

# Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft

## Air Quality Control

Herausgeber: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BIA  
Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL

[www.technikwissen.de/gefahrstoffe](http://www.technikwissen.de/gefahrstoffe)

### Fernmessverfahren

Abschätzung von gasförmigen Emissionen aus diffusen Quellen mit FTIR- und LIDAR-Fernmessverfahren

Erfassung atmosphärischer Spurenstoffe im Bereich einer urbanen Grünfläche mit optischen Fernmessverfahren

Untersuchung von Luftbelastungen in einer Straßenschlucht mittels Fernerkundungs- und In-situ-Messungen

Bestimmung der Quellstärke diffuser Quellen mittels DOAS-Trassenmessung

### Bioaerosole

Ergebnis eines Probenwechsels gemäß VDI 4252 Blatt 2 und VDI 4253 Blatt 2

Immissionsmessungen von Schimmelpilzen in der Außenluft nach VDI 4252 Blatt 2 und VDI 4253 Blatt 2





# Erfassung und Analyse atmosphärischer Spurenstoffe im Bereich einer urbanen Grünfläche unter Verwendung optischer Fernmessverfahren

K. Weber, A. Ropertz, W. Kuttler

**Zusammenfassung** Um qualitativ und quantitativ festzustellen, in welchem Umfang eine innerstädtische Grünfläche durch die Emissionen direkt angrenzender Straßen lufthygienisch beeinträchtigt wird, wurden im Bereich einer 140 ha großen Grünfläche in Düsseldorf Messungen ausgewählter Spurenstoffindikatoren (NO, NO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub>) über einen einjährigen Zeitraum durchgeführt. Hierbei kamen sowohl optische Fernmessverfahren (OP-FTIR und UV-DOAS), punktförmig messende Standardverfahren sowie umfangreiche meteorologische Messungen zum Einsatz. Die Untersuchungen zeigten folgendes Ergebnis: Die betrachtete Grünfläche kann aus lufthygienischer Sicht als urbaner Gunstraum bezeichnet werden, da bis auf das O<sub>3</sub> für die Spurenstoffe NO, NO<sub>2</sub> und CO deutlich reduzierte Immissionsbelastungen ermittelt wurden, wobei erhöhte O<sub>3</sub>-Konzentrationen im Wesentlichen dann auftreten, wenn die der anderen Spurenstoffe eher gering sind. Insgesamt ist die Reduktion der Spurenstoffkonzentrationen innerhalb der Grünfläche stark von den atmosphärischen Austauschbedingungen abhängig. Vom messtechnischen Aspekt her zeigte sich, dass optische Fernmessverfahren bei geeigneter Qualitätssicherung auch über lange Zeiträume valide Ergebnisse liefern können und dass sie bei der Charakterisierung diffuser Emissionen sowie dem Spurenstofftransport eine wirkungsvolle Ergänzung der punktförmig messenden Systeme darstellen.

## Measurement and analysis of the air quality within the region of an urban green area using optical remote measurement techniques

**Abstract** In order to determine qualitatively and quantitatively, to which extent an inner urban green area is affected air-hygienically by the emissions of directly adjacent roads, an extended measurement campaign has been performed within the region of a large urban green area with a size of 140 hectares in Düsseldorf. Measurements of selected atmospheric air pollutants (NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO) were carried out during a one-year period using both optical remote measurement systems (OP-FTIR and UV-DOAS) and standard point analyzers as well as meteorological measurement systems. As a result, the green area examined can be characterized as a favoured area in the urban structure from an air-hygienic point of view. Clearly reduced trace gas concentrations were found within the green area for NO, NO<sub>2</sub> and CO, whereas increased O<sub>3</sub> concentrations only occur, when those of the other trace gases are rather small. The reduction of the trace gas concentrations within the green area depends strongly on the atmospheric exchange conditions. One important technical result of the measurement campaign was, that optical remote sensing systems can deliver reliable results even for long measurement periods, if appropriate quality assurance procedures are applied. Moreover, the optical remote sensing methods can be used with remarkable success in addition to point monitors for the characterization of fugitive emissions and the measurement of the transport of trace gases.

**Prof. Dr. Konradin Weber, Dipl.-Ing. Alexander Ropertz,**

FB 4 – Maschinenbau und Verfahrenstechnik,  
Umweltmesstechnik, Fachhochschule Düsseldorf.

**Prof. Dr. Wilhelm Kuttler,**

Institut für Geographie, Abt. Angewandte Klimatologie und  
Landschaftsökologie, Universität Duisburg-Essen, Campus  
Essen.

## 1 Einführung

Die Erfassung gasförmiger atmosphärischer Spurenstoffe erfolgt in zunehmendem Maße unter Verwendung optischer Fernmessverfahren, wobei neben den relativ häufig eingesetzten OP-FTIR- und UV-DOAS-Verfahren auch LIDAR- und TDL-Systeme<sup>1)</sup> zum Einsatz kommen. Dieser Trend ist national und international zu erkennen und bezieht sich einerseits auf den Einsatz im Rahmen aufwändiger Sonderuntersuchungen im Forschungsbereich, andererseits auf den Routinebetrieb (UV-DOAS-Verfahren). Die Gründe für diesen verstärkten Einsatz sind in den kontinuierlich verbesserten Messsystemen und Auswertalgorithmen und der zunehmenden Akzeptanz dieser Verfahren zu sehen, die nicht zuletzt auf verstärkte nationale und internationale Normungsaktivitäten und die Durchführung von Eignungsprüfungen auf diesem Gebiet zurückzuführen ist [1].

Im Bereich Umweltmesstechnik an der Fachhochschule Düsseldorf wird seit mehreren Jahren eine Reihe optischer Fernmessverfahren im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte evaluiert, weiterentwickelt und bei Feldmessungen eingesetzt. Zum Einsatz kommen hierbei OP-FTIR-Spektrometer, UV-DOAS-Systeme und laserspektroskopische Verfahren (TDL).

Im Rahmen dieses Beitrags sollen die messtechnische Methodik sowie Ergebnisse einer Langzeit-Feldmesskampagne exemplarisch vorgestellt werden. Hierbei handelt es sich um die Erfassung des kfz-bedingten Spurenstoffeintrags in eine urbane Grünfläche, wozu mehrere optische Fernmessverfahren neben punktförmig messenden Standardmesssystemen und einer Vielzahl meteorologischer Messsysteme in das Messkonzept integriert wurden.

## 2 Ziele der Messungen – Untersuchungsgebiet – Methodik

Urbane Grünflächen können zum innerstädtischen Luftaustausch beitragen und dadurch in human-biometeorologischem Sinne thermische und lufthygienische Belastungen abbauen. Besteht darüber hinaus eine Verbindung zu Frischluftproduktionsflächen des Umlands, kann hierüber bei entsprechenden Wetterlagen, insbesondere nachts, dem Siedlungskörper kühle Luft guter Qualität zugeführt werden [2]. Um qualitativ und quantitativ festzustellen, in welchem Umfang eine innerstädtische Grünfläche durch die Emissionen direkt angrenzender Straßen lufthygienisch beeinträchtigt wird, wurden am Beispiel einer 140 ha großen Grünfläche in

<sup>1)</sup> OP-FTIR: Open-Path Fourier Transform Infrared (Spectroscopy)

UV-DOAS: Ultraviolet Differential Optical Absorption Spectroscopy

LIDAR: Light Detection and Ranging

TDL: Tunable Diode Laser (Spectroscopy)

Düsseldorf Messungen ausgewählter atmosphärischer Spurenstoffindikatoren ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{CO}$ ) durchgeführt. Sowohl an einer stark befahrenen, südlich der Grünfläche gelegenen Straße (vierspurig, DTV<sup>2)</sup> 50 000 Fahrzeuge) als auch 200 m nördlich entfernt davon, innerhalb der Grünfläche, wurden sie kontinuierlich und gleichzeitig mittels Fernmessverfahren (OP-FTIR, UV-DOAS) und punktförmig messenden Standard-Messsystemen über einen einjährigen Zeitraum von Januar bis Dezember 2001 erfasst.

Die besondere lufthygienische Bedeutung der untersuchten innerstädtischen Grünfläche für das Düsseldorfer Stadtgebiet ist in der relativen Lage zum Stadtzentrum und durch die große Ausdehnung begründet. Zum einen handelt es sich um einen innerstädtischen Grünzug mit besonderer bioklimatischer und immissionsklimatischer Bedeutung, der eine Ausgleichs- bzw. Pufferfunktion für die umgebenden Siedlungsbereiche darstellt. Zum anderen ist das Gebiet als Luftaustauschbereich ausgewiesen, über den relativ unbelastete Frischluft aus den südlichen Hauptwindrichtungen bis in die Innenstadt gelangt [3].

Das Hauptziel der Messkampagne, die kontinuierliche Erfassung des kfz-bedingten Spurenstoffeintrags in eine innerstädtische Grünfläche, wurde durch zwei lufthygienische Messstationen am Rand und innerhalb der Grünfläche sowie mehrere meteorologische Messstationen im Untersuchungsgebiet erreicht, die teilweise mit 3D-Ultraschallanemometern ausgestattet waren. Eine detaillierte Beschreibung des Untersuchungsgebiets, der Messstandorte sowie der verwendeten Messsysteme ist in [4] dargestellt. Einen grundsätzlichen Überblick über umweltmeteorologische Untersuchungsmethoden sowie deren sinnvolle Verknüpfung ist in [5] zu finden. Der Schwerpunkt des folgenden Methodikabschnitts liegt in der Darstellung der eingesetzten optischen Fernmessverfahren OP-FTIR und UV-DOAS.

### 2.1 OP-FTIR-Spektrometer

Die optischen Fernmessverfahren wurden während des einjährigen Zeitraums zur Bestimmung der Spurenstoffkonzentrationen innerhalb der Grünfläche eingesetzt.

Bild 1 zeigt den Messaufbau am Messstandort in der Grünfläche mit dem OP-FTIR-Spektrometer (1) links und dem UV-DOAS-Fernmesssystem (2) auf dem Messcontainer. Alle eingesetzten Fernmessverfahren wurden in monostatischer Konfiguration betrieben, so dass aus der einfachen Mess-

<sup>2)</sup> DTV: durchschnittlicher täglicher Verkehr

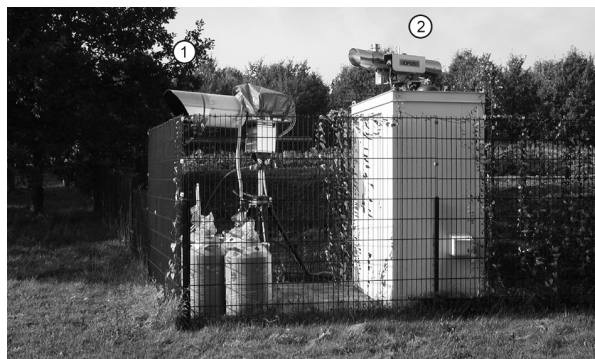


Bild 1. Messstandort mit OP-FTIR-Spektrometer (1) und UV-DOAS-Fernmesssystem (2).

strecke von 190 m Länge eine Absorptionsstrecke von 380 m resultiert. Die Begrenzung der Messstrecke erfolgte durch zwei Retroreflektoren jeweils für das OP-FTIR- und das UV-DOAS-System.

Bei dem verwendeten OP-FTIR-Spektrometer handelt es sich um ein monostatisches System mit  $1 \text{ cm}^{-1}$  spektraler Auflösung und modulierter Strahlungsquelle. Die Verwendung einer modulierten Strahlungsquelle bietet den Vorteil, dass die zum Teil stark variierende natürliche Hintergrundstrahlung keinen Einfluss auf die Konzentrationsanalyse hat [12]. Insbesondere bei Langzeitmessungen unter verschiedenen jahreszeitlichen Witterungsbedingungen ergeben sich hieraus Vorteile. Als Detektor kam ein MCT-Detektor zum Einsatz, dessen Betriebstemperatur über eine Flüssigstickstoffkühlung sichergestellt wurde. Die hierzu notwendigen Flüssigstickstoffbehälter sind in Bild 1 links unten zu sehen. Die Konzentrationsanalyse erfolgte über einen multivariaten Classical-Least-Square-Fit (CLS) [7]. Eine quantitative Analyse wird in der Regel für die Komponenten Kohlenmonoxid  $\text{CO}$ , Methan  $\text{CH}_4$ , Distickstoffmonoxid  $\text{N}_2\text{O}$ , Ammoniak  $\text{NH}_3$  und Wasserdampf  $\text{H}_2\text{O}$  durchgeführt. Messplanung, Messdurchführung, Auswertung und die Qualitätssicherungsmaßnahmen orientierten sich an den Empfehlungen der Richtlinie VDI 4211 zu den OP-FTIR-Verfahren [8]. Zu diesen Qualitätssicherungsmaßnahmen gehören im ersten Schritt u. a. eine Überprüfung der empfangenen Signalintensität im zeitlichen Verlauf, die Bestimmung von in der Atmosphäre relativ homogen verteilten und nur gering variierenden Spurenstoffkonzentrationen, wie  $\text{N}_2\text{O}$ , und eine Bestimmung des Wassergehalts in der Atmosphäre. Die Signalintensität zeigt zunächst an, ob ein Spektrum grundsätzlich ausgewertet werden kann, oder ob aufgrund von Dejustage, Nebel, Strahlblockierung oder einer ausgefallenen Detektor Kühlung etc. die Messung verworfen werden muss. Die Auswertung von  $\text{N}_2\text{O}$  ermöglicht eine einfache Funktionskontrolle der Auswertung, da diese Komponente mit Ausnahme eines geringen, atmosphärisch stabilitätsbedingten Tagesgangs ein sehr konstantes Konzentrationsniveau aufweist. Die Bestimmung des Wasserdampfgehalts mittels FTIR-Spektroskopie bietet darüber hinaus die Möglichkeit, den verwendeten Auswertalgorithmus unabhängig zu überprüfen, da die Ergebnisse mit einfachen, genauen und in der Meteorologie üblichen Messsystemen verglichen werden können [9].

Weiterhin gehören Kalibriermessungen zu den grundlegenden Qualitätssicherungsmaßnahmen bei der Verwendung optischer Fernmessverfahren. An der FH Düsseldorf wurden für FTIR-Systeme verschiedener spektraler Auflösungen ( $1 \text{ cm}^{-1}$ ,  $0,2 \text{ cm}^{-1}$ ) Kalibriermessungen durchgeführt, wobei in allen Fällen bei hohen Absorptionsstärken nichtlineare Kalibrierfunktionen gefunden wurden, deren Anwendung bzw. Korrektur in der Praxis jedoch unproblematisch ist [6; 10; 11]. Je geringer hierbei das spektrale Auflösungsvermögen des verwendeten Spektrometers ist, desto geringer sind die Absorptionsstärken, bei denen schon nichtlineare Effekte zu beobachten sind [12]. Neben diesen Kalibriermessungen wurde darüber hinaus eine Reihe von Vergleichsmessungen zwischen OP-FTIR-Systemen untereinander und im Vergleich zu Standardimmissionsmesssystemen durchgeführt, die eine gute Übereinstimmung der Systeme, nicht zuletzt nach Anwendung von Kalibrierfunktionen, gezeigt haben [13; 14]. Im Rahmen verschiedener anwendungsbezogener Studien wurden die Systeme ins-

besondere zur Charakterisierung diffuser Emissionsquellen, wie z. B. Deponien und Raffinerien, aber beispielsweise auch zu immissionsklimatischen Untersuchungen an einem ballungsraumnahen Freizeitsee erfolgreich eingesetzt [9; 15 bis 17]. Aus dieser Vielzahl an Untersuchungen konnte dann eine Reihe von Qualitätssicherungsprozeduren entwickelt werden [18; 19], deren Ergebnisse sowohl in die nationale als auch die internationale Standardisierung zu diesen Verfahren eingebracht werden konnten [8; 20; 34].

### 2.2 UV-DOAS Messsystem

Das eingesetzte UV-DOAS-Fernmessverfahren ist ein auf dem Modell AR500 der Fa. Opsis basierendes System, das sowohl bistatisch als auch monostatisch eingesetzt werden kann. Zum Einsatz kam die monostatische Konfiguration in Verbindung mit einer Xenon-Hochdrucklampe (Emission ab  $\lambda = 185$  nm, ozonerzeugend) und einem Retroreflektor. Eine quantitative Analyse erfolgte für die Komponenten Ozon  $O_3$ , Stickstoffmonoxid  $NO$ , Stickstoffdioxid  $NO_2$  und Benzol  $C_6H_6$ , wobei die Messdaten für Benzol hier aufgrund geringer Signalintensitäten nicht dargestellt werden.

Auch für die UV-DOAS-Verfahren wurden in der Vergangenheit Untersuchungen durchgeführt, die die Validität der Messverfahren gezeigt haben. Diese Untersuchungen beziehen sich sowohl auf internationale Evaluierungsstudien, beispielsweise des Joint Research Centre der EU in Ispra [21; 22], des britischen National Physical Laboratory [23] und des französischen Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) [24; 25], als auch auf eine Reihe wissenschaftlicher Arbeiten [z. B. 26 bis 28]. Für das an der FH Düsseldorf verwendete System liegen mittlerweile Eignungsprüfungen für die Komponenten  $SO_2$ ,  $O_3$ ,  $NO_2$  und Benzol vor, so dass dieses System nunmehr auch im Rahmen offizieller Messungen eingesetzt werden kann [29 bis 31].

Für das verwendete UV-DOAS-System wurden über die Kalibrieruntersuchungen des Herstellers hinaus auch an der FH Düsseldorf Kalibrieruntersuchungen durchgeführt. Hierzu stehen zwei optische Varianten zur Verfügung: Eine so genannte Vorsatzzelle, die in den tatsächlichen Messweg eingebracht wird (einfache optische Weglänge 50 mm) und eine optische Bank mit einer externen zweiten Strahlungsquelle, die Küvetten unterschiedlicher Absorptionsstrecken aufnehmen kann. Die Vorsatzzelle hat hierbei den Vorteil, dass die optische Charakteristik der realen Messstrecke erhalten bleibt, jedoch aufgrund schwankender Umgebungskonzentrationen nur relativ schwierig reproduzierbare Zustände realisiert werden können. Demgegenüber bietet die optische Bank den Vorteil, dass unter kontrollierbaren Bedingungen Absolutkonzentrationen bestimmt bzw. kalibriert werden können. Nachteilig bei dieser Variante ist jedoch durch die geänderte Strahlführung ein Ausschluss der optischen Eigenschaften der Atmosphäre und die zweite Strahlungsquelle, deren gegebenenfalls leicht abweichende spektrale Charakteristik bei der Auswertung durch den Auswertalgorithmus korrigiert werden muss. Die Kalibriermessungen zeigen für Ozon jedoch eine gute Überein-

stimmung beider optischer Varianten, wobei gleichzeitig bis zu Absorptionsstärken von 100 ppm · m nur lineare Kalibrierfunktionen gefunden wurden [9]. Neben diesen Kalibrierexperimenten belegen außerdem Langzeitvergleichsmessungen zwischen UV-DOAS-Verfahren untereinander sowie von UV-DOAS-Verfahren zu punktförmig messenden Systemen eine hohe Validität der ermittelten Spurenstoffkonzentrationen [1; 14].

Insgesamt zeigen die Ergebnisse und Experimente, aber auch eine Vielzahl weiterer Studien, die Leistungsfähigkeit der optischen Fernmessverfahren OP-FTIR und UV-DOAS sowie die Validität der Messdaten. Als Folge verlagern sich die Schwerpunkte derzeitiger Projekte, bei denen Fernmessverfahren eingesetzt werden, von der weiteren Validierung dieser Verfahren hin zur Integration dieser Systeme innerhalb lufthygienischer Messstrategien in Verbindung mit anderen Immissionsmesssystemen.

### 3 Ergebnisse der lufthygienischen Messungen

Im Folgenden werden einige ausgewählte Ergebnisse einer einjährigen Messkampagne vorgestellt, die sich insbesondere auf die lufthygienische Situation innerhalb und außerhalb der untersuchten innerstädtischen Grünfläche unter Berücksichtigung der beschriebenen Auswertemethoden beziehen.

Die Konzentrationen der atmosphärischen Spurenstoffe  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $CO$  und  $O_3$  zeigen an beiden Standorten eine deutliche Variation in Abhängigkeit von der Jahreszeit, vom Wochentag, der Tageszeit, der Emissionssituation und der atmosphärischen Stabilität. Im Jahresgang weisen beide Standorte im Winter für die Spurenstoffe  $NO$ ,  $NO_2$  und  $CO$  deutlich erhöhte Konzentrationen gegenüber dem Sommer auf, für  $O_3$  wurden maximale Konzentrationen in den Sommermonaten gefunden. **Tabelle 1** zeigt eine Gegenüberstellung der entsprechenden Werte.

Die Variation im Jahresgang ist für die primär emittierten Spurenstoffe  $NO$  und  $CO$  neben anderen Effekten in erster Linie auf die Hauptemissionszeitpunkte in Verbindung mit der zu diesen Zeiten vorliegenden atmosphärischen Schichtung zurückzuführen. In den Wintermonaten erfolgen die Emissionen des morgendlichen und abendlichen Berufsverkehrs im Wesentlichen vor Sonnenauf- bzw. nach Sonnenuntergang. Diese Zeiten sind oftmals durch eine ausgeprägte atmosphärische Stabilität der bodennahen Luftschichten gekennzeichnet, die eine schnelle Verteilung der emittierten Spurenstoffe auf ein größeres Luftvolumen, also eine effektive Verdünnung, verhindert. Im Sommerhalbjahr hingegen findet der Berufsverkehr zu einem deutlich höheren Anteil während der Tagesstunden statt, die aufgrund höherer Energieumsätze an der Erdoberfläche infolge solarer Einstrahlung durch mehr oder weniger stark ausgeprägte labile Schichtung gekennzeichnet sind. Neben den Monatsmittelwerten ist die jahreszeitliche Variation der Konzentrationsniveaus auch in den Tagesgängen für die entsprechenden Datenkollektive zu erkennen. **Bild 2** zeigt hierzu

	Monatsmittel $NO$ in $\mu g/m^3$			Monatsmittel $NO_2$ in $\mu g/m^3$			Monatsmittel $CO$ in $\mu g/m^3$			Monatsmittel $O_3$ in $\mu g/m^3$		
	min.	max.	Faktor	min.	max.	Faktor	min.	max.	Faktor	min.	max.	Faktor
<b>Straße</b>	14	63	4,5	31	63	2,0	0,49	0,88	1,8	13	52	4,0
<b>Grünfläche</b>	6	42	7,0	19	30	1,6	0,32	0,79	2,5	11	64	5,8

Tabelle 1. Gegenüberstellung der minimalen bzw. maximalen Monatsmittelwerte für die untersuchten Komponenten sowie beide Standorte (Januar bis Dezember 2001).

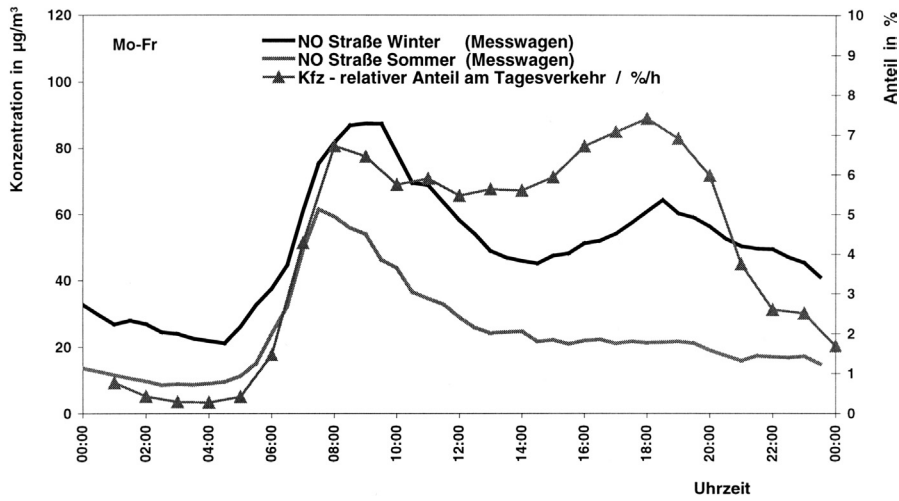


Bild 2. Mittlere Tagesgänge des Primärsprengstoffs Stickstoffmonoxid NO emissionsnah an der Straße für die Wintermonate (Oktober bis März) und die Sommermonate (April bis September) sowie der Verkehrstagesgang in Prozent des DTV-Wertes zu der entsprechenden Stunde des Tages (Daten: 1/2h-Mittelwerte, Januar bis Dezember 2001).

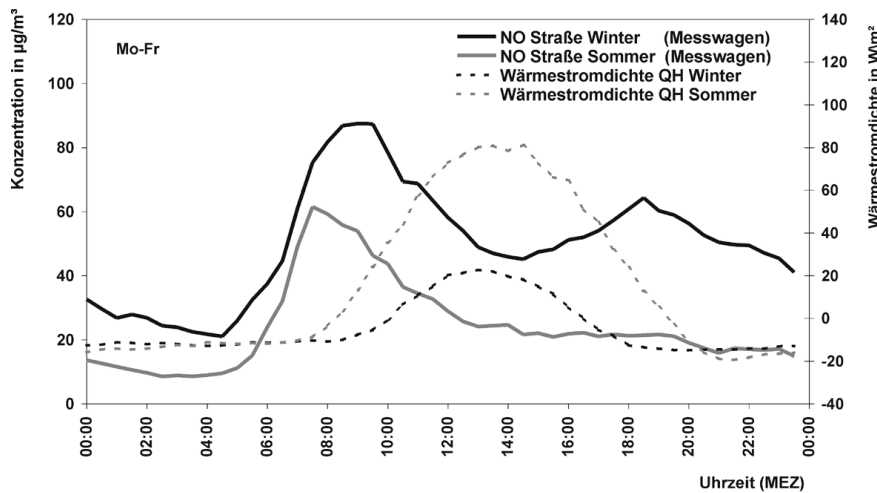


Bild 3. Mittlere Tagesgänge des Primärsprengstoffs Stickstoffmonoxid NO emissionsnah an der Straße für die Wintermonate (Oktober bis März) und die Sommermonate (April bis September) sowie die turbulente sensible Wärmestromdichte  $Q_H$  in diesen Zeiträumen (Daten: 1/2h-Mittelwerte, Januar bis Dezember 2001).

exemplarisch mittlere Tagesgänge an Werktagen für NO emissionsnah an der Straße für das Sommer- und Winterhalbjahr zusammen mit dem Verkehrstagesgang. In den Wintermonaten zeichnet sich auf insgesamt deutlich höherem Konzentrationsniveau neben dem primären morgendlichen Konzentrationsmaximum auch ein sekundäres Maximum in den Nachmittagsstunden ab, das in den Sommermonaten nicht existiert. Diese unterschiedlich starken Immissionskonzentrationen zu den maximalen Verkehrszeiten können nicht durch unterschiedliche Emissionen erklärt werden, da der Verkehrstagesgang sowohl zum morgendlichen als auch zum nachmittäglichen Maximum ähnlich hohe Verkehrszahlen bzw. nachmittags eine sogar leicht erhöhte Verkehrsbelastung aufweist. Vielmehr sind für diesen Effekt die chemische Umsetzung und turbulente Verdünnung sowie die räumliche Situation am Messstandort verantwortlich. Die stadtauswärts gerichteten Fahrspuren (Feierabendverkehr) befinden sich zunächst im Mittel etwa 20 bis 25 m weiter vom verkehrsnahen Messstandort entfernt als die stadteinwärts gerichteten Fahrspuren (morgendlicher Berufsverkehr). Dies ist ein Grund für das weniger stark ausgeprägte Sekundärmaximum. Entscheidend für diese Charakteristik im Tages- und Jahresgang sind jedoch die Variationen der Austauschbedingungen der boden-

nahen Atmosphäre sowie der solaren Einstrahlung als Antrieb fotochemischer Umsetzungen. Bild 3 zeigt hierzu dieselben Spurenstofftagesgänge in Verbindung mit den mittleren turbulenten sensiblen Wärmestromdichten in diesen Zeiträumen, die mit den verwendeten 3D-Ultraschallanemometern bestimmt wurden. Die Wärmestromdichten wurden innerhalb der Grünfläche in 10 m Höhe über einer Grasoberfläche bestimmt. Die Wärmestromdichte  $Q_H$  in  $W/m^2$  ist ein Maß für die Richtung und Intensität der Energieumsätze der bodennahen Atmosphäre und nimmt in diesem Fall positive Werte an, wenn ein Wärmestrom von der Erdoberfläche in die Atmosphäre gerichtet ist. Negative Werte treten insbesondere in den Nachtstunden ohne solaren Antrieb bei gleichzeitig negativer Strahlungsbilanz auf und sind in der Regel mit einer Stabilisierung der bodennahen Luftschichten verbunden. In Bild 3 wird deutlich, dass das Zeitintervall, in dem eine positive turbulente sensible Wärmestromdichte  $Q_H$  die Atmosphäre labilisieren kann, während der Wintermonate gegenüber dem Sommer stark verkürzt ist. Gleichzeitig sind die absoluten Energieumsätze gegenüber dem Sommerhalbjahr etwa um den Faktor 4 verringert, so dass im Nahbereich der Emissionen keine nennenswerte turbulente Spurenstoffreduktion erfolgt. Da die turbulenten Wärme-



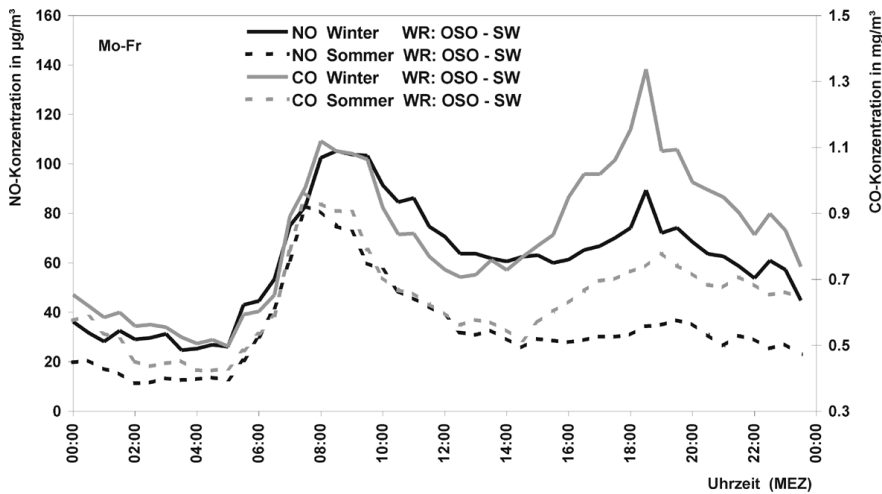


Bild 4. Mittlere Tagesgänge der Primärsurenstoffe NO und CO emissionsnah an der Straße für die Winter- und Sommermonate, basierend auf den Daten derjenigen Windrichtungssektoren, aus denen ein Spurenstoffeintrag in die Grünfläche resultiert (OSO-SW) und für Werkstage (Daten: 1/2h-Mittelwerte, Januar bis Dezember 2001). WR = Windrichtung

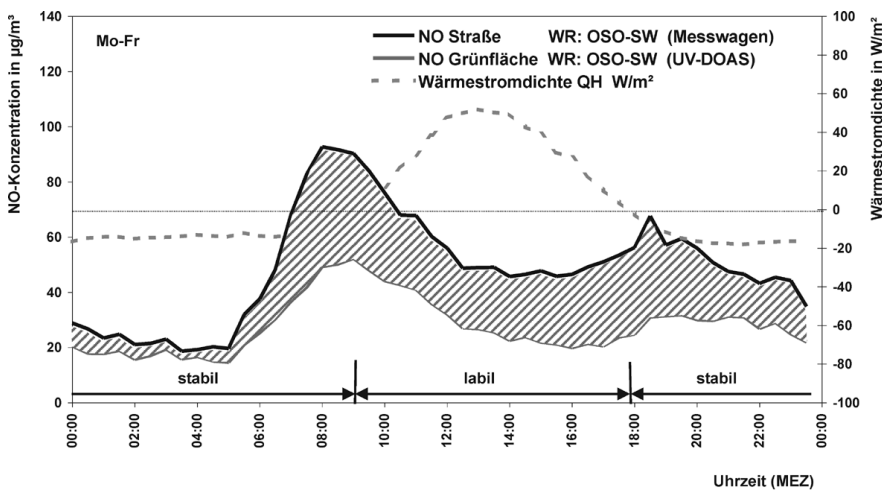


Bild 5. Mittlerer Tagesgang des Primärsurenstoffs Stickstoffmonoxid NO an der Straße emissionsnah und innerhalb der Grünfläche sowie die turbulente sensible Wärmestromdichte  $Q_h$  für Windrichtungen, aus denen ein Spurenstoffeintrag in die Grünfläche resultiert (OSO-SW) und für Werkstage. (Daten: 1/2h-Mittelwerte, Januar bis Dezember 2001). WR = Windrichtung

ströme gleichzeitig mit der solaren Einstrahlung als deren Antrieb korrelieren, laufen darüber hinaus in den Sommermonaten aufgrund der deutlich höheren solaren Strahlungsflussdichten fotochemische Umwandlungsprozesse schneller und effektiver ab als in den Wintermonaten. Trockene Depositionsvorgänge können dagegen im Allgemeinen aufgrund der chemischen Eigenschaften von NO und der sehr kurzen zeitlichen und räumlichen Distanzen vernachlässigt werden [32].

Eine exakte quantitative Aufteilung der Spurenstoffreduktion auf die Mechanismen der fotochemischen Umsetzung sowie die turbulente Verdünnung ist prinzipiell schwierig, eine qualitative Zuordnung ist jedoch aufgrund des vorliegenden Datenmaterials durchaus möglich. Hierzu können für entsprechende Datenkollektive in Bezug auf Einstrahlung und Strömungseigenschaften die Tagesgänge reaktiver (z. B. NO) und eher inerte (z. B. CO) Spurenstoffe gegenüber gestellt werden. Bild 4 zeigt einen solchen Vergleich für NO und CO sowie in einem ersten Schritt eine Differenzierung zwischen Sommer- und Winterhalbjahr.

Das auf diesen begrenzten raumzeitlichen Skalen als inert anzunehmende CO zeigt im Winterhalbjahr zwei ausgeprägte Konzentrationsmaxima, wobei das nachmittägliche Maximum sogar höher ausfällt als das morgendliche

und somit qualitativ dem in Bild 2 dargestellten Verkehrstagesgang entspricht. Das reaktive NO weist für den gleichen Zeitraum ein schwächer ausgeprägtes Maximum in den Nachmittagstunden auf, obgleich es den gleichen turbulenten Diffusionsprozessen unterworfen ist wie CO. Diese Differenz muss demnach auf chemische Umwandlungsprozesse zurückzuführen sein. In den Sommermonaten weicht dagegen auch der Tagesverlauf des CO qualitativ von dem des Verkehrstagesgangs ab, mit einem deutlich reduzierten nachmittäglichen Maximum. Die zu diesen Zeiten (ca. 18:00 Uhr) im Sommer immer noch vorhandene vertikale Durchmischung der bodennahen Atmosphäre ist die Ursache für diese Ausprägung im zeitlichen Verlauf. Die Summe aus dieser turbulenten Verdünnung und den zusätzlichen fotochemischen Prozessen führt beim NO im Sommer sogar zu einem Tagesgang, in dem das nachmittägliche Sekundärmaximum näherungsweise vollständig aufgelöst wird.

Neben der prinzipiellen Charakterisierung dieses innerstädtischen Standorts hinsichtlich seiner Luftgüte war die Erfassung des kfz-bedingten Spurenstoffeintrags in die Grünfläche bzw. seine Reduktion ein Hauptziel dieser Messkampagne. Bild 5 zeigt hierzu mittlere Tagesgänge für NO emissionsnah sowie innerhalb der Grünfläche für Windrichtungen, aus denen ein Spurenstoffeintrag in die Grünfläche

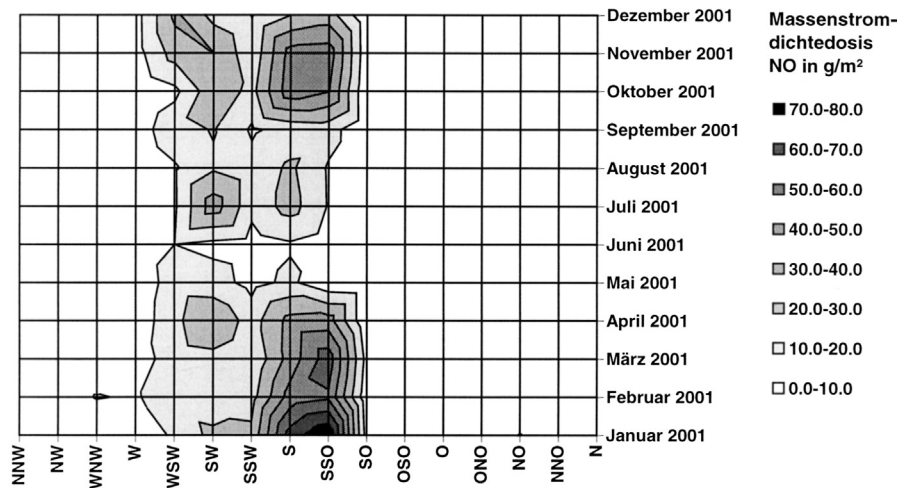


Bild 6. Massenstromdichtedosis für NO in Abhängigkeit von der Windrichtung und vom Monat für den Straßenstandort (berechnet aus der Massenkonzentration für NO an der Straße und der Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe).

resultiert (Werktage, WR: OSO-SW). Außerdem ist wiederum die turbulente sensible Wärmestromdichte  $Q_H$  zu diesem Datenkollektiv dargestellt. Die Auswahl des Datenkollektivs mit einem Spurenstoffeintrag wurde mittels Windrichtungsselektion OSO-SW realisiert ( $n \approx 150$  Tage). Da ein kfz-bedingter Spurenstoffeintrag betrachtet wird, erfolgte eine Mittelung in diesem Fall ausschließlich für Werkstage.

Klar zu erkennen ist auch in diesem Datenkollektiv der Verkehrstagesgang mit den zwei deutlich getrennten Maxima. Während der Tagstunden mit solarer Einstrahlung und daraus resultierenden verstärkten chemischen Umsetzungen und erhöhter Labilität der bodennahen Atmosphäre erfolgt eine starke Reduktion des Spurenstoffs NO auf einer Strecke von 200 m von der Straße in die Grünfläche. Die relative Reduktion erreicht ein Maximum in den Nachmittagsstunden von bis zu etwa 40 % bei maximaler atmosphärischer Labilität und leicht zeitversetzt nach dem Einstrahlungsmaximum. Diese „labile“ Phase des Tages ist zeitlich eng verknüpft mit der positiven, also von der Erdoberfläche in die Atmosphäre gerichteten Wärmestromdichte  $Q_H$ . Im Gegensatz dazu stellt sich während der Nachtstunden mit stabilen Schichtungsverhältnissen ohne solare Einstrahlung und mit stark verminderten Primäremissionen ein chemisches Gleichgewicht ein, das zu einer Angleichung der Konzentrationen an beiden Standorten führt. Die Kennzeichnung der labilen bzw. stabilen Phase in Bild 5 orientiert sich jeweils am Vorzeichenwechsel der Wärmestromdichte. Insgesamt ist diese Markierung im Tagesgang jedoch rein qualitativ, da es sich um eine windrichtungsselektive Betrachtung über den gesamten Messzeitraum, also alle Jahreszeiten, handelt. Eine eindeutige Kennzeichnung der Stabilitätsphasen kann jahreszeitenübergreifend im Tagesgang nicht exakt erfolgen, die Darstellung dient hier lediglich der Verdeutlichung der Zusammenhänge.

Im Rahmen einer Bilanzierung des Spurenstoffeintrags von der Straße in die Grünfläche ist es sinnvoll, neben einer Gegenüberstellung der Konzentrationswerte an den Standorten auch die entsprechenden Massenstromdichten der jeweiligen Spurenstoffe in g/(m<sup>2</sup>s) bzw. die daraus resultierenden Massenstromdichtedosen pro Zeitraum in g/m<sup>2</sup> zu vergleichen, um letztlich die tatsächlichen Stoffströme in die Grünfläche bewerten zu können. Hierzu wird in einem ersten Schritt die Massenkonzentration des betreffenden Spurenstoffs mit der Windgeschwindigkeit zum gleichen Zeitpunkt multipliziert, wobei die Höhe über Grund der Wind-

messung aufgrund des vertikalen Windprofils einen nachhaltigen Einfluss auf die ermittelten Massenstromdichten hat. Zur Bestimmung der Dosis wird diese Massenstromdichte dann in einem zweiten Schritt über die zu betrachtenden Zeitintervalle aufsummiert. Das Ergebnis kann physikalisch als mittlerer Massenstrom des Spurenstoffs in Gramm interpretiert werden, der durch 1 m<sup>2</sup> einer gedachten Referenzfläche hindurchströmt, bezogen auf das betrachtete Zeitintervall. Im vorliegenden Fall wurde die Windgeschwindigkeit aus 10 m Höhe verwendet, wobei dies ggf. zu einer leichten Überschätzung der Massenstromdichten im Messniveau von 3,5 m führt. Bild 6 zeigt hierzu exemplarisch die auf diese Weise ermittelten Massenstromdichtedosen für NO am Straßenstandort in Abhängigkeit von der Jahreszeit und der Windrichtung.

Auch die Massenströme zeigen eindeutig den Jahresgang der Spurenstoffbelastung. Durch die im Winter im Mittel leicht erhöhten Windgeschwindigkeiten gegenüber dem Sommerhalbjahr wird diese Ausprägung sogar noch leicht verstärkt. Gleichzeitig ist in dieser Darstellung aber auch eindeutig die starke Windrichtungsabhängigkeit der Massenströme zu erkennen, wobei auch die räumlich übergeordnete mittlere Windrichtungsverteilung einen starken Einfluss hat. Der stark betonte „Korridor“ zwischen OSO und SW ist in der Summe für den Spurenstoffeintrag in die Grünfläche verantwortlich – exakt in diesem Windrichtungssektor liegt die angrenzende Straße mit einem DTV-Wert von etwa 50 000. Für den Messstandort innerhalb der Grünfläche ergibt sich eine entsprechende Charakteristik auf geringem Absolutniveau.

Integriert über den Messzeitraum ergeben sich die in Tabelle 2 zusammengestellten Massenstromdichtedosen für die Komponenten NO, NO<sub>2</sub>, CO und Ozon an der Straße sowie innerhalb der Grünfläche. Außerdem werden die Massenströme hinsichtlich der relevanten Windrichtungssektoren OSO-SW (Süd) und WSW-O (Nord) unterschieden, wobei die südlichen Windrichtungen in 56 % und die nördlichen in 44 % der Jahresstunden aufgetreten sind. Über den südlichen Windrichtungssektor (OSO-SW) erfolgt der direkte Spurenstoffeintrag von der angrenzenden Straße in die Grünfläche.

Neben den absoluten Massenstromdichtedosen sind hier insbesondere die relativen Anteile sowie die Reduktion von der Straße in die Grünfläche in Verbindung mit der Windrichtungsdifferenzierung von Interesse. Für den primär

Tabelle 2. Massenstromdichtedosen für die Spurenstoffe NO, NO<sub>2</sub>, CO und Ozon, bezogen auf den Messzeitraum von einem Jahr an der Straße und innerhalb der Grünfläche (Januar bis Dezember 2001). WR = Windrichtung

Massenstromdichtedosis in g/m <sup>2</sup>				
Stickstoffmonoxid NO	Straße (Messwagen)		Grünfläche (UV-DOAS)	
	g/m <sup>2</sup>	%	g/m <sup>2</sup>	%
Gesamt (alle WR)	1 579	100	768	49
OSO-SW (Süd, 56 %)	1 174	74	539	70
WSW-O (Nord, 44 %)	405	26	229	30
Stickstoffdioxid NO <sub>2</sub>	Straße (Messwagen)		Grünfläche (UV-DOAS)	
	g/m <sup>2</sup>	%	g/m <sup>2</sup>	%
Gesamt (alle WR)	2 613	100	1 307	50
OSO-SW (Süd, 56 %)	1 628	62	789	60
WSW-O (Nord, 44 %)	985	38	518	40
Kohlenstoffmonoxid CO	Straße (Messwagen)		Grünfläche (OP-FTIR)	
	g/m <sup>2</sup>	%	g/m <sup>2</sup>	%
Gesamt (alle WR)	33 160	100	21 708	65
OSO-SW (Süd, 56 %)	20 592	62	12 165	56
WSW-O (Nord, 44 %)	12 568	38	9 543	44
Ozon O <sub>3</sub>	Straße (Messwagen)		Grünfläche (UV-DOAS)	
	g/m <sup>2</sup>	%	g/m <sup>2</sup>	%
Gesamt (alle WR)	2 087	100	2 524	121
OSO-SW (Süd, 56 %)	988	47	1 212	48
WSW-O (Nord, 44 %)	1 099	53	1 312	52

emittierten Spurenstoff NO resultieren am Straßenstandort 74 % und in der Grünfläche 70 % der Massenstromdichtedosis aus lediglich 56 % der Jahresstunden. Gleichzeitig wird die NO-Massenstromdichtedosis auf der kurzen Distanz von 200 m in die Grünfläche schon auf 49 % des Werts an der Straße reduziert. Für das sekundär gebildete NO<sub>2</sub> erfolgt ebenfalls eine Reduktion der Dosis um 50 %, wobei die Anteile des südlichen Windrichtungssektors OSO-SW mit 62 % (Straße) bzw. 60 % (Grünfläche) erwartungsgemäß nicht ganz so hoch ausfallen. Aufgrund seiner chemischen Eigenschaften resultiert für das relativ inerte CO nur eine Reduktion um 35 % bei weiter reduziertem Einfluss der Windrichtungsselektion. Insgesamt zeigt sich für CO verstärkt der Einfluss der urbanen Hintergrundbelastung. Das zusätzlich durch den Kfz-Verkehr in das Untersuchungsgebiet eingetragene CO hat an der Gesamtbelastung einen relativ geringeren Anteil als NO. Im Gegensatz zu den vorgenannten Spurenstoffen wurde für Ozon innerhalb der Grünfläche eine um 21 % höhere Massenstromdichtedosis als am Straßenstandort nachgewiesen. Diese ist in erster Linie auf das in der Grünfläche fehlende NO sowie potenziell erhöhte Konzentrationen an biogenen Kohlenwasserstoffen innerhalb der Grünfläche zurückzuführen [33]. Von den im Rahmen dieser Messungen untersuchten Spurenstoffen ist Ozon somit die einzige Komponente, die zu einer relativen Verschlechterung der Luftgüte innerhalb der Grünfläche beiträgt. Diese erhöhten Ozonkonzentrationen treten insbesondere während sommerlicher und autochthoner Wetterlagen auf, während derer die Konzentrationen der übrigen Spurenstoffe eher gering sind.

### 3.1 Bewertung der Immissionssituation im Untersuchungsgebiet

Eine Bewertung der Immissionssituation des Untersuchungsgebiets, insbesondere der urbanen Grünfläche, muss in verschiedener Hinsicht differenziert werden. In

Bezug auf emittierte Primärschadstoffe wie NO und CO zeigt der Standort am Rand der Grünfläche eine typische verkehrsbedingte Charakteristik, die im Wesentlichen durch den zeitlichen Verlauf der Emissionen sowie die lokalen, bodennahen Austauschbedingungen beeinflusst wird. Die Grünfläche bietet dagegen schon auf einer relativ kurzen Distanz ohne zusätzliche Emissionen das Potenzial, die Spurenstoffbelastung in Abhängigkeit von den meteorologischen Randparametern deutlich zu reduzieren. In der gesamten Fläche von etwa 140 ha kann somit ein Großteil der eingetragenen Emissionen reduziert bzw. verdünnt werden, so dass leeseitig der Grünfläche wieder relativ unbelastete Frischluft in das Düsseldorfer Stadtzentrum eingetragen werden kann. Die Funktion als Luftleitbahn bzw. Ventilationsschneise wird darüber hinaus durch die deutlich verringerte Oberflächenrauigkeit der vegetationsbestandenen Flächen unterstützt. Hinsichtlich des sekundären Spurenstoffs Ozon kann es jedoch aufgrund von Emissionen biogener Kohlenwasserstoffe und den verringerten NO-Konzentrationen innerhalb der Grünfläche zu einer leicht erhöhten Belastung kommen, wie sie auch im Umland bzw. leeseitig städtischer Ballungsräume anzutreffen ist.

Zusammenfassend kann die untersuchte innerstädtische Grünfläche aufgrund der kombinierten Messung mit Fernmessverfahren, konventionellen Messverfahren und meteorologischen Messsystemen sowie der bislang durchgeführten Analysen als immissionsklimatischer Gunstraum innerhalb des urbanen Gefüges bezeichnet werden, der aufgrund einer Reduktion atmosphärischer Spurenstoffe und der verminderten Oberflächenrauigkeit eine wirksame Belüftungsfunktion einnimmt.

## 4 Abschlussbemerkungen – Ausblick

Insgesamt hat eine Vielzahl nationaler und internationaler Studien in den letzten Jahren die Leistungsfähigkeit optischer Fernmessverfahren gezeigt. Die Anwendung verschiedener Qualitätssicherungsmaßnahmen ist dabei für die Validität der Messergebnisse wichtig. Viele der kommerziell erhältlichen Systeme können mittlerweile unter realen Feldbedingungen gut eingesetzt werden. Die Integration optischer Fernmessverfahren zusammen mit punktförmig messenden Standardverfahren und meteorologischen Messungen innerhalb praxisnaher Messkonzepte ist dabei ein Ziel, das im Bereich Umweltmesstechnik an der FH Düsseldorf kontinuierlich verfolgt wird. In diesem Zusammenhang wurde eine einjährige Messkampagne zur Erfassung und Analyse des Spurenstoffeintrags in eine innerstädtische Grünfläche durchgeführt. Die gewählte Methodik zeigt eine gute Ergänzung der punktförmig messenden Systeme und der optischen Fernmessverfahren bei der Charakterisierung diffuser Emissionen bzw. Verdünnungs- und Transportvorgängen. Der Spurenstoffeintrag in die untersuchte Grünfläche bzw. der Spurenstoffgradient weist eine deutliche Abhängigkeit vom Tages- und Wochengang der Emissionsquellstärke, von der atmosphärischen Stabilität und der Transportrichtung sowie vom jahreszeitlich variierenden Strahlungshaushalt auf. Diese Abhängigkeiten belegen außerdem die Notwendigkeit, im Rahmen lufthygienischer



Studien möglichst detaillierte Parameter zur Charakteristik der bodennahen Atmosphäre bereitzustellen, um auftretende Belastungsschwerpunkte raum-zeitlich zuordnen und interpretieren zu können.

Die untersuchte Grünfläche zeigt in Bezug auf den Eintrag primärer Spurenstoffe schon im Bereich bis 200 m Entfernung zu den Emissionen ein deutliches Reduktionspotenzial, dessen Ausprägung von den atmosphärischen Randbedingungen abhängig ist. Für den sekundären Spurenstoff Ozon wurden innerhalb der Grünfläche leicht erhöhte Werte nachgewiesen. In Verbindung mit der günstigen Lage im Stadtgebiet – bezogen auf die Windrichtungsverteilung und die deutlich verringerte Oberflächenrauigkeit – nimmt das Untersuchungsgebiet dennoch eine wichtige Funktion für die Belüftung der Düsseldorfer Innenstadt ein. Die größtenteils positiven Effekte auf die Verteilung und Reduktion atmosphärischer Spurenstoffe werden durch die thermische

Wirksamkeit ergänzt, die im Einzugsbereich der Grünfläche zu einer Verminderung der städtischen Überwärmung führt. Insgesamt konnte mit dieser Messkampagne eindrucksvoll belegt werden, dass durch Kombination optischer Fernmessverfahren mit punktförmig messenden Systemen wichtige Zusammenhänge hinsichtlich des urbanen Spurenstofftransports sowie der immissions- und bioklimatischen Bedeutung innerstädtischer Grünflächen gewonnen werden können.

### Danksagung

Die Arbeiten wurden in Teilen gefördert und unterstützt durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF, das Landesministerium für Schule, Wissenschaft und Forschung MWF des Landes NRW, das Cusanuswerk in Bonn, das Institut für Geographie – Abteilung Angewandte Klimatologie und Landschaftsökologie der Universität Duisburg-Essen, Campus Essen, das Umweltamt der Landeshauptstadt Düsseldorf sowie das Geographische Institut der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf.

### Literatur

- [1] Weber, K.; Lamp, T.; Ropertz, A.: Optical remote sensing in Europe: A UV-DOAS case study. *EM – Air & Waste Management Association's Magazin for Environmental Managers* 53 (2003), S. 26-31.
- [2] Hupfer, P.; Kuttler, W. (Hrsg.): *Witterung und Klima*. 10. Aufl. Stuttgart: Teubner 1998.
- [3] Stadtklimaanalyse Düsseldorf. Hrsg.: Umweltamt der Stadt Düsseldorf, 1995.
- [4] Weber, K.; Ropertz, A.; van Haren, G.; Fischer, C.: Einsatz optischer Fernmessverfahren bei der Bestimmung der urbanen Luftgüte und der Ausbreitung kfz-bedingter Schadstoffe während einer einjährigen Feldmesskampagne. In: *VDI-Berichte 1656: Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität*, S. 225-259. Düsseldorf: VDI 2002.
- [5] Kuttler, W.; Dütemeyer, D.: Umweltmeteorologische Untersuchungsmethoden. *Promet* 30 (2003) Nr. 1/2, S. 15-27.
- [6] Ropertz, A.; Lamp, T.; Douard, M.; Weber, K.; Gärtner, A.; Elbers, C.; Nitz, R.: Calibration of an high resolution Open-Path FTIR spectrometer combined with an adjustable 100 m multi pass cell. In: *Cecchi, G.; Lamp, T.; Reuter, R.; Weber, K. (Hrsg.): Proceedings of the Envirosense '97. Remote sensing of vegetation and water, and standardization of remote sensing methods. Proceedings of SPIE Vol. 3107. Washington 1997, S. 137-147.*
- [7] Haaland, D. M.; Easterling, R. G.: Application of new least-squares methods for the quantitative infrared analysis of multicomponent samples. *Appl. Spectrosc.* 36 (1982) Nr. 6, S. 665-673.
- [8] VDI 4211, Blatt 1: Fernmessverfahren – Messungen in der bodennahen Atmosphäre nach dem FTIR-Prinzip – Messen gasförmiger Emissionen und Immissionen; Grundlagen. Berlin: Beuth 2000.
- [9] Lamp, T.: Immissionsklimatische Untersuchungen an einem ballungsraumnahen Freizeitsee unter Verwendung von Fernmessverfahren. *Essener Ökologische Schriften* Bd. 19. Westarp: Hohenwarsleben 2002.
- [10] Lamp, T.; Radmacher, M.; Weber, K.; Gärtner, A.; Nitz, R.; Bröker, G.: Calibration of an open-path FTIR spectrometer for methane, ethylene and carbon monoxide. In: *Proceedings of the „Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition“*. Pittsburgh 1997.
- [11] Lamp, T.; Radmacher, M.; Weber, K.; Gärtner, A.; Nitz, R.; Bröker, G.: Calibration of an OP-FTIR spectrometer for ethylene, methane and carbon monoxide using a fixed 20 m multi pass cell. In: *Cecchi, G.; Lamp, T.; Reuter, R.; Weber, K. (Hrsg.): Proceedings of the Envirosense '97. Remote sensing of vegetation and water, and standardization of remote sensing methods. Proceedings of SPIE Vol. 3107 (1997), S. 126-136.*
- [12] Ropertz, A.; Lamp, T.; Douard, M.; Weber, K.; Gärtner, A.; Elbers, C.; Nitz, R.: Calibration of two open-path FTIR-spectrometers. In: *Proceedings of the 91th Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*. Pittsburgh 1998.
- [13] Weber, K.; Weidemann, J.; van Haren, G.; Lamp, T.: Open-path FTIR measurements at an urban area in Germany. In: *Proceedings of the International Symposium on Optical Sensing For Environmental and Process Monitoring in Washington 1994. SPIE Vol. 2365 Pittsburgh (1995), S. 37-46.*
- [14] Ropertz, A.; Lamp, T.; Weber, K.; Müller, M.; van Haren, G.: Advanced intercomparison study with different optical sensing technologies – FTIR, UV-DOAS and conventional point sensor measurements of atmospheric gases. In: *Proceedings of the 92th Annual Meeting & Exhibition of the Air & Waste Management Association*. Pittsburgh 1999.
- [15] Weber, K.; Lamp, T.; Eisenmann, T.; Mosebach, H.; Gärtner, A.; Bröker, G.: FTIR-Langwegabsorptionsspektroskopie zur Messung von Luftverunreinigungen: Ausgewählte Beispiele von Messungen bei Industrieanlagen, im urbanen Umfeld und bei Deponien. In: *VDI-Bericht 1257, S. 205-255. Düsseldorf: VDI 1996.*
- [16] Weber, K.; Ropertz, A.; Lamp, T.; van Haren, G.: Neuere Entwicklungen bei der FTIR-Langwegabsorptionsspektroskopie zur Messung von Luftverunreinigungen. In: *VDI-Berichte 1443 – Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität*, S. 269-305. Düsseldorf: VDI 1999.
- [17] Kuttler, W.; Lamp, T.; Weber, K.: Summer air quality over an artificial lake. *Atmosph. Environm.* 36 (2002) Nr. 39/40, S. 5927-5936.
- [18] Douard M.; Ropertz, A.; Lamp, T.; Weber, K.: Quality assurance procedure and measurements for open-path FTIR spectroscopy. In: *Cecchi, G.; Lamp, T.; Reuter, R.; Weber, K. (Hrsg.): Proceedings of the Envirosense '97. Remote sensing of vegetation and water, and standardization of remote sensing methods. Proceedings of SPIE Vol. 3107 (1997), S. 114-125.*
- [19] Ropertz, A.; Lamp, T.; Müller, M.; van Haren, G.; Weber, K.: Use of quality assurance procedures for FTIR field measurement data. In: *Weitkamp, C.; Schäfer, K.; Reuter, R.; Weber, K.; Lamp, T.; Russwurm, G. M.; Wolf, J. P.; Woppowa, L. (Hrsg.): Proceedings of the Envirosense '99. Lidar atmospheric measurements spectroscopic atmospheric environmental monitoring techniques, in situ and remote measurements of water quality and quality assurance and standardization of optical remote sensing methods. Proceedings of SPIE Vol. 3821 (1999).*
- [20] Russwurm, G.; Childers, J.: FT-IR Guidance document. Hrsg.: US Environmental Protection Agency (EPA), Research Triangle Park, USA 1999.
- [21] Ottobriani, B.; Noriega Guerra, A.; Saeger, E.; Sandroni, S.: Validation of

- a DOAS instrument for the measurement of atmospheric trace constituents. Environment Institute, UO2, Joint Research Centre Ispra, European Commission, CL-NA 16413 EN-C 1996.
- [22] *Ottobriani, B.; Saeger, E.*: Evaluating the performance of the SANOVA/DOAS system for SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> measurements. Environment Institute, Joint Research Centre Ispra, European Commission, EUR 17300 1997.
- [23] *Partridge, R. H.; Curtis, I. H.; Goody, B. A.; Woods, P. T.*: An evaluation of the performance of an open-path atmospheric air-quality monitor manufactured by OPSIS AB, Sweden. Hrsg.: Division of Quantum Metrology, National Physical Laboratory, Teddington, UK, 1995.
- [24] *Poulleau, J.; Denis, J.*: Evaluation de l'appareil de mesure de polluants atmosphériques OPSIS (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>7</sub>H<sub>8</sub>, CH<sub>2</sub>O). Rapport d'étude INERIS Air-JPo-n°32411, 1993.
- [25] *Poulleau, J.; Denis, J.*: Evaluation de l'appareil de mesure de polluants atmosphériques SANOVA CD (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, C<sub>7</sub>H<sub>8</sub>, CH<sub>2</sub>O). Rapport d'étude INERIS Air-JPo-n°252, 1995.
- [26] *Brenner, B.*: Vergleich des DOAS-Meßverfahrens mit konventionellen Methoden bei Schadstoff-Immissionsmessungen an Straßen. Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München 1998.
- [27] *Platt, U.*: Differential optical absorption spectroscopy (DOAS): In: Sigrist, M. W. (Hrsg.): Air monitoring by spectroscopic techniques. Chem. Anal. 127 (1994), S. 27-84.
- [28] *Platt, U.; Perner, D.*: Direct measurements of atmospheric CH<sub>2</sub>O, HNO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> by differential absorption in the near UV. J. Geophys. Res. 85 (1994) c12, S. 7453-7458.
- [29] Bericht über die Eignungsprüfung der Messeinrichtung OPSIS AR 500 für Ozon der Firma OPSIS AB, Furulund. TÜV-Bericht 936/807014/B. Hrsg.: TÜV Rheinland, Messstelle für Luftreinhaltung, Köln 1999.
- [30] Bericht über die Eignungsprüfung der Mehrkomponenten-Immissionsmesseinrichtung OPSIS AR 500 für Stickstoffdioxid der Firma OPSIS AB, Furulund, Schweden. TÜV-Bericht 936/807014/A. Hrsg.: TÜV Rheinland, Messstelle für Luftreinhaltung, Köln 2000.
- [31] Bericht über die Eignungsprüfung der Mehrkomponenten-Immissionsmesseinrichtung OPSIS AR 500 für Benzol der Firma OPSIS AB, Furulund, Schweden. TÜV-Bericht 936/807014/C. Hrsg.: TÜV Rheinland, Messstelle für Luftreinhaltung, Köln 2001.
- [32] *Wesely, M. L.; Hicks, B. B.*: A review of the current status of knowledge on dry deposition. Atmosph. Environ. 34 (2000), Nr. 12/14, S. 2261-2282.
- [33] *Straßburger, A.*: Analyse atmosphärischer Spurengase zur Bestimmung des lufthygienischen Erholungswertes eines urbanen Parks. Dissertation Universität Duisburg-Essen 2004.
- [34] CEN/ TC 264/WG 18: Ambient Air Quality – Atmospheric measurements near ground with FTIR spectroscopy.

## Herausgebermitteilungen

### Aus der Arbeit der KRdL

#### Technische Regeln zur Umweltsimulation

Seit über zehn Jahren befasst sich im Fachbereich Umweltqualität (FB III) der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL ein Ausschuss mit Fragestellungen auf dem Gebiet der Umweltsimulation. Die Umweltsimulation ist keine neue Fachdisziplin. In Deutschland liegen ihre Anfänge in den zwanziger Jahren des vorigen Jahrhunderts, als Unternehmen sich mit ihren Erzeugnissen aus dem fernmeldetechnischen Bereich auf dem Weltmarkt behaupten mussten. Damals wurden in einfachen Klimakammern tropische oder arktische Bedingungen nachgebildet, um die Funktionsfähigkeit der Geräte am späteren Einsatzort zu prüfen.

In den USA erschien – als Folge der Kriegserfahrungen mit technischem Gerät – im Jahr 1946 die Prüfvorschrift „Environmental Test Methods“, die im Laufe der Jahrzehnte immer wieder ergänzt und überarbeitet wurde und die sich mittlerweile als Military Standard 810 (Mil Std 810) zu einem Standardwerk für Fragen der Umweltsimulation auch im zivilen Bereich entwickelt hat.

Generell gewann die Umweltsimulation an Bedeutung, als die Anforderungen an Zuverlässigkeit und Lebensdauer von technischen Erzeugnissen stiegen. Zusammen mit dem Test Tailoring, d. h. dem Maßschneidern der Versuchsbedingungen, um Wirkungsobjekte nicht irrealen Belastungen auszusetzen, besitzt man nun ein Instrumentarium, mit dem sich sowohl das Produkt selbst als auch der Konstruktions- und damit auch der finanzielle Aufwand optimieren lassen. Aber nicht nur im technischen Umfeld ist die Umweltsimulation heute unverzichtbar: Auch Begasungsversuche an Pflanzen, z. B. zur Ermittlung der Wirkungsschwelle eines

Schadgases, oder Untersuchungen von Nutztieren in Klimaställen zur Ermittlung ihrer Leistungsfähigkeit unter anderen klimatischen Bedingungen sind nichts anderes als Untersuchungen mit Methoden der Umweltsimulation.

Die beiden Disziplinen Umweltsimulation und Umweltschutz sind also eng im Sinne eines Regelkreises verknüpft: Mit den Methoden des Umweltschutzes verbessert man die Belastungssituation der Umwelt, mit den Konsequenzen aus der Umweltsimulation die Eigenschaften eines Objekts. Das bedeutet jedoch, z. B. durch Ressourcenschonung aufgrund verbesserter Haltbarkeit eines Erzeugnisses, eine Entlastung der Umwelt. Um die Qualität der erzielten Wirkungsinformation weiter zu verbessern und eine Vergleichbarkeit der Information zu gewährleisten, muss die Methodik optimiert und standardisiert werden.

Dies ist die Aufgabe des Ausschusses Umweltsimulation in der KRdL. Außer einer grundlegenden Richtlinie zur Methodik der Umweltsimulation (VDI 3958 Blatt 1) konnten bereits zwei spezifische Richtlinien (VDI 3958 Blatt 10 „Schadbegasung von Werkstoffen“; VDI 3958 Blatt 12 „Wirkung saurer Niederschläge auf Werkstoffe – Prüfverfahren“) erarbeitet werden.

Ein wichtiges Forum, um neueste Entwicklungen auf dem Gebiet der Umweltsimulation zu diskutieren und um Anregungen für neue Richtlinienprojekte zu erhalten, bietet die Jahrestagung der Gesellschaft für Umweltsimulation (GUS e. V.), auf der sich über 200 Fachleute vom 17. bis 19. März 2004 im Fraunhofer-Institut für Chemische Technologie