

AUSLEIHENPLAR

UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Zentralbibliothek  
Permoserstraße 15  
04318 Leipzig



# UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 10/1996

---

## Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung auf strukturtypischen Testflächen in Leipzig

---

K. Freyer, P. Popp, H.C. Treutler, D. Wagler\*,  
G. Schuhmann

UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik

\* Universität Leipzig, Interdisziplinäres Institut  
für Natur- und Umweltschutz

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungs-  
vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF gefördert.

ISSN 0948-9452

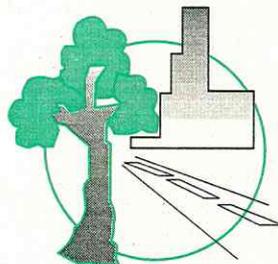
Abschlußbericht zum Forschungsprojekt

# Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung auf strukturtypischen Testflächen in Leipzig

K. Freyer, P. Popp, H.C. Treutler,  
D. Wagler\*, G. Schuhmann

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Sektion Analytik

\*Universität Leipzig  
Interdisziplinäres Institut für Natur- und Umweltschutz



Projektbereich Urbane Landschaften

---

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

# **Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung auf strukturtypischen Testflächen in Leipzig**

---

<b><u>Inhalt</u></b>	<b><u>Seite</u></b>
<b>0. Vorbemerkung</b>	<b>5</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>5</b>
<b>2. Immissionsmessungen im Stadtgebiet</b>	<b>6</b>
2.1. Aufbau des Meßnetzes	6
2.2. Methodik und Meßtechnik	11
2.2.1. SAM-Messungen	11
2.2.2. BTEX-Messungen	12
2.2.3. Messung natürlich radioaktiver Nuklide	13
2.3. Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung dargestellt an der Änderung der SO <sub>2</sub> -Konzentration in den Jahren 1991-95	16
2.4. Beziehungen zwischen BTEX-Konzentrationen und Flächennutzungsstrukturen	24
2.5. Radon und seine Quellen	35
<b>3. Immissionsmessungen und Modellierung in einem suburbanen Gewerbegebiet</b>	<b>40</b>
3.1. Analyse der Verkehrsströme	43
3.2. Berechnung der Emissionen	54
3.3. Berechnung der Immissionsbelastung	67
<b>4. Zusammenfassung der Ergebnisse - Folgerungen - Ausblick</b>	<b>79</b>
<b>5. Literatur</b>	<b>85</b>
<b>Anhang</b>	
Datensammlung - Tabellen A-1 bis A-4	

## **0. Vorbemerkung**

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben mit einer Laufzeit von 1992 bis 1995 wurde vom BMFT/BMBF gefördert. Die Arbeiten zur Modellierung wurden im Rahmen eines WIP-Projektes der Universität Leipzig durchgeführt und mit Mitteln des UFZ unterstützt.

## **1. Einleitung**

Der Strukturwandel in den neuen Bundesländern und speziell in der Stadtregion Leipzig führt zu nachhaltigen ökologischen Veränderungen. Er wird begleitet von einer Änderung der Immissionssituation. Das betrifft sowohl die Abnahme der Belastung durch bestimmte Schadstoffe, die Änderung des Schadstoffspektrums als auch den möglichen, örtlich differenzierten Anstieg von Schadstoffkomponenten z.B. durch erhöhte Mobilität und die Verlagerung von Emissionsquellen.

Das Ziel des vorliegenden Projektes war die Erfassung der Immissionssituation, die Beobachtung ihrer langfristigen Veränderung durch den Strukturwandel und deren Widerspiegelung in urbanen Strukturen der Stadt Leipzig. Dieser Wandel sollte mit orts- und zeitaufgelösten Immissionsmessungen auf stadtstrukturtypischen Testflächen im Stadtgebiet Leipzig und ausgewählten Bereichen im suburbanen Bereich verfolgt werden.

Dabei wurden die Untersuchungen bewußt auf solche Immissionskomponenten konzentriert, die die aktuelle regionale Situation hinsichtlich des Emissions- und Immissionsgeschehens und wesentliche Komponenten des ablaufenden Strukturwandels besonders deutlich charakterisieren:

- Erfassung der Immissions-Leitkomponente  $\text{SO}_2$  für Hausbrand, Energie, Industrie und Gewerbe in ihrer räumlichen und zeitlichen Differenzierung in urbanen Raumeinheiten mittels SAM-Anordnungen; hier werden deutliche Veränderungen durch Umstellung der Energieträger (Braunkohle/Erdgas) und industrielle Strukturbrüche erwartet;
- Erfassung der langfristigen Veränderung verkehrsbedingter Immissionen, die insbesondere durch Kohlenwasserstoffe (BTEX) charakterisiert sind ; hier sollten schwerpunktmäßig Aussagen zur Belastung durch das kanzerogene Benzol und seine Verteilung in Stadtstrukturen erhalten werden;

- Erfassung der räumlich differenzierten Radonkonzentrationen in Luft und Bodenluft und Untersuchungen zur Erkundung von Ursachen für erhöhte Radonimmissionen; hier waren insbesondere mögliche Radioaktivitätseinträge durch den Erzbergbau auf dem Wasserpfad mit einzubeziehen.

Am Beispiel eines neu entstehenden Gewerbe- und Einkaufszentrums am Stadtrand (Gewerbepark Wachau) sollten neben Immissions- und Klimamessungen und der Erfassung der sich zeitlich verändernden Verkehrssituation und ihrer Emissions- und Immissionsauswirkungen (zusätzliche Verkehrsbindung) methodische Grundlagen zur Modellierung der Auswirkungen solcher Zentren in Stadtnähe auf die Luftqualität erarbeitet werden.

Durch die Langzeitbegleitung des Strukturwandels und seiner Auswirkungen auf die Immissionssituation und die Ermittlung relevanter, bislang nicht vorliegender, mit Flächennutzungsstrukturen korrelierter Daten sollten Zusammenhänge erforscht werden, die zur Minimierung von Nutzungskonflikten im Zusammenhang mit der Stadtentwicklung beitragen können.

Die Untersuchungen liefern Beiträge zur Beschreibung der Dynamik eines nachhaltigen Strukturwandels und haben Modellcharakter für andere Städte der neuen Bundesländer mit ähnlichen regionalen Gegebenheiten und für die sich abzeichnende Umbruchsituation in Osteuropa.

## **2. Immissionsmessungen im Stadtgebiet**

### **2.1. Aufbau des Meßnetzes**

In der Tabelle 1 sind die im vorliegenden Projekt genutzten Meßstandorte mit Angaben zum Strukturtyp zusammengestellt.

Die ersten Meßstandorte wurden im Projektverbund zunächst auf strukturtypischen Testflächen im Stadtgebiet Leipzig, auf stadtnahen Flächen und auf außerhalb des Großstadteinflusses liegenden Flächen gewählt. Sie sind auf einem NO/SW-Transsekt über das Stadtgebiet verteilt

Tabelle 1: Beschreibung der Meßstandorte

Nr.	Meßstandort Bezeichnung	Hochwert	Rechtswert	Beschreibung	SAM	KW- Analytik	Radon	
							Luft	Boden
1	Plaußig	56 95 580	45 32 370	Naturnahe Wald- u. Wiesenareale (Aue)	X	X	X	X
2	L.-Abtaundorf	56 93 090	45 29 000	Erholungsfläche (Kleingärten)	X	X	X	X
3	L.-Schönefeld	56 91 500	45 28 375	Erholungsfläche (Park)	X	X	X	X
4	L.-Volkmarsdorf	56 90 225	45 28 675	Wohngebiet (Blockbebauung)	X	X	X	
5	L.-Mitte (Hbf)	56 89 875	45 26 225	Verkehrsflächen	X	X	X	
6.0	L.-Plagwitz	56 88 105	45 23 600	Wohn- u. Industriegebiet	X	X	X	
6.1	L.-Plagwitz	56 87 625	45 23 600	Wohn- u. Industriegebiet				
7.0	L.-Grünau	56 87 175	45 21 200	Wohngebiet (Großformbebauung)	X	X	X	
7.1	L.-Grünau	56 86 950	45 20 050	Wohngebiet (Großformbebauung)	X			
8	L.-Kleinzschocher	56 85 230	45 24 000	Naturnahe Wald- u. Wiesenareale (Aue)	X	X	X	X
9	L.-Lößnig	56 84 400	45 28 600	Erholungsfläche (Park)	X	X	X	X
10	Taucha	56 95 145	45 34 520	Wohngebiet (Einfamilienhaussiedlung)			X	X
11	Naunhof	56 82 350	45 41 600	Wohngebiet (Einfamilienhaussiedlung)			X	X
12	Holzhausen	56 84 590	45 31 130	Wohngebiet (Einfamilienhaussiedlung)			X	X
13	Mockau/Siedlung	56 94 000	45 28 625	Wohngebiet (Einfamilienhaussiedlung)		X		
14.0	Wachau/Parkplatz	56 83 300	45 30 000	Gewerbegebiet	X	X		
14.1	W.-Dösner Weg	56 83 400	45 29 250	Gewerbegebiet	X	X		
14.2	L.-Meusdorf	56 83 650	45 30 375	Wohngebiet (Einfamilienhaussiedlung)	X	X		
14.3	Chemnitzer Str.	56 83 580	45 30 075	Brachfläche/dichter Verkehr		X		
14.4	Galgenberg	56 83 075	45 31 250	Landwirtschaftliche Nutzfläche		X		
15	L.-Probstheida	56 85 310	45 29 190	Erholungsfläche (Kleingärten)	X			
16	Schkeuditz	56 94 500	45 15 500	Naturnahe Wald- u. Wiesenareale (Aue)	X	X		
17	L.-Kulkwitz	56 87 050	45 17 500	Erholungsfläche (Seeufer)	X			
18	L.-Burgau	56 92 625	45 21 800	Naturnahe Wald- u. Wiesenareale (Aue)	X			
19	L.-Sellerhausen	56 90 950	45 30 000	Gebiet öffentlicher Einrichtungen	X	X	X	X

Fortsetzung Tabelle 1:

Nr.	Meßstandort Bezeichnung	Hochwert	Rechtswert	Beschreibung	SAM	KW- Analytik	Radon	
							Luft	Boden
20	L.-Mitte (Univ.)	56 88 750	45 27 250	Gebiet öffentlicher Einrichtungen	X			
21	L.-Schleußiger W.	56 87 325	45 25 150	Grünanlagen/dichter Verkehr		X		
22	L.-Albertpark	56 88 250	45 25 325	Erholungsfläche (Park)	X	X		
	L.-Eisenbahnstr.	56 90 200	45 28 525	Wohngebiet (Blockbebauung)/dichter Verkehr		X		
	L.-Ossietskyst.	56 91 750	45 29 075	Wohngebiet (Blockbebauung)/dichter Verkehr		X		
	L.-Delitzscher Str.	56 93 400	45 26 900	Flächen mit Sondernutzung/dichter Verkehr		X		
	L.-Gohliser Str.	56 91 050	45 26 000	Wohngebiet (Blockbebauung)/mittlerer Verkehr		X		
	L.-Lützner Str.	56 89 025	45 24 000	Erholungsfläche (Park)/dichter Verkehr		X		
	L.-Marschnerstr.	56 89 075	45 25 100	Wohngebiet (offene Bebauung)/dichter Verkehr		X		
	L.-Goerdelerring	56 90 050	45 26 000	Verkehrsplatz (offen)/dichter Verkehr		X		
	L.-Antonienstr.	56 87 325	45 22 675	Wohngebiet (offene Bebauung)/dichter Verkehr		X		
	L.-Riemannstr.	56 88 550	45 26 150	Wohngebiet (geschlossene Bebauung)/dichter Verkehr		X		
	L.-Augustusplatz	56 89 425	45 26 775	Verkehrsplatz (offen)/dichter Verkehr		X		
	L.-Schönefeld	56 90 950	45 29 250	hohe offene Bebauung/wenig Verkehr		X		

und dienten gleichzeitig Klima- und Immissionsmessungen (SAM-Messungen - 20 Standorte; Radon in bodennaher Luft - 13 Standorte, und Bodenluft - 9 Standorte). Das Transsekt ist in Abbildung 1 markiert.

Für die Bestimmung der BTEX-Komponenten und ihre flächenhafte Verteilung im Stadtgebiet wurden anfänglich 16 überwiegend im Transsekt liegende Meßstellen so ausgewählt, daß sowohl Orte, die einen postulierten „Grundimmissionspegel“ des Stadtgebietes bezüglich der Kohlenwasserstoffe repräsentieren (Parkanlagen, Kleingärten, Elsteraue, Parthenaue) als auch Verkehrsflächen (Hauptbahnhof) einbezogen wurden.

Von besonderem Interesse war zusätzlich das Gewerbegebiet Wachau, in dem während der Laufzeit des Projektes erhebliche Veränderungen der Emissions- und damit der Immissionssituation zu erwarten waren (5 Meßstellen - siehe 7.).

Angeregt durch die öffentliche Diskussion über die Gefährdung insbesondere der Stadtbevölkerung durch das kanzerogene Benzol wurde seit 1994 vor allem auf die Erstellung eines Benzol-Belastungsindex für die Stadt Leipzig hingearbeitet. Benzolbelastungen resultieren vorwiegend aus dem Verkehr und dem Hausbrand. Die örtlichen Benzolkonzentrationen werden, wie in der Phase A der Vorläuferprojekte nachgewiesen, auch wesentlich durch die Bebauungsstrukturen geprägt. Durch Erweiterung der Meßstellen für BTEX-Komponenten von 16 auf 30 wurden die in Bezug auf das Wechselverhältnis Verkehr/Bebauung wichtigsten Strukturen der Stadt erfaßt (Strukturtypen siehe 2.4).

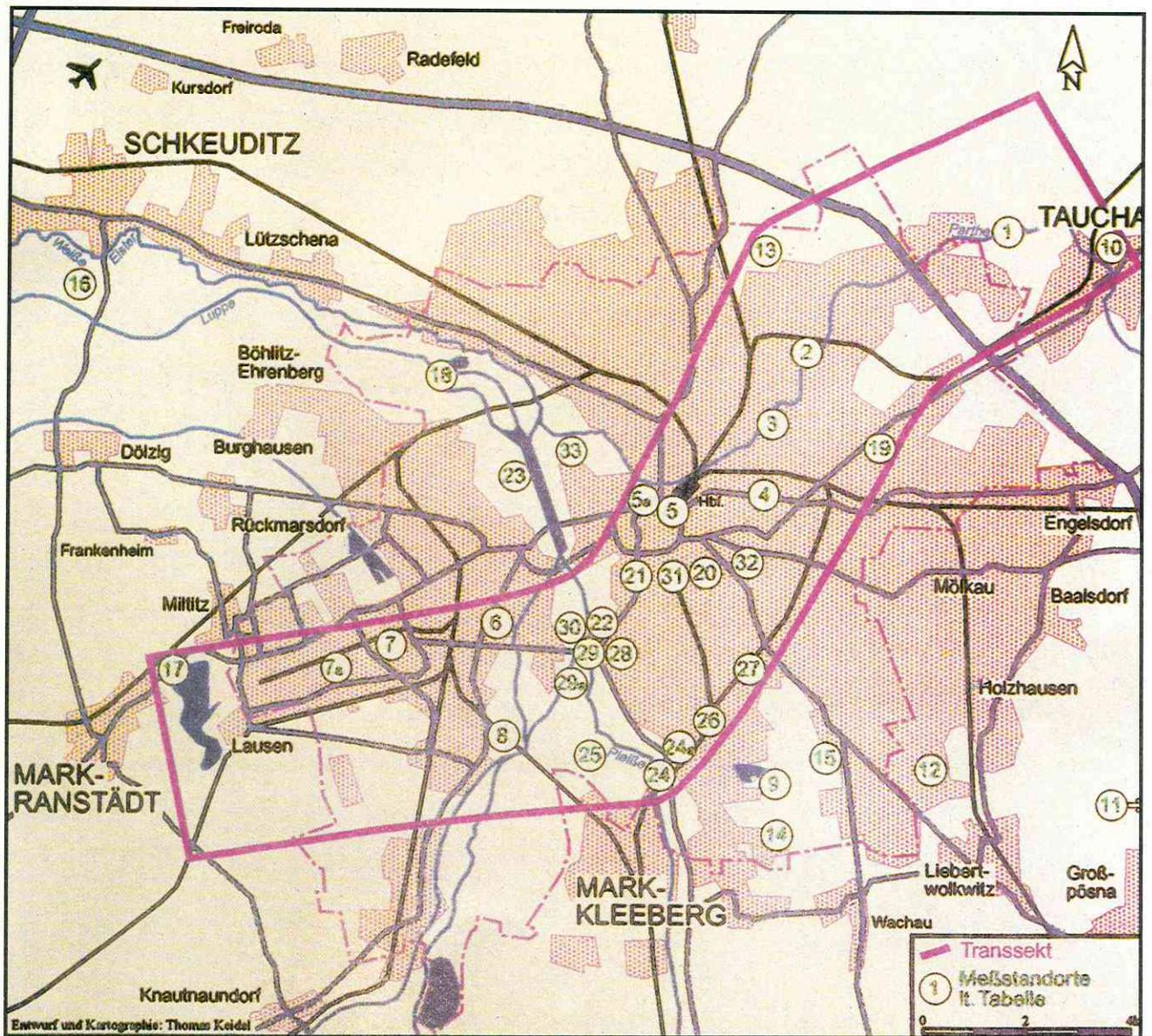


Abb. 1: Lage der Meßstandorte in der Stadtregion Leipzig

## 2.2. Methodik und Meßtechnik

### 2.2.1. SAM-Messungen

Das SAM (Surface Active Monitoring) Verfahren dient der Bestimmung der Immissionsrate, also der pro Flächeneinheit und pro Zeiteinheit von einem Akzeptor aufgenommenen Gesamtmenge eines oder mehrerer Luftinhaltsstoffe. Die praktische Realisierung des SAM-Verfahrens erfolgt so, daß mit einer Absorberlösung ( $K_2CO_3$ ) präparierte Rezeptoren während einer vorgeschriebenen Expositionszeit die Inhaltsstoffe akkumulieren. In unserem Fall wurde die Immissionsrate für  $SO_4^-$ , die direkt proportional der  $SO_2$ -Konzentration der Luft ist, bestimmt. Die Rezeptoren wurden während der Sommerzeit einen Monat lang, im Winter wegen der höheren  $SO_2$ -Belastung nur 14-tägig exponiert.

Nach der Aufarbeitung der Proben ( Extraktion der Ionen mit bidestilliertem Wasser bei  $70^\circ C$ , 1 h und Filtration) erfolgte die ionenchromatographische Bestimmung von Sulfat und zusätzlich von Chlorid, Nitrit, Nitrat mit einem Ionenchromatographen der Fa. DIONEX unter Verwendung einer Anionenaustauschersäule IonPac AS 4A mit Vorsäule AG 4A und unter Verwendung der Suppressortechnik. Als Eluent wurde ein Puffer bestehend aus 1,8 mM Natriumcarbonat und 1,7 mM Natriumhydrogencarbonat eingesetzt.

Systematische Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten carbonatgetränkter Filterpapiere (Akzeptor) über einen Zeitraum von vier Wochen belegen, daß die Anreicherung von Schwefeldioxid und Stickoxiden über den gesamten Zeitraum linear erfolgt und keine Sättigung der Adsorptionsfähigkeit auftritt. Zur statistischen Absicherung wurden Bestimmungen im dreitägigen Rhythmus als Dreifachmessungen mit je zwei Parallelanalysen ausgeführt. Der ermittelte Fehler einer SAM-Bestimmung ergibt sich daraus zu  $\leq \pm 10\%$ . Dafür ist allerdings Voraussetzung, daß mindestens 1 mL einer 10 %igen Kaliumcarbonatlösung zur Präparation der Akzeptoren verwendet wird. Zusätzliche Fehler z.B. durch Haftmittel beim Anbringen der SAM-Plättchen an den Meßanordnungen können ausgeschlossen werden, da die daraus resultierenden Fremdstoffkonzentrationen sich im Bereich der Nachweisgrenze der Methode bewegen.

### 2.2.2. BTEX-Messungen

Die Anreicherung und die nachfolgende Analyse der BTEX-Komponenten (quantifiziert wurden Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m/p-Xylol und o-Xylol) erfolgte zunächst ausschließlich mit Geräten der AMA GmbH (Probenahmeautomat PN 8000, Desorptions- und Probenaufgabeautomat DA 8000 KA) in Verbindung mit einem Gaschromatographen HP 5890II (Hewlett Packard). Die Probenanreicherung wurde mit tenax-gefüllten Probenahmeröhrchen so durchgeführt, daß 0,5 h-Mittelwerte der BTEX-Konzentrationen ermittelt werden konnten. Die Probenahmeverrichtung wurde in einer Höhe von 1,50 m plaziert, der seitliche Abstand von Gebäuden und die Entfernung von den Kraftfahrzeugen in Straßen oder Kreuzungsbereichen waren jeweils größer als 1,50 m. Die Röhrchen wurden wenige Stunden nach der Probenahme analysiert. Dabei erfolgten im Desorptionsautomaten die Thermodesorption bei 200°C, das Einfrieren der Komponenten auf einer kurzen mit Carbotrap gefüllten Kapillare bei -150°C, das sehr schnelle Aufheizen dieser Kapillare bis 200°C und die „punktförmige“ Probenaufgabe auf die Kapillarsäule, eine CP-SIL-5CB-Trennsäule (25m x 0,32mm i.D., Filmdicke: 1,2µm). Durch das gewählte Temperaturprogramm (30°C(3min) ⇒ 10°C/min ⇒ 250°C(6min)) war es möglich, Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m/p-Xylol und o-Xylol sauber von anderen Komponenten zu trennen und insbesondere die schwierige Trennung Benzol/Cyclohexan zu sichern. Die Kalibrierung erfolgte mit Eichgasgemischen der Firma Linde.

Seit Anfang des Jahres 1995 wurden diese Messungen durch Vor-Ort-Analytik mit dem mobilen Gaschromatographen HC 1000 (Airmotec GmbH) ergänzt. Dieses Gerät ermöglicht es, im quasi-kontinuierlichen Betrieb unter Verwendung des im Meßwagen stationierten Batteriesatzes maximal 12 h lang ununterbrochen zu messen und dabei beliebige Meßstandorte in der Stadt und im Umland anzufahren. Die in das Gerät integrierten Anreicherungsöhrchen wurden mit der Luftmenge beaufschlagt, die notwendig ist, um die angereicherten Komponenten sicher nachweisen zu können. Dazu wurden entsprechende Expositionszeiten gewählt. In der Regel wurden 10 min-Mittelwerte gebildet und die erforderlichen 0,5 h-Mittelwerte durch drei aufeinanderfolgende Messungen gewonnen. Das Gerät enthält sechs auf einer Trommel angebrachte Anreicherungsöhrchen. Immer dann, wenn ein Röhrchen schnell aufgeheizt und die Komponenten über die Kapillarsäule geleitet werden, wird durch die eingebaute Pumpe die Luft über das nächste Röhrchen gesaugt, so daß zeitlich parallel zum Ausheizen eines Röhrchens und der nachfolgenden Analyse der BTEX-Komponenten die Anreicherung der organischen

Komponenten auf einem zweiten Röhrchen vor sich geht. Die Adsorption wurde mit Carbotrap vorgenommen, die Thermodesorption erfolgte innerhalb von 120-180 s. Nach der Fokussierung auf einer gepackten Quarzglaskapillare wurden eine Probeninjektion durch Aufheizen der Kapillare auf 350°C innerhalb weniger als 1s und die schnelle gaschromatographische Trennung mit einer DB-5-Kapillare (9,4m x 0,25mm i.D., Filmdicke 1,0µm) vorgenommen. Auch in diesem Falle war es möglich, die BTEX-Komponenten vom Spektrum der übrigen Verbindungen zu trennen. Dabei wurde folgendes Temperaturprogramm gewählt: 40°C (1,5min) ⇒ 20°C/min ⇒ 120°C (1min).

### 2.2.3. Messung natürlich radioaktiver Nuklide

Eine Komponente der Immissionen, die wegen ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften eine besondere Rolle spielt, ist das Radon. Radon ist ein Edelgas und hat drei Isotope mit den Massenzahlen 219, 220 und 222. Sie sind Glieder der natürlichen radioaktiven Zerfallsreihen von  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  und  $^{235}\text{U}$ . Entscheidend für das Vorkommen und die Verbreitung der drei Radonisotope in der Luft sind ihre Halbwertszeiten. Wenn sie zu kurz sind, dann zerfallen die Isotope schon während der Diffusion oder Konvektion des Gases aus dem natürlich radioaktiven Material (Boden, Gestein, Baumaterial). So gelangen Thoron ( $^{220}\text{Rn}$ ) mit 56 s Halbwertszeit und Actinon ( $^{219}\text{Rn}$ ) mit 4 s Halbwertszeit kaum oder gar nicht in die Atmosphäre. Radon-222 mit 3,8 d Halbwertszeit und seine Folgeprodukte sind deshalb die Hauptquellen der natürlichen Strahlenbelastung des Menschen.

Die große Bedeutung des Radons resultiert daraus, daß es als einziges Glied der natürlichen Zerfallsreihen gasförmig ist. Die Mobilität dieses Gases ist dafür verantwortlich, daß sich dessen Folgeprodukte weit von dem ursprünglichen, radioaktiv kontaminierten Platz entfernen können.

Die vielfältigen Methoden zum Nachweis der Nuklide des Radons lassen sich in die Gruppen der *aktiven* und der *passiven* Verfahren einteilen. Typische Vertreter der passiven Verfahren sind die für flächendeckende Messungen und zur Ermittlung der Langzeitbelastung eingesetzten Diffusionskammern mit Festkörperspurdetektoren (URBAN, PIESCH, 1981). Diese Methoden sind dadurch gekennzeichnet, daß sie keine Teile enthalten, die eine Energieversorgung benötigen. Aktive Verfahren umfassen beispielsweise solche Methoden wie die Messung der Radonkonzentration in einer Gitterionisationskammer oder die Bestimmung der Folgeproduktkonzentrationen über Filterabscheidung und  $\alpha$ -Spektrometrie.

Aus der Vielfalt bekannter Nachweismethoden für Radon und kommerzieller Geräte zur Radonkonzentrationsmessung wurden für die Lösung der Aufgabenstellungen im Rahmen der Immissionsuntersuchungen unter stadttökologischen Gesichtspunkten die folgenden Verfahren ausgewählt und angewendet:

- Zeitintegrierende Messung der Radonkonzentration in der Luft und in der Bodenluft unter Nutzung von Diffusionskammern mit Festkörperspurdetektoren,
- zeitaufgelöste Messung der Radonkonzentration in der Luft mit dem mobilen Radonmeßplatz ATMOS 12DPX,

### ***Diffusionskammer mit Festkörperspurdetektor***

Das meistgenutzte passive Meßverfahren ist die Diffusionskammer mit Festkörperspurdetektor. Radon diffundiert durch ein Filter in das Innere einer abgeschlossenen Kammer. Der Festkörperspurdetektor im Inneren der Kammer registriert  $\alpha$ -Teilchen vom Zerfall des Radons und den in der Kammer entstandenen Zerfallsprodukten. In der Außenluft befindliche Radonzerfallsprodukte und andere Aerosole werden durch das Filter zurückgehalten. Bei dieser Methode wird nur die Radonkonzentration gemessen, der Gleichgewichtszustand zwischen Radon und seinen Folgeprodukten in der Außenluft spielt dabei keine Rolle.

Die optimale Expositionszeit liegt bei drei bis zwölf Monaten. Als Festkörperspurdetektor werden meistens Zellulosenitrat- oder Polykarbonatfolien verwendet. Das empfindlichste und auch für unsere Messungen benutzte Detektormaterial ist Allyldiglykolkarbonat (CR 39) (FLEISCHER u.a., 1975).

### ***Mobiler Radonmeßplatz ATMOS 12DPX***

Der ATMOS 12DPX (BALTZER u.a., 1991) ist ein tragbarer Meßplatz zur kontinuierlichen Bestimmung der Radonkonzentration in Wohnräumen und im Freien. Zur Messung wird etwa ein Liter Luft pro Minute angesaugt. Dieser Luftstrom wird in einer Ionisationskammer fortlaufend analysiert, d.h. alle 5 Sekunden entsteht ein neues Meßergebnis. Durch die Auswertung einzelner Stromimpulse aus der Ionisationskammer in einem Multi-Channel-Analyser (256 Kanäle) wird ein Alphaspektrum erhalten. Darüber hinaus bietet das Ionisationskammer-Verfahren einen besonderen Vorzug. Durch das große aktive Volumen der Meßkammer kann auch bei geringem Radongehalt schon in sehr kurzer Zeit ein statistisch gesichertes Ergebnis erhalten werden.

Der ATMOS 12DPX mißt ausschließlich den Gehalt an gasförmigem Radon-222 (und Radon-220).

Durch Ankoppeln eines mobilen Rechners (Laptop) wird das Gerät zu einem komfortablen Spektroskopie-Meßplatz hochgerüstet. Aufgrund seiner besonderen Auslegung eignet sich der ATMOS 12DPX für folgende Meßaufgaben:

- Schnelle (punktförmige) Übersichtsmessung: Grobe Klassifizierung der Belastung mit typischen Meßzeiten von 1 Minute bis 10 Minuten.
- Integrierende Feinmessung: Hohe Auflösung und niedrige Nachweisgrenze ( $2,5 \text{ Bq/m}^3$  bei einer Stunde Meßzeit)
- Fortlaufende Verlaufs-Aufzeichnung: Integrationszeit 10 Minuten, interne Datenspeicherung für 28 Tage
- Aufspüren von Radonquellen durch Ansaugen der Luft über einen Schlauch (Radon-Sniffing)
- Messung der Radonkonzentration im Boden durch Ansaugen der Luft aus Probebohrungen
- Messung der Radon-Exhalation aus Baustoffen u.a. durch Beobachtung der Gleichgewichtskonzentration (Zirkulation des Meßgases in einem abgeschlossenen Containersystem)

Für die Kalibrierung und den Abgleich der verwendeten Radon-Meßtechnik wurde unter Nutzung des ATMOS 12DPX eine entsprechende Anordnung entwickelt, aufgebaut und im Projekt eingesetzt (TREUTLER, FREYER, 1994).

### ***Gammaspektrometrie***

Für die Beurteilung möglicher Radonquellen (Boden, Sediment) ist eine hoch-empfindliche Gammameßtechnik erforderlich. Bei der Gammaspektrometrie wird für die Aktivitätsmessung und die Identifizierung der Radionuklide die Tatsache ausgenutzt, daß beim radioaktiven Zerfall  $\gamma$ -Quanten bestimmter, für das entsprechende Radionuklid typischer Energien emittiert werden. Das von einer radioaktiv kontaminierten Probe aufgenommene  $\gamma$ -Spektrum (Impulszahl als Funktion der Energie) weist dementsprechend für diese Energiewerte hohe Impulszahlen über einer sehr niedrigen Umgebung auf. Die Lage dieser " $\gamma$ -Linien" (Energie) dient der Identifizierung des Nuklides, aus der Fläche unter der " $\gamma$ -Linie" wird die Aktivität berechnet.

Für die beschriebenen Arbeiten stand ein Gammaspektrometer mit einem hochauflösenden HPGe Coaxial Low-Energy Detektor (EG&G ORTEC) und einer speziellen Auswertesoftware GAMMAW (DR. WESTMEIER) zur Verfügung. Dieser Detektor hat eine hohe Ansprechwahrscheinlichkeit besonders auch für niedrige Energien ( $E_\gamma < 100 \text{ keV}$ ). Das ist für diese Messungen

erforderlich, weil die interessierenden Radionuklide vorwiegend  $\gamma$ -Quanten mit niedrigen Energien emittieren.

### **2.3. Wechselbeziehung zwischen Immissionen und Flächennutzung dargestellt an der Änderung der SO<sub>2</sub>-Konzentration in den Jahren 1991-95**

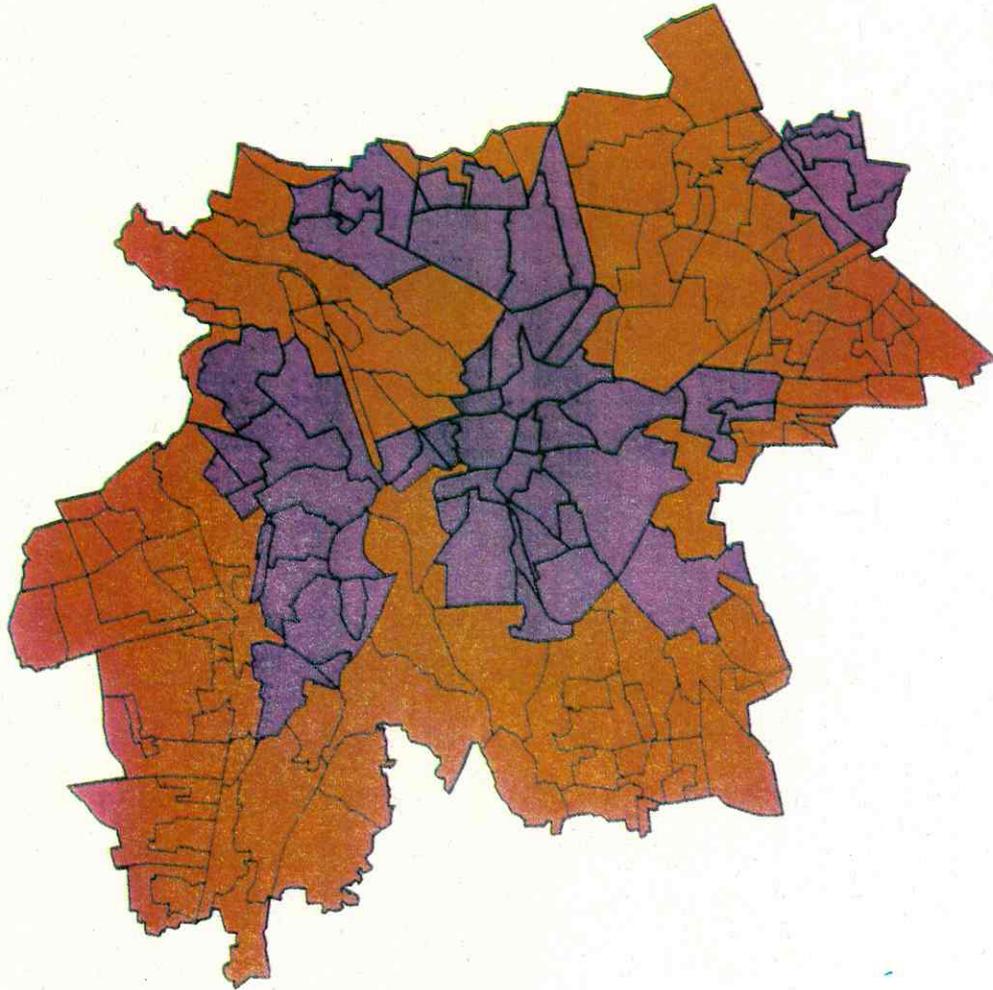
SAM-Messungen wurden während der Jahre 1991-1995 durchgeführt. Sie führten zu einer flächendeckenden Aussage über die SO<sub>2</sub>-Belastung der Leipziger Stadtregion, wie sie in den Abbildungen 2 bis 6 dargestellt ist. Grundlage für die Bewertung ist der Mittelwert, der aus sämtlichen Meßwerten dieser Jahre gebildet und als 100%-Belastung definiert wurde. Durch Vergleich der Mittelwerte aller 20 Stationen und die Extrapolation auf Flächen, in denen keine SAM-Stationen aufgebaut wurden, konnte diese Einschätzung entsprechend der angegebenen Skala erfolgen. Die Extrapolation auf die Struktureinheiten, in denen keine SAM-Messungen vorgenommen wurden, erfolgte dabei anhand gemeinsamer Merkmale. Als Hauptmerkmale dienten die Flächennutzung, insbesondere Bebauung und Versiegelung bzw. Grünflächenanteil. Das ist natürlich nur eine Annäherung an die konkrete Immissionssituation, denn es konnten nicht alle lokalen SO<sub>2</sub>-Emissionsquellen einbezogen werden.

In den Abbildungen 2 bis 6 sind die gravierenden Unterschiede zwischen den Jahren 1991 und 1995 zu erkennen. Im Jahre 1991 (Abb. 2) liegt das gesamte Stadtgebiet weit über dem Mittel der Jahre 1991-1995, besonders stark belastet (>150 % des Mittelwertes) sind die industriellen Ballungszentren des Leipziger Westens (Lindenau/Plagwitz), das Stadtzentrum und die gründerzeitlichen Wohngebiete der Stadt. In diesen Regionen fallen Belastungen durch den Hausbrand, die Heizkraftwerke, die Industrieareale und die Vielzahl der Kleinemittenten („Hinterhofbetriebe“) zusammen. Mit dem Zusammenbruch der alten Industriepotentiale, der Nachrüstung der Energieversorgungsbetriebe mit moderner Entstaubungstechnik und SO<sub>2</sub>-Abgasreinigungsanlagen und der schrittweisen Umstellung der Energieträger änderte sich in den folgenden Jahren die Situation grundlegend. Bereits 1992 (Abb. 3) sind gegenüber dem 5-Jahresmittel nur noch das Stadtzentrum und die angrenzenden gründerzeitlichen Wohngebiete sehr stark belastet, im Jahre 1993 (Abb. 4) bleibt vor allem die Vorstadtregion Volkmarsdorf mit nach wie vor dominantem Hausbrand bei enger Bebauung bezüglich der SO<sub>2</sub>-Konzentration eine hochbelastete Fläche (>150% des Mittelwertes). Bis zum Jahre 1995 (Abb. 5 und 6) hat sich die

Situation weiterhin deutlich verbessert. In diesen Jahren sind auch keine Flächen mehr erkennbar, in denen die SO<sub>2</sub>-Belastung den 5-jährigen Mittelwert wesentlich überschreitet.

In Abbildung 7 sind als Zeitreihen die SO<sub>2</sub>-Immissionen an zwei typischen Stadtstrukturen (Standort 4 - Volkmarsdorf; Standort 6 - Plagwitz) und der aus den Einzelmessungen aller 20 Meßstandorte errechnete Mittelwert dargestellt. Der oben als 100 % Belastung definierte Mittelwert aus sämtlichen Meßwerten der Jahre 1991 bis 1995 (MW91/95) ist ebenfalls eingetragen. Die Abbildung bestätigt die strukturabhängigen Unterschiede in der Entwicklung der Immissionssituation im Stadtgebiet. Der Abbildung ist weiterhin zu entnehmen, daß sowohl die Mittelwerte als auch die in den Stadtstrukturen gemessenen SO<sub>2</sub>-Immissionen sehr ähnliche zeitliche Konzentrationsschwankungen aufweisen.

Aus den Abbildungen ist erkenntlich, daß das SAM-Verfahren einen guten Indikator für die Dynamik der in den Städten der neuen Bundesländer vor sich gehenden Prozesse darstellt. Während mit SO<sub>2</sub>, das als „Leitkomponente“ für den Wintersmog fungiert, bewußt eine Komponente ausgewählt wurde, deren Konzentrationen rückläufig sind, trifft das auf andere Schadstoffkomponenten, insbesondere auf die Verkehrsemissionen und das als Folge dieser Emissionen gebildete Ozon nicht zu. Wie im nächsten Kapitel ausgeführt wird, wurden exemplarisch die BTEX-Komponenten ausgewählt, um Immissionsprobleme, die sich aus dem wachsenden Verkehrsaufkommen ergeben, darzulegen und Beziehungen zwischen verkehrs- und hausbrandbedingten Emissionen und Flächennutzungsstrukturen aufzuzeigen.



UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM  
LEIPZIG-HALLE GmbH

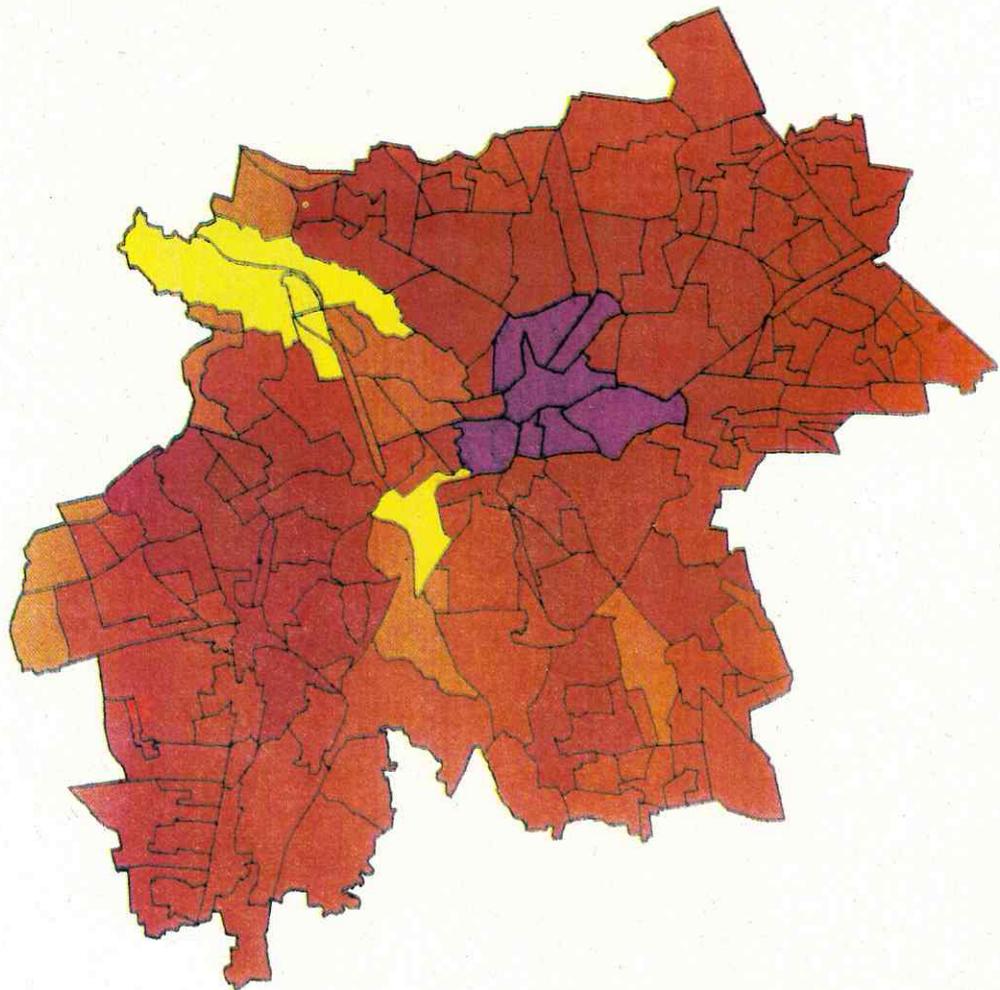


Inhaltliche Bearbeitung: G. Schuhmann  
Kartographie und Geographisches Informationssystem (GIS):  
Sektion Angewandte Landschaftsökologie  
Dr. A. Kindler, H. Hermann, S. Lehmann, G. Schulz

	0 bis 25 %	Kaum belastet
	26 bis 50 %	Schwach belastet
	51 bis 75 %	Mäßig belastet
	76 bis 100 %	Deutlich belastet
	101 bis 150 %	Stark belastet
	> 150 %	Sehr stark belastet

Grundlage: Gebirgsmittelwert der Jahre 1991-1994 = 100 %

Abb. 2: SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in der Stadt Leipzig 1991



0 1 2 3 4 km

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM  
LEIPZIG-HALLE GmbH

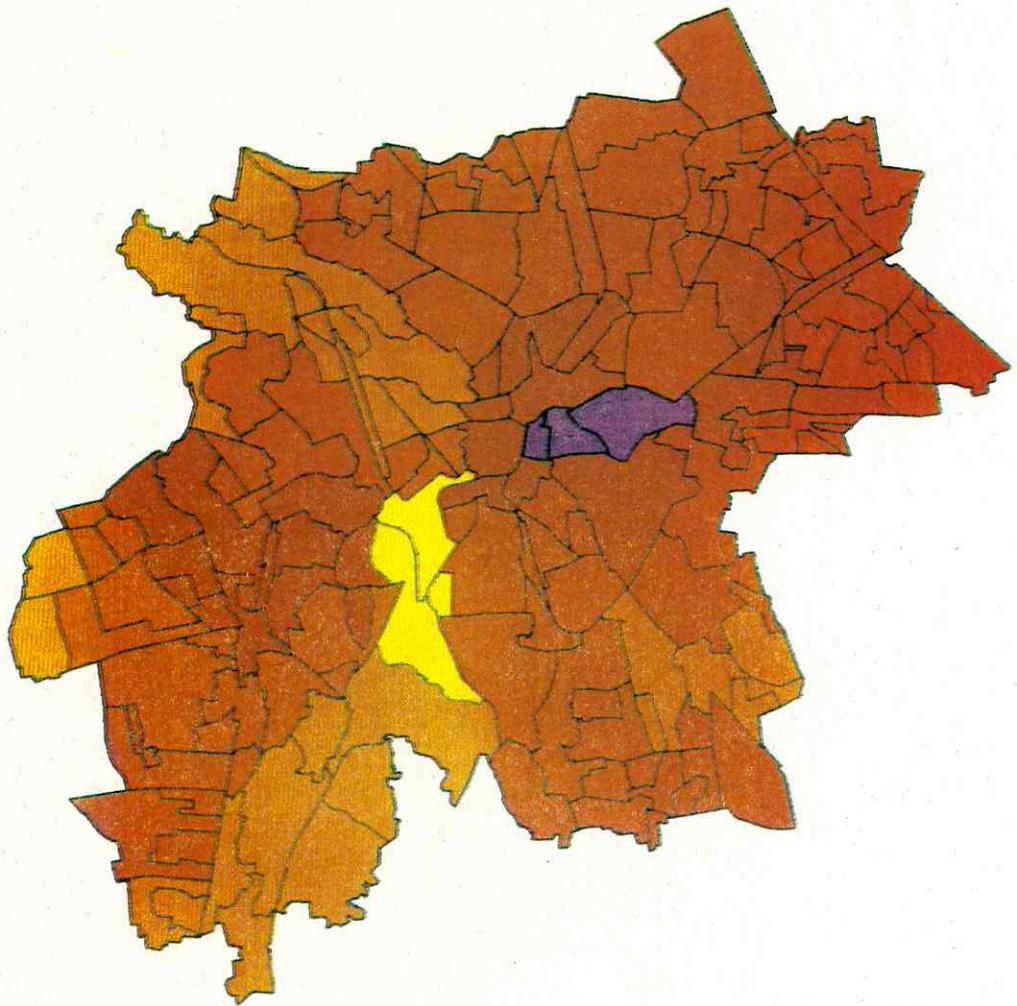


Inhaltliche Bearbeitung: G. Schuhmann  
Kartographie und Geographisches Informationssystem (GIS):  
Sektion Angewandte Landschaftsökologie  
Dr. A. Kinder, H. Herrmann, S. Lehmann, G. Schulz

	0 bis 25 %	Kaum belastet
	26 bis 50 %	Schwach belastet
	51 bis 75 %	Mäßig belastet
	76 bis 100 %	Deutlich belastet
	101 bis 150 %	Stark belastet
	> 150 %	Sehr stark belastet

Grundlage: Gesamtmittelwert der Jahre 1991-1994 = 100 %

Abb. 3: SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in der Stadt Leipzig 1992



UFAUWELT FORSCHUNGSZENTRUM  
LEIPZIG-HALLE GmbH

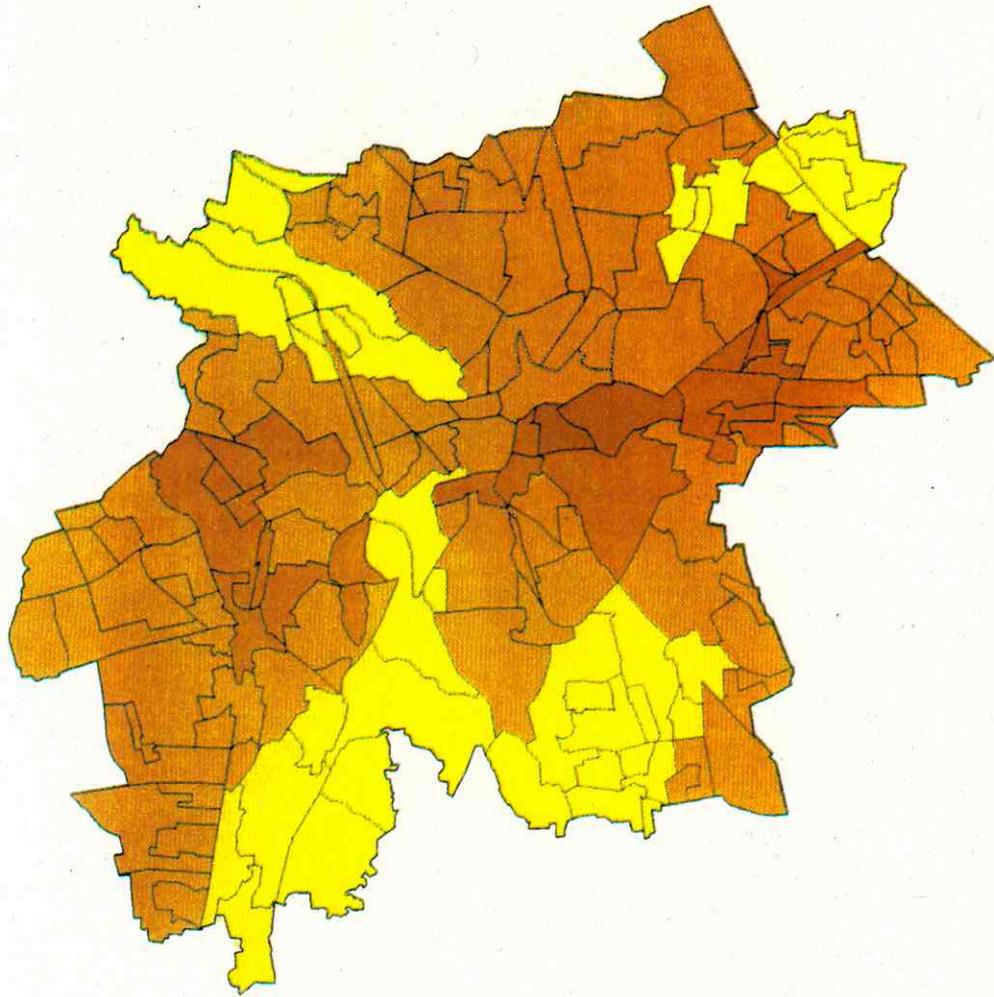


Inhaltsleise Bearbeitung: G. Schuhmann  
Kartographie und Geographisches Informationssystem (GIS):  
Sektion Angewandte Landschaftsökologie  
Dr. A. Kändler, H. Hartmann, S. Lehmann, G. Schatz

	0 bis 25 %	Kaum belastet
	26 bis 50 %	Schwach belastet
	51 bis 75 %	Mäßig belastet
	76 bis 100 %	Deutlich belastet
	101 bis 150 %	Stark belastet
	> 150 %	Sehr stark belastet

Grundlage: Gesamtmittelwert der Jahre 1991-1994 = 100 %

**Abb. 4:** SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in der Stadt Leipzig 1993



0 1 2 3 4 km

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM  
LEIPZIG-HALLE GmbH

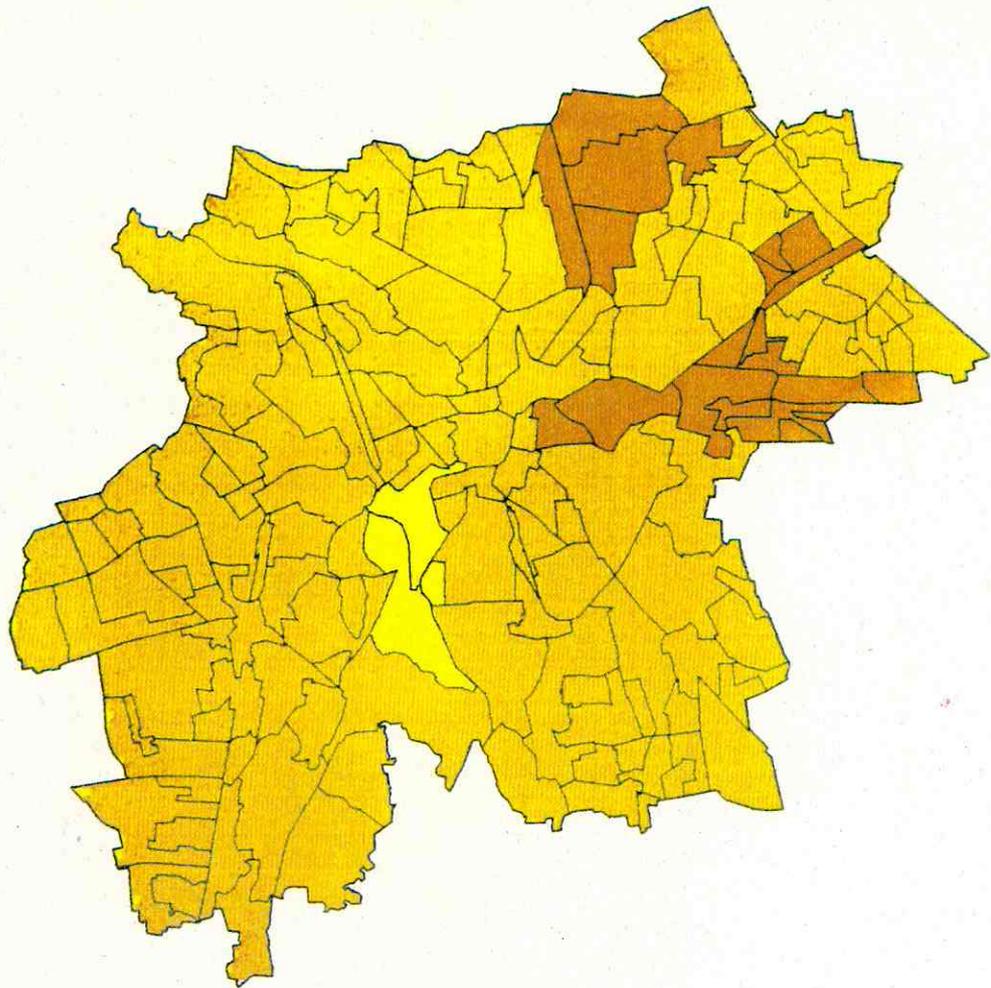


Inhaltliche Bearbeitung: G. Schuhmann  
Kartographie und Geographisches Informationssystem (GIS):  
Sektion Angewandte Landschaftsökologie  
Dr. A. Kindler, H. Hartmann, S. Lohmann, G. Schulz

	0 bis 25 %	Kaum belastet
	26 bis 50 %	Schwach belastet
	51 bis 75 %	Mäßig belastet
	76 bis 100 %	Deutlich belastet
	101 bis 150 %	Stark belastet
	> 150 %	Sehr stark belastet

Grundlage: Gesamtmittelwert der Jahre 1991-1994 = 100 %

Abb. 5: SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in der Stadt Leipzig 1994



UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM  
LEIPZIG-HALLE GmbH



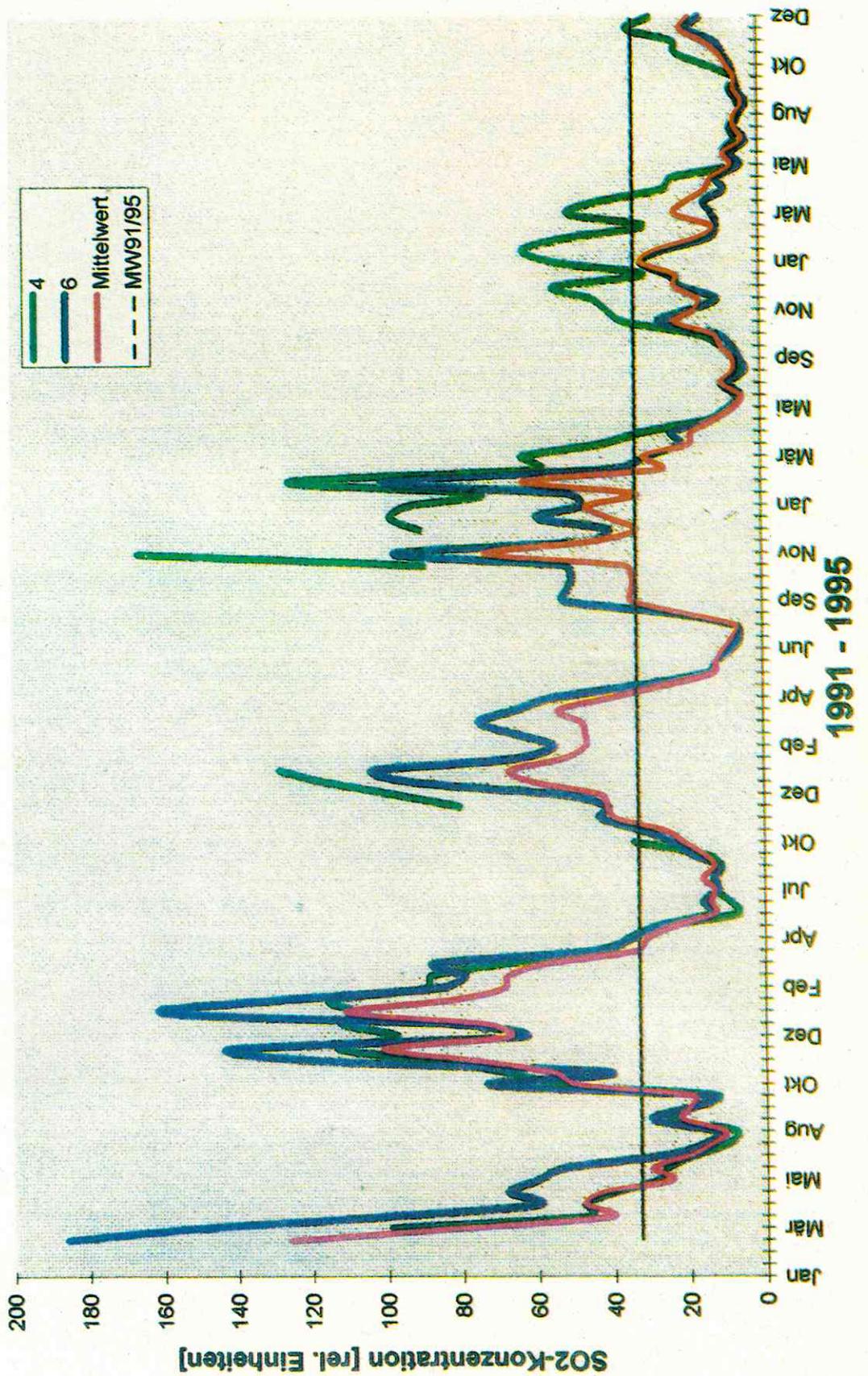
Inhaltliche Bearbeitung: G. Schuhmann  
Kartographie und Geographisches Informationssystem (GIS):  
Abteilung Geoinformation  
Dr. A. Kändler, H. Herrmann, S. Lehmann, G. Schulz

**Immissionsbelastung 1995 gemessen im  
SAM (Surface Active Monitoring) - Verfahren (SO<sub>4</sub><sup>-</sup>)**

	0 bis 25 %	Kaum belastet
	26 bis 50 %	Schwach belastet
	51 bis 75 %	Mäßig belastet
	76 bis 100 %	Deutlich belastet
	101 bis 150 %	Stark belastet
	> 150 %	Sehr stark belastet

Grundlage: Gesamtmittelwert der Jahre 1991-1994 = 100 %

**Abb. 6:** SO<sub>2</sub>-Immissionsbelastung in der Stadt Leipzig 1995



**Abb. 7:** Zeitlicher Verlauf der SO<sub>2</sub>-Konzentration an den Meßstandorten Volkmarsdorf (4) und Plagwitz (6) sowie des Mittelwertes aus den Meßwerten aller Standorte in der Stadtregion MW91/95 – Mittelwert aller Messungen aus den Jahren 1991 bis 1995

## 2.4. Beziehungen zwischen BTEX-Konzentrationen und Flächennutzungsstrukturen

Unter der Vielzahl von anorganischen und organischen Gefahrstoffen, die die Atmosphäre belasten, fanden in den letzten Jahren die BTEX-Komponenten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole) zunehmende Bedeutung, insbesondere das kanzerogene Benzol. Die 23. BImSchV legt maximale Konzentrationswerte für Benzol fest. Während zunächst ein Jahresmittelwert von  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  einzuhalten ist, soll dieser Mittelwert ab 01.07.1998 auf  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduziert werden.

Die BTEX-Belastung kommt in erster Linie durch den Verkehr zustande (BAUMANN, 1987; BAUMBACH, 1993), aber in den Wintermonaten spielt auch der Hausbrand eine dominierende Rolle (EHRlich & KALKHOFF, 1993; ENGEWALD u.a., 1993). Folglich war es zunächst wichtig, repräsentative Meßwerte an den Verkehrsstraßen und Verkehrsknotenpunkten zu gewinnen, die die höchsten Belastungen widerspiegeln. Das sind - wie im vorangegangenen Teilprojekt der Phase A „Erfassung und Bewertung der Immissionssituation an Leipziger Straßenkreuzungen mit enger Bebauung und hoher Verkehrsdichte“ herausgearbeitet wurde - durchweg stark frequentierte Straßen mit enger Bebauung, in deren Umfeld immer noch vorwiegend Einzelofenheizung mit Braunkohlenbriketts zu verzeichnen ist, d.h., Wohnviertel mit gründerzeitlicher Bebauung. Von Messungen in diesen hochbelasteten Gebieten ausgehend, wurden durch eine Erweiterung des ursprünglich konzipierten Meßnetzes die Stadtstrukturen, die in Bezug auf das Wechselverhältnis Verkehr, Hausbrand und Bebauung wichtig sind, erfaßt und hinsichtlich der BTEX-Belastung untersucht. Es handelt sich dabei um

Typ1: Straßenschluchten mit enger Bebauung, dominantem Hausbrand und hoher Verkehrsdichte ( 20 000-30 000 Kfz/Tag)

Typ2: Straßen und Kreuzungen mit weiträumiger Bebauung und hoher bis extrem hoher Verkehrsdichte (bis zu 60 000 Kfz/Tag)

Typ3: Neubaugebiete mit Fernheizung und mittlerem Verkehrsaufkommen

Typ4: Siedlungen mit geringem Verkehrsaufkommen aber nicht vernachlässigbaren Auswirkungen des Hausbrandes

Typ5: Innerstädtische Parkanlagen

Typ6: Neu entstehende Industrie- und Gewerbegebiete

Typ7: Naturnahe Areale in Stadt und Stadtumland

Die Tabelle 2 veranschaulicht den Versuch, den Stadtstrukturen „Belastungskennziffern“ zuzuordnen und nachfolgend zu vergleichen, ob diese grobe Zuordnung von den experimentellen Befunden bestätigt wird.

Die stärksten Belastungen sind nach dieser Abschätzung bei Strukturen der Typen 1 und 2 zu erwarten, in den großen Neubaugebieten der Stadt Leipzig (Typ 3) entfällt die Hausbrandkomponente und die Bebauung ist locker, Siedlungen entsprechend Typ 4 sollten aufgrund der noch vorhandenen Einzelofenheizung in den Wintermonaten deutlich höhere Benzolkonzentrationen aufweisen als im Sommer, die BTEX-Belastung innerstädtischer Parkanlagen (Typ 5) wird durch den Eintrag aus der Umgebung bestimmt und sollte deutlich geringer sein als in belasteten Stadtstrukturen, neu entstehende Industrie- und Gewerbegebiete (Typ 6) sind insbesondere durch die Verlagerung bzw. das Entstehen von Verkehrsströmen interessant, und die naturnahen Areale (Typ 7) sollten die „Hintergrundbelastung“ widerspiegeln.

**Tabelle 2:** Einfluß der Hauptemittenten und der Bebauung (Winterhalbjahr)

Typ	Verkehrseinflüsse	Hausbrandeinflüsse	Bebauungseinflüsse	Summe
1	3	2	2	7
2	4	0-1	0-1	4-6
3	1-2	0-1	0-1	1-4
4	1	1-2	1	3-4
5	1	1	0	2
6	1-2	0	0-1	1-3
7	0-1	0	0	0-1

Verkehrseinflüsse:

0	nicht vorhanden
1	schwach (< 10.000 Kfz/Tag)
2	mäßig (10.000 - 20.000 Kfz/Tag)
3	stark (20.000 - 30.000 Kfz/Tag)
4	sehr stark (> 30.000 Kfz/Tag)

Hausbrandeinflüsse:

0	nicht vorhanden
1	mäßig
2	erheblich

Einfluß der Bebauung:

0	nicht vorhanden
1	mäßig (weiträumige Bebauung)
2	erheblich (enge Bebauung)

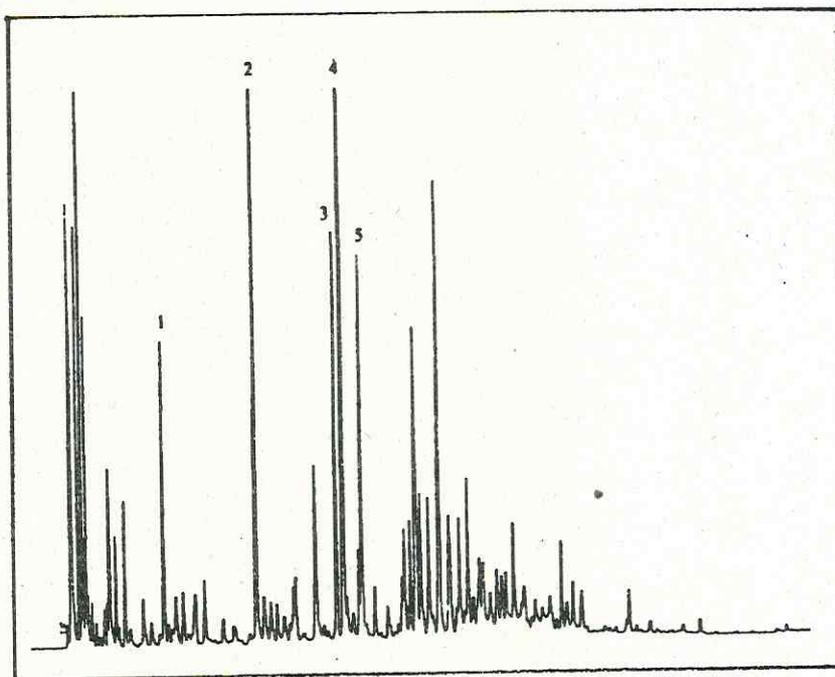
Die entscheidende Rolle für die konkrete Ausprägung der Immissionssituation im jeweiligen Moment spielen neben den skizzierten Faktoren die klimatischen Bedingungen, insbesondere Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Temperatur. Gemessen wurde bei niederschlagsfreiem Wetter und Windgeschwindigkeiten unter 3 m/s.

Die Anreicherung der BTEX-Komponenten bzw. die mobile Vor-Ort-Analytik erfolgten an Werktagen zwischen 7.00h und 19.00h an den in Tabelle 3 aufgelisteten Meßstandorten, die den Strukturtypen 1-7 zugeordnet werden konnten.

Die Abb. 8 gibt das Chromatogramm einer Luftprobe, das durch die Kombination von AMA-Gerät und HP 5890II erhalten wurde, wieder. Dabei ist deutlich zu erkennen, daß die Benzol-, Toluol-, Ethylbenzol-, m/p-Xylol- und o-Xylolpeaks von anderen Kohlenwasserstoffen gut getrennt werden, so daß die Identifizierung und Quantifizierung keine Schwierigkeiten bereitet.

In Abb. 9 ist der Verlauf der 0,5 h-Mittelwerte der Benzol-, Toluol-, Ethylbenzol-, m/p-Xylol- und o-Xylolkonzentrationen an der Meßstelle in der Eisenbahnstraße (Straßenschlucht mit enger Bebauung und einer Verkehrsdichte von etwa 25000 Kfz/Tag) während eines Nachmittages dargestellt.

Die BTEX-Konzentrationen werden vom Gang der Verkehrsdichte (Anstieg des Kraftfahrzeugaufkommens nach 14.00h) und den meteorologischen Gegebenheiten (geringe Windgeschwindigkeiten, Temperaturen um 12°C und zeitweise leichter Regen) bestimmt. Es zeigt sich, daß die 0,5 h-Mittelwerte der Benzolkonzentrationen durchweg über 15 µg/m<sup>3</sup> liegen.



**Abb. 8:** Gaschromatogramm organischer Immissionskomponenten an einer Straßenkreuzung  
1: Benzol, 2: Toluol, 3: Ethylbenzol, 4: m/p-Xylol, 5: o-Xylol

Anhand von 15 min-Mittelwerten der BTEX-Konzentrationen, gemessen am Parkplatz des Globusmarktes im neu entstehenden Gewerbegebiet Wachau (Typ 6) wird deutlich, daß bei ansteigender Verkehrsdichte in den Vormittagsstunden (Öffnungszeit: 9.00h) in sehr kurzer Zeit Benzolkonzentrationen um  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und BTEX- Gesamtkonzentrationen um  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht werden (Abb. 10).

In Tabelle 3 sind Benzolkonzentrationen, die an Meßstellen aller untersuchten Stadtstrukturen (ausgenommen Typ 6) ermittelt wurden, unabhängig von den konkreten Bedingungen (Klima, Tageszeit) wiedergegeben.

Dabei zeigt sich deutlich, daß bei Strukturen vom Typ 1 die höchsten Belastungen auftreten, selbst dann, wenn dort die Verkehrsdichte wesentlich geringer ist als an Straßen und Plätzen mit weiträumiger Bebauung. So liegen die Verkehrsdichten in der Eisenbahnstraße mit ca. 25000 Kfz/Tag und in der Riemannstraße mit etwa 20000 Kfz/Tag deutlich unter der Verkehrsdichte am innerstädtischen Ring, repräsentiert durch die Meßstellen Goerdeler Ring und Hauptbahnhof/Hallesches Tor (40000-55000 Kfz/Tag). Der Einfluß des Hausbrandes konnte durch die wesentlich höheren BTEX-Konzentrationen während der Heizperiode besonders in den gründerzeitlichen Wohngebieten aber auch in den Siedlungen gefolgert werden, obwohl eine Verschiebung des Benzol/Toluol-Verhältnisses zugunsten des Benzols in diesen Gebieten nicht nachgewiesen werden konnte. Hohe BTEX-Konzentrationen in innerstädtischen Parkanlagen (Mariannenpark, 03.11.94) sind auf die Einträge der umliegenden Emittenten (Kraftfahrzeuge, Schornsteine) zurückzuführen. Die Meßstellen im Stadtumland (hier am Beispiel der Parthenaue verdeutlicht) wiesen durchweg niedrige BTEX-Konzentrationen auf.

Vergleicht man die Aussagen, die aus den gemessenen Werten hinsichtlich der Belastung der Stadtstrukturen gewonnen werden können, mit den groben Abschätzungen in Tabelle 2, dann ist eine recht gute Übereinstimmung zu erkennen, d.h., allein durch Kenntnis von Stadtstruktur, Verkehrsdichte und Hausbrandemissionen lassen sich die Schwerpunkte im Stadtgebiet erkennen, an denen durch regelmäßige Messungen und/oder Modellierungen der Immissionssituation zu prüfen ist, daß keine Grenzwertüberschreitungen erfolgen.

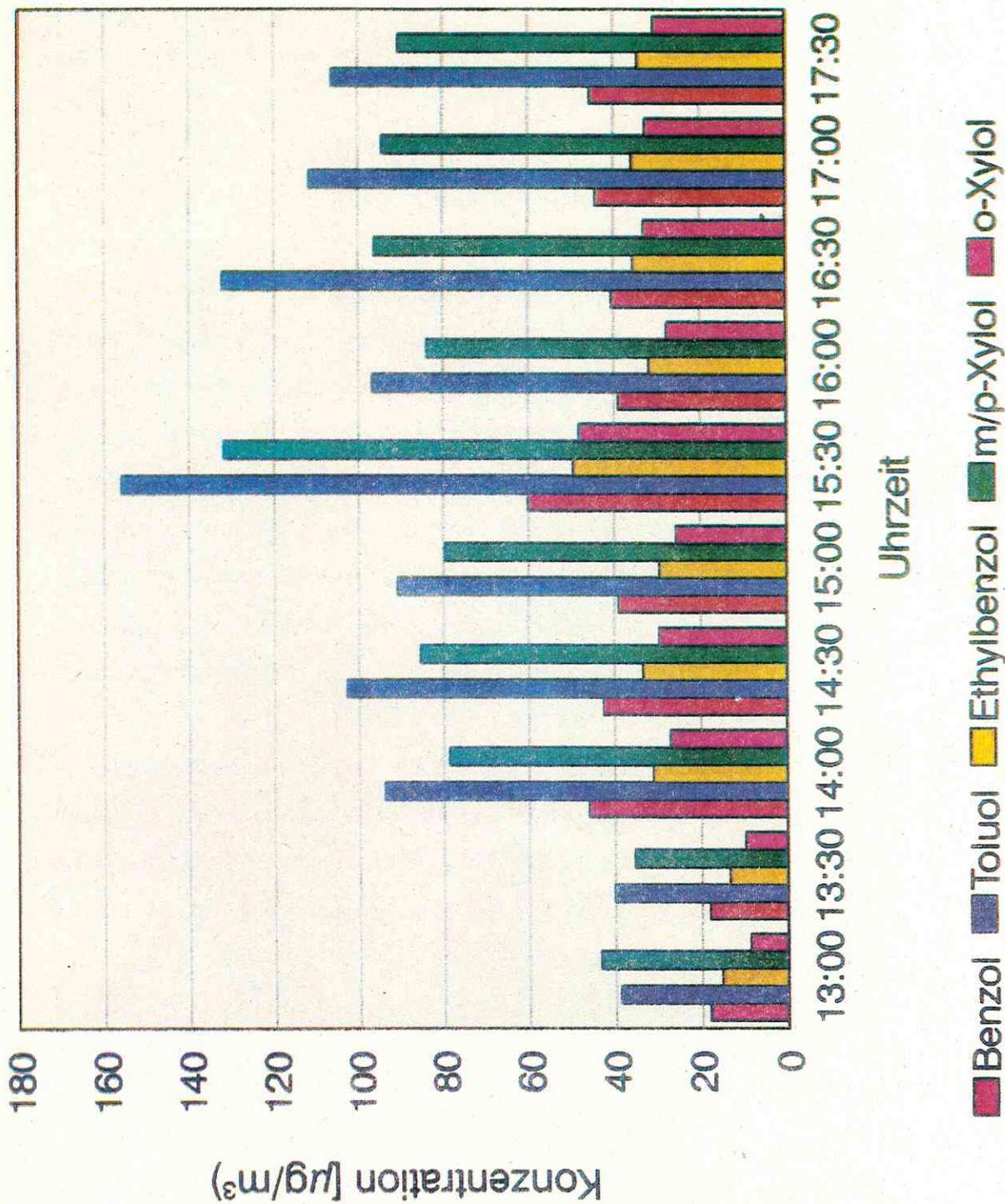


Abb. 9: Ergebnisse von BTEX-Immissionsmessungen am 11.05.1995 13.00h - 18.00h Standort: Eisenbahnstraße

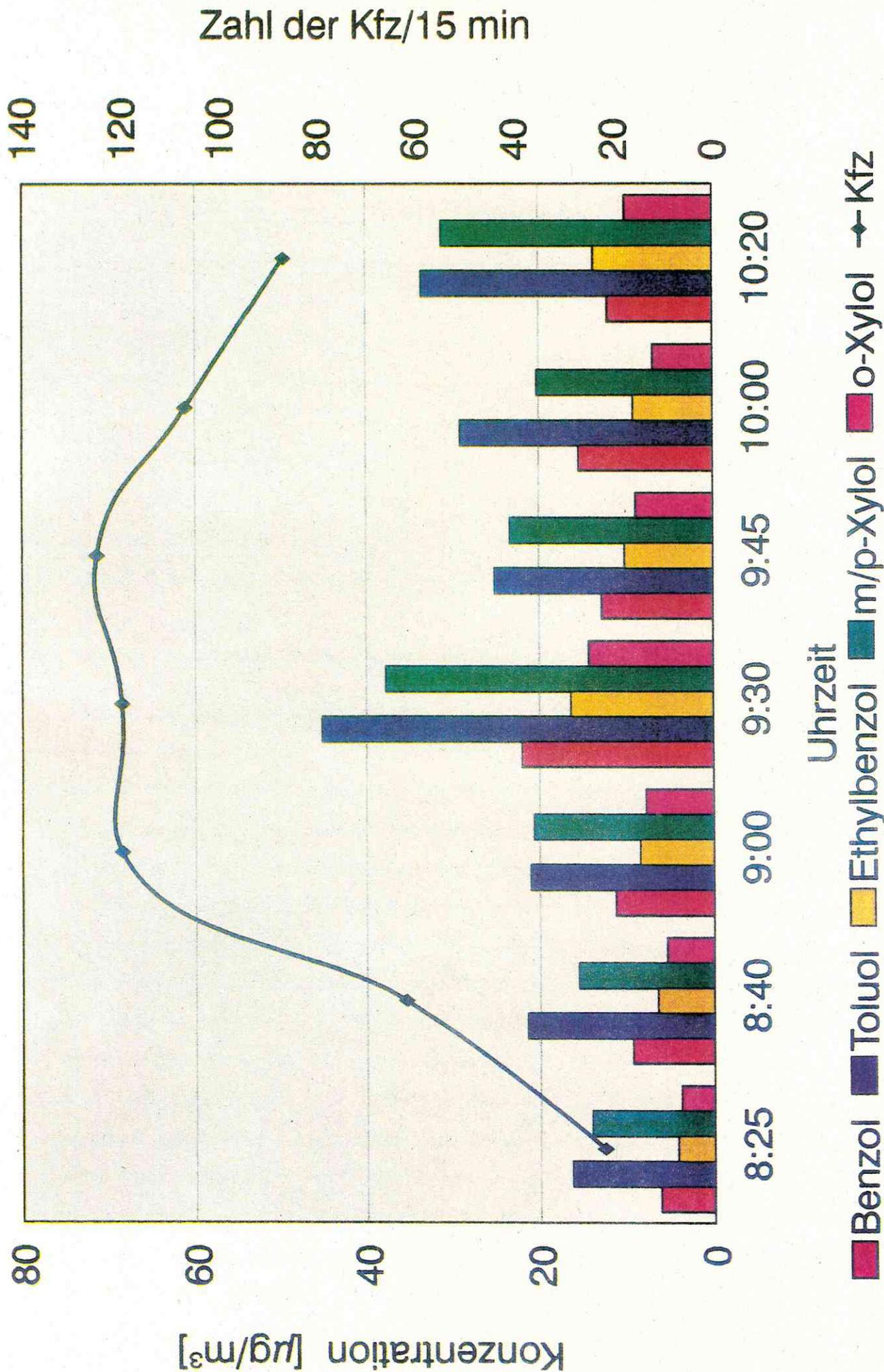


Abb. 10: Ergebnisse von BTEX-Immissionsmessungen am 02.12.1993, 8.25h - 10.35h Standort: Globusmarkt

**Tabelle 3:** 0,5 h-Mittelwerte der Benzolkonzentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), gemessen an verschiedenen Tagen und verschiedenen Meßstellen

Typ	Standort	26.04.94	15.07.94	08.09.94	03.11.94	30.11.94	20.04.95
1	Eisenbahnstr.	22,4	24,2	31,2	49,0	50,4	22,2
1	Riemannstr.	15,7	25,8	25,7	42,1	47,2	11,2
2	Hbf-Hallesches Tor	6,8	16,0	14,6	18,3	22,6	10,6
2	Goedelerring	10,2	18,4	19,7	29,1	25,7	14,5
3	Grünau, Gärtnerstr.	7,7	4,3	3,8	4,7	-	4,5
4	Siedlung Meusdorf	2,7	2,5	5,5	9,8	12,3	6,0
5	Mariannenpark	3,4	2,7	6,0	16,6	-	4,8
7	Plaußig, Parthenaue	2,1	1,2	2,7	4,2	-	3,9

In Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig wurden in den Monaten September und Oktober 1995 Messungen an Meßstandorten vorgenommen, die von den Mitarbeitern des Amtes als repräsentativ für belastete und weniger belastete Stadtstrukturen angesehen werden. Diese Meßstandorte stimmen zum Teil mit denen überein, die im Rahmen dieses Projektes in den Jahren 1993-1995 beprobt wurden (Eisenbahnstr., Goedelerring, Lützner Str. und Marschnerstr.), bieten aber besonders durch Hinzunahme des Marktplatzes im Zentrum der Leipziger Innenstadt eine interessante Bereicherung. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse solcher Routenfahrten, die jeweils an 10 Meßstellen (Meßdauer: 2 x 10 min) durchgeführt wurden, für die wichtigste Komponente, das Benzol, dargestellt. Dabei erfolgte eine Zuordnung zu den von uns definierten Stadtstrukturtypen. Für die Thümmelstr., die Rödelstr. und die Marschnerstr. wurde die Bezeichnung Typ 1-2 gewählt, weil einerseits enge Straßen und relativ hohe Verkehrsdichten vorliegen, andererseits durch Baulücken keine geschlossene Bebauung vorhanden ist. Die Brucknerallee führt durch einen innerstädtischen Park, unterscheidet sich aber z.B. vom Standpunkt Mariannenpark durch den Straßenverkehr. Dem Markplatz wird die Struktur 8 (City) zugeordnet, weil die Spezifik der Innenstadt (enge Bebauung, geringe Verkehrsdichte, vernachlässigbarer Hausbrand, aber zu erwartende Einflüsse von der hohen

Verkehrsdichte des innerstädtischen Ringes und der benachbarten Hausbrand- und Industriepotentiale) auf keine der anderen Strukturen zutrifft.

Auch diese Ergebnisse stimmen mit den bereits diskutierten gut überein. Strukturen des Typs 1 weisen die höchsten Benzolkonzentrationen auf, offene Bebauung mit hoher Verkehrsdichte (Typ 2) führt zu geringeren Belastungen. Vor allem der Standort Lützner Str. im Westen der Stadt weist fast durchweg Konzentrationen über  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf. Die relativ niedrigen Werte, die in der sehr engen Querstraße gemessen wurden, sind auf die vergleichsweise geringe Verkehrsdichte zurückzuführen. Besonders interessant ist der Vergleich der Meßstellen Eisenbahnstr. und Thümmelstr., da beide Standorte in der Eisenbahnstraße liegen, die Dichte des Kraftverkehrs vergleichbar ist, aber in Höhe der Thümmelstraße keine geschlossene Bebauung vorliegt. In der Eisenbahnstraße werden in zunehmendem Maße die Bebauungslücken geschlossen, so daß das alte Straßenbild (typisch für gründerzeitliche Bebauung) wieder hergestellt wird. Zu beachten ist dabei, daß sich ohne Restriktionen hinsichtlich der Verkehrsdichte die Immissionssituation in dieser durch hohen Fußgängerverkehr ausgezeichneten Straße gravierend verschlechtern wird. Diese Analyse trifft auch auf weitere Straßenzüge in der Stadt Leipzig zu, z.B. auf die Kreuzung Riemannstr./Liebknechtstr. Auch dort wird sich durch die Lückenschließung die Immissionssituation deutlich verschlechtern. Der Immissionspegel am Marktplatz, den die diffusen Belastungen von Verkehr, Hausbrand und Industrie prägen, liegt eindeutig über dem „Grundpegel“, der in unbelasteten Regionen am Stadtrand gemessen wurde.

**Tabelle 4:** 20min-Mittelwerte der Benzolkonzentration ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), gemessen an verschiedenen Tagen und verschiedenen Standorten

Typ	Standort	Montag 04.09.95	Benzol	Donnerstag, 07.09.95	Benzol	Dienstag, 12.09.95	Benzol	Donnerstag, 14.09.95	Benzol	Mittwoch 20.09.95	Benzol
1	Eisenbahnstraße	8:20- 8:40	15,2	12:50-13:10	23,5	13:25-13:45	17,2	12:50-13:10	15,5	12:40-13:00	17,7
1	Lützner Straße	11:20-11:40	19,4	10:40-11:00	21,0	11:25-11:45	23,7	10:20-10:40	29,4	10:20-10:40	20,2
1	Querstraße	9:10- 9:30	6,9	8:30- 8:50	11,8	9:25- 9:45	12,1	8:00- 8:20	7,7	8:20- 8:40	10,0
1-2	Rödelstraße	11:50-12:10	11,8	11:10-11:30	6,0	11:55-12:15	10,8	10:50-11:10	12,7	11:00-11:20	20,9
1-2	Thümmelstraße	8:40- 9:00	14,7	8:20- 8:40	18,5	8:25- 8:45	18,0	12:40-13:00	12,5	12:10-12:30	23,3
1-2	Marschnerstraße	12:50-13:10	10,4	12:10-12:30	14,2	12:45-13:05	11,3	11:50-12:10	7,0	11:40-12:00	38,7
2	Goerdeleerring	10:40-11:00	8,0	10:10-10:30	12,0	10:55-11:15	16,8	9:50-10:10	10,6	9:50-10:10	17,1
2	Hbf-Hallesches Tor	10:10-10:30	4,3	9:40-10:00	16,5	9:55-10:15	8,9	8:30- 8:50	9,2	8:50- 9:10	7,5
5	Brucknerallee	12:20-12:40	3,6	11:40-12:00	3,9	12:15-12:35	4,1	11:20-11:40	3,0	11:20-11:40	9,7
8	Markt	9:40-10:00	4,8	9:10- 9:30	7,1	10:25-10:45	3,5	9:10- 9:30	4,3	9:20- 9:40	5,6

Typ	Standort	Dienstag 26.09.95	Benzol	Dienstag 03.10.95	Benzol	Donnerstag 12.10.95	Benzol	Montag 16.10.95	Benzol	Mittwoch 18.10.95	Benzol
1	Eisenbahnstraße	13:50-14:10	12,8	14:20-14:40	15,0	13:40-14:10	22,6	14:00-14:30	31,8	12:30-13:00	9,8
1	Lützner Straße	10:50-11:20	21,3	9:20 -9:50	7,7	8:30- 9:00	17,8	12:00-12:30	23,9	16:20-16:50	10,8
1	Querstraße	8:40- 9:10	5,9	11:50-12:20	7,2	12:30-13:00	9,8	8:40- 9:10	14,3	13:40-14:10	7,3
1-2	Rödelstraße	11:30-12:00	7,5	7:30- 8:00	5,4	9:20- 9:50	18,8	11:20-11:50	23,2	17:00-17:30	20,1
1-2	Thümmelstraße	8:00- 8:30	5,9	14:50-15:20	11,7	13:10-13:40	12,8	8:00- 8:30	13,1	13:00-13:30	5,7
1-2	Marschnerstraße	12:50-13:20	5,9	8:50- 9:10	7,0	10:30-11:00	9,3	12:40-13:10	24,4	18:10-18:40	27,6
2	Goerdeleerring	10:10-10:40	6,8	10:00-10:30	8,9	7:40- 8:10	25,5	13:20-13:50	15,8	15:40-16:10	24,7
2	Hbf-Hallesches Tor			10:40-11:10	9,9	11:50-12:20	12,4	9:20- 9:50	8,7	14:20-14:50	7,0
5	Brucknerallee	12:10-12:40	2,5	8:10- 8:40	3,3	10:00-10:30	6,6	10:40-11:10	13,0	17:40-18:10	11,0
8	Markt	9:30-10:00	4,6	11:10-11:40	7,9	11:10-11:40	6,5	10:00-10:30	9,5	15:00-15:30	5,4

Für das Jahr 1994 wurden aus den Ergebnissen der Routenfahrten Mittelwerte gebildet, nach denen eine Bewertung der Struktureinheit, in der die entsprechende Meßstelle liegt, vorgenommen werden konnte. Liegt der Mittelwert der Benzolkonzentration zwischen  $0...5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , gilt sie in Bezug auf Benzol als nicht oder wenig belastet, bei Mittelwerten zwischen  $5...15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gilt die Fläche als mäßig belastet, Mittelwerte  $>15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  signalisieren eine starke Belastung. Dabei wird einer Struktureinheit der Belastungswert zugeordnet, der ihrer höchstbelasteten Teilregion entspricht. Das bedeutet z.B.: Wenn in einer gründerzeitlichen Bebauung eine Straßenkreuzung mit hoher Verkehrsdichte existiert, das Umfeld aber verkehrsberuhigt ist, dann entscheidet die Benzolbelastung im Kreuzungsbereich bzw. entlang der sich kreuzenden Verkehrsstraßen für die Bewertung. Die Meßstellen wurden - wie bereits ausgeführt - so ausgewählt, daß sie alle in Bezug auf die durch Hausbrand und Verkehr verursachten BTEX-Konzentrationen wichtigen Strukturen erfassen, so daß bei bekannter Verkehrsdichte (Werte für das Leipziger Stadtgebiet liegen vor), bei Kenntnis der Wohngebiete, in denen Hausbrand eine Rolle spielt, und bei Kenntnis der Bebauungsstruktur Analogieschlüsse auf Regionen erfolgen können, in denen keine Meßpunkte liegen. Singuläre BTEX- bzw. Benzolspitzen (z.B. Tankstellen) werden nicht erfaßt.

Aus diesen Messungen wurde die weitgehend hypothetische Karte der Benzolbelastung der Stadt Leipzig für das Jahr 1994 abgeleitet, die in Abb. 11 dargestellt ist. Dabei wurden die Ergebnisse auf die im Rahmen des Gesamtprojektes „Stadtökologischer Strukturwandel der Stadtregion Leipzig“ erarbeitete Stadtstrukturtypenkarte übertragen. Aus dieser Darstellung wird vor allem deutlich, daß es in den Vorstädten mit gründerzeitlicher Bebauungsstruktur (Gohlis, Volkmarisdorf, Reudnitz, Plagwitz) Straßenzüge und Kreuzungsbereiche gibt, an denen werktags zwischen 7.00h und 19.00h der Wert von  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sehr häufig überschritten wird, daß fast im gesamten übrigen Stadtgebiet die Benzolkonzentrationen zwischen  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegen und daß in naturnahen Arealen (Stadtwald, Auengebiete) geringere Benzolkonzentrationen zu verzeichnen sind.

Um vom hypothetischen Charakter solcher Belastungskarten wegzukommen, müßte die Zahl der Messungen, die über das Jahr hinweg vorzunehmen sind, allerdings wesentlich größer sein.

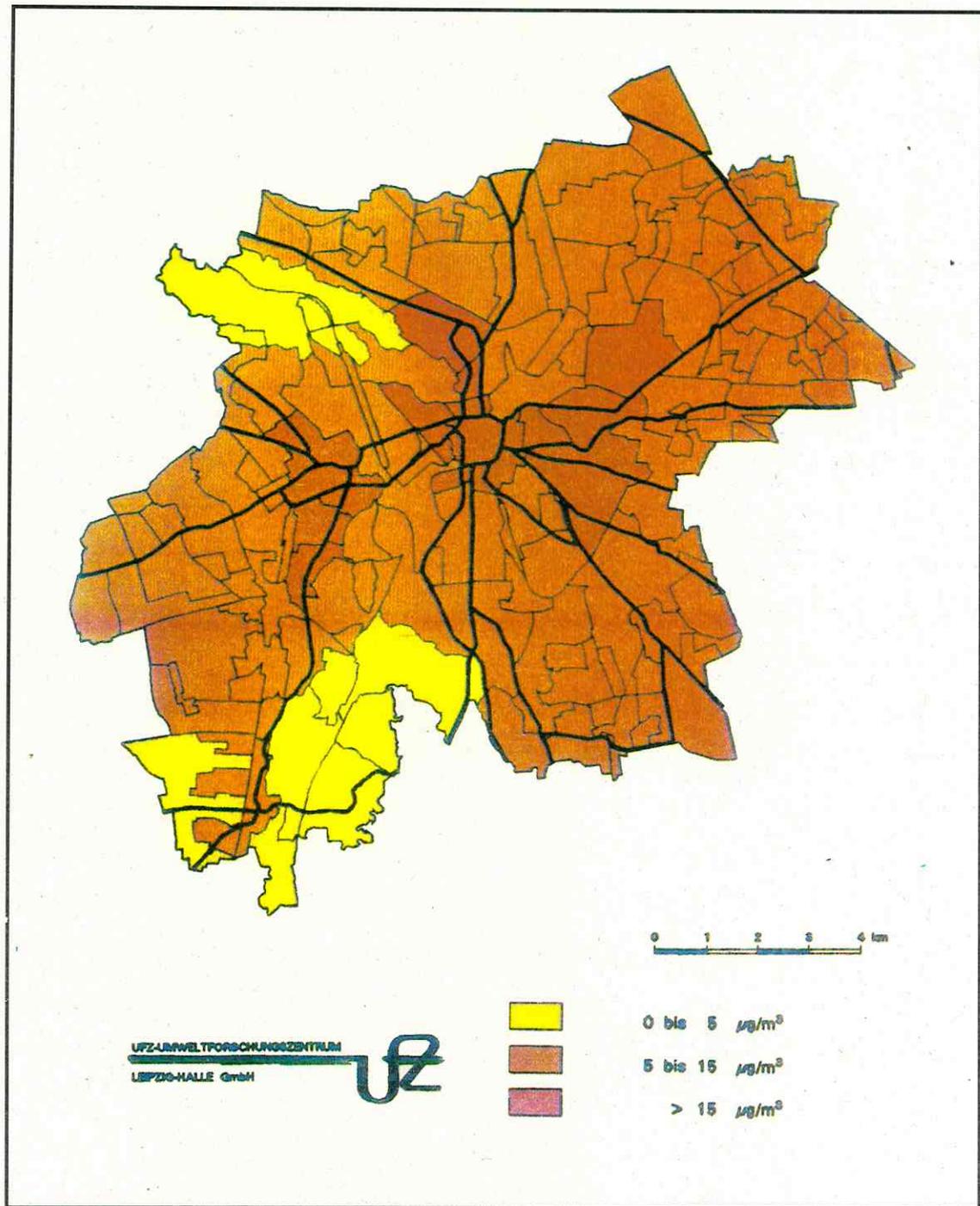


Abb. 11: Benzolbelastung der Stadt Leipzig 1994 (hypothetische Karte)

## 2.5. Radon und seine Quellen

Für Radon als Immissionskomponente und Schadstoff stellen sich die Zusammenhänge mit Strukturwandel und Flächennutzung anders dar als bei den vorn betrachteten Immissionen. Das Auftreten und die Konzentration des Radons ist in der Stadtregion Leipzig unabhängig von der vorliegenden Flächennutzung, weil seine Quellen in den natürlichen bzw. anthropogen erhöhten Radioaktivitätskonzentrationen von Böden und Sedimenten zu sehen sind. Lediglich der Versiegelungsgrad oder massive Bodenbewegungen und -veränderungen können die Radonkonzentration in der bodennahen Luft beeinflussen. Die Radonkonzentration insbesondere in der Bodenluft hat aber Bedeutung für eine vorgesehene Nutzung solcher Flächen, wenn der Empfehlungswert der Strahlenschutzkommission von  $30 \text{ kBq/m}^3$  überschritten wird.

Die Beobachtung der Radonkonzentration in der Stadtregion Leipzig und, als Referenzstandorte, im Leipziger Umland wurde in dem im Vorläuferprojekt errichteten Meßnetz (Tabelle 1) weitergeführt. Infolge sehr komplexer Zusammenhänge zwischen der Radonkonzentration in bodennaher Luft und Bodenluft und meteorologischen Parametern wie Luftdruck, Luftfeuchte und Niederschlag unterliegen die Einzelmessungen (3 Monate Meßzeit für bodennahe Luft, 14 Tage für Bodenluft) relativ hohen statistischen Schwankungen. Über den gesamten Meßzeitraum von Herbst 1992 bis Herbst 1995 konnte eine eindeutige Korrelation zwischen den jahreszeitlichen Schwankungen gefunden werden. Die mittleren Radonkonzentrationen, sowohl in der Bodenluft als auch in der bodennahen Luft, haben sich in diesem Beobachtungszeitraum nicht signifikant geändert. In der Abbildung 12 sind die dreijährigen jahreszeitlichen Mittelwerte graphisch dargestellt. Wie sich bereits nach dem ersten Jahr andeutete, werden die hohen Radonkonzentrationen in den Flußauen (Weiße Elster, Parthe) und am Standort Lößnig (Alttiefbergbau) bestätigt und statistisch gesichert. Der Alttiefbergbau Lößnig/Dölitze hat unverfüllte Hohlräume und Störungen im Deckgebirge hinterlassen, die dem aus tieferen Bodenbereichen aufsteigenden Radon eine freie Wegsamkeit anbieten. Detaillierte Untersuchungen der Sedimente der Weißen Elster und der Böden in den ufernahen Zonen sowie den Überflutungsgebieten der Weißen Elster haben ergeben, daß in den Flußauen die Böden durch den Transport von natürlich radioaktiven Stoffen aus den Bergbaugebieten Südsachsens (Altbergbau und Wismut-Aktivitäten) erhöhte Uran- und Radiumgehalte aufweisen, die zu den erhöhten Radonkonzentrationen führen.

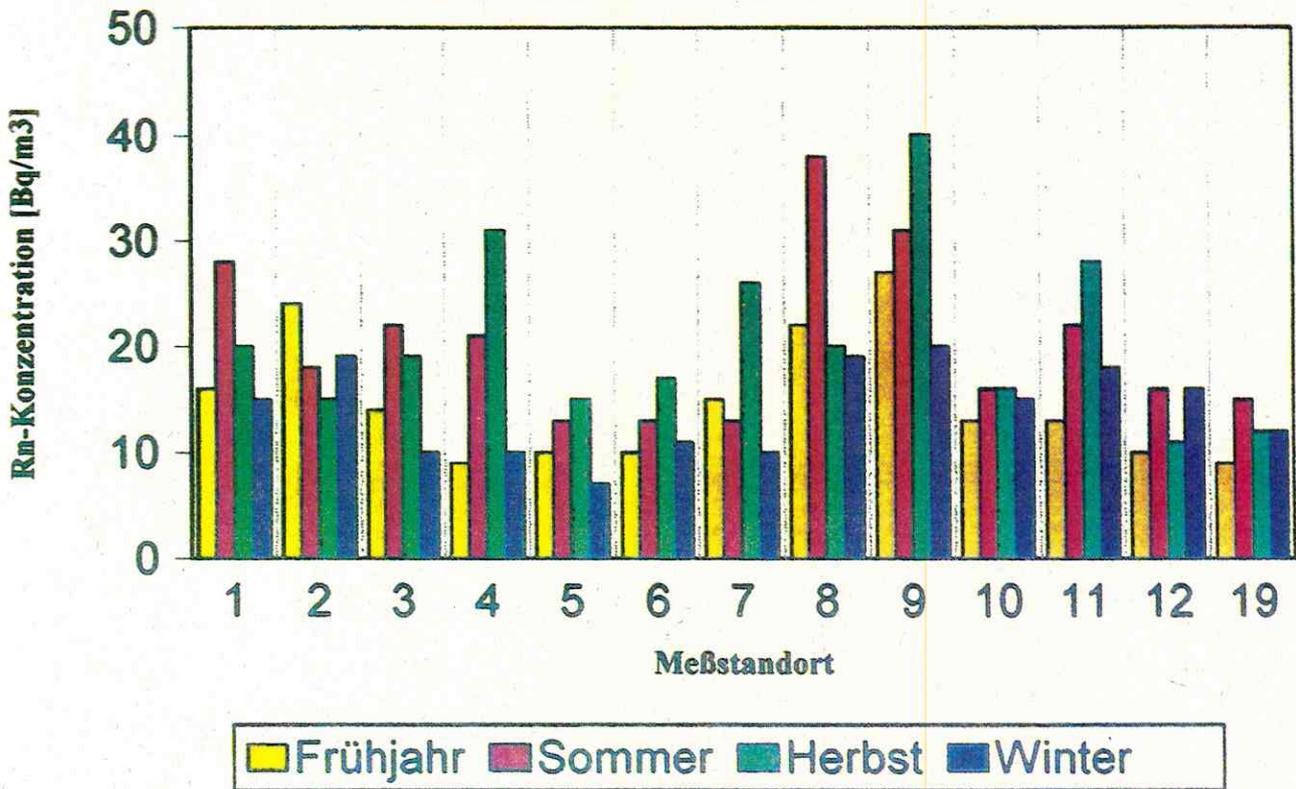
Insgesamt kann zur Problematik des Radons als Immissionsschadstoff festgestellt werden, daß seine Konzentration in der Stadtregion Leipzig über den betrachteten Zeitraum 1992 bis 1995 standortgebunden praktisch konstant geblieben ist und periodisch mit den Jahreszeiten schwankt. Die Konzentrationen liegen im Stadtgebietsmittel etwa um den Faktor 2 über dem 1985 in einer Untersuchung von URBAN u.a., 1985 erhaltenen Mittelwert für die alten Bundesländer. Im Bereich der Flußauen (Weiße Elster, Parthe) sowie auf dem Altbergbaugelände Dölitz erreichen die Bodenluft-Radonkonzentrationen Werte, die nahe bei oder über dem von der Strahlenschutzkommission (SSK) empfohlenen Grenzwert liegen, bei dessen Überschreitung Nutzungseinschränkungen der betroffenen Flächen in Betracht gezogen werden sollten.

Zur weiteren Aufklärung der Quellen dieser überdurchschnittlich hohen Konzentrationen wurde ein umfangreiches Meßprogramm im Einzugsgebiet der Weißen Elster durchgeführt. Bestimmt wurden die Konzentrationen natürlich radioaktiver Nuklide in Boden- und Sedimentproben mittels hochauflösender Gammaskopimetrie. Die Messungen erfolgten mit einem HPGe Coaxial Low-Energy Detektor, n-type, mit 0,5 mm Berylliumfenster. Folgende Standorte wurden beprobt.:

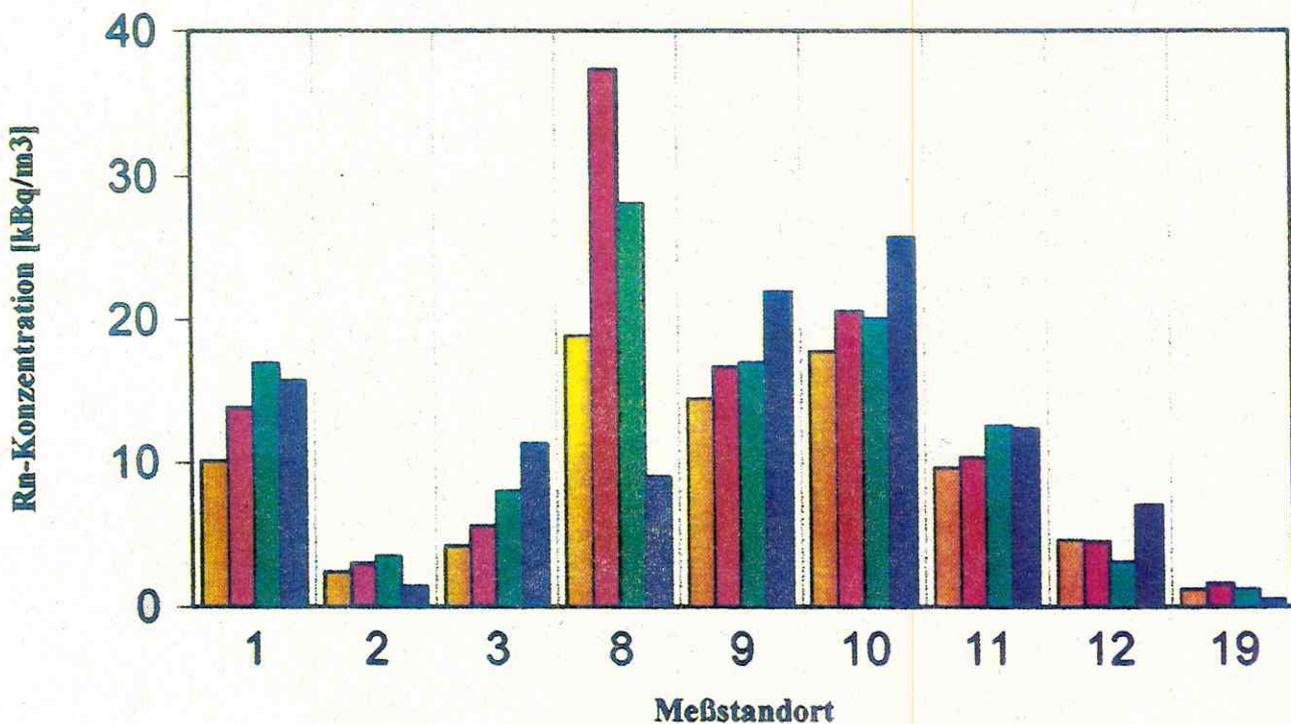
- |   |             |
|---|-------------|
| 1. Absetzbecken Kleindalzig (Südraum Leipzig)     | - Sedimente |
| 2. Absetzbecken Knautnaundorf (Südraum Leipzig)   | - Sedimente |
| 3. Elsterflutbecken Kleinzschocher (Leipzig-Süd)  | - Boden     |
| 4. Elsterflutbecken Schleußig (Leipzig-Süd)       | - Boden     |
| 5. Weiße Elster Domholzschänke (Leipzig-Nordwest) | - Sedimente |
| 6. Weiße Elster Slevogtstraße (Leipzig-Nordwest)  | - Sedimente |
| 7. Weiße Elster Schkeuditz (Nordwestraum Leipzig) | - Sedimente |
| 8. Weiße Elster Stahmeln (Nordwestraum Leipzig)   | - Sedimente |
| 9. Elster/Saale-Aue (Raum Halle)                  | - Boden     |
|   | - Sedimente |

Im Zusammenhang mit den hier zu klärenden Fragen sind die Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide  $^{234}\text{Th}$  als unmittelbares Tochternuklid des  $^{238}\text{U}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  und  $^{214}\text{Bi}$  als Folgenuklide des  $^{222}\text{Rn}$  sowie  $^{137}\text{Cs}$  (Fallout des Cernobylunfalles 1986) bestimmt worden. Tabelle 5 zeigt die Mittelwerte der an den genannten Standorten ermittelten Konzentrationen.

## Bodennahe Luft



## Bodenluft



1 – Plaußig  
 2 – Abtnaundorf  
 3 – Schönefeld  
 4 – Volkmarsdorf

5 – Mitte  
 6 – Plagwitz  
 7 – Grünau  
 8 – Kleinzschocher

9 – Löbnig  
 10 – Taucha  
 11 – Naunhof  
 12 – Holzhausen  
 19 – Sellerhausen

Abb. 12: Mittlere Radonkonzentrationen im Zeitraum 1992–1995

Der großflächige natürliche Mittelwert der Urankonzentration liegt im Boden bei ca. 3 µg/g, d.h. im Einzugsbereich der Weißen Elster sind durchgängig erhöhte Werte, z.T. erheblich erhöhte natürliche Radioaktivitätskonzentrationen nachzuweisen. Infolge der in der Vergangenheit häufigen Überflutung der Ufer- und Flutbereiche der Weißen Elster im Raum Leipzig sind davon nicht nur die Flußsedimente selbst sondern auch die Böden der Flutungsbereiche betroffen. Da es sich dabei häufig um Flächen innerhalb naturnaher Auengebiete in der Stadtregion bzw. im unmittelbaren Stadtrandbereich handelt, muß bei der Erstellung von Nutzungs- und Bebauungsplänen diesem Umstand Rechnung getragen werden.

**Tabelle 5:** Mittlere Aktivitätskonzentrationen in den Sedimenten und Böden des Flußbereiches der Weißen Elster im Raum Leipzig-Halle

Standort	Probenart	[Bq/kg]			Uran
		Th-234	Ra-226	Cs-137	[µg/g]
Absetzbecken Kleindalzig (Südraum Leipzig)	Sediment	1100 ± 90	300 ± 20	48 ± 4	90 ± 6
Absetzbecken Knautnaundorf (Südraum Leipzig)	Sediment	400 ± 60	160 ± 10	-	32 ± 5
Elsterflutbecken Kleinzschocher (Leipzig-Süd)	Boden	160 ± 60	110 ± 30	35 ± 5	13 ± 4
	Sediment				
Elsterflutbecken Schleußig (Leipzig-Süd)	Boden	180 ± 30	150 ± 40	40 ± 5	14 ± 5
	Sediment				
Weißer Elster Domholzschanke (Leipzig-Nordwest)	Sediment	320 ± 30	300 ± 10	46 ± 1	26 ± 4
Weißer Elster Slevogtstraße (Leipzig-Nordwest)	Sediment	180 ± 20	170 ± 10	34 ± 1	14 ± 3
Weißer Elster Schkeuditz (Nordwestraum Leipzig)	Sediment	60 ± 20	55 ± 10	-	5 ± 1
Weißer Elster Stahmeln (Nordwestraum Leipzig)	Sediment	110 ± 20	60 ± 10	-	9 ± 3
Elster/Saale-Aue (Raum Halle)	Boden	400 - 800	150 +- 20	-	32 - 65
	Sediment	500 - 1100	220 +- 20	10 - 30	40 - 90

### 3. Immissionsmessungen und Modellierung in einem suburbanen Gewerbegebiet

Der Anteil des Kraftfahrzeugverkehrs an der Luftverschmutzung beträgt in Deutschland weit mehr als 50 %. Für Kohlenmonoxid wurde 1990 ein Anteil von 67,9 %, für Stickoxide ein Anteil von 58,4 % und für Kohlenwasserstoffe ein Anteil von 44,4 % ermittelt (Enquete-Kommission, 1994). Die Trends in der Entwicklung der Emissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr sind unterschiedlich. Sinkenden spezifischen Emissionen (Emissionsfaktoren g/km/Kfz) durch stetig verschärfte Abgasnormen und ständig verbesserte Abgasreinigungskonzepte stehen erhöhte Emissionen, bedingt durch steigende Zulassungszahlen und mehr gefahrene Kilometer gegenüber [GORIBEN, 1992].

Es gibt vielfältige Ursachen für zusätzliche Fahrkilometer. Zu unterscheiden sind dabei der Wirtschaftsverkehr und der Individualverkehr. Am augenscheinlichsten ist insbesondere in den Neuen Bundesländern für den Individualverkehr die Veränderung der "modal-split"-Werte, d.h. Rückgang des Anteils der mit öffentlichen Verkehrsmitteln zurückgelegten Fahrten zugunsten des Anteils der Pkw-Fahrten [Enquete-Kommission, 1994]. Aber auch eine absolute Erhöhung der Mobilität ist durch neue Fahrtziele zu beobachten, die durch eine räumliche Ausdehnung der Regionen (urbane Lebensräume) bedingt sind.

In diesem Kapitel soll untersucht werden, in welchem Ausmaß neuerrichtete suburbane Gewerbegebiete und Einkaufszentren ("auf der grünen Wiese") zu erhöhten Verkehrs- und Luftbelastungen führen.

Zur Abschätzung verkehrsbedingter Luftbelastungen werden im wesentlichen drei Methoden angewandt :

- direkte kontinuierliche Immissionsmessungen an repräsentativen Verkehrsschwerpunkten
- Modellierung der Schadstoffemissionen und -immissionen
- m.E. Windkanaluntersuchungen,

wobei alle Methoden ihre Vor- und Nachteile besitzen.

Der Schwerpunkt dieses Kapitels liegt auf der Schaffung von Modellen, die durch Vergleich mit den Immissionsmessungen (s. Kap. 2.2.2.) verifiziert werden. Mit steigender Modellgüte sollte sich dann der Anteil der notwendigen, aber aufwendigen Messungen zugunsten des Anteils der Immissionsprognose durch Modelle verringern lassen.

Im suburbanen Bereich Leipzigs sind im Norden der Sachsenpark, im Nordosten das Paunsdorf-Center (noch auf Leipzigs Stadtgebiet), im Nordwesten das Löwencenter Burghausen und im Südosten der Gewerbepark Wachau-Nord neu entstanden. Im weiteren Sinne liegt auch der Saalepark in Günthersdorf (SA) im Einzugsbereich Leipzigs.

Als Modellgebiet wurde der Gewerbepark Wachau-Nord (mit großem Einkaufszentrum "Globus-Markt" und "Globus-Baumarkt") ausgewählt.

Abb.13 gibt eine schematische Übersicht über das Untersuchungsgebiet. In unmittelbarer Nähe befinden sich zwei Wohnsiedlungen (Leipzig-Meusdorf, Wachau), eine Gartenkolonie und ein Krankenhauskomplex (Parkkrankenhaus Dösen und Vollzugskrankenhaus).

Die Verkehrsführung am und im Gewerbepark ist übersichtlich. Sie besteht aus vier Zufahrtsstraßen zum gesamten Gebiet (in Abb.13 schwarz hervorgehoben : aus nördlicher Richtung aus Leipzig die Chemnitzer Str., aus westlicher Richtung aus Markkleeberg und aus Leipzig-Süd die Leinestr., aus südlicher Richtung aus Wachau die Bornaische Str. und aus östlicher Richtung aus Meusdorf der Schwarzenbergweg). Durchgangsverkehr (zur B 186 und zur Autobahn) ist möglich. Der große Parkplatz (mit einer Kapazität von > 1000 Stellplätzen) am Einkaufszentrum hat zwei Zu- und Ausfahrten (West und Süd) und ist nur für Pkw und Leichte Nutzfahrzeuge befahrbar.

Der Verkehr im westlichen Teil des Gewerbeparkes ist im Verhältnis zum umgebenden Verkehr und zum Verkehr auf dem Parkplatz unerheblich.

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, die Verkehrsströme so zu analysieren, daß modellhafte Berechnungen der zusätzlichen Emissionen im Gewerbepark und auf den Zufahrtsstrecken durchgeführt werden konnten. Weiterhin waren Modellrechnungen zur Schadstoffausbreitung vorgesehen, die die Einschätzung der Immissionssituation in unmittelbarer Nähe des Gewerbeparkes erlauben. Die Modelle sollten mit den Meßwerten (Tabellen A-1 - A-4 im Anhang) verifiziert werden.

Die berechneten Emissionen und Immissionen können als Arbeits- und Belegmaterial zur Begründung umweltfreundlicherer Standorte insbesondere von Einkaufszentren bei künftigen Planungsvorhaben genutzt werden (Stadtteilzentren, Schaffung "kurzer Wege" durch Dezentralisierung, Aufwertung der Innenstädte)

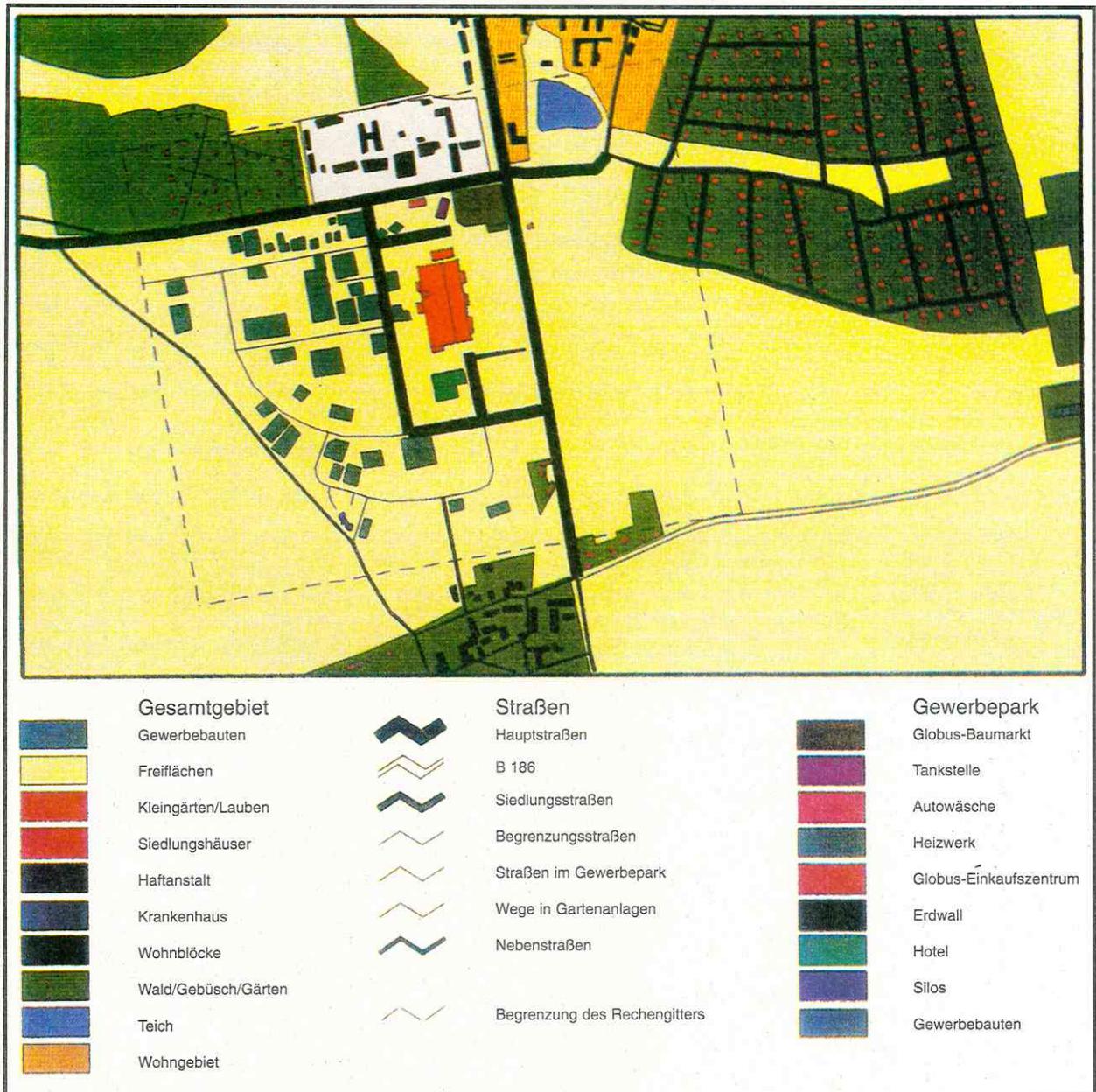


Abb. 13: Lageplan des Gewerbeparkes Wachau-Nord

Um die Wirkungskette *Verkehr – Emission – Immission* modellieren zu können, sind als Datengrundlagen

- Verkehrszählungen (wichtige Verkehrsstärken zur vollständigen Berechnung aller Verkehrsströme im Gebiet)
- Kundenbefragungen (Ausgangspunkt Ort oder Straße), Einkaufsfrequenz u.a. Daten zur späteren Emissionsberechnung)

durchgeführt worden.

Entsprechend der Einflußfaktoren auf die Emissionen (Verkehrsstärke [Kfz/h], Verkehrsdichte [Kfz/km], mittlere Geschwindigkeit [km/h], Fahrzeugklassen (spezifische Emissionsfaktoren)) sind Verkehrsmodelle und Modelle für Emissionsfaktoren der verschiedenen Fahrzeugklassen erforderlich.

### **3.1 Analyse der Verkehrsströme**

Für die Berechnung der zusätzlichen Emissionen durch die zurückgelegten Fahrtkilometer zum Gewerbepark ist die Kenntnis von Durchschnittswerten der Verkehrsströme auf den Zufahrtsstrecken hinreichend. Diese Daten werden aus der durch Kundenbefragungen erhobenen Datenbasis gebildet.

Die Berechnung der Emissionen als Ausgangsbasis für Immissionsberechnungen und Modellverifizierungen mit Meßwerten erfordert dagegen eine möglichst zeitgenaue Erfassung aller Verkehrsströme im Untersuchungsgebiet.

Da auf dem Hauptstraßennetz des Gewerbeparkes auch Durchgangsverkehr herrscht, darf dieser bei der Ermittlung zusätzlicher Emissionen nicht berücksichtigt werden.

Abb. 14 zeigt schematisch die Hauptverkehrsströme am Gewerbepark. Eine gute Abschätzung des Anteils der durch den Gewerbepark gebundenen Verkehrsströme erhält man aus dem Verhältnis der mit einem roten Pfeil markierten Verkehrsströme zu den mit einem gelben Pfeil markierten Verkehrsströmen. Wie bereits erwähnt ist der Verkehr im westlichen Teil des Gewerbeparkes im Verhältnis zu den hier skizzierten Verkehrsströmen unerheblich.

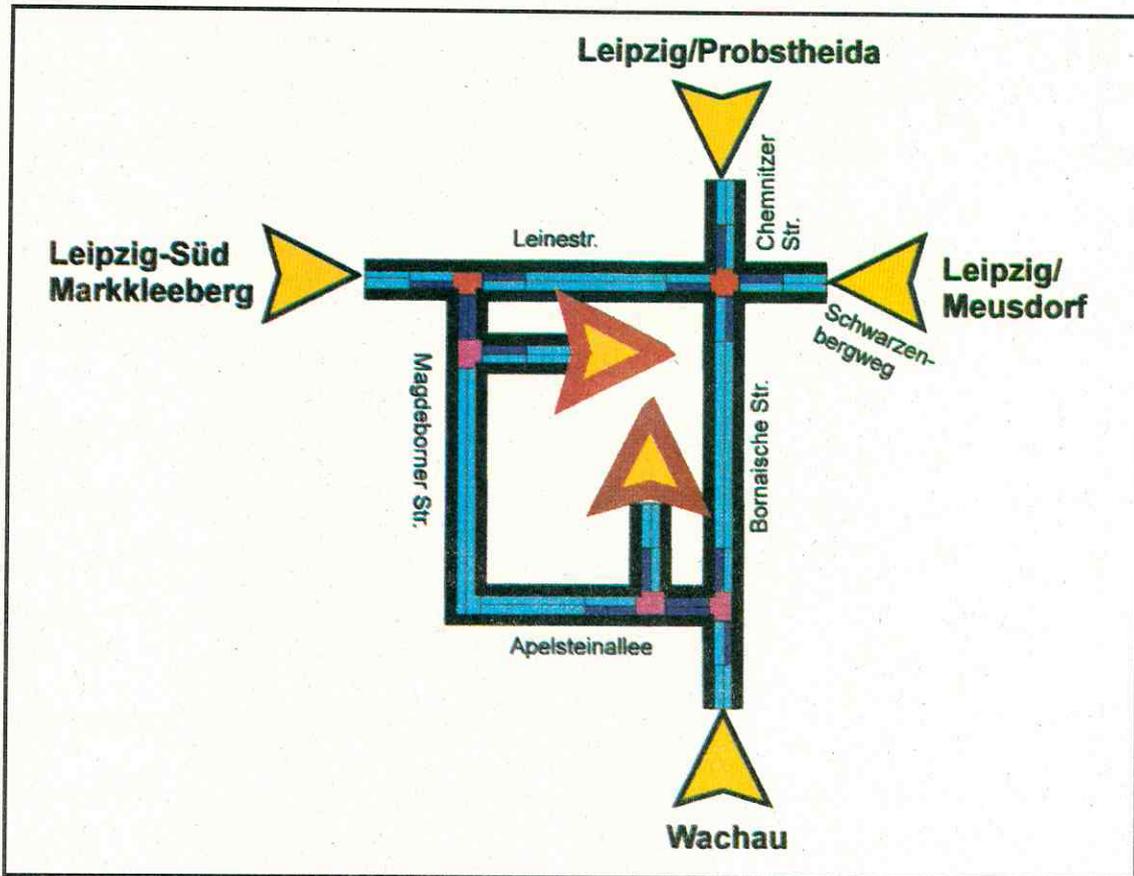


Abb. 14: Schematische Darstellung der Hauptverkehrsströme am Gewerbepark

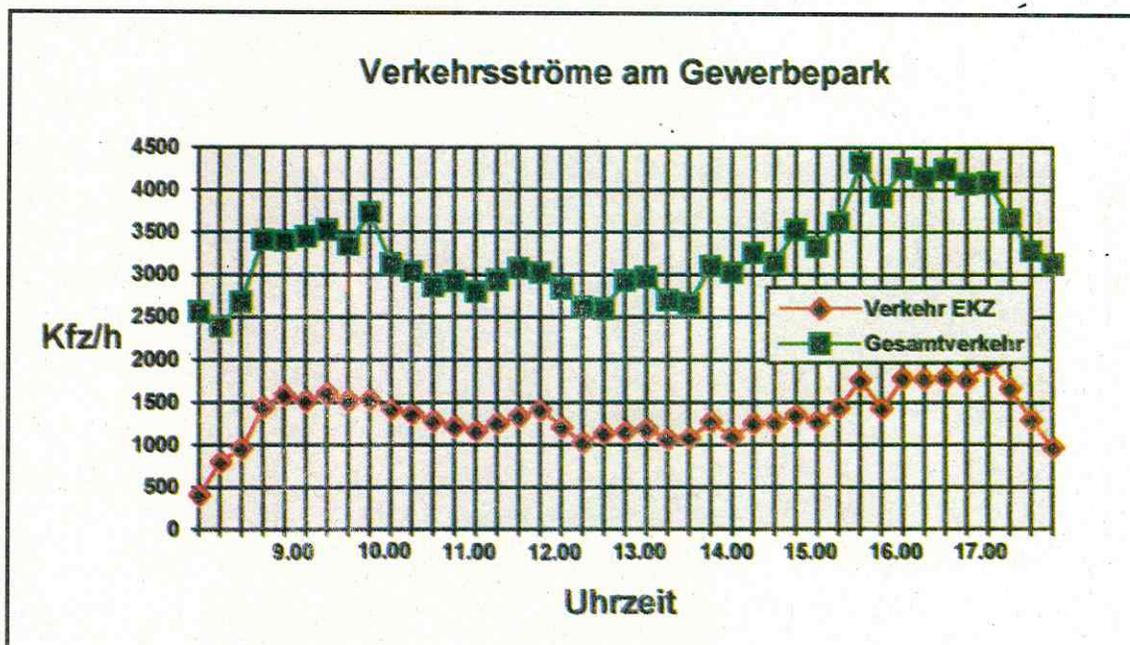


Abb. 15: Tagesgang summarischer Verkehrsströme am Gewerbepark

Der Tagesgang der Verkehrsströme wurde in 15-min-Intervallen gezählt und auf Kfz/h hochgerechnet.

Der Tagesgang der Verkehrsströme wurde in 15-min-Intervallen gezählt und auf Kfz/h hochgerechnet. Die rote Meßwertfolge in Abb.15 ist die Summe der Ein- und Ausfahrten an der westlichen und an der südlichen Einfahrt zum Parkplatz. Die grün dargestellte Meßwertfolge ist die Summe der Verkehrsbelastung (beide Richtungen) an den vier Gebietszufahrten (Abb.14, gelbe Pfeile). Über den gesamten Tagesgang gemittelt ergibt sich der Anteil des zusätzlichen, durch die Errichtung des Gewerbepark erzeugten Verkehrs zu 44 % des Gesamtverkehrs.

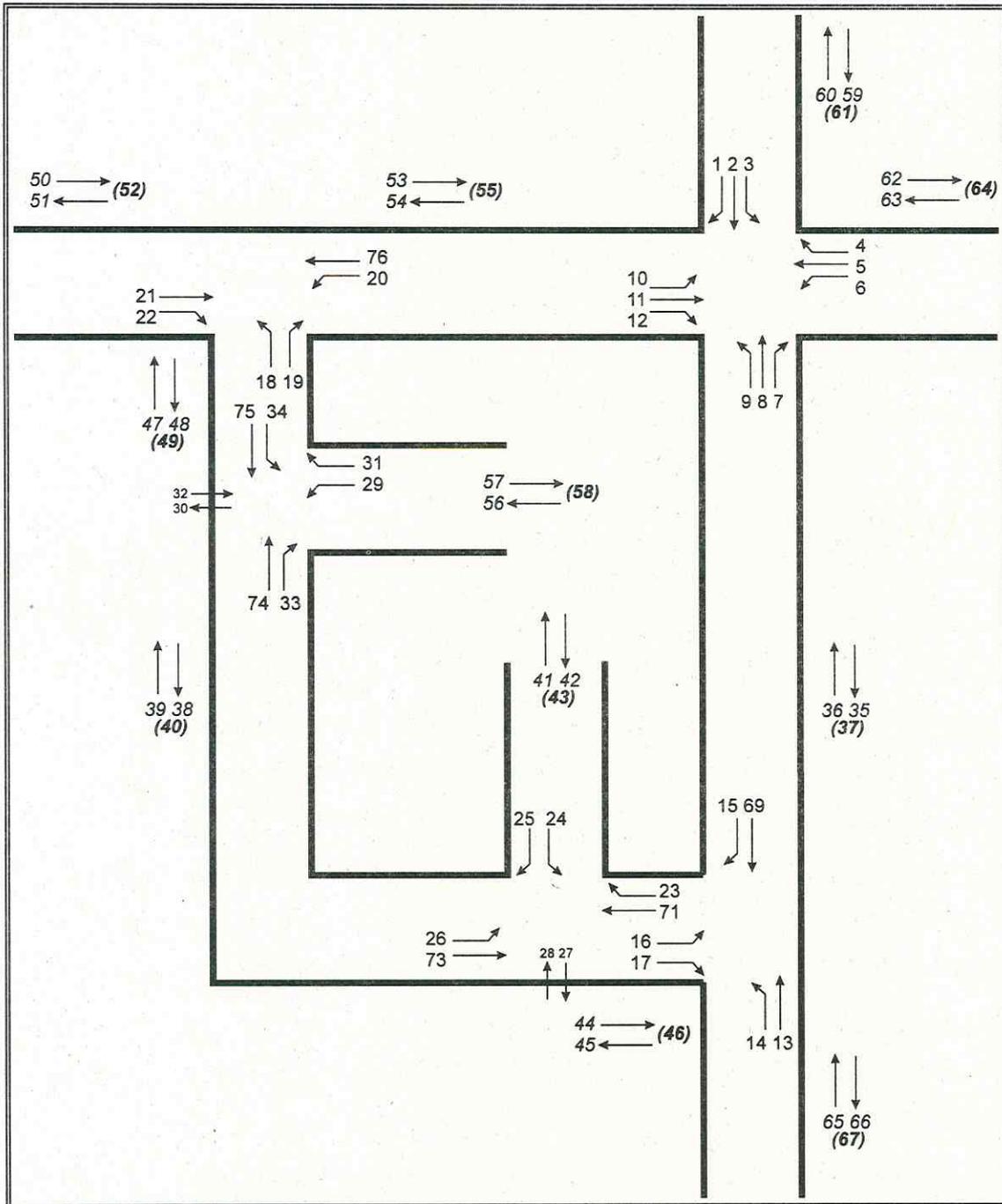


Abb.16 : Schematische Darstellung aller Verkehrsströme im Gewerbepark

In Abb.16 ist eine schematische Übersicht über alle Verkehrsströme am Gewerbepark dargestellt. Diese Verkehrsströme sind für eine Emissionsberechnung erforderlich. Da nicht alle Verkehrsströme gleichzeitig gezählt werden konnten, beschritten wir folgenden Weg :

- Geringere Verkehrsströme zählten wir nur stichprobenartig. Diese Werte wurden zu stärkeren Verkehrsströmen ins Verhältnis gesetzt und daraus Faktoren gebildet, mit deren Hilfe fehlende Meßwerte aus gezählten stärkeren Verkehrsströmen interpoliert werden können.
- Vernachlässigung von Verkehrsströme, die weniger als 3 % einer Bezugsgröße betragen (z.B. die kleingedruckten Verkehrsströme 27, 28, 30, 31 in Abb.16).
- Vermeidung von Redundanzen beim Zählen, d.h. es werden solche Verkehrsströme nicht gezählt, die aus anderen berechnet werden können.

In der Regel wurden 23 Verkehrsströme ständig und 14 Verkehrsströme zeitweilig gezählt, so daß 76 für die Modellierung notwendige Verkehrsströme berechenbar sind.

Die Verkehrsströme auf den einzelnen Straßen und Verkehrsspuren im Untersuchungsgebiet (Linienquellen für die Emissionsberechnung) sind sehr differenziert. In den Abbn. 17 - 19 wird eine Auswahl von Tagesgängen solcher Verkehrsströme wiedergegeben. Die Nummern in der Legende weisen auf die Nummern der Verkehrsströme in Abb.16 hin.

Abb.17 zeigt den Gesamtverkehr auf den begrenzenden Straßen. (s.a. Abb.14) : Leinestr. im Norden, Bornaische Str.(Wachau) im Osten, Apelsteinallee im Süden (zwischen Bornaischer Str. und Einfahrt Süd), Magdeborner Str. im Westen ( = Verkehr auf dem westlichen Abschnitt der Apelsteinallee) und Magdeborner Str. zwischen Leinestr. und Einfahrt West. Die größte Verkehrsbelastung liegt erwartungsgemäß in der Leinestr. vor (aus zwei Richtungen aus Leipzig) und in dem Abschnitt der Magdeborner Str., der zur Einfahrt führt. Die geringste Verkehrsbelastung wird auf dem Abschnitt der Magdeborner Str. registriert, der zwischen den beiden Einfahrtmöglichkeiten zum Parkplatz liegt und einen (geringen) Teil des Durchgangsverkehrs aufnimmt.

Die Summen der Kfz-Ströme an den Ein- und Ausfahrten West und Süd sind in Abb.18 gegenübergestellt. Die Ein- und Ausfahrt West (Hauptverkehr aus Leipzig) wird fast doppelt soviel belastet als die Ein- und Ausfahrt Süd (Hauptanteil des Verkehrs aus dem Umland).

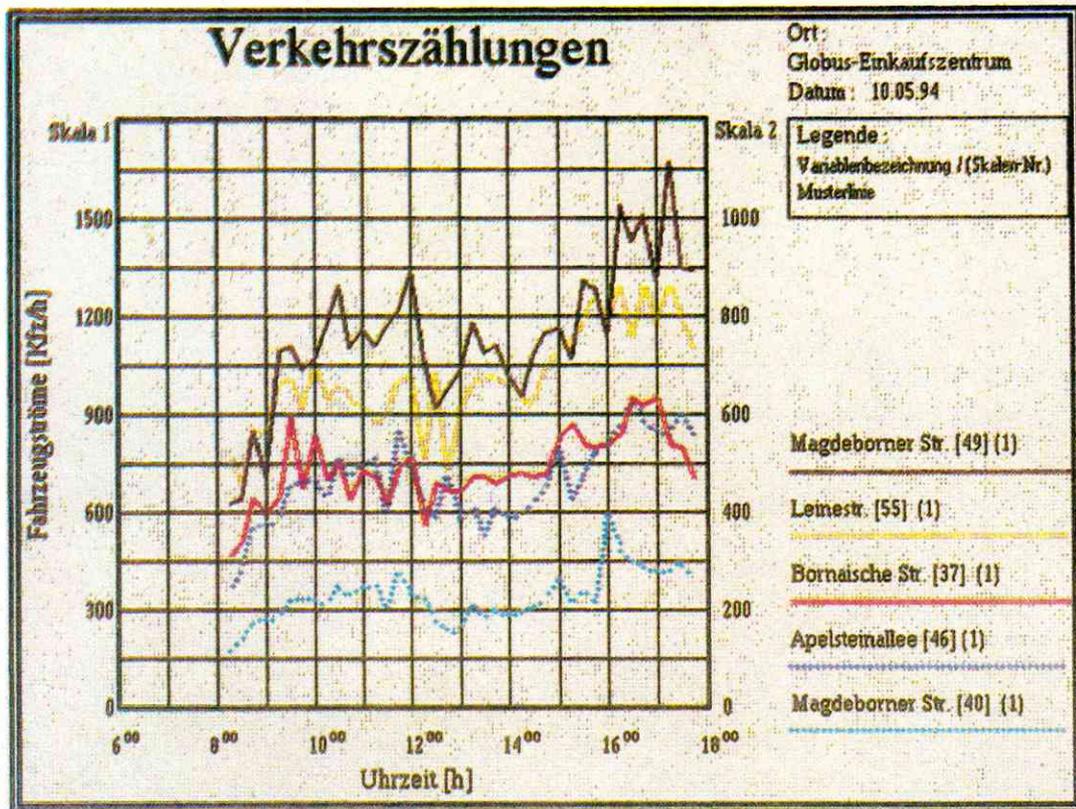


Abb. 17: Tagesgang des Gesamtverkehrs auf den umgebenden Straßen

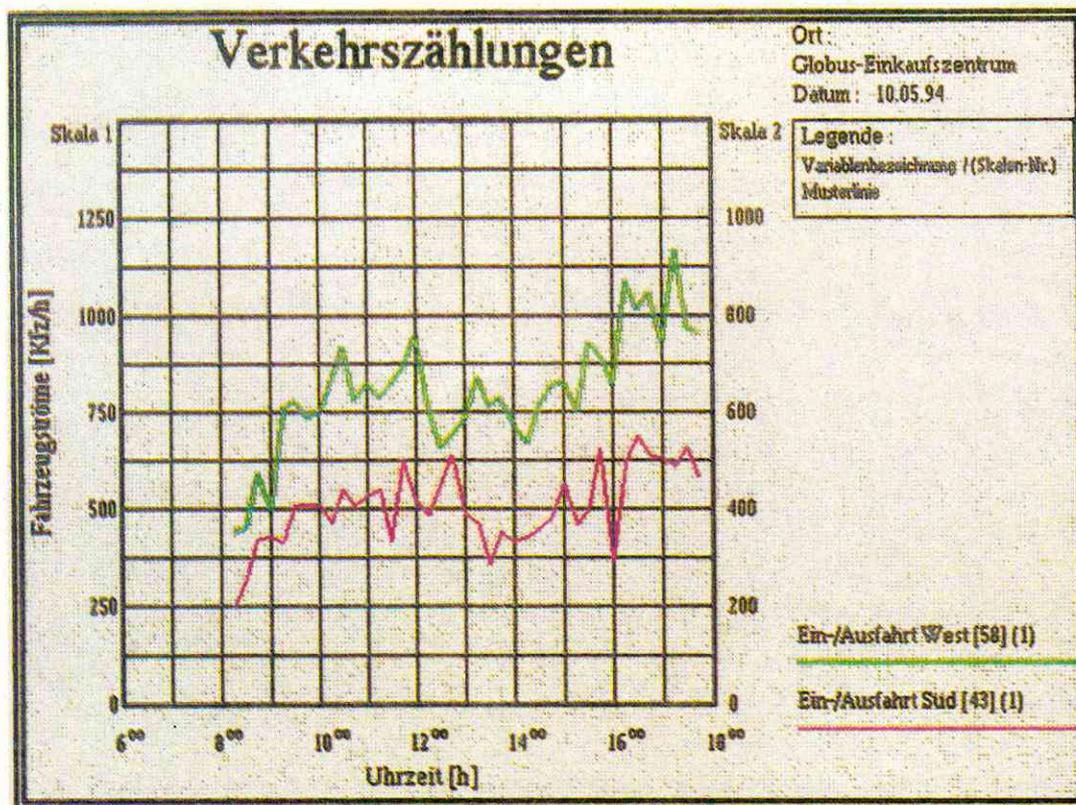


Abb. 18: Tagesgang des Verkehrs an den Ein- und Ausfahrten

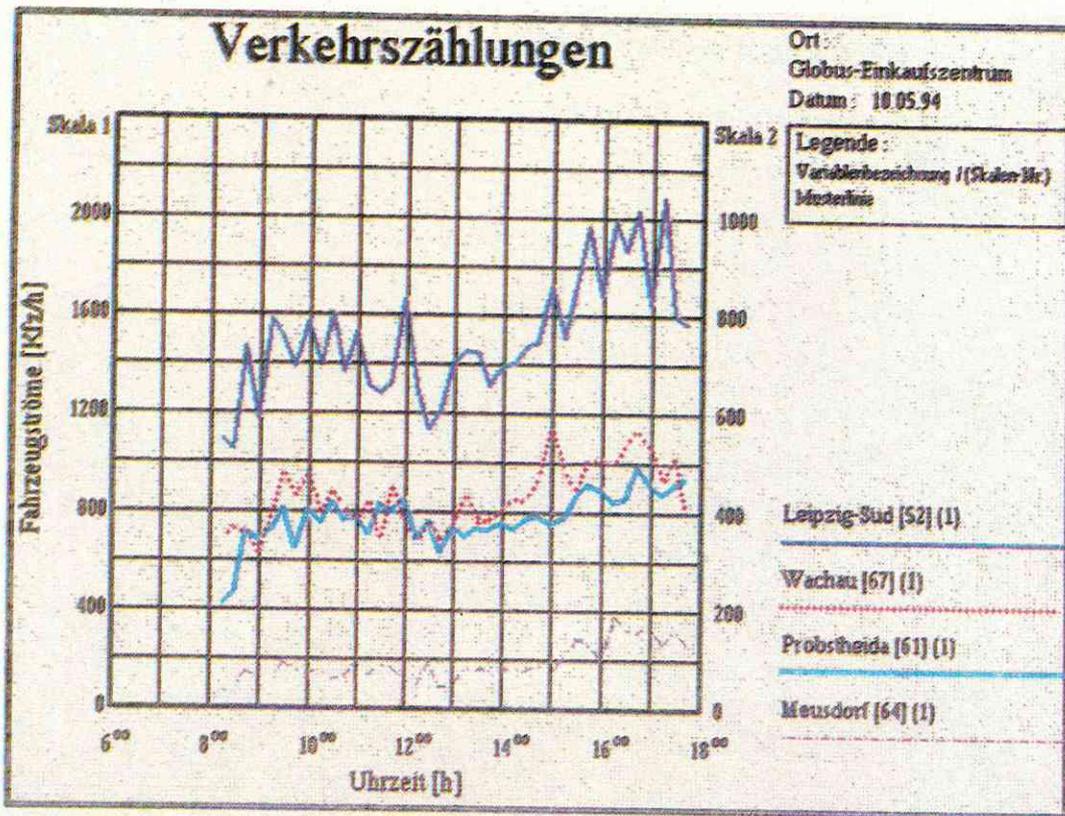


Abb. 19: Tagesgang des Verkehrs auf den vier Gebietszufahrten

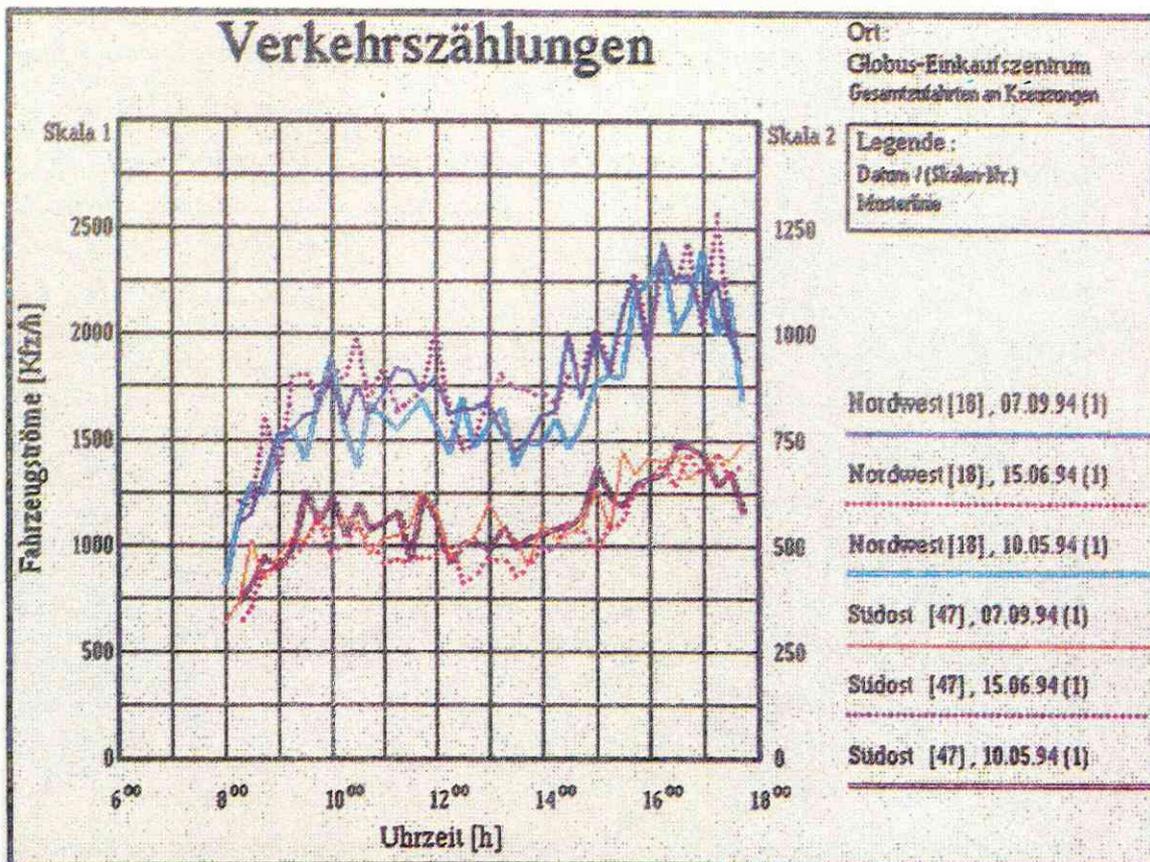


Abb. 20: Vergleich der Tagesgänge des Verkehrs an drei Tagen

Abb.19 enthält die Darstellung der Verkehrsbelastungen auf den vier Gebietszufahrten (deren Summe ist in Abb.15 durch die grüne Kurve gegeben). Danach entfällt der größte Teil des Verkehrs auf die Verbindung nach Leipzig-Süd und Markkleeberg, etwa je halb so große Anteile entfallen auf die Verbindung nach Leipzig-Probstheida und Wachau (und Umland), wogegen der Anteil aus Leipzig-Meusdorf deutlich geringer ausfällt (in diesem Anteil ist aber vermutlich kein Durchgangsverkehr enthalten).

Eine Gegenüberstellung von Tagesgängen ausgewählter Verkehrsströme an drei verschiedenen Tagen ist in Abb.20 aufgezeigt. Aufgetragen sind die Gesamtzufahrten an den Kreuzungen Nordwest (Nr. 18 in Abb. 16) und Südost (Nr. 47 in Abb.16). Der Tagesgang der Verkehrsströme weist einen typischen Charakter auf (ein leichtes Maximum zwischen 10 und 12 Uhr und ein deutliches Nachmittagsmaximum zwischen 15:30 und 17:30 Uhr). Die Tagesgänge sind an allen Zähltagen sehr ähnlich, wodurch sich - nach statistischer Absicherung dieser Befunde durch weitere Verkehrszählungen - gute Möglichkeiten für Simulationen und Extrapolationen der Verkehrsströme ohne Verkehrszählungen oder nur durch stichprobenartige Verkehrszählungen ergeben.

Für das Hauptstraßennetz Leipzigs (für unsere Untersuchungen interessant die Verkehrsströme z.B. auf der Prager Str., Karl-Liebknecht-Str., Bornaische Str.(Leipzig), Leinestr.) liegen die durchschnittlichen Verkehrsbelastungen (DTV) der letzten Jahre vor (Amt für Verkehrsplanung, 1993, 1994). Allerdings lassen sich daraus keine Schlüsse auf den zusätzlichen Verkehr zum Gewerbepark Wachau ziehen.

Deshalb wurden zwei Kundenbefragungen im Einkaufszentrum "Globus-Markt" durchgeführt. Erfragt wurden der Wohnort (Kunden außerhalb Leipzigs) bzw. von Leipziger Kunden die Adresse (Straße) zur Ermittlung der Anfahrtstrecken, die Einkaufsfrequenz (Einkäufe/Woche bzw. Einkäufe/Monat) im Globus-Markt und weitere für die Emissionsberechnung wichtige Daten.

Die erste Kundenbefragung enthielt zusätzlich noch eine Frage, ob nach der Fahrt in den Gewerbepark wieder zum Ausgangspunkt der Einkaufsfahrt (i.d.Regel die Wohnung) zurückgekehrt wird. Da nur in 2 % aller Fälle Start und Ziel nicht identisch waren, verzichteten wir bei der zweiten Befragung auf diese Frage und unterstellten generell nur Fahrten zwischen Wohnung und Einkaufszentrum.

Bei jeder der zwei Befragungsaktionen waren etwa 800 Personen zur Mitarbeit bereit (das sind 11.1 % der täglichen und unter Berücksichtigung der ermittelten Einkaufsfrequenz

1.9 % der wöchentlichen, aus Verkehrszählungen hochgerechneten Kundenanzahl von etwa 40 000). Von den insgesamt 1632 Wertesätzen konnten 27 nicht in die Auswertung eingehen, weil die Ortsangaben unbrauchbar waren (weit entfernte tatsächliche Wohnorte wie z.B. Stuttgart oder Bad Kreuznach usw. statt eines Ausgangspunktes in Leipzig) und weitere 7 Wertesätze, weil der Kunde den ÖPNV benutzt hatte.

Die übrigen 1598 Wertesätze werteten wir getrennt nach Kunden aus Leipzig und Kunden aus dem Umland aus.

Der Anteil der Kunden aus dem Umland beträgt etwa 35 %. Überraschend ist, daß das ermittelte Kaufverhalten (Einkaufsfrequenz) für Leipziger Kunden und Kunden aus dem Umland nahezu gleich ist. Die aus einer großen Streubreite (Angaben reichten von 1 Einkauf/halbes Jahr bis zu 5 Einkäufen/Woche) ermittelten Durchschnittswerte der Einkaufsfrequenz betragen für Leipzig 1.026 Einkäufe/Woche und für das Umland 1.034 Einkäufe/Woche, d.h. von den 35 % Kunden aus dem Umland werden auch etwa 35 % der Fahrten zum Einkaufszentrum bestritten.

**Tabelle 6 : Häufigkeitsverteilung der Kunden aus dem Umland**

<b>Ort</b>	<b>Anteil der Einkäufe %</b>
Markkleeberg	21,74
Holzhausen	11,80
Liebertwolkwitz	11,40
Wachau	11,24
Großpösna	5,17
Borna	4,03
Zwenkau	3,03
Grimma	2,93
Naunhof	2,57
Böhlen	2,57

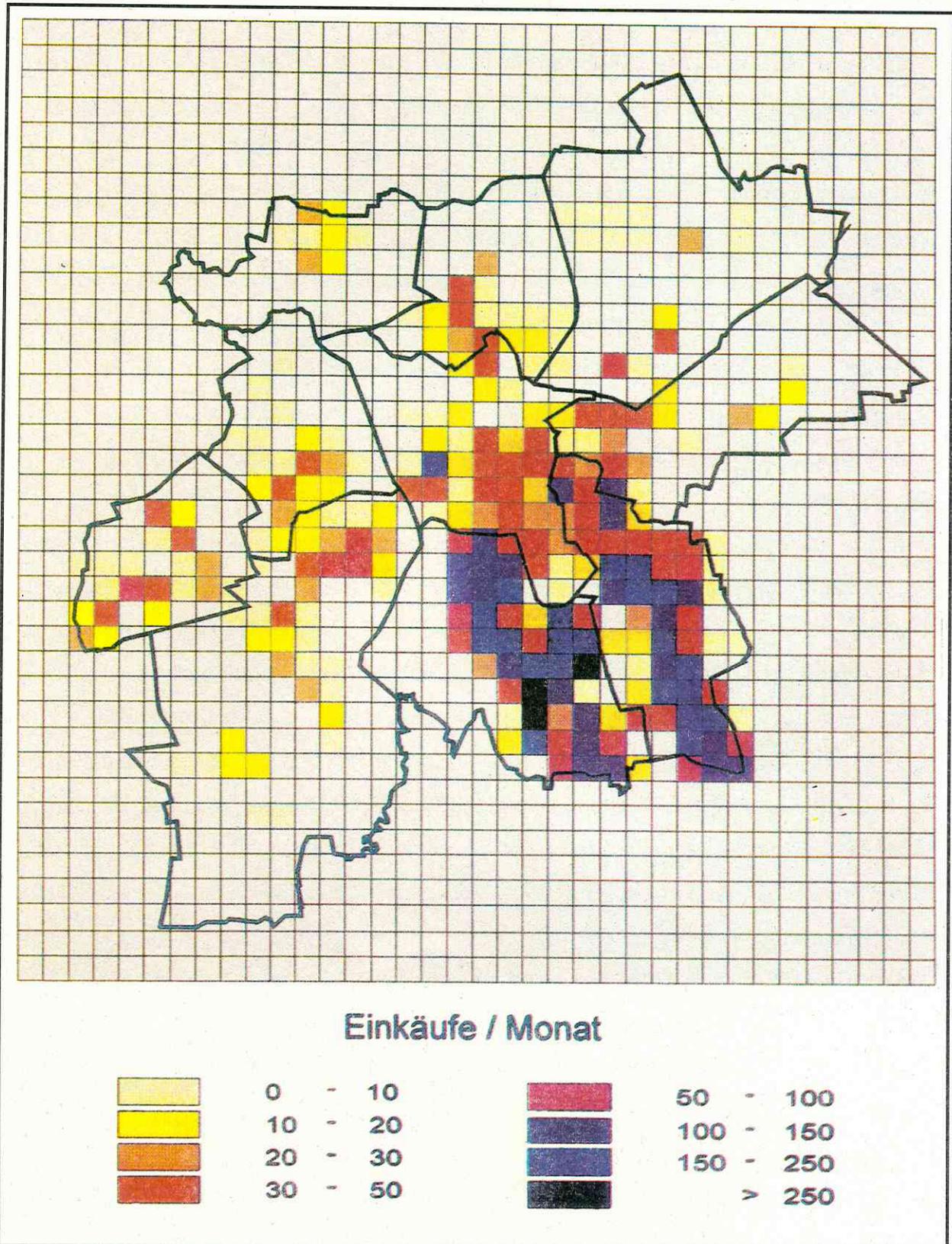
Tabelle 6 gibt einen Überblick über die 10 am häufigsten vertretenen Orte aus dem Umland. Auf diese 10 Orte entfallen 76,4 % aller Einkaufsfahrten. Die übrigen 23,6 % der Einkaufsfahrten sind Kunden aus weiteren 64 Orten zuzuordnen. Zur Überprüfung der Repräsentanz der befragten Kunden werteten wir die Wertesätze der Kunden aus dem Umland für beide Befragungstage auch getrennt aus. Am ersten Tag wurden Kunden aus 57 Orten, am zweiten Tag aus 52 Orten beobachtet. Der Durchschnitt beider Mengen betrug 35 Orte. Allerdings entfielen auf diese 35 Orte 94,6 % der Einkäufe aus dem Umland. Die nach dem Zufallsprinzip erfolgte Auswahl der befragten Kunden kann also mit großer Wahrscheinlichkeit als repräsentativ angesehen werden und läßt erste Hochrechnungen abgeleiteter Größen zu.

Die statistische Auswertung der von Kunden aus Leipzig erhaltenen Daten erfolgte nach einem abgewandelten Prinzip. Über das Stadtgebiet von Leipzig legten wir ein Raster von 500m\*500m. Die erfragte Einkaufsfrequenz einzelner Kunden wurde auf "Einkäufe/Monat" normiert und dann entsprechend der Straßenangabe diesen Rasterquadraten zugeordnet. Die so erzeugte Verteilung "Einkäufe/Monat" über den Rasterquadraten ist in Abb.21 dargestellt.

Die Dichte der Kundschaft in den Rasterquadraten hängt ab von der Einwohnerdichte im Rasterquadrat und von dessen Entfernung zum Gewerbepark. Diese beiden Variablen müssen zur Interpretation der Häufigkeitsverteilung herangezogen werden. Erwartungsgemäß liegt die größte Dichte der Kundschaft im Südosten Leipzigs entlang der beiden Hauptzufahrtsstrecken über Prager Str. oder Karl-Liebknecht-Str./Bornaische Str.(Leipzig). Die Häufigkeit der registrierten Einkäufe/Monat nimmt aber nicht stetig mit der Entfernung ab, sondern verzeichnet lokale Maxima in entfernteren, aber dicht besiedelten Gebieten wie z.B. Leipzig-Grünau, Leipzig-Lindenau oder aber auch Minima in nahen, aber wenig oder gar nicht besiedelten Rasterquadraten (z.B. zwischen den o.g. Hauptzufahrtsstrecken).

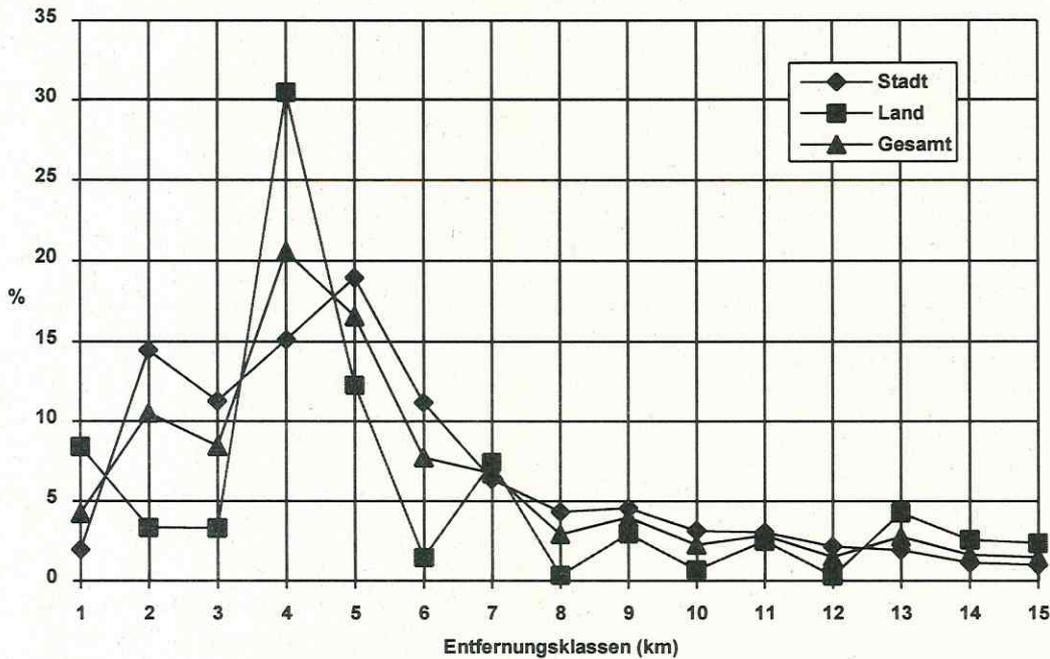
Sowohl aus dieser Kundenverteilung und der Entfernung der Rasterquadrate vom Gewerbepark als auch aus der Kundenverteilung im Umland mit der Entfernung der Orte wurden getrennte Häufigkeitsverteilungen der Entfernungen gebildet und in Klassen (1 km Differenz) eingeteilt.

Diese Häufigkeitsverteilung der Entfernungsklassen ist in Abb.22 dargestellt (Darstellung nur bis zu einer Entfernung von 15 km, Häufigkeitsverteilung reicht bis 40 km).



**Abb. 21:** Häufigkeitsverteilung der Einkäufe von Kunden aus Leipzig

## Häufigkeitsverteilung der Entfernungsklassen



**Abb.22** : Prozentuale Häufigkeit der Entfernungsklassen

Da insbesondere im Umland die Einwohnerdichte in Abhängigkeit von der Entfernung nicht gleichverteilt ist (im Stadtgebiet ist sie auch nicht gleichverteilt, aber ausgeglichener als im Umland), ergeben sich in den Häufigkeitsverteilungen starke Schwankungen. So hat die vollständige Kurve für das Umland z.B. bei 24 km nochmals ein lokales Maximum (Borna). Die Summe der prozentualen Häufigkeiten (Gesamtkurve) der Klassen bis 3 km beträgt etwa 22 %. Da für kurze Fahrstrecken ggf. ein Kaltstartzuschlag bei der Emissionsberechnung berücksichtigt werden muß, wurde in der Befragung erfaßt, ob die Fahrt mit kaltem oder warmem Motor angetreten wurde.

Die durchschnittliche Entfernung der Kunden aus dem Umland beträgt unter Berücksichtigung der Einkaufsfrequenz 8,2 km, die durchschnittliche Entfernung der Leipziger Kunden beträgt 5,2 km und die durchschnittliche Entfernung aller Kunden 6,3 km.

Die Häufigkeitsverteilungen der Entfernungsklassen erlauben sowohl für das Stadtgebiet als auch für das Umland die Berechnung der in einem betrachteten Zeitabschnitt zusätzlich zurückgelegten Fahrstrecken. Unter der Annahme, daß die befragten Personen einen repräsentativen Querschnitt aller Kunden darstellen, erhält man aus der Häufigkeitsverteilung der Entfernungsklassen, der Frequenz der Einkäufe/Woche und der aus den Verkehrszählungen

hochgerechneten Kundenanzahl/Woche (5,5 Tage mit ca. 7200 Kunden/d  $\approx$  40 000 Kunden/Woche) folgende Summen der gefahrenen Strecken (Hin- und Rückfahrt) :

Kunden aus Leipzig	292 000 km/Woche
Kunden aus dem Umland	251 000 km/Woche
gesamt	543 000 km/Woche

Danach legen die Kunden aus dem Umland bei einem Anteil von 35 % der Einkäufe 46 % der zusätzlich gefahrenen Strecken zurück.

### 3.2. Berechnung der Emissionen

Die Berechnung der Emissionen der Schadstoffe Kohlenmonoxid (CO), Stickoxide (NO<sub>x</sub>), Kohlenwasserstoffe (HC) und Benzol erfolgt aus den Verkehrsstärken, Streckenlängen und spezifischen Emissionsfaktoren, die wiederum von den Fahrzeugklassen und verkehrsspezifischen Parametern abhängen.

$$E = f(q, l, E_f(k, v)) \quad [\text{g/h}]$$

mit

q	= Verkehrsstärke	[Kfz/h]
l	= Streckenlänge	[km]
E <sub>f</sub>	= spezifischer Emissionsfaktor (k)	[g/km/Kfz]
k	= Fahrzeugklasse	
v	= Geschwindigkeit	[km/h]

Die Emissionsfaktoren wurden bisher (HASSEL et.al., 1983, 1987, 1991, Abgasprüfstelle, 1991, GARBEN et.al., 1992) für jede Fahrzeugklasse für sogenannte auf Rollenprüfständen simulierte Fahrmodi angegeben, die für definierte Anteile von Leerlauf, Beschleunigungsphase, Konstantfahrt und Verzögerungsphase stehen und durch eine mittlere Geschwindigkeit charakterisiert werden.

In den neuesten Forschungsberichten des Umweltbundesamtes (HASSEL et.al., 1994, 1995) wird nach einer neuen Methodik vorgegangen. Im realen Stadt- und Überlandverkehr ermittel-

ten die Bearbeiter elf Fahrmuster, die sich ebenfalls aus charakteristischen Anteilen von Leerlauf-, Beschleunigungs-, Verzögerungsphasen und Konstantfahrten zusammensetzen und durch eine repräsentative mittlere Geschwindigkeit charakterisiert sind, und ersetzen die o.g. Fahrmodi. Emissionsfaktoren liegen für 22 sog. Fahrzeugschichten für Pkw (Zweitaktmotor, Viertaktmotor mit verschiedenen Abgasreinigungskonzepten, Dieselmotor, alle noch unterteilt nach Hubraumklassen), 5 Schichten für Leichte Nutzfahrzeuge und 72 Schichten für Schwere Nutzfahrzeuge vor.

Für Emissionsberechnungen als Input-Daten für Ausbreitungsmodelle zur Abschätzung der Immissionssituation ist eine möglichst zeitgenaue Kenntnis der vorbeifahrenden Kfz-Anzahl und der vertretenen Fahrzeugklassen erforderlich. Die Vielfalt der Kfz-Klassen (oder der o.g. Fahrzeugschichten) im fließenden Verkehr zu zählen ist unmöglich. Andererseits kann die bloße Verwendung von Anteilen der Kfz-Klassen aus den Zulassungszahlen (die leider nach der o.g. Schichteinteilung nicht einmal vollständig vorliegen) zu großen Abweichungen führen (z.B. beträgt in Leipzig der Anteil der zugelassenen Zweitakt-Pkw 6,3 %, am fließenden Verkehr sind aber 10 % beteiligt (mehrfach gezählt), noch größer ist der Unterschied bei Nutzfahrzeugen : zugelassen sind 6,7 % des Fahrzeugbestandes, gezählt wurden 16 %).

Wir haben folgenden Kompromiß gewählt :

Bei Verkehrszählungen kann man Zweitakt-Pkw, übrige Pkw (mit Viertakt- oder Dieselmotor) und Lkw unterscheiden, und so wurden auch die Zählungen durchgeführt. Die weiteren Differenzierungen (Fahrzeuge ohne Abgasreinigung, Kfz mit unregelmäßigem und mit regelmäßigem Kat, Dieselfahrzeuge, Leichte Nfz, Schwere Nfz, Unterscheidung nach Hubraum und Nutzlastklassen) entnahmen wir - soweit angegeben - aus den Zulassungszahlen des Kraftfahrtbundesamtes (Kraftfahrt-Bundesamt, 1995). In Leipzig beträgt danach z.B. der Anteil der Leichten Nfz an allen Lkw 63,6 % , der Anteil der Pkw mit regelmäßigem Katalysator 50,5 %, der Anteil der Pkw mit unregelmäßigem Katalysator 2,2 %, der Anteil Pkw ohne Abgasreinigung 34,4 % und der Anteil der Pkw mit Dieselmotor 6,6 % .

Zur Emissionsberechnung ist die direkte Verwendung der Tabellen der Emissionsfaktoren wegen der starken Klassifizierung zu aufwendig und unübersichtlich. Besser zu handhaben sind Modelle, die stetige Abhängigkeiten der Emissionsfaktoren von der Durchschnittsgeschwindigkeit beinhalten. Deshalb wurden sowohl für jede Fahrzeugschicht, insbesondere aber für jede der bereits bestandsgemittelten Typklassen (Zweitakt-Pkw, Viertakt- und Dieselpkw, Leichte Nutzfahrzeuge, Schwere Nutzfahrzeuge) Modelle der Emissionsfaktoren in

Abhängigkeit von der mittleren Geschwindigkeit durch nichtlineare Regression ermittelt. Diese Modelle sind in den Abbildungen 23 - 28 dargestellt. Die in tabellarischer Form vorliegenden Stützstellen für die Regression (Hassel et.al., 1994, 1995) sind ebenfalls enthalten.

Die Abbildungen zeigen für Kohlenmonoxid und für Kohlenwasserstoffe eine hervorragende Übereinstimmung zwischen Stützstellen und Modell, während bei Stickoxiden größere Abweichungen wegen der stärkeren Streuung der Meßwerte auftreten.

Die Emissionsfaktoren für CO und HC nehmen mit sinkender Geschwindigkeit stark zu. Minimale Werte liegen in einem großen Bereich (um 60 km/h). Der Anstieg der Emissionsfaktoren bei höheren Geschwindigkeiten ist für den Stadtverkehr nicht relevant und wurde in die Modelle nicht aufgenommen und in den Grafiken auch nicht dargestellt. Alle Modelle für Kohlenmonoxid und für Kohlenwasserstoffe sowie das Modell für Stickoxide der Klasse Schwere Nutzfahrzeuge lassen mit dem Modelltyp 1

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

darstellen.

Auffällig ist, daß die Emissionsfaktoren für CO bei Leichten Nutzfahrzeugen (Abb.12) größer als bei Schweren Nutzfahrzeugen sind. Die Ursache ist darin zu suchen, daß Schwere Nutzfahrzeuge fast ausschließlich mit Dieselmotoren mit extrem geringen Emissionsfaktoren für CO ausgerüstet sind, während die Klasse der Leichten Nutzfahrzeuge noch einen beträchtlichen Bestand an Viertaktmotoren (und auch Zweitaktmotoren) enthält.

Abbildung 25 und Abbildung 26 zeigen die Abhängigkeiten der Emissionsfaktoren für Kohlenwasserstoffe von der Geschwindigkeit. Die enorm hohen Werte für Zweitaktfahrzeuge rechtfertigen die möglichst genaue Erfassung dieser Klasse bei Verkehrszählungen und nach wie vor die Berücksichtigung bei Emissionsberechnungen.

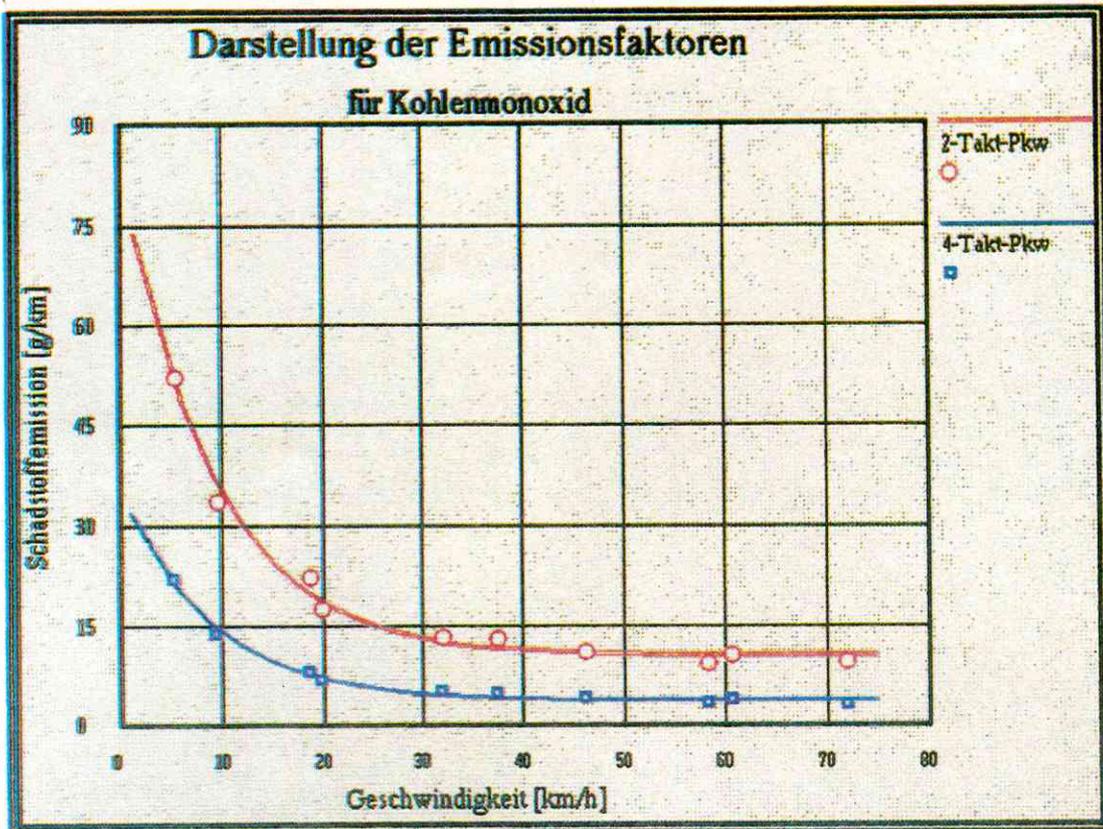


Abb. 23: Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid (Zweitakt- und Viertakt-Pkw)

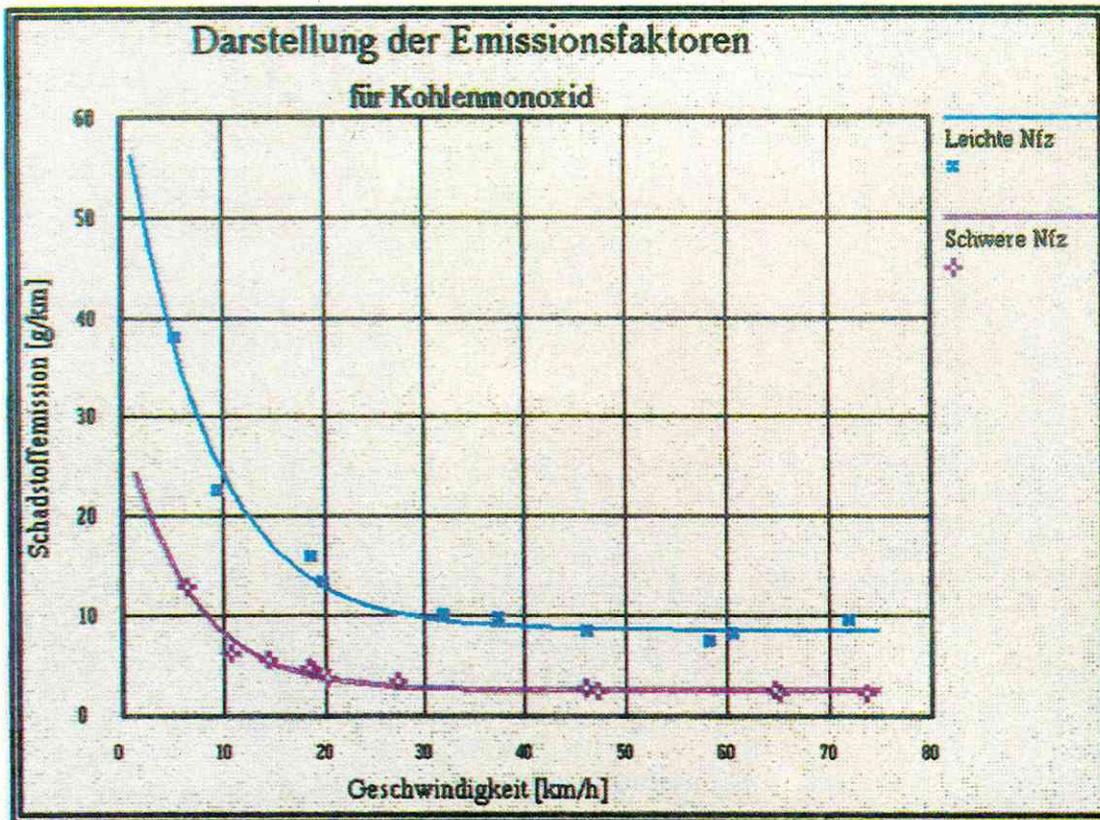


Abb. 24: Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid (Leichte und Schwere Nutzfahrzeuge)

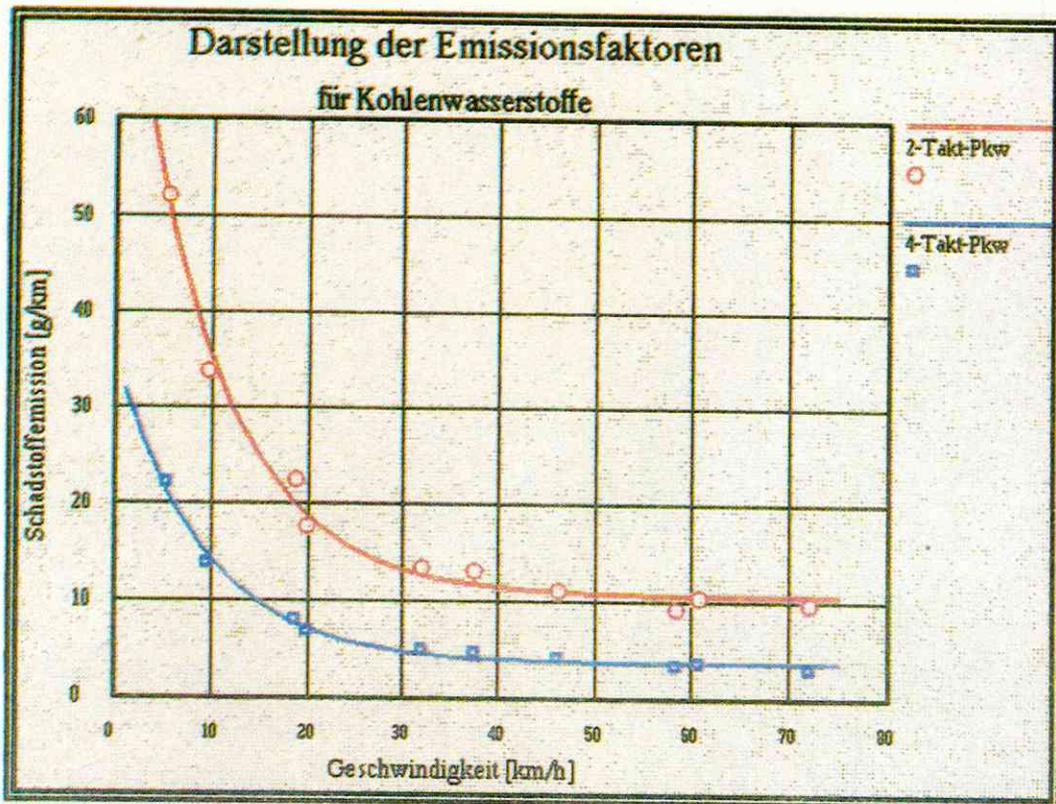


Abb. 25: Emissionsfaktoren für Kohlenwasserstoffe (Zweitakt-Pkw und Viertakt-Pkw)

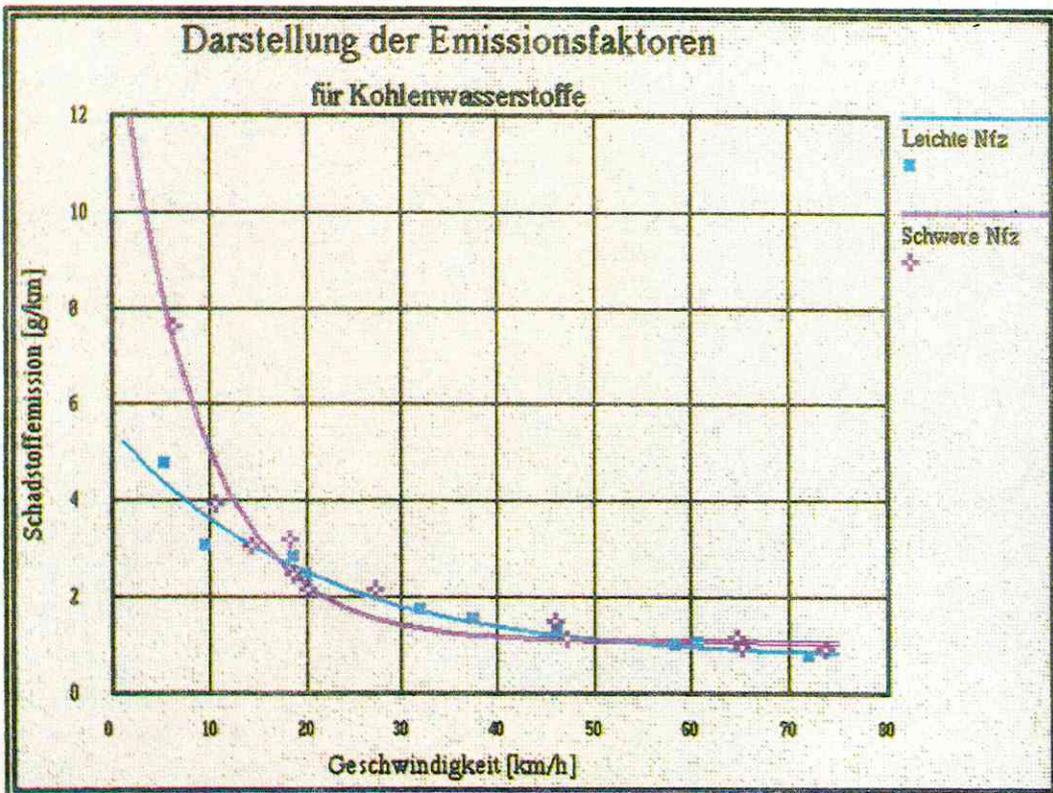


Abb. 26: Emissionsfaktoren für Kohlenwasserstoffe (Leichte und Schwere Nutzfahrzeuge)

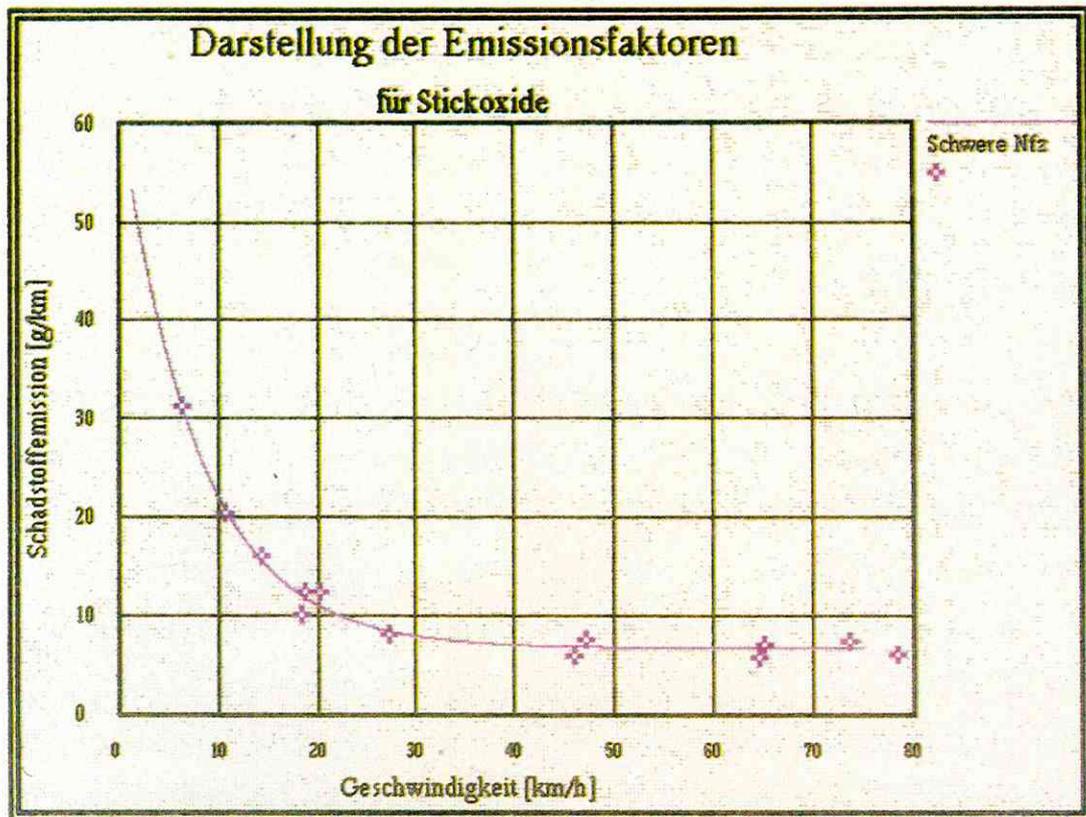


Abb. 27: Emissionsfaktoren für Stickoxide (Schwere Nutzfahrzeuge)

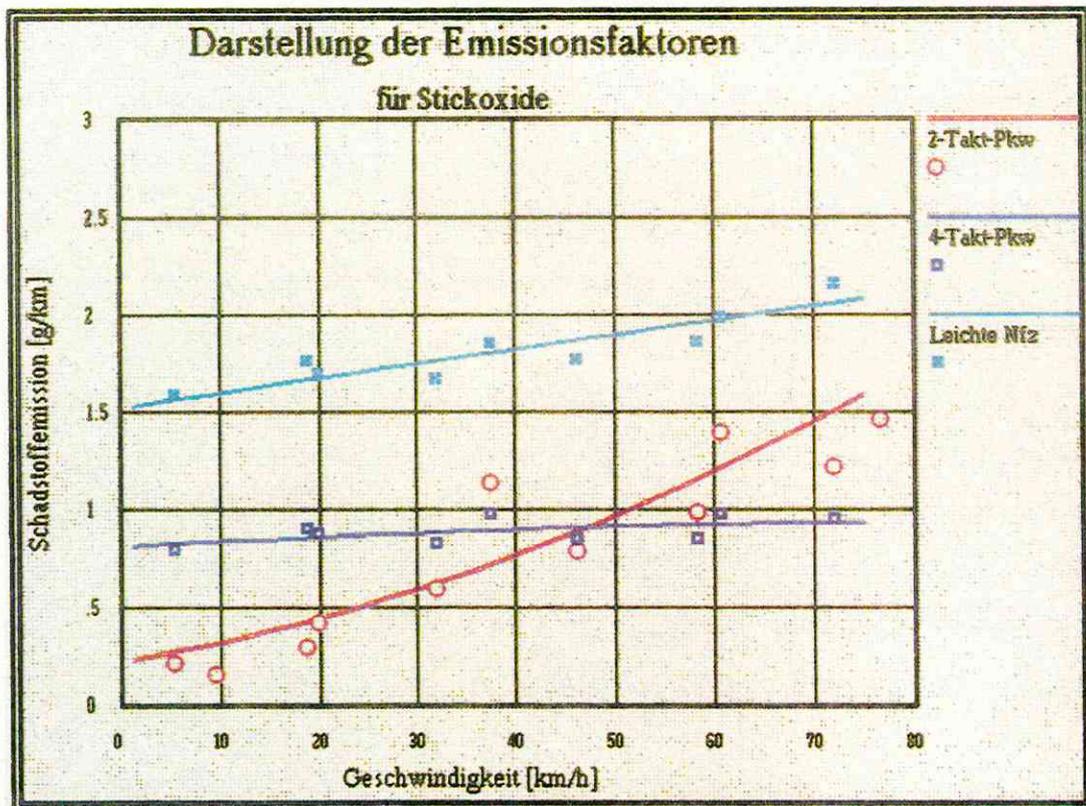


Abb. 28: Emissionsfaktoren für NO<sub>x</sub> (Zweitakt-, Viertakt-Pkw und Leichte Nutzfahrzeuge)

Die Emissionsfaktoren für Stickoxide sind differenziert zu betrachten. Für Schwere Nutzfahrzeuge liegen die Emissionsfaktoren auf hohem Niveau, folgen aber der Geschwindigkeitsabhängigkeit wie die Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffe und lassen sich in dem Geschwindigkeitsbereich von 5 - 75 km/h ebenfalls sehr gut mit dem Modelltyp 1 beschreiben (s. Abb.27).

Die deutlich geringeren Emissionsfaktoren für Zweitakt- und Viertakt-Pkw sowie Leichte Nutzfahrzeuge steigen mit zunehmender Geschwindigkeit an (s. Abb.28). Vor wenigen Jahren lagen die Emissionsfaktoren für Viertakt-Pkw noch beträchtlich über denen der Zweitakt-Pkw. Inzwischen ist durch den hohen Anteil (> 50 % aller Pkw) von Viertakt-Pkw mit Regeltem Katalysator und dem gestiegenen Anteil der Diesel-Pkw für die Gruppe der Nicht-Zweitakt-Pkw oberhalb von  $v = 45$  km/h bereits ein geringerer Emissionsfaktor als bei Zweitakt-Pkw zu verzeichnen. In dem betrachteten Geschwindigkeitsbereich lassen sich für diese drei Fahrzeugklassen die Emissionsfaktoren nach dem Modelltyp 2 darstellen :

$$E_f = a + b \cdot v + c \cdot v^2$$

In Tabelle 7 sind die Modelltypen und die Modellkoeffizienten der für die vier Fahrzeugklassen gemittelten Emissionsfaktoren der Schadstoffe CO, NO<sub>x</sub> und HC aufgeführt.

Der neueste Forschungsbericht zu Emissionsfaktoren (HASSEL et.al., 1994) enthält keine Emissionsfaktoren für Benzol. Während Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffe im Abgas eine Folge der mehr oder weniger unvollständigen Verbrennungsvorgänge des Kraftstoffs sind und Stickoxide vornehmlich durch Oxidation von Luftstickstoff im heißen Motor entstehen und damit im wesentlichen nur von Motortypen und Betriebszuständen abhängen, resultiert Benzol aus dem durch Crackprozesse im Motor gebildeten Anteil und aus unverbranntem Benzol als Kraftstoffkomponente (damit ist eine Abhängigkeit vom Benzolgehalt im Kraftstoff gegeben). MOUSSIOPOULOS et.al. (1992) geben für Benzol ein Emissionsfaktor von 5 % des HC-Emissionsfaktors an. In einem älteren Bericht (HASSEL et.al., 1987) findet man auch Abhängigkeiten der Benzolemissionsfaktoren von den Fahrmodi. Eine sehr umfangreiche Arbeit [KOHOUTEK&LENZ, 1995] beschreibt Modelle für Emissionsfaktoren des Benzols, die den Benzolgehalt im Kraftstoff und den Gehalt weiterer Aromaten berücksichtigen. Wir haben unsere Rechnungen mit einem Emissionsfaktor von 2,5 % des Emissionsfaktors für Kohlen-

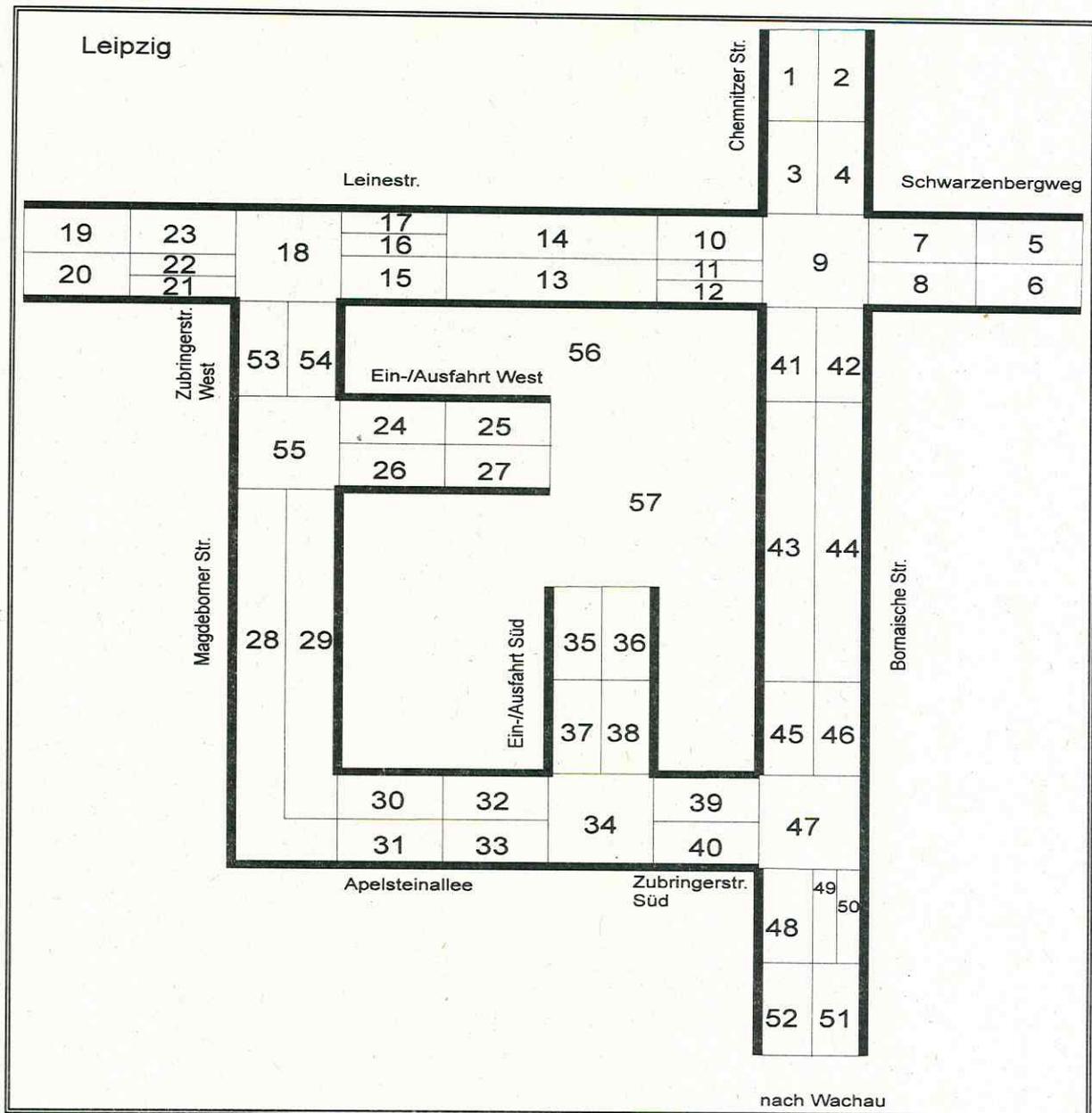
wasserstoffe durchgeführt und berücksichtigen dabei den rückläufigen Benzolgehalt im Kraftstoff.

**Tabelle 7 : Koeffizienten der Modelle für die Emissionsfaktoren**

Schadstoff	Klasse	Modell-Typ	a	b	c	d
<b>CO</b>	2-T	1	10,399	72,256	3,448	0,08824
	4-T	1	3,628	32,14	3,017	0,09996
	LNfz	1	8,53	55,54	3,133	0,111
	SNfz	1	2,436	26,395	3,128	0,135
<b>HC</b>	2-T	1	4,933	48,518	2,6167	0,06032
	4-T	1	0,514	4,234	3,513	0,075
	LNfz	1	0,714	4,745	2,010	0,0698
	SNfz	1	1,0468	13,30	3,128	0,1068
<b>NO<sub>x</sub></b>	2-T	2	0,2186	8,241 (-03)	1,327 (-04)	0,08452
	4-T	2	0,8043	2,962 (-03)	- 1,599 (-05)	
	LNfz	2	1,5199	7,450 (-03)	1,0 (-06)	
	SNfz	1	6,638	54,476	4,493	

Für die Anwendung obiger Modelle der Emissionsfaktoren ist die Kenntnis einer mittleren Geschwindigkeit auf jeder einzelnen Strecke erforderlich. Da für eine zeitgenaue Emissionsberechnung auf den Straßen des Gewerbeparkes eine pauschalisierte Anwendung von Fahrmodernen nicht möglich ist, wurden die Streckenabschnitte (= Emissionsquellen) typisiert und für die jeweiligen Streckenkategorien mit Verkehrsmodellen, die u.a. auch die Fahrzeugdichte [Kfz/km] bzw. die Verkehrsstärke [Kfz/h] berücksichtigen, mittlere Geschwindigkeiten berechnet. Abb.29 zeigt eine schematische Übersicht über die Streckenabschnitte, die für die

Emissionsberechnung erforderlich sind.



**Abb.29** : Schematische Übersicht der Linien- und Flächenquellen zur Emissionsberechnung

Es wurden vier Kategorien definiert :

- Kreuzungsbereiche (Flächenquellen)
  - geregelte Kreuzungen (9 und 18)
  - ungeregelte Kreuzungen (34, 47 und 55)
- Stauzonen (Linienquellen)
  - 3, 7, 11, 12, 16, 17, 21, 22, 24, 33, 37, 39, 40, 42, 45, 49, 50, 53, 54
- Strecken mit "Freier Fahrt" (Linienquellen, alle übrigen Felder)

Modelle für die Berechnung der Geschwindigkeit auf freien Strecken unterschiedlichsten

Typs und in Stauzonen vor geregelten und unregulierten Kreuzungen findet man z.B. in Veröffentlichungen des Bundesverkehrsministeriums (BMV, 1982, 1986).

Die Geschwindigkeit  $v$  eines Streckenabschnitts auf ein- oder zweibahnigen Hauptverkehrsstraßen, wie sie im Untersuchungsgebiet vorkommen, ergibt sich z.B. aus

$$v = v_0 + (v_F - v_0) \cdot \left( \frac{m \cdot \max q - \frac{1}{m} \cdot q}{m \cdot \max q} \right)^\beta$$

- mit
- $V_0$  = optimale Geschwindigkeit entsprechend dem Straßentyp
  - $V_F$  = freie Geschwindigkeit entsprechend dem Straßentyp
  - $\max q$  = maximale Verkehrsstärke einer Fahrspur
  - $q$  = Verkehrsstärke
  - $m$  = Anzahl der Fahrspuren
  - $\beta$  = empirischer Exponent entsprechend dem Straßentyp

oder mit zunehmender Verkehrsstärke aus den Teilstücken

$$\begin{aligned} v &= 70 - \frac{q}{45} & , & \quad q < 450 \\ v &= 60 - \frac{(q-450)}{15} & , & \quad 450 < q < 750 \\ v &= 40 - \frac{(q-750)}{5} & , & \quad 750 < q < 800 \\ v &= 30 - \frac{(q-800)}{70} & , & \quad q > 800 \end{aligned}$$

Beide Modelle wurden verglichen. Nach dem 2. Modell erhält man für gleiche Verkehrsstärken geringere Geschwindigkeiten. Da in die Modelle der Emissionsfaktoren eine mittlere Geschwindigkeit eingeht, die sich u.a. auch aus Leerlaufphasen ergibt und die geringer als die Geschwindigkeit der Konstantfahrt ist, verwenden wir das zweite Modell zur Geschwindigkeitsberechnung, um den Fehler bei der Berechnung von  $v$  möglichst klein zu halten.

Die Staulänge und die Staugeschwindigkeit vor geregelten Kreuzungen sind abhängig von der Verkehrsstärke, der Anzahl der Spuren einer Kreuzung und von den Anteilen der einzelnen Grünphasen an der Gesamtumlaufzeit. Sie können nach einem halbempirischen Modell

(WEBSTER&COBBE, 1966) berechnet werden. Dieses Modell überprüften wir mehrfach parallel zu Verkehrszählungen und fanden gute Übereinstimmungen mit der Realität.

Wie die Modelle der Emissionsfaktoren zeigen, sind die Emissionsfaktoren bei niedrigen Geschwindigkeiten besonders hoch. Deshalb ist eine möglichst genaue Kenntnis der mittleren Staulänge, für die die erhöhten Emissionsfaktoren anzuwenden sind, für die Emissionsberechnung nach

$$E = E_f \cdot q \cdot l \quad [\text{g/h}]$$

besonders wichtig.

Aus dem gleichen Grund werden vor Kreuzungen mit getrennten Spuren einer Richtung auch getrennte Quellen (verschiedene Staulängen) berücksichtigt (s. 11,12 und 16,17 usw.).

Vor unregelmäßigen Kreuzungen werden ebenfalls Staulängen und Staugeschwindigkeiten (BMV, 1982) berechnet, die aus der Verkehrsstärke der bevorrechtigten Richtung (Hauptstrom), der Verkehrsstärke des Nebenstroms und einer empirischen Größe  $\lambda$  (Zeitanteil der nicht unterbrochenen Fahrt) - einem Maß für den behinderten und unbehinderten Verkehrsfluß in einer Richtung - abgeleitet werden.

Für die unmittelbaren Kreuzungsbereiche ist noch ein Emissionszuschlag zu kalkulieren, der in dem hohen Beschleunigungsanteil auf diesen Strecken begründet ist. Der Bericht von HASSEL (1994) enthält auch experimentelle Ergebnisse der Abhängigkeit der Emissionsfaktoren nicht nur von  $v$ , sondern auch vom Produkt aus Geschwindigkeit und Beschleunigung ( $v \cdot b$ ). Aus diesen Werten haben wir Modelle des Typs

$$F = a_1 + a_2 \cdot v + a_3 \cdot v^2 + a_4 \cdot b + a_5 \cdot b^2 + a_6 \cdot (v \cdot b) + a_7 \cdot (v \cdot b)^2$$

durch Regression ermittelt. Dabei können einzelne Koeffizienten je nach Schadstoff auch Null sein. Für jede Spur werden aus der Anfangsgeschwindigkeit (i.d. Regel die Staugeschwindigkeit), der Endgeschwindigkeit ( $v$  auf der Zielstrecke, Abschnitt "Freie Fahrt") und der Streckenlänge eine Beschleunigung  $b$  und eine mittlere Geschwindigkeit  $v$  errechnet, die aus dem o.g. Modellen je einen Emissionserhöhungsfaktor für jeden Schadstoff ergeben. Die Summen der Emissionen aller Verkehrsströme auf der Kreuzung ergeben dann die Gesamt-

emission der Flächenquelle Kreuzung. Zur vollständigen Erfassung aller Quellen muß die Reihe der unmittelbar im Straßennetz liegenden Emissionsquellen noch durch zwei Flächenquellen ergänzt werden : durch den großen Parkplatz und die Tankstelle.

Für die Berechnung der Emissionen auf dem Parkplatz werden eine mittlere Streckenlänge von 600 m, eine mittlere Geschwindigkeit von 15 km/h und eine Verkehrsstärke, die sich aus den Summen der Verkehrsströme 41 und 57 (Ein- und Ausfahrten, Abb.16 ) ergibt, zu Grunde gelegt.

Tabelle 8 gibt ein Beispiel der Emissionsberechnungen für eine Verkehrssituation. Für die Linienquellen wird die Emission in g/m/h angegeben (noch nicht mit der Länge multipliziert), weil in dieser Darstellung Strecken mit besonders hoher spezifischer Emission (entweder bedingt durch hohe Verkehrsstärke oder niedrige Geschwindigkeiten (bei CO und HC)) erkennbar sind. Die angegebenen Nummern der Quellen entsprechen der Abb.29 .

Für die Berechnung der Verdunstungsemissionen an der Tankstelle (HC und Benzol) wurden eine durchschnittliche Frequenz von  $\approx 80$  betankten Fahrzeugen/h bei mittlerer Frequentierung des Gewerbeparkes ( $\Sigma 41+57 = 800$  Kfz/h) stichprobenartig ermittelt. Die Frequenz des Tankens wird an diese Größe gekoppelt. Aus dem Dampfdruck von Benzin und einer angenommenen mittleren Betankung von 40 l resultiert eine Emission von 2,6 g HC/Betankung bzw. von 65 mg Benzol/Betankung.

**Tabelle 8 : Schadstoffemissionen auf den Straßen des Gewerbeparkes am 10.05.94, 16:00**

Quellen-Nr.	CO [g/m/h]	NOx [g/m/h]	HC [g/m/h]	Benzol [mg/m/h]
<b>Freie Strecke</b>				
1/2	4,20	1,23	1,11	2,8
5/6	0,89	0,27	0,24	0,6
13/14	5,58	1,63	1,48	3,7
19/20	7,91	2,29	2,11	5,3
25/27	3,56	0,77	1,04	2,6
28/29	2,73	0,81	0,72	1,8
35/36	1,58	0,34	0,46	1,2
43/44	3,76	1,11	0,99	2,5
51/52	4,77	1,41	1,26	3,2
<b>Stauzonen an geregelten Kreuzungen</b>				
3/4	13,12	1,84	4,20	10,5
7/8	2,12	0,37	0,66	1,6
10-12	18,18	2,49	5,82	14,5
15-17	17,27	2,44	5,49	13,7
21-23	23,25	3,42	7,39	18,5
41/42	12,58	1,72	4,01	10,0
53/54	28,62	3,22	9,38	23,5
<b>Stauzonen an unregulierten Kreuzungen</b>				
24/26	13,04	0,69	4,56	11,4
32/33	7,80	1,18	2,48	6,2
37/38	5,60	0,31	1,96	4,9
39/40	7,10	1,33	2,14	5,3
48-50	16,22	2,18	5,26	13,1
<b>Kreuzungen</b>				
	[g/h]	[g/h]	[g/h]	[g/h]
9	586,8	136,9	123,3	3,08
18	1066,7	147,3	246,1	6,15
34	684,6	51,5	171,8	4,29
47	833,9	95,7	198,4	4,96
55	1017,2	59,2	262,0	6,55

### 3.3. Berechnung der Immissionsbelastung

Die Berechnung der Immissionsbelastung ist von den drei komplexen Verkehrsmodellierung, Emissionsmodellierung und Ausbreitungsrechnung die schwierigste und auch diejenige, bei der noch die größten Fehler - bedingt durch die große Anzahl von zufälligen Faktoren - auftreten.

Für Straßenschluchten mit einfacher Geometrie, allerdings auch nur für zwei Windrichtungen (längs der Straßenschlucht und Queranströmung) sind recht gute statistische Modelle bekannt (z.B. DEUBER, 1978, SOBOTKA, 1978, WALDEYER et.al., 1980, 1982, JOURMARD, 1982, LEISEN et.al., 1982, 1992). Ebenso gibt es Modelle, die die Immission als Funktion des Abstandes von einer Linienquelle (z.B. Autobahn mit möglichst gleichverteilter Verkehrsstärke) bei Quer- und Längsanströmung wiedergeben (ESSER, 1978, FRANK, 1980, JOST et.al., 1992, Forschungsges. f. Straßen- und Verkehrswesen, 1982, 1992). Die Aufstellung solcher einfachen statistischen Modelle benötigt i.d.R. eine große Anzahl von Meßwerten, um zu statistisch sicheren Aussagen zu gelangen.

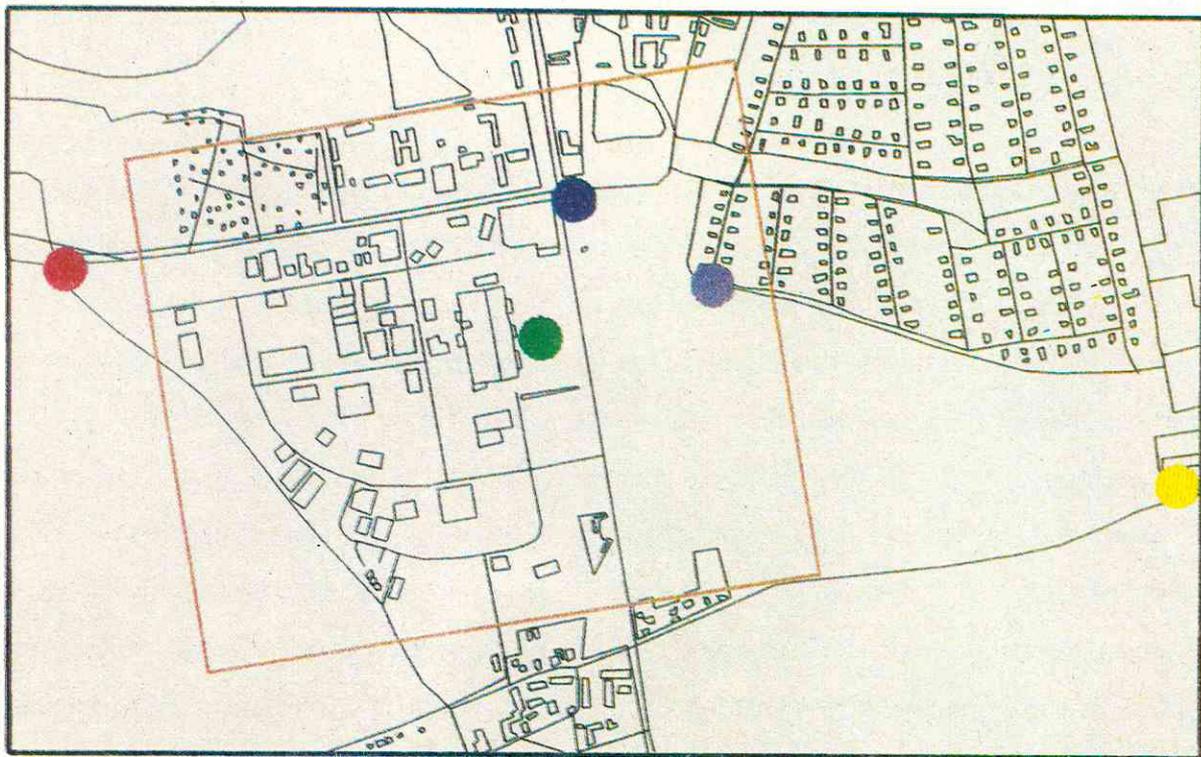
Obwohl das maßgebende Straßennetz des Gewerbeparkes eine sehr übersichtliche Struktur besitzt, sind doch die zu differenzierenden Quellen bereits sehr vielfältig und lassen keine weitere Zusammenfassung und Vereinfachung zu. Hinzu kommt, daß durch die zahlreichen Gebäude und sonstigen Strömungshindernisse im Gewerbepark keine Strömungsverhältnisse herrschen, wie sie in den o.g. einfachen statistischen Modellen vorausgesetzt werden.

Wir haben deshalb für die Ausbreitungsrechnungen ein von BLINDA, RÖCKLE & HOPF an der TH Darmstadt, Institut für Meteorologie entwickeltes Programmsystem DASIM verwendet (s.a. LOHMEIER, 1994). Das Programmsystem besteht aus 3 Teilen, einem dreidimensionalen Strömungsmodell (Berechnung des Windfeldes in Abhängigkeit von der Gebäudekonfiguration und einem vorgegebenen ungestörten Windprofil), einem dreidimensionalen Turbulenzmodell (Berechnung des Feldes der Diffusionskoeffizienten) und dem eigentlichen Ausbreitungsmodell (Diffusionsmodell).

Zur Berechnung der Immission wird das zu bearbeitende Gebiet in ein dreidimensionales Gitter zerlegt. Der Gitterabstand sollte einerseits so klein gewählt werden, daß die Gebäude in dem Gitter möglichst genau abgebildet werden können (bei zu großer Gitterweite würden

kleine Gebäude als Hindernis ignoriert). Andererseits ist die Anzahl der Gitterelemente je nach Rechnerkonfiguration begrenzt.

Auch hier mußte ein Kompromiß zwischen Erwünschtem und Machbarem eingegangen werden. Wir konnten deshalb nicht für das gesamte in Abbildung 1 dargestellte Untersuchungsgebiet die Immissionen berechnen und mußten uns mit einem Ausschnitt begnügen. Dieser Ausschnitt entspricht dem in Abbildung 30 mit einer orangen Linie abgegrenzten Rechteck und in den weiteren Abbildungen (31–41) der mit gestrichelten Linien begrenzten Fläche. Der Ausschnitt ist um 10 Grad gegen Nord geneigt, weil aus programminternen Gründen eine gitterparallele Ausrichtung der Quellen angestrebt werden sollte. In Abbildung 30 (s.a. Abbildung 13) sind außerdem die Grundrisse aller Hindernisse (Gebäude) enthalten. In der x,y-Ebene wurde mit einem Gitterabstand von 6 m ( $208 * 175$  Gitterelemente) und in der z-Richtung in Bodennähe mit 2,5 m (9 Höhenschichten, Abstand mit der Höhe wachsend) gerechnet.



**Abb. 30:** Lage des Rechengitters und der Meßstellen im Untersuchungsgebiet

Im Rechengebiet liegen 89 feste Hindernisse (Gebäude, Silos, Wälle) und 231 poröse Hindernisse (Bäume, Gebüsch, Hecken).

Für alle Rechnungen (Ausnahmen werden gesondert vermerkt) wurde ein adiabatisches

Windprofil (etwa neutrale Schichtung) vorausgesetzt.

Vorerst haben wir nur Immissionsberechnungen für Benzol durchgeführt, da für diesen Schadstoff auch Meßwerte zur Modellverifizierung vorliegen.

Abbildung 31 beschreibt die Immissionssituation am 10.05.94, 10:30 Uhr. Die Windrichtung betrug 350 Grad und fiel damit mit der Richtung der Chemnitzer, Bornaischen und Magdeborner Str. zusammen. Die auf dem Parkplatz in 2,6 m Höhe gemessene Windstärke betrug 2,9 m/s. Die in der Legende dargestellten Konzentrationsbereiche der Immission gelten für alle weiteren Abbildungen gleichermaßen, um Vergleichbarkeit zu garantieren. Die höchsten Immissionen liegen in den Kreuzungsbereichen Leinestr./Magdeborner Str., Magdeborner Str./Einfahrt West und auf dem Streckenabschnitt dazwischen. Hier werden Immissionen mit über  $50 \mu\text{g Benzol}/\text{m}^3$  berechnet. Über die Bornaische Straße werden Immissionsbelastungen von  $> 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bis nach Wachau getragen. Quer zur Windrichtung nimmt die Konzentration i.a. rasch ab.

Für die gleichen Emissionen (10.05., 10:30 Uhr) und gleiche Windgeschwindigkeit wird die Ausbreitung der Schadstoffe auch bei einer Windrichtung aus Südwest (Hauptwindrichtung in Leipzig) simuliert (Abbildung 32). Trotz einer etwa 5 m hohen Mauer zwischen Leinestr. und Vollzugskrankenhaus gelangen Immissionen in den Innenhof und erreichen dort in Nähe der am stärksten belasteten Kreuzung Leinestr./Magdeborner Str. Werte von  $5 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Ebenso werden Immissionen von  $2 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in das nordöstlich des Rechengitters gelegene Wohngebiet getragen.

Konzentrationsintervalle für Benzol [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

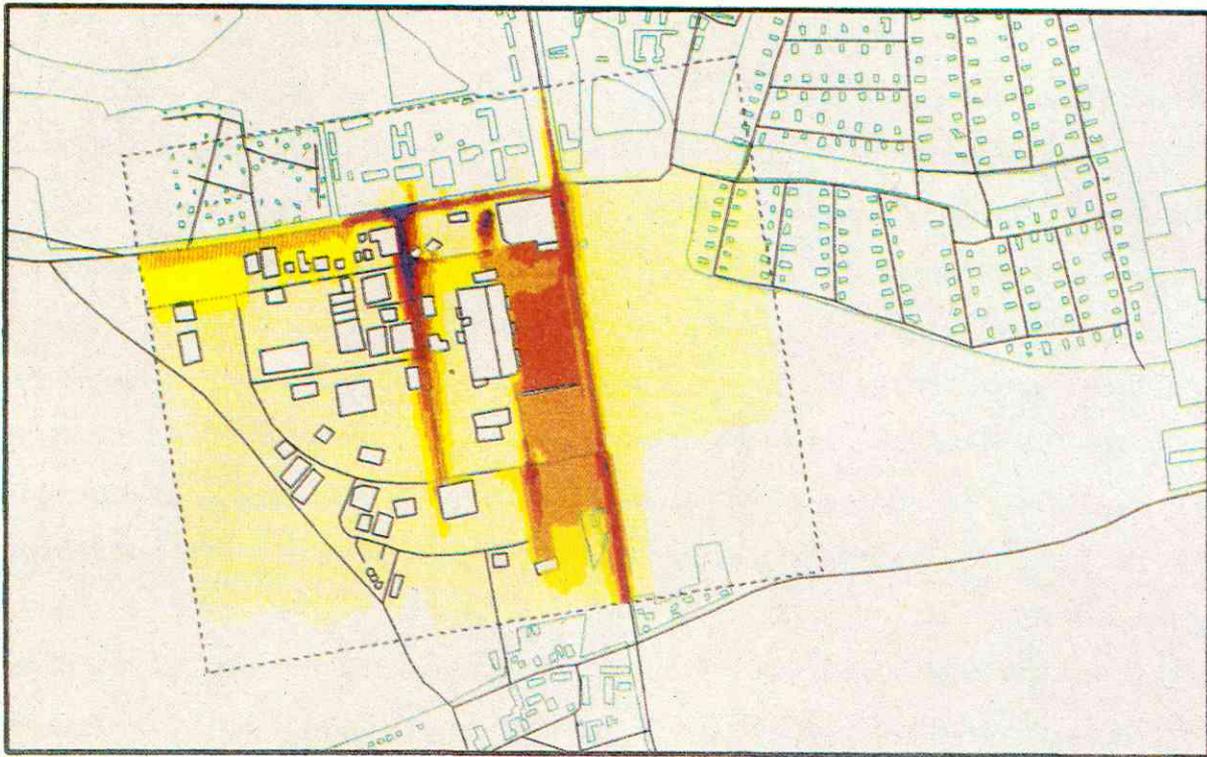


Abb. 31: Aus der Verkehrssituation am 10.05.94, 10:30 Uhr berechnete Benzolimmissionen

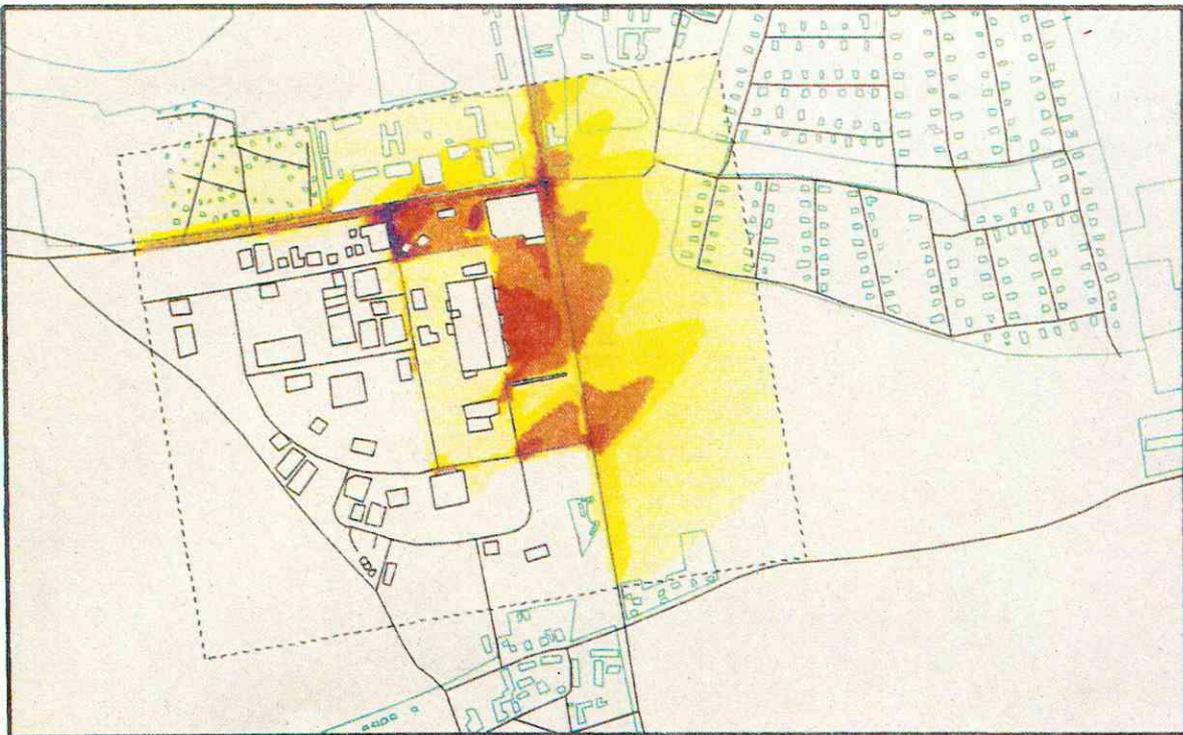
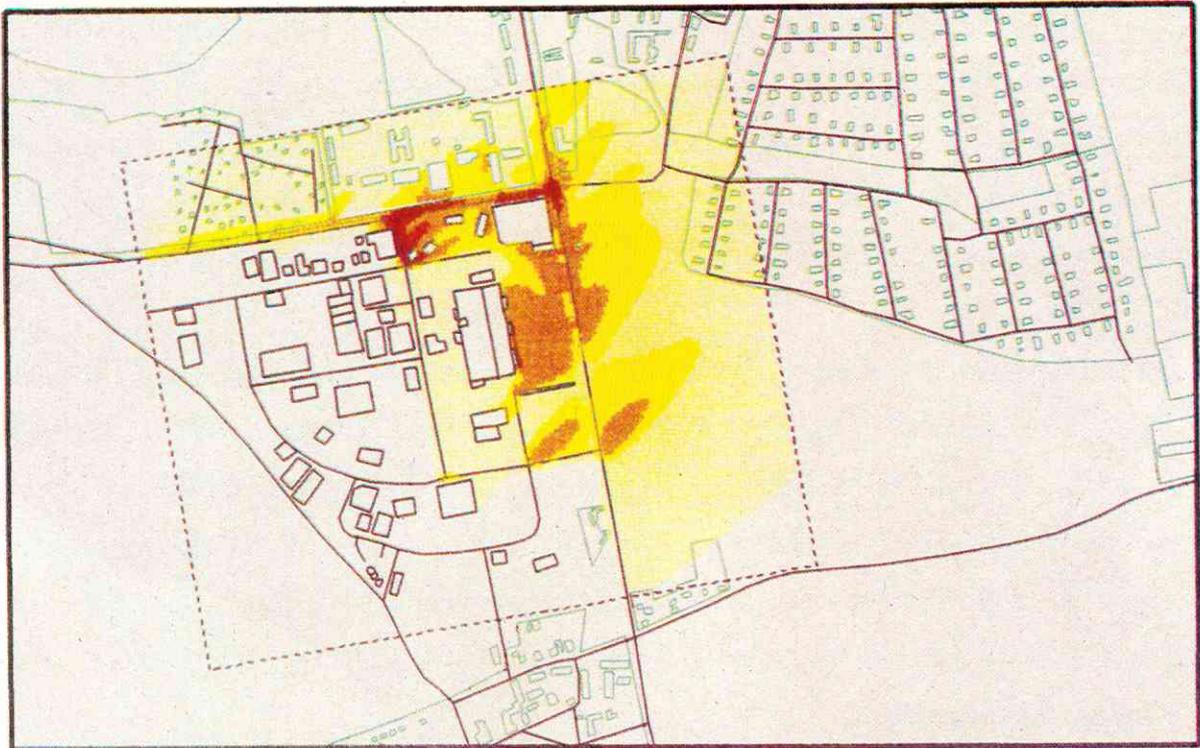
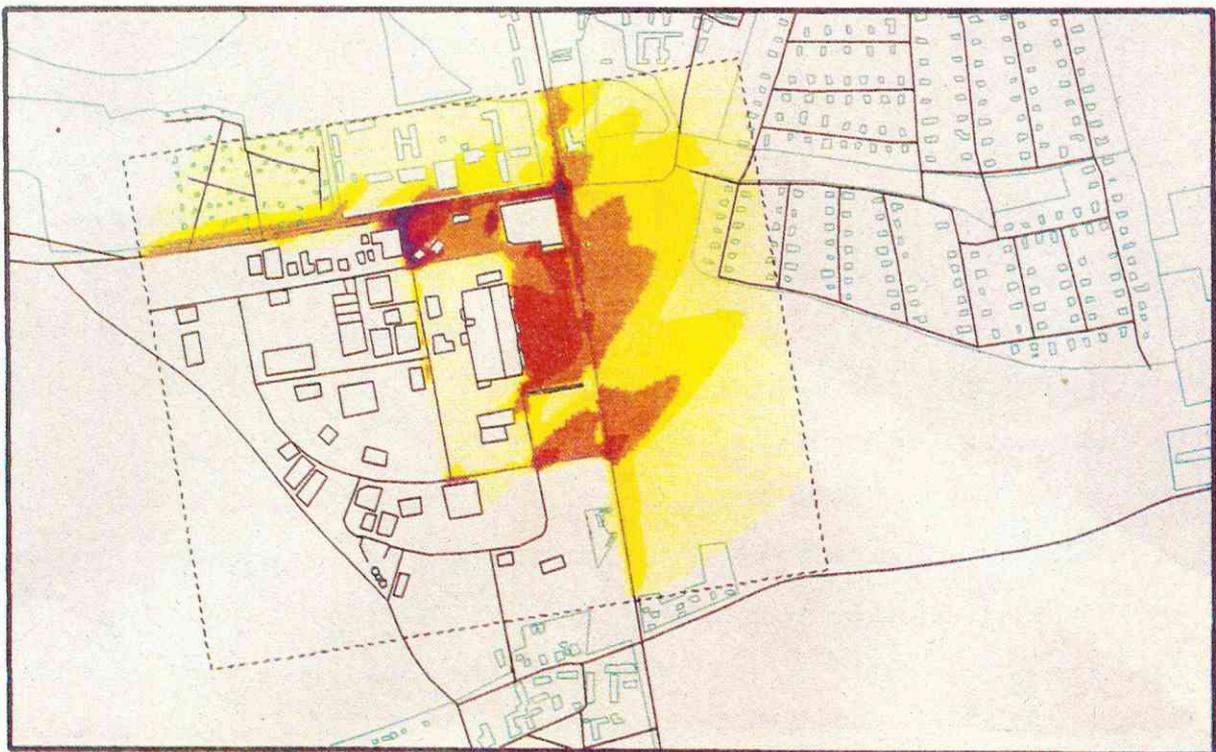


Abb. 32: Simulation der Schadstoffausbreitung bei Wind aus SW



**Abb. 33:** Simulation der Höhenabhängigkeit der Schadstoffausbreitung



**Abb. 34:** Schadstoffausbreitung bei stabiler Luftschichtung

Der Abb.33 liegen gleiche Emissionen und Windverhältnisse wie in Abb.32 zugrunde. Dargestellt ist hier aber nicht mehr die unterste Schicht des Rechengitters (0 - 2,5 m), sondern die zweite Schicht von 2,5 - 5 m. Die flächenhafte Ausdehnung der niederen Konzentrationsbereiche der Immissionen bleiben fast unverändert, aber die hohen Konzentrationsbereiche ( $> 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gehen zurück (an Kreuzungen werden keine Werte über  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mehr festgestellt).

In den Abbildungen 34 bis 36 sind weitere Simulationen mit den Emissionen vom 10.05.94, 10:30 Uhr dargestellt. Abb.34 gibt die Ausbreitungsverhältnisse bei einer stabilen Luftschichtung, Abb.35 bei einer labilen Luftschichtung wieder. Die Auswirkungen für die bodennahe Schicht sind relativ gering, es werden lediglich geringe Konzentrationserhöhungen festgestellt (= Verschiebung der Flächen der höheren Konzentrationsbereiche in Richtung der niedrigeren Konzentrationsbereiche der Bezugsbasis in Abb.32, s. Immissionen auf dem Parkplatz oder westlich der Siedlung Meusdorf).

Für die Simulation der Schadstoffausbreitung in Abb.36 wurde zusätzlich die Windstärke herabgesetzt (auf 1 m/s). Es treten deutliche Konzentrationserhöhungen auf. Fast auf dem gesamten Parkplatz werden mehr als  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  errechnet, innerhalb eines erheblichen Teils des Wohngebietes im Nordosten des Rechengitters  $2 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Extreme Werte treten an Kreuzungen auf (Leinestr./Magdeborner Str.  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Die Abbildungen 37 - 39 zeigen die aus den Emissionen am 15.06.94, 16:15 berechneten Immissionsbelastungen. Die Windrichtung betrug 256 Grad, die Windstärke 3,6 m/s. Da die Windrichtung fast parallel zur Leinestr. verlief, werden entlang des Schwarzenbergweges die Immissionen ( $2 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in Richtung der Siedlung Meusdorf getragen. Die Ausbreitung der Emissionen vom Parkplatz und von der Bornaischen Str. erreicht die Siedlung bei Konzentrationen von  $1 - 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Abb.37). Die Siedlung selbst wurde als poröses Hindernis (kleinere Bäume (auch Nadelbäume), Hecken, Gebüsche) behandelt, in dem ein Teil der Schadstoffe durch Interception aus der Luft entfernt wird.

In Abb. 38 wird mit den gleichen Emissionswerten eine Situation simuliert (z.B. Herbst oder Winter), in der die großen Straßenbäume an der Bornaischen Str. durch fehlendes Laub als poröse Hindernisse ausfallen. In unmittelbarer Nähe der Bornaischen Str. werden jetzt Immissionen von  $5 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht, das Gebiet mit  $2 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verschiebt sich mit der Windrichtung und wird vergrößert. Der schadstofffilternde Einfluß der Gebüsche und Hecken der Siedlung ist in dieser (und in der nächsten) Abbildung besonders gut zu sehen.

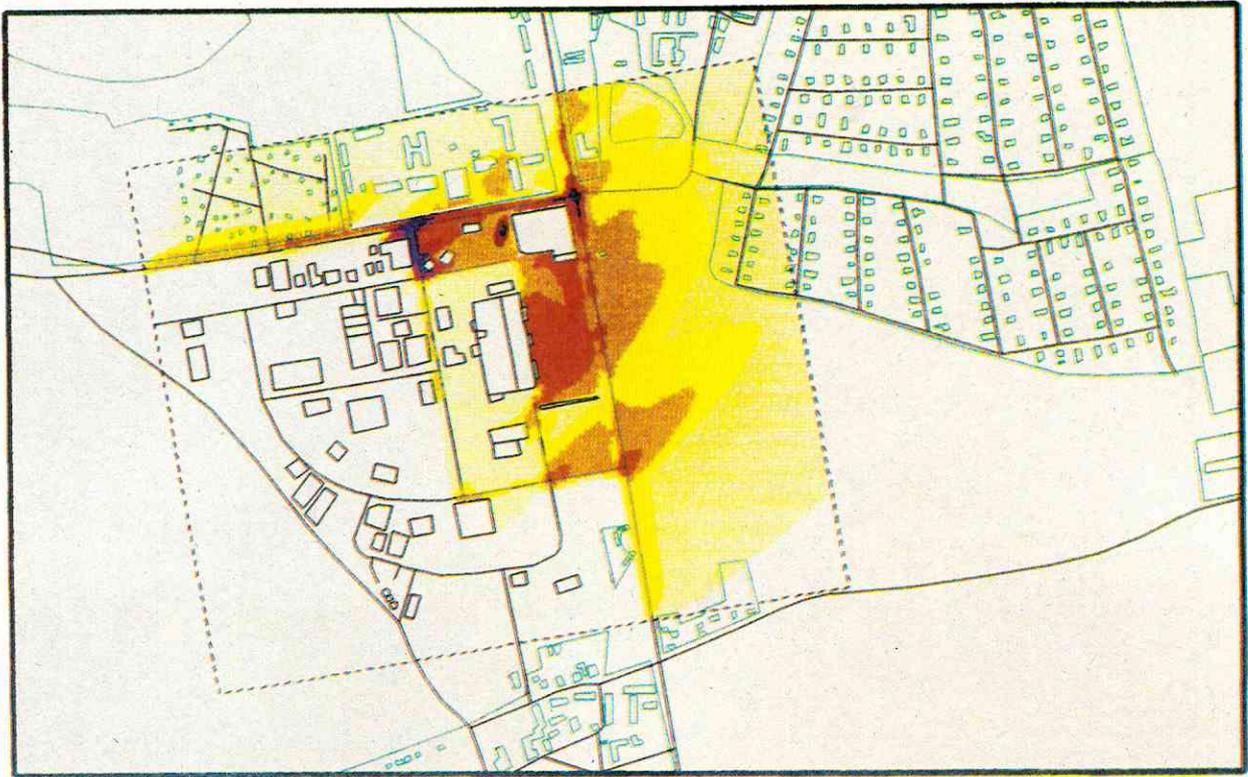


Abb. 35: Schadstoffausbreitung bei labiler Luftschichtung

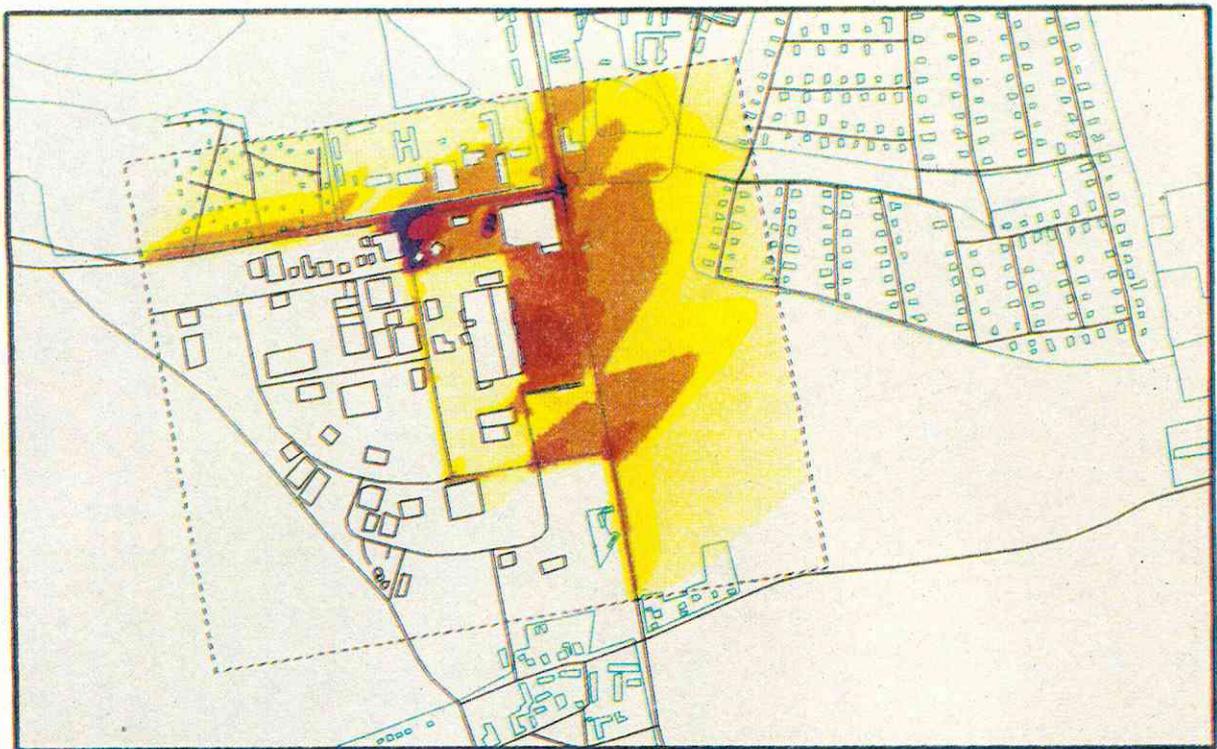
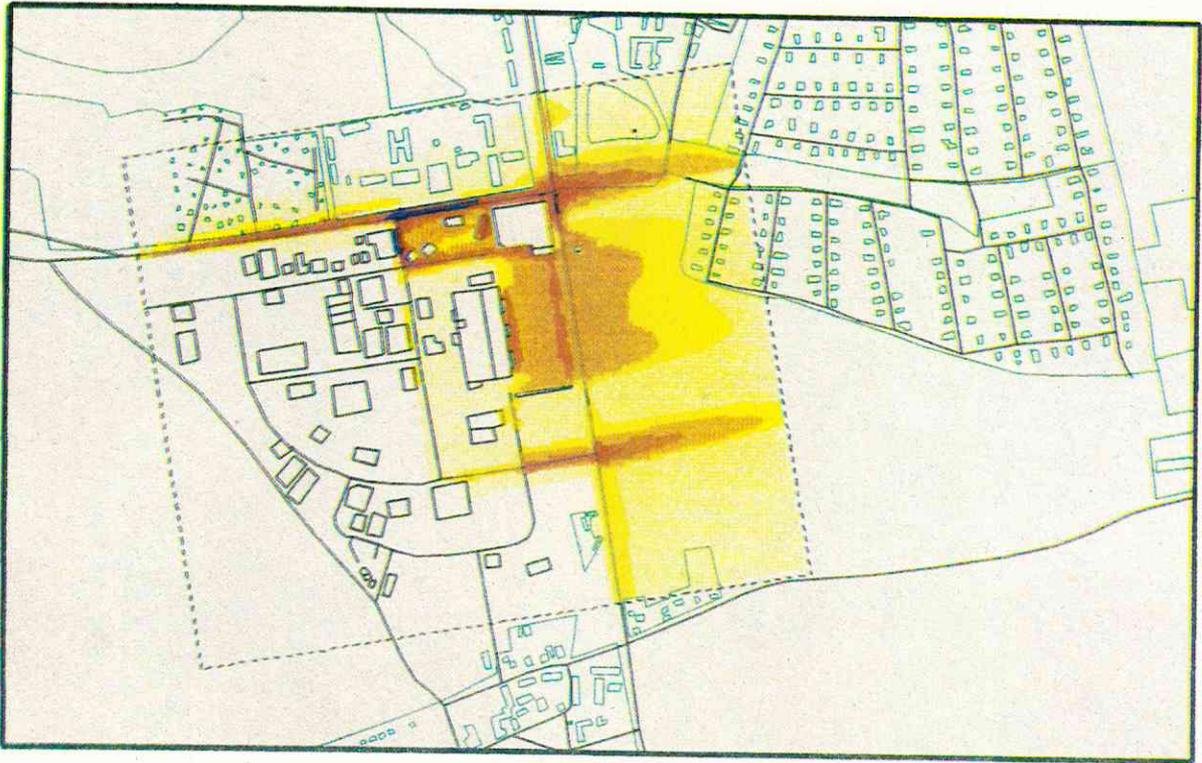
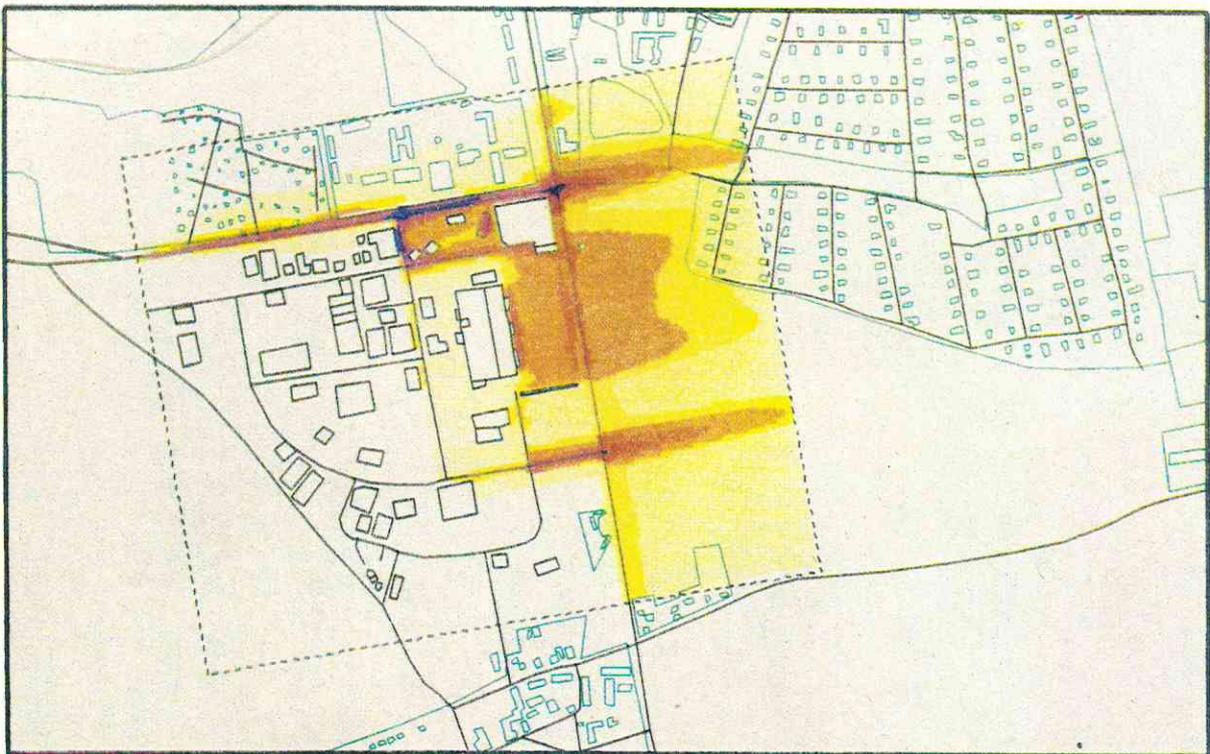


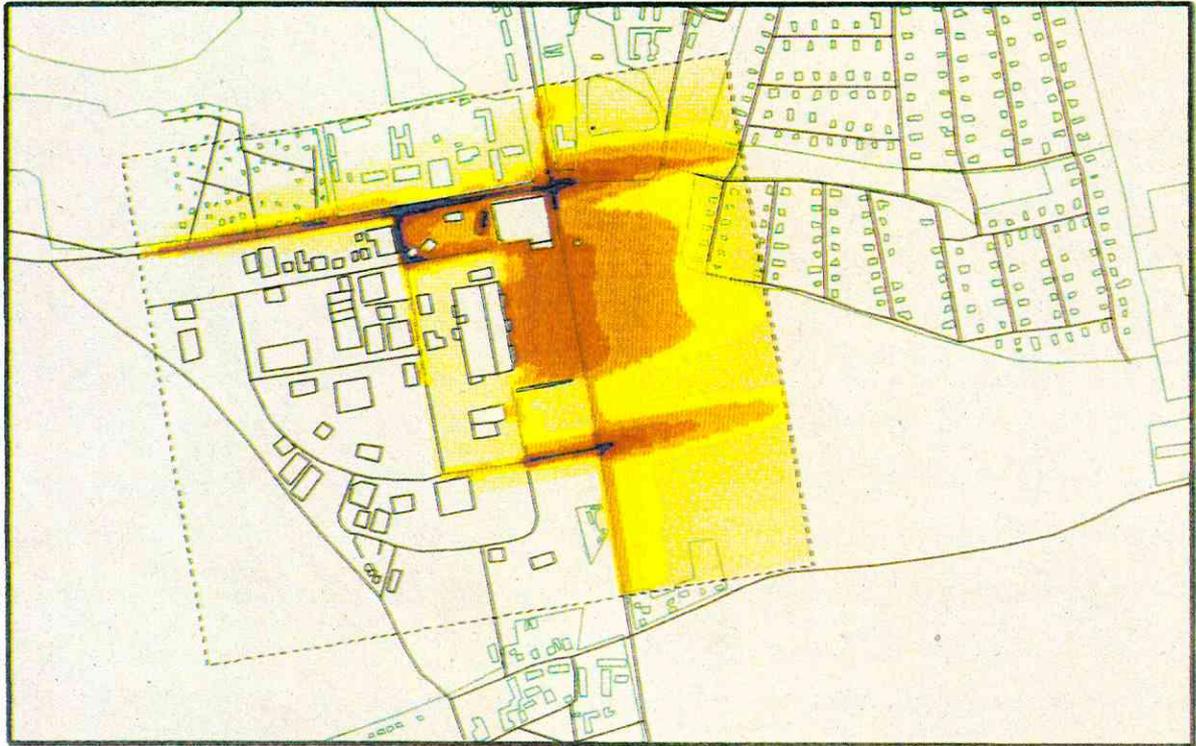
Abb. 36: Schadstoffausbreitung bei verringerter Windgeschwindigkeit



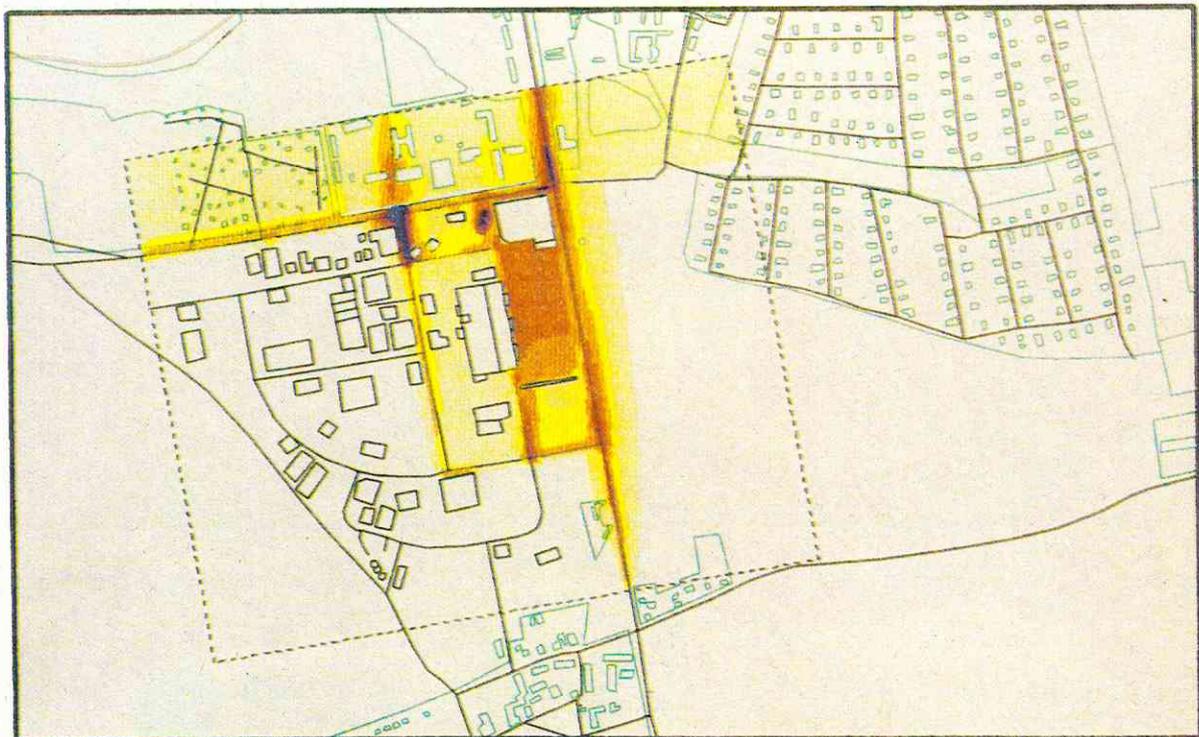
**Abb. 37:** Aus der Verkehrssituation am 15.06.94, 16:15 Uhr berechnete Benzolimmissionen



**Abb. 38:** Simulation der Schadstoffausbreitung ohne Straßenbäume als poröses Hindernis



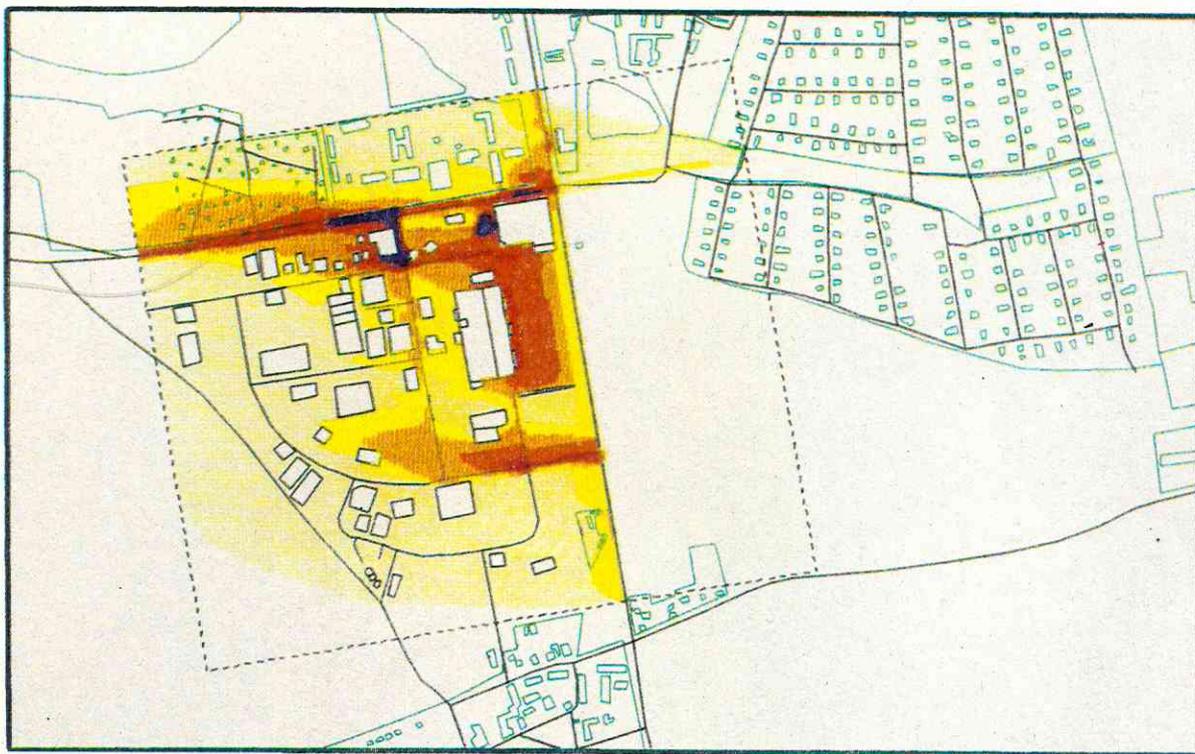
**Abb. 39:** Simulation der Schadstoffausbreitung bei verringerter Windgeschwindigkeit



**Abb. 40:** Aus der Verkehrssituation am 07.09.94, 14:15 Uhr berechnete Benzolmissionen.

Der Einfluß der Windstärke wird in Abb. 39 simuliert. Eine Verringerung auf 1 m/s bewirkt, daß auf dem gesamten Parkplatz Konzentrationen von  $5-10\mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht werden und über die Bornaische Str. hinaus reichen. Die Konzentrationszone von  $2-5\mu\text{g}/\text{m}^3$  reicht unmittelbar an die Siedlung heran. Die Gebiete mit Konzentrationen  $> 20\mu\text{g}/\text{m}^3$  (violett) oder sogar  $> 50\mu\text{g}/\text{m}^3$  (blau, im Kreuzungsbereich Leinstr./Magdeborner Str.) weiten sich aus.

In Abb. 40 ist die Ausbreitungssituation am 07.09.94, 14:15 Uhr mit Windstärke 1,3 m/s und einer Windrichtung von 174 Grad wiedergegeben. Die Windrichtung ist etwa parallel zur Bornaischen Str. in nördlicher Richtung. Dadurch werden die Emissionen längs der Bornaischen und insbesondere längs der Chemnitzer Str. aus dem Rechengebiet herausgetragen, breiten sich rechts und links dieser Straßen aus und erreichen so auch das nördlich vom Vollzugskrankenhaus gelegene Parkkrankenhaus Dösen. Innerhalb des Vollzugskrankenhauses bildet sich ein Gebiet mit einer Immissionsbelastung von  $5-10\mu\text{g}/\text{m}^3$  aus. Auf dem Parkplatz vor dem Globus-Markt stellen sich fast überall Konzentrationen von  $5-10\mu\text{g}/\text{m}^3$  ein.



**Abb. 41:** Aus der Verkehrssituation am 07.09.94, 16:30 Uhr berechnete Benzolimmissionen

Die Abbildung 41 beschreibt die Immissionssituation am 07.09.94 um 16:30 Uhr. Der Wind weht inzwischen aus östlicher Richtung ( $96^\circ$ ) mit einer Stärke von 1,2 m/s. Von der Apfelsteinallee werden die Emissionen in den westlichen Teil des Gewerbeparkes getragen, von der

Kreuzung Leinestr./Magdeborner Str. und vom Gebiet um die westliche Einfahrt zum Parkplatz breiten sich die Schadstoffe besonders längs der Leinestr. und in die Kleingartenanlage aus. Vor den Eingängen des Globus-Marktes am linken Rand des Parplatzes im Luv der Windrichtung bilden sich Zonen mit Konzentrationen von 10 - 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  aus. Die höchsten Immissionsbelastungen ( $> 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) werden wiederum im Bereich der Kreuzung Leinestr./Magdeborner Str., der westlichen Einfahrt und in der Nähe der Tankstelle beobachtet.

In Abbildung 30 waren neben den Grundrissen und dem Rechengebiet auch Orte markiert, an denen Luftproben genommen und analysiert wurden. Es handelt sich dabei um die in Abbildung 1 mit <sup>14</sup> und in Tabelle 1 mit 14.0 - 14.4 beschriebenen Meßstandorte. Dabei bedeuten die Markierungen

rot	:	Standort	Dösener Weg
grün	:	"	Parkplatz Globus-Markt
blau	:	"	Kreuzung Nord-Ost (zwischen Schwarzenbergweg und Bornaischer Str.)
violett	:	"	Siedlung Meusdorf
gelb	:	"	Galgenberg.

In Tabelle 9 sind einige Meßwerte (aus den Tabellen A-1 - A-4 im Anhang), die 1994 mit dem AMA-Gerät gewonnen wurden (siehe Kapitel 2.2.2.), den berechneten Immissionswerten gegenübergestellt. Der Standort "Galgenberg" wurde für den Vergleich nicht herangezogen, weil zum ersten das Rechengitter nicht so weit reichte und zum zweiten dann auch die Emissionen auf der B 186 in die Rechnungen hätten eingehen müssen.

Die Tabelle ist so aufgebaut, daß in der ersten Zeile für die an einem bestimmten Tag und einer bestimmten Uhrzeit aus den Verkehrsstärken berechneten Emissionen die resultierenden Immissionsintervalle stehen, in der zweiten Zeile die Meßwerte und in der dritten Zeile die Uhrzeit der Probenahme.

Die Übereinstimmung der Meßwerte und der Rechenwerte für die Standorte "Dösener Weg", "Parkplatz" und "Kreuzung Nord-Ost" kann unter Berücksichtigung der großen Streuungen bei Ausbreitungsrechnungen und auch der Fehlermöglichkeiten der Emissionsberechnungen

als gut bezeichnet werden (eine etwas bessere Übereinstimmung ist vielleicht auch dann zu erzielen, wenn für die exakten Zeitpunkte der Probenahmen auch Ausbreitungsrechnungen vorliegen). Dagegen werden für den Meßort "Siedlung Meusdorf" immer höhere Meßwerte registriert als die Ausbreitungsrechnungen ausweisen. Die Ursachen (evtl. nicht berücksichtigte Quellen) sind noch nicht bekannt.

**Tabelle 9 :** Vergleich von Modellwerten und Meßwerten [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

Datum, Uhrzeit	Dösener Weg	Parkplatz	Kreuzung NO	Meusdorf
10.05., 10:30 (Abb.31)	2 - 5 3,4 (9:40)	5 - 10 12,9 (10:30)	5 - 10 8,4 (9:15)	0 - 1 3,7 (9:00)
15.06., 16:15 (Abb.37)	2 - 5 1,9 (15:25)	2 - 5 5,2 (15:50)	10 - 15 13,9 (17:05)	1 - 2 2,4 (16:45)
07.09., 14:15 (Abb.40)	2 - 5 4,8 (14:30)	10 - 15 8,3 (13:00)	5 - 10 8,5 (14:10)	0 4,0 (13:50)
07.09., 16:30 (Abb.41)	2 - 5 6,2 (17:30)	10 - 15 10,2 (15:55)	5 - 10 10,5 (17:07)	0 5,6 (16:42)

Inzwischen wurden am 20.06.95 mit dem Airmotec-Gerät (Kapitel 2.2.2) auch Messungen an der Tankstelle durchgeführt ( $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Für diesen Zeitpunkt liegen zwar keine Verkehrszählungen sowie Emissions- und Immissionsberechnungen vor, wenn man aber von der Ähnlichkeit der Tagesgänge der Verkehrsströme ausgeht, liegen auch diese Meßwerte sehr gut in den Bereichen der Benzolkonzentration, wie sie in den Abbildungen 31, 37, 40 und 41 für die Umgebung der Tankstelle berechnet wurden.

#### 4. Zusammenfassung der Ergebnisse - Folgerungen - Ausblick

Mit den beschriebenen Untersuchungen wurde der tiefgreifende Strukturwandel in den Neuen Bundesländern am Beispiel der Veränderungen des Immissionsgeschehens in der Großstadt Leipzig über einen Zeitraum von annähernd fünf Jahren von 1991 bis 1995 begleitet.

Die Untersuchungen wurden auf solche Immissionskomponenten konzentriert, die wesentliche Aspekte des ablaufenden Strukturwandels besonders deutlich charakterisieren. Das waren  $\text{SO}_2$  für die Umstellung der Energieträger und Flächennutzungsänderungen durch Aufgabe von Industriestandorten in Wohngebieten, BTEX für die Veränderung verkehrsbedingter Immissionen und Radon für Folgen des Bergbaus und der Braunkohleverbrennung.

Die Untersuchungen wurden zeit- und orts aufgelöst auf stadtstrukturtypischen Testflächen im Stadtgebiet Leipzig und in ausgewählten Gebieten des suburbanen Bereiches durchgeführt. Die Festlegung der Meßstandorte erfolgte abgestimmt im Projektverbund anhand der dort erarbeiteten funktionalen Strukturtypen der Stadt. Sie sind auf einem NO/SW-Transsekt über das Stadtgebiet verteilt und dienten gleichzeitig Klima- und Immissionsmessungen. Hinzugenommen wurden Meßstandorte auf stadtnahen suburbanen Flächen und solche, die außerhalb des Großstadteinflusses liegen (Vergleichsstandorte).

Für die Messung der  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen wurde das passive SAM-Verfahren (Surface Active Monitoring) eingesetzt. Die BTEX-Messungen erfolgten zunächst durch Luftprobenahme mittels AMA-Komponenten und gaschromatographischer Quantifizierung. Später wurden diese Messungen durch Vor-Ort-Analytik mit einem mobilen Gaschromatographen der Fa. AIRMOTEC ergänzt. Die Radonmessungen wurden mittels passiver Diffusionskammern (Festkörperspurdetektoren; Fa. ALTRAC) und aktiver Systeme (Gitterionisationskammer) der Fa. GENITRON durchgeführt. Für alle eingesetzten Meßverfahren wurden im UFZ Vorschriften zur Kalibrierung erarbeitet.

Die  $\text{SO}_2$ -Messungen mittels SAM erfolgten von 1991 bis 1995 an insgesamt 20 Standorten und führten zu einer flächendeckenden Aussage über die Entwicklung der  $\text{SO}_2$ -Belastung in der Leipziger Stadtregion. Die Ergebnisse liegen sowohl als Zeitreihen für die einzelnen Standorte

als auch als Belastungskarten unter Nutzung der funktionalen Strukturtypen vor. Grundlage für die Bewertung ist der 5-Jahres-Mittelwert, der als 100%-Belastung definiert wurde. Der Kartenfolge sind die gravierenden Unterschiede zwischen den Jahren 1991 und 1995 zu entnehmen. 1991 liegt das gesamte Stadtgebiet weit über dem Mittel der Jahre 1991-1995. Besonders stark belastet sind die industriellen Ballungszentren des Leipziger Westens, das Stadtzentrum und die gründerzeitlichen Wohngebiete der Stadt (Ofenheizung). In den nächsten Jahren ändert sich mit dem Zusammenbruch der alten Industriepotentiale, der Einführung moderner Entstaubungstechnik und Abgasreinigungsanlagen sowie der schrittweisen Umstellung der Energieträger (Erdgas) die Situation grundlegend. 1995 sind keine Flächen im Stadtgebiet mehr erkennbar, in denen die SO<sub>2</sub>-Belastung den 5-jährigen Mittelwert wesentlich überschreitet. Ausgewertete Zeitreihen liefern sehr anschaulich strukturabhängige Unterschiede in der Entwicklung der Immissionssituation im Stadtgebiet.

Die Untersuchungen haben auch gezeigt, daß das SAM-Verfahren sehr gut für die Begleitung dynamischer Prozesse einsetzbar ist.

Unter der Vielzahl von anorganischen und organischen Gefahrstoffen, die die Atmosphäre belasten, gewinnen in den letzten Jahren die BTEX-Komponenten, und darunter insbesondere das kanzerogene Benzol, an Bedeutung und stehen im Mittelpunkt öffentlicher Diskussionen.

Die BTEX-Belastung kommt in erster Linie durch den Verkehr zustande, aber im Winter spielt auch der Hausbrand eine wesentliche Rolle.

Um Beziehungen zwischen BTEX-Konzentrationen und Flächennutzungsstrukturen herstellen zu können, war es wichtig, die Stadtstrukturen, die für das Wechselverhältnis Verkehr, Hausbrand und Bebauung von Bedeutung sind, zu erfassen und hinsichtlich ihrer BTEX-Belastung zu untersuchen. Es wurden 7 (unter Hinzunahme einer Innenstadtmeßstelle sogar 8) für diese Wechselwirkung wichtige Strukturen erfaßt, diesen nach bestimmten Kriterien (Verkehrsdichte, Grad des Hausbrandeinflusses, Art der Bebauung) Belastungskennziffern zugeordnet und die Meßstellen über die ausgewählten Strukturtypen hinweg verteilt. Um die klimatischen Bedingungen, die für die konkrete Ausprägung der Immissionssituation die entscheidende Rolle spielen, kalkulierbar zu machen, wurde bei niederschlagsfreiem Wetter und bei Windgeschwindigkeiten unter 3 m/s gemessen.

Die Ergebnisse der Messungen zeigten, daß erwartungsgemäß in Straßenschluchten mit enger Bebauung, dominantem Hausbrand in den Wintermonaten und hoher Verkehrsdichte die höchsten Belastungen auftraten und daß in einigen Straßenzügen der arithmetische Mittelwert von

15 µg/m<sup>3</sup> (Grenzwert der 23. BImSchV) wahrscheinlich überschritten wird. Werktags zwi-

80

schen 7.00h und 19.00h treten diese Überschreitungen nahezu immer in der Eisenbahnstraße und der Lützner Straße auf. An Straßen und Kreuzungen mit weiträumiger Bebauung und sehr hoher Verkehrsdichte (innerstädtischer Ring) werden demgegenüber wesentlich geringere BTEX-Werte gemessen, Neubauviertel (weiträumige Bebauung, Fernheizung) weisen niedrige BTEX-Werte auf und naturnahe Areale in Stadt und Stadtumland spiegeln eine „Hintergrundbelastung“ der Stadt wider, die - bezogen auf das Benzol - bei  $1-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegt.

Auf der Basis der Routenfahrten und durch Extrapolation auf äquivalente Stadtstrukturen wurde eine weitgehend hypothetische Karte der Benzolbelastung der Stadt Leipzig für das Jahr 1994 abgeleitet, aus der die höchstbelasteten Stadtstrukturen abzulesen sind. Aus der Kenntnis der Beziehung zwischen BTEX-Immissionen und Stadtstrukturen konnten die Straßenzüge ermittelt werden, an denen gefährdende Konzentrationen an Benzol und weiteren toxischen Organika (PAH's) zu erwarten sind und an denen in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig auch weiterhin Messungen erfolgen werden.

Für Radon als Immissionskomponente und Schadstoff stellen sich die Zusammenhänge mit dem Strukturwandel und der Flächennutzung anders dar als bei den vorher betrachteten Immissionen. Die Quellen für Radon liegen in der Stadtregion Leipzig in den natürlichen bzw. anthropogen erhöhten Radioaktivitätskonzentrationen ( $^{238}\text{U}$ ;  $^{226}\text{Ra}$ ) von Böden und Sedimenten. Die Konzentration von Radon in bodennaher Luft und Bodenluft ist im Zeitraum 1992 bis 1995 praktisch unverändert, wobei standortabhängig erhebliche Unterschiede auftreten. Die Konzentrationen liegen im Stadtgebietsmittel etwa um den Faktor 2 über dem Mittelwert für die alten Bundesländer. Im Bereich der Flußauen (Weiße Elster, Parthe) sowie über dem Altbergbaugelände Dölitz erreichen die Radonkonzentrationen Werte oberhalb des von der SSK empfohlenen Grenzwertes. Ursachen wurden in den hohen Uran- und Radiumkonzentrationen in den Aueböden und Flußsedimenten gefunden, die von Einträgen aus den Bergbaugebieten Südsachsens (Altbergbau und Wismut) herrühren. Der Alttieferbergbau Dölitz hat Störungen im Deckgebirge verursacht, die ein Aufsteigen von Radon auch aus größeren Tiefen ermöglichen.

Am Beispiel des im suburbanen Bereich auf der „grünen Wiese“ entstandenen Gewerbe- und Verkaufszentrums Wachau, das erheblichen Straßenverkehr ausgelöst hat, wurden Untersuchungen zur Modellierbarkeit der Menge und der Verteilung der vom zusätzlichen Verkehr verursachten organischen Immissionen durchgeführt. Schwerpunkt war auch hier das kanzerogene Benzol. Dabei wurde der methodische Apparat zur modellhaften Behandlung der Wirkungs-

kette *Verkehr - Emissionen - Immissionen* geschaffen. Dazu gehören Modelle (und PC-Programme) für die spezifischen Emissionsfaktoren, Emissionsberechnungen für das gesamte Untersuchungsgebiet und Ausbreitungsmodelle. Auf der Grundlage von Kundenbefragungen wurde eine Analyse der Mobilitätssteigerung aus dem Umland und aus der Stadt vorgenommen. Mit Verkehrszählungen wurden die Verkehrsströme im und um den Gewerbepark analysiert und modelliert. Damit konnten für unterschiedliche Streckenabschnitte die Emissionen für die Schadstoffe Benzol, Kohlenmonoxid, Stickoxide und Kohlenwasserstoffe berechnet werden. Für vier konkrete Verkehrssituationen wurden die Benzolemissionen berechnet und als Ausgangsdaten für Ausbreitungsrechnungen zur Einschätzung der Immissionssituation verwendet. Außerdem wurden der Einfluß von Windrichtung und Windstärke auf die Schadstoffausbreitung untersucht. Der Vergleich der berechneten Immissionen mit in zeitlicher Nähe gemessenen Konzentrationen ergibt im Nahbereich eine gute Übereinstimmung.

Die Analyse des Gesamtverkehrs ergab eine ursächlich mit der Errichtung des Gewerbeparks verbundene Zunahme des Verkehrs um 44 %. Damit sind nicht nur um 44 % erhöhte Emissionen (und entsprechend auch höhere Immissionsbelastungen) in unmittelbarer Nähe des Gewerbeparks verbunden. Auf den Zufahrtsstraßen erhöhen sich die Emissionen ebenfalls. Insgesamt werden auf den Zufahrtsstrecken zum Gewerbepark pro Woche 3840 kg Kohlenmonoxid, 1200 kg Stickoxide, 1760 kg Kohlenwasserstoffe und 88 kg Benzol zusätzlich emittiert.

## **Folgerungen**

Wesentliche Erkenntnisse im Projekt sind:

- In gründerzeitlichen Wohngebieten treten bei weitem die höchsten Belastungen durch verkehrs- und hausbrandbedingte Schadstoffe auf.
- Der Richtwert von  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Benzol wird in mehreren Straßenzügen der Stadt häufig und zu Verkehrsspitzenzeiten immer überschritten.
- Das Schließen von Bebauungslücken (Beispiele: Eisenbahnstraße und Riemannstr./Liebknechtstr.) kann die Immissionssituation gravierend verschlechtern.
- Die Errichtung von Gewerbe- und Einkaufszentren im suburbanen Bereich führt zu einer erheblichen Zunahme des Straßenverkehrs in und um diese Zentren verbunden mit deutlich erhöhten Emissionen und damit Immissionsbelastungen.

Wesentliches Umweltqualitätsziel muß die Verbesserung der lufthygienischen Situation durch Emissionsminderungen sein. Minderungspotentiale sind:

- verkehrsdämmende Maßnahmen vor allem im Bereich von Stadtteilzentren mit gründerzeitlicher Bebauung,
- zügige Umstellung des Hausbrandes auf andere Energieträger,
- Verringerung der Zahl aller Kraftfahrzeuge, die nicht mit geregelterm 3-Wege-Katalysator ausgerüstet sind,
- Verringerung der Emissionen aus Industrie und Gewerbe durch Einführung von Emissionsstandards,
- Verringerung von Verkehrsimmissionen, die als Folge von Suburbanisierungsprozessen auftreten, durch Erhöhung der Attraktivität der Innenstädte und der verstärkten Errichtung dezentralisierter Einkaufszentren in den Stadtteilen.

### **Ausblick**

Im Ergebnis der hier beschriebenen Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Immissionen und Flächennutzung wurde eine Vielzahl von methodischen Ansätzen und Modellen zur Beschreibung von Prozessen in Stadtlandschaften erarbeitet und erfolgreich praktisch erprobt sowie sehr umfangreiches Datenmaterial zum Problemkreis Immissionen/Klima gewonnen. Es ist deshalb notwendig, die Arbeiten im machbaren Umfang zu ausgewählten Aspekten des Forschungsgegenstandes weiterzuführen, um das Wissenspotential und Datenmaterial zu nutzen.

Das betrifft:

1. Weiterführung der Immissionsuntersuchungen im Stadtgebiet und im Umland hinsichtlich der BTEX-Immissionen in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz der Stadt Leipzig,
2. Vertiefte Auswertung der im Projekt gesammelten Daten (z.B. Korrelationen Klima/Immissionen; Gewerbepark Wachau), und ihre modellierende Bearbeitung,
3. Verallgemeinerung der Ergebnisse zur Erhöhung von Verkehrs- und Immissionsbelastungen durch Suburbanisierungsprozesse, wie der Errichtung von Gewerbeparks am Stadtrand oder

im suburbanen Bereich, durch Untersuchungen an zwei weiteren Gewerbegebieten (im Westen Leipzigs: *Burghausen*; im Osten Leipzigs: *Paunsdorf*),

4. Simulationen für hypothetische dezentralisierte Einkaufszentren, z.B. in Stadtbezirken oder Stadtteilen und Gegenüberstellung mit dem jetzigen Ist-Zustand im suburbanen Raum.
5. Die Punkte 2 bis 4 können nur in Zusammenarbeit mit dem Interdisziplinären Institut für Natur- und Umweltschutz der Universität Leipzig (Dr. Wagler) bearbeitet werden.

## 5. Literatur

Abgasprüfstelle Berlin-Adlershof : Pkw-Emissionsfaktoren für das Emissionskataster der Stadt Leipzig des Bezugsjahres 1990, Berichts-Nr. 15101 (1991)

BALTZER, P., GÖRSTEN, K.G., BÄCKLIN A: A pulse-counting ionization chamber for measuring the radon concentration in air, in Firmenschrift der Genitron Instruments GmbH, 02/91, 1991.

BAUMANN, K.: Schadstoffausbreitung im Nahbereich einer Autobahn. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart, Abt. Reinhaltung der Luft, Bericht Nr. 8 - 1987.

BAUMBACH, G.: Verkehrsbedingte Schadstoffimmissionsbelastung in Städten und an Autobahnen. Staub - Reinhaltung der Luft, 53 (1993), S. 267 - 274.

DEUBER, A.: Belastungsmodelle für stark befahrene Straßenzüge, Kolloquiumsbericht BMFT & TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgasimmissionsbelastungen durch den Kfz-Verkehr" (1978), 208-221

EHRlich, CH. und KALKHOFF, W.-D.: Methodik und Ergebnisse der meßtechnischen Ermittlung von Emissionsfaktoren für ostdeutsche Braunkohlefeuerungsanstalten. VDI-Bericht 1059, VDI-Verlag Düsseldorf 1993, S. 185 - 208.

ENGEWALD, W., KNOBLOCH, TH. und EVER, J.: Flüchtige organische Verbindungen in Emissionen aus dem Hausbrand von Braunkohle. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (1993) 303 - 308.

Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg.) : Mobilität und Klima, Economica Verlag Bonn 1994

ESSER, J.: Stickoxid-, Kohlenmonoxid- und Bleiimmissionsmessungen neben Autobahnen in Abhängigkeit von trassen- und verkehrsspezifischen Parametern sowie den meteorologischen Bedingungen, Kolloquiumsbericht BMFT & TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgasimmissionsbelastung durch den Kfz-Verkehr" (1978), 265-279

Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (Hrsg.) : Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen, MLuS-82, Ausgabe 1982

Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (Hrsg.) : Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen, MLuS-92, Ausgabe 1992

FRANK, J.: Verwendung von Immissionsdaten zur Verifizierung von Ausbreitungsmodellen für Kfz-Abgase, Materialien 4/80 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin (1980), 173-194

FREYER, K, TREUTLER, H.C.: Erkundung und Bewertung anthropogener Radonkonzentrationen und -verteilungen in der Stadtregion Leipzig. Abschlußbericht Phase A für Teilvorhaben im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Stadtökologische Forschung im Raum Leipzig-Halle“, UFZ, März 1993, 33 Seiten.

GARBEN, M., GIEHLER, R., LIWICKI, M., WIEGAND, G., DONNER, U.: Kfz-Belastbarkeitsstudie der Berliner Innenstadt - Luft- und Lärmbelastung, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.), Berlin 1992

HASSEL, D., WEBER, F.-J.: Ermittlung des Abgas-Emissionsverhaltens von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1988, Texte 21/91 des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag Berlin 1991

HASSEL, D., BROSTHAUS, J., DURSBECK, F., JOST, P., SONNBORN, K.-S.: Das Abgasemissionsverhalten von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1980, Berichte 11/83 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin 1983

HASSEL, D., DURSBECK, F., BROSTHAUS, J., JOST, P., HOFMANN, K.: Das Abgasemissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1985, Berichte 7/87 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin 1987

HASSEL, D., JOST, P., WEBER, F.-J., DURSBECK, F., SONNBORN, K.-S., PLETTAU, D.: Abgasemissionsfaktoren von Pkw in der Bundesrepublik Deutschland, Berichte 8/94 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin 1994

HASSEL, D., JOST, P., WEBER, F.-J., DURSBECK, F., SONNBORN, K.-S., PLETTAU, D.: Abgasemissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990, Berichte 5/95 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin 1995

JOHST, P., LEISEN, P., ULLRICH, J.: Über den Einfluß geschwindigkeitsbegrenzender Maßnahmen auf die Reduzierung der NO<sub>2</sub>- und Benzolmissionen neben Schnellstraßen, Tagung TU Graz, September 1992

JOUMARD, R.: Ausbreitungsmodelle für Verkehrs-Immissionen in Straßenschluchten und Vergleich zu französischen Messungen, Kolloquiumsbericht TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgasbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr im Nahbereich verkehrsreicher Straßen" (1982), 187-206

KOHOUTEK, P., LENZ, H.P.: Einfluß der Kraftstoffzusammensetzung auf die Benzol-Emissionen benzinbetriebener Pkw, VDI-Bericht 1228 (1995), 293-313

LEISEN, P., JOST, P., SONNBORN, K.S.: Modellierung der Schadstoffausbreitung in Straßenschluchten - Vergleich von Außenmessungen mit rechnerischer und Windkanalsimulation, Kolloquiumsbericht TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgasbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr im Nahbereich verkehrsreicher Straßen" (1982), 207-234

LEISEN, P.: Abschätzung verkehrsbedingter Luftbelastungen durch Modelluntersuchungen und anhand praktischer Beispiele, VDI-Bericht 952 (1992), 253-275

LOHMEIER, A.: Modellrechnungen, in "Ausbreitung von Kfz-Emissionen", Band 21 Schriftenreihe der KRdL im VDI und DIN, Düsseldorf 1994, 76-78

MOUSSIOPOULOS, N., OEHLER, W., ZELLNER, K.: Kraftfahrzeugemissionen und Ozonbelastung,

Springer Verlag Berlin 1992

MÜLLER, U.: Beziehungen zwischen Stadtklima und ausgewählten Luftinhaltsstoffen in Abhängigkeit von urbanen Flächennutzungsstrukturen am Beispiel der Stadtregion Leipzig, Abschlußbericht Phase A für Teilvorhaben im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Stadtökologische Forschung im Raum Leipzig-Halle“, UFZ, März 1993.

POPP, P.: Erfassung und Bewertung der Immissionssituation an Leipziger Straßenkreuzungen mit enger Bebauung und hoher Verkehrsdichte. Abschlußbericht Phase A für Teilvorhaben im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Stadtökologische Forschung im Raum Leipzig-Halle“, UFZ, März 1993, 70 Seiten

SOBOTKA, H.: Meßtechnische Erfassung von Immissionssituationen in verkehrsreichen Straßenschluchten, Kolloquiumsbericht BMFT & TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgas-immissionsbelastungen durch den Kfz-Verkehr" (1978), 125-147

TREUTLER, H.C., FREYER, K.: Eine Anordnung für den Meßvergleich zwischen unterschiedlichen Radon-Meßsystemen, Fachverband für Strahlenschutz e.V., Strahlenschutz: Physik und Meßtechnik, Band II, 26. Jahrestagung Karlsruhe (1994), S. 814-819.

URBAN, M., PIESCH, E.: Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device, Radiat. Prot. Dos. 1 (1981) 97

URBAN, M., WICKE, A., KIEFER, H.: Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch Radon und dessen kurzlebige Folgeprodukte in Wohnhäusern und im Freien, Berichte des Kernforschungszentrums Karlsruhe, KfK 3805, September 1985.

WAGLER, D.: Modellierung der Ausbreitung Kfz-bedingter Schadstoffe an ausgewählten Verkehrsknotenpunkten der Stadt Leipzig. IN: GEISLER, E.: Untersuchungen sozioökonomischer und ökologischer Wirkungen der Verkehrsentwicklung in der Stadtregion Leipzig, Abschlußbericht Phase A für Teilvorhaben im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Stadtökologische Forschung im Raum Leipzig-Halle“, UFZ, März 1993.

WALDEYER, H., SOBOTKA, H., LEISEN, P.: Abgasbelastung innerhalb von Straßenschluchten, Materialien 4/80 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag Berlin (1980), 107-128

WALDEYER, H., LEISEN, P., MÜLLER, W.R.: Die Abhängigkeit der Immissionsbelastung in Straßenschluchten von meteorologischen und verkehrsbedingten Einflußgrößen, Kolloquiumsbericht TÜV Rheinland (Hrsg.) "Abgasbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr im Nahbereich verkehrsreicher Straßen" (1982), 85-113

# **Anlage**

(Tabellen A-1 bis A-4)

Tab. A-1:

**Standort Wachau**

Messung mit AMA - Gerät

Datum: 10.05.1994

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

30 min - Mittelwerte

Standort	Zeit	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m/p- Xylol	o- Xylol
Parkplatz Globus	8:05	10,3	86,1	38,7	76,5	28,6
	10:30	12,9	65,5	25,0	66,0	23,4
	13:05	6,5	22,3	6,4	19,4	7,5
	16:00	12,7	59,7	24,1	73,7	28,9
Galgenberg	8:30	4,0	22,5	7,6	19,1	8,3
	11:00	2,6	13,3	7,5	19,0	8,7
	13:30	4,6	15,5	6,2	17,6	8,9
	16:25	2,7	20,3	18,6	46,9	22,1
Meusdorf	9:00	3,7	19,0	6,3	15,9	7,3
	11:20	7,5	29,3	25,4	58,0	26,2
	13:55	2,2	10,8	6,0	15,5	8,5
	16:50	2,8	11,6	4,9	12,9	6,6
Chemnitzer Str.	9:15	8,4	28,0	10,9	29,3	12,4
	11:45	7,2	31,1	7,2	17,6	6,1
	14:15	5,2	18,8	6,4	18,0	7,5
	17:10	13,8	41,0	13,6	37,3	15,7
Dösner Weg	9:40	3,4	13,7	5,8	14,9	7,6
	12:05	3,0	14,0	18,3	32,6	15,8
	14:40	2,0	7,8	4,0	12,2	5,9
	17:30	3,7	14,7	13,0	26,3	13,0

Tab- A-2:

**Standort Wachau**

Messung mit AMA - Gerät

Datum: 15.06.1994

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

30 min - Mittelwerte

Standort	Zeit	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m/p- Xylol	o- Xylol
Parkplatz Globus	8:00	2,6	8,7	3,3	9,8	4,9
	10:30	5,2	17,0	5,9	17,1	7,7
	13:55	6,5	22,9	8,9	21,9	10,2
	15:50	5,2	14,0	5,2	12,9	9,8
Galgenberg	8:20	1,1	3,3	1,6	5,4	3,3
	10:55	1,2	4,9	2,5	5,7	4,3
	14:20	2,2	10,1	5,0	11,0	8,0
	16:20	2,5	8,7	4,6	10,7	7,6
Meusdorf	8:45	2,2	4,8	2,1	5,6	3,8
	11:20	7,1	19,4	7,3	17,6	8,8
	14:45	2,4	6,8	3,1	7,4	4,9
	16:45	2,8	7,6	3,5	8,4	6,7
Chemnitzer Str.	9:05	8,0	18,1	7,0	19,1	8,6
	11:40	6,9	18,5	7,4	17,1	8,4
	15:05	10,5	25,4	9,0	20,4	10,2
	17:05	13,9	37,7	11,6	33,8	14,3
Dösner Weg	9:30	1,1	3,0	2,2	6,0	3,8
	12:00	3,1	9,2	5,2	11,7	8,0
	15:25	2,5	9,5	5,0	13,7	8,6
	17:30	1,9	6,1	3,3	8,7	7,0

Tab. A-3:

**Standort Wachau**

Messung mit AMA - Gerät

Datum: 07.09.1994

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

30 min - Mittelwerte

Standort	Zeit	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m/p- Xylol	o- Xylol
Parkplatz Globus	8:00	8,5	28,2	12,9	29,9	7,0
	10:30	20,0	66,6	24,1	58,9	22,9
	13:00	8,3	32,4	11,7	25,6	10,4
	15:55	10,2	28,4	16,3	42,9	17,6
Galgenberg	8:25	8,6	30,6	12,9	31,1	12,1
	11:00	6,3	22,4	18,5	43,5	19,6
	13:25	4,1	16,3	12,9	31,6	11,2
	16:20	8,2	26,4	15,5	55,5	23,9
Meusdorf	8:47	6,3	26,5	15,7	39,5	15,6
	11:23	6,1	22,3	15,2	40,7	18,2
	13:50	4,0	18,5	10,7	31,9	12,4
	16:42	5,6	19,9	13,8	44,8	18,1
Chemnitzer Str.	9:08	11,5	40,0	13,8	32,6	12,0
	11:45	16,5	55,0	24,0	81,2	32,3
	14:10	8,5	23,0	13,4	37,1	14,7
	17:07	10,5	32,9	19,0	57,1	24,7
Dösner Weg	9:33	4,7	12,8	6,9	18,6	9,4
	12:05	7,6	20,6	14,6	42,3	20,1
	14:30	4,8	11,3	8,2	19,7	9,3
	17:28	6,2	22,1	15,5	47,9	20,1

Tab. A-4:

**Standort Wachau**

Messung mit AMA - Gerät

Datum: 10.11.1994

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

30 min - Mittelwerte

Standort	Zeit	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m/p- Xylol	o- Xylol
Parkplatz Globus	8:00	6,8	23,1	6,5	14,2	5,3
	10:30	14,5	52,4	21,2	52,2	18,6
	8:20	1,3	3,0	0,7	1,6	0,3
Galgenberg	10:45	8,9	30,2	16,1	35,8	15,0
	18:05	8,0	28,7	12,6	37,9	14,4
Meusdorf	8:30	13,0	26,2	6,1	16,2	6,1
	10:55	9,1	24,8	13,2	28,7	12,1
	18:25	7,3	19,4	11,2	24,9	11,0
Chemnitzer Str.	8:40	8,3	20,5	6,2	13,7	5,1
	18:40	8,9	22,1	10,6	27,6	11,4
Dösner Weg	8:50	4,7	9,9	2,7	7,0	2,8
	11:15	10,5	24,8	11,9	27,0	11,6
	19:00	8,8	25,0	5,8	16,2	6,1

# Stadtökologische Forschungen

**Nr. 1 UFZ-Bericht Nr. 5/1996**

Winkler, M.: Untersuchungen zur gepflanzten Vegetation und ihre ökologische Bedeutung

**Nr. 2 UFZ-Bericht Nr. 6/1996**

Arndt, E. & Pellmann, H.: Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen

**Nr. 3 UFZ-Bericht Nr. 8/1996**

Frühauf, M., Breuste, I., Breuste, J., Diaby, K., Sauerwein, M., Zierdt, M.: Hallesche Kleingärten. Nutzung und Schadstoffbelastung als Funktion der sozioökonomischen Stadtstruktur und physisch-geographischer Besonderheiten.

**Nr. 4 UFZ-Bericht Nr. 9/1996**

Heinz, V.: Die Flächennutzung der Stadt Leipzig im klassifizierten Landsat-TM-Bild

**Nr. 5 UFZ-Bericht Nr. 10/1996**

Freyer, K., Popp, P., Treutler, H.C., Wagler, D., Schuhmann, G.: Untersuchungen zu Wechselbeziehungen zwischen Immissionen und Flächennutzung auf strukturtypischen Testflächen in Leipzig

**Projektbereich Urbane Landschaften**

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Permoserstr. 15

D-04318 Leipzig

Telefon 0341/235-2843

Telefax 0341/235-2534

**Autoren:**

Dr. Klaus Freyer, Dr. Peter Popp, Dr. Hanns-Christian Treutler,  
Gudrun Schuhmann

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Analytik

Permoserstraße 15

D-04318 Leipzig

Telefon 0341/2352370

Telefax 0341/2352625

Dr. Dietrich Wagler

Universität Leipzig

Interdisziplinäres Institut für Natur- und Umweltschutz

Augustusplatz 10/11

D-04109 Leipzig

Telefon 0341/9736346