

Meteorologische Beeinflussung von Partikelanzahl- und -massenkonzentrationen (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1) in einer Straßenschlucht

S. Weber, W. Kuttler, K. Weber

Zusammenfassung Während einer fünfwöchigen Messperiode wurden in einer stark befahrenen Straßenschlucht in Essen, Nordrhein-Westfalen (NRW), mittlere Strömung, turbulente Parameter sowie Partikelkonzentrationen in mehreren Höhen über Grund erfasst. Die Partikeln konnten mittels optischer Partikelzähler im Größenbereich von 0,3 bis 10 μm detektiert werden. Das Windfeld war aufgrund der Bebauungsgeometrie durch deutliche Reduktions- und Kanalisierungseffekte charakterisiert. Die sich bei Queranströmung der Straßenschlucht einstellende Rotorzirkulation führte, je nach Lage der Luftprobenahme in Luv oder Lee der Strömung, zu einer Konzentrationsveränderung um den Faktor 1,5 für PM_{10} bzw. 1,8 für PM_1 . Für die Partikelgrößenzusammensetzung ließen sich ebenfalls deutliche Abhängigkeiten von den übergeordneten meteorologischen Bedingungen feststellen. Die Analyse der vertikalen Konzentrationsdifferenzen zeigte eine Schichtung der Partikelkonzentrationen während Zeiten geringer atmosphärischer Durchmischung sowie homogenere Verteilung innerhalb der Straßenschlucht während stärker turbulenter Durchmischung.

Meteorological influences on particle number and mass concentrations (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1) in a street canyon

Abstract During a five-week measurement period mean flow, turbulence parameters and particle concentrations were measured at different heights above ground level within a busy urban street canyon in Essen, North Rhine-Westphalia. Particles were measured by optical particle counters in the size range from 0.3 μm to 10 μm . The mean flow was characterised by distinct speed reduction and channelling due to the building geometry. During cross-canyon flow a canyon vortex circulation develops, resulting in particle concentrations differences by a factor of 1.5 for PM_{10} and 1.8 for PM_1 , depending on the measurement station being situated upwind or downwind to ambient flow. The particle size distribution was also clearly influenced by ambient meteorological conditions. Analysis of vertical particle concentration differences showed a layering during times of weak atmospheric mixing but homogeneous distribution during enhanced mixing.

1 Einleitung

Nicht zuletzt seit Einführung der EU-Richtlinie 1999/30/EG zur Festlegung eines Grenzwerts für Tagesmittelwerte von PM_{10} -Partikeln, die einen größe selektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 μm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist –

haben sich Straßenschluchten als „Hotspots“ luftgetragener Partikelimmisionen innerhalb von Stadtgebieten gezeigt [1]. Aufgrund hoher bodennaher Emissionen durch die Verkehrsflotte und eingeschränkter Durchlüftung durch die Randbebauung sind Straßenschluchten von vergleichsweise hohen gas- und partikelförmigen Spurenstoffbelastungen im Vergleich zu anderen urbanen Flächennutzungen charakterisiert [2; 3].

Erkenntnisse medizinischer Wirkungsforschung belegen jedoch zunehmend, dass vor allem die feinen Partikelfractionen $PM_{2,5}$, PM_1 sowie ultrafeine Partikeln mit gesundheitlicher Beeinträchtigung der exponierten Bevölkerung assoziiert werden müssen [4 bis 7]. Während die PM_{10} -Immisionskonzentrationen von behördlicher Seite bereits operationell in vielen Straßenschluchten unterschiedlicher Bebauungsgeometrie überwacht werden, liegen über die Dynamik der feinen Partikelfractionen $PM_{2,5}$ und PM_1 noch wenig Informationen vor. Die Partikelimmisionskonzentration in Straßenschluchten ist zudem einer deutlichen zeitlichen Variabilität unterworfen. Als Einflussgrößen gelten dabei vor allem wechselnde Verkehrsintensität, Heterogenität der Verkehrsflotte, Bebauungsgeometrie sowie die übergeordnete meteorologische Situation.

Die komplexe Ausprägung der mittleren und turbulenten Strömung innerhalb von Straßenschluchten wurde durch Feldmessungen, vor allem aber anhand von Windkanal- sowie numerischen Modellstudien, untersucht [8 bis 10]. Dabei hat die bei Queranströmung entstehende Rotorzirkulation innerhalb des Canyons einen wichtigen Einfluss auf die Verteilung emittierter Spurenstoffe. Je nach Lage der Luftprobenahme in Luv oder Lee der Anströmung wird das mit Spurenstoffen angereicherte Luftvolumen vom Rotor erfasst und von der Probenahme weggeführt (Lage in Luv der Strömung) bzw. zur Probenahme hingeführt (Lage in Lee der Strömung). Somit können Konzentrationsdifferenzen um den Faktor 2 zwischen beiden Gehwegseiten auftreten, wie u. a. für Kohlenmonoxid in York, UK, nachgewiesen werden konnte [11]. Auch die Partikelgrößenzusammensetzung innerhalb urbaner Bereiche scheint dabei einer zeitlichen Variabilität unterworfen zu sein, die auf Änderungen der Emissionsquellenstruktur sowie der übergeordneten meteorologischen Bedingungen zurückgeführt werden kann. In Taipeh, Taiwan, wurden saisonale Schwankungen der Verhältniswerte einzelner Massenfractionen (z. B. $PM_{2,5}/PM_{10}$) an urbanen Hintergrund- und verkehrsnahen Stationen nachgewiesen [12]. Die Abweichungen vom Mittel zeigten dabei Größenordnungen von bis zu 25 %.

Die Intention der vorliegenden Messkampagne besteht in der Analyse der zeitlichen und vertikalen Variabilität von Partikelimmisionskonzentrationen innerhalb einer stark befahrenen Straßenschlucht. Dabei soll vor allem die Rolle der übergeordneten meteorologischen Situation auf die Konzentrationsvariabilität untersucht werden.

Dr. rer. nat. Stephan Weber,

Prof. Dr. rer. nat. Wilhelm Kuttler,

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

Prof. Dr. rer. nat. Konradin Weber,

Umweltmesstechnik, Fachbereich Maschinenbau und
Verfahrenstechnik, Fachhochschule Düsseldorf.

- ▲ Ultraschallanemometer (Sonic)
- Optischer Partikelzähler (OPC)
- Temperatur / Luftfeuchtigkeit

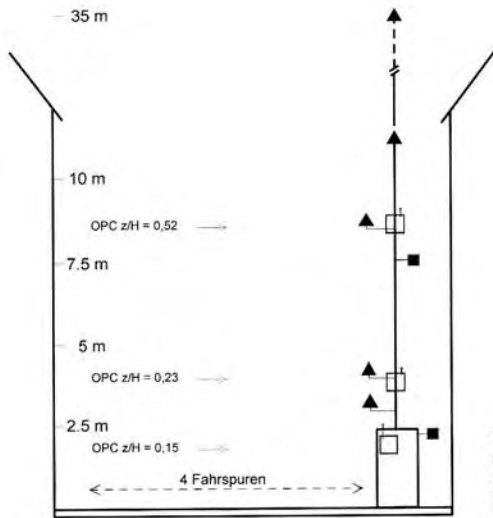


Bild 1. Schemazeichnung des Messaufbaus an der Gladbecker Straße (B 224) im Rahmen von CAPAREX.

Überblick über die im Rahmen von CAPAREX eingesetzte Messtechnik und Parameter.

	Messgerät	Messgrößen	Höhe über Grund in m	Höhe z/H ¹⁾	Messintervall
Meteorologie	Metek USA1	u, v, w, T_s	3,2	0,19	10 Hz
			4,0	0,24	
			8,6	0,51	
			11,2	0,66	
	Pyrradiometer	Q^*	3,0	0,18	10 s
Hygrometer	rH	2,3	0,13	10 s	
		7,7	0,45		
Partikel	Grimm 1.107	$0,3 < D_p < 10 \mu m$	2,5	0,15	6 s
			3,9	0,23	
			8,9	0,52	

¹⁾ z: Messhöhe, H: mittlere Bebauungshöhe (= 17 m), z/H: relative Messhöhe

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Straßenschluchtgeometrie

Die Untersuchungen im Rahmen von CAPAREX (Canyon Particle Experiment) wurden im Zeitraum vom 19. Juli bis 18. August 2005 an der Gladbecker Straße (Bundesstraße B 224) in Essen, Nordrhein-Westfalen (NRW), durchgeführt. Die Straßenschlucht gehört zu den Hotspots der Immissionskonzentrationen im Stadtgebiet Essen (Überschreitungstage des seit 1. Januar 2005 gültigen EU-Grenzwerts für PM_{10} von $50 \mu g m^{-3}$ im Tagesmittel: 77 Tage im Jahr 2004, 60 Tage im Jahr 2005 [13]).

Im Bereich des Messstandorts ist die Gladbecker Straße in SE-NW-Richtung (135° bis 310°) exponiert. Die Häuserzeilen der anstehenden Wohnbebauung sind zu beiden Seiten der Straße symmetrisch, viergeschossig und mit Satteldächern versehen. Mit einer Breite B von 21 m und einer mittleren Bebauungshöhe H von 17 m ist die vierspurige Straße von einem Höhen- zu Breitenverhältnis $H/B = 0,79$ charakterisiert. Die Gladbecker Straße stellt stadtauswärts eine wichtige Verbindung zum nördlichen Ruhrgebiet dar, während stadteinwärts eine direkte Anbindung an die Essener Innenstadt besteht.

2.2 Verkehrsintensität

Die Bundesstraße B 224 ist im untersuchten Bereich durch

eine durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) von 49 000 Kfz d^{-1} charakterisiert, mit einem Lkw-Anteil von rund 10 %. Eine automatisierte Erfassung der Verkehrsintensität im Zeitraum vom 12. bis 18. August 2005 zeigte im Tagesgang zwei ausgeprägte Verkehrsspeaks mit Maxima von $1\,500 \text{ Kfz} \cdot 30 \text{ min}^{-1}$ während der morgendlichen „Rushhour“ und $1\,700 \text{ Kfz} \cdot 30 \text{ min}^{-1}$ während der Verkehrsspitze am Abend. Aufgrund einer Ampelanlage in einer Entfernung von rund 200 m im NW der Messstation kam es vor allem während der abendlichen Rushhour zu wiederholten Verkehrsstauungen im Bereich der Station.

3 Material und Methoden

Im Rahmen von CAPAREX wurde ein 10 m hoher Gittermast mit Ultraschallanemometern (Sonic, Fa. Metek) in vier Messhöhen sowie optischen Partikelzählern (OPC, Fa. Grimm Aerosol) in drei Messhöhen ausgerüstet (s. Tabelle, Bild 1). Am Fuß des Mastes befand sich ein Messcontainer zur Unterbringung der messtechnischen Infrastruktur (Datalogger, Rechner). Container und Messmast wurden in einem Abstand von 5 m zur Hauswand an der nordöstlichen Gehwegseite der B 224 errichtet. In einer Entfernung von rund 520 m war im NW des Gittermastes ein fünftes Ultraschallanemometer auf einem Dach in einer Höhe von 35 m ü. Gr. (über Grund) bzw. in doppelter Höhe der mittleren Bebauung installiert. Damit standen Messdaten der Strömung oberhalb der Stadthindernisschicht zur Verfügung, die im Folgenden zur Klassifizierung der übergeordneten Strömungssituation herangezogen werden. Weitere Informationen zur Messtechnik sind der Tabelle zu entnehmen.

Die dreidimensionalen Ultraschallanemometer erfassen die horizontalen und vertikalen Windvektoren (u, v, w) sowie die akustische Temperatur (T_s) mit einer zeitlichen Auflösung von 10 Hz. Die Sonicdaten wurden in 5-min- bzw. 10-min-Blöcken gespeichert und zur Berechnung von 30-min-Mittelwerten und Kovarianzen herangezogen. Weitere Details zur Messmethodik im Rahmen von CAPAREX finden sich in [14].

Mithilfe der eingesetzten optischen Partikelzähler können Partikelanzahlkonzentrationen im aerodynamischen Durchmesserbereich von $0,3 \mu m < D_p < 32 \mu m$ mittels Streulichtverfahren detektiert werden. Dabei wird das gestreute Lichtsignal der den Laserstrahl passierenden Partikeln von einer Rezeptordiode erfasst und von einem Mehrkanalklassierer in eine Partikelgrößenverteilung umgewandelt. Aus der Anzahlgrößenverteilung werden die Partikelmassenfraktionen PM_{10} , $PM_{2,5}$ und PM_1 über die Gerätesoftware berechnet und gespeichert. Die OPC werden werkseitig mit einem breitbandigen Aerosol kalibriert und haben in der Vergangenheit im urbanen Bereich bereits gute Ergebnisse im Vergleich mit gravimetrischen Methoden gezeigt [15]. Durch Wartungsarbeiten an der Messstation waren temporäre Datenfehlzeiten unvermeidbar, dennoch lag die Datenverfügbarkeit bei 97 % für die Partikelzähler bzw. bei rund 85 % für die Ultraschallanemometer.

Mithilfe des vorliegenden Messkonzepts, der Ausstattung des Gittermasts mit Ultraschallanemometern bis $z/H = 0,66$ und OPC bis $z/H = 0,52$ (z = Messhöhe ü. Gr.), steht ein Datensatz zur Verfügung, der mit einer vertikalen Auflösung bis in den Bereich der oberen Wohngeschosse eine Abschätzung der Exposition der Bevölkerung gegenüber Partikeln ermöglicht.

3.1 Klassifizierung der übergeordneten Strömung

Im Rahmen der folgenden Datenanalyse wird das Ultraschallanemometer in der Höhe $z/H = 2,05$ zur Klassifizierung der übergeordneten Strömung herangezogen. Die Daten werden in Längsanströmung L (parallel zur Straßenschluchtachse) und Queranströmung Q (senkrecht/schräg zur Straßenschluchtachse) unterschieden. Aufgrund der Exposition der Gladbecker Straße im Bereich des Gittermasts wird daher die Längsanströmung aus $SE\ 125^\circ < L < 145^\circ$ bzw. $NW\ 300^\circ < L < 320^\circ$ definiert, während die übrigen Windrichtungen einer Queranströmung der Straßenschlucht entsprechen. Die Queranströmung wird im Folgenden weiterhin nach Lage der Messstation zur Anströmung klassifiziert in $520^\circ < Q(\text{Lee}) < 125^\circ$ und $145^\circ < Q(\text{Luv}) < 300^\circ$.

3.2 Vergleichsmessung der OPC

Im Vorfeld der Messkampagne wurden die drei Partikelzähler über einen Zeitraum von fünf Tagen in der Straßenschlucht zur Vergleichsmessungen auf gleicher Höhe ü. Gr. installiert [14]. Für die feinen Partikelfraktionen PM_1 und $PM_{2,5}$ zeigten sich gute Übereinstimmungen mit Abweichungen um 5 % ($r^2 \approx 0,98$), während die Vergleichbarkeit bei PM_{10} aufgrund einer Abweichung von knapp 20 % bei einem der OPC eingeschränkt war. Dieser Partikelzähler musste zudem aufgrund eines technischen Defekts während der laufenden Messkampagne gewechselt und ohne weitere Vergleichsmessungen betrieben werden. Vergleichsmessungen im Anschluss an das Projekt zeigten unbefriedigende Vergleichbarkeit mit den anderen OPC. Vertikale Vergleichsmessungen bleiben daher in dieser Arbeit für den Zeitraum vom 19. bis 29. Juli 2005 auf die feinen Fraktionen PM_1 und $PM_{2,5}$ beschränkt.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Strömungsregimes und Durchlüftung der Straßenschlucht

Das Strömungsregime innerhalb einer Straßenschlucht ist von deutlicher Reduktion der Windgeschwindigkeit innerhalb der Bebauung sowie einer Kanalisierung des Windes in Richtung der Straßenschluchtachse gekennzeichnet [vgl. 16; 17]. Im vorliegenden Fall konnte im Mittel bodennah eine Reduktion auf 25 % der übergeordneten Windgeschwindigkeit ($z/H = 0,19$) bzw. auf 30 % der übergeordneten Windgeschwindigkeit in $z/H = 0,66$ festgestellt werden. Die Durchlüftung der Straßenschlucht ist demnach im bodennahen Niveau, also im Bereich der Gehwege und Wohnungen, signifikant vermindert. Unabhängig von der Anströmungsrichtung der Straßenschlucht wird der Wind in den oberen Messniveaus $z/H = 0,51$ und $0,66$ in Richtung der Straßenachse kanalisiert (Bild 2). Das Strömungsregime innerhalb der Straßenschlucht zeigt die Ausbildung einer Rotorzirkulation bei Queranströmung (Bild 3). Der Rotor ist vor allem bei Windrichtungen aus SW deutlich ausgeprägt, allerdings auch bei anderen Anströmungen quer zur Straßenschlucht nachweisbar [14]. In Bild 3 sind die der Überdach-Anströmung entgegengesetzten Windrichtungen im Bodenniveau zu erkennen, die hinsichtlich der Immissions-situation innerhalb der Straßenschlucht eine entscheidende Rolle spielen können. Partikeln werden, z. B. bei Leelage der Messstation zur übergeordneten Anströmung, mit dem Rotor an die Probenahme herangeführt. Windrichtungen, die zur Lage der Station in Lee der Bebauung führen (Windrichtungssektoren NNW bis ESE), traten während des untersuchten Zeitraums in rund 19 % der Fälle auf (Bild 4). Die

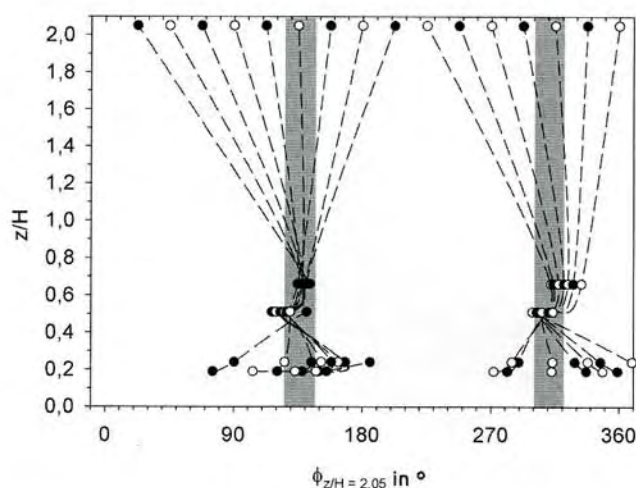


Bild 2. Kanalisierung der Windrichtung in den verschiedenen Messhöhen innerhalb der Straßenschlucht an der Gladbecker Straße in Abhängigkeit von der übergeordneten Windrichtung in $z/H = 2,05$. Die grauen Bereiche skizzieren die Längsachse der Straßenschlucht.

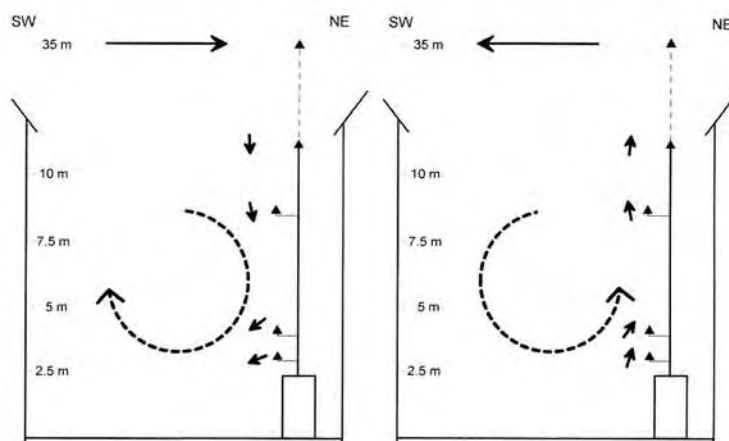


Bild 3. Darstellung der Rotorzirkulation bei Querströmung aus SW (links) und NE (rechts). Die Pfeile kennzeichnen die Windrichtungen in der jeweiligen Messhöhe.

Windrichtungshäufigkeitsverteilung im Messzeitraum ist charakteristisch für die langfristige Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen in der untersuchten Region.

Die Durchlüftung einer Straßenschlucht wird neben der Ausprägung des mittleren Windfelds vorrangig von der turbulenten Strömung beeinflusst. Wichtige Maßzahlen für den turbulenten Austausch sind die Turbulenzintensität σ_w/u_z sowie die Schubspannungsgeschwindigkeit u^* mit σ_w der Standardabweichung der vertikalen Windgeschwindigkeit und u_z der horizontalen Windgeschwindigkeit in der betreffenden Messhöhe in $m \cdot s^{-1}$. Die Schubspannungsgeschwindigkeit ist eine wichtige Skalierungsgröße in der Grenzschichtmeteorologie und lässt sich als die Tangentialgeschwindigkeit der turbulenten Wirbel interpretieren [z. B. 18]. Sie ist die Wurzel aus Schubspannung, dividiert durch die Luftdichte. In Straßenschluchten nehmen beide Maßzahlen mit ansteigender Messhöhe über Grund zu und erreichen ihr Maximum im Bereich des Dachniveaus [vgl. 16; 19]. Mit zunehmender Höhe wird somit eine bessere Durchlüftung des Straßenschluchtvolumens erreicht, die im Allgemeinen mit verminderten Konzentrationen von Spurenstoffen einhergeht [20]. Ähnliche Verhältnisse wurden auch an der Gladbecker Straße gemessen, bei den bodennahen Messungen in $z/H = 0,19$ zeigten sich jedoch erhöhte Werte

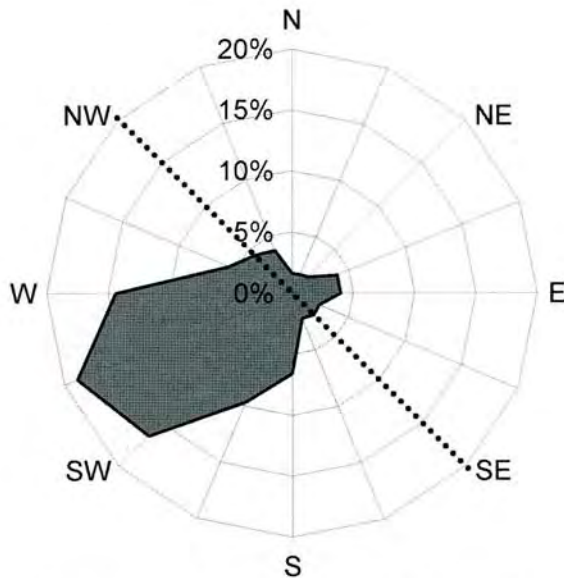


Bild 4. Windrichtungshäufigkeitsverteilung an der Gladbecker Straße in $z/H = 2,05$ (übergeordnete Anströmung) im Messzeitraum vom 19. Juli bis 18. August 2005 auf der Basis von 30-min-Mittelwerten. Die punktierte Linie markiert die Exposition der Straßenschluchtachse.

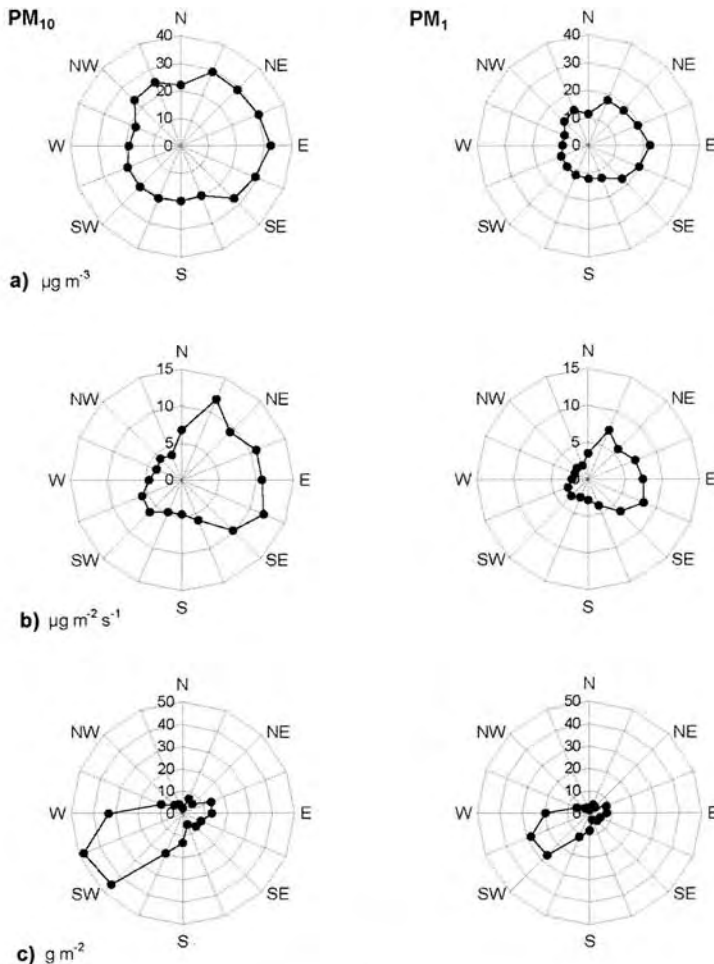


Bild 5. Partikelimmissionskonzentrationen von PM_{10} (linke Spalte) und PM_1 (rechte Spalte) als Windrosendarstellung innerhalb der Straßenschlucht ($z/H = 0,15$) in Abhängigkeit von der übergeordneten Windrichtung während des Messzeitraums 19. Juli bis 18. August 2005. In den Windrosen sind die (a) mittleren Konzentrationen im Messzeitraum in $\mu\text{g m}^{-3}$, (b) mittleren horizontalen Massenflussdichten in $\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$, (c) Partikeldosis in g m^{-2} aufgetragen. Zur Berechnung von (c) werden die horizontalen Massenflussdichten (b) mit der Häufigkeit der Windrichtung und der Gesamtpartikelkonzentration im Untersuchungszeitraum gewichtet.

beider Turbulenzmaßzahlen, die auf kräftigere Mischung und Verwirbelung nahe des Messcontainerdachs zurückzuführen sind. Die Auswirkungen auf die unterste Ebene der Partikelprobenahme wird im folgenden Kapitel zu diskutieren sein.

4.2 Partikelimmissionskonzentrationen

4.2.1 Partikelmassen- und -anzahlkonzentrationen

Über den Messzeitraum wurden im Bodenniveau der Straße mittlere Konzentrationen von $PM_{10} = 25 \mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = 7,6 \mu\text{g m}^{-3}$), $PM_{2,5} = 16 \mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = 6,2 \mu\text{g m}^{-3}$) und $PM_1 = 12,3 \mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = 6 \mu\text{g m}^{-3}$) gemessen. Das sich in Abhängigkeit von der Anströmung innerhalb der Straßenschlucht entwickelnde Strömungsregime bewirkt jedoch eine signifikante Variabilität der mittleren Immissionskonzentration der Partikelfraktionen in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung. Bei Lage der Probenahme in Lee der Anströmung sind erhöhte Partikelkonzentrationen zu verzeichnen (Bild 5a). Vor allem bei Queranströmung der Straßenschlucht aus NE bis SE (Lee) treten um 1,5-fach bzw. 1,8-fach höhere Konzentrationen für PM_{10} und PM_1 im Vergleich zur Anströmung aus W und SW auf. Ein ähnliches Verteilungsmuster zeigen die aus den mittleren Konzentrationen sowie der mittleren horizontalen Windgeschwindigkeit pro Richtungssektor berechneten Massenflussdichten (Bild 5b). Für PM_{10} resultiert bei Anströmung aus NE mit $11,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ein vergleichsweise höherer Massentransport als bei Anströmung aus SW ($6,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Hier spielen vor allem die höheren Immissionskonzentrationen während Leesituationen eine Rolle.

Zur Bewertung der Exposition der Bevölkerung gegenüber Partikeln ist aus umweltmedizinischer Sicht nicht allein der Massentransport, sondern auch der Wirkzeitraum – also die Dosis – entscheidend [21; 22]. Die hauptsächliche Anströmung aus W- bis SW-Richtungen (vgl. Bild 4) spiegelt sich in der Partikeldosiswindrose (Bild 5c) wider. Über längere Zeiträume, beispielsweise mehrere Wochen, wird die Immissionssituation innerhalb der Straßenschlucht demnach signifikant durch die Anströmung aus diesen Windrichtungssektoren gesteuert.

Die Beeinflussung der Partikelimmissionen durch die übergeordnete Meteorologie spiegelt sich auch in der Betrachtung der Partikelgrößenzusammensetzung wider. Als einfache Maßzahl zur Charakterisierung der Partikelgrößenzusammensetzung können Verhältnisse der verschiedenen Partikelfraktionen berechnet werden. Als mittlere Verhältnismaßzahlen für den Messzeitraum ergaben sich $PM_1/PM_{10} = 0,56$ und $PM_{2,5}/PM_{10} = 0,71$. Die Größenordnungen sind mit Ergebnissen anderer Untersuchungen in urbanen Bereichen vergleichbar [23]. Ein besonderes Charakteristikum verkehrsnaher Standorte wird durch den relativ hohen Anteil von PM_1 an der PM_{10} -Konzentration ($> 50\%$) beschrieben, da aufgrund der Emission primärer Partikeln aus Verbrennungsprozessen der Kfz-Flotte der Anteil feiner und ultrafeiner Partikeln an diesen Standorten üblicherweise erheblich erhöht ist [vgl. 12]. Die Ergebnisse der Messkampagne belegen jedoch, dass die Verhältnisse keinesfalls als stationär angesehen werden können, sondern deutlich von der Strömungssituation beeinflusst sind. Während das $PM_{2,5}/PM_{10}$ -Verhältnis in Abhängigkeit von der Anströmung als relativ einheitlich zu bezeichnen ist, liegen beim PM_1/PM_{10} -Verhältnis Unterschiede zwischen Luv- und Leesituationen vor (Bild 6). Das Verhältnis variiert in Abhängigkeit von der Strömung zwischen $0,49 < PM_1/PM_{10} < 0,68$. Bezogen

auf den mittleren PM_{10}/PM_{10} -Wert = 0,585 können Ungenauigkeiten von bis zu 32 % in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung auftreten. Für die deutlichen Unterschiede ist vor allem die überdurchschnittlich starke Reduzierung der Windgeschwindigkeiten aus den Richtungssektoren N bis SE verantwortlich, da Situationen geringer Durchmischung eine höhere Konzentration feiner Partikeln in der Luft bedingen. Bei stärkerer atmosphärischer Durchmischung aus den W-Sektoren werden zuvor deponierte gröbere Partikeln aufgewirbelt (Resuspension), mit der Folge eines Konzentrationsanstiegs.

Die signifikante Erhöhung des Anteils feiner Partikeln während dieser Situationen spiegelt sich ebenfalls in der Verteilung der Partikelanzahlkonzentrationen wider (Bild 7). Vor allem bei Partikelgrößen $Dp < 0,5 \mu m$ sind signifikante Unterschiede bei den unterschiedlichen Strömungssituationen nachweisbar. Während Leesituationen bei Queranströmung der Straßenschlucht treten rund 30 % höhere Anzahlkonzentrationen im Bereich $0,3 < Dp < 0,5 \mu m$ im Vergleich zum Median des Gesamtuntersuchungszeitraums auf. Eine genauere Analyse der Abhängigkeit von Partikeln verschiedener Größenklassen von den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen findet sich in [14].

Aus dem bisher Gezeigten ist abzuleiten, dass die Immissionskonzentration feiner Partikelfractionen ($PM_{2,5}$, PM_{10}), vor allem auf kurzen Zeitskalen, nur mit großer Unsicherheit mit einem konstanten Verhältniswert mit Bezug auf PM_{10} abgeschätzt werden kann.

4.2.2 Vertikale Ausprägung der Partikelkonzentrationen

Die Messung der Partikelkonzentrationen in drei Höhen ü. Gr. erlaubt Aussagen über die Dynamik und den Transport von Partikeln im Tagesgang. Die normierten Konzentrationen im Bereich der Gladbecker Straße zeigen eine leichte Konzentrationszunahme vom untersten ($z/H = 0,15$) zum mittleren Messniveau ($z/H = 0,23$, Bild 8). Für diese Zunahme sind erhöhte turbulente Mischung im Bereich der unteren Probenahme auf dem Messcontainerdach sowie durch den Kfz-Verkehr induzierte Turbulenz verantwortlich [vgl. 24]. Diese Effekte sorgen für eine erhöhte Verdünnung und somit geringere Konzentrationen in diesem Messniveau. Die Größenordnung des Einflusses beider Parameter kann mit dem vorliegenden Datensatz nicht hinreichend beantwortet werden. Vergleichbare vertikale Konzentrationserhöhungen in den ersten Metern einer Straßenschlucht werden für PM_{10} an anderer Stelle berichtet [25]. Im oberen Bereich der Straßenschlucht sinken die Konzentrationen feiner Partikeln aufgrund des stärkeren Einflusses der Über-Dach-Strömung und somit erhöhter turbulenter Durchmischung und Verdünnung wieder ab [14].

Generell zeigt sich während Zeiten geringer atmosphärischer Durchmischung (Nacht-, Morgen- und Abendstunden) eine gewisse Schichtung der Partikelkonzentrationen innerhalb der Straßenschlucht. Mit erhöhter turbulenter Durchmischung während der Mittagstunden, angezeigt durch das Maximum der Schubspannungsgeschwindigkeit u^* , ist der gesamte Querschnitt der Straßenschlucht durch eine relativ homogene Konzentrationsverteilung charakterisiert (Bild 8).

Zur besseren Erfassung der vertikalen Dynamik von Partikeln innerhalb einer Straßenschlucht sind längere Messkampagnen in Zukunft wünschenswert, um den Einfluss

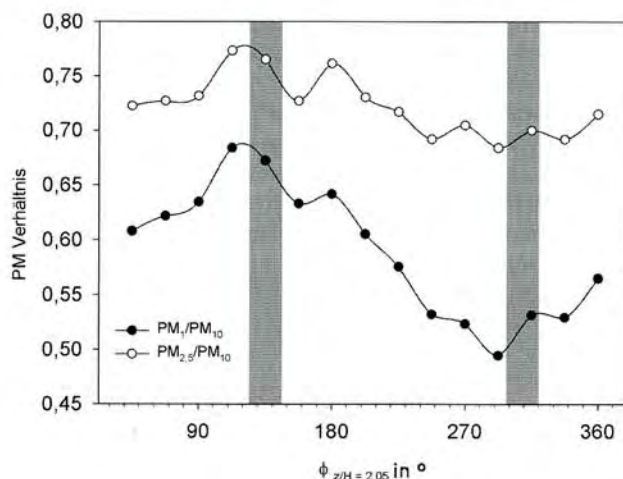


Bild 6. Partikelgrößenverhältnisse in Abhängigkeit von der übergeordneten Windrichtung während des Messzeitraums vom 19. Juli bis 18. August 2005 auf der Basis von 30-min-Mittelwerten. Die grauen Bereiche skizzieren die Längsachse der Straßenschlucht.

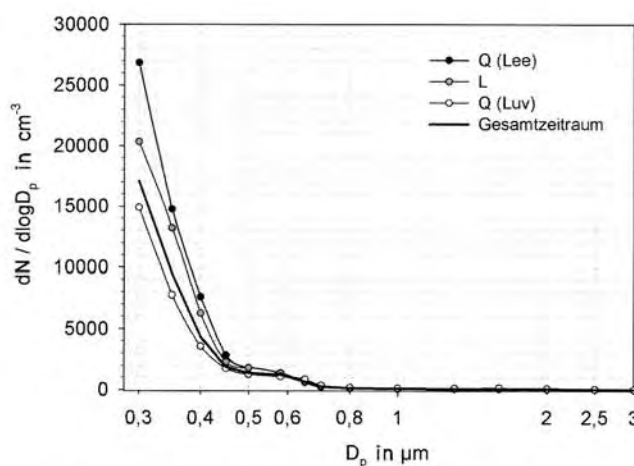


Bild 7. Median der Partikelanzahlverteilung für Längs- und Queranströmung der Straßenschlucht während des Messzeitraums vom 19. Juli bis 18. August 2005.

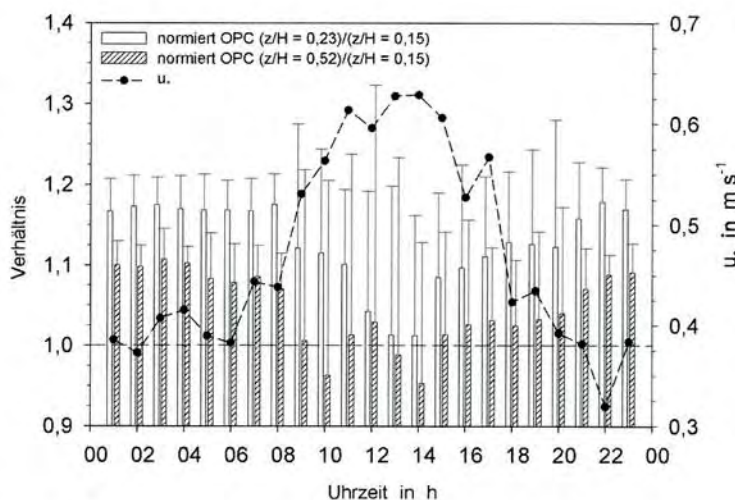


Bild 8. Mittlerer Tagesgang der normierten Verhältnisse vertikaler Partikelkonzentrationsunterschiede zwischen den verschiedenen Messhöhen für PM_{10} sowie der Schubspannungsgeschwindigkeit u^* als Maß für den turbulenten Austausch während des Zeitraums vom 19. Juli bis 29. Juli 2005. Die Partikelkonzentrationen wurden auf das untere Messniveau von $z/H = 0,15$ normiert. Die vertikalen Fehlerbalken markieren die Standardabweichung.

unterschiedlicher Wetterbedingungen, Verkehrsintensitäten und Quellenzusammensetzung untersuchen zu können.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Über einen Zeitraum von fünf Wochen wurden in einer stark befahrenen Straßenschlucht Partikel- und Turbulenzmessungen in mehreren Höhen ü. Gr. durchgeführt. Das Strömungsfeld innerhalb der Straßenschlucht ist deutlich durch die Bebauungsgeometrie beeinflusst und von Reduktion und Kanalisierung des Winds charakterisiert. Die sich bei Queranströmung der Straßenschlucht einstellende Rotorzirkulation übt einen wichtigen Einfluss auf die Verteilung der Partikeln aus. Die Konzentrationen von PM_1 können, in Abhängigkeit von der Anströmungsrichtung, um den Faktor 1,8 variieren. Die Analyse der Partikelgrößenzusammensetzung zeigte unter wechselnden meteorologischen Bedingungen ebenfalls eine deutliche Veränderlichkeit. Konstante Verhältniswerte zur Abschätzung feiner Partikelfractionen aus operationellen PM_{10} -Messungen (z. B. $PM_{2,5}/PM_{10}$ -Verhältnis) würden deshalb in Straßenschluchten, vor allem bei

Betrachtung kürzerer Zeiträume (Tage, Wochen), zu Ungenauigkeiten führen.

Die vertikale Ausbreitung von Partikeln innerhalb der Straßenschlucht unterliegt einem ausgeprägten Tagesgang. Turbulente Mischungsprozesse während der Mittagsstunden führen zu einer homogenen Verteilung von Partikeln innerhalb der Straßenschlucht, während die restliche Zeit durch eine „Schichtung“ der Konzentrationen charakterisiert ist. Insbesondere die Analyse der vertikalen Konzentrationsunterschiede bedarf weiterer Untersuchungen zur Überprüfung der Partikeldynamik unter veränderlichen Steuerungsfaktoren wie Verkehrsintensität, Zusammensetzung der Verkehrsflotte und meteorologischen Bedingungen. Für den Sommer 2007 ist deshalb eine umfangreiche Messkampagne innerhalb einer Straßenschlucht in Planung.

Danksagung

Die Daten des Ultraschallanemometers in 35 m ü. Gr. (Dachstation Nobermanns Hude) wurden freundlicherweise vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt. Besonderer Dank gilt Andreas Schmidt, Christian Fischer und Günther van Haren für die Unterstützung bei den Geländearbeiten.

Literatur

- [1] Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Partikel und Blei in der Luft. ABl. EG Nr. L 163 vom 26. Juni 1999, S. 41-60.
- [2] Van Dingenen, R.; Raes, F.; Putaud, J.-P.; Baltensperger, U.; Charron, A.; Facchini, M.-C.; Decesari, S.; Fuzzi, S.; Gehrig, R.; Hansson, H.-C.: A European aerosol phenomenology – 1: Physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environm.* 38 (2004), S. 2561-2577.
- [3] Kuttler, W.: Stadtklima, Teil 2: Phänomene und Wirkungen. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 16 (2004) Nr. 4, S. 263-274.
- [4] Brunekreef, B.; Holgate, S. T.: Air pollution and health. *Lancet* 360 (2002), S. 1233-1242.
- [5] Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft. Hrsg.: Arbeitsgruppe „Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. Düsseldorf 2003.
- [6] Wichmann, H. E.; Peters, A.: Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Phil. Trans. R. Soc. A* 358 (2000), S. 2551-2769.
- [7] Health aspects of air pollution – answers to follow-up questions from CAFÉ. Report on a WHO working group. Hrsg.: WHO Regional Office for Europe. Document EUR/04/5046026. Kopenhagen 2004. www.euro.who.int/document/E82790.pdf
- [8] Johnson, G. T.; Hunter, L. J.: Some insights into typical urban canyon airflows. *Atmos. Environm.* 33 (1999), S. 3991-3999.
- [9] Kastner-Klein, P.; Berkowicz, R.; Britter, R.: The influence of street architecture on flow and dispersion in street canyons. *Meteorol. Atmos. Phys.* 87 (2004), S. 121-131.
- [10] Kim, J.-J.; Baik, J.-J.: A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG k-turbulence model. *Atmos. Environm.* 38 (2004), S. 3039-3048.
- [11] Boddy, J. W. D.; Smalley, R. J.; Dixon, N. S.; Tate, J. E.; Tomlin, A. S.: The spatial variability in concentrations of a traffic-related pollutant in two street canyons in York, UK. Part I: The influence of background winds. *Atmos. Environm.* 39 (2005), S. 3147-3161.
- [12] Li, C.-S.; Lin, C.-H.: $PM_1/PM_{2,5}/PM_{10}$ characteristics in the urban atmosphere of Taipei. *Aerosol Sci. Tech.* 36 (2002) Nr. 4, S. 469-473.
- [13] Jahreskenngrößen 2004, 2005. Hrsg.: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW). www.lua.nrw.de.
- [14] Weber, S.; Kuttler, W.; Weber, K.: Flow characteristics and particle mass and number concentration variability within a busy urban street canyon. *Atmos. Environm.* (2006), zur Veröffentlichung angenommen.
- [15] Giugliano, M.; Lonati, G.; Butelli, P.; Romele, L.; Tardivo, R.; Grosso, M.: Fine particulate ($PM_{2,5}$ - PM_1) at urban sites with different traffic exposure. *Atmos. Environm.* 39 (2005), S. 2421-2431.
- [16] Rotach, M. W.: Profiles of turbulence statistics in and above an urban street canyon. *Atmos. Environm.* 29 (1995), S. 1473-1486.
- [17] Eliasson, I.; Offerle, B.; Grimmond, C. S. B.; Lindqvist, S.: Wind fields and turbulence statistics in an urban street canyon. *Atmos. Environm.* 40 (2006) Nr. 1, S. 1-16.
- [18] Zmarsly, E.; Kuttler, W.; Pethe, H.: Meteorologisch-klimatologisches Grundwissen. 2. Aufl. Stuttgart: Eugen Ulmer 2002.
- [19] Christen, A.: Atmospheric turbulence and surface energy exchange in urban environments – Results from the Basel Urban Boundary Layer Experiment (BUBBLE), Stratus 11. Universität Basel 2005.
- [20] Vogt, R.; Christen, A.; Rotach, M. W.; Roth, M.; Satyanarayana, A. N. V.: Temporal dynamics of CO_2 fluxes and profiles over a Central European city. *Theor. Appl. Climatol.* 84 (2006), S. 117-126.
- [21] Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 18: Atmosphäre: Aerosol/Multiphasenchemie, Ausbreitung und Deposition von Spurenstoffen, Auswirkungen auf Strahlung und Klima. Hrsg.: Guderian, R. Berlin: Springer 2000.
- [22] Voshaar, T. H.; Heyder, J.; Köhler, D.; Krug, N.; Nowak, D. J.; Scheuch, G.; Schulz, H.; Witt, C.: Partikuläre Luftverunreinigung und ihre Folgen für die menschliche Gesundheit – Stellungnahme der Deutschen Gesellschaft für Pneumologie (DGP) zur aktuellen Feinstaub-Diskussion. *Pneumologie* 59 (2005), S. 470-476.
- [23] Keywood, M. D.; Ayers, G. P.; Gras, J. L.; Gillett, R. W.; Cohen, D. D.: Relationships between size segregated mass concentration data and ultrafine particle number concentrations in urban areas. *Atmos. Environm.* 33 (1999), S. 2907-2913.
- [24] Di Sabatino, S.; Kastner-Klein, P.; Berkowicz, R.; Britter, R. E.; Fedorovich, E.: The modelling of turbulence from traffic in urban dispersion models – Part I: Theoretical considerations. *Environm. Fluid Mech.* 3 (2003) Nr. 2, S. 129-143.
- [25] Colls, J. J.; Micallef, A.: Measured and modelled concentrations and vertical profiles of airborne particulate matter within the boundary layer of a street canyon. *Sci. Total Environm.* 235 (1999), S. 221-233.