EPA, Res. Triangle Park, 172 pp 1971.

Adresse des Hauptautors:

Prof. Dr. *Wilfrid Bach*, Dept. of Geography, University of Hawaii, Honolulu, Hi, 96822, USA.