

AUGSBURGER GEOGRAPHISCHE HEFTE

Schriftenreihe des Lehrstuhls für Physische Geographie
der Universität Augsburg

Herausgegeben von K. Fischer

HEFT NR. 6

Jucundus Jacobeit

STADTKLIMATOLOGIE VON AUGSBURG UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER LUFTHYGIENISCHEN SITUATION SOWIE DES LÄRMS

Forschungsprojekt im Auftrag und mit Förderung der Stadt Augsburg

Augsburg 1986

Im Selbstverlag des Lehrstuhls für Physische Geographie der Universität Augsburg

VORWORT DES HERAUSGEBERS

Vor fünfzig Jahren erschien in erster Auflage die grundlegende Monographie von Albert Kratzer "Das Stadtklima". In ihr sind die bis dahin bekannten Tatsachen über die Entwicklung eines eigenen Mesoklimas großer Städte, über die Veränderung wesentlicher Klimaparameter in Städten gegenüber dem Umland und bis zu einer vertikalen Ausdehnung von mehreren hundert Metern systematisch dargestellt. Zu den Eigenschaften der Atmosphäre im Großstadtbereich gehört vor allem die Zunahme der Partikel-Aerosole, die die Entstehung der bekannten "Dunstglocke" bewirkt. Durch sie wird der Strahlungshaushalt verändert, die Wolkenbildung gefördert und die Gewitterhäufigkeit erhöht. Sehr wahrscheinlich ist auch die Erhöhung des Gesamtniederschlags. Verminderte Ausstrahlung und anthropogene Wärmeproduktion führen zu einer deutlichen Temperaturerhöhung; zu dem schon lange bekannten Phänomen der Wärmeinsel. Städte haben deshalb weniger Frosttage als ihre Umgebung und allgemein geringere Luftfeuchte. Die anthropogene Wärmezufuhr hat auch im Lee von Großstädten und großindustriellen Anlagen eine Zunahme sommerlicher konvektiver Starkregen zur Folge. Änderungen, teilweise in sehr negativer Weise, erfährt das Windfeld infolge Bebauung und Flächenversiegelung.

Zunehmende Bedeutung haben die gasförmigen Emissionen und der Lärm erlangt. Durch Produktions- und Verbrennungsprozesse entstehen zahlreiche Gase, vor allem SO_2 , NO_x , CO oder C_nH_m . Daraus resultieren Immissionsbelastungen, deren Erfassung oftmals große meßtechnische Schwierigkeiten bereitet und die auch nicht durch ein einzelnes Aerosol als Indikator der Gesamtmissionen näherungsweise bestimmt werden können. Dagegen gelten Rindenflechten seit Jahrzehnten als biologische Indikatoren für die räumlich variable Luftqualität und für die luftchemische Belastung in Stadtgebieten. Die Aufnahme des Flechtenbestandes in einer deutschen Stadt erfolgte im übrigen zum ersten Mal schon 1875 durch M. Britzelmayr in Augsburg, später folgten zahlreiche weitere Städte.

Das Wachstum der Städte, ihre zunehmende Bedeutung als Lebens- und Arbeitsraum eines stark gestiegenen Bevölkerungsanteils hat das Interesse an stadtklimatologischen Fragestellungen entscheidend gefördert und den außerordentlichen Stellenwert des Klimas im urbanen Ökosystem immer deutlicher hervortreten lassen. Die Stadtklimaforschung wurde deshalb am Lehrstuhl für Physische Geographie seit seiner Besetzung im Jahre 1974 besonders beachtet und schwerpunktmäßig betrieben. Teilergebnisse der bisherigen Untersuchung konnten in mehreren Arbeitsberichten in den vergangenen Jahren vorgelegt werden. Die Betreuung der stadtklimatologischen Forschungen wurde in den Jahren 1975 bis 1982 vornehmlich von Herrn Privatdozenten Dr. Otto K. Hiller

getragen und anschließend von Herrn Dr. J. Jacobeit fortgesetzt. Beiden Herren gebührt für ihre Bereitschaft zur Mitarbeit an diesem Projekt und für ihre aufopferungsvolle und zeitraubende Tätigkeit großer Dank.

Zu Dank verpflichtet sind wir der Kommission für Haushalts-, Raum- und Bauangelegenheiten der Universität Augsburg für die Bereitstellung von Forschungsmitteln über einen längeren Zeitraum hinweg. Ebenso danken wir dem Rechenzentrum der Universität, insbesondere Herrn Pitschel, für die Gewährung von Rechenzeiten bei Erstellung eines Emissionskatasters und die Modellberechnungen. Einen wesentlichen finanziellen Beitrag für die Durchführung der Untersuchungen leistete die Stadt Augsburg über den Auftrag an den Lehrstuhl für Physische Geographie, ein stadtklimatologisches Gutachten zu erstellen. Daher gilt ein besonderer Dank dem Oberbürgermeister der Stadt Augsburg, Herrn Hans Breuer, und den Mitgliedern des Stadtrates.

Augsburg, im Herbst 1986

Klaus Fischer

VORWORT DES VERFASSERS

Die vorliegende Arbeit geht zurück auf eine werkvertragliche Vereinbarung vom Juli 1979 zwischen der Stadt Augsburg und Herrn Prof. Dr. K. Fischer, Inhaber des Lehrstuhls für Physische Geographie der Universität Augsburg, in der er mit der Erstellung eines Gutachtens zur "Stadtklimatologie von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung der lufthygienischen Situation sowie des Lärms" beauftragt wurde. Unter der verantwortlichen Projektleitung von Herrn Prof. Dr. K. Fischer sind seitdem in Fortsetzung bereits früherer Arbeiten zu stadtklimatologischen Fragen am Lehrstuhl für Physische Geographie zahlreiche anwendungsbezogene Untersuchungen durchgeführt worden, die bis 1982 unter der maßgeblichen wissenschaftlichen Ausführung und Betreuung von Herrn Priv.-Doz. Dr. Otto K. Hiller standen. In diesen Zeitraum fällt auch die arbeits- und zeitaufwendige Erhebung eines Großteils der Grundlagendaten für das Emissionskataster Augsburg, die in hohem Maße von Frau F. Sirch-Freudling bewältigt worden ist und insbesondere bei der Fragebogenaktion über den Brennstoffverbrauch der Augsburger Betriebe, von Herrn E. Gall vom Amt für Stadtentwicklung und Statistik federführend organisiert, auf die dankenswerte Unterstützung durch den Herrn Oberbürgermeister, die Industrie- und Handelskammer, die Handwerkskammer, die Stadtwerke und die Mitglieder der untersuchungsbegleitenden Projektgruppe Stadtklimatologie getroffen ist. Die anschließenden Untersuchungen, die zum größten Teil in veränderter Arbeitsgruppenzusammensetzung durchgeführt wurden, schlossen auch eigenständige Arbeiten zu Teilbereichen der Gesamtuntersuchung mit ein, wie die Ausbreitungsrechnung von B. Timm am Institut für Geophysikalische Wissenschaften (Fachrichtung Meteorologie) der Freien Universität Berlin oder die Diplomarbeiten von Frau F. Sirch-Freudling, Herrn A. Colditz und Herrn H. Schrenk am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg. Auch Herr K. Hager, Leiter der Geophysikalischen Beratungsstelle in Lagerlechfeld, hat der breitangelegten Untersuchung durch Materialbeschaffung und Datenaufbereitung dankenswerterweise zugearbeitet.

Die vorliegende Fassung, deren Veröffentlichung in der Reihe der Augsburger Geographischen Hefte von Herrn Prof. Dr. K. Fischer als ihrem Herausgeber ermöglicht und nachhaltig unterstützt worden ist, entspricht bis auf einige redaktionelle Korrekturen und eine Einfügung im Einleitungskapitel (Teil 1) dem Abschlußbericht zum stadtklimatologischen Gutachten, wie er im Frühjahr 1985 bei der Stadt Augsburg als Auftraggeberin eingebracht worden ist. Lediglich die expliziten Einzeldaten aller Teiluntersuchungsgebiete, im Abschlußbericht

als Anlagen in Form von EDV-Prints beigegeben, konnten aus technischen Gründen nicht miteingeschlossen werden, sind jedoch im Verzeichnis der gespeicherten Daten dateispezifisch aufgeführt und am Rechenzentrum der Universität Augsburg jederzeit abrufbar.

Dieser Abschlußbericht wäre in seiner vorliegenden Form nicht ohne den besonderen Einsatz zahlreicher Mitarbeiter zustande gekommen, denen an dieser Stelle Anerkennung und Dank ausgesprochen sei. In besonderer Weise zu erwähnen sind Frau E. Hase, die neben den laufenden Laborarbeiten umfangreiche Datenbearbeitungen bewältigt hat und auch einen Teil der Abbildungen kartographisch gestaltet hat, Herr M. Pohla, der den Großteil der kartographischen Arbeiten gemeistert hat, sowie Herr K.-H. Kulow, Frau E. Wahnsiedler und Herr A. Colditz, die vielfältige Datenaufbereitungen und kartographische Entwürfe bearbeitet haben.

J. Jacobeit

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	VI
VERZEICHNIS DER GESPEICHERTEN DATEN	VII
VERZEICHNIS DER KARTENBEILAGEN	VIII
1. EINFÜHRUNG	1
2. DAS VEREINFACHTE EMISSIONSKATASTER DER STADT AUGSBURG	8
2.1. Verkehrsbedingte Emissionen	8
2.1.1. Datengrundlage und Rechengang	8
2.1.2. Ergebnisse	11
2.2. Emissionen aus der Wohnungsheizung (Hausbrand)	16
2.2.1. Datengrundlage und Rechengang	16
2.2.2. Ergebnisse	19
2.3. Emissionen der Arbeitsstätten/Flächenquellen	23
2.3.1. Datengrundlage und Rechengang	23
2.3.2. Ergebnisse	24
2.4. Emissionen der Arbeitsstätten/Punktquellen	27
2.5. Zusammenfassung der heizungsbedingten Emissionen	31
2.6. Zusammenfassung der Emissionen für Stadtbezirke und Gesamtstadt	32
3. KLIMAVERHÄLTNISSE IM RAUM AUGSBURG	56
3.1. Temperaturverhältnisse	56
3.2. Feuchtigkeitsverhältnisse	65
3.3. Niederschlagsverhältnisse	66
3.4. Windverhältnisse	67

	Seite
4. IMMISSIONSUNTERSUCHUNGEN IM RAUM AUGSBURG	97
4.1. Schwefeldioxid-Immissionskonzentration	98
4.1.1. Ausbreitungsberechnung	98
4.1.1.1. Modellbeschreibung	98
4.1.1.2. Ergebnisse	102
4.1.2. Immissionsmessungen	126
4.2. Schwebstaubkonzentration	133
4.3. Staubniederschlag	138
4.4. Bleigehalt im Staubniederschlag	142
4.5. Verkehrsbedingte Kohlenmonoxid-Immissions- konzentration	144
4.5.1. Modellbeschreibung	144
4.5.2. Ergebnisse	146
4.6. Lärmbelastung	149
4.6.1. Tagesgänge des Mittelungspegels	150
4.6.2. Karte des Mittelungspegels für Hauptverkehrswege	152
4.6.3. Karte des Grundgeräuschpegels	153
4.6.4. Einzelaspekte	154
5. SYNTHESE UND ZUSAMMENFASSUNG	156
LITERATURVERZEICHNIS	163
ANHANG Die Augsburger Stadtbezirke Die Augsburger Hauptverkehrsstraßen Kartenbeilagen 1 - 15	

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

	Seite	
Abb. 1	Prozentanteil der Emittentengruppen am Schadstoffausstoß	36
Abb. 2a	Prozentanteil der Quellengruppen am SO ₂ -Ausstoß in den Stadtbezirken	38
Abb. 2b	SO ₂ -Ausstoß in g/m ² /Jahr	39
Abb. 3a	Prozentanteil der Quellengruppen am NO _x -Ausstoß in den Stadtbezirken	40
Abb. 3b	NO _x -Ausstoß in g/m ² /Jahr	41
Abb. 4a	Prozentanteil der Quellengruppen am CO-Ausstoß in den Stadtbezirken	42
Abb. 4b	CO-Ausstoß in g/m ² /Jahr	43
Abb. 5a	Prozentanteil der Quellengruppen am Staub-Ausstoß in den Stadtbezirken	44
Abb. 5b	Staub-Ausstoß in g/m ² /Jahr	45
Abb. 6	Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO ₂ -, NO _x -, CO- und Staub-Ausstoß beim <u>Hausbrand</u>	49
Abb. 7	Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO ₂ -, NO _x -, CO- und Staub-Ausstoß der <u>Arbeitsstätten/Flächenquellen</u>	50
Abb. 8	Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO ₂ -, NO _x -, CO- und Staub-Ausstoß der <u>Arbeitsstätten/Punktquellen</u>	51
Abb. 9	Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO ₂ -, NO _x -, CO- und Staub-Ausstoß in <u>Augsburg insgesamt</u>	52
Abb. 10	Oberflächentemperaturen verschiedener Unterlagen an einem Hochsommer-Strahlungstag	61
Abb. 11	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Windgeschwindigkeit gesamt	68
Abb. 12	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Windgeschwindigkeit ≥ 5 Kn	69
Abb. 13	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Windgeschwindigkeit ≤ 4 Kn	70

	Seite	
Abb. 14	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse I	72
Abb. 15	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse II	73
Abb. 16	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse III ₁	74
Abb. 17	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse III ₂	75
Abb. 18	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse IV	76
Abb. 19	Windverteilung Augsburg 1951 - 1960: Ausbreitungsklasse V	77
Abb. 20	Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungs- sektoren (SW, NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V) - Frühling	79
Abb. 21	Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungs- sektoren (SW, NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V) - Sommer	80
Abb. 22	Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungs- sektoren (SW, NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V) - Herbst	81
Abb. 23	Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungs- sektoren (SW, NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V) - Winter	82
Abb. 24	Rauchfahnen-Ausbreitung bei verschiedenen Temperaturschichtungen	85
Abb. 25	Schematisierte Schwachwindfelder	91
Abb. 26	Tagesgang der Windrichtung am 23./24.2.1981 in Deuringen und am Flugplatz Mühlhausen	93
Abb. 27	SO ₂ -Immission Augsburg - Wintermittelwerte (Punktquellen)	103
Abb. 28	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Winter (Punktquellen)	104
Abb. 29	SO ₂ -Immission Augsburg - Sommermittelwerte (Punktquellen)	105

	Seite	
Abb. 30	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Sommer (Punktquellen)	106
Abb. 31	SO ₂ -Immission Augsburg - Jahresmittelwerte (Punktquellen)	107
Abb. 32	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Jahr (Punktquellen)	108
Abb. 33	SO ₂ -Immission Augsburg - Wintermittelwerte (Flächenquellen)	110
Abb. 34	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Winter (Flächenquellen)	111
Abb. 35	SO ₂ -Immission Augsburg - Sommermittelwerte (Flächenquelle)	112
Abb. 36	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Sommer (Flächenquellen)	113
Abb. 37	SO ₂ -Immission Augsburg - Jahresmittelwerte (Flächenquellen)	114
Abb. 38	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Jahr (Flächenquellen)	115
Abb. 39	SO ₂ -Immission Augsburg - Wintermittelwerte (alle Emittenten)	118
Abb. 40	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Winter (alle Emittenten)	119
Abb. 41	SO ₂ -Immission Augsburg - Sommermittelwerte (alle Emittenten)	120
Abb. 42	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Sommer (alle Emittenten)	121
Abb. 43	CO ₂ -Immission Augsburg - Jahresmittelwerte (alle Emittenten)	122
Abb. 44	SO ₂ -Immission Augsburg - 95 %-Werte Jahr (alle Emittenten)	123
Abb. 45	Schwebstaubkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zum nördlichen Fahrbahnrand der Autobahn A 8	137
Abb. 46	Jahresgang des Staubniederschlags	140
Abb. 47	Jahresgang der Bleiimmissionen	143
Abb. 48	Tagesgang des Schalldruck-Mittelungspegels an drei verschiedenen Meßstellen	151

TABELLENVERZEICHNIS

	Seite
Tab. 1 Klimamodifikationen im Bereich von Städten im Vergleich zu ihrem Umland	1
Tab. 2 Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr in g/Kfz-Std.	10
Tab. 3 Fahrmodi zur Darstellung des Kfz-Verkehrs	11
Tab. 4 Energieverbrauch gasbeheizter Wohnungen in den Stadtbezirken	18
Tab. 5 Heizwerte der Brennstoffe	19
Tab. 6 Emissionsfaktoren Hausbrand in mg/kg	19
Tab. 7 Emissionsfaktoren Kleingewerbe in mg/kg	24
Tab. 8 Emissionsfaktoren Industriefeuerung in mg/kg	27
Tab. 9 Emissionsfaktoren Kraftwerke/Fernheizwerke in mg/kg	28
Tab. 10 Emissionsfaktoren für Stickoxide in kg/TJ	53
Tab. 11 Klimadaten der Meßstation Augsburg - Ulmerstraße (1947 - 1978)	57
Tab. 12 Tagesmaximum und -minimum der Lufttemperatur an verschiedenen Stationen im Raum Augsburg während extremer Witterungsverhältnisse	62
Tab. 13 Niederschlagsmengen für ausgewählte Tage und das Jahr 1984 an 4 Meßstationen im Raum Augsburg	66
Tab. 14 Zusammenhang zwischen den Ausbreitungsklassen nach Klug/Manier und der atmosphärischen Temperaturschichtung	71
Tab. 15 Prozentuale Häufigkeiten von Inversionen sowie von Bereichen der Inversionsgrenzen und des Stagnationsindex ¹ 1980 - 1982 in Oberschleißheim bei München	87
Tab. 16 Prozentuale Häufigkeit städtischer Windfelder mit signifikanten Richtungsabweichungen für den Zeitraum Oktober bis März	89
Tab. 17 Immissionsgrenzwerte für Luftverunreinigungen	125
Tab. 18 Vergleich gemessener und modellhaft berechneter SO ₂ -Immissionskonzentrationen (in µg/m ³) für die beiden Stationen Königsplatz und Haunstetten	127
Tab. 19 Prozentanteil der Stationen mit täglichen bzw. halbstündigen SO ₂ -Immissionskonzentrationen über 150 bzw. 75 µg/m ³	131

VERZEICHNIS DER GESPEICHERTEN DATEN

- Datei 1: Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr
- Datei 2: Emissionskataster Hausbrand
- Datei 3: Emissionskataster Arbeitsstätten/Flächenquellen
- Datei 4: Emissionskataster Arbeitsstätten/Punktquellen
- Datei 5: Zusammenfassung der heizungsbedingten Emissionen auf Baublockbasis
- Datei 6: Emissionskataster Augsburg auf Stadtbezirksbasis
- Datei 7: Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch sowie am heizungsbedingten SO_2 -, NO_x -, CO- und Staubausstoß
- Datei 8: Schwefeldioxid-Immissionsmessungen
- Datei 9: Schwebstaubkonzentration
- Datei 10: Staubniederschlag
- Datei 11: Bleigehalt im Staubniederschlag
- Datei 12: Verkehrsbedingte CO-Immissionskonzentration
- Datei 13: Schalldruck-Mittelungspegel und Grundgeräuschpegel

VERZEICHNIS DER KARTENBEILAGEN

- Kartenbeilage 1: Verkehrsbedingte CO-Emission
- Kartenbeilage 2: Verkehrsbedingte NO_x-Emission
- Kartenbeilage 3: Verkehrsbedingte Blei-Emission
- Kartenbeilage 4: Quellengruppe Hausbrand: SO₂-Emission in Gramm pro Quadratmeter Wohnbau- und gemischter Baufläche pro Jahr
- Kartenbeilage 5: Quellengruppe Hausbrand: SO₂-Emission in Gramm pro Quadratmeter Baublockfläche pro Jahr
- Kartenbeilage 6: Quellengruppe Arbeitsstätten/Flächenquellen: SO₂-Emission in Gramm pro Quadratmeter Baublockfläche pro Jahr
- Kartenbeilage 7: Heizungsbedingte SO₂-Emission (alle Emittenten) in Gramm pro Quadratmeter Baublockfläche pro Jahr
- Kartenbeilage 8: Schwebstaubkonzentration (Flächenbelastung)
- Kartenbeilage 9: Staubniederschlag
- Kartenbeilage 10: Bleigehalt im Staubniederschlag
- Kartenbeilage 11: Verkehrsbedingte CO-Immissionskonzentration
16.00 - 16.30 Uhr bei - 5°C und 0 m/s
- Kartenbeilage 12: Verkehrsbedingte CO-Immissionskonzentration
16.00 - 16.30 Uhr bei 8,3°C und 2 m/s
- Kartenbeilage 13: Verkehrsbedingte CO-Immissionskonzentration
16.00 - 16.30 Uhr bei 8,3°C und 5 m/s
- Kartenbeilage 14: Schalldruck-Mittelungspegel für Hauptverkehrsstraßen
- Kartenbeilage 15: Grundgeräuschpegel (Flächenbelastung)

1. EINFÜHRUNG

Das Klima eines Ortes - im großen durch die Luftbewegungs- und Austauschmechanismen in der Atmosphäre bestimmt - erfährt durch vielfältige Einflüsse von der jeweiligen Erdoberflächenbeschaffenheit und Geländeform her systematische Modifikationen, die es als eigenständige Ausprägung bei gleichen großklimatischen Rahmenbedingungen in Erscheinung treten lassen. Besonders wirkungsvoll ist die Beeinflussung bei großen städtischen Baukörpern, die die Herausbildung eines eigenständigen Stadtklimas - wohlunterschieden vom Klima der nichtstädtischen Umgebung - verursachen und aufrechterhalten. Zwei wesentliche Aspekte dieses Stadtklimas lassen sich eigens formulieren: zum einen Änderungen in der Zusammensetzung der Stadtluft durch den anthropogenen Ausstoß luftfremder Stoffe, zum anderen signifikante Abweichungen bei nahezu allen bedeutsamen Klimaelementen in der Stadt im Vergleich zum umliegenden Freiland (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Klimamodifikationen im Bereich von Städten im Vergleich zu ihrem Umland (nach LANDSBERG, 1970, S. 374)

Wolkendecke	+ 5 bis 10 %
Sonnenscheindauer	- 5 bis 15 %
Globalstrahlung	- 15 bis 20 %
UV-Strahlung: Winter	- 30 %
Sommer	- 5 %
jährliche Temperaturmittel	+ 0,5 bis 1,0 K
Winterminima d. Temp.	+ 1,0 bis 2,0 K
rel. Luftfeuchtigkeit: Winter	- 2 %
Sommer	- 8 %
Nebel: Winter	+ 100 %
Sommer	+ 3 %
mittlere Windgeschwindigkeit	- 20 bis 30 %
Windstillen	+ 5 bis 20 %
jährlicher Niederschlag	+ 5 bis 10 %
Schneefall	- 5 %
Gasbeimengungen	5 bis 25 mal mehr
Kondensationskerne	10 mal mehr

Beide Aspekte haben einen unmittelbaren Bezug zu stadtplanerischen Einflußnahmen: die Belastung der städtischen Luft durch Schmutz- und Schadstoffe über emissionsreduzierende oder immissionsvorbeugende Maßnahmen, die klimatische Modifikation v.a. im Bereich der Lufttemperatur und der Windverhältnisse über sachbezogene Standort- und Flächennutzungsplanung. Im Bewußtsein dieser Zusammengehörigkeit von wissenschaftlichem Erkenntnisinteresse und stadtplanerischer Umsetzungsmöglichkeit wurde im Sommer 1979 zwischen der Stadt Augsburg und dem Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg ein Werkvertrag über die Erstellung eines Gutachtens zur "Stadtklimatologie von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung der lufthygienischen Situation sowie des Lärms" abgeschlossen, das folgende Teilbereiche zu erfassen haben sollte:

- Erstellung eines vereinfachten Emissionskatasters
- Berechnungen zur Ausbreitung der Schmutz- und Schadstoffe
- Darstellung der Staubimmission
- Darstellung der Immission der wichtigsten Schadgase
- Untersuchungen zur Lufterneuerung
- Erstellung von Lärmkarten.

Die Erstellung eines Emissionskatasters soll einen möglichst detaillierten quantitativen Überblick über den Ausstoß an Schmutz- und Schadstoffen vermitteln, der von den unterschiedlichen Quellengruppen Kfz-Verkehr, Wohnraumbeheizung sowie betriebliche Brennstoffverwendung in Kleingewerbe, Großindustrie und Dienstleistungsbetrieben herrührt. Die Erfassung dieser Emissionen nach Größenordnung und räumlicher Verteilung ist für einen als Belastungsgebiet ausgewiesenen Raum wie Augsburg eine vordringliche Aufgabe und bildet die Grundlage für alle weiteren lufthygienischen Untersuchungen. Diese konzentrieren sich auf die direkte Einwirkung der Schmutz- und Schadstoffe auf den betreffenden Lebensraum, die sog. Immission, die vom anfänglichen Schadstoffausstoß, der Emission, aufgrund verschiedenartiger zwischengelagerter Ausbreitungs- und Umverteilungsprozesse in der Atmosphäre unterschieden werden muß. Deshalb wurde in die Untersuchung auch ein Teilkapitel über die rechnerisch ermittelte Ausbreitung emittierter Schadstoffe aufgenommen, die naturgemäß bei Großanlagen mit hohen Kaminen am bedeutsamsten ist. Die Ausbreitungsberechnung wurde beispielhaft für das Schadgas Schwefeldioxid durchgeführt, das v.a. bei Verbrennungsprozessen

fossiler Brennstoffe freigesetzt wird und als Leitschadgas für heizungsbedingte Emissionen (sei es bei der Erzeugung von Prozeßwärme oder bei der Gebäudeheizung) angesehen werden kann. Die Freisetzung, Ausbreitung und Einwirkung von Schadstoffen spielt nicht nur in ausgewiesenen Belastungsgebieten eine Rolle, sondern muß auch im übergreifenden Gesamtzusammenhang anthropogener Ökosystembelastungen gesehen werden, die mit Schlagworten wie Waldsterben oder Bodenversauerung auch zunehmenden Eingang ins öffentliche Bewußtsein gefunden haben.

Nachdem im Ergebnisbericht zum Untersuchungsabschnitt 1 das vereinfachte Emissionskataster der Stadt Augsburg erstmals vorgestellt wurde (HILLER und SIRCH-FREUDLING, 1982), wird im vorliegenden Abschlußbericht die Gesamtheit aller durchgeführten Untersuchungen erörtert. In sachlich begründeter Abweichung von der oben zitierten Einzelausweisung der Teilbereiche wird dabei in folgenden Schritten vorgegangen: nach der Erläuterung des vereinfachten Emissionskatasters (Teil 2), das nach gründlicher Überarbeitung, teilweiser Aktualisierung und mehrfacher Erweiterung in seiner veränderten und ausgeweiteten Form nun auch geschlossen in der Grobrechenanlage der Universität Augsburg gespeichert ist, werden einige Teilkapitel zu den klimatologischen Verhältnissen im Raum Augsburg angeschlossen (Teil 3), die sowohl für die Ausbreitung emittierter Schadstoffe als auch für den Teilbereich der Lüfterneuerung von Bedeutung sind (v.a. Temperatur- und Windverhältnisse, Teil 3.1. und 3.4.). Es folgt das Hauptkapitel über die Immissionsuntersuchungen (Teil 4), das insbesondere die Darstellung der Ausbreitungsberechnung (Teil 4.1.1.), der Staubimmission (Teil 4.2., 4.3. und 4.4.), der Immission der wichtigsten Schadgase (Teil 4.1.2. und 4.5.) sowie der Lärmbelastung (Teil 4.6.) enthält. Abschließend wird in einer Zusammenschau aller Einzelergebnisse eine Gesamtbewertung der stadtklimatologischen Situation Augsburgs angestrebt (Teil 5).

Im Vergleich mit stadtklimatologischen Untersuchungen in anderen Städten der Bundesrepublik sind einige Bemerkungen notwendig, die sich auf Vorgehensweise und Ausführung der vorliegenden Arbeit beziehen. So wird das verfügbare Emissionskataster als vereinfachtes bezeichnet, weil es sich auf eine Auswahl besonders wichtiger Schadstoffe (Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenmonoxid, Staub) stützt, die zu unterschiedlichen Anteilen von allen betrachteten Quellgruppen (Verkehr, Hausbrand, Kleingewerbe, Indu-

strie) emittiert werden und für die überdies vom Umweltbundesamt fortgeschriebene Emissionsfaktoren zu ihrer rechnerischen Bestimmung aus Wärmeenergie- oder Brennstoffverbrauchsdaten vorliegen. Nicht berücksichtigt werden konnten dagegen branchenspezifische Emissionen wie zahlreiche toxische organische Gase und Dämpfe, die meist einer aufwendigen Quellenanalyse an jeder einzelnen Industrieanlage bedürfen und in aufwendigen Katastern aus dem Ruhrgebiet oder der Modelluntersuchung im Großraum Köln (Emissionskataster Köln, 1972) ermittelt worden sind. Auch war bei den gegebenen Bedingungen kein interdisziplinäres Großprojekt wie die Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain der Regionalen Planungsgemeinschaft Untermain (RPU, 1970 - 1977) zu realisieren, in der erhebungsbezogene, modelltheoretische und meßtechnische Aspekte aus einer Vielzahl von Bereichen wie Meteorologie, Klimatologie, Ökologie, Botanik, Luftchemie, Bautechnik und Regionalplanung zusammenliefen. Doch ist im Rahmen der finanziellen, organisatorischen, personellen und gerätschaftlichen Möglichkeiten des Lehrstuhls für Physische Geographie versucht worden, ein möglichst detailliertes und flächendeckendes Bild der Emissions- und Immissionssituation bei den ausgewählten Schadstoffen zu erhalten. So wurde das Kataster der heizungsbedingten Emissionen auf der Basis der Planungseinheit Baublock ermittelt, die bei Anlehnung an die tatsächliche Baustruktur und hohem Auflösungsgrad (rund 1.700 Baublöcke im Stadtgebiet von Augsburg) ein wesentlich detaillierteres und realistischeres Bild der Emissionsverteilung liefert als etwa abstrakt-geometrische Rasterquadrate, die z.B. im Emissionskataster Erlangen/Fürth/Nürnberg (Bay. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen, 1984) bei Kantenlängen von 1 km zugrundegelegt worden sind. Im Bereich der Immissionsuntersuchungen konnte ebenfalls auf keine flächendeckenden Meßdaten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz zurückgegriffen werden, da nur 2 kontinuierliche Meßstationen (am Königsplatz und am Alten Rathaus in Haunstetten) existieren. Diskontinuierliche Stichprobenmessungen der Schwefeldioxid-Konzentration sowie die Bestimmung von Staubbiederschlag und seinem Bleigehalt, die über Jahre hinweg am Lehrstuhl für Physische Geographie durchgeführt wurden, sind deswegen durch gezielt vergebene Diplomarbeiten zu Teilbereichen der Immissionsklimatologie (Schwefeldioxid, Schwebstaub, Lärm) und durch modellhafte Berechnungsverfahren (Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid) ergänzt worden. Ausdrücklich muß jedoch betont werden, daß weder konkrete Einzelsituationen simuliert werden können noch kleinräumige

Einzelmaßnahmen des Immissionsschutzes sich aus den Datengrundlagen ableiten lassen. Vielmehr wird ein quantitativer Überblick über die räumliche Verteilung der allgemeinen Immissionsbelastung gegeben, der als Grundlage für prinzipielle Richtlinien stadtplanerischen Handelns dienen kann.

Als verbindlicher Orientierungsmaßstab immissionsklimatologischer Arbeitsweisen und Untersuchungsergebnisse, insbesondere soweit es behördliche Betroffenheit berührt, sind die in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) niedergelegten allgemeinen Verwaltungsvorschriften zum Bundes-Immissionsschutzgesetz gedacht. Diese Vorschriften bestimmen u.a. vereinheitlichte Verfahren zur Ermittlung von Immissionskenngrößen und Immissionswerte zum Schutz vor Gesundheitsgefahren bzw. erheblichen Nachteilen und Belästigungen, die z.B. bei behördlichen Entscheidungen über genehmigungsbedürftige Anlagen zugrunde gelegt werden. Derartige Immissionswerte sind obere Grenzwerte für den Mittelwert aller Einzelmessungen über einen längeren Zeitraum, der als Maß für die durchschnittliche Langzeitbelastung dient, sowie für den 95 %- bzw. 98 %-Summenhäufigkeitswert (d.h. denjenigen Wert, der nur mehr von 5 bzw. 2 % aller Einzelwerte dieses längeren Zeitraums überschritten wird), der als Maß für kurzzeitige Belastungen fungiert, die im Langzeitmaß herausgemittelt sein können. Beide Grenzwerte geben im Vergleich mit gemessenen oder berechneten Werten einen Anhaltspunkt über das absolute Belastungsniveau am Untersuchungsort, sind allerdings in ihrer sachgemäßen Festlegung unter ökologischen Gesichtspunkten keineswegs unumstritten (so sind etwa von forstwissenschaftlicher Seite unter dem Gesichtspunkt potentieller Schädigungsrisiken für Nadelbäume wesentlich niedrigere Grenzwerte formuliert worden (vgl. SCHWILL, 1984), und generell bleibt es bei der Interaktion vielfältiger Schadstoff-Teilkomponenten prinzipiell problemhaft, verlässliche Grenzwerte der Risikofreiheit für einzelne dieser Teilkomponenten festzulegen). Die vorliegenden Untersuchungen zur lufthygienischen Situation Augsburgs orientieren sich deshalb auch nicht ausschließlich an diesen Grenzwerten der TA Luft (wiewohl mögliche Vergleiche wie bei den Immissionswerten des Schwefeldioxids, des Staubbiederschlags und seines Bleigehalts natürlich vorgenommen werden, vgl. Teil 4), sondern beziehen gleichermaßen sowohl kurzzeitige gültige Belastungsverhältnisse als auch Gegebenheiten der relativen Belastungsdifferenzierung als wesentliche Gesichtspunkte der Beurteilung mit ein. Wie allgemein in der Klimatologie spielen auch in lufthygienischen

Untersuchungen nicht nur Mittelwerte und Streuungsmaße, sondern auch Extremwerte nach Ausmaß und Auftrittsverteilung eine aussagekräftige Rolle, vermögen sie doch Spitzenbelastungen kenntlich zu machen, die weder in Mittel- noch in Summenhäufigkeitswerten erkennbar werden, jedoch gleichermaßen Aufmerksamkeit als potentielles Schädigungsrisiko verdienen. Der Bedeutung derartiger Kurzzeitmaxima ist auch durch die Festlegung eigener Grenzwerte für 24-stündige und 1/2-stündige Einwirkungsdauer (VDI-Richtlinie 2310) Rechnung getragen worden, woran sich etwa weitere Teilergebnisse der vorliegenden Untersuchung (Stichprobenmessungen der SO_2 -Immissionskonzentration, Berechnung der verkehrsbedingten halbstündigen CO -Immissionskonzentration) vergleichend messen lassen. Darüberhinaus spielen in wissenschaftlichen Untersuchungen zur lufthygienischen Situation, soweit sie sich nicht auf einen nur begrenzt aussagefähigen Einzelstandort beschränken, sondern wie im vorliegenden Fall auf einen größeren zusammenhängenden Raum beziehen, Fragen der räumlichen Verteilung von Emissionen und Immissionen eine hervorgehobene Rolle. Es geht also nicht nur um den Vergleich von Einzelstandortswerten mit absoluten Grenzwerten, sondern gleichermaßen um eine relative Belastungsdifferenzierung, die räumliche Verteilungsmuster relativ stärker oder schwächer belasteter Teilbereiche im Gesamtuntersuchungsraum herauszukristallisieren gestattet. Auch unterhalb der Schwelle gesetzlich festgelegter absoluter Grenzwerte können derartige Belastungsdifferenzierungen wertvolle Hinweise auf potentielle Problemgebiete geben und somit zur Grundlage gezielten stadtplanerischen Handelns werden. In der Umsetzung ausgewählter Teile der ermittelten Emissions- und Immissionswerte in Karten der räumlich differenzierten lufthygienischen Situation Augsburgs (vgl. die Kartenbeilagen 1 - 15) ist die darstellerisch notwendige Gruppierung des jeweiligen Datenkollektivs in disjunkte Klassen dementsprechend nicht an extern vorgegebenen absoluten Schwellenwerten orientiert worden, sondern an der jeweiligen Häufigkeitsverteilung der Einzelwerte, um gerade die relativen Belastungsunterschiede innerhalb des Stadtgebiets zum Ausdruck gelangen zu lassen.

Entsprechend der allgemeinen Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung liegt ihr Schwerpunkt auf den lufthygienischen Verhältnissen im Raum Augsburg (vgl. die laut Werkvertrag ausgewiesenen Teilbereiche). Das Studium klimatologischer Feldwerteverteilungen, wie es etwa für die Oberflächentem-

peraturen über Thermalbefliegungen betrieben werden kann (Forschungsvorhaben Stadtklima Bayern des Lehrstuhls für Bioklimatologie und Angewandte Meteorologie der Universität München), würde in derartigen Formen auch die gegenwärtigen Möglichkeiten der hiesigen Universität übersteigen. Allerdings wird in einem Unterkapitel (Teil 3.1.) auch auf diesen Komplex kurz eingegangen, und die weitere stadtklimatologische Forschung am Lehrstuhl für Physische Geographie wird über flächendeckende Meßfahrten und aus Luftbildern erarbeitete Verteilungen thermisch charakterisierbarer und flächenbilanzierter Oberflächenbedeckungsarten vertiefte Kenntnisse auch über diesen Aspekt stadtklimatisch sinnhafter Flächennutzungsgestaltung in Augsburg erbringen.

2. DAS VEREINFACHTE EMISSIONSKATASTER DER STADT AUGSBURG

Die ermittelten Schadstoff-Emissionen werden zunächst gesondert nach den vier Quellengruppen Verkehr, Wohnungsheizung, Arbeitsstätten/Flächenquellen und punktförmige Einzelemittenten dargestellt und diskutiert. Dabei bildet für den Kfz-Verkehr das linienförmige Hauptverkehrsstraßennetz die Grundlage, für Hausbrand und Arbeitsstätten die flächendeckende Aufgliederung in ca. 1 700 Baublöcke, während Betriebe mit besonders hohem Energieverbrauch, hohem Schornstein oder besonders hoher Emission als Punktquellen zusammengefaßt sind. Die Emissionsberechnung umfaßt bei allen Quellengruppen die Leitschadstoffe Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenmonoxid und Staub, im Bereich des Kfz-Verkehrs sind zusätzlich Kohlenwasserstoffe und Blei erfaßt. Gegenüber der vorläufigen Darstellung im Ergebnisbericht zum Untersuchungsabschnitt 1 (HILLER u. SIRCH-FREUDLING, 1982) haben sich zwischenzeitlich einige Veränderungen ergeben, die im wesentlichen auf Aktualisierungen und Datenerweiterungen beruhen; sie werden bei der folgenden Detaildarstellung jeweils im einzelnen spezifiziert. Darüber hinaus schließt sich ein Teilkapitel an, das die ermittelten Emissionen für Stadtbezirke und Gesamtstadt zusammenfaßt und in ihren Quellengruppenanteilen näher beleuchtet.

2.1. Verkehrsbedingte Emissionen

2.1.1. Datengrundlage und Rechengang

Gegenüber der Datengrundlage des Zwischenberichts, die sich auf Verkehrserhebungen zwischen 1974 und 1978 stützen mußte und mangels eines einheitlichen Trends an allen Meßstellen nicht auf einen gemeinsamen Zeitpunkt hochgerechnet werden konnte, basiert die jetzt vorliegende Darstellung auf aktualisierten und synchronen Datensätzen, die im Rahmen eines eigenständigen, werkvertraglich mit der Stadt Augsburg vereinbarten und von ihr finanzierten Verkehrszählungsprojekts vom Lehrstuhl für Physische Geographie im Mai 1984 erhoben worden sind. Dabei wurden während durchschnittlicher Werk-tage (zwischen Dienstag und Donnerstag ohne benachbarten Feiertag) an ca.

120 Zählstellen des Hauptverkehrsstraßennetzes Augsburgs Querschnittszählungen des Kfz-Aufkommens mit zeitlicher Auflösung in Viertelstundenintervalle durchgeführt. Knapp 40 % der Meßstellen waren ganztägig besetzt, die übrigen erlaubten eine Hochrechnung auf das 24-stündige Kfz-Aufkommen bereits aus der reduzierten Zählzeit während des Tagesintervalls von 6 bis 22 Uhr. Aus organisatorischen Gründen erfolgte die Durchführung gesondert nach Außenbereich (Stadttrandgebiet und Randgebiet der Innenstadt) sowie Innenbereich, ohne die geforderte Synchronität zu beeinträchtigen.

Bei der rechnerischen Ermittlung der verkehrsbedingten Emissionen wurden gegenüber der vorläufigen Darstellung des Zwischenberichts aktualisierte Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes verwendet (vgl. Tab. 2), die sich auf den Kraftfahrzeugbestand von 1980 beziehen und eine stärkere Differenzierung sowohl bei den Nutzfahrzeugen als auch bei der Verteilung von Otto- und Dieselmotoren implizieren. Sie sind in Tab. 2 getrennt nach den gesondert gezählten Kfz-Typen PKW, Lieferwagen (Nutzfahrzeuge bis 3,5 t zulässige Gesamtmasse) und LKW für die sechs Schadstoffe Kohlenmonoxid, Stickoxide, Kohlenwasserstoffe, Schwefeldioxid, Blei und Ruß sowie 7 verschiedene Fahrmodi ausgewiesen, die gemäß Tab. 3 unterschiedliche, durch Geschwindigkeitsbereiche bzw. mittlere Fahrgeschwindigkeiten repräsentierbare Verkehrssituationen bezeichnen. Nach einer Aufteilung des 24-stündigen Ganztages in fünf Teilzeiten (6 - 8.30, 8.30 - 15.45, 15.45 - 18.00, 18.00 - 22.00, 22.00 - 6.00 Uhr) und der Festlegung des Fahrmodus für alle Zählstellen und Teilzeiten (getrennt nach Fahrtrichtungen) ergibt sich E_S als Emission des Schadstoffes S in Gramm pro Tag und Straßenmeter zu

$$E_S = \frac{\sum_{i=1}^5 \sum_{K=1}^3 (Kfz_{i,K} \cdot EF_{K,S,M})}{V_{M,i}}$$

mit Kfz: Anzahl der Kfz eines Kfz-Typs
 EF: Emissionsfaktor
 V: mittlere Fahrgeschwindigkeit
und den Indizes M für Fahrmodus,
 K für Kfz-Typ,
 i für Teilzeit.

Fahrmodus:	1	2	3	4	0	5	6
<u>Pkw:</u>							
Kohlenmonoxid	1 084.00	799.10	739.30	627.30	569.10	508.60	427.70
Stickoxide	355.20	113.20	73.74	42.00	31.76	19.82	8.94
Kohlenwasserstoffe	103.20	79.50	73.26	61.98	56.43	48.27	38.34
Schwefeldioxid	4.92	2.58	2.20	1.75	1.57	1.27	0.95
Blei	0.91	0.49	0.42	0.33	0.29	0.25	0.19
Ruß	-	-	-	-	-	-	-
<u>Lieferwagen</u>							
Kohlenmonoxid	943.20	877.05	786.63	668.11	612.55	556.81	481.14
Stickoxide	327.74	184.59	108.92	56.07	40.18	27.99	16.09
Kohlenwasserstoffe	67.68	97.97	99.35	85.71	76.35	65.71	49.71
Schwefeldioxid	7.55	5.27	3.86	2.69	2.26	1.90	1.46
Blei	1.08	0.75	0.56	0.40	0.34	0.35	0.23
Ruß	3.11	2.42	2.06	1.82	1.74	1.70	1.66
<u>Lkw:</u>							
Kohlenmonoxid	181.70	248.80	231.60	235.00	240.40	236.00	230.90
Stickoxide	1 123.00	819.80	598.70	383.70	294.80	223.10	129.80
Kohlenwasserstoffe	204.50	161.40	161.90	165.60	166.10	167.40	169.30
Schwefeldioxid	105.30	81.35	61.33	41.53	34.41	26.78	17.63
Blei	-	-	-	-	-	-	-
Ruß	14.35	12.29	11.73	9,60	8.60	7.35	5.50

Tab. 2: Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr in g/Kfz-Std.
(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

Tab. 3: Fahrmodi zur Darstellung des Kfz-Verkehrs

Modus	Geschwindigkeitsber.	mittl. Fahrgeschw.	Verkehrssituation
1	ca. 100 km/h	100,0 km/h	Autobahn
2	55 - 65 km/h	60,0 km/h	Ausfallstraßen
3	30 - 55 km/h	42,5 km/h	flüssiger Durchgangs- verkehr
4	22 - 30 km/h	26,0 km/h	flüssiger Stadtverkehr
0	17 - 22 km/h	19,5 km/h	Vergleichszyklus zum Europa-Test
5	10 - 17 km/h	13,5 km/h	zähflüssiger Stadtverkehr
6	2 - 10 km/h	6,0 km/h	verstopfte Straßen

2.1.2. Ergebnisse

Die von der Verkehrszählung 1984 erfaßten Hauptverkehrsstraßen Augsburgs lassen sich der Überblicksskizze im Anhang entnehmen. In den Kartenbeilagen 1 - 3 sind beispielhaft die räumlichen Verteilungen der CO-, NO_x- und Bleiemissionen illustriert, wobei eine an der jeweiligen Häufigkeitsverteilung der Einzelwerte orientierte Klassifizierung in fünf Wertebereiche vorgenommen worden ist und jeder punktuelle Zählstellenwert als repräsentativ für denjenigen Straßenabschnitt angesehen werden kann, der nahezu gleichbleibende Verkehrsbedingungen besitzt (also etwa bis zur nächsten gleichrangigen Kreuzung oder Verzweigung).

Die gravierendsten Problemgebiete liegen an vier Stellen im Stadtgebiet, die dadurch gekennzeichnet sind, daß ihre Ausstoßwerte bei allen berechneten Schadstoffkomponenten in der jeweils höchsten relativen Emissionsklasse liegen: die Friedberger Straße im Bereich der Lechbrücke, die Rote-Torwall-Straße, die Haunstetter Straße im Bereich zwischen Bahnunterführung und Rotem Tor sowie die Donauwörther Straße im Mündungsbereich der Zollernstraße zeigen gleichermaßen Emissionswerte über 1 000 g Kohlenmonoxid, über 100 g Stickoxide und Kohlenwasserstoffe, über 8 g Schwefeldioxid, über 0,5 g Blei sowie über 1 g Feststoffpartikel (Ruß und Staub), jeweils bezogen auf einen Meter Straßenlänge und auf einen durchschnittli-

chen Werktag. Die Friedberger Straße (Lechbrücke) nimmt dabei das Ausstoßmaximum bei CO (1 238,4 g/T/m) und Blei (616,3 mg/T/m) an, Kohlenwasserstoffe und Ruß erreichen ihr Maximum (150,0 bzw. 1,9 g/T/m) in der Rotentorwall-Straße und die höchsten Werte an Stickoxiden (141,8 g/T/m) und SO₂ (10,4 g/T/m) werden in der mittleren Donauwörther Straße emittiert. Primärer Grund für die hohen Ausstoßwerte ist das enorme Verkehrsaufkommen an den genannten Stellen (39 745 Pkw pro Tag in der Friedberger-, 39 169 in der Donauwörther-, 33 480 in der Haunstetter- und 30 584 in der Rotentorwall-Straße), das mit die höchsten Werte in ganz Augsburg erreicht (lediglich in der Stadtbachstraße und in der Bürgermeister-Ackermann-Straße an der Wertachbrücke werden noch tägliche Pkw-Anzahlen von 30 000 überschritten). Weitere Beeinflussungen des Schadstoffausstoßgrades gehen jedoch von den unterschiedlichen Fahrzuständen (Fahrmodi) aus, wie folgende Beispiele zeigen: in der Haunstetter Straße zwischen Bahnunterführung und Rotem Tor etwa erzeugt der stadteinwärtige Verkehr, obwohl er zahlenmäßig sogar etwas unter dem Aufkommen der entgegengesetzten Richtung liegt (16 125 Pkw gegenüber 17 355), jeweils mehr als das Doppelte an Kohlenmonoxid-, Kohlenwasserstoff-, Blei- und Rußausstoß als der stadtauswärtige Verkehr, da über weite Strecken des Tages zähkere Verkehrsflußverhältnisse (Ampelanlage!) herrschen als stadtauswärts und bei unvollständigen Verbrennungsprozessen niedrigerer Fahrgeschwindigkeiten insbesondere der Ausstoß an Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen zunimmt (bei einem Verkehrsaufkommen von jeweils 10 000 Pkw etwa steigt der CO-Ausstoß pro Straßenmeter von 174 g bei flüssigem Durchgangsverkehr mit einer mittleren Fahrgeschwindigkeit von 42,5 km/h auf 376,7 g bei zähflüssigem Stadtverkehr mit einer mittleren Fahrgeschwindigkeit von 13,5 km/h). Umgekehrt steigt der Stickoxid-Ausstoß bei höheren Fahrgeschwindigkeiten und Verbrennungstemperaturen an (im gleichen Beispiel wie oben von 14,7 g bei zähflüssigem Stadtverkehr auf 17,4 g bei flüssigem Durchgangsverkehr und sogar 35,5 g bei Stadtautobahnverkehr mit einer mittleren Fahrgeschwindigkeit von 100 km/h), so daß die beiden gegenläufigen Richtungen in der Haunstetter Straße (Volkschule) im Unterschied zu den anderen Schadstoffen nahezu gleiche Stickoxidemengen produzieren und im Abschnitt der neuen B 17 südlich der Rumplerstraße bei vergleichsweise niedrigen Ausstoßwerten der anderen Schadstoffe die Stickoxid-Emission in der höchsten Klasse liegt (105,9 g/T/m). Ähnlich gegenläufige Verhältnisse zwischen Kohlenmonoxid und Stickoxiden finden sich an zahlreichen anderen Stellen des Stadtgebietes.

tes: hinsichtlich stark unterschiedlicher Anteile der Fahrtrichtungen am CO-Ausstoß aufgrund verschiedenartiger Fahrzustände bei annähernd gleichem Verkehrsaufkommen etwa in der Roten-Torwall-Straße (zähflüssiger in Richtung Westen) oder in der mittleren Donauwörther Straße (zähflüssiger stadteinwärts); hinsichtlich erhöhter NO_x -Emissionen bei mittleren CO-Werten vor allem in der Donauwörther Straße im verkehrsflüssigeren Stadtrandbereich (NO_x in der höchsten, CO in der mittleren Emissionsklasse), aber auch im Bereich der St.-Josefs-Kirche, in der Ulmer Straße westlich der Einmündung Neuhäuserstraße, in der Bgm.-Ackermann-Straße an der Wertachbrücke, in der Haunstetter Straße bei Mercedes Benz, in der Friedberger Straße nahe Stadtgrenze, in der Lechhauser Straße und in der Neuburger Straße beim Postamt (jeweils NO_x in der zweithöchsten, CO in der mittleren Emissionsklasse); hinsichtlich erhöhter CO-Emissionen bei ein bis zwei Klassen niedriger liegenden NO_x -Werten schließlich vor allem in den verkehrsstockenderen Abschnitten der Grottenau und der Stadtbachstraße (CO jeweils in der höchsten Emissionsklasse), aber auch in den innenstadtnahen Bereichen der Wertach-, Gögginger-, Viktoria-, Volkhart- und Karlstraße sowie Am Alten Einlaß (CO jeweils in der zweithöchsten Emissionsklasse).

Neben den vier eingangs genannten Straßenabschnitten mit höchstklassigen Werten bei allen sechs Schadstoffkomponenten lassen sich vier weitere Bereiche ausmachen, die durch Ausstoßwerte in der höchsten Emissionsklasse bei wenigstens drei der sechs erfaßten Schadstoffe gekennzeichnet sind: in der Stadtbachstraße mit höchstklassigen Werten von Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen, Blei und Ruß, in der Grottenau mit demgegenüber lediglich beim Ruß (aufgrund nur rund zwei Drittel so starken LKW-Verkehrs) in die zweithöchste Klasse abgesunkenem Wert, in der stadtrandnahen Donauwörther Straße mit höchstklassigen Werten von Stickoxiden, Schwefeloxiden und Ruß, sowie in der Langenmantelstraße mit ebensolchen von Kohlenwasserstoffen, Blei und Ruß. Wie bereits an den Kfz-Emissionsfaktoren (Tab. 2) zu erkennen ist, die für Pkw keine eigenen Ruß- und für Lkw (bei ganz überwiegenden Dieselmotoren) keine eigenen Bleiwerte ausweisen, sind die Ausstoßwerte dieser beiden Schadstoffe im wesentlichen durch jeweils einen dieser Kfz-Typen bestimmt. Dementsprechend finden sich in der Sebastian- und in der Karlstraße bei hohen täglichen Pkw-Anzahlen (um 25 000) und relativ ungünstigen Fahrmodi noch zwei weitere Bleiwerte der höchsten Emissionsklasse (größer 400 mg/T/m), während in der Donauwörther Straße

(St.-Josefs-Kirche) und in der Friedberger Straße (Höhe Meringer Straße) bei hohen täglichen Lkw-Anzahlen (über 3 100 bzw. 2 500) weitere Rußemissionen der höchsten Klasse (über 1 000 mg/T/m) auftreten. In diesem Zusammenhang bleibt zu erwähnen, daß der etwa im Vergleich zur Donauwörther Straße relativ geringe Lkw-Anteil am hochfrequentierten Punkt der Hochzoller Lechbrücke (nur 7,2 % gegenüber 12,6 %) unter Berücksichtigung der Brückensperrung für Lastkraftwagen über 24 Tonnen zu bewerten ist; der uneingeschränkte Lkw-Verkehr in diesem Bereich würde also insbesondere den mit 1 607,1 mg/T/m schon dritthöchsten Rußemissionswert (nach Roter-Torwall- und mittlerer Donauwörther Straße) noch weiter erhöhen.

In der Hierarchie der Schadstoffausstoß-Belastung folgt nach den beiden bisher genannten Vierergruppen eine weitere Gruppe von Straßenabschnitten, die durch vereinzelte Höchstklassenwerte oder mehrere Ausstoßwerte in den jeweils zweithöchsten Emissionsklassen gekennzeichnet sind. Hierher gehören neben den bereits erwähnten Bereichen der südlichen neuen B 17 (höchste NO_x -Klasse), der Sebastian- und Karlstraße (höchste Blei-Klasse und verbreitet zweitrangige Werte) sowie der inneren Donauwörther- und der äußeren Friedberger Straße (höchste Ruß-Klasse und außer beim CO jeweils die zweithöchste Klasse) folgende weitere Straßenabschnitte: Wertachstraße, Am Alten Einlaß, Viktoriastraße und Gögginger Straße/Höhe Calmbergstraße (zweithöchste Emissionsklasse bei Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffen und Blei) sowie Volkhartstraße (noch zusätzlich bei Ruß), Eserwallstraße (und zusätzlich bei NO_x) und Neuburger Straße/Postamt (hier nicht bei CO). Dieses Verteilungsbild sowohl räumlicher wie schadstoffspezifischer Art ergibt sich erneut aus dem kombinierten Zusammenwirken hohen Verkehrsaufkommens und verbreitet ungünstiger Fahrzustände.

Gegen die stadtrandnäheren Bereiche hin verringert sich im allgemeinen in Abhängigkeit von nachlassendem Verkehrsaufkommen und gesteigertem Verkehrsfluß der Ausstoß Kfz-verursachter Schadstoffe, wie es die Zunahme niedrigerer Emissionsklassen in den Kartenbeilagen vor Augen führt oder die räumliche Verteilung der oben genannten Emissionsschwerpunkte illustriert (13 im Innen-, 7 im Außenbereich). Wichtige Ausnahme ist das Verteilungsbild der Stickoxide, die gemäß ihres Ausstoßanstiegs bei höheren Fahrgeschwindigkeiten im Innenstadtbereich eher in mittleren oder niedrigeren Emissionsintervallen liegen (vgl. Kartenbeilage 2), nach außen zu jedoch zumindest dort,

wo keine Kompensation durch stark nachlassendes Verkehrsaufkommen stattfindet, bestimmend für die verkehrsbedingten Emissionen werden: so liegen (genau entgegengesetzt verteilt wie beim Kohlenmonoxid) vier der sechs Straßenabschnitte der höchsten Emissionsklasse im Außenbereich, und besonders eindrücklich hebt sich in der NO_x -Karte das maximale Emissionsniveau in den Ausfallstraßen der Donauwörther Straße und der neuen B 17 hervor.

Verbesserungen der Emissionssituation sind letztlich nur durch eine Reduzierung des Schadstoffausstoßes selbst zu erreichen, d.h. durch Veränderungen an der eigentlichen Verursachungsquelle. Im Bereich des Kfz-Verkehrs kommen hierfür Abgasreinigungen an den Fahrzeugen, wie sie durch die bereits verfügbare und allmählich sich verbreitende Katalysator-Technik gegeben sind, oder Reduzierungen des Verkehrsaufkommens selbst in Frage. Im städtischen Bereich ist hierzu eine effektive Verlagerung privater Verkehrsströme auf öffentliche Personennahverkehrsmittel ein prinzipiell gangbarer und gerade unter lufthygienischen Gesichtspunkten nachdrücklich zu fordernder Weg. Ein Ausbau des Straßennetzes hingegen, sei es in Form spurerweiternder Verbreiterungen oder durch Schaffung zusätzlicher Verkehrswege, gerät nicht nur in Konflikt mit anderen gerade auch lufthygienisch relevanten Belangen wie der Erhaltung oder Ausweitung von Frei- und Grünflächen (vgl. Teil 3), sondern bedeutet letztlich auch nur eine Umverteilung bestehender Belastungsquoten von bisher einigen zugespitzten Problembereichen auf künftig verbreitetere Betroffenheitsbereiche. Geht ein derartiger Ausbau mit einer deutlichen Steigerung von Verkehrsaufnahmekapazität und Durchflußgeschwindigkeit einher, wird in den meisten Fällen auch eine Zunahme des Verkehrsaufkommens die Folge sein, wodurch fahrmodusbedingte Schadstoffreduktionen in der Gesamtbilanz oft wieder rückgängig gemacht werden. Darüberhinaus haben oben ausgeführte Beispiele gezeigt, daß bei gesteigertem Verkehrsfluß der Ausstoß an Stickoxiden auch schon bei gleichem Verkehrsaufkommen exponentiell anzusteigen beginnt. Somit hat etwa die bis heute fertiggestellte Westtangente nicht nur eine erleichternde Entzerrung des Verkehrsflusses und eine Entlastung von Haunstetter Straße, Rotem-Tor-Bereich und Innenstadt gebracht, sondern gleichermaßen eine neue und teils nicht unerhebliche Emissionsquelle geschaffen, andere Bereiche wie Rumpfer-, Eichleitner- und Stadionstraße stärker als bisher belastet und im ganzen lufthygienisch vor allem eine Verschiebung und Umverteilung bewirkt. So günstig und begrüßenswert derartige Entschärfun-

gen neuralgischer Punkte also auch sein mögen - ähnliches läßt sich analog über die geplante Schleifenstraße sagen, etwa hinsichtlich der Verkehrssituation im Bereich des Roten Tores -, langfristig gesehen wird eine ökologisch orientierte Verkehrsplanung im städtischen Bereich sich jedoch nicht mit lufthygienischen Verschiebungen und Umverteilungen zugunsten besonders gewichtiger Problemschwerpunkte begnügen können, sondern eine effektive Reduzierung des gesamten Individualverkehrsaufkommens und der gesamten verkehrsbedingten Emissionen durchsetzen müssen.

2.2. Emissionen aus der Wohnungsheizung (Hausbrand)

2.2.1. Datengrundlage und Rechengang

Ausgangsdaten für die Berechnung der Hausbrand-Emissionen waren die Gas-, Strom- und Fernwärme-Verbrauchsdaten der Stadtwerke und der Lech-Elektrizitätswerke für das Jahr 1978 ¹⁾, aus der Gebäude- und Wohnungszählung 1968 vom Amt für Stadtentwicklung und Statistik fortgeschriebene Angaben über Zahl und Größe der Wohnungen sowie amtliche Größenangaben von Gesamtfläche und Wohnungsbaufäche plus gemischter Baufläche für die einzelnen Baublöcke. Als erster Schritt wurde der Gesamtenergieverbrauch (GEV) eines jeden Baublocks zur Deckung des Wärmebedarfs bestimmt, um das Fehlen expliziter Daten über den Heizöl- und Kohleverbrauch der Augsburger Wohnungen auszugleichen. Dazu wurde für die Teilmenge derjenigen Wohnungen, die nur mit Gas, Strom oder Fernwärme beheizt wurden, der Energieverbrauch pro m³ umbauten Wohnraumes ermittelt (für Gas mit einem Heizwert von 8 000 kcal = 33 494,4 kJ pro m³ bei einem mittleren Wirkungsgrad der gasbetriebenen Feuerungsstätten von 0,75 (vgl. RPU, 1972, S. 94)). Um unterschiedliche Bebauungsdichten, Einzelofenfeuerungsanteile und Wärmedämmungsausmaße zu berücksichtigen, mußte dieser Wert nach Stadtbezirken differenziert angegeben werden (vgl. Tab. 4). Aus dieser Größe und dem bekannten Wohnraumvolumen ergibt sich der baublockspezifische Gesamtenergieverbrauch, der sich seinerseits aus unterschiedlichen Prozentanteilen der verschiedenen Heiz-

‘

1) 1978/79 für den Stadtteil Göggingen

mittel zusammensetzt. Bei Kenntnis der tatsächlichen Anteile von Gas, Strom und Fernwärme entfällt der Rest auf Heizöl und Kohle, wobei deren genaue Einzel-Anteilswerte aus amtlichen Angaben über die Zahl der mit Öl bzw. Kohle beheizten Wohnungen hervorgehen. Um eine entwicklungsmäßig realistischere Aufteilung zwischen Öl und Kohle zu gewährleisten, wurde der Kohle-Anteil um 50 % reduziert und dem Öl-Anteil zugeschlagen, ein Verfahren, das durch eine frühere Detailuntersuchung im Stadtbezirk 13 (Hochfeld) als abgesichert gelten kann (vgl. HILLER, 1978).

Aus den Prozentanteilen der einzelnen Heizmittel am Gesamtenergieverbrauch ergeben sich weiter die Verbrauchsmengen der Brennstoffe, wenn man die in Tab. 5 ausgewiesenen Heizwerte unter Berücksichtigung mittlerer Wirkungsgrade der Feuerungsstätten (Öl und Kohle: 0,70; Gas: 0,75 (vgl. RPU, 1972, S. 93 f)) einsetzt. Schließlich erhält man die Emissionen des Hausbrands aus der Multiplikation von Brennstoffmengen und Emissionsfaktoren, die in Tab. 6 für die Heizmittel Heizöl EL, Kohle und Gas sowie die Schadstoffe Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und Staub ausgewiesen sind und den gegenüber dem Zwischenbericht aktualisierten Stand von 1982 laut Umweltbundesamt repräsentieren. Die Emissionsfaktoren des Kohlegemisches setzen sich dabei aus den Einzelfaktoren für Steinkohle, Braunkohle und Koks unter Berücksichtigung ihrer ungefähren Anteile im Augsburger Raum zusammen (Steinkohle: 58,5 %; Braunkohle: 28,6 %; Koks: 12,9 %).

Tab. 4 : Energieverbrauch gasbeheizter Wohnungen in den Stadtbezirken
 (entnommen dem Zwischenbericht 1982; bei fehlenden Verbrauchsangaben wurde
 als Relativwert das Mittel aller Stadtbezirke eingesetzt)

Stadtbezirk	jährlicher Energieverbrauch in MJ (= 10 ⁶ J)	Energieverbrauch in MJ/m ³ Raum pro Jahr
1	20 967 101	252,5
2	14 039 814	182,1
3	32 632 346	203,9
4	15 545 027	244,5
5	15 369 835	168,7
6	24 827 188	213,9
7	26 624 581	296,4
8	22 335 230	296,0
9	14 630 957	205,2
10	12 242 371	177,1
11	27 229 515	264,6
12	-	217,7
13	42 735 580	179,2
14	20 372 642	193,4
15	23 801 623	178,4
16	43 934 169	226,1
17	29 394 551	213,5
18	30 865 123	213,5
19	15 087 352	211,0
20	12 317 256	274,2
21	13 109 465	304,8
22	20 566 700	185,1
23	1 797 619	112,6
24	45 024 613	277,6
25	14 643 392	220,2
26	15 408 362	201,4
27	31 169 722	191,8
28	-	217,7
29	11 237 966	284,7
30	23 406 582	176,3
31	26 382 191	282,2
32	3 781 936	233,2
33 - 36	-	217,7
37	26 854 964	153,7
38	20 748 198	125,6
40	45 712 270	250,8
41 - 42	-	217,7

Tab. 5: Heizwerte der Brennstoffe

Brennstoff	Heizwert in kcal/kg	Heizwert in kJ/kg
Steinkohle	7 500	31 401
Braunkohle	4 500	18 841
Koks	7 000	29 308
Heizöl EL	10 200	42 705
Heizöl S	9 800	41 031
Gas	8 000	33 494

Tab. 6: Emissionsfaktoren Hausbrand in mg/kg
(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

	SO ₂	NO _x	CO	Staub
Heizöl EL	5 552	2 135	2 135	85
Kohlegemisch	12 504	2 296	183 586	6 856
Gas	33	1 675	2 010	3

2.2.2. Ergebnisse

Abweichend von der Fassung des Zwischenberichts sind der baublockbezogene Gesamtenergieverbrauch in der SI-Einheit GJ (= 10⁹ Joule) verwendet, zusätzlich die Größen Wohneinheiten, Wohnbaufläche plus gemischte Baufläche und Wohnungsdichte (Wohneinheiten pro Wohnbaufläche und gemischte Baufläche) aufgenommen und die aktualisierten Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes herangezogen worden, wodurch sich einige numerische Veränderungen bei den absoluten wie flächenbezogenen Emissionswerten ergeben haben. Letztere erscheinen in zwei Varianten, die sich bei einem Teil der Baublöcke voneinander unterscheiden: einmal sind die jährlichen Schadstoffemissionen auf die gesamte Baublockfläche bezogen (Kartenbeilage 5), zum anderen nur auf die jeweils bebaute Fläche eines Blocks (Wohnbaufläche plus gemischte Baufläche). Das räumliche Verteilungsbild der Hausbrandemissionen tritt zwar in beiden Varianten gleichermaßen hervor, doch sollen zur konkreten

Erläuterung vornehmlich die auf die eigentlichen Emissionsflächen, also die bebauten Flächenteile eines Blocks bezogenen Relativwerte herangezogen werden (Kartenbeilage 4).

Räumliche Schwerpunkte der SO_2 -Hausbrandemissionen treten v.a. in drei verschiedenen Bereichen des Stadtgebietes auf: a) im Altstadtbereich östlich der Maximilianstraße (Stadtbezirke 1, 9, 8, 7: Lechviertel, Jakobervorstadt-Süd und -Nord, Bleich und Pfärrle); b) Altbaugebiete rechts und links der Wertach (Stadtbezirke 6, 19, 20, 21: Rechts der Wertach, Links der Wertach-Süd und -Nord, Oberhausen-Süd); c) Wohngebiete der amerikanischen Streitkräfte (Stadtbezirk 18: Kriegshaber).

a) Der Emissionsschwerpunkt östlich der Maximilianstraße ist durch ein gehäuftes Auftreten von SO_2 -Emissionen in den beiden obersten Relativ-Klassen der Kartenbeilage, also mit jährlichen Werten über 130 g/m^2 gekennzeichnet (Stadtbezirk 1 : Baublöcke 4, 9, 11, 12, 13, 17, 18, 19, 20, 24; Stadtbezirk 9: Baublöcke 3, 17, 20, 23, 24; Stadtbezirk 8: Baublöcke 6, 10, 11, 18, 24, 25, 26; Stadtbezirk 7: Baublöcke 3, 4, 5, 6, 13, 16, 19, 22). Allerdings treten auch Baublöcke mit dezidiert niedrigen SO_2 -Emissionen auf (etwa Baublock 10 in Stadtbezirk 1 oder die Blöcke 3, 12, 19, 23 in Stadtbezirk 8 mit Werten in der untersten Klasse kleiner 10 g/m^2). Der Grund hierfür liegt in den höchst dominanten Prozentanteilen von Gas oder Fernwärme am Gesamtenergieverbrauch, während in den eingangs aufgeführten Blöcken erhöhter SO_2 -Emissionen die schwefelhaltigeren Brennstoffe Kohle und leichtes Heizöl erhebliche Energieverbrauchsanteile besitzen (meist über 50 % und in rund der Hälfte der Fälle sogar über zwei Drittel). Der räumliche Emissionsschwerpunkt in den Stadtbezirken 1, 9, 8 und 7 geht also auf die teils stärkere Verbreitung und das gehäufte Auftreten höheranteiliger Energieverbrauchsmengen der fossilen Brennstoffe Kohle und Erdöl zurück, obwohl die städtische Gas- und Fernwärmeversorgung in vielen Blöcken dieses Bereichs bereits erkennbare Entlastungen bewirkt.

b) Ein prinzipiell ähnliches Bild zeigt sich in den Altbaugebieten rechts und links der Wertach, wobei insofern sogar von einer noch etwas ungünstigeren Situation gesprochen werden muß, als zwar eine zusätzlich Gas-, nicht jedoch Fernwärmeversorgung gegeben ist und die häufig nebeneinander gelegenen sehr dicht bebauten Blöcke eine noch etwas höhere Emissionsdich-

te erzeugen, wie an der auf engstem Raum gedrängten Repräsentanz auch der mittleren SO_2 -Emissionsstufen (50 - 130 g/m^2) und dem noch häufigeren Auftreten erhöhter Werte (größer 130 g/m^2) zu erkennen ist (Stadtbezirk 6: Baublöcke 3, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 26, 38, 39; Stadtbezirk 19: Baublöcke 1, 2, 8, 9, 20, 22, 23, 26, 27, 31; Stadtbezirk 20: Baublöcke 4, 11, 12, 14, 15, 24, 25, 27, 31, 33, 36, 38; Stadtbezirk 21: Baublöcke 1, 9, 10, 12, 13, 21, 23, 34, 35, 37, 43, 47, 49). Erhebliche Kohle- und Erdölanteile am Gesamtenergieverbrauch im Verbund mit kleinen Bezugsflächen bei großer Bebauungsdichte erzeugen also in diesem Bereich die relativ ungünstige Emissionssituation.

c) Im Wohnbereich der amerikanischen Streitkräfte (Stadtbezirk 18: Kriegshaber) liegen zwar nur drei Baublöcke (90, 91, 98) mit erhöhten SO_2 -Emissionsdichten - die Baublöcke 53, 56, 81 und 99 werden von Heizwerken versorgt, die bei den Punktquellen erfaßt sind -, doch rechtfertigt das Auftreten von Spitzenwerten eine eigenständige Hervorhebung dieses Gebiets als weiterer SO_2 -Emissionsschwerpunkt der Quellengruppe Wohnraumbeheizung: mehr als 12 bzw. 20 bzw. 43 Tonnen Schwefeldioxid pro Jahr werden in den drei genannten Baublöcken emittiert, und auch die flächenbezogenen Relativwerte erreichen zumindest in zwei der drei Baublöcke die höchsten Einzelwerte des Hausbrands in ganz Augsburg (Baublock 91: 385,9 g/m^2 ; Baublock 98: 345,9 g/m^2). Bei hohem Gesamtenergieverbrauch (zwischen rund 17 und 63 TJ pro Jahr) kommt dieses Ergebnis wegen der fast ausschließlichen Verwendung des Heizmittels Steinkohle zustande (zwischen 91 und 100 %). Die ab 1987 in mehreren Stufen vereinbarte Anbindung der amerikanischen Wohnbereiche an das städtische Fernwärmenetz, die die bisherige Steinkohle-Verfeuerung vollständig ablösen soll, wird sich also als eine gravierende Verbesserung der lokalen Emissionssituation herausstellen ¹⁾.

Außer den genannten drei Schwerpunkten der Hausbrandemission treten einige weitere allerdings vereinzelte und verstreut liegende Baublöcke mit erhöhten flächenbezogenen SO_2 -Werten auf (Stadtbezirk/Baublock 3/22, 23, 30;

1) Zur Veränderung im Punktquellenbereich, einschl. der Auswirkungen auf die Gesamtstadt, vgl. die Ausführungen im diesbezüglichen Unterkapitel.

4/12, 14, 16, 23; 5/9, 11; 13/3; 15/8, 17; 16/21, 22; 17/6, 8; 25/8, 27/44; 26/47; 28/7, 40, 41; 32/10; 40/11), bei denen gleichermaßen Energieverbrauchsanteile der schwefelhaltigen Heizmittel Kohle und Erdöl von mehr oder weniger deutlich über 50 % festzustellen sind. Daß umgekehrt gerade diejenigen Stadtbezirke, in denen nahezu der gesamte Energiebedarf durch Kohle und leichtes Heizöl gedeckt wird (Stadtbezirke 12 (Siebenbrunn), 23 (Bärenkeller), 28 (Firnhaberau), 33 bis 36 (Haunstetten), 41 (Inningen) und 42 (Bergheim)), bei den flächenbezogenen Relativwerten der SO_2 -Emission nicht in den beiden obersten Klassen erscheinen (Ausnahme: 28/7+40+41), liegt entweder in den größeren Bezugsflächen oder in vergleichsweise geringen Wohndichten, also in relativ niedrigen Energiebedarfswerten pro Baublock begründet. Doch ist auch in diesen Gebieten im Interesse einer allgemeinen Emissionsreduktion eine Umstellung auf schadstoffärmere Heizmittel unter lufthygienischen Gesichtspunkten in jedem Fall empfehlenswert.

Schwefeldioxid fungiert insofern als Leitschadgas heizungsbedingter Emissionen, als die in seinen räumlichen Verteilungsmustern erkennbaren Emissionsschwerpunkte sich im wesentlichen auch in den Verteilungsbildern weiterer heizungsbedingter Schadstoffemissionen wiederfinden. Dies trifft auch auf die hier erfaßten Komponenten zu, wobei eine augenfälligere Abweichung bei einzelnen Baublöcken noch eigens erwähnt sei: überall dort, wo in den oben aufgeführten Blöcken erhöhter flächenbezogener SO_2 -Emission die Energieverbrauchsanteile besonders stark auf leichtes Heizöl verlagert sind, also entsprechend geringere Kohleanteile auftreten (Stadtbezirk/Baublock 3/30; 4/16, 23; 6/12, 17; 9/23,24; 17/6; 19/26; 20/14, 15, 36, 38; 25/27, 44; 28/7, 40, 41), sind die flächenbezogenen Ausstoßwerte des Kohlenmonoxids nicht analog erhöht wie beim Schwefeldioxid oder wie in den Baublöcken mit deutlich höheren Kohleanteilen. Dieser heizmittelbedingte Unterschied, der schon an den Emissionsfaktoren (Tab. 6) erkennbar wird, kennzeichnet also die Blockbereiche mit erheblichen Energieverbrauchsanteilen der Kohle als besonders problematisch im Sinne simultan erhöhter Ausstoßwerte mehrerer Schadstoffe.

Verbesserungen der Emissionssituation sind also in erster Linie mit einer Substituierung insbesondere der Kohle, aber auch des leichten Heizöls durch schadstoffärmere Heizmittel wie Gas oder Fernwärme zu erreichen.

Besonderes Augenmerk verdienen dabei die dicht bebauten Bereiche, die trotz zusätzlicher Gas- und Fernwärmeversorgung immer noch räumliche Schwerpunkte der flächenbezogenen Schadstoffemissionen bilden (siehe oben). So sind im Innenstadtbereich (Stadtbezirke 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9) vornehmlich noch diejenigen Gebiete bei der Hausbrandemission besonders günstig gestellt, die wie etwa Stadtbezirk 2, nördlicher Teil von Stadtbezirk 3 oder südlicher Teil von Stadtbezirk 5 bei Dominanz von Geschäftshäusern und öffentlichen Einrichtungen nur vergleichsweise geringe Wohnungsdichten aufweisen. Die anderen Problemgebiete sollten allerdings angesichts der bereits bestehenden Gas- und Fernwärmeversorgungsmöglichkeiten ohne unüberwindliche Schwierigkeiten günstigeren Emissionsverhältnissen zugeführt werden können.

2.3. Emissionen der Arbeitsstätten/Flächenquellen

2.3.1. Datengrundlage und Rechengang

Die informationelle Basis dieses Teils des Emissionskatasters stellt eine großangelegte Fragebogenaktion bei privaten wie öffentlichen Produktions-, Verteilungs- und Dienstleistungsbetrieben dar, die im Zusammenwirken mit dem Amt für Stadtentwicklung und Statistik im Dezember 1980 und Juni 1981 durchgeführt worden ist. Dabei wurden insgesamt rund 22 000 Fragebögen verschickt, deren Kernstück in der Ermittlung der Verbrauchsmengen aller verwendeten Brennstoffe bestand. Die Rücklaufquote verwertbarer Antworten lag bei etwa 60 % und erfaßte 6 063 Arbeitsstätten zum Zeitpunkt der Befragung. Fehlende Angaben wurden zunächst anhand der Gas- und Fernwärmeverbrauchsdaten der Stadtwerke ergänzt und schließlich wie folgt interpoliert: nach einer Unterteilung der Arbeitsstätten in 97 verschiedene Branchen gemäß der "Systematik der Wirtschaftszweige, Fassung für die Arbeitsstättenzählung 1970" des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden ließ sich für jede vorkommende Branche aus den vorhandenen Daten ihr mittlerer Energiebedarf bzw. Brennstoffverbrauch an Öl und Kohle errechnen, der den nicht explizit erfaßten Betrieben zugeordnet wurde. Diese branchenspezifische Mittelwertbildung und Leerdatenauffüllung darf als statistisch hinreichend abgesichert angesehen werden und ermöglicht die angestrebte flächendecken-

de Erfassung der Arbeitsstätten-Emissionen. Zu ihrer differenzierten Berechnung wurden Kraftwerke und Industriefeuerungen mit besonders hohem Energieverbrauch, Schornstein oder Schadstoffausstoß zu der Gruppe der Punktquellen zusammengefaßt (vgl. Teil 2.4.) und die Emissionen der übrigen, in ihrer Gesamtheit als Flächenquellen aufzufassenden Betriebe unter Verwendung der aktualisierten (Stand 1982) Kleingewerbe-Faktoren des Umweltbundesamtes ermittelt (vgl. Tab. 7). Aus den Brennstoffverbrauchsmengen ließ sich überdies mittels der bereits beim Hausbrand verwendeten Heizwerte (vgl. Tab. 5) der Gesamtenergieverbrauch pro Baublock bestimmen, wobei mit einem mittleren Wirkungsgrad der Feuerungsstätten von 0,85 gearbeitet wurde, der gegenüber den niedrigeren Werten beim Hausbrand durch höheren Wartungs- und Überwachungsgrad gerechtfertigt erscheint.

Tab. 7: Emissionsfaktoren Kleingewerbe in mg/kg
(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

	SO ₂	NO _x	CO	Staub
Steinkohle	15 701	3 140	204 107	7 850
Braunkohle	4 333	283	131 884	6 594
Koks	16 119	2 931	205 153	2 931
Heizöl EL	5 552	2 135	2 135	85
Heizöl S	20 105	7 386	410	1 231
Gas	33	1 675	2 010	3

2.3.2. Ergebnisse

Veränderungen bzw. Erweiterungen des Emissionskatasters Arbeitsstätten/Flächenquellen im Vergleich zum Zwischenbericht 1982 haben sich v.a. beim Gesamtenergieverbrauch (durch realistischere Wirkungsgrade), beim SO₂-Ausstoß (durch die Verwendung aktualisierter Emissionsfaktoren) und bei den absoluten wie flächenbezogenen Emissionen durch die Ausweitung auf die auch beim Hausbrand erfaßten Schadstoffe NO_x, CO und Staub ergeben.

Die exemplarische Kartenbeilage 6 zeigt in ihrer klassifizierten Verteilung der jährlichen SO₂-Emissionen pro Baublockfläche zunächst das gegenüber der Hausbrandemission allgemein niedrigere Niveau des Schadstoffaus-

stoßes, wie es an dem häufigsten und flächig verbreiteten Auftreten der untersten Emissionsklasse (kleiner 10 g/m^2) augenfällig zu erkennen ist. Einige räumliche Schwerpunkte heben sich jedoch durch vereinzelt erhöhte SO_2 -Werte (größer 130 g/m^2) oder auch häufigeres Auftreten der mittleren Emissionsklassen vom allgemein niedrigen Emissionsniveau der Arbeitsstätten/Flächenquellen ab:

a) An erster Stelle zu nennen ist der Innenstadtbereich mit SO_2 -Werten über 130 g/m^2 in Stadtbezirk 4 (Block 12 und 15) sowie vor allem in Stadtbezirk 2 (Block 4, 9, 32, 37, 44); darüberhinaus verstärkt sich das Auftreten mittlerer Emissionsdichten (etwa Werte zwischen 90 und 130 g/m^2 in Stadtbezirk/Baublock 1/8, 9; 2/14, 36; 5/20; 8/8, 19; 9/1, 5). Insbesondere in Stadtbezirk 2 (Innenstadt) tritt diese relative Emissionsverdichtung trotz hoher Fernwärmeanteile am Gesamtenergieverbrauch auf (in rund der Hälfte der Baublöcke werden mehr als zwei Drittel des Energiebedarfs durch Fernwärme gedeckt, und in nur einem Viertel der Baublöcke liegt dieser Anteil unter 50%). Der Grund hierfür liegt im hohen Gesamtenergieverbrauch, der sich aus großer Bebauungsdichte, überdurchschnittlicher Gebäudehöhe und gesteigertem Energiebedarf von Geschäfts- und Büroräumen ergibt und selbst bei prozentual eher geringen Energieverbrauchsanteilen des leichten Heizöls (wie etwa in den Blöcken 4 und 9 mit $26,3$ bzw. $19,0 \%$) immer noch zu erhöhten SO_2 -Emissionen führt. Trotz bereits bestehender guter Fernwärmeversorgung ist also in derartigen Bereichen hohen Arbeitsstättenbesatzes eine weitere Substituierung der Restanteile schwefelhaltiger Brennstoffe durch Gas oder Fernwärme durchaus geboten, zumal in den nahe gelegenen Altstadtbereichen östlich der Maximilianstraße bereits erhöhte Emissionsdichten aus der Wohnraumbeheizung registriert werden mußten (vgl. Teil 2.2.).

b) Gleichermaßen in Nähe eines bereits beim Hausbrand ausgewiesenen SO_2 -Emissionsdichteschwerpunktes liegt ein zweiter Konzentrationsbereich erhöhter Emissionen aus der Quellengruppe Arbeitsstätten/Flächenquellen: die Bereiche links und rechts der Wertach mit SO_2 -Werten über 130 g/m^2 in Stadtbezirk 19 (Blöcke 7, 31, 34) und weiteren leicht angehobenen Werten (zwischen 90 und 130 g/m^2) in den Stadtbezirken 6 (Block 16), 20 (Block 6) und 21 (Block 43). Allerdings ist dieser Schwerpunkt weniger deutlich ausgeprägt als der entsprechende im Hausbrandbereich und konzentriert sich

im wesentlichen auf die Blöcke größter Arbeitsstätdendichte. Verantwortlich ist in erster Linie der vorherrschende Gebrauch von leichtem Heizöl, wobei der Wirkungsgrad der Feuerungsstätten in diesem Gebiet mit teils alter Bausubstanz und ungünstiger Wärmedämmung z.T. noch zusätzlich geringer sein dürfte als der für das gesamte Stadtgebiet verwendete Approximationsmittelwert.

c) Schließlich bleiben erneut Anlagenteile der amerikanischen Streitkräfte zu erwähnen, die wie in den Kasernenbereichen des Stadtbezirks 18, Blöcke 75 und 88, mit rund 64 bzw. 53 Tonnen SO_2 pro Jahr die Maxima des absoluten Arbeitsstätten-Ausstoßes erreichen und trotz großer Baublockfläche als Bezugseinheit auch bei den relativen Emissionsdichtewerten mit an der Spitze rangieren (222,7 bzw. 151,8 g/m^2). Verantwortlich ist bei hohem Gesamtenergieverbrauch wiederum die Verwendung des schwefelhaltigen Heizmittels Steinkohle, eine Situation, die durch die vereinbarte Fernwärmeanbindung ab Herbst 1987 in begrüßenswerter Weise entschärft werden dürfte.

Weitere vereinzelte Baublöcke mit erhöhten SO_2 -Emissionsdichtewerten über 130 g/m^2 finden sich ebenfalls seltener als im Hausbrandbereich und liegen nur mehr in Lechhausen (Stadtbezirk/Baublock 26/44 und 27/50) sowie in Hochzoll-Süd (31/7), wobei der letzte Wert bei mittlerem Gesamtenergieverbrauch und durchschnittlicher Baublock-Bezugsfläche durch die nahezu ausschließliche Verwendung des ansonsten im Kleingewerbebereich kaum vertretenen besonders schwefelhaltigen schweren Heizöls zustandekommt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die im Bereich der Arbeitsstätten/Flächenquellen meist nicht gravierend ausgebildeten Emissionsschwerpunkte vornehmlich durch die Verwendung leichten Heizöls bedingt sind, bei hohem Gesamtenergieverbrauch selbst in Gebieten wie der Innenstadt mit bereits überwiegender Fernwärmeversorgung in diesem Abnehmerbereich. Allerdings existieren auch einige Gebiete (Stadtbezirk/Baublock 4/12; 13/24; 17/31; 18/75, 88) mit vorherrschender Kohleverfeuerung und erhöhten Emissionsdichtewerten bei Schwefeldioxid und/oder Kohlenmonoxid, was die lufthygienisch noch problematischere Stellung dieses Heizmittels und die Bedeutsamkeit emissionsvermindernder Heizmittelumstellungen erneut unterstreicht.

2.4. Emissionen der punktförmigen Einzelemittenten

Die zur Gruppe der Punktquellen zusammengefaßten Betriebe mit besonders hohem Energieverbrauch, Schornstein oder Schadstoffausstoß umfassen im Stadtgebiet von Augsburg 48 Einzelemittenten, wobei neben der Fragebogenaktion auch Unterlagen der Immissionsschutzabteilung des Ordnungsamtes und Auskünfte des Gewerbeaufsichtsamtes herangezogen werden konnten. Zur Emissionsberechnung wurden wiederum aktualisierte Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (Stand 1982) verwendet, die nochmals zwischen Industriefeuerung (Tab. 8) und Kraftwerken/Fernheizwerken (Tab. 9) unterscheiden. Anstelle der im Flächenquellenkataster berechneten flächenbezogenen Emissionswerte ist für die Punktquellen der jeweilige Prozentanteil der einzelnen Brennstoffe am Schwefeldioxid-Ausstoß ermittelt worden.

Einige Betriebe haben mittlerweile durch Heizmittelumstellungen teils beträchtliche Reduktionen des Schadstoffausstoßes erzielen können wie etwa zwei Punktquellen in den Stadtbezirken 8 und 10 infolge der Substitution des schweren Heizöls durch Gas. Da jedoch weder der genaue Umfang der Um-

Tab. 8: Emissionsfaktoren Industriefeuerung in mg/kg
(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

	SO ₂	NO _x	CO	Staub
Steinkohle	13 816	10 362	3 140	6 280
Braunkohle	5 313	4 333	1 884	3 768
Koks	17 760	5 862	2 931	1 465
Heizöl EL	5 552	4 271	427	128
Heizöl S	39 636	7 386	410	1 231
Gas	134	5 694	167	10

Tab. 9: Emissionsfaktoren Kraftwerke/Fernheizwerke in mg/kg
(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

	SO ₂	NO _x	CO	Staub
Steinkohle	23 457	13 188	534	2 355
Braunkohle	15 016	3 391	207	942
Heizöl S	28 804	9 765	123	1 231
Gas	971	8 139	33	3

stellungen im einzelnen noch die Gesamtheit aller in jüngster Zeit vorgenommenen Umstellungen bekannt waren und überdies ein einheitlicher Bezugsrahmen für die Gesamtdarstellung gewahrt bleiben sollte, konnten vereinzelt bekannt gewordene Heizmittelumstellungen nach 1982 nicht mehr berücksichtigt werden. Dies bleibt einer eventuellen Neufassung des gesamten Emissionskatasters auf einheitlich aktualisierter Datengrundlage vorbehalten, die in der Gesamttendenz, wie die oben genannten Beispiele andeuten, eine Schadstoffreduktion ergeben dürfte.

Ein spektakuläres Beispiel einer Heizmittelumstellung mit drastischer Auswirkung auf die Emissionssituation war die Substitution des schweren Heizöls durch Kohle, die im Sommer 1981 von einem Großbetrieb vorgenommen wurde, der mit Abstand als größter Einzelemittent Augsburgs zu bezeichnen ist (Stadtbezirk 7). Auch nach dieser Umstellung, die im Unterschied zum Zwischenbericht in der vorliegenden Endfassung berücksichtigt werden konnte, liegt dieser Betrieb bei den Ausstoßwerten konkurrenzlos an der Spitze, wie etwa der jährliche Emissionswert von fast 1 200 Tonnen Schwefeldioxid, nahezu das Vierfache des entsprechenden Wertes des zweitgrößten Einzelemittenten, oder die Schadstoffanteile an der Gesamtheit der Einzelmmissionen zeigen (SO₂: 40,9 %; NO_x: 45,9 %; CO: 88,8 %, Staub: 88,5 %). Überdies hat die Heizmittelumstellung zwar eine Reduktion des Schwefeldioxidausstoßes auf 46,1 % des vorherigen Wertes erbracht (ebenfalls in Abweichung vom Zwischenbericht mit den aktualisierten Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes errechnet), doch stiegen gleichzeitig die Ausstoßwerte bei den Stickoxiden auf 180,3 %, beim Kohlenmonoxid auf 845,8 % und beim Staub auf 597,8 %, jeweils bezogen auf den vorherigen Wert. Von einer einschneidenden Verbesserung der Emissionssituation kann also nicht gespro-

chen werden, vielmehr verbleibt ein unverändert großer Handlungsbedarf sowohl hinsichtlich des Einsatzes günstigerer Heizmittel als auch hinsichtlich der Schadstoffreduktion in der Abluft.

Insgesamt werden von den Punktquellen jährlich 2 912 Tonnen Schwefeldioxid emittiert, wobei die Fernheizwerke immerhin einen Anteil von 14,4 % besitzen und die räumlichen Schwerpunkte mit Einzelemissionen über 100 Tonnen pro Jahr in den Stadtbezirken 6, 7, 10, 16 und 18 zu finden sind. Insbesondere die beiden Punktquellen in den Stadtbezirken 7 und 18 mit Kohleverfeuerung emittieren darüberhinaus auch Spitzenwerte bei den weiteren Schadstoffen, während lediglich bei den Stickoxiden eine weitere Punktquelle (Stadtbezirk 8) in den Vordergrund tritt, die trotz des zweitgrößten Gesamtenergieverbrauchs bei den übrigen Schadstoffen mittlere bis unterdurchschnittliche Positionen einnimmt. Dies ist auf den hohen Prozentanteil des Brennstoffes Gas zurückzuführen, der, wie auch die Emissionsfaktoren (Tab. 8 u. 9) ausweisen, bei SO_2 , CO und Staub äußerst geringe, bei NO_x jedoch durchaus ins Gewicht fallende Ausstoßwerte besitzt. Dementsprechend zeigen auch diejenigen Einzelemittenten mit hohen Gasanteilen am SO_2 -Ausstoß geringe Absolutwerte der SO_2 -Emission, während etwa der Anteil der Fernheizwerke, die hohe Brennstoffanteile des Gases besitzen, am gesamten Punktquellen-Ausstoß an Stickoxiden (1 947 Tonnen pro Jahr) auf 25,3 % ansteigt. Ganz anders verhält es sich dagegen beim schweren Heizöl, das zwar nur mehr einen Anteil von 18,3 % am Gesamtenergieverbrauch der Punktquellen hat, aber 46,7 % ihrer SO_2 -Emissionen verursacht. Analoge Verhältnisse zeigen sich bei den Einzelemittenten in den Stadtbezirken 6, 8, 10, 17 und 41, wobei insbesondere im Stadtbezirk 10 das Auseinanderklaffen zwischen GEV- und SO_2 -Anteilen des schweren Heizöls eklatant ist (11,6 bzw. 13,9 % gegenüber 96,9 bzw. 97,5 %). Darüberhinaus liegen die Anteile des schweren Heizöls am SO_2 -Ausstoß fast überall dort, wo es verwendet wird, über 96 %, mit Ausnahme einer Punktquelle im Stadtbezirk 26, die allerdings nur verschwindende GEV-Anteile des schweren Heizöls hat, sowie der bereits erwähnten Punktquelle im Stadtbezirk 8, die immerhin noch 61,5 % ihrer mittleren SO_2 -Emission dem schweren Heizöl schuldet bei einem jedoch nur mehr äußerst geringen GEV-Anteil von 6,2 %. Die Emissionssituation gerade bei den Punktquellen ist also über die wünschenswerte Abgasreinigung zur Schadstoffreduktion hinaus durch einen akuten Handlungsbedarf bei Heizmittelumstellungen gekennzeichnet, wobei unter lufthygienischen Ge-

sichtspunkten insbesondere die Brennstoffe Steinkohle und schweres Heizöl aufgrund ihrer überproportionalen Schwefelanteile als problematisch angesehen werden müssen, aber auch die nicht vernachlässigbaren Stickoxid-Anteile des Erdgases nicht außer Acht gelassen werden sollten. Ein für Augsburg gangbarer Weg wäre eine stärkere Anbindung von bisherigen Großemittenten an v o r h a n d e n e Fernwärmekapazitäten, soweit diese nicht (wie etwa bei Müllverbrennungskonzepten mit Fernwärmeeinspeisung) mit anderweitigen Schadstoffproduktionen erkaufte werden. In diesem Zusammenhang darf der im Herbst vergangenen Jahres zwischen den Stadtwerken und der US-Armee unterzeichnete Vertrag zur Fernwärmeversorgung der Anlagen der US-Streitkräfte in mehreren Stufen ab Oktober 1987 als ein hoffnungsvoller Schritt in die richtige Richtung bezeichnet werden, wie folgende Zahlenbeispiele es leicht belegen: allein die SO_2 -Emissionen der beiden amerikanischen Punktquellen im Stadtgebiet 18, die momentan 11,3 % aller SO_2 -Einzelemissionen ausmachen und auf der Verfeuerung von Steinkohle und schwerem Heizöl beruhen, würden bei Substitution durch ein gasbetriebenes Fernheizwerk (allerdings idealisiert ohne Leitungsverluste) absolut auf 4 % ihres vorherigen Wertes absinken, also nur mehr 0,5 % aller SO_2 -Einzelemissionen betragen und deren Absolutwert um 10,8 % erniedrigen. Bei den Stickoxiden würde der absolute Ausstoß im Stadtbezirk 18 bei substituierter Energiebedarfsdeckung der beiden amerikanischen Punktquellen zwar nur auf 66,4 % des momentanen Wertes zurückgehen und den NO_x -Gesamtausstoß aller Punktquellen lediglich um 2,8 % reduzieren, doch wird über die geplante Sekundärnetzanbindung weiterer bisher nicht zentral versorgter Flächenquellenbereiche im Stadtbezirk 18 eine zusätzliche Verbesserung der lokalen wie der städtischen Emissionssituation zu erzielen sein. Analoge Maßnahmen im Interesse der Lufthygiene wären anderenorts ebenfalls wünschenswert, insbesondere an den genannten Schwerpunkten der Punktquellen-Emission, soweit keine eigenständige Umstellung auf schadstoffärmere Brennstoffe erfolgt oder verbindlich geplant ist.

2.5. Zusammenfassung der heizungsbedingten Emissionen

Die absoluten wie flächenbezogenen Emissionen der Quellengruppen Hausbrand, Arbeitsstätten/Flächenquellen und Arbeitsstätten/Punktquellen sind in einem weiteren Schritt auf Baublockbasis zusammengefaßt und in Kartenbeilage 7 exemplarisch in Gestalt der jährlichen SO_2 -Emissionsdichtewerte illustriert worden. Von den insgesamt 22 Baublöcken mit einer jährlichen SO_2 -Emission von über 10 000 kg sind nur jeweils zwei mit dominanten Verursachungsanteilen der Quellgruppen Hausbrand bzw. Arbeitsstätten/Flächenquellen vertreten: die Baublöcke 90 und 91 im Stadtbezirk 18 (Kriegshaber) mit ebenfalls sehr hohen absoluten und blockflächenbezogenen CO -Emissionswerten als Auswirkungen der hauptsächlich auf Steinkohlebasis betriebenen Wohnraumheizung der amerikanischen Streitkräfte sowie Baublock 75 ebenfalls im Stadtbezirk 18 (Kriegshaber) und Baublock 24 im Stadtbezirk 13 (Hochfeld), deren hohe Emissionswerte (im Falle von Kriegshaber auch bei allen anderen Schadstoffen) auf wiederum durch Kohlefeuerung beheizte Betriebe der Flächenquellen zurückgehen. Im übrigen sind die genannten besonders erhöhten SO_2 -Werte, die zumeist mit einem oder mehreren erhöhten Werten anderer Schadstoffe einhergehen, vorwiegend durch Punktquellen verursacht, wobei mit Ausnahme der Blöcke 88 und 98 im Stadtbezirk 18 (Kriegshaber) mit nicht vernachlässigbaren Zusatzanteilen der anderen Quellgruppen ansonsten die Prozentanteile der Einzelemittenten am SO_2 -Ausstoß über 90 % liegen. Darüberhinaus treten nur vier mit Punktquellen bestückte Baublöcke auf, die höhere SO_2 -Anteile anderer Quellengruppen zeigen: dabei handelt es sich entweder um Fälle, in denen die Punktquellen mit Gas, Hausbrand bzw. Arbeitsstätten jedoch noch mit erheblichen Zusatzanteilen an leichtem Heizöl befeuert werden (Stadtbezirk 30 Baublock 14 und Stadtbezirk 37 Baublock 29), oder um Fälle, in denen bei vorherrschendem Brennstoff Heizöl EL der Energieverbrauch der Arbeitsstätten bzw. des Hausbrands größer als derjenige der relativ kleinen Punktquellen ist (Stadtbezirk 3 Baublock 37 und Stadtbezirk 8 Baublock 21).

Der dominante Einfluß der Punktquellen wird auch an den blockflächenbezogenen Emissionsdichtewerten erkennbar, die besonders hohe Werte (etwa beim SO_2 über 1 000 g/m^2) vorwiegend in Verbindung mit hohen SO_2 -Anteilen der Punktquellen erreichen (Stadtbezirk/Baublock 2/22; 5/15; 6/39; 7/2; 8/9; 10/25; 16/2; 18/98; 41/20); gleichzeitig liegen dort auch die NO_x -Werte

überdurchschnittlich hoch ($> 200 \text{ g/m}^2$). Der maximale Emissionsdichtewert beim Stickoxid wird mit jährlich über $24\,000 \text{ g/m}^2$ ausnahmsweise nicht durch den größten Einzelemittenten, sondern durch die gasbefeuerte Punktquelle im Stadtbezirk 8 verursacht, allerdings nur in Verbindung mit einer nahezu vierfach kleineren Blockfläche bei nur rund einem Drittel des absoluten NO_x -Ausstoßwertes der Punktquelle in Stadtbezirk 7. Weitere gasbedingte Schwerpunkte der NO_x -Emissionsdichte erreichen Werte über 200 g/m^2 und gehen auf Punktquellen (10/26; 10/29; 32/2), auf Flächenquellen (1/12) oder eine Kombination beider Quellgruppen zurück (37/29). Daß jedoch auch durch vorwiegenden Einsatz von leichtem Heizöl relative NO_x -Emissionsdichtemaxima erreicht werden können, zeigt etwa das Beispiel von Stadtbezirk 33 Baublock 18, erneut mit stark überwiegendem Punktquellenanteil. Schließlich ist zumeist das Heizmittel Kohle für hohe Emissionsdichtewerte bei Kohlenmonoxid und Staub verantwortlich, wie nicht nur der Großemittent im Stadtbezirk 7, sondern auch mehrere Baublöcke im Stadtbezirk 18 (75, 90, 91, 98) bei unterschiedlichen Quellgruppenverteilungen und nicht zuletzt der wengleich kleine punktquellenfreie Baublock 12 in Stadtbezirk 4 demonstrieren. Weitere angehobene Emissionsdichtewerte gehen zumeist (wie etwa in Stadtbezirk/Baublock 1/17; 1/24; 4/14; 4/15; 19/31; 19/37) auf sehr kleine Blockflächen bei nicht auffallend hohen Absolutemissionen zurück und sollten daher im Gesamtvergleich nicht überbewertet werden.

2.6. Zusammenfassung aller Emissionen für Stadtbezirke und Gesamtstadt

Um zu anteilmäßigen Vergleichen aller Quellgruppen an den hier erfaßten Emissionen und zu einer übersichtlichen räumlichen Auflösung zu gelangen, ist zusätzlich eine Zusammenfassung aller Emissionen auf der Basis der 42 Augsburger Stadtbezirke erarbeitet worden. Beim Gesamtenergieverbrauch, der zwangsläufig ohne die Quellgruppe Verkehr die heizungsbedingten Aufwendungen wiedergibt, resultiert ein Gesamtwert von über 14 Millionen Giga-Joule pro Jahr für die Stadt Augsburg, wobei knapp die Hälfte (48,3 %) auf die Punktquellen und leicht voneinander abweichende Restviertel auf die übrigen Gruppen entfallen (Hausbrand: 28,0 %; Arbeitsstätten/Flächenquellen: 23,7 %). Besonders hohen Energieverbrauch haben die Stadtbezirke 7, 8, 10, und 18, wobei mit Ausnahme des letzteren die überwiegenden Hauptanteile auf großverbrauchende Punktquellen entfallen. Weitere Schwerpunkte

mit besonders hervortretendem Punktquellenanteil am Gesamtenergieverbrauch liegen in den Stadtbezirken 6, 33, 37 und 41, während in den Stadtbezirken 2 bis 5 die Arbeitsstätten, in den Stadtbezirken 15, 19, 24, 27, 29, 31, 34, 35, 36, 40 und 42 die Wohnungsheizungen besonders dominante Energieverbraucher sind.

Betrachtet man als nächstes die Schadstoffemissionen pro verbrauchter Energieeinheit, so fallen erneut die Stadtbezirke 7 und 18 mit nahezu durchgehend überdurchschnittlichen Werten heraus (lediglich der CO-Wert in Stadtbezirk 7 liegt vergleichsweise niedrig, NO_x - und Staub-Wert hingegen sind in Stadtbezirk 7, CO-Wert in Stadtbezirk 18 sogar maximal). Diese ungünstige Relation zwischen Energieverbrauch und Schadstoffausstoß geht auf die vorherrschende Kohleverfeuerung zurück und zeigt sich beim CO-Wert auch noch in den Stadtbezirken 12 und 19 bei dominanten Hausbrandanteilen selbst unter stärkerer Beteiligung des leichten Heizöls als Brennstoff. Weitere Schwerpunkte ungünstiger Energie/Schadstoff-Relationen liegen beim Schwefeldioxid in den Stadtbezirken 6 und 16 primär als Folge industriellen Einsatzes von schwerem Heizöl, beim Stickoxid im Stadtbezirk 8 als Folge des umfangreichen Heizwerk-Einsatzes von Erdgas.

Zur vergleichenden Gegenüberstellung und stadtbezirksspezifischen Differenzierung der Schadstoffemissionen aller Quellengruppen mußte zunächst ein Verfahren gefunden werden, aus den pro durchschnittlichem Werktag und Straßenmeter angegebenen Emissionen der Hauptverkehrswege auf vergleichsfähige Jahresausstoßwerte des Gesamtverkehrs hochzurechnen. Dies geschah in folgenden zwei Schritten: a) Extrapolation der eingangs berechneten Emissionen auf Jahreswerte für das linienhafte Hauptverkehrswegenetz; b) zusätzliche Approximation analoger Ausstoßwerte des flächenhaften Nebenstraßenverkehrs der bebauten Stadtgebiete.

a) Da die eingangs berechneten verkehrsbedingten Emissionen sich auf durchschnittliche Werktage (zwischen Dienstag und Donnerstag ohne benachbarten Feiertag) beziehen, konnten die Ausstoßwerte zur Jahreshochrechnung nicht kritiklos mit 365 multipliziert werden. Vielmehr wurde eine Gruppierung der Einzeltage eines Jahres in durchschnittliche Werktage, Samstage plus halbe Feiertage, Sonntage plus Feiertage und Montage plus Freitage plus Tage vor und nach Feiertagen vorgenommen und bei einem geschätzten Ver-

kehranteil von 66 % für Tage der zweiten, von 50 % für Tage der dritten und von 125 % für Tage der vierten Gruppe ein resultierender Jahresmultiplikator von 341 errechnet. Die Längen der Straßenabschnitte, die gemäß den Verkehrsemissionskarten als Gültigkeitsbereich der jeweiligen Zählstellenverhältnisse angesehen werden können, wurden anschließend kartographisch vermessen und stadtbezirksweise aufgegliedert. Schließlich ergeben sich aus der Summation der Teilstreckenwerte die gewünschten Jahresausstoßwerte des Hauptstraßenverkehrs für die einzelnen Stadtbezirke.

b) Zur Erfassung der Schadstoffemissionen des übrigen Nebenstraßenverkehrs der bebauten Stadtbereiche waren mangels expliziter Zählraten mehrere Approximationsschritte erforderlich. Zunächst wurde nach einem von DRANGMEISTER entwickelten Verfahren (Forschungsgesellschaft für das Straßenwesen, 1969, S. 10) das mittlere Kfz-Aufkommen eines durchschnittlichen Werktages (DTVA) in den bebauten Gebieten eines jeden Stadtbezirks außerhalb der Hauptverkehrswege ermittelt. Zur Lösung der empirischen Regressionsgleichung $DTVA (Kfz/24h) = (- 42,5 + 6,66 \times (Pkw/(Wohnungen/100))) \times (Wohnungen/100)$ benötigte man die Zahl der Wohnungen und den PKW-Bestand pro Stadtbezirk. Erstere ergibt sich aus den entsprechend aufsummierten Wohneinheiten des Hausbrandkatasters, letzterer wurde unter Berücksichtigung des jeweiligen Arbeiteranteils über mittlere Personenzahlen pro Pkw für Arbeiter und Nicht-Arbeiter aus den Einwohnerzahlen der Stadtbezirke bestimmt. Nach einer Abschätzung der mittleren Fahrmodi (vgl. Tab. 3) in den Nebenverkehrsbereichen der einzelnen Stadtbezirke ließen sich über die Emissionsfaktoren Kfz-Verkehr (vgl. Tab. 2) die Schadstoffausstoßwerte des Nebenstraßenverkehrs pro durchschnittlichem Werktag und Straßenmeter in den verschiedenen Stadtbezirken errechnen, wobei vereinfachend die Pkw-Faktoren herangezogen wurden. Die Jahresausstoßwerte ergaben sich schließlich nach Multiplikation mit dem nach a) bestimmten Jahresfaktor sowie mit einer stadtbezirksspezifisch differenzierten, mittleren zurückgelegten Wegstrecke pro Kfz und Tag im Nebenstraßenbereich, die aus den mittleren Entfernungen zu den Stadtbezirksgrenzen bzw. den nächstgelegenen Hauptverkehrsstraßen abgeschätzt wurde.

Die Summe der nach a) und b) bestimmten Jahreswerte ergibt die gesamten jährlichen Verkehrsemissionen, die nunmehr den Emissionen der anderen Quellengruppen gegenübergestellt werden können. Für die gesamte Stadt Augsburg

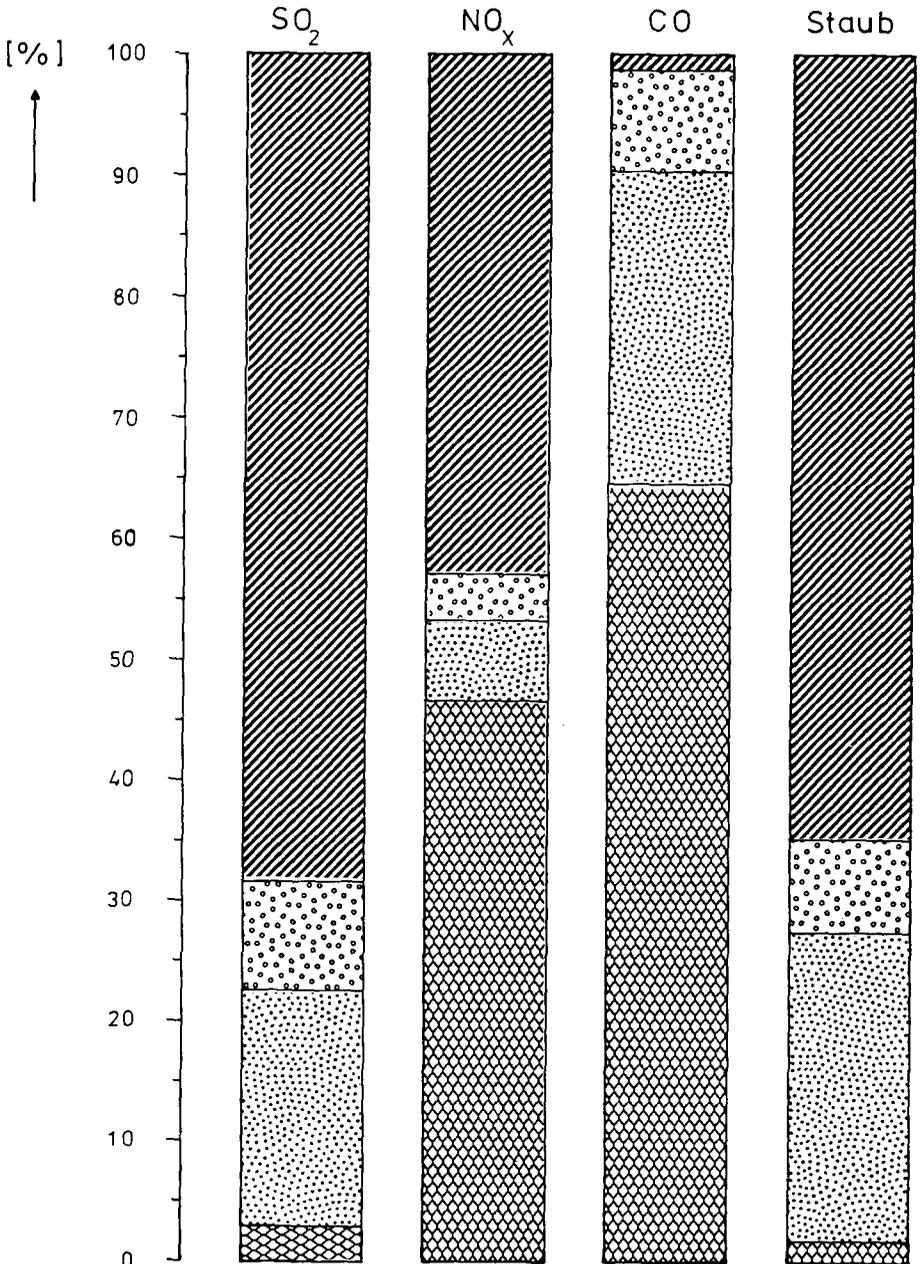
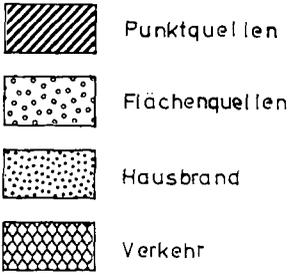
ergibt sich ein absoluter Ausstoßwert von 4 255,5 Tonnen Schwefeldioxid pro Jahr, der gemessen an der SO_2 -Jahresemission der Bundesrepublik (3 469 000 Tonnen im Jahr 1980, vgl. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1983, S. 17) im Vergleich zum Bevölkerungsanteil relativ günstige wenngleich verbesserungsfähige absolute Emissionsverhältnisse indiziert. Der Prozentanteil des Verkehrs an der Augsburger SO_2 -Jahresemission liegt mit 2,9 % naturgemäß niedrig, während die Punktquellen mit 68,4 % den weit überragenden Hauptanteil stellen (vgl. Abb. 1). Ein gewisses Gewicht behält v. a. angesichts der jahreszeitlich konzentrierten Emission der Hausbrand mit 19,6 %, wohingegen die Arbeitsstätten/Flächenquellen mit 9,1 % weniger als die Hälfte davon emittieren. Bemerkenswert ist wiederum der SO_2 -Ausstoß von Augsburgs größtem Einzelemittenten in Stadtbezirk 7, der mit 28 % der Gesamtmenge noch deutlich mehr umfaßt als die gesamte Hausbrand-Emission an SO_2 . Aber auch die Fernheizwerke liefern mit 9,8 % einen Anteilswert, der größer als derjenige aller Arbeitsstätten/Flächenquellen ist.

Die Jahresemission an Stickoxiden in Höhe von 4 529,4 Tonnen verteilt sich bei geringen Anteilen von Hausbrand und Flächenquellen im wesentlichen auf Verkehr (46,7 %) und Punktquellen (43,0 %), wobei deren Anteil fast zur Hälfte von einem Einzelemittenten stammt (Stadtbezirk 7, Gesamtanteil 19,7 %), aber auch die Fernheizwerke aufgrund verbreiteten Gaseinsatzes mit 10,9 % relativ hochanteilig vertreten sind. Beim Kohlenmonoxid (Jahresemission von 25 475,4 Tonnen) dominiert eindeutig der Kfz-Verkehr mit 64,7 %, doch sind hier die wiederum jahreszeitlich konzentrierten und durch die Kohleverfeuerungsanteile bedingten Emissionen des Hausbrands (25,7 %) ebenfalls nicht zur vernachlässigen. Der Anteil der Punktquellen (1,2 %) liegt aufgrund höherer Verbrennungstemperaturen diesmal am niedrigsten, entfällt aber zum größten Teil wieder auf den Einzelemittenten in Stadtbezirk 7 (Gesamtanteil 1,1 %). Die jährliche Staubemission von 946,1 Tonnen geht wiederum primär auf die Punktquellen zurück (64,7 %) bei beachtenswerten Sekundäranteilen des Hausbrands (25,8 %). Beides ist in erster Linie auf Kohleverfeuerung zurückzuführen, wie auch der spektakuläre Einzelanteil der Punktquelle in Stadtbezirk 7 (57,3 %) zeigt.

Zusammenfassend kann also festgestellt werden, daß in Augsburg die Punktquellenemissionen besonderes Gewicht besitzen (vgl. Abb. 1), liegen sie

Abb. 1

Prozentanteil der Emittentengruppen am Schadstoffausstoß

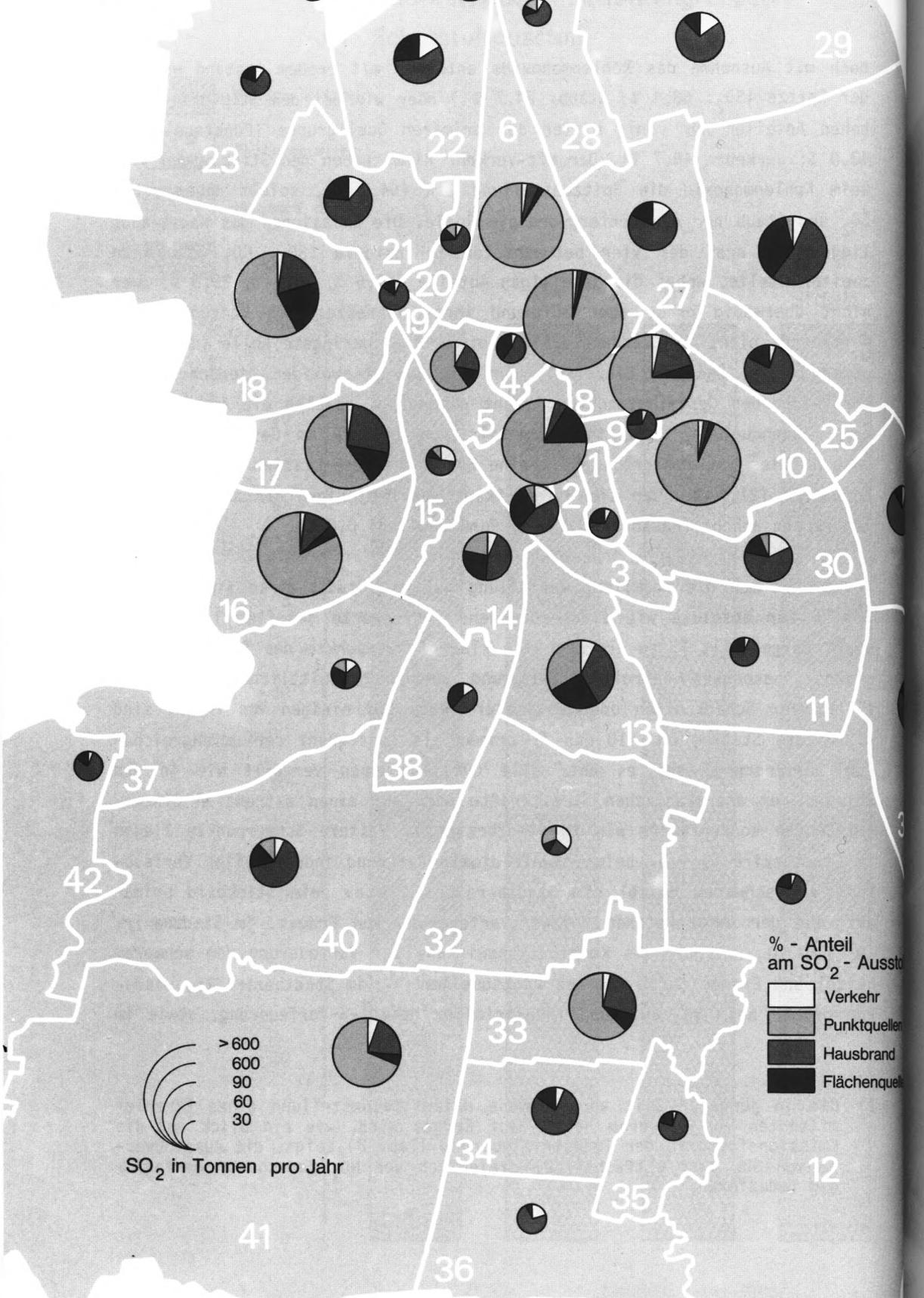


doch mit Ausnahme des Kohlenmonoxids entweder mit großem Abstand weit an der Spitze (SO_2 : 68,4 %, Staub: 64,7 %) oder wie bei den Stickoxiden mit hohen Anteilen nur wenig hinter der primären Quellgruppe (Punktquellen : 43,0 %; Verkehr: 46,7 %). Der Kfz-Verkehr nimmt neben den Stickoxiden v.a. beim Kohlenmonoxid die Spitzenstellung ein (64,7 %), spielt dagegen bei SO_2 und Staub nur eine untergeordnete Rolle. Die Emissionen des Hausbrands liegen bei drei der vier betrachteten Schadstoffe (SO_2 , CO, Staub) an zweiter Stelle, wobei die jeweiligen Anteile (19,6 %, 25,7 %, 25,8 %) zwar nicht übermäßig groß, aber aufgrund ihres jahreszeitlich konzentrierten Auftretens nicht zu vernachlässigen sind. Die geringste Rolle (durchwegs unter 10 %), zwar im Einzelfall nur bei den Stickoxiden, jedoch in der vergleichenden Gesamtbetrachtung recht eindeutig, spielen die Arbeitsstätten/Flächenquellen trotz ihres Anteils von 23,7 % am Gesamtenergieverbrauch. Dies ist zum großen Teil eine Folge des respektablen Einsatzes von Fernwärme (21,9 %), der sich signifikant von demjenigen der anderen Quellengruppen abhebt (Hausbrand: 3,9 %; Punktquellen: 0,0 %).

Betrachtet man die räumliche Verteilung auf die Stadtbezirke (in den Abb. 2 - 5 für absolute wie flächenbezogene Jahreswerte jeweils klassengruppiert dargestellt), so ergeben sich klare Schwerpunkte des Schadstoffausstoßes: besonders betroffen, aufgrund überdurchschnittlicher Werte bei allen vier Schadstoffen oder maximaler Werte bei einigen von ihnen, sind v. a. die Stadtbezirke 18 und 7, primär als Konsequenz der umfangreichen Kohleverfeuerung, sei es über alle Quellengruppen verteilt wie in den Anlagen der amerikanischen Streitkräfte oder auf einen extremalen Einzel-emittenten konzentriert wie im Stadtbezirk 7. Weitere Schwerpunkte liegen im Stadtbezirk 6, v.a. beim Schwefeldioxid aufgrund industrieller Verfeuerung von schwerem Heizöl, im Stadtbereich 8, v.a. beim Stickoxid primär aufgrund der umfangreichen Heizwerkverfeuerung von Erdgas, im Stadtbezirk 10, bei SO_2 und NO_x als Kombinationswirkung der Verfeuerung von schwerem Heizöl und Erdgas durch mehrere Punktquellen¹⁾, im Stadtbezirk 16, wiederum primär beim SO_2 aufgrund industrieller Heizöl-S-Verfeuerung, sowie im

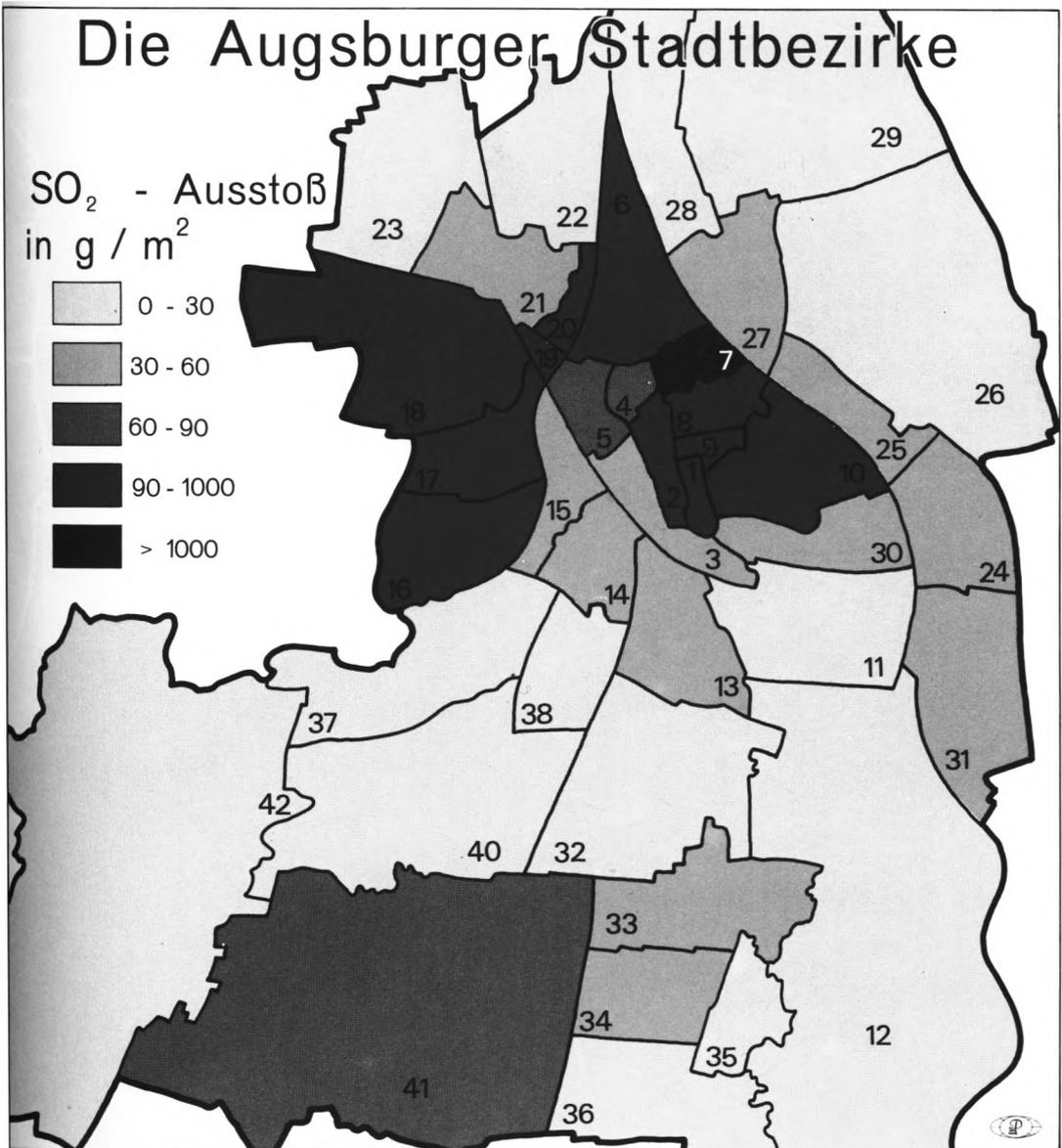
1) Die in jüngerer Zeit vorgenommene Heizmittelumstellung eines Einzel-emittenten von schwerem Heizöl auf Erdgas wird, wie ein Blick auf die Emissionsfaktoren der Industriefeuerung (Tab. 8) zeigt, die Ausstoßwerte von SO_2 zwar beträchtlich, diejenigen von NO_x jedoch nur geringfügig reduzieren.

Die Augsburger Stadtbezirke



← Abb. 2 a

Abb. 2 b

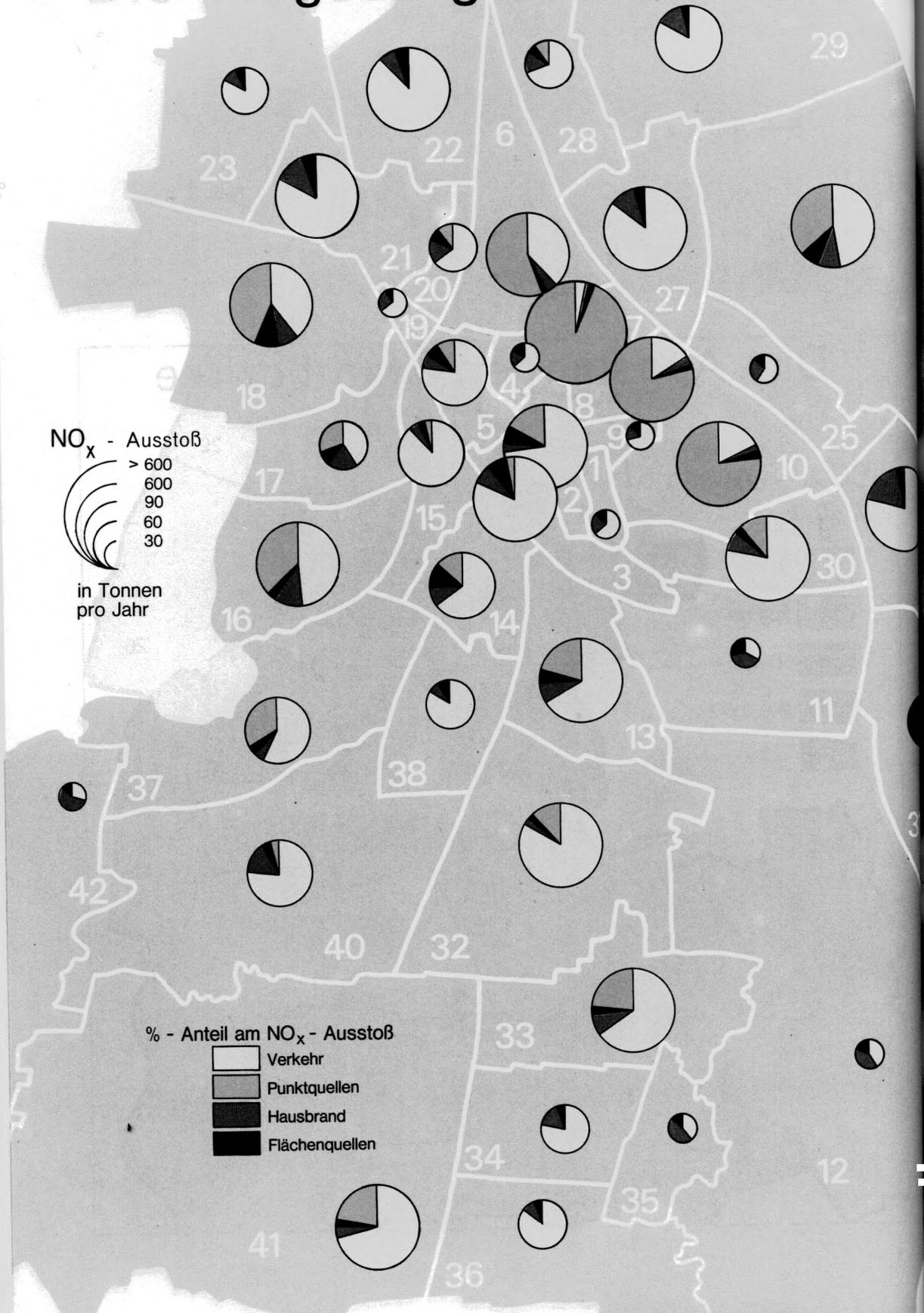


Die Augsburger Stadtbezirke

NO_x - Ausstoß
 > 600
 600
 90
 60
 30
 in Tonnen pro Jahr

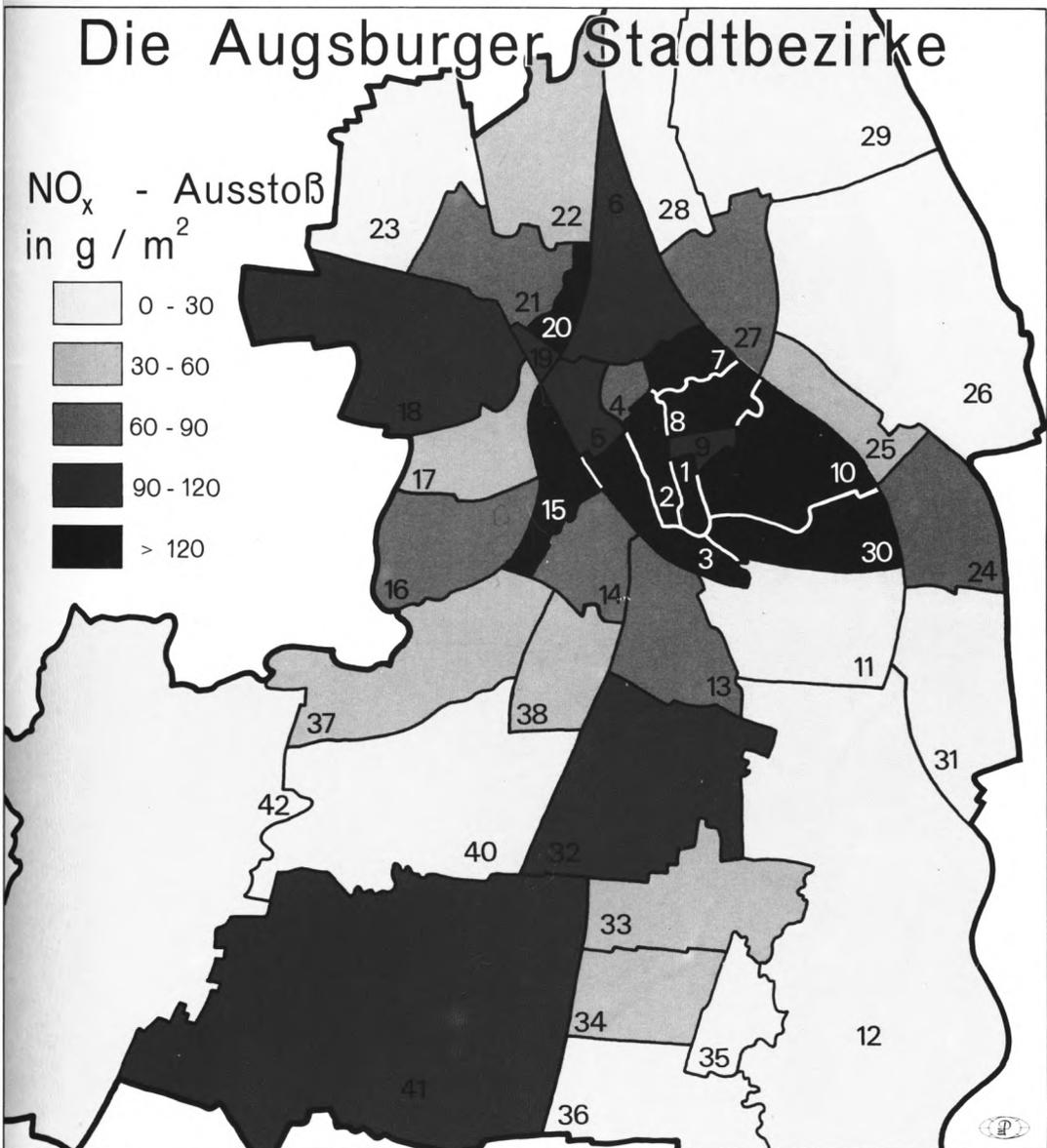
% - Anteil am NO_x - Ausstoß

-  Verkehr
-  Punktquellen
-  Hausbrand
-  Flächenquellen

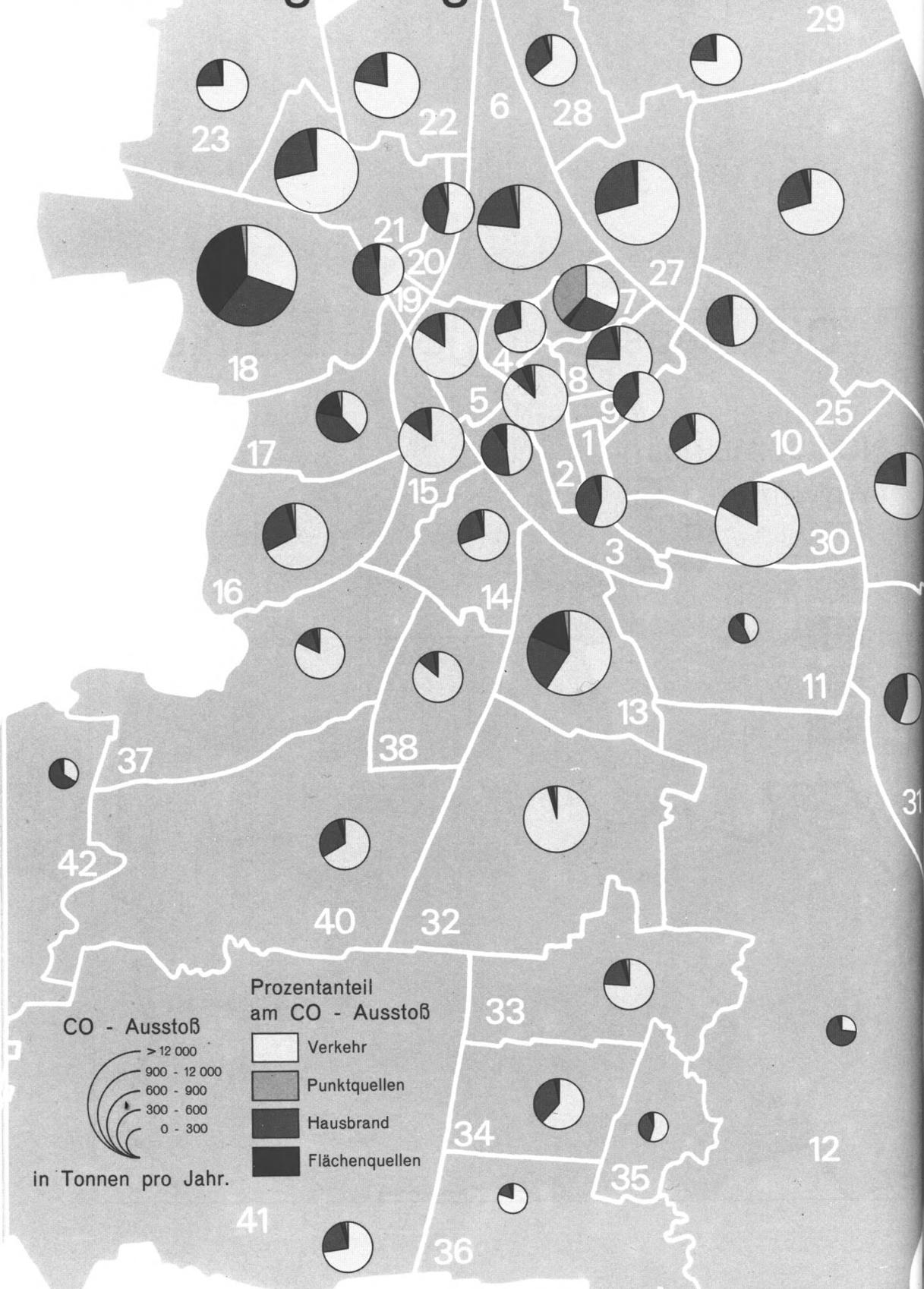


← Abb. 3 a

Abb. 3 b

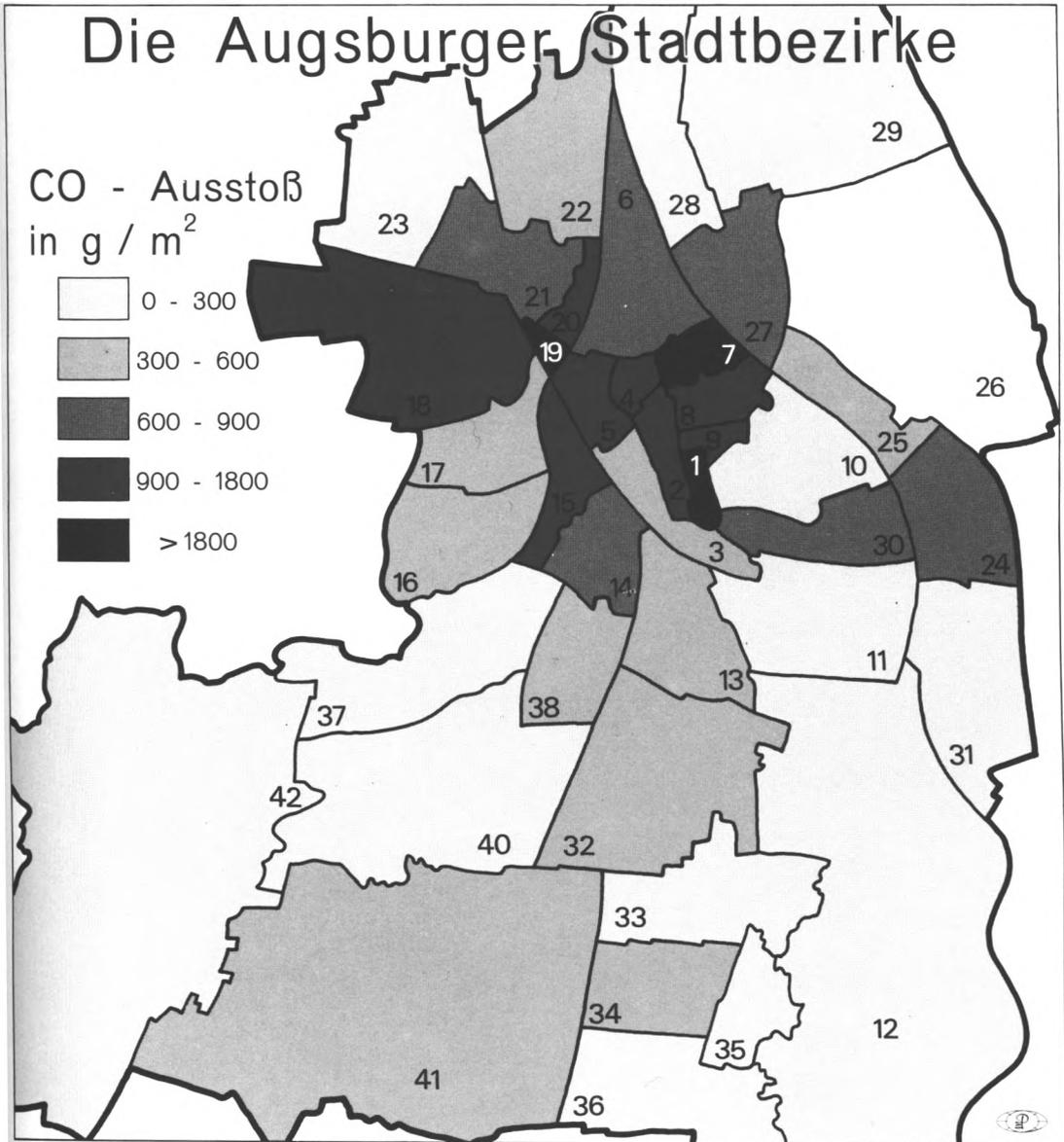


Die Augsburger Stadtbezirke

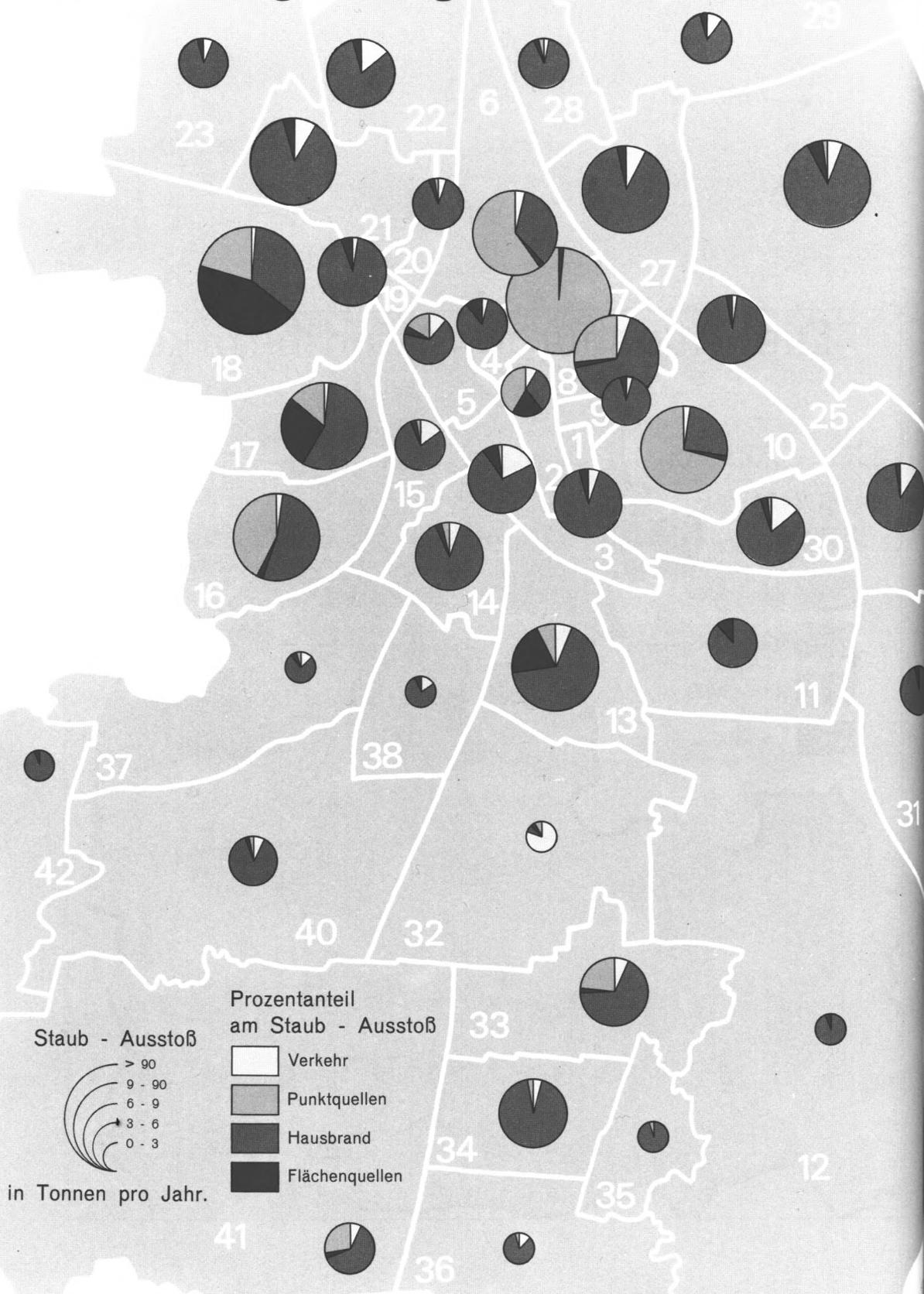


← Abb. 4 a

Abb. 4 b

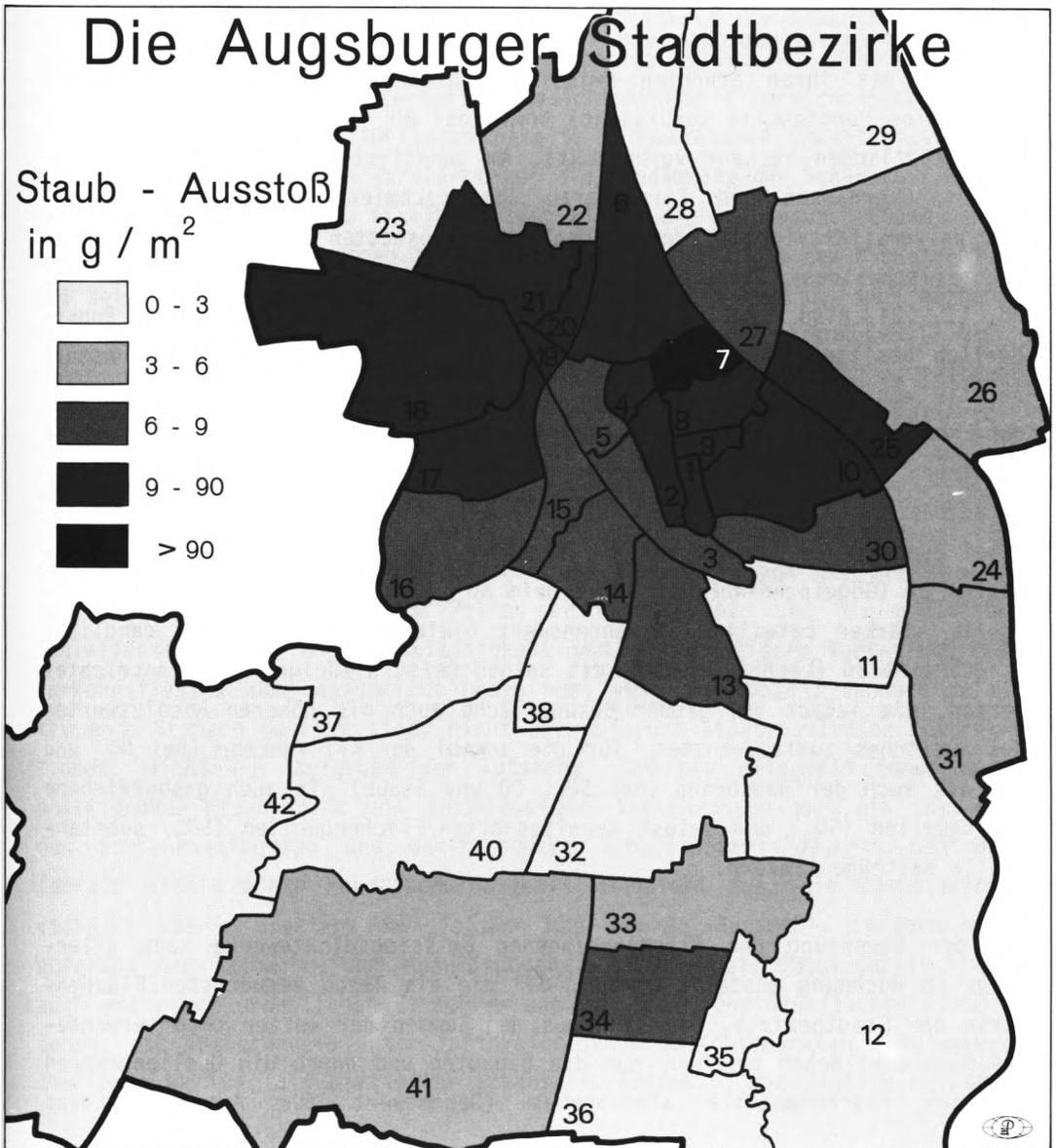


Die Augsburger Stadtbezirke



← Abb. 5 a

Abb. 5 b



Stadtbezirk 21, v.a. beim Kohlenmonoxid primär aufgrund der angespannten Verkehrssituation (etwa südlicher Teil der Donauwörther Straße, östlicher Teil der Ulmer Straße.) Die flächenbezogenen Relativwerte der Schadstoffemissionen zeigen darüberhinaus einige weitere Sekundärmaxima, die zwar meistens durch kleine Bezugsflächen bei nur mittleren Ausstoßwerten bedingt sind, aber wie etwa die verkehrs- und hausbrandverursachten CO- oder die vorwiegend hausbrandverursachten Staub-Werte in den dicht bebauten Stadtbezirken 1, 9, 19 und 20 durchaus Aufmerksamkeit verdienen. Ähnliches gilt für die Stadtbezirke 4, 5 und 15 hinsichtlich der primär verkehrsbedingten CO-Emissionsdichte und insbesondere für die Innenstadt (Stadtbezirk 2) mit ihren erhöhten Emissionsdichtewerten beim SO₂ (vorwiegend durch eine Punktquelle verursacht) sowie bei NO_x und CO (primär durch den innerstädtischen Verkehr verursacht). Am günstigsten gestellt sind Bärenkeller, Oberhausen-Nord, Firnhaberau, Hammerschmiede, Bergheim, Göggingen, das Universitätsviertel, das südöstliche Haunstetten sowie die Gegend des Siebentischwaldes (Stadtbezirke 23, 22, 28, 29, 42, 37, 38, 40, 32, 35, 36, 11, 12), also randlich gelegene Bereiche, die entweder gar keine Punktquellen besitzen oder nur solche, die bei leichtem Heizöl als Brennstoff relativ wenig Energie verbrauchen bzw. bei hohem Energieverbrauch vorwiegend Gas verfeuern. Etwas eingeschränkt wird diese günstige Situation in Göggingen, dem Universitätsviertel, Oberhausen-Nord und selbst Bärenkeller (Stadtbezirke 40, 38, 37, 32, 22, 23) bei Stickoxiden und Kohlenmonoxid, wobei zumeist der Kfz-Verkehr die Verantwortung trägt, lediglich in Stadtbezirk 37 (Göggingen-Nordwest) ist beim NO_x auch eine gasbetriebene Punktquelle stärker beteiligt. Erwähnenswert bleibt schließlich der randliche Stadtbezirk 26 (Lechhausen-Ost) mit seinen meist niedrigen Emissionsdichtewerten, die jedoch bei großer Bezugsfläche auch mit höheren Absolutwerten des Ausstoßes zustandekommen, für die sowohl der Kfz-Verkehr (bei NO_x und CO) als auch der Hausbrand (bei SO₂, CO und Staub) als auch gasbetriebene Punktquellen (NO_x) und selbst Arbeitsstätten/Flächenquellen (SO₂) substantielle Beiträge liefern.

Bei der Bewertung der flächenbezogenen Emissionsdichtewerte kann allerdings in Rechnung gestellt werden, daß die als Bezug verwendeten Flächenwerte der Stadtbezirke, die sich aus den Summen der weiter oben verwendeten Baublockflächen ergeben, nur die bebauten und durch die Quellengruppen benutzten Flächenanteile wiedergeben (Gesamtwert für Augsburg knapp

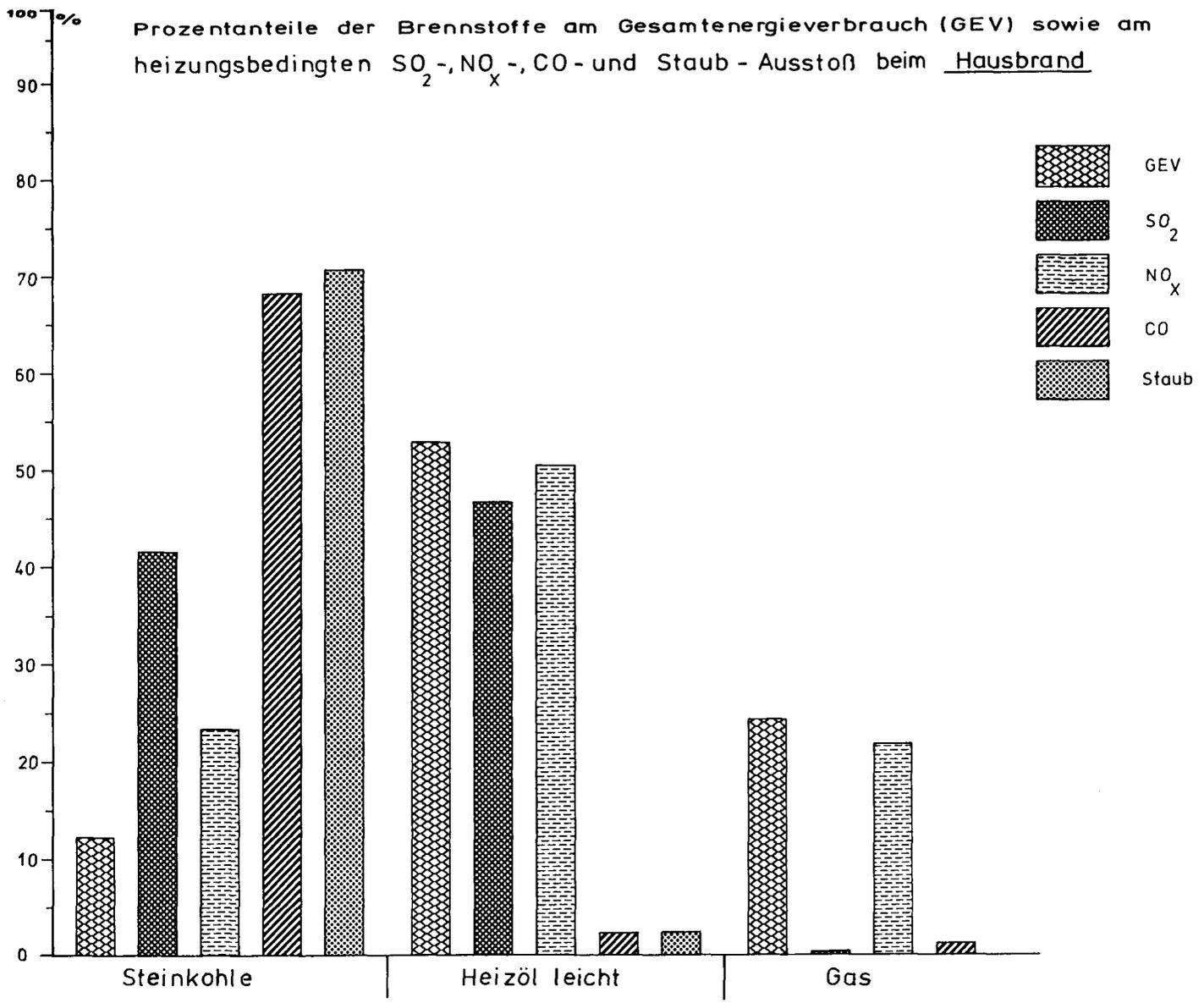
90 km²). Diese Einschränkung gewährleistet eine realistischere Darstellung und Beurteilung der Schadstoffemissionen im Verhältnis zur Herkunftsfläche als die Verwendung von Gesamtflächen einschließlich der Anteile außerhalb der eigentlichen Quellenbereiche.

Die quantitative Erfassung von Schadstoffemissionen spielt in der aktuellen Diskussion von Ökosystembelastungen nicht nur hinsichtlich der Aufdeckung besonderer Problemgebiete und räumlicher Schwerpunkte der initialen Produktion ökosystembelastender Schadstoffe, sondern ebenso als Anhaltspunkt für Größenordnung und Reduktionsbedürftigkeit der Schadstoffproduktion unmittelbar an der Quelle eine gewichtige Rolle. Mit anderen Worten wird nicht mehr nur auf Verteilungsgesichtspunkte ("Hochschornsteinpolitik") oder reagierendes Auffangen bereits eingetretener Umweltbelastungen Augenmerk gelegt, sondern verstärkt auf die Eindämmung der Schadstoff-Freisetzung am Verursachungsort selbst. Zwar liegen die absoluten Größenordnungen der Schadstoffemissionen in Augsburg im Vergleich mit dem Bundesgebiet und seinen Problemschwerpunkten eher unter dem Durchschnitt, doch enthebt dies alle Verantwortlichen nicht von der Aufforderung, wirkungsvolle Maßnahmen zu einer substantiellen Emissionsreduzierung in die Wege zu leiten. Im Bereich des Kfz-Verkehrs ist mit der geplanten Einführung des Katalysators ein begrüßenswerter Schritt in Richtung auf die Abgasreinigung an der Verursachungsquelle vollzogen worden. Was die besonderen innerstädtischen Verhältnisse einer Großstadt wie Augsburg anbelangt, kann heute eindeutig festgestellt werden, daß Erweiterungen und Verbesserungen des Straßennetzes, so positiv sie sich im Falle der Westtangente und der geplanten Schleifenstraße auf die Durchlässigkeit und gleichmäßigere Verteilung des Verkehrsflusses auch ausgewirkt haben bzw. auswirken mögen, dennoch relativ enge Grenzen gesetzt sind: nicht nur aufgrund städtebaulicher Restriktionen, nicht nur aufgrund der Tatsache, daß ein allgemein immer noch ansteigender Kfz-Bestand und durchlässigere Verkehrswege auch ein steigendes Verkehrsaufkommen und damit höhere Schadstoffausstoßwerte bedingen (gerade eine erhöhte Fahrgeschwindigkeit reduziert zwar die CO-Emission, steigert aber mindestens im gleichen Maß den NO_x-Ausstoß), sondern auch aufgrund der Tatsache, daß Ausweitungen der Verkehrsflußmöglichkeiten oft auch mit einer erheblichen Einschränkung von Frei- und Grünflächen einhergehen, die insbesondere unter lufthygienischen Gesichtspunkten eine unverzichtbare aktive (als partieller Schadstoff-Rezeptor) wie passive Funktion

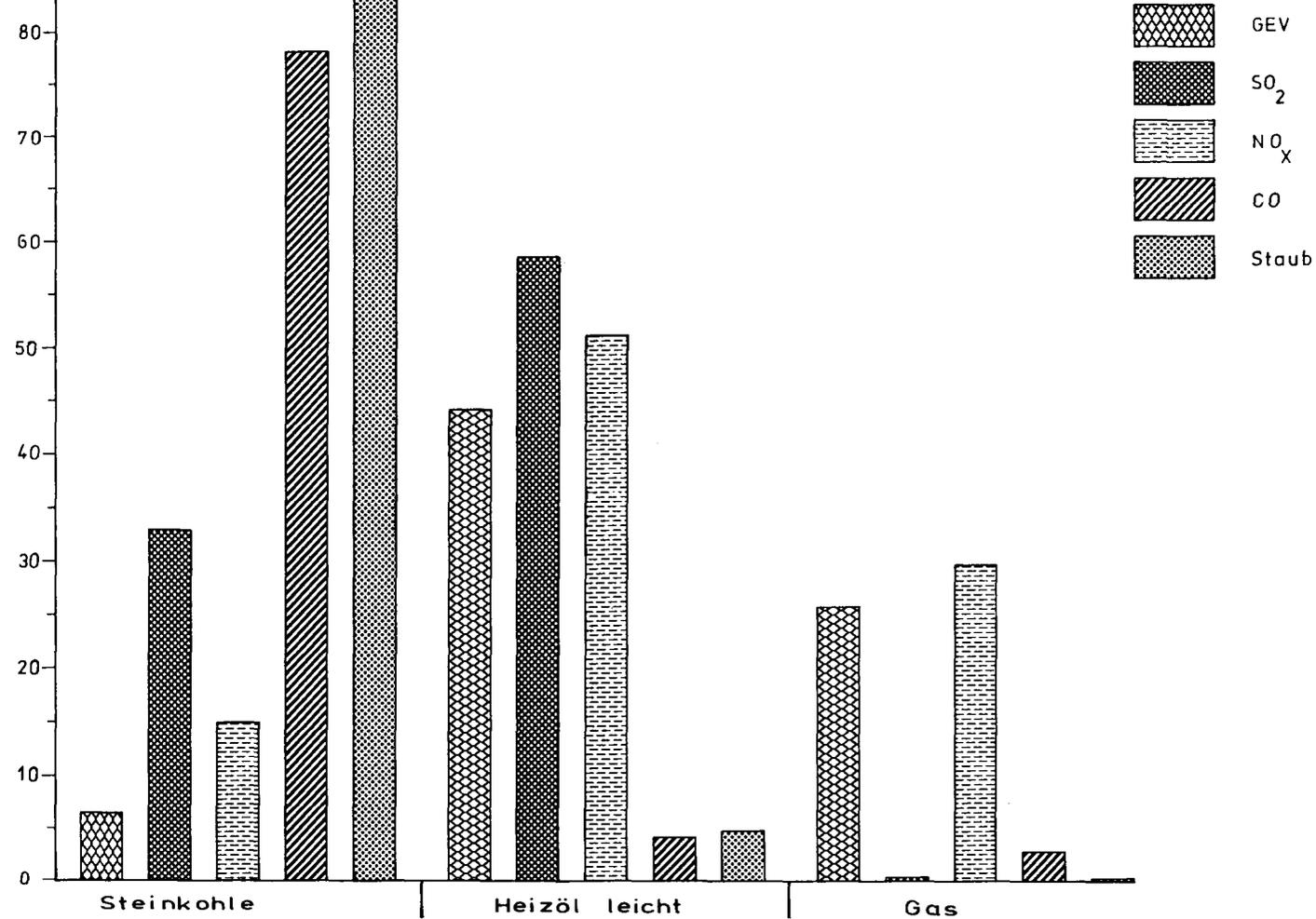
(als emissionsfreie Fläche) ausüben. Somit verbleibt für eine ökologisch orientierte Stadtplanung eine dezidierte Förderung des öffentlichen Personennahverkehrs, die an einer effektiven Reduzierung des innerstädtischen Individualverkehrs gemessen werden können sollte.

Hinsichtlich der heizungsbedingten Emissionen gibt es prinzipiell zwei nicht alternative, sondern komplementäre Wege zur Schadstoffreduktion: zum einen die Abgasreinigung (etwa über Filteranlagen oder katalysatorische Verfahren), ein Weg, der vor allem für großemittierende Punktquellen auf längere Sicht unausweichbar werden wird, zum anderen ein ökologisch orientierter Einsatz der verschiedenen zur Verfügung stehenden Heizmittel. Über deren durchaus unterschiedliche lufthygienische Qualität geben auszugsweise die Abb. 6 - 9 Auskunft, in denen die relativen Prozentanteile einzelner Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch denjenigen am heizungsbedingten SO_2 -, NO_x -, CO - und Staub-Ausstoß getrennt nach den Quellengruppen sowie insgesamt für Augsburg gegenübergestellt sind. Danach wird eindeutig die besonders ungünstige lufthygienische Qualität von Steinkohle und schwerem Heizöl erkennbar: die Prozentanteile am Gesamtenergieverbrauch (GEV) liegen wesentlich niedriger als am Ausstoß eines oder gar aller Schadstoffe. Für die Steinkohle etwa mit immerhin noch 23,2 % GEV-Anteil in ganz Augsburg liegen die Prozentanteile am heizungsbedingten Schadstoffausstoß bei SO_2 und NO_x rund doppelt so hoch, bei CO und Staub mehr als dreimal so hoch. Die entsprechenden Zahlen für die verschiedenen Quellengruppen liegen im einzelnen je nach unterschiedlicher GEV-Zusammensetzung zwar etwas anders, immer jedoch bei allen Schadstoffanteilen weit über dem jeweiligen GEV-Anteil. Beim schweren Heizöl sind die Relationen bezüglich CO und Staub zwar günstiger, bezüglich NO_x wenigstens noch einigermaßen ausgeglichen, dafür aber bezüglich SO_2 nur noch extremer (8,9 % GEV-Anteil, 33,2 % SO_2 -Anteil). Braunkohle und Koks erscheinen wegen insgesamt nur mehr äußerst geringer GEV-Anteile (0,8 %) nicht ausgesprochen betont bei den Schadstoffanteilen, doch zeigen insbesondere die CO - und z.T. die Staub-Anteilswerte ebenfalls die ungünstigen Relationen zum Energiebedarfsdeckungsanteil, während die überproportionale Repräsentanz beim Schwefeldioxid vor allem in den Quellengruppen Hausbrand und Arbeitsstätten beim Koks zum Ausdruck kommt. Die lufthygienische Qualität des leichten Heizöls wird dagegen in der vorliegenden Darstellung teilweise überschätzt, wie die im Vergleich zum 29 %-igen GEV-Anteil deutlich niedrigeren Schadstoff-

Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO_2 -, NO_x -, CO- und Staub - Ausstoß beim Hausbrand



Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO_2 -, NO_x -, CO - und Staub-Ausstoß der Arbeitsstätten/Flächenquellen



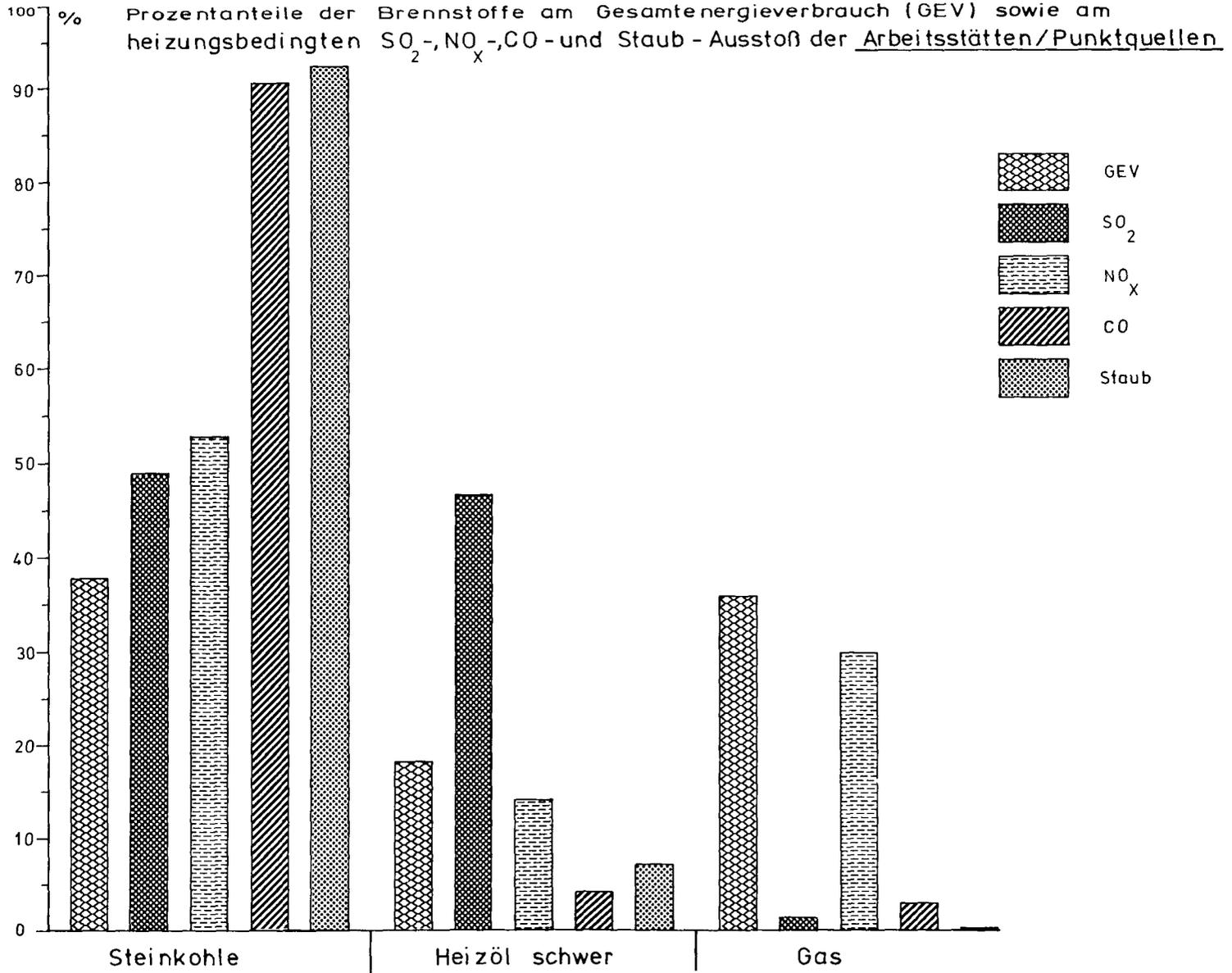
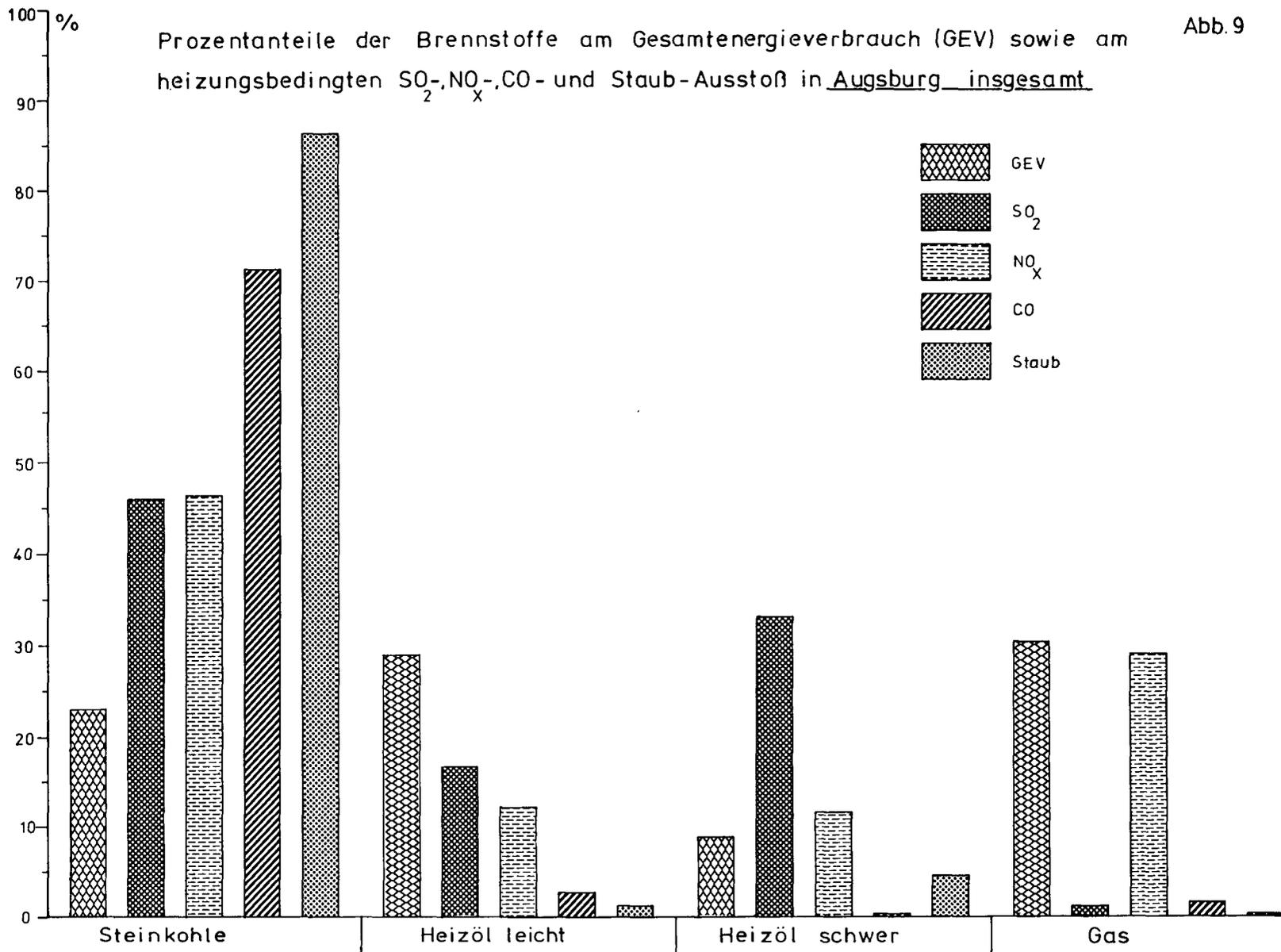


Abb. 9

Prozentanteile der Brennstoffe am Gesamtenergieverbrauch (GEV) sowie am heizungsbedingten SO_2 -, NO_x -, CO - und Staub-Ausstoß in Augsburg insgesamt.



anteile suggerieren. Grund hierfür ist die starke Repräsentanz lufthygienisch ungünstigerer Brennstoffe wie der Steinkohle und des schweren Heizöls, denn wo diese zurückgeht bzw. nicht mehr vorhanden ist wie bei Hausbrand und Flächenquellen, ergeben sich für das leichte Heizöl bei SO_2 und NO_x zumindest etwa ausgeglichene (wie beim Hausbrand mit nur mehr 12,2 % Steinkohleanteil) oder sogar wieder ungünstige Relationen zwischen Energie- und Schadstoffanteil (wie bei den Flächenquellen mit einem geringen Restanteil der Steinkohle von 6,5 %: 58,5 % SO_2 - und 51,1 % NO_x -Anteil bei 44,2 % GEV-Anteil des leichten Heizöls). Das Erdgas schließlich mit beachtlichen 30,3 % GEV-Anteil besticht durch seine geringfügigen Werte unter 2 % bei SO_2 , CO und Staub, weist allerdings beim NO_x mit 29 % einen Anteilswert auf, der vergleichbar hoch wie der Energiebedarfsdeckungsanteil liegt. Die Verwendung des Heizmittels Gas sichert also im allgemeinen äußerst niedrige Schadstoffausstoßwerte, behält aber eine beachtenswerte NO_x -Emission bei, die nur gegenüber der Steinkohle und dem in geringem Umfang kleingewerblich genutzten schweren Heizöl und Koks noch deutlich niedriger liegt, wie ein Blick auf die energiebezogenen NO_x -Emissionsfaktoren der Tabelle 10 verdeutlicht.

Tab. 10: Emissionsfaktoren für Stickoxide in kg/TJ

(nach Unterlagen des Umweltbundesamtes)

	Haushalte und Kleinverbrauch	Industrie- feuerung	Kraftwerke Fernheizwerke
Steinkohle	100	330	420
Braunkohle	15	230	180
Koks	100	200	-
Heizöl EL	50	100	-
Heizöl S	180	180	238
Gas	50	170	243

Da die oben diskutierten Prozentzahlen verbrauchsbezogen sind, liefert die Fernwärme keine Schadstoffanteile. Fernwärme muß aber erst in Heiz- oder Heizkraftwerken erzeugt werden, und dabei entstehen ebenfalls nicht unerhebliche Mengen an Schadstoffemissionen. Für Augsburg ergibt sich aus den zur Fernwärmeproduktion verfeuerten Heizmitteln ein Anteil von 10,9 % am

Gesamtenergieverbrauch, dem Anteilswerte am Schadstoffausstoß gegenüberstehen, die mit 0,1 % bei CO und mit 3,2 % beim Staub sehr günstig liegen, mit 10,2 % beim SO₂ nur mehr eine ausgeglichene Relation zeigen und mit 20,4 % beim NO_x als stark überproportional bezeichnet werden müssen. Allerdings sind in dieser Istwert-Zusammenfassung auch die mit Steinkohle und schwerem Heizöl betriebenen Anlagen der amerikanischen Streitkräfte enthalten, während eine vollständige Fernwärmeproduktion auf Gasbasis, wie sie sich nach dem vereinbarten Anschluß der amerikanischen Wohnbereiche an das städtische Fernwärmenetz abzeichnet, bei gleichem Energieverbrauch von 10,9 % eine Reduktion der Anteilswerte beim SO₂ auf sehr günstige 1,4 %, beim NO_x jedoch nur auf immer noch überproportionale 18,6 % bedeuten würde. Also erbringt eine zentrale Fernwärmeversorgung erst dann eine wirkungsvolle Verbesserung der lufthygienischen Situation, wenn sie auf Gasbasis erfolgt, und selbst dann sind die verbleibenden hohen Stickoxid-Emissionen als ein Problemmoment zu betrachten. Ein Blick auf die NO_x-Emissionsfaktoren des Erdgases (vgl. Tab. 10) zeigt überdies, daß der Ausstoßwert der Industriefeuerung nur ca. 70 % desjenigen der Fernheizwerke beträgt und der entsprechende Wert bei Hausbrand und Kleingewerbe sogar nur rund 20 % des Fernheizwerk-Faktors ausmacht. Also ist unter lufthygienischen Gesichtspunkten eine dezentrale Gasversorgung der Endverbraucher sogar günstiger als eine umfassende Fernwärmearbeitung an ein zentrales Heizwerk, es sei denn, dieses würde mit einer hochwirksamen Entstickungsanlage ausgestattet. Zum aktuellen Stand der Heizmittel-Diskussion kann jedenfalls festgestellt werden, daß Fernwärme, soweit über Gasfeuerung erzeugt, überall dort umweltentlastend wirkt, wo sie Kohle oder Öl als bisheriges Heizmittel ablöst, wenngleich hohe Stickoxid-Emissionen erhalten bleiben; in diesem Sinn kann auch die vereinbarte Fernwärmearbeitung der amerikanischen Wohnbereiche als positiv gewertet werden. Ein falscher Schritt unter lufthygienischen Gesichtspunkten wäre es jedoch, bestehende Bereiche dezentraler Gasversorgung an ein Fernwärmenetz anschließen zu wollen oder zusätzliche Fernwärmekapazitäten über schadstoffintensive Verfahren wie etwa die Müllverbrennung erzeugen zu wollen.

Ein abschließender Blick auf die Abb. 6 - 9 vergegenwärtigt noch einmal die speziellen Augsburgs Verhältnisse bei der Heizmittel-Zusammensetzung: primäre Energieträger sind Gas (30,3 %), leichtes Heizöl (29 %) und Steinkohle (23,2 %), wobei die Anteile des leichten Heizöls bei den Flächenquel-

len (44,2 %) und beim Hausbrand (52,9 %) parallel zu niedrigeren Steinkohlewerten deutlich höher liegen, das schwere Heizöl (18,3 %) bei den Punktquellen neben den primären Energieträgern Steinkohle (37,8 %) und Erdgas (36 %) eine größere Rolle spielt und der respektable Fernwärmeanteil von 21,9 % bei den Arbeitsstätten/Flächenquellen hervorzuheben ist. Die heizungsbedingten Emissionen zeigen ebenfalls ein klares Verteilungsbild mit der überwiegenden Verursachung des CO- und Staubausstößes (über 95 %) durch die drei Kohlearten, vorwiegend Steinkohle, mit den abgestuften Haupt-Anteilen an den SO₂-Emissionen von Steinkohle (46,0 %), schwerem Heizöl (33,2 %) und leichtem Heizöl (16,8 %) sowie mit der primär durch Steinkohle (46,4 %) und Erdgas (29,0 %) verursachten Stickoxid-Emission. Als allgemeine Richtschnur auf die Verbesserung der lufthygienischen Verhältnisse orientierten Handelns ergibt sich damit zwangsläufig eine anzustrebende Substituierung vor allem von Steinkohle und schwerem Heizöl durch weniger belastende Heizmittel wie Erdgas oder gaserzeugte Fernwärme, wobei insbesondere bei großen Einzelemittenten aus der Gruppe der Punktquellen eine vorrangige Dringlichkeit besteht. So würde etwa allein eine hypothetische Heizmittelumstellung des größten Einzelemittenten auf Erdgas bzw. Fernwärme bei gleichem Energieverbrauch den Gesamtausstoß in Augsburg an SO₂ um 27,8 bzw. 26,2 %, an NO_x um 9,6 bzw. 5,2 %, an CO um 1,0 bzw. 1,1 % und an Staub um beeindruckende 57,2 % reduzieren. Diese Zahlen mögen noch einmal belegen, welche ausschlaggebende Bedeutung emissionsreduzierende Maßnahmen an der Verursacherquelle für eine effektive Strategie der Luftgüteverbesserung besitzen.

3. KLIMATISCHE VERHÄLTNISSE IM STADTGEBIET VON AUGSBURG

Zwar liegt das Schwergewicht der vorliegenden Untersuchung auf den lufthygienischen Verhältnissen im Raum Augsburg, doch sollen vor der Erläuterung der Immissionssituation (Teil 4) auch einige Aspekte des zweiten wesentlichen Erscheinungsmoments am Stadtklima angesprochen werden, nämlich der Modifikation aller Klimaelemente innerhalb des Stadtgebiets, die nicht nur Auswirkungen auf die Ausbreitung emittierter Schadstoffe haben kann (vgl. etwa die Windverhältnisse, Teil 3.4.) und deshalb ein wesentliches Bindeglied zwischen Emission und Immission darstellt, sondern gleichermaßen Ausgangspunkt gezielter stadtplanerischer Einflußnahmen sein sollte. Tab. 11 zeigt zunächst langjährige klimatologische Mittelwerte der Wetterstation Augsburg-Ulmerstraße des Deutschen Wetterdienstes aus dem Zeitraum 1947 bis 1978, die der Zusammenstellung im Zwischenbericht (HILLER u. SIRCH-FREUDLING, 1982) entnommen sind. Stadtklimatologisch und stadtplanerisch ausschlaggebender sind jedoch erst die räumlich differenzierten Veränderungen der Klimaelemente innerhalb des Stadtgebiets, wie sie im folgenden für Temperatur, Feuchtigkeit, Niederschlag und Wind kurz angesprochen werden sollen.

3.1. Temperaturverhältnisse

Auffälligstes Merkmal der im Bereich von Städten modifizierten Klimabedingungen sind die gegenüber dem umgebenden Freiland im Mittel um 0,5 bis 1,0°C erhöhten Lufttemperaturen, die Anlaß zu der Redeweise von der sog. städtischen Wärmeinsel geben. Als Ursachen ihrer Entstehung lassen sich mehrere Gründe benennen. Zunächst absorbieren städtische Baumaterialien wie Asphalt, Beton und Ziegel, oftmals noch durch Hochbauweisen zusätzlich begünstigt, eine weit größere Einstrahlungsmenge als natürliche Oberflächentypen des umliegenden Freilands und erwärmen sich entsprechend stärker. Als Konsequenz ergibt sich eine höhere Wärmeabgabe an die städtische Luft, die aufgrund des relativ hohen Wärmespeicherungsvermögens der absorbierenden Baumaterialien vergleichsweise langsam, aber kontinuierlich erfolgt und somit auch und gerade in der Nacht zum Wärmegewinn über der Stadt führt. Ein weiterer Grund für den städtischen Wärmeineleffekt liegt in der verstärkten Ausstrahlungsabsorption und wieder zur Erdoberfläche

Lufttemperatur

	Monats- u. Jahres- mittel in °C			Mittlere tägliche Lufttem- peratur		Mittl. monatl. u. jährl. Lufttem- peratur				Mittlere Zahl der					
	Mittel	größ- ster Wert	klein- ster Wert	Max.	Min.	Max.	Min.	absolut				Eis- tage Max. <0°C	Frost- tage Min. <0°C	Som- mer- tage Max. ≥25°C	hei- Ben Tage Max. ≥30°C
		höch- stes Max.	tief- stes Max.					höch- stes Min.	tief- stes Min.						
Jan.	- 1,1	3,5	- 7,5	1,6	- 4,0	9,5	-13,3	16,0	3,8	- 2,6	-21,8	10,7	23,6	-	-
Febr.	- 0,1	5,8	-10,8	3,5	- 3,4	-12,1	-11,6	19,7	4,3	- 2,1	-26,1	6,5	20,1	-	-
März	3,8	7,4	- 0,2	8,6	- 0,4	18,1	- 8,1	22,4	13,3	- 2,5	-17,6	1,8	15,5	-	-
April	8,1	11,1	5,3	13,5	3,3	22,7	- 2,5	28,1	17,7	1,9	- 6,1	-	5,4	0,5	-
Mai	12,6	14,8	9,6	18,0	7,3	26,7	0,9	30,5	22,9	3,5	- 2,8	-	0,3	3,0	0,4
Juni	15,9	18,6	13,1	21,2	10,7	29,4	4,9	33,0	25,1	8,3	0,9	-	-	7,6	1,0
Juli	17,7	20,4	15,0	23,2	13,0	31,6	7,5	36,5	26,7	10,3	4,3	-	-	12,0	2,8
Aug.	16,9	19,4	15,2	22,7	12,0	31,0	6,6	34,8	26,6	10,0	3,8	-	-	9,8	2,3
Sept.	13,7	17,0	10,9	19,6	9,0	22,7	2,7	33,4	22,0	7,9	0,6	-	0,1	3,7	0,5
Okt.	8,3	11,6	4,6	13,4	4,6	21,6	- 2,1	26,8	12,5	1,9	- 5,6	-	3,9	0,2	-
Nov.	3,5	7,1	1,3	6,6	0,8	15,0	- 6,3	22,1	10,1	- 1,1	-13,3	1,8	11,8	-	-
Dez.	- 0,2	4,0	- 5,3	2,2	- 2,8	10,6	-11,8	16,7	2,5	- 3,3	-19,8	10,0	22,1	-	-
Jahr	8,3	9,0	6,6	12,6	4,1	32,6	-16,3	36,5	29,4	- 7,5	-26,1	31,1	103,1	36,8	6,7

Deutschen Wetterdienstes (1947 - 1978)

Tab. 11: Klimadaten der Meßstation Augsburg - Ulmer Straße des

Wind

Dampfdruck - Luftfeuchtigkeit

Mittlere Häufigkeit der Windrichtung in %

C: Windstille

Mittelwert
in mm

relative Feuchte in %
Mittelwert
Mittl. monatl.
um u. jährl.
14 h Minima

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C				
Jan.	2,6	9,3	11,9	3,6	9,9	18,5	22,4	7,6	7,1	3,8	85	79	52
Febr.	3,0	10,8	9,8	3,0	9,0	15,0	19,4	8,6	6,2	4,0	82	72	42
März	4,4	12,4	12,1	2,8	9,2	14,9	19,0	11,0	7,1	4,5	75	61	31
April	4,6	11,7	9,3	2,4	8,2	15,2	18,2	13,9	6,3	5,8	71	55	26
Mai	5,5	13,1	12,4	2,6	7,2	13,1	18,5	13,8	7,0	7,7	70	55	29
Juni	5,5	10,6	10,5	2,4	6,6	13,4	20,5	13,9	6,4	9,7	72	56	32
Juli	5,4	7,9	7,8	2,8	7,4	17,0	22,3	15,0	6,8	10,7	71	55	32
Aug.	4,8	7,7	10,5	2,6	10,5	16,8	19,9	12,5	7,8	10,7	73	56	32
Sept.	4,4	9,0	9,9	2,9	10,3	16,8	18,5	10,5	7,8	9,2	77	58	34
Okt.	3,7	11,5	12,5	3,0	11,1	15,1	17,8	9,3	9,2	7,1	82	67	40
Nov.	2,9	9,2	10,0	4,1	11,5	17,1	21,3	9,1	4,7	5,3	85	77	48
Dez.	2,3	9,7	10,5	3,7	10,6	18,9	23,1	7,9	6,3	4,1	86	81	53
Jahr	4,1	10,2	10,6	3,0	9,3	16,0	20,1	11,1	6,9	6,9	77	64	23

	Bewölkung					Niederschlag							
	Monats- und Jahres- mittel in Zehn- tel	Mittlere Zahl d. heiteren Tage		Mittlere Zahl d. trüben Tage		Niederschlags- summen in mm			Mittlere Zahl der Tage mit mindestens			Mittl. Zahl der Schnee- fall- tage	Mittl. Zahl d. Ta- ge m. Gewit- ter
		bis	ab	bis	ab	Mit- tel	Max.	Min.	0,1	1,0	10,0		
		1970	1971	1970	1971								
Jan.	7,5	1,6	1,4	19,1	19,1	52	113	17	16,9	10,6	1,0	11,3	0,2
Febr.	7,1	1,9	1,7	15,1	16,0	52	152	7	15,4	10,3	1,1	10,6	0,3
März	6,4	3,8	4,1	13,0	13,6	45	89	7	14,6	9,5	0,7	7,6	0,5
April	6,3	3,0	4,4	12,5	11,4	56	112	10	15,3	10,9	0,9	4,5	1,3
Mai	6,3	2,6	3,9	13,0	11,3	86	166	27	16,2	12,1	2,4	0,5	4,2
Juni	6,1	2,9	3,9	10,5	11,6	118	235	61	16,5	13,1	4,2	-	6,7
Juli	5,6	4,7	6,6	9,9	9,9	98	196	20	15,2	11,9	3,3	-	6,8
Aug.	5,7	3,1	5,6	9,5	8,1	88	167	31	15,4	11,7	2,9	-	5,4
Sept.	5,4	5,4	4,0	8,3	8,7	58	113	8	12,4	8,8	1,8	-	1,9
Okt.	6,2	3,8	4,3	12,0	14,0	51	146	3	12,5	7,5	1,7	1,0	0,2
Nov.	7,6	1,0	1,6	19,0	15,9	61	162	9	16,1	9,8	1,5	5,3	0,1
Dez.	7,6	1,1	1,9	19,1	19,4	52	114	10	16,6	10,0	1,0	9,7	0,2
Jahr	6,5	34,7	43,3	162,3	157,9	815	1.056	591	183,1	126,2	22,6	50,8	27,2

gerichteten atmosphärischen Gegenstrahlung ("Glashauseffekt"), die außer durch atmosphärisches Kohlendioxid etwa aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe auch durch größere Feststoffpartikel der städtischen Dunstglocke hervorgerufen werden können.

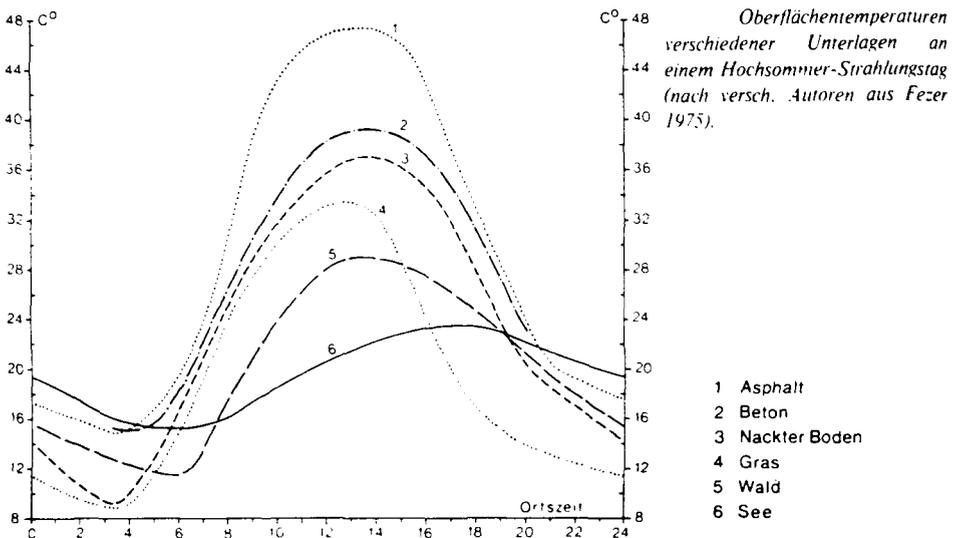
Darüberhinaus spielt die direkte zusätzliche anthropogene Wärmeproduktion durch Verbrennungsvorgänge aller Art in Haushalt, Industrie und Verkehr, die in einigen Großstädten bereits Größenordnungen in Nähe der mittleren verfügbaren Strahlungsbilanzenergie erreicht hat, eine immer stärkere Rolle bei der überdurchschnittlichen Aufheizung unserer städtischen Lebensräume. Schließlich zeigen Städte im Vergleich zum Umland meist mehr oder weniger stark eingeschränkte Wasser- und Grünflächenanteile, deren thermisch ausgleichende Wirkungen bzw. über Verdunstung und pflanzliche Transpiration ausgelöste Abkühlungseffekte entsprechend weniger zum Tragen gelangen. Statt dessen sind erhebliche Oberflächenteile wie Fußgängerzonen oder große Plätze durch Asphalt und Beton oft vollständig versiegelt und bewirken einen raschen oberflächigen Abfluß von Niederschlagswasser in die Kanalisation. Folge ist eine generell reduzierte Verdunstung, die nicht nur die Luftfeuchtigkeit mindert, sondern darüberhinaus diejenigen Energiebeträge, die nicht mehr zur Verdunstung verbraucht werden können, zusätzlich zur direkten Erwärmung der Luft bereitstellt. Damit ist bereits ein breites Betätigungsfeld für stadtplanerische Einflußnahmen gegeben, die über die temperaturwirksame Art der Bebauung ¹⁾, über die Abkehr von stadtklimatisch nachteiligen Oberflächenversiegelungen oder über die Erhaltung und Ausweitung städtischer Grünflächenbereiche effektiv den bioklimatisch ungünstigen Momenten der erhöhten städtischen Lufttemperaturen entgegenzuwirken vermögen.

Allerdings sind auch nicht alle Folgeerscheinungen des städtischen Wärmeinseleffekts als negativ anzusehen, wenn man an die abgeschwächte Winterkälte mit Möglichkeiten zur Energieeinsparung, an die geringere Zahl von Tagen mit Schneefall und mit geschlossener Schneedecke oder an das frühzeitige Blühen der Pflanzen denkt. Die ungünstigen Momente wie die sommerli-

1) Beispielsweise besitzt Beton eine rund 10 mal größere Wärmeleitfähigkeit und eine 1,5 mal größere Wärmekapazität als Ziegelsteine (vgl. KUFTLER, 1985b, S. 229 f).

che Überhitzung an Strahlungswettertagen mit Hitzestauerscheinungen und mangelnder Durchlüftung gerade in den Zentren dichter Bebauung erfordern jedoch in besonderem Maße die genannten kompensatorischen Gegensteuerungsmaßnahmen. Wie wirkungsvoll sie sein können, zeigt indirekt ein Blick auf Abb. 10, die Tagesgänge der Oberflächentemperaturen verschiedener Unterlagen an einem Hochsommer-Strahlungstag wiedergibt (aus ERIKSEN, 1976, S. 372).

Abb. 10 aus: Eriksen, 1976, S. 372



Man erkennt, daß sich Asphalt und Beton tagsüber am stärksten erhitzen und nachts - abgesehen von der thermisch ausgeglichensten Seefläche - die höchsten Temperaturminima aufweisen. Nackter Boden erwärmt sich zwar stärker als eine Grasfläche, erreicht aber nachts ähnlich wie diese die niedrigsten Temperaturminima. Die Waldfläche schließlich zeigt nach der Seefläche den ausgeglichensten Temperaturgang. Über die jeweilige Erdoberflächenbeschaffenheit werden also auch ganz unterschiedliche Bedingungen für die Lufttemperaturverhältnisse geschaffen. Und nachdem die städtische Siedlung kein homogener Baukörper, also auch keine einheitliche in sich geschlossene Wärmeinsel, sondern ein Mosaik unterschiedlicher auch kleinräumig verflochtener Baukörperstrukturelemente ist, treten auch innerhalb des Stadtgebiets ähnlich große Temperaturunterschiede wie zwischen Stadt und umgebendem Freiland auf, die Ansatzpunkte für gezielte Einflußnahmen sein können.

Über das Ausmaß derartiger oberflächenbedingter Temperaturunterschiede im Raum Augsburg gibt ein Vergleich Auskunft, den K. HAGER für zwei extreme Witterungssituationen (arktische Kältewelle im Januar 1985, Hitzewelle im Juli 1983) aus den Daten fester Meßstationen zusammengestellt hat (vgl. Tab. 12). Hierbei liegt die Station des Deutschen Wetterdienstes am Flugplatz in Mühldhausen bei weitgehend geringer Bebauung außerhalb des zusammenhängend besiedelten Gebiets, die Station bei St. Stephan im verdichteten Altstadtbereich und die Station Westheim-Kobel in stark aufgelockerter und durchgrünter Bebauung.

Tab. 12: Tagesmaximum und - minimum der Lufttemperatur an 3 verschiedenen Stationen im Raum Augsburg während extremer Witterungsverhältnisse

Temperaturen in °C	Flugplatz Mühldhausen		Augsburg St. Stephan		Westheim- Kobel	
	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.
7.1.85	-17,5	-27,1	-14,0	-19,5	-16,3	-22,1
27.7.83	37,1	16,1	39,8	21,2	34,3	20,2

Man erkennt, daß während der arktischen Kältewelle am Beispielstag des 7.1.85 der Tiefstwert in der Innenstadt um 7,6 °C über dem des freien Landes blieb, selbst das Tagesmaximum lag noch 3,5 °C höher. Die Werte am Kobel bei aufgelockerter und durchgegrünter Bebauung bewegten sich jeweils zwischen diesen beiden Extremen. Während der hochsommerlichen Hitzewelle zeigte die Innenstadtstation am Beispielstag des 27.7.83 erneut sowohl beim Maximum als auch beim Minimum die höchsten Werte, die 2,7 bzw. am frühen Morgen sogar 5,1 °C über denjenigen des freien Landes lagen. Die von der Waldnähe beeinflusste Station zeigte dagegen das niedrigste Tagesmaximum (5,5 °C unter dem der Innenstadt) und eine nächtliche Abkühlung, die zwischen den Werten der beiden anderen Stationen lag. Bebauungsdichte und Oberflächenbedeckungsart modifizieren also das städtische Temperaturfeld ganz beträchtlich.

Weitere Einzelheiten in diesem Zusammenhang können den Ergebnissen mobiler Meßfahrten entnommen werden, die vom Lehrstuhl für Physische Geographie an

ausgewählten Tagen innerhalb des Stadtgebiets durchgeführt worden sind. So hat sich gezeigt, daß bei regnerischem Tiefdruckwetter die maximalen Temperaturdifferenzen innerhalb des bebauten Stadtgebiets auf nur mehr ein halbes °C zurückgehen, während die größten Temperaturunterschiede bei ausgesprochenen Strahlungswetterlagen auftreten, v.a. unter den Bedingungen nächtlicher Ausstrahlung, wenn die von den städtischen Baumaterialien tagsüber absorbierten Strahlungsmengen sukzessive als Wärme wieder an ihre Umgebung abgegeben werden. So wurde nach einem sommerlichen Hitzetag zwischen der Innenstadt und dem stadtnahen Rand des Siebentischwaldes eine Temperaturdifferenz von 5,5 °C gemessen, die die Überhitzung der dicht bebauten und schlecht durchlüfteten Innenstadtbereiche klar dokumentiert. Allerdings liegt das Temperaturmaximum nicht einmal in engen, hoch bebauten und deshalb schattigen Gassen, sondern auf besonnten freien Plätzen, die asphalt- und betonversiegelt sind und bis zu 2 °C höhere Lufttemperaturen erzeugen. Die Abkehr von der Totalversiegelung und eine Bepflanzung mit Bäumen könnten hier die übermäßige Aufheizung der Plätze reduzieren. Auch der Einfluß von Wasserflächen macht sich abkühlend bemerkbar: So wurden in Altstadtgassen mit wiederaufgedeckten Stadtbächen die niedrigsten Temperaturen innerhalb des als ganzes aufgeheizten Innenstadtbereichs gemessen, sie lagen je nach Tageszeit zwischen 0,2 und 0,7 °C niedriger als in vergleichbaren Gassen ohne Bachlauf. Allerdings bleibt der mildernde Einfluß von Wasserflächen auf die allernächste Umgebung beschränkt, wie ein in Hochzoll-Nord senkrecht zum Lech gemessenes Profil zeigt, das nach abendlichen Hitzetag-Temperaturen unmittelbar am Lech, die nur um ein halbes Grad über denjenigen im zentrumsnahen Siebentischwald lagen, in rund 150 m Entfernung vom Fluß bei durchschnittlicher Wohnbebauung bereits wieder 3 °C höhere Temperaturen erbrachte. Schließlich bleibt der Einfluß von Grünflächen zu erwähnen, der sich auch gegenüber locker bebauten Stadtrandgebieten mit bis zu 1,5 °C niedrigeren Temperaturen an abendlichen Hitzetagen noch deutlich bemerkbar macht. Allerdings zeigt das Beispiel von Grünflächen in zentrumsnäherer Lage, die rund 1 °C wärmer bleiben als solche in Stadtrandgebieten, daß umgekehrt auch ein Einfluß der Bebauungsumgebung auf etwaige Grünflächen ausgeht. Deren positive Auswirkung auf das Stadtklima wird also wesentlich von ihrer Beschaffenheit und Größe abhängen: sowohl kleindimensionierte Grünflächen als auch bloße kurzgeschnittene Rasenflächen haben nur einen äußerst geringen Einfluß auf die Temperaturen benachbarter Bebauungsflächen, oftmals werden sie sogar umge-

kehrt in den Randzonen eher von der Bebauungsüberhitzung beeinflusst (vgl. DITTMANN, 1982, S. 80). Dagegen können große Parkanlagen, vor allem wenn sie alten Baumbestand mit ausladenden Baumkronen und großen Verdunstungsflächen besitzen, die Temperaturen der randlichen Bebauungszonen abkühlend beeinflussen (DITTMANN, 1982, S. 80). Die Wirkung von Grünflächen ist also eine vielgestaltige: zunächst üben sie schon allein dadurch einen positiven Gesamteffekt aus, daß sie indirekt die stadtklimatisch belastenderen Bebauungsflächen einschränken; aufgrund ihres thermischen Verhaltens (vgl. Abb. 10) stellen sie Bereiche stadtklimatisch günstigerer Modifikationen von Luftmasseigenschaften dar, die bei hinreichender Größe und Beschaffenheit (alter Baumbestand !) sogar die randlichen Bebauungszonen positiv beeinflussen können und allgemein bei städtischer Luftmassendurchmischung ausgleichend zu wirken tendieren. Deshalb sollte gerade im Bereich von Zentren dichter Bebauung auf eine hinreichende Präsenz möglichst nahegelegener Grünflächen geachtet werden, die die genannten Ausgleichswirkungen zustande zu bringen vermögen.

Wertvolle Einsichten in das unterschiedliche Temperaturverhalten verschiedener Oberflächenbedeckungsarten lassen sich darüberhinaus aus Thermalbefliegungen ziehen, wie sie im Rahmen des Forschungsvorhabens "Stadtklima Bayern" des Lehrstuhls für Bioklimatologie und Angewandte Meteorologie der Universität München auch über dem Großraum Augsburg durchgeführt worden sind. Als wärmste Flächen auf dem Thermalbild einer sommerlichen Mittagsaufnahme erscheinen dabei Industrie- und Gleisanlagen, zahlreiche Hausdächer und außerhalb des bebauten Stadtgebietes Ackerflächen ohne Bepflanzung (vgl. BAUMGARTNER et. al., 1984, S. 55 ff). Etwas niedrigere Oberflächentemperaturen nehmen Straßenzüge und einige Feldflächen an, abgestuft gefolgt von Rasen- oder Wiesenflächen, Waldflächen und Wasserflächen. Am Abend desselben Sommertages treten vor allem die bebauten Gebiete, aber auch die Waldflächen außerhalb des Stadtgebiets als auffallend warm hervor, während die landwirtschaftlich genutzten Flächen und die Lech-Auwälder einige Grad kühler erscheinen und die stärkste Abkühlung bei Wiesen- und Weideflächen festzustellen ist. Der morgendliche Aufnahmetermin kurz vor Sonnenaufgang schließlich zeigt als wärmste Flächen die thermisch ausgleichenden Wasseroberflächen, aber auch das Straßennetz der bebauten Gebiete und eine Wärmeinsel um die Fußgängerzone östlich des Hauptbahnhofs. In abgestufter Reihenfolge zunehmender nächtlicher Abkühlung folgen die Waldflächen und fließenden Gewässer, die Auwälder und landwirt-

schaftlich genutzten Flächen sowie die Wiesen und Weideflächen (vgl. BAUMGARTNER et. al., 1984, S. 62). Im Rahmen einer Diplomarbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg werden darüberhinaus in Auswertung von Luftbildern des Stadtgebiets Flächenbilanzierungen nach verschiedenen Oberflächenbedeckungsarten erarbeitet, die im Verein mit den unterschiedlichen thermischen Verhältnissen über verschiedenen Oberflächentypen eine räumlich differenzierte Darstellung von Ausmaßen und Verteilungen thermischer Aufheizung und Abkühlung innerhalb des Stadtgebiets ergeben werden.

3.2. Feuchtigkeitsverhältnisse

Die Luftfeuchtigkeit in städtischen Gebieten ist aufgrund des raschen oberflächlichen Abflusses von Niederschlagswasser (Oberflächenversiegelung !), der reduzierten Flächenanteile von transpirierenden Vegetationsflächen und der mithin geringeren Gesamtverdunstung generell niedriger als im umgebenden Freiland. Einige innerstädtisch differenzierende Aussagen lassen sich erneut aufgrund von mobilen Meßfahrten des Lehrstuhls für Physische Geographie im Stadtgebiet von Augsburg treffen. So sind an sommerlichen Strahlungswettertagen zwischen versiegelten Plätzen im Innenstadtbereich und Industriegebieten zwischen Lech und Wertach einerseits sowie baumbestandenen Grünflächen andererseits Unterschiede der relativen Luftfeuchtigkeit von 5 bis 12 % gemessen worden, wobei die Differenz mit zunehmender Tageszeit anzusteigen tendiert und am Abend bei den größten Temperaturunterschieden auch ihr Maximum erreicht. Locker bebaute Stadtrandbereiche liegen durchgängig zwischen den beiden genannten Extremen. Erneut zeigt sich ein gewisser Einfluß der Bebauungsumgebung auf städtische Grünflächen, die im aufgelockerten Stadtrandbereich 1 - 2 % feuchter sein können als in verdichteteren Innenstadtgebieten. Der Einfluß des Lechs in Wohngebieten zeigt sich in unmittelbarer Nähe durch bis zu 3 % höhere Luftfeuchtigkeiten gegenüber engen Altstadtgassen, ist aber weder allzu weitreichend noch besonders groß, da die dortigen Werte immer noch 3 - 6 % niedriger liegen als etwa in gewässernaher Waldumgebung. Der Einfluß wieder geöffneter Stadtbäche in Altstadtgassen macht sich schließlich mit 1 - 2 % höheren Luftfeuchtigkeiten geringfügig bemerkbar.

3.3. Niederschlagsverhältnisse

Eine direkte Beeinflussung des Niederschlagsfeldes Augsburgs durch die urbane Bebauung konnte nicht festgestellt werden. Dagegen üben die topographischen Gegebenheiten in Gestalt der westlichen Höhenrücken bei vorherrschenden niederschlagsbringenden Winden aus Westsüdwest einen niederschlagsfördernden Einfluß auf die westlichen Bereiche aus, wie ein von K. HAGER zusammengestellter Vergleich einiger Niederschlagsdaten von 4 Meßstationen (Flugplatz Mühlhausen und Augsburg St. Stephan östlich gelegen, Westheim-Kobel und Westfriedhof westlich gelegen) verdeutlicht (vgl. Tab. 13). Sowohl bei starken Frontalniederschlägen wie am 2.8.83 und am 6.6.84 als auch bei anhaltendem Dauerregen wie im Zeitraum 4. - 6.9.84 als auch in der Jahresgesamtbilanz 1984 zeigt sich ein deutliches Niederschlagsplus für die westlichen Stationen, das größenordnungsmäßig zwischen 18 und 25 % liegt. Dieses Ergebnis ist besonders bei der Planung des Abwasserbeseitigungsnetzes in Augsburg von Bedeutung.

Tab. 13: Niederschlagsmengen in Liter pro Quadratmeter für ausgewählte Tage und das Jahr 1984 an 4 Meßstationen im Raum Augsburg

	2.8.83	6.6.84	4.-6.9.84	1984
Flugplatz Mühlhausen	49,5	42,7	59,2	682,2
Augsburg St. Stephan	35,2	35,6	61,5	730,0
Summe 1	84,7	78,3	120,7	1 412,2
Westheim-Kobel	54,0	60,8	70,9	905,7
Westfriedhof	45,8	35,7	71,2	857,3
Summe 2	99,8	96,5	142,1	1 763,0
Abweichung				
Summe 2 von Summe 1	+ 18 %	+ 23 %	+ 18 %	+ 25 %

3.4. Windverhältnisse

Von besonderer Bedeutung sowohl für die Ausbreitung emittierter Schadstoffe als auch für Prozesse der Lufterneuerung sind die Windverhältnisse einer Stadt, die im folgenden für den Raum Augsburg in mehreren Schritten begutachtet werden sollen. An erster Stelle steht die langfristige mittlere Windverteilung, für die eine auf kontinuierlichen Aufzeichnungen im Dreistundenintervall basierende Statistik des Deutschen Wetterdienstes aus den Jahren 1951 bis 1960 herangezogen werden muß. Dieser hinreichend lange Erhebungszeitraum unterscheidet sich durch keine einschneidenden Veränderungen von der Beurteilungs-Gegenwart und kann deshalb als Grundlage für die Darstellung der mittleren Windverhältnisse fungieren. Die Windrosen für das Gesamtkollektiv (Abb. 11) und für höhere Windgeschwindigkeiten über 5 Knoten ¹⁾ (Abb. 12) zeigen dabei ein deutliches Häufigkeitsmaximum der Windrichtung bei 250 Grad, also bei Westsüdwest, dem ein genau entgegengesetztes sekundäres Maximum bei 70 Grad, also bei Ostnordost gegenübersteht. Diese Windverteilung entspricht der großräumigen Lage Augsburgs in der außertropischen Westwindzone mit der regionalen Besonderheit der Alpen im Süden und der Schwäbischen Alb im Nordwesten. Nur bei windschwachen Wetterlagen mit Geschwindigkeiten unter 4 Knoten (Abb. 13) macht sich eine gewisse Leitwirkung von Lech- und Wertach-Tal durch die Zunahme von Winden mit deutlichen Süd- oder Nordkomponenten bemerkbar. Als Folge des Talabfalls von Süden nach Norden und des tagesperiodischen Wechsels von Ein- und Ausstrahlung sind diese schwachgradientigen Strömungen häufig im Sinne eines schwachen Berg-Tal-Windsystems ausgebildet, das von nachts bis in den Vormittag hinein einen leichten Südwind, von da ab bis in die Abendstunden hinein einen leichten Nordwind erzeugt. Bei kräftigeren überregionalen Luftströmungen wird dieses schwache lokale Windsystem allerdings vollständig überlagert und tritt nicht mehr eigenständig in Erscheinung.

In einem zweiten Schritt soll diese Windverteilung nach verschiedenen sog. Ausbreitungsklassen aufgeschlüsselt werden, die unterschiedliche atmosphärische Bedingungen für die Ausbreitung emittierter Schadstoffe beschreiben. Nach KLUG/MANIER erhält man in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit, Bewölkungsgrad, Wolkenhöhe sowie Tages- und Jahreszeit sechs verschiedene

1) 1 Kn = 0,52 m/s

Abb. 11

Windverteilung AUGSBURG
Windgeschwindigkeit gesamt

1951 - 1960
- Jahr -

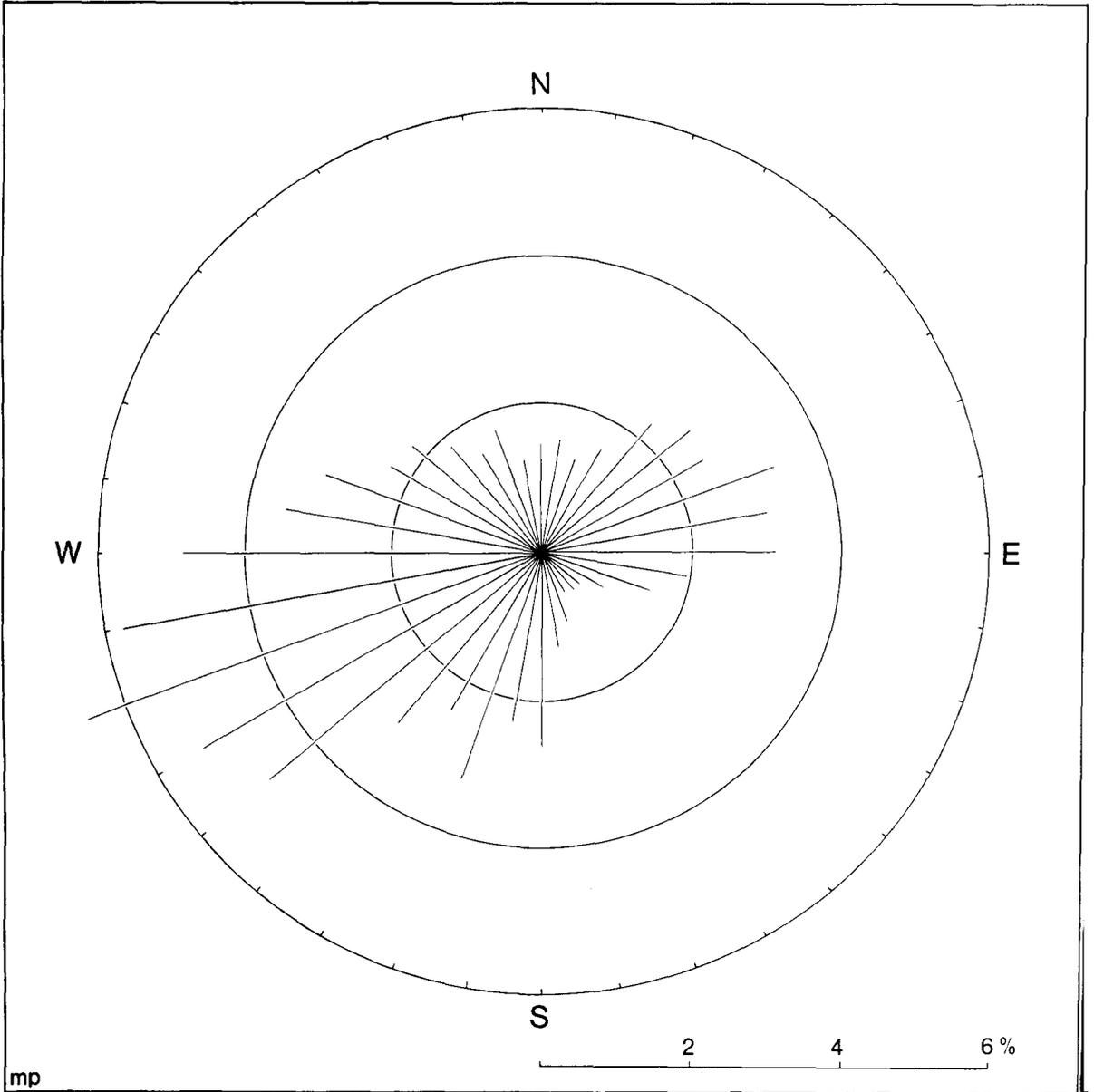


Abb. 12

Windverteilung AUGSBURG
Windgeschwindigkeit ≥ 5 kn

1951 - 1960
- Jahr -

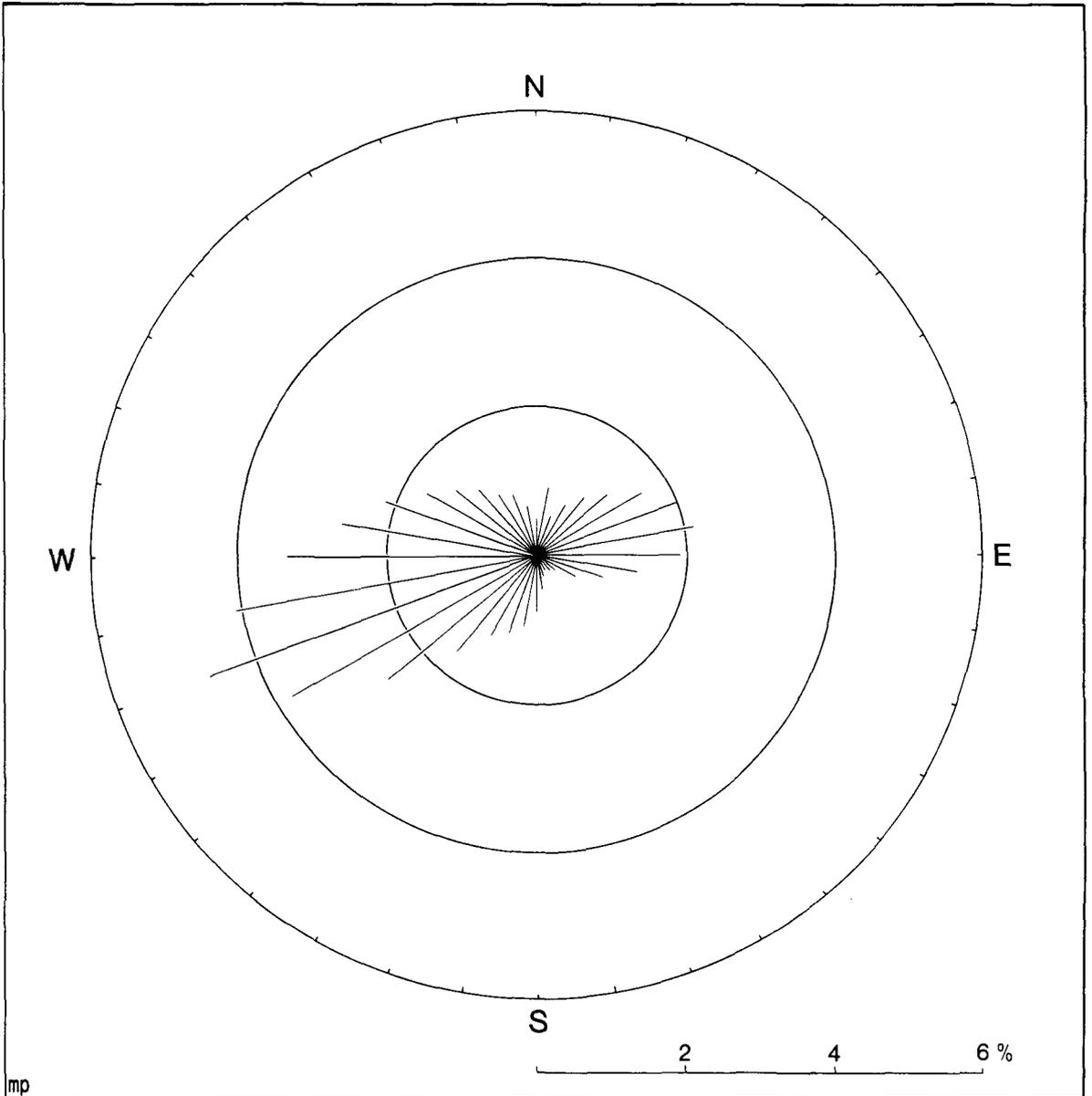
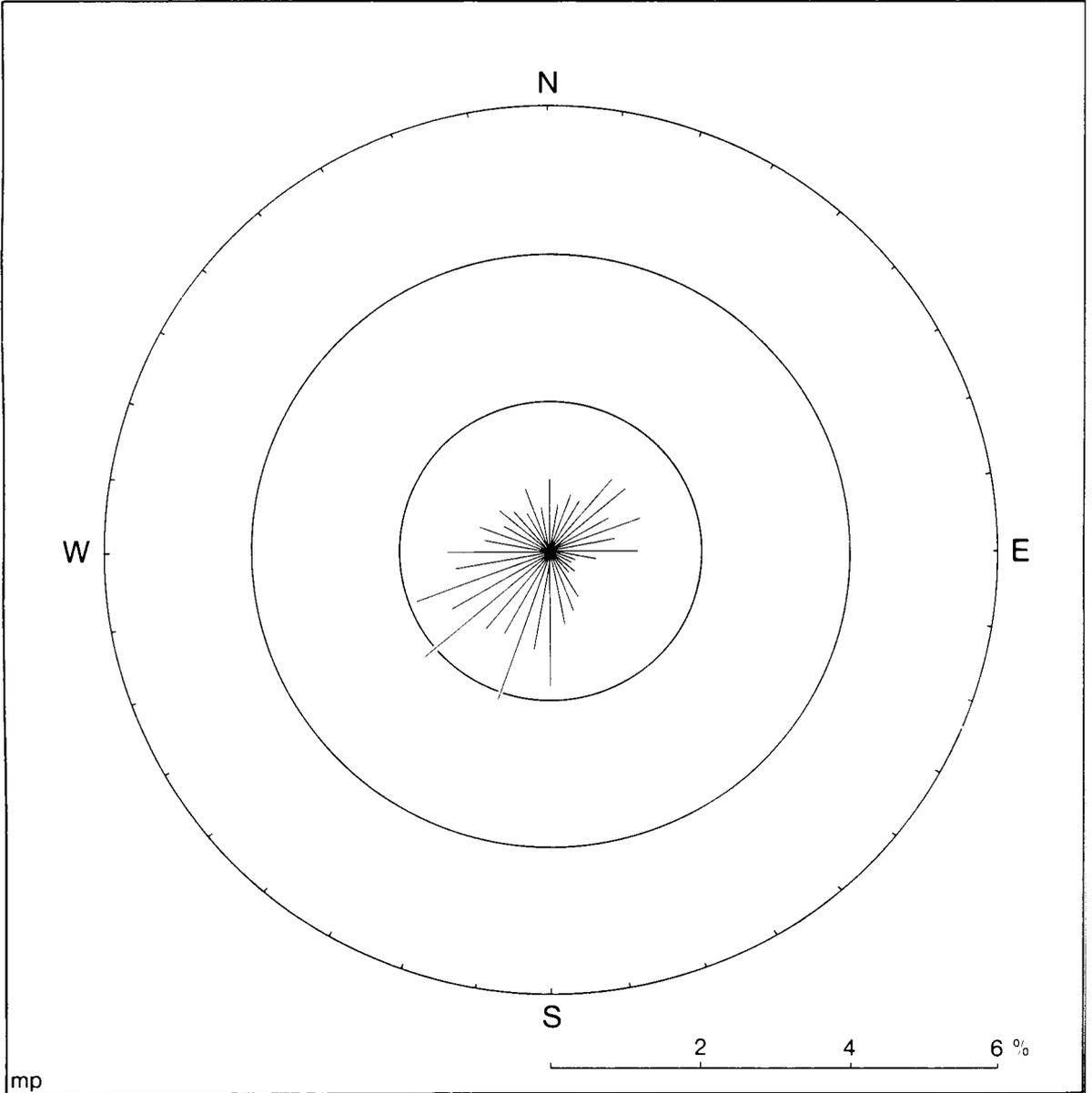


Abb. 13

Windverteilung AUGSBURG
Windgeschwindigkeit ≤ 4 kn

1951 - 1960
- Jahr -



Ausbreitungsklassen, die in definitivem Zusammenhang mit der atmosphärischen Temperaturschichtung und dem turbulenten Luftmassenaustausch stehen (vgl. MANIER, 1971): Die Ausbreitungsklassen I und II treten nur nachts und bei geringen Windgeschwindigkeiten auf, wobei in Klasse I auch noch der Bedeckungsgrad gering sein muß; in Bodennähe sind diese beiden Klassen vorwiegend mit stabiler Temperaturschichtung verbunden, die einen effektiven Luftmassenaustausch weitgehend unterbindet und zur Anreicherung emittierter Schadstoffe führen kann.

Tab. 14: Zusammenhang zwischen den Ausbreitungsklassen nach KLUG/MANIER und der atmosphärischen Temperaturschichtung

Ausbreitungsklasse	Temperaturschichtung
I	sehr stabil
II	stabil
III ₁	indifferent - leicht stabil
III ₂	indifferent - leicht labil
IV	labil
V	sehr labil

Die Ausbreitungsklassen IV und V treten nur am Tag bei ebenfalls geringeren Windgeschwindigkeiten auf, Klasse V insbesondere sogar nur um die Mittagszeit sommerlicher Monate; die Temperaturschichtung ist überwiegend labil, verursacht also vertikale Austauschprozesse, die allerdings bei den geringen horizontalen Windgeschwindigkeiten auch zu einer Herabmischung in größerer Höhe emittierter Schadstoffe bis in Bodennähe führen können. Die Ausbreitungsklassen III₁ und III₂ schließlich treten bei höheren Windgeschwindigkeiten bzw. großem Bewölkungsgrad auf und zeigen im allgemeinen eine indifferente Temperaturschichtung; die atmosphärische Austauschkapazität und das Ausmaß an Lufterneuerung sind aufgrund erhöhter Luftbewegungen vergleichsweise günstig.

Betrachtet man die Aufschlüsselung der mittleren Windrichtungsverteilung nach diesen Ausbreitungsklassen (Abb. 14 - 19), so erkennt man (abgesehen von den unterschiedlichen absoluten Größenordnungen) bei den austauschgünstigen Klassen III₁ und III₂ ein ähnliches Verteilungsbild wie in der Gesamtzusammenfassung (Abb. 11), lediglich in Klasse III₂ ist das primäre

Abb. 14

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse I

1951 - 1960
- Jahr -

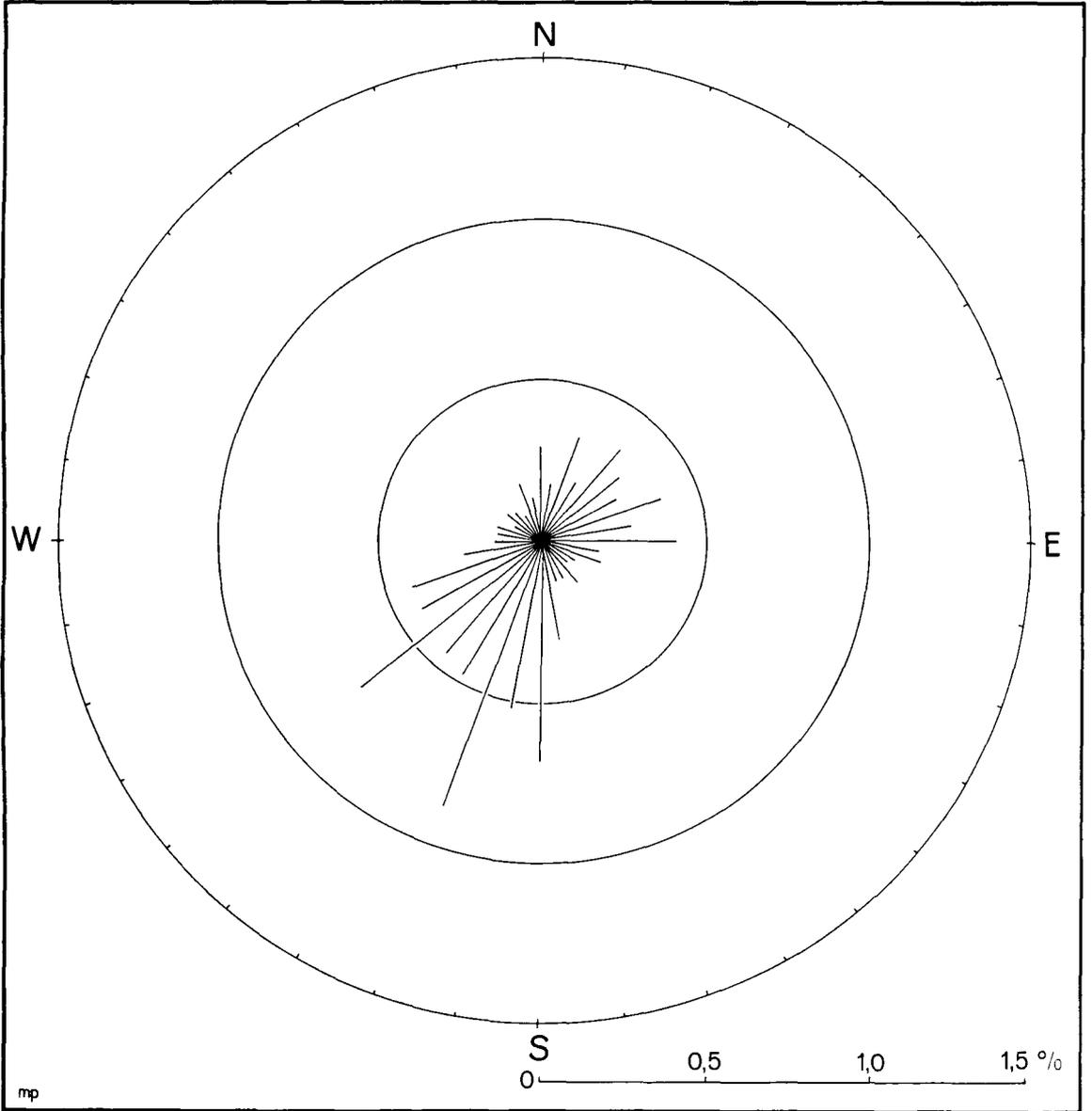


Abb. 15

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse II

1951 - 1960
- Jahr -

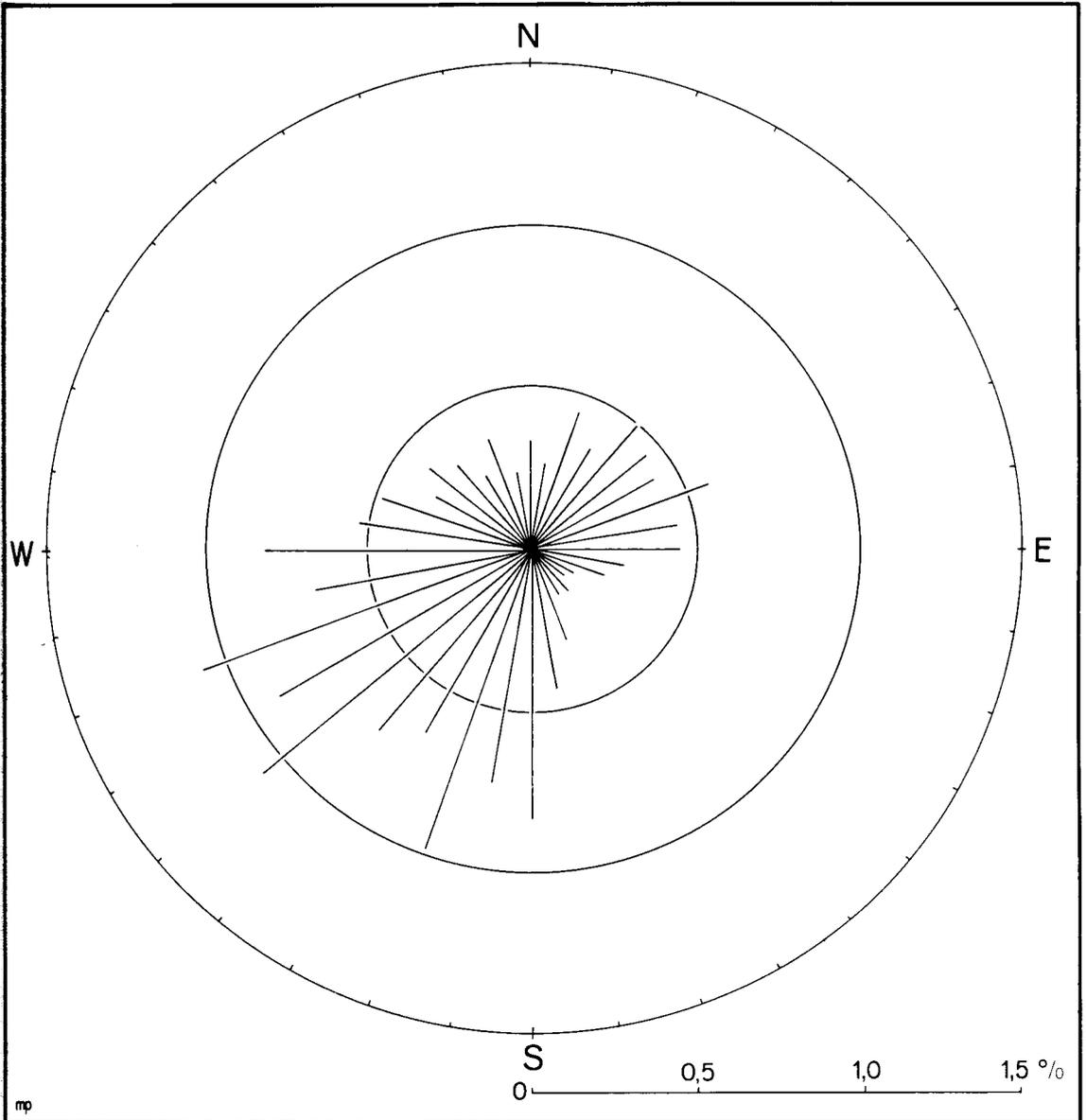


Abb. 16

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse III₁

1951 - 1960
- Jahr -

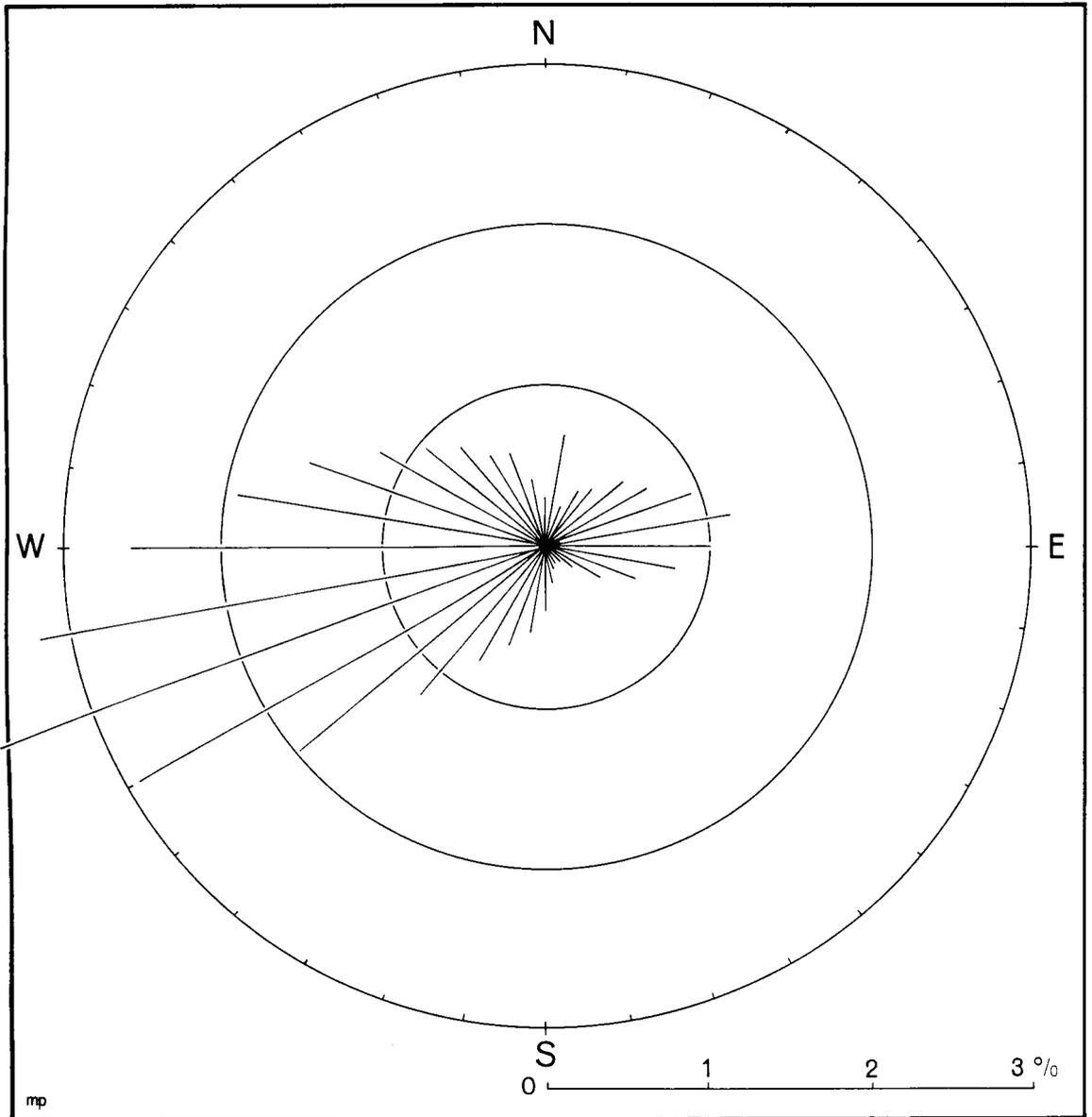


Abb. 17

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse III₂

1951 - 1960
- Jahr -

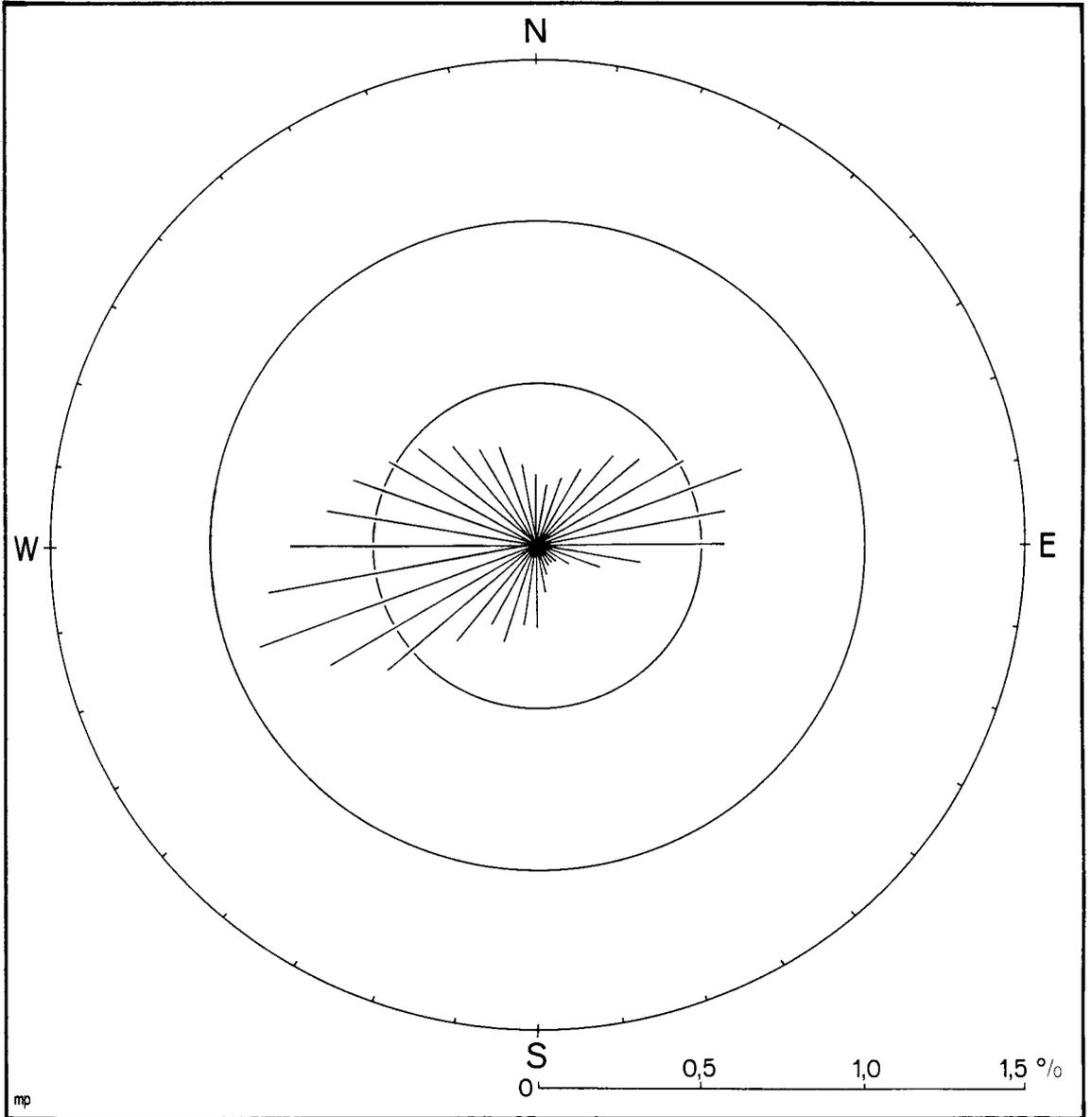


Abb. 18

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse IV

1951 - 1960
- Jahr -

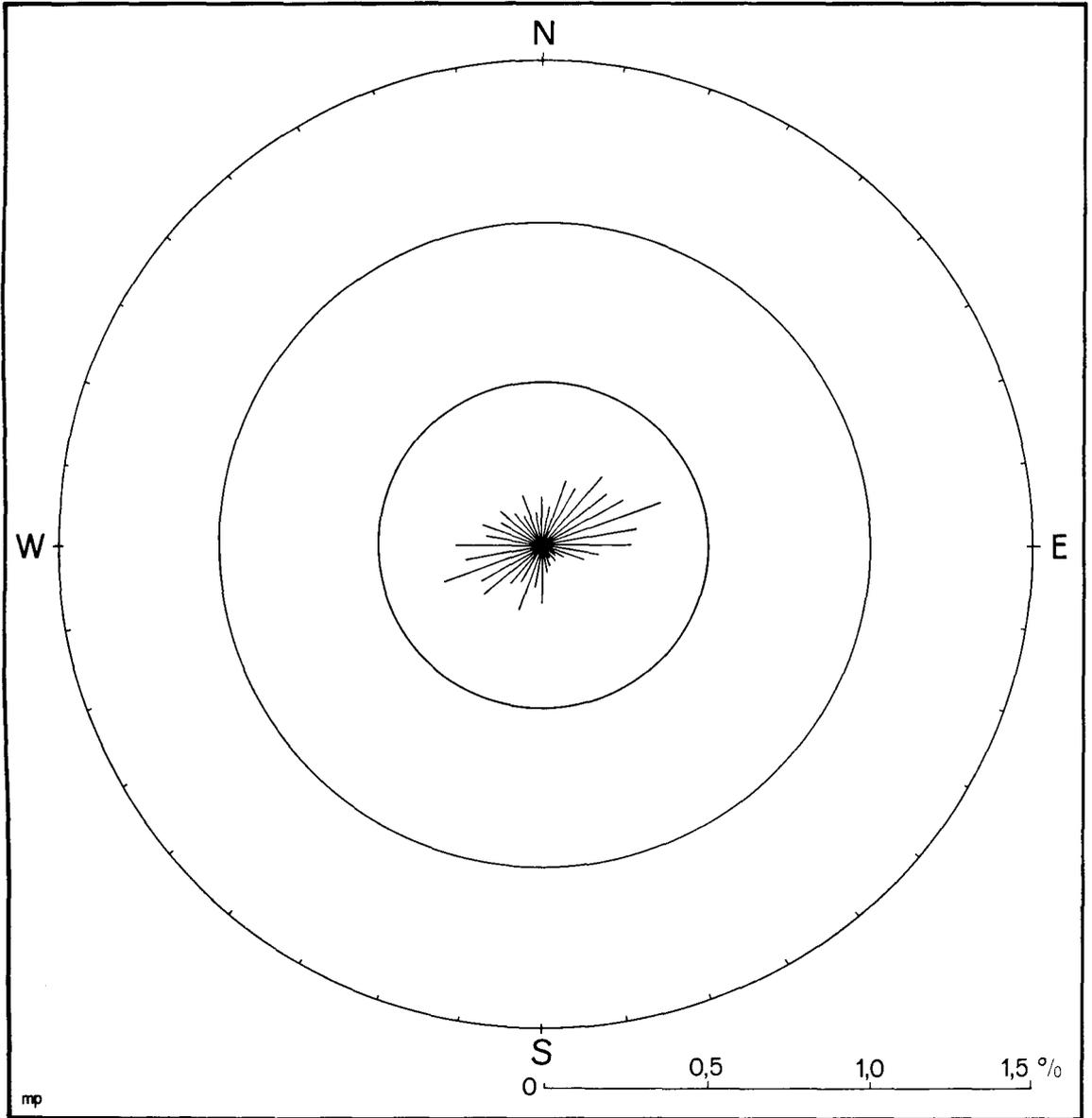
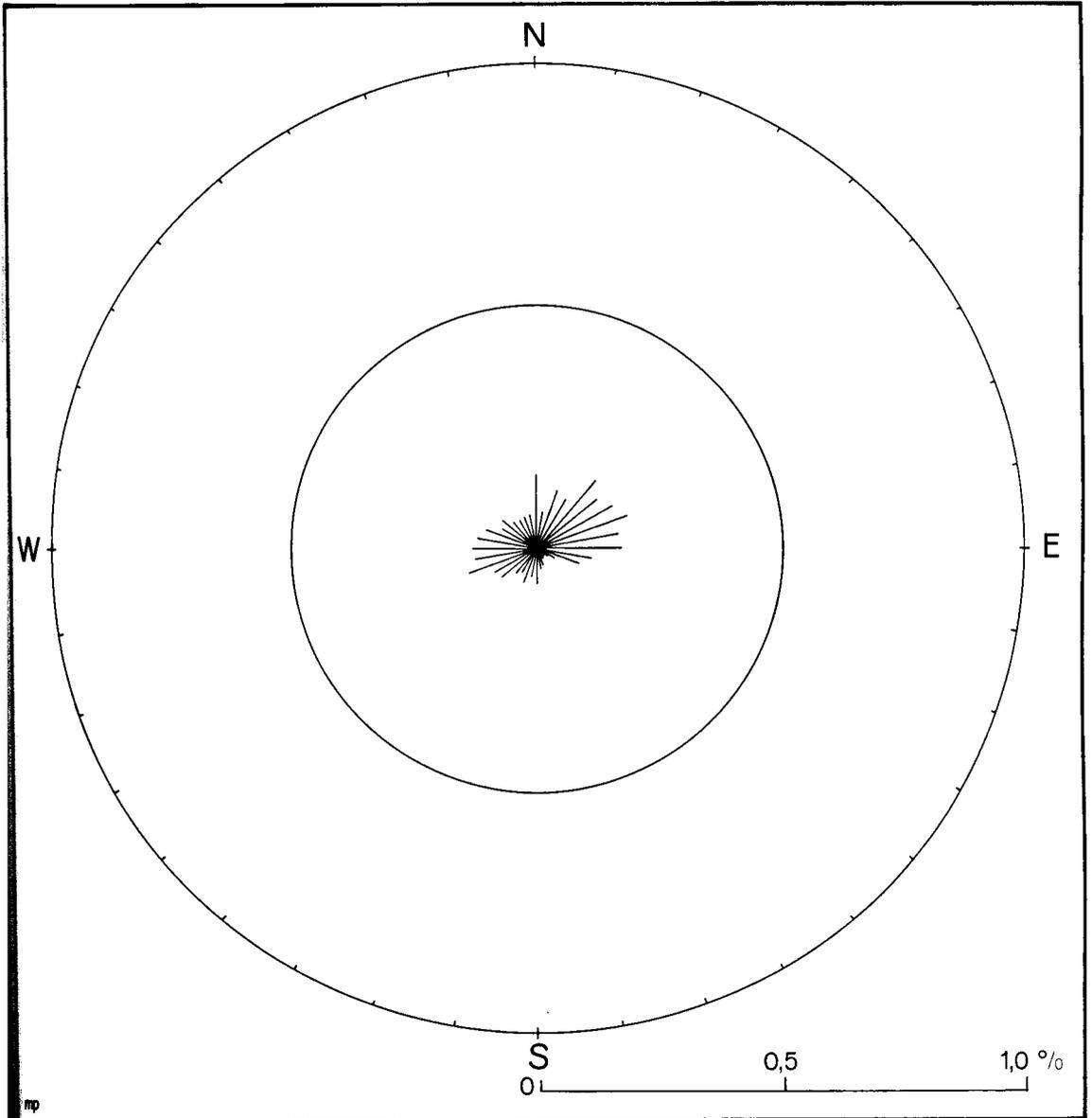


Abb. 19

Windverteilung AUGSBURG
Ausbreitungsklasse V

1951 - 1960
- Jahr -



Maximum bei Westsüdwest weniger stark abgehoben und von relativ dazu häufiger als sonst vertretenen nordwestlichen Winden begleitet. Bei den labilen Ausbreitungsklassen IV und V zeigt sich dagegen ein markanter und lufthygienisch bedeutsamer Unterschied: Winde aus dem nordöstlichen Sektor sind sogar etwas häufiger vertreten als solche aus dem südwestlichen, wobei der Häufigkeitsunterschied zwischen diesen beiden Richtungen bei Klasse V noch deutlicher ausgebildet ist. Zwar sind die absoluten Auftrittshäufigkeiten dieser beiden Klassen geringer als diejenigen aller anderen, doch bedeutet die genannte Windverteilung insofern viel, als bei derartigen Ausbreitungsbedingungen mit vertikaler Herabmischung von Emissionen größerer Quellhöhe, wie sie etwa bei windschwachen antizyklonalen Strahlungswetterlagen vorkommt, die potentielle Schadstoffbelastung aus nordöstlichen Richtungen sogar etwas häufiger auftritt als diejenige aus der allgemeinen Hauptwindrichtung. Dies bedeutet folglich, daß der Nordosten Augsburgs für stark emittierende Punktquellen mit großer Ausstoßhöhe, also etwa Industriebetriebe, Kraftwerke oder Verbrennungsanlagen mit hohen Schornsteinen, gerade kein günstiger Standort ist, da bei labilen Ausbreitungsbedingungen, wenn (je nach horizontaler Windgeschwindigkeit) in einigen hundert Metern Entfernung von der Punktquelle deren Emissionen bis in Bodennähe herabgemischt werden können, nordöstliche Winde in Augsburg sogar die relativ häufigsten sind.

Nochmals ein anderes Bild zeigt sich bei den stabilen Ausbreitungsklassen I und II (Abb. 14,15): ähnlich wie bei der Gesamtzusammenfassung für geringe Windgeschwindigkeiten (Abb. 13) ergibt sich eine Häufigkeitszunahme von Winden mit deutlichen Süd- oder Nordkomponenten, wobei in Klasse II sowie um das Sekundärmaximum in Klasse I jeweils noch eine annähernde Gleichverteilung über den Südwest- bzw. Nordost-Quadranten vorherrscht, während in Klasse I das primäre Maximum eindeutig in den Sektor Süd bis Südwest verschoben ist. Bei stabilen Ausbreitungsbedingungen mit geringen Windgeschwindigkeiten und einer erhöhten Tendenz zur Schadstoffanreicherung steigt also die relative Häufigkeit nordnordöstlicher und insbesondere südsüdwestlicher Winde, womit sich diese Himmelsrichtungen ebenfalls als ungeeignet für stadtrandnahe Standorte von Großemittenten ausweisen.

In einem dritten Schritt sind schließlich die verfügbaren Daten der mittleren Windverteilung aus den beiden Sektoren der primären und sekundären Häufigkeitsmaxima jeweils differenziert nach den meteorologischen Jah-

Abb. 20

Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungssektoren (SW,NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V)

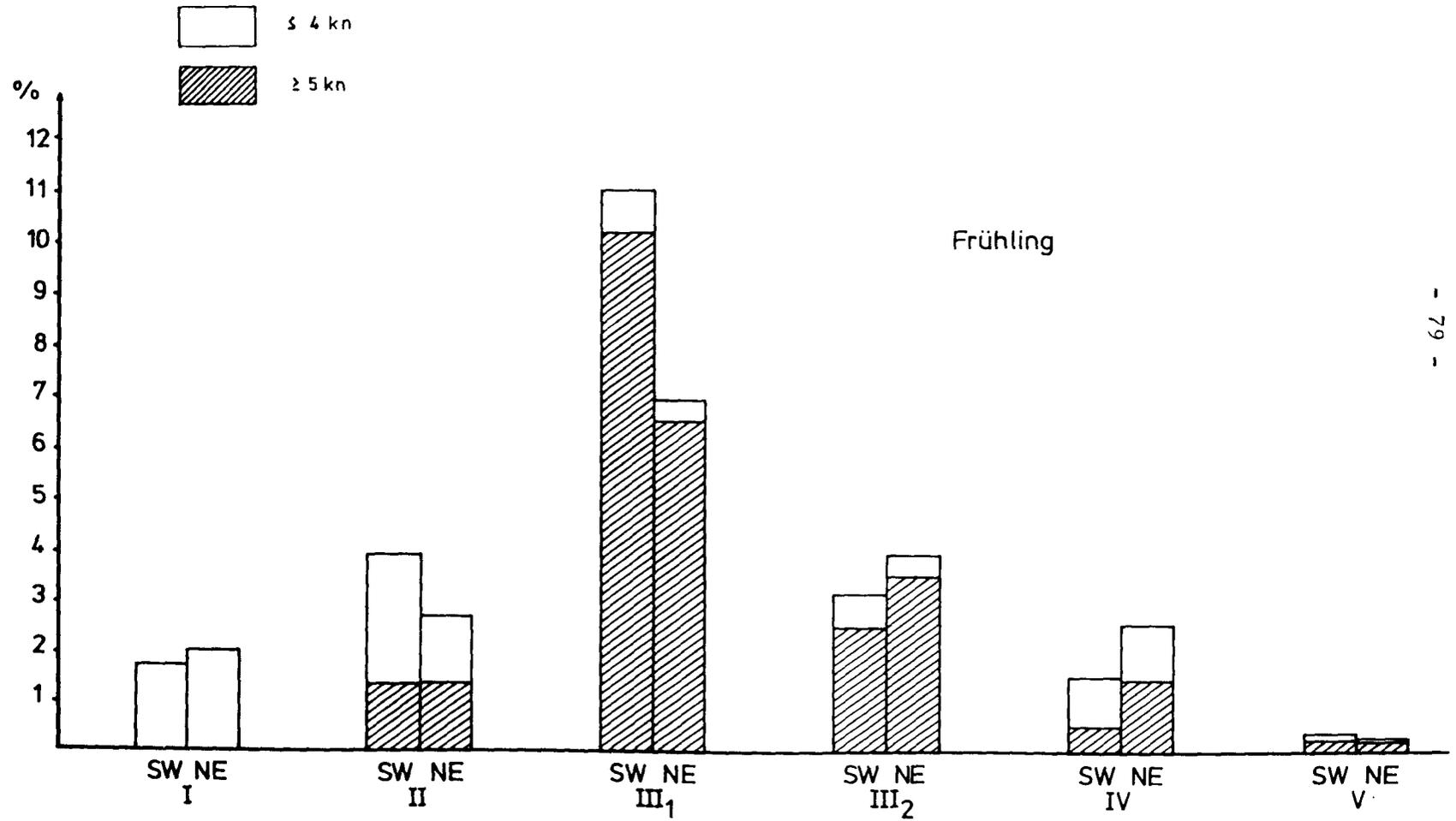


Abb. 21

Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungssektoren (SW,NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V)

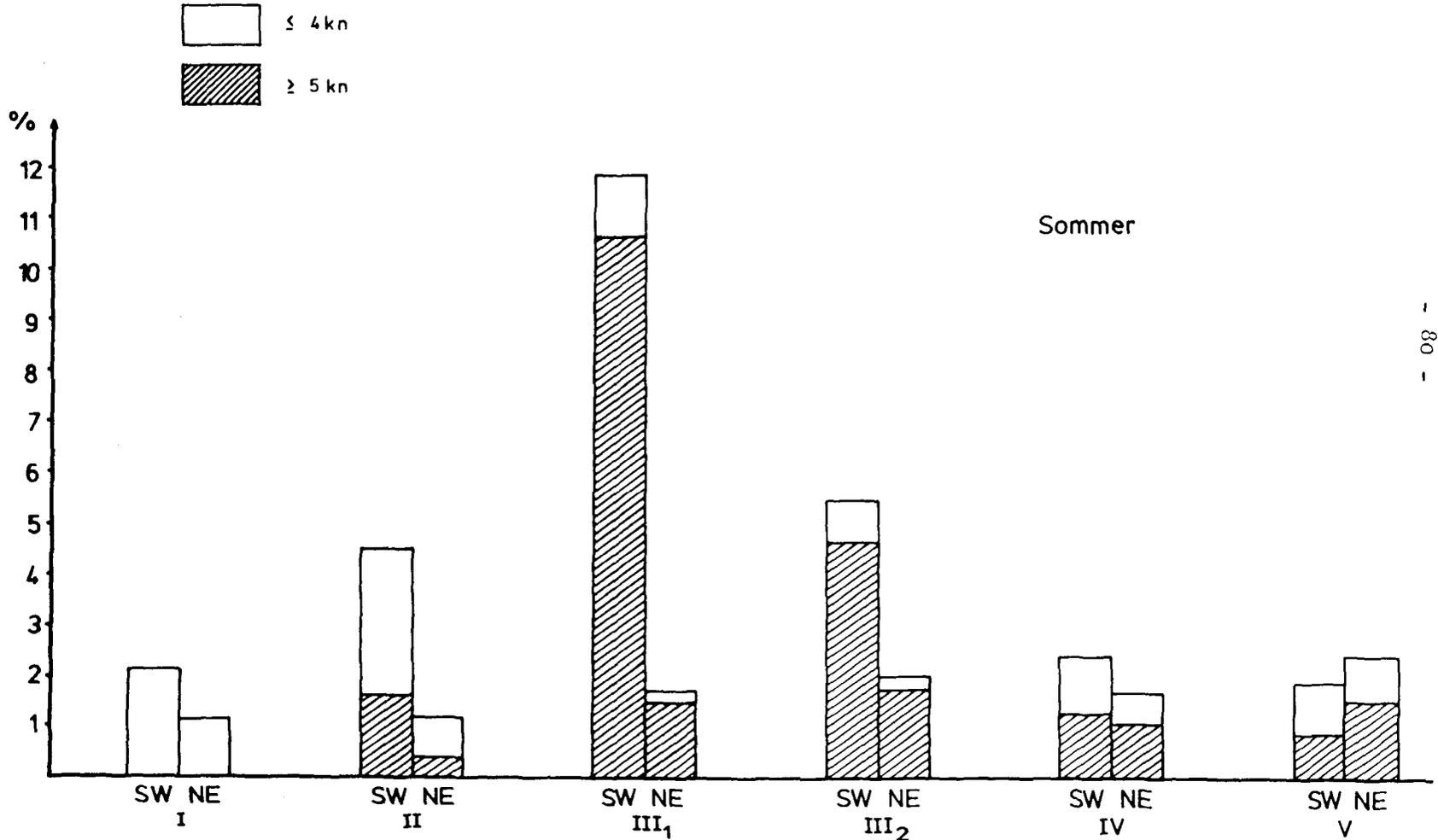


Abb. 22

Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwindrichtungssektoren (SW, NE) nach Ausbreitungsklassen (I-V)

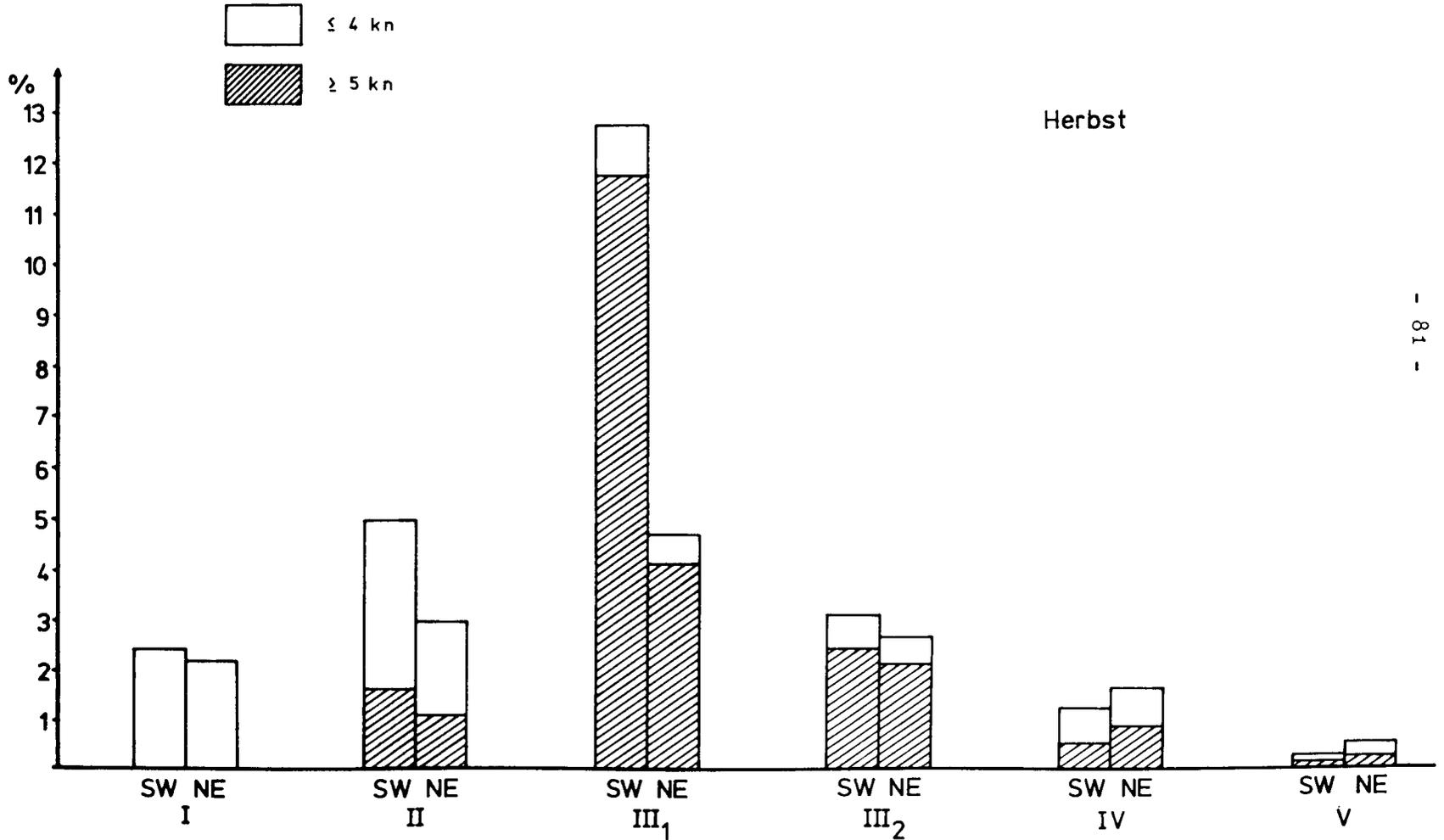
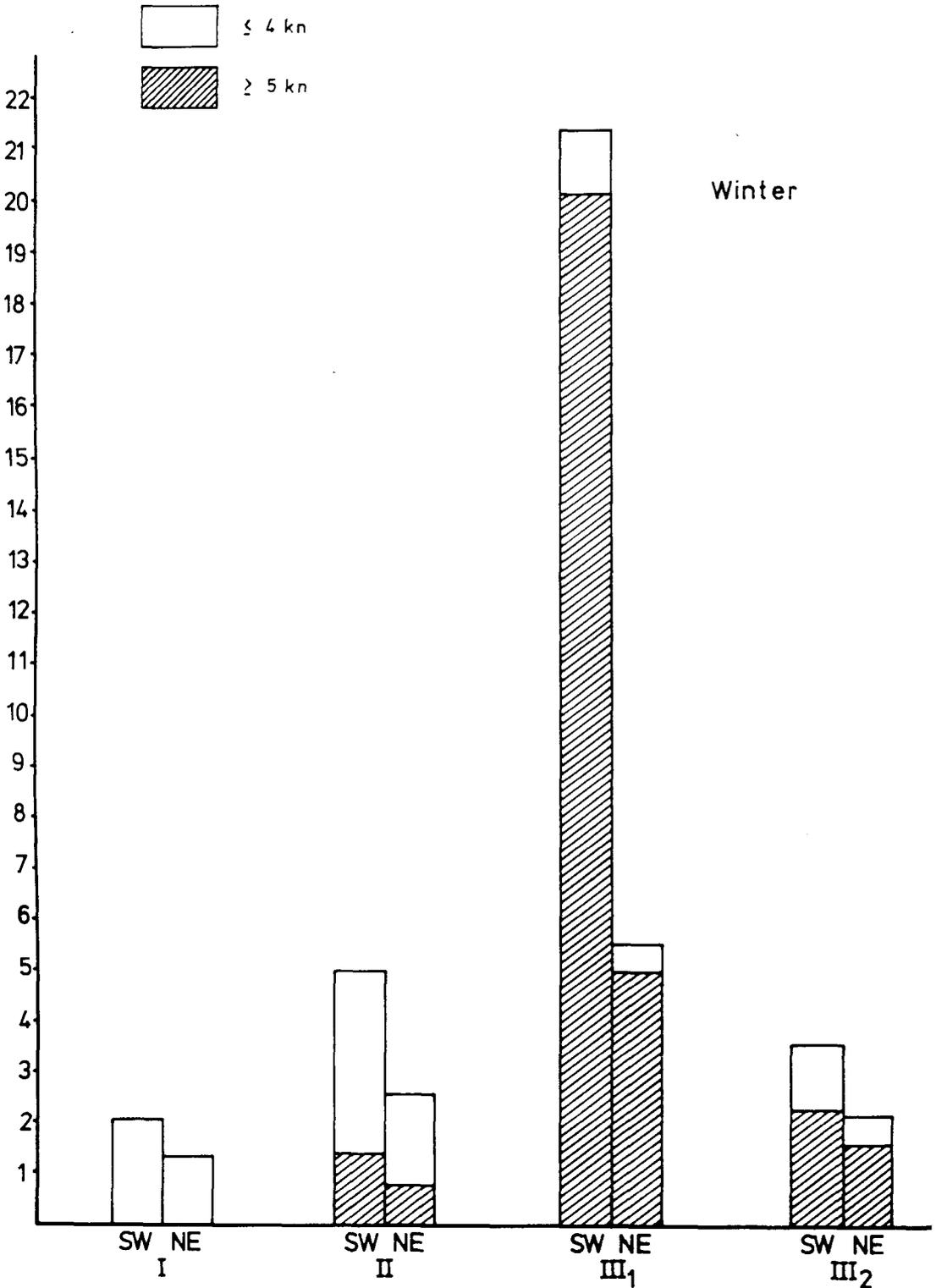


Abb. 23

Prozentuale Häufigkeiten der Hauptwind-
richtungssektoren (SW,NE) nach Ausbreitungs-
klassen (I-V)



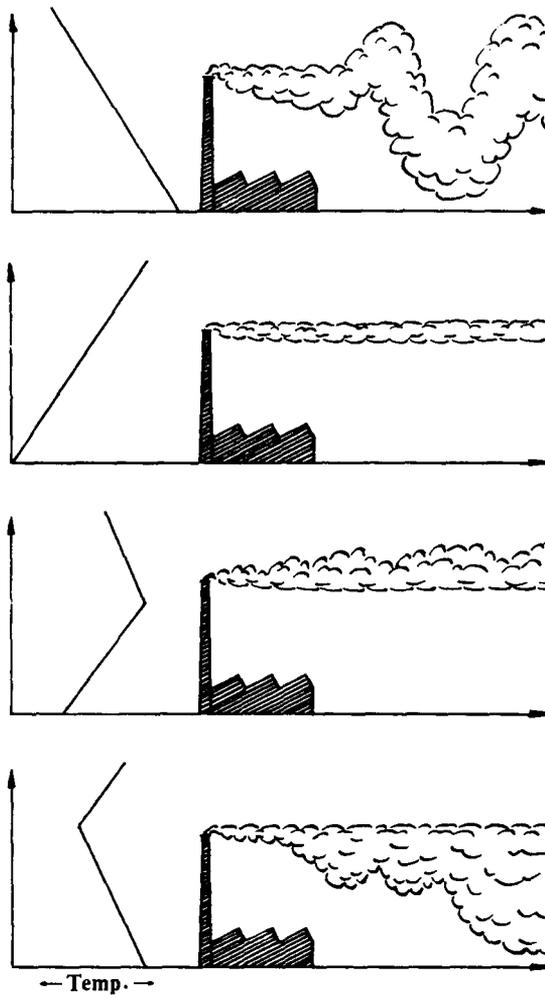
reszeiten, den sechs Ausbreitungsklassen und zwei Windgeschwindigkeitsbereichen (größer 5 Knoten und kleiner 4 Knoten) einander gegenübergestellt worden (Abb. 20 - 23), wobei die zusammengefaßten Richtungssektoren von 230 bis 270 bzw. von 50 bis 90 Grad vereinfachend als Südwest bzw. Nordost bezeichnet sein mögen. Das lufthygienisch bedeutsamste Resultat dieser Gegenüberstellung läßt sich wie folgt konkretisieren: obwohl Winde aus dem SW-Sektor insgesamt mehr als doppelt so häufig auftreten wie aus dem NE-Sektor, ist ihr Häufigkeitsunterschied bei ausgesprochen stabilen, wind-schwachen und damit lufthygienisch kritischen, austauscharmen atmosphärischen Zustandsbedingungen nur mehr äußerst gering (etwa 2,4 % gegenüber 2,2 % im Herbst, 2,0 % gegenüber immerhin 1,4 % im Winter und gar 1,7 % gegenüber 2,0 % im Frühjahr für die Ausbreitungsklasse I: sehr stabil). Dagegen ist der Häufigkeitsunterschied bei atmosphärischen Zustandsbedingungen mit lufthygienisch günstigen höheren Windgeschwindigkeiten überdurchschnittlich hoch, besonders im emissionsintensivierten Winter (etwa 20,0 % gegenüber 5,0 % für die windstarke Ausbreitungsklasse III₁). Dies bedeutet bei der speziellen Situation Augsburgs mit diametral gegenüberliegenden Häufigkeitsmaxima der Windrichtungsverteilung, daß potentielle Großemittenten im Nordosten der Stadt, also im Lee der primären Hauptwindrichtung, bei den am häufigsten vorkommenden Winden aus Westsüdwest zwar stadtabgewandt liegen, diese Winde aufgrund ihrer meist großen horizontalen Luftbewegung aber auch schon eine überdurchschnittliche Luftaustauschkapazität besitzen; umgekehrt treten Winde aus nordöstlichen Richtungen, die die Schadstoffemission von Ausstoßquellen im Nordosten Augsburgs stadteinwärts transportieren, gerade bei stabilen Ausbreitungsbedingungen mit erhöhter Tendenz zur Schadstoffanreicherung vergleichbar häufig auf wie Winde aus der primären Hauptwindrichtung (WSW) und lassen mithin Standorte für Großemittenten im Nordosten der Stadt gleichermaßen ungünstig erscheinen wie solche im Südwesten (als Luvseite der primären Hauptwindrichtung). Dieser Tatbestand wird noch dadurch verschärft, daß austauscharme stabile Ausbreitungsbedingungen mit schwachen, aber immer noch transportfähigen nordöstlichen Luftströmungen gerade während der emissionsintensivierten Heizperiode am häufigsten auftreten und so den genannten Belastungseffekt witterungsspezifisch weiter verstärken.

Die besondere Bedeutung stabiler Temperaturschichtungen liegt also in ihrer Eigenschaft begründet, vertikale Austauschbewegungen weitgehend zu

unterbinden und bei den meist geringen horizontalen Windgeschwindigkeiten zu einer Schadstoffanreicherung in Bodennähe zu führen. Besonders ausgeprägt ist dieser Prozeß bei sog. Inversionen mit einer mehr oder minder mächtigen Luftschicht, in der die Temperatur mit zunehmender Höhe (im Gegensatz zum Normalfall) ansteigt und die deshalb eine besonders wirksame Schranke für vertikale Austauschbewegungen darstellt. Abb. 24 gibt in schematisierter Form die Rauchfahnen-Ausbreitung einer Punktquelle mit hohem Schornstein bei unterschiedlichen Temperaturschichtungen wieder: der erste Fall mit überdurchschnittlich abnehmender Temperatur in der Höhe, also mit labiler Schichtung, zeigt noch einmal den im Zusammenhang mit den Ausbreitungsklassen IV und V erläuterten Herabmischungsprozeß der Rauchfahne in relativ großer Nähe zur emittierenden Punktquelle. Alle drei weiteren Fälle illustrieren dagegen Ausbreitungsbedingungen mit einer austauschhemmenden Inversionsschicht, die allerdings unterschiedlich mächtig und in verschiedenen Höhen ausgebildet sein kann: im ersten dieser drei Fälle liegt eine kontinuierliche Temperaturzunahme vom Boden bis in größere Höhen vor, wie sie etwa bei Hochdruckwetterlagen unter Ausstrahlungsbedingungen auftreten kann; die Ausbreitung der Rauchfahne hängt bei dieser stabilen Vertikalschichtung entscheidend von der horizontalen Windgeschwindigkeit ab: ist diese noch spürbar vorhanden, breitet sich der Schadstoffausstoß nahezu horizontal über größere Flächen der leeseitigen Emittentenumgebung aus, herrscht jedoch, wie es häufig in der genannten meteorologischen Situation der Fall ist, nur eine geringe oder keine nennenswerte Luftbewegung, so reichern sich die emittierten Schadstoffe ohne wesentliche Durchmischung in der Inversionsschicht an und führen zu einer gesteigerten Immissionsbelastung in der betroffenen Umgebung. Die beiden weiteren Fälle der Abb. 24 zeigen schließlich vertikal begrenztere Inversionsschichten, die jedoch gleichermaßen lufthygienisch von Bedeutsamkeit sind. Bei einer sog. Bodeninversion, wie sie sich etwa bei nächtlicher Ausstrahlung bilden kann, bleibt die Vertikalerstreckung meist relativ gering, so daß höhere Schornsteine über diese bodennahe Stagnationsschicht hinausreichen und ihre Emissionen sich gerade nicht in der unmittelbaren Punktquellen-Umgebung ansammeln, sondern dem Ferntransport anheimfallen. Diese Entlastung für die nähere Emittentenumgebung ist in der Vergangenheit auch ein ausschlaggebender Grund gewesen, die Schornsteine von Großemittenten möglichst hoch zu bauen, zumindest so hoch, daß die ortsüblichen Obergrenzen von Bodeninversionen überschritten worden sind. Allerdings bedeutet

Abb. 24

Rauchfahnen- Ausbreitung bei verschiedenen Temperaturschichtungen (nach LILJEQUIST, 1974, S.337)



diese Maßnahme nicht nur eine Umverteilung von Schadstoffbelastungen, die in entfernteren Gebieten oft erst wesentlich später wirksam werden, sondern auch für die städtische Umgebung selbst nur eine Entlastung in den genannten besonderen Fällen. Liegt dagegen die als Sperrschicht für vertikale Austauschprozesse wirkende Inversionsschicht oberhalb der Quellhöhen selbst der höchsten Schornsteine wie im letzten Fall der Abb. 24, können die ausgestoßenen Schadstoffe nicht mehr nach oben entweichen und reichern sich im bodennahen Bereich unterhalb der Inversion sukzessive an. Herrscht in dieser Schicht der normale vertikale Temperaturgradient und damit ein gewisses Maß an turbulenter Durchmischung, wie es etwa für Hochdruckwetterlagen unter Einstrahlungsbedingungen charakteristisch ist, werden die angesammelten Schadstoffe auch relativ rasch bis in unmittelbare Bodennähe herabgemischt (letzter Fall in Abb. 24). Somit ergibt sich ein vielgestaltiges Bild lufthygienischer Belastungen bei stabilen Ausbreitungsbedingungen, und die Kombination mehrerer ungünstiger Umstände kann eine weitere Verschärfung der Situation herbeiführen, deren extremale Zuspitzung als sog. Smog bezeichnet wird. Hierbei wird zumeist durch eine kräftige Hochdruckwetterlage während der winterlichen Heizperiode eine stabile atmosphärische Schichtung mit Inversionssperrschichten erzeugt, die durch ausstrahlungsbedingte Bodeninversionen begleitet sein können und meist mit andauerndem Boden- oder Hochnebel einhergehen. Zusätzlich herrscht annähernde Windstille, so daß alle Voraussetzungen für Schadstoffanreicherungen ohne Durchmischung und Luftaustausch in den unteren Atmosphärenschichten gegeben sind. Dauert eine derartige stagnative Wetterlage längere Zeit ununterbrochen an und sind die laufenden Ausstoßmengen an Schadstoffen zusätzlich hoch, wie es heizungsbedingt gerade im Winter der Fall ist, kann es zu Überschreitungen der gesetzlich festgelegten Immissionsgrenzwerte und zu einer definitiven Smog-Lage kommen, wie es im Januar 1985 in Teilen der Bundesrepublik mitzuerleben war.

Für Augsburg selbst liegen zwar leider keine direkten kontinuierlichen Vertikalsondierungen über die Häufigkeit, Mächtigkeit und Erstreckung von Inversionsschichten vor, aber eine Zusammenstellung derartiger Angaben für Oberschleißheim bei München, die den lufthygienischen Monatsberichten des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz aus den Jahren 1980 bis 1982 entnommen sind, kann zumindest einige grundsätzliche Hinweise liefern, die auch für den Raum Augsburg als aussagekräftig angesehen werden dürfen.

Tab. 15 zeigt nach geringen Inversionshäufigkeiten im Frühjahr (6,2 %) und besonders im Sommer (1,1 %) einen spürbaren Anstieg im Herbst auf 28,2 % und ein hervorstechendes Maximum im Winter mit 53 %, d.h. an mehr als jedem vierten Tag im Herbst und an gut jedem zweiten Tag im Winter ist im Mittel mit der Ausbildung einer austauschhemmenden Inversionsschicht zu rechnen. Dies wiegt umso schwerer, als gerade in dieser Periode gesteiger-

Tab. 15: Prozentuale Häufigkeiten von Inversionen sowie von Bereichen der Inversionsgrenzen und des Stagnationsindex' 1980 - 1982 in Oberschleißheim bei München
(zusammengestellt aus den lufthygienischen Monatsberichten des Bayerischen Landsamtes für Umweltschutz)

1980 - 1982	Frühling (März - Mai)	Sommer (Juni - Aug.)	Herbst (Sept. - Nov.)	Winter (Dez. - Febr.)
Häufigkeit von Inversionen	6,2 %	1,1 %	28,2 %	53,0 %
davon mit Inversionsuntergrenze zwischen				
0 - 149 m	23,5 %	0,0 %	20,8 %	44,1 %
150 - 299 m	23,5 %	33,3 %	36,4 %	26,6 %
ab 300 m	53,0 %	66,7 %	42,9 %	29,4 %
mit Inversionsobergrenze zwischen				
0 - 149 m	5,8 %	0,0 %	1,3 %	7,7 %
150 - 299 m	11,8 %	0,0 %	6,5 %	14,7 %
ab 300 m	82,4 %	100,0 %	92,2 %	77,6 %
Stagnationsindex zwischen				
10 - 24	41,2 %	66,7 %	16,4 %	26,9 %
25 - 49	58,8 %	33,3 %	83,6 %	53,6 %
50 - 74	0,0 %	0,0 %	0,0 %	18,1 %
ab 75	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,4 %

ter Heiztätigkeit auch der Ausstoß luftbelastender Schadstoffe höher als sonst ist. Über die Höhenlage der Inversionsunter- bzw. -obergrenzen, die ja für die Ausbreitungsbedingungen ebenfalls maßgebend sind, gibt Tab. 15 einige weitere Auskünfte. So steigt die Häufigkeit höherer Inversionsbegrenzungen im Sommer, diejenige niedrigerer dagegen im Winter relativ an, d.h. turbulente Durchmischungsschichten sind bei sommerlichen Inversionen deutlicher ausgebildet als in den verstärkt stagnativen Fällen winterlicher Inversionen. Schließlich zeigt auch die Häufigkeitsverteilung des Stagnationsindex', der sich aus maximaler Mischungshöhe, Tagesmittel der Windgeschwindigkeit und Tagessumme des Niederschlages berechnet und durch diese Einbeziehung von horizontaler und vertikaler Durchmischung sowie der Schadstoffauswaschung als Maß für die Austauschgüte der Atmosphäre verwenden läßt, die ungünstigere Situation winterlicher Inversionen (häufiger erhöhte Werte als Ausdruck verschlechterter Austauschbedingungen). Inversionen sind also im Winter nicht nur wesentlich häufiger als sonst, sondern überdies auch lufthygienisch problematischer ausgebildet und fallen gleichzeitig noch mit dem jährlichen Maximum des gesamten Schadstoffausstoßes zusammen. Auch von dieser meteorologischen Seite her ist mithin ein möglichst niedriges Niveau der emissionsseitigen Luftbelastung vordringlich zu fordern.

Als letzter Schritt zur Beurteilung der städtischen Windverhältnisse soll eine Untersuchung der nach mehreren Meßpunkten aufgegliederten Windfelder Augsburgs erfolgen, nachdem in den bisherigen Betrachtungen die für die gesamte Stadt maßgeblichen mittleren Strömungsverhältnisse behandelt worden sind. Grundlage für die innerstädtische Differenzierung des Windfeldes sind mehrere universitätseigene Windmeßstationen, die seit unterschiedlichen Zeitpunkten voll funktionsfähig arbeiten und kontinuierliche Reihen stündlicher Werte von Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten aus verschiedenen Bereichen des Stadtgebietes liefern (seit Frühjahr 1979 arbeiten zwei mechanische Wölfle-Windschreiber auf dem Dach der im Westen Augsburgs gelegenen Waldhausklinik in Deuringen sowie auf der Dachterasse eines im Innenstadtbereich (Springergäßchen) gelegenen Wohnhauses, seit Sommer 1981 betreibt der Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg eine eigenständige Klimameßstation, die insbesondere eine elektronische Windmeßanlage umfaßt, und seit Sommer 1983 arbeitet ein weiterer Wölfle-Windschreiber auf dem Dach des östlich gelegenen Rudolf-

Diesel-Gymnasiums im Stadtteil Hochzoll). Als Vervollständigung des Meßnetzes standen die Windaufzeichnungen der Registrierstation des Deutschen Wetterdienstes in Mühlhausen zur Verfügung. Die relativ ebene Topographie des Raumes Augsburg, sieht man von der geringen Taleinschneidung von Lech und Wertach ab, erzeugt über das bereits erwähnte schwach ausgebildete Berg-Tal-Windsystem hinaus keine nennenswerten eigenständigen Luftströmungen, so daß sich zur Erfassung signifikanter Windfelddifferenzierungen die Konzentration auf windschwache Wetterlagen, also auf Verhältnisse ohne dominante überörtliche Strömungsfestlegung, als notwendig und sachbezogen erwies.

Tab. 16: Prozentuale Häufigkeit städtischer Windfelder mit signifikanten Richtungsabweichungen für den Zeitraum Oktober bis März

Windfeld	Prozentanteil an allen windschwachen Lagen	Prozentanteil am Gesamtzeitraum
Konvergenz 1	4,9	1,1
Konvergenz 2	1,3	0,3
Konvergenz 3	0,2	0,04
Divergenz	4,2	0,9
Bogen 1	3,3	0,7
Bogen 2	5,2	1,1
Bogen 3	8,5	1,9
Bogen 4	0,2	0,04
Summe	27,8	6,1

Als windschwach können dabei unter den speziellen regionalen wie lokalen Bedingungen Augsburgs Wetterlagen mit Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s bezeichnet werden ¹⁾, die während des Erhebungszeitraums von Herbst 1979 bis Frühjahr 1985 in ungefähr 22 % aller registrierten Einzelfälle auftraten. Da das besondere Interesse dieser Untersuchung den lufthygienischen Verhältnissen gilt, wurde überdies eine Beschränkung auf das emissionsin-

1) Vereinzelt Abweichungen bei Einzelstationen wurden, soweit sie nicht zu ausgeprägt waren, diesem Gesamtbild glättend noch hinzugefügt.

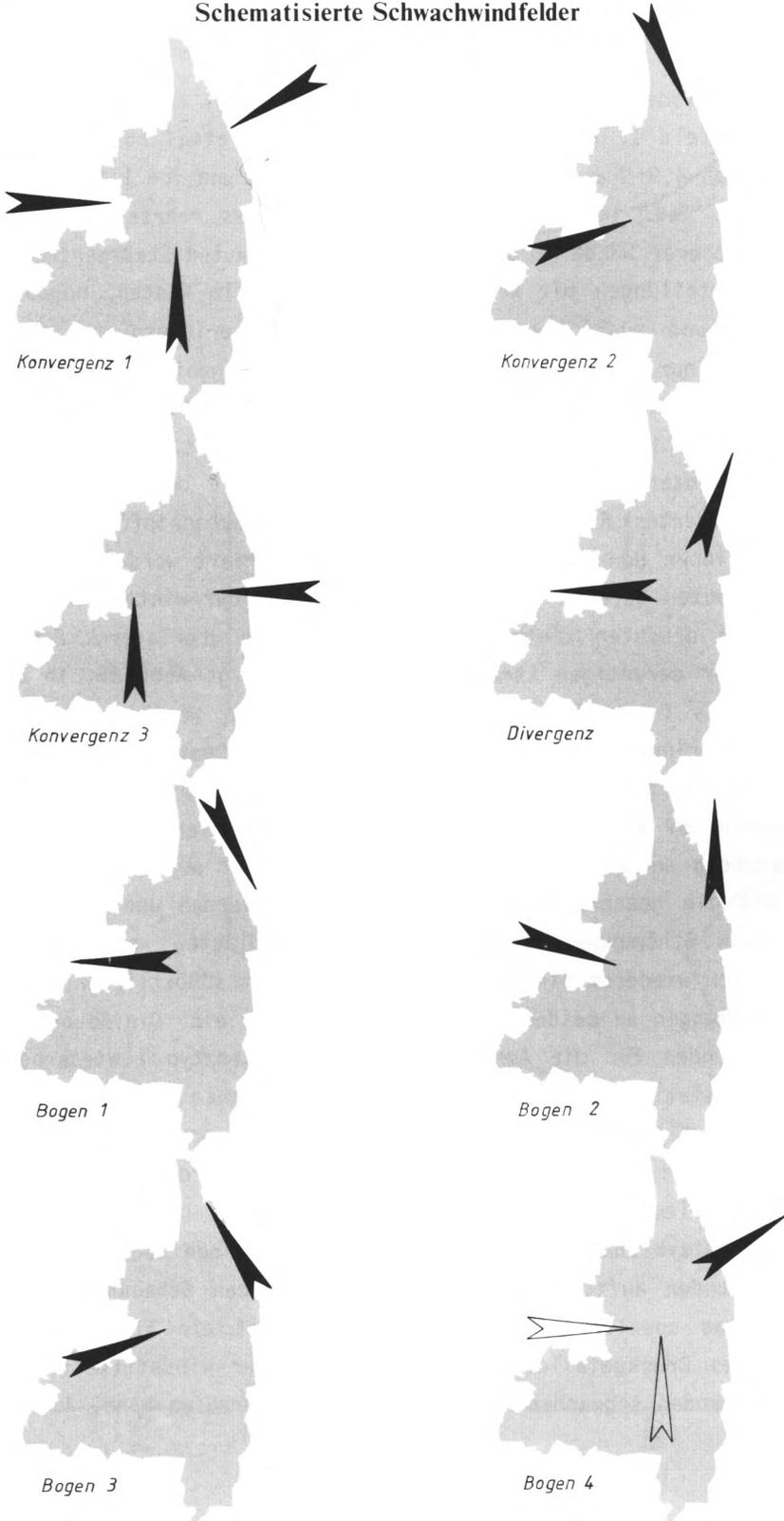
tensivierte und austauscherschwerte Winterhalbjahr (Oktober bis März) zugrundegelegt.

Abb. 25 zeigt die acht unterschiedlichen Windfelder mit signifikanten Richtungsabweichungen, die während des Erhebungszeitraumes festgestellt werden konnten: drei davon bilden über dem Stadtgebiet konvergierende, eines divergierende Luftströmungen, während die restlichen vier in unterschiedlichen Krümmungen ausgebildete bogenartige Verlaufsformen zeigen. Das divergente Windfeld ist unter lufthygienischen Gesichtspunkten für das Stadtgebiet selbst am unproblematischsten, werden doch potentielle Schadstoffemissionen mehrseitig nach außen transportiert. Auch die bogenförmigen Windfelder stellen keine gewichtige Problematik dar, da bei dem gekrümmten Strömungsverlauf höchstens ein etwas verlängerter Transportweg über dem Stadtgebiet im Vergleich zu homogenen Windfeldern resultiert. Aufmerksamkeit dagegen verdienen die konvergenten Felder, da sie über dem Stadtgebiet ein Zusammenlaufen von Schadstoffen aus mehreren Peripherieregionen verursachen können. So liegt beim Konvergenztyp 3 ein potentieller Konzentrationspunkt westlich des Innenstadtbereichs, wo östliche Luftströmungen des östlichen und mittleren Stadtgebiets mit südlichen des Westteils zusammenlaufen. Für die betroffenen westlichen Stadtbezirke (v.a. Kriegshaber und Pfersee) kann das bei austauscharmen Wetterlagen eine überdurchschnittliche Anreicherung von Schadstoffen bedeuten, die aus den östlichen Industriegebieten und den zentralen Wohnbereichen herantransportiert werden und sich bei Konvergenz mit den Südwinden der westlichen Regionen dort zusammen mit den ortseigenen Emissionen ansammeln. Allerdings zeigt Tab. 16, daß diese Konvergenzlage mit einer Auftretshäufigkeit von 0,2 % an allen windschwachen Lagen und gar nur 0,04 % am Gesamtzeitraum äußerst selten auftritt; auch konnte sie bislang noch nicht durch Immissionsstichprobenmessungen für spezifisch erhöhte Schadstoffkonzentrationen in den westlichen Stadtbezirken verantwortlich gemacht werden.

Das konvergente Windfeld 2 mit Häufigkeitsanteilen von 1,3 % an allen windschwachen Lagen und von 0,3 % am Gesamtzeitraum (vgl. Tab. 16) ist ebenfalls eher selten ausgebildet und in seinem Konzentrationsgebiet auf nordöstliche Teile des Stadtgebietes (v.a. Lechhausen) beschränkt, wo nördliche bis nordwestliche Strömungen des Nordostteils mit den südwestlichen bis westlichen Winden des übrigen Stadtgebietes zusammenlaufen. Wiederum konnten allerdings bislang keine auf dieses konvergente Windfeld zurückge-

Abb. 25

Schematisierte Schwachwindfelder



henden spezifischen Immissionskonzentrationserhöhungen im Nordosten der Stadt meßtechnisch erfaßt werden.

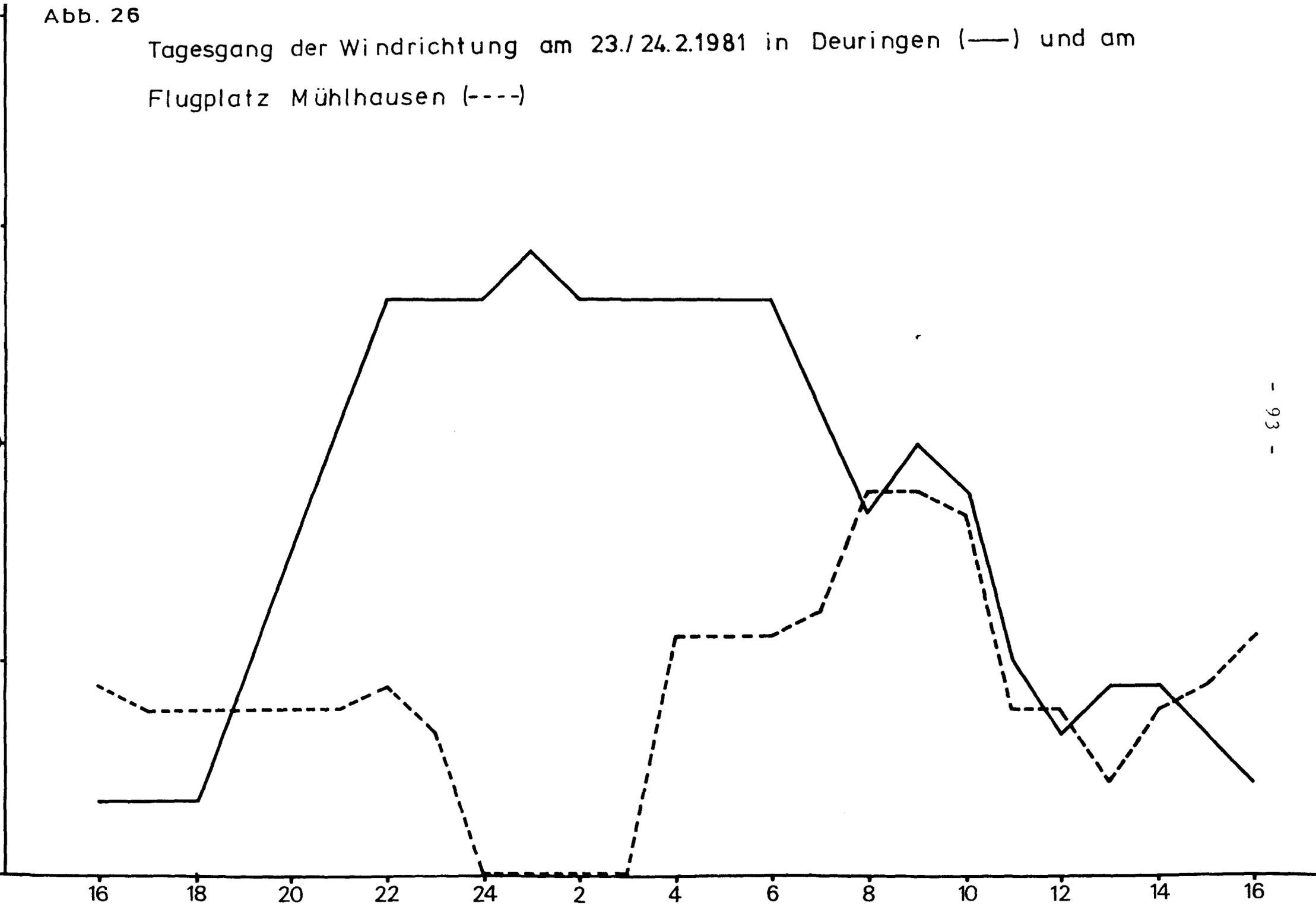
Die größte Bedeutung für das Stadtklima Augsburgs hat hingegen das konvergente Windfeld 1, nicht nur wegen der bereits etwas höheren Auftretshäufigkeit von 4,9 % an allen windschwachen Lagen und von 1,1 % am Gesamtzeitraum (vgl. Tab. 16), sondern auch aufgrund des mehrseitigen Zusammenlaufens peripherer Winde im Bereich des dicht bebauten Stadtzentrums. Derartige Windverteilungen mit westlichen Richtungen im Westen, nordöstlichen im Nordosten und südlichen im Süden der Stadt erinnern an die im Sommer allerdings nur sehr selten und undeutlich ausgebildeten sog. Flurwinde, die als Folge des städtischen Wärmeinseleffektes entstehen können und eine geringfügige Linderung der innerstädtischen Überhitzung bewirken. Bei stagnativen Winterwetterlagen dagegen bedeutet eine derartige Windverteilung ein gesteigertes Risiko für innerstädtische Schadstoffanreicherungen, da die Emissionen der Peripherie zentral konzentriert werden und sich dort im dicht bebauten Bereich mit den gerade während der winterlichen Heizperiode zusätzlich erhöhten zentrumseigenen Emissionen überlagern. Ein Einzelbeispiel einer derartigen Strömungsentwicklung zeigt Abb. 26, in der für ein 24-stündiges Intervall die Windrichtungen an der westlichen Registrierstation in Deuringen und an der nordöstlichen des Deutschen Wetterdienstes in Mühlhausen aufgetragen sind. Man erkennt nach nördlichen bis östlichen Richtungen am Nachmittag das Umstellen auf Konvergenztyp 1 während der Abendstunden an der Winddrehung in Deuringen auf westsüdwestliche Richtungen, die die gesamte Nacht über beibehalten werden und den östlichen bis nördlichen Strömungen in Mühlhausen entgegenlaufen; erst zu Tagesbeginn stellt sich wiederum ein homogenes Windfeld mit südöstlichen bis nordöstlichen Strömungen an beiden Beobachtungsstationen ein. Die Bevorzugung nächtlicher Stunden für die Ausbildung von Konvergenztyp 1 wiederholt sich in der Gesamtstatistik, die in der Nachtzeit zwischen 0 und 6 Uhr doppelt so häufig derartige Konvergenzen zeigt als in allen anderen Tageszeitintervallen. Der Grund kann in dem Tatbestand gesehen werden, daß auch im Winter der größte Temperaturunterschied zwischen Stadt und umgebendem Freiland während antizyklonaler Strahlungswetterlagen in den abendlichen und nächtlichen Stunden auftritt; die vor allem über den Bebauungszentren relativ wärmere und spezifisch leichtere Luft erzeugt ein flaches stadteinwärts gerichtetes Druckgefälle, das bei überörtlicher Windstille die im Zentrum konvergierenden schwachen Peripheriewinde hervorrufen kann. Auch die Bevor-

N 360
W 270
S 180
E 90
N 0

Abb. 26

Tagesgang der Windrichtung am 23./24.2.1981 in Deuringen (—) und am
Flugplatz Mülhausen (- - -)

16 18 20 22 24 2 4 6 8 10 12 14 16



zugung windschwacher Hochdruckwetterlagen für die Ausbildung derartiger Konvergenzen fügt sich in dieses Gesamtbild ein (rund 2/3 aller Auftretensfälle sind an ein solches meteorologisches Regime geknüpft). Nachdem gerade austauscharme atmosphärische Zustandsformen vorwiegend bei derartigen windschwachen Hochdruckwetterlagen aufzutreten tendieren, wird einsichtig, daß Konvergenztyp 1 nicht nur eine ungünstige Ansammlung von Luftbeimengungen in Zentrumsnähe hervorruft, sondern dies bevorzugt gerade dann, wenn die allgemeinen atmosphärischen Austauschverhältnisse ebenfalls ungünstig sind. So wurden etwa im Februar 1981, als die konvergenten Windverhältnisse der Abb. 26 herrschten, an mehreren Stellen des Stadtgebietes erhöhte und teils grenzwertüberschreitende Schwefeldioxid-Immissionskonzentrationen gemessen (vgl. Teil 4.1.2.). Dieses Windfeld stellt also eine beachtenswerte potentielle Zusatzbelastung dar, und zwar gerade dann, wenn die sonstigen Austauschverhältnisse ebenfalls schon verschlechtert sind.

Allerdings sind die absoluten Auftretshäufigkeiten doch eher gering, wie ein zusammenfassender Blick auf Tab. 16 noch einmal zeigt: während windschwacher Lagen, die einen Anteil von rund 22 % am Gesamtzeitraum besitzen, bilden sich nur in gut jedem vierten Fall (27,8 %) Windfelder mit signifikanten Richtungsabweichungen aus, das sind gerade 6,1 % des winterhalbjährigen Gesamtzeitraumes; die mittlere Auftretshäufigkeit des lufthygienisch kritischen Konvergenztyps 1 beträgt dabei sogar nur mehr 1,1 %. Ansonsten, insbesondere also auch in nahezu 3/4 aller windschwachen Lagen, herrscht im Raum Augsburg ein homogenes Windfeld mit nahezu einheitlicher Strömungsrichtung und Windgeschwindigkeit. Lediglich letztere zeigt einige allgemeine systematische Unterschiede insofern, als reibungsbedingt die mittleren Windgeschwindigkeiten im Westen (Einfluß der westlichen Wälder!) und im Zentrum (Bebauungsdichte!) geringfügig niedriger liegen als in den übrigen Bereichen des Stadtgebietes. Ansonsten gewährleistet die nahezu ebene Topographie Augsburgs ein weitgehend einheitliches Windfeld und allgemein günstige Bedingungen der Durchlüftung und der Lufterneuerung.

Dennoch sind zusammenfassend einige stadtplanerisch relevante Besonderheiten festzuhalten. Zunächst muß noch einmal hervorgehoben werden, daß die Standortgunst für potentielle Großemittenten nicht allein nach dem Kriterium der ortseigenen Hauptwindrichtung beurteilt werden darf. Die Aufschlüsselung der Windverteilung Augsburgs nach Ausbreitungsklassen hat etwa gezeigt, daß die der Hauptwindrichtung entgegengesetzte Richtung aus

Ostnordost bei labilen Austauschverhältnissen, die eine Emissionsherabmischung in relativ geringer Quellenentfernung bewirken und besonders im Sommer auftreten können, sogar die vergleichsweise häufigste ist und bei stabilen Austauschverhältnissen, die eine sukzessive Schadstoffanreicherung bewirken und besonders im emissionsintensivierten Winter auftreten können, vergleichbar häufig vorkommt wie die generelle Hauptwindrichtung. Großemittenten im Nordosten der Stadt liegen also günstig vorwiegend dann, wenn auch die Austauschverhältnisse bereits relativ günstig sind, dagegen aber gleichermaßen ungünstig gerade bei den für das Stadtgebiet lufthygienisch problematischen Ausbreitungsbedingungen. Dies sollte auch bei den intendierten Müllbeseitigungskonzepten berücksichtigt werden, zumindest im Sinne eines so klein wie möglich zu haltenden Anteils der schadstoffreichen und emissionsintensiven Müllverbrennung.

Weitere stadtplanerische Rücksichtnahmen, die sich aus der Kenntnis des Windfeldes Augsburgs ableiten lassen, bestehen in einer weitgehenden Freihaltung der südsüdwestlichen und nordnordöstlichen Peripherie in zweifachem Sinn: einmal zeigen die genannten Richtungen bei austauscharmen stabilen Ausbreitungsbedingungen erhöhte Auftrittshäufigkeiten (insbesondere in der Klasse 'sehr stabil' verlagert sich das primäre Maximum in den Sektor Süd bis Südwest) und sollten daher von stärker emittierenden Quellen möglichst freigehalten werden; zum anderen erhöht sich die relative Auftrittshäufigkeit dieser beiden Richtungssektoren ganz allgemein bei geringeren Windgeschwindigkeiten (oft im tagesperiodischen Wechsel eines schwach angelegten Berg-Tal-Windsystems), so daß die bauliche Offenhaltung der in diesen Richtungen gelegenen Stadtrandgebiete zu einem ausschlaggebenden Moment für die Durchlüftung von Stadt und Stadtzentrum gerade bei windschwachen und damit besonders lufterneuerungsbedürftigen Wetterlagen wird. Auch zur Milderung des städtischen Wärmeinseleffektes während sommerlicher Strahlungswetterlagen besitzen derartige ausgleichende Winde eine bedeutsame Funktion, wobei insbesondere der südliche bis südwestliche Sektor, aus dem in den Abend- und Nachtstunden bei den größten Temperaturunterschieden zwischen Stadt und Umland talabwärtige Winde eine gewisse Linderung bringen können, nicht durch massive und dichte Bebauung zu einer Sperre für das übrige Stadtgebiet hinsichtlich dieser ohnehin schwachen, aber noch leicht ventilierenden Winde gemacht werden sollte.

Schließlich sei noch einmal auf die große Bedeutsamkeit von Frei- und

insbesondere Grünflächen hingewiesen, die in ihrem ganz andersartigen Strahlungs- und Energieumsatz Produzenten wesentlich günstigerer Luftmasseigenschaften sind als etwa dicht bebaute oder großflächig versiegelte Gebiete (vgl. Teil 3.1.). Im Zusammenhang mit den Windverhältnissen Augsburgs läßt sich daraus folgern, daß besonders ungefähr nord-süd-ziehende Frei- und Grünflächen, die für die beiden Hauptwindrichtungen (West-südwest und Ostnordost) keine schlauchförmig kanalisierenden Bahnen darstellen, sondern annähernd senkrecht zu ihnen verlaufen, luftverbessernd am wirksamsten erscheinen, da so die größte Verbreitung günstiger Einflüsse auf die Luftmassenbeschaffenheit zu erwarten ist. Als ein Beispiel dieser Art kann der Stadtteil Hochzoll-Süd im Hauptwindrichtungs-Lee des Siebentischwaldes gelten, der sich durch vergleichsweise gute Luftqualität innerhalb des Stadtgebietes auszeichnet.

Windfelder von der Art des im Zentrum zusammenlaufenden Konvergenztyps 1 demonstrieren jedoch die Grenzen einer lediglich auf relativ günstigere Lageverhältnisse von Emissionsquellen und Ausgleichsflächen bedachten Stadtplanung, akkumulieren sich doch jetzt alle Luftbeimengungen unabhängig von derartigen Standortüberlegungen. Dies verdeutlicht erneut die Notwendigkeit, zur grundsätzlichen Verbesserung der lufthygienischen Verhältnisse und zur Vermeidung standort- und verteilungsunabhängiger Belastungssituationen auf eine drastische Reduzierung des Schadstoffausstoßes an den Emissionsquellen selbst hinzuwirken.

4. IMMISSIONSUNTERSUCHUNGEN IM RAUM AUGSBURG

Im Unterschied zur Emission, die den Ausstoß von Schadstoffen an den Verursacherquellen bezeichnet, wird mit dem Begriff der Immission das direkte Einwirken von Schadstoffen auf die belebte und unbelebte Umwelt beschrieben. Zwischen beiden - und das erfordert ihre begriffliche Trennung - liegt der Prozeß der Ausbreitung emittierter Schadstoffe bis zu ihrer unmittelbaren Umwelteinwirkung, auch als Transmission bezeichnet, die wesentlich von den jeweiligen meteorologischen Bedingungen abhängig ist. Wie stark wiederum diese Transmission, also auch die Abweichung zwischen Emission und Immission ist, hängt neben den Wetter- und Witterungsbedingungen auch von den Umständen am Emissionsort selbst ab. So kann im Bereich des innerstädtischen Verkehrs bei geringer Ausstoßhöhe und mehr oder minder starker baulicher Flankierung der Linienquellen mit einer relativ großen Entsprechung von Ausstoß und Einwirkung der Schadstoffe gerechnet werden, im Bereich der insgesamt als Flächenquellen wirkenden Sektoren von Hausbrand und Kleingewerbe wird bei mittleren Quellhöhen und einer durchschnittlichen Einbindung in die städtische Baukörperstruktur bereits ein spürbarer Transmissionseffekt zu verzeichnen sein, und im Bereich der industriell-gewerblichen Punktquellen sind bei großen Quellhöhen (hohe Schornsteine) und nur mehr indirekten Einflüssen der städtischen Bausubstanz die größten Abweichungen zwischen Ausstoß- und Einwirkungsort zu erwarten. Mithin ist generell kein direkter Schluß von der bereits erfaßten Emission auf die Immission möglich und es müssen alternative Methoden angewandt werden, um den direkt einwirkenden Teil der Schadstoffbelastung quantitativ und in seiner räumlichen Verteilung bestimmen zu können. Dazu gibt es im wesentlichen drei Wege: zum einen die modellhafte Berechnung von Immissionskonzentrationsfeldern unter numerischer Simulation von Ausstoß- und Transmissionsbedingungen in sogenannten Ausbreitungsmodellen, zum anderen die Auswertung von Umweltbelastungen anzeigenden Bioindikatoren (z.B. Flechten) und schließlich die direkte meßtechnische Erfassung der atmosphärischen Konzentration einzelner Schadstoffkomponenten, sei es in Form kontinuierlicher Messungen oder als gezielte Stichprobenerhebungen. Im Rahmen seiner finanziellen, personellen und organisatorischen Möglichkeiten sind vom Lehrstuhl für Physische Geographie verschiedene dieser Wege beschritten worden, die nunmehr Aussagen über die Immissionsbelastung des Raumes

Augsburg durch einige wichtige Schadstoffe mit quellspezifischem Leitcharakter wie Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, staubförmigen Feststoffpartikeln oder Blei erlauben; zusätzlich wird auch die Lärmbelastung in der folgenden Immissions-Einzeldarstellung abgehandelt.

4.1. Schwefeldioxid-Immissionskonzentration

4.1.1. Ausbreitungsberechnung

4.1.1.1. Modellbeschreibung

Zur Ermittlung der SO_2 -Belastung im Raum Augsburg über ein mathematisch-meteorologisches Simulationsmodell wurde vom Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg ein Auftrag an das Institut für Geophysikalische Wissenschaften - Fachrichtung Meteorologie - der Freien Universität Berlin vergeben, wo unter der Federführung von B. TIMM die immissionsklimatologischen Rechnungen durchgeführt wurden (vgl. TIMM, 1983), die als Grundlage für die im Rahmen einer Diplomarbeit von F. SIRCH-FREUDLING (1983) durchgeführten Auswertungen zur flächenhaften Verteilung der SO_2 -Immissionen im Stadtgebiet von Augsburg herangezogen werden konnten. Die Berechnung basiert auf dem Viel-Quellen-Diffusionsmodell von FORTAK, einem sog. Gauß'schen Plume-Modell, das auf einer Lösung der vereinfachten Differentialgleichung für die Diffusion von Luftbeimengungen beruht (genaue Modellbeschreibung bei STERN, 1975). Als Eingabedaten werden Angaben benötigt, die die Emission und Transmission zu beschreiben vermögen. Erstere differenzieren zwischen Punkt- und Flächenquellen, wobei das verfügbare Datenmaterial die Zahl der als Punktquellen zu simulierenden Einzelemittenten auf 30 Anlagen mit Schornsteingutachten beschränkt, also auf Anlagen mit detaillierten Angaben über Standort, Höhe und Mündungs-Querschnittsfläche des Schornsteins sowie über Rauchgasmenge, Austrittsgeschwindigkeit und Austrittstemperatur des Rauchgases. Die restlichen Einzelemittenten mußten mangels erforderlicher Daten den Flächenquellen zugeordnet werden, die durch Standort, mittlere SO_2 -Emissionen pro Flächenelement und mittlere Quellhöhe hinreichend gekennzeichnet werden können. Standort bzw. Flä-

chenelement meinen dabei Raster-Quadrate mit 500 m Kantenlänge, auf die die ursprünglich erhobenen Emissionsdaten der einzelnen Baublöcke (vgl. Teil 2) umgelegt werden mußten. Die mittleren Jahresemissionswerte waren in mittlere Winter- und Sommerquellstärken zu zerlegen, wobei mit Rücksicht auf Temperaturgang und Heizbedarf der 'Sommer' auf die Monate Mai bis September beschränkt wurde ('Winter' von Oktober bis April) und die Emissionen aufgrund betrieblicher Zwecke (im Unterschied zu den ausschließlich im Winter anfallenden Emissionen aufgrund direkter Heizzätigkeit) als jahreszeitlich unabhängig und damit gleichverteilt unterstellt werden konnten. Schließlich wurden die Quellhöhen gemäß ihrer Häufigkeitsverteilung in vier Klassen eingeteilt, die durch mittlere Höhen von 7, 11, 15 und 35 Metern repräsentiert sind.

Die Eingabedaten zur Beschreibung der Transmission umfassen die bereits in Teil 3.4. ausgewertete dreidimensionale Häufigkeitsverteilung von Windrichtungs-, Windgeschwindigkeits- und Ausbreitungsklassen des Deutschen Wetterdienstes aus den Jahren 1951 bis 1960, wobei die erforderliche Auflösung der gegebenen 10 Grad-Sektoren in 1 Grad-Richtungsintervalle mit gleicher Teilwahrscheinlichkeit vorgenommen wurde und die neugebildeten Geschwindigkeitsklassen (maximal 3 Knoten Spannweite unterhalb von 10 m/s) jeweils durch die mittlere Geschwindigkeit des betreffenden Klassenintervalls repräsentiert sind.

Die Immissionskonzentration C am Ort (x,y,z) ergibt sich dann nach dem verwendeten Ausbreitungsmodell (vgl. TIMM, 1983, S.9) zu

$$C(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left[\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[\frac{-(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[\frac{-(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}$$

- mit x: Koordinate in Ausbreitungsrichtung
y: Koordinate senkrecht zur Ausbreitungsrichtung
z: Koordinate senkrecht zur x-y-Ebene
Q: Emissionsrate
u: mittlere Transportgeschwindigkeit in x-Richtung und
 Quellhöheniveau
 σ_y, σ_z : Standardabweichungen der Gauß-Verteilung
h: effektive Quellhöhe

Alle nicht explizit bekannten Größen in dieser Lösungsgleichung müssen dabei aus verfügbaren Parametern approximiert werden. Dies geschieht bei der mittleren Transportgeschwindigkeit in Quellhöhe über einen von der Ausbreitungsklasse abhängigen Exponenten für den Quotienten aus effektiver Quellhöhe und Anemometerniveau ¹⁾, der als Korrekturfaktor für die in letzterem gemessene Windgeschwindigkeit fungiert (vgl. TIMM, 1983, S. 10). Die senkrecht zur Ausbreitungsrichtung stehenden Gauß'schen Standardabweichungen, die die diffusionsbestimmende Turbulenzintensität parametrisieren, werden mittels verschiedener Tracer-Experimente empirisch festgelegt (vgl. STERN, 1975, S. 5). Die maximale Mischungshöhe, in z als Parameter der vertikalen Durchmischung ausgedrückt, wird in Abhängigkeit vom Stabilitätszustand der Atmosphäre nach oben begrenzt (200 m für die stabilen, zwischen 500 und 1 000 m für die indifferenten und 1 500 m für die labilen Ausbreitungsklassen, vgl. TIMM, 1983, S. 11). Schließlich wird die aus vertikalem Eigenimpuls und thermischem Auftrieb der Rauchgase resultierende Überhöhung der Rauchfahne, die bei Addition zur Bauhöhe des Schornsteins die effektive Quellhöhe ergibt, mittels stabilitätsabhängiger Konstanten und empirisch modifizierter Quotienten aus emittiertem Wärmestrom und vertikal integrierter horizontaler Windgeschwindigkeit getrennt für Flächen- und Punktquellen in den Griff zu bekommen versucht (vgl. TIMM, 1983; S. 11 f.).

Qualitativ bedeutet die numerische Modellsimulation, zunächst für jede meteorologische Einzellage ein aus 50 über das Stadtgebiet verteilten und auf die bebauten Gebiete konzentrierten Aufpunkten zusammengesetztes Basisfeld der SO_2 -Immission zu berechnen, um nach der darauffolgenden Überlagerung der verschiedenen Basisfelder gemäß der Häufigkeitsverteilung der meteorologischen Einzellagen als Ergebnis eine SO_2 -Immissionsklimatologie für das Stadtgebiet zu erhalten. Es werden also weder individuelle Rauchfahnen simuliert noch kurzfristige Einzelsituationen behandelt, sondern durchschnittliche Schadstoffbelastungen dargestellt, die gerade unabhängig von vereinzelt oder kurzfristigen Anomalien sind und somit eine über-

1) Dies bezeichnet die Höhe des Windschreibers und damit die Höhe, in der die gemessene Windgeschwindigkeit tatsächlich herrscht.

greifende prinzipielle Beurteilung der Luftgüte am Untersuchungsort ermöglichen.

Wie jedes Modell enthält auch das vorliegende vereinfachende Annahmen, die bei einer sachgemäßen Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen (vgl. STERN, 1975, S. 3; TIMM, 1983, S.9):

- Stationarität und Homogenität bezüglich Emission und meteorologischer Bedingungen; diese modellimmanente Annahme ist durch die Eingabedaten selbst schon vorgegeben.
- Totalreflexion an der als eben angenommenen Erdoberfläche und an der stabilitätsabhängigen Obergrenze der Durchmischungsschicht; die relativ ebene Topographie Augsburgs (etwa im Vergleich zu Kessellagen wie in Stuttgart, Bonn oder Würzburg) gewährleistet hier realistische Modellentsprechungen.
- Konstanz von Windrichtung und Windgeschwindigkeit innerhalb der (stabilitätsabhängig unterschiedlich mächtigen) Durchmischungsschicht; diese vereinfachende Annahme kann wegen der Korrektur der gemessenen Windgeschwindigkeit zu der transmissionsmaßgeblichen, in effektiver Quellhöhe herrschenden als hinreichend realistisch angesehen werden.
- Vernachlässigung aller physikalischen und chemischen Umwandlungsprozesse; dies liegt auch im Interesse der Modellstabilität.
- Vernachlässigung der Divergenz des turbulenten Diffusionsstromes in Ausbreitungsrichtung gegenüber dem konvektiven Transport; diese Annahme beschränkt den Gültigkeitsbereich der Lösung auf Windgeschwindigkeiten 1m/s, so daß zur Simulationseinbeziehung auch der windschwachen Lagen zusätzliche Modifikationen vorgenommen werden mußten (vgl. TIMM, 1983, S. 7 f): da der Anteil windschwacher Lagen mit rund 1/5 (vgl. Teil 3.4.) so hoch liegt, daß er nicht vereinfachend vernachlässigt werden kann, auf der anderen Seite kleinräumige Inhomogenitäten in den Windfeldern relativ selten sind (6,1 % nach Teil 3.4.) und der Grenzfall verschwindender Windgeschwindigkeit mit gegen Unendlich strebender Simulations-Immission ausgeschlossen werden muß, wurde mit einer repräsentativen Geschwindigkeit von 1m/s für alle windschwachen Fälle gerechnet. Die dabei begangene Ungenauigkeit in der Berechnung ist jedenfalls wesentlich kleiner als bei vollständiger Nichtberücksichtigung aller windschwachen Lagen oder bei unbegrenzt ansteigender Immission im Grenzfall verschwindender Windgeschwindigkeit.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß gerade für die speziellen topographischen und meteorologischen Gegebenheiten Augsburgs das vorliegende Ausbreitungsmodell besonders geeignet und hinreichend realistisch ist. Darüberhinaus sind derartige Gauß'sche Plume-Modelle auch vom Umweltbundesamt (1977, S. 33) als einziger für immissionsklimatologische Untersuchungen in ebenem Gelände standardisierbarer Modelltyp ausgewiesen, und mehrere Anwendungen in anderen Städten wie Bremen (FORTAK, 1971), Berlin (GUTSCHE u. LENSCHOW, 1983) oder Frankfurt (RPU, 1974) haben bereits realistische und verwertbare Ergebnisse gebracht.

4.1.1.2. Ergebnisse

Die berechneten SO_2 -Immissionskonzentrationsfelder sind in den Abb. 27 - 44 dargestellt und zeigen vor dem Hintergrund der Stadtbezirkseinteilung die Ergebnismwerte an den 50 über das Stadtgebiet verteilten Aufpunkten sowie interpolierte Linien gleicher SO_2 -Konzentration, die die Struktur und Verteilung der Immissionsbelastung sinnfällig zum Ausdruck gelangen lassen. Die Darstellungen liegen gesondert für Punkt- und Flächenquellen sowie die Gesamtheit aller Emittenten vor, jeweils differenziert nach Heiz- und Nichtheizperiode (Winter: Oktober bis April; Sommer: Mai bis September) sowie dem Gesamtjahr. Schließlich werden alle genannten Varianten in zwei unterschiedlichen Berechnungswerten dargestellt: einmal den Mittelwerten aus allen Einzelwerten des betreffenden Zeitraums, die als Maß für die Langzeitbelastung angesehen werden, zum anderen den 95 %-Summenhäufigkeitswerten (also denjenigen Werten, die nur mehr von 5 % aller Einzelwerte des betreffenden Zeitraums übertroffen werden), die als Maß für die Kurzzeitbelastung herangezogen werden können. Die in den Arbeiten von TIMM (1983) und SIRCH-FREUDLING (1983) ausgeführten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

a) bei den Punktquellen (Abb. 27 - 32), die die 30 wichtigsten Einzelemit-tenten mit Schornsteingutachten umfassen, zeigen sich beim Mittelwert, also der Langzeitbelastung, entsprechend der vornehmlichen Brennstoffver-wendung für Prozeßwärme kaum jahreszeitliche Unterschiede. Das Maximum der SO_2 -Belastung liegt im Nordosten des Stadtgebietes v.a. in Lechhausen. Ein Vergleich mit der Punktquellen-Emission (Teil 2.4.) und den Windverhält-

Abb. 27

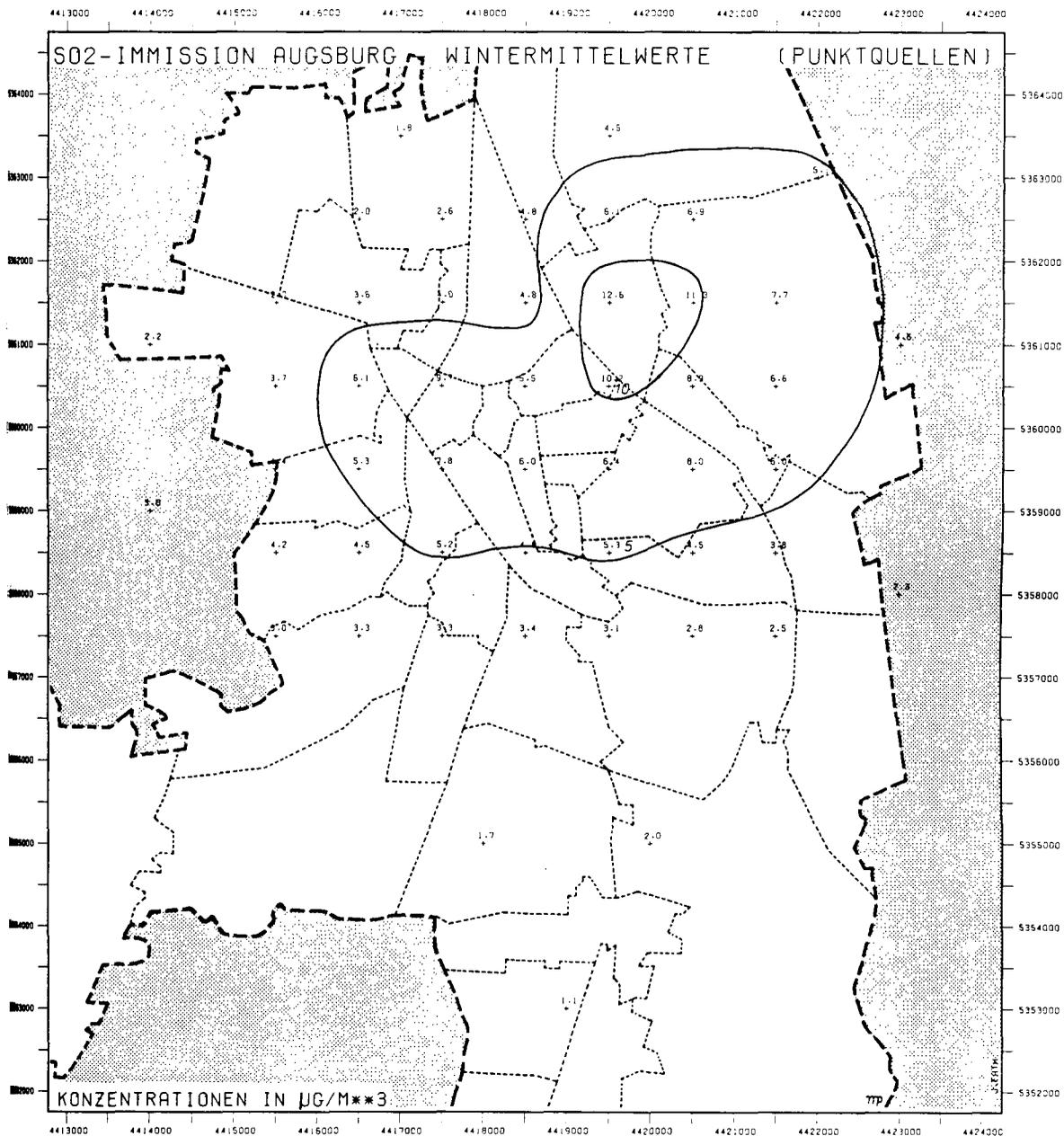


Abb. 28

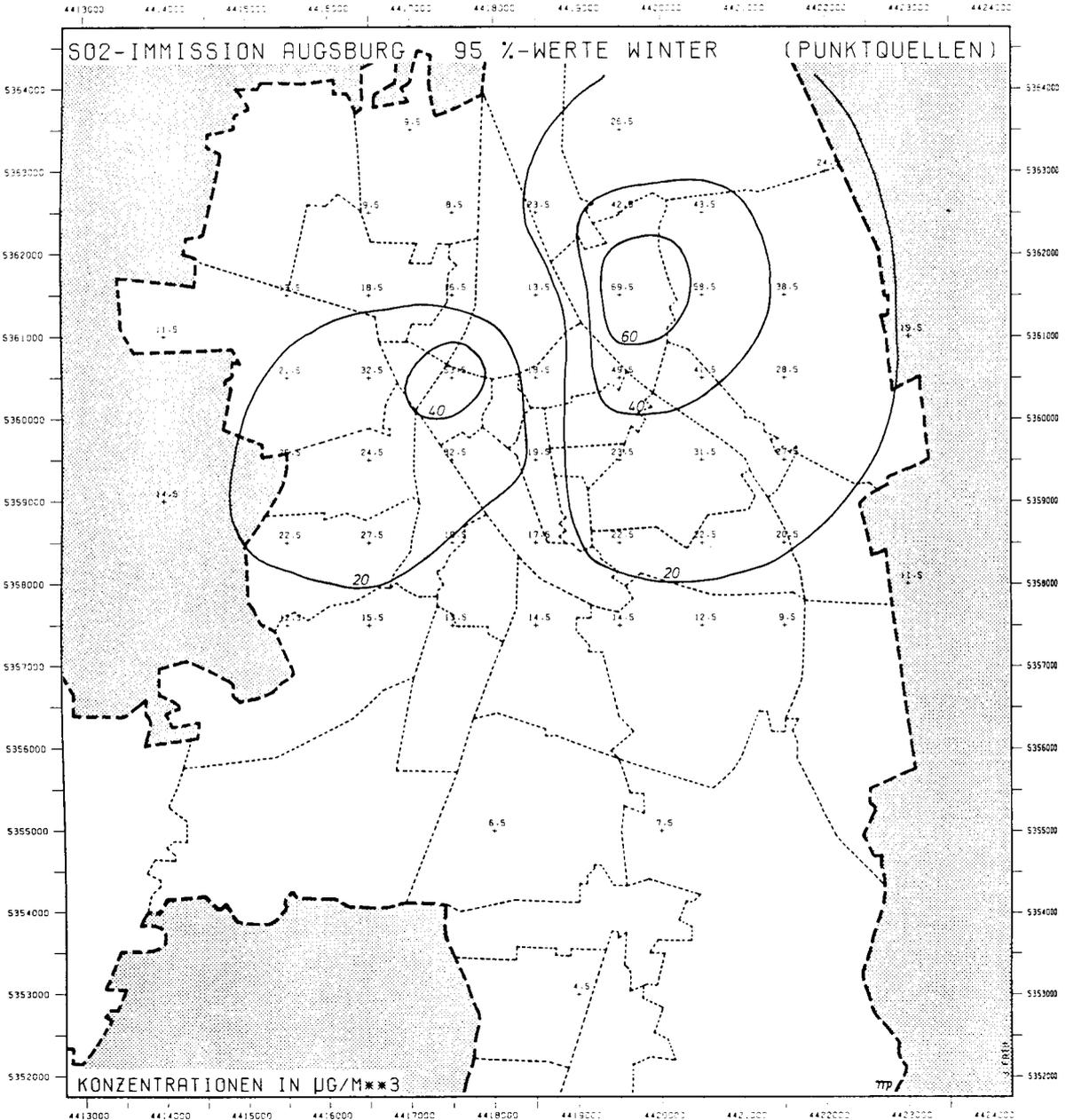


Abb. 29

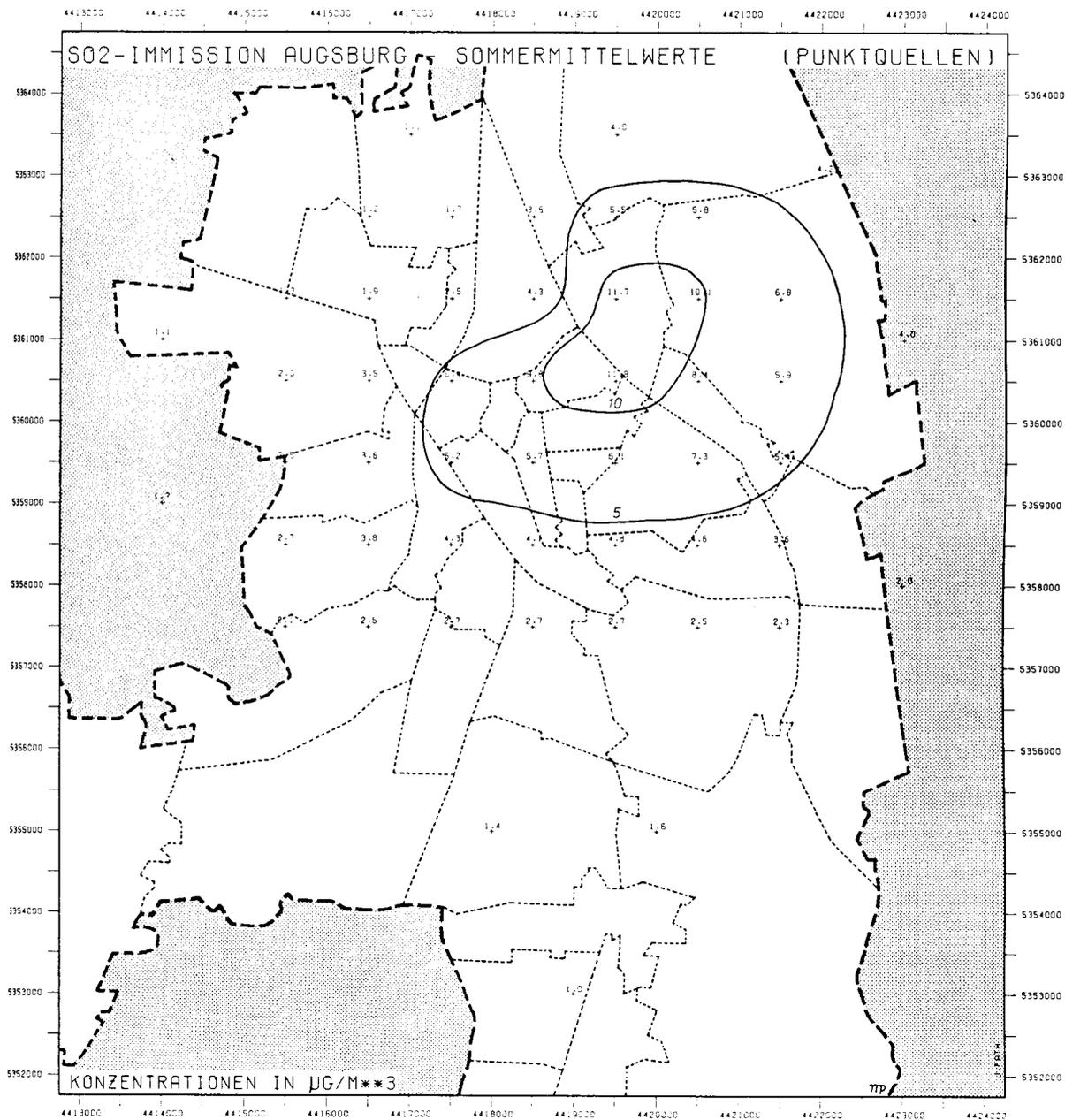


Abb. 30

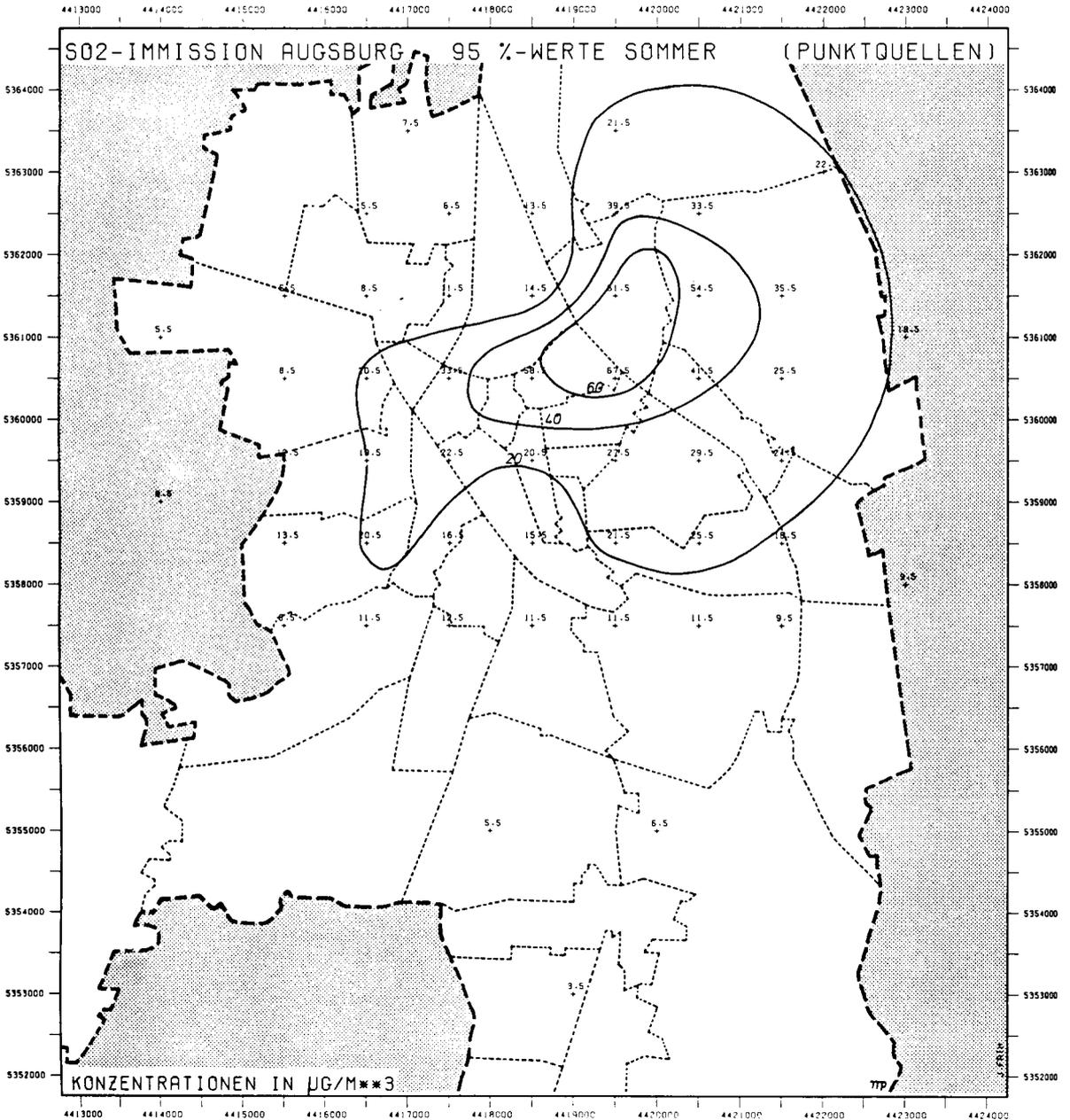


Abb. 31

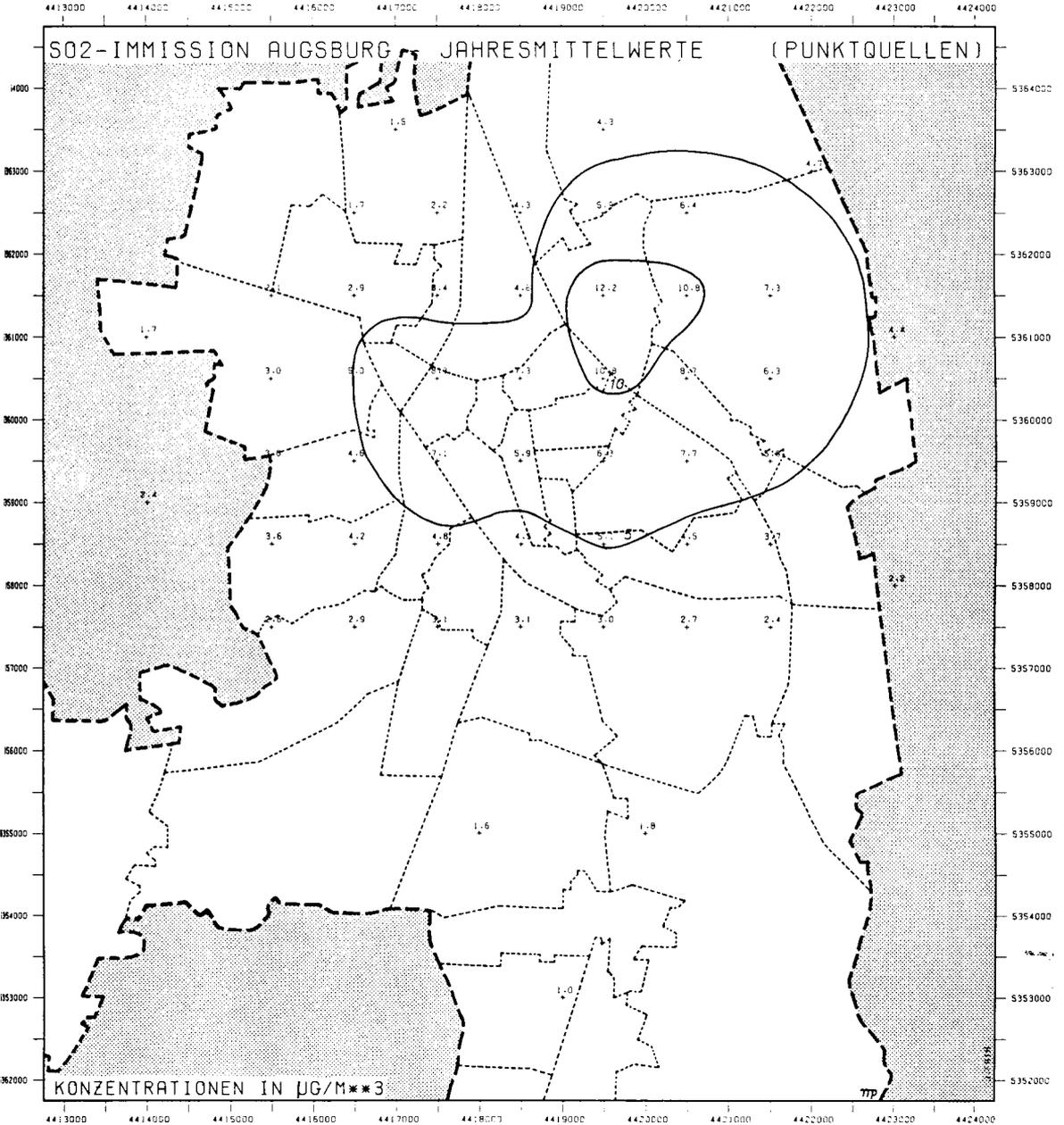
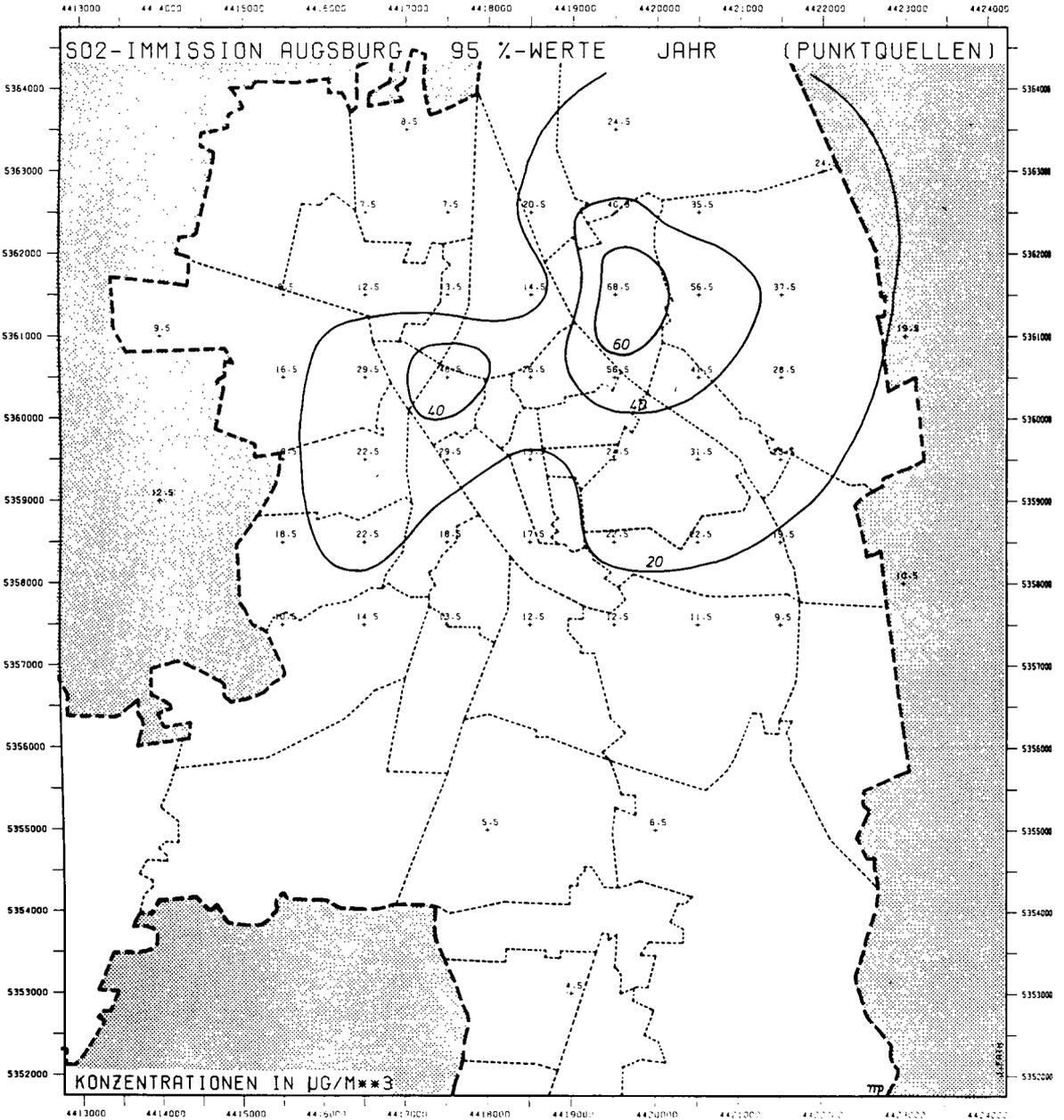


Abb. 32



nissen (Teil 3.4.) läßt erkennen, daß v.a. die großen und dicht beieinanderliegenden Industriebetriebe im Gebiet zwischen Lech und Wertach bei einer leichten Verlagerung des SO_2 -Ausstoßes in die primäre Hauptwindrichtung (von WSW nach ENE) für die Lage dieses Maximums verantwortlich sein dürften. Bei den 95 %-Summenhäufigkeitswerten zeigt sich hingegen insofern ein jahreszeitlicher Unterschied, als im Winter ein sekundäres Maximum weiter im Westen auftritt, das durch einen Nord-Süd-Streifen geringerer Belastung vom nordöstlichen Primärmaximum getrennt ist; im Sommer hingegen liegt ein zusammenhängendes Gebiet erhöhter Konzentration vor, das sich annähernd in Nordost-Südwest-Richtung erstreckt. Dieser Unterschied läßt sich mit den verschiedenen Auftrittshäufigkeiten stabiler und labiler Ausbreitungsbedingungen in den beiden Jahreszeiten erklären: wegen der vertikalen Rauchfahnen-Herabmischung in einiger Entfernung von den Punktquellen während labiler Lagen, die im Sommer häufiger auftreten, ergeben sich vielgestaltigere Rauchfahnen-Überlagerungen mit dem resultierenden Gesamteffekt des zusammenhängenden Gebietes erhöhter Konzentration, während die im Winter häufigeren stabilen Lagen das eigenständigere Schwerpunktbild erzeugen. Jedenfalls machen sich in der Kurzzeitbelastung zusätzlich weitere Einzelemittenten v.a. in den westlichen Stadtbezirken bemerkbar, wobei eine ähnliche leichte Verlagerung in primärer Hauptwindrichtung bis zu den eigenständigen bzw. vom Primärmaximum aus südwestlich ausgedehnten Immissionschwerpunkten festzustellen ist. Allerdings ist eine Überlagerung mit Anteilen der Großemittenten zwischen Lech und Wertach bei Winden aus der austauschungünstigen sekundären Hauptwindrichtung (ENE) ebenfalls nicht auszuschließen. Insgesamt fällt jedoch die trotz hoher Punktquellen-Schornsteine nur geringe Verlagerung der Immissionschwerpunkte von den Emissionsquellen auf, die als Folge des relativ hohen Anteils schwacher sowie nicht übermäßig starker Winde angesehen werden kann. Hauptbetroffene dieser Immissionskonzentrationsverteilung sind v.a. dicht bebaute Wohngebiete wie Teile Lechhausens und der Bereich um die Wertachbrücke.

b) Bei den Flächenquellen (Abb. 33 - 38), die hier Hausbrand, kleingewerbliche Arbeitsstätten und einige weniger bedeutsame Einzelemittenten ohne Schornsteingutachten umfassen, ergeben sich bereits zwei prinzipielle Unterschiede zum Verteilungsbild der Punktquellen: einmal treten aufgrund des gewichtigen Anteils der Raumbheizung erhebliche jahreszeitliche Unterschiede mit bis zu vierfach höheren Konzentrationen im Winter auf, zum anderen ist angesichts der niedrigeren Quellhöhen eine noch direktere Zu-

Abb. 33

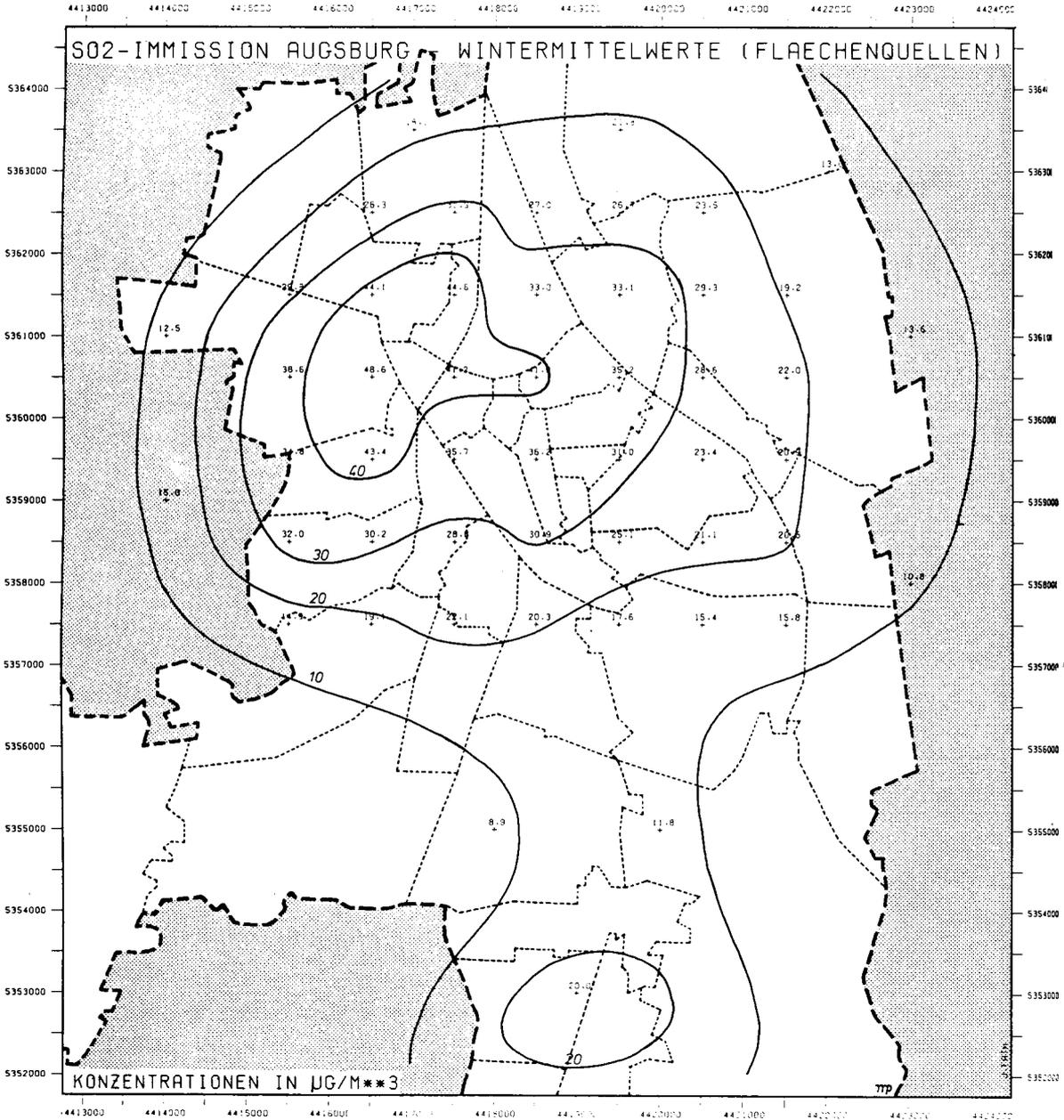


Abb. 34

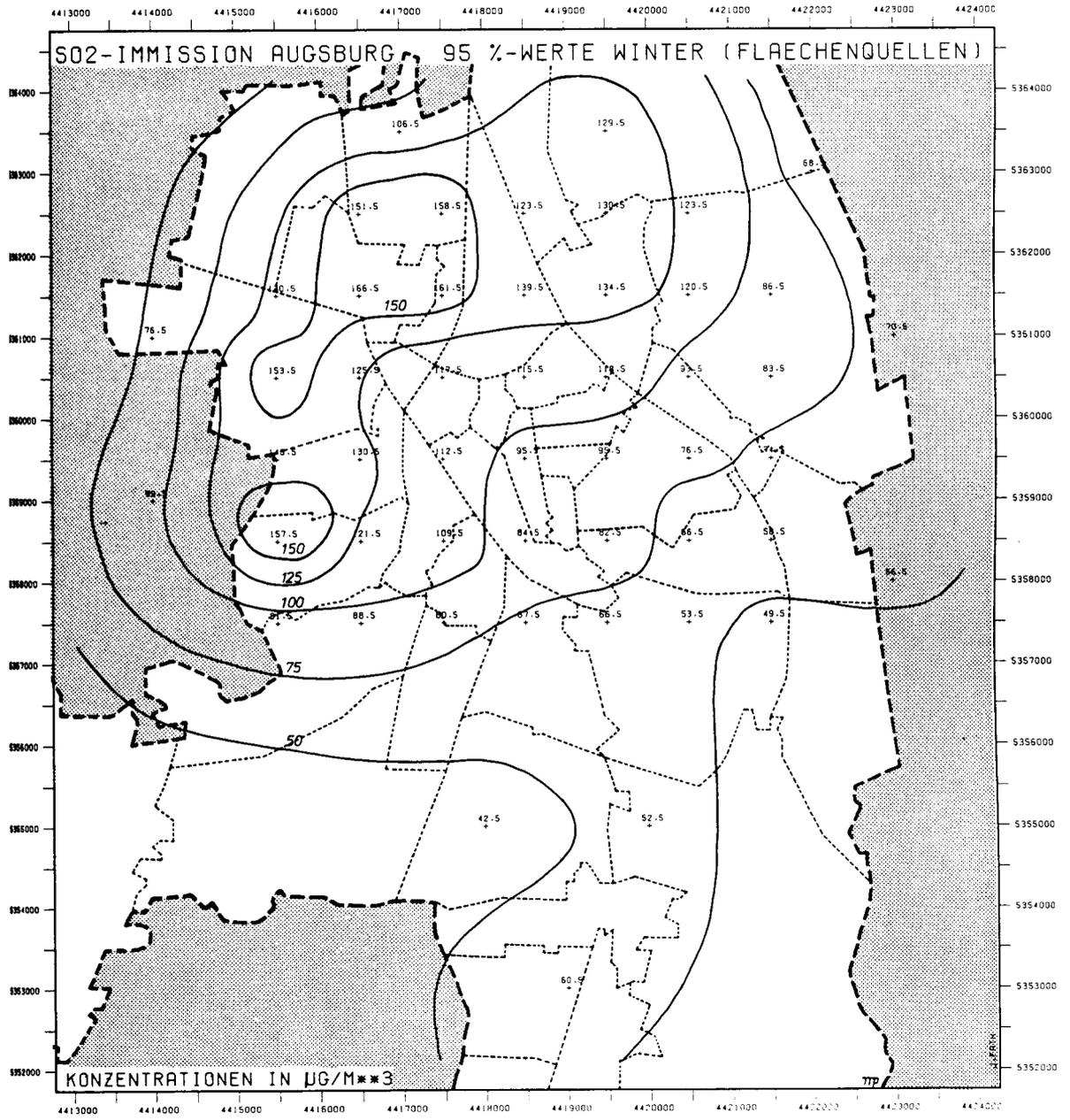


Abb. 35

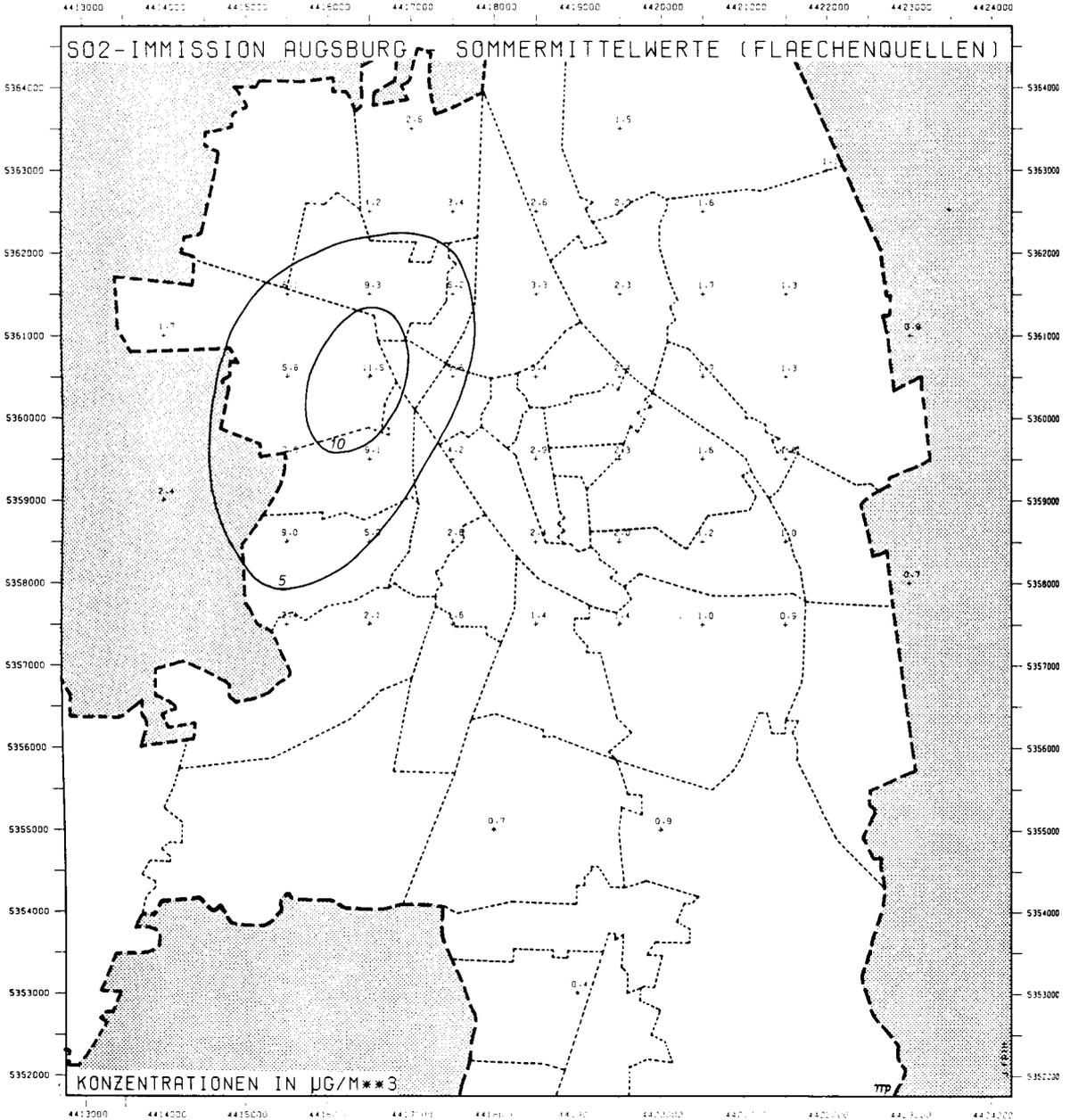


Abb. 36

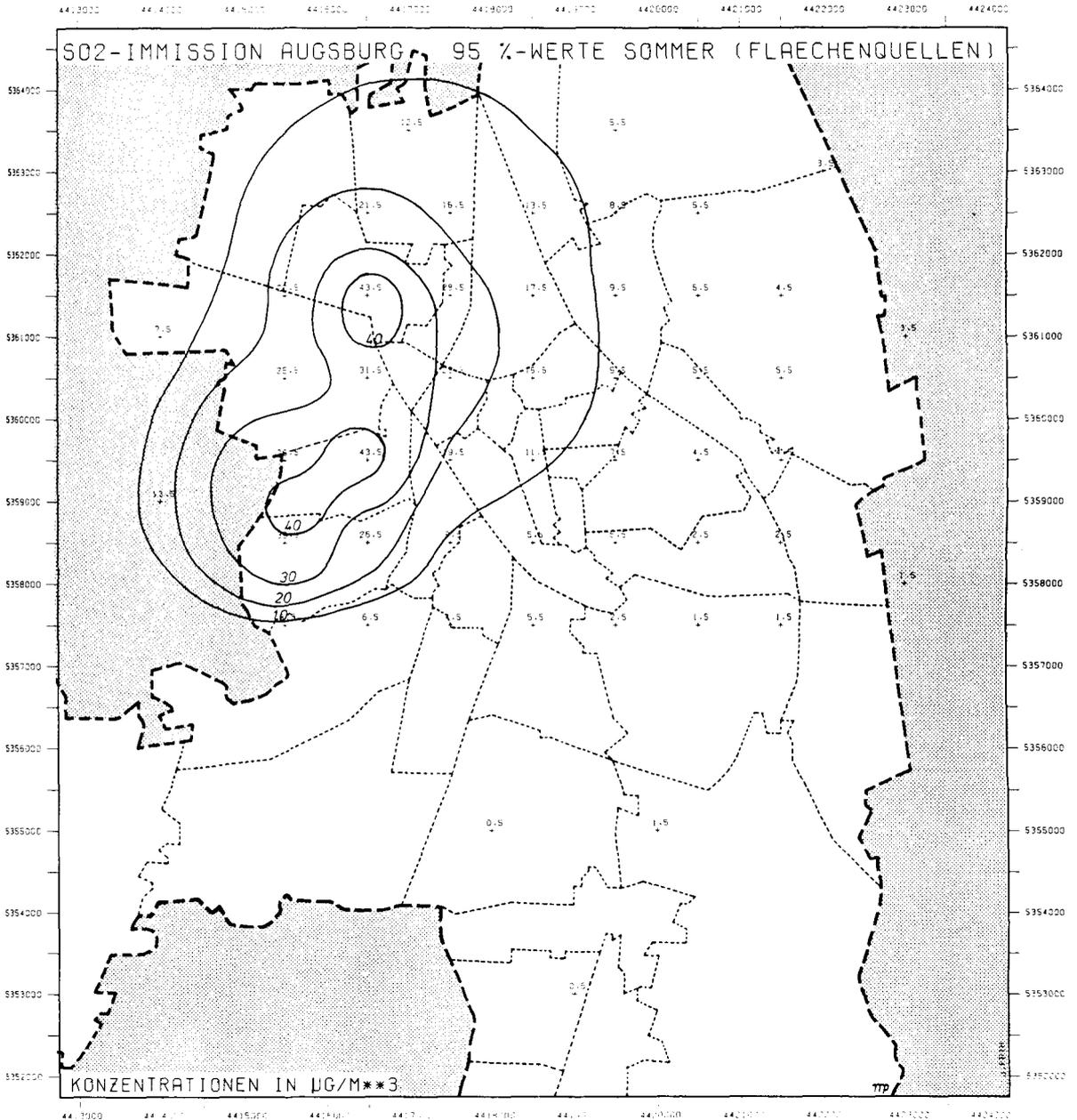


Abb. 37

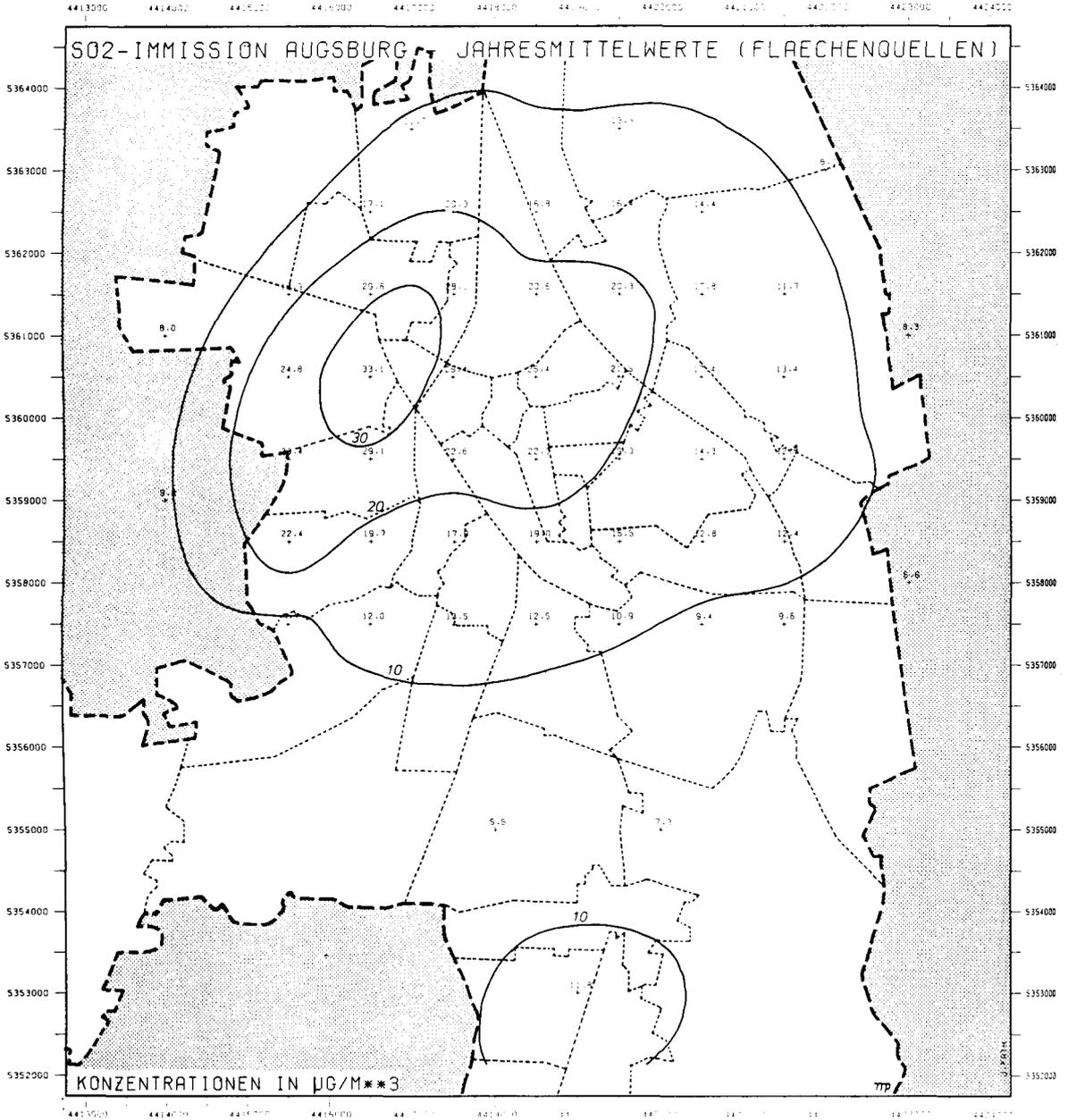
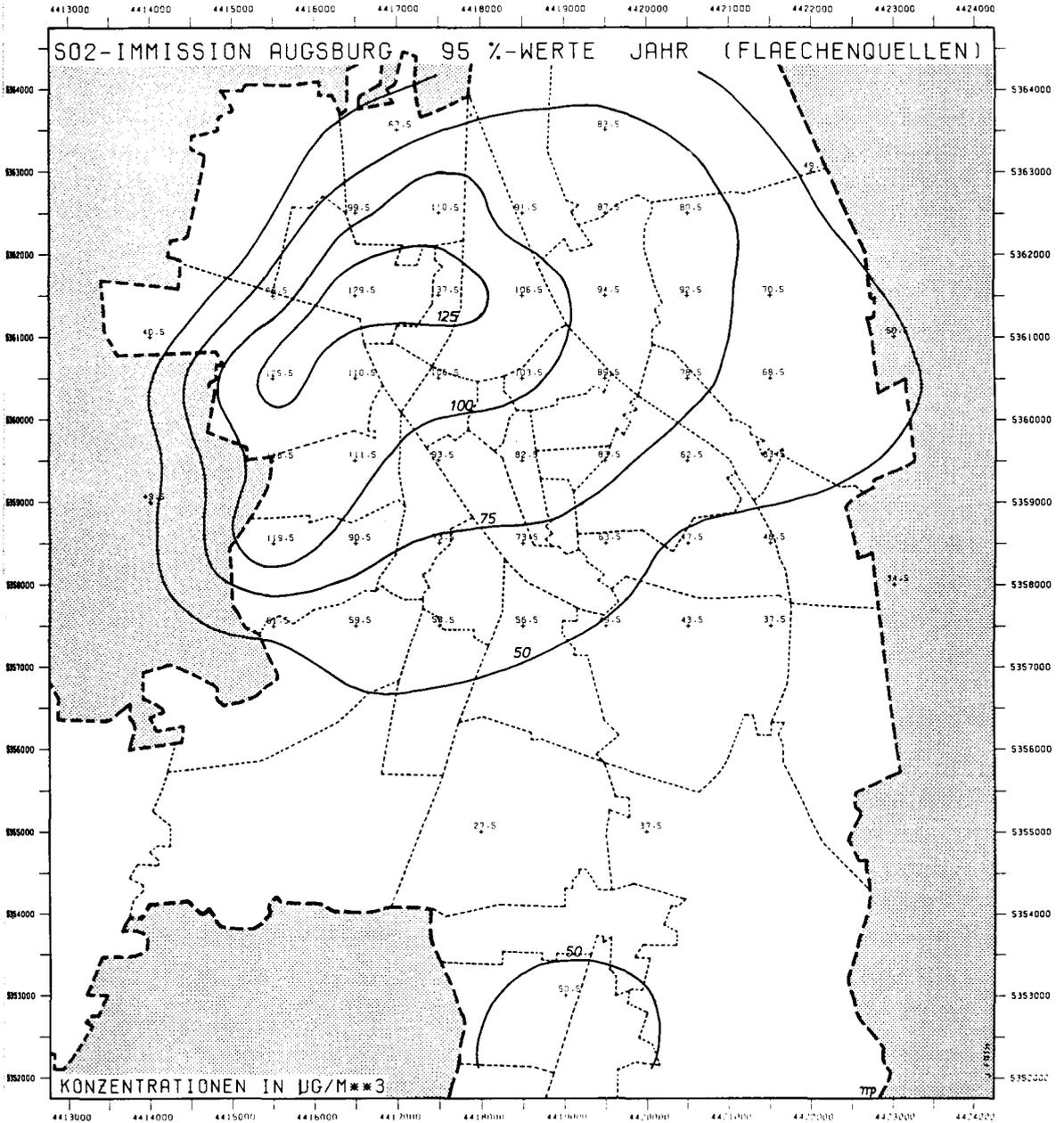


Abb. 38



ordnung von Schadstoff-Quellen und Belastungsgebieten festzustellen. Die höchsten Werte beim Langzeit-Mittel liegen nun im Westen des Stadtgebiets und verweisen auf die schon im Emissionskataster (Teil 2) hervorgetretenen Heizanlagen der amerikanischen Streitkräfte als Hauptverursacher. Im Winter reicht das nicht nur rund viermal höhere, sondern auch großflächigere Maximum der Mittelwerte noch bis ins südliche Oberhausen mit seiner dichten Bebauung hinein. Der stärkere Konzentrationsabfall zum Westrand des Untersuchungsgebiets ist allerdings vornehmlich durch das Fehlen von Emissionsangaben für die westlichen Vororte bedingt und suggeriert einen zu starken Konzentrationsgradienten in diesem Bereich. Nach Osten zu erfolgt die Abnahme vom Maximum aus langsamer und großflächiger, so daß der größte Teil der Innenstadt noch in den Wertebereich zwischen 30 und 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu liegen kommt. Bei den 95 %-Summenhäufigkeitswerten als Maß für die Kurzzeitbelastung bilden sich in beiden Jahreszeiten jeweils zwei Konzentrationsmaxima aus, die wiederum im Winter nahezu viermal so hoch und großflächiger angelegt sind, jedoch im wesentlichen eine ähnliche räumliche Anordnung zeigen: das eine liegt bei großer Quellnähe um die Sheridan-Kaserne, das andere im dicht bebauten Bereich des südlichen Oberhausen mit seinem großen Anteil von Einzelofenheizungen; hier zeigt sich v.a. im Winter an der Ausbuchtung in ostnordöstlicher Richtung erneut ein gewisser Verlagerungseffekt in der primären Hauptwindrichtung.

Insgesamt vermittelt ein Blick auf die absoluten Größenordnungen der Immissionskonzentration eine ungefähre Vorstellung von den quellspezifischen Verursachungsanteilen: bei den Jahreswerten liegt das Maximum des Langzeit-Mittels für die Flächenquellen fast dreimal so hoch wie für die Punktquellen (33,1 gegenüber 12,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), dasjenige der 95 %-Werte immer noch rund doppelt so hoch (137,5 gegenüber 68,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Zwar verschiebt sich diese Relation im Sommer zuungunsten der Punktquellen (11,5 gegenüber 11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beim Mittel und sogar 43,5 gegenüber 67,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beim 95 %-Wert), verstärkt sich jedoch gerade im Winter, v.a. bei den Langzeit-Mittelwerten (48,6 gegenüber 12,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beim Mittel und 166,5 gegenüber 69,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beim 95 %-Wert). Hier zeigt sich nun doch die erhebliche Auswirkung großer Quellhöhen (hoher Schornsteine), lag doch der Anteil der Punktquellen am SO_2 -Gesamtausstoß in Augsburg noch über zwei Dritteln (vgl. Teil 2.6.). Allerdings wird dieser Ferntransport in anderen ökologischen Zusammenhängen erneut ein Problem (SO_2 als eine von vielen interagierenden Wirkkompo-

nennten des Waldsterbens), und auch das Stadtgebiet selbst bleibt bei austauschärmeren Wetterlagen stärker als sonst betroffen, wie die im Vergleich zu den Mittelwerten geringeren Immissionsunterschiede zwischen Flächen- und Punktquellen bei den 95 %-Werten als Maß der Kurzzeitbelastung zeigen. Gerade im Winter verursachen also die raumbeheizenden Flächenquellen zum größten Teil das allgemeine Basisniveau der städtischen SO_2 -Immissionskonzentration, während Kurzzeitmaxima etwa bei austauscharmen Wetterlagen in höherem Maße durch Punktquellen-Anteile verstärkt werden.

c) Weitere quellspezifische Verursachungsanteile sowie die Größenordnung der gesamten SO_2 -Immissionsbelastung im Raum Augsburg lassen sich an den Konzentrationsfeldern für alle Emittenten (Abb. 39 - 44) ablesen. So liegt das sommerliche Mittelwert-Maximum im westlichen Bereich der Flächenquellenmaxima allerdings überlagert, verstärkt und ausgeweitet durch die Punktquellen in Kriegshaber und Pfersee, während die Großemittenten zwischen Lech und Wertach nur eine östliche Ausbuchtung des mittleren Immissionsfeldes erzeugen. Dagegen liegt der sommerliche Schwerpunkt bei den 95 %-Werten der Kurzzeitbelastung im Nordosten, wie es der Immissionsverteilung bei den im Sommer maßgeblichen Punktquellen entspricht; die westlich gelegenen Flächen- und Punktquellen sorgen allerdings in ihrer Überlagerung für ein weiteres großflächigeres Ausgreifen mittlerer Konzentrationen nach Westen. Im Winter zeigt das Mittelwertfeld bei mehr als dreifach so hohen Werten ähnliche Konturen mit dem Maximum im Westen, der langsamere Abfall nach Osten läßt jetzt jedoch bei dem allgemein höheren Belastungsniveau den Innenstadtbereich noch bei erhöhten Werten zwischen 30 und 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Das winterliche Maximum der 95 %-Werte bildet sich im Unterschied zum Sommer jetzt im Bereich der Sheridan-Kaserne aus, von wo sich ein erhöhtes Konzentrationsfeld nach Norden bis Oberhausen (bedingt v.a. durch Flächenquellen) und von dort nahezu rechtwinklig nach Osten (bedingt v.a. durch die Punktquellen zwischen Lech und Wertach) erstreckt. Ein weiteres sekundäres Maximum winterlicher Kurzzeitbelastung liegt über einem Wohngebiet in der Hammerschmiede und läßt sich aus Überlagerungen industrieller Rauchfahnen bei stabilen Ausbreitungsbedingungen und schwachen SSW-Winden (vgl. Teil 3.4.) mit Emissionen aus den niedrigeren ortseigenen Kaminen erklären.

Insgesamt können also als Ergebnis der Ausbreitungsberechnung im wesentli-

Abb. 39

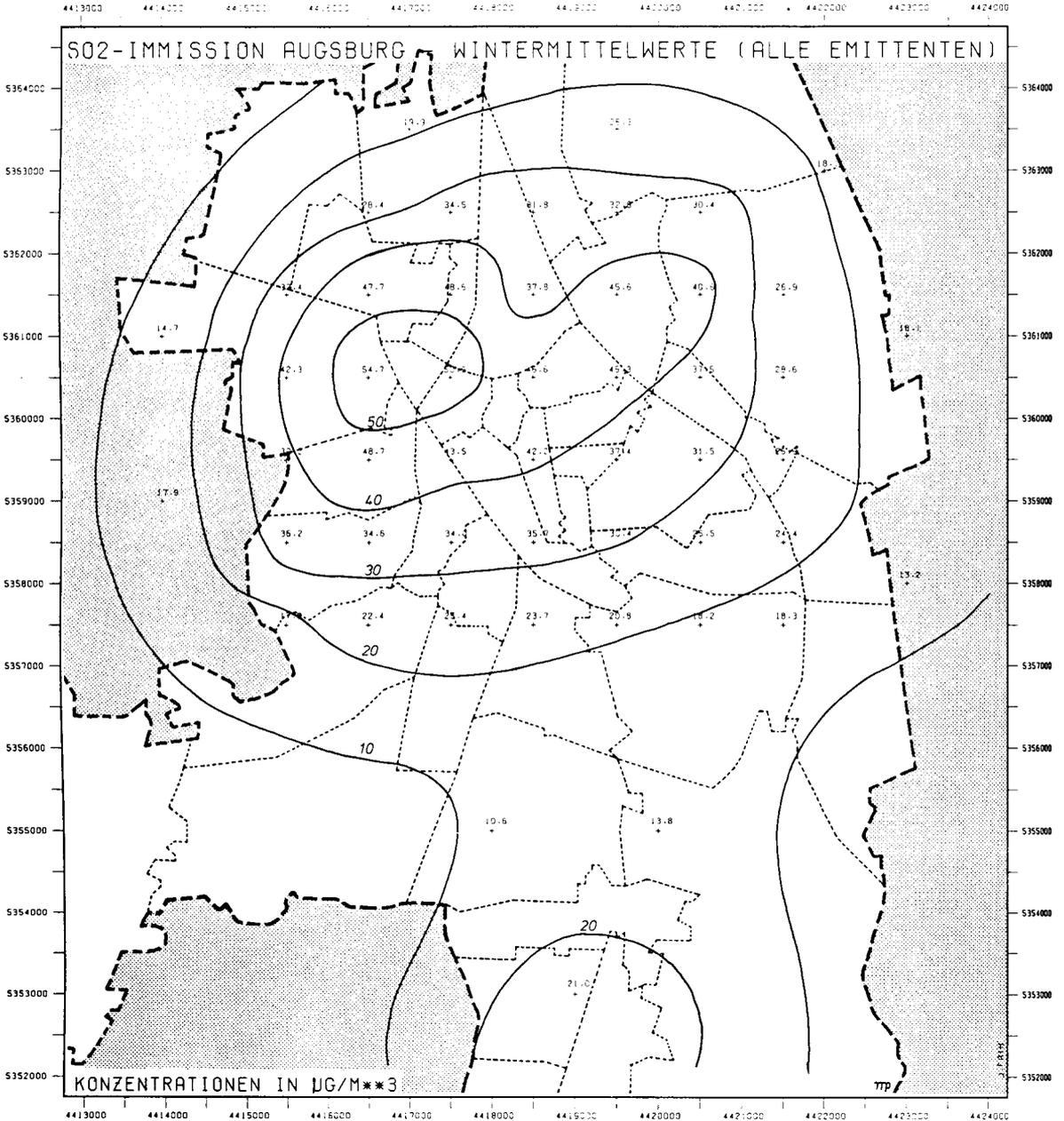


Abb. 40

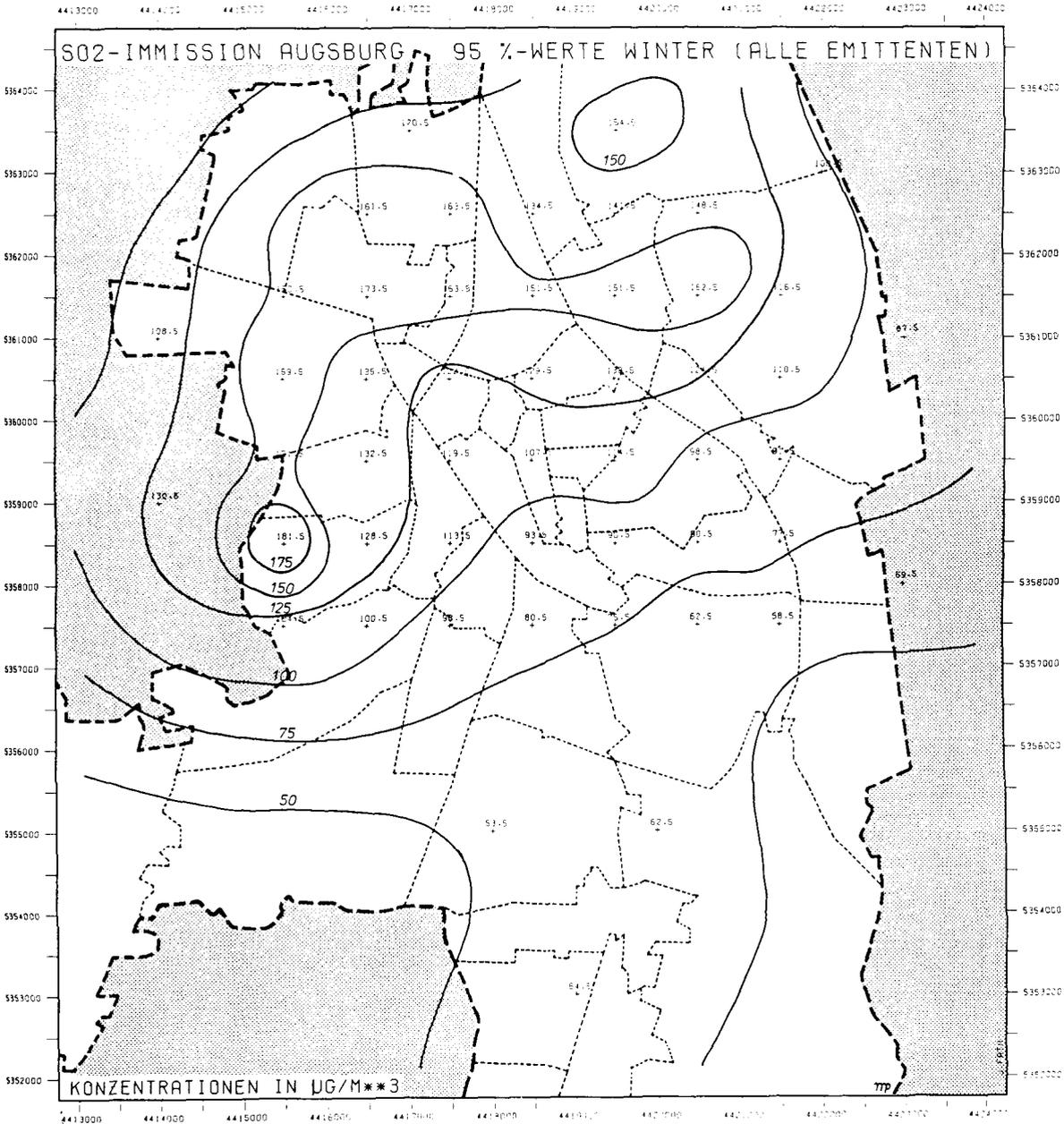


Abb. 41

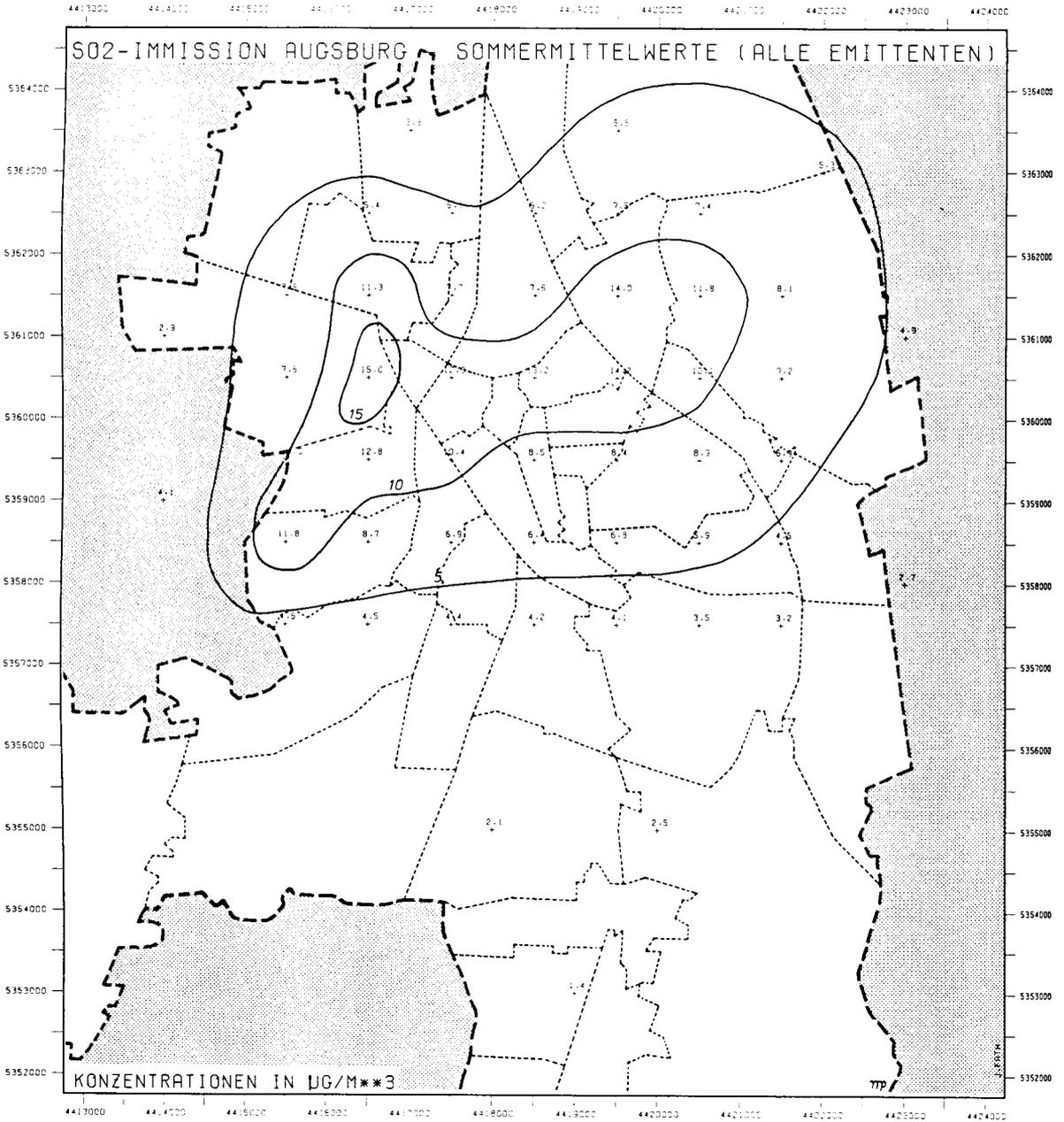


Abb. 42

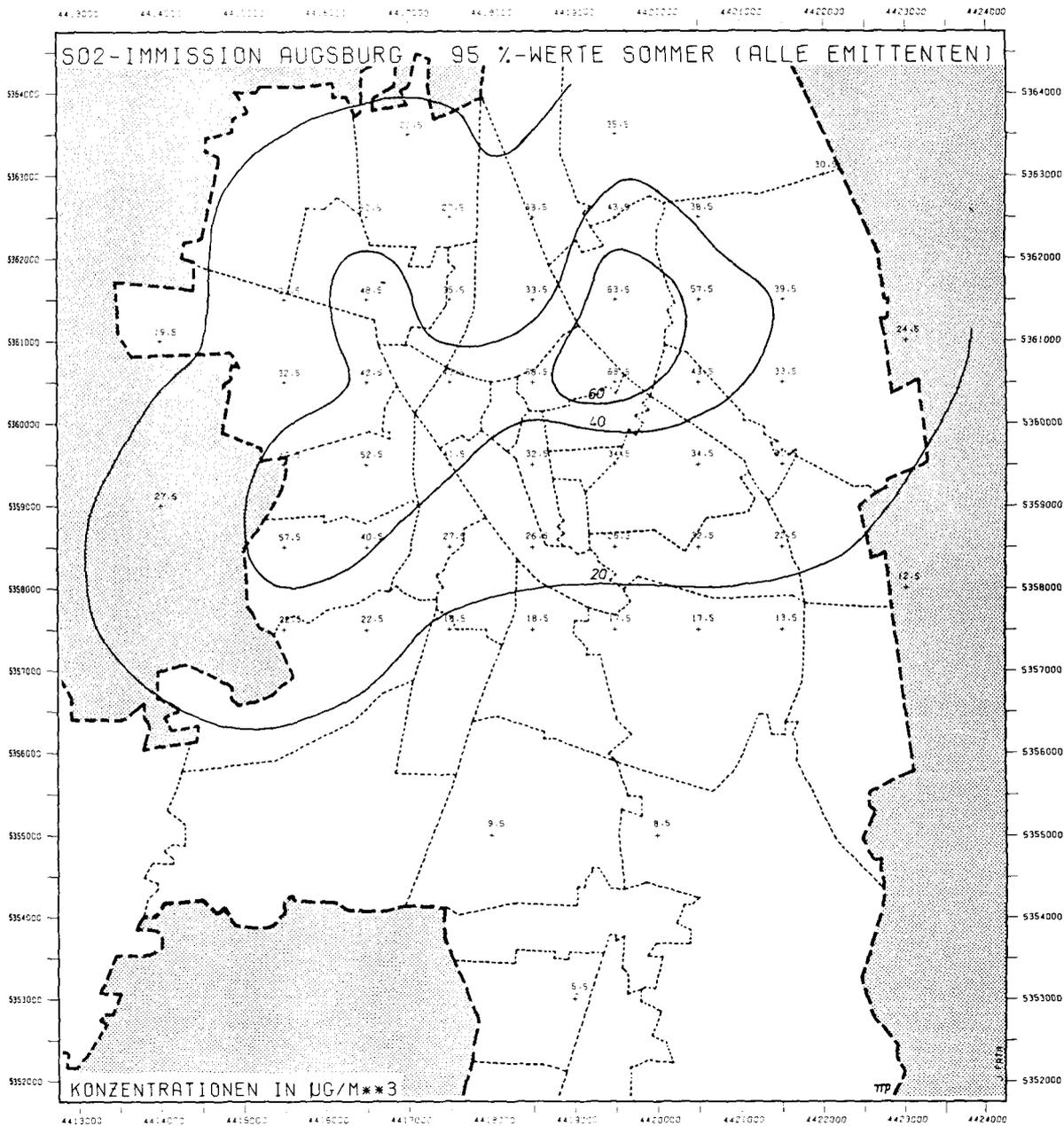


Abb. 43

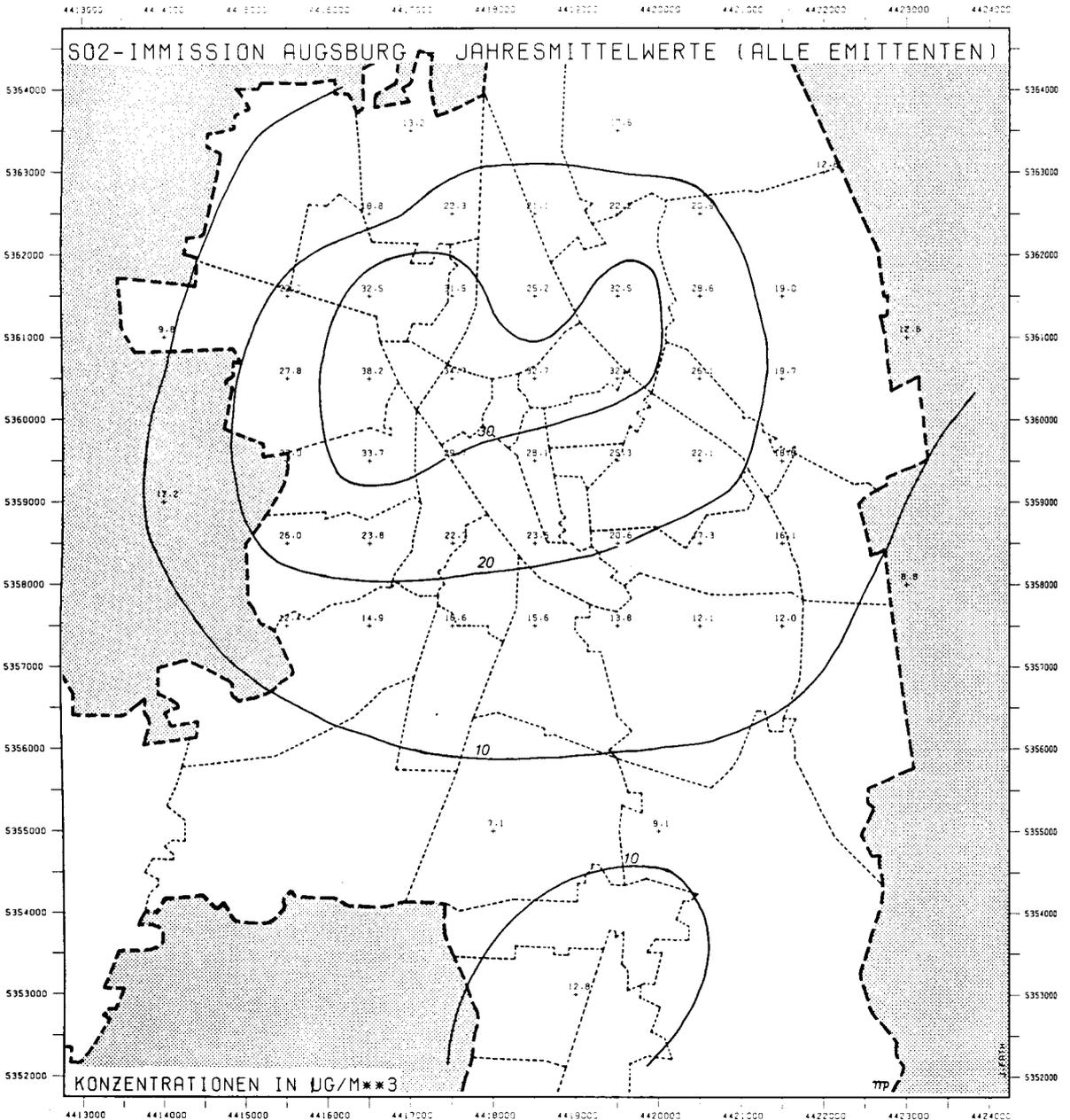
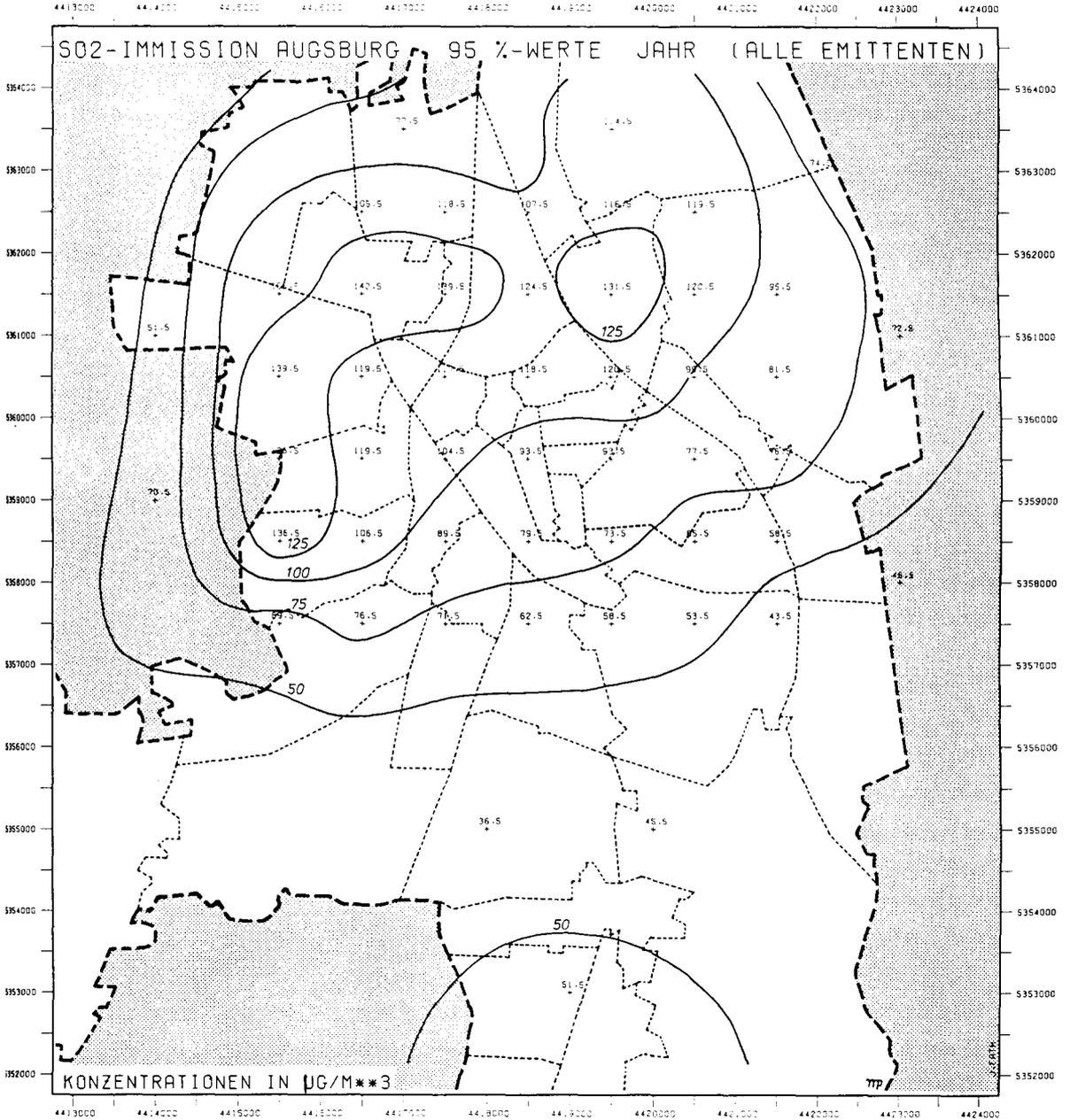


Abb. 44



chen 3 Gebiete höherer SO_2 -Immissionsbelastung festgestellt werden: einmal im Westen des Stadtgebiets, vorwiegend verursacht durch die auf alle Quellgruppen verteilten Heizanlagen der amerikanischen Streitkräfte, zum zweiten im dicht bebauten Bereich des südlichen Oberhausen, bedingt in erster Linie durch den dortigen schwefelintensiven Hausbrand (vgl. Teil 2.2.), und schließlich im Nordosten des Stadtgebiets, v.a. in Lechhausen, primär verursacht durch mehrere nah beieinandergelegene, stark emittierende Punktquellen im Industriegebiet zwischen Lech und Wertach. Dieser Effekt ist offensichtlich stärker als die innerstädtischen Flächenquellen-Emissionen (vgl. Teil 2.2. und 2.3.), so daß der Innenstadtbereich zwar am Rande der Maxima meist noch erhöhte, aber keine relativ maximalen Immissionskonzentrationen mehr aufweist. Abgesehen davon liegen also die Immissionsschwerpunkte in großer Nähe zu den Emissionszentren, lediglich bei vorherrschendem Punktquellenanteil (wie zwischen Lech und Wertach) ergibt sich eine erkennbare, wenngleich immer noch relativ geringe Verlagerung in Hauptwindrichtung. Die großen Quellhöhen der Punktquellen machen sich insofern bemerkbar, als trotz ihres dominanten Anteils von über zwei Dritteln an der SO_2 -Gesamtemission die Schwerpunkte der allein punktquellenbedingten SO_2 -Immission in den Verteilungsbildern der alle Emittenten umfassenden Gesamtimmision weniger deutlich zum Ausdruck gelangen als diejenigen der allein flächenquellenbedingten SO_2 -Immission und dieser Effekt vor allem bei den Mittelwerten der langfristigen Grundbelastung ausgebildet ist; kurzfristige Belastungsspitzen etwa während austauscharmer Wetterlagen werden allerdings gerade durch Punktquellen verstärkt, wie auch die stärkere Repräsentanz der Punktquellen-Immissions-Schwerpunkte in der Gesamtimmisionsverteilung bei den 95 %-Summenhäufigkeitswerten zeigt.

Die absoluten Größenordnungen der SO_2 -Gesamtimmision in Augsburg bleiben relativ gering, wenn man sie mit den Immissionsgrenzwerten der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) vergleicht (Tab. 17): sowohl der höchste vorkommende Mittelwert ($54,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) als auch der maximale 95-% Wert ($181,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) liegen noch unter der Hälfte der zugehörigen Grenzwerte (IW1 = $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Grenzwert für Langzeiteinwirkung, IW2 = $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Grenzwert für Kurzeiteinwirkung). Von forstwissenschaftlicher Seite sind allerdings mit Blick auf Schädigungsrisiken bei Nadelbäumen wesentlich niedrigere Grenzwerte formuliert worden (IW1 = $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, IW2 = $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vgl. SCHWILL, 1984, S. 1209), die bereits in einigen Gebieten Augsburgs überschritten werden. So liegt das Maximum der Wintermittelwerte im Westen

Immissionsgrenzwerte für Luftverunreinigungen :

Gasförmige Komponenten	TALuft				VDI 2310					
	IW1		IW2		1/2-h-Wert		24-h-Wert		Jahreswert	
	mg/m ³	ppm	mg/m ³	ppm	mg/m ³	ppm	mg/m ³	ppm	mg/m ³	ppm
Chlor	0,10	0,03	0,30	0,10						
Chlorwasserstoff	0,10	0,07	0,20	0,14						
Fluorwasserstoff	0,0020	0,0020	0,0040	0,005	0,2	0,2	0,1	0,1	0,05	0,06
Kohlenmonoxid	10,0	9,0	30,0	27,0	50,0	45,0	10,0	9,0	10,0	9,0
Ozon					0,15	0,08	0,05	0,03	0,03	0,03
Schwefeldioxid	0,14	0,05	0,40	0,15	1,0	0,36	0,30	0,12	0,10	0,04
Schwefelwasserstoff	0,005	0,003	0,01	0,007						
Stickstoffdioxid	0,08	0,05	0,30	0,16	0,20	0,11	0,10	0,05		
Stickstoffmonoxid	0,20	0,16	0,60	0,50	1,0	0,8	0,5	0,4		

Feststoffe	TALuft				VDI 2310					
	IW1		IW2		1/2-h-Wert		24-h-Wert		Jahreswert	
	mg/m ³	ppm								
Blei							0,003		0,0015	
Cadmium							0,00005			
Calciumfluorid					1		0,5		0,2	
Schwebstaub < 10 µ	0,10		0,20		0,45		0,30		0,15	
Zink							0,10		0,05	

mg = Milligramm

ppm = Parts per Million

d = Tag

Staubnieder- schlag	TALuft	
	IW1	IW2
	0,35 g/m ² .d	0,65 g/m ² .d

TALuft....Technische Anleitung zur Reinerhaltung der Luft des Bundesminister für Gesundheitswesen

VDI 2310..Richtlinie der Kommission Reinhaltung der Luft des Vereins Deutscher Ingenieure

IW1 Immissionswert für Langzeiteinwirkung

IW2 Immissionswert für Kurzeiteinwirkung

Augsburgs etwas über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, und die gesamten Schwerpunktsbereiche der winterlichen 95 %-Werte von der Sheridan-Kaserne über Oberhausen bis nach Lechhausen sowie das sekundäre Maximum über der Hammerschmiede zeigen alle samt Werte über $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zieht man sogar die nochmals halbierten Werte heran, die auf kritischen Standorten gelten sollen ($\text{IW1} = 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{IW2} = 75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vgl. SCHWILL, 1984 S. 1209), so liegt der größte Teil des Stadtgebietes außerhalb der Peripherie und der südlichen Bereiche vor allem im Winter, aber etwas abgeschwächt auch noch bei den 95 %-Jahreswerten über diesen Grenzwerten (etwa 34 von 50 Aufpunkten beim Wintermittel und sogar 44 von 50 Aufpunkten beim winterlichen 95 %-Wert sowie immerhin noch 17 bzw. 33 Aufpunkte bei den entsprechenden Jahreswerten). Über die Sinnhaftigkeit und Angemessenheit von Grenzwerten kann und soll an dieser Stelle nicht diskutiert werden, aber der Vergleich der Berechnungsergebnisse mit verschiedenen derartigen Festlegungen rechtfertigt jedenfalls die Feststellung, daß die SO_2 -Immissionsbelastung in Augsburg zwar die gesetzlichen Grenzwerte deutlich unterschreitet, aber mit Blick auf mögliche biosphärische Beeinträchtigungen dennoch nicht als problemfrei angesehen werden sollte.

Abschließend sei darauf hingewiesen, daß die vorliegende Ausbreitungsrechnung zwar nur für das Leitschadgas Schwefeldioxid durchgeführt worden ist, aber abgesehen von anderen absoluten Größen und einigen untergeordneten Abweichungen auch für weitere heizungsbedingte Schadgase im wesentlichen ähnliche räumliche Verteilungsbilder der Immissionsbelastung ergeben würde.

4.1.2. Immissionsmessungen

Nachdem eine von WEIDMÜLLER (1980) durchgeführte epiphytische Flechtenkartierung im Stadtgebiet von Augsburg nur wenig differenzierte Entsprechung mit den Modellergebnissen zeigt (ein klassifizierter lufthygienischer Index variiert im wesentlichen zentral-peripher, hat im Unterschied zur Ausbreitungsrechnung die schlechtesten Werte im dicht bebauten Innenstadtbereich sowie in den nördlich und südöstlich davon gelegenen Industriegebieten und weist in den rechnerisch ermittelten Hauptbelastungsregionen im Westen, Nordwesten und Nordosten der Stadt lediglich mittlere

Werte auf), verbleibt zur vergleichenden Beurteilung und zur substanziellen Ergänzung der vorliegenden immissionsklimatologischen Modellberechnungen die Heranziehung von Ergebnissen direkter lufthygienischer Immissionsmessungen. Kontinuierliche Aufzeichnungen für den Untersuchungszeitraum stehen allerdings nur an den beiden vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz betriebenen Meßstationen am Königsplatz und in Haunstetten zur Verfügung, wobei der letztgenannte Standort in lufthygienisch günstiger und räumlich peripherer Lage angesichts der Maßgabe, gerade auch Belastungsspitzen zu erfassen, als denkbar ungeeignet bezeichnet werden muß und nach Möglichkeit in stärker belastete Gebiete wie etwa das südliche Oberhausen (Bereich Wertachbrücke) verlagert werden sollte ¹⁾. Immerhin lassen sich aber zumindest für die Bezugsjahre der Emissionskataster-Erstellung Vergleiche mit den modellhaft berechneten Werten anstellen (siehe die Gegenüberstellung in der aus TIMM (1983, S. 17) entnommenen Tab. 18). Dabei darf allerdings nicht der aus den berechneten Immissionskonzentrationsfeldern abgeschätzte Modellwert selbst verwendet werden, da nicht nur örtlich immissionsmindernder Ferntransport stattfindet (in der Berechnung implizit enthalten), sondern bedingt sowohl durch nahegelegene Emissionsquellen (z.B. Industrie nördlich von Augsburg, Raffinerien bei Ingolstadt) als auch durch die großräumige Grundbelastung ein Zuschlagswert zur ortseigen-

Tab. 18: Vergleich gemessener und modellhaft berechneter SO₂-Immissionskonzentrationen (in µg/m³) für die beiden Stationen Königsplatz und Haunstetten (nach TIMM, 1983)

	Königsplatz						Haunstetten					
	Mittelwert			95 %-Wert			Mittelwert			95 %-Wert		
	Wi	So	Jahr	Wi	So	Jahr	Wi	So	Jahr	Wi	So	Jahr
1978	60	30	40	130	70	100	40	20	30	90	40	60
1979	60	40	50	130	120	130	20	20	20	60	40	50
Modellwert	37	8	25	100	32	87	21	1	13	64	5	51
Background	16	8	13	16	8	13	16	8	13	16	8	13
Vergleichswert	53	16	389	116	40	100	37	9	26	80	13	64

 1) Für 1986 zeichnet sich mittlerweile eine begrüßenswerte Verlegung an den Bourges-Platz weit der Wertachbrücke ab.

nen Immissionskonzentration zu berücksichtigen ist. Nach einer OECD-Studie (ELIASSEN, 1978) werden diese Background-Werte für das Alpenvorland je nach Jahreszeit mit 8 bis 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben, so daß nach der Summation von Modellwert und Background ein Vergleichswert resultiert, der den direkten Meßwerten gegenübergestellt werden kann. Wie Tab. 18 zeigt, ist die Übereinstimmung im allgemeinen zufriedenstellend gut, nur die Sommerwerte selbst des bereits nach oben korrigierten Vergleichswerts liegen systematisch deutlich unter den jeweiligen Meßwerten.

Gründe hierfür können in der unterschiedlichen Jahreszeiten-Abgrenzung ('Sommer' im Berechnungsmodell nicht halbjährig, sondern nur Mai bis September) und in nicht simulierbaren tageszeitlich beschränkten meteorologischen Besonderheiten gesehen werden, wie etwa der spätmittäglichen Herabmischung auch höherer Rauchfahnen nach dem Abbau bodennaher Inversionen (vgl. TIMM, 1983, S. 19). Auf das räumliche Verteilungsbild der Immissionskonzentration hat diese modellimmanente Generalisierungs-Vernachlässigung jedoch nur eine geringfügige Auswirkung.

Die kontinuierlichen Aufzeichnungen der beiden Meßstationen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz haben bisher kein Überschreiten der gesetzlich fixierten Grenzwerte für die Schwefeldioxid-Konzentration in der Atmosphäre angezeigt, auch nicht für die Höchstwerte der kurzfristigen 1/2-Stunden-Konzentration, die nach der VDI-Richtlinie 2310 unter dem maximalen Immissionskonzentrationswert von 1 mg/m^3 liegen sollen. Allerdings ist bei den beiden gegebenen Meßstationen, von denen eine gänzlich außerhalb potentieller Belastungsschwerpunkte liegt (Haunstetten) und die andere zwar im innerstädtischen Bereich, jedoch an einer Stelle (Königsplatz), die durch ihre vorwiegend verkehrsbedingten Luftbelastungsmomente ebenfalls keine SO_2 -Konzentrationsspitzen erwarten läßt, nicht mit einer Aufdeckung besonderer Problemgebiete oder gar räumlicher Verteilungsmuster der SO_2 -Immissionsbelastung zu rechnen. Gelegentliche wochenweise durchgeführte Halbstundenmessungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz an 10 - 20 weiteren Punkten im Stadtgebiet haben ebenfalls keine situativen SO_2 -Grenzwertüberschreitungen zu Tage gefördert, so daß im folgenden zur meßverfahrensseitigen Ergänzung der immissionsklimatologischen Beurteilung von Augsburgs SO_2 -Belastung die vom Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg bei ausgewählten Wetterlagen geringer atmosphärischer Austauschgüte gezielt durchgeführten Tages- oder Halbstunden-

messungen der aktuellen SO_2 -Immissionskonzentration herangezogen werden.

Grundlage dieser SO_2 -Messungen war das standardmäßige Stratmann-Verfahren (vgl. HILLER u. SIRCH-FREUDLING, 1982, S. 11f.), bei dem die schwefeldioxidhaltige Luft durch Adsorptionsröhrchen mit präpariertem Kieselgel gesaugt wird. Der an das Kieselgel adsorbierte Schwefel wird anschließend in zeitaufwendiger Laborarbeit bei Temperaturen um 500°C im Wasserstoffstrom an einem Platinkontakt als Schwefelwasserstoff ausgetrieben und dank seiner konzentrationsabhängigen Bildung von Molybdänblau in der Endlösung photometrisch quantifizierbar. Die Ergebnisse dieser meßtechnischen Bestimmung beruhen einerseits auf Tagesmessungen (24 Stunden), die mit Leihgeräten des Umweltbundesamtes bis Februar 1983 durchgeführt worden sind, andererseits auf anschließenden Halbstundenmessungen mit einem mobilen Einsatzgerät (lediglich am Meßtermin des 27./28.7.83 sind beide Varianten parallel eingesetzt worden).

Die unterschiedliche Anzahl von Einzelergebnissen pro Meßtermin erklärt sich vorwiegend aus meßtechnischen Schwierigkeiten: mehrfach war beim notwendigen Batteriebetrieb im Geländeeinsatz kein vollständiges Meßintervall einzuhalten oder unabsehbare Unregelmäßigkeiten bei Adsorption und Desorption des atmosphärischen Schwefel ließen mehrere Probenahmenergebnisse als unverwertbar erscheinen. Die in die Ergebnisauswertung aufgenommenen verlässlichen Fälle gruppieren sich nochmals unterschiedlich nach häufiger angefahrenen Hauptmeßstationen und einer Reihe von Ergänzungsstationen, die nur gelegentlich, meist aber in räumlich enger begrenzten Teilgebieten zum gleichen Termin angefahren werden konnten. Legt man die Immissionsgrenzwerte der Tab. 17 für Tages- ($300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. Halbstundenmessungen ($1\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nach VDI-Richtlinie 2310 zugrunde, erhält man bemerkenswerterweise eine Reihe von Grenzwertüberschreitungen während des Erhebungszeitraums seit Februar 1981. Es handelt sich insgesamt um 12 Einzelfälle, die allesamt bei 24-stündigen Messungen registriert wurden und am markantesten ausfielen am MAN-Park ($875 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 14./15.1.82 in der Heinrich-von-Buz-Straße), in der Nähe von Martini ($760 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 19./20.1.82 in der Schäfflerbachstraße), nahe beim amerikanischen Heizkraftwerk ($750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 14./15.1.82 in der Bgm.-Ackermann-Straße), im Zentrum von Lechhausen ($680 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 23./24.2.81 in der Blücherstraße) sowie im Bereich des Oberhausener Bahnhofs ($620 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 23./24.2.81 in der Ulmer Straße). Betrachtet man das zeitliche Auftreten, so wird erkennbar, daß abgesehen von

jeweils einer isolierten Grenzwertüberschreitung am 19./20.1.82 (Schäfflerbachstraße) und am 23./24.2.83 (MAN-Park) die meisten Fälle auf die beiden Meßtermine 23./24.2.81 (6 Grenzwertüberschreitungen) und 14./15.1.82 (4 Grenzwertüberschreitungen) entfallen. Beide Termine waren durch ausgeprägte Inversionswetterlagen mit windschwachen, austauscharmen Ausbreitungsbedingungen gekennzeichnet, der Februar-Termin 1981 darüber hinaus noch durch mehrstündiges Andauern eines zentral konvergierenden Windfeldes (vgl. Teil 3.4. und Abb. 26). Die Schadstoffanreicherung an diesen beiden Tagen war sogar so erheblich, daß selbst noch die Mittelwerte aller Einzelmessungen über dem Grenzwert für 24-stündige Einwirkungsdauer lagen ($373 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 23./24.2.81, $413 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 14./15.82). Hinsichtlich der räumlichen Verteilung von Belastungsschwerpunkten ergibt sich im großen und ganzen ein zu den Berechnungsergebnissen (Teil 4.1.1.) passendes Gesamtbild. So liegen die Bereiche häufiger erhöhter SO_2 -Immissionen erneut in Lechhausen, im Industriegebiet zwischen Lech und Wertach sowie im südlichen Oberhausen, wie etwa auch an den höchsten Verhältniszahlen zwischen Einzelwerten größer $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der Gesamtzahl an Einzelmessungen zu erkennen ist (0,55 in der Blücherstraße, 0,56 am MAN-Park und 0,50 in der Ulmer Straße nahe Oberhausener Bahnhof). Diese Bereiche waren auch bevorzugte Orte der genannten Grenzwertüberschreitungen. Allerdings zeigen sich auch einige Eigenständigkeiten, die aus der modellhaften Immissionsklimatologie nicht unmittelbar hervorgehen. So liegen in Oberhausen zwischen Wertach- und Dieselbrücke sowie in Kriegshaber (in den berechneten Immissionsfeldern jeweils weitere Belastungsschwerpunkte) obige Verhältniszahlen bereits unter $1/2$ (0,46 bzw. 0,44) und nur eine einzige, wenngleich kräftige Grenzwertüberschreitung ($750 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am 14./15.1.82 in Nähe des amerikanischen Heizkraftwerkes) konnte festgestellt werden. Umgekehrt treten andere Orte stärker als sonst in Erscheinung wie etwa der Königsplatz (zwar ohne gemessene Grenzwertüberschreitung, aber mit obiger Verhältniszahl von 0,50), Rotes Tor, Sieglindenstraße und Textilviertel mit einer bzw. zwei Grenzwertüberschreitungen. Allerdings muß bei der Interpretation berücksichtigt werden, daß es sich bei den vorliegenden Meßergebnissen zwangsläufig nur um diskontinuierliche Stichprobenerhebungen situativer Kurzzeitbelastungen handeln kann, während die rechnerisch erstellte Immissionsklimatologie gerade die langfristigen durchschnittlichen Verhältnisse wieder spiegelt. Doch zeigen derartige Einzelerhebungen immerhin den bedeutsamen Tatbestand auf, daß in besonderen Situationen auch außerhalb der immissionsklimatologischen Belastungszentren signifikant erhöhte Immissionskon-

zentrationen auftreten können. Dies gilt sogar für lufthygienisch günstige Gebiete, wie ein überraschend hoher Halbstundenwert ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vom 9.1.85 am Stempflesee zeigt.

Zieht man abschließend erneut die forstwissenschaftlich formulierten Grenzwerte der Kurzzeitbelastung für Nadelbäume auf normalen bzw. kritischen Standorten heran (150 bzw. $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und bestimmt den Prozentanteil der grenzwertüberschreitenden Meßstationen an der Gesamtzahl der jeweiligen Einzelmessungen (vgl. Tab. 19), erhält man erneut ein prinzipiell mit den entsprechenden Berechnungsergebnissen vereinbares Bild. So liegt bei einem

Tab.: 19: Prozentanteil der Stationen mit täglichen bzw. halbstündigen SO_2 -Immissionskonzentrationen über 150 bzw. $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$
(nach Messungen des Lehrstuhls für Physische Geographie der Universität Augsburg)

Datum	Anzahl der Einzelmessungen	Prozentanteil der Stationen mit $\text{SO}_2 \geq 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Prozentanteil der Stationen mit $\text{SO}_2 \geq 75 \mu\text{g}/\text{m}^3$
23./24.2.81	10	90,0	100,0
1./2. 4.81	7	14,3	85,7
15./16.4.81	10	50,0	90,0
2./3. 7.81	6	16,7	83,3
30./31.7.81	12	41,7	91,7
26./27.8.81	12	0,0	50,0
21./22.9.81	9	33,3	100,0
8./9. 10.81	8	0,0	50,0
14./15.1.82	8	100,0	100,0
19./20.1.82	8	25,0	62,5
23./24.2.83	10	50,0	100,0
19. 7.83	7	71,4	100,0
27./28.7.83	5	0,0	80,0
28. 7.83	5	0,0	60,0
27. 10.83	7	42,9	100,0
9. 11.83	8	87,5	100,0
15. 2.84	11	54,5	81,8
9. 1.85	7	28,6	85,7
Durchschnitt		39,2	84,5

Durchschnittswert von 84,5 % und nur an zwei von achtzehn Meßterminen auf 50 % absinkenden Stationsanteilen der größte Teil des Stadtgebiets über dem am stärksten reduzierten Grenzwert von $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, und auch der für normale Standorte angenommene Grenzwert von $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird - wetterlagenabhängig unterschiedlich stark - zum Teil von zahlreichen Stichprobenmeßstellen überschritten.

Besonders treten erneut die bereits erwähnten Inversionswetterlagen des 23./24.2.81 mit 90 % und des 14./15.1.82 mit 100 % hervor, aber auch der gleichermaßen inversionsgeprägte 9.11.83 mit 87,5 %, auch wenn es sich in letzterem Fall bereits um eine Halbstundenmessung handelt. Nun sind Grenzwerte der Kurzzeitbelastung zwar als Summenhäufigkeitswerte (etwa 95 % oder auch 97,5 %) angegeben, d.h. explizite Einzelwert-Überschreitungen sind bis zu einer eng begrenzten Häufigkeit (5 bzw. 2,5 %) noch mit einer Einhaltung derartiger Grenzwerte vereinbar, doch zeigen die in Tab. 19 festgehaltenen Ergebnisse von zwar ausgewählten, aber bei weitem nicht vollständigen austauscharmen Wetterlagen, daß die Überschreitung dieser forstwissenschaftlichen Grenzwerte auch unter Einbeziehung des erlaubten 5 bzw. 2,5 Prozentanteils zumindest in bestimmten Gebieten Augsburgs, vornehmlich natürlich in den Belastungsschwerpunkten im Westen, Nordwesten und Nordosten der Stadt, gerade im kritischen Häufigkeitsbereich liegen muß. Erneut ergibt sich also das Bild von SO_2 -Immissionsbelastungen in Augsburg, die zwar von einigen zeitlich begrenzten Ausnahmen abgesehen die gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte einhalten, aber unter schärferen ökologischen Maßstäben nicht mehr als bedenkenlos bezeichnet werden können.

Verbesserungen der geschilderten Immissionssituation, will man sich nicht mit unzulänglichen Umverteilungsstrategien in Gestalt gesteigerten Ferntransports oder lokaler Standort-Entzerrungen begnügen, sind letztlich langfristig und effektiv nur über eine einschneidene Emissionsreduktion an den Verursacherquellen selbst zu erreichen (vgl. Teil 2.).

4.2. Schwebstaub-Konzentration

Atmosphärische Stäube als luftverunreinigende dispergierte feste Stoffe in gasförmigen Medien liegen in einem breiten Korngrößenspektrum zwischen etwa 0,01 und 500 μm vor ($1 \mu\text{m} = 10^{-6}\text{m}$). Die Teilchen mit Durchmessern kleiner als 10 μm zeichnen sich durch relativ langsame Absetzungsraten aus und werden als sog. Schwebstaub zusammengefaßt, der nicht nur wegen seines dominanten Gewichtsanteils (87 %) am Gesamtstaub, sondern auch aufgrund seiner Lungengängigkeit besondere Bedeutsamkeit besitzt. Quellen der atmosphärischen Staubproduktion sind neben zahlreichen quasi-natürlichen Faktoren (kosmische Stäube, Vulkanstaub, Verwitterungsprodukte, Wald- und Steppenbrände, Seesalzkristalle, durch chemische Reaktionen aus Gasen entstandene Salze) eine Reihe von technischen Prozessen wie die Heizmittelverfeuerung, die industrielle Produktion oder der Kfz-Verkehr, die allesamt in städtischen Gebieten schwerpunktmäßig ablaufen. Die Wirkungen atmosphärischer Stäube reichen von der Ausbildung der typischen städtischen Dunstglocke mit ihren zahlreichen Folgeerscheinungen (geringere Sonnenscheindauer, erhöhte Nebelhäufigkeit, stärkere Quellbewölkung, verminderte Ein- und Ausstrahlung, verstärkter Glashauseffekt) über die Beschleunigung der Materialverwitterung und den teilweisen Lichtentzug für Pflanzen bis hin zu toxischen Einwirkungen auf die gesamte belebte Umwelt, da zu den stofflichen Bestandteilen des atmosphärischen Staubes neben ungefährlichen Mineralien auch angelagerte Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe gehören können. Die Kenntnis der Schwebstaubbelastung in einer Großstadt wie Augsburg sowohl nach Größenordnung als auch nach räumlicher Verbreitung ist mithin ein wichtiger Teilbereich lufthygienischer Untersuchungen.

Die Messungen mit einem nach dem Prinzip der Piezobalancewaage arbeitenden transportablen Gerät wurden im Rahmen einer Diplomarbeit von H. SCHRENK (1983) im Zeitraum April bis Juli 1983 durchgeführt. Erfaßt wurden dabei ca. 320 Meßpunkte im Stadtgebiet, die sich an den Schnittpunkten des quadratischen Rasternetzes des amtlichen Stadtplanes anordnen; die Kantenlänge von 1 165 m wurde für bebaute Gebiete nochmals auf 582,5 m halbiert und kommt damit dem vom Umweltbundesamt (1981, S. 29) empfohlenen Gitternetzpunktabstand von 500 m recht nahe. Die ausgewiesenen und als Kartierungsgrundlage verwendeten Meßwerte setzen sich in der Regel als Mittelwert aus 3 Einzelmessungen pro Meßpunkt zusammen, wobei ein fester Referenzpunkt

zur Ausgleichung witterungsbedingt unterschiedlicher allgemeiner Konzentrationsniveaus herangezogen worden ist.

Erschwerend für eine vereinheitlichte flächendeckende Darstellung der Schwebstaubbelastung waren mehrere in ähnlicher Form auch aus anderen Städten bekannte Variabilitäten: zum einen große tageszeitliche Schwankungen, die auch bei drei verschiedenen durchgängig gemessenen Tagesgängen keine klar erkennbare Periodizität zeigten, zum anderen starke Abweichungen auch auf engstem Raum infolge kleinräumigster Turbulenzen (im Bereich des Roten Tores etwa ergaben sich in einem Einzelfall zwischen Fahrbahnmitte und den beiden Straßenrändern zeitgleiche Konzentrationsunterschiede von ähnlicher Größenordnung wie bei den gemittelten und ausgeglichenen Werten der Gesamtkarte des Stadtgebiets). Weiterhin üben auch die meteorologischen Bedingungen einen im einzelnen nur schwer quantifizierbaren Einfluß auf die Schwebstaubkonzentration aus. Dies gilt nicht nur für die Abhängigkeit von den Durchmischung bzw. Auswaschung bestimmenden Größen der (zusätzlich turbulenzmodifizierten) Windgeschwindigkeit und des Niederschlags, sondern selbst für unterschiedliche Wetterlagen mit manchen vergleichbaren Witterungscharakteristika. So besteht auch bei antizyklonal geprägten Föhnlagen mit stark reduzierter Konvektionsdurchmischung eine Tendenz zu erhöhten Belastungen, während stabiler sommerlicher Hochdruckeinfluß mit kräftiger einstrahlungsbedingter Konvektion in den unteren Luftschichten tendenziell niedrigere Belastungen hervorruft. Schließlich ist auch der Jahresgang der Schwebstaubkonzentration zu berücksichtigen, der nach den Aufzeichnungen im lufthygienischen Jahresbericht des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz an der Meßstelle Königsplatz bei den Langfrist-Mittelwerten zwar kaum erkennbar ist, aber bei den 95 %-Summenhäufigkeitswerten und den halbstündigen Höchstwerten doch einen deutlichen Anstieg im Winter dokumentiert.

Ungeachtet dessen ermöglichen die zu Mittelwerten zusammengefaßten und witterungsmäßig ausgeglichenen Meßergebnisse wertvolle Aussagen zum räumlichen Verteilungsmuster der Schwebstaubkonzentration in Augsburg. Die in Kartenbeilage 8 von H. SCHRENK (1983) bewerkstelligte Umsetzung in eine flächendeckende Darstellung läßt zunächst ein allgemeines Kern-Peripherie-Gefälle mit Maxima von $0,06 \text{ mg/m}^3$ in zentrumsnäheren Bereichen bis hin zu Minima von $0,01 \text{ mg/m}^3$ in bewaldetem Gebiet erkennen. Die höchstbelasteten Flächen ($0,06 \text{ mg/m}^3$) konzentrieren sich jedoch im einzelnen in

verschiedenen Teilgebieten:

- vom Bahnhofs- über das Bismarck- bis zum Textilviertel; dieser Bereich, der z.T. auch beim Staubniederschlag ein Maximum aufweist (vgl. Teil 4.3.), ist v.a. durch hohes Verkehrsaufkommen besonders im westlichen Teil, erst im östlichen Teil durch Industriestandorte gekennzeichnet;
- ein zonal verlaufender Bereich von St. Max bis über die Lechhauser Straße hinaus, sowohl in Nähe etwas nördlicher gelegener Industriebetriebe als auch östlich gelegener Verkehrsknotenpunkte;
- Zentrum und Süden von Oberhausen, durch hohe Verkehrsbelastung (Wertachbrücke, Ulmer Straße, Donauwörther Straße) gleichermaßen gekennzeichnet wie durch starke heizungsbedingte Emissionen (vgl. Teil 2.) bei hoher Bebauungsdichte mit relativ engen Straßenschluchten und geringen Freiflächenanteilen;
- das industrienahe Gebiet der südlichen Wolfzahnau;
- das südliche Lechhauser Gewerbegebiet.

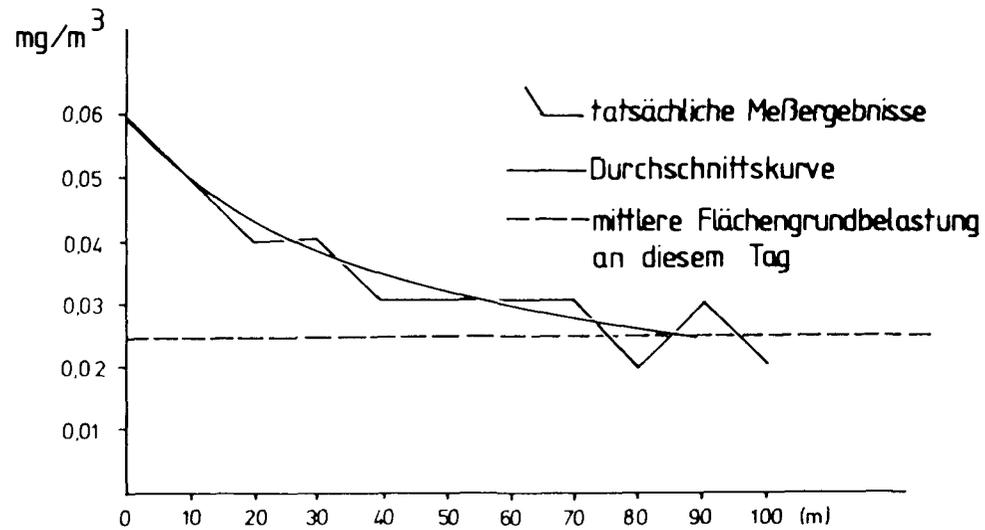
Die anschließende Klasse zweithöchster Belastungswerte ($0,05 \text{ mg/m}^3$) überdeckt nahezu die gesamte Altstadt und zieht sich, lediglich von einem west-östlich verlaufenden Streifen geringerer Belastung (Königsplatz-Textilviertel) unterbrochen, bis nahe ans Universitätsviertel heran; weiter tritt sie über Lechhausen, im Industriegebiet zwischen Lech und Wertach, über Oberhausen bis in nördliche Teile hinein sowie teilweise über Kriegshaber auf und nimmt schließlich noch kleinere isolierte Bereiche in Pfersee und an der Gögginger Straße ein. Die dritthöchste Belastungsklasse ($0,04 \text{ mg/m}^3$) tritt bereits an verschiedenen Stellen bis an den Stadtrand heran (Lechhausen-Ost, Haunstetten-Süd, Göggingen-NW, Pfersee und Kriegshaber, Oberhausen-Nord, sowie im unbebauten Norden der Firnhaberau) und verweist zum Teil bereits auf außerhalb des Stadtgebietes gelegene potentielle Emittenten als Mitverursacher. Weniger belastete Zonen besonderer Erwähnenswertigkeit finden sich schließlich vom südlichen Pfersee aus bis ins nördliche Göggingen sowie in Hochzoll, wobei der dortige starke Durchgangsverkehr (Friedberger Straße!) offensichtlich zu keiner signifikanten Erhöhung der Schwebstaubimmission führt; da umgekehrt die verkehrsbedingten Emissionswerte auch der Feststoffpartikel an der Hochzoller Lechbrücke mit an der Spitze in ganz Augsburg liegen (vgl. Teil 2.1.), kann erneut auf relativ günstige Durchlüftungsverhältnisse in diesem Bereich geschlossen werden.

Ergänzend zur flächendeckenden Karte wurden von H. SCHRENK (1983) auch eigene Messungen direkt an ausgewählten Hauptverkehrswegen durchgeführt. Die signifikant über der mittleren Flächenbelastung liegenden Werte ($0,06$ bis über $0,10 \text{ mg/m}^3$) zeigen ihre Maxima nahezu alle an Kreuzungen, Knotenpunkten oder Staustrecken sowie an Straßenabschnitten mit längerer ununterbrochener und damit diffusionsbehindernder Randbebauung (z.B. Neuburger Straße). Die Hervorgehobenheit von Verzweigungspunkten erklärt sich aus den kombinierten Tatbeständen, daß Dieselmotoren den überwiegenden Anteil verkehrsbedingter Feststoffpartikelemissionen verursachen und bei Anfahrvorgängen die größte Rußerzeugung des dieselbetriebenen Motors zu beobachten ist. Dementsprechend liegen die Werte der Schwebstaubkonzentration an der zwar stärker frequentierten, aber meist ohne Halte- und Anfahrphasen flüssig durchfahrenden Bundesautobahn sogar niedriger ($0,06 \text{ mg/m}^3$) als an den innerstädtischen Staubereichen und Verzweigungspunkten. Über die Reichweite der verkehrswegebedingt erhöhten Konzentration gibt eine von H. SCHRENK (1983) durchgeführte Testmessung vom nördlichen Fahrbahnrand der Bundesautobahn aus Aufschluß (vgl. Abb. 45). Danach erfolgt nach einem innerhalb der ersten 20 m raschen, dann verlangsamt abfallenden der erhöhten Schwebstaubkonzentration am Verkehrsweg das Einpendeln auf die umgebungscharakteristische Grundbelastung in etwa $70 - 80 \text{ m}$ Entfernung von der linienhaften Emissionsquelle.

Eine direkte Vergleichbarkeit der vorliegenden Meßergebnisse mit den Immissionsgrenzwerten der TA Luft ($IW1 = 0,1 \text{ mg/m}^3$, $IW2 = 0,2 \text{ mg/m}^3$) ist insofern nicht möglich, als die kartierten Werte auf Mittelbildungen nur einiger überdies jahreszeitlich konzentrierter Einzelmessungen, nicht jedoch auf kontinuierlichen Messungen über längere Zeiträume (etwa ein Jahr) beruhen. Doch ist der Sachverhalt, daß selbst der absolut höchste Einzelmeßwert von $0,29 \text{ mg/m}^3$ in der Pferseer Bahnunterführung noch knapp die maximale Immissionskonzentration nach VDI-Richtlinie 2310 für halbstündige Einwirkungsdauer ($0,3 \text{ mg/m}^3$) unterschreitet, zumindest ein Indiz dafür, daß die Schwebstaubbelastung in Augsburg wenigstens deutlich innerhalb der gesetzlich fixierten Grenzen verbleibt. Allerdings kann für austauscharme Wetterlagen im Winter ein gelegentliches Überschreiten von Grenzwerten für kurzfristige Einwirkungszeiten vor allem in den genannten Belastungsschwerpunkten nicht ausgeschlossen werden.

Abb. 45

Schwebstaubkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zum nördlichen Fahrbahnrand der Autobahn A 8 (nach SCHRENK, 1983, S.68)



Gegenmaßnahmen sind wiederum in erster Linie an den Emissionsquellen selbst zu fordern, sei es in Gestalt von Filter- und Entstaubungsanlagen gerade auch für die feineren Teilchen, durch Heizmittelumstellungen auf Gas oder schadstoffarm produzierte Fernwärme oder über geeignete Keramikfilter für Kraftfahrzeuge mit Dieselmotoren. Aber auch die geplante Müllverbrennung ist unter diesem Gesichtspunkt erneut kritisch zu beurteilen. Stadtplanerisch bleibt für eine Verbesserung der Schwebstaubbelastung eine stärkere Herausverlagerung des Lastverkehrs aus der Innenstadt, die Förderung eines flüssigeren Verkehrsablaufs auch ohne drakonische Umbruchmaßnahmen, und sei es nur über einen gezielteren, zeitlich reduzierten und vor allem den Durchfluß des Schwerlastverkehrs stärker berücksichtigenden Einsatz von Ampelanlagen, sowie eine nachhaltig verfolgte Erhaltung und Ausweitung von baum- oder buschbestandenen Grünflächen, die gerade gegenüber Verkehrswegen und versiegelten Plätzen relativ immissionsmindernd wirken.

4.3. Staubniederschlag

Im Unterschied zum atmosphärischen Schwebstaub mit Partikelgrößen unter 10 µm werden die gröberen Staubbestandteile relativ rasch in der Außenluft abgesetzt und können als flächenbezogener Staubniederschlag meßtechnisch erfaßt werden. In den vergangenen Jahren wurde vom Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg ein eigenes fest installiertes Meßnetz betrieben, das zur Bestimmung des Staubniederschlags nach dem standardmäßigen Bergerhoff-Verfahren ausgelegt war. Dabei werden normierte Bechergläser in 1,5 - 2 m Höhe über Grund jeweils einen Monat lang an den Meßstellen exponiert, der eingefangene Niederschlag anschließend im Labor eingedampft und der als Feststoffrückstand verbliebene Staubniederschlag durch Auswiegen quantitativ bestimmt. Einzelergebnisse dieser Messungen liegen für 41 Stationen innerhalb des Stadtgebietes aus dem Zeitraum 1977 bis 1980 vor und bilden die Grundlage der im weiteren verwendeten Stationsmittelwerte für die Einzelmonate und den Gesamtzeitraum sowie der Monatsmittelwerte für die Gesamtheit aller Stationen. Fehlende Einzelmeßwerte erklären sich zum Teil aus später eingerichteten Meßstationen, zum Teil aus nicht verwertbaren Probenahmen, die dem Zugriff Unbefugter oder bestimmten Witterungsbegleitumständen (Frostrisse, starker herbstlicher Laubfall) geschuldet sind. Vergleichsmessungen aus den Jahren 1983 und 1984 haben keine signifikanten Veränderungen gegenüber dem hier vorliegenden Bild

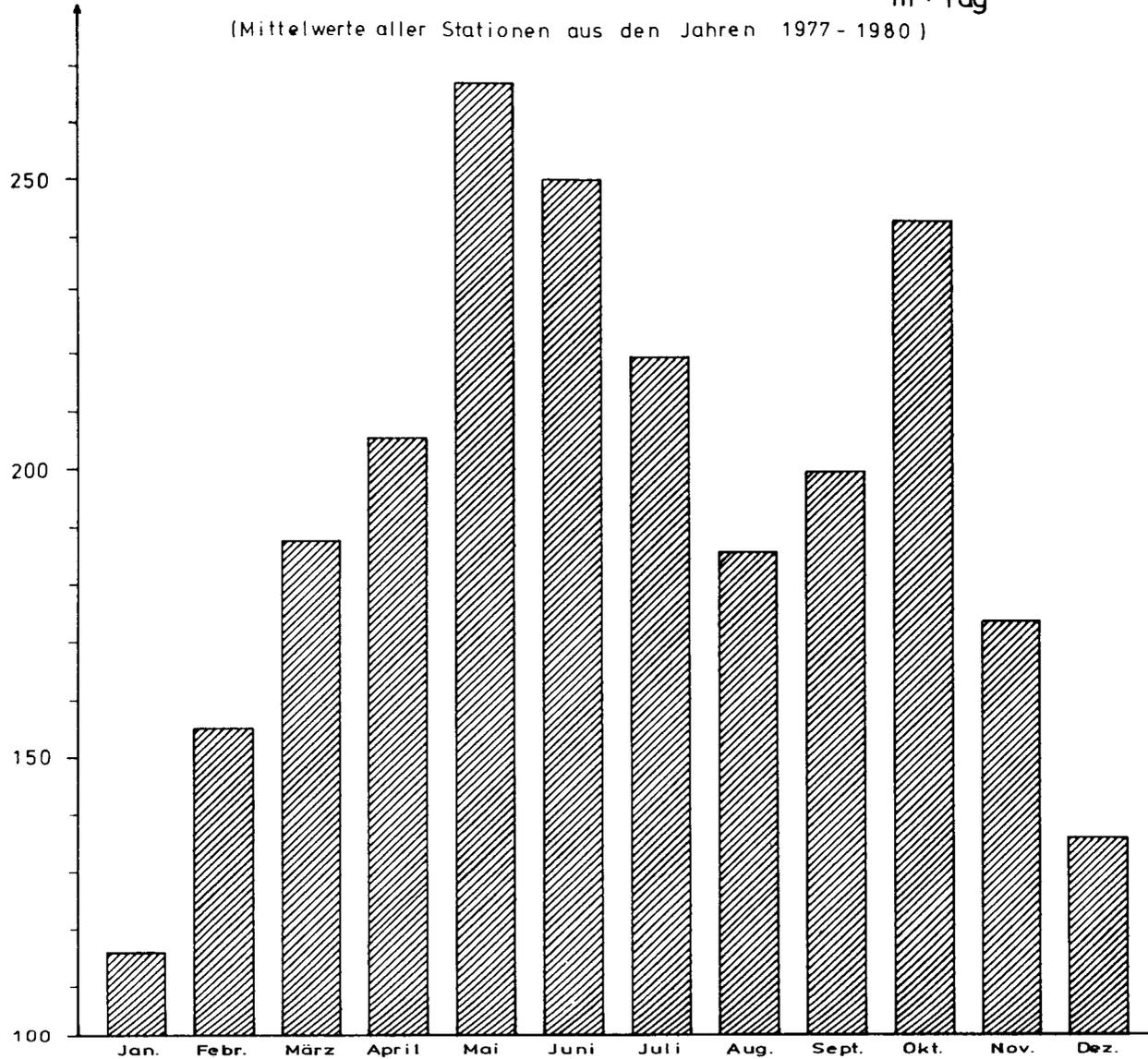
ergeben und sind deshalb nicht mehr an die kontinuierliche Datenreihe angefügt worden. Die Stationsmittelwerte für den Gesamtzeitraum sind im üblichen Interpolationsverfahren zu einer flächendeckenden Darstellung umgesetzt worden, die der Kartenbeilage 9 zu entnehmen ist.

Deutlich heben sich zwei Gebiete erhöhter Belastung vom übrigen Stadtgebiet ab: das größere von beiden zieht sich vom nördlichen Göggingen über das Bismarckviertel bis zur Johannes-Haag-Straße und erreicht an der Imhofstraße, der Bismarckstraße und am Schwibbogenplatz die höchsten Werte (über $300 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$); das andere umfaßt Teile des südlichen Oberhausen und des Stadtbezirks 6 (Rechts der Wertach), erstreckt sich in südöstlicher Richtung bis zur Volkhartstraße und erreicht an Wertach- und Dieselbrücke erneut Werte über $300 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$. Demgegenüber bleibt der östliche Altstadtbereich geringer belastet (Werte zwischen 150 und $200 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$), ebenso das nördliche Pfersee. Besonders erwähnenswert bleiben die schwächer belasteten (unter $150 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$) Gebiete im Süden, Nordosten und Osten der Stadt, wobei im Wolfram- und Herrenbachviertel sogar ein Streifen der niedrigsten Belastungsklasse (unter $100 \text{ mg/m}^2/\text{Tag}$) auftritt.

Mit anderen Emissionen und Immissionen ergaben sich keine statistisch signifikanten Korrelationen, so daß keine gesicherten Angaben über mögliche Hauptverursachergruppen der Staubbiederschlagsbelastung gemacht werden können. Auch ein Vergleich mit der Karte der Schwebstaubbelastung - aufgrund unterschiedlicher Meßzeiten, Meßpunktverteilungen und Diffusionsbedingungen sowieso nur begrenzt möglich - zeigt neben manchen Übereinstimmungen (Belastungsschwerpunkte um das Bismarckviertel und über dem südlichen Oberhausen, Minima in Hochzoll) auch auffällige Unterschiede (verschiedene Konfigurationen der Gebiete höchster Belastung, gegenläufige Kennzeichnung im nördlichen Pfersee). Dagegen kann ein deutlicher Jahresgang des Staubbiederschlags festgestellt werden, wie die Abfolge der Monatsmittel aller Stationen (Abb. 46) zeigt. Zunächst fällt auf, daß das allgemeine Niveau der Staubbiederschlagsbelastung im Winter geringer ist als in der Nichtheizperiode. Dies scheint den theoretischen Erwartungen zu widersprechen, hat sich jedoch qualitativ vergleichbar auch in einer entsprechenden Untersuchung zum Stadtklima von Freiburg gezeigt (Arbeitsbericht Freiburg, 1974). Im Hochsommer ergibt sich darüberhinaus ein Relativer Rückgang mit sekundärem Minimum im Ferienmonat August, so daß die beiden Maxima des Staubbiederschlags in die Übergangsjahreszeiten fallen

Abb. 46

Jahresgang des Staubniederschlags in $\frac{\text{mg Staub}}{\text{m}^2 \cdot \text{Tag}}$
(Mittelwerte aller Stationen aus den Jahren 1977 - 1980)



(Mai und Oktober). Diese jahreszeitlichen Einflüsse werden allerdings zunehmend zurückgedrängt, wo v.a. stärkeres Verkehrsaufkommen, aber auch größere Bebauungsdichte und -höhe sowie geringe Grünflächenanteile festzustellen sind (vgl. L. MAIER, 1981).

Im Unterschied zur eher geringen Schwebstaubbelastung (vgl. Teil 4.2.) liegt das allgemeine Niveau der Staubbiederschlagsimmission in Augsburg überraschend hoch. Das zeigt sich bereits an der Meßstelle Königsplatz des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, die etwa im Vergleich mit anderen bayerischen Städten beim Schwebstaub relativ günstig, beim Staubbiederschlag dagegen mit an der Spitze liegt (vgl. etwa Lufthygienischer Jahresbericht 1981). Noch deutlicher wird dies an den räumlich differenzierten Meßergebnissen des Lehrstuhls für Physische Geographie, die den Bereich des Königsplatzes noch nicht einmal als besonderen Schwerpunkt ausweisen (vgl. Kartenbeilage 9). So treten unter den 41 aufgeführten Meßstationen sechs mit durchschnittlichen Staubbiederschlagswerten über 300 mg/m²/Tag auf, von denen zwei (Schwibbogenplatz und Theodor-Heuss-Platz) sogar den Immissionsgrenzwert für Langzeiteinwirkung von 350 mg/m²/Tag der TA Luft (vgl. Tab. 17) geringfügig überschreiten (387,8 bzw. 368,0 mg/m²/Tag). Auch beim Immissionsgrenzwert für Kurzeiteinwirkung (650 mg/m²/Tag) gibt es problemträchtige Punkte, die bereits etwas häufiger als die im 95 %-Summenhäufigkeits-Grenzwert noch erlaubten 5 % aller Einzelfälle über dem genannten Wert liegen: neben den schon beim Mittelwert überschreitenden Stationen an der Bismarckstraße (Theodor-Heuss-Platz) und am Schwibbogenplatz treten hier noch die Meßpunkte in der Johannes-Haag-Straße, an der Wertachbrücke, am Westfriedhof und in der Bgm.-Aurnhammer-Straße hinzu. Ein möglicher Grund für die gerade im Vergleich zum Schwebstaub überproportionale Betroffenheit beim Staubbiederschlag könnte in den speziellen meteorologischen Bedingungen liegen, die durch einen hohen Anteil (22 %) von windschwachen Lagen gekennzeichnet sind. Dennoch sollte über Heizmittelumstellungen, Entstaubungsanstrengungen an den Emissionsquellen, Verlagerungen des Schwerlastverkehrs und offensive Begrünungsmaßnahmen (vgl. Teil 4.2.) dieser auffälligen Staubbiederschlagsbelastung entgegengewirkt werden.

4.4. Bleigehalt im Staubniederschlag

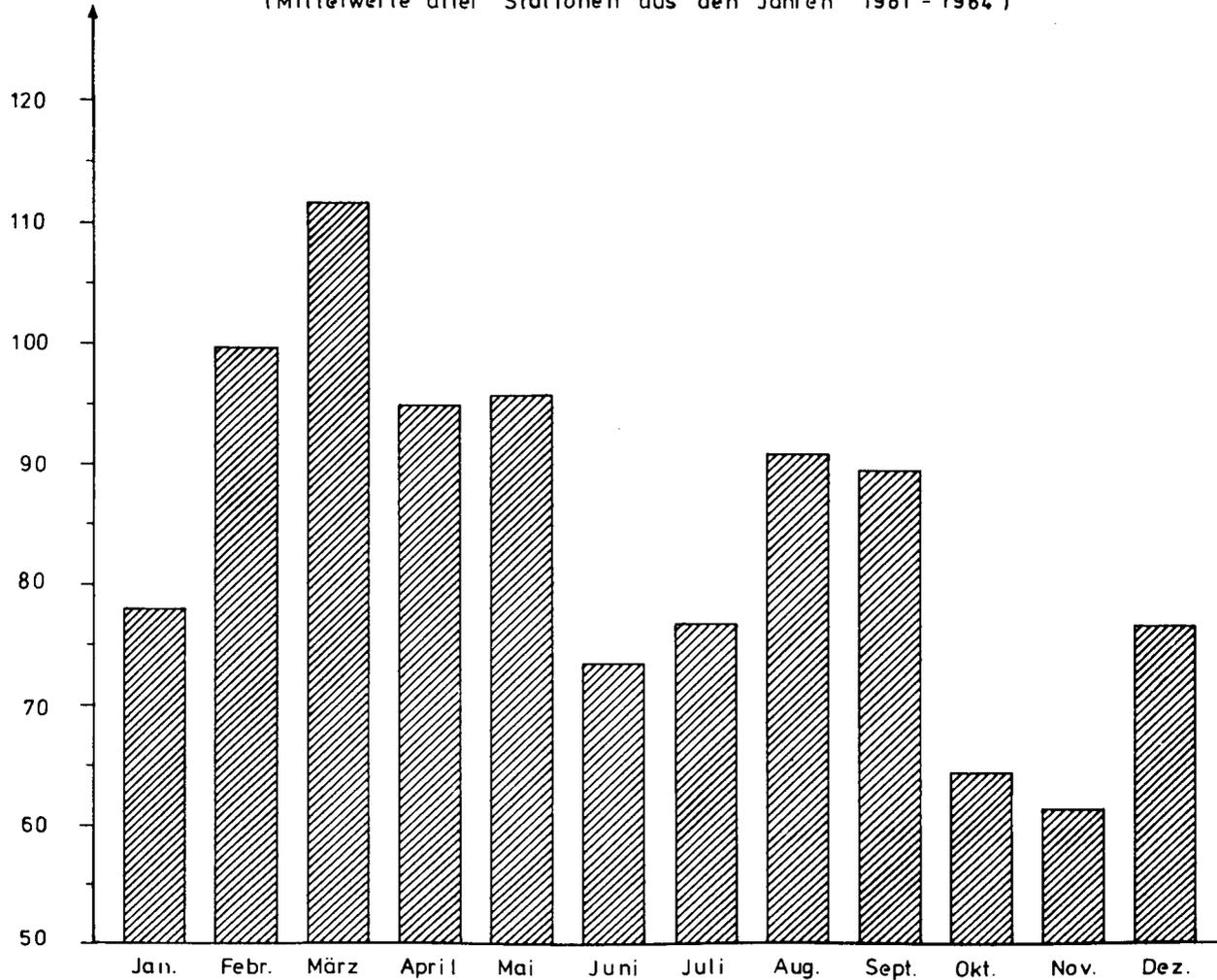
Seit 1981 wurde der vom Lehrstuhl für Physische Geographie an 33 Meßstellen im Stadtgebiet nach dem Berghoff-Verfahren probegenommene Staubniederschlag auf klassisch-chemischem Weg (Dithizon-Verfahren) auf seinen Gehalt an Blei als Leitschadstoff für die Schwermetallbelastung analysiert. Analog zu den entsprechenden Größen beim Staubniederschlag bilden die monatlichen Einzelwerte aller Stationen (hier aus dem Zeitraum Juli 1981 bis Juli 1984) die Grundlage der Mittelwerte aller Monate für jede Einzelstation und das Gesamtkollektiv sowie der Stationsmittel für den Gesamtzeitraum, die in Abb. 47 als über alle Stationen gemittelter Jahresgang bzw. in Kartenbeilage 10 als interpolativ gewonnener Flächenkarte der Bleiimmissionsbelastung dargestellt sind.

Der Jahresgang zeigt keine eindeutige jahreszeitliche Tendenz und insbesondere keinen erkennbaren Zusammenhang zum Jahresgang des an denselben Punkten in gleichen Zeitintervallen bestimmten Staubniederschlags. Besonders fallen der März (Maximum) und die Monate Oktober/November (Minimum) heraus, ansonsten stellen sich zwei unterschiedliche Niveaus ein (zwischen 90 und 100 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$ sowie um 75 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$), die jedoch auch keine systematische Auftretenspräferenz zeigen. Im Vergleich zum Staubniederschlag spielen natürlich auch die unterschiedlichen Emissionsbedingungen eine ausschlaggebende Rolle, die beim Blei abseits spezieller Fertigungsbereiche deutlicher auf den Verkehr als Quellengruppe bezogen sind.

Die räumliche Verteilung zeigt nur ein einziges hervorgehobenes Schwerpunktgebiet, das sich von der Umgebung des Bahnhofs (Maximalwert von 194,6 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$ in der Viktoriastraße) über die Wertachbrücke (zweithöchster Wert mit 170,4 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$) ins südliche Oberhausen bis knapp an die Zollernstraße (dritthöchster Wert mit 148,4 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$) heranzieht. Von der Wertachbrücke aus in östlicher Richtung werden bald mittlere relative Belastungsklassen (90 - 150 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$) angenommen, die sich noch in zwei Strängen nach Nordosten bis Lechhausen und nach Südosten bis ins Textilviertel ausdehnen. Die randlich anschließenden und vor allem die südlichen Bereiche (Ausnahme: Landsberger Straße) liegen bereits in den unteren Belastungsklassen (kleiner 90 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$).

Jahresgang der Bleiimmissionen in $\frac{\mu\text{g Pb}}{\text{m}^2 \cdot \text{Tag}}$

(Mittelwerte aller Stationen aus den Jahren 1981 - 1984)



Der seit 1983 nach TA Luft gültige reduzierte Grenzwert von 250 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{Tag}$ für Langzeiteinwirkung wird an keiner Stelle des Augsburger Stadtgebiets im Stationsmittel angenähert. Der im Zuge einer Novellierung des Benzin-Blei-Gesetzes seit 1976 bestehende deutlich verringerte Bleigehalt im Treibstoff hat auch zumindest in Bayern einen Rückgang des Bleigehalts im Staubbiederschlag auf rund die Hälfte bewirkt. Noch deutlichere Verbesserungen sind natürlich in naher Zukunft durch die zunehmende Verbreitung bleifreien Benzins zu erwarten.

4.5. Verkehrsbedingte Kohlenmonoxid-Immissionskonzentration

4.5.1. Modellbeschreibung

Die größte Entsprechung zwischen Emission und Immission unter allen hier behandelten städtischen Quellengruppen ist aufgrund niedriger Quellhöhen und flankierter Emissionslinien beim innerstädtischen Verkehr zu erwarten. Man benötigt deswegen nicht in jedem Falle hochkomplexe Ausbreitungsmodelle wie etwa zur Simulation der SO_2 -Immissionsbelastung (vgl. Teil 4.1.1.), die auch hochanteilig vertretene und in großer Höhe emittierende Punktquellen berücksichtigen muß, sondern kann auch mit einfacheren statistischen Modellen zu einer verlässlichen Abschätzung der verkehrsbedingten Immissionsituation gelangen. In einer empirischen Studie zur Luftbelastung in Augsburg hat HILLER (1978) ein derartiges Modell entwickelt, das speziell die Immissionsbelastung durch das als Leitkomponente für den Bereich Verkehr fungierende Schadgas Kohlenmonoxid anzugeben gestattet. Datengrundlage für die Modellerstellung waren über Emissionsfaktoren rechnerisch ermittelte CO-Ausstoßwerte, eigens erhobene Kennwerte des Straßenreliefs wie Straßenbreite, Dichte und Höhe der Bebauung sowie von mobilen Meßwägen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz bzw. der Augsburger Station des Deutschen Wetterdienstes (damals noch in der Ulmer Straße) aufgezeichnete Meßwerte der halbstündigen Kohlenmonoxid-Immissionskonzentration an 20 verschiedenen Meßstellen, von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Ausbreitungs-klasse, Lufttemperatur und Tagesschwankung der Lufttemperatur. Nach Korrelationsrechnungen, die die CO-Immission lediglich von Emission, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Straßenbreite abhängig zeigten, und einer

folgenden Faktorenanalyse, die noch die Interkorrelation von Emission und Straßenbreite erwies, erfolgte die multiple Regressionsrechnung mit den Variablen halbstündige CO-Emission pro Straßenmeter (EM), Lufttemperatur (T) und Windgeschwindigkeit (W) und erbrachte für die halbstündige CO-Immission (IM) in 1,5 m Höhe am Straßenrand (ausgedrückt in ppm) folgende lineare Regressionsgleichung (vgl. HILLER, 1978, S. 192):

$$IM = 1,99 + 0,23 EM - 0,71 W - 0,07 T.$$

Bei Kenntnis der halbstündigen CO-Emission sowie der aktuell herrschenden Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit läßt sich also die Kohlenmonoxid-Immissionskonzentration als Halbstundenwert ohne großen rechnerischen Aufwand sofort numerisch approximieren (die wahre CO-Immission liegt mit 95 % Sicherheit im Bereich $\pm 5,54$ ppm, vgl. HILLER, 1978, S. 192). Dank der viertelstündlich erhobenen Verkehrszählungsdaten (vgl. 2.1.1.) lassen sich Emissionswerte des Kohlenmonoxids nach gleichem Verfahren wie in Teil 2.1.1. auch für halbstündige Bezugszeiträume errechnen, während bei den meteorologischen Parametern folgende Vorgehensweise eingeschlagen wurde: nachdem die innerstädtische Temperaturdifferenzierung in diesem Zusammenhang nicht groß genug ist, um bei dem äußerst kleinen Gewichtungskoeffizienten von 0,07 in der Regressionsgleichung eigenständig signifikante Immissions-Unterschiede zwischen verschiedenen Straßenabschnitten hervorzu- bringen und auf der anderen Seite die kleinräumig und kurzfristig stark variable böenabhängige Windgeschwindigkeit nicht synchron oder ausgeglichen an allen Meßpunkten zu erfassen war, wurde auf eine stationsbezogene Differenzierung der meteorologischen Parameter gänzlich verzichtet und statt dessen mit vereinheitlichten, also für das ganze Stadtgebiet gültigen, aber als Ausdruck unterschiedlicher Witterungsbedingungen mehrfach variierten Größen gerechnet. Man erhält somit neben der Abschätzung der Immission aus der Emission auch einen Eindruck davon, wie bei gleicher Emission sich die Immissionsituation in Abhängigkeit von unterschiedlichen Witterungsbedingungen verschiedenartig herausbildet.

Es bleibt zu vermerken, daß dieses Modell nur für die verkehrsbedingten Anteile der CO-Immission im Stadtbereich gültig ist, nicht also für die CO-Gesamtimmission im Stadtgebiet und auch nicht für Flächenteile außerhalb des linienförmigen Hauptstraßennetzes. Weiterhin ist die dem Modell

zugrundeliegende Regressionsgleichung auch nicht auf andere verkehrsbedingte Schadstoffanteile zu übertragen, da sie als Resultat eines statistischen Analyseverfahrens die expliziten Daten der Kohlenmonoxid-Emission und -Immission implizit enthält, also bei anderen Schadstoffen mit Werten in anderen absoluten Größenordnungen auch anders beschaffen sein müßte; darüberhinaus ist bekannt, daß sich etwa die CO- und die NO_x-Emission in Abhängigkeit vom Fahrmodus unterschiedlich (sogar gegenläufig) verändern (vgl. Teil 2.1.2.) und mithin nicht in ein und dasselbe Modell zur Immissionsapproximation eingegeben werden können. Die folgenden Ergebnisse beziehen sich also ausdrücklich auf die verkehrsbedingte CO-Immission entlang der Hauptverkehrswege Augsburgs.

4.5.2. Ergebnisse

Die halbstündige verkehrsbedingte Kohlenmonoxid-Immission in ppm (1 ppm CO = 1,17 mg/m³ bei Normalbedingungen) wurde gemäß obiger Regressionsgleichung für alle Meßstellen der Verkehrszählung vom Mai 1984 auf der Grundlage der viertelstündlich aufgelösten Zählraten des Verkehrsaufkommens errechnet, wobei als Bezugszeitraum die nachmittägliche Verkehrsspitze an einem durchschnittlichen Werktag zwischen 16.00 und 16.30 Uhr herangezogen wurde und folgende verschiedenartige Witterungsbedingungen gesondert in die Berechnung eingingen: eine hochwinterliche Stagnationslage (gekennzeichnet durch eine Temperatur von - 5 °C und Windstille), eine gleich temperierte Wintersituation mit durchschnittlicher Windgeschwindigkeit (2 m/s), Verhältnisse der Übergangsjahreszeiten mit Jahresdurchschnittstemperatur (8,3 °C) und drei verschiedenen Strömungsbedingungen (Windstille, durchschnittliche Windgeschwindigkeit (2 m/s) und höhere mittlere Windstärke (5 m/s)) sowie eine sommerliche Situation (25 °C) mit durchschnittlicher Windgeschwindigkeit (2 m/s). Entsprechend den Gewichtungskoeffizienten in der Regressionsgleichung nimmt die Immissionskonzentration bei gleicher Emission primär mit steigender Windgeschwindigkeit, sekundär mit steigender Lufttemperatur ab, wie auch im folgenden leicht zu verfolgen sein wird.

Von den angegebenen witterungsabhängigen Varianten der Immissionskonzentration wurden drei in den Kartenbeilagen 11 - 13 für die zugehörigen Straßen-

abschnitte zeichnerisch dargestellt und für die folgende Erläuterung zugrundegelegt: a) die winterliche Stagnationslage ($- 5^{\circ}\text{C}$, 0 m/s), b) mittlere Verhältnisse etwa in den Übergangsjahreszeiten ($8,3^{\circ}\text{C}$, 2 m/s) und c) die Situation mit erhöhter Windgeschwindigkeit ($8,3^{\circ}\text{C}$, 5 m/s).

Am günstigsten stellt sich die Immissionskonzentration in Fall c), am ungünstigsten in Fall a) dar. Von 127 kartierten Straßenabschnitten liegen in Fall c) mehr als die Hälfte (71) in der untersten Relativ-Klasse (kleiner $2,5\text{ ppm}$), in Fall b) noch etwa ein Viertel (31) und in Fall a) überhaupt keiner mehr. Entsprechend der erhöhten CO -Emission bei geringeren Fahrgeschwindigkeiten häufen sich die weniger belasteten Strecken im Außenbereich, während die höheren Klassen im Stadtinneren stärker repräsentiert sind. Genauerem Aufschluß erhält man etwa bei der Betrachtung der höchsten Konzentrationsklasse (größer 10 ppm): selbst im günstigsten Fall mit erhöhter Windgeschwindigkeit (Fall c) liegen hier die bereits bei der CO -Emission in der höchsten Ausstoßklasse zu findenden Straßenabschnitte der Friedberger Straße (Lechbrücke), der Roten-Torwall- und Haunstetter Straße (Volksschule) sowie der Grottenau; zusätzlich kommen noch Karlstraße und Alter Einlaß hinzu, während gegenüber dem Emissionskataster (vgl. Teil 2.1.2.) die maximale Belastung in der Donauwörther Straße vom mittleren in den südlichen Abschnitt (St. Josefs-Kirche) und von der Stadtbach- in die Sebastianstraße verlagert ist. Derartige Unterschiede zwischen Emission und Immission erklären sich einmal aus den verschiedenen Bezugszeiträumen (24-stündiger Ganzttag bei der Emission, halbstündige Verkehrsspitze am Nachmittag bei der Immission), zum anderen aus unterschiedlichen Fahrmodi (vgl. etwa mittlere und südliche Donauwörther Straße !), die ja auf den CO -Ausstoß und damit über die Regressionsgleichung auch auf die CO -Immission einen bedeutenden Einfluß ausüben.

Diejenigen Straßenabschnitte, die im Fall c) bereits in der zweithöchsten Immissionsklasse (zwischen $7,5$ und 10 ppm) liegen, gelangen bei durchschnittlichen Temperatur- und Windverhältnissen (Fall b) zusätzlich in die höchste Belastungsklasse (größer 10 ppm): Viktoria- und Pferseerstraße, Langenmantel- und Wertachstraße, Volkhartstraße, Stadtbachstraße und mittlere Donauwörther Straße. Und diejenigen Straßenabschnitte, die in Fall b) in der zweithöchsten Klasse liegen, gelangen schließlich bei winterlicher Stagnation (Fall a) zusätzlich in die höchste Belastungsklasse: Herman-

und nördliche Gögginger Straße, obere Fröhlich- und nördliche Schaezlerstraße, Jakoberstraße, Mittlerer Graben, Leonhardsberg und Karolinenstraße, Eserwallstraße und südliche Neuburger Straße. In Fall a) befinden sich dann also bereits 25 von 127 Straßenabschnitten in der höchsten Belastungsklasse, und erneut 24 weitere schließen sich in der zweithöchsten Klasse an.

Obwohl die berechneten Halbstundenimmissionen des Kohlenmonoxids selbst im nachmittäglichen Spitzenverkehr und bei diffusionshemmenden winterlichen Stagnationslagen deutlich unter dem zulässigen 1/2-Stunden-Grenzwert von 43 ppm nach VDI-Richtlinie 2310 liegen (Höchstwerte von 18 ppm in der Friedberger Straße (Lechbrücke), von 17,2 ppm in der Haunstetter Straße (Volksschule) und von 16,3 ppm in der Karlstraße), zeigt die Gegenüberstellung mit verschiedenartigen Witterungsbedingungen dennoch sehr deutlich, wie bei der aus Verkehrsaufkommen und Fahrmodus resultierenden gegebenen Emissionssituation die Kohlenmonoxid-Immissionskonzentrationen rasch und verbreitet ansteigen können, wenn Windstärke und damit Durchmischung und Belüftung spürbar zurückgehen (v.a. im Winter). Da überdies die Meßstelle Königsplatz des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz bereits mehrfach während Inversionswetterlagen Grenzwertüberschreitungen bei der (dort überwiegend verkehrsbedingten) Immissionskonzentration der Stickoxide registriert hat, die bei gesteigertem Verkehrsfluß ja noch weiter anzusteigen tendiert, sei noch einmal auf die Ausführungen zur Einschränkung des innerstädtischen Individualverkehrs im entsprechenden Emissionskapitel (Teil 2.1.2.) hingewiesen.

4.6. Lärmbelastung

Lärm als ungewollt wahrgenommener Schall mit subjektiv empfundener Störwirkung und ab bestimmten Schwellen von Häufigkeit, Andauer und Intensivität des Einwirkens mit objektiven Gesundheitsrisiken behaftet muß gleichermaßen wie atmosphärische Schadstoffe als ein Belastungsmoment der natürlichen Umwelt angesehen werden und hat mithin in der vorliegenden Untersuchung seinen berechtigten Platz. Die Schallimmissionsmessungen wurden von A. COLDITZ (1983) mit einem Präzisionsschalldruckpegelmessgerät durchgeführt, das sowohl kontinuierliche Pegelprotokolle als auch den über wählbare Zeitintervalle integrierten Mittelungspegel lieferte. Die Messungen im Zeitraum August bis Dezember 1982 sowie März bis Juni 1983 erfolgten bei trockener Fahrbahn und Windgeschwindigkeiten unter 8 m/s im Schallnahfeld des Bereichs Bordstein/Fußweg ¹⁾ und erfaßten über 500 Einzelmeßpunkte, die im Unterschied zu den Schwebstaubmessungen nicht rasterquadratisch, sondern nach Siedlungsform, Verkehrsstruktur und Meßbarkeit modifiziert über das Stadtgebiet verteilt lagen. Die Meßergebnisse sind in der international verwendeten logarithmisch skalierten ²⁾ und nach dem frequenzabhängigen menschlichen Hörempfinden bewerteten Einheit dB(A) angegeben und erscheinen entweder als Mittelungspegel, der das Integral der Schallpegelkurve über das gewählte Meßintervall darstellt, oder als Grundgeräuschpegel, der durch das Minimum der Schallpegelkurve im Meßzeitraum gegeben ist. ³⁾ Im folgenden sollen drei repräsentative Tagesgänge des Mittelungspegels, die Karte des Mittelungspegels für Hauptverkehrsstraßen, die Karte des Grundgeräuschpegels sowie einige Einzelaspekte erläutert werden.

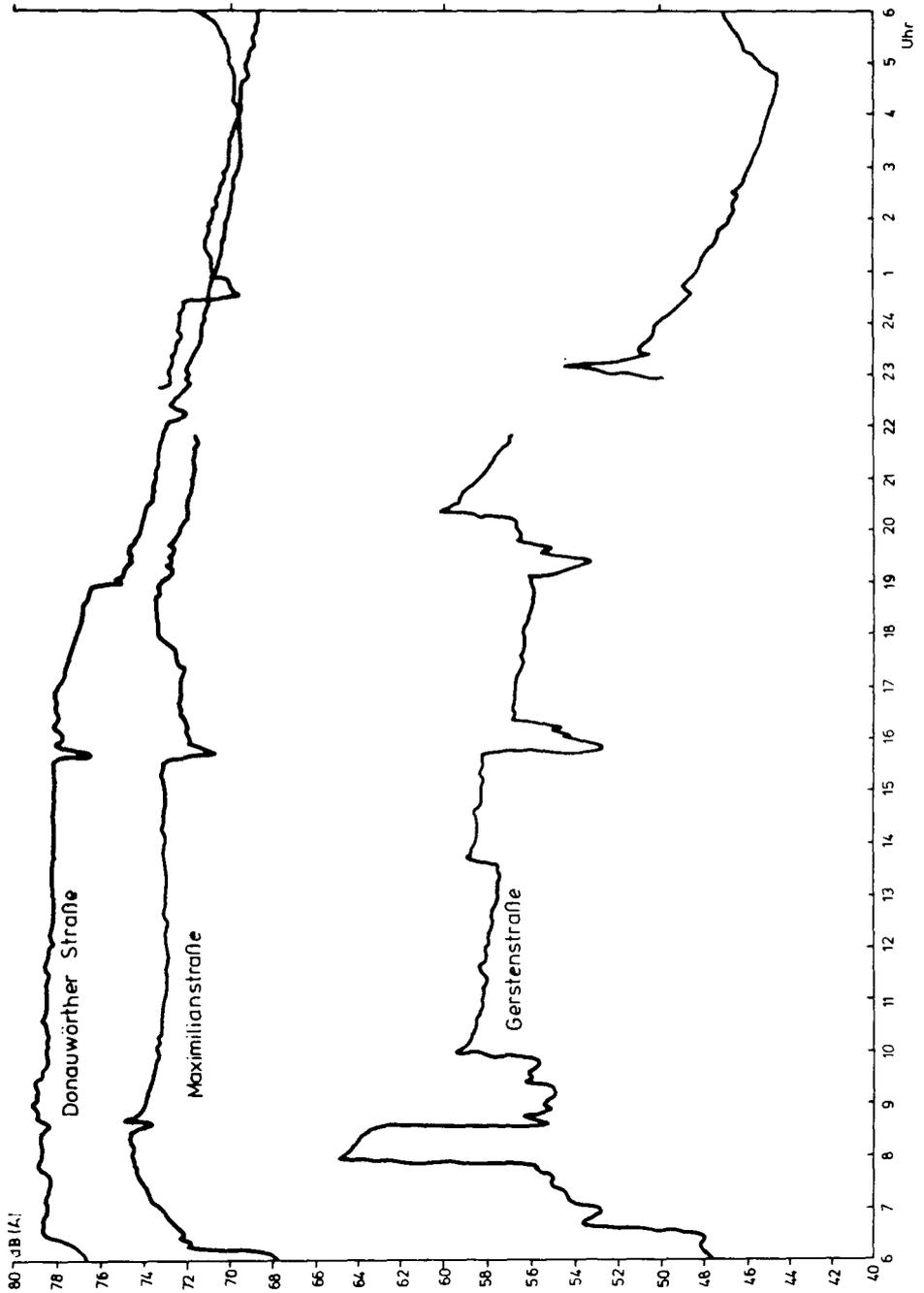
- 1) Dies ergab sich gegenüber dem zumeist postulierten 25 m-Abstand von Lärmeßpunkten zur Straßenachse nicht nur aus elementaren Zwangsumständen der Durchführbarkeit einer über das gesamte Stadtgebiet verteilten Vergleichsmessung, sondern kann angesichts eines Untersuchungsergebnisses aus Düsseldorf, das bei insgesamt 600 vermessenen Straßen in 99 % aller Fälle die 25 m-Bezugslinie als hinter den tatsächlichen Hausfronten gelegen ausweist (BUCHTA, 1968, S. 18), auch als in wesentlich höherem Maße wirklichkeitsnah und problembezogen angesehen werden.
- 2) Eine Schallpegel-Zunahme um 10 dB(A) entspricht einer Verdoppelung der subjektiv empfundenen Lautstärke.
- 3) Dies wurde als realistischerer Wert des Grundgeräuschpegels, der auch in Ruhepausen vorhanden ist, angesehen als der zumeist verwendete 95 %-Pegel (vgl. COLDITZ, 1983, S 26 f).

4.6.1. Tagesgänge des Mittelungspegels

Die von Studierenden der Physischen Geographie durchgeführten Messungen erfolgten an drei verschiedenen Stellen des Stadtgebiets, die durch unterschiedliche Funktion oder Baustruktur charakterisiert sind: a) Donauwörther Straße (Ecke Augustastraße) als stark befahrene Ausfallstraße; b) Maximilianstraße (Höhe Moritzplatz) als Innenstadt-Standort; c) Gerstenstraße (Haunstetten) als reines Wohngebiet lockerer Bebauung. Bei fünfminütigen Ableseintervallen des für jeweils fünf Teilzeitphasen (6.00 - 8.30, 8.30 - 15.30, 15.30 - 19.00, 19.00 - 22.00, 22.00 - 6.00 Uhr) fortlaufend integrierten Mittelungspegels ergeben sich die in Abb. 48 dargestellten Tagesgänge.

Das höchste Absolutniveau bei geringen Verlaufsschwankungen zeigt die Ausfallstraße: neben täglichen Maxima des Mittelungspegels zwischen 78 und 79 dB(A) - der höchste Einzelwert des Schalldruckpegels steigt sogar auf ca. 102 dB(A) - weist auch das nächtliche Minimum zwischen 3.00 und 4.00 Uhr mit knapp 70 dB(A) auf die hohe Dauerbelastung hin, die noch dadurch unterstrichen wird, daß selbst in der Nachtzeit (22.00 - 6.00 Uhr) etwa alle 6 Minuten Einzelspitzen über 85 dB(A) auftreten. Die Meßstelle in der Innenstadt bewegt sich demgegenüber am Tage rund 5 dB(A) niedriger, zeigt allerdings ab 19.00 Uhr ein deutlich langsames Absinken und übertrifft zwischen 23.00 und 4.00 Uhr nachts die Ausfallstraße sogar um rund 1 dB(A). Im reinen Wohngebiet schließlich finden wir den niedrigsten Mittelungspegel bei gleichzeitig größter Schwankungsbreite, die sich aus der Abhängigkeit des geringen Mittelungspegels von Einzelschallereignissen erklärt. Das morgendliche Maximum von 65 dB(A) etwa rührt von einer Straßenkehrmaschine her (absolutes Maximum in der Schallpegelkurve: 92 dB(A)), und die markanten Einbrüche um 8.30, 15.30, 19.00 und 22.00 Uhr sind jeweils auf den Neubeginn der Pegelkurven-Integration am Anfang eines Teilzeitintervalls zurückzuführen. Abgesehen von diesen Singularitäten erkennt man, daß die täglichen Maxima des Mittelungspegels mit rund 60 dB(A) deutlich unter denjenigen der beiden anderen Meßstellen liegen (der Unterschied von fast 20 dB(A) gegenüber der Ausfallstraße etwa bedeutet einen Lautstärkeunterschied um das Vierfache !). Auch treten im Wohngebiet Einzelspitzen der Schallpegelkurve über 85 dB(A) im gesamten 24-stündigen Meßzeitraum nur zweimal auf, und das nächtliche Mittelungsminimum sinkt kurz vor 5 Uhr auf unter 45 dB(A).

Abb. 48 Tagesgang des Schalldruck- Mittelungspegels an drei verschiedenen Meßstellen



Insgesamt zeigt sich bei allen Meßstellen eine weitgehende Konstanz des Mittelungspegels in der Tages-Teilzeitphase (9.30 - 15.30 Uhr), während Mittelwerte über die gesamte Nachtzeit (22.00 - 6.00 Uhr) angesichts relativ großer Schwankungsbreiten wenig aussagekräftig erscheinen. Im Vergleich mit früher durchgeführten Messungen in Gewerbegebieten läßt sich feststellen, daß Schallemissionen von Betrieben keine auch nur annähernd ähnlich hohe Schallimmission in Wohngebieten erzeugen wie der Verkehr (vgl. COLDITZ, 1983, S. 71).

4.6.2. Karte des Mittelungspegels für Hauptverkehrsstraßen

Die von A. COLDITZ (1983) erarbeitete linienförmige Darstellung des Mittelungspegels entlang ausgewählter Hauptverkehrswege (vgl. Kartenbeilage 14) basiert auf 10-Minuten-Messungen während des Zeitraumes zwischen 9.00 und 16.00 Uhr, der durch lediglich geringfügige Schwankungen des Mittelungspegels ausgezeichnet ist. Man erkennt eine Konzentration von Bändern der höchsten relativen Belastungsklasse (größer 75 dB(A)) im Südost- und im Nordwest-Sektor der Stadt, wo radiale Durchgangsstraßen (Friedberger- und Haunstetter- bzw. Donauwörther- und Ulmer Straße), die nicht durch innerstädtische Tangenten miteinander verknüpft sind, zu einer Belastungskonzentration führen. Weitere Maximalwerte treten im Bereich von Verkehrsknotenpunkten wie der Wertachbrücke, der Pfirseer Unterführung, der Gögginger Brücke, der Kreuzung Leonhardsberg/Mittlerer Graben/Pilgerhausstraße und der Kreuzung Ulmer-/Neusäßer Straße sowie an stärker frequentierten oder mit höheren Geschwindigkeiten durchfahrenen Straßenabschnitten der autobahnnahe Mühlhauser-, der Neuburger-, Forster-, Schertlin-, der nördlichen Schaezler-, der Riedinger- und Dieselstraße auf. Die Kreuzung zwischen Rumplerstraße und neuer B 17 hebt sich dagegen infolge Trassen-Absenkung positiv in der niedrigsten relativen Belastungsklasse (kleiner 65 dB(A)) ab. Ein registrierbarer Rückgang des Mittelungspegels ist überdies wie im Falle des Knotenpunktes Rote-Torwall-/Friedberger Straße zu erkennen, wenn nicht nur durch zurückversetzte Hausfassaden schalldrucksteigernde Reflexionen vermindert werden, sondern durch begrünte Verkehrsinseln auch die Vorteile schallabsorbierender Bodenoberflächenteile zum Tragen gelangen.

Insgesamt treten also besonders starke Belastungen in stark frequentier-

ten, in besonders zügig durchfahrenen und in verengten Straßenabschnitten wie Brücken, Unterführungen, Straßenschluchten oder verdichteten Knotenpunkten auf. Sind letztere bei häufigen Abbrems- und Anfahrvorgängen durch eine Verringerung der mittleren Fahrgeschwindigkeit gekennzeichnet, können geringfügige Absenkungen des Mittelungspegels bei gleichzeitiger Anhebung des Grundgeräuschpegels beobachtet werden (vgl. COLDITZ, 1983, S. 74).

4.6.3. Karte des Grundgeräuschpegels

Von den insgesamt an über 500 Punkten des Stadtgebiets während jeweils 10-minütiger Meßintervalle im Zeitraum zwischen 9.00 und 16.00 Uhr registrierten Einzelwerten des zeitlich integrierten Mittelungspegels (L_{eq}) und des Grundgeräuschpegels (Minimum der Schalldruckpegelkurve im Meßintervall) sind letztere von A. COLDITZ (1983) zu einer flächendeckenden Karte der Grundgeräuschbelastung (Kartenbeilage 15) umgesetzt worden, die das Ausmaß der aus einer Vielzahl von dauernd am Meßort wirksamen Einzelkomponenten zusammengesetzten Schalleinwirkung dokumentiert. Erneut zeigt sich die Abhängigkeit der Lärmbelastung von Bebauungsdichte und Verkehrswegekonzentration: so heben sich v.a. in den äußeren Bereichen bei höheren Fahrgeschwindigkeiten die Hauptverkehrsachsen bandartig hervor (neben der Bundesautobahn, die noch am nördlichen Bebauungsrand der Firnhaberau einen Grundgeräuschpegel von 48 dB(A) mitverursacht, und der autobahnmäßig ausgebauten neuen B 17 v.a. bei der Donauwörther-, Friedberger- und Haunstetter Straße zu erkennen). Im dicht bebauten Stadtzentrum treten drei kleinere Bereiche der höchsten relativen Belastungsklasse auf, in der die räumlich gemittelte Schalleinwirkung nie unter 55 dB(A) absinkt: es sind dies der Straßenzug Karlstraße-Leonhardsberg - Pilgerhausstraße (hier liegt an der Ecke Leonhardsberg/Schmiedgasse mit 66 dB(A) auch das absolute Maximum aller Einzelmessungen des Grundgeräuschpegels), der Bereich des Roten Tores mit Bismarck- und Ulrichsviertel sowie an der Pferseer Unterführung. Nahezu der gesamte restliche Innenstadtbereich liegt in der zweithöchsten Belastungsklasse zwischen 50 und 54 dB(A), sieht man von einem wesentlich günstiger gestellten Wohngebiet nordöstlich des Domes ab (zwischen 40 und 45 dB(A) Grundbelastung), wie es in zentrumsnäherer Lage nur mehr im Bereich Kammgarnquartier/Wolframstraße zu finden ist. Städtische Wohngebiete in der zweitniedrigsten Belastungsklasse zwischen 35 und 39 dB(A) treten nur mehr in der Spickelwiese und der stadtrandnahen Schafweidsiedlung auf,

während im zentrumsfernen Bergheim bereits ähnlich ruhige Verhältnisse wie in den großen Waldgebieten herrschen. Im Osten von Lechhausen reicht noch eine Zone geringer Belastung nahe an das Gewerbegebiet heran; sie umfaßt die südlich der Derchinger Straße gelegene Randgruppensiedlung, die nur über eine unausgebaute Stichstraße ohne Verkehrsbedeutung an das Hauptverkehrsnetz angebunden ist.

Insgesamt ist bei der generellen Abnahme des Grundgeräuschpegels zur Stadtgrenze hin festzustellen, daß sie im Westen Augsburgs (Pfersee, Kriegshaber) aufgrund der über die administrative Stadtgrenze hinaus fortgesetzten zusammenhängenden Bebauung wesentlich langsamer erfolgt als in den anderen Stadtrandgebieten. Auch die in schalltechnischer Hinsicht günstige aufgelockerte Bauweise im Bereich der amerikanischen Wohn- und Kasernenanlagen bringt trotz zusätzlicher Verkehrsbeschränkungen keine erkennbare Entlastung, da der erhöhte Gebrauch von Fahrzeugen mit defekter Schalldämpferanlage, die insgesamt erhöhte Fahrtenhäufigkeit und der Verkehr schallintensiver US-Militärlastwagen offensichtlich kompensatorisch wirken (vgl. COLDITZ, 1983, S. 78).

4.6.4. Einzelaspekte

Im Rahmen seiner Untersuchungen zur Lärmbelastung in Augsburg konnte A. COLDITZ (1983) auch einige schallrelevante Einzelaspekte quantifizieren, die im folgenden kurz zusammengefaßt werden sollen. So ergeben gepflasterte Straßen wie Leonhardsberg-Pilgerhausstraße-Jakoberstraße (Ostteil), Sebastianstraße, Brückenstraße und Johannes-Haag-Straße bis zu 8 dB(A) höhere Lärmbelastungen als Asphaltbetonfahrbahnen. In diesem Zusammenhang sei an das Förderungsprogramm des Freistaates Bayern zur Asphaltierung viel befahrener Pflasterstraßen erinnert. Auch der Erhaltungszustand der Fahrbahnoberfläche spielt eine entscheidende Rolle für die Schallentwicklung, wie etwa durch unbeladene Lastwagen an Fahrbahnaufwölbungen in der Bürgermeister-Ackermann-Straße verursachte Pegelspitzen über 100 dB(A) zeigen. Speziell für Wohngebiete sollte der Grundsatz gelten, ein allen Verkehrsberuhigungsanforderungen zuwiderlaufendes Durchschneiden mit Umfahrstrecken wie etwa bei der Kleinen Ostumgehung im Bereich Blücher-/Meringer Straße zu vermeiden; auch läßt sich ein zusätzliches Störpotential leicht aus der Welt schaffen, wenn ein Großteil der Ampelanlagen, die zur

Nachtzeit unnötige Abbrems- und Beschleunigungsphasen erzwingen, etwa zwischen 20.00 und 6.00 Uhr abgeschaltet werden.

Im Bereich der Schienenfahrzeuge erzeugen schotterlose Stahlbrückenkonstruktionen ohne Schalldämmung (Hochzoller Eisenbahnbrücke) gegenüber modernen Brückenkonstruktionen um bis zu 17 dB(A) höhere Schalldruckpegel. Die Verlegung von Straßenbahn-Gleiskörpern auf Betonverbundplatten erhöht die Schallemission gegenüber einem Schotteroberbau um 5 dB(A).

Schließlich läßt sich eine Konzentration militärischer Tiefflüge in einem Ost-West-Korridor südlich der Neuen Universität an ca. 110 bis 140 Flugtagen pro Jahr mit gemessenen Pegelspitzen über 100 dB(A) konstatieren. Frühere Interventionen der Stadt Augsburg beim Bundesverteidigungsministerium wurden mit dem Verweis beschieden, nicht administrative Großstadtgrenzen, sondern der auch für den Flugzeugführer aus der Luft zu erkennende Zusammenhang von Gebieten hoher Siedlungsdichte sei maßgeblich für das Unterlassen von Tiefflügen mit Strahlflugzeugen. Gerade angesichts der regen Bautätigkeit im Universitätsviertel erscheint jedoch eine Aktualisierung der vom britischen Verteidigungsministerium herausgegebenen und von allen NATO-Luftstreitkräften verwendeten Transit Flying Chart (1: 250 000) in bezug auf die tatsächlichen Siedlungsverhältnisse angezeigt und notwendig. Eine Revision der Tiefflug-Konzentration auf den genannten Korridor würde die Fluglärmbelastung im Süden Augsburgs drastisch reduzieren, da sowohl von Lechfeld ausgehende Flüge als auch überregionale zivile Flugstrecken erst in wesentlich größerer Höhe den Luftraum Augsburgs queren.

5. SYNTHESE UND ZUSAMMENFASSUNG

Betrachtet man abschließend alle Einzeluntersuchungen zur Immissions-situation zusammenschauend, lassen sich deutliche Belastungsschwerpunkte im Stadtgebiet von Augsburg erkennen. An erster Stelle ist der Bereich des südlichen Oberhausen zu nennen, der bei allen Einzeluntersuchungen als ein Gebiet erhöhter Immissionskonzentrationen hervortritt. Dies läßt sich gut an den Isolinienkarten der modellhaft berechneten SO_2 -Immission verfolgen (besonders bei den winterlichen Mittel- und 95 %-Werten der Flächenquellen und aller Emittenten, aber auch noch beim winterlichen 95 %-Wertefeld der Punktquellen am Rande des sekundären Maximums um die Langenmantelstraße), zeigt sich sowohl beim Schwebstaub als auch beim Staubniederschlag, tritt in der Bleikonzentration noch als Fortsetzung der vom Hauptbahnhof zur Wertachbrücke gerichteten Maximalzone auf, äußert sich bei der verkehrsbedingten Kohlenmonoxidimmission in den Schwerpunkten der südlichen und mittleren Donauwörther Straße und kehrt auch beim Verkehrslärm (Mittelungspegel und Grundgeräuschpegel) an gleicher Stelle wieder. Dies geht einher mit hervorgehobenen Werten in den Einzelteilen des Emissionskatasters (Donauwörther Straße als auffällige Linienquelle, Häufungsbereich erhöhter Werte sowohl bei Hausbrand als auch bei Arbeitsstätten/Flächenquellen, Schwerpunkt bei der Stadtbezirks-Zusammenfassung) und mit einer für thermisches Verhalten und Durchlüftungseffektivität sehr ungünstigen Baustruktur hoher Bebauungsdichte. Unter stadtklimatologisch-lufthygienischen Gesichtspunkten ist also dieser Bereich des südlichen Oberhausen als ein besonderes Problemgebiet in Augsburg anzusehen.

Ein weiterer Bereich, der mehrfach durch erhöhte Kennwerte hervortritt, ist das industriell geprägte Gebiet zwischen Lech und Wertach. Die SO_2 -Immissionskonzentrationsfelder v.a. der Punktquellen und aller Emittenten zeigen es teils mit in den höchsten Bereichen oder sehr nahe am Rande derselben, die Staubimmissionen besitzen über Teilen dieses Gebiets mit die höchsten Werte, die Lärmbelastung in der Riedingerstraße liegt in der höchsten relativen Belastungsklasse, Kohlenmonoxid tritt in einigen Straßenzügen (Stadtbach-, Sebastian-, Wertachstraße) sowohl bei Emission als auch bei Immission erkennbar hervor, Teile von Stadtbezirk 6 erscheinen schon in allen anderen heizungsbezogenen Teilen des Emissionskatasters

in hervorgehobener Weise, und auch in den Münchener Thermalbildern fällt dieses Gebiet durch ungünstiges thermisches Verhalten heraus (besonders starke Aufheizung der Industrieflächen bei sommerlicher Einstrahlung).

Zwei weitere Bereiche, die zum Teil zusammenhängen und auch eine ähnliche Kombination von Schadstoffbelastungen zeigen, sind das Bahnhofs- und das Bismarckviertel. Besonders hervortretend sind hier die Staubimmissionen (beim Schwebstaub in beiden Gebieten, beim Staubniederschlag in der Bismarckstraße sogar mit Grenzwertüberschreitungen) sowie verkehrsbedingte Belastungen (Lärm und CO-Emission wie -Immission, besonders wenn man den Roten-Tor-Bereich angrenzend noch mit hinzunimmt); im Bahnhofsbereich wurde überdies auch die durchschnittlich höchste Bleibelastung festgestellt.

Das Textilviertel (Stadtbezirk 10) kennzeichnet sich gleichermaßen durch partialflächige Staubimmissionsmaxima, wobei am Schwibbogenplatz eine weitere Station mit Grenzwertüberschreitungen beim Staubniederschlag auftritt. Verkehrsbedingte Belastungen sind hier allerdings weniger ausgeprägt, wenn man von der randlichen Schalllinienquelle der Forsterstraße absieht. Dagegen tritt Stadtbezirk 10 bei den Emissionen sowohl der mehrfach vertretenen Punktquellen als auch im zusammenfassenden Vergleich der Stadtbezirke stärker hervor, und zwar nicht nur beim Schwefeldioxid, sondern auch bei den Stickoxiden. Da das gleiche Gebiet bei der Schadgasimmission nicht vergleichbar hervortritt, kann im Vergleich zu anderen Gebieten ähnlicher Emissionsvorbelastung auf relativ günstige lokale Durchmischungsbedingungen geschlossen werden. Aus welchem Grund dennoch die genannten Maxima der Staubimmission auftreten, kann bislang nicht eindeutig beantwortet werden.

Zwei weitere Gebiete treten v.a. aufgrund ihrer besonderen Stellung in der SO₂-Immissionsklimatologie hervor: Lechhausen und die amerikanischen Wohn- und Kasernenbereiche im Westen der Stadt. Letztere zeigen eine enge Anlehnung an die ortseigenen Emissionsquellen (über alle Quellgruppen verteilt), während das hohe SO₂-Immissions-Konzentrationsniveau in Lechhausen (v.a. bei den Punktquellen und für alle Emittenten in den 95 %-Werten ausgebildet) in erster Linie auf die leicht in Hauptwindrichtung verlagerten Emissionen großer Punktquellen im Industriegebiet zwischen Lech und

Wertach zurückgeht; ein kleineres Maximum der Schwebstaubbelastung über dem südlichen Lechhauser Gewerbegebiet scheint dagegen primär ortseigen verursacht zu sein.

Der Innenstadtbereich selbst zeigt sehr unterschiedliche Verhältnisse: die größte Entsprechung zwischen Emission und Immission findet sich naturgemäß beim Verkehr, wo sich v.a. der Straßenzug von der Karlstraße über die Grottenau bis zum Alten Einlaß aus überdurchschnittlichen Ausstoßwerten bis zu hervorgehobenen CO-Immissionskonzentrationen fortsetzt. Ebenfalls verkehrsbedingt ist das Maximum der Lärmbelastung im Bereich Karlstraße-Leonhardsberg-Pilgerhausstraße. Dagegen fällt das Schwebstaubmaximum von St. Max ausgehend bis jenseits der Lechhauser Straße in seiner räumlichen Anordnung und Konfiguration doch etwas aus dem anfänglichen Erwartungsrahmen. Die klare Emissionsverteilung mit räumlichen Schwerpunkten der Hausbrandemission in den Altstadtbereichen östlich der Maximilianstraße und solchen der Arbeitsstättenemissionen westlich davon findet sich in den Immissionsfeldern trotz dichter Bebauung und reduzierter Durchlüftung nicht wieder vor; der Grund dafür ist in den Herauskrystallisierungen der anderen genannten Immissionsschwerpunkte zu sehen, denen gegenüber der Innenstadtbereich nur mehr in sekundären Belastungsklassen verbleibt.

Schließlich bleiben einige Gebiete zu erwähnen, die außerhalb der bisher aufgeführten v.a. durch die verkehrsbedingte Belastung in Erscheinung treten. Neben dem neuralgischen Bereich am Roten Tor, der schon in Nachbarschaft zum Bismarckviertel erwähnt worden ist, und dem Gebiet Langenmantel-/Wertachstraße, das benachbart zum eingangs behandelten südlichen Oberhausen liegt, ist hier v.a. die Friedberger Straße im Bereich der Lechbrücke zu nennen, die schon im Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr als Straßenabschnitt höchster Ausstoßwerte hervorgetreten ist. Der Tatbestand, daß dieser Bereich außer durch linienhaft beschränkte Immissionseinwirkungen verkehrsbedingter Schadgase und Schallereignisse keine weiteren immissionsseitigen Hervorgehobenheiten zeigt, deutet bekräftigend darauf hin, daß sowohl die Austauschverhältnisse in diesem Gebiet als auch die allgemeine lufthygienische Situation in der Umgebung (Hochzoll) noch relativ günstiger sind als selbst bei der generell peripheriewärts zu erwartenden Verbesserung.

Insgesamt sind die lufthygienischen Verhältnisse in Augsburg, gemessen an den gültigen Immissionsgrenzwerten und an den Bedingungen in anderen Ballungsräumen der Bundesrepublik (Ruhrgebiet, Rhein-Main-Gebiet, Berlin), als verhältnismäßig günstig einzustufen, ergänzt durch allgemein recht gute Bedingungen der Lüfterneuerung bei fast ebener Topographie und relativ stadtnahen un bebauten Flächen und Wäldern. Allerdings zeigt die innerstädtische Differenzierung auch einige Schwerpunkte auf (siehe oben), die stärker belastet sind und in denen sogar zeitweilige Überschreitungen der zulässigen Immissionsgrenzwerte auftreten können (festgestellt bei austauscharmen Inversionswetterlagen in der SO_2 -Immissionskonzentration v.a. in Lechhausen, westlich davon zwischen Wertach und Lech sowie im südlichen Oberhausen, in der Staubniederschlagsbelastung v.a. am Theodor-Heuss-Platz und am Schwibbogenplatz sowie in der Stickoxid-Immission an der Meßstelle Königsplatz des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz). Zur Verbesserung der lufthygienischen Situation gerade auch mit Blick auf die stärker belasteten Gebiete muß grundsätzlich festgestellt werden, daß die wirksamste und langfristig auch einzig erfolgversprechende und allseits vertretbare Maßnahme in dieser Richtung nur eine möglichst starke Reduktion der Emissionen am Entstehungsort sein kann. Dies gilt für alle hier behandelten Quellengruppen und bedeutet im Bereich des kommunal gestaltbaren Verkehrsgeschehens vor allem eine Einschränkung des städtischen Individualverkehrs durch Verlagerungen auf öffentliche Personennahverkehrsmittel, der langfristig der Vorzug gegenüber einem Ausbau des innerstädtischen Straßennetzes zu geben ist. Letzterer bedeutet nämlich nicht nur eine stadtklimatisch nachteilige Verschiebung des Verhältnisses von versiegelten Flächen zu Frei- und Grünflächen, sondern vermag bei den zu erwartenden gesteigerten Fahrtenhäufigkeiten und Durchflußgeschwindigkeiten auch keine Reduktion des gesamten Schadstoffausstoßes zu erreichen; vielmehr muß bei den Stickoxiden sogar mit einer weiteren Steigerung gerechnet werden. Nachdem auch die generelle Einführung des Abgas-Katalysators noch einige Zeit auf sich warten zu lassen scheint, ist in dieser Verlagerung von individuellen auf öffentliche Verkehrsmittel gerade lufthygienisch ein bedeutsamer Schritt zu sehen.

Hinsichtlich der heizungsbedingten Emissionen haben die vorliegenden Berechnungen gezeigt, wie wirkungsvoll eine Heizmittelumstellung von den stark schwefelhaltigen Brennstoffen Steinkohle, schweres und leichtes

Heizöl auf wesentlich schadstoffärmere Energieträger sein kann. Hierbei ist vor allem an Erdgas und Fernwärme zu denken, soweit diese nicht durch schadstoffintensive Verfahren wie Steinkohleverfeuerung oder Müllverbrennung erzeugt wird und nicht in Konkurrenz zu bestehenden dezentralen Gasversorgungseinrichtungen tritt, die hinsichtlich der Stickoxid-Emission noch wesentlich niedrigere Ausstoßwerte besitzen als zentrale Kraftwerksverfeuerungsanlagen selbst auf Gasbasis (vgl. auch HEINRICH et. al., 1982). Besondere Bedürftigkeiten derartiger Heizmittelumstellungen lassen sich an den räumlichen Emissionsschwerpunkten in den zugehörigen Karten erkennen, wobei bemerkenswert bleibt, daß der dicht bebaute Innenstadtbereich trotz bereits bestehender Anbindung an Gas- und Fernwärmeversorgung immer noch quellenspezifisch baublockweise besonders hervortritt (siehe Teil 2). Ein weiterer Schwerpunkt im Westen der Stadt (Kriegshaber) wird durch die ab 1987 vereinbarte Anbindung der amerikanischen Wohn- und Kasernenanlagen an das städtische Fernwärmenetz seinen Problemcharakter verlieren, ähnliche Maßnahmen wären in weiteren Bereichen gleichermaßen wünschenswert. In erster Linie ist dabei an großemittierende Punktquellen zu denken, deren mit Abstand größte in ganz Augsburg (Stadtbezirk 7) bei entsprechenden Heizmittelumstellungen eine nachhaltige Verbesserung der Emissionssituation für die Gesamtstadt bewirken könnte (vgl. Teil 2.6.).

Die Untersuchung der Windverhältnisse Augsburgs hat einige Aspekte erbracht, die hinsichtlich der Standortbewertung von Großemittenten und der Belüftungsexposition gerade bei windschwachen Lagen von Bedeutung sind. So treten nordöstliche Winde bei labilen bzw. stabilen Ausbreitungsbedingungen, die in vergleichsweise großer Quellnähe auch höhere Rauchfahnen herabmischen bzw. zu einer stagnativen Schadstoffanreicherung führen, häufiger bzw. vergleichbar häufig auf wie Winde aus der entgegengesetzten Hauptwindrichtung und lassen mithin das Kriterium der Leelage zur Hauptwindrichtung für Standortentscheidungen als nicht hinreichend erkennbar werden. Dies hat gerade für das geplante Müllbeseitigungskonzept Bedeutung, dessen emissionsintensiver Verbrennungsanteil so klein wie möglich gehalten werden sollte. Weiter hat sich bei windschwachen Lagen ein relativer Häufigkeitsanstieg der beiden Richtungen Nordnordost und vor allem Südsüdwest gezeigt, der für die Belüftung gerade bei austauschschwachen oder aufheizungsstarken Wetterlagen bedeutsam ist und die genannten Richtungsperipherien als sowohl von größeren Emissionsquellen als auch von abriegelnder Bebauung

freizuhaltende Bereiche kennzeichnet.

Ein in Stadtplanung und Stadtklimatologie umstrittener Punkt ist die Frage der räumlichen Trennung unterschiedlicher Funktionsstandorte (etwa Wohnen, Arbeit, Freizeit). Sieht die eine Seite aus der erzwungenen Raumüberwindung übermäßige innerstädtische Fahrtenhäufigkeiten und damit Schadstoff- wie Lärmemissionen bedingt und fordert eine Aufhebung oder Milderung dieser strikten räumlichen Funktionsbereichstrennung, so wird diese von der anderen Seite gerade im Interesse der Fernhaltung belastender Einflüsse von Wohn- und Freizeitbereichen als noch weiter ausbaubedürftig angesehen. Sicherlich ist grundsätzlich und langfristig eine möglichst weitgehende Emissionsreduktion anzustreben, die das Argument der Belastungsfernhaltung von empfindlichen Bereichen weitgehend entkräften könnte; solange jedoch noch ganz erhebliche emissionsseitige Schadstoffeinträge existieren, wie sie selbst bei verstärkten Reduktionsmaßnahmen (Abgasreinigung, Filteranlagen, Heizmittelumstellungen) auch auf absehbare Zeit noch gegeben sein werden, muß einer Funktionsbereichstrennung mit relativen Schonbezirken und einer Belastungsakkumulationen vorbeugenden Standortpolitik der Vorrang gegeben werden. Allerdings dürfen diese Verteilungsoptimierungen nicht von dem eigentlichen Hauptziel ablenken, den Schadstoffausstoß selbst so weit wie möglich zu begrenzen.

Abschließend sei noch einmal auf die besondere stadtklimatische Bedeutsamkeit von Frei- und insbesondere Grünflächen hingewiesen. Über die passive Funktion als emissionsfreie Fläche hinaus können Grünflächen als partieller Schadstoff-Rezeptor wirken, verursachen sie über pflanzliche Transpiration willkommene Abkühlungseffekte im städtischen Baukörper, bewirken sie aufgrund ihres gegenüber städtischen Baumaterialien wesentlich günstigeren thermischen Verhaltens eine vorteilhaftere Modifikation von Luftmasseigenschaften, beeinflussen sie bei hinreichender Größe und entsprechender Beschaffenheit (alter Baumbestand mit großflächigen Kronen!) sogar ausgleichend randliche Bebauungsbereiche und führen sie bei innerstädtischer Luftdurchmischung zu einer verbesserten Zusammensetzung an Luftmasseigenschaften in der Gesamtstadt. Jegliche Stadtplanung, die lufthygienische und stadtklimatische Belange ernst nimmt, wird also auf Erhaltung und Ausweitung von Grünflächen im Stadtgebiet bedacht sein, insbesondere auch

in der Nähe von Bebauungszentren und Belastungsschwerpunkten. Genauere Aufschlüsse über die bedürftigsten und am günstigsten gelegenen Bereiche für zusätzliche Grünflächen-Ausweisungen werden allerdings erst die laufenden Luftbilddauswertungen zur Flächenbilanzierung der Oberflächenbedeckungsarten und ihrer integrierten thermischen Kennzeichnung erbringen.

LITERATURVERZEICHNIS

x Ahrens, D., 1983:

Klimagerechte Interpretation von Immissionsmessungen verschiedener Schadstoffe in Abhängigkeit von Naturraum und Siedlungsstruktur.
Freiburger Geographische Hefte, 21, 1983.

Arbeitsbericht einer interdisziplinären Arbeitsgruppe, 1974:

Untersuchung der klimatischen und lufthygienischen Verhältnisse der Stadt Freiburg i.Br.
Freiburg, 1974

Baum, F., 1979:

Praxis des Umweltschutzes. Einführung in die Methodik und technische Möglichkeiten.
München, Wien, 1979

Baumgartner, A. et.al., 1984:

Untersuchung des Einflusses von Bebauung und Bewuchs auf das Klima und die lufthygienischen Verhältnisse in bayerischen Großstädten.
Kennwort Stadtklima Bayern. Bericht für das Jahr 1983.
München 1984

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz:

Lufthygienische Monats- und Jahresberichte.

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen:

Emissionskataster Erlangen/Fürth/Nürnberg.
München, 1984

Buchta, E., 1968:

Die Verteilung der Verkehrsgeräusche im Straßenraum einer Großstadt mit Lärmkarte von Düsseldorf.
Dissertation Aachen 1968.

Colditz, A, 1983:

Die Lärmbelastung im Stadtgebiet von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung des Verkehrslärms.

Diplomarbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg.

Augsburg, 1983

Deutscher Wetterdienst (Hrsg.), 1979:

Stadtklima. Promet - Meteorologische Fortbildung, 9 (4), 1979.

Deutscher Wetterdienst (Hrsg.), 1980:

Klima und Planung. Promet - Meteorologische Fortbildung, 10 (3) und 10 (4), 1980.

Dittmann, C., 1982:

Klimaökologische und lufthygienische Untersuchungen im Raum Regensburg. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 19.

Regensburg, 1982

Eliassen, A., 1978:

The OECD study of long range transport of air pollutants: Long range transport modelling.

Atm. Environment 12, 1978, S. 479 - 487.

Emissionskataster Köln, 1972:

Bericht über den Stand der Modelluntersuchung im Großraum Köln zur Aufstellung eines Emissionskatasters für luftverunreinigende Stoffe.

Düsseldorf, 1972

Eriksen, W., 1976:

Die städtische Wärmeinsel.

In: Geographische Rundschau 9/76, S. 368 - 373

Eriksen, W., 1980:

Klimamodifikationen im Bereich von Städten - Grundlagen und städtebauliche Aspekte.

In: Klimaänderungen, Mensch und Lebensraum.

Veröffentlichung der J. Jungius-Gesellschaft der Wissenschaften,
Nr. 44, 1980, S. 161 - 177

Fett, V. (Hrsg.), 1978:

Angewandte Stadtklimatologie. Deutsche Meteorologische Gesellschaft,
AKUMET, Berlin, 1978.

Fezer, F. u. Seitz, R. (Hrsg.), 1977:

Klimatologische Untersuchungen im Rhein-Neckar-Raum. Studien für die
Regional- und Siedlungsplanung.

Heidelberger Geographische Arbeiten, 47, 1977.

Forschungsgesellschaft für das Straßenwesen e.V., 1969:

Merkblatt für die Vorausschätzung des Verkehrsaufkommens von städtischen
Wohnsiedlungen.

Arbeitsgruppe "Planung und Verkehr - Stadtstraßen".

Köln, 1969

Fortak, H., 1971:

Berechnung der SO₂-Grundbelastung für das Stadtgebiet von Bremen.

FU-Pressedienst Wissenschaft: Meteorologie der Luftverunreinigungen.

Informationen aus Lehre und Forschung an der Freien Universität

Berlin, Nr. 7, 1971, S. 23 - 44

Franke, E. (Hrsg.), 1977:

Stadtklima. Ergebnisse und Aspekte für die Stadtplanung.

Stuttgart, 1977

FU-Pressedienst Wissenschaft (Hrsg.), 1971:

Meteorologie der Luftverunreinigungen. Lösung von Planungsaufgaben auf dem Gebiet der Luftreinhaltung mit Hilfe von mathematisch-meteorologischen Modellen.

Informationen aus Lehre und Forschung an der Freien Universität Berlin, Nr. 7, 1971

Gutsche, B. u. Lenschow, P., 1973:

Untersuchung zur Luftverunreinigungssituation Berlins unter besonderer Berücksichtigung der politischen Lage der Gesamtstadt.

Institut für Theoretische Meteorologie der FU Berlin, 1973

Heinrich, D., Springmann, F. u. Mehring, A., 1982:

Durch Fernwärme wird die Luft nicht besser - Beispiel Kraftwerk Reuter West.

Berlin, 1982

Hiller, O.K., 1978:

Über die Luftbelastung in Augsburg.

In: Geographische Rundschau, 30 (5), 1978, S. 189 - 197

Hiller, O.K. u. Sirch-Freudling, F., 1982:

Stadtklimatologie von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung der lufthygienischen Situation sowie des Lärms: Das vereinfachte Emissionskataster der Stadt Augsburg.

Ergebnisbericht zum Untersuchungsabschnitt 1.

Augsburg, 1982

Kratzer, P.A., 1956:

Das Stadtklima. Die Wissenschaft, 90, 1956.

Kuttler, W., 1985a:

Neuere Arbeiten zur angewandten Klimageographie in der Bundesrepublik Deutschland.

In: Berichte zur deutschen Landeskunde, 59 (1), 1985, S. 59 - 84

Kuttler, W., 1985b:

Stadtklima. Struktur und Möglichkeiten zu seiner Verbesserung.
In: Geographische Rundschau, 37 (5), 1985, S. 226 - 233

Landberg, H.E., 1970:

Climates and urban planning. World Meteorological Organisation (WMO),
Technical Note No. 108, 1970, S. 366 - 374

Landberg, H.E., 1981:

The Urban Climate.
International Geophysics Series, 28, 1981

Liljequist, G., 1974:

Allgemeine Meteorologie.
Braunschweig, 1974

Maier, L., 1981:

Die Staubbiederschlagsmenge im Stadtgebiet Augsburg in ihrer Beziehung zum Witterungsablauf.
Facharbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg.
Augsburg, 1981

Manier, G., 1971:

Untersuchungen über meteorologische Einflüsse auf die Ausbreitung von Schadgasen. Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 124 (Bd. 16).
Offenbach, 1971

Nübler, W., 1979:

Konfiguration und Genese der Wärmeinsel der Stadt Freiburg.
Freiburger Geographische Hefte, 16, 1979

Priegl, E., 1978:

Phänologische Beobachtungen im Stadtgebiet von Augsburg - Phänologie als Index für das Stadtklima?
Facharbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg.
Augsburg, 1978

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 1983:

Waldschäden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten.
Stuttgart, Mainz, 1983

Recknagel, H. u. Sprenger, E., 1974:

Taschenbuch für Heizung und Klimatechnik.
München, 1974

Regionale Planungsgesellschaft Untermain (RPU), 1970 - 1977:

Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain.
Sechs Arbeitsberichte und ein Abschlußbericht.
Frankfurt am Main, 1970 - 1977

Sirch-Freudling, F., 1983:

Die flächenhafte Ausbreitung der Schwefeldioxid-(SO₂)-Immission im Stadtgebiet von Augsburg.
Diplomarbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg
Augsburg, 1983

Schrenk, H., 1983:

Die räumliche Verbreitung von Schwebstaub im Stadtgebiet von Augsburg.
Diplomarbeit am Lehrstuhl für Physische Geographie der Universität Augsburg
Augsburg, 1983

Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1983:

Waldschäden durch Luftverunreinigung, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 273

Schwill, U., 1984:

Zur Immissionresistenz der Waldbaumarten.
AFZ Nr. 48, 1984, S. 1208 - 1211

Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.), 1981:

Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr.

Berlin, 1981

Stern, R., 1975:

Modell- und Programmbeschreibung des Fortak'schen Viel-Quellen-Diffusions-Modells.

Institut für Theoretische Meteorologie der Freien Universität Berlin,
1975

Timm, B., 1983:

Immissionsklimatologische Rechnungen für den Raum Augsburg.

Institut für Geophysikalische Wissenschaften - Fachrichtung Meteorologie - Freie Universität Berlin, 1983

Umweltbundesamt, 1981:

Handbuch zur ökologischen Planung, Band 1 und 2, Berlin, 1981

Umweltbundesamt, 1982:

Großräumige Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland.
Texte 33, 1982

Weidmüller, R., 1980:

Epiphytische Fleckenkartierung Augsburg - Ein Versuch zur Beurteilung der lufthygienischen Verhältnisse.

Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München.
Freising, 1980

Weischet, W., 1980:

Stadtklimatologie und Planung.

Klima und Planung 79, Tagung am Geogr. Inst. d. Univ. Bern.
Schweiz. Naturforsch. Ges., 6, 1980, S. 73 - 95

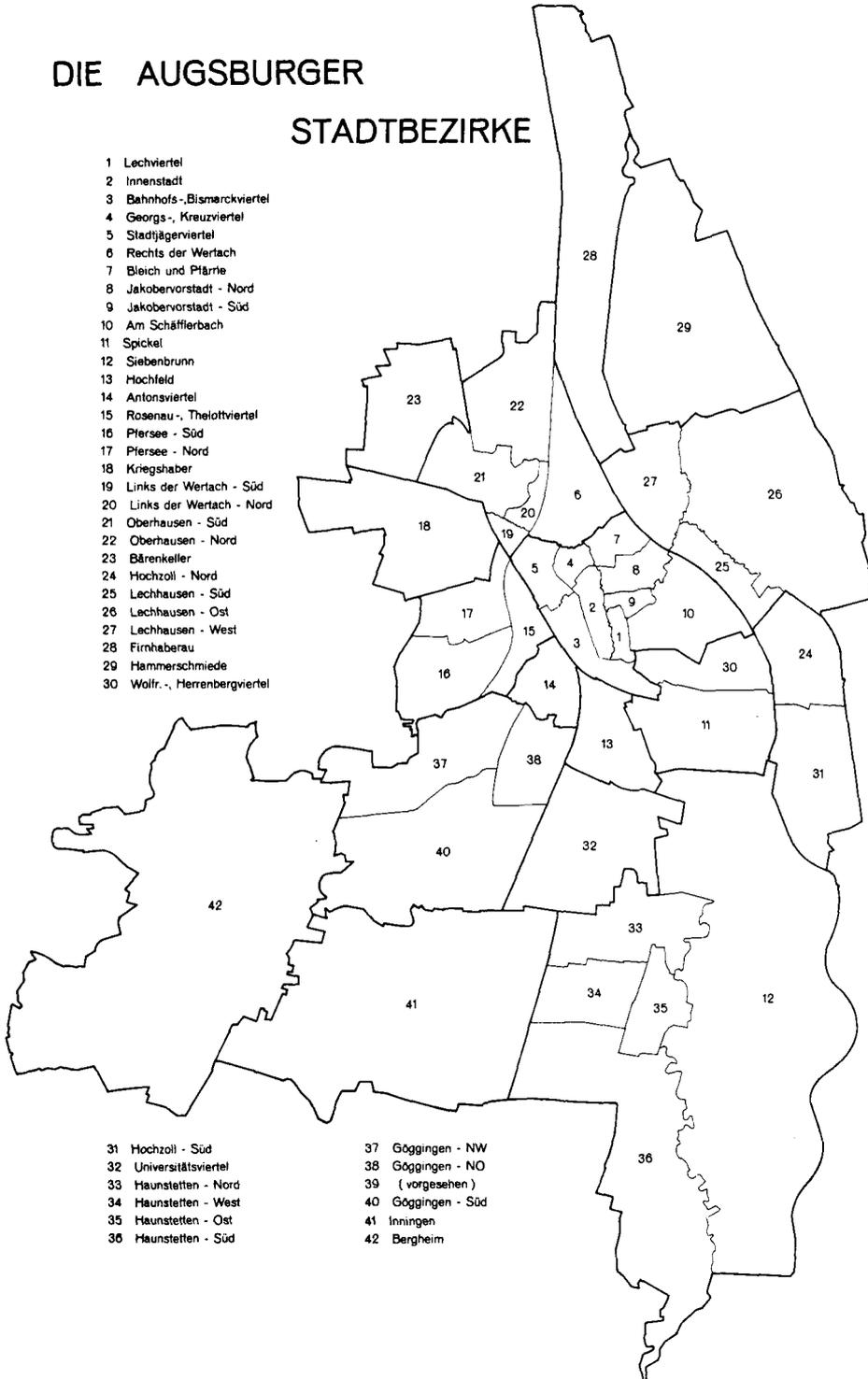
Weischet, W., Nübler, W. u. Gehrke, A., 1975:

Der Einfluß von Baukörperstrukturen auf das Stadtklima am Beispiel von Freiburg i.Brsg.

In: Stadtklima. Eine Veröffentlichung d. Forschungs-Gemeinschaft Bauen und Wohnen, Stuttgart, Nr. 108, 1975, S. 39 - 63

DIE AUGSBURGER STADTBEZIRKE

- 1 Lechviertel
- 2 Innenstadt
- 3 Bahnhofs-, Bismarckviertel
- 4 Georgs-, Kreuzviertel
- 5 Stadljägerviertel
- 6 Rechts der Wertach
- 7 Bleich und Pflarie
- 8 Jakobervorstadt - Nord
- 9 Jakobervorstadt - Süd
- 10 Am Schäßlerbach
- 11 Spickel
- 12 Siebenbrunn
- 13 Hochfeld
- 14 Antonsviertel
- 15 Rosenau-, Theilottviertel
- 16 Piersee - Süd
- 17 Piersee - Nord
- 18 Kriegshaber
- 19 Links der Wertach - Süd
- 20 Links der Wertach - Nord
- 21 Oberhausen - Süd
- 22 Oberhausen - Nord
- 23 Bärenkeller
- 24 Hochzoll - Nord
- 25 Lechhausen - Süd
- 26 Lechhausen - Ost
- 27 Lechhausen - West
- 28 Firnhaberau
- 29 Hammerschmiede
- 30 Wolfr.-, Herrenbergviertel



- 31 Hochzoll - Süd
- 32 Universitätsviertel
- 33 Haunstetten - Nord
- 34 Haunstetten - West
- 35 Haunstetten - Ost
- 36 Haunstetten - Süd
- 37 Göggingen - NW
- 38 Göggingen - NO
- 39 (vorgesehen)
- 40 Göggingen - Süd
- 41 Inningen
- 42 Bergheim

