

Datensatz zur Verifizierung mikroskaliger atmosphärischer Ausbreitungsmodelle

Dr.A.Zenger, Dr. M.Weissenmayer

Fachhochschule Mainz , Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht LfUG Rheinland Pfalz.

Einleitung

Mikroskalige atmosphärische Ausbreitungsmodelle werden vermehrt auch in innerstädtischen Gebieten angewendet, um sicherzustellen, dass Kfz-bedingte Benzol-, Ruß- und NO₂- Freisetzung nicht in gesundheitsgefährdenden Konzentrationen vorliegen. Hierbei ist eine möglichst genaue Berücksichtigung der Umgebungsbebauung von entscheidender Bedeutung, da vor allem in Arealen mit einer hohen Emission und schlechten Belüftung, wie z.B. in einer Straßenschlucht, Schadstoffkonzentrationen auftreten können, die im Bereich der bestehenden oder geplanten Grenzwerte liegen.

Numerische Immissionsprognosen können die Luftbelastung nicht nur punktuell, sondern flächenhaft ermitteln. Damit ist gewährleistet, dass auch der Punkt der höchsten Immissionskonzentration in die Beurteilung einfließt und diese gegebenenfalls durch Messungen kontrolliert werden kann. Mit numerischen Ausbreitungsmodellen ist es darüber hinaus auch möglich, die Auswirkungen verschiedener Varianten einer Planung schon im Vorfeld zu analysieren und zu bewerten. Hierdurch wurden derartige Modelle zu einem wichtigen Hilfsmittel in der kontrollierenden und vorsorglichen Luftreinhaltung.

Genauigkeit atmosphärischer Ausbreitungsmodelle

Da die derzeit in Siedlungsgebieten beobachteten maximalen Benzol-, NO₂- und Ruß- bzw. PM₁₀ - Belastungen im Bereich der bestehenden oder geplanten Grenzwerte liegen, müssen Modelle zur Prognose der Immissionen eine hohe Genauigkeit erbringen. Um so erstaunlicher ist, dass die möglichen Fehler derartiger Modelle derzeit nur sehr unzureichend bekannt sind und auch kein adäquates Hilfsmittel zur Verfügung steht, um systematische Fehler zu identifizieren bzw. auszugrenzen. Hierbei geht es nicht nur darum, zu überprüfen, ob die bestehenden, zum Teil sehr unterschiedlichen Ansätze in den zugrunde liegenden Gleichungen und Parametrisierungen verschiedener Modelle zu unterschiedlichen Resultaten führen. Die Erfahrung zeigt, dass sich selbst zwischen verschiedenen Versionen ein und desselben Modells für Einzelsituationen gravierende Unterschiede ergeben können, ohne dass vom Entwickler belegt ist, welches Ergebnis das korrekte ist. Dass dieser Zustand für alle Beteiligten zutiefst unbefriedigend ist, liegt auf der Hand.

Bisherige Vergleiche zwischen Naturmessungen und Prognosen

In der Literatur findet man eine Reihe von Veröffentlichungen zum Vergleich von in Straßenschluchten prognostizierten und gemessenen Immissionen (siehe z.B. Eichhorn et al. 1995, Schädler et al. 1996 oder Schädler et al. 1999). Wie nachfolgend dargelegt, vergleichen die meisten Autoren die Meßergebnisse jedoch meist nur

- mit den Prognosen einer gekoppelten Emissions- und Ausbreitungsmodellierung. Hierdurch ist nicht ableitbar, wie sich der Fehler zwischen den beiden hintereinander geschalteten Modellteilen (Emission und Ausbreitung) aufteilt, oder ob er sich von Fall zu Fall sogar kompensiert

- auf der Basis von Jahresmittel- oder 98-Perzentilwerten ohne genaue Kenntnis der Vorbelastung. Dadurch kompensieren sich Fehler der Modelle für bestimmte Anströmrichtungen und die angegebene Genauigkeit kann bei anderen Windrichtungsverteilungen deutlich abweichen.

Ein langjähriges Experiment zur Verifizierung von Ausbreitungsmodellen fand z.B. in der Göttinger Straße in Hannover statt. In dieser Straßenschlucht wurden neben der Meteorologie über Dach auch die Kfz-bedingte Immission kontinuierlich an einer Station in der Straße aufgezeichnet. Die gemessenen Benzol-, CO-, bzw. NO₂- Jahresmittel- und 98-Perzentilwerte konnten so mit den zugehörigen prognostizierten statistischen Kenngrößen verglichen werden. Die Auswertung durch Schädler et al. (1996) ergibt, dass die Abweichung zwischen Messung und Prognose bei den Langzeitmittelwerten in der Göttinger Straße für das beste Modell je nach Satz von Emissionsfaktoren zwischen 0% und 49% liegt. Da das Ausbreitungsmodell bestimmt keinen Fehler von 0% aufweist, kompensiert hier der Fehler bei der Emissionsmodellierung die Abweichung bei der Ausbreitungsrechnung zufälligerweise genau. Eine sehr detaillierte Studie von Schädler et al. (1999) zeigt weitere Probleme auf, die derartige Verifizierungen erschweren. In einer Meßkampagne in Stuttgart wurden die prognostizierten statistischen Kennwerte an 5 Stationen mit den zugehörigen Ergebnissen verglichen. Leider liegen der Studie keine Vorbelastungsmessungen zugrunde, so dass die Vorbelastung mit einem, für diese Probleme sehr ungenauen Gaußmodell bestimmt wurde. Weiterhin konnte bei der Bestimmung der Emission in der interessierenden Straße nur auf eine einzige, 16 stündige Verkehrszählung zurückgegriffen werden. Bei dem Vergleich zwischen den prognostizierten und berechneten Jahresmittelwerten werden den Ausbreitungsmodellen dennoch Genauigkeiten von $\pm 20\%$ zugestanden. Dass es durch die Kombination von gegebenenfalls sich kompensierenden Abweichungen zu Fehleinschätzungen kommen kann, wird auch dadurch belegt, dass eine Version eines Ausbreitungsmodells, das in der oben zitierten Studie eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Prognose und Messung aufwies, mittlerweile vom Entwickler durch eine neue Version ersetzt wurde. Verläßt man sich auf die bisher vorhandenen Verifikationsstudien, so fällt der Fehler in der alten Version dieses Modells nicht auf.

Neue konzeptionelle Voraussetzung zur Verifizierung eines Ausbreitungsmodells

Die notwendige Voraussetzung zur Verifizierung von Ausbreitungsmodellen sind (Natur-) Messungen, mit deren Ergebnissen die Prognosen der Modelle verglichen werden können. Da für die Berechnung z.B. des Jahresmittelwertes einer Immissionskonzentration viele voneinander unabhängige Informationen, wie die Emissionsbestimmung, die eigentliche Ausbreitungsmodellierung, die Vorbelastung und die statistischen meteorologischen Kenngrößen einfließen, ist es nicht zweckmäßig, die Verifizierung eines Ausbreitungsmodells nur anhand des Vergleichs des Jahresmittelwertes der Gesamtbelastung an einem Messpunkt durchzuführen. Wie im Rahmen dieser Veröffentlichung gezeigt wird, besteht die Möglichkeit, nur das Ausbreitungsprogramm zu verifizieren, wenn

- die Immissionsmessung hierfür an mindestens zwei unterschiedlichen Punkten, wie z.B. den gegenüberliegenden Seiten einer Straßenschlucht durchgeführt
- parallel dazu die Meteorologie
- und die Vorbelastung vor Ort bestimmt wurden.

Durch eine Auswertung der Immissionen auf Wochenbasis besteht die Möglichkeit, mit Hilfe der

- großen zeitlichen Dynamik der von Woche zu Woche vorherrschenden unterschiedlichen Anströmrichtungen

- zeitlichen Unabhängigkeit der über eine Woche gemittelten Emissionen auf einer Straße¹, einen aussagekräftigen Vergleich zwischen Messung und Prognose durchzuführen. Dabei ist es möglich, die Modellvorhersagen in Abhängigkeit der Windrichtungen zu überprüfen. Die genaue Angehensweise, wie die Meßdaten aufzuarbeiten sind um einen Vergleich mit den prognostizierten Immissionen zu ermöglichen, wird nachfolgend erläutert.

Beschreibung der Messungen

Die nachfolgend beschriebenen Messungen wurden in der Rheinstraße, am südöstlichen Rand des Innenstadtbereichs von Mainz, über einen Zeitraum von einem Jahr durchgeführt. Die Rheinstraße hat über weite Bereiche des Untersuchungsgebietes den Charakter einer Straßenschlucht. Vereinzelt Bebauungslücken verursachen jedoch abschnittsweise eine lokal sehr inhomogene Wind- und Immissionsverteilung. In der Abb. 1 ist die Bebauung innerhalb des Untersuchungsgebietes dargestellt. Die Struktur westlich der Rheinstraße ist durch unterschiedliche Wohnbebauung bestimmt. Östlich der Rheinstraße dominieren größere Gebäudekomplexe die Bebauung.

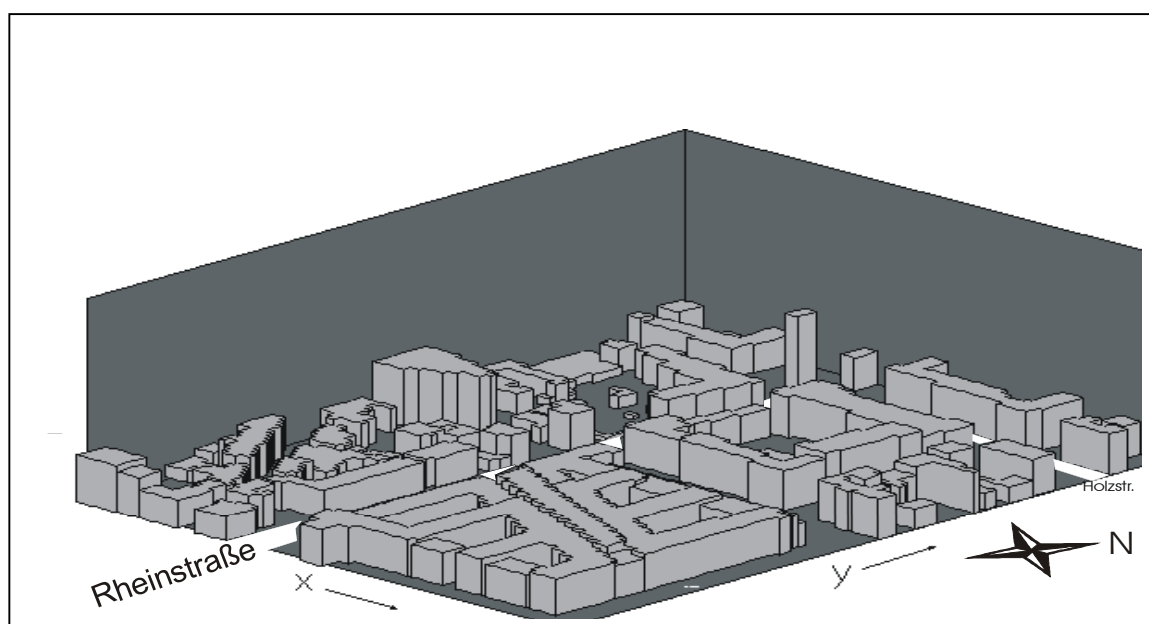


Abb. 1: Schematische Darstellung des Untersuchungsgebietes.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden zwischen Juli 1999 und Oktober 2000 vom Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz an sechs verschiedenen Positionen im Bereich der Rheinstraße fortlaufend Wochenmittelwerte der Benzolkonzentration mit Hilfe von Passivsammlern (Höhe in 2- 2,5 m) ermittelt. Um mögliche Fehler auszuschließen, war jede Station mit zwei unmittelbar beieinander liegenden Passivsammlern bestückt, die getrennt ausgewertet und deren Ergebnisse anschließend gemittelt wurden.

¹ zwischen unterschiedlichen Stunden eines Tages und den Tagen einer Woche variieren die Kfz-bedingten Emissionen auf einer Straße stark, im Wochenvergleich jedoch nur gering

Die Lage der verschiedenen Meßpunkte ist in der Abb. 2 dargestellt. Während die Meßpunkte 1 und 4 auf der Ostseite der Rheinstraße jeweils im Bereich einer durchgängigen Fassade liegen, befinden sich die Meßpunkte 2, 3 und 5 auf der Westseite der Straße. Die Meßstellen 2 und 3 liegen an einer Gebäudeecke bzw. vor einer niedrigen Mauer, das heißt in Bereichen, die komplex umströmt werden. Ein Meßpunkt (H) wurde benutzt, um die Benzol-Hintergrundbelastung zu erfassen. Innerhalb des Zeitraums von August bis Oktober 1999 und 2000 führte das LfUG Rheinland-Pfalz an der Meßstelle 1 zusätzlich kontinuierliche BTX-Messungen mit einem Gaschromatographen durch. Die Windrichtung, -geschwindigkeit und Temperatur wurde seit Dezember 1999 im 10-Minutenmittel auf dem Dach der Fachhochschule (Punkt M in der Abb. 2) in einer Höhe von 28 m über der Rheinstraße bzw. 7,5 m über Dachniveau aufgezeichnet. Die meteorologische Station wurde ebenfalls von dem LfUG Rheinland-Pfalz bereitgestellt. Die an der Station über einen Zeitraum von 10 Monaten beobachtete Windrichtungsverteilung ist in der Abb. 2 dargestellt. Wie man der Abbildung entnimmt, herrschen im Bereich des Untersuchungsgebietes Winde aus west- südwestlichen und zu einem kleinen Teil aus ost- nordöstlichen Richtungen und damit genau senkrecht zur Rheinstraße vor. Der Jahresmittelwert der Windgeschwindigkeit ist mit 2 m/s in 28 m Höhe bzw. 7,5 m über Dachniveau sehr niedrig.

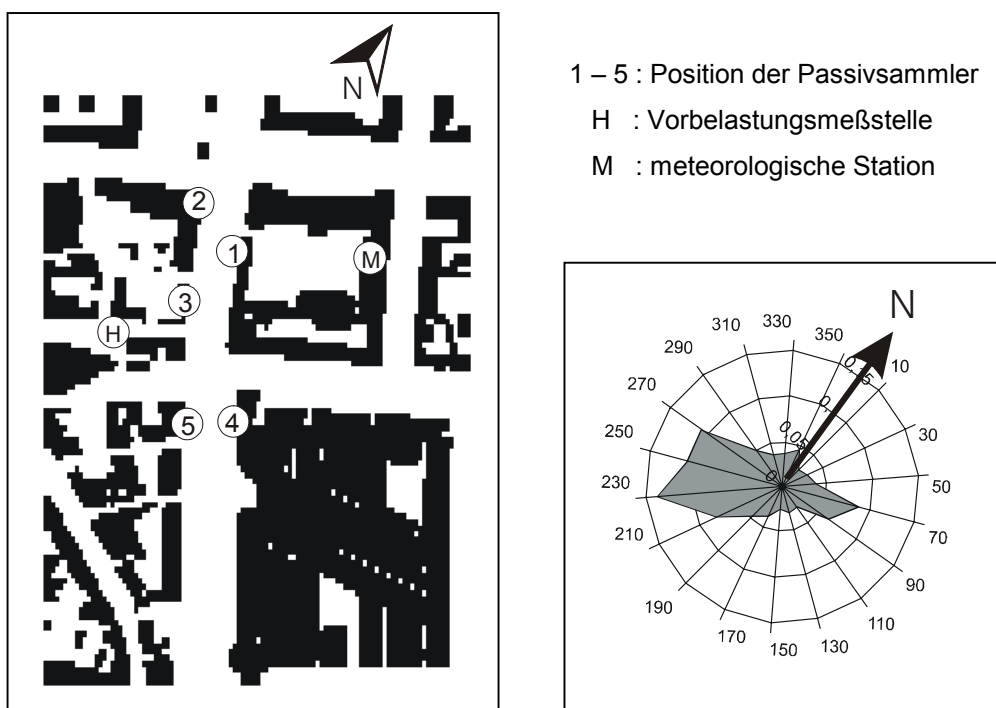


Abb. 2 Lage der Meßstellen 1-5 sowie H an denen die Benzol-Wochenmittel aufgezeichnet wurden, sowie Windrichtungsverteilung an der Stelle M auf dem Dach der FH Mainz. Die Windrose ist um 35° gegen Nord gedreht, um eine zum Plan der Gebäudeanordnung parallele Ausrichtung zu erreichen.

Genauigkeit der Benzolmessungen

Um die Genauigkeit der Passivsammler zu überprüfen, wurde über einen Zeitraum von 18 Wochen eine Parallelmessung mit einem Gaschromatographen vor Ort durchgeführt. Die Ansaugstelle des GC befand sich dabei nur wenige Zentimeter neben dem Passivsammler an der Station 1. Mittelt man die Ergebnisse des Gaschromatographen über den Zeitraum der Passivmessung, so können diese als Referenzergebnis verwendet werden. In der Abb. 3 sind die mit den beiden Verfahren ermittelten Benzolkonzentrationen gegeneinander aufgetragen. Die Fehlergrenze der Passivmessung wurde dabei so lange variiert, bis etwa 80% der Ergebnisse innerhalb des Fehlers auf der Ausgleichsgeraden lagen.

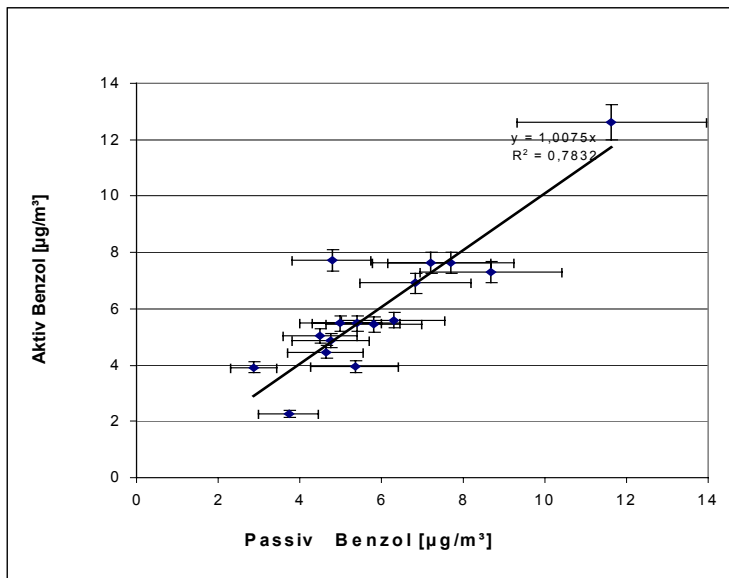


Abb.3 : Korrelation der mit den Passivsammelern bzw. Gaschromatografen vor Ort ermittelten Benzolimmissionen an der Station 1 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Man erkennt, dass die aktiv und passiv ermittelten Meßwerte bis auf 4 Ergebnisse besser als $\pm 20\%$ übereinstimmen. Im Folgenden wird versuchsweise angesetzt, dass die Genauigkeit der Meßergebnisse mit Hilfe der Passivsammelner bei $\pm 20\%$ liegt.

Ermittlung der Vorbelastung

Im Rahmen dieser Untersuchung soll die durch den Kfz-Verkehr auf der Rheinstraße verursachte Zusatzbelastung benutzt werden, um die Prognosen von Ausbreitungsmodellen zu verifizieren. Es ist daher nötig, die Vorbelastung von den in der Rheinstraße ermittelten Immissionskonzentrationen abzuziehen. Zu diesem Zweck wurde die Benzolkonzentration über den gesamten Zeitraum in einer verkehrsfreien Seitenstraße am Meßpunkt H (siehe Abb.2) bestimmt. Die Zeitreihe der an diesem Meßpunkt beobachteten Benzolkonzentration ist in der Abb. 4 dargestellt.

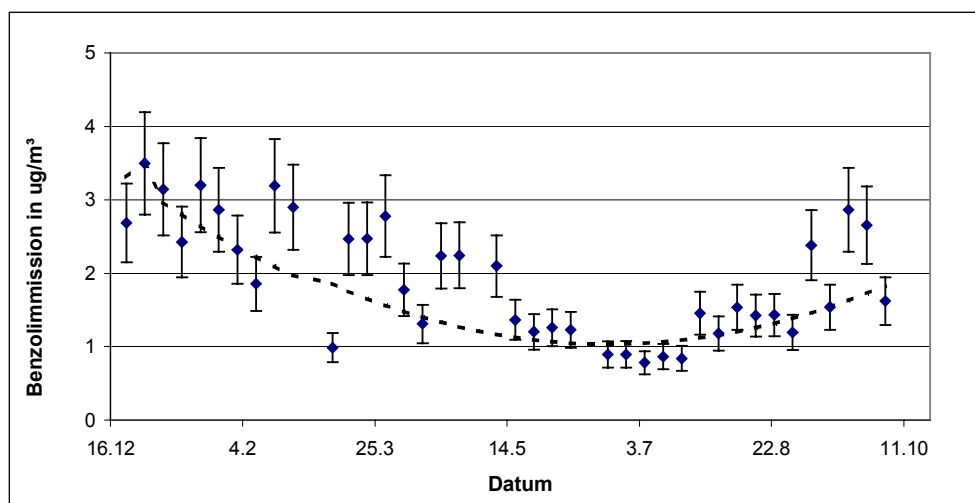


Abb.4. Am Meßpunkt H beobachtete Wochenmittelwerte der Benzolkonzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Wie man aus der Abb.4 erkennt, variieren die an der Station H gemessenen Wochenmittelwerte der Benzolkonzentration innerhalb des Meßzeitraums zwischen etwa 1 und 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Vorbelastung ist während der Sommermonate deutlich geringer als im Winterhalbjahr. Dies wurde auch im Sommer 1999 beobachtet und ist wahrscheinlich auf eine jahreszeitliche Variation der Mischungsschichthöhe zurückzuführen. Aber auch zwischen den Mittelwerten zweier aufeinanderfolgenden Wochen finden sich teilweise Unterschiede in der Vorbelastung von mehr als 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Besonders hohe Immissionen sind dabei mit niedrigen Windgeschwindigkeiten und bestimmten Windrichtungen korreliert. Es liegt nahe, diese kurzfristigen Variationen darauf zurückzuführen, dass die an dem Meßpunkt H festgestellte Immission zumindest zeitweise von den Emissionen in der Rheinstraße beeinflusst wird. Aus diesem Grund wurde die am Meßpunkt H gemessene Konzentration mit Hilfe eines Polynoms zweiter Ordnung so angenähert, dass die von der Rheinstraße unbeeinflussten Vorbelastungswerte die Meßwerte als untere Einhüllende abgrenzen.

Zusatzbelastung

Von den gemessenen Benzolkonzentrationen wurde die Vorbelastung abgezogen, um nur die mit der Emission auf der Rheinstraße zusammenhängende Zusatzbelastung zu ermitteln. In der Abb. 5 sind die an den Stationen 1 und 4, sowie 2 und 5 gemessenen Zeitreihen der Wochenmittelwerte der Benzol- Zusatzbelastung zusammen mit dem jeweiligen Meßfehler von $\pm 20\%$ dargestellt. Wie man aus der Abbildung 5 erkennt, verlaufen die Wochenmittelwerte an den jeweils auf der gleichen Straßenseite liegenden Meßpunkte MP 1 und MP 4 bzw. MP 2 und MP 5 recht ähnlich. Deutlich ist weiterhin, dass die Zeitserien der in der Rheinstraße gegenüber liegenden Meßpunkte zu bestimmten Zeiten recht gegensätzliche Variationen aufweisen. Wie später gezeigt wird, sind dies Zeiten, in denen vornehmlich Anströmrichtungen senkrecht zur Rheinstraße auftreten.

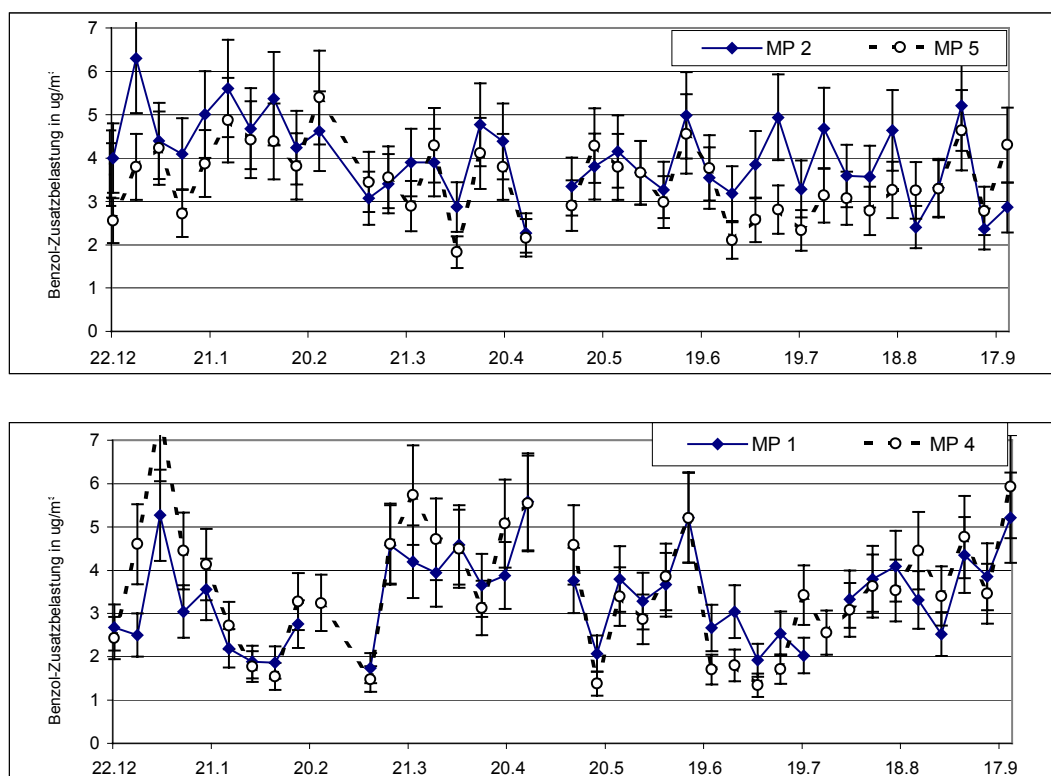


Abb.5: Zeitserie der an den Meßpunkten 2 und 5 (Ostseite der Rheinstraße) bzw. 1 und 4 (Westseite) gemessenen Benzol – Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Durch Ausfälle (u.a. Diebstahl) kam es zeitweise zu Lücken in der Zeitreihe

Wochenmittelwerte der Immissionen als Funktion der Windrichtungsverteilung

Die Wochenmittelwerte der Immissionskonzentrationen werden durch die in der jeweiligen Woche vorherrschenden Windrichtungsverteilung und die mittlere Windgeschwindigkeit pro Windrichtungsintervall bestimmt. Dies soll anhand von zwei Beispielen gezeigt werden. In der Abb. 6a sind die in den 3 Wochen vom 26.1. bis zum 16.2. beobachteten Windrichtungsverteilungen dargestellt.

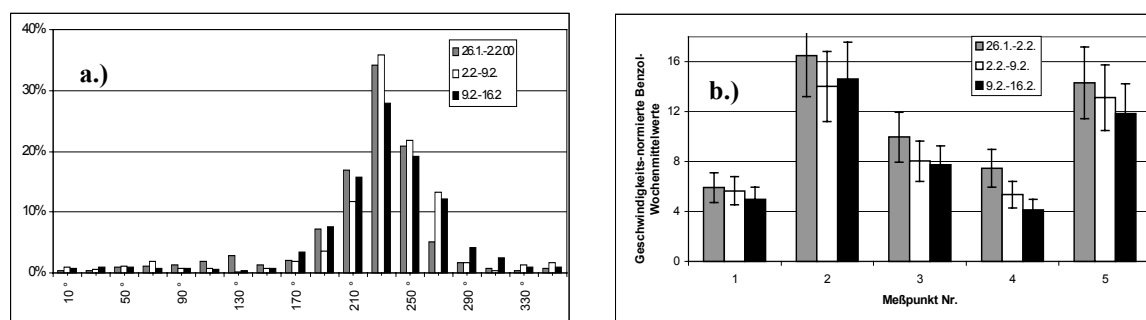


Abb. 6: Windrichtungsverteilung zwischen dem 26.1. und 16.2. (a) sowie die innerhalb dieser Zeitspannen in den verschiedenen Wochen gemessenen und mit der Windgeschwindigkeit normierten Zusatzbelastungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (b)

Wie man aus der Abb. 6a entnimmt, herrschte in den 3 Wochen vom 26.1 bis zum 16.2 eine sehr ähnliche Windrichtungsverteilung mit einem Maximum aus südwestlichen Richtungen vor. Die mittlere Windgeschwindigkeit nahm innerhalb des Zeitraums von 2,8 m/s in der ersten Woche über 2,3 m/s auf 1,9 m/s in der 3. Woche ab. Macht man die Immissionskonzentrationen von der Windgeschwindigkeit unabhängig, indem man sie mit der Windgeschwindigkeit normiert, so sollten die Wochenmittelwerte an den jeweiligen Messpunkten bei gleicher Anströmung, d.h. gleicher Windrichtungsverteilung innerhalb der Meßfehler von $\pm 20\%$ übereinstimmen. Voraussetzung ist dabei, dass die Wochenmittelwerte der Emission konstant bleiben. Dies ist, wie die Abb. 6b verdeutlicht, der Fall. Die Konzentrationen der bei westlicher Anströmung auf der Luvseite der Straßenschlucht gelegenen Messpunkte 2 und 5 weisen hohe, die auf der Leeseite gelegenen Stationen 1 und 4 niedrige Konzentrationen auf. Dies ist das typische Strömungsregime eines Straßenschluchtwirbels. Obwohl der Messpunkt 3 auf der Luvseite liegt, weist er keine so hohen Immissionen auf wie Stationen 2 und 5. Der Grund liegt darin, dass für eine Anströmung von 240 Grad im Bereich des Messpunktes 3 der Straßenschluchtcharakter unterbrochen ist.

Ein ähnliches Ergebnis ergibt sich auch für andere Anströmrichtungen. In der Abb. 7 sind die Windrichtungsverteilungen für drei ausgewählte Wochen mit vornehmlich nordöstlichen Windrichtungen dargestellt. Wie man aus der Abb. 7a erkennt, variiert die Windrichtungsverteilung innerhalb dieser drei Wochen mehr als im vorangegangenen Beispiel. Neben den nordöstlichen Anströmrichtungen treten in unterschiedlichem Maße auch südöstliche bis südwestliche Winde auf. Die meisten Winde wehen jedoch aus nordöstlichen Richtungen. Auch für diese drei Wochen stimmen die an den verschiedenen Untersuchungspunkten gemessenen und mit der mittleren Windgeschwindigkeit normierten Konzentrationen innerhalb der Fehlergrenzen von $\pm 20\%$ überein. Nur finden sich die höchsten Immissionskonzentrationen bei nordöstlichen Winden verständlicherweise auf der Ostseite der Rheinstraße (MP1 und MP4). Das die Differenz zwischen den auf der Luv- und Leeseite der Straßenschlucht gemessenen Zusatzbelastung in diesen drei Wochen geringer ist als in dem in der Abb. 6 gezeigten Beispiel, liegt daran, dass neben den vorherrschenden östlichen auch westliche Winde auftreten.

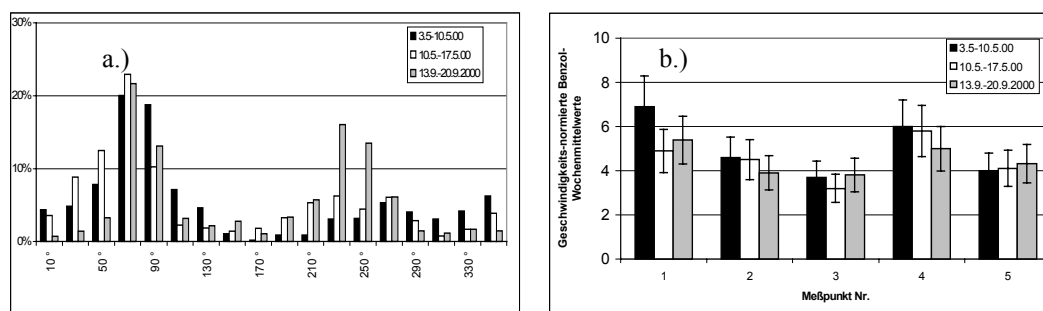


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Windrichtung während drei unterschiedlicher Wochen mit vorwiegend Ostwind in Prozent (a), sowie die innerhalb dieser Wochen an den Stationen 1 - 5 gemessenen und mit der Windgeschwindigkeit normierten Benzol- Zusatzbelastungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (b).

Konzentrations- Wochenmittelwerte als Überlagerung von unabhängigen Einzelimmissionen

Ausbreitungsprogramme liefern die Immission an einem Punkt für im Vorfeld festgelegte standardisierte Bedingungen, das heißt für eine bestimmte Emission E , eine feste Windrichtung k und eine feste Windgeschwindigkeit u . Mittelwerte über einen Tag, eine Woche oder ein Jahr werden daraus berechnet, indem man für den Untersuchungszeitraum die für die jeweiligen Windrichtungen auftretenden Immissionen mit der tatsächlich herrschenden Windgeschwindigkeit, Emission und Häufigkeit normiert und über alle Fälle addiert. Geht man davon aus, dass die Emission auf der Straße nicht mit der Windrichtung oder – geschwindigkeit korreliert ist, so kann man den Mittelwert der in einer Woche j an der Station i gemessenen Zusatzbelastung $C_i(j)$ z.B. schreiben als

$$C_i(j) = \sum_{k=1}^{k=18} H_k(j) \cdot u_k(j) \cdot I_{ik} \cdot E(j)/(u \cdot E) \quad (\text{Gl.1})$$

Summiert wird hierbei über die 18 Windrichtungen von 0 bis 360 Grad in 20° Schritten. Hierbei ist:

- $C_i(j)$: die Immissionskonzentration der Zusatzbelastung am Meßpunkt i in der Woche j
- $H_k(j)$: die relative Häufigkeit der Windrichtung k in der Woche j
- $u_k(j)$: die mittlere Windgeschwindigkeit im Windrichtungsintervall k in der Woche j
- I_{ik} : die Immission, die am Meßpunkt i auftritt, wenn der Wind mit der Geschwindigkeit u nur aus dem Richtungsintervall k weht und auf der Straße eine Emission E herrscht. Diese Immission wird üblicherweise von Ausbreitungsmodellen berechnet
- $E(j)$: der Wochenmittelwert der tatsächlichen Emission auf der Straße in der Woche j
- E, u : die (Einheits-) Emission und Windgeschwindigkeit mit denen die Immissionskonzentrationen I_{ik} berechnet wurden.

Nimmt man nun an, dass die über eine Woche gemittelte Emission der Straße zeitlich konstant ist, so kann man den Term $E(j)/(u \cdot E)$ als Konstante A vor die Summe ziehen. Es verbleibt:

$$C_i(j) = A \cdot \sum_{k=1}^{k=18} H_k(j) \cdot u_k(j) \cdot I_{ik} \quad (\text{Gl.2})$$

Die Emission auf einer Stadteingangsstraße unterliegt zwar im Tages- und Wochenverlauf großen Fluktuationen, im Wochenmittel kann man auf der Rheinstraße aber, abgesehen von den Ferienzeiten, von einem annähernd konstanten Wochenmittel-DTV und daher einer in erster Näherung konstanten mittleren Emission ausgehen. Das dies tatsächlich so ist wird später belegt. Wenn der Datensatz in sich konsistent ist, das heißt keine „Ausreißer“ in den Messungen aufgetreten sind und die Emission auf der Straße nicht von Woche zu Woche variiert, so muss es möglich sein, für jeden Meßpunkt i mit Hilfe eines Satzes von Einheitsimmissionen I_{ik}

- durch das Summenprodukt $\sum H_{k(j)} \cdot u_{k(j)} \cdot I_{ik}$ und
- der Skalierung mit einem einzigen Faktor A

die in der Rheinstraße über ein Jahr gemessenen Zeitreihen der Wochenmittelwerte der Benzol- Zusatzbelastung korrekt zu berechnen. Wenn ein solcher Satz von Immissionen I_{ik} gefunden werden kann, mit dem die gemessenen Zeitreihen an den unterschiedlichen Meßpunkten korrekt reproduziert werden, so kann der Datensatz der $C_i(j)$, $H_k(j)$ und $u_k(j)$ benutzt werden, um die Prognosen von Ausbreitungsmodellen zu verifizieren. Wichtig ist, dass nach der Festlegung des Faktors A die Prognose an allen Stationen mit den Meßergebnissen übereinstimmen muss. Die Prognose ist nun von der Emission unabhängig geworden.

Bevor der Datensatz der gemessenen Immissionen und Winddaten zu Verifikationsuntersuchungen herangezogen werden kann, muss jedoch überprüft werden, ob die Daten in sich konsistent sind. Das heißt, ob es für jeden Meßpunkt MP_i einen Satz von windrichtungsabhängigen Einheitsimmissionen I_{ik} gibt, so dass die gemessenen Wochenmittel entsprechend der Gl. 2 reproduziert werden können. Wenn nicht, so sind Fehler in den Konzentrations- oder Windmessungen aufgetreten, oder die Emission auf der Rheinstraße variiert von Woche zu Woche. Dann kann der Datensatz nicht zur Verifizierung von Ausbreitungsmodellen herangezogen werden.

Überprüfung des Datensatzes auf Konsistenz

Der in der Rheinstraße aufgezeichnete Datensatz aus den über 50 Wochenmittelwerten der Zusatzbelastung $C_i(j)$, der zugehörigen Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung $H_k(j)$ und $u_k(j)$ stellt ein lineares System aus 50 Gleichungen mit 18 Unbekannten dar. Für z.B. den Meßpunkt 1 gilt, dass sich jeder Wochenmittelwert aus der in der jeweiligen Woche herrschenden Windrichtungs- und Geschwindigkeitsverteilung mit einem festen, zeitunabhängigen Satz von Immissionskonzentrationen I_1 bis I_{18} ergeben muss.

$$\begin{aligned} C_{1(1)} &= A \cdot (H_{1(1)} \cdot u_{1(1)} \cdot I_1 + H_{2(1)} \cdot u_{2(1)} \cdot I_2 + \dots + H_{18(1)} \cdot u_{18(1)} \cdot I_{18}) \\ C_{1(2)} &= A \cdot (H_{1(2)} \cdot u_{1(2)} \cdot I_1 + H_{2(2)} \cdot u_{2(2)} \cdot I_2 + \dots + H_{18(2)} \cdot u_{18(2)} \cdot I_{18}) \quad (\text{Gl.3}) \\ \text{usw.} &\dots\dots\dots \\ C_{1(n)} &= A \cdot (H_{1(n)} \cdot u_{1(n)} \cdot I_1 + H_{2(n)} \cdot u_{2(n)} \cdot I_2 + \dots + H_{18(n)} \cdot u_{18(n)} \cdot I_{18}) \end{aligned}$$

Hierbei wird nur über 18 Windrichtungen summiert, da die vorliegende Auswertung in 20° – Schritten von 0° bis 360° durchgeführt wurde. Der Vektor der nur von der Windrichtung k abhängigen Immissionen I_{ik} ist der Lösungsvektor des Gleichungssystems für den Meßpunkt i . Nur wenn ein solcher Lösungsvektor existiert, kann der Datensatz auch zur Verifizierung von Ausbreitungsmodellen herangezogen werden. Zur Bestimmung des Lösungsvektors konnte im vorliegenden Fall nicht auf gängige Verfahren der Matrixalgebra zurückgegriffen werden, da der Wochenmittelwert des Meßergebnisses $C_i(j)$ nicht eindeutig bestimmt, sondern mit einem Meßfehler behaftet ist. Löst man eine Gleichung der Matrix nach einer Variablen auf und setzt diese in die nächste Gleichung ein, so pflanzt sich der Meßfehler immer weiter fort, was letztlich zu keinem realistischen Ergebnis mehr führt. Daher mußte ein anderes Verfahren, und zwar ein expliziter Optimierungsalgorithmus, verwendet werden. Mittels eines Programms wurden hierzu die einzelnen Komponenten des Lösungsvektors unabhängig voneinander quasi kontinuierlich variiert und für jeden Schritt die für mehrere Wochen berechneten Mittelwerte der Zusatzbelastung mit den zugehörigen Meßwerten verglichen. Der optimierte Lösungsvektor ergibt sich bei einer minimalen Abweichung zwischen den berechneten und gemessenen Immissionen. Dieses Verfahren wurde an allen fünf Meßpunkten durchgeführt.

In der Abb.9 sind die unter Grundlage der so für einen Meßpunkt i ermittelten Immissionsverteilungen $I_i(k)$ berechneten Zeitreihen zusammen mit den gemessenen Immissionskonzentrationen der Zusatzbelastung für alle Meßpunkte dargestellt. Hierbei sind die Zeitserien der beiden östlich gelegenen Stationen 1 und 4 im oberen, die Zeitserien der beiden westlichen Meßpunkte 2 und 5 im unteren Teil der Abbildung angeordnet.

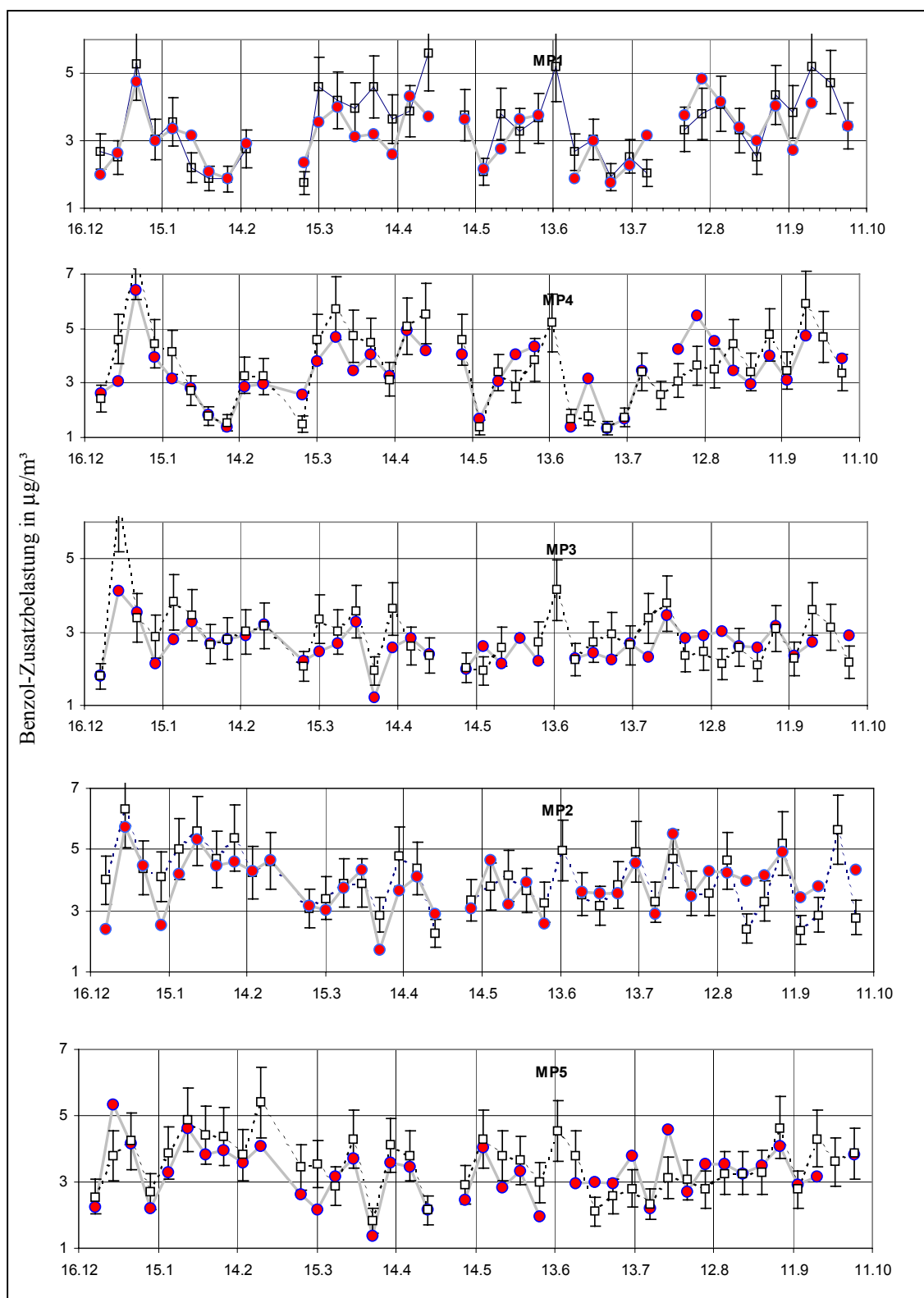


Abb. 9: Zeitreihe der an den Stationen 1 und 4 (Ostseite der Rheinstraße), 3 sowie 4 und 5 (Westseite) aus den Messungen abgeleiteten () und berechneten (o) Benzol- Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die berechneten Werte wurden unter Verwendung des jeweiligen Lösungsvektors der Matrixgleichung I_{ik} erhalten. Die Fehlerbalken der Meßergebnisse geben einen Bereich von $\pm 20\%$ an.

Wie man aus der Abb. 9 entnimmt, werden die gemessenen Zusatzbelastungen an allen Meßpunkten für die gesamte Zeitreihe bis auf wenige Ausnahmen innerhalb einer Fehlergrenze von $\pm 20\%$ korrekt wiedergegeben. Die über den gesamten Zeitraum von fast einem Jahr bestimmte mittlere Abweichung zwischen Messung und Berechnung liegt je nach Untersuchungspunkt zwischen 15% (MP 1 und 2) und 20 % (MP 4). Als Beispiel sind in der Abb. 10 die gemessenen und berechneten Zusatzbelastungen am Meßpunkt 1 gegeneinander aufgetragen.

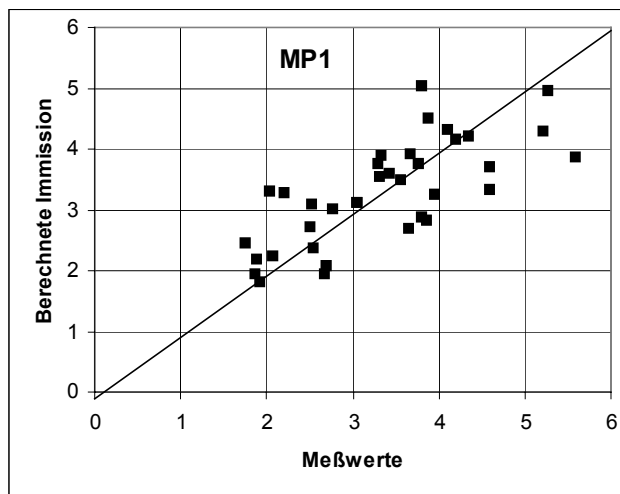


Abb. 10: Vergleich der an der Station 1 gemessenen und mit Hilfe des Lösungsvektors berechneten Benzol-Zusatzbelastungen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Das mit Hilfe der Matrixlösung für alle Stationen Ergebnisvektoren gefunden werden konnten, mit denen die Zeitserien der Zusatzbelastungen an allen Meßpunkten mit dem gleichen Faktor A reproduziert werden können, zeigt zweierlei.

- Erstens sind die Immissionen auf der Basis von Wochenmittelwerten tatsächlich von der Emission auf der Rheinstraße unabhängig, denn anderenfalls hätten die Daten nur an einigen Punkten übereingestimmt. Die Abweichungen durch eine zeitweise zu hohe oder zu niedrige Emission hätten sich dabei auch an allen Stationen gleichermaßen ausgewirkt.
- Zweitens kann der Datensatz der über jeweils eine Woche zusammengefaßten Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilungen zusammen mit den Wochenmittelwerten der Benzol- Zusatzbelastung benutzt werden, um Ausbreitungsmodelle zu verifizieren. Wichtig ist aber dabei, dass die Ergebnisse nach einer Festlegung des Faktors A an allen Meßpunkten übereinstimmen müssen.

Erster Test zur Verifizierung eines Ausbreitungsprogramms

In einem ersten Test wurde der beschriebene Datensatz benutzt, um die Ergebnisse eines Ausbreitungsmodells zu verifizieren. Dazu wurden die Gebäude im Untersuchungsgebiet digitalisiert und entsprechend den Anforderungen des Modells formatiert (Abb.2). Eine Georeferenzierung der Gebäudekanten mittels Differential-GPS längs der Rheinstraße belegte die korrekte Digitalisierung in diesem Bereich und erlaubte eine exakte Positionsbestimmung der Stationen. Nach der Durchführung der Windfeld- und Ausbreitungsrechnung in 20° – Schritten mit einer festen Emission E und Windgeschwindigkeit u ergaben sich für jeden Meßpunkt 18 Immissionskonzentrationen. Diese bilden die Grundlage zur Berechnung der Wochenmit-

telwerte entsprechend G1.2 und damit zum Vergleich mit den Messungen. Dazu wurden anstatt der Lösungsvektoren die Ergebnisse des Modells $I_i(k)$ verwendet. Nach dem Festlegen des Faktors A ist die Prognose von der Emission unabhängig. Die Abb.11b zeigt, wie gut die so bestimmten Immissionen mit den Meßwerten übereinstimmen.

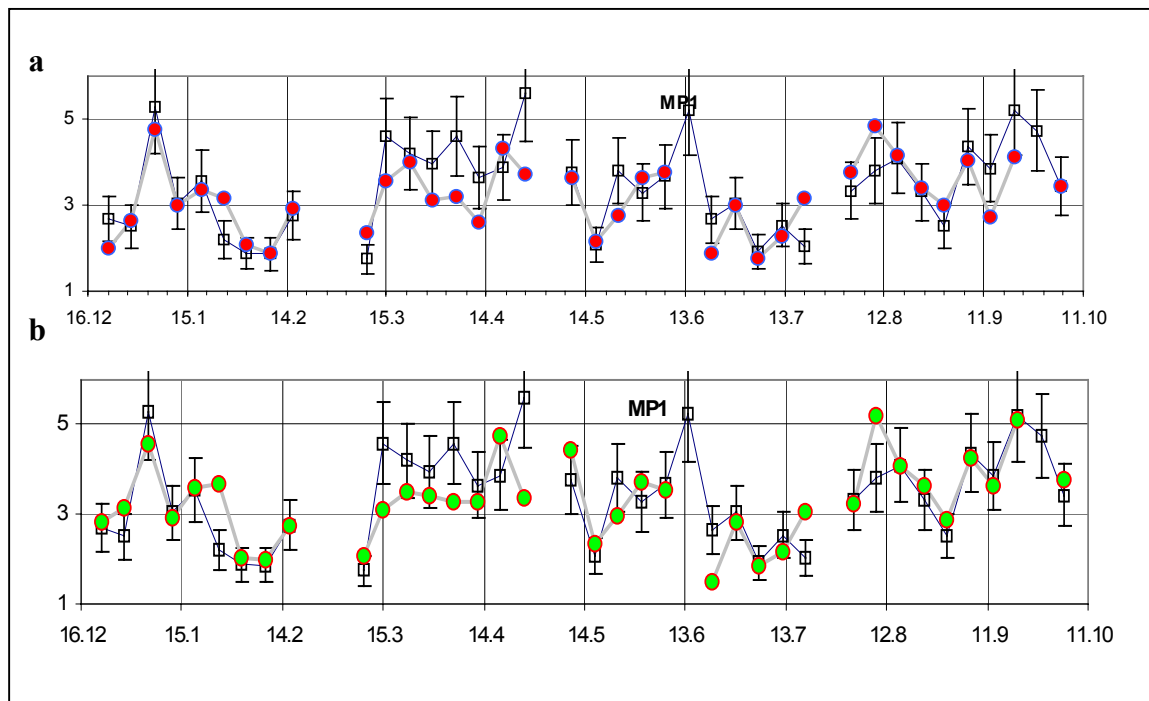


Abb. 11: Für den Meßpunkt 1 mit Hilfe der aus der Matrixlösung abgeleiteten (a) bzw. dem Ausbreitungsprogramm berechneten (b) Immissionsverteilung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Aus der Abb.11b erkennt man deutlich, dass das Ausbreitungsmodell die an der Station 1 gemessenen Zeitserie der Wochenmittelwerte der Zusatzbelastung ähnlich gut wiedergibt, wie dies mit Hilfe des Lösungsvektors (Abb. 11a) möglich ist. Der mittlere Betrag der Abweichung der prognostizierten Ergebnisse von den gemessenen Zusatzbelastungen ist in der Tabelle 1 sowohl für das Ausbreitungsmodell als auch für die Matrixlösung dargestellt.

Tab. 1: Mittlere (über alle Wochen) Abweichung zwischen den prognostizierten und den aus den Messungen abgeleiteten Zusatzbelastungen

Station	Mittlere Abweichung Matrixlösung in %	Mittlere Abweichung Ausbreitungsmodell in %
1	15 %	17 %
2	14 %	17 %
3	19 %	37 %
4	21 %	23 %
5	16 %	16 %

Diese genaue Information über die orts- und windrichtungsabhängige Genauigkeit des Ausbreitungsmodells erhält man jedoch nur anhand einer Analyse der Zeitreihe an mehreren

Punkten. Vergleicht man die aus der Zeitreihe abgeleiteten gemessenen und berechneten Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung, so ergibt sich das Resultat in der Abb. 12.

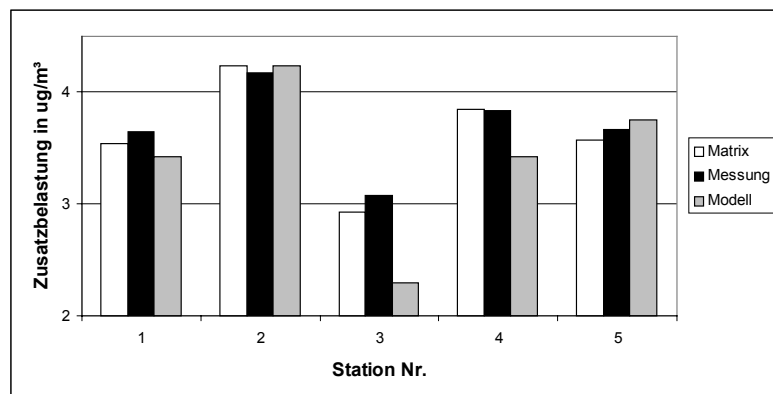


Abb. 12: Vergleich der an den Meßpunkte 1 bis 5 ermittelten Jahresmittelwerten der Zusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bezüglich des Jahresmittelwertes würde man dem Ausbreitungsmodell Genauigkeiten von 4 % -10 % bescheinigen, die jedoch nur erreicht wird, wenn bestimmte Windrichtungen, unter denen das Modell abweichende Resultate liefert, nicht dominieren. Warum die Prognose am Meßpunkt 3 von den Messungen derart stark abweicht wird derzeit geklärt.

Fazit

Der Vergleich zwischen den Ergebnissen aus der Tabelle 1 und der Abb. 12 zeigt deutlich, dass eine Verifizierung von numerischen Ausbreitungsmodellen nicht alleine auf der Basis von Jahresmittelwerten durchgeführt werden sollte, da sich Abweichungen für bestimmte Windrichtungen hierbei stark kompensieren. Durch die Verwendung einer Zeitserie von z.B. Wochenmittelwerten an unterschiedlichen Stationen innerhalb der Straße kann ein von der Emission unabhängiger Vergleich der gemessenen und prognostizierten Immissionen durchgeführt werden, der auch die Genauigkeit des Modells bei unterschiedlichen Anströmrichtungen beantwortet.

Der hier vorgestellte Datensatz sollte nun verwendet werden, um verschiedene existierende Ausbreitungsmodelle auf ihre Genauigkeit hin zu vergleichen.

Literatur

Eichhorn, J. Ries, R, Beltz, N (1995): Naturmessungen verkehrsbedingter Immissionen als Grundlage zur Verifizierung des mikroskaligen Ausbreitungsmodells MISKAM. In : Emissionen des Straßenverkehrs – Immissionen in Ballungsräumen, VDI-Bericht 1228, VDI Verlag, Düsseldorf.

Schädler, G, Bächlin, W, Lohmeyer, A.: Immissionsprognosen mit mikroskaligen Modellen. Vergleich von berechneten und gemessenen Größen. Programm. In: Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS PEF 2 96 004 / Land Baden-Württemberg – nur als Berichtsband erhältlich -

Schädler, G, Bächlin, W, Lohmeyer, A.: Berechnung statistischer Kennwerte am Beispiel der Göttinger Straße – Vergleich der Modelle mit Feldmessungen- PEF 2 93 001 Projekt Europäische Forschung 004 / Land Baden-Württemberg – nur als Berichtsband erhältlich-

Danksagung: An dieser Stelle soll Herrn Dr. Danzeisen und Herrn Schmidt vom LfUG Rheinland-Pfalz gedankt werden, welche die meteorologische Station für diese Untersuchung zur Verfügung stellten bzw. installierten. Herrn Simon sei für die motivierte Mitarbeit bei der Auswertung der Daten, Herrn Werner, Frau Barber, Frau von Döhren, Frau Wacker und Herrn Baumann für die Betreuung und Durchführung der Benzol-Messungen sowie Herrn Herschel und Herrn Hahner für die freundliche Unterstützung bei der logistischen Vorbereitung des Projektes gedankt. Frau Vogt und Frau Hönig sei für die freundliche Unterstützung bei der GPS-Georeferenzierung der Meßstellen und Gebäude und Herrn van der Pütten von der HLUg und Herrn Rau für zahlreiche instruktive Anregungen und Diskussionen gedankt.