



Luftbelastung in der Stadt Zürich

Resultate der Messkampagne 1994/1995



Bericht Nr. 19951130

Verfasser/in:

Alfred Meier, Fachbereichsleiter Labor

Fachbereich Labor

Zürich, November 1995



Impressum

Herausgeberin

Stadt Zürich

Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich UGZ

Abteilung Umwelt
Fachbereich Labor
Walchestrasse 31
8021 Zürich

in Zusammenarbeit mit
INFRAS

Sachbearbeitung

Pierre Crettaz

Jürg Brunner

Susanne Schlatter

Manuel Burri

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung	3
3	Messprogramm	5
4	Resultate	14
5	Dank	34
6	Literatur	35
	Anhang	37

1 Zusammenfassung

In der Stadt Zürich werden die Luftschadstoffe in der Aussenluft an vier Standorten kontinuierlich gemessen. Die Ergebnisse dokumentieren die zeitliche Entwicklung der Belastungssituation und sind eine der wichtigsten Grundlagen für die Erfolgskontrolle von Lufthygiene-Massnahmen.

Um die Belastungssituation auch räumlich differenziert beurteilen zu können, wurden schon 1982/83 und 1989/90 zusätzliche Stichproben-Untersuchungen durchgeführt, bei denen an zahlreichen, über die ganze Stadt verteilten Standorten temporär gemessen wurde. Eine solche Messkampagne wurde 1994/95 wiederholt. Der vorliegende Bericht stellt deren Resultate vor und vergleicht sie mit den früheren Kampagnen. Das Hauptziel bestand in einer flächendeckenden Immissionsbeurteilung für Stickstoffdioxid auf der Stufe der Jahresmittelwerte. An dafür geeigneten Orten wurden erstmals sog. Passivsammler eingesetzt. Einen weiteren Schwerpunkt bildeten die Ozonbelastungen in peripher gelegenen Wohnquartieren. Bei den übrigen Luftschadstoffen konnte das Messprogramm im Vergleich mit den früheren Stichproben-Untersuchungen reduziert werden, und zwar dank der beobachteten Verbesserungen der Immissionssituation. Neu wurden hingegen partikelgebundene polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Abk. PAH) gemessen, die gesundheitsgefährdende Wirkungen haben können. Die Luftreinhalteverordnung (LRV) des Bundes kennt zwar keine Immissionsgrenzwerte, wohl aber Emissionsbegrenzungen für diese Stoffe.

- Von allen untersuchten Stoffen ist die **Stickstoffdioxid-Belastung** von besonderer Bedeutung; der Grenzwert für das Jahresmittel wurde auch 1994/95 noch bei etwa 2/5 aller Messstellen eindeutig überschritten, die Höchstwerte lagen im Bereich des zweifachen Grenzwertes. Bei fast allen übrigen Messstellen bewegten sich die Immissionskonzentrationen noch im Grenzwertbereich, lediglich an drei Messpunkten am Stadtrand wurde der Jahresgrenzwert klar eingehalten. In der vorangegangenen Messkampagne 1989/90 war dies noch an keinem einzigen Ort der Fall. Für Stickstoffdioxid wurde eine Immissionskarte erstellt. Sie zeigt, dass nur einige Wohngebiete und die Waldgebiete in erhöhten Lagen am Stadtrand eindeutig unter dem Grenzwert belastet sind. Die übrigen Gebiete befinden sich im Bereich des Grenzwertes oder darüber.
Die zeitliche Entwicklung der Stickstoffdioxidimmissionen zeigt seit der zweiten Hälfte der achtziger Jahre einen kontinuierlichen Rückgang. Die Abnahmen der Jahresmittelwerte korrelieren gut mit dem Vollzug der Luftreinhalte-Massnahmen (Einführung Katalysator und Züri-Norm für stationäre Feuerungen, Sanierung der Kehrlichtheizkraftwerke).
- Die **Ozonimmissionen** im Sommer 1994 gehören zu den höchsten in Zürich je gemessenen Werten. Die Immissionsgrenzwerte wurden entsprechend häufig und erheblich überschritten. An den Stationen der Stadt-Peripherie lagen die Werte höher als im Stadtzentrum. Die Belastungsunterschiede sind aber weniger ausgeprägt als bei den meisten anderen Schadstoffen. Im Wesentlichen werden sie durch Abbaureaktionen an Strassen verursacht. Trotz meteorologisch bedingter Schwankungen lässt sich in der zeitlichen Entwicklung auf städtischem Gebiet eine Belastungszunahme erkennen. An stark befahrenen Strassen hängt dies direkt mit dem schwächer gewordenen Ausstoss Ozon abbauender Schadstoffe zusammen. Grösserräumig ist eine Belastungsverschiebung vom abgelegeneren Umland Richtung Stadt angedeutet. Weil sich die Emissionsreduktionen einseitig auf die Stickoxide konzentrieren, verschiebt sich der Ort der maximalen Produktion von "regionalem" Ozon näher an die Quellen der Vorläufersubstanzen (Stickoxide, Kohlenwasserstoffe). Konkret

heisst das, dass zumindest im Trend die Spitzenwerte auf dem Bachtel abnehmen, in der Stadt Zürich jedoch ansteigen.

- Die **Schwefeldioxid**-Belastung lag an allen Messorten klar unter dem Immissionsgrenzwert. Die noch vorhandenen Belastungsunterschiede zeigen den Einfluss des dieselbetriebenen Motorfahrzeugverkehrs und im Fernwärmegebiet der Stadt sind die Messwerte besonders niedrig.
Der kontinuierliche Rückgang der SO₂-Belastungen seit Beginn der achtziger Jahre widerspiegelt die Senkung des Schwefelgehaltes in Brenn- und Treibstoffen.
- Beim **Kohlenmonoxid** betragen die höchsten Tagesmittelwerte maximal etwa 1/3 des gesetzlichen Grenzwertes. An verkehrsabgewandten Orten lag die Belastung etwa um die Hälfte tiefer als an verkehrsexponierten Orten. Die mittlere Jahresbelastung ist im Verlauf der drei Messkampagnen deutlich zurückgegangen.
- Die verwendete Messtechnik (Summenverfahren) erlaubte es nicht, genügend genau auf die Gesamtkonzentrationen der **partikelgebundenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe** zu schliessen. Die ermittelten Konzentrationen sind vorläufig als Belastungsindex zu betrachten. Die Ergebnisse zeigen grosse räumliche Unterschiede mit Höchstwerten an Verkehrsachsen mit viel Schwerverkehr.
- Beim **Schwebstaub** wurden die gesetzlichen Grenzwerte für das Jahresmittel an den meisten Messorten klar unterschritten. Die Schwebstaub-Belastungen sind vor allem zwischen der zweiten und dritten Messkampagne merklich zurückgegangen.
Beim schwebstaubgebundenen **Blei und Cadmium** ist diese Entwicklung bereits schon früher eingetreten. Die Belastungswerte für diese Schwermetalle lagen an sämtlichen Messorten deutlich unter den Grenzwerten.

Aus den Resultaten können folgende Schlüsse gezogen werden:

1. Insgesamt hat die Schadstoffbelastung in den letzten Jahren abgenommen. Die Belastungen mit Stickstoffdioxid sind in grossen Teilen des Stadtgebietes noch übermässig, beim Ozon werden die Grenzwerte häufig und vor allem am Stadtrand massiv überschritten. Hier wurden während des Hochsommers die höchsten Stundenwerte im Kt. Zürich registriert. Für die Reduktion der grenzwertüberschreitenden Stickstoffdioxidimmissionen sind weitere Anstrengungen im Vollzug des Massnahmenplanes Lufthygiene und des Teilmassnahmenplanes Feuerungen notwendig.
2. Für die kontinuierliche Überwachung der Luftqualität sind die permanent betriebenen Messstationen unerlässlich. Die zusätzlichen flächendeckenden Messkampagnen - durchgeführt im Abstand einiger Jahre - bilden dazu eine notwendige und kostengünstige Ergänzung, um detaillierte Informationen über die räumlichen Unterschiede im Stadtgebiet zu erhalten und um die Auswirkungen von lokal wirksamen Lufthygiene-Massnahmen zu dokumentieren.
3. Die Erfassung kanzerogener Luftschadstoffe sollte zur Beurteilung der gesundheitlichen Auswirkungen ausgebaut und verbessert werden.

2 Einleitung

Wegen der Dichte umweltbelastender Aktivitäten sind Städte und ihre Agglomerationen von Luftschadstoff-Immissionen besonders betroffen. Zustand und Qualität der Aussenluft werden deshalb in der Stadt Zürich seit über drei Jahrzehnten mit Hilfe von Messungen beobachtet. Ausgelöst durch die Emissionen des ständig wachsenden Motorfahrzeugverkehrs erfolgten bereits ab 1961 Kohlenmonoxid-Messungen im Nahbereich stark befahrener Strassen, wenig später wurden zusätzlich Staub, Blei und Stickoxide erfasst. Einen weiteren Schwerpunkt bildeten die Schwefeldioxid-Immissionen durch Feuerungsabgase, die erstmals in einer Schweizer Stadt 1966/67 grossflächig untersucht wurden [Hess und Glogg 1969].

Verbesserte Kenntnisse über die Langzeitbelastungen ergaben sich durch die Aufnahme kontinuierlicher Messungen (z. B. Dauermessungen von Schwefeldioxid ab 1969, erste Jahresmessung der Stickoxide 1979 [Eggli 1982]). In den 80er Jahren erfolgte der Auf- und Ausbau eines Dauerüberwachungs-Messnetzes, das seit 1988 in der Stadt Zürich vier ortsfeste Stationen umfasst. Sie werden durch verschiedene Institutionen betrieben: Stampfenbachstrasse und Schimmelstrasse/Bhf. Wiedikon durch den UGZ, Schulhaus Saaten durch den Kanton (AWEL), Kasernenhof durch den Bund (NABEL-Station). Die Stationen befinden sich an charakteristischen Standorten und repräsentieren damit verschiedene Stufen der Belastung (Verkehrsachsen mit unterschiedlichem Verkehrsaufkommen, peripheres Wohnquartier, Stadtzentrum ohne direkte Verkehrsexposition). Zweck der kontinuierlichen Überwachung ist die dauernde Kenntnis der aktuellen lufthygienischen Situation und das Aufzeigen der langfristigen Entwicklung.

Für eine genügend genaue Beurteilung der Immissionen auf dem gesamten Stadtgebiet reichen die Daten der vier kontinuierlich betriebenen Stationen jedoch nicht aus. Sie sind einerseits nicht für alle vorkommenden Belastungstypen repräsentativ. Andererseits haben die komplexe Topographie und vor allem die Emissionsstruktur im Untersuchungsgebiet grosse Belastungsunterschiede zur Folge. Modellmässige Abschätzungen sind zudem für sekundäre¹ Schadstoffe sehr problematisch. Um eine flächenhafte Charakterisierung der Immissionssituation zu ermöglichen, muss die räumliche Auflösung durch Verdichtung des Messnetzes erhöht werden. Im Sinne einer Optimierung des Messaufwandes können dazu Stichprobenkonzepte zur Anwendung kommen.

Eine erste umfassende Untersuchung über die räumlichen Unterschiede der Luftbelastungen im gesamten Stadtgebiet erfolgte erstmals 1982/83. Mit Ausnahme von Ozon wurden bereits alle Leitschadstoffe der 1986 erlassenen Luftreinhalteverordnung (LRV) des Bundes erfasst [Stadt Zürich 1983]. Die Resultate ermöglichten eine nach Lage und Schadstoff differenzierte Abschätzung der damals bedenklich hohen Exposition der Bevölkerung und bildeten u. a. eine wichtige Grundlage der Luftreinhaltepolitik der folgenden Jahre (Massnahmenplanung nach LRV auf städtischer und kantonaler Ebene). Der Bestandesaufnahme von 1982/83 lag erstmals ein Konzept zugrunde, das auf Stichprobenmessungen an 22 nach verschiedenen Gesichtspunkten ausgewählten Orten beruhte.

Vier Jahre nach Inkrafttreten der LRV und nach allmählichem Wirksamwerden der vorsorglichen Emissionsbegrenzungen wurde eine ähnlich angelegte flächendeckende Untersuchung durchgeführt (Messkampagne 1989/90 [Stadt Zürich 1990]). Die Ergebnisse zeigten als Folge der bereits realisierten Massnahmen eine Verminderung bei den Primärschadstoffen, wobei an

¹ Sekundäre Schadstoffe entstehen durch chemische Umwandlung in der Luft von den aus Kaminen und Auspuffen emittierten, eben primären Schadstoffen.

exponierten Orten noch Grenzwertüberschreitungen auftraten (Staub, Schwefeldioxid). Hingegen konnte beim Stickstoffdioxid keine vergleichbare Abnahme festgestellt werden. An allen 24 Messorten lagen die Immissionen immer noch über den Grenzwerten für das Jahresmittel. In weiten Teilen des Stadtzentrums aber auch entlang von Hauptverkehrsachsen in Aussenquartieren wurden Jahresmittelwerte über dem Zweifachen des Grenzwertes beobachtet. Beim Ozon, das erstmals ebenfalls ins Messprogramm einbezogen wurde, waren übermässige Belastungen am Stadtrand zu verzeichnen. Die Resultate dieser Kampagne bildeten eine Basis für die Erfolgskontrolle des städtischen Teilmassnahmenplans Feuerungen (1989), des kantonalen Massnahmenplans Lufthygiene (1990) und legten vor allem den Handlungsbedarf fest.

Seit 1990 konnten die Schadstoffemissionen auf dem Gebiet der Stadt Zürich dank der umgesetzten Massnahmen um bedeutende Anteile gesenkt werden. So wurde bei den Stickoxiden eine Reduktion des Jahresausstosses von rund 1'600 Tonnen erreicht, womit die Gesamtemission 1995 noch ca. 70 % derjenigen von 1990 ausmacht. Diese Verminderung manifestierte sich immissionsseitig in einem stetigen Rückgang der Stickstoffdioxidbelastung. Dieser an den Dauermessstellen mehr oder weniger deutlich aufgetretene Entwicklungstrend hat sich in den letzten Jahren wieder etwas abgeschwächt. Die Jahrespegel bewegten sich 1994 in zentrumsnahen Gebieten zwischen 133 und 187 Prozent des Grenzwertes. Das in der LRV vorgesehene Sanierungsziel, d. h. Beseitigung grenzwertüberschreitender Immissionen bis 1994, wurde für diesen Schadstoff also klar verfehlt. Das trifft auch auf Ozon zu, dessen Grenzwerte regelmässig und mit steigender Häufigkeit überschritten werden.

Um das aktuelle Ausmass und die Entwicklung der Schadstoffbelastungen flächenhaft festzustellen und zu dokumentieren wurde 1994/95 erneut eine Messkampagne durchgeführt. Diese Untersuchungen nach Ablauf der Sanierungsfrist sind Gegenstand des vorliegenden Berichtes. Das Hauptziel bestand in einer flächendeckenden Immissionsbeurteilung für Stickstoffdioxid (Jahresmittelwerte). Einen weiteren Schwerpunkt bildeten die Ozonbelastungen in peripher gelegenen Wohnquartieren. Bei den restlichen LRV-Schadstoffen konnte das Messprogramm entsprechend dem Belastungsrückgang reduziert werden. Erstmals systematisch erfasst wurden hingegen partikelgebundene polyzyklische Aromaten (PAH), eine gesundheitlich relevante Klasse von Schadstoffen, für die es in der LRV nur Emissions-, aber keine Immissionsgrenzwerte gibt.

3 Messprogramm

3.1 Luftschadstoffe und ihre Bedeutung

Luftschadstoffe wirken sich je nach Konzentration und Dauer der Belastung negativ auf unsere Gesundheit und unsere Umwelt aus. Die zentrale Rolle beim Ausstoss von Schadstoffen spielt die Energieerzeugung mit fossilen Brenn- und Treibstoffen. Das dabei nebst den Luftschadstoffen entstehende Treibhausgas Kohlendioxid (CO_2) beeinflusst den Wärmehaushalt der Erde und damit das Klima. Andere ausschliesslich anthropogen verursachte Emissionen wirken bis in eine Höhe von 15 bis 30 Kilometern, wo sie den Ozon-Schutzschild abbauen und dadurch die Intensität der ultravioletten Strahlung auf der Erdoberfläche ansteigen lassen.

Wesentlich bestimmt wird die Luftqualität in der Stadt Zürich durch die eigenen, städtischen Schadstoffemissionen aus dem Verkehr, aus Feuerungen in Industrie und Gewerbe sowie privaten Haushalten. Diese Primärschadstoffe vermischen sich mit der Luft und werden vom Wind verfrachtet. Während dieses Transportes können sich die Stoffe durch Einwirkung von Strahlung oder Reaktion mit andern Schadstoffen chemisch umwandeln (Bildung von Sekundärschadstoffen).

Im Vordergrund der Problematik stehen die Stickoxide; sie zeigen erhebliche Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte. Auch beim Ozon kommt es in den Sommermonaten zu häufigen und teilweise massiven Grenzwertüberschreitungen. Neben den Stickoxiden und Ozon wurden weiter die wichtigsten Leitschadstoffe der allgemeinen Luftbelastung gemessen: Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Schwebstaub und dessen Anteil an Blei und Cadmium. Erstmals wurden die (teilweise krebserzeugenden) partikelgebundenen polyzyklischen Aromaten (PAH) aufgenommen. Mit Ausnahme von Stickstoffmonoxid und PAH sind in der Luftreinhalte-Verordnung für alle erwähnten Schadstoffe Immissionsgrenzwerte angegeben.

Die Schadstoffe im Einzelnen:

- **Stickoxide (NO_x)** bezeichnen das Gemisch von Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2). Stickoxide entstehen bei der Verbrennung von fossilen Brenn- und Treibstoffen bei hohen Verbrennungstemperaturen. Dabei reagiert der Luftstickstoff mit dem Sauerstoff der Verbrennungsluft. Die Stickoxid-Emissionen stammen in der Stadt Zürich zu 58% aus dem Motorfahrzeugverkehr, zu 34% aus Öl- und Gasfeuerungen², zu 3% aus Kehrrichtverbrennungsanlagen und zu 5% aus Baumaschinen [Stadt Zürich 1994]. Bei der Verbrennung wird vor allem Stickstoffmonoxid emittiert, welches anschliessend in der Atmosphäre in giftiges Stickstoffdioxid umgewandelt wird. Stickstoffdioxid ist eine wichtige Vorläufersubstanz des sauren Regens, kann Erkrankungen der Atemwege und Schäden bei Pflanzen (besonders in Kombination mit anderen Schadstoffen) hervorrufen und spielt eine zentrale Rolle bei der Ozonbildung.
- **Ozon (O_3)**, ein farbloses Gas von etwas stechendem Geruch und geringer Löslichkeit in Wasser, ist eines der wichtigsten Spurengase in der Atmosphäre. Ozon und weitere Oxidantien werden in den unteren Luftschichten der Atmosphäre (Troposphäre, unterhalb ca. 10 km Höhe) durch photochemische Prozesse aus Vorläuferschadstoffen gebildet. Bei diesen handelt es sich um Stickoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen (VOC) und

² inkl. Gasturbinen und Verbrennungsmotoren

Kohlenmonoxid (CO). Auch ohne anthropogene Emissionen enthält die Troposphärenluft in unseren Breiten bereits etwa 30 bis 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon.

Die Entstehung erhöhter Ozonkonzentrationen (Sommer- oder Photosmog) wird in hohem Mass von den meteorologischen Bedingungen gesteuert: bei hohen Temperaturen, entsprechend starker Einstrahlung und langer Sonnenscheindauer liegen günstige Bedingungen für die Ozonbildung vor (meist Hochdruckwetterlagen). Die allmähliche Ozonbildung während des Transportes des Vorläufergemisches erklärt, weshalb Höchstbelastungen nicht im Quellgebiet der Primärschadstoffe auftreten. In unmittelbarer Quellnähe überwiegt im Allgemeinen der Ozonabbau. Vor allem in bodennahen Luftschichten städtischer Gebiete weist die Ozonbelastung einen ausgesprochenen Tagesgang auf, mit Höchstwerten am Nachmittag und sehr tiefen Konzentrationen während der Nacht.

Bei den heute im Sommer üblichen bodennahen Ozonbelastungen kommt es neben den gesundheitsschädigenden Auswirkungen bei Mensch und Tier auch zu Schäden in den Kulturlandschaften und zu Ertragseinbussen in der Agrarwirtschaft [BUWAL 1994a].

- **Schwefeldioxid (SO₂)** ist ein farbloses, gut wasserlösliches Gas, das in höheren Konzentrationen stechend riecht. Es entsteht vor allem beim Verbrennen fossiler Brennstoffe, die aufgrund ihrer organischen Herkunft Schwefel enthalten. In der Stadt Zürich wird Schwefeldioxid zum grössten Teil (93%) aus Feuerungen freigesetzt, der Rest stammt aus dieselbetriebenen Motorfahrzeugen. Das aus Feuerungen emittierte SO₂ stammt zu 81% aus der Verbrennung von "Heizöl extra leicht". Durch die Verbrennung von mittlerem und schwerem Heizöl entstehen 14%, von Kehrlicht 5% der feuerungsbedingten Schwefeldioxidemissionen [Stadt Zürich 1994]. SO₂ kann Erkrankungen der Atemwege beim Menschen verursachen und ist eine wichtige Vorläufersubstanz für die Bildung von sauren Niederschlägen.
- **Kohlenmonoxid (CO)** ist ein farb- und geruchloses Gas, das bei der unvollständigen Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen entsteht; Kohlenmonoxid stammt zu mehr als 89% aus den Abgasen von Motorfahrzeugen [Stadt Zürich 1994]. Bei Mensch und Tier wirkt es als Atemgift.
- **Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)**. Neben anorganischen Schadstoffen wie Kohlenmonoxid entstehen als Produkte unvollständiger Verbrennung auch organische Verbindungen. Dazu gehören die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK, engl. PAH)³. Die PAH sind aufgrund ihres krebserzeugenden Potentials von lufthygienischer Bedeutung: vorwiegend für Vertreter dieser Stoffklasse mit vier bis sechs Benzolringen besteht ein ausreichender Beweis für Kanzerogenität im Tierversuch. Dass sie auch beim Menschen Krebs auslösen können, wird durch epidemiologische Studien bestätigt. Als Leitkomponente der PAH gilt Benzo[a]pyren (BaP). Bis heute konnten in der Umwelt mehrere Hundert verschiedene PAH-Moleküle und Moleküle verwandter Verbindungen nachgewiesen werden. In der Atmosphäre können sie sowohl gasförmig als auch an Verbrennungsaerosole (Staubpartikel) gebunden vorliegen. Für die partikelgebundenen PAH ist die Bezeichnung PPAH gebräuchlich. Die kanzerogenen Spezies sind vorwiegend an die kleinsten, lungengängigen Russpartikel gebunden, die ihrerseits ebenfalls Produkte unvollständiger Verbrennung sind. Hauptquellen der PPAH sind der Motorfahrzeugverkehr (v. a. Dieselmotoremissionen) und die Feuerungsanlagen aus Haushalt, Industrie und Gewerbe (v. a. Feststofffeuerungen). Wegen fehlender Grundlagen können die Emissionsanteile der einzelnen Verursachergruppen für das Gebiet der Stadt Zürich nicht genauer angegeben werden. Für die Schweiz wurde abgeschätzt, dass der Lastwagenverkehr und

³ Aus mindestens drei Benzolringen aufgebaut

die Feuerungsanlagen je etwa zur Hälfte zu den Landesemissionen der Leitsubstanz BaP beitragen [BUWAL 1994 c].

- **Schwebestaub**⁴ besteht aus kleinen, teilweise einatembaren Feststoffpartikeln, die in der Luft suspendiert sind. Typische Bestandteile sind der Russ aus Abgasen von Feuerungen und Motorfahrzeugen, Erosionsstaub von Strassen und Bauwerken, sowie Salze, die teilweise Sekundärprodukte von Schadstoffen aus Feuerungen und Motorfahrzeugen sind. Diese Partikel sind meist selber Schadstoffe (z.B. Sulfate aus Schwefeldioxid und Dieselrusspartikel) oder sind Träger von Schadstoffen, insbesondere Blei und Cadmium. Das im Schwebestaub enthaltene Blei stammt hauptsächlich aus dem Motorfahrzeugverkehr. Cadmium stammt zum Teil aus der Kehrlichtverbrennung, zum Teil aus diffusen Quellen (Verwitterung). Cadmium beeinträchtigt die Funktion der Niere und kann zu Schädigungen von Enzymen führen. Blei behindert u.a. den Aufbau des roten Blutfarbstoffes und kann Entwicklungsstörungen bei Kindern verursachen.

Neuere Studien haben gezeigt, dass zwischen dem Gehalt lungengängiger Schwebestaubpartikel (PM₁₀⁵) und Atemwegsbeschwerden eindeutige Zusammenhänge bestehen [Sapaldia 1995].

3.2 Messkonzept

Das Konzept der Messkampagne lehnte sich im Wesentlichen an dasjenige der Flächenuntersuchung von 1989/90 an [Stadt Zürich 1990], aber mit zwei wichtigen Unterschieden: Fortlaufende Erfassung von Ozon an zusätzlichen Messstellen anstelle von Stichprobenmessungen (s. unten) und teilweiser Einsatz von NO₂-Passivsammlern. Die Hauptkampagne zur Ermittlung der Langzeitpegel dauerte vom 1. Juli 1994 bis zum 30. Juni 1995. An insgesamt 21 zusätzlichen Temporärmessstellen erfolgten entweder Stichprobenmessungen mit einer mobilen Station (Erfassung aller im vorangegangenen Abschnitt genannten Leitschadstoffe) oder lediglich NO₂-Messungen mit Passivsammlern. Letztere konzentrierten sich auf Gebiete, wo aufgrund der Exposition geringere Belastungen zu erwarten waren. Weiter konnte ein Messfahrzeug der kantonalen Fachstelle AWEL in die Kampagne integriert werden (in Wollishofen fest installiert). Damit umfasst das Messnetz 5 kontinuierlich betriebene Stationen (inkl. der NABEL-Station Kaserne), 8 mittels Stichproben untersuchte Messpunkte und 12 Messpunkte mit NO₂-Passivsammlern. Dieses Konzept der Messstellenverdichtung stellt einen Kompromiss zwischen den Bedürfnissen (d. h. hohe Orts- und Zeitauflösung) und den zur Verfügung stehenden Mitteln dar.

Der Einsatzplan für die Stichprobenerhebung beruhte wie 1989/90 auf einem systematischen Auswahlverfahren mit im Abstand von 9 bis 10 Tagen wiederholten 24-h-Messungen an den 8 Messorten. Wegen der typischen Zeitabhängigkeit der Belastungen wurde bei der Messplanung auf eine möglichst gleiche Messhäufigkeit der Tagesstunden und Wochentage geachtet. Aus den resultierenden max. 38 24-h-Stichproben je Jahr wurden die Jahresmittelwerte abgeschätzt. Eine Beurteilung der Kurzzeitbelastungen ist mit diesem Stichprobenkonzept nicht möglich oder ist mit grösseren Unsicherheiten behaftet.

⁴ Für Staubbelastungen sind in der Luftreinhalteverordnung zwei verschiedene Grenzwerte festgelegt: Für die Konzentration des Schwebestaubes in der Luft und für den Staubbiederschlag (Deposition). Der vorliegende Messbericht enthält nur Angaben zur Schwebestaub-Konzentration. Die Depositionsbelastung wurde in anderem Zusammenhang untersucht [Kanton Zürich 1994].

⁵ PM₁₀: Schwebestaub mit Partikeldurchmesser < 10 µm

Die NO₂-Passivsammler wurden jeweils 14 Tage exponiert; der Jahresmittelwert wurde somit aus 26 Einzelwerten berechnet. Die Verfolgung der zeitlichen Variation der Immissionen ist deshalb auf dieses Messintervall beschränkt, d. h. es sind ebenfalls keine Angaben über Kurzzeitkenngrößen möglich. An denjenigen Orten, wo sich die NO₂-Messungen allein auf diese Methodik abstützen, waren jedoch nur in seltenen Extremfällen Überschreitungen des Immissionsgrenzwertes für das Tagesmittel zu erwarten. Für ergänzende Untersuchungen wurden Passivsammler auch an sämtlichen Stichproben- und Dauermessstellen sowie an einigen weiteren Orten exponiert. Dies ermöglichte Vergleichsmessungen unter Feldbedingungen und statistische Auswertungen zur Absicherung der Ergebnisse (s. Abschnitt A 2.3 im Anhang 2, wo auch das Verfahren ausführlich beschrieben ist).

Wegen der ausgeprägten zeitlichen Variabilität und dem episodenhaften Auftreten des Sommersmogs sind Stichprobenmessungen zur Ermittlung der Ozonbelastungen nicht geeignet. Um Anhaltspunkte über die räumliche Struktur des bodennahen Ozonkonzentrationsfeldes zu erhalten, wurden deshalb während einer Teilmesskampagne 1994 drei zusätzliche kontinuierlich messende Ozonstationen in verkehrsabgelegenen Wohngebieten am Stadtrand aufgebaut (Zürichberg, Altstetten, Seebach). Die Messungen beschränkten sich auf das Sommerhalbjahr (1. April bis 30. September 1994), da erfahrungsgemäss in der restlichen Zeit keine Grenzwertüberschreitungen vorkommen. Sie ergänzten die Messungen an den vorwiegend verkehrsbeeinflussten Dauermessstationen. Im Zusammenhang mit der seit einigen Jahren deutlich werdenden Verschiebung der Höchstwerte vom abgelegenen Umland in die Stadtnähe, wurden die Temporärstationen teilweise bereits in den Vorjahren betrieben. Ab dem 1. Juli nahm die AWEL-Station in Wollishofen ebenfalls ihren Betrieb auf, womit sich das Ozonmessnetz während der Hochsommermonate noch erweiterte.

3.3 Messorte

Aus Vergleichsgründen wurden dieselben Messorte verwendet wie in den vorangegangenen Kampagnen. Gegenüber der Bestandesaufnahme von 1989/90 waren, bedingt durch die Passivsammler-Montage, an einzelnen Stellen geringfügige örtliche Verschiebungen notwendig. Einen Gesamtüberblick über die Lage der Messstellen auf Stadtgebiet gibt Abb. 1.

Bei der gezielten Standortauswahl sind folgende Kriterien berücksichtigt worden: Topographie (Stadtbecken, Hanglagen, Glatttal), Nutzungsart, Verkehrs- und Emissionskataster sowie Bevölkerungs- und Bebauungsdichte. Eine Randbedingung war die Berücksichtigung aller Stadtkreise. Die Errichtung von Messstellen an unterschiedlich strukturierten und belasteten Orten ermöglicht einen Überblick über die Variationsbreite der Immissionen. Bei ausreichender Repräsentativität einer Messstelle können Abschätzungen für vergleichbare Gebiete durchgeführt werden. Da die räumliche Struktur der Immissionen sehr wesentlich durch den Strassenverkehr bestimmt wird, werden folgende Standorttypen unterschieden:

- Typ W: Wohnquartier abseits von verkehrsreichen Hauptachsen. Distanz der Messstelle zur nächsten verkehrsreichen Strasse mindestens 100 m.
- Typ WV: Wohnquartier oder gemischtes Wohn- und Geschäftsquartier mit direkter Exposition auf verkehrsreiche Hauptachse. Messstelle zwischen Gebäuden und Fahrbahnrand, d. h. ausserhalb der eigentlichen Verkehrsanlage.
- Typ V: Verkehrsreicher Platz mit hoher Fussgängerfrequenz.
- Typ G: Grünzone; Messstelle in Park, parkähnlichem Gebiet oder Waldlichtung.

Sämtliche Messorte der Kampagne sind in Tab. 1 zusammengestellt und kurz charakterisiert. Ihre genaue Lage kann den Detailplänen der Abb. 2 entnommen werden (die Messstellen-

nummerierung wurde von den vorangegangenen Kampagnen übernommen). Die erstmals errichteten temporären Ozonmessstellen befanden sich in der Nähe der Orte 16, 18 und 22 und werden in der Tabelle mit dem Zusatz 'a' bezeichnet.

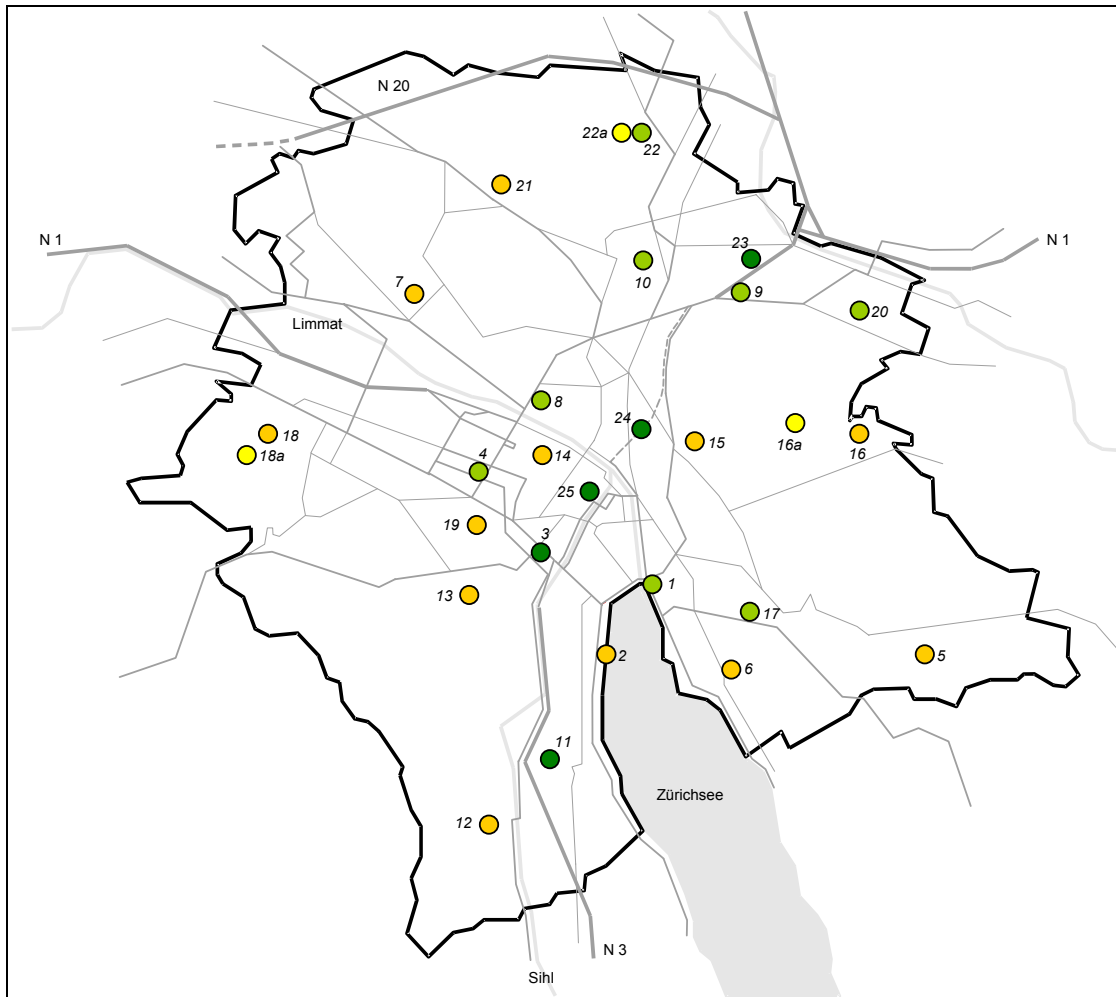


Abb. 1 Übersichtskarte Messorte

- | | |
|---|--|
| ● <i>Dauermessstationen</i> | ● <i>Stichprobenmessorte</i> |
| ● <i>NO₂-Passivsammler</i> | ● <i>Temporäre Ozonmessstation</i> |

Tab. 1 Beschreibung der Messorte, Standortmerkmale:

- *Bebauungsdichte des Quartiers: Gebäudegrundfläche in Prozent der Fläche ohne Wald: Über 25 % = hoch, 15-25 % = mittel, unter 15 % = niedrig.*
- *Einwohnerdichte: [E/ha] = Einwohner pro Hektare.*
- *Lärmbelastung am Messort tagsüber, Mittelwerte Leq in dB(A):
Über 70 dB = sehr hoch; 60-69 = mittel bis stark; unter 60 = mässig bis niedrig.*
- *Für Messorte mit Strassenexposition sind Verkehrsaufkommen und Distanz zum Strassenrand angegeben (Fz/Tag = Fahrzeuge pro Tag).*

Nr.	Typ	Lage, Quartier	Merkmale für Messort bzw. Quartier
1	V	Bellevue Utoquai	Messort auf verkehrsreichem, zweiseitig bebautem Platz im Zentrum (Kreisel ca. 64'000 Fz/Tag, Distanz 5 m) niedrige Einwohnerdichte (36 E/ha) hohe Fussgängerdichte Verkehrslärm 74 dB
2	G	Strandbad Mythenquai Enge	Messort im Park am See, Distanz zur angrenzenden (abgeschirmten) Hauptachse 40 m Strassen- und Eisenbahnverkehrslärm 57 dB
3	WV	Schimmelstrasse/ Birmensdorferstrasse 83 Sihlfeld/Werd	Messort an Hauptachse (32'000 Fz/Tag, Distanz 3 m) Wohn- und Geschäftsquartier mit hoher Bebauungs- und Einwohnerdichte (136 E/ha) Strassenverkehrslärm 72 dB 3a Gerhardstr. 3: Hintergrundmessung mit Passivsammler
4	W	Eichbühlstrasse 43 Hard	Wohnquartier. Nähe Güterbahnhof und Hardstrasse (250m) Lokalverkehr mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (91 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 59 dB.
5	W	Steinbrüchelstrasse 44 Witikon	Wohnquartier am Stadtrand Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (33 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 53 dB
6	W	Schulhaus Seefeld Mühlebach	Wohn- und Geschäftsquartier Lokalverkehr hohe Bebauungs- und mittlere Einwohnerdichte (91 E/ha) Verkehrslärm und Umgebungsgeräusch 60 dB
7	W	Schulhaus Vogtsrain Höngg Ferd.- Hodlerstr. 30	Wohnquartier am Stadtrand in Hanglage Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (41 E/ha) Umgebungslärm 57 dB
8	WV	Rosengartenstrasse/ Schulhaus Nordstrasse Wipkingen	Wohnquartier an Hauptachse (61'000 Fz/Tag, Abstand 5 m) mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (103 E/ha) Verkehrslärm 80 dB
9	WV	Tulpenstrasse 2 Saatlen N 1.4.4	Wohnquartier an Hauptachse (83'000 Fz/Tag, Abstand 5 m). mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (60 E/ha) Verkehrslärm 79 dB
10	V	Franklinplatz Oerlikon	verkehrsreicher Platz (ca. 10'000 Fz/Tag, Distanz 5 m) mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (62 E/ha) Verkehrslärm 70 dB hohe Fussgängerdichte
11	W	Speerstrasse 19 Wollishofen	Wohnquartier am Stadtrand Lokalverkehr

Nr.	Typ	Lage, Quartier	Merkmale für Messort bzw. Quartier
			niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (46 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 54 dB.
12	W	Wegackerstrasse 2 Leimbach	Wohnquartier am Stadtrand (Sihltal) Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte. (30 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 52 dB
13	WV	Schweighofstrasse/ Schweigermatt 54 Friesenberg	Messort an Hauptachse (ca. 13'000 Fz/Tag, Distanz 5 m) niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (42 E/ha) Verkehrslärm 68 dB 13a, b, c: horizontaler Abstandsversuch mit Passivsammlern (5 m, 40 m, 67 m).
14	W	Neugasse 140/ Josefstrasse 171 Industriequartier	Messort im verkehrsfreien Innenhof einer Wohnüberbauung hohe Bebauungs- und Einwohnerdichte (134 E/ha) Umgebungsgeräusche 52 dB
15	W	Bionstrasse 4/10 Oberstrass	Wohnquartier in Hanglage Lokalverkehr mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte(63 E/ha) Verkehrslärm und Umgebungsgeräusche 57 dB
16	G	Finnenbahn, beim Zoo Adolf Jöhr Weg Hottingen	Messort in Waldlichtung neben Sportanlagen. Distanz zu Tobelhofstrasse (ca. 8'300 Fz/Tag) ca. 180 m Umgebungsgeräusche 47 dB
16a	W	Schulhaus Heubeeribüel Heubeerweg 30 Fluntern	Temporäre Ozon-Messstation. Messort am Stadtrand, gegen offenes Feld, Hanglage niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (26 E/ha) schwacher Lokalverkehr.
17	WV	Forchstrasse 145 Hirslanden	Messort an Hauptachse (14'000 Fz/Tag, Distanz 2 m) mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (73 E/ha) Verkehrslärm 72 dB
18	W	Meientalstrasse/ Stampfenbrunnenstr. 27 Altstetten	Wohnquartier am Stadtrand Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (48 E/ha) Umgebungsgeräusche 49 dB.
18a	W	Friedhof Eichbühl Altstetten	Temporäre Ozon-Messstation. Messort am Stadtrand (beim Friedhofeingang). Nähe Wohnquartiere und Sportanlage niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (48 E/ha)
19	G	Friedhof Sihlfeld Sihlfeld	Park in Stadtmitte, allseitig von Wohn- und Geschäfts- quartieren umgeben Umgebungsgeräusche 52 dB
20	W	Grosswiesenstrasse 110 Hirzenbach	Messort inmitten Wohnüberbauung am Stadtrand (Glattal) niedrige Bebauungs- und mittlere Einwohnerdichte (62 E/ha) Umgebungsgeräusche 55 dB.
21	W	In Böden 123/133 Affoltern	Wohnquartier am Stadtrand (Glattal) Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (37 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 60 dB.
22	W	Birchstrasse/ Buchwiesen 114 Seebach	Wohnquartier am Stadtrand (Glattal) Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (41 E/ha) Umgebungslärm 55 dB.

Nr.	Typ	Lage, Quartier	Merkmale für Messort bzw. Quartier
22a	W	Schulhaus Buchwiesen Seebach	Temporäre Ozon-Messstation. Messort am Stadtrand, von Wohnquartier umgeben niedrige Bebauungs- und Einwohnerdichte (41 E/ha).
23	W	Schulhaus Saatlen B Saatlen	Messort in locker überbautem Schulareal (Distanz zur N 1.4.4 200m) Lokalverkehr niedrige Bebauungs- und mittlere Einwohnerdichte (60 E/ha) Verkehrs- und Umgebungslärm 55 dB.
24	WV	Stampfenbachstrasse 144 Unterstrass	Wohn- und Geschäftsquartier an Hauptachse (ca. 9'000 Fz/Tag, Distanz 2.3 m) mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (84 E/ha) Verkehrslärm 72 dB
25	G	Kasernenhof (NABEL), Langstrasse	Wohn- und Geschäftsquartier, kleiner Park in Stadtmitte verkehrsfree Hinterhofsituation mittlere Bebauungs- und Einwohnerdichte (114 E/ha) Verkehrslärm und Umgebungsgeräusche 55 dB.

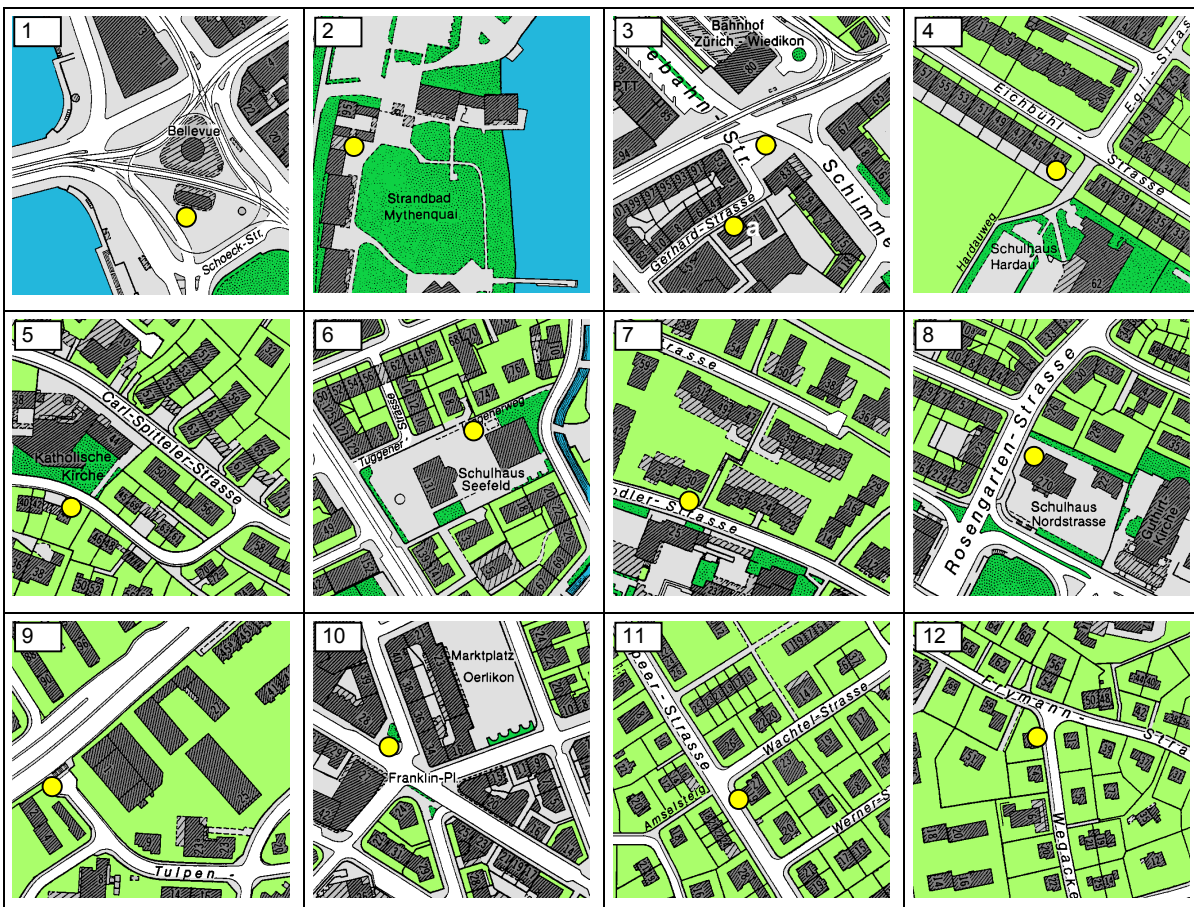




Abb. 2 Detailpläne der Messstandorte

4 Resultate

4.1 Messwerte (und Grenzwerte)

Die verwendete Stichprobenmethodik erlaubt eine gute Schätzung für den Jahresmittelwert an jedem Messort. Bei der Beurteilung der Messresultate muss die Stichprobenmethodik und Messgenauigkeit (siehe technischer Anhang) berücksichtigt werden. Dies beeinflusst auch den Sprachgebrauch in den folgenden Abschnitten (in Abb. 3 illustriert), der sich an [BUWAL 1990] anlehnt. Die für den jeweiligen Schadstoff geltenden Messunsicherheiten (Jahresmittelwerte) sind in Anhang 1 zusammengestellt.

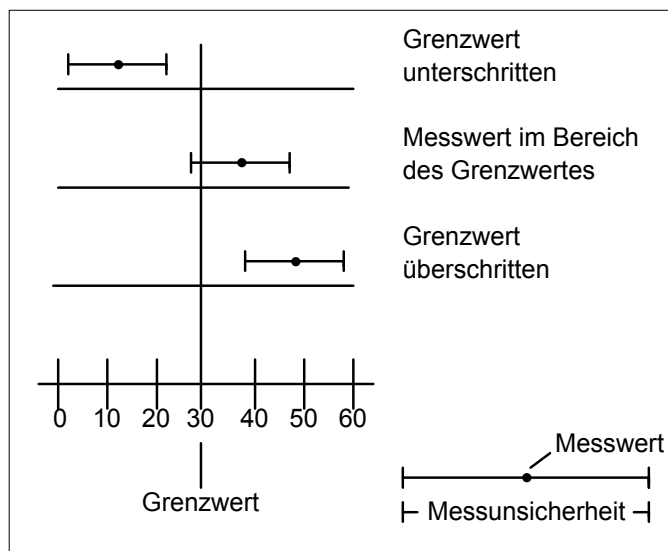


Abb. 3 Sprachgebrauch beim Vergleich der Messwerte mit den Immissionsgrenzwerten.

Stickoxide (NO_x)

Stickstoffdioxid (NO₂)

Der Langzeitimmissionsgrenzwert von 30 µg/m³ für das Jahresmittel wurde bei 12 von 28 Messstellen überschritten⁶ (Tab. 2). Die höchsten Belastungen lagen im Bereich des Zweifachen des Grenzwertes und wurden an der Schimmelstrasse in Wiedikon, an der Rosengartenstrasse in Wipkingen bzw. am Bellevue gemessen. Diese Orte gehören zu den höchstbelasteten der Schweiz [BUWAL 1995a]. Weitere elf Messstellen lagen noch im Bereich des Grenzwertes, fünf lagen unter dem Grenzwert (Steinbrüchelstrasse, Wegackerstrasse, Grosswiesenstrasse, Schweigmatt, Adolf Jöhr-Weg). Die räumlichen Unterschiede werden in Kapitel 4.2 ausführlicher besprochen.

⁶ Messwerte von 34 µg/m³ und mehr gelten als Grenzwertüberschreitung (siehe Bemerkungen im vorigen Abschnitt und Anhang 1)

Tab. 2 Jahresmittelwerte 1994/95 der Stickoxide (alle Werte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) im Vergleich mit den früheren Messkampagnen.

Nr.	Strasse	Jahresmittelwerte NO ₂			Jahresmittelwerte NO			Höchster Tagesmittelwert 94/95	
		82/83	89/90	94/95	82/83	89/90	94/95	NO ₂	NO
		[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
Typ W									
4	Eichbühlstrasse	53	53	38	58	59	25		
5	Steinbrüchelstrasse	33	35	23	17	19			
6	Schulhaus Seefeld	51	45	31	51	32			
7	Schulhaus Vogtsrain	41	41	30	30	28			
11	Speerstrasse	49	45	32	42	44	16	79	126
12	Wegackerstrasse	40	41	24	28	24			
14	Neugasse	48	46	34	39	40			
15	Bionstrasse	56	40	29	54	23			
18	Maientalstrasse	32	36	27	21	26			
20	Grosswiesenstrasse	38	38	26	27	26	10		
21	In Böden	45	45	31	43	44			
22	Birchstrasse	35	43	28	27	52	18		
23	Schulhaus Saatlen		43	32		88	21	70	140
Typ WV									
3	Schimmelstrasse	79	65	56	236	103	77	102	225
3a	Gerhardstrasse			47					
8	Rosengartenstrasse	87	69	58	357	174	91		
9	Tulpenstrasse	66	78	54	166	265	98		
13a	Schweighofstrasse	56	52	32	159	99			
13b	Schweigmatt			27					
13c	Schweigmatt			25					
17	Forchstrasse	62	59	42	93	82	40		
24	Stampfenbachstrasse	54	63	42	157	81	35	87	159
Typ V									
1	Bellevue	64	72	56	217	158	70		
10	Franklinplatz	61	57	44	123	82	36		
Typ G									
2	Strandbad Mythenquai	48	53	35	66	65			
16	Adolf Jöhr Weg	32	41	22	9	19			
19	Friedhof Sihlfeld	48	49	27	42	46			
25	Kasernenhof (NABEL)	* 60	** 59	40	48	43	18		
IMMISSIONSGRENZWERTE		30			-			80	

* Messwert 1982, ** Messwert 1989

Der Kurzzeit-Immissionsgrenzwert für das NO₂-Tagesmittel von 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ darf gemäss Luftreinhalte-Verordnung höchstens einmal pro Jahr überschritten werden. Das verwendete Stichprobenkonzept mit Messungen im Abstand von 9 - 10 Tagen ermöglichte keine Ermittlung der Überschreitungshäufigkeiten.

An den kontinuierlich betriebenen Messstationen traten zwischen 0 (Schulhaus Saatlen) und max. 27 Überschreitungen (Schimmelstrasse) des 24-h-Grenzwertes auf. Diese Häufigkeiten decken etwa den zu erwartenden Bereich ab. Das höchste registrierte Tagesmittel betrug 102 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und trat an der Schimmelstrasse auf. Hingegen liegen keine eindeutigen Überschreitungen des maximalen 95%-Wertes mehr vor. Dieser Grenzwert wurde an der Schimmelstrasse erstmals 1994 eingehalten.

Stickstoffmonoxid (NO)

Für die ebenfalls in Tab. 2 gezeigten NO-Werte sind, wie bereits erwähnt, in der Luftreinhalte-Verordnung keine Grenzwerte festgelegt. Die gemessenen Jahresmittelwerte streuen im Bereich von 10-98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Beurteilung siehe Kapitel 4.2).

Ozon (O₃)

Klimatologische Vorbemerkungen

Der Sommer 1994 war in Zürich einer der wärmsten seit Mitte des letzten Jahrhunderts. Vor allem der Juli zeichnete sich durch einen dominierenden Hochdruckeinfluss mit insgesamt 24 Sommertagen (Max. > 25 °C) aus. Der Wärmeüberschuss betrug 4,7 °C gegenüber dem langjährigen Mittel. Im August setzte sich die Hitzeperiode vorerst fort und brachte am 5. August mit 33,3 °C den wärmsten Tag des Jahres. Im letzten Jahrzehnt haben sich Sommer mit vergleichbaren Klimawerten auffallend gehäuft.

Vergleich Messwerte-Grenzwerte

Als Kehrseite des schönen Sommerwetters traten 1994 häufige und zum Teil massive Überschreitungen der Ozongrenzwerte auf. Tab. 3 zeigt zusammenfassend das Ausmass der Belastungen an den sieben Messorten.

Tab. 3 Ozon-Kurzzeitwerte im Sommerhalbjahr 1994

Nr.	Strasse	Ozon-Kurzzeitwerte Sommerhalbjahr '94		
		Stundenwerte > 120 µg/m ³ [Anzahl]	Höchster Stundenwert [µg/m ³]	Höchster 98%-Wert [µg/m ³]
Typ W				
11	Speerstrasse ¹⁾	266*	219	183
16a	Schulhaus Heubeeribüel	614	245	192
18a	Eichbühl	314	217	178
22a	Buchwiesen	380	250	188
23	Saatlen	293	231	174
Typ WV				
3	Schimmelstrasse	84	161	139
24	Stampfenbachstrasse	312	233	174
IMMISSIONSGRENZWerte		1	120	100

1) in Betrieb ab 1. Juli 1995 (*=unvollständige Anzahl)

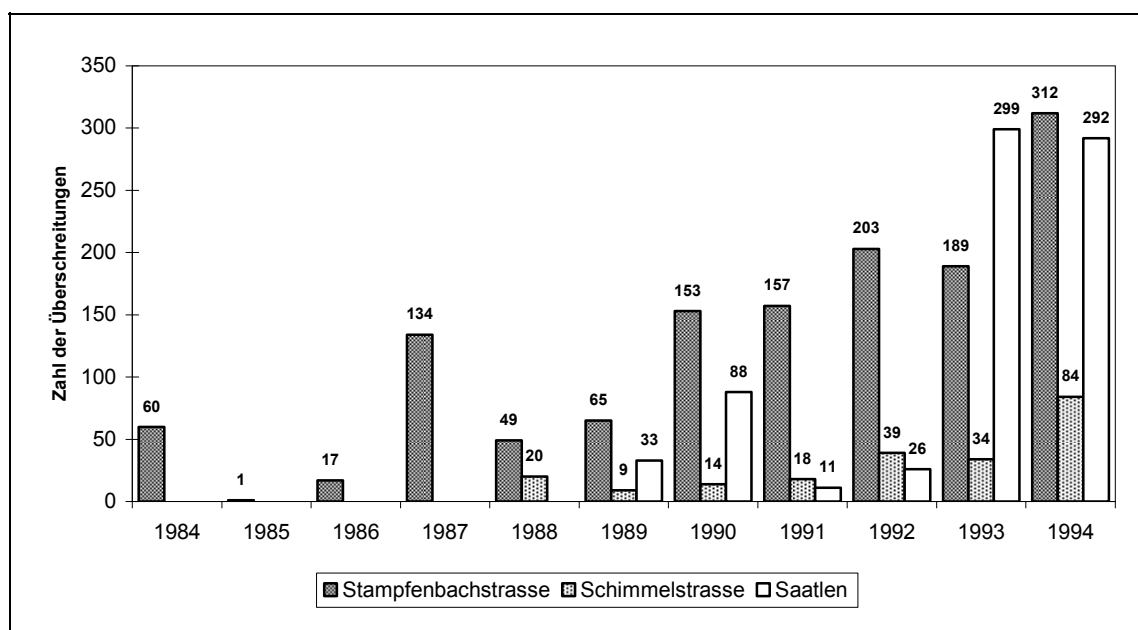


Abb. 4 Zahl der Überschreitungen des Stundengrenzwertes von 120 µg/m³ Ozon an den Dauermeßstationen seit Aufnahme der Messungen

Die Belastungswerte an den drei Dauermessstationen 3, 23 und 24 belegen, dass die Ozonimmissionen 1994 zu den höchsten seit Messbeginn gehörten. So übertrafen die 98 %-Werte im Juli die bisherigen Maximalwerte der Jahre 1992 bzw. 1993 um 5 - 7 %. An den direkt verkehrsbeeinflussten Messstellen Stampfenbachstrasse (Ozonmessungen seit 1984) und Schimmelstrasse-Bahnhof Wiedikon (seit 1988) wurde 1994 die höchste Zahl von Überschreitungen des Stundengrenzwertes von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert, in Saatlen (seit 1989 in Betrieb) lag diese Zahl geringfügig unter derjenigen des Vorjahres. Generell haben die Überschreitungshäufigkeiten in den letzten Jahren stark zugenommen (Abb. 4). Hingegen wurden die höchsten Stundenwerte des Ozonjahres 1992 mehrheitlich nicht übertroffen.

Schwefeldioxid (SO₂)

Tab. 4 Jahresmittelwerte 1994/95 von Schwefeldioxid im Vergleich mit den früheren Messkampagnen

Nr.	Strasse	Jahresmittelwerte SO ₂			Höchster Tagesmittelwert 94/95 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
		82/83 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	89/90	94/95	
Typ W					
4	Eichbühlstrasse	29	19	12	53
11	Speerstrasse	25	24	12	
20	Grosswiesenstrasse	21	16	8	
22	Birchstrasse	24	12	5	
Typ WV					
3	Schimmelstrasse	50	30	16	60
8	Rosengartenstrasse	47	31	14	60
9	Tulpenstrasse	28	34	10	
17	Forchstrasse	31	20	13	
24	Stampfenbachstrasse	44	25	11	
Typ V					
1	Bellevue	35	20	12	
10	Franklinplatz	32	20	11	
Typ G					
25	Kasernenhof (NABEL)	* 49	** 24	11	
IMMISSIONSGRENZWERTE		30			100

* Messwert 1982, ** Messwert 1989

An allen Messorten lagen die Belastungen weit unter dem Immissionsgrenzwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Jahresmittel. Der Höchstwert wurde an der Schimmelstrasse ermittelt und beträgt aber auch dort nur die Hälfte des Immissionsgrenzwertes. Die niedrigsten Belastungen wurden an der Birchstrasse in Seebach (Wohnquartier abseits von Hauptachse) festgestellt und betragen dort nur noch $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Auch die Kurzzeitbelastungen (24-Stunden-Mittelwerte) lagen bei allen Dauermessstationen unter dem Grenzwert von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Höchstwerte von $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an Schimmel- und Stampfenbachstrasse).

Kohlenmonoxid (CO)

Für Kohlenmonoxid kennt die Luftreinhalteverordnung nur einen Grenzwert für den Tagesmittelwert ($8000 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 8 \text{mg}/\text{m}^3$). Dieser wurde an keiner Messstelle überschritten (siehe Tabelle der Tagesmittelwerte im Anhang). Tagesmittelwerte über dem Grenzwert traten an den Dauermessstationen letztmals 1985 auf. Trotzdem kann nicht ganz ausgeschlossen werden,

dass in Strassenschluchten mit viel stockendem Verkehr und bei extrem austauscharmer Witterung noch gelegentlich der Grenzwert überschritten wird.

Die höchsten Tagesmittelwerte betragen maximal etwa 1/3 des gesetzlichen Grenzwertes. Die Kohlenmonoxidbelastung ist erwartungsgemäss an verkehrsreichen Standorten am grössten. Am Bellevue wurden die höchsten Jahreswerte gemessen; neben dem hohen Verkehrsaufkommen trägt hier auch die niedrige Geschwindigkeit zu der relativ hohen Belastung bei.

Tab. 5 Jahresmittelwerte 1994/95 von Kohlenmonoxid im Vergleich mit den früheren Messkampagnen

Nr.	Strasse	Jahresmittelwerte CO			Höchster Tagesmittelwert 94/95
		82/83	89/90	94/95	
		[µg/m ³]			[µg/m ³]
Typ W					
4	Eichbühlstrasse	1400	900	640	1465
11	Speerstrasse	900	1000	360	
20	Grosswiesenstrasse	800	900	450	
22	Birchstrasse	900	800	550	
Typ WV					
3	Schimmelstrasse	5600	2100	1210	2837
8	Rosengartenstrasse	4400	2100	1200	
9	Tulpenstrasse	2400	2700	1200	2397
17	Forchstrasse	1900	1500	870	
24	Stampfenbachstrasse	°2600	1400	820	
Typ V					
1	Bellevue	6100	3200	1530	8000
10	Franklinplatz	3700	1600	850	
Typ G					
25	Kasernenhof (NABEL)	*1500	**1100	720	

* Messwert 1982

** Messwert 1989

° Messwert 1983

Schwebestaub, Blei- und Cadmium

Beim Gesamt-Schwebestaub lagen die Messwerte fast überall deutlich unter dem Grenzwert für das Jahresmittel von 70 µg/m³, an der Tulpenstrasse und am Bellevue in der Nähe des Grenzwertes. Es zeigen sich auch deutliche räumliche Belastungsunterschiede (siehe Tab. 6 und Abschnitt 4.2).

Auch für die Blei- und Cadmiumkonzentrationen im Schwebestaub wurden die Grenzwerte an allen Messorten klar eingehalten. Die höchste Bleibelastung tritt am Bellevue auf und macht 1/5 des gesetzlichen Grenzwertes aus. Bei den Cadmiumbelastungen gibt es keine signifikanten Unterschiede, sie bewegen sich in der Grössenordnung von 5% des Immissionsgrenzwertes.

Tab. 6 Jahresmittelwerte 1994/95 von Schwebestaub, Blei und Cadmium im Vergleich mit früheren Messkampagnen.

Nr.	Strasse	Schwebestaub total			Blei			Cadmium		
		82/83	89/90	94/95	82/83	89/90	94/95	82/83	89/90	94/95
		[µg/m³]			[µg/m³]			[ng/m³]		
Typ W										
4	Eichbühlstrasse	52	44	44	0.3	0.19	0.05	2.0	1.2	0.50
11	Speerstrasse		46	31		0.20	0.04		0.8	0.40
16a	Schulhaus Heubeeribüel			29			0.03			0.40
20	Grosswiesenstrasse		49	29		0.13	0.04		0.9	0.50
22	Birchstrasse		41	38		0.19	0.06		1.0	0.60
Typ WV										
3	Schimmelstrasse	72	71	54	1.1	0.59	0.16	2.0	0.9	0.50
8	Rosengartenstrasse	71	64	47	1.5	0.64	0.15	3.0	1.0	0.50
9	Tulpenstrasse	74	97	63	0.8	0.71	0.16	2.0	1.4	0.60
17	Forchstrasse		63	45		0.25	0.08		1.0	0.40
24	Stampfenbachstrasse		57	36		0.27	0.05		0.7	0.60
Typ V										
1	Bellevue	73	82	66	1.1	0.59	0.20	2.0	1.1	0.60
10	Franklinplatz	74	58	42	0.7	0.23	0.06	3.0	1.4	0.50
IMMISSIONSGRENZWERTE		70			1			10		

Partikelgebundene polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PPAH)

Vorbemerkung

Der für die Messungen eingesetzte Photoelektrische Aerosolsensor (PEAS) liefert ein Summensignal für die PPAH's und evtl. weitere photoionisierbare Stoffe. Die Bewertung dieses Signals als Messgrösse für die Massenkonzentration ist zurzeit nur sehr bedingt möglich (s. Anhang 2, Messtechnik). **Die im Folgenden angegebenen Jahresmittelwerte der PPAH-Konzentrationen sind deshalb lediglich als "Belastungsindex" zu betrachten.** Um direkte Vergleiche mit den Ergebnissen andernorts durchgeführter PEAS-Messungen zu ermöglichen, wurde die Dimension ng/m³ jedoch beibehalten (dies entspricht der Geräteanzeige).

Messwerte

Einen Überblick über die Resultate dieser Screening-Untersuchung gibt die Tab. 7. Die LRV kennt keine Immissionsgrenzwerte für diese Stoffe.

Tab. 7 Jahresmittelwerte 1994/95 von PPAH

Nr.	Strasse	Jahresmittelw. PPAH 94/95 [ng/m³]
Typ W		
4	Eichbühlstrasse	25
16a	Schulhaus Heubeeribüel	11
20	Grosswiesenstrasse	12
22	Birchstrasse	18
Typ WV		
8	Rosengartenstrasse	64
9	Tulpenstrasse	58
17	Forchstrasse	30
Typ V		
1	Bellevue	46
10	Franklinplatz	29

Im Vergleich zu den Schwebstaubbelastungen zeigen die PEAS-Messdaten eine deutlich höhere räumliche Variabilität. Die höchsten Werte traten in Strassenräumen mit hohem Verkehrsaufkommen auf, während in abgelegeneren Wohngebieten bis zu 6-fach tiefere Mittelwerte gemessen wurden (s. die detailliertere Bewertung im Abschnitt 4.2.6). Diese Unterschiede könnten teilweise mit der Alterung des Aerosols zusammenhängen (Abschwächung des PEAS-Signals durch Partikelummantelung während längerer Verweildauer in der Atmosphäre [Hart et al. 1993]).

Vergleicht man im Einzelnen die Messstellensituation mit den Messwerten, so ergeben sich jedoch insgesamt plausible relative Belastungswerte. Eine eindeutige Beziehung zu PPAH-Konzentrationen bzw. Anteilen von Leitstoffen wie BaP kann, wie eingangs erwähnt, zurzeit nicht hergestellt werden. Eine Abschätzung der gesundheitlichen Relevanz über eine Dosis-Risiko-Funktion [LAI 1992] ist deshalb nicht eindeutig möglich.

Zweifellos besteht entlang viel befahrener Durchgangsstrassen für die betroffene Bevölkerung ein Zusatzrisiko, das vermindert werden muss [BUWAL 1994 c]. Dazu tragen weitere potentiell kanzerogene Schadstoffe bei, die ebenfalls verkehrsbedingt sind (Dieselruss, Benzol). In der Bundesrepublik Deutschland wird dieser Gesundheitsgefährdung durch Festlegung von maximalen Konzentrationswerten Rechnung getragen (gültig ab 1.7.1995, 23. BImSchV). Diese verbindlichen Beurteilungsmassstäbe erlauben es den zuständigen Behörden bei Überschreitungen Massnahmen zu ergreifen.

4.2 Räumliche Belastungsunterschiede

Stickoxide (NO_x)

Stickstoffdioxid (NO₂)

Die räumliche Verteilung der **Stickstoffdioxidbelastungen** wurde modellmässig, in Analogie zu [Kanton Zürich 1995] unter Berücksichtigung der gemessenen Werte bestimmt. Das verwendete Modell benutzt eine Aufteilung der gesamten Immissionen nach Hintergrundbelastung (je Stadtquartier) und strassenverursachter Zusatzbelastung.

In Tab. 8 ist die räumliche Verteilung der NO₂-Immissionen auf Stadtgebiet dargestellt. Das Immissionsmuster bildet im Wesentlichen die Anordnung des übergeordneten Strassennetzes, des Siedlungsgebietes und der Topographie ab:

- **Die höchsten Belastungen (>45 µg/m³)** wurden in unmittelbarer Strassennähe an den stark befahrenen Strassenabschnitten im Stadtzentrum, an den Ausfahrtsstrassen am linken Seeufer und im Bereich der Badenerstrasse gemessen. Weiter treten sie an den Autobahnteilstücken N1.1.1. und N1.4.4, sowie an der N1 (Limmatbrücke und Aubrugg) und N20 auf.
- **Eindeutig über dem Grenzwert (35 - 45 µg/m³)** belastet sind grossflächig das Stadtzentrum, die wichtigsten Einfallskorridore (Limmat-, Sihl- und Glatttal, Milchbuck) und die beiden Seeufer.
- In den **meisten** cityferneren und am Stadtrand gelegenen Wohngebieten bewegt sich die Belastung immer noch **im Bereich von 25-35 µg/m³**.
- **Unter 25 µg/m³ und damit eindeutig unter dem Grenzwert** belastet sind die Waldgebiete in erhöhten Lagen am Stadtrand (siehe auch Tab. 8, Tab. 9) sowie teilweise Wohngebiete im Kreis 7 und am Fusse des Üetliberges.

Blendet man die hohen Belastungen im unmittelbaren Einflussbereich des Strassenverkehrs aus, so werden auch Unterschiede zwischen zentrumsnahen Gebieten und Aussenquartieren sichtbar. 0 zeigt die Mittelwerte von entsprechend gelegenen Messorten des Typs W.

Tab. 8 Durchschnittliche Jahresmittel der NO₂-Immissionen für Standorte in Wohnquartieren ohne Exposition auf Hauptachsen; Angaben in µg/m³

* Mittel aus den Resultaten der Messorte im Hard, Seefeld, Industriequartier und Oberstrass (Messorte Nr. 4, 6, 14, 15); Distanz zum Paradeplatz für alle Messorte unter 3 km
 ** Mittel aus den Resultaten in Witikon, Höngg, Wollishofen, Leimbach, Altstetten, Schwamendingen, Affoltern, Seebach und Saaten (Messorte 5, 7, 11, 12, 18, 20, 21, 22, 23); Distanz zum Paradeplatz für alle Messorte über 3 km

NO ₂ [µg/m ³]	
Zentrumsnahe Gebiete *	33
Aussenquartiere **	28

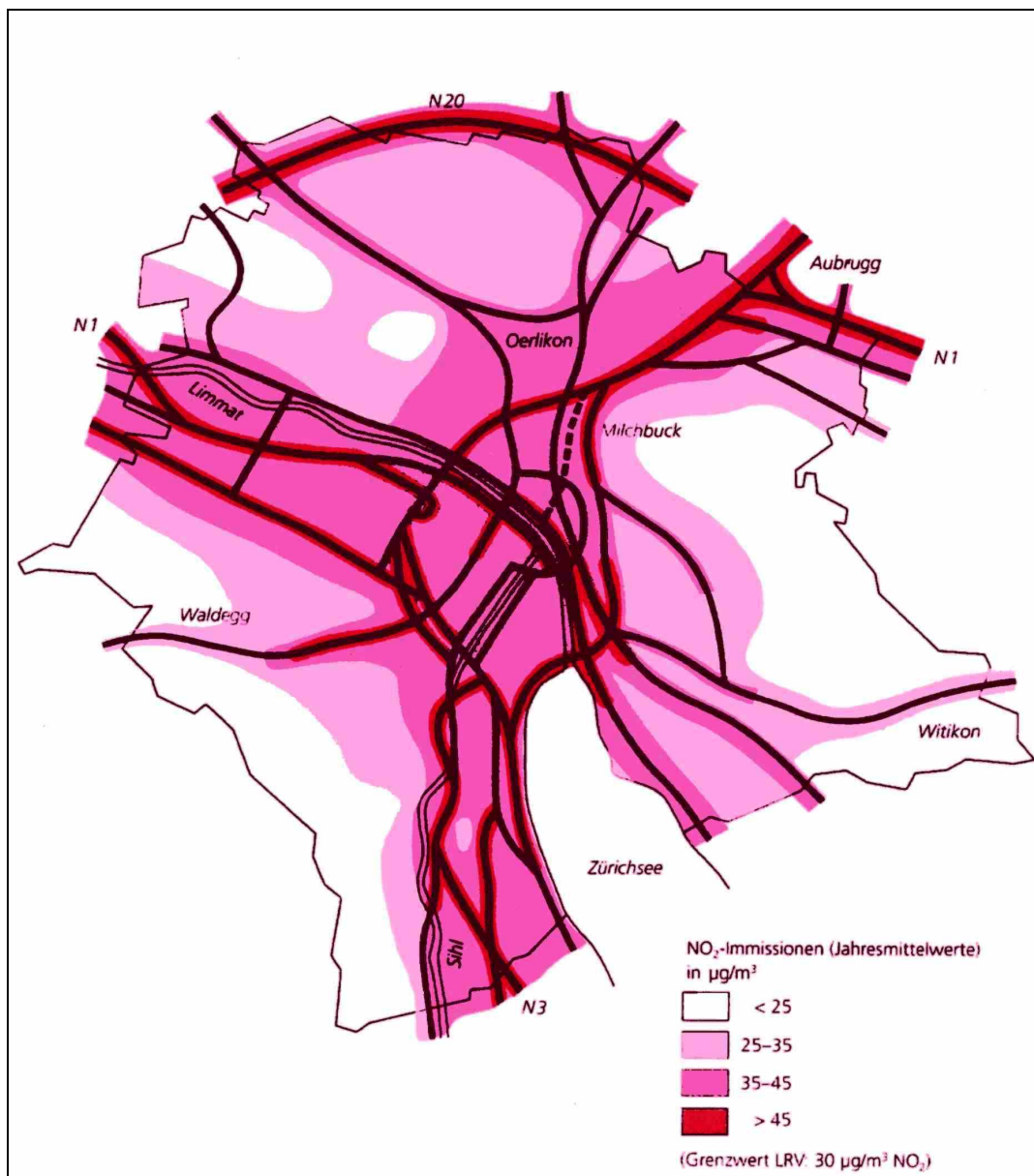


Abb. 5 Stadt Zürich: NO₂-Immissionen 1994/95 (Jahresmittelwerte). Die "Immissionsschläuche" entlang der Strassen sind aus darstellerischen Gründen (zumindest teilweise) breiter eingezeichnet als es in Realität der Fall ist. Je nach Bebauungsdichte klingt die Konzentration mit zunehmendem Strassenabstand mehr oder weniger rasch ab (vgl. Abs. 4.2.7)

In den räumlichen Durchschnittswerten kommt die grössere Emissionsdichte in Zentrumsnähe zum Ausdruck. Erheblichere Unterschiede - bei wesentlich höherem Immissionsniveau - wurden noch 1982/83 gefunden. Zusammenhängen dürfte dies mit der Inbetriebnahme der Nordumfahrung und der Tatsache, dass viele Aussenquartiere heute an eine Agglomeration angrenzen, die sich kaum mehr von städtischen Gebieten unterscheidet. Eine Gegenüberstellung der Durchschnittswerte verkehrsexponierter und -abgelegener Lagen bringt die zusammenfassende Tab. 9.

Stickstoffmonoxid

Die räumlichen Konzentrationsunterschiede sind beim NO ausgeprägter als beim NO₂ (Tab. 2). In Wohnquartieren abseits von Hauptachsen lagen die NO-Werte jeweils deutlich unterhalb 30 µg/m³, an verkehrsexponierten Standorten traten jedoch Konzentrationen bis gegen 100 µg/m³ auf.

NO als Primärschadstoff spiegelt unmittelbar die örtliche und zeitliche Lage der Emissionsquellen (Auspuffe, Kamine) wieder mit entsprechend grossen Konzentrationsunterschieden. Demgegenüber ist die Verteilung von NO₂ als Sekundärschadstoff "glatter", weniger variabel, d.h. mit kleineren Konzentrationsunterschieden (Durchschnittswerte je nach Exposition siehe Tab. 9).

Ozon (O₃)

Zur Charakterisierung der Belastung ist der 98%-Wert am besten geeignet, da diese Kenngrösse gegenüber Einzelereignissen etwas robuster ist als das Zählen von Überschreitungen. Anhand dieser Grösse wird klar, dass die Belastungsunterschiede beim Ozon weit weniger gravierend sind als bei typischen Primärschadstoffen (Tabelle 3). Diese spielen nicht nur bei der Bildung des Ozons eine wesentliche Rolle, sondern auch beim Abbau. Ausgeprägt tritt dieses Wechselspiel zwischen Primär- und Sekundärkomponenten an der Messstelle Schimmelstrasse in Erscheinung, wo die weitaus tiefsten Ozonmesswerte registriert wurden. An diesem stark verkehrsbelasteten Ort an der Westtangente (ca. 32'000 Fz/Tag) bewirkt das von den Motorfahrzeugen emittierte Stickstoffmonoxid NO einen lokalen Ozonabbau, wobei allerdings das vergleichbar toxische Stickstoffdioxid NO₂ entsteht. Ausserdem fördern hohe NO_x-Emissionen die Bildung anderer Photooxidantien wie Salpetersäure (HNO₃) und Peroxinitraten (z.B. PAN). Die grössten Konzentrationsgradienten im "Ozonsee" der Stadt werden von der NO_x-Übersättigung in der Umgebung stark befahrener Strassen bewirkt (Ozonsenken), wie das Beispiel Schimmelstrasse zeigt.

Die Ozonwerte in Tab. 3 lassen weitere Belastungsunterschiede in den peripheren Wohngebieten erkennen. Die im Norden und Osten des Stadtzentrums gelegenen Messorte in Seebach und auf dem Zürichberg wiesen allgemein die höchsten Messwerte auf, während im Westen die Ozonimmissionen tiefer lagen (dass dafür nicht eine Einzelepisode verantwortlich war, zeigen die detaillierten Monatsergebnisse in Anhang 1). Vereinzelt wurden in Seebach und auf dem Zürichberg auch Stundenwerte über dem zweifachen Grenzwert (> 240 µg/m³) gemessen, was sonst an keiner der Messstationen im Kanton Zürich der Fall war.

Die Zürichberg-Station Heubeeribüel (610 m ü. M.) übernahm wie schon 1992 bei den 98%-Werten die Spitzenreiterrolle aller Stationen im Kanton Zürich, obwohl dieser Messort mitten im Ballungsgebiet zwischen Stadt und mittlerem Glatttal liegt (Abb. 6).

Regionaler Belastungsvergleich

Einen Überblick über die grösserräumigen Ozonbelastungen 1994 gibt die Karte in Abb. 6. Dargestellt ist die prozentuale Überschreitung des 98%-Kurzzeitgrenzwertes im Juli 1994 an 17 Ozonmessstationen im Kanton Zürich und der unmittelbaren Nachbarschaft (an allen Orten zugleich max. Überschreitung des Jahres). Beim Vergleich der Belastungen muss das nähere

Umfeld der Messstation berücksichtigt werden: Mit V bezeichnet sind verkehrsexponierte Messpunkte (Ozonabsenkung), auf erhöhte Lage (> 600 m) weist H hin (i. a. grössere Belastung als im Tal).

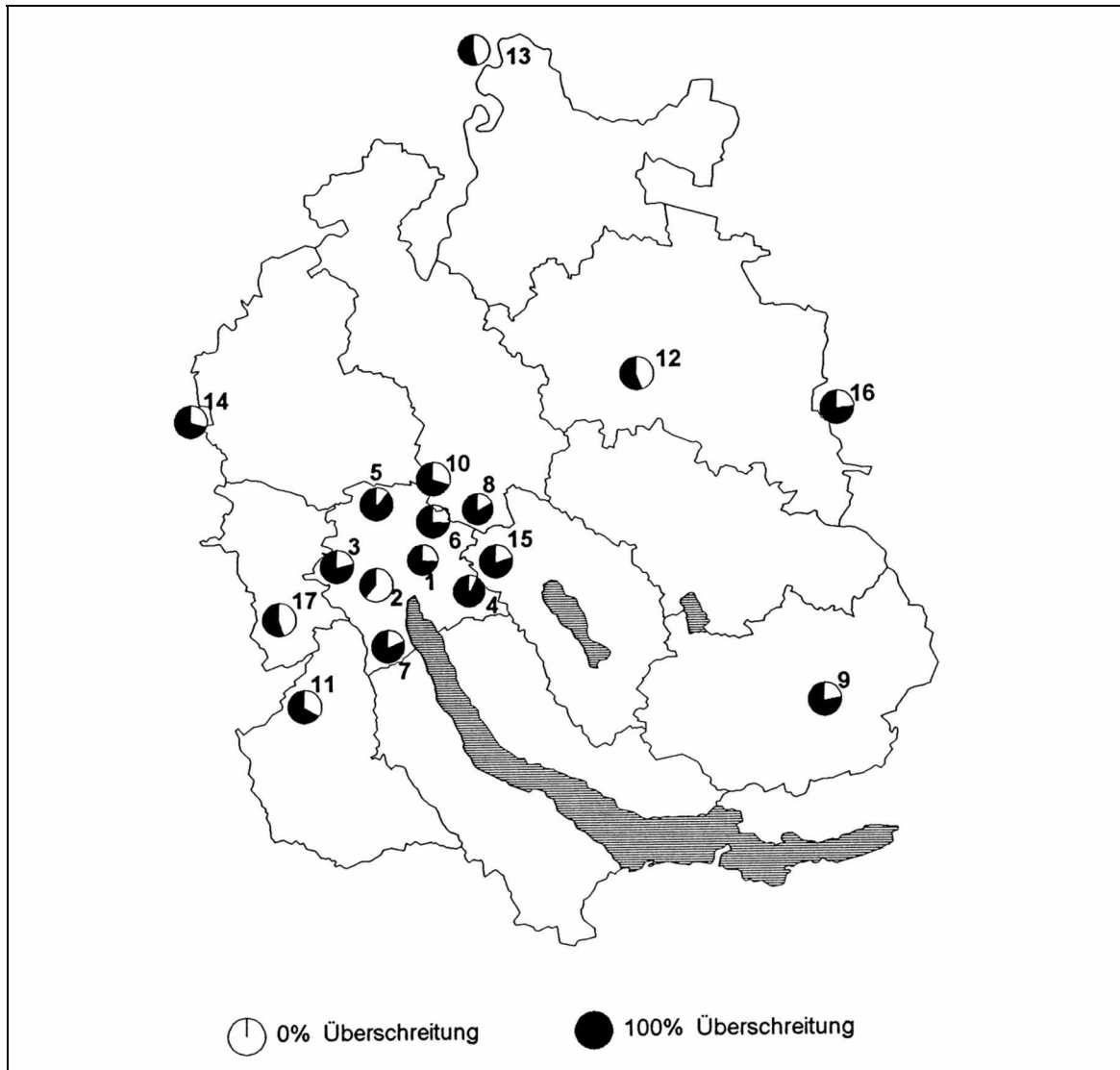


Abb. 6 Ozon-Belastungskarte 1994 an Messstationen im Kanton Zürich, inkl. benachbarter Stationen. Dargestellt ist die maximale Überschreitung des Ozon-Kurzzeitgrenzwertes von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (98% der $\frac{1}{2}$ -h-Mittelwerte eines Monats) im Juli 1994 in %.

1	Zürich-Stampfenbachstr. (UGZ)	V	10	Opfikon (AWEL)	V
2	Zürich-Wiedikon (UGZ)	V	11	Hedingen (AWEL)	V
3	Zürich-Altstetten (UGZ)		12	Winterthur-Obertor (GAW)	
4	Zürich-Heubeeribüel (UGZ)	H	13	Neuhausen SH (Kant. Labor)	
5	Zürich-Seebach (UGZ)		14	Lägeren AG (NABEL)	H
6	Zürich-Schwamendingen (AWEL)		15	Dübendorf (NABEL)	
7	Zürich-Speerstrasse (AWEL)		16	Tänikon TG (NABEL)	
8	Wallisellen (AWEL)		17	Birmensdorf (WSL)	
9	Bachtel (AWEL)				

Die Karte gibt die Immissionsstruktur im hochbelasteten Juli 1994 nur rudimentär wieder. Die punktuellen Überschreitungswerte lassen aber erkennen, dass in Stadtrandzonen von Zürich und der angrenzenden Agglomeration teilweise höhere Ozonbelastungen auftreten als in

Gebieten mit grösserer Distanz zum Quellgebiet. Es ist bemerkenswert, dass heute verkehrsabgelegene periphere Wohngebiete der Stadt Zürich das hohe Immissionsniveau der Hintergrundstation Bachtel erreichen oder sogar deutlich überschreiten. Die pauschale Aussage aufgrund der Datenlage in den 80er-Jahren, wonach Stadtbewohner generell tieferen Sommer-smogbelastungen ausgesetzt sind, muss einer differenzierteren Beurteilung Platz machen. Jüngere Untersuchungen in Deutschland haben ergeben, dass sich hohe Ozonwerte ($> 240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) v. a. im Südwesten des Landes ebenfalls auf urbane Gebiete und ihr Umfeld konzentrieren [LAI 1994].

Tagesgänge in Zürich

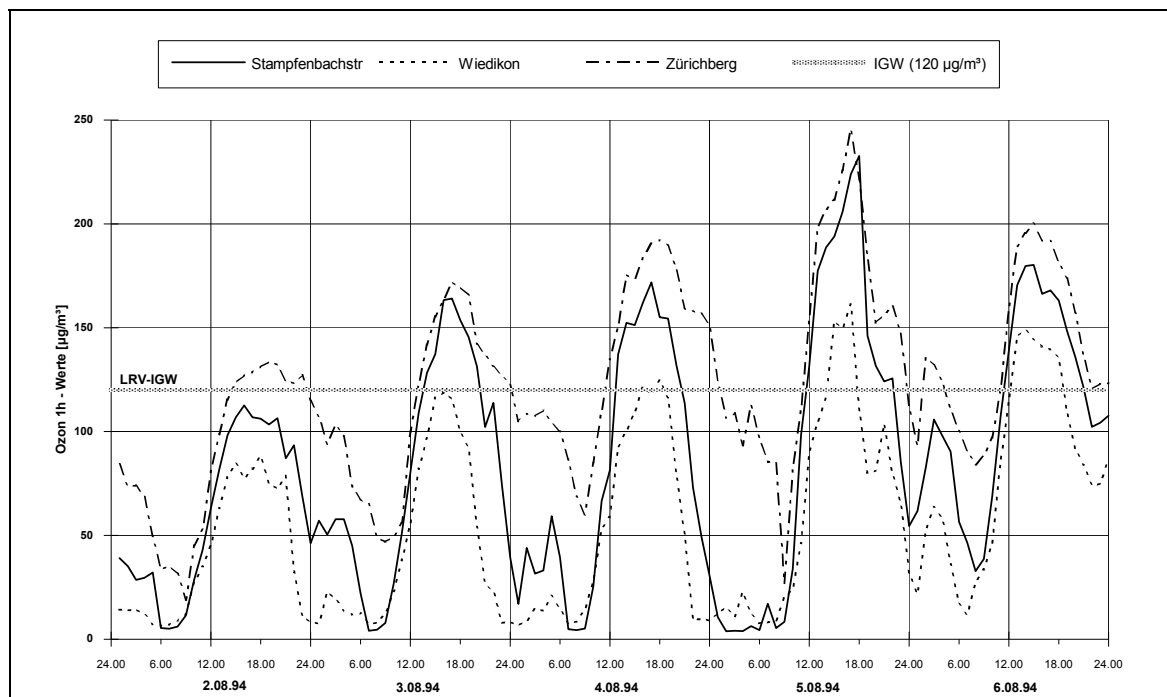


Abb. 7 Tagesgänge während der Ozonphase vom 2. - 6. August 1994.

Ozonkonzentrationen in Bodennähe unterliegen starken täglichen Schwankungen. Als Beispiel zeigt Abb. 7 die Tagesgänge während der Ozonepisode Anfang August 1994, die schliesslich die höchsten Spitzenwerte des Jahres gebracht hat. Dargestellt sind die Verläufe an den Dauermessstationen im Tal sowie der Station auf dem Zürichberg. Es handelte sich um die wärmste Phase des Sommers 1994.

Ursache der fast sprunghaften Tagesgänge sind Aufbau- und Abbauprozesse des Ozons und vertikale Austauschprozesse. Diese sind in Städten mit Tallage besonders ausgeprägt. Durch Strahlungsverlust bildet sich in klaren Nächten eine Bodeninversion aus, die den vertikalen Luftaustausch unterbindet. In der Inversionsschicht erfolgt durch Bodenkontakt und durch Reaktion mit freigesetztem NO ein rascher Ozonabbau, während über der Schicht auf dem Zürichberg auch während der Nacht hohe Konzentrationen erhalten bleiben. So verharren in dieser erhöhten Lage die Stundenmittelwerte bis gegen Mitternacht über dem Grenzwert. Mit Einsetzen der Sonnenstrahlung löst sich die Inversionsschicht am Vormittag auf und der turbulente Luftaustausch sorgt für eine gleichmässiger vertikale Verteilung (gut erkennbar am Ozoneinbruch auf dem Zürichberg um ca. 9 Uhr). Der starke Anstieg am Vormittag bis zum Maximum am Nachmittag ist ein Resultat der photochemischen Neubildung und der Einmischung ozonreicher Luft aus höheren Luftschichten. Diese während der Nacht abgekoppelten Reservoirschichten, in denen auch Ozon weiträumig herantransportiert werden kann, sind die

Hauptursache für den sukzessiven Ozonanstieg während einer Episode. Im betrachteten Fall beendete eine Gewitterstörung am 6. August 1994 diese Phase stark erhöhter Ozonbelastung.

Schwefeldioxid (SO₂)

Für SO₂ wurden nur geringfügige Unterschiede zwischen dem Zentrumsbereich und dem Stadtrand gefunden. Der dieselbetriebene Motorfahrzeugverkehr übt in Strassennähe einen gewissen Einfluss auf die Schwefeldioxidbelastung aus (Tab. 4 und 9), er spielt aber nur eine untergeordnete Rolle. In Gebieten mit Fernwärmeversorgung (Zürich-Nord), wo der Verbrauch an Heizöl niedriger ist als in Gebieten ohne Fernwärme, sind die SO₂-Immissionen deutlich tiefer als an Vergleichsstandorten ohne Fernwärmeversorgung.

Kohlenmonoxid (CO)

An verkehrsabgewandten Orten liegt die CO-Belastung im Mittel um die Hälfte tiefer als an verkehrsexponierten Lagen (Tab. 9). Nur noch an sehr stark verkehrsbelasteten Strassen und Plätzen übersteigt der Jahresmittelwert 1000 µg/m³ (Tab. 5). Dies widerspiegelt deutlich die Tatsache, dass Kohlenmonoxid zum grössten Teil aus den Abgasen von Motorfahrzeugen stammt.

Schwebestaub, Blei und Cadmium

Beim Schwebestaub unterscheiden sich die gemessenen Konzentrationen um maximal Faktor 2. Aus Tab. 9 ergibt sich, dass die Schwebestaubbelastungen zu einem bedeutenden Teil aus dem Verkehr stammen. Hingegen sind die Cadmium-Konzentrationen praktisch überall gleich. Diese Tatsache lässt sich durch die Emission von Cadmium aus einer Grosszahl diffuser Quellen und den Hochkaminen der Kehrlichtverbrennungsanlagen erklären. Ein Bezug zum Verkehrsaufkommen (z.B. Pneuabrieb) existiert nicht. Im Gegensatz dazu kann immer noch ein sehr deutlicher Zusammenhang zwischen der Verkehrsexposition und der Blei-Konzentration nachgewiesen werden (Tabellen 6 und 9). Dies trotz breiter Verwendung von unverbleitem⁷ Benzin (Katalysatorfahrzeuge). Die Hintergrundbelastung in Wohngebieten ist sehr homogen.

Partikelgebundene polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PPAH)

Die Ergebnisse der orientierenden Messungen (PEAS) weisen auf deutlich erhöhte Belastungen an Hauptverkehrsachsen mit viel Schwerverkehr hin (Tab. 7). Der höchste Messwert trat an der Rosengartenstrasse auf, was aufgrund der Charakteristik dieses Messorts nicht überrascht (Strassenschlucht mit rund 60'000 Fz/Tag, Fahrzeuge unter hoher Motorlast). Etwas geringere Werte resultierten trotz noch höherem Verkehrsaufkommen an der N1.4.4 (Tulpenstrasse). Gegenüber diesen Transitachsen waren an den übrigen verkehrsnahen Standorten geringere Belastungen zu verzeichnen.

Damit bildet sich immissionsseitig ab, was aufgrund der PAH-Emissionsanteile zu erwarten ist. Gegenüber Benzinmotoren mit 3-Weg-KAWELysator emittieren Dieselmotoren eine ca. 30-fache Partikelmasse [BUWAL 1994 c]. Die beobachteten Belastungsspitzen an Durchgangsstrassen werden deshalb in erster Linie vom dieselbetriebenen Nutzverkehr verursacht. Die vorwiegend mit Benzinmotoren ausgerüsteten Personenwagen tragen jedoch wegen ihrer grossen erbrachten Fahrleistungen (ca. 86 % auf Stadtgebiet) zu einer beträchtlichen Grundbelastung

⁷ Nach LRV darf unverbleites Motorenbenzin noch maximal 13 mg/l Blei enthalten (zum Vergleich: Der maximale Bleigehalt von verbleitem Superbenzin beträgt 150 mg/l).

bei. So gingen an Sonntagen (Fahrverbot für Schwerverkehr) die PPAH-Summenmesswerte an Hauptachsen zwar deutlich zurück, sie erreichten aber trotz i. a. geringerem Tagesverkehr immer noch 50-60 % des Mittels aller Werktage. Allgemein besteht an direkt verkehrsexponierten Messorten aber ein enger Zusammenhang zwischen PEAS-Signal und dem Tagesgang des Verkehrs.

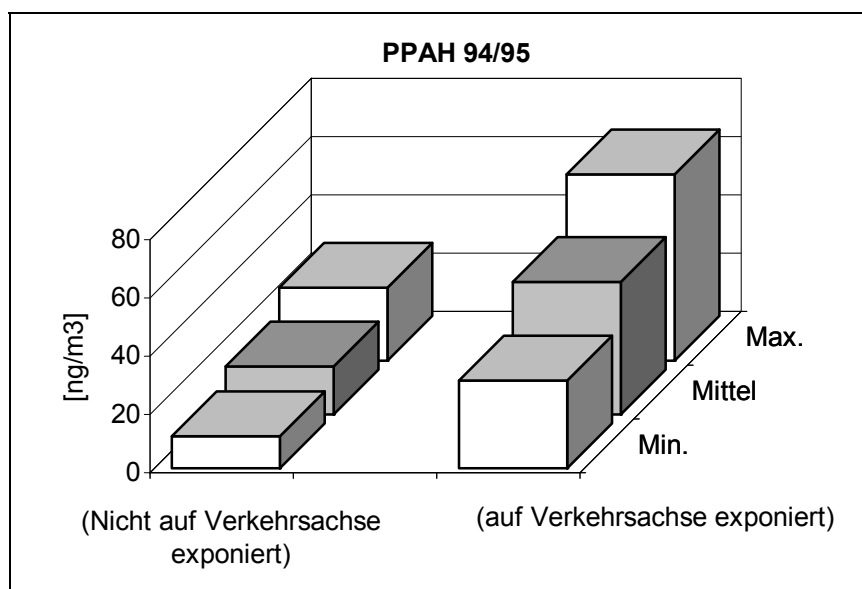


Abb. 8 Vergleich der PPAH-Messwerte an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten.

Die nicht bodennah ausgestossenen Abgase von Feuerungsanlagen tragen vor allem zur Hintergrundbelastung bei. Hauptquellen bilden die Feststofffeuerungen (Holz, Briketts, Kohle) von Haushalten und Kleinverbrauchern, die auch in der Stadt Zürich noch in grösserer Anzahl vorkommen (z. B. in der Altstadt, z. T. auch ältere Wohnkolonien). Mangels zuverlässiger Daten kann der feuerungsbedingte Beitrag zurzeit nicht genauer angegeben werden. Resultate von PAH-Immissionsmessungen in einer bäuerlichen Ortschaft mit vielen Holzfeuerungen zeigten aber erstaunlich hohe Werte im Winterhalbjahr (Hemmental SH, PEAS-Wert: 27 ng/m³ [Carbotech 1995]). Einen weiteren Hinweis, dass der PAH-Ausstoss durch Feuerungen einen nicht zu vernachlässigenden Immissionsbeitrag liefert, kommt in den vergleichsweise tiefen Hintergrundwerten im Fernwärmegebiet Zürich-Nord zum Ausdruck.

Das PPAH-Belastungsmuster wird in Zürich aber hauptsächlich durch den motorisierten Verkehr bestimmt. Eine Gegenüberstellung der Minimal- und Maximalbelastung an verkehrsabgelegenen und verkehrsexponierten Messstellen zeigt Abb. 8. Mittlere Zahlenwerte für diese Situationen sind in Tab. 9 angegeben.

Während der Messkampagne wurden im Rahmen einer ETH-Praktikumsarbeit zusätzlich PPAH-Messungen mittels eines ELISA-Verfahrens durchgeführt [Gerecke 1995]. Die halbquantitativen Resultate dieser immunologischen Technik bestätigten im Wesentlichen die Erkenntnisse aus den PEAS-Messungen.

Zusammenfassung der Unterschiede zwischen verkehrsnahen und verkehrsfernen Lagen

Eine zusammenfassende Übersicht der in den vorhergehenden Abschnitten bereits besprochenen Abhängigkeit von der Verkehrsexposition gibt Tab. 9.

Tab. 9 Durchschnittliche Jahresimmissionswerte an verkehrsreichen Strassen und in verkehrsarmen Gebieten; Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, für PPAH und Cadmium in ng/m^3

* NO_2 : Mittel aus den Resultaten der Messstellen 1, 3, 8, 9, 10, 13a, 17, 24;
restliche Schadstoffe aus 1, 3, 8, 9, 10, 17, 24

** NO_2 : Mittel aus den Resultaten der Messstellen 2, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 14, 15, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 25;
restliche Schadstoffe aus 4, 11, 20, 22, 25

	NO_2	NO	SO_2	CO	PPAH	Schwebestaub		
	$[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	$[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	$[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	$[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	$[\text{ng}/\text{m}^3]$	total $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Blei $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$	Cadmium $[\text{ng}/\text{m}^3]$
Auf Hauptachsen exponierte Orte *	48	64	12	1097	45	50	0.12	0.53
Orte abseits von Hauptachsen **	30	17	10	544	16	34	0.04	0.48

Die räumlichen Belastungsspitzen verkehrsbedingter Schadstoffe sind in der Regel auf den unmittelbaren Strassenraum beschränkt. Mit zunehmender seitlicher Entfernung klingen die Konzentrationen der Primärschadstoffe NO, CO und Blei rasch ab. Bei NO_2 ist dies weniger ausgeprägt der Fall, und die Distanz bis zum Erreichen der Hintergrundkonzentration hängt stärker von der Situation ab. Die Ergebnisse der durchgeführten Abstandsmessungen an der Schimmel- / Gerhardstrasse (Messorte 3 / 3a) und an der Schweighofstrasse (13a - c) zeigten nach 40m bis 50m Abstand einen Rückgang auf etwa 80 % der Strassenrandimmission (Tab. 2). Dies ist in guter Übereinstimmung mit Literaturwerten.

4.3 Zeitliche Entwicklung der Messwerte

Messkampagnen 1982-1995

Abb. 9 bis Abb. 14 zeigen die Entwicklung der Messwerte in den drei Messkampagnen unterschieden nach verkehrsexponierten (Wohnquartiere exponiert auf Verkehrsachsen, verkehrsreiche Plätze) und nicht verkehrsexponierten (Wohnquartiere, Grünzonen) Standorten.

- Während zwischen der ersten und zweiten Messkampagne praktisch keine Veränderung in der **Stickstoffdioxidbelastung** stattgefunden hat, ist die Belastung zwischen der zweiten und der dritten Messkampagne an allen Messorten um ca. 1/3 zurückgegangen (siehe auch Abschnitt 4.3). Dieser generelle Rückgang ist eine Folge der wirksam gewordenen NO_x -Emissionsminderungen. Die Reihenfolge der im folgenden aufgeführten Massnahmen entspricht deren Bedeutung:

Gesamtschweizerische Massnahmen zur Reduktion der Stickoxidemissionen des Motorfahrzeugverkehrs sind seit 1987 (Katalysator) wirksam. Seither hat sich der Anteil der mit Katalysator ausgerüsteten Fahrzeuge ständig erhöht (1995: 75% Kat-Fahrzeuge im Kanton Zürich). Die ebenfalls verschärften Abgasvorschriften für schwere Motorfahrzeuge wirken sich langsamer aus (Ende 1994: 42% FAV2-Fahrzeuge).

Die Kehrlichtverbrennungsanlagen Josefstrasse und Hagenholz sind vollständig saniert, sie wurden im Jahr 1992 bzw. 1993 mit DENOX-Anlagen nachgerüstet.

Die ersten Massnahmen zur Reduktion der Stickoxidemissionen aus Feuerungen begannen ab 1987 (verschärfte Bestimmungen für Grossfeuerungsanlagen) zu wirken. Seither sind die

gesetzlichen Bestimmungen für Feuerungen und stationäre Verbrennungsmotoren weiter verschärft worden (LRV '92, Teilmassnahmenpläne 1989 und 1992, 'Züri-Norm')⁸.

Emissionsminderungen ergeben sich in der Stadt Zürich auch aus der fortschreitenden Umsetzung der flächendeckenden Verkehrsberuhigungsmassnahmen und der Parkraumpolitik.

Es ist bemerkenswert, dass der räumlich gemittelte Rückgang der Immissionen ungefähr der Minderung der Gesamtemission entspricht.

- Beim **Stickstoffmonoxid** ist an verkehrsexponierten Lagen eine Abnahme der Belastung zwischen der ersten und zweiten Messkampagne um ca. 1/3 und ein noch stärkerer Rückgang zwischen der zweiten und dritten Messkampagne um 1/2 zu verzeichnen. An nicht verkehrsexponierten Lagen ist eine ähnlich starke Abnahme erst zwischen der zweiten und der dritten Messkampagne festzustellen.

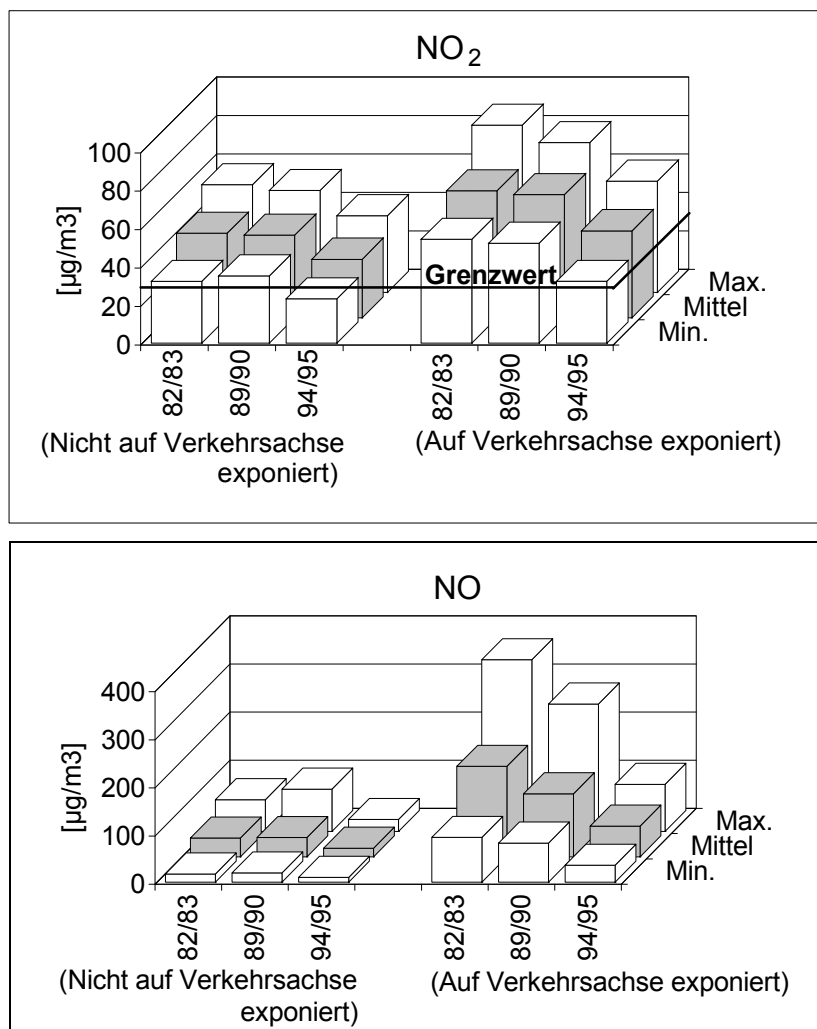


Abb. 9 Vergleich der Stickoxid-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten. Schraffierte Säulen zeigen den Mittelwert, weisse Säulen den Minimal- bzw. Maximalwert der entsprechend exponierten Messorte.

⁸ Ende 1994 waren rund 1/3 der 21'000 Feuerungsanlagen in der Stadt Zürich saniert (Low-NO_x-Technologie).

- Im Verlauf der drei Messkampagnen haben die **Schwefeldioxid**-Immissionen kontinuierlich abgenommen und machen heute noch ca. 1/3 der Belastungen der ersten Messkampagne aus.

Diese starke Verbesserung ist zum einen Teil mit der Substitution von Heizöl schwer durch Brennstoffe mit einem geringeren Schwefelanteil zu erklären. Zum anderen Teil wurde der Schwefelgehalt im Heizöl extra leicht und im Dieselöl selber reduziert. Die entsprechenden Schwefelgehalte betragen 1982/83 0.34% bzw. 0.31%, 1989/90 0.19% bzw. 0.13%. Durch die Verschärfung der Luftreinhalte-Verordnung darf seit dem 1. Januar 1994 nur noch Dieselöl mit einem Schwefelgehalt unter 0.05% eingeführt werden, der Schwefelgehalt im Heizöl extra leicht beträgt heute noch 0.14% (Mittelwert 1994).

Ein weiterer Grund für die sinkende Schwefeldioxidbelastung ist der zunehmende Einsatz von Fernwärme und besonders von Erdgas bei der Wärmeerzeugung in Zürich, was in der Immissionsbelastung Zürich-Nord deutlich zum Ausdruck kommt.

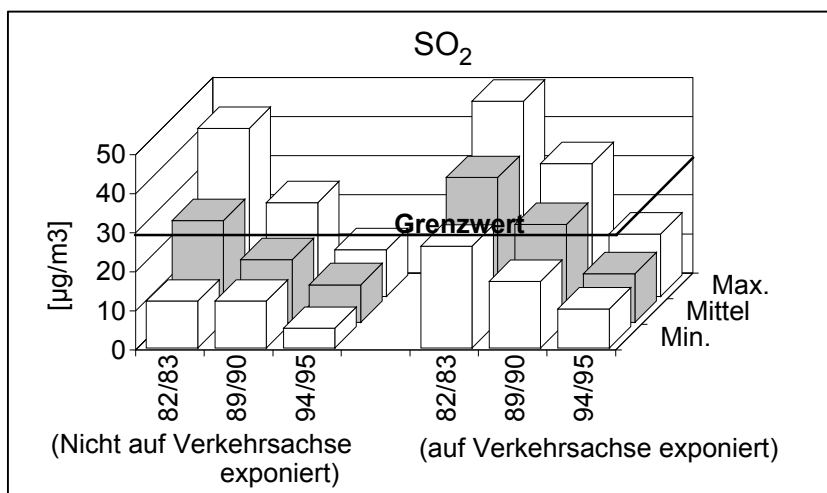


Abb. 10 Vergleich der Schwefeldioxid-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten.

- Auch beim **Kohlenmonoxid** sind die mittleren Jahresbelastungen im Verlauf der drei Messkampagnen deutlich zurückgegangen.

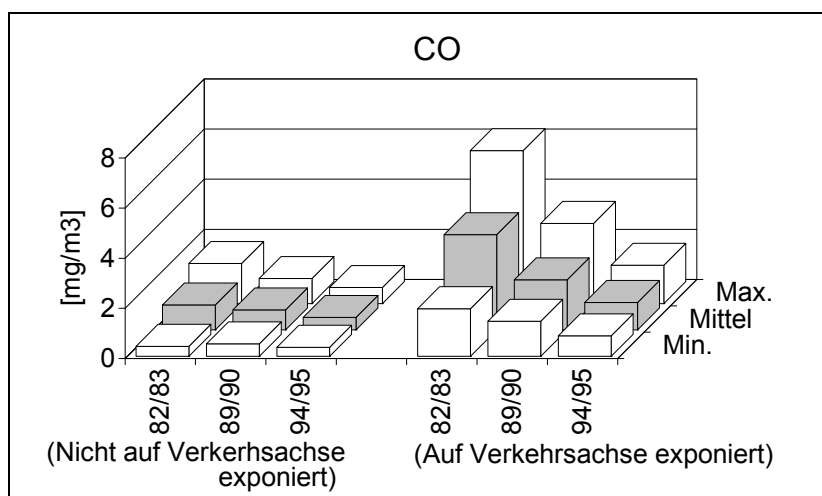


Abb. 11 Vergleich der Kohlenmonoxid-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten (Grenzwert des 24-h-Mittelwerts = 8 mg/m³; 1 mg/m³ = 1'000 µg/m³)

An verkehrsreichen Standorten betragen sie heute im Vergleich zu 1982/83 noch etwa 30%, an verkehrsabgewandten Stellen noch rund die Hälfte. Die besonders starke Abnahme an verkehrsexponierten Lagen ist das Ergebnis der motorseitigen Massnahmen (zwischen 82/83 und 89/90) und der Einführung des Katalysators (ab 1987).

- Während die **Schwebestaub**-Belastungen zwischen der ersten und zweiten Messkampagne praktisch gleich geblieben sind, haben sie zwischen der zweiten und dritten Messkampagne um 25-30% abgenommen.

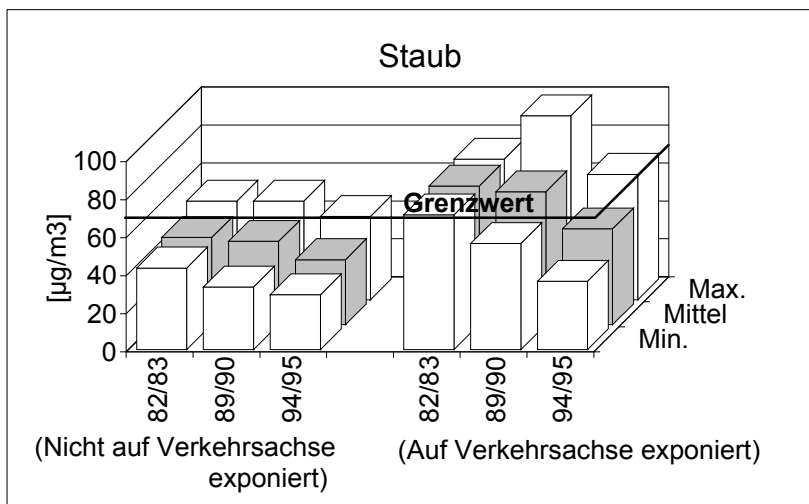


Abb. 12 Vergleich der Schwebestaub-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten.

Die Immissionen durch schwebestaubgebundenes **Blei** sind seit 1982/83 stark im Abnehmen begriffen und machen heute noch rund 15% der damaligen Belastung aus. Dies ist primär auf die Verwendung von unverbleitem Benzin zurückzuführen.

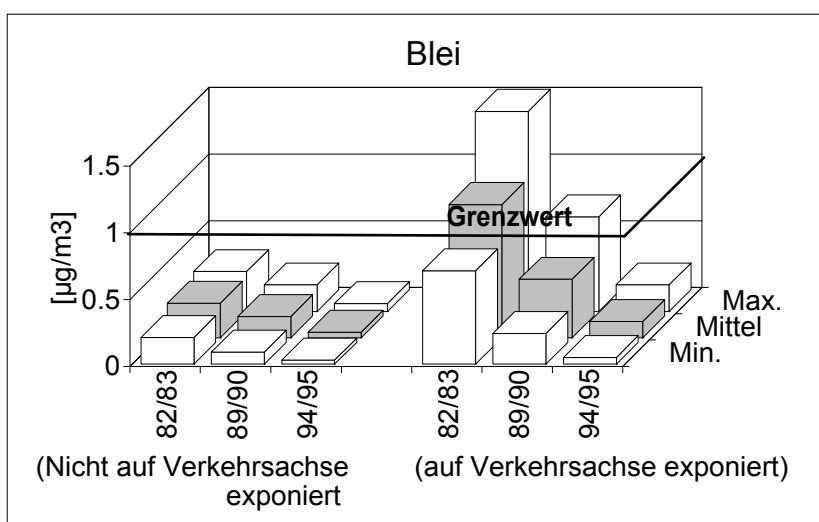


Abb. 13 Vergleich der Blei-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten.

Auch für das schwebestaubgebundene **Cadmium** kann eine deutliche Reduktion der Belastungen seit 1982/83 festgehalten werden. Die Cadmiumbelastung macht heute noch rund 20% der damaligen Werte aus. Dieser Rückgang ist unter anderem der Nachrüstung der Kehrlichtverbrennungsanlagen Josefstrasse (1986) und Hagenholz (1993) mit weitergehender Rauchgasreinigung sowie der eingeschränkten Produktion und Verwendung cadmiumhaltiger Produkte zu verdanken.

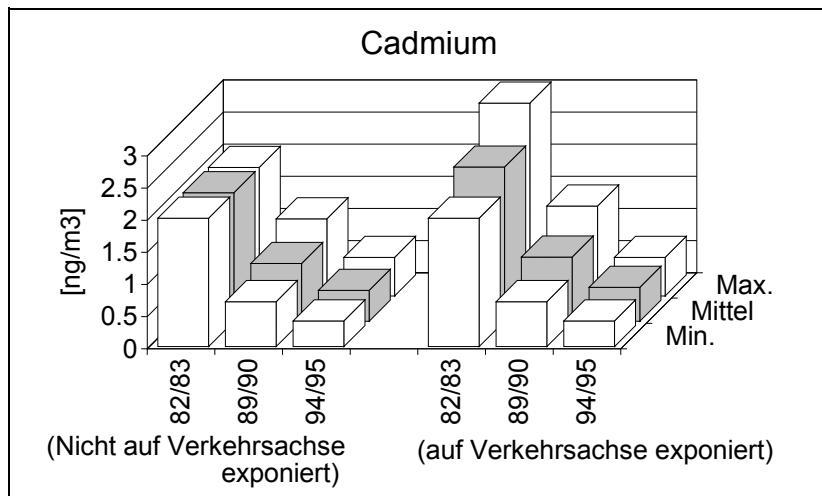


Abb. 14 Vergleich der Cadmium-Jahresmittelwerte aus allen drei Messkampagnen an verkehrsexponierten und nicht verkehrsexponierten Standorten (Grenzwert = 10 ng/m³)

Messreihen von NO₂ und O₃

Langjährige NO₂--Messreihen Stampfenbachstrasse und Schimmelstrasse

Die lückenlosen Messreihen der beiden UGZ-Stationen dokumentieren den mehr oder weniger stetigen Rückgang der Stickstoffdioxidbelastungen, wie er etwa seit Ende der 80er Jahre eingetreten ist. Diese zeitliche Entwicklung ist an den beiden strassenexponierten Messstellen jedoch unterschiedlich verlaufen. An der Stampfenbachstrasse ist ab 1989 ein deutlicher Abwärtstrend festzustellen: Er betrug anfänglich pro Jahr 6-7 µg/m³ und hat sich später aber deutlich verlangsamt.

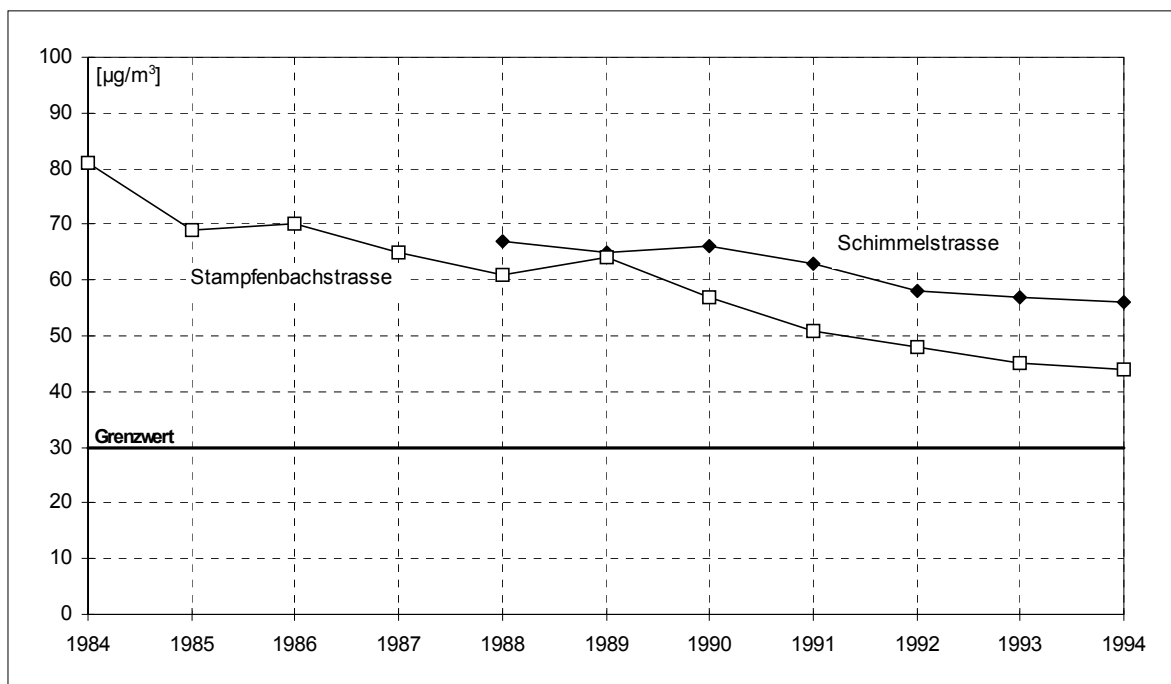


Abb. 15 Zeitlicher Verlauf der Stickstoffdioxid-Jahresmittelwerte an den Dauermessstellen Stampfenbachstrasse und Schimmelstrasse

Zum Teil ist dafür die allmähliche Ausschöpfung der NO_x-Reduktionspotentiale verantwortlich, zum Teil spielen aber auch meteorologische Einflussfaktoren eine Rolle (von Bedeutung ist z.B.

die schnellere Umwandlung von NO in NO₂ durch Ozon, das in den letzten Jahren auch witterungsbedingt zugenommen hat).

Hingegen ist an der Schimmelstrasse ab 1992 praktisch eine Stagnation eingetreten (jährliche Abnahme um 1 µg/m³). Dies hängt mit dem hohen Anteil an schweren Nutzfahrzeugen auf der Westtangente, aber auch mit den spezifischen Verkehrsverhältnissen (Stop-and-Go-Verkehr) zusammen. Nutzfahrzeuge haben im Vergleich zu PW's deutlich höhere Emissionsfaktoren, die zudem bei tiefen Geschwindigkeiten erheblich ansteigen. Ihr Anteil an den verkehrsbedingten NO_x-Emissionen wird in den nächsten Jahren noch zunehmen [BUWAL 1995b].

Aufgrund der noch bis ca. im Jahr 2005 rückläufigen Emissionen kann erwartet werden, dass die NO₂-Immissionen an der Stampfenbachstrasse bis dann im Grenzwertbereich liegen werden. An der Schimmelstrasse wird dies ohne zusätzliche verkehrslenkende oder -beschränkende Massnahmen mit grosser Sicherheit nicht der Fall sein.

Das zeitliche Bild an der mässig verkehrsbelasteten Stampfenbachstrasse wird auch in anderen Schweizer Städten angetroffen. Die Tatsachen, die dieser positiven Entwicklung zugrunde liegen, wurden bereits zu Beginn des Abschnitts 4.3 genannt.

Messstellen mit NO₂-Jahresmittelwerten über 55 µg/m³ wie Schimmelstrasse, Rosengartenstrasse und Bellevue, gibt es in der Schweiz nur noch in geringer Zahl. Ausnahmslos liegen sie im Innenstadtbereich grösserer Städte an verkehrsreichen Strassen oder Plätzen mit geschlossener Bebauung [BUWAL 1995a]. Ihre Jahresmittelwerte sind in Tab. 10 aufgelistet.

Tab. 10 Höchste gemessene NO₂-Jahresmittelwerte in der Schweiz

Station	Jahr	NO ₂ -Jahresmittelwert [µg/m ³]
Zürich-Schimmelstrasse	94/95	56
Zürich-Rosengartenstrasse	94/95	58
Zürich-Bellevue	94/95	56
Bern (NABEL)	94	58
Genève Ile	94	58

Entwicklung der Ozon-Messwerte

In den letzten Jahren ist eine weitgehende Angleichung der Belastungswerte an der innerstädtischen Stampfenbachstrasse mit denjenigen an der verkehrsfernen Agglomerationsmessstelle in Wallisellen erfolgt. Abb. 16 zeigt die zeitliche Entwicklung an charakteristischen Dauermessstationen mit zunehmender Distanz von der Stadt anhand der 98 %-Werte des normalerweise höchstbelasteten Monats August. Zum Vergleich sind die allerdings erst 2 - 3 Jahre zurückreichenden Messwerte der Stadtrandstationen ebenfalls aufgetragen.

Auffallend ist der Belastungsrückgang auf dem ländlichen Bachtel nach Wirksamwerden der Emissionsminderungsmaßnahmen bei den Vorläuferschadstoffen NO_x und VOC. Trotz der Kürze der Messreihe und den meteorologisch bedingten Schwankungen lässt sich erkennen, dass eine Belastungsverschiebung vom abgelegenen Umland Richtung Stadt eingetreten ist. Diese bis jetzt nur angedeutete Entwicklung stimmt mit Effekten überein, die aufgrund atmosphärenchemischer Gesetzmässigkeiten vorausgesagt wurden [Staehelin/Dommen 1994]. Danach verschiebt sich das Maximum der regionalen Ozonproduktion näher an die Quellen der Vorläufersubstanzen, wenn sich die Emissionsreduktionen einseitig auf NO_x konzentrieren. Dies

war in den vergangenen Jahren der Fall⁹. Gestützt wird diese Interpretation durch die Messdaten der beiden ausgesprochenen "Ozonsommer" 1992 und 1994, wo in der Stadt die höchsten Ozonbelastungen seit 1989 und gleichzeitig am Bachtel die niedrigsten Werte (mit Ausnahme 1991) auftraten.

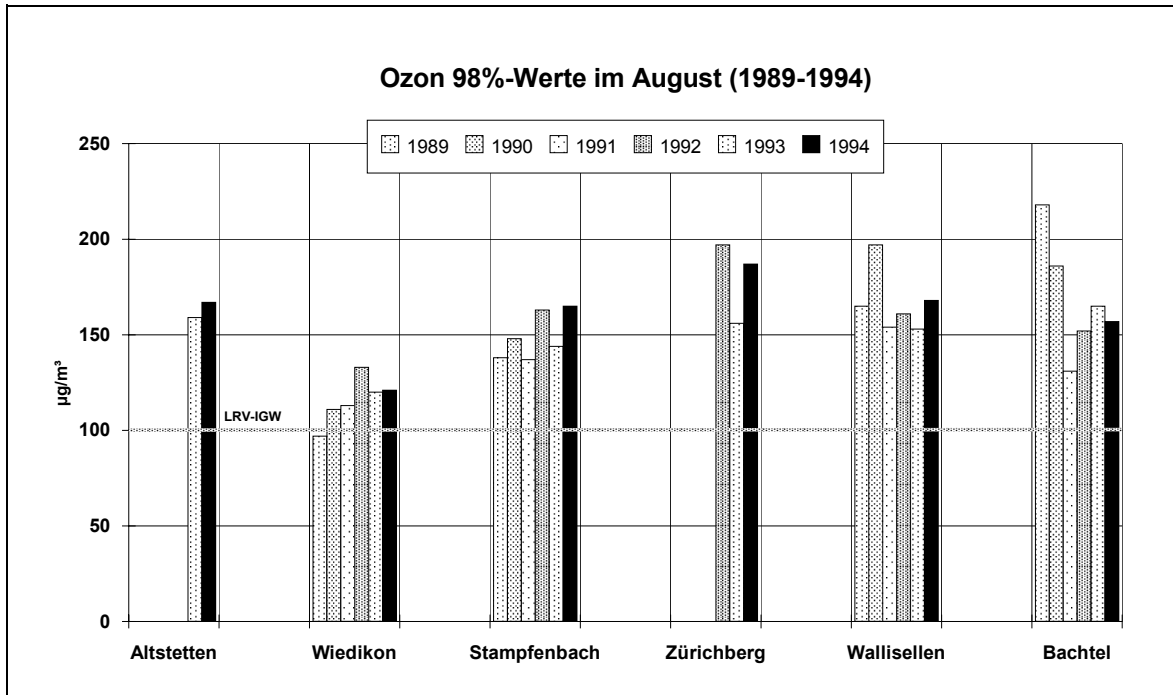


Abb. 16 Zeitliche Entwicklung der 98%-Werte (August) von Ozon längs einer Linie Zürich-Altstetten bis Bachtel

Eine statistische Trendanalyse der temperaturbereinigten Messreihen findet sich in [Kanton Zürich 1994]. Es ist zu erwarten, dass dieser Verschiebungseffekt in den nächsten Jahren bei entsprechender Witterung verstärkt auftreten und den peripheren Stadtgebieten höhere Ozonbelastungen bringen wird. Ebenso an Hauptverkehrsachsen und im Stadtzentrum, wo sich der kleinräumig wirksame direkte Ozonabbau (NO-Titrationseffekt) wegen des rückläufigen Ausstosses an Primärschadstoff weiter abschwächen wird.

Da beim Ozon weiträumigere Verfrachtungen möglich sind, führen länger dauernde gesamteuropäische Ozonepisoden zu einem hohen Grundpegel, der mit lokalen oder regionalen Massnahmen nicht beeinflusst werden kann [Pollumet 95]. Die Erhöhungen über diesen Pegel betragen 1994 an einzelnen Smog-Tagen zwischen 40 bis 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Differenz der Spitzenwerte Stadtrand - Bachtel), was etwa 25 % der Gesamtbelastung entspricht. Dieser Betrag ist etwa der maximale Spielraum für Minderungsmassnahmen im Gebiet der Agglomeration. Zur Senkung von Ozonspitzen wären solche Massnahmen nur Erfolg versprechend, wenn die Vorläuferstoffe NO_x und VOC gleichzeitig und in etwa gleichen Verhältnissen reduziert würden. Besondere Beachtung muss dabei den reaktiven VOC geschenkt werden, die in erster Linie aus dem Motorfahrzeugverkehr stammen. Auch abgesehen von der Ozonproblematik stellt ein Teil dieser VOC wegen ihrer Toxizität ein ernsthaftes lufthygienisches Problem dar (z.B. Benzol)¹⁰.

⁹ Ursache ist die kurze Lebensdauer von NO_2 im Vergleich mit der Lebensdauer der meisten Kohlenwasserstoffe. Das hat zur Folge, dass sich in der transportierten Luftmasse, die mit Vorläufersubstanzen verschmutzt ist, bald ein Zustand mit NO_2 -Mangel einstellt (NO_x -Limitierung).

¹⁰ Die VOC-Immissionen werden in der Stadt Zürich seit 1992 an ausgewählten Standorten untersucht. Erste Resultate sind in [Kanton Zürich 1994] enthalten.

5 Dank

Die Ziele der vorliegenden Untersuchung konnten nur mit Unterstützung und dem Entgegenkommen zahlreicher Institutionen und Einzelpersonen erreicht werden. Ihnen allen gebührt unser Dank. Er geht namentlich an:

das Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL) für den Einsatz und den Betrieb einer mobilen Messstation im Rahmen der UGZ-Messkampagne,

das Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern und das Lufthygieneamt beider Basel für die Ausleihe bzw. kostengünstige Abtretung von Ozonmessgeräten,

Herrn Dr. H. Burtscher vom Laboratorium für Festkörperphysik an der ETH Zürich für die PEAS-Vergleichsmessungen und die fachliche Unterstützung,

alle Amtsstellen von Polizei, VBZ, Strasseninspektorat und Gartenbauamt für die unbürokratisch erteilten Bewilligungen,

die Präsidenten der Kreisschulpflegen Glatttal und Zürichberg für die Überlassung von Kellerräumlichkeiten in Schulhäusern sowie den Abwarten Herrn R. Brunner und Frau B. Hangartner für ihre freundliche Kooperation,

Herrn H. Lanz, Friedhofverwalter Eichbühl für die Erlaubnis in Räumlichkeiten seiner Dienstwohnung Messeinrichtungen aufzubauen,

alle Eigentümer die die Benutzung von Privatgrund gestatteten und nicht zuletzt an alle Anwohnerinnen und Anwohner für ihr Verständnis, wenn der Messbetrieb nicht immer ohne "Immissionen" abgewickelt werden konnte.

6 Literatur

- [Burri 1989] P.A. Burri: Passivsammler für die Messung von Stickstoffdioxid- und Schwefeldioxid-Immissionen. Dissertation ETHZ 1989.
- [Burtscher 1993] H. Burtscher und H.C. Siegmann: Photoemission for In Situ Analysis of Particulate Combustion Emission. In *Water, Air, Soil Poll.* **68**, 125 (1993).
- [BUS 1987] Stichprobenverfahren für Immissionsmessungen. Schriftenreihe Umweltschutz, BUS 1987.
- [BUWAL 1990] Empfehlung über die Immissionsmessung von Luftfremdstoffen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Januar 1990.
- [BUWAL 1994a] NABEL - Luftbelastung 1994.
- [BUWAL 1994b] Zur Lage der Umwelt in der Schweiz - Umweltbericht 1993. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1994.
- [BUWAL 1994 c] Krebsrisiko von Diesel- und Benzinmotorabgasen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 222, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1994.
- [BUWAL 1995a] Immissionsmesswerte 1994. Umweltmaterialien Nr. 41, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1995.
- [BUWAL 1995b] Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950-2010. Schriftenreihe Umwelt Nr. 255, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 1995.
- [Carbotech 1995] PAH-Immissionsmessungen in den Kantonen Schaffhausen, Zürich und Luzern (1994/95). Carbotech AG Basel 1995.
- [CercI' Air 1993] Ringversuche und Ringkalibrationen als Mittel der Qualitätssicherung. INFRAS-Bericht B-383.10-4. CercI' Air (Schweizerische Gesellschaft der Lufthygieniker) in Zusammenarbeit mit BUWAL und EMPA, Juni 1993.
- [CercI' Air 1994] Qualitätssicherung von Immissionsmessungen in der Schweiz für anorganische gasförmige Luftfremdstoffe. Empfehlung Nr. 13 des CercI' Air, 1994.
- [Eggli 1982]: R. Eggli: Belastung der Luft durch Stickoxide: Resultate von Messungen in der Stadt Zürich. In *Chimia* **36** (4), 169 (1982).
- [Hart et al. 1993] K. M. Hart, St. R. Mc Dow, W. Giger, D. Steiner und H. Burtscher: *Water, Air, and Soil Poll.* **68**, 75 (1993).
- [Hess und Glogg 1969] W. Hess und P. Glogg: Schwefeldioxidmessungen in der Stadt Zürich. Internat. Jahrbuch Chemische Industrie, Verlag Vogt-Schild AG, Solothurn 1969.
- [Gerecke 1995] A. Gerecke: Applikation der ELISA-Messmethode für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, welche an Aerosole gebunden sind. Praktikumsbericht zur Berufspraxis beim UGZ, Studiengang für Umweltnaturwissenschaften ETHZ, 1995.

- [Kanton Zürich 1994] Luft-Schadstoffe im Kanton Zürich, Immissionsmessbericht 1994 AWEL/UGZ/GAW.
- [Kanton Zürich 1995] Verkehr, Emissionen und Immissionen 1993/1994 im Kanton Zürich. INFRAS-Bericht B-453-1 für das Amt für Technische Anlagen und Lufthygiene, April 1995.
- [Karrer 1994] M. Karrer: Vergleichende Messungen von Schwebestaubimmissionen an stark verkehrsexponierter Lage. Diplomarbeit ETHZ, Abt. XB 1994.
- [LAI 1992] Krebsrisiko der Luftverunreinigungen, Länderausschuss für Immissionsschutz LAI, Ministerium für Umweltschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- [LAI 1994] Die erhöhten Ozonkonzentrationen der Sommer 1991 und 1992 (BRD). Länderausschuss für Immissionsschutz, Schriftenreihe des LAI, Erich Schmidt Verlag Berlin, 1994.
- [Pollumet 1995] Luftverschmutzung und Meteorologie in der Schweiz, Auszug aus dem Entwurf des Schlussberichtes, Juni 1995.
- [Sapaldia 1995] Schweizer Studie über Luftverschmutzung und Atemwegserkrankungen bei Erwachsenen, Teil des Nationalen Forschungsprogramms 26 (vorläufige Ergebnisse in Broschürenform), Schweiz. Nationalfonds Bern, 1995.
- [Schüpbach/Wanner 1991] Luftschadstoffe und Lufthaushalt in der Schweiz. Ergebnisse NFP 14, Band 2. Verlag der Fachvereine, Zürich 1991.
- [Stadt Zürich 1983] Luftbelastung in der Stadt Zürich 1982/83. Gesundheitsinspektorat der Stadt Zürich, 1983.
- [Stadt Zürich 1990] Luftbelastung in der Stadt Zürich, Resultate 1989/90. Gesundheitsinspektorat der Stadt Zürich, 1990.
- [Stadt Zürich 1994] Emissionsbilanz 1994 Stadt Zürich, Amt für Gesundheit und Umwelt der Stadt Zürich.
- [Staehelin/Dommen 1994] J. Staehelin und J. Dommen: Sommersmog aus der Sicht der Atmosphärenchemie (Vorläufige Ergebnisse des Projektes Pollumet), In Gaia 3, 157 (1994).
- [Wanner 1982] Empfehlungen zur Messung und Beurteilung der Immissionen von Schwebestaub und seiner Anteile an Blei und Cadmium. Entwurf der Arbeitsgruppe Prof. H.U. Wanner, 1982.

Anhang

Anhang 1 Detaillierte Messwerte

Jahresmittelwerte, Tagesmittelwerte, Passivsammlerwerte, Ozonmesswerte

Zusammenfassung der Jahresmittelwerte 1994/1995

Schätzwerte aus Stichprobenmitteln und Ergebnisse kontinuierlicher Messungen, inklusive NO₂-Passivsammler

Messort Nr.	Strasse	Quartier	Anzahl Tagesmittel	SO ₂ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	SO ₂ 95%-Wert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO ₂ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO ₂ 95%-Wert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO ₂ Passivs. [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NOx [ppb]	CO [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	PPAH [ng/m^3]	Schwebestaub Total [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	95%-Wert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Blei [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Cadmium [ng/m^3]
Typ W: Wohnquartier, abseits von Hauptachse																
4	Eichbühlstrasse	Hard	38	12	38	38	74	37	25	41	640	25 ¹⁾	44	97	0.05	0.5
5	Steinbrüchelstrasse	Witikon						23								
6	Schulhaus Seefeld	Seefeld						31								
7	Schulhaus Vogtstrain	Höngg						30								
11	Speerstrasse	Wollishofen	4)	12	35	32	68	31	16	31	360		31	62	0.04	0.4
12	Wegackerstrasse	Leimbach						24								
14	Neugasse	Industriequartier						34								
15	Bionstrasse	Oberstrasse						29								
16a	Schulhaus Heubühl	Fluntern						27				11 ²⁾	29	62	0.03	0.4
18	Maientalstrasse	Alstetten						27	10	23	450		29	56	0.04	0.5
20	Grosswiesenstrasse	Hirzenbach	38	8	19	26	54	27	10	23	450		29	56	0.04	0.5
21	In Böden	Alfollern						31								
22	Birchstrasse	Seebach	36	5	16	28	58	28	18	30	550		38	94	0.06	0.6
23	Schulhaus Saatlen	Saatlen	4)					34	21	35						
Typ WV: Wohnquartier, exponiert auf Hauptachse																
3	Schimmelstrasse	Wiedikon						62	77	94	1210		54	96	0.16	0.5
3a	Gerhardstrasse	Wiedikon						47								
8	Rosengartenstrasse	Wipkingen	38	14	36	58	95	53	91	106	1200		47	95	0.15	0.5
9	Tulpenstrasse	Schwamendingen-Mitte	38	10	24	54	93	51	98	110	1200		63	109	0.16	0.6
13a	Schweighofstrasse	Friesenberg						32								
13b	Schweigermatt	Friesenberg						27								
13c	Schweigermatt	Friesenberg						25								
17	Forchstrasse	Hirslanden	38	13	32	42	70	39	40	56	870		45	82	0.08	0.4
24	Stampfenbachstrasse	Unterstrass						44	35	52	820		36	72	0.05	0.6
Typ V: Verkehrsreicher Platz																
1	Bellevue	Altstadt	38	12	30	56	97	62	70	88	1530		66	110	0.20	0.6
10	Franklinplatz	Oerlikon	38	11	28	44 ³⁾	86	45	36	53	850		42	108	0.06	0.5
Typ G: Grünzone																
2	Strandbad Mythenquai	Enge						35								
16	Adolf Jöhri Weg	Hottingen						22								
19	Friedhof Sihlfeld	Wiedikon						27								
25	Kasernenhof (NABEL)	Langstrasse	5)	11	30	40	74		18	36	720					

Anmerkungen:

1) PPAH nur 37 Tagesmittelwerte

2) Kontinuierliche Messung (302 Tagesmittel)

3) NO₂, NOx nur 37 Tagesmittelwerte

4) ATAL - Station

5) Station des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe des BUWAL (NABEL)

Tagesmittelwerte der einzelnen Messstandorte mit Stichprobenmessungen I

Messort: Bellevue

Tagesmittelwert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2 [µg/m³]	7	8	7	11	5	7	8	6	11	15	25	18	6	17	9	10	21	14	12	23	52	7	16	11	9	9	15	21	9	13	8	6	7	8	9	10	9	5
NO2 [µg/m³]	74	82	72	88	43	82	69	46	52	57	63	53	31	48	49	34	54	50	34	43	69	41	57	42	44	59	53	65	55	60	53	52	57	60	68	72	55	38
NO [µg/m³]	53	36	42	52	26	62	95	68	79	138	124	130	47	160	85	50	131	95	46	34	153	60	99	54	46	67	32	76	61	65	42	36	48	62	65	72	50	21
NOx [ppb]	83	74	73	91	45	96	116	81	93	144	137	136	56	159	97	59	138	106	56	51	163	71	113	67	62	87	54	98	80	86	63	57	70	84	91	98	71	37
CO [µg/m³]	1790	1950	1600	2050	1060	2050	2120	1670	1700	2830	2010	2310	1120	2230	1430	1010	1740	1520	1090	740	2280	1120	1690	1270	990	1520	990	1320	1460	1370	1100	1160	1210	1370	1320	1750	1590	800
PPAH [ng/m³]	62	40	50	50	22	56	66	42	49	64	59	69	16	67	31	40	93	55	30	31	118	42	64	30	29	48	33	59	42	42	31	21	34	39	38	43	23	20

Messort: Eichbühlstrasse

Tagesmittelwert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2 [µg/m³]	3	6	6	29	7	3	4	4	8	7	19	20	5	10	9	10	20	10	6	41	35	8	29	10	8	22	13	31	20	15	14	7	6	8	5	4	4	5
NO2 [µg/m³]	24	38	48	34	36	26	23	30	37	32	39	56	26	43	42	34	46	33	22	61	60	22	42	37	29	44	38	64	44	46	50	22	34	38	39	38	19	27
NO [µg/m³]	8	3	8	3	29	5	4	14	23	31	76	100	9	45	19	27	86	8	4	83	57	4	76	11	7	12	7	62	43	25	30	3	5	5	6	5	3	4
NOx [ppb]	19	23	32	21	44	18	16	28	39	43	100	113	22	60	38	41	96	24	15	102	80	15	86	29	22	33	27	86	59	46	52	14	23	25	26	24	13	17
CO [µg/m³]	350	690	640	520	490	360	470	480	670	940	1420	1260	400	820	590	540	1060	370	300	1130	1050	260	1130	460	390	540	510	1050	800	640	880	450	350	420	460	490	370	470
PPAH [ng/m³]	18	12	17	8	40	10	8	17	24	23	43	53	11	28	15	29	78	20	10	82	62	9	62	36	13	22	19	53	34	26	24	8	15	10	.	11	5	8

Messort: Rosengartenstrasse

Tagesmittelwert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2 [µg/m³]	7	9	9	6	8	8	9	4	10	7	11	16	14	12	13	9	25	16	60	36	11	15	22	12	10	10	23	22	10	10	10	8	14	6	8	9	9	
NO2 [µg/m³]	55	75	96	49	79	55	63	42	52	50	57	58	66	58	37	38	45	59	47	79	80	43	46	67	60	60	60	81	86	47	52	57	55	60	55	48	61	51
NO [µg/m³]	64	98	53	17	43	105	101	64	84	73	77	120	168	110	108	78	127	234	141	195	154	61	51	126	106	62	59	110	158	46	32	61	77	70	81	52	56	21
NOx [ppb]	83	121	96	41	78	116	118	76	98	88	95	131	174	123	109	85	130	225	142	203	170	73	67	140	120	79	81	134	175	63	54	81	93	90	96	69	79	45
CO [µg/m³]	1150	1450	1290	680	1030	1370	1490	1000	1430	1100	1170	1790	1660	1290	1190	830	1420	2040	1360	2120	1630	780	930	1360	1290	890	980	1500	1640	670	790	800	1020	820	1170	1040	920	620
PPAH [ng/m³]	56	108	70	20	46	83	59	50	56	58	46	52	82	55	36	65	77	156	97	145	97	54	36	80	83	58	64	74	104	36	22	49	55	51	56	31	40	26

Messort: Franklinplatz

Tagesmittelwert	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2 [µg/m³]	4	4	6	4	4	4	6	3	5	7	19	12	9	13	10	6	12	13	10	37	31	13	19	8	10	12	19	8	18	14	13	11	8	13	7	6	7	10
NO2 [µg/m³]	23	39	66	36	44	31	47	27	36	42	67	35	43	44	38	37	30	49	30	54	77	36	40	26	36	33	56	19	75	29	51	70	26	66	.	28	64	68
NO [µg/m³]	6	13	14	11	18	28	35	11	14	48	121	24	73	51	79	58	20	36	14	72	142	13	44	10	13	61	3	81	12	48	49	14	38	.	6	21	25	57
NOx [ppb]	17	32	47	29	38	40	54	24	31	62	136	39	83	66	68	53	56	28	89	159	30	58	22	28	28	81	13	108	25	67	78	26	67	.	20	52	57	
CO [µg/m³]	490	670	1070	560	820	780	800	560	750	1100	2200	690	1130	1240	970	960	520	760	470	1280	1930	550	840	370	550	490	710	310	1300	620	870	1020	550	960	860	540	1030	1060
PPAH [ng/m³]	11	24	26	23	24	19	28	13	12	32	58	19	42	26	34	56	16	38	16	73	120	18	40	12	15	18	34	7	52	14	34	33	14	36	21	8	26	22

Tagesmittelwerte der einzelnen Messstandorte mit Stichprobenmessungen II

Messort:		Birchstrasse																																						
Tagesmittelwert		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	
SO2	[µg/m³]	4	4	3	4	3	2	2	3	1	2	3	4	4	3	9	-	11	-	7	6	10	13	4	10	5	7	15	4	3	6	12	3	6	4	23	42	27	26	3
NO2	[µg/m³]	32	22	26	22	29	19	17	25	14	30	25	40	25	35	26	-	43	-	39	24	30	45	8	40	15	33	44	10	20	38	32	24	44	23	42	27	26	26	
NO	[µg/m³]	8	4	4	3	5	4	18	6	2	44	36	58	60	28	43	-	100	-	11	2	7	43	1	16	2	6	23	2	2	27	4	4	28	10	20	12	5	5	
NOx	[ppb]	24	15	18	14	20	13	24	18	10	53	43	70	64	42	50	-	106	-	30	14	22	60	5	35	10	23	43	7	12	43	21	17	47	21	38	24	18	18	
CO	[µg/m³]	670	390	470	450	460	400	530	440	340	920	650	1280	860	590	840	-	1090	-	320	320	360	910	190	550	230	480	590	220	340	660	540	500	690	370	610	600	460	420	
PPAH	[ng/m³]	14	10	12	4	10	5	19	10	4	28	22	46	30	21	27	-	81	16	23	12	15	49	2	22	5	15	28	5	9	21	10	-	24	10	21	10	8	11	

Messort:		Tulpenstrasse																																						
Tagesmittelwert		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	
SO2	[µg/m³]	5	8	5	4	5	6	8	8	6	8	9	7	9	13	13	13	15	13	33	8	12	19	11	13	10	14	14	7	9	16	9	10	10	10	11	8	5	9	6
NO2	[µg/m³]	52	89	53	38	66	50	63	58	38	53	45	47	62	36	38	42	43	38	41	55	61	65	69	59	58	63	37	58	77	43	80	68	64	48	66	42	42	42	
NO	[µg/m³]	13	49	28	20	57	62	97	129	41	129	76	78	147	172	153	130	176	130	28	59	156	202	161	154	108	113	144	47	100	154	33	153	60	98	25	41	133	56	
NOx	[ppb]	38	88	52	36	83	78	114	138	55	136	87	90	155	161	147	128	168	130	44	71	158	200	168	164	121	124	153	59	114	168	50	155	92	117	55	59	146	89	
CO	[µg/m³]	880	1050	820	790	1160	1220	1180	1490	870	1490	850	1570	1320	1670	1510	1200	1910	1070	610	770	1300	1980	1390	1490	1270	1170	1510	700	1010	1540	730	1560	1280	1220	810	900	1520	745	
PPAH	[ng/m³]	17	54	35	16	60	36	63	79	22	79	38	34	67	75	64	56	112	70	29	33	97	131	101	100	49	76	103	26	67	86	21	76	37	57	19	19	67	30	

Messort:		Grosswiesen																																					
Tagesmittelwert		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2	[µg/m³]	4	4	5	5	2	3	3	2	4	4	11	12	4	11	7	14	9	8	26	11	10	11	14	9	6	18	15	6	11	9	6	5	6	5	4	3	6	9
NO2	[µg/m³]	20	26	26	18	11	20	34	14	19	33	32	28	20	35	24	39	32	39	30	22	25	26	39	30	13	44	49	25	29	27	20	29	22	18	25	11	23	14
NO	[µg/m³]	4	7	2	6	2	6	19	2	4	15	9	12	3	31	3	52	12	18	7	5	3	4	37	9	2	36	27	6	5	5	3	8	3	2	3	2	9	2
NOx	[ppb]	14	19	16	14	6	16	34	9	13	30	24	24	17	44	16	64	28	36	22	16	16	17	52	23	9	53	49	19	20	19	13	22	15	11	16	7	20	9
CO	[µg/m³]	510	450	490	530	320	470	590	310	460	650	570	460	410	680	330	760	440	390	520	320	270	350	670	470	260	800	740	370	320	290	330	410	450	200	230	300	440	340
PPAH	[ng/m³]	9	10	8	21	3	8	17	3	7	16	12	12	3	25	5	28	24	23	14	12	8	16	33	14	3	32	29	12	10	9	6	10	7	5	8	2	6	3

Messort:		Forchstrasse																																					
Tagesmittelwert		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38
SO2	[µg/m³]	4	6	6	7	5	5	4	5	17	12	22	12	12	13	19	18	11	21	19	19	28	10	28	13	20	14	27	15	19	15	11	12	5	6	7	8	8	
NO2	[µg/m³]	30	48	34	27	48	42	25	48	45	45	38	44	42	52	43	45	48	31	45	49	25	59	35	45	42	60	42	50	48	43	50	39	31	30	35	43	26	
NO	[µg/m³]	16	16	11	23	24	32	26	16	80	92	44	72	64	63	75	74	44	103	22	50	67	12	89	20	62	20	45	32	30	36	28	30	16	18	13	23	17	22
NOx	[ppb]	29	39	27	43	40	52	44	26	92	100	60	80	77	75	90	84	60	111	35	65	81	24	105	66	76	39	70	49	52	55	46	51	35	31	27	38	37	32
CO	[µg/m³]	570	780	740	840	860	1010	770	570	1390	1560	1110	1210	1100	1170	1160	710	1300	730	880	1060	340	1420	600	990	600	1240	720	790	760	690	970	610	380	290	710	720	730	
PPAH	[ng/m³]	23	26	16	26	19	30	22	8	50	52	22	40	35	32	34	54	38	66	21	41	54	14	72	19	47	23	35	30	36	26	20	23	16	14	8	17	16	

NO2-Passivsammlerwerte I

Werte der Standorte mit gleichzeitiger instrumenteller Messung (Kontinuierlich oder Stichproben)
 Angaben in µg/m³

von	bis	Messorte mit kontinuierlicher Messung					Messorte mit Stichprobenmessung					Franklinplatz	
		Stampfenbach- strasse	Schimmel- strasse	Speerstrasse	Schulhaus Saaten	Eichbühl- strasse	Grosswiesen- strasse	Birchstrasse	Rosengärten- strasse	Tulpenstrasse	Forchstrasse		Bellevue
30. Jun. 94	14. Jul. 94	44	74	31	34	32	21	23	64	62	40	82	52
14. Jul. 94	28. Jul. 94	53	87	35	40	40	24	31	73	61	39	90	54
28. Jul. 94	11. Aug. 94	49	78	34	35	34	22	29	68	52	38	82	47
11. Aug. 94	25. Aug. 94	48	70	30	34	39	22	-	63	58	39	75	48
25. Aug. 94	8. Sep. 94	49	65	29	33	39	26	25	57	53	41	72	48
26. Aug. 94	22. Sep. 94	38	56	25	30	32	23	23	49	50	33	58	41
22. Sep. 94	6. Okt. 94	52	61	37	36	42	32	30	50	51	45	65	50
6. Okt. 94	20. Okt. 94	55	63	42	42	47	38	36	49	46	48	61	50
20. Okt. 94	3. Nov. 94	47	63	34	38	43	32	30	55	51	39	65	47
3. Nov. 94	17. Nov. 94	44	54	34	34	39	31	32	42	43	37	52	42
17. Nov. 94	1. Dez. 94	40	46	31	34	36	30	30	38	38	36	46	40
1. Dez. 94	15. Dez. 94	45	56	34	37	40	32	35	48	47	40	53	44
15. Dez. 94	29. Dez. 94	41	50	32	35	38	32	31	42	42	37	45	41
29. Dez. 94	12. Jan. 95	38	45	28	34	32	29	28	44	46	35	45	36
12. Jan. 95	26. Jan. 95	45	55	37	41	44	37	37	51	53	43	55	46
26. Jan. 95	9. Feb. 95	42	54	30	35	37	29	30	53	52	37	54	44
9. Feb. 95	23. Feb. 95	36	52	26	31	33	22	24	51	47	32	53	39
23. Feb. 95	9. Mär. 95	44	63	32	38	41	28	31	57	58	39	60	46
9. Mär. 95	23. Mär. 95	40	56	30	36	36	28	29	52	51	39	54	44
23. Mär. 95	6. Apr. 95	44	60	29	34	42	26	30	58	58	39	62	48
6. Apr. 95	20. Apr. 95	37	55	25	25	32	23	23	46	49	38	53	38
20. Apr. 95	4. Mai. 95	44	63	29	30	35	25	26	51	51	41	63	45
4. Mai. 95	18. Mai. 95	45	65	27	31	33	23	25	53	59	42	67	46
18. Mai. 95	1. Jun. 95	47	71	30	34	39	23	26	60	56	41	77	47
1. Jun. 95	15. Jun. 95	43	76	27	29	35	21	23	56	52	36	73	45
15. Jun. 95	29. Jun. 95	43	71	26	30	34	22	24	48	45	35	60	43

NO2-Passivsammlermittelwerte II

Werte der Standorte mit ausschliesslicher Passivsammlermessung
Angaben in µg/m³

von	bis	Passivsammlermessorte										Schweigmatt (B)	Schweigmatt (C)	Strandbad Mythenquai	Aeolof Jöhr Weg	Friedhof Sihlfeld
		Steinbrüchelstrasse	Schulhaus Seefeld	Schulhaus Vogtstrain	Wegackerstrasse	Neugasse	Blonstrasse	Malentalstrasse	In Böden	Gerhardstrasse	Schweighofstrasse					
30. Jun. 94	14. Jul. 94	14	24	22	19	28	21	20	25	45	30	22	20	40	16	22
14. Jul. 94	28. Jul. 94	16	28	28	20	34	22	22	31	55	33	25	22	44	19	28
28. Jul. 94	11. Aug. 94	16	25	24	19	31	22	22	29	52	31	23	19	42	16	24
11. Aug. 94	25. Aug. 94	16	28	28	18	33	23	22	30	52	27	21	19	39	20	23
25. Aug. 94	8. Sep. 94	20	30	28	18	33	26	22	30	50	28	22	21	41	19	27
26. Aug. 94	22. Sep. 94	18	27	26	18	29	24	21	26	44	28	22	21	34	18	22
22. Sep. 94	6. Okt. 94	30	38	32	27	39	31	31	33	52	37	33	32	39	25	31
6. Okt. 94	20. Okt. 94	38	45	38	37	47	40	40	37	55	46	40	41	43	32	41
20. Okt. 94	3. Nov. 94	26	38	36	26	40	37	31	35	46	41	32	29	38	27	30
3. Nov. 94	17. Nov. 94	31	36	34	28	37	35	32	34	43	34	31	30	34	30	32
17. Nov. 94	1. Dez. 94	31	33	33	28	34	32	30	31	41	34	33	31	31	28	32
1. Dez. 94	15. Dez. 94	30	38	37	29	39	37	33	36	44	36	33	32	36	30	31
15. Dez. 94	29. Dez. 94	28	32	33	30	36	32	31	31	43	35	32	31	32	26	32
29. Dez. 94	12. Jan. 95	25	30	30	25	33	32	27	30	39	28	26	26	28	25	26
12. Jan. 95	26. Jan. 95	33	40	38	34	42	40	37	38	48	38	33	34	39	34	35
26. Jan. 95	9. Feb. 95	26	35	34	26	36	35	28	34	45	32	28	29	34	28	28
9. Feb. 95	23. Feb. 95	18	28	29	20	28	28	23	28	40	27	21	20	28	21	22
23. Feb. 95	9. Mär. 95	22	34	35	25	36	34	27	36	46	29	26	23	35	24	29
9. Mär. 95	23. Mär. 95	22	30	30	26	34	30	28	31	44	30	26	25	30	22	28
23. Mär. 95	6. Apr. 95	22	32	29	21	36	30	27	32	48	29	25	24	31	23	28
6. Apr. 95	20. Apr. 95	19	26	22	21	27	22	22	22	41	28	23	21	28	16	22
20. Apr. 95	4. Mai. 95	20	30	25	23	32	26	25	26	46	33	27	26	31	20	26
4. Mai. 95	18. Mai. 95	19	28	25	21	30	23	24	28	47	28	23	21	35	16	24
18. Mai. 95	1. Jun. 95	18	30	27	20	34	24	23	29	52	30	24	23	37	18	26
1. Jun. 95	15. Jun. 95	18	28	25	18	29	24	20	28	50	-	21	20	35	16	21
15. Jun. 95	29. Jun. 95	15	23	21	20	28	18	21	24	46	31	23	21	32	15	22

Resultate der Teilmesskampagne Ozon (1. April 1994 - 30. September 1994)

Überschreitungshäufigkeiten (Anzahl Stunden oderTage mit Stundenmittelwerten über den angegebenen Werten),
monatliche 98%-Werte und höchste Stundenmittel

Nr.	Messort	gültige Werte		[Anzahl]								[µg/m³]	
		Std	Tag	> 120 µg/m³		> 160 µg/m³		> 200 µg/m³		> 240 µg/m³		98%-Wert des Monats	max 1-h-Wert des Monats
				Std	Tag	Std	Tag	Std	Tag	Std	Tag		
24 Stampfenbachstrasse (Unterstrass)													
	April	717	30	18	3	0	0	0	0	0	0	129	150
	Mai	741	31	2	1	0	0	0	0	0	0	105	126
	Juni	718	30	64	13	1	1	0	0	0	0	138	167
	Juli	737	31	165	22	43	10	0	0	0	0	174	196
	August	739	31	63	10	18	5	3	1	0	0	165	233
	September	716	30	0	0	0	0	0	0	0	0	89	112
	Total			312	49	62	16	3	1	0	0		
3 Schimmelstrasse (Wiedikon)													
	April	713	30	5	0	0	0	0	0	0	0	105	137
	Mai	736	31	0	0	0	0	0	0	0	0	90	102
	Juni	695	28	10	0	0	0	0	0	0	0	117	132
	Juli	736	31	56	0	0	0	0	0	0	0	139	155
	August	740	31	13	0	1	0	0	0	0	0	121	161
	September	716	30	0	0	0	0	0	0	0	0	75	96
	Total			84	0	1	0	0	0	0	0		
23 Schulhaus Saatten (Schwamendingen)													
	April	667	29	17	3	0	0	0	0	0	0	123	146
	Mai	700	31	4	1	0	0	0	0	0	0	108	132
	Juni	691	29	71	12	3	1	0	0	0	0	135	173
	Juli	739	31	151	22	40	10	0	0	0	0	174	195
	August	607	25	50	7	12	3	3	1	0	0	159	231
	September	507	21	0	0	0	0	0	0	0	0	96	113
	Total			293	45	55	14	3	1	0	0		
16a Schulhaus Heubeerbüel (Fluntern)													
	April	718	30	33	5	1	1	0	0	0	0	132	168
	Mai	742	31	36	9	0	0	0	0	0	0	130	149
	Juni	716	30	113	18	4	2	0	0	0	0	151	176
	Juli	738	31	306	23	99	17	8	4	0	0	192	218
	August	735	31	125	13	32	6	6	2	1	1	187	245
	September	711	30	1	1	0	0	0	0	0	0	98	121
	Total			614	69	136	26	14	6	1	1		
18a Friedhof Eichbühl (Altstetten)													
	April	717	30	0	0	0	0	0	0	0	0	107	120
	Mai	742	31	8	4	0	0	0	0	0	0	116	141
	Juni	717	30	71	15	2	1	0	0	0	0	143	173
	Juli	743	31	170	23	40	12	0	0	0	0	178	193
	August	742	31	65	13	21	5	3	1	0	0	167	217
	September	716	30	0	0	0	0	0	0	0	0	85	109
	Total			314	55	63	18	3	1	0	0		
22a Schulhaus Buchwiesen (Seebach)													
	April	652	26	12	3	0	0	0	0	0	0	120	157
	Mai	736	31	11	4	0	0	0	0	0	0	117	149
	Juni	714	30	92	16	7	3	0	0	0	0	151	186
	Juli	743	31	192	24	61	12	1	1	0	0	188	203
	August	741	31	73	13	25	6	5	1	2	1	171	250
	September	703	30	0	0	0	0	0	0	0	0	96	115
	Total			380	60	93	21	6	2	2	1		
11 Speerstrasse (Wollishofen)													
	April	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mai	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Juni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Juli	737	31	190	23	65	13	5	2	0	0	183	219
	August	736	31	76	13	29	6	6	1	0	0	180	216
	September	709	30	0	0	0	0	0	0	0	0	93	116
	Total			266	36	94	19	11	3	0	0		

Anhang 2 Messunsicherheiten

Für die Messwerte der Kampagne 1994/95 wurden die in Tabelle 11 angegebenen totalen Messunsicherheiten abgeschätzt. Sie beziehen sich für SO₂, NO₂, NO, CO, PPAH und Schwebestaub auf Stichprobenmessungen nach dem im Anhang 2.5 beschriebenen Verfahren und für O₃ auf Stundenmittelwerte (90 % statistische Sicherheit). Die Angaben sind als wahrscheinlichste und nicht als maximale Fehler zu betrachten (siehe auch Tab. 14 mit den Vertrauensbereichen der Stichprobenschätzung).

Für NO₂-Passivsammler-Messungen an den Messstellen des Typs W und G werden etwa die gleichen Unsicherheiten wie bei NO₂-Stichprobenmessungen mit Monitoren angenommen.

Tab. 11 Relative Messunsicherheiten (90 %-Vertrauensniveau) für Jahresmittelwerte aus Stichproben (Ozon: Stundenmittelwerte)

Messgrösse	Rel. Messunsicherheit
SO ₂	± 13 %
NO ₂	± 12 %
NO	± 13 %
CO	± 13 %
O ₃	± 10 %
PPAH	± 15 % ¹⁾
Schwebestaub	± 20 %

¹⁾ Zufälliger Anteil aus Parallelmessungen bestimmt, ein systematischer Anteil kann beim verwendeten Summenmessverfahren nicht angegeben werden.

Anhang 3 Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalteverordnung (LRV)

Schadstoff	Immissions-Grenzwert	Statistische Definition
Schwefeldioxid SO ₂	30 µg/m ³ 100 µg/m ³ 100 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der 1/2-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 100 µg/m ³ 24-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Stickstoffdioxid NO ₂	30 µg/m ³ 100 µg/m ³ 80 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der 1/2-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 100 µg/m ³ 24-h Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Kohlenmonoxid CO	8 mg/m ³	24-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Ozon O ₃	100 µg/m ³ 120 µg/m ³	98% der 1/2-h-Mittelwerte eines Monats ≤ 100 µg/m ³ 1-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Schwebestaub* insgesamt	70 µg/m ³ 150 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der 24-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 150 µg/m ³
Blei (Pb) im Schwebestaub	1 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Cadmium (Cd) im Schwebestaub	10 ng/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Staubniederschlag insgesamt	200 mg/m ² x Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Blei (Pb) im Staubniederschlag	100 µg/m ² x Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Cadmium (Cd) im Staubniederschlag	2 µg/m ² x Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Zink (Zn) im Staubniederschlag	400 µg/m ² x Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Thallium (Tl) im Staubniederschlag	2 µg/m ² x Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Hinweise: 1 mg = 1 Milligramm = 0,001 g 1 µg = 1 Mikrogramm = 0,001 mg 1 ng = 1 Nanogramm = 0.001 µg		* Feindisperse Schwebestoffe mit einer Sinkgeschwindigkeit von weniger als 10 cm/s

Anhang 4 UGZ-Messfahrzeug

Das für die Stichprobenuntersuchungen eingesetzte Messfahrzeug (Mercedes Kastenwagen) verfügte im wesentlichen nebst den Messgeräten über folgende technische Ausrüstung:

- Klimatisierung und thermische Isolation des Innenraumes
- Probenahmesystem für gasförmige Komponenten mit zentraler Ansaugsonde (0.5 m Distanz zum Fahrzeug, 2.6 m Höhe über Grund), Ringleitung mit Gebläsepumpe (Verweildauer < 5 s), permanente Überwachung des Volumendurchsatzes
- Kalibrationsvorrichtung für SO₂, NO, CO (Prüfgasflaschen, Nullluftgenerator, Verdünnungseinheit mit kalibrierten thermischen Massendurchflussreglern)
- Transportabler High Volume Sampler (Plazierung und Probenahme in der Nähe des Fahrzeuges)
- Stationsrechner zur Erfassung von Daten und Gerätestatussignalen (Industrie-PC, mit Analog/Digital-Wandlung, Abtastungsintervall 5 s). Speicherung der Rohdaten als 30-Minuten-Mittelwerte
- Aussenstromanschluss an jedem Messort

Über die eingesetzten Messverfahren und -geräte gibt die folgende Tabelle eine Übersicht.

Tab. 12 Zusammenfassung der Messmethoden und Geräte

Schadstoff	Messprinzip	Gerätetyp	Bemerkungen
Schwefeldioxid (SO ₂)	UV-Fluoreszenz	Horiba APSA 350 E	Kalibration mit verdünntem Prüfgas
Stickoxide (NO und NO ₂)	Chemilumineszenz	Horiba APNA 350 E	Kalibration mit verdünntem NO-Prüfgas, GPT für Konvertierungsgrad
Kohlenmonoxid (CO)	IR-Absorption (Cross-flow modulation)	Horiba APMA 350 E	Direkte Kalibration mit Prüfgas, Nullgas über Hopcalit
Ozon (O ₃)	UV-Absorption	Dasibi 1003 AH, 1008 AH	Vergleich mit EAM-kalibrierter Referenzgerät
PPAH-Summe	Photoionisation PEAS	Matter LQ 1	Vergleich mit ETH-Referenzgerät
Schwebstaub	Differenzwägung vor und nach Exposition (Glasfaserfilter)	Probenahme: Digital HIVOL DH-77	TSP-Topfsonde (Typ EMPA) (suspendierter Staub, bis ca. 30 µm Sedimentationsdurchmesser)
Blei und Cadmium im Schwebstaub	Filterextraktion im Mikrowellenofen (32 % ige HNO ₃). Bestimmung mit Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)		Analyse von je 2 Teilproben (Ø 2 cm) pro Filter als Quartalssammelproben (Doppelbestimmung)

Die vom AWEL betriebene mobile Messstation an der Speerstrasse verfügte über eine gleichwertige Ausrüstung (jedoch ohne PPAH-Messung). Die Aufarbeitung und Analyse der Schwebstaubproben erfolgte durch den UGZ.

Angaben über Messgeräte und -Methoden an den Dauermessstationen befinden sich in [Kanton Zürich 1994].

Temporäre Messstationen

usätzlich zu den Dauermessstationen wurden während der Ozon-Teilmesskampagne im Sommerhalbjahr 1994 drei temporäre Stationen am Stadtrand eingerichtet (Zürichberg, Altstetten, Seebach). Die Mess- und Datenerfassungsgeräte wurden in Kellerräumen öffentlicher Gebäude aufgebaut. Trotz fehlender Klimatisierung waren an den Aufstellungsorten stets ausgeglichene Raumtemperaturen gewährleistet. Entsprechend den Anforderungen für die Messung reaktiver Spurengase wurden die Stationen mit Probenahmeverrichtungen versehen: Freianströmbare Entnahmesonde in 3,5 bis 4 m über Grund, Bypassleitung mit Gebläsepumpe (totale Verweilzeit < 5 s) sowie Überwachung von Unterdruck und Volumenstrom.

Die Station Schulhaus Heubeeribüel auf dem Zürichberg war über Modem und Wahlleitung mit dem Lufthygienelabor Stampfenbachstrasse verbunden (tägliche Status- und Datenabfrage). Nach Abschluss der Ozonmessungen wurde diese Station in reduziertem Umfang weiterbetrieben. Sie diente als "ländlicher" Vergleichsmessort für die Schwebstaub- und PPAH-Belastung.

Für die Ozonmessungen wurden folgende Messgeräte eingesetzt: Dasibi 1008 AH (Zürichberg), Dasibi/Environnement 1003 AH (Altstetten) und Monitor Labs 8810 (Seebach). Weitere Details sind **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zu entnehmen.

NO₂-Passivsammler

Zur Minimierung des technischen und personellen Aufwandes wurden in der Messkampagne 94/95 intensiv NO₂-Passivsammler eingesetzt. Bei Passivsammlern handelt es sich um einfache Vorrichtungen, bei denen die Schadstoffe durch Diffusion (oder Permeation) von der Umgebungsluft an ein Sorptionsmittel gelangen und dort irreversibel gebunden werden. Ursprünglich für die Beurteilung von Arbeitsplatzbelastungen entwickelt, werden sie in den letzten Jahren vermehrt auch für Immissionsmessungen eingesetzt.

Als NO₂-Passivsammler wurden so genannte "Palms tubes" verwendet. Sie bestehen typischerweise aus 70 mm langen Plexiglasröhrchen von ca. 10 mm Innendurchmesser (siehe Abb. 17). Am abgeschlossenen Ende sind Netzchen aus rostfreiem Stahl befestigt, welche mit dem Absorptionsmittel (Triethanolamin) benetzt sind. Nach der Exposition werden die Sammler verschlossen und das absorbierte NO₂ wird im Labor bestimmt.

Wegen der Art des Massentransportes (molekulare Diffusion) ermitteln Passivsammler dieser Art nicht die Schadstoffkonzentration, sondern die Schadstoffdosis. Über die Expositionszeit und die Geometrie des Sammlers kann jedoch mit Hilfe der Diffusionsgleichung die mittlere Konzentration am Röhrcheneingang aus der adsorbierten Menge berechnet werden. Eine ausführliche Beschreibung dieses Sammlers befindet sich in [Burri 1989], wo unter anderem auch Störeinflüsse und Anwendbarkeit diskutiert werden.

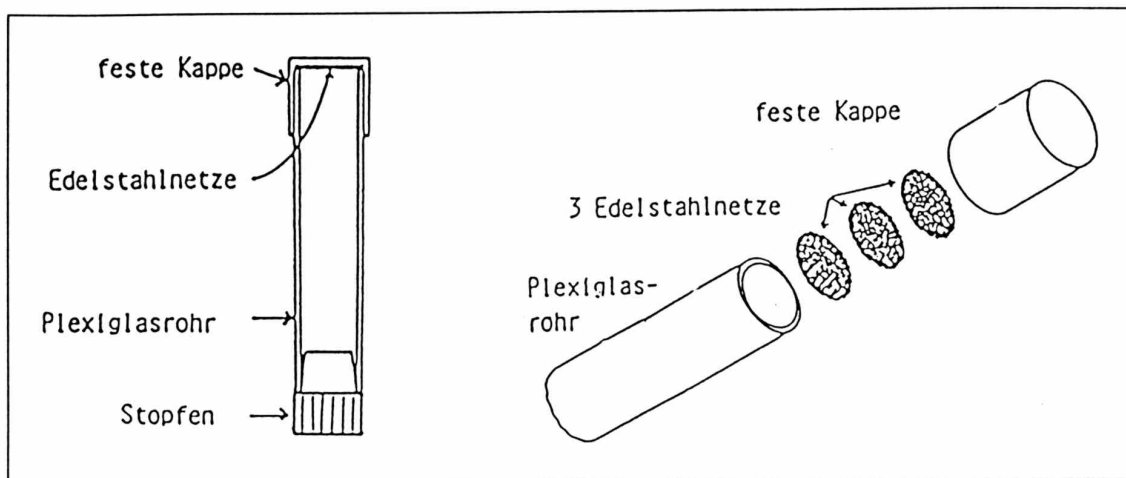


Abb. 17 Aufbau eines Passivsammlers. Vor der Exposition wird der Stopfen entfernt.

Es wurden an insgesamt 27 Messorten NO_2 -Passivsammler exponiert. Darunter waren die 21 Stichprobenmessstellen der vorangegangenen Kampagnen, die drei Dauermessstellen des UGZ und des AWEL, sowie einige zusätzliche Orte für Sonderuntersuchungen (horizontale Entfernungsabhängigkeit). Pro Standort erfolgte eine Dreifachbestimmung mit einer Expositionszeit von 14 Tagen (Jahresmittelwert aus je 26 Messwerten).

Zum Schutz vor Witterungseinflüssen waren die Sammelröhrchen in nach unten offenen weissen Kunststoffgehäusen untergebracht, welche in einer Höhe ca. 2.5 m frei anströmbar an Pfosten, Kandelabern, Dachabläufen etc. montiert wurden.

Die Präparation der Passiv-Sammler und die Analytik nach ihrer Exposition führte ein externes Labor aus (Forschungsstelle für Umweltbeobachtung FUB, 8132 Egg). Die analytische Bestimmung des absorbierten NO_2 erfolgte spektralphotometrisch nach Saltzman über Kalibrierkurven (Nitritstandards) und Blindwertkorrekturen.

Die Einsetzbarkeit dieser Passivsammler in einem städtischen Belastungsgebiet wurde im Rahmen eines Vorprojektes 1993/94 untersucht. Dies war notwendig, da ähnliche Untersuchungen schon längere Zeit zurückliegen und zu teilweise widersprüchlichen Ergebnissen und Interpretationen führten. Erfahrungen wurden bisher vorwiegend in ländlichen und verkehrsabgelegenen Gebieten gesammelt.

Um die Anwendbarkeit abzuklären, wurden Parallelmessungen mit instrumentellen kontinuierlichen Verfahren (Chemilumineszenzgeräte) unter Aussenluftbedingungen durchgeführt und zwar an drei Messorten unterschiedlicher Charakteristik.

Die Ergebnisse dieser Voruntersuchung (je 14 Paarvergleiche pro Messort, verteilt auf Sommer und Winter) zeigten, dass an peripherer, verkehrsabgelegener Lage eine sehr gute Übereinstimmung erzielt wird, Witterungseinflüsse waren nicht zu erkennen. Anders bei Stationen mit direkter Exposition zu einer stark befahrenen Strasse (2-3 m Abstand zum Fahrbahnrand): vor allem im Sommerhalbjahr resultierten mit Passivsammlern grössere positive Abweichungen (Einzelwerte bis +25 %, Periodenmittel +8 % bis +13 %). Da dieser zu einer Höherbewertung führende Effekt in den Wintermonaten weniger ausgeprägt oder überhaupt nicht auftrat, scheidet in den vorliegenden Fällen die oft vermutete Verkürzung der Diffusionsstrecke im Passivsammlerrohr durch Turbulenzen vorbeifahrender Fahrzeuge als Hauptursache aus. Hingegen gibt es klare Hinweise, dass die Mehrbefunde mit der Ozonbelastung am Messort korreliert sind. Dies ist plausibel, da das ebenfalls eindiffundierende NO nachträglich im Sammler durch O_3 zu NO_2 oxidiert wird, womit unter Umständen ein NO -Gradient im Röhrchen entstehen kann. Da gleichzeitig die NO_2 -Photolyse im Sammelrohr praktisch gestoppt ist, kann dies zu einer

Verschiebung des NO_2 /NO-Gleichgewichtes gegenüber Aussenluft führen. Je höher der NO-Anteil an den Gesamtstickoxiden ist, umso grösser ist diese systematische Abweichung, die deshalb ausgeprägt an Strassen mit hohem Verkehrsaufkommen zu beobachten ist.

Bei der Erarbeitung des Messkonzeptes wurde dies berücksichtigt. NO_2 -Messungen, die sich ausschliesslich auf Passivsammler abstützen, wurden nur an Messstellen mit tiefer Stickoxid-Belastung durchgeführt ($\text{NO}_2 < 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, NO-Anteil an $\text{NO}_x < 50 \%$). Dies sind in der überwiegenden Zahl Orte des Typs G und W, d. h. abseits von Hauptachsen.

Nach Abschluss der einjährigen Messkampagne liegt ein umfangreiches Datenmaterial vor, welches erlaubt die Übereinstimmung von Passivsammlern und instrumentellen kontinuierlichen Messungen genauer zu quantifizieren. Von besonderem Interesse sind die Ergebnisse von Messorten wo gleichzeitig unabhängige Dauermessungen mit Passivsammlern und Automaten erfolgten. In der folgenden Tabelle sind diese Ergebnisse zusammengefasst.

Tab. 13 Vergleich der NO_2 -Jahresmittelwerte an Dauermessstationen

M: Monitoren (Chemilumineszenz)
PS: Passivsammler

Messort	Typ	NO_2 M [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	NO_2 -PS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
11 Speerstrasse	W	32	31
23 Saatlen	W	32	34
24 Stampfenbachstrasse	WV	42	44
3 Schimmelstrasse	WV	56	62

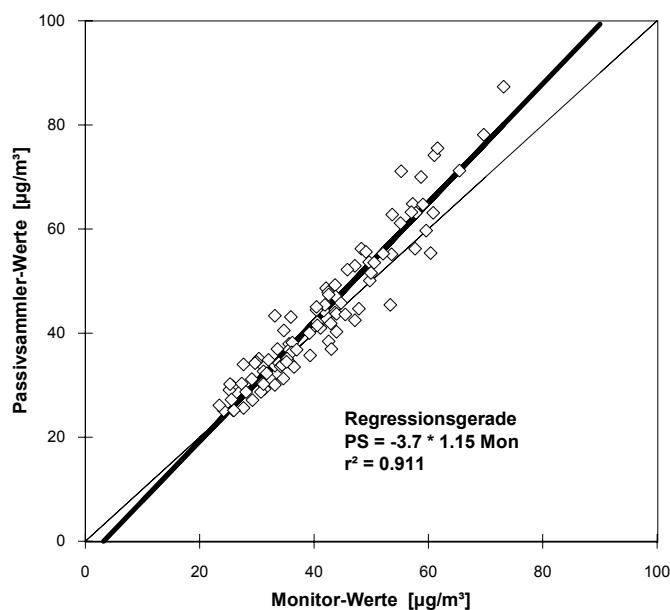


Abb. 18 Messwertvergleiche NO_2 -Passivsammler mit kontinuierlich betriebenen Monitoren (98 Messwertpaare der Stationen 3,11,23,24); fett: Regressionsgerade, dünn: 45°-Linie

Die Gegenüberstellung zeigt was aufgrund der Voruntersuchungsergebnisse erwartet werden konnte: an Verkehrsachsen mit sehr hohem Immissionsniveau (3) überschätzen Passivsammler

die Belastung um mehr als 10 %. Hingegen liegen die PS-Jahresmittelwerte an den vor allem interessierenden Messorten des Typs W innerhalb $\pm (1-2) \mu\text{g}/\text{m}^3$ der Monitorwerte. Dies trifft auch noch für die Strassenexposition vom Typ der Stampfenbachstrasse mit mittlerem Verkehrsaufkommen zu.

Abb. 18 zeigt einen Streuplot mit allen Einzelmesswerten der 4 Vergleichsstationen. Die durchgeführte lineare Regressionsrechnung weist auf den engen Zusammenhang zwischen den beiden unabhängigen Messverfahren hin ($r^2 = 0,911$).

Gegenüber der vollständigen Übereinstimmung markierenden 45° -Geraden weist die Regressionsgerade eine grössere Steigung auf, was hauptsächlich von den positiven Abweichungen der Wertepaare $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ herrührt. Im wichtigen Konzentrationsbereich um den Grenzwert, d. h. bei Belastungen wo vorwiegend nur Passivsammler-Resultate erhoben wurden, treten die geringsten Abweichungen auf.

Es lässt sich hier ein 90 %-Vertrauensbereich von ca. $\pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abschätzen. Dieses Intervall bezeichnet die Abweichung von Jahresmittelwerten gegenüber kontinuierlichen Monitormessungen, die ihrerseits ebenfalls fehlerbehaftet sind. Weitere Hinweise für nur geringfügige systematische Abweichungen an mässig belasteten Messorten liefern die Vergleiche zwischen Schätzwerten von Stichprobenmessungen mit Monitoren und Jahresmessungen mit Passivsammlern am gleichen Ort (s. Tab. mit der Zusammenfassung der Jahresmittel im Anh. 1). Durch die sehr gute Übereinstimmung an den Messstellen des Typs W ($\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) wird die Verlässlichkeit der Passivsammler-Messergebnisse zusätzlich abgestützt.

Photoelektrischer Aerosolsensor

Die PPAH-Messungen erfolgten mit sog. Photoelektrischen Aerosolsensoren (PEAS [Burtscher 1993]). Das Messprinzip beruht auf der Photoionisation der oberflächenangelagerten PAH's (Bestrahlung des Aerosols mit UV-Licht und Messung der dadurch aufgeladenen Partikel als Ionenstrom). Das Verfahren erlaubt schnelle und empfindliche Echtzeitmessungen, liefert aber lediglich ein Summensignal für die teilchengebundenen PPAH. Das PEAS-Signal ist proportional zur Ladungsdichte im Aerosolstrom und kann über eine Kalibrierung mit chemisch-analytischen Methoden als PPAH-Massenkonzentration interpretiert werden. Dieser Zusammenhang gilt nur für Belastungssituationen mit ähnlichem PPAH-Profil. Die eingesetzten PPAH-Sensoren waren für Immissionsmessungen in städtischer Strassenluft kalibriert, d. h. für frisches Verbrennungsaerosol. Dazu fanden Vergleichsmessungen u. a. auch an der Stampfenbachstrasse statt [Hart et al. 1993].

Die Resultate von neueren Parallelmessungen ergaben jedoch grosse Diskrepanzen zwischen den Messwerten kalibrierter PEAS und der Summenkonzentration der auf Filtern gesammelten PPAH-Fraktion (z. B. [Karrer 1994] und [Carbotech 1995]). Dabei dürften Sammelartefakte des manuellen Verfahrens eine bedeutende Rolle spielen.

Bis die Ergebnisse weiterer Untersuchungen vorliegen ist es deshalb nicht möglich, genügend zuverlässig von PEAS-Messresultaten auf die PPAH-Gesamtkonzentration zu schliessen oder die Belastung durch interessierende Leitschadstoffe abzuschätzen (z. B. BaP).

Stichprobenmessungen

Im Gegensatz zu den Messkampagnen 82/83 und 89/90 stand für die Stichprobenerhebung nur noch 1 Messfahrzeug zur Verfügung. Es wurde vorwiegend an Messorten des Typs WV und V eingesetzt (1, 8, 9, 10, 17). Dies weil einerseits die Höchstbelastungen von Leitschadstoffen an verkehrsexponierten Lagen interessierten und weil andererseits diese Messstellen ausserhalb des

Einsatzbereiches von NO₂-Passivsammlern liegen. Um einen Belastungsvergleich zu ermöglichen wurden jedoch auch drei Messpunkte in Wohnquartieren abseits von Hauptachsen angefahren (Typ W: 4, 20, 22).

Ziel von Stichprobenerhebungen ist es, die Anzahl der Messungen systematisch zu verkleinern, ohne dass ein wesentlicher Informationsverlust in Kauf genommen werden muss. Entscheidend ist dafür weniger der Stichprobenumfang, sondern die Stichprobensequenz [BUS 1987]. Trotz geänderter Rahmenbedingungen wurde im Wesentlichen das Konzept der Kampagne 89/90 übernommen, welches bezüglich Schätzgenauigkeit gut untersucht wurde [Stadt Zürich 1990]. Dieses Auswahlverfahren beruht auf 24-h-Messungen an den einzelnen Messstellen, die in regelmässigem zeitlichem Abstand wiederholt werden. Um die knappen Ressourcen besser zu nutzen, wurde die Zahl der Messorte allerdings von 7 auf 8 erhöht. Der dadurch etwas niedrigere Stichprobenumfang (38 statt 43 Messtage) hat auf die Schätzfehler für Jahresmittel wenig Einfluss. Andererseits ist mit grösserem Zeitabstand zwischen den 24-h-Stichproben eine grössere Unabhängigkeit der Messwerte zu erwarten (Abklingen der Autokorrelation).

Tab. 14 Geschätzte relative Vertrauensbereiche für Jahresmittelwerte. (38 24-h-Stichproben, 90 % statistische Sicherheit) [Stadt Zürich 1990]

Schadstoff	Vertrauensbereich
SO ₂	± 12%
NO ₂	± 6%
NO	± 12 %
CO	± 8 %
Ozon	± 10%
Schwebestaub	± 16% [Wanner 1982]

Die Messeinsätze erfolgten nach einem starren Einsatzplan mit festgelegtem Messzeitbeginn (Startzeiten um 10.00, 13.00, 16.00, 19.00 und 22.00 Uhr). An den einzelnen Standorten folgten sich die Messungen im Abstand von 9 bis 10 Tagen.

ei solchen systematisch gezogenen Stichproben ist darauf zu achten, dass alle Wochenstunden möglichst gleiches Gewicht erhalten. Andernfalls ergibt sich infolge des teilweise ausgeprägten Tages- und Wochenganges eine mehr oder weniger starke Verfälschung des Stichprobenschätzwertes. Beim oben skizzierten Messplan bedeutet dies, dass möglichst alle Kombinationen aus Startzeiten und Wochentagen durchlaufen werden und dass der systematische Abstand günstig gewählt sein muss. Es hat sich dabei gezeigt, dass mit 8 gegenüber 7 Messpunkten eine homogenere Verteilung erzielt wird (während eines Jahres durchgehend 5 oder 6 Stundenwerte pro Wochenstunde). Trotz geringerer Messhäufigkeit kann auch aus diesem Grund eine vergleichbare Aussagesicherheit wie 1989/90 angenommen werden. Die Vertrauensbereiche für 90% statistische Sicherheit sind für die einzelnen Schadstoffe in Tab. 14 zusammengefasst. Das Plansoll von 38 24-h-Messungen wurde mit einer Ausnahme (22: 36 Messungen) überall erreicht.

Nach Abschluss der Kampagne wurden 38 x 24-h-Stichprobensimulationen auf der Basis der Jahresgesamtheit Stampfenbachstrasse durchgeführt. Die Ergebnisse dieser empirischen Prüfung bestätigten die Aussagesicherheit von 90% für die in Tab. 14 angegebenen Intervalle. Einzig für CO gab es Hinweise, dass der relative Vertrauensbereich mit ± 8% eher knapp be-

messen ist. Allgemein reichen jedoch 38 24-h-Mittelwerte zur genügend genauen Schätzung von 95-Perzentilen nicht aus.

Zur Veranschaulichung der Repräsentativität der verwendeten Stichprobenauswahl sind die mittleren NO_2 - und SO_2 -Tagesgänge der Ganzjahresmessung und einer simulierten Stichprobenmessung in Abb. 19 dargestellt.

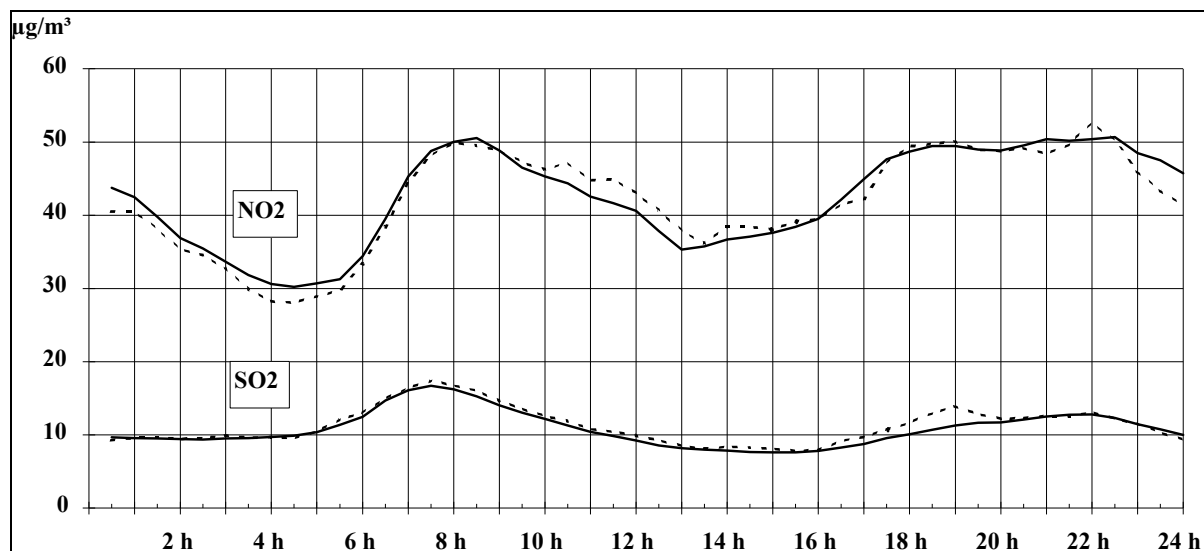


Abb. 19 Vergleich des mittleren Tagesverlaufes für NO_2 und SO_2 vom Juli 1994 bis Juni 1995 an der Stampfenbachstrasse aufgrund der kontinuierlichen Messung (fette Linie) und des Stichprobenkonzeptes (gestrichelte Linie)

Jahresmittelwerte SO_2 : kont. Messung $10.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Stichprobenmessung $11.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Jahresmittelwerte NO_2 : kont. Messung $42.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Stichprobenmessung $42.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Anhang 4 Qualitätssicherung

Bei Immissionsmessungen können zwei Bereiche qualitätssichernder Massnahmen unterschieden werden:

1. *Verfahrensbezogene Massnahmen:*

- Anwendung geeigneter vollständiger Messverfahren
- Standardisierung der Messverfahren: BUWAL-Empfehlungen [BUWAL 1990], VDI-Richtlinien.
- Einsatz eignungsgeprüfter Geräte (TüV, EPA)

2. *Anwenderbezogene Massnahmen:*

- Regelmässige Schulung der Messtechniker, Dokumentation der Abläufe (Standard-Arbeitsanweisungen).
- Kalibrierungen und Funktionskontrollen
- Systematische Wartung, qualifizierte Reparatur der Geräte
- Ringversuche und -kontrollen, Untersuchung von Referenzmaterialien

Diese Elemente bilden seit Jahren das Rückgrat der Qualitätssicherung im UGZ-Lufthygielabor. Die laborinternen Massnahmen wurden dabei laufend ergänzt und verbessert.

In den letzten Jahren wurde die laborexterne Qualitätskontrolle im Rahmen eines gesamtschweizerischen Konzeptes ausgebaut [CercI' Air 1994]: Periodische Durchführung von Ringkontrollen für anorganische gasförmige Luftschadstoffe (einheitliches Reisenormal) und Ozon-Kalibrieraktionen des Eidg. Amtes für Messwesen (EAM) durch Vergleich der laborinternen Gebrauchsnormale mit dem Nationalen Normal für Ozon (SRP).

Die Qualitätssicherungsabläufe wurden gegenüber dem normalen Messnetzbetrieb den erhöhten Anforderungen der Kampagne angepasst. So erfolgten manuelle Kalibrationen der Messgeräte im Messfahrzeug am Ende jedes zweiten Messtages (Fixstationen alle 8 Tage). Dabei wurden durch Aufgabe von Prüfgasen (SO₂-, NO-, CO-Spancheck) und Nullluft (Zerocheck) die Gerätekennlinien überprüft. Innerhalb festgelegter Toleranzen wurde nachjustiert, andernfalls erfolgten weitere Überprüfungen oder ggf. die Rücknahme des Gerätes ins Labor. Nach jeder einzelnen Verschiebung wurden anhand einer Checkliste die wichtigsten Funktionen (Statussignale, Durchflüsse, Lampenintensitäten etc.) kontrolliert.

Umfassendere wiederkehrende Funktionsprüfungen erfolgten nach festgelegtem Turnus (oder bei Bedarf auch häufiger): z. B. alle vier Monate Gasphasentitration zur Feststellung des NO₂/NO-Konverterwirkungsgrades, halbjährlicher Quervergleich der Kalibriergasflaschen sowie Mehrpunktkalibrationen, Überprüfung des Gasverdünners mit dem laborinternen Bezugsnormale (Brooks Vol-U-Meter). Um systematische Fehler der Verdünnungseinheit erkennen zu können, wurden die NO_x-Analysatoren zusätzlich mit unverdünntem NO-Prüfgas tiefer Konzentration (190 ppb) beaufschlagt.

Die Ozonmessgeräte wurden während der Teilkampagne mindestens monatlich einem Vergleich mit dem EAM-Transfornormal unterzogen. Einen Sonderfall stellen die PPAH-Summenmessgeräte dar, für die kein Referenzmaterial zur Verfügung steht. Um Anhaltspunkte über die Signalstabilität und die zufällige Komponente der Messunsicherheit zu erhalten, wurden mehrfach Parallelmessungen durchgeführt. Die Energie des UV-Strahlers wurde durch Messung der Ozonproduktion überprüft. Weiter erfolgten zweimal Vergleiche mit dem Referenzgerät der ETH Zürich.

Die Intervalle der Wartungsarbeiten richteten sich nach Erfahrungswerten und natürlich nach den Ergebnissen der Funktionstests (z. B. Wechsel der EingangsfILTER und Adsorptionsmittel). Die Ansaugleitungen wurden alle drei Monate gereinigt. Vor Beginn der Messkampagne erfolgte ein umfassender Jahresservice aller Messgeräte. Er umfasste neben der genauen Funktionsprüfung auch den prophylaktischen Wechsel von Verschleissteilen (z. B. Ozonscrubber, HC-Cutter etc.).

Die Dokumentation der qualitätssichernden Massnahmen bzw. Wartungs- und Reparaturarbeiten erfolgte durch das Führen von Stationsjournalen und Geräteprotokollbüchern.

Zur Datenkontrolle wurden die Messungen laufend ausgewertet. Die Rohdaten wurden anschliessend einer routinemässigen Plausibilitätsprüfung unterzogen (Vollständigkeit, Konsistenz, örtliche und zeitliche Variabilität, Korrelationen, Gleitmittel zwischen Passivsammlern- und Stichprobenmessungen). Dieser Kontrollaufwand hat mit der sorgfältigen Stationswartung wesentlich zur schliesslich erreichten hohen Verfügbarkeit beigetragen.

Tab. 15 Ringkontrollfaktoren (Rkf) für NO und NO_x (2 Konzentrationen), SO₂, CO und O₃ (3 Konzentrationen) der mobilen Stationen des UGZ und AWEL sowie Rkf-Mittelwerte aller 24 Teilnehmer. Angegeben ist zusätzlich der NO₂/NO-Konverterwirkungsgrad WK (NO₂)

Rkf	UGZ Messfahrzeug	AWEL Speerstrasse 1)	Mittelwert Teilnehmer (Std.-abw. in %)
NO (80 ppb)	0,96	0,96	0,96 (6,6 %)
NO (240 ppb)	0,97	1,02	0,96 (4,9 %)
NO _x (80 ppb)	0,98	0,97	0,98 (6,0 %)
NO _x (240 ppb)	0,99	1,02	0,99 (4,8 %)
WK (NO ₂)	0,998	0,981	0,99 (1,4 %)
SO ₂ (73 ppb)	0,96	0,98	0,97 (7,6 %)
CO (7,5 ppm) ²⁾	1,03	1,06	- -
O ₃ (120 ppb)	1,005	1,010	1,05 (4,8 %)
O ₃ (60 ppb)	1,003	1,004	1,07 (6,4 %)
O ₃ (30 ppb)	0,987	0,980	1,08 (9,1 %)

1) Zur Berechnung des Mittelwertes aller Teilnehmer wurden die Messdaten dieser Station nicht verwendet

2) ausserhalb des BUWAL-Auftrags

$$Rkf = \frac{\text{Sollwert}}{\text{Spanwert} - \text{Nullwert}}$$

Anhaltspunkte über die Datenqualität geben die Resultate der gesamtschweizerischen Ringkontrolle, welche im Auftrag des BUWAL im Sommer 1994 von einer privaten Institution durchgeführt wurde. Dabei wurden 24 Messstationen verschiedener kantonaler und kommunaler Betreiber mittels mobiler Kalibriereinheiten verglichen. Sowohl der UGZ (Messfahrzeug) als auch das AWEL (Station Speerstrasse) haben sich daran beteiligt. Tab. 15 fasst die Ergebnisse in Form von Ringkontrollfaktoren (Rkf) zusammen.

Die Ringkontrollergebnisse beider Stationen liegen bei allen Schadstoffen innerhalb der Fehlergrenzen der verwendeten Gaskonzentrationen und in den meisten Fällen auch innerhalb der Standardabweichung der Teilnehmer.

Um Aufarbeitung und Analytik der Schwebstaubproben bezüglich der Inhaltsstoffe Blei (Pb) und Cadmium (Cd) zu überprüfen, wurde ein Standard-Referenzstaub mit zertifizierten Gehalten verwendet (NIST SRM 1648, "Urban Particulate Matter"). Die erzielten Ergebnisse nach Extraktion und Analyse analog zu den Schwebstaubfiltern zeigt Tabelle 16.

Tab. 16 Vergleich der zertifizierten Massengehalte des Referenzstaubes SRM 1648 mit dem gefundenen Mittelwert (10 Bestimmungen 1994/95)

	Blei [g/100g]	Cadmium [$\mu\text{g/g}$]
Zertifizierter Wert (95 % stat. Sicherheit)	$0,655 \pm 0,008$	75 ± 7
Gefundener Mittelwert (n = 10)	0,629	69
Standardabweichung	0,011	5,7
95-% Vertrauensbereich	0,008	4,1

Für Cadmium liegt der Mittelwert innerhalb des Unsicherheitsbereichs des zertifizierten Massengehaltes. Die Bleiwerte deuten auf geringe, aber systematische Minderbefunde hin (wahrscheinlich ungenügender Aufschluss bestimmter Bleispezies). Mit einer mittleren Wiederfindungsrate von 96% ist das Resultat jedoch als genügend genau zu bezeichnen.