

FZKA-BWPLUS

**Ermittlung der NO<sub>2</sub>-Exposition von Kindern  
mit Hilfe statistischer Modelle  
unter Berücksichtigung der  
Verkehrs- und Wohnsituation**

**Oliver Hehl**

**Dirk Wintermeyer**

**Umweltbundesamt**

Förderkennzeichen: PUGL 97 006

Die Arbeiten des Projektes Umwelt und Gesundheit wurden mit Mitteln des Landes Baden-  
Württemberg gefördert

April 2001

## Inhalt

|          |                                                                                      |           |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Zusammenfassung .....</b>                                                         | <b>4</b>  |
| <b>2</b> | <b>Einleitung .....</b>                                                              | <b>7</b>  |
| <b>3</b> | <b>Modellierung der NO<sub>2</sub>-Konzentration im Nahbereich der Wohnung .....</b> | <b>11</b> |
| 3.1      | Voruntersuchungen am Beispiel von Berlin .....                                       | 12        |
| 3.1.1    | Bestimmung der regionalen Hintergrundkonzentration C <sub>HG</sub> .....             | 14        |
| 3.1.2    | Bestimmung der stadtbezogenen Zusatzbelastung C <sub>ZB</sub> .....                  | 15        |
| 3.1.3    | Bestimmung der Grundbelastung C <sub>GB</sub> anhand der Postleitzahlbereiche .....  | 21        |
| 3.1.4    | NO <sub>2</sub> -Belastung durch den Straßenverkehr im Umfeld des Meßortes .....     | 24        |
| 3.1.4.1  | Zusatzbelastung C <sub>lok</sub> durch den Straßenverkehr im gleichen Straßenraum .  | 25        |
| 3.1.4.2  | Zusatzbelastung C <sub>Umg</sub> durch den Straßenverkehr aus benachbarten Straßen   | 26        |
| 3.1.5    | Ergebnisse des NO <sub>2</sub> -Immissionsmodells für Berlin.....                    | 28        |
| 3.2      | NO <sub>2</sub> -Immissionsmodell für München und Dresden.....                       | 30        |
| 3.2.1    | Alternative Methode zur Bestimmung der Grundbelastung für Dresden .....              | 32        |
| 3.2.2    | Höhenabhängigkeit der NO <sub>2</sub> -Konzentration.....                            | 34        |
| 3.3      | Ergebnisse des Immissionsmodells für den Nahbereich der Wohnungen .....              | 36        |
| <b>4</b> | <b>Modellierung der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Wohnung.....</b>             | <b>46</b> |
| 4.1      | Beschreibung des verwendeten Modellansatzes .....                                    | 46        |
| 4.2      | Potentielle NO <sub>2</sub> -Quellen im Innenraum .....                              | 47        |
| 4.2.1    | Verwendung von Gasherden und -öfen in der Wohnung .....                              | 47        |
| 4.2.2    | Tabakrauch.....                                                                      | 51        |
| 4.3      | Senken für NO <sub>2</sub> in der Wohnung .....                                      | 53        |
| 4.4      | Abschätzung der Luftwechselraten in den Wohnungen.....                               | 56        |
| 4.5      | Vergleich der Modell- und Meßergebnisse .....                                        | 58        |
| <b>5</b> | <b>Modellierung der Exposition der Probanden gegenüber NO<sub>2</sub> .....</b>      | <b>59</b> |
| <b>6</b> | <b>Abschätzung der Exposition für die Probanden der Querschnittsstudie.....</b>      | <b>63</b> |
| <b>7</b> | <b>Diskussion.....</b>                                                               | <b>66</b> |

|           |                                   |           |
|-----------|-----------------------------------|-----------|
| <b>8</b>  | <b>Literaturverzeichnis .....</b> | <b>69</b> |
| <b>9</b>  | <b>Symbolverzeichnis .....</b>    | <b>72</b> |
|           | Lateinische Buchstaben .....      | 72        |
|           | Griechische Buchstaben.....       | 73        |
| <b>10</b> | <b>Anhang.....</b>                | <b>74</b> |

## 1 Zusammenfassung

Dieses im Auftrag des Forschungszentrums Karlsruhe durchgeführte F&E-Vorhaben hatte zum Ziel, ein Simulationsmodell zur Berechnung der NO<sub>2</sub>-Exposition von Kindern in Abhängigkeit von ihrer individuellen Wohnsituation und der Belastung der Außenluft im Wohnumfeld durch verkehrsbedingte NO<sub>2</sub>-Immissionen zu entwickeln. Dieses Modell wurde konzipiert zur Verwendung in epidemiologischen Studien. Dies bedeutet, daß es nicht nur raumbezogene Meßdaten zur Eingabe verarbeiten kann, sondern auch Ergebnisse aus Fragebögen bei größeren Probandenkollektiven mit berücksichtigt, z.B. Angaben zu individuellen Verhaltensweisen innerhalb der Wohnungen und zum individuellen Aufenthalt im Freien.

Basis für dieses Modell waren Meß- und Fragebogenergebnisse aus dem "Nationalen Verbundprojekt - Haut- und Atemwegserkrankungen im Kindes- und Jugendalter", das in das ISAAC-Programm (International Study of Asthma and Allergies in Childhood) eingebunden war. Im Rahmen dieses Projektes waren in den Städten Dresden und München in den Jahren 1995 bis 1997 jeweils 3000 Kinder im Grundschulalter u.a. zur Häufigkeit von Atemwegserkrankungen untersucht und die Eltern befragt worden. Bei einem Unterkollektiv von je 300 Kindern wurde zusätzlich die Schadstoffbelastung untersucht, und bei einem weiteren Unterkollektiv von je 30 Wohnungen dieser Kinder wurden zusätzlich Messungen der NO<sub>2</sub>-Konzentration an den Wohnungen und innerhalb der Wohnungen durchgeführt. Um diese Ergebnisse auf alle insgesamt rd. 6000 Probanden übertragen zu können, wurde ein Instrument benötigt, das aus vorhandenen Routinemessungen und Fragebogenangaben NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Innenraumluft und in der Außenluft zu berechnen und daraus individuelle NO<sub>2</sub>-Expositionen abzuschätzen in der Lage ist.

Das hierzu entwickelte Modell besteht aus drei Teilen: Zum einen wird die NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Außenluft an der Wohnung und im Stadtteil berechnet. Weiterhin wird die Konzentration in der Wohnung der Probanden mit dem von HEHL & WINTERMEYER (1999) vorgestellten Teilmodell berechnet. Schließlich werden die Ergebnisse des Innen- und Außenluftmodells mit den Aufenthaltszeiten verknüpft. Da in

den Fragebögen nur die Aufenthaltsdauer der Kinder im Straßenverkehr erfragt wurde, werden ergänzend Daten aus dem Umwelt-Survey (KRAUSE & SCHULZ, 1998) zu den Aufenthaltszeiten von Kindern im entsprechenden Alter herangezogen.

Obwohl die Aufenthaltszeiten im Freien vergleichsweise kurz sind, hängt die Gesamt-Exposition der Kinder sehr stark von der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Außenluft im Nahbereich der Wohnungen ab, da diese einen wesentlichen Beitrag zur der  $\text{NO}_2$ -Bilanz innerhalb der Wohnung liefert (HEHL & WINTERMEYER, 1999). Der Modellierung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Außenluft kommt damit innerhalb des Gesamtmodells besondere Bedeutung zu, da diese Größe wesentlich die  $\text{NO}_2$ -Konzentration in den Wohnungen bestimmt.

Es konnte gezeigt werden, daß mit diesem Modell, das teils statistische Methoden verwendet, teils aber auch physikalische Mechanismen berücksichtigt, insbesondere für den Bereich der Außenluft sehr gute Modellergebnisse für die  $\text{NO}_2$ -Konzentration erzielt werden (vgl. Kap. 3). Das Innenraummodell mußte im Vergleich dazu sehr einfach konzipiert werden (Ein-Raum-Modell), da die vorliegenden Angaben aus den Fragebögen in vieler Hinsicht nicht ausreichten, um einen prinzipiell möglichen komplexeren Ansatz (Mehr-Raum-Modell) im Rahmen dieses Projekts verwirklichen zu können (Einzelheiten s. Kap. 4).

Im wesentlichen konnte gezeigt werden, daß ein großer Teil der  $\text{NO}_2$ -Belastung bereits auf die Hintergrundbelastung und durch die Zusatzbelastung im innerstädtischen Bereich zurückgeführt werden kann. Straßen in der Nähe der Wohnungen tragen nur dann nennenswert zur  $\text{NO}_2$ -Belastung bei, wenn sie ein sehr starkes Verkehrsaufkommen bei geschlossener Bauweise (Straßenschlucht) aufweisen und die Entfernung zur Wohnung gering ist.

Die  $\text{NO}_2$ -Konzentration wird im Jahresmittel – und nur dieser Mittelungszeitraum wurde im Rahmen des Projekts betrachtet – ganz überwiegend durch die  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Außenluft an den Wohnungsstandorten bestimmt. Lediglich bei Nutzung eines Gasherdes und -backofens konnten erhöhte  $\text{NO}_2$ -Belastungen in den Wohnungen festgestellt werden.

Für die Beurteilung der individuellen Expositionssituation der Kinder bedeutet dies schließlich, daß die Höhe der Exposition ganz wesentlich durch die NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Außenluft bestimmt wird und die Innenraumbelastung in der Regel eine untergeordnete Rolle spielt. Einschränkend muß hierzu allerdings festgestellt werden, daß mangels exakter Angaben in den Fragebögen über die Aufenthaltszeiten der Kinder speziell in erfahrungsgemäß stärker belasteten Verkehrsbereichen (an Straßen und in Fahrzeugen) stärker differenzierende Aussagen auf der vorhandenen Datenbasis nicht gemacht werden konnten. Daher ergibt sich als eine der Schlußfolgerungen aus diesem Projekt auch die eindringliche Forderung, Fragebögen in epidemiologischen Studien von vornherein möglichst so anzulegen, daß mit Hilfe von Modellen und anderen Auswertemethoden zu verallgemeinernde Aussagen getroffen werden können.

## 2 Einleitung

### Ausgangslage:

In den letzten Jahren wird u.a. in wissenschaftlichen Veröffentlichungen eine Zunahme der Asthma- und Allergierkrankungen in den westlichen Industrieländern diskutiert. Obwohl noch viele Fragen offen sind, wird vermutet, daß neben einer genetischen Disposition auch die Umwelt- und Lebensbedingungen der Betroffenen eine wichtige Rolle in der Ausbildung der Erkrankung spielen. Als wesentliche Einflußfaktoren hierfür kommen die Exposition der Bevölkerung gegenüber Luftschadstoffen, wie z.B. Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) und atmosphärischer Schwebstaub, in Frage. Für die Beurteilung potentieller Ursache-Wirkungs-Beziehungen ist die alleinige Betrachtung der Immissionsverhältnisse im Außenraum allerdings nicht ausreichend, da zur Gesamtexposition des Menschen bzw. einer Bevölkerungsgruppe die Innenraumbelastung der Luft in zum Teil erheblichem Maße beiträgt. Zudem stehen in aller Regel keine aussagekräftigen Immissionsdaten für die relevanten Aufenthaltsbereiche inner- und außerhalb der Wohnung zur Verfügung.

Bei der Bewertung von zeitlich und räumlich häufig stark variierenden Schadstoffkonzentrationen in den verschiedenen Umweltmedien hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die menschliche Gesundheit bestehen ferner oft große Unsicherheiten. Da die Wirkung der Exposition gegenüber einzelnen Umwelttoxinen auf die Gesundheit des Menschen in aller Regel nicht direkt gemessen werden kann, müssen Untersuchungen, die diesen Zusammenhang aufklären sollen, mit geeigneten Untersuchungsinstrumenten auf eine große Zahl von Probanden ausgedehnt werden. Aufwendige Untersuchungsmethoden zur Bestimmung der individuellen Exposition, wie z.B. das Tragen von Passivsammlern im Falle luftgetragener Schadstoffe, sind bei großen Fallzahlen meist mit erheblichen Kosten verbunden. Alternativ hierzu bietet sich als Erhebungsinstrument der Einsatz von Fragebögen an, mit denen Angaben zu den in Betracht kommenden Einflußfaktoren erfaßt werden können. Man erhält dann qualitative Angaben z.B. zur Lebenssituation, zu Verhaltensweisen usw., aber noch keine zahlenmäßig erfaßbaren Expositionen gegenüber Umwelttoxinen. Diese Lücke kann durch den Einsatz von Modellen geschlossen werden, die – ausgehend von an die Fragestellung angepaßten Hypothesen – anhand kleiner, experimentell untersuchter Stichproben entwickelt und validiert werden können. Die

Entwicklung eines solchen Modells, das für die im folgenden beschriebene Aufgabe geeignet ist, war Ziel dieses vom Umweltbundesamt durchgeführten Forschungsprojektes.

### **BMBF-Verbundprojekt:**

Das ehem. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes war an einem vom BMBF geförderten Projekt beteiligt: "Nationales Verbundprojekt - Haut- und Atemwegserkrankungen im Kindes- und Jugendalter", das in das ISAAC-Programm (International Study of Asthma and Allergies in Childhood) eingebunden war (KEIL et al., 1996). Im Rahmen dieses Projektes wurden u.a. Angaben über asthmatische und allergische Erkrankungen sowie die Lebensbedingungen (z.B. Verkehrs- und Wohnsituation) von jeweils 3000 Schulkindern im Grundschulalter in Dresden und München per Fragebogen erhoben. Zusätzlich wurde bei etwa 10 % dieser Kinder die Belastung der Wohnung mit Formaldehyd, flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und Staubniederschlag gemessen. Schließlich wurden bei einem kleinen Unterkollektiv in einem Intensivmeßprogramm wesentlich ausführlichere Messungen durchgeführt: U.a. wurden die Konzentrationen von NO<sub>2</sub> und Schwebstaub in der Innen- und Außenluft bestimmt. Ziel dieser Messungen war es, auf experimentellem Wege möglichst aussagekräftige Informationen über die Expositionssituation der Probanden zu erhalten, die im Rahmen der Nationalen Verbundstudie dann mit den Wirkungsbefunden kombiniert werden konnten (erste Befunde s. HIRSCH et al., 1999, sowie WEILAND et al., 1999).

Die zuverlässigste Aussage über die Exposition einer Person gegenüber einem Schadstoff erhält man durch personengebundene Messungen, am besten über längere Zeiträume hinweg. Leider sind Messungen mit der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Auflösung sehr zeit- und kostenintensiv, so daß sie als Standardinstrument in der Praxis bei größeren Kollektiven im allgemeinen nicht einsetzbar sind. Man bedient sich daher bei epidemiologischen Untersuchungen meist einfacherer Erhebungsinstrumente wie z.B. Fragebögen, routinemäßig erhobene Daten über Schadstoffkonzentrationen in der Außenluft etc., deren Nachteile aber auf der Hand liegen. So sind die Meßwerte fest installierter Außenluftmeßstellen besonders bei Verbindungen mit starkem räumlichen Konzentrationsgradienten wenig hilfreich, da sich die Bevölkerung allenfalls für einen Bruchteil der Tageszeit in unmittelbarer Nähe des Meßortes aufhält. Angaben von

Probanden in Fragebögen haben im allgemeinen eine nicht unerhebliche subjektive Komponente, die eine objektive Expositionsabschätzung erschwert. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes wurde deshalb der Weg beschritten, durch Kombination von Messungen bei einem Teilkollektiv der untersuchten Kinder und Antworten auf objektivierbare Fragen (z.B. über Lüftungsgewohnheiten, Schadstoffquellen im Innenraum, usw.) die Exposition auch für solche Kinder abschätzen zu können, bei denen keine Messungen vorgenommen wurden. Da dem Verkehrsgeschehen im Rahmen der Untersuchungen besondere Aufmerksamkeit gewidmet wird, wurde  $\text{NO}_2$  als Meßparameter einbezogen. Dabei war von Anbeginn klar, daß  $\text{NO}_2$  nicht ausschließlich aus dem Verkehr stammt. Von seiner Wirkung her spielt es aber eine wichtige Rolle, da dieses Schadgas insbesondere bei empfindlichen Personengruppen Atemwegsbeschwerden hervorrufen und bestehende Atemwegserkrankungen ungünstig beeinflussen kann. Die Wahl dieser Komponente gründet sich neben den genannten Wirkungsaspekten auch auf meßtechnische, kostenmäßige und probandenbezogene (Akzeptanz!) Erwägungen.

Als eine Hauptquelle des  $\text{NO}_2$  ist der Straßenverkehr anzusehen. Für die  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Außenluft spielen daher die Lage des Untersuchungsortes (z.B. einer Probandenwohnung) zu Hauptverkehrsstraßen, die Entfernung zum Stadtzentrum, das lokale Verkehrsaufkommen, aber auch die großräumige Hintergrundbelastung durch  $\text{NO}_2$  eine Rolle. Innerhalb von Wohnungen kommt als Quelle u.a. die Nutzung von Gasherden und -backöfen sowie das Rauchen in Betracht. Für die  $\text{NO}_2$ -Konzentration in Wohnräumen sind ferner das individuelle Lüftungsverhalten und die Vorbelastung der Außenluft von Belang.

Aus diesem Grunde wurden im Rahmen der Verbundstudie den Eltern von jeweils 3000 Kindern im Alter von 9-11 Jahren in München und Dresden Fragebögen vorgelegt, in denen unter anderem Angaben zu folgenden Themenbereichen erbeten wurden: Zur Größe, Ausstattung (z.B. Heizungsart) und Lage der Wohnung, zu individuellen Verhaltensweisen (z.B. Lüftungsverhalten, Rauchen etc.) in der Wohnung, zum Straßenverkehr an der Wohnung und zu den Aufenthaltszeiten des Kindes im Straßenverkehr. Bei einem Unterkollektiv von jeweils 30 Probanden in München und Dresden wurden zusätzlich vier über das Jahr verteilte, einwöchige Messungen der  $\text{NO}_2$ -Konzentration mit Passivsammlern

durchgeführt. Dabei wurde jeweils zeitgleich eine Messung in der Wohnung und eine Messung in der Außenluft direkt an der Wohnung durchgeführt.

Die Fragebogenangaben bilden gemeinsam mit den Meßergebnissen der Passivsammler sowie der Meßstellen der lokalen Immissionsmeßnetze einen wesentlichen Teil der Datenbasis, auf der das im folgenden vorgestellte Modell aufbaut.

### **Vorgehensweise:**

Im Rahmen von Voruntersuchungen für das Stadtgebiet von Berlin konnte gezeigt werden, daß es möglich ist, auf Basis von punktuellen Routinemessungen von NO<sub>2</sub> ein Berechnungsmodell zu entwickeln, das die NO<sub>2</sub>-Konzentration als Jahresmittelwerte in Abhängigkeit von der Lage des Standortes relativ zum Stadtzentrum und von der lokalen Verkehrsbelastung gut wiederzugeben in der Lage ist (vgl. Kap. 3.1). Hierbei zeigte sich, daß sich die Außenluftkonzentration von NO<sub>2</sub> sinnvollerweise jeweils in drei Komponenten aufsplitten und separat abschätzen läßt: In die Hintergrundbelastung, unabhängig von den Emissionen im Stadtbereich, in eine städtische Grundbelastung in Folge von industriellen, Hausbrand- und diffusen verkehrsbedingten Emissionen sowie in einen lokalen Anteil, der ausschließlich aus verkehrsbedingten Emissionen in unmittelbarer Nähe des Meßortes herrührt.

Auf der Basis des für Berlin entwickelten Modells wurde ein Berechnungsmodell für die Städte Dresden und München entwickelt (vgl. Kap. 3.2). Als zusätzliche Variable war wegen der unterschiedlichen Lage (Stockwerk, Straßenfront oder Hofseite) der Probandenwohnungen hierin die Höhenabhängigkeit der NO<sub>2</sub>-Konzentration über Grund zu berücksichtigen.

In einem zweiten Schritt wurde ein Berechnungsmodell für die NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in den Wohnungen entwickelt (vgl. Kap. 4). Noch stärker als bereits bei der Berechnung der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Außenluft war man hier auf die Angaben der Eltern in den Fragebögen angewiesen. Denn neben der Ausstattung der Wohnungen z.B. mit oder ohne Gasherde etc. spielte das jeweilige individuelle Verhalten der Nutzer die entscheidende Rolle für die Höhe der NO<sub>2</sub>-Belastung, der die Kinder im Laufe des Tages in den Wohnungen ausgesetzt waren. Als wichtigste Einflußgrößen wurden berücksichtigt: Die Verwendung von Gasherden und -öfen, die Exposition gegenüber Tabakrauch und der

Luftwechsel zwischen Wohnung und Außenluft. Ferner war bei der Modellentwicklung zu berücksichtigen, daß  $\text{NO}_2$  ein reaktives Gas ist und es daher in Wohnungen in Abhängigkeit von den dort vorhandenen Materialien Senken für  $\text{NO}_2$  gibt.

In einem letzten Schritt wurde mit Hilfe eines Berechnungsalgorithmus auf der Basis von zusätzlichen Literaturangaben (Zeitbudgets für Kinder aus dem Umwelt-Survey; KRAUSE & SCHULZ, 1998) abgeschätzt, wie hoch die individuelle Exposition aller jeweils 3000 Kinder in Dresden und München gewesen ist. Diese Angaben stellen unseres Erachtens eine wesentlich verbesserte Datenbasis für den Nachweis von Zusammenhängen zwischen der Exposition gegenüber  $\text{NO}_2$  und Atemwegserkrankungen bei Kindern dar als die bisherige Methode, die Höhe von Immissionskonzentrationen mit der Inzidenz von Erkrankungen zu korrelieren.

### **3 Modellierung der $\text{NO}_2$ -Konzentration im Nahbereich der Wohnung**

Das im Rahmen des Forschungsvorhabens zu entwickelnde Teilmodell zur Abschätzung der  $\text{NO}_2$ -Immissionen in der Außenluft im Nahbereich der Wohnungen der Probanden soll grundsätzlich für den Einsatz in epidemiologischen Studien geeignet sein. Daraus ergibt sich unmittelbar die Forderung, daß der für das Modell erforderliche Eingabedatensatz sich auf Angaben beschränken muß, die für eine große Zahl von Probanden relativ leicht – z.B. auf der Basis von Selbstauskünften der Probanden per Fragebogen – zu ermitteln sind. Der Detaillierungsgrad eines solchen Modells muß daher im Hinblick auf die erreichbare Genauigkeit der Modellergebnisse einerseits sowie die praktische Durchführbarkeit der Ermittlung der notwendigen Eingabedaten andererseits sorgfältig abgestimmt werden. Als erster Schritt zur Auswahl eines Modellansatzes, der beide Forderungen möglichst weitgehend erfüllt, werden im folgenden Kapitel Voruntersuchungen am Beispiel von Berlin dargestellt.

### 3.1 Voruntersuchungen am Beispiel von Berlin

Für die Voruntersuchungen zur eigentlichen Modellentwicklung bietet sich Berlin besonders an, weil mit den Immissionsdaten des Berliner Luftgüte-Meßnetzes (BLUME) eine umfangreiche Datenbasis zur Verfügung steht, die zudem noch einige Besonderheiten aufweist. Von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz werden zahlreiche Luftgütemeßstellen betrieben, die rasterartig über das gesamte Berliner Stadtgebiet verteilt sind. Während in vielen deutschen Großstädten die Luftgütemeßstellen vorzugsweise an den Verkehrsschwerpunkten betrieben werden, sind die Meßstandorte in Berlin (zumindest ursprünglich) so ausgewählt worden, das zum einen das ganze Stadtgebiet abgedeckt ist und zum anderen sowohl verkehrsnah als auch vergleichsweise verkehrsferne Standorte berücksichtigt werden. Hierdurch ergibt sich bei der Modellentwicklung die Möglichkeit, zwischen denjenigen Immissionsanteilen zu unterscheiden, die durch den Verkehr in der Nähe der Meßstelle bedingt sind, und denjenigen, die sich schon allein aus der Lage der Meßstelle innerhalb des Stadtgebietes ergeben.

Für die Modellentwicklung werden die Mittelwerte der an den BLUME-Stationen gemessenen Jahresmittelwerte der  $\text{NO}_2$ -Konzentration aus den Jahren 1994 bis 1996 verwendet (Tab. 10 im Anhang). Die Mittelung über einen Zeitraum von drei Jahren wurde gewählt, um den Einfluß der zufälligen jährlichen Schwankungen der  $\text{NO}_2$ -Immission zu reduzieren. Unterschiede zwischen den an einer Meßstelle gemessenen Mittelwerten von Jahr zu Jahr können sich beispielsweise durch unterschiedliche Witterungsverläufe oder durch zeitweilige (baubedingte) Umlenkungen der Verkehrsflüsse ergeben. Für die Jahre 1994 bis 1996 stehen von insgesamt 29 BLUME-Meßstellen Daten zur Verfügung. Die Lage der Meßstationen im Stadtgebiet ist in Abb. 1 dargestellt; die genauen Adressen der Stationen sind in Tab. 11 (Anhang) zusammengestellt.

Um den arithmetischen Jahresmittelwert der  $\text{NO}_2$ -Konzentration  $C_a$  für einen bestimmten Punkt im Berliner Stadtgebiet zu beschreiben, soll versucht werden, alle Mechanismen, die Beiträge zur lokalen Immission liefern, nach ihrer räumlichen Ausdehnung zu unterteilen und im folgenden einzeln zu beschreiben.

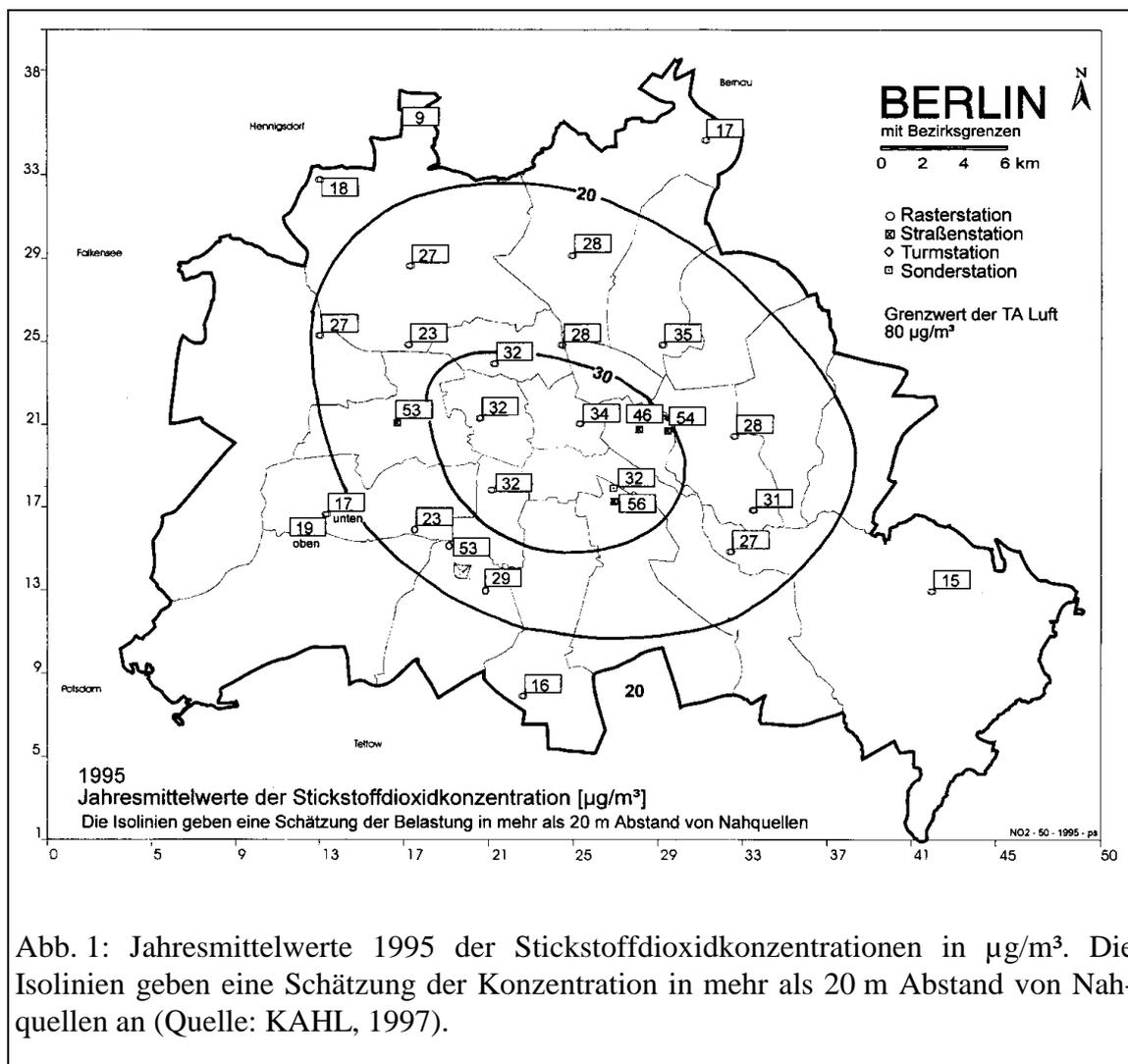


Abb. 1: Jahresmittelwerte 1995 der Stickstoffdioxidkonzentrationen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die Isolinien geben eine Schätzung der Konzentration in mehr als 20 m Abstand von Nahquellen an (Quelle: KAHL, 1997).

Als Arbeitshypothese wird davon ausgegangen, daß sich die lokale  $\text{NO}_2$ -Konzentration  $C_a$  additiv aus der Hintergrundbelastung der Region  $C_{HG}$ , der Zusatzbelastung des Stadtgebietes  $C_{ZB}$ , der verkehrsbedingten Belastung  $C_t$  vor Ort zusammensetzt sowie weiterer Anteile  $C_x$ , die verschiedenen weiteren Quellen (z.B. Industrie) zuzuordnen sind:

$$(1) \quad C = C_{Hg} + C_{ZB} + C_t + C_x .$$

Auf die einzelnen Beiträge zur Gesamtkonzentration wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen.

### 3.1.1 Bestimmung der regionalen Hintergrundkonzentration $C_{HG}$

Die regionale Hintergrundkonzentration  $C_{HG}$  beschreibt die mittlere  $\text{NO}_2$ -Konzentration im weiteren Berliner Umland. Dabei wird angenommen, daß  $C_{HG}$  räumlich konstant ist und durch die Emissionen aus Berlin nicht wesentlich beeinflusst ist.

Für die Bestimmung der regionalen Hintergrundkonzentration  $C_{HG}$  aus Meßdaten dieser Region stehen im wesentlichen zwei verschiedene Quellen zur Verfügung. Diese sind zum einen die Daten des Landesmeßnetzes Brandenburg, die jedoch für eine Bestimmung von  $C_{HG}$  nur eingeschränkt in Frage kommen, da die Meßorte größtenteils innerhalb von geschlossenen Ortschaften und/oder an verkehrsreichen Straßen liegen. Zum anderen betreibt das Umweltbundesamt (UBA) ein eigenes Meßnetz, das bereits mit der Zielsetzung der Erfassung der Hintergrundkonzentrationen eingerichtet worden ist. Von den Stationen des UBA-Meßnetzes, an denen die  $\text{NO}_2$ -Immission im Zeitraum 1994-1996 gemessen wurde, liegen fünf innerhalb des Landes Brandenburg. Drei von diesen Stationen liegen weder innerhalb einer Ortschaft, noch in der Nähe einer Straße (Zufahrtswege zur Station werden hier nicht berücksichtigt) oder in der Nähe eines Gewerbe- oder Industriebetriebes. Hierbei handelt es sich im einzelnen um die Stationen Lindenberg, Neuglobsow und Wiesenburg. Von der Station Wiesenburg liegen für das Jahr 1994 aufgrund zahlreicher Datenausfälle keine Jahresmittel der  $\text{NO}_2$ -Konzentration vor. Die Einzelmessungen aus diesem Jahr deuten aber darauf hin, daß der Jahresmittelwert 1994 sich nicht wesentlich von denen der beiden folgenden Jahre unterscheidet. In Tab. 1 sind neben der Lage der Stationen relativ zu Berlin die Mittelwerte der  $\text{NO}_2$ -Immission für die Jahre 1994 bis 1996 sowie für den Gesamtzeitraum für die drei Stationen aufgeführt. Aus diesen Daten ergibt sich eine mittlere regionale  $\text{NO}_2$ -Hintergrundkonzentration für den Berliner Raum von  $12.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tab. 1: Jahresmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Immission in µg/m<sup>3</sup> für die Jahre 1994, 1995 und 1996 sowie für den gesamten Zeitraum. Aufgrund von Datenausfällen liegen an der Station Wiesenburg für das Jahr 1994 keine Daten vor. Die Entfernungen und Richtungen beziehen sich auf das Zentrum des Berliner Stadtgebietes.

| Station        | Entfernung | Richtung | 1994 | 1995 | 1996 | Mittel |
|----------------|------------|----------|------|------|------|--------|
| Lindenberg     | ca. 60 km  | OSO      | 12.8 | 12.1 | 12.9 | 12.6   |
| Neuglobsow     | ca. 60 km  | NNW      | 7.9  | 8.6  | 8.9  | 8.5    |
| Wiesenburg     | ca. 65 km  | SW       | —    | 15.8 | 18.7 | 17.3   |
| Alle Stationen |            |          |      |      |      | 12.8   |

### 3.1.2 Bestimmung der stadtbezogenen Zusatzbelastung $C_{ZB}$

Als Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  der Stadt soll hier diejenige NO<sub>2</sub>-Konzentration verstanden werden, die sich an einem bestimmten Nachweisort im Stadtgebiet einstellen würde, wenn die Emission einzelner, lokaler Quellen in dessen unmittelbarer Umgebung nicht explizit berücksichtigt würden. Die Zusatzbelastung beschreibt daher nur die flächengemittelten Immissionen aus den verschiedenen Quellen, die sich im Stadtgebiet befinden. Der Begriff „lokale Quelle“ kann hier nur sehr unscharf definiert werden. Legt man die für urbane Ballungsräume typischen Ausbreitungsbedingungen zugrunde, so ergibt sich eine obere Abgrenzung der „lokalen“ Skala von wenigen hundert Metern. Die Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  faßt also summarisch die Immissionen aller Quellen im Stadtgebiet zusammen, berücksichtigt aber noch keine diskreten lokalen NO<sub>2</sub>-Quellen (z.B. Verkehr an einer bestimmten Straße). Vielmehr beschreibt die Zusatzbelastung die großräumige Verteilung der NO<sub>2</sub>-Konzentration im Bereich des Stadtgebietes.  $C_{ZB}$  ist somit eine integrale Größe, die die Immissionen aller vorhandenen, aber nicht im einzelnen bekannten Quellen zu einem flächengemittelten, aber potentiell ortsabhängigen Wert zusammenfaßt.

Der einfachste Ansatz ist sicherlich die Annahme einer räumlich konstanten städtischen Zusatzbelastung  $C_{GB}$  innerhalb des gesamten städtischen Raumes. Dieser Ansatz wird z.B.

im CAR-Modell (EERENS et al., 1993) verwendet, in dem  $C_{ZB}$  nur vom Durchmesser des insgesamt bebauten Stadtgebietes abhängt.

Ein anderer Ansatz ergibt sich unter der Annahme, daß die mittlere Quellstärke (bezogen auf die Flächeneinheit) aller  $\text{NO}_2$ -Emittenten im Stadtkernbereich höher ist als in den Randgebieten. Hieraus würde sich eine vom Zentrum zu den Außenbereichen kontinuierlich abfallende Konzentrationsverteilung ergeben. Einen solchen Ansatz legen auch die Daten des Berliner Luftgüte-Meßnetz (BLUME) nahe. Die Isolinien der Jahresmittelwerte 1995 (Abb. 1) sind in erster Näherung konzentrisch um den Stadtmittelpunkt angeordnet. Der ungefähre Mittelpunkt der Isolinien befindet sich im Bezirk Berlin-Mitte etwa auf halber Strecke zwischen Potsdamer Platz und Alexanderplatz. Abgesehen von einer leichten Streckung in SO–NW–Richtung ist die  $\text{NO}_2$ -Konzentration somit nur eine Funktion des Abstandes  $d$  vom (geschätzten) Zentrum der Isolinien:

$$(2) \quad C_{ZB} = f(d) .$$

Für die Formulierung von  $f(d)$  bieten sich mehrere Ansätze an. So wurde beispielsweise 1991 in der Schweiz die SAPALDIA-Studie durchgeführt (HEGNER et al., 1996), in der ein Regressionsmodell zur Bestimmung der jährlichen mittleren  $\text{NO}_2$ -Immission für insgesamt acht schweizerische Städte entwickelt wurde. Bei sechs Eingangsgrößen (Distanz zur nächsten Hauptstraße, Verkehrsmenge auf dieser Straße, Jahresmitteltemperatur, mittlere jährliche Windgeschwindigkeit, Siedlungstyp in drei Kategorien sowie Distanz zum Ortszentrum) konnten mit dem Modell etwa 85 % der Varianz der  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte erklärt werden. Dabei geht der Abstand  $d$  des Nachweisortes vom Ortszentrum als Faktor der Form  $\exp(-\alpha_s d)$  in das SAPALDIA-Modell für die  $\text{NO}_2$ -Konzentration  $C$  ein:

$$(3) \quad C = C_s \exp(-\alpha_s d) .$$

Hierin ist  $C_s$  die aus den verbleibenden fünf Eingangsgrößen (ohne  $d$ ) berechnete  $\text{NO}_2$ -Konzentration und  $\alpha_s$  ein Faktor, der regressionsanalytisch zu  $(7.9 \text{ km})^{-1}$  bestimmt wurde. Der Index „s“ deutet jeweils darauf hin, das es sich um Parameter aus dem SAPALDIA-Modell handelt. Man erhält also eine exponentielle Abhängigkeit der Konzentration vom Abstand  $d$ , wenn alle anderen Einflußgrößen konstant gehalten werden. Ein Nachteil der

multiplikativen Verknüpfung in Gl. (3) besteht darin, daß alle in  $C_s$  eingehenden Größen mit der Abstandsfunktion gewichtet werden. So wird z.B. ein Immissionbeitrag durch die absolute Verkehrsmenge an der nächsten Hauptstraße in Zentrumsnähe eine größere Zusatzbelastung am Nachweisort ergeben als in den Stadtrandbereichen. Außerdem ist der Ansatz von HEGNER et al. (1996) rein empirischer Natur und basiert auf keiner physikalischen Grundlage.

Daher soll hier ein anderer Ansatz verfolgt werden. Eine bodennahe, kontinuierliche Punktquelle  $P$  erzeugt im stationären Fall ein Konzentrationsfeld  $C_p(r)$

$$(4) \quad C_p(d) = C_p^0 \exp(-[d / L_p]^2) \quad ,$$

wenn die Diffusion orts- und richtungsunabhängig ist und die Advektion nicht berücksichtigt wird.  $d$  bezeichnet den Abstand des Nachweisortes von der Quelle. In Analogie zu der Punktquelle soll nun eine flächenhafte Quelle betrachtet werden, deren Emissionsfluß  $Q$  durch eine Gaußfunktion

$$(5) \quad Q(d) \sim \exp(-[d / L_Q]^2)$$

angenähert werden kann. Nimmt man an, daß ein solcher Ansatz die Quellen im Berliner Stadtgebiet hinreichend gut beschreibt, dann ergibt sich in erster Näherung für die resultierende Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  wiederum eine Gauß-Funktion:

$$(6) \quad C_{ZB}(d) = C_{ZB}^0 \exp(-[d / L]^2)$$

In Gl. (6) ist der Parameter  $C_{ZB}^0$  als die Zusatzbelastung im Zentrum des Quellgebietes bei  $d = 0$  zu interpretieren. Die Länge  $L$  gibt den Abstand vom Zentrum an, bei dem die Konzentration  $C_{ZB}$  im Mittel auf  $1/e$  (36.8 %) abgefallen ist. Sowohl  $C_{ZB}^0$  als auch  $L$  müssen aus den Immissionsdaten bestimmt werden.

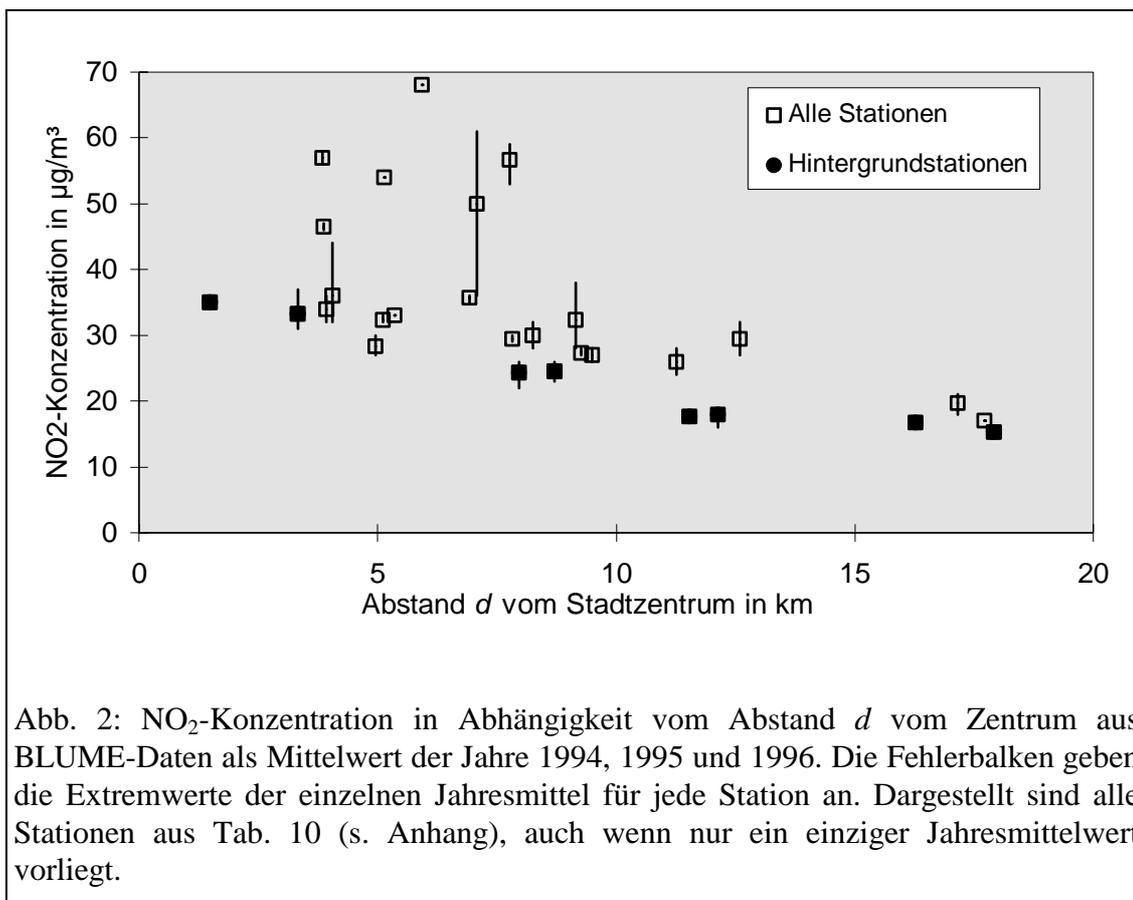
Bevor eine Bestimmung von  $C_{ZB}^0$  und  $L$  durchgeführt werden kann, müssen aus den insgesamt zur Verfügung stehenden BLUME-Immissionsdaten in einem ersten Schritt diejenigen Stationen ausgewählt werden, die von ihrer Lage und ihrem Charakter her als Hintergrundstationen eingestuft werden können. Zur Beurteilung wird die

Gebietscharakterisierung nach den BLUME-Kategorien (s. Tab. 10 im Anhang) verwendet. In der vorliegenden Arbeit wird eine BLUME-Station dann als Hintergrundstation eingestuft, wenn

1. mindestens zwei Jahresmittelwerte der  $\text{NO}_2$ -Konzentration vorliegen  
 und
2. entweder das Verkehrsaufkommen an der Station sehr gering ist (durchschnittlicher täglicher Verkehr (DTV)  $< 15000$  Kfz/24 h, Verkehrskategorie 1) und der Bezirk, in dem die Station liegt, keinen Industrieanteil aufweist (Bezirkskategorien 0, 2, 4 und 6)  
 oder
3. die Station sich in Zentrumsnähe befindet ( $d < 5$  km) und im Rahmen des Stichprobenmeßprogramms zur Luftqualität '93/'94 (BIFAU Umwelt-Analytik, 1995) aufgrund der dort durchgeführten Einzelfallbeurteilungen als Hintergrundstation eingestuft wurde.

Insgesamt erfüllen 8 der 29 Stationen die genannten Kriterien. Im einzelnen sind dies die Stationen 9, 17, 27, 32, 77 und 85 (sehr geringes Verkehrsaufkommen) sowie 42 und 71 (Stichprobenmeßprogramm). Abb. 2 zeigt die  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte aus dem BLUME-Meßnetz in Abhängigkeit vom Abstand  $d$  vom Zentrum für alle Stationen in Tab. aufgeführten Stationen. Man erkennt deutlich, daß die Hintergrundstationen die untere Einhüllende aller Datenpunkte bilden und somit die oben angegebenen drei Kriterien sinnvoll erscheinen.

Die Bestimmung von  $C_{GB}^0$  und  $L$  nach Gl. (6) sowie von  $C_{HG}$  aus den  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen, die an den 8 Hintergrundstationen gemessen wurden, ist mit Hilfe eines iterativen, numerischen Anpassungsverfahrens durchgeführt worden. Hierzu wurden die Summe der quadrierten Differenzen  $\sum_i (C_{meß}^i - C_{mod}^i)^2$  aus modellierter und gemessener  $\text{NO}_2$ -Konzentration aller BLUME-Meßstationen unter Verwendung des in Microsoft Excel<sup>®</sup> implementierten nichtlinearen Optimierungscodes GRG2 (Generalized Reduced Gradient) minimiert. Dieses Verfahren wurde auch bei allen weiteren Anpassungen von Modellparametern in diesem Bericht verwendet.



Die so bestimmten Parameter sind in Gl. (7) zusammengefaßt. Dabei wird die stadtbezogene Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  und die regionale Hintergrundbelastung  $C_{HG}$  zur stadtbezogenen Grundbelastung  $C_{GB}$  zusammengefaßt:

$$C_{GB}(d) = C_{ZB}(d) + C_{HG} = C_{ZB}^0 \exp(-[d/L]^2) + C_{HG}$$

(7) mit  $C_{ZB}^0 = 20.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ,

$$L = 8.6 \text{ km} \quad ,$$

und  $C_{HG} = 15.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  .

Der mittlere quadratische Fehler in  $C_{GB}(d)$  beträgt für die Anpassung an die Jahresmittelwerte der 8 Hintergrund-Stationen nach Gl. (7) nur  $0.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Versuchsweise wurde

ebenfalls der Ansatz aus dem SAPALDIA-Modell nach Gl. (8) angepaßt (Index „s“ für SAPALDIA):

$$C_{GBs}(d) = C_{ZBs} + C_{HG_s} = C_{ZBs}^0 \exp(-d / L_s) + C_{HG_s}$$

(8) mit  $C_{ZBs}^0 = 31.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ,  
 $L = 11.6 \text{ km}$  ,  
 und  $C_{HG_s}^0 = 8.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  .

Der mittlere quadratische Fehler liegt bei der Anwendung des SAPALDIA-Ansatzes auf Berlin mit  $0.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich höher als bei dem in dieser Arbeit verwendeten Ansatz aus Gl. (7). In Abb. 3 sind beide Ansätze zusammen mit den ausgewerteten Hintergrundstationen dargestellt.

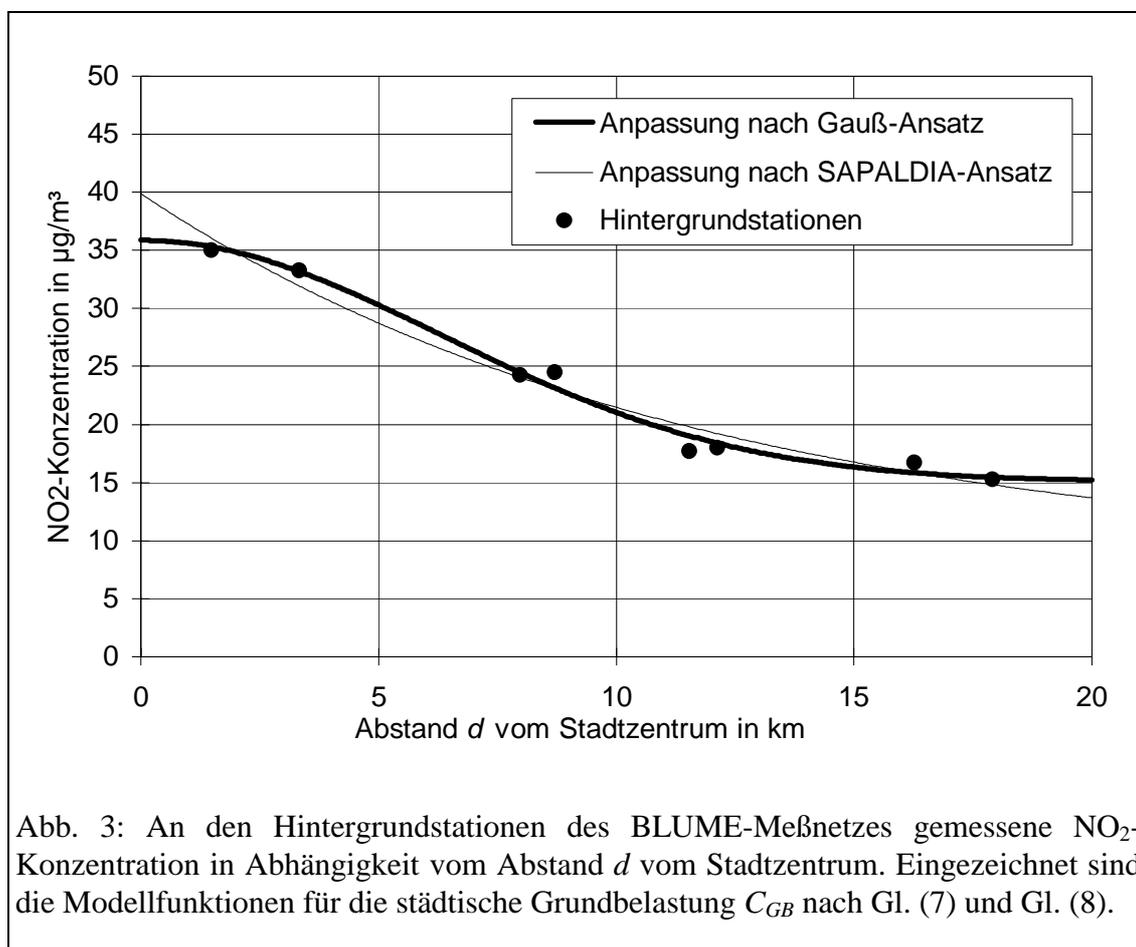


Abb. 3: An den Hintergrundstationen des BLUME-Meßnetzes gemessene NO<sub>2</sub>-Konzentration in Abhängigkeit vom Abstand  $d$  vom Stadtzentrum. Eingezeichnet sind die Modellfunktionen für die städtische Grundbelastung  $C_{GB}$  nach Gl. (7) und Gl. (8).

### 3.1.3 Bestimmung der Grundbelastung $C_{GB}$ anhand der Postleitzahlbereiche

In den beiden letzten Abschnitten wurde gezeigt, daß die Zusatzkonzentration  $C_{ZB}$  und damit die Grundbelastung  $C_{GB}$  entscheidend vom Abstand  $d$  eines Nachweisortes zum Zentrum abhängt. Dabei war  $d$  für die hier untersuchten 29 BLUME-Stationen leicht zu bestimmen, da die Koordinaten dieser Stationen bereits tabellarisch vorlagen. Soll hingegen der Abstand  $d$  für eine große Anzahl von Nachweisorten bestimmt werden, für die – z.B. im Rahmen von epidemiologischen Studien – statt der Lagekoordinaten nur die Postadressen bekannt sind, stößt dieses Verfahren aufgrund des hohen Zeitaufwandes (pro Nachweisort) schnell an seine Grenzen. Es ist daher zu prüfen, inwieweit alternative, vereinfachende Vorgehensweisen eingesetzt werden können. Ein denkbarer Ansatz ist die Reduktion der Postadresse auf den Postzustellbezirk, der durch die Postleitzahl (PLZ) eindeutig bestimmt ist. In diesem Fall würde für jeden PLZ-Bereich im Modellgebiet eine einzige Hintergrundkonzentration  $C_b$  bestimmt, die dann jedem Nachweisort innerhalb dieses Bereiches zugeordnet würde. Dem Vorteil der Zeitersparnis steht allerdings eine verminderte räumliche Auflösung gegenüber. In diesem Abschnitt wird der zusätzliche Fehler in  $C_b$ , der durch die ausschließliche Verwendung der PLZ-Bereiche zur Lagebestimmung entsteht, am Beispiel der untersuchten BLUME-Stationen quantifiziert.

Das Berliner Stadtgebiet ist in ca. 200 PLZ-Bereiche unterteilt. Für jeden dieser Bereiche, in dem sich eine BLUME-Station befindet, wurden drei für diesen Bereich charakteristische Längenmaße ermittelt:

- $d_{avg}$ : Entfernung des Mittelpunktes des PLZ-Bereiches vom Zentrum
- $d_{min}$ : Geringste Entfernung eines Punktes des PLZ-Bereiches vom Zentrum
- $d_{max}$ : Größte Entfernung eines Punktes des PLZ-Bereiches vom Zentrum

Bei der Bestimmung von  $d_{avg}$  wurde der Referenzpunkt als Flächenmittelpunkt des PLZ-Bereiches nur geschätzt, da eine exakte Bestimmung aufgrund der sehr unterschiedlichen Geometrien der PLZ-Bereiche nur unter hohem Aufwand möglich gewesen wäre. Gerade die sehr unterschiedlichen Zuschnitte der Zustellbereiche führen in einigen Fällen zu sehr großen Spannweiten der Zentrumsabstände innerhalb eines PLZ-Bereiches. Eine Abschätzung des sich hieraus ergebenden jeweils ungünstigsten Falles (im Sinne einer zuverlässigen Abstandsbestimmung) erfolgt anhand der Entfernungen  $d_{min}$  und  $d_{max}$ . Die

ermittelten Entfernungen und Postleitzahlbereiche sind für alle BLUME-Stationen in Tab. 11 (s. Anhang) zusammengefaßt und in Abb. 4 graphisch dargestellt. Man erkennt, daß die radialen Durchmesser der zentrumsnahen PLZ-Bereiche (Abstände  $d$  kleiner als 6 km) in der Größenordnung von etwa 1 bis 2 km liegen. Für größere Entfernungen  $d$  vom Zentrum werden die PLZ-Bereiche aufgrund der abnehmenden Besiedlungsdichte im Mittel deutlicher größer. Der PLZ-Bereich, in dem sich die im Grunewald gelegene BLUME-Station 32 befindet, fällt durch den überdurchschnittlich großen radialen Durchmesser von 8.5 km auf. Hieraus ergibt sich auch die vergleichsweise große Differenz zwischen den Abständen, die aus der wahren Lage der Meßstation und dem Mittelpunkt des Postleitzahlbezirkes ermittelt werden (s. Abb. 4).

Die mittleren Fehler bei der  $\text{NO}_2$ -Konzentration, die sich aus der Verwendung des Flächenmittelpunktes des Postleitzahlbezirkes anstelle der exakten Koordinaten der Meßstelle ergeben, sind in Abb. 5 als Histogramm dargestellt.

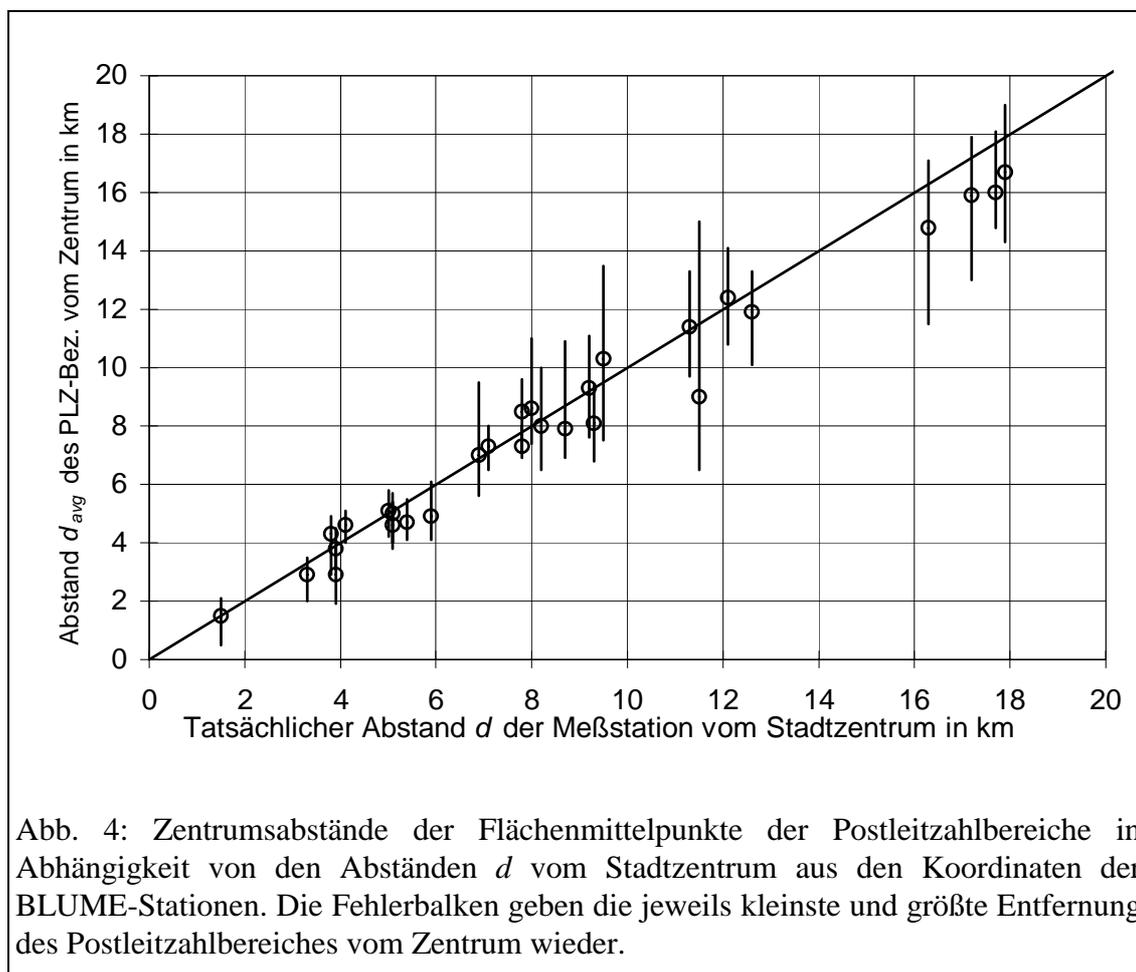


Abb. 4: Zentrumsabstände der Flächenmittelpunkte der Postleitzahlbereiche in Abhängigkeit von den Abständen  $d$  vom Stadtzentrum aus den Koordinaten der BLUME-Stationen. Die Fehlerbalken geben die jeweils kleinste und größte Entfernung des Postleitzahlbereiches vom Zentrum wieder.

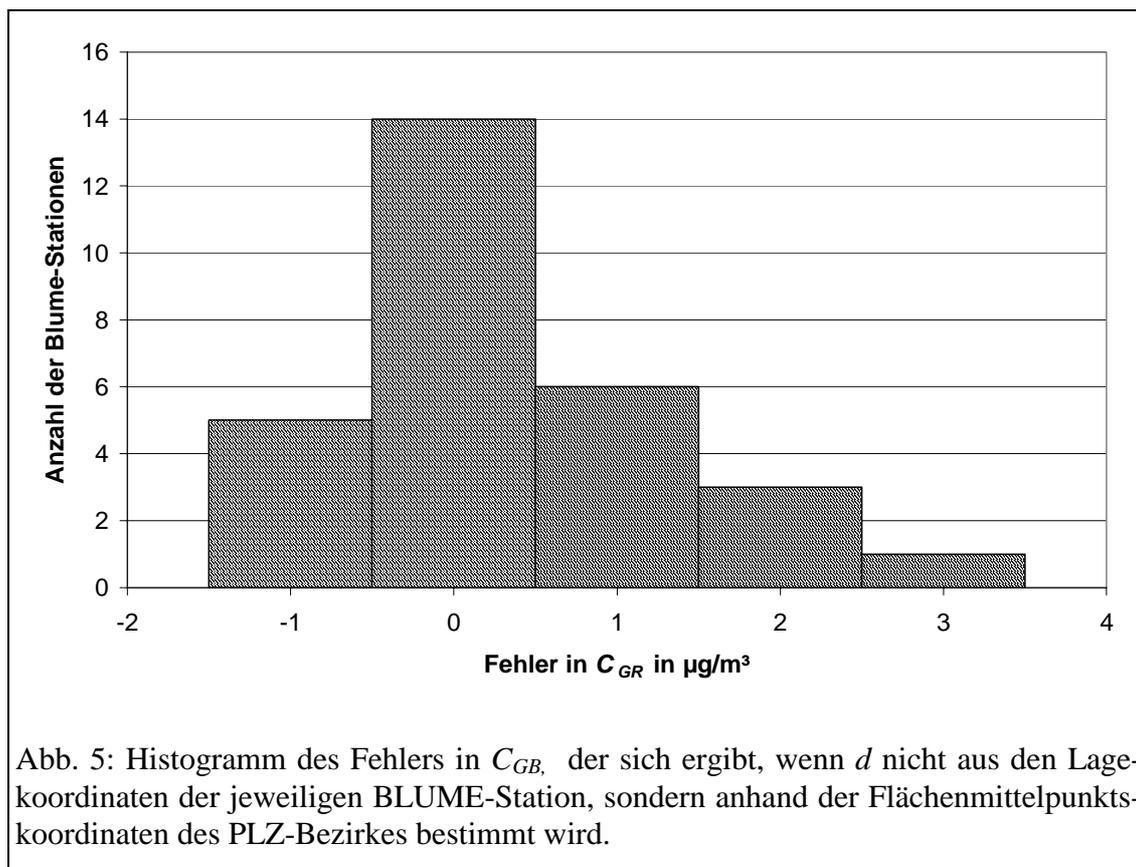


Abb. 6 zeigt die Spannweite  $C_{max}-C_{min}$  der nach Gl. (7) jeweils innerhalb eines PLZ-Bezirktes berechneten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in Abhängigkeit vom mittleren Abstand  $d_{avg}$  zum Zentrum. Bedingt durch die große Fläche des Postleitzahlbezirktes, in dem die Meßstation Grunewald liegt, ergeben sich innerhalb dieses Bezirks auch auffallend hohe Unterschiede in der Grundbelastung.

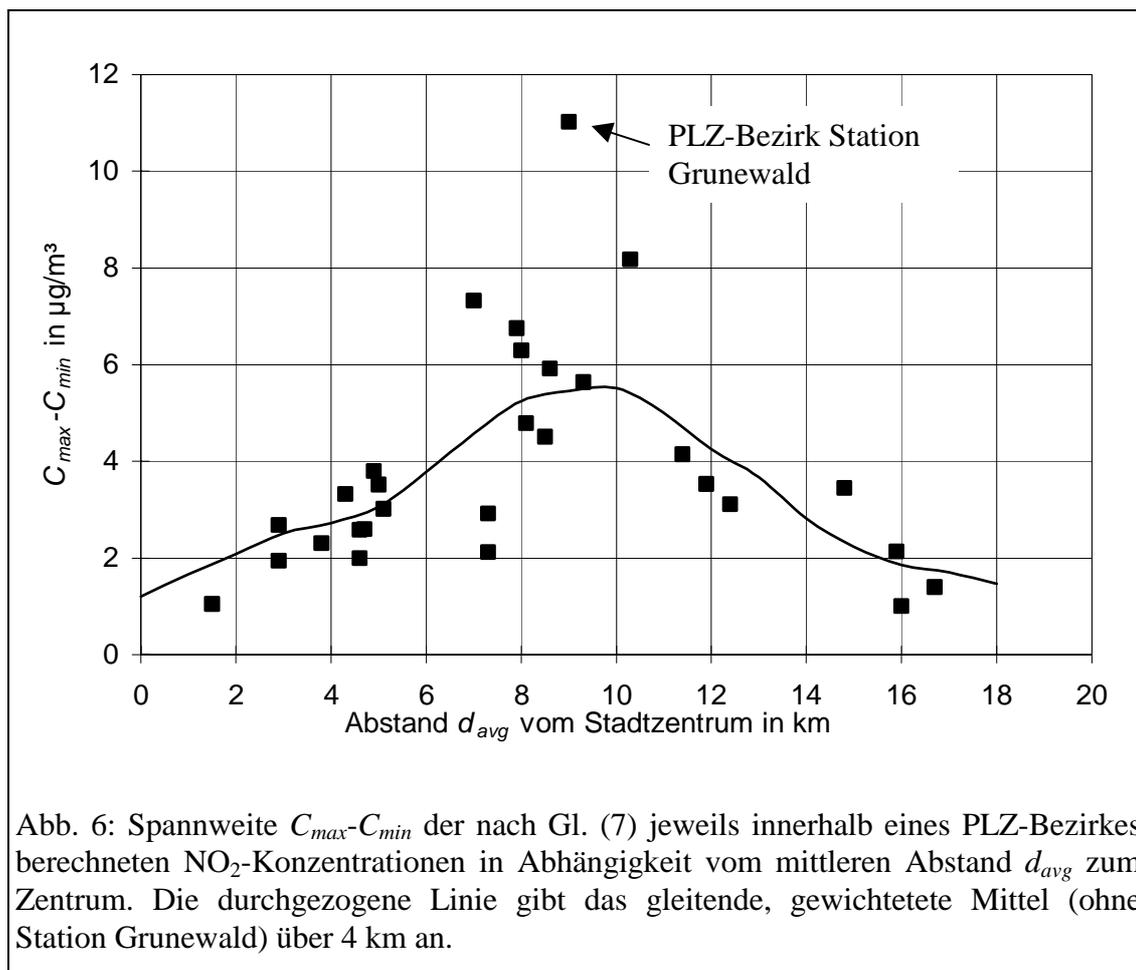


Abb. 6: Spannweite  $C_{max} - C_{min}$  der nach Gl. (7) jeweils innerhalb eines PLZ-Bezirkes berechneten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in Abhängigkeit vom mittleren Abstand  $d_{avg}$  zum Zentrum. Die durchgezogene Linie gibt das gleitende, gewichtete Mittel (ohne Station Grunewald) über 4 km an.

### 3.1.4 $\text{NO}_2$ -Belastung durch den Straßenverkehr im Umfeld des Meßortes

Zusätzlich zur Grundbelastung, die nach der oben getroffenen Definition explizit keine einzelnen (Verkehrs-)Quellen beinhaltet, wird im Modell die zusätzliche Belastung, die sich aus den Emissionen des Straßenverkehrs im Nahbereich des jeweils betrachteten Punktes (also der Wohnung des jeweiligen Probanden) durch einen zusätzlichen additiven Term berücksichtigt. Einen wesentlichen Faktor bei der Berechnung dieser Zusatzbelastung bildet die von den Kraftfahrzeugen im jeweiligen Straßenabschnitt emittierte Stickoxid-Masse. Diese Masse wiederum ergibt sich als Produkt aus dem durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen (DTV, angegeben in Kfz/Tag) in dieser Straße einerseits und dem durchschnittlichen Emissionsfaktor  $e$  (von einem Kfz pro gefahrenem Meter emittierte Stickoxid-Masse) andererseits. Da sich die  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren von Lkw und Pkw deutlich unterscheiden, muß auch der Lkw-Anteil am gesamten Verkehrsaufkommen

berücksichtigt werden. Aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes können die Emissionsfaktoren für unterschiedlichste Straßen- und Fahrbedingungen entnommen werden. Hiernach ergibt sich ein typischer Quotient der  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren für Lkw und Pkw für Hauptstraßen im innerstädtischen Bereich von  $e_{Lkw}/e_{Pkw} = 11.2$ . Da im Modell die chemische Umwandlung von NO in  $\text{NO}_2$  nicht explizit berechnet werden kann, muß vereinfachend angenommen werden, daß die zusätzlich jeweils durch Lkw bzw. durch Pkw bedingten Beiträge zur  $\text{NO}_2$ -Immission im Jahresmittel proportional zum Quotienten der  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren für Lkw und Pkw sind. Damit ergibt sich die verkehrsbedingte Emission  $E$  im entsprechenden Straßenabschnitt aus:

$$(9) \quad E = e_{Pkw} DTV_{Pkw} + e_{Lkw} DTV_{Lkw} \quad \text{in} \quad \frac{\mu\text{g}}{\text{m}} \frac{\text{Kfz}}{24\text{h}} .$$

#### 3.1.4.1 Zusatzbelastung $C_{lok}$ durch den Straßenverkehr im gleichen Straßenraum

Im weiteren wird unterschieden, ob die Wohnung direkt im betrachteten Straßenraum liegt oder nicht. Im ersten Fall verteilen sich die von den Kraftfahrzeugen emittierten Stickoxide zunächst im Straßenraum. Dabei wird die Ausbreitung der Abgase wesentlich durch die Straßenbreite und die seitliche Randbebauung beeinflusst. Da in den Fragebögen der Nationalen Verbundstudie zwar Angaben zur Straßenbreite, jedoch keine Angaben zur Höhe der seitlichen Bebauung enthalten sind, wird im Modell bei der Berechnung der durch den lokalen Verkehr bedingten Zusatzkonzentration  $C_{lok}$  nur die Straßenbreite  $Br$  berücksichtigt:

$$(10) \quad C_{lok} \sim E / Br .$$

Aus der Definition der Grundbelastung  $C_{GB}$  des Stadtgebietes ergibt sich, daß in  $C_{GB}$  zwar keine einzelne Straßenquellen, wohl aber bereits einen gewisser Anteil des zwangsläufig im Stadtgebiet einer Großstadt fließenden Verkehrs enthalten ist. Dieser Anteil darf nun nicht ein weiteres Mal als Beitrag zu  $C_{lok}$  hinzugerechnet werden, d.h.  $C_{lok}$  muß um den bereits in  $C_{GB}$  enthaltenen Anteil  $C_{lok}^0$  vermindert werden. Hierzu wurden während der

Modellentwicklung mehrere alternative Ansätze getestet. Die besten Übereinstimmungen zwischen Modell- und Meßwerten ergab dabei ein linearer Ansatz mit einem konstanten, zu subtrahierenden Anteil, der den bereits in der Grundbelastung enthaltenen Beitrag beschreibt. Damit ergibt sich abschließend für die Zusatzkonzentration, die durch den lokalen Verkehr im gleichen Straßenraum bedingt ist:

$$C_{lok} = f_{lok} (E_{lok} / Br) - C_{lok}^0$$

(11) mit  $f_{lok} = 18.5 \frac{24h}{\text{Kfz} \cdot \text{m}}$  ,

$$C_{lok}^0 = 5.1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \quad ,$$

wobei die Modellparameter  $f_{lok}$  und  $C_{lok}^0$  sich aus der Modellanpassung (s. Kap. 3.1.2) ergeben.

#### 3.1.4.2 Zusatzbelastung $C_{Umg}$ durch den Straßenverkehr aus benachbarten Straßen

Wenn die zu berücksichtigenden Emissionen des Straßenverkehrs nicht in dem Straßenraum, in dem sich auch die zu betrachtende Wohnung befindet, sondern in einer benachbarten Straße freigesetzt werden, spielen die Ausbreitungsbedingungen in der benachbarten Straße nur noch eine untergeordnete Rolle. Alle in dieser Straße freigesetzten Stickoxide werden – zumindest bei den hier betrachteten Mittelungszeiträumen von einem Jahr – letztlich in Firsthöhe der Gebäude in die bodennahen Luftschichten eingemischt. Die hier wirksamen Advektions- und Diffusionsprozesse hängen in äußerst komplexer Weise neben den meteorologischen Verhältnissen auch von den Bebauungsstrukturen im Umfeld ab. Eine detaillierter Modellansatz schließt sich hier – nicht zuletzt weil keine entsprechenden Informationen in den Fragebögen enthalten sind – aus. In der Literatur finden sich verschiedene Ansätze zur Modellierung der Immissionen aus benachbarten Straßen (HEGNER et al., 1996; ROORDA-KNAPE et al., 1998). Grundsätzlich erweist sich jedoch als wichtigste Variable die Entfernung  $d_{Umg}$  zwischen der Quelle (benachbarte Straße) und dem Nachweisort (Wohnung). Bei der Entwicklung des hier vorgestellten Modells wurden mehrere Berechnungsmöglichkeiten getestet, wobei sich ein Ansatz der Form

$$(12) \quad C_{Umg} \sim E_{Umg} / d_{Umg}$$

als am besten geeignet erwiesen hat. Hierin ist  $E_{Umg}$  die Emission in der benachbarten Straße nach Gl. (9). In Analogie zu der Diskussion bezüglich der Zusatzimmission durch den lokalen Verkehr  $C_{lok}^0$  muß auch die Zusatzbelastung aus benachbarten Straßen wieder um den Anteil vermindert werden, der bereits in der Grundbelastung des Stadtgebietes enthalten ist. Auch hierfür wurden verschiedene Ansätze getestet. Allerdings ergab der in Analogie zu Gl. (11) zunächst gewählte Ansatz der Form  $C_{Umg} \sim E_{Umg} / d_{Umg} - C_{Umg}^0$  keine befriedigende Übereinstimmung mit den Meßergebnissen. Daher wurde ein alternativer Ansatz gewählt, der den bereits in der Grundbelastung enthaltenen Anteil durch einen zusätzlichen, sich aus der Grundbelastung direkt ergebenden Faktor berücksichtigt:

$$(13) \quad C_{Umg} = f_{Umg} (E_{Umg} / d_{Umg}) \cdot \ln \left[ \frac{C_{GB}(d=0)}{C_{GB}(d)} \right]$$

$$\text{mit} \quad f_{Umg} = 26.5 \frac{24\text{h}}{\text{Kfz} \cdot \text{m}} .$$

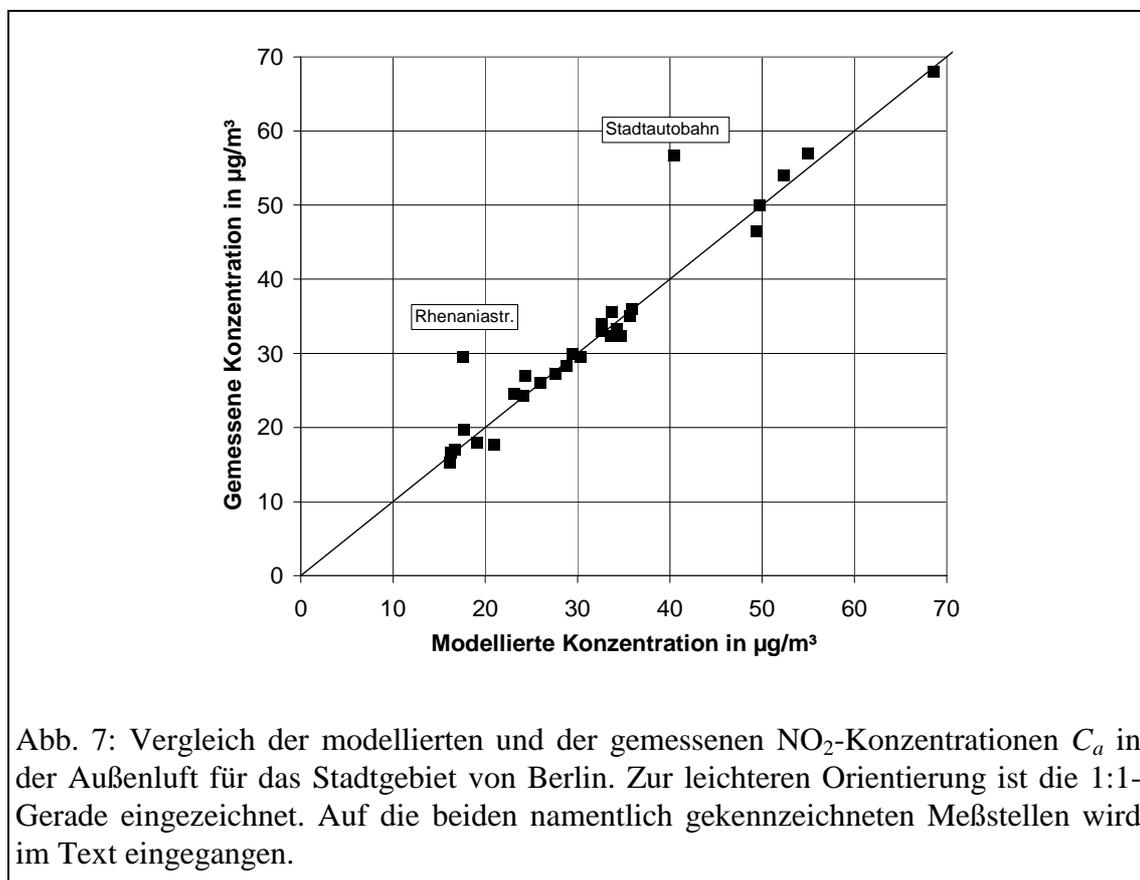
Hierin beschreibt  $d$  den Abstand zum Stadtzentrum und  $C_{GB}$  ergibt sich wieder aus Gl. (7). Die gesamte Zusatzbelastung  $C_t$  aus dem Straßenverkehr im Umfeld des Meßortes ergibt sich dann aus den Gl. (11) und (13) zu:

$$(14) \quad C_t = C_{lok} + C_{Umg} = f_{lok} (E_{lok} / Br) - C_{lok}^0 + f_{Umg} (E_{Umg} / d_{Umg}) \cdot \ln \left[ \frac{C_{GB}(d=0)}{C_{GB}(d)} \right] .$$

Es sei bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen, daß in den letztlich verwendeten Modellansätzen für München und Dresden bei der Berücksichtigung des Immissionsanteils des Verkehrs im Umfeld des Meßortes, der bereits in der stadtbezogenen Grundbelastung  $C_{GB}$  enthaltenen ist, ein anderer, mehr inhaltlich begründeter Ansatz gewählt wird.

### 3.1.5 Ergebnisse der $\text{NO}_2$ -Immissionsmodells für Berlin

Abb. 7 zeigt die für Berlin modellierten  $\text{NO}_2$ -Gesamtkonzentrationen  $C_a$  in der Außenluft im Vergleich zu den Meßdaten des BLUME-Meßnetzes. Der hohe Korrelationskoeffizient  $r = 0.96$  (entsprechend einer erklärten Varianz von  $r^2 = 91\%$ ) verdeutlicht die gute Übereinstimmung zwischen Modell und Messung. Für zwei Meßstationen (in der Abb. als „Rhenaniastr.“ und als „Stadtautobahn“ gekennzeichnet) berechnet das Modell deutlich zu niedrige  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen. Die Meßstelle „Rhenaniastr.“ (BLUME-Station Nr. 8, s. Tab. 11) liegt an einer Industriestraße mit vergleichsweise hohem Lkw-Anteil. Die andere Meßstelle (BLUME-Station Nr. 14, s. Tab. 11) liegt direkt an der Stadtautobahn. Diese Straße unterscheidet sich im Fahrmuster der Kraftfahrzeuge und damit auch in den Emissionsfaktoren deutlich von den anderen Hauptstraßen, so daß die Ermittlung der Emissionen anhand des durchschnittlichen täglichen Verkehrs (DTV) nach Gl. (9) die Situation an dieser Meßstelle nicht hinreichend wiedergibt. Selbst der Umstand, daß an dieser Meßstelle die seitliche Randbebauung fehlt, die für die anderen Straßen mit hohem lokalem Verkehrsaufkommen typisch ist, kann den resultierenden Fehler nicht



kompensieren (vgl. Abb. 7). Die mit diesen beiden Standorten verbundenen Besonderheiten können mit dem hier verwendeten Modellansatz daher nicht erfaßt werden und zeigen damit auch dessen Grenzen auf.

Abb. 8 zeigt die Aufschlüsselung der  $\text{NO}_2$ -Gesamtkonzentration in der Außenluft in Grundbelastung und Zusatzbelastung durch den lokalen und den Umgebungsverkehr für alle Meßorte der Berliner Luftgüte-Meßnetzes (BLUME). Dabei spielt der Immissionsanteil  $C_{Umg}$ , der dem Verkehr in den umliegenden Straßen zugeordnet wird, für die Gesamtkonzentration nur eine untergeordnete Rolle. Nur an vier Stationen (Nr. 5, 10, 23 und 75) übersteigt  $C_{umg}$  den Wert von  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dagegen kann die Zusatzimmission  $C_{lok}$  durch den Verkehr direkt an der Meßstelle auch die Größenordnung der Grundbelastung erreichen oder sogar übersteigen. Ein Beispiel dafür ist die Station 143 in der Silbersteinstraße (s. Tab. 11), die sich durch einen hohen LKW-Anteil am Straßenverkehr und eine relativ geringe Straßenbreite auszeichnet. Für die Station 14 wird vom Modell eine Grundbelastung  $C_{GB}$  von  $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und eine Zusatzbelastung  $C_{lok}$  von  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$

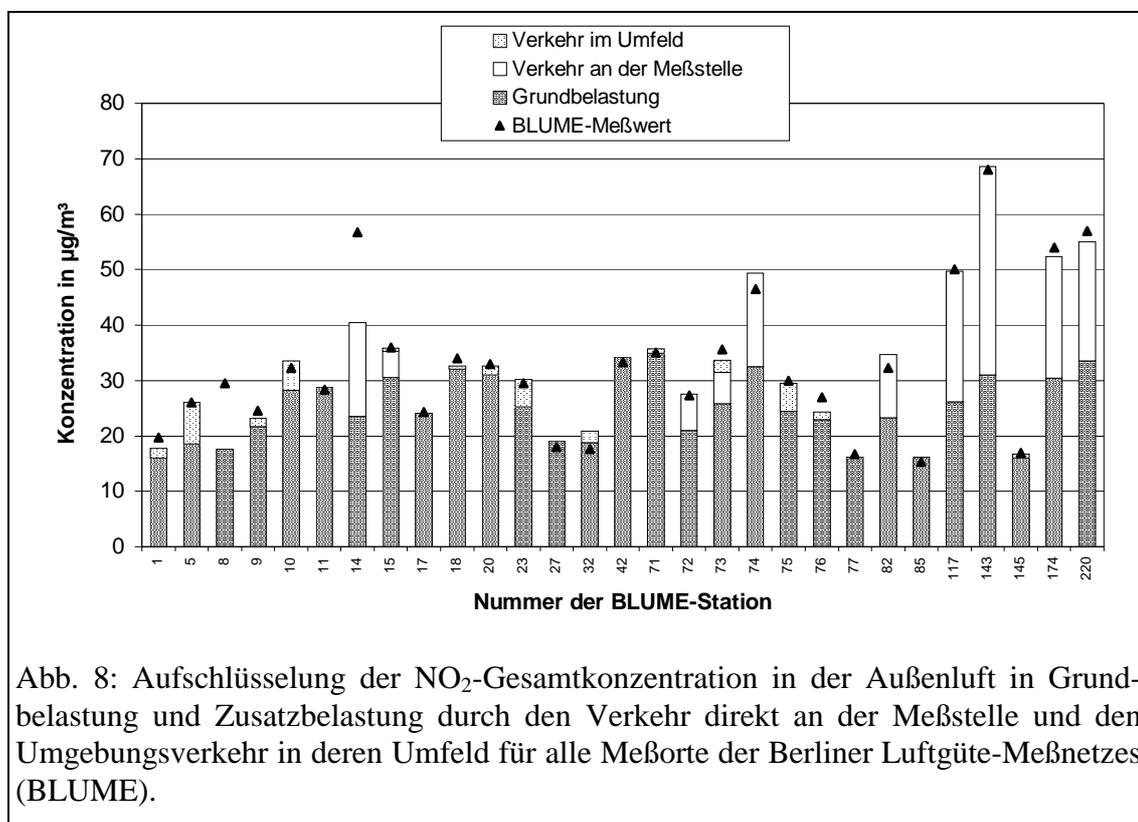


Abb. 8: Aufschlüsselung der  $\text{NO}_2$ -Gesamtkonzentration in der Außenluft in Grundbelastung und Zusatzbelastung durch den Verkehr direkt an der Meßstelle und den Umgebungsverkehr in deren Umfeld für alle Meßorte der Berliner Luftgüte-Meßnetzes (BLUME).

berechnet.

### 3.2 NO<sub>2</sub>-Immissionsmodell für München und Dresden

Für die Modellierung der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Außenluft in München und Dresden wird vom Grundsatz her der gleiche Modellansatz verwendet, der sich auch für Berlin bereits bewährt hat. Während der Ansatz für die Grundbelastung  $C_{GB}$  exakt übernommen wird, wird die Modellgleichung für die zusätzliche NO<sub>2</sub>-Belastung  $C_t$  durch den Verkehr in der Umgebung der Meßstelle bzw. der Wohnung leicht modifiziert. Die Berücksichtigung desjenigen Anteiles an der NO<sub>2</sub>-Konzentration durch den Verkehr im Nahbereich, der bereits in der Grundbelastung enthalten ist, erfolgt für  $C_{lok}$  durch den Summanden  $-C_{lok}^0$  (s. Gl. (11)) und für  $C_{Umg}$  durch den Faktor  $\ln(C_{GB}(d=0)/C_{GB}(d))$  (s. Gl. (13)). Dieser Ansatz ergibt zwar eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Meßwerten, läßt sich aber inhaltlich nur schwer begründen. Für München und Dresden wird daher ein alternativer Ansatz auf der Basis der folgenden – oben bereits in groben Zügen angeführten – Überlegung gewählt: Die stadtbezogene Zusatzbelastung  $C_{ZB}$ , die in der Summe mit der regionalen Hintergrundbelastung  $C_{HG}$  die Grundbelastung  $C_{GB}$  ergibt, wird nach der Definition in Kap. 3.1.2 durch die Quellen innerhalb des Stadtgebietes bestimmt. Für Dresden werden im Umweltbericht 1997 (LANDESHAUPTSTADT DRESDEN, 1998) für die NO<sub>x</sub>-Emissionen die Anteile der jeweiligen Quellgruppen quantifiziert. Danach werden dem Verkehr 49 %, Industrie und Gewerbe 41 % und den Kleinf Feuerungsanlagen 10 % der gesamten NO<sub>x</sub>-Emissionen zugeordnet. Dabei werden 98 % der Verkehrsemissionen dem Straßenverkehr zugeordnet. Damit sind 48 % der Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  auf den Straßenverkehr zurückzuführen. Die Emissionen einer großen Straße im Nahbereich einer Meßstelle ist damit zu einem gewissen Teil dieser Zusatzbelastung bereits zugeordnet. Genau dieser Anteil darf in  $C_{lok}$  und  $C_{Umg}$  nicht ein weiteres Mal berücksichtigt werden. Zudem ist dieser bereits berücksichtigte Anteil um so höher, je größer die Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  am Meßort ist. In Bereichen des Stadtgebietes mit hohem  $C_{ZB}$  und entsprechend hoher Verkehrsdichte sollte damit eine Straße am Meßort weniger zur Gesamtbelastung beitragen, als die gleiche Straße in einem Stadtgebiet mit geringem  $C_{ZB}$ . Diese Überlegungen führen damit für München und Dresden zur folgenden

– gegenüber dem Modellansatz für Berlin modifizierten – Gleichung für die zusätzliche  $\text{NO}_2$ -Belastung  $C_t$  durch den Straßenverkehr im Umfeld des Meßortes:

$$C_t = (C_{lok} + C_{Umg}) - f_{ZB} C_{ZB}$$

(15) mit  $C_{lok} = f_{lok} (E_{lok} / Br)$  ,

$$C_{Umg} = f_{Umg} (E_{Umg} / d_{Umg})$$
 ,
$$C_{ZB} = C_{ZB}^0 \exp(-[d / L]^2)$$
 .

Der Ansatz für  $C_{ZB}$  wird – wie oben erwähnt – unverändert aus dem Berlin-Modell (s. Gl. (7)) übernommen. Da auch die Fahrzeugflottenzusammensetzung für Berlin, München und Dresden als gleich angenommen wird, werden auch die Emissionsfaktoren  $e_{pkw}$  und  $e_{LKW}$  aus dem Berlinmodell (s. Gl. (9)) unverändert angewendet. Die Modellparameter  $f_{ZB}$ ,  $f_{lok}$  und  $f_{Umg}$ , die im oben beschriebenen Anpassungsverfahren zur Minimierung der Summe der quadrierten Abweichungen zwischen Meß- und Modellkonzentration bestimmt wurden, sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: Modellparameter für das  $\text{NO}_2$ -Immissionsmodell für München und Dresden.

| Parameter  | Einheit                  | München | Dresden |
|------------|--------------------------|---------|---------|
| $f_{lok}$  | 24 h / (Kfz m)           | 15.0    | 15.1    |
| $f_{Umg}$  | 24 h / (Kfz m)           | 3.41    | 6.70    |
| $f_{ZB}$   | —                        | 0.31    | 0.21    |
| $C_{ZB}^0$ | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 21.2    | 11.5    |
| $C_{HG}$   | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | 23.6    | 17.8    |
| $L$        | km                       | 5.6     | 7.0     |

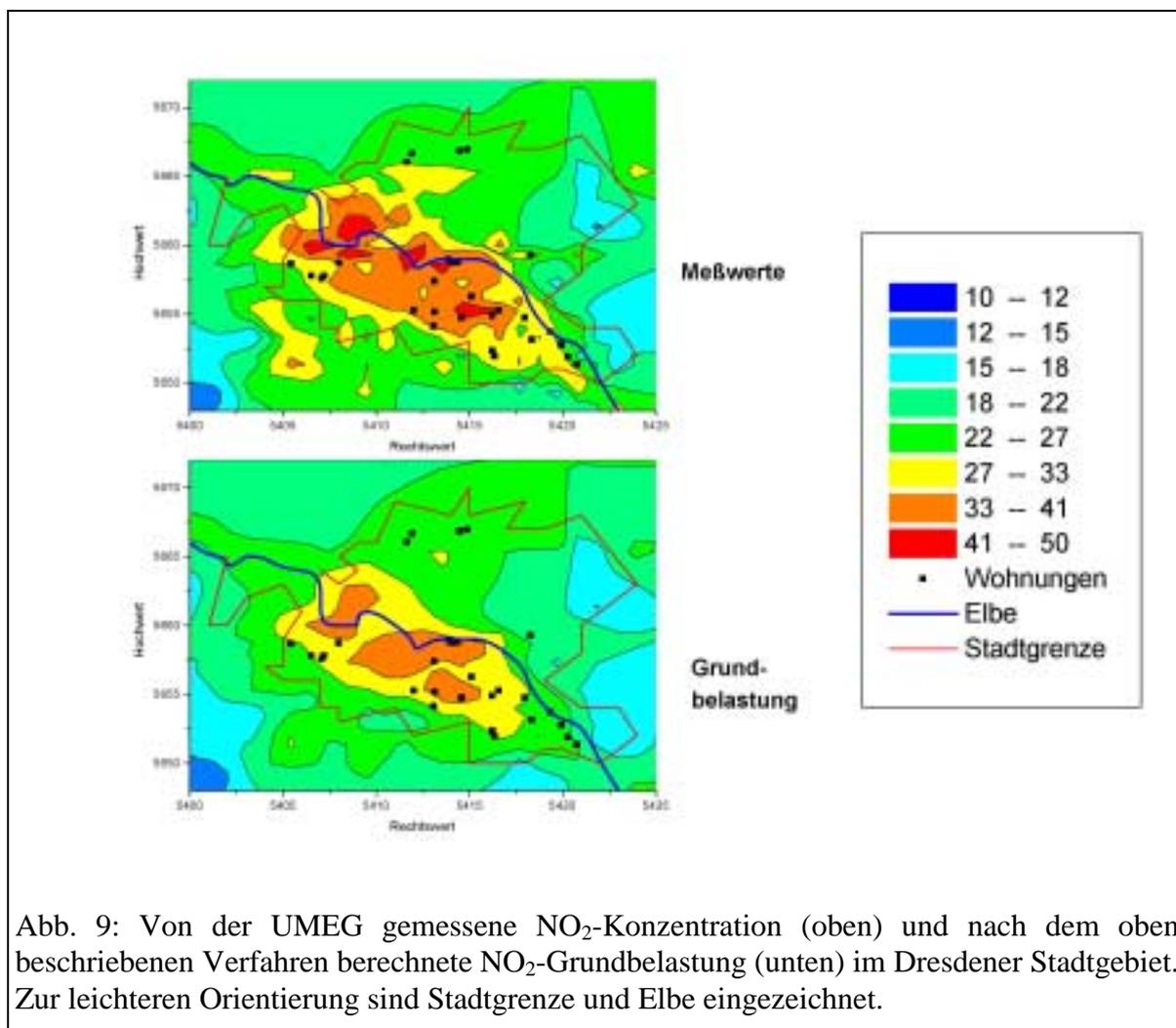
### *3.2.1 Alternative Methode zur Bestimmung der Grundbelastung für Dresden*

Die oben beschriebene Vorgehensweise zur Bestimmung der Grundbelastung innerhalb eines Stadtgebietes ist unter dem Gesichtspunkt entwickelt worden, daß nur wenige geeignete NO<sub>2</sub>-Messungen im Untersuchungsgebiet vorliegen. Dies trifft auch für die Stadt Dresden zu, in der es für NO<sub>2</sub> lediglich zwei Dauermeßstellen gibt. Zusätzlich wurden in Dresden jedoch durch die Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen (UMEG) in den Jahren 1994/1995 Immissionsmessungen durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfaßte dabei auch das gesamte Stadtgebiet von Dresden. Das Meßgebiet wurde hierzu in Beurteilungsflächen von 1 km x 1 km (Außenbezirke 2 km x 2 km) unterteilt. An den Meßpunkten wurde neben anderen gasförmigen Luftschadstoffen auch NO<sub>2</sub> erfaßt.

Die UMEG-Messungen wurden – soweit es die örtlichen Verhältnisse erlaubten – an den Schnittpunkten eines Rasters mit einer Maschenweite von 1 km durchgeführt. Für die Auswahl der Meßorte war es daher unerheblich, ob sie sich an oder in unmittelbarer Nähe von einer Hauptverkehrsstraße befanden. Es ist daher davon auszugehen, daß einzelne Messungen direkt durch (vorwiegend, aber nicht ausschließlich verkehrsbedingte) lokale Emissionen beeinflusst wurden. Die UMEG-Messungen geben daher nicht unmittelbar die Grundbelastung wieder. Die Information über die Grundbelastung ist aber dennoch in diesem Datensatz enthalten. Es wurde daher im Rahmen des Projektes ein Verfahren entwickelt, das zumindest eine Schätzung der Grundbelastung auf der Basis dieses Datensatzes erlaubt. Legt man die Dichte der Hauptverkehrsstraßennetzes zugrunde, so zeigt sich, daß die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Rastermeßpunkt in unmittelbarer Nähe einer Hauptstraße liegt, nicht allzu groß ist. Die meisten Rastermeßwerte sollten also nicht durch Zusatzbelastungen durch den lokalen Verkehr beeinflusst sein. Die Grundbelastung sollte sich aber nach der oben gegebenen Definition zwischen zwei Rastermeßpunkten nicht besonders stark unterscheiden, so daß lokal begrenzte Konzentrationsmaxima auf Zusatzbelastungen durch (Verkehrs-)Quellen hinweisen. Um diese lokalen Maxima aus den UMEG-Daten zu eliminieren und letztlich die Grundbelastung zu erhalten, wird der folgende Algorithmus angewendet:

- Für die Berechnung der Grundbelastung an einem konkreten Rastermeßpunkt werden der  $\text{NO}_2$ -Meßwert an diesem Punkt sowie die Meßwerte der vier nächstgelegenen Rastermeßpunkte herangezogen. Wenn am Rand des Meßgebietes ein Nachbarpunkt fehlt, werden nur die drei nächstgelegenen Rastermeßpunkte herangezogen. Bei zwei oder weniger direkt benachbarten Punkten wird keine Grundbelastung abgeleitet.
- Aus den fünf bzw. (im Randbereich) vier betrachteten Rastermeßpunkten werden die drei bzw. zwei niedrigsten Meßwerte selektiert und arithmetisch gemittelt. Die Verwendung des Mittelwerts hat den Vorteil, daß Streuungen einzelner Meßwerte, die sich durch die lokale Situation oder die natürliche Variabilität ergeben, geglättet werden.

Die nach dem beschriebenen Verfahren aus den UMEG-Daten ermittelten Grundbelastungen sind in Abb. 9 dargestellt. Deutlich ist die Kappung einzelner  $\text{NO}_2$ -Immissionsspitzen zu



erkennen, die im ursprünglichen UMEG-Datensatz oft nur durch einen einzigen Rastermeßpunkt belegt sind. Das großflächige Muster der Grundbelastung bleibt dagegen – wie eingangs gefordert – erhalten.

### 3.2.2 Höhenabhängigkeit der $\text{NO}_2$ -Konzentration

Der oben beschriebene Modellansatz berechnet die  $\text{NO}_2$ -Konzentration für eine Höhe von 2 m über dem Bodenniveau. Aus der Ausbreitungstheorie ist aber bekannt, daß sich in der unmittelbaren Nähe von  $\text{NO}_x$ -Quellen – neben den bereits im Modellansatz berücksichtigten horizontalen Konzentrations-Gradienten – auch ein  $\text{NO}_2$ -Vertikalprofil einstellt. Die Höhe des Meßpunktes über dem Bodenniveau muß daher bereits bei der

Anpassung der Modellparameter berücksichtigt werden. Da die Außenluftkonzentration zugleich auch eine Eingangsgröße für das Innenraumluftmodell bildet, findet dieser Effekt auch dort durch die Einbeziehung der Etage, in der sich die Wohnung befindet, Berücksichtigung.

EERENS et al. (1993) geben beispielsweise eine typische Abnahme der 98-Perzentile für den einstündigen NO<sub>2</sub>-Mittelwert zwischen 1.5 und 2.5 m Höhe im Straßenraum von etwa 10 Prozent an. Bei LARSSSEN et al. (1993) finden sich Fallunterscheidungen für die Berücksichtigung der Höhenabhängigkeit der durch den lokalen Verkehr bedingten Immissionen am Beispiel von Kohlenmonoxid (s. Tab. 3). Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß sich die folgenden Korrektur-Faktoren nur auf den Anteil der Immissionen beziehen, der durch den Verkehr am Meßpunkt bedingt ist, und nicht auf die Gesamtimmission. Für Meßpunkte in Höhe der Erdgeschosses oder des 1. Stockes wird keine Korrektur vorgenommen, wenn der Meßpunkt an der Straßenseite eines Hauses, also direkt im Straßenraum liegt. Liegt der Meßpunkt zwar in dieser Höhe, aber an der Hofseite des Hauses, so wird nur die Hälfte der verkehrsbedingten Konzentration in Ansatz gebracht. Meßpunkten in Höhe des 2. oder 3. Stockes wird – unabhängig von der Lage an der Straßen- oder Hofseite – ebenfalls nur die Hälfte der verkehrsbedingten Konzentration zugeordnet. Meßpunkte oberhalb des 3. Stockes werden mit 25 % der Basiswerte angesetzt.

Tab. 3: Anteil der verkehrsbedingten Zusatzkonzentrationen für verschiedene Lagen der Meßpunkte bezogen auf die für 2 m Höhe berechnete Konzentration (in Anlehnung an LARSSSEN et al. (1993)).

| Höhe über Straßenniveau  | Straßenseite | Hofseite |
|--------------------------|--------------|----------|
| Erdgeschoß oder 1. Stock | 100 %        | 50 %     |
| 2. oder 3. Stock         | 50 %         | 50 %     |
| höher als 3. Stock       | 25 %         | 25 %     |

### 3.3 Ergebnisse des Immissionsmodells für den Nahbereich der Wohnungen

Für die Stadt München standen  $\text{NO}_2$ -Konzentrationsdaten aus drei verschiedenen Meßprogrammen zur Verfügung (s. Abb. 10): Aus dem Routinemeßnetz der Stadt München, aus den  $\text{NO}_2$ -Messungen an den 30 Wohnungen im Rahmen der Intensivmessungen der ISAAC-Studie und aus einem zusätzlichen Meßprogramm der Stadt München an insgesamt 16 Schulen im Stadtgebiet. An den Schulen wurden jeweils Passivsammler zur  $\text{NO}_2$ -Messung auf den Schulhöfen installiert. Da sich die Schulen selbst durchweg in Wohngebieten und nicht an größeren Durchgangsstraßen befanden, waren die dortigen Verkehrsanteile zu vernachlässigen.

Wie aus der Abbildung zu erkennen ist, stellten die Messungen an den Schulen insbesondere im nördlichen Stadtgebiet eine wesentliche Ergänzung der übrigen Messungen dar, da diese Gebiete ansonsten kaum durch Meßergebnisse repräsentiert gewesen wären.

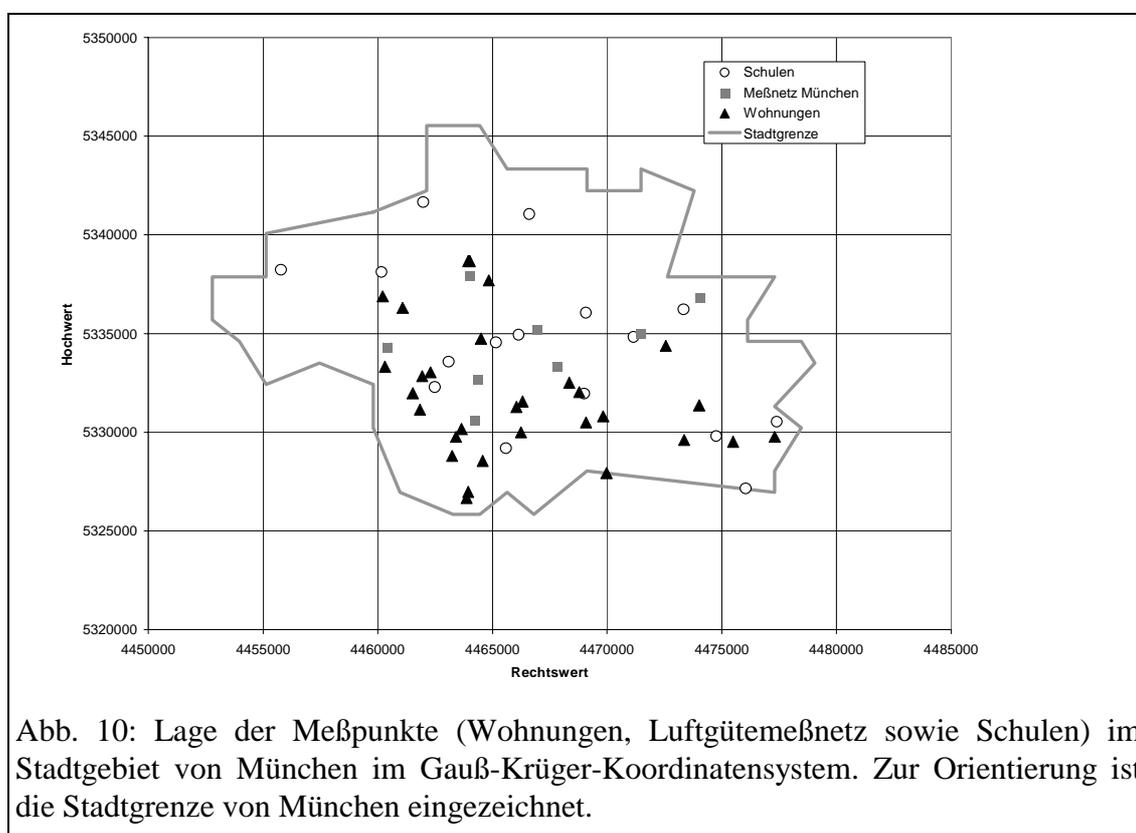
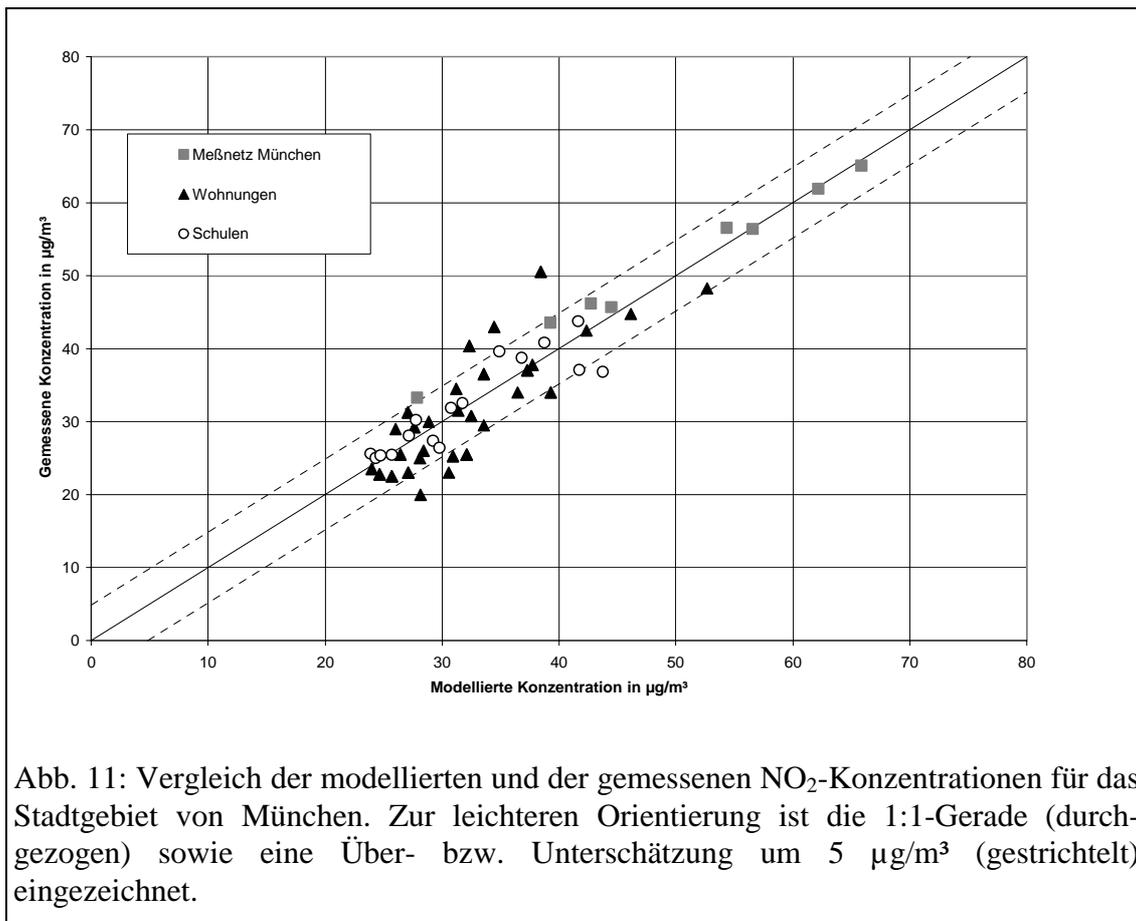
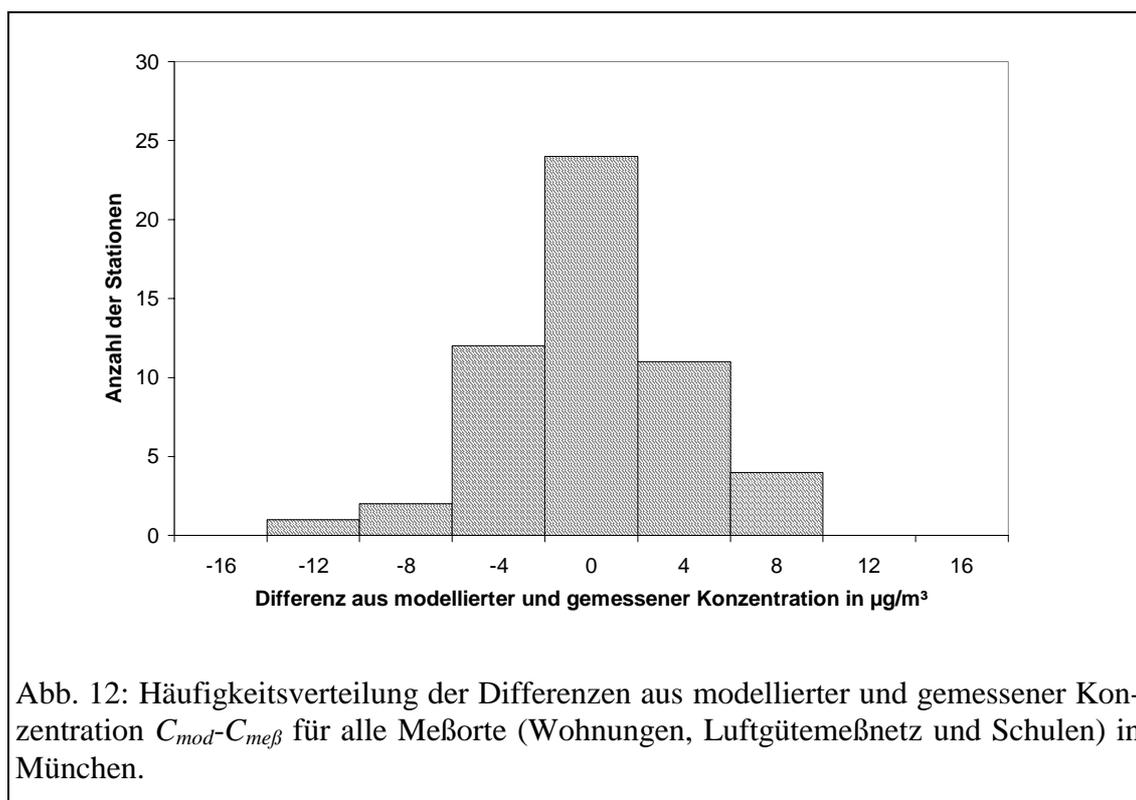


Abb. 10: Lage der Meßpunkte (Wohnungen, Luftgütemeßnetz sowie Schulen) im Stadtgebiet von München im Gauß-Krüger-Koordinatensystem. Zur Orientierung ist die Stadtgrenze von München eingezeichnet.

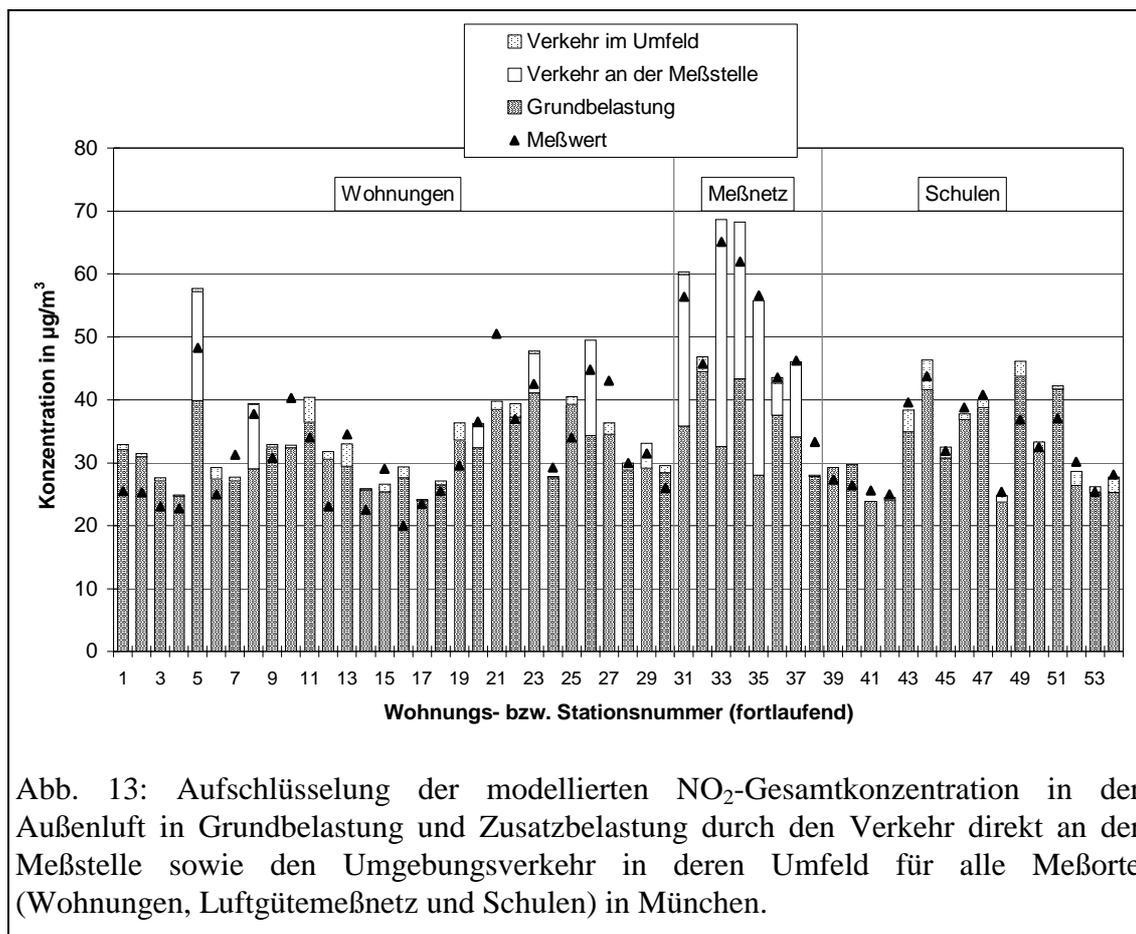
Stellt man nun die Ergebnisse aller Messungen denen des für München entwickelten Modells für NO<sub>2</sub> – jeweils auf Basis der Jahresmittelwerte - gegenüber, so erkennt man eine sehr zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen Messung und Modell (s. Abb. 11). Eine Abweichung von wenig mehr als 5 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> tritt lediglich an einer Schule auf. Nur an einigen der Wohnungen aus der ISAAC-Studie sind ebenfalls Abweichungen von mehr als 5 µg/m<sup>3</sup> zu verzeichnen. Dies ist jedoch wenig überraschend, da es sich dort jeweils um vier einwöchige Stichprobenmessungen verteilt über ein ganzes Jahr handelte, aus denen dann ein Jahresmittelwert der NO<sub>2</sub>-Konzentration hochgerechnet wurde. Singuläre witterungsbedingte Einflüsse während dieser Messungen sind für die hier größere Streuung der mittleren jährlichen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen mit großer Wahrscheinlichkeit verantwortlich, da eine witterungsabhängige Korrektur dieser Stichprobenmessungen mittels Passivsammlern nicht vorgenommen wurde.



Daß das Modell ferner keinen systematischen Fehler aufweist, d.h. keine Tendenz zeigt, die  $\text{NO}_2$ -Konzentration systematisch zu unter- respektive zu überschätzen, wird aus Abb. 12 erkennbar: Dort sind die Differenzen zwischen gemessener und modellierter Konzentration als Häufigkeitsverteilung gegeneinander aufgetragen. Dort ist eine nahezu idealtypische Normalverteilung zu erkennen mit einem Maximum der Häufigkeit im Bereich innerhalb einer Abweichung von  $\pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (diese Werte repräsentieren die obere und die untere Klassengrenze der Säule um  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Diagramm) zwischen Messung und Modell.



In Abb. 13 sind nunmehr für alle insgesamt 54 Meßstationen im Münchener Stadtgebiet zum Vergleich die Meßergebnisse sowie die Modellergebnisse genau für diese Standorte aufgetragen, - und zwar aufgesplittet in die Anteile Grundbelastung, Beitrag durch den Verkehr unmittelbar an der Meßstelle und im weiteren Umfeld der Stationen. Sieht man einmal von den 6 hoch verkehrsbelasteten Stationen aus dem Münchener Immissionsmeßnetz ab, so zeigt sich, daß die Gesamtbelastung durch  $\text{NO}_2$  zu einem ganz überwiegenden Anteil bereits durch die Grundbelastung im Stadtgebiet bestimmt wird. Nur für wenige Wohnungen und – in noch geringerem Maße – für wenige Schulen liefern verkehrsbedingte Emissionen im Umfeld des jeweiligen Standorts einen nennenswerten Zusatzbeitrag zur Gesamtbelastung durch  $\text{NO}_2$ . Dieser Befund war durchaus nicht unbedingt zu erwarten, war doch durch die Beschreibung der Lage der Wohnungen bekannt, daß einige von ihnen durchaus in der Nähe von größeren Straßen gelegen sind. Als Gründe hierfür kommen in Frage: Die Höhe der Wohnungen über Grund, deren häufige Orientierung zum Innenhof sowie die starke, meteorologisch bedingte Durchmischung der unteren Luftschichten.



In gleicher Weise wie für die Stadt München wurde für Dresden die mittlere jährliche NO<sub>2</sub>-Belastung modelliert. Grundlage für das Modell waren ebenso wie in München die Messungen an den 30 Wohnungen aus dem ISAAC-Meßprogramm sowie weitere Immissionsmessungen im Dresdner Stadtgebiet. Die Lage der Wohnungen ist in Abb. 14 wiedergegeben, wobei aus Gründen der Übersichtlichkeit auf die Darstellung der Rastermeßpunkte der UMEG-Messungen (1 km \* 1 km-Raster, in den Randbereichen 2 km \* 2 km-Raster; s. Kap. 3.2.1) verzichtet wurde. Durch die Lage der Dresdner Heide, eines ausgedehnten Waldgebiets im Nordsosten des Stadtgebiets, finden sich nordöstlich der Elbe kaum Wohngebiete. Somit stehen in diesem Gebiet außer den Rastermessungen auch keine Messungen an Wohnungen zur Verfügung. Die Ergebnisse aus dem Immissionsmeßnetz der Stadt Dresden (2 Stationen) waren von ihrer Lage her nicht repräsentativ für das Stadtgebiet Dresdens und wurden daher im Rahmen dieses Projekts nicht weiter verwendet.

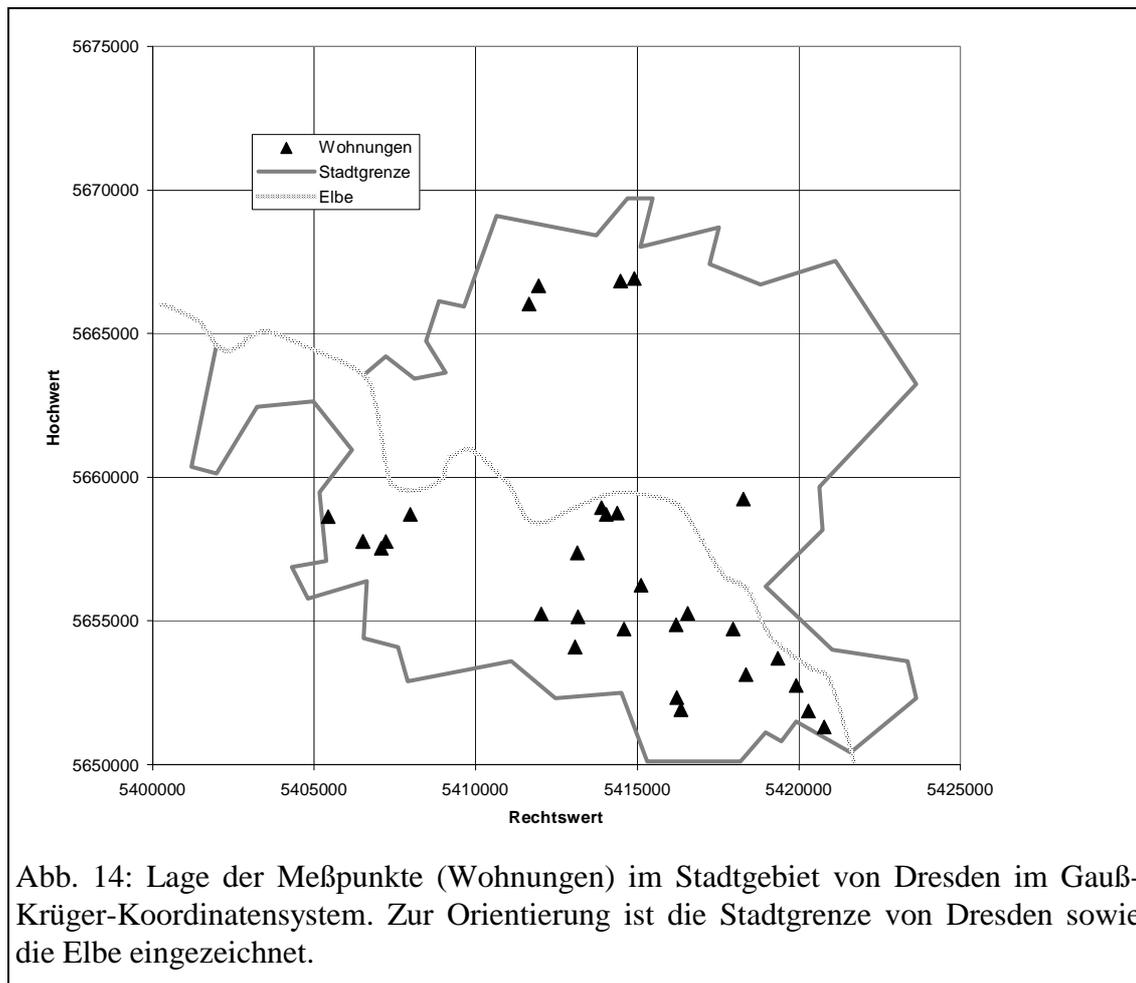
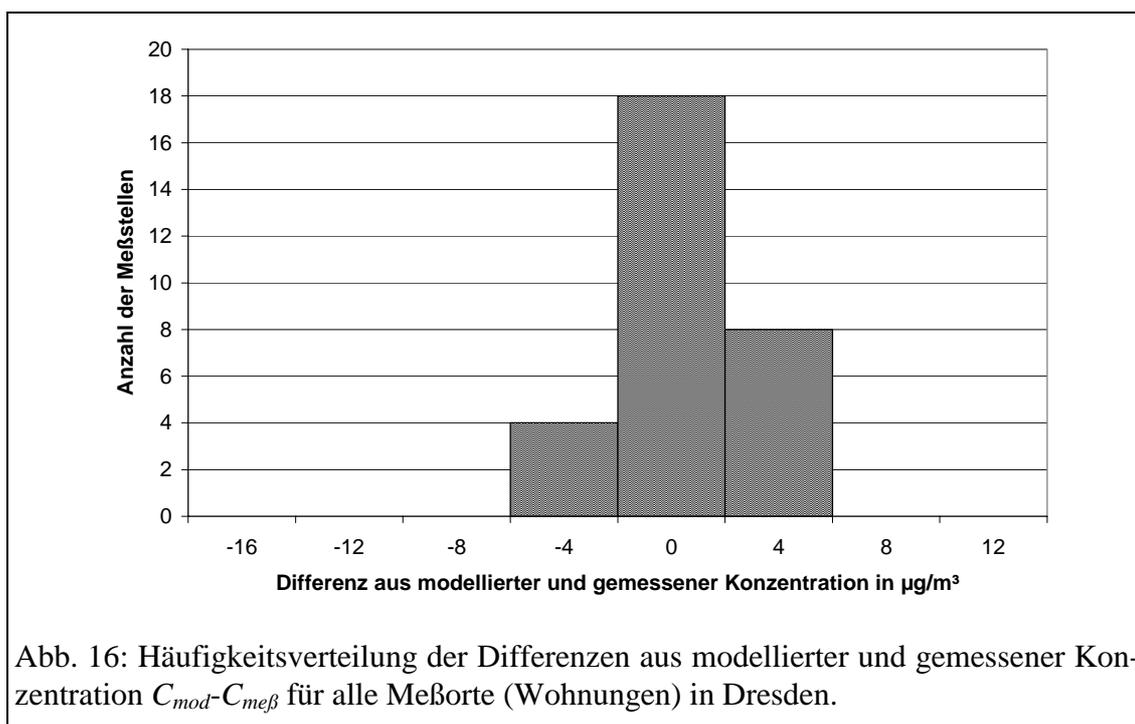
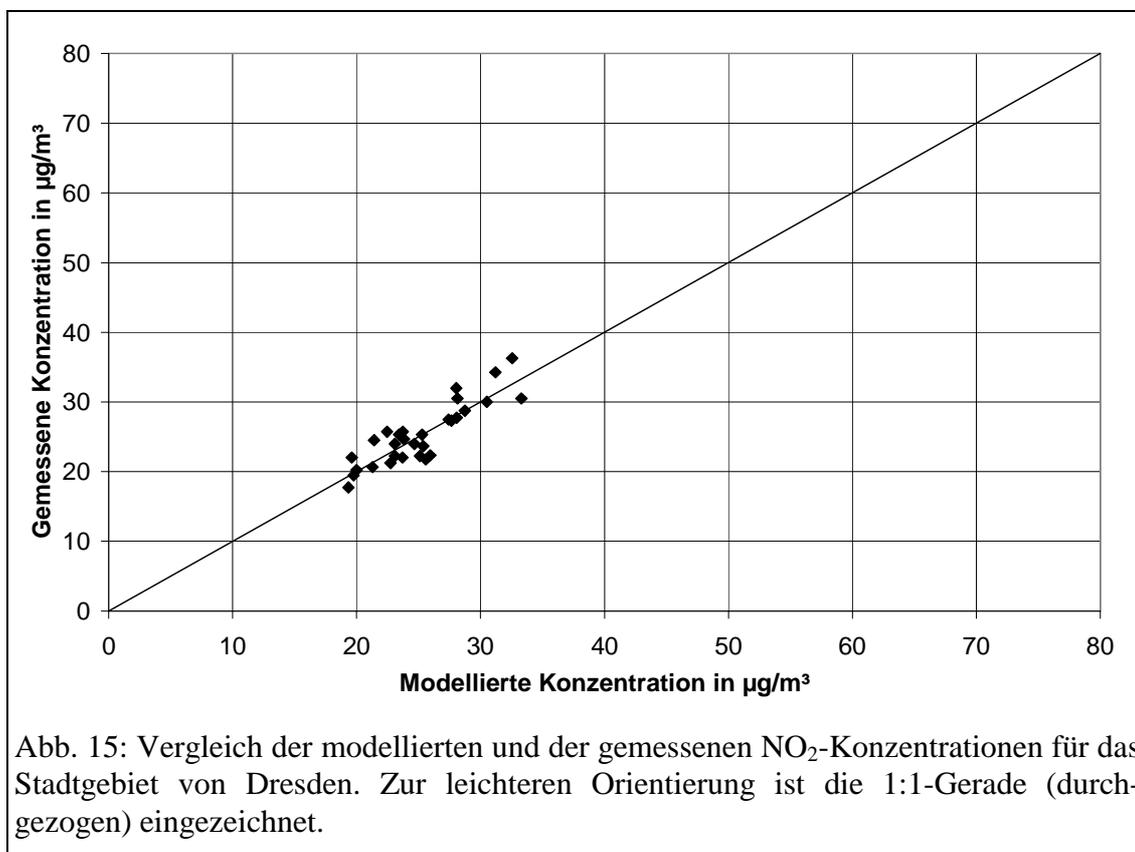
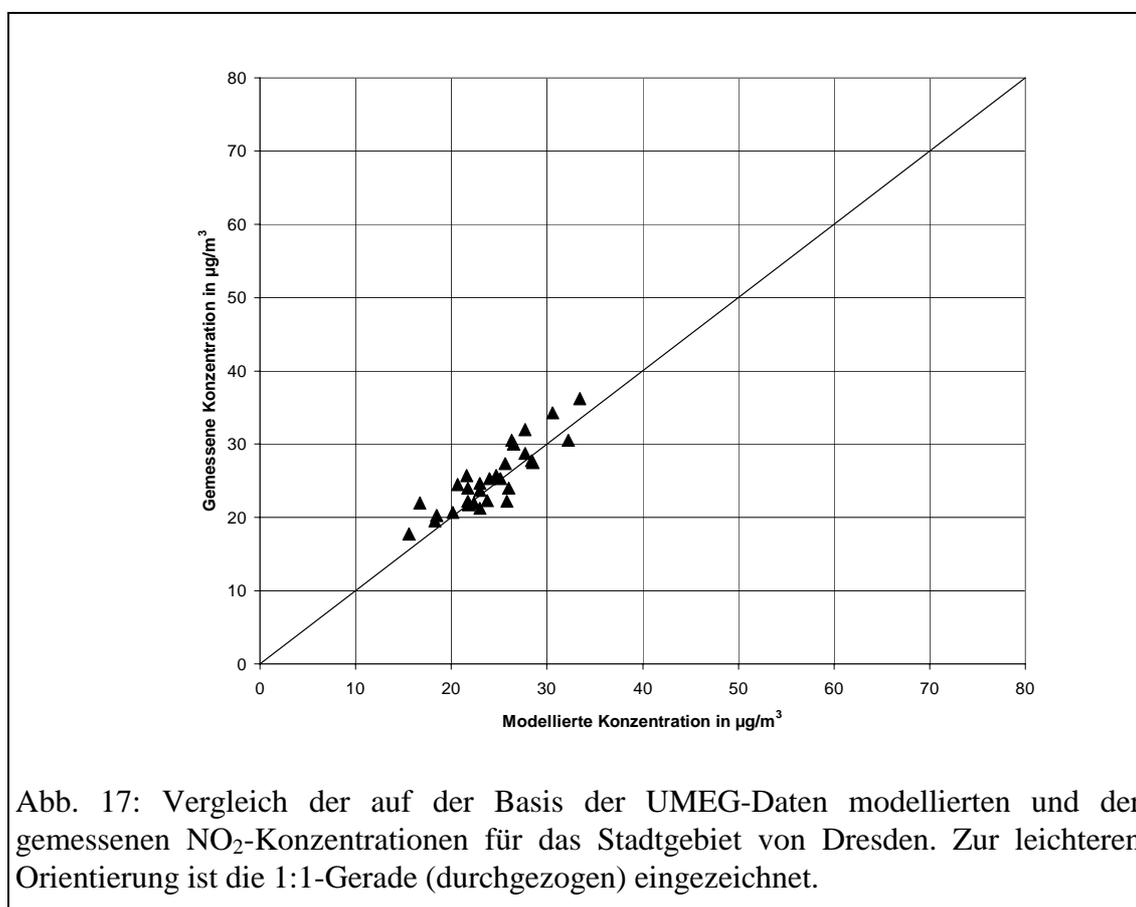


Abb. 14: Lage der Meßpunkte (Wohnungen) im Stadtgebiet von Dresden im Gauß-Krüger-Koordinatensystem. Zur Orientierung ist die Stadtgrenze von Dresden sowie die Elbe eingezeichnet.

In Abb. 15 sind die Meßergebnisse an den 30 Wohnungen aus dem ISAAC-Meßprogramm (ebenfalls aus jeweils vier einwöchigen Stichprobenmessungen mittels Passivsammlern hochgerechnete Jahresmittelwerte für  $\text{NO}_2$ ) den Simulationsergebnissen aus dem Modell für Dresden gegenüber gestellt. Das Modell liefert für die Stadt Dresden vergleichbar gute Ergebnisse wie für München. Ebenso wie in München sind die Unterschiede zwischen Modell- und Meßergebnissen ohne erkennbare systematische Abweichung näherungsweise normalverteilt (vgl. Abb. 16).

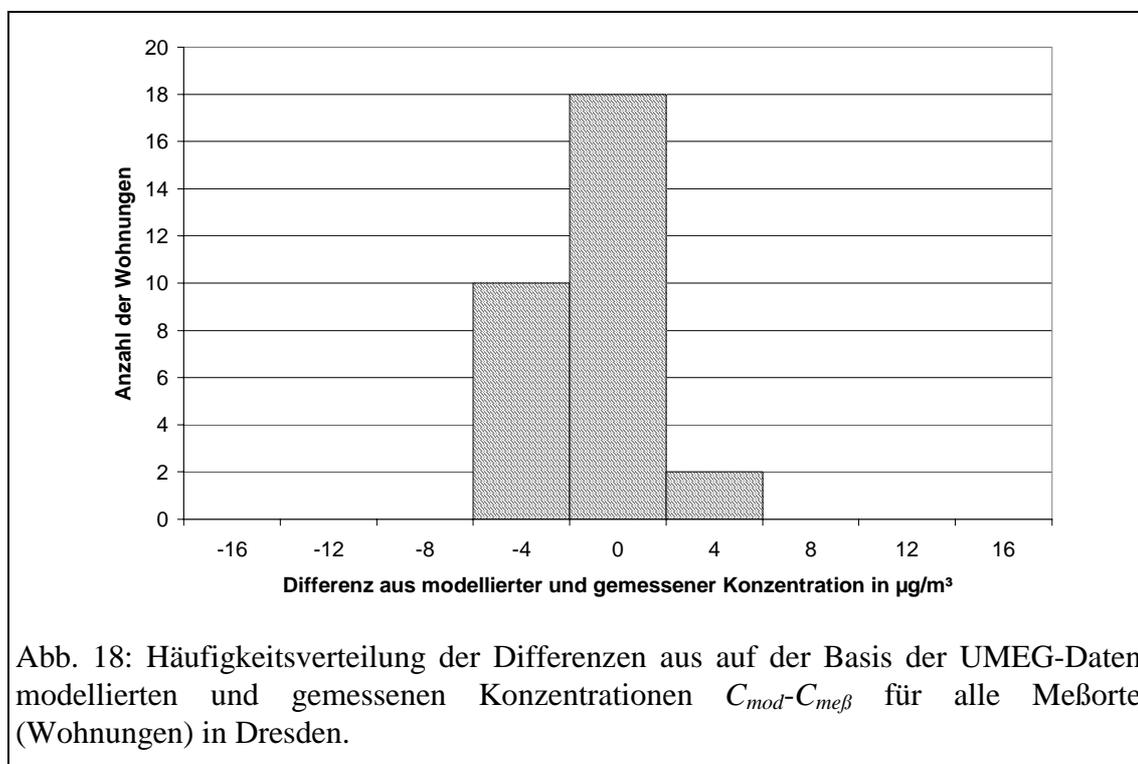


In den Abbildungen 17 und 18 sind die gleichen Auswertungen nochmals auf der Basis der UMEG-Daten durchgeführt worden. Der wesentliche Unterschied in der Modellierung im Vergleich zu den Abbildungen 15 und 16 liegt darin, daß die  $\text{NO}_2$ -Hintergrundbelastung in diesem Fall nicht simuliert wurde, sondern aus den Rastermessungen der UMEG direkt abgeleitet worden ist. Eine Verbesserung der Modellergebnisse durch die unmittelbare Ableitung der Hintergrundbelastung aus den UMEG-Daten konnte jedoch nicht erreicht werden. Eher im Gegenteil wird die  $\text{NO}_2$ -Konzentration im Modell durch diese Modifikation tendenziell etwas unterschätzt.



Die gute Qualität der Modellergebnisse für die Stadt Dresden ist um so überraschender, als – im Gegensatz zum Stadtgebiet von München – Dresden in Folge seiner Lage entlang dem Elbtal eine vergleichsweise starke orographische Gliederung aufzuweisen hat. Es war daher im Vorfeld eher vermutet worden, daß infolge dieser Besonderheit und den daraus folgenden immissionsmeteorologischen Effekten der für die nahezu ebenen Städte Berlin

und München erfolgreiche, relativ einfache Modellansatz für Dresden weniger gute Ergebnisse liefern würde.



Warum dieses Modell dennoch auch für orographisch stärker gegliederte Stadtgebiete qualitativ gute Ergebnisse liefert, läßt sich zumindest teilweise aus der Abb. 19 ablesen: Dort sind – wie bereits für München in Abb. 13 - die Meßergebnisse für alle Stationen gegen die Modellergebnisse aufgetragen, jeweils aufgesplittet nach der Grundbelastung, der zusätzlichen Belastung durch Verkehr unmittelbar an der Meßstelle sowie durch den Beitrag infolge des Verkehrs im weiteren Umfeld. Es wird darin deutlich, daß noch stärker als bereits in München die jährliche  $\text{NO}_2$ -Belastung durch die städtische Grundbelastung dominiert wird. Verkehrsbedingte Zusatzbeiträge spielen in Dresden offenbar flächendeckend eine untergeordnete Rolle. Eine Erklärung hierfür dürfte darin liegen, daß über ein ganzes Jahr gemittelt die unteren Luftschichten in dem vergleichsweise engen Elbtal gleichmäßig durchmischt sind und der Verkehrsbeitrag zum  $\text{NO}_2$  damit in hohem Maße bereits in der die diffusen Quellen mit berücksichtigenden städtischen Grundbelastung enthalten ist.

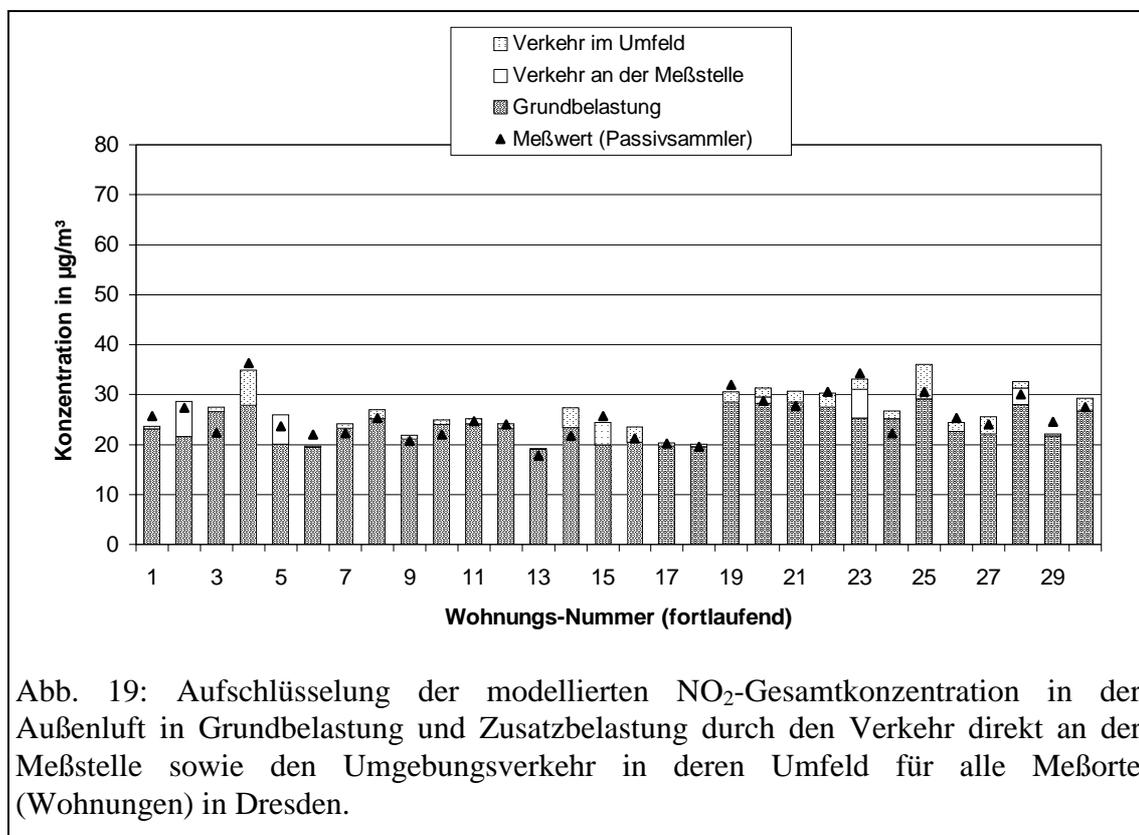


Abb. 19: Aufschlüsselung der modellierten NO<sub>2</sub>-Gesamtkonzentration in der Außenluft in Grundbelastung und Zusatzbelastung durch den Verkehr direkt an der Meßstelle sowie den Umgebungsverkehr in deren Umfeld für alle Meßorte (Wohnungen) in Dresden.

## 4 Modellierung der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Wohnung

Für die Berechnung der mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in den Wohnungen der Probanden wurde ein Modellansatz gewählt, der auf der Massenbilanzgleichung für Luftbeimengungen aufbaut und der im nächsten Abschnitt beschrieben ist. Die in die Modellgleichung eingehenden Größen werden aus den Fragebogenangaben der Probanden abgeleitet und durch Angaben in der Literatur ergänzt.

Für die im Rahmen der ISAAC-Studie beprobten jeweils 30 Wohnungen in Dresden und München liegen keine Angaben über die Zahl, Größe und Anordnung der einzelnen Zimmer einer Wohnung vor. In einem Modellansatz zur Berechnung der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Wohnung mußte daher vereinfachend angenommen werden, daß die Wohnung aus einem einzigen, nicht weiter unterteilten Raum besteht. Als Konsequenz ergibt sich hieraus, daß möglicherweise vorhandene Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Zimmern nicht berücksichtigt werden können, sondern vielmehr die mittlere Konzentration in der Wohnung durch einen einzigen Wert beschrieben wird. Die NO<sub>2</sub>-Messungen wurden in demjenigen Raum durchgeführt, in dem das Kind tagsüber in der Regel die meiste Zeit verbringt. Das ist in jeweils 14 Fällen das Kinder- bzw. das Wohnzimmer und in zwei Fällen ein anderes, nicht weiter benanntes Zimmer. Die in diesem Zimmer gemessenen Konzentrationen müssen – entsprechend der obigen Annahme – hinsichtlich der NO<sub>2</sub>-Exposition des Kindes als repräsentativ für die gesamte Wohnung angenommen werden.

### 4.1 Beschreibung des verwendeten Modellansatzes

Den Ausgangspunkt für die Modellierung der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in den Wohnungen bildet die Massenbilanzgleichung für einen Raum, wie sie z.B. in der VDI-Richtlinie 4300 (VDI, 1992) angegeben ist:

$$(16) \quad V \frac{\partial C_i}{\partial t} = nVC_a - nVC_i + S - RVC_i$$

mit der  $\text{NO}_2$ -Konzentration  $C_i$  in der Wohnung in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , dem Wohnungsvolumen  $V$  in  $\text{m}^3$ , der Luftwechselrate  $n$  in  $\text{h}^{-1}$ , der  $\text{NO}_2$ -Konzentration  $C_a$  in der Außenluft in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , der pro Zeiteinheit in der Wohnung freigesetzten  $\text{NO}_2$ -Masse  $S$  in  $\mu\text{g}/\text{h}$  und der  $\text{NO}_2$ -Abbaurrate<sup>1</sup>  $R$  in der Wohnung in  $\text{h}^{-1}$ . Da nur die Jahresmittelwerte der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in den Wohnungen berechnet werden sollen, wird im Modell die stationäre Lösung von Gl. (16) mit  $\partial C_i / \partial t = 0$  angesetzt. Auf die einzelnen Terme in Gl. (16) wird in den nächsten Abschnitten noch genauer eingegangen.

## 4.2 Potentielle $\text{NO}_2$ -Quellen im Innenraum

Bei Verbrennungsvorgängen entsteht  $\text{NO}_2$  sowohl direkt als auch indirekt über die Oxidation von  $\text{NO}$  zu  $\text{NO}_2$ . Als potentielle Quellen im Innenraum kommen vor allem das Kochen und Backen mit Gasherden und -öfen sowie das Rauchen in Betracht. Eine weitere potentielle Quellgruppe bilden Zusatzheizgeräte, die z.B. mit Kerosin betrieben werden. Solche Geräte wurden jedoch von keinem der Probanden in Dresden und in München verwendet und scheiden hier daher als  $\text{NO}_2$ -Quelle aus.

### 4.2.1 Verwendung von Gasherden und -öfen in der Wohnung

Zur Abschätzung der  $\text{NO}_2$ -Belastung der Kinder in ihren Wohnungen wurden im Rahmen der nationalen Verbundstudie folgende Erhebungen durchgeführt: Diejenigen Probanden, deren Wohnung mit einem Gasbackofen oder einem Gasherd ausgestattet war, wurden nach der durchschnittlichen Nutzung der Geräte befragt (Tab. 4, Tab. 5). Im Münchener Kollektiv wurde in 5 der 30 Wohnungen ein Gasherd und in 4 dieser Wohnungen zusätzlich ein Gasbackofen benutzt.

---

<sup>1</sup> „Abbau“ von  $\text{NO}_2$  ist in diesem Zusammenhang nicht allein als die chemische Umwandlung (Reaktion) von  $\text{NO}_2$  z.B. in Stickstoffmonoxid ( $\text{NO}$ ) oder Nitrat zu verstehen, sondern steht als Synonym für eine Reduktion von  $\text{NO}_2$  infolge von chemischen und physikalischen Prozessen (Adsorption, Deposition).

Neben der Anzahl der benutzten Brenner wurde ferner die tägliche Dauer der Gasherdnutzung – getrennt für morgens, mittags und abends – in den Fragebögen direkt abgefragt (Tab. 5). Um die in den Antwortmöglichkeiten genannten Angaben über die Nutzungsdauern in den Emissionsberechnungen verwenden zu können, wurde jedem Bereich eine mittlere tägliche Nutzungsdauer  $\tau_{Herd}$  zugeordnet.

Tab. 4: Antworthäufigkeiten auf die Frage „Wie viele Flammen benutzen Sie zur Zeit durchschnittlich?“ (jeweils getrennt für morgens /mittags/abends).

| Antwortmöglichkeiten         | München   | Dresden    |
|------------------------------|-----------|------------|
| keine Flamme                 | 0 / 1 / 1 | 8 / 5 / 4  |
| meist nur eine Flamme        | 5 / 1 / 0 | 9 / 2 / 8  |
| meist zwei Flammen oder mehr | 0 / 3 / 4 | 0 / 11 / 6 |

Tab. 5: Antworthäufigkeiten auf die Frage „Wie lange benutzen Sie durchschnittlich Ihren Gasherd zur Zeit?“ (jeweils getrennt für morgens/mittags/abends). Zusätzlich ist die tägliche Nutzungsdauer  $\tau_{Herd}$ , die der jeweiligen Antwortmöglichkeit zugeordnet ist, angegeben.

| Antwortmöglichkeiten | $\tau_{Herd}$ | München   | Dresden    |
|----------------------|---------------|-----------|------------|
| nie                  | 0 h/d         | 0 / 1 / 1 | 13 / 6 / 5 |
| bis 30 min           | 0.25 h/d      | 5 / 0 / 1 | 6 / 5 / 7  |
| 30 – 60 min          | 0.75 h/d      | 0 / 4 / 3 | 0 / 7 / 6  |
| mehr als 60 min      | 1.5 h/d       | 0 / 0 / 0 | 0 / 1 / 1  |

Unter Verwendung dieser Angaben kann nun die mittlere tägliche  $\text{NO}_2$ -Emission  $E_{Herd}$  (in  $\mu\text{g}/\text{d}$ ) eines Gasherdes aus den Durchschnittswerten des Emissionsfaktors  $EF_{Br}$  (in  $\mu\text{g}/\text{kJ}$ ) eines Brenners, der Leistung  $P_{Br}$  (in kW) eines Brenners, der Anzahl der benutzten Brenner  $Br$  sowie der täglichen Nutzungsdauer  $\tau_{Herd}$  (in h/d) wie folgt abgeschätzt werden:

$$(17) \quad E_{Herd} = 3600 EF_{Br} P_{Br} Br \tau_{Herd}.$$

Die Bestimmung der einzelnen Koeffizienten kann nur sehr grob erfolgen, da sie in Abhängigkeit von den Betriebs- und Umgebungsbedingungen einen großen Wertebereich abdecken können. BORRAZZO et al. (1987a) werteten 7 Literaturquellen aus (insgesamt 27 Herde mit 91 Brennern) und geben für den Emissionsfaktor  $EF_{Herd}$  eines Gasherdes einen geometrischen Mittelwert über alle untersuchten Herde von  $11 \mu\text{g/kJ}$  an. Dabei emittieren schlecht eingestellte Brenner mit  $13 \mu\text{g/kJ}$  deutlich mehr  $\text{NO}_2$  als gut gewartete Brenner mit nur  $9 \mu\text{g/kJ}$ . MOSCHANDREAS & RELWANI (1987) stellen in eigenen Experimenten eine Abhängigkeit vom Alter des Brenners fest und gelangen zu Emissionsfaktoren von  $10 \mu\text{g/kJ}$  für einjährige Brenner und  $30 \mu\text{g/kJ}$  für 11-jährige Brenner.

Die maximale Leistung  $P_{Br}$  (Anschlußwert) von handelsüblichen, für den nicht-kommerziellen Einsatz vorgesehenen Brennern beträgt etwa  $1.8 \text{ kW}$  (JANNEMANN, 1997; SCHÄL, 1998). Die mittlere Energieabgabe und damit die  $\text{NO}_2$ -Emission dürfte aber in der Regel niedriger liegen, da die gesamte zur Verfügung stehende Leistung nur in der Anheizphase benötigt wird.

Die mittlere tägliche  $\text{NO}_2$ -Emission  $E_{Ofen}$  (in  $\mu\text{g/d}$ ) eines Gasbackofens kann – analog zur Emission von Gasherden – aus den Durchschnittswerten des Emissionsfaktors  $EF_{Ofen}$  (in  $\mu\text{g/kJ}$ ), der Leistung  $P_{Ofen}$  (in  $\text{kW}$ ) sowie der täglichen Nutzungsdauer  $\tau_{Ofen}$  (in  $\text{h/d}$ ) abgeschätzt werden:

$$(18) \quad E_{Ofen} = 3600 EF_{Ofen} P_{Ofen} \tau_{Ofen}.$$

Für den Emissionsfaktor  $EF_{Ofen}$  liegen keine Literaturwerte vor, jedoch dürften sich die Verbrennungsbedingungen im Ofen und am Brenner des Gasherdes nicht wesentlich unterscheiden. Es wird daher angenommen, daß die Emissionsfaktoren für den Gasofen und für die Brenner identisch sind:

$$(19) \quad EF_{Ofen} = EF_{Herd}.$$

Die maximale Leistung eines Gasbackofens hängt unter anderem von der Bauart (konventionell oder Umluft) und dem Volumen des Garraumes ab. Als mittlerer Wert  $P_{Ofen}$  für die in Haushalten üblicherweise eingesetzten Geräte kann  $2.5 \text{ kW}$  gelten (SCHÄL, 1998). Wie

bereits bei den Gasbrennern erwähnt wurde, handelt es sich auch hier um die maximale Leistungsabgabe, die nur in der Aufheizphase erreicht wird.

In den Fragebögen wird nicht nach der täglichen Nutzungsdauer des Gasbackofens, sondern nach der Nutzungshäufigkeit (pro Monat) gefragt. Es mußte daher eine Annahme über die mittlere Nutzungsdauer pro Nutzung getroffen werden. Da keine konkreten Werte hierzu vorliegen, wird die mittlere Dauer einer Nutzung mit 0.75 h abgeschätzt. In Tab. 6 sind die hieraus abgeleiteten täglichen Nutzungsdauern  $\tau_{\text{Ofen}}$  für jede Antwortmöglichkeit aufgeführt.

Die aus der Anpassung des Modells an die Meßwerte bestimmte  $\text{NO}_2$ -Emission pro Brenner beträgt etwa 7.9 mg/h. Legt man eine durchschnittliche pro Brenner abgegebene Leistung von 0.9 kW (halbe Anschlußleistung) zugrunde, ergibt sich daraus ein Emissionsfaktor von etwa 2.2  $\mu\text{g}/\text{kJ}$ . Dieser Wert liegt deutlich unter den oben zitierten Angaben. Ein Grund hierfür liegt vermutlich darin, daß ein Großteil des beim Kochen in der Küche erzeugten  $\text{NO}_2$  direkt durch das Fenster ins Freie geleitet wird und damit nur zu einem geringen Teil am Meßort im Wohn- bzw. Kinderzimmer nachgewiesen werden kann.

Tab. 6: Antworthäufigkeiten auf die Frage „Wie häufig benutzen Sie zur Zeit durchschnittlich Ihren Gasbackofen?“. Zusätzlich ist die geschätzte tägliche Nutzungsdauer  $\tau_{\text{Ofen}}$ , die der jeweiligen Antwortmöglichkeit zugeordnet ist, angegeben.

| Antwortmöglichkeiten       | $\tau_{\text{Ofen}}$ | München | Dresden |
|----------------------------|----------------------|---------|---------|
| weniger als 1 mal im Monat | 0.01 h/d             | 0       | 1       |
| 1–3 mal im Monat           | 0.05 h/d             | 0       | 6       |
| 1–2 mal in der Woche       | 0.15 h/d             | 2       | 5       |
| fast jeden Tag             | 0.5 h/d              | 1       | 0       |
| ein- oder mehrmals täglich | 0.9 h/d              | 1       | 1       |
| kein Gasbackofen vorhanden | 0 h/d                | 25      | 6       |
| keine Angabe               | 0 h/d                | 1       | 11      |

#### 4.2.2 *Tabakrauch*

Neben der Verwendung von Gasherden und -öfen bildet das Rauchen die zweite bedeutende Quelle für  $\text{NO}_2$  in Wohnungen. Sowohl die Zusammensetzung als auch die freigesetzten Mengen der Inhaltsstoffe von Zigarettenrauch sind Gegenstand zahlreicher Veröffentlichungen. Die Untersuchungsergebnisse zeigen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Zigarettenmarken auf. Aber auch die Versuchsbedingungen, wie z.B. die Dauer und Stärke der einzelnen Rauchzüge, beeinflussen die Emissionen aus den Zigaretten. Ferner ist zwischen dem sogenannten „mainstream smoke“ (MS) und dem „sidestream smoke“ (SS) zu unterscheiden (MARONI et al., 1995). MS bezeichnet den Zigarettenrauch, den der Raucher nach dem Rauchzug wieder exhaliert. Der SS dagegen entsteht durch das Glimmen des Tabaks zwischen den einzelnen Rauchzügen. Während es für die Bewertung der gesundheitlichen Wirkung auf den aktiv Rauchenden sinnvoll ist, zwischen MS und SS zu unterscheiden, spielt für die Qualität der Innenraumluft und damit für die nichtrauchenden Bewohner nur die insgesamt in den Raum abgegebene Schadstoffmenge eine Rolle. Im folgenden ist daher mit der  $\text{NO}_2$ -Emission aus Zigaretten immer die Summe aus MS und SS gemeint.

Untersuchungen des „National Research Council (NRC)“ (zitiert in MARONI et al., 1995) ergaben eine mittlere  $\text{NO}_x$ -Emission (Summe der Stickoxide) pro Zigarette von etwa 2 mg. Von LÖFROTH et al. (1989) in einer  $14 \text{ m}^3$ -Kammer durchgeführte Untersuchungen ergaben ebenfalls eine Emission von etwa 2 mg  $\text{NO}_x$  pro Zigarette, wobei etwa 15 bis 25 % der Gesamtstickoxide als  $\text{NO}_2$  ( $\approx 0.4 \text{ mg}$ ) vorliegen. Dagegen gelangten Guerin et al. (zitiert in MARONI et al., 1995) bei Untersuchungen mit der Kentucky-Referenzzigarette zu etwa 0.9 mg  $\text{NO}_x$  pro Zigarette allein im SS. Legt man einen Quotienten SS/MS für  $\text{NO}_x$  von 4 bis 10 zugrunde, wie in der NRC-Studie angegeben, so erhält man eine etwas niedrigere Gesamtemission von nur gut 1 mg  $\text{NO}_x$  pro Zigarette. Mit dem bei LÖFROTH et al. (1989) angegebenen Verhältnis  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  ergibt sich damit eine  $\text{NO}_2$ -Emission von circa 0.2 mg/Zigarette. In einer vergleichenden Untersuchung von jeweils 6 verbreiteten

Zigarettenmarken aus 9 Staaten (NELSON et al., 1998) wurden Emissionen von 0.4 mg NO<sub>2</sub> und 1.3 mg NO pro Zigarette gemessen. Das sich hieraus ergebende NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-Verhältnis von etwa 24 % zeigt dabei eine gute Übereinstimmung mit dem bei LÖFROTH et al. (1989) angegebenen Quotienten von 15 bis 25 %.

Die durch das Rauchen in die Raumluft abgegebene Menge NO<sub>2</sub> ergibt sich aus der Modellanpassung zu 0.34 mg/Zigarette. Dieser Wert liegt ein wenig unter dem bei NELSON et al. (1998) angegebenen Wert von 0.4 mg, insbesondere wenn man den zusätzlichen Anteil durch die Oxidation von NO zu NO<sub>2</sub> berücksichtigt. Der Grund für diese (geringe) Unterschätzung könnte – wie bereits bei der Emission der Gasherde aufgezeigt – darin liegen, daß die Quelle nicht im beprobten Raum lokalisiert ist, d.h. im von den Kindern am meisten genutzten Raum nicht oder nur selten geraucht wird.

Die durchschnittliche tägliche Emission  $E_{Zig}$  (µg/d) von NO<sub>2</sub> aus Zigarettenrauch innerhalb der Wohnungen der Probanden berechnet sich aus dem Emissionsfaktor  $EF_{Zig}$ , der die NO<sub>2</sub>-Emission pro Zigarette (µg/Zig) angibt, und der im Mittel pro Tag innerhalb der Wohnung gerauchten Anzahl Zigaretten  $N_{Zig}$  (Zig/d):

$$(20) \quad E_{Zig} = EF_{Zig} \cdot N_{Zig} .$$

Tab. 7: Antworthäufigkeiten auf die Frage „Wieviele Zigaretten pro Tag werden durchschnittlich innerhalb der Wohnung des Kindes zur Zeit geraucht?“. Die Anzahl der angegebenen Zigaretten/Tag ist in der Tabelle gruppiert dargestellt; im Fragebogen wird dagegen die genaue Anzahl erfragt.

| Antwortmöglichkeiten (gruppiert)    | München | Dresden |
|-------------------------------------|---------|---------|
| Es werden keine Zigaretten geraucht | 16      | 24      |
| weniger als 10 Zigaretten/Tag       | 3       | 0       |
| 10 bis 25 Zigaretten/Tag            | 7       | 5       |
| 26 bis 40 Zigaretten/Tag            | 3       | 1       |
| mehr als 40 Zigaretten/Tag          | 1       | 0       |

Tab. 7 gibt einen Überblick über die Angaben zur Anzahl der in den Wohnungen pro Tag gerauchten Zigaretten.

### 4.3 Senken für NO<sub>2</sub> in der Wohnung

Für Stickstoffdioxid als reaktives Gas gibt es in der Wohnung zahlreiche potentielle Senken. Dabei ist die Abbaurrate  $R$  für NO<sub>2</sub> abhängig von den in der Wohnung vorhandenen (Oberflächen-) Materialien, vom Oberflächen–Volumen–Verhältnis, von der Temperatur im Innenraum, den Strömungsverhältnissen und der NO<sub>2</sub>–Konzentration selbst. Die Abbaurrate<sup>2</sup>  $R$  ergibt sich aus:

$$(21) \quad \frac{\partial C_i}{\partial t} = RC_i$$

Aus der Lösung der Differentialgleichung (21) mit der Anfangskonzentration  $C_{i0} = C_i(t = 0)$

$$(22) \quad C_i(t) = C_{i0}[1 - \exp(-Rt)]$$

ergibt sich  $1/R$  als diejenige Zeitspanne, in der die Konzentration ausschließlich durch den Abbau von NO<sub>2</sub> auf 63 % der Ausgangskonzentration abgesunken ist.

BILLICK und NAGDA (1987) haben das NO<sub>2</sub>–Abbauverhalten verschiedener Materialien in einer Stahl–Emissionsmeßkammer untersucht. Hierbei wurde die NO<sub>2</sub>–Abbaurrate aus der zeitlichen Abnahme der NO<sub>2</sub>–Konzentration unter Berücksichtigung des Luftaustausches bei einer Anfangskonzentration von etwa 280 µg/m<sup>3</sup> und einer relativen Luftfeuchte von 50 % bestimmt. Die Größe der in die Kammer eingebrachten Materialproben wurde so gewählt, daß das Verhältnis von Materialoberfläche zu Kammervolumen etwa 2 m<sup>-1</sup> betrug. Dieses Verhältnis entspricht ungefähr dem Wand–Volumen–Verhältnis eines typischen Wohnraumes. Die ermittelten Abbauraten sind in Tab. 8 wiedergegeben.

---

<sup>2</sup> vgl. Fußnote 1, Seite 46

Tab. 8: Experimentell bestimmte  $\text{NO}_2$ -Abbauraten  $R$  in  $\text{h}^{-1}$  für einige ausgewählte Materialien (nach BILLICK & NAGDA, 1987).

| Material                      | $R$  | Material (Forts.)               | $R$           |
|-------------------------------|------|---------------------------------|---------------|
| Gipsplatte, ungestrichen      | >8.4 | Acryl- oder Nylon-Teppich       | $\approx 2.0$ |
| Zementblock                   | 8.4  | Deckenvertäfelung (Holzfaser)   | 1.9           |
| Wollteppich                   | 6.0  | Vinyltapete mit Papierrückseite | 1.9           |
| Ziegelsteine, nach Verwendung | 4.2  | Preßspanplatte                  | 0.7           |
| Mauerwerk                     | 4.1  | Keramikfliese                   | 0.7           |
| Polyurethan-Schaum            | 3.7  | Baumwoll-Frottiertuch           | 0.3           |
| Baumwoll-/Polyester-Bettdecke | 2.7  | Stoff (80% Wolle, 20% Poly.)    | 0.3           |
| Gipsplatte, gestrichen        | 2.6  | Fensterglas                     | <0.1          |
| Sperrholz, 6 mm               | 2.5  | Metallrohr, verzinkt            | 0             |

BORRAZZO et al. (1997b) haben die  $\text{NO}_2$ -Abbauraten in einem normal genutzten Wohnhaus über einen Zeitraum von 7 Monaten experimentell untersucht. Dabei ergaben sich deutliche Unterschiede in der Abbauraten zwischen den verschiedenen untersuchten Zimmern. Die ermittelten Abbauraten betragen in der Küche  $0.75 \text{ h}^{-1}$ , im Schlafzimmer  $0.41 \text{ h}^{-1}$  und im Wohnzimmer  $0.27 \text{ h}^{-1}$ . Der Median der Abbauraten gemittelt über alle Messungen wurde mit  $0.42 \text{ h}^{-1}$  angegeben.

In einer vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des ehemaligen Bundesgesundheitsamtes durchgeführten Versuchsreihe wurde der Einfluß des Betriebes von Gasherden und -öfen auf die Luftqualität in Innenräumen, insbesondere in Küchen, untersucht (SEIFERT et al., 1984). In einem Teilprogramm wurde — neben einigen anderen Meßgrößen — auch der zeitliche Verlauf der Konzentrationen von  $\text{NO}_2$  und CO in einer Küche vor, während und nach dem Backen eines Kuchens kontinuierlich mit einem automatischen Meßgerät erfaßt. Da dieser Versuch unter möglichst realistischen Umgebungsbedingungen durchgeführt werden sollte, wurde als Versuchsraum eine normal eingerichtete Küche mit angrenzender Speisekammer in einer Altbauwohnung ausgewählt. Die Küche wies ein Raumvolumen von  $35 \text{ m}^3$  bei einer Grundfläche von  $11 \text{ m}^2$  auf und war sowohl mit einem Gasofen als auch mit einem Gasherd ausgestattet.

Um die  $\text{NO}_2$ -Abbaurrate  $R$  aus den gemessenen  $\text{NO}_2$ - und  $\text{CO}$ -Konzentrationen bestimmen zu können, wird zunächst die zeitliche Abnahme der beiden Verbindungen nach Abschluß des 2-stündigen Backvorganges ausgewertet. Da es für Kohlenmonoxid keine nennenswerten Senken im Innenraum gibt, wird der zeitliche Verlauf der Konzentration  $C$  ausschließlich vom Luftwechsel  $n$  in der Küche bestimmt:

$$(23) \quad C(t) = C_0 \exp(-nt) + C^* .$$

$C^*$  bezeichnet die Gleichgewichtskonzentration, die sich in der Küche einstellt, wenn keine zusätzliche Innenraumquellen vorhanden sind.  $C_0$  ist die durch den Backvorgang in der Küche erzeugte Zusatzkonzentration zur Zeit  $t = 0$ .

Da in SEIFERT et al. (1984) keine numerische Angabe der Meßdaten enthalten ist, wurden die Daten direkt aus der graphischen Darstellung in der Originalliteratur bestimmt. Die Größenordnung des Ablesefehler liegt bei dieser Vorgehensweise für  $t$  bei 0.03 h, für  $C$  ( $\text{CO}$ ) bei  $0.1 \text{ mg/m}^3$  und für  $C$  ( $\text{NO}_2$ ) bei  $3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ . Die graphisch ermittelten Datenpunkte sind in Abb. 20 eingezeichnet. Die Parameter  $C_0$ ,  $C^*$  und  $n$  in Gl. (23) werden so angepaßt, daß die Summe der Abweichungsquadrate zwischen der Modellfunktion aus Gl. (23) und den Meßdaten minimal wird (Methode der kleinsten Fehlerquadrate).

Auf der Basis der experimentellen Ergebnisse dieser Versuchsreihe wurde im laufenden Forschungsprojekt die  $\text{NO}_2$ -Abbaurrate abgeschätzt. Da es für Kohlenmonoxid keine nennenswerten Senken im Innenraum gibt, nimmt die  $\text{CO}$ -Konzentration nur infolge des Luftwechsels ab. Die  $\text{NO}_2$ -Konzentration nimmt dagegen nicht nur durch den Luftaustausch ab, sondern zusätzlich durch chemische Umwandlung. Aus der Differenz der  $\text{CO}$ - und der  $\text{NO}_2$ -Abnahme wurde die  $\text{NO}_2$ -Abbaurrate in der Küche zu etwa  $0.7 \text{ h}^{-1}$  bestimmt und liegt damit sehr dicht an dem von BORRAZZO et al. (1987b) für die Küche ermittelten Wert.

Aus der Modellanpassung für die Daten der Münchener und Dresdener Wohnungen ergibt sich eine  $\text{NO}_2$ -Abbaurrate von  $0.32 \text{ h}^{-1}$ , die damit im Rahmen der bei BORRAZZO et al. (1997b) angegebenen Werte für eine normal eingerichtete Wohnung liegt.

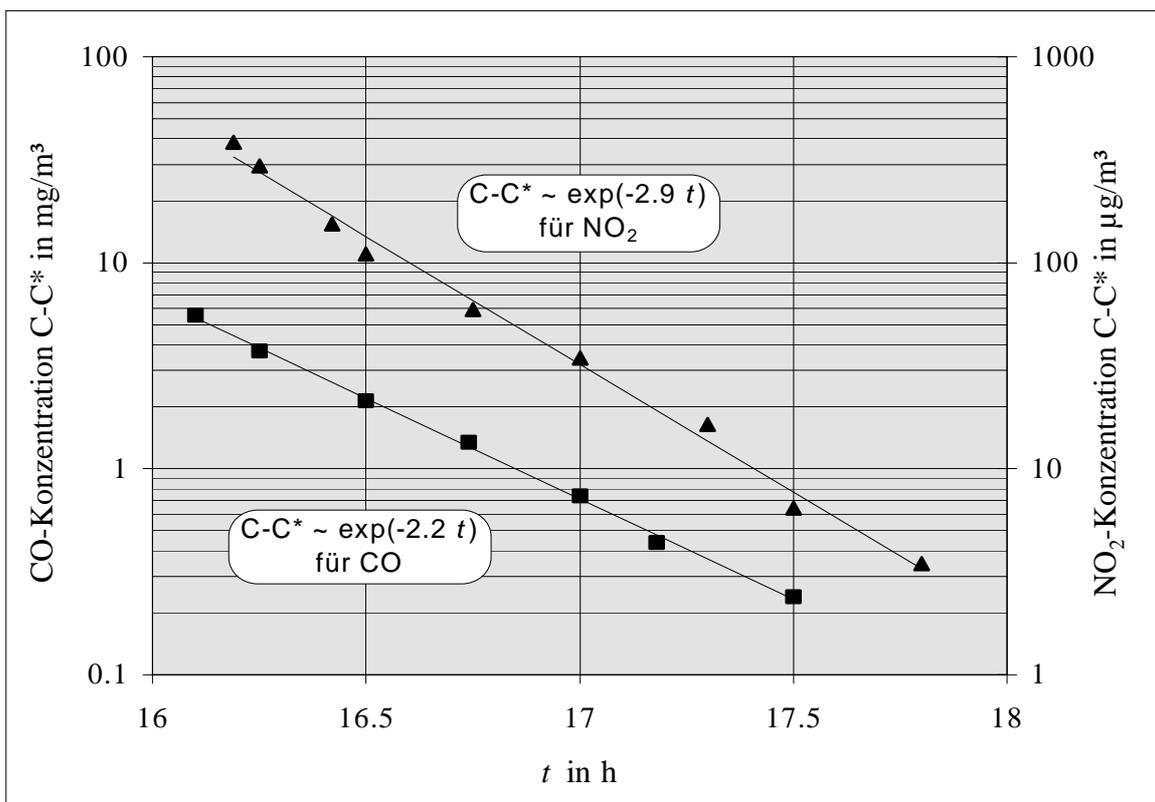


Abb. 20: Zeitliche Abnahme der NO<sub>2</sub>- und CO-Konzentrationen  $C-C^*$  in einer Küche nach einem 2-stündigen Backvorgang.  $C^*$  bezeichnet die Konzentration in der Küche vor dem Beginn des Backvorganges (Daten aus SEIFERT et al. (1984), s. Text).

#### 4.4 Abschätzung der Luftwechselraten in den Wohnungen

Die mittlere NO<sub>2</sub>-Konzentration, die sich in den Wohnungen einstellt, hängt des weiteren stark von der Luftwechselrate der Wohnung, d.h. dem Austausch zwischen Innenraum- und Außenluft ab. Neben verschiedenen Merkmalen der Wohnung, wie z.B. dem Zustand und der Bauweise der Fenster sowie des Wohngebäudes, bestimmt insbesondere das Lüftungsverhalten der Wohnungsnutzer die Luftwechselrate. Dabei gibt es allein schon beim Einsatz der Fensterlüftung eine große Variabilität hinsichtlich ihrer Art (z.B. Kipplüftung, Stoßlüftung), Dauer und Häufigkeit (ERHORN, 1998). Hinzu kommt noch der Einfluß der äußeren meteorologischen Bedingungen auf den Luftwechsel, wie z.B. Windgeschwindigkeit und Außenlufttemperatur.

Aufgrund der vielen möglichen Einflußfaktoren, die durch die verfügbaren Daten nur schwer quantifiziert werden können, ist eine direkte Berechnung der Luftwechselrate allein aus den Fragebogenangaben und den vor Ort durchgeführten Messungen nicht möglich. Es wurden daher durch eine Korrelationsanalyse stochastische Zusammenhänge untersucht zwischen der Luftwechselrate  $n$ , wie sie sich aus Gl.(16) unter stationären Verhältnissen ergibt:

$$(24) \quad n = \frac{S/V - RC_i}{C_i - C_a},$$

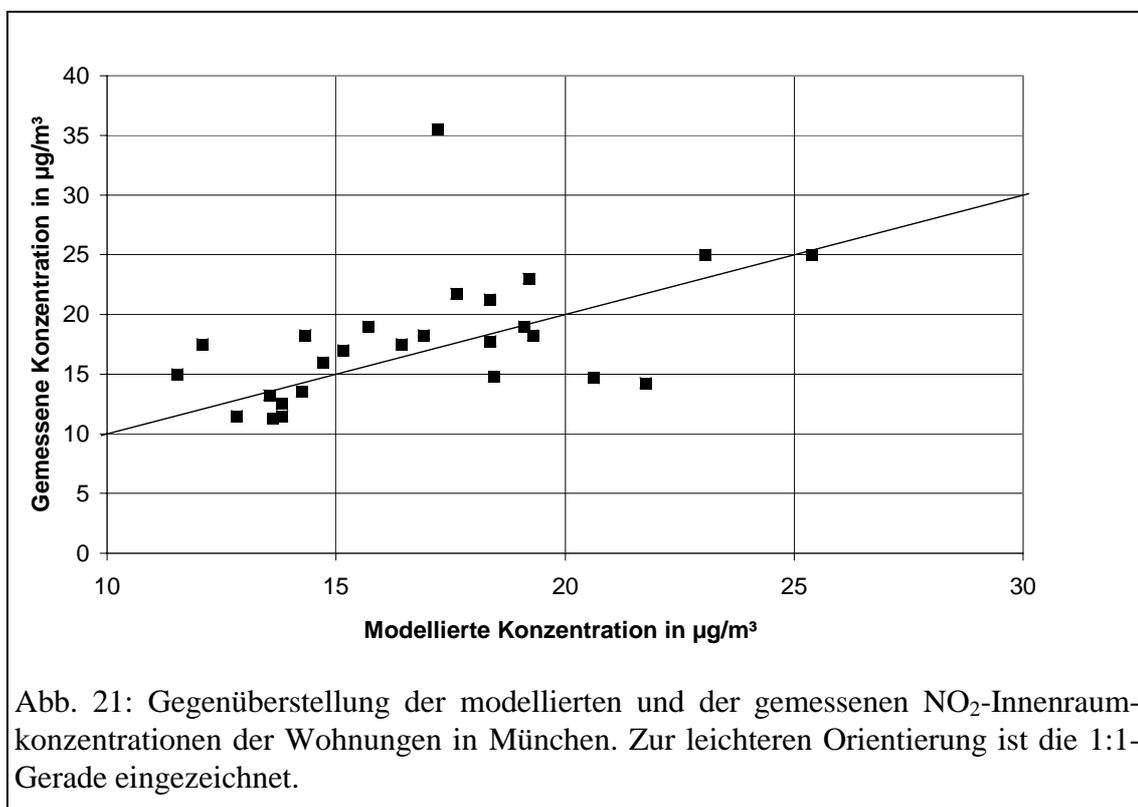
und den Variablen, die möglicherweise den Luftwechsel beeinflussen. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse legen eine Parametrisierung von  $n$  getrennt für sommerliche und winterliche Witterungsverhältnisse nahe. Die Unterscheidung wird anhand der Außenlufttemperaturen getroffen, wobei die Grenze bei 10 °C gezogen wird. Unter winterlichen Bedingungen ist keine Abhängigkeit der Luftwechselrate  $n$  von der Windgeschwindigkeit, der Lufttemperatur, der Fensterart oder dem im Fragebogen angegebenen Lüftungsverhalten zu erkennen. Aus dem Anpassungsverfahren ergibt sich ein optimaler Wert für  $n$  im Winter von  $n_{\text{win}} = 0.23 \text{ h}^{-1}$ . Unter sommerlichen Witterungsverhältnissen sind sowohl der Mittelwert als auch die Streuung der Luftwechselraten deutlich höher. Dabei zeigt sich eine stochastische Abhängigkeit der Luftwechselrate von der  $\text{NO}_2$ -Außenluftkonzentration  $C_a$  ( $r \approx -0.2$ ). Zwischen diesen beiden Größen besteht zunächst kein unmittelbarer kausaler Zusammenhang. Hohe  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in der Außenluft sind jedoch oft durch ein hohes Verkehrsaufkommen in der unmittelbaren Umgebung bedingt. Hiermit verbunden sind dann auch oft Lärm- und Geruchsbelästigungen, die tendenziell dazu führen könnten, daß die Fenster trotz sommerlicher Witterungsbedingungen im Vergleich zu verkehrsrühigeren Lagen häufiger geschlossen bleiben. In der Folge würden dann häufiger hohe Außenluftkonzentrationen mit geringeren Luftwechselraten verbunden sein, was dem experimentellen Befund entspricht. Im Modell wird die sommerliche Luftwechselrate  $n_{\text{Som}}$  mit  $n_{\text{Som}} = 2.7 * \exp(-C_a/21)$  angesetzt, wobei  $n_{\text{Som}}$  in  $1/\text{h}$  und  $C$  in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  einzusetzen sind.

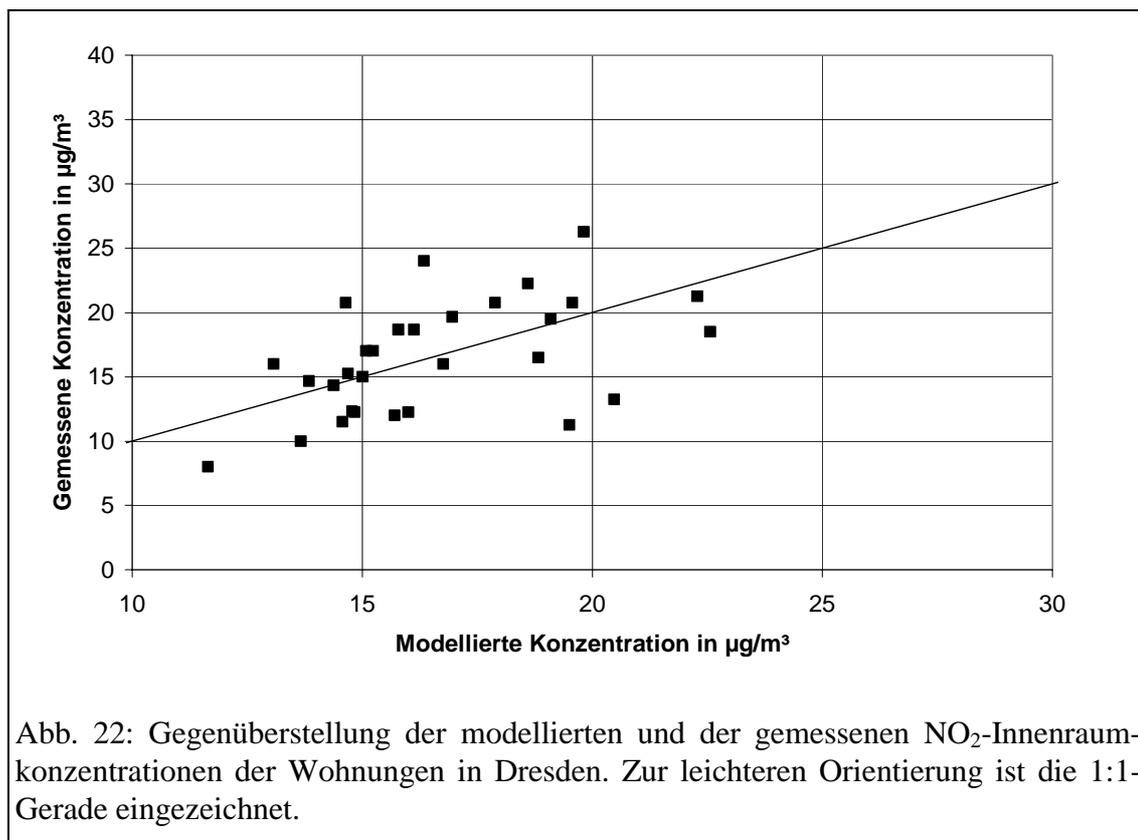
#### 4.5 Vergleich der Modell- und Meßergebnisse

Die Berechnung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Raumluft der Wohnungen basiert wie eingangs dargestellt auf der stationären Lösung (d.h.  $\partial C_i / \partial t = 0$ ) von Gl. (16):

$$(25) \quad C_i = \frac{C_a n + S/V}{n + R} \quad .$$

Die Berechnung der einzelnen Variablen in Gl. (25) wurde in den vorangehenden Abschnitten ausführlich erläutert. Die Modellparameter wurden nach dem selben numerischen Anpassungsverfahren ermittelt, das bereits oben für das Außenluftmodell beschrieben und angewendet wurde. Ausgeschlossen von der Modellanpassung wurden Wohnungen, für die weniger als drei der vorgesehenen vier Meßwerte vorliegen. Das sind in München 4 Wohnungen und in Dresden keine Wohnung. Der mittlere quadratische Fehler beträgt für München  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und für Dresden  $3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die gemessenen und modellierten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in der Innenraumluft der Wohnungen sind für München in Abb. 21 und für Dresden in Abb. 22 graphisch dargestellt.





## 5 Modellierung der Exposition der Probanden gegenüber NO<sub>2</sub>

Die Exposition  $Exp$  eines Probanden gegenüber Luftschadstoffen ergibt sich allgemein aus dem Integral der orts- und zeitabhängigen Konzentration  $C(x,t)$  über die Zeit  $t$ :

$$(26) \quad Exp = \int C(x,t) dt ,$$

wobei  $x$  den Aufenthaltsort des Probanden zur Zeit  $t$  bezeichnet. Dabei kann Gl. (26) noch um die Atemrate sowie die Resorptionsrate für NO<sub>2</sub> erweitert werden. Ein Modell zur Berechnung der Exposition eines Probanden muß daher die Konzentrationen in den verschiedenen Aufenthaltsbereichen berechnen und mit den entsprechenden Aufenthaltsdauern gewichten können.

Nach Gl. (26) ergibt sich die Exposition als Produkt aus Konzentration am Aufenthaltsort und der Expositionsdauer. Für die Kinder in München und Dresden kann die Exposition nur für die Wohndauer am jetzigen Wohnort bestimmt werden. Angaben über die Exposition an eventuellen früheren Wohnorten liegen nicht vor. Um eine Vergleichbarkeit der Exposition der Kinder trotz unterschiedlicher Wohndauer zu erreichen, wird daher im folgenden nicht die totale Exposition nach Gl. (26), sondern die Exposition pro Zeiteinheit angegeben, die mit dem zeitlichen Mittel der Konzentration der Atemluft der Kinder identisch ist.

In den ISAAC-Fragebögen sind keine Fragen enthalten, die eine Auskunft über die Zeitanteile pro Tag erlauben, die sich ein Kind in der elterlichen Wohnung aufhält. Die einzigen beiden Frage mit Bezug auf Aufenthaltszeiten lauten:

- „Wie lange ist/war Ihr Kind durchschnittlich an einem normalen Werktag insgesamt mit dem Fahrrad oder zu Fuß im Straßenverkehr unterwegs?
- „Wie lange ist/war Ihr Kind durchschnittlich an einem normalen Werktag insgesamt mit dem Auto, Bus oder Bahn im Straßenverkehr unterwegs?

– jeweils mit den Antwortmöglichkeiten (differenziert nach „zur Zeit“ und „zum Zeitpunkt der Einschulung“): „gar nicht“, „weniger als eine halbe Stunde“, „eine halbe bis 1 Stunde“, „1-2 Stunden“ sowie „mehr als 2 Stunden“. Diese Angaben können aber mit dem hier vorgestellten Modellansatz nicht ausgewertet werden. Eine quantitative Abschätzung der (zusätzlichen) Exposition während der Aufenthaltszeiten im Straßenverkehr dürfte allerdings auf der Basis der beiden genannten Fragen nur schwer möglich sein. So ist zum Beispiel aus den Fragen nicht zu entnehmen, ob sich die Kinder beim Fußgang oder beim Fahrradfahren überhaupt entlang von stark befahrenen Straßen bewegen.

Das hier entwickelte Modell kennt nur die zwei Kompartimente „elterliche Wohnung“ und „unmittelbarer Nahbereich der elterlichen Wohnung“. Mit gewissen Einschränkungen läßt sich noch ein drittes Kompartiment „weiteres Umfeld der elterlichen Wohnung“ ableiten, wenn man dort eventuell vorhandene Hauptstraßen unbeachtet läßt und sich nur auf die sich kleinräumig nur wenig verändernde Grundbelastung  $C_{GB}$  des Stadtgebietes beschränkt. Ob sich eine solche Vorgehensweise für zehnjährige Kinder mit einem teilweise schon

erheblichen Aktionsradius bewähren würde, kann im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht abgeschätzt werden.

Da keine individuellen probandenbezogenen Aufenthaltszeiten vorliegen, wird hier für die Expositionsabschätzung auf Zeitbudget-Daten des Umwelt-Surveys zurückgegriffen (KRAUSE & SCHULZ, 1998). Kinder (wie auch Erwachsene) halten sich im allgemeinen den längsten Teil des Tages in Innenräumen auf. Wertet man diese Daten – entsprechend der Vorgaben des hier vorgestellten Forschungsvorhabens – nur für Kinder aus, die zwischen 9 und 11 Jahren alt sind und in bundesdeutschen Städten mit mehr 100.000 Einwohnern leben ( $N = 55$ ), ergeben sich mittlere Aufenthaltszeiten von 3.5 Stunden im Freien bzw. 20.5 Stunden in Innenräumen. Dabei sind die Aufenthaltszeiten im Freien im Sommer mit 4.5 Stunden (Standardabweichung  $\sigma = 0.9$  h) deutlich länger als im Winter mit 2.6 Stunden ( $\sigma = 1.1$  h). Die Unterschiede zwischen den alten und den neuen Bundesländern sind hingegen nicht signifikant. In der folgenden Auswertung wurde der Jahresmittelwert von 3.5 Stunden für die Aufenthaltszeit im Freien verwendet. Für die restlichen 20.5 Stunden des Tages wird angenommen, daß sich die Kinder in der elterlichen Wohnung aufhalten. Aufenthaltszeiten in anderen Innenräumen z.B. in der Schule können also nicht berücksichtigt werden.

Die Häufigkeitsverteilungen der Exposition pro Zeiteinheit für die Probanden aus München aus Passivsammler-Messungen und aus Modellergebnissen sind in den Abb. 23 und Abb. 24 dargestellt. Da die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den Wohnungen sehr hoch ist, werden die Expositionen pro Zeiteinheit im wesentlichen durch die Innenraumluft-Konzentrationen bestimmt, die wiederum stark von den Außenluft-Konzentrationen abhängen. Erwartungsgemäß liegen daher die Expositionen pro Zeiteinheit in München höher als in Dresden. Die in München deutlicher ausgeprägte Zusatzbelastung durch den Verkehr im Umfeld der Probandenwohnungen führt zu einer stärkeren Besetzung der höheren Expositionen und damit zu einer linkssteilen Verteilung. Da sich die Expositionen linear aus den entsprechenden Konzentrationen in der Innenraum- und Außenluft berechnen, ist auch für die Exposition die Übereinstimmung zwischen Modell- und Meßwerten gleichermaßen gut.

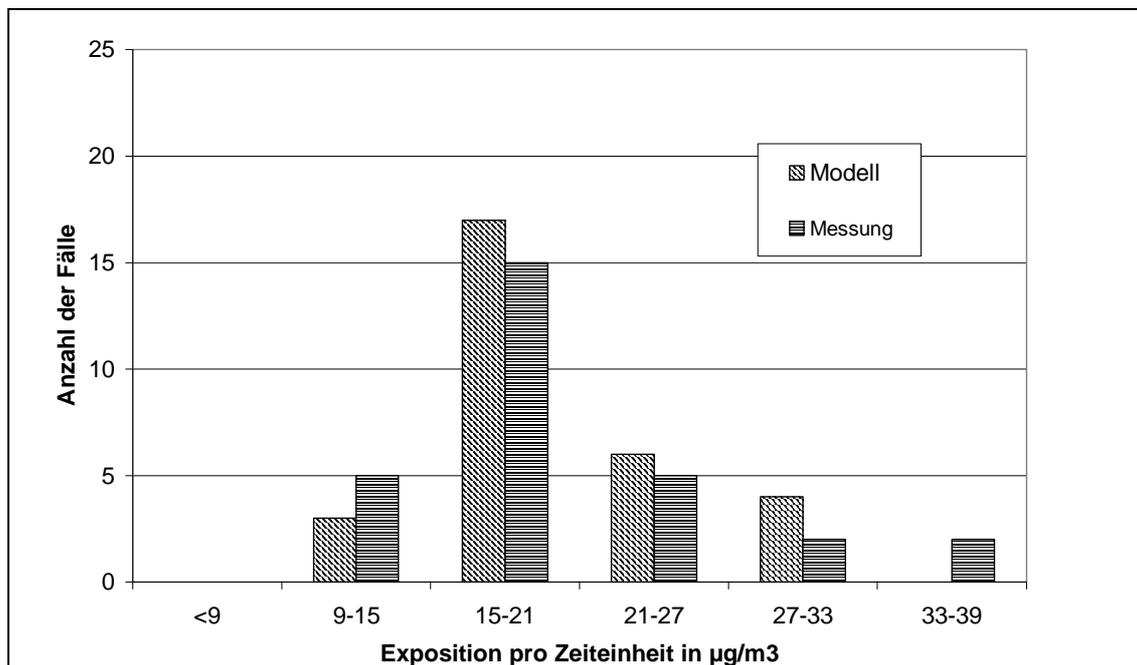


Abb. 23: Häufigkeitsverteilung der Exposition (pro Zeiteinheit) für die Probanden aus München aus Passivsammler-Messungen und aus Modellergebnissen.

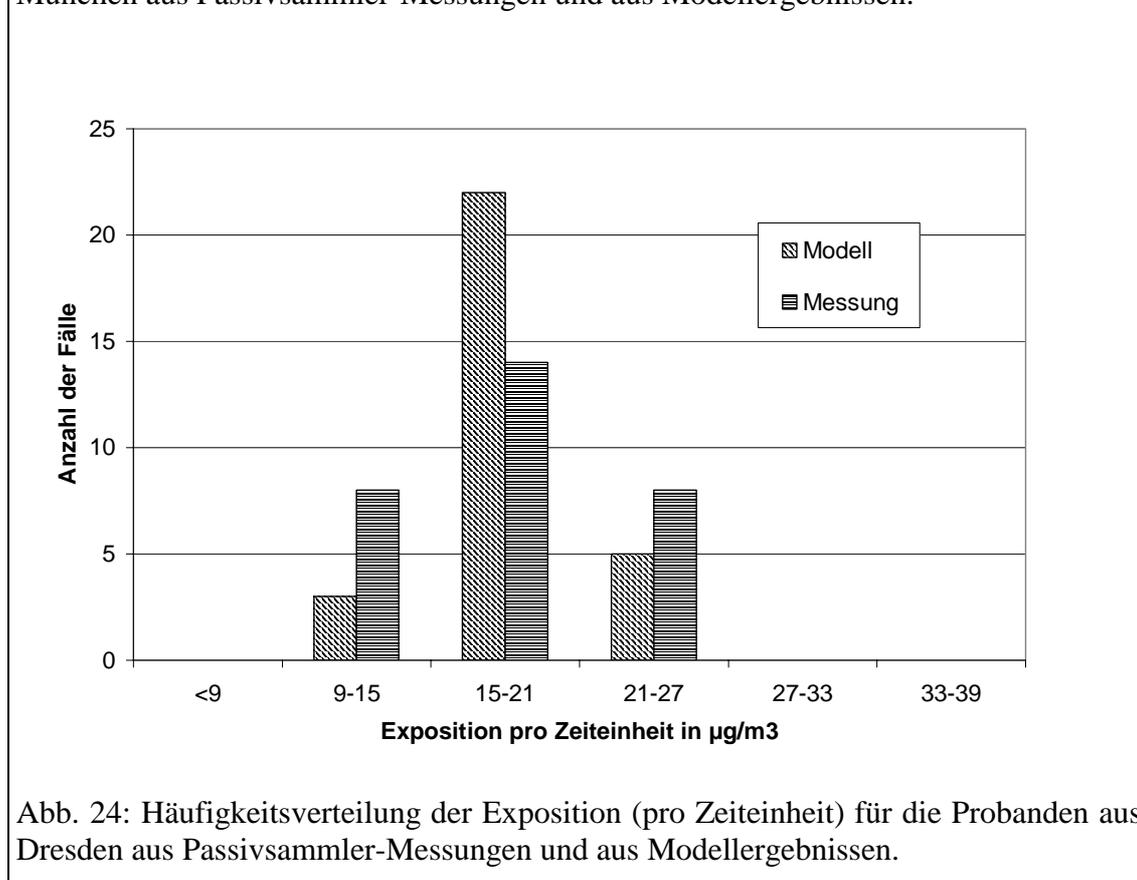


Abb. 24: Häufigkeitsverteilung der Exposition (pro Zeiteinheit) für die Probanden aus Dresden aus Passivsammler-Messungen und aus Modellergebnissen.

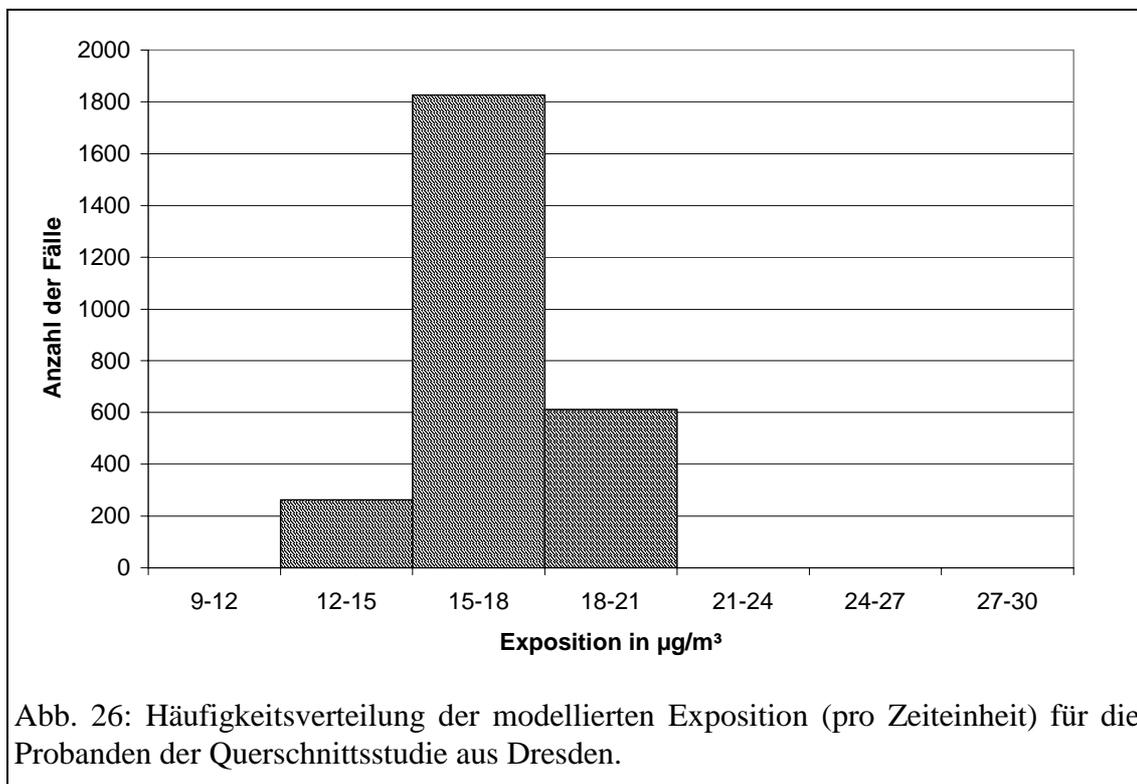
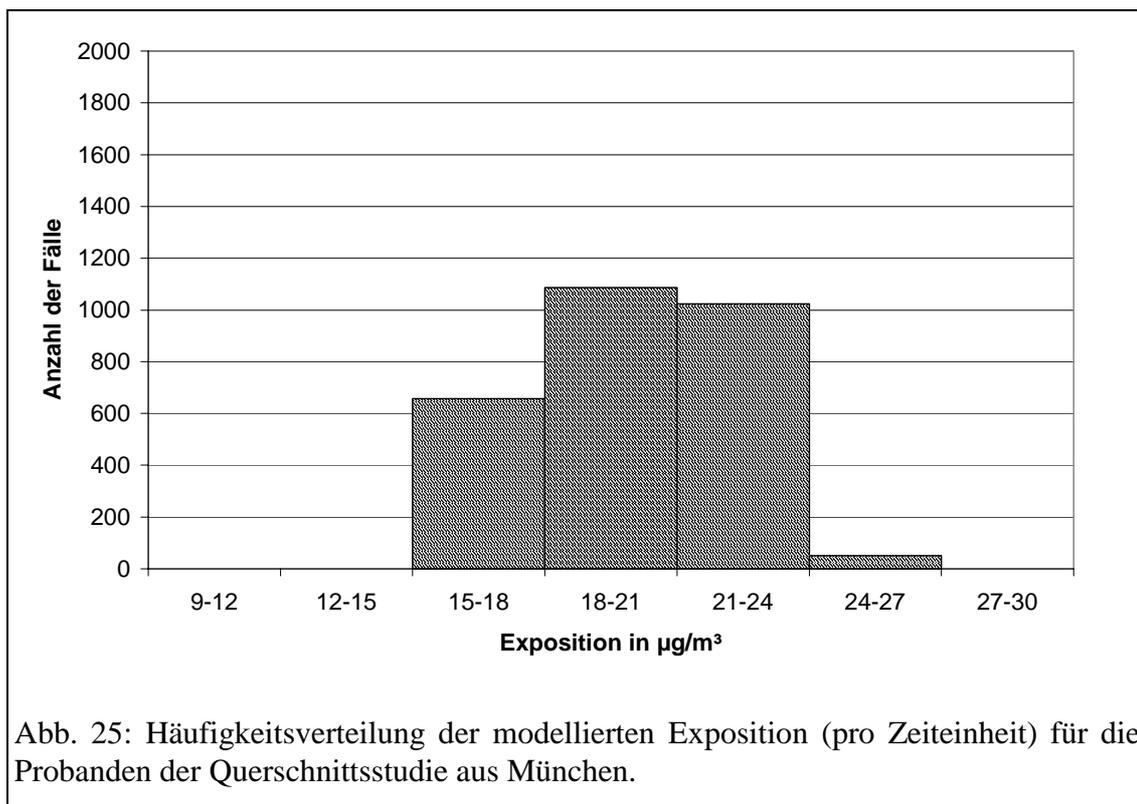
## 6 Abschätzung der Exposition für die Probanden der Querschnittsstudie

In den vorangehenden Kapiteln sind die Daten des Intensivmeßprogramms aus der Studie "Nationales Verbundprojekt - Haut- und Atemwegserkrankungen im Kindes- und Jugendalter" für jeweils 30 Probanden aus München und Dresden ausgewertet worden. Im folgenden werden nun die Expositionen der Probanden der Querschnittsuntersuchung des Verbundprojektes auf der Basis der entwickelten Modellansätze abgeschätzt. Hierfür stehen die Daten von 2820 Probanden aus München und 2700 Probanden aus Dresden zur Verfügung. Alle Datensätze enthalten die georeferenzierte Lage der jeweiligen Wohnung in Gauß-Krüger-Koordinaten.

Die Aufenthaltszeiten werden wie im vorangehenden Kapitel aus den Daten des Umwelt-Surveys abgeleitet, so daß sich eine Aufenthaltsdauer der Probanden in der Wohnung von täglich 20.5 Stunden und draußen von 3.5 Stunden ergibt.

Die Konzentration in der Außenluft an der Wohnung wird nach Gl. (8) berechnet, wobei jeweils die im Kap. 3.2 getrennt für München und Dresden bestimmten Modellparameter eingesetzt werden. Die  $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Raumluft der Wohnungen wird auf der Basis des Innenraumluftmodells nach der Gleichung  $C_i = C_a n / (n + R)$  berechnet. Die Ergebnisse der Expositionsabschätzung sind in den Abb. 25 und 26 graphisch dargestellt. Es ergibt sich ein sehr ähnliches Bild wie bei der Expositionsabschätzung für die Probanden des Intensivmeßprogramms. Die Expositionen pro Zeiteinheit der Probanden in München liegen im Mittel höher als die der Probanden in Dresden. Durch die größeren Unterschiede in der städtischen Grundbelastung in München ergibt sich zudem auch eine größere Streuung der Expositionen pro Zeiteinheit.

Für die Münchener Probanden wurden durch CARR (2000) die Angaben zur Frage „Wohnen Sie an einer Haupt-/Nebenstraße?“ mit den DTV-Werten verglichen, die sich aus Verkehrszählungen der Stadt München ergeben. Hierzu wurden alle Straßen ausgewertet, die sich innerhalb eines Abstands von 50 m von der Wohnung jedes einzelnen Probanden befinden. Die Ergebnisse sind in Tab. 9 zusammengefaßt. Die Kategorie mit der geringsten Verkehrsdichte ( $\text{DTV} < 4000 \text{ Kfz} / 24 \text{ h}$ ) orientiert sich dabei an der Tatsache, daß in der



Regel Verkehrszählungen nicht an Straßen stattfinden, die von weniger als etwa 4000 Kfz / 24 h befahren werden. Von denjenigen Probanden in München, bei denen sich nach den Verkehrszählungen keine Straße mit mehr als 4000 Kfz / 24 h im Umkreis von 50 m um die Wohnung herum befindet, geben immerhin 13.3 % der Probanden an, an einer Hauptstraße zu wohnen. Andererseits geben 25.1 % der Probanden, die nach den Verkehrszählungen eine Straße mit mehr als 32000 Kfz / 24 h direkt vor der Wohnung haben, an, daß sie an einer Nebenstraße wohnen. Dieser scheinbare Widerspruch erklärt sich zu einem erheblichen Teil aus der Formulierung der entsprechenden Frage. Es wird hier nämlich nach der Straße gefragt, an der das Kind wohnt. Da hier vermutlich die meisten Eltern die Eigenschaften derjenigen Straße angegeben haben, die mit der Postadresse bzw. dem Hauseingang übereinstimmt, kann aus der Antwort keine Aussage über eine möglicherweise direkt in der Nähe befindliche Hauptverkehrsstraße abgeleitet werden. Eine andere Ursache für die Diskrepanzen könnte unter Umständen darin liegen, daß der von CARR (2000) gewählte Abstand von 50 m zwischen Wohnung und Straße zu gering ist und somit nur wenig weiter entfernte, möglicherweise aber viel befahrene Straßen nicht erfaßt werden. Für zukünftige Studien wäre daher die Frage nach Hauptverkehrsstraßen direkt an der Wohnung dahingehend zu modifizieren, daß nicht nach dem Typ der Straße „an der das Kind wohnt“, sondern nach einer „Hauptstraße im Nahbereich der Wohnung“ gefragt wird. Sinngemäß wären auch die weiteren Fragen zur Verkehrssituation an der Wohnung (z.B. Anzahl der Spuren, LKW-Anteil, ...) zu ändern.

Tab. 9: Gegenüberstellung der Münchener Probandenangaben zur Frage „Wohnen Sie an einer Haupt-/ Nebenstraße?“ einerseits und den DTV-Werten aus Verkehrszählungen der Stadt München andererseits (CARR, 2000).

| DTV in Kfz / 24 h | Häufigkeit der Angabe |               |
|-------------------|-----------------------|---------------|
|                   | „Hauptstraße“         | „Nebenstraße“ |
| < 4000            | 13.3 %                | 86.7 %        |
| 4000 – 12000      | 58.9 %                | 41.1 %        |
| 12000 – 19000     | 71.6 %                | 28.4 %        |
| 19000–32000       | 84.2 %                | 15.8 %        |
| > 32000           | 74.9 %                | 25.1 %        |

## 7 Diskussion

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens entwickelten Teilmodelle für die Bestimmung der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Außenluft und in der Raumlufte der Wohnungen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Meßergebnissen. Die Modellansätze benötigen nur einen sehr reduzierten Eingabedatensatz und sind damit grundsätzlich für den Einsatz in epidemiologischen Fragestellungen geeignet. Voraussetzung dafür ist allerdings, daß die in den epidemiologischen Studien (zumeist per Fragebogen) erhobenen Daten möglichst direkt in die entsprechenden Modelleingabedaten überführt werden können.

Die Exposition (pro Zeiteinheit) wird im hier vorgestellten Modellansatz aus der NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Außenluft an der Wohnung sowie in der Raumlufte der Wohnung berechnet. Dabei werden die (aus dem Umwelt-Survey übernommenen) durchschnittlichen Aufenthaltszeiten im Freien und in Innenräumen direkt mit den beiden im Modell ermittelten Konzentrationen verknüpft. Aufenthaltsorte außerhalb der Wohnung bzw. des unmittelbaren Nahbereiches der Wohnung werden also nicht erfaßt. In epidemiologischen Studien wäre es allerdings auch praktisch unmöglich, hierfür entsprechende Eingabedaten zu erhalten.

Die NO<sub>2</sub>-Konzentration  $C_a$  in der Außenluft an der Wohnung bestimmt wesentlich die Konzentration  $C_i$  in der Raumlufte der Wohnung und damit die Exposition der Bewohner gegenüber NO<sub>2</sub>. Dabei wird die Konzentration in der Außenluft überwiegend durch die beiden Anteile regionale Hintergrundbelastung  $C_{HG}$  und städtische Zusatzbelastung  $C_{ZB}$  bestimmt. Für die jeweils 30 in München und Dresden untersuchten Wohnungen spielen die Belastungen durch den lokalen Verkehr  $C_{lok}$  und durch den Verkehr in der näheren Umgebung  $C_{umg}$  nur eine untergeordnete Rolle (s. Abb. 13 und 19). Hieraus folgt, daß die Außenluftkonzentration an der Wohnung bereits in sehr starkem Maße von der Lage der Wohnung innerhalb des Stadtgebietes bzw. vom Abstand  $d$  zum Stadtzentrum bestimmt wird. Um dies zu verdeutlichen, werden im folgenden die Einflüsse zum einen der Lage der Wohnung und zum anderen des lokalen Verkehrs auf die Außenluftkonzentration  $C_a$  auf der Basis des entwickelten Modells vergleichend abgeschätzt. Die stadtbezogene Zusatzbelastung steigt von quasi Null im Umland bis auf den Maximalwert von  $C_{ZB}$  im Stadtzentrum ( $d = 0$ ) an.  $C_{ZB}$  variiert also innerhalb des Stadtgebietes um 21.2 µg/m<sup>3</sup> in

München bzw.  $11.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Dresden (s. Tab. 2). Zum Vergleich soll nun bestimmt werden, welches Verkehrsaufkommen in der Straße direkt an der Wohnung eine gleich hohe Zusatzbelastung  $C_{lok}$  erzeugen würde. Als Basis für die Abschätzung werden die Verhältnisse an den Wohnungen in München und Dresden zugrunde gelegt, die direkt an einer vielbefahrenen Straße liegen. Danach ergibt sich die mittlere Straßenbreite  $Br$  zu 48 m in München bzw. 37 m in Dresden. Der LKW-Anteil liegt für beide Städte bei etwa 5 %. Setzt man diese Werte zusammen mit dem Modellparameter  $f_{lok}$  in den Modellansatz für  $C_{lok}$  ein (Gl. 9 und Gl. 11), so erhält man als Ergebnis dasjenige durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen (DTV), daß quantitativ zur gleichen Zusatzbelastung führt wie die oben angegebene räumliche Variation von  $C_{ZB}$  innerhalb des jeweiligen Stadtgebietes. Für München ergibt sich hiernach ein DTV-Wert von ca. 61.000 Kfz/Tag und für Dresden von ca. 26.000 Kfz/Tag, was schon in den Bereich der größeren Hauptstraßen einzuordnen ist. Solche Verkehrsaufkommen wurden an keiner der untersuchten Wohnungen in München und Dresden erreicht. In München liegen drei der acht Routine-Meßstationen an Straßen mit einem DTV-Wert von mehr als 61.000 Kfz/Tag. Allerdings sind deren Standorte auch so gewählt worden, daß sie potentiell besonders kritische Immissionssituationen abdecken.

Im Innenraummodell wird die gesamte Wohnung als ein einziger Raum betrachtet, der nicht weiter in einzelne Zimmer unterteilt ist. Sowohl experimentelle Untersuchungen (z.B. SEIFERT et al., 1984) als auch eigene Simulationsergebnisse zeigen aber, daß insbesondere durch die Emissionen aus Schadstoff-Quellen im Innenraum, aber auch beispielsweise durch unterschiedliche Fensterlüftung in einzelnen Räumen, erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen den verschiedenen Räumen einer Wohnung auftreten können. In Dresden und München betragen die  $\text{NO}_2$ -Zusatzkonzentrationen in den Wohnungen, die auf das Rauchen von Zigaretten und das Verwenden von Gasherden und -öfen zurückzuführen sind, im Mittel  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; die Maximalwerte liegen für beide Städte bei etwa  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Wenn man jetzt berücksichtigt, daß es sich hierbei zum einen um Jahresmittelwerte und zum anderen um eine Mittelung über alle Räume der Wohnung handelt, wird deutlich, daß die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen kurzzeitig in einzelnen Räumen deutlich höher liegen muß. Eine einfache Überschlagsrechnung soll hier die Abschätzung der Größenordnung dieses Effektes zeigen. Nimmt man beispielsweise an, daß auf die Küche ein Fünftel der Wohnungsgrundfläche entfällt und die Gasherden/-ofennutzung sich

auf 1 Stunde täglich beschränkt, so muß die durch die Gasherd/-ofennutzung bedingte kurzzeitige NO<sub>2</sub>-Zusatzkonzentration in der Küche um etwa den Faktor 100 über der für die gesamte Wohnung im zeitlichen Mittel bestimmten NO<sub>2</sub>-Zusatzkonzentration liegen. Diese Tatsache bekäme ein besonderes Gewicht, wenn für eine möglicherweise vorhandene Wirkung von NO<sub>2</sub> auf die menschliche Gesundheit eher die kurzzeitig auftretenden Spitzenbelastungen als die zeitlichen Mittelwerte von Bedeutung sein sollten.

Aus der dargelegten Raum- und Zeitabhängigkeit der NO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Wohnung folgt unmittelbar, daß personenbezogene Expositionen der Wohnungsnutzer – selbst bei ansonsten gleicher Aufenthaltsdauer innerhalb der Wohnung – durch unterschiedliche Aufenthaltsdauern und -zeiten in den einzelnen Räumen deutlich differieren. Diese Unterschiede treten um so stärker hervor, wenn Emission und Aufenthalt systematisch miteinander gekoppelt sind, wie es z.B. bei den Emissionen des Gasherdes beim Kochen und dem Aufenthalt in der Küche für die kochende Person der Fall ist. Welche Unterschiede zwischen den in der Praxis auftretenden personenbezogenen Expositionen einerseits und den aus dem räumlichen und zeitlichen Mittelwert der Schadstoffkonzentration in der Wohnung abgeleiteten Expositionen andererseits bestehen können, ist bislang noch nicht systematisch untersucht worden und würde sich daher für ein weiterführendes Forschungsvorhaben anbieten. Im Rahmen eines solchen Vorhabens könnten dann für realistische Szenarien die personenbezogenen Expositionen mit Hilfe eines erweiterten Modells bestimmt werden, das in der Lage ist, die Konzentrationen für jeden Raum einer Wohnung als Zeitreihe zu berechnen. Solchen Modellberechnungen könnten beispielsweise für unterschiedliche Wohnungsgrößen exemplarisch einige typische Wohnungsgrundrisse zugrunde gelegt werden, anhand derer der Einfluß von Wohnungsgröße, Raumzahl und -anordnung auf die Konzentration und damit auf die Schadstoff-Exposition untersucht werden könnte.

## 8 Literaturverzeichnis

- BIFAU Umwelt-Analytik GmbH, 1995:** Stichprobenmeßprogramm zur Luftqualität in Berlin 1993/1994 im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.
- Billick, I.H., N.L. Nagda, 1987:** Reaction decay of nitrogen dioxide. Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate in Berlin; Bd. 1, 311-315.
- Borrazzo, J.E.; C.I. Davidson, C.T. Hendrickson, 1987a:** A statistical analysis of published gas stove emission factors for CO, NO and NO<sub>2</sub>. Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate in Berlin; Bd. 1, 316-320.
- Borrazzo, J.E., Ch. Peters, S. Peck, C.I. Davidson, 1987b:** Determination of NO<sub>2</sub> loss rates from concentration measurements in an occupied urban residence. Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate in Berlin, **1**, 321-323.
- Carr, D., 2000:** Persönliche Mitteilungen.
- Eerens, H.C., C.J. Sliggers, K.D. van den Hout, 1993:** The CAR model: The Dutch method to determine city street air quality. *Atmos. Env.* 27B, pp. 389–399.
- Erhorn, H., 1998:** Fördert oder schadet die europäische Normung der Niedrigenergiebauweise in Deutschland? *Gesundheits-Ingenieur*, **119(5)**, 236-239.
- Hegener, H., C. Mann, W. Stahel, P. Leuenberger, U. Ackermann, Liebrich, H.-U. Wanner und das SAPALDIA-Team, 1996:** Kleinräumige Verteilung von Stickstoffdioxid. *Gesundheits- und Umwelttechnik* 4, pp. 3-7.
- Hehl, O., D. Wintermeyer, 1999:** Ermittlung der NO<sub>2</sub>-Exposition von Kindern mit Hilfe statistischer Modelle unter Berücksichtigung der Verkehrs- und Wohnsituation. Bericht im Rahmen des Statusseminars des Forschungszentrums Karlsruhe am 10.03.99.
- Hirsch, T., S.K. Weiland, E. von Mutius, A.F. Safeca, H. Gräfe, E. Csaplovics, H. Duhme, U. Keil, W. Leupold, 1999:** Inner city air pollution and respiratory health and atopy in children. *Eur. Respir. J.* 14, pp. 669–677.

- Jannemann, G., 1997:** Viel neues rund um den Gasherd. Gas, **3**, 41-48.
- Kahl, H., 1997:** Luftverunreinigungen in Berlin im Jahr 1995. Hrsg.: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie.
- Keil, U., S.K. Weiland, H. Duhme, L. Chambless, 1996:** The International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC): Objectives and methods; results from German ISAAC centres concerning traffic density and wheezing and allergic rhinitis. Toxicology Letters, **86**, 99-103.
- Krause, C., C. Schulz, 1998:** Aufenthaltszeiten der deutschen Bevölkerung im Innenraum, im Freien, im Straßenverkehr. Umweltmed. Forsch. Praxis, **3(4)**, 249.
- Landeshauptstadt Dresden, 1998:** Luftqualität in Dresden. Umweltbericht 1997. Dresden. 36. S.
- Larsen, S., D. Tønnesen, J. Clench-Aas, M.J. Aarnes, K. Arnesen, 1993:** A model for car exhaust exposure calculations to investigate health effects of air pollution. Sci. Total Environ., **134**, 51-60.
- Löfroth, G., R.M. Burton, L. Forehand, S.K. Hammond, R.L. Seila, R.B. Zweidinger, J. Lewtas, 1989:** Characterization of environmental tobacco smoke. J. Environ. Sci. Technol., **23**, 610-614.
- Maroni, M., B. Seifert, Th. Lindvall, 1995:** Indoor air quality. A comprehensive reference book. Elsevier, Amsterdam - Lausanne - New York - Oxford - Shannon - Tokyo. 1049 Seiten.
- Moschandreas, D.J. und S.M. Relwani, 1987:** Field measurements of NO<sub>2</sub> gas range-top burner emission rates. Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate in Berlin; Bd. 1, 343-348.
- Nelson, P.R., F.W. Conrad, S.P. Kelly, K.C. Maiolo, J.D. Richardson, M.W. Ogden, 1998:** Composition of environmental tobacco smoke (ETS) from international cigarettes. Part II: Nine country follow-up. Environ. Int., **24(3)**, 251-257.

**Roorda-Knape, M.C., N.A.H. Janssen, J.J. De Hartog, H.N. Van Vliet, H. Harssema, B. Brunekreef, 1998:** Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos. Environ.* **32(11)**, 1921-1930.

**Schäl, J., 1998:** Persönliche Mitteilungen.

**Seifert, B., K.-E. Prescher, D. Ullrich, 1984:** Auftreten anorganischer und organischer Substanzen in der Luft von Küchen und anderen Wohnräumen. *WaBoLu-Hefte 2/1984*. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin. 122 Seiten.

**UMEG, 1995:** Immissionsmessungen im oberen Elbtal. UMEG Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH, Karlsruhe. Auftraggeber: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden, Bericht Nr. 31-7/95. 212 Seiten.

**VDI-Richtlinie 4300, Bl. 1., 1992:** Messungen von Innenraumluftverunreinigungen – Allgemeine Aspekte der Meßstrategie (Entwurf). Beuth Verlag, Berlin.

**Weiland, S.K., E. von Mutius, T. Hirsch, H. Duhme, C. Fritsch, B. Werner, A. Hüsing, M. Stender, H. Renz, W. Leupold, U. Keil, 1999:** Prevalence of respiratory and atopic disorders among children in the East and West of Germany five years after reunification. *Eur. Respir. J.* **14**, pp. 862–870.

## 9 Symbolverzeichnis

| Symbol                        | Einheit                  | Beschreibung                                                              |
|-------------------------------|--------------------------|---------------------------------------------------------------------------|
| <b>Lateinische Buchstaben</b> |                          |                                                                           |
| $Br$                          | m                        | Breite der Straße an der Meßstelle/Wohnung                                |
| $BR$                          | -                        | Anzahl der benutzten Gasbrenner pro Herd                                  |
| $DTV$                         | Kfz/24h                  | Durchschnittlicher täglicher Verkehr (auf einer Straße)                   |
| $C_a$                         | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Außenluft                             |
| $C_{GB}$                      | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Maximum der $\text{NO}_2$ -Zusatzbelastung des Stadtgebietes (bei $d=0$ ) |
| $C_{GB}^0$                    | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Maximum der $\text{NO}_2$ -Grundbelastung des Stadtgebietes (bei $d=0$ )  |
| $C_{HG}$                      | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Regionale $\text{NO}_2$ -Hintergrundkonzentration                         |
| $C_i$                         | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | $\text{NO}_2$ -Konzentration in der Wohnung                               |
| $C_{lok}$                     | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Zusatzkonzentration durch Verkehr direkt an der Meßstelle                 |
| $C_t$                         | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Zusatzkonzentration durch Verkehr im Umfeld der Meßstelle                 |
| $C_x$                         | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Zusatzkonzentration durch „weitere“ Quellen an der Meßstelle              |
| $C_{Umg}$                     | $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Zusatzkonzentration durch Verkehr in der Umgebung der Meßst.              |
| $d$                           | km                       | Abstand vom Stadtzentrum ( $\equiv$ Ort der max. Grundbelastung)          |
| $E_{Herd}$                    | $\mu\text{g}/\text{d}$   | tägl. $\text{NO}_2$ -Emission des Herdes                                  |
| $E_{Ofen}$                    | $\mu\text{g}/\text{d}$   | tägl. $\text{NO}_2$ -Emission des Herdes                                  |
| $E_{Zig}$                     | $\mu\text{g}/\text{d}$   | tägl. $\text{NO}_2$ -Emission durch das Rauchen von Zigaretten            |
| $EF_{Br}$                     | $\mu\text{g}/\text{kJ}$  | $\text{NO}_2$ -Emissionsfaktor <u>eines</u> Gasbrenners des Herdes        |
| $EF_{Ofen}$                   | $\mu\text{g}/\text{kJ}$  | $\text{NO}_2$ -Emissionsfaktor des Gasbackofens                           |
| $EF_{Zig}$                    | $\mu\text{g}/\text{Zig}$ | $\text{NO}_2$ -Emissionsfaktor einer Zigarette                            |
| $L$                           | km                       | Modellparameter (s. Gl. (6))                                              |
| $n$                           | 1/h                      | Luftwechsel                                                               |
| $N_{Zig}$                     | Zig/d                    | Anzahl der pro Tag in der Wohnung gerauchten Zigaretten                   |
| $P_{Br}$                      | kW                       | max. Leistung <u>eines</u> Gasbrenners                                    |
| $\bar{P}_{Herd}$              | kW                       | mittlere genutzte Leistung des Gasherdes                                  |
| $P_{Ofen}$                    | kW                       | max. Leistung des Gasbackofens                                            |
| $\bar{P}_{Ofen}$              | kW                       | mittlere genutzte Leistung des Gasbackofens                               |

| <b>Symbol</b> | <b>Einheit</b> | <b>Beschreibung</b>                        |
|---------------|----------------|--------------------------------------------|
| $R$           | 1/h            | NO <sub>2</sub> -Abbaurrate in der Wohnung |
| $S$           | μg/h           | NO <sub>2</sub> -Emissionsrate             |
| $t$           | h              | Zeit                                       |
| $V$           | m <sup>3</sup> | Wohnungsvolumen                            |

### **Griechische Buchstaben**

|                 |     |                                                                 |
|-----------------|-----|-----------------------------------------------------------------|
| $\gamma_{Herd}$ | -   | Verhältnis von mittlerer zu maximaler Leistung des Gasherdes    |
| $\gamma_{Ofen}$ | -   | Verhältnis von mittlerer zu maximaler Leistung des Gasbackofens |
| $\tau_{Herd}$   | h/d | tägl. Nutzungsdauer des Gasherdes                               |
| $\tau_{Ofen}$   | h/d | tägl. Nutzungsdauer des Gasbackofens                            |

## 10 Anhang

Tab. 10: Zusammenstellung aller BLUME-Stationen mit NO<sub>2</sub>-Messungen. Die Lage ist im Gauß-Krüger-Koordinatensystem als Rechts- (RW) und Hochwert (HW) und als Abstand zum Stadtzentrum angegeben. Die Gebietscharakteristik ist im Tabellenfuß erläutert. Die Hintergrundstationen (s. Definition auf S. 18) sind grau hinterlegt.

| Nr. | Koordinaten |       | Abstand<br><i>d</i> in km | Gebietscharakteristik |      |      |      | C(NO <sub>2</sub> ) in µg/m <sup>3</sup> |     |     |        |
|-----|-------------|-------|---------------------------|-----------------------|------|------|------|------------------------------------------|-----|-----|--------|
|     | RW          | HW    |                           | Geb                   | Bez. | Ver. | HBr. | '96                                      | '95 | '94 | Mittel |
| 1   | 13020       | 32820 | 17.16                     | 2                     | 4    | 1    | 1    | 20                                       | 18  | 21  | 19.7   |
| 5   | 17280       | 28700 | 11.26                     | 1                     | 5    | 3    | 2    | 28                                       | 26  | 24  | 26.0   |
| 8   | 13000       | 25360 | 12.59                     | 2                     | 1    | 2    | 1    |                                          | 27  | 32  | 29.5   |
| 9   | 17200       | 24900 | 8.71                      | 0                     | 0    | 1    | 1    |                                          | 23  | 26  | 24.5   |
| 10  | 21250       | 24000 | 5.11                      | 1                     | 7    | 2    | 2    | 33                                       | 32  | 32  | 32.3   |
| 11  | 24450       | 24900 | 4.95                      | 1                     | 4    | 2    | 2    | 27                                       | 28  | 30  | 28.3   |
| 14  | 16700       | 21200 | 7.77                      | 1                     | 4    | 4    | 2    | 58                                       | 53  | 59  | 56.7   |
| 15  | 20560       | 21360 | 4.06                      | 1                     | 6    | 3    | 1    | 32                                       | 32  | 44  | 36.0   |
| 17  | 17450       | 16000 | 7.97                      | 2                     | 4    | 1    | 1    | 25                                       | 22  | 26  | 24.3   |
| 18  | 21200       | 17650 | 3.92                      | 1                     | 6    | 2    | 3    | 36                                       | 32  | 34  | 34.0   |
| 20  | 28450       | 16480 | 5.36                      | 1                     | 5    | 2    | 2    |                                          |     | 33  | 33.0   |
| 23  | 20690       | 13050 | 7.82                      | 1                     | 7    | 3    | 2    |                                          | 29  | 30  | 29.5   |
| 27  | 22600       | 7950  | 12.13                     | 2                     | 0    | 1    | 1    | 19                                       | 16  | 19  | 18.0   |
| 32  | 13300       | 16700 | 11.54                     | 2                     | 0    | 1    | 1    | 18                                       | 17  | 18  | 17.7   |
| 42  | 27000       | 17900 | 3.33                      | 1                     | 4    | 3    | 3    | 31                                       | 32  | 37  | 33.3   |
| 71  | 25300       | 21100 | 1.48                      | 1                     | 2    | 3    | 2    | 36                                       | 34  | 35  | 35.0   |
| 72  | 24950       | 29200 | 9.27                      | 1                     | 4    | 2    | 2    | 27                                       | 28  | 27  | 27.3   |
| 73  | 29200       | 24900 | 6.92                      | 1                     | 4    | 3    | 3    | 36                                       | 35  | 36  | 35.7   |
| 74  | 28150       | 20800 | 3.87                      | 1                     | 6    | 4    | 3    |                                          | 46  | 47  | 46.5   |
| 75  | 32600       | 20500 | 8.25                      | 1                     | 5    | 3    | 2    |                                          | 28  | 32  | 30.0   |
| 76  | 32400       | 14900 | 9.49                      | 1                     | 5    | 3    | 3    | 28                                       | 27  | 26  | 27.0   |
| 77  | 30800       | 34900 | 16.27                     | 2                     | 6    | 1    | 1    | 16                                       | 17  | 17  | 16.7   |
| 82  | 33100       | 17200 | 9.15                      | 1                     | 6    | 3    | 2    | 28                                       | 31  | 38  | 32.3   |
| 85  | 41000       | 13300 | 17.91                     | 2                     | 0    | 1    | 1    | 16                                       | 15  | 15  | 15.3   |
| 117 | 19125       | 15200 | 7.08                      | 1                     | 6    | 4    | 2    | 61                                       | 53  | 36  | 50.0   |
| 143 | 27520       | 15605 | 5.93                      | 1                     | 4    | 4    | 3    | 68                                       |     |     | 68.0   |
| 145 | 17680       | 36360 | 17.72                     | 2                     | 0    | 1    | 1    | 17                                       |     |     | 17.0   |
| 174 | 29450       | 20750 | 5.14                      | 1                     | 6    | 4    | 3    | 54                                       | 54  | 54  | 54.0   |
| 220 | 27050       | 17200 | 3.84                      | 1                     | 6    | 4    | 3    | 57                                       | 56  | 58  | 57.0   |

Erläuterung der Gebietscharakteristik (Einteilung entsprechend BLUME-Kategorien):

Gebiet (Geb.):      1 – Innenstadt  
                           2 – Stadtrand  
                           3 – ländlich

Verkehr (Ver.):    1 – sehr gering    (            DTV < 15000)  
                           2 – gering            (15000 < DTV < 35000)  
                           3 – mittel            (35000 < DTV < 60000)  
                           4 – hoch             (60000 < DTV            ).

Hausbrand (HBr.):    1 – gering    2 – mittel    3 – hoch

Bezirk (Bez.):        0 – nicht näher bestimmt  
                           1 – Industrie  
                           2 – Geschäftsbezirk  
                           3 – Industrie- und Geschäftsbezirk  
                           4 – Wohnbezirk  
                           5 – Industrie- und Wohnbezirk  
                           6 – Geschäfts- und Wohnbezirk  
                           7 – Industrie-, Wohn- & Geschäftsbezirk

Tab. 11: Abstände zum Zentrum und Adressen aller in diese Arbeit einbezogenen BLUME-Meßstationen mit NO<sub>2</sub>-Messung. Die Hintergrundstationen (s. Definition auf S. 18) sind grau hinterlegt.

| Nr. | $d$  | $d_{min}$ | $d_{avg}$ | $d_{max}$ | PLZ   | Ortsteil/Straße                            |
|-----|------|-----------|-----------|-----------|-------|--------------------------------------------|
| 1   | 17.2 | 13.0      | 15.9      | 17.9      | 13503 | Heiligensee, Krantorweg 43-45              |
| 5   | 11.3 | 9.7       | 11.4      | 13.3      | 13507 | Tegel, Buddestr. 1a                        |
| 8   | 12.6 | 10.1      | 11.9      | 13.3      | 13599 | Haselhorst, Rhenaniastr. 44                |
| 9   | 8.7  | 6.9       | 7.9       | 10.9      | 13405 | Flughafen Tegel, Kurt-Schumacher-Damm      |
| 10  | 5.1  | 3.8       | 5.0       | 5.7       | 13533 | Wedding, Limburger Str./Amrumer Str.       |
| 11  | 5.0  | 4.2       | 5.1       | 5.8       | 13357 | Wedding, Behmstr. 47-49                    |
| 14  | 7.8  | 6.9       | 7.3       | 8.0       | 14059 | Charlottenburg, Lerschpfad 17, Stadtautob. |
| 15  | 4.1  | 4.0       | 4.6       | 5.1       | 10555 | Tiergarten, Bachstr. 1-2                   |
| 17  | 8.0  | 7.4       | 8.6       | 11.0      | 14195 | Schmargendorf, Lentzeallee 12-14           |
| 18  | 3.9  | 3.1       | 3.8       | 4.5       | 10823 | Schöneberg, Belziger Str. 52               |
| 20  | 5.4  | 4.1       | 4.7       | 5.5       | 12059 | Neukölln, Ederstr. 16                      |
| 23  | 7.8  | 7.1       | 8.5       | 9.6       | 12247 | Lankwitz, Leonorenstr. 17-33               |
| 27  | 12.1 | 10.8      | 12.4      | 14.1      | 12307 | Marienfelde, Schichauweg 60                |
| 32  | 11.5 | 6.5       | 9.0       | 15.0      | 14193 | Grunewald, Jagen 91, Waldstation           |
| 42  | 3.3  | 2.0       | 2.9       | 3.5       | 12047 | Neukölln, Nansenstr. 10                    |
| 71  | 1.5  | 0.5       | 1.5       | 2.1       | 10179 | Mitte, Parochialstr. 1-3                   |
| 72  | 9.3  | 6.8       | 8.1       | 9.4       | 13156 | Pankow, Blankenfelder Str./Schillerstr.    |
| 73  | 6.9  | 5.6       | 7.0       | 9.5       | 13088 | Weissensee, Berliner Allee/Wegenerstr.     |
| 74  | 3.9  | 1.9       | 2.9       | 3.9       | 10243 | Friedrichshain, K.-Marx-Allee/Warsch. Str. |
| 75  | 8.2  | 6.5       | 8.0       | 10.0      | 10315 | Lichtenberg, Rhinstr./Seddiner Str.        |
| 76  | 9.5  | 7.5       | 10.3      | 13.5      | 12459 | Oberschöneweide, Wilhelminenhofstr. 76     |
| 77  | 16.3 | 11.5      | 14.8      | 17.1      | 13125 | Buch, Wiltbergstr. 50                      |
| 82  | 9.2  | 7.6       | 9.3       | 11.1      | 10318 | Karlshorst, Treskowallee, Nähe S-Bahnhof   |
| 85  | 17.9 | 14.3      | 16.7      | 19.0      | 12587 | Friedrichshagen, Müggelseedamm 307-310     |
| 117 | 7.1  | 6.5       | 7.3       | 8.0       | 12163 | Steglitz, Schildhornstr. 76                |
| 143 | 5.9  | 4.1       | 4.9       | 6.1       | 12051 | Neukölln, Silbersteinstr.                  |
| 145 | 17.7 | 14.8      | 16.0      | 18.1      | 13465 | Frohnau, Jägerstieg 1, am Funkturm         |
| 174 | 5.1  | 4.0       | 4.6       | 5.4       | 12047 | Friedrichshain, Frankfurter Allee 86b      |
| 220 | 3.8  | 2.9       | 4.3       | 4.9       | 12043 | Neukölln, Karl-Marx-Str. 77                |

Tab. 12: Übersicht über die Einzeldatensätze aus München, die im Außenluftmodell verwendet wurden mit:

|             |                                                                            |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------|
| Nr.:        | Identifikationsnummer der Meßstelle                                        |
| Straße:     | Postadresse der Meßstelle in München                                       |
| RW, HW:     | Rechts- bzw. Hochwerte in Gauß-Krügerkoordinaten                           |
| <i>d</i> :  | Abstand zum Zentrum der städtischen Grundbelastung in km                   |
| $C_{lok}$ : | Zusatzkonzentration durch den lokalen Verkehr in $\mu\text{g}/\text{m}^3$  |
| $C_{umg}$ : | Zusatzkonzentration durch den Umgebungsverkehr in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| $C_{gr}$ :  | Grundbelastung des Stadtgebietes in $\mu\text{g}/\text{m}^3$               |
| $C_{mod}$ : | Modellierte Gesamtkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$                |
| $C_{meß}$ : | Gemessene Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$                        |
| <i>N</i> :  | Anzahl der ausgewerteten Einzelmessungen pro Wohnung                       |

| Nr.                          | Straße           | RW      | HW      | <i>d</i> | $C_{lok}$ | $C_{umg}$ | $C_{gr}$ | $C_{mod}$ | $C_{meß}$ | <i>N</i> |
|------------------------------|------------------|---------|---------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|
| <b>Wohnungen<sup>3</sup></b> |                  |         |         |          |           |           |          |           |           |          |
| 20                           | Camerloherstr.   | 44623xx | 53330yy | 5,3      | 0,0       | 0,7       | 32,1     | 32,1      | 25,5      | 4        |
| 21                           | Junkerstr.       | 44619xx | 53328yy | 5,7      | 0,0       | 0,5       | 30,9     | 30,9      | 25,3      | 4        |
| 24                           | Hohenbrunnerstr. | 44740xx | 53313yy | 7,4      | 0,0       | 0,5       | 27,1     | 27,1      | 23,0      | 4        |
| 35                           | Günderodestr.    | 44754xx | 53295yy | 9,6      | 0,0       | 0,2       | 24,6     | 24,6      | 22,8      | 4        |
| 76                           | Steubenplatz     | 44644xx | 53347yy | 2,9      | 17,3      | 0,5       | 39,9     | 52,7      | 48,3      | 4        |
| 86                           | Pennstr.         | 44699xx | 53279yy | 7,3      | 0,0       | 1,8       | 27,5     | 28,1      | 25,0      | 1        |
| 94                           | Faistenlohestr.  | 44602xx | 53368yy | 7,5      | 0,0       | 0,6       | 27,1     | 27,1      | 31,3      | 4        |
| 96                           | Verdistr.        | 44610xx | 53362yy | 6,5      | 10,3      | 0,1       | 29,1     | 37,7      | 37,8      | 4        |
| 102                          | Görlitzer Str.   | 44640xx | 53386yy | 5,2      | 0,0       | 0,4       | 32,5     | 32,5      | 30,8      | 4        |
| 104                          | Liegnitzer Str.  | 44639xx | 53386yy | 5,2      | 0,0       | 0,5       | 32,3     | 32,3      | 40,3      | 3        |
| 106                          | Treitschkestr.   | 44648xx | 53377yy | 3,9      | 0,0       | 3,9       | 36,5     | 36,5      | 34,0      | 4        |
| 123                          | Trautweinstr.    | 44636xx | 53301yy | 5,9      | 0,0       | 1,2       | 30,6     | 30,6      | 23,0      | 4        |
| 124                          | Cimbernstr.      | 44634xx | 53297yy | 6,3      | 0,0       | 3,6       | 29,5     | 31,2      | 34,5      | 4        |
| 130                          | Geigenbergerstr. | 44639xx | 53269yy | 8,4      | 0,0       | 0,2       | 25,7     | 25,7      | 22,5      | 4        |
| 131                          | Plattlinger Str. | 44638xx | 53266yy | 8,7      | 0,0       | 1,2       | 25,4     | 26,0      | 29,0      | 4        |
| 132                          | Hatzfelder Weg   | 44632xx | 53287yy | 7,2      | 0,0       | 1,8       | 27,6     | 28,2      | 20,0      | 4        |
| 136                          | Zeisigweg        | 44772xx | 53297yy | 11,1     | 0,0       | 0,1       | 24,0     | 24,0      | 23,5      | 4        |
| 158                          | Adenauerring     | 44733xx | 53295yy | 7,9      | 0,0       | 0,6       | 26,5     | 26,5      | 25,5      | 4        |

<sup>3</sup> Aus datenschutzrechtlichen Gründen sind in dieser Tabelle bei den Wohnungen jeweils die Hausnummern weg gelassen worden, und die Gauß-Krüger-Koordinaten wurden nur auf jeweils 100 m Genauigkeit angegeben.

| Nr.                    | Straße                   | RW      | HW      | d    | C <sub>lok</sub> | C <sub>umg</sub> | C <sub>gr</sub> | C <sub>mod</sub> | C <sub>meß</sub> | N |
|------------------------|--------------------------|---------|---------|------|------------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|---|
| 167                    | Axel-von-Ambesserstr.    | 44662xx | 53299yy | 4,8  | 0,0              | 2,8              | 33,6            | 33,6             | 29,5             | 4 |
| 170                    | Denninger Str.           | 44725xx | 53343yy | 5,2  | 3,4              | 0,5              | 32,4            | 33,6             | 36,5             | 4 |
| 184                    | Aberlestr.               | 44663xx | 53315yy | 3,3  | 0,0              | 1,4              | 38,4            | 38,4             | 50,5             | 4 |
| 188                    | Lindenschmitstr.         | 44660xx | 53312yy | 3,7  | 0,0              | 2,1              | 37,3            | 37,3             | 37,0             | 3 |
| 191                    | Fraunhoferstr.           | 44683xx | 53324yy | 2,4  | 6,2              | 0,4              | 41,1            | 42,3             | 42,5             | 2 |
| 198                    | Mühlhaissenstr.          | 44603xx | 53333yy | 7,2  | 0,0              | 0,2              | 27,6            | 27,6             | 29,3             | 4 |
| 203                    | Boosstr.                 | 44687xx | 53320yy | 3,0  | 0,0              | 1,2              | 39,3            | 39,3             | 34,0             | 1 |
| 222                    | Werinherstr.             | 44698xx | 53308yy | 4,6  | 15,1             | 0,0              | 34,3            | 46,1             | 44,8             | 4 |
| 225                    | Perlacher Str.           | 44690xx | 53304yy | 4,5  | 0,0              | 1,9              | 34,5            | 34,5             | 43,0             | 4 |
| 264                    | Karl-Witthalm-Str.       | 44618xx | 53311yy | 6,6  | 0,0              | 1,1              | 28,9            | 28,9             | 30,0             | 4 |
| 266                    | Silberdistelstr.         | 44615xx | 53319yy | 6,4  | 0,0              | 3,9              | 29,1            | 31,4             | 31,5             | 4 |
| 268                    | Ortenburgerstr.          | 44645xx | 53285yy | 6,8  | 0,0              | 1,1              | 28,4            | 28,4             | 26,0             | 4 |
| <b>Meßnetz München</b> |                          |         |         |      |                  |                  |                 |                  |                  |   |
| EFF                    | Effnerplatz              | 4471459 | 5335026 | 4,1  | 24,0             | 0,5              | 35,8            | 56,6             | 56,4             |   |
| LOT                    | Lothstr / Dachauer Str.  | 4466952 | 5335199 | 0,6  | 0,0              | 2,3              | 44,5            | 44,5             | 45,6             |   |
| LKB                    | Luise-Kiesselbach-Platz  | 4464219 | 5330612 | 5,1  | 36,0             | 0,0              | 32,6            | 65,9             | 65,1             |   |
| STA                    | Stachus (Karlsplatz)     | 4467779 | 5333312 | 1,4  | 24,8             | 0,0              | 43,4            | 62,2             | 61,9             |   |
| PAS                    | Pasing (Offenbachstr.)   | 4460419 | 5334326 | 6,9  | 27,7             | 0,0              | 28,1            | 54,4             | 56,6             |   |
| WST                    | Westendstr. 199          | 4464379 | 5332679 | 3,6  | 5,1              | 0,9              | 37,6            | 39,3             | 43,6             |   |
| MOS                    | Moosach (H.Troentlestr.) | 4464019 | 5337926 | 4,6  | 11,8             | 0,0              | 34,1            | 42,7             | 46,2             |   |
| JOH                    | Johanneskirchen, Nußstr. | 4474052 | 5336832 | 7,0  | 0,0              | 0,2              | 27,9            | 27,9             | 33,3             |   |
| <b>Schulen</b>         |                          |         |         |      |                  |                  |                 |                  |                  |   |
| M801                   | Eduard-Spranger-Str, 15  | 4466612 | 5341042 | 6,4  | 0,0              | 0,0              | 29,2            | 29,2             | 27,3             |   |
| M802                   | Knappertsbuschstr. 43    | 4473324 | 5336213 | 6,2  | 0,0              | 0,0              | 29,8            | 29,8             | 26,4             |   |
| M803                   | Gänselieseskstr. 23      | 4476046 | 5327134 | 11,5 | 0,0              | 0,0              | 23,9            | 23,9             | 25,6             |   |
| M804                   | Turnerstr. 46            | 4477406 | 5330513 | 10,9 | 0,0              | 0,4              | 24,1            | 24,4             | 25,0             |   |
| M805                   | Fürstenriederstr. 30     | 4463087 | 5333572 | 4,4  | 0,0              | 3,4              | 34,9            | 34,9             | 39,6             |   |
| M806                   | Hirschbergstr. 33        | 4465141 | 5334537 | 2,2  | 0,0              | 4,7              | 41,7            | 41,7             | 43,8             |   |
| M807                   | Boschetsriederstr. 35    | 4465588 | 5329184 | 5,8  | 0,0              | 1,7              | 30,8            | 30,8             | 31,8             |   |
| M808                   | Gebelestr. 2             | 4471161 | 5334815 | 3,8  | 0,0              | 1,0              | 36,8            | 36,8             | 38,8             |   |
| M809                   | Mariahilfplatz 18        | 4468992 | 5331931 | 3,2  | 0,0              | 1,3              | 38,8            | 38,8             | 40,8             |   |
| M810                   | Schusenrieder Str. 5B    | 4455797 | 5338211 | 12,1 | 0,0              | 1,0              | 23,8            | 24,8             | 25,3             |   |
| M811                   | Alfonsstr. 8             | 4466140 | 5334936 | 1,2  | 0,0              | 2,3              | 43,7            | 43,7             | 36,8             |   |
| M812                   | Senftenauerstr. 21       | 4462489 | 5332274 | 5,4  | 0,0              | 1,5              | 31,8            | 31,8             | 32,5             |   |
| M813                   | Wilhelmstr. 29           | 4469073 | 5336033 | 2,2  | 0,0              | 0,5              | 41,7            | 41,7             | 37,1             |   |
| M814                   | Pfarrer-Grimm-Str. 1     | 4460175 | 5338099 | 7,9  | 0,0              | 2,3              | 26,4            | 27,8             | 30,2             |   |
| M815                   | Karl-Marx-Ring 63        | 4474771 | 5329808 | 8,9  | 0,0              | 1,0              | 25,2            | 25,7             | 25,4             |   |
| M816                   | Rothwiesenstr. 18        | 4461979 | 5341665 | 8,8  | 0,0              | 2,4              | 25,3            | 27,2             | 28,1             |   |