

# Bestimmung von Verkehrsemissionsfaktoren für ultrafeine Partikel aus mehrjährigen Partikelflussmessungen mittels Eddy-Kovarianz in Berlin

Agnes Straaten, Minh-Hien Nguyen und Stephan Weber  
Klimatologie und Umweltmeteorologie | Institut für Geoökologie | Technische Universität Braunschweig | Deutschland  
E-Mail: agnes.straaten@tu-braunschweig.de | Tel: +49 531/391-5910

## Einleitung

Ultrafeine Partikel (UFP) mit einem Durchmesser ( $D_p$ ) kleiner als 100 nm können über die Atemwege in den menschlichen Körper gelangen und dort akute und chronische Gesundheitsbeeinträchtigungen herbeiführen. In Städten stellt der Straßenverkehr eine der wichtigsten Quellen ultrafeiner Partikel dar. Die Quellstärke des städtischen Straßenverkehrs kann mithilfe von Emissionsfaktoren quantifiziert werden, die eine wichtige Eingangsgröße für Simulationsmodelle zur Berechnung städtischer Schadstoff-/ Partikelausbreitung darstellen. Eine Möglichkeit zur Berechnung von Verkehrsemissionsfaktoren für Partikel ergibt sich aus der Kombination von turbulenten Partikelflüssen mit der flächenbezogenen Verkehrsaktivität im Quellbereich der Flussmessungen. In dieser Studie wird ein dreijähriger, größenklassifizierter Partikelflussdatensatz aus Berlin für den Zeitraum April 2017 bis März 2020 zugrunde gelegt, um die zeitliche Variabilität größenklassifizierter Emissionsfaktoren zu untersuchen.

## Untersuchungsgebiet

### Messtandort:

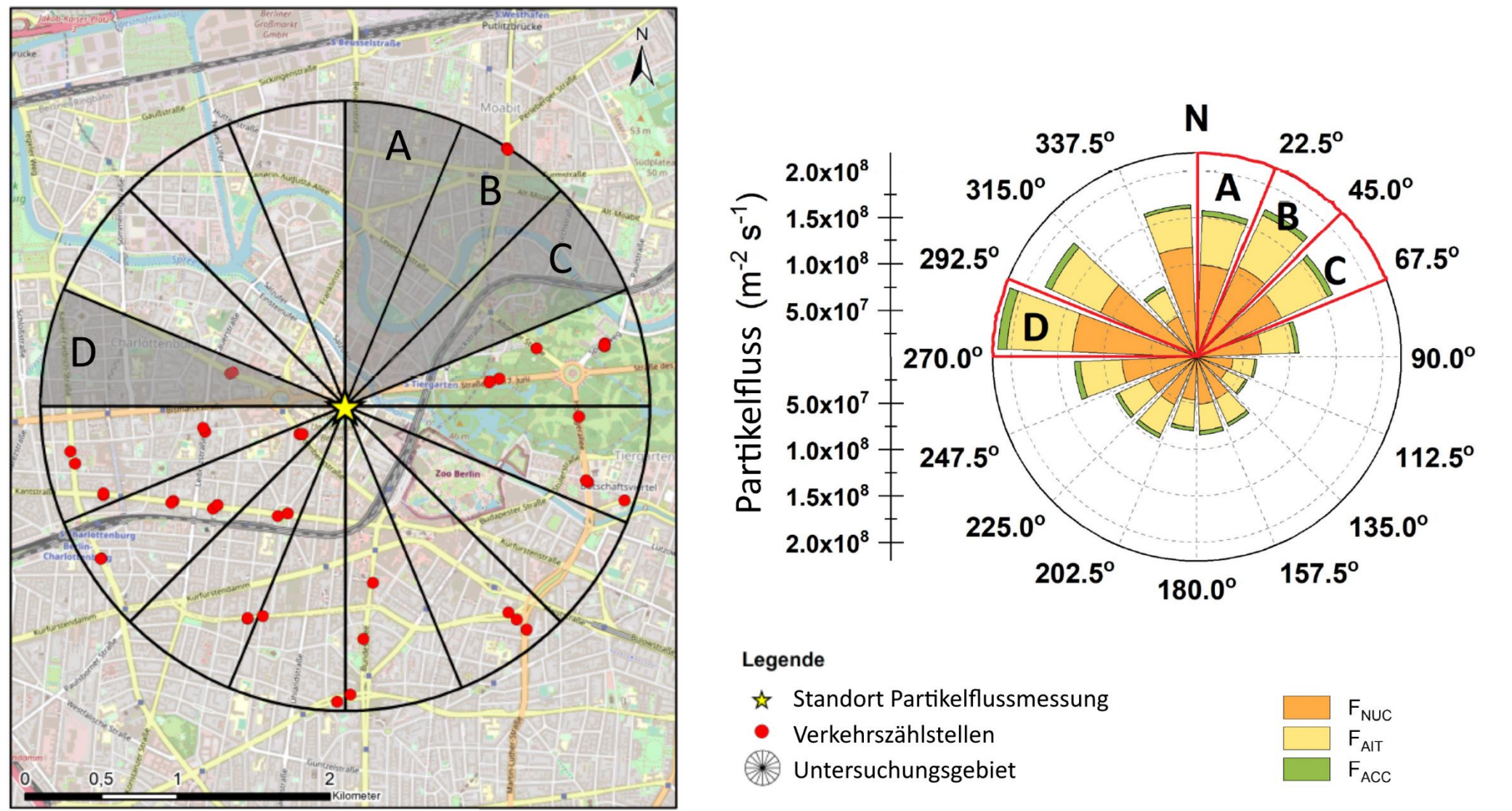
- In Berlin-Charlottenburg in einer Messhöhe von 57 m über Grund (Abb. 1)
- Gebäude liegt neben einer 6-spurigen Straße (Straße des 17. Juni, durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (Mo-Do):  $4,27 \cdot 10^4$  Fahrzeuge pro Tag, Geoportal Berlin, 2021)
- Untersuchungszeitraum: 01.04.2017 – 31.03.2020 (3 Jahre)

### Messtechnik für Partikelflussmessung:

- Schnelles Mobilitätsspektrometer (Engine Exhaust Particle Sizer Spectrometer 3090, EEPS, TSI Inc., USA) zur Messung von Partikelanzahlgrößenverteilungen, Messfrequenz 10 Hz
- 3D Ultraschallanemometer (USA-1, METEK GmbH, Deutschland), Messfrequenz 10 Hz
- Weitere Informationen zum Messaufbau: siehe Straaten und Weber (2021)

### Weitere Informationen:

- Sektoren A – D mit vergleichsweise hohen mittleren Partikelflüssen (Abb. 1) und Anteil Verkehrsflächen im Quellbereich des jeweiligen Windsektors zwischen 28 und 53 %
- Berücksichtigung von ausschließlich positiven Partikelflüssen (nur Emission) an Werktagen (Mo – Fr, Schulferien ausgenommen)
- Partikelgrößenbereiche:  
TNC:  $10 \text{ nm} < D_p < 200 \text{ nm}$ , UFP:  $10 \text{ nm} < D_p < 100 \text{ nm}$ , NUC:  $10 \text{ nm} < D_p < 30 \text{ nm}$ , AIT:  $30 \text{ nm} < D_p < 100 \text{ nm}$ , ACC:  $100 \text{ nm} < D_p < 200 \text{ nm}$



**Abbildung 1:** Untersuchungsgebiet in Berlin in einem 2 km Umkreis um den Partikelfluss-Messtandort (links) und die mittleren Partikelflüsse für die 16 Windrichtungsektoren für die drei Moden Nukleations- ( $F_{\text{NUC}}$ ,  $10 \text{ nm} < D_p < 30 \text{ nm}$ ), Aitken- ( $F_{\text{AIT}}$ ,  $30 \text{ nm} < D_p < 100 \text{ nm}$ ) und Akkumulationsmodus ( $F_{\text{ACC}}$ ,  $100 \text{ nm} < D_p < 200 \text{ nm}$ ) im Zeitraum 01.04.2017 – 31.03.2020 (rechts). Die Analysen zur Bestimmung der Emissionsfaktoren für Partikel wurden für die Sektoren A – D durchgeführt.

## Methoden

### Bestimmung der Emissionsfaktoren (nach Mårtensson et al., 2006):

- Lineare Regression zwischen Verkehrsaktivität ( $TA$ , in vehicles (veh)  $\text{km m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) und Partikelfluss ( $F_N$ , in  $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ) für eine gemischte Fahrzeugflotte im Quellbereich:

$$F_N = EF_{TA} \cdot TA + F_0$$

$EF_{TA}$ : Emissionsfaktor für Partikel aus dem Verkehr  
 $F_0$ : Emissionen aus anderen Quellen

- Multiple lineare Regression zwischen Verkehrsaktivitäten für PKW ( $TA_{\text{PKW}}$ ) und LKW ( $TA_{\text{LKW}}$ ) und Partikelfluss zur Bestimmung von Emissionsfaktoren für Partikel aus PKW bzw. LKW im Quellbereich:

$$F_N = EF_{TA, \text{PKW}} \cdot TA_{\text{PKW}} + EF_{TA, \text{LKW}} \cdot TA_{\text{LKW}} + F_0$$

$EF_{TA, \text{PKW}}$ : Emissionsfaktor für Partikel aus PKW  
 $EF_{TA, \text{LKW}}$ : Emissionsfaktor für Partikel aus LKW  
 $F_0$ : Emissionen aus anderen Quellen

## Datenverarbeitung

### Partikelflüsse ( $F_N$ ):

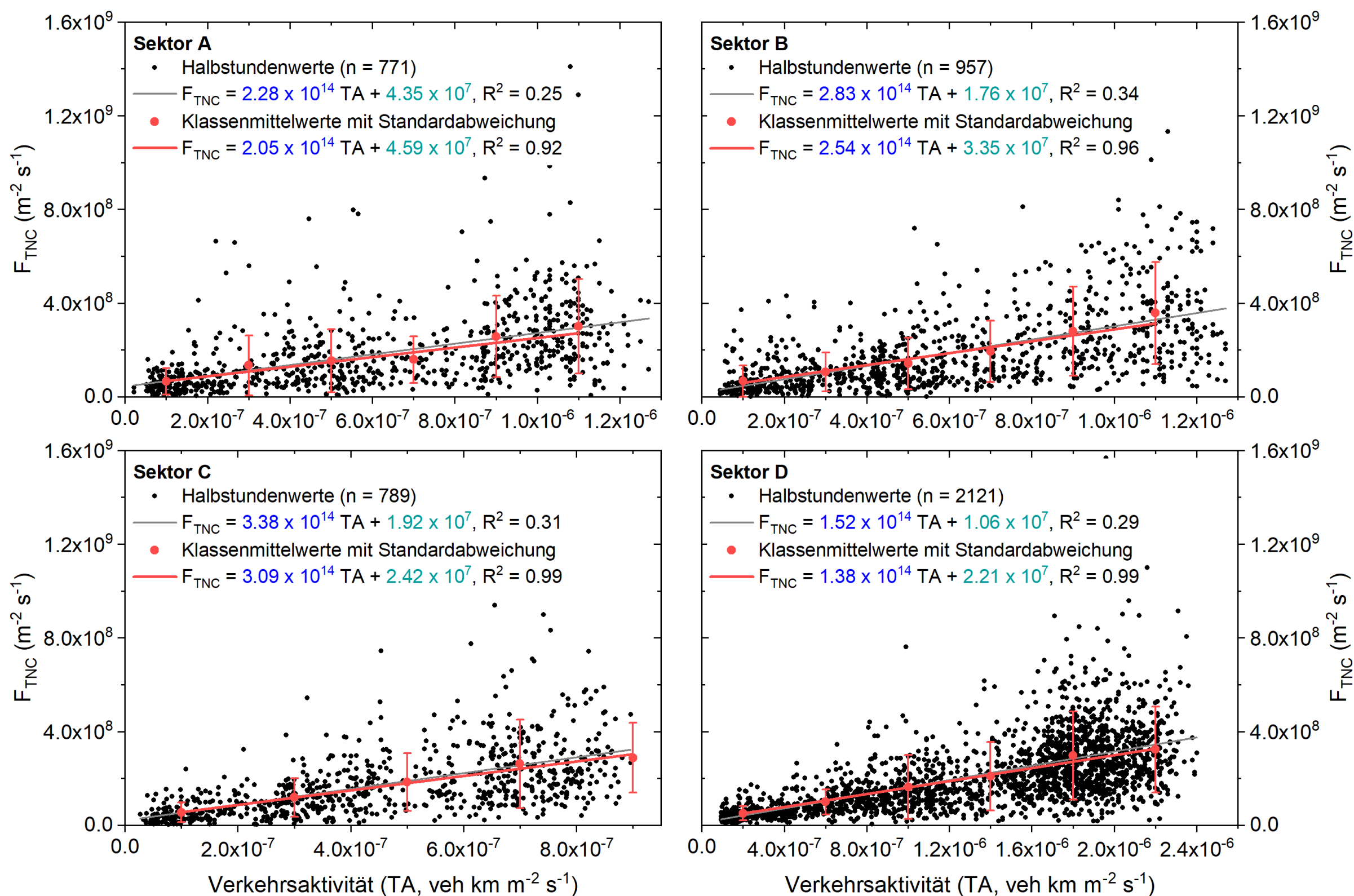
- Datenverarbeitung und Qualitätssicherung der Daten beschrieben in Straaten und Weber (2021)
- Eingrenzung des Analysebereichs auf  $10 \text{ nm} < D_p < 200 \text{ nm}$  (um Gesamtunsicherheit durch Interpolationsverfahren zu verringern, vgl. Meyer-Kornblum et al., 2019)

### Verkehrsdaten:

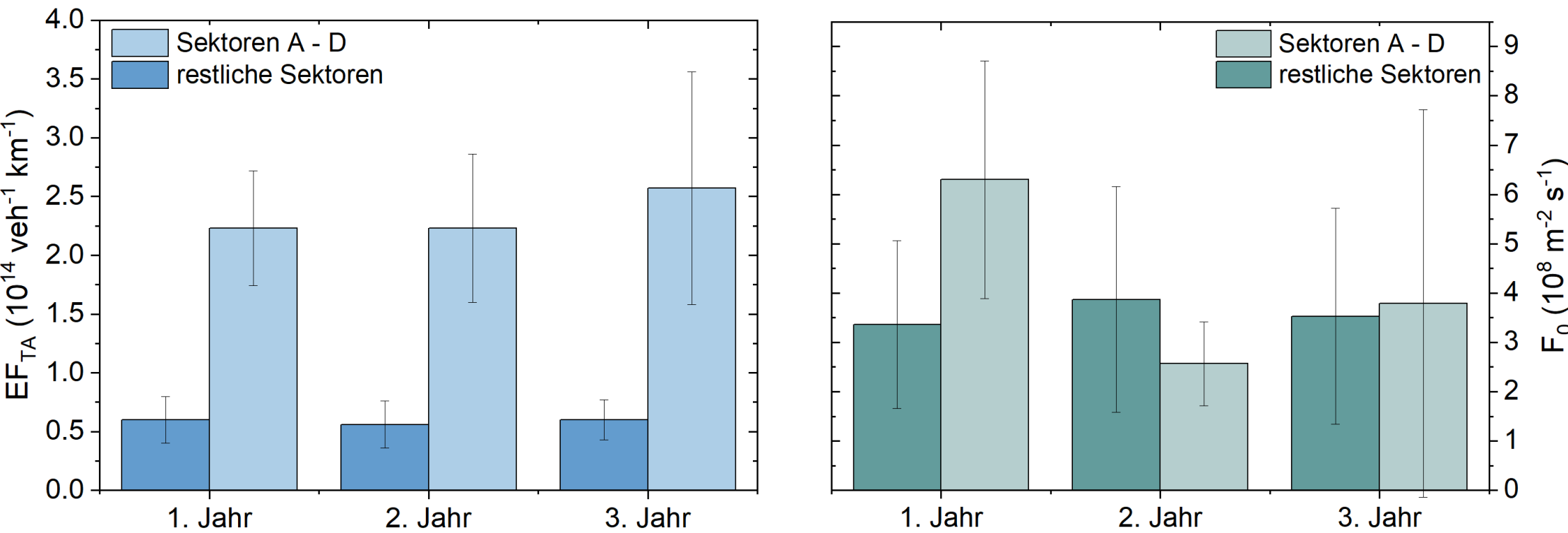
- Stündlich aufgelöste Verkehrsdaten von 22 Zählstellen (VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbH) im Umkreis von 2 km um die Messstation (Abb. 1)
- Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV; Geoportal Berlin, 2021)
- Kombination von DTV und stündlichen Verkehrsdaten  
→ Zieldatensatz: Flächenbezogene, stündlich aufgelöste Verkehrsaktivität für jeden Windsektor in  $\text{veh km m}^{-2} \text{s}^{-1}$

## Ergebnisse & Diskussion

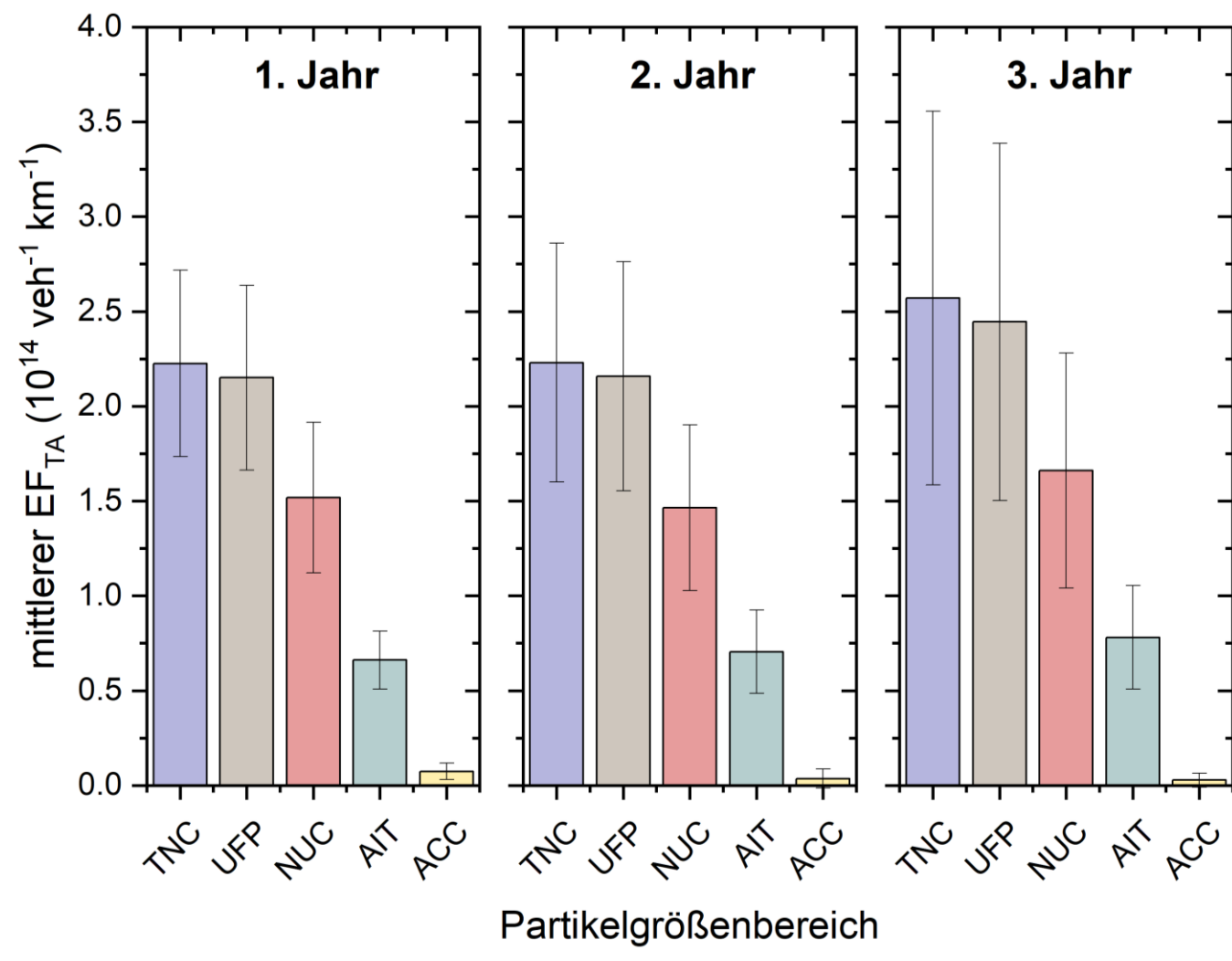
- Für den gesamten Zeitraum (3 Jahre): Emissionsfaktoren für die Gesamtpartikelanzahlkonzentration (TNC) zwischen  $1.52$  und  $3.38 \cdot 10^{14} \text{ veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$ , bzw. zwischen  $1.38$  und  $3.09 \cdot 10^{14} \text{ veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$  bei Klassenmittelwertbildung (Abb. 2)
- Methodik funktioniert für Sektoren mit hohem Verkehrsanteil gut:  $EF_{TA}$  unterscheidet sich für Sektoren A-D gegenüber restlichen Sektoren deutlich, während  $F_0$  in allen Sektoren ähnlich ist (Abb. 3)
- Höchste Partikelemissionen im Nukleationsmodus: Die größenklassifizierte Analyse zeigt den höchsten mittleren Emissionsfaktor von  $1,5 \cdot 10^{14} \text{ veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$  für den Nukleationsmodus (NUC), gefolgt vom Aitkenmodus (AIT) mit  $0,7 \cdot 10^{14} \text{ veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$
- Anstieg der Emissionsfaktoren im dritten Jahr: Während sich die Emissionsfaktoren für die ersten beiden Jahre kaum unterscheiden, zeigt sich im dritten Jahr ein leichter Anstieg (Abb. 4; für TNC +15 %, Ausnahme: ACC)
- Unterschiede zwischen den vier Sektoren: Geringste Emissionsfaktoren in Sektor D und höchste Emissionsfaktoren in Sektor C (Abb. 5)
- Möglicher Grund für sektorielle Unterschiede: Vergleichsweise geringe Emissionsfaktoren in Sektor D (und z.T. auch Sektor A) könnten auf verstärkte Partikeldeposition zurückzuführen sein, welche im NW-Sektor auftrat (vgl. Straaten und Weber, 2021)
- Unterschied zwischen PKW und LKW: Multiple lineare Regression zeigt deutlich höhere Partikelemission aus LKW (Faktor 60) im Vergleich zu PKW (Tab. 1)
- Literaturvergleich: Weitere Studien mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen ermittelten ähnliche Werte für Emissionsfaktoren von Partikeln aus dem Straßenverkehr (Tab. 1)
- Studie von Mårtensson et al. (2006) mit gleicher Methodik: Ähnliche Emissionsfaktoren für Stockholm, Schweden (Tab. 1)
- Nutzen: Die größenklassifizierten Emissionsfaktoren für Partikel aus dem Straßenverkehr könnten die Modellierung (als wichtige Eingangsgröße) von Partikelausbreitungsprozessen verbessern



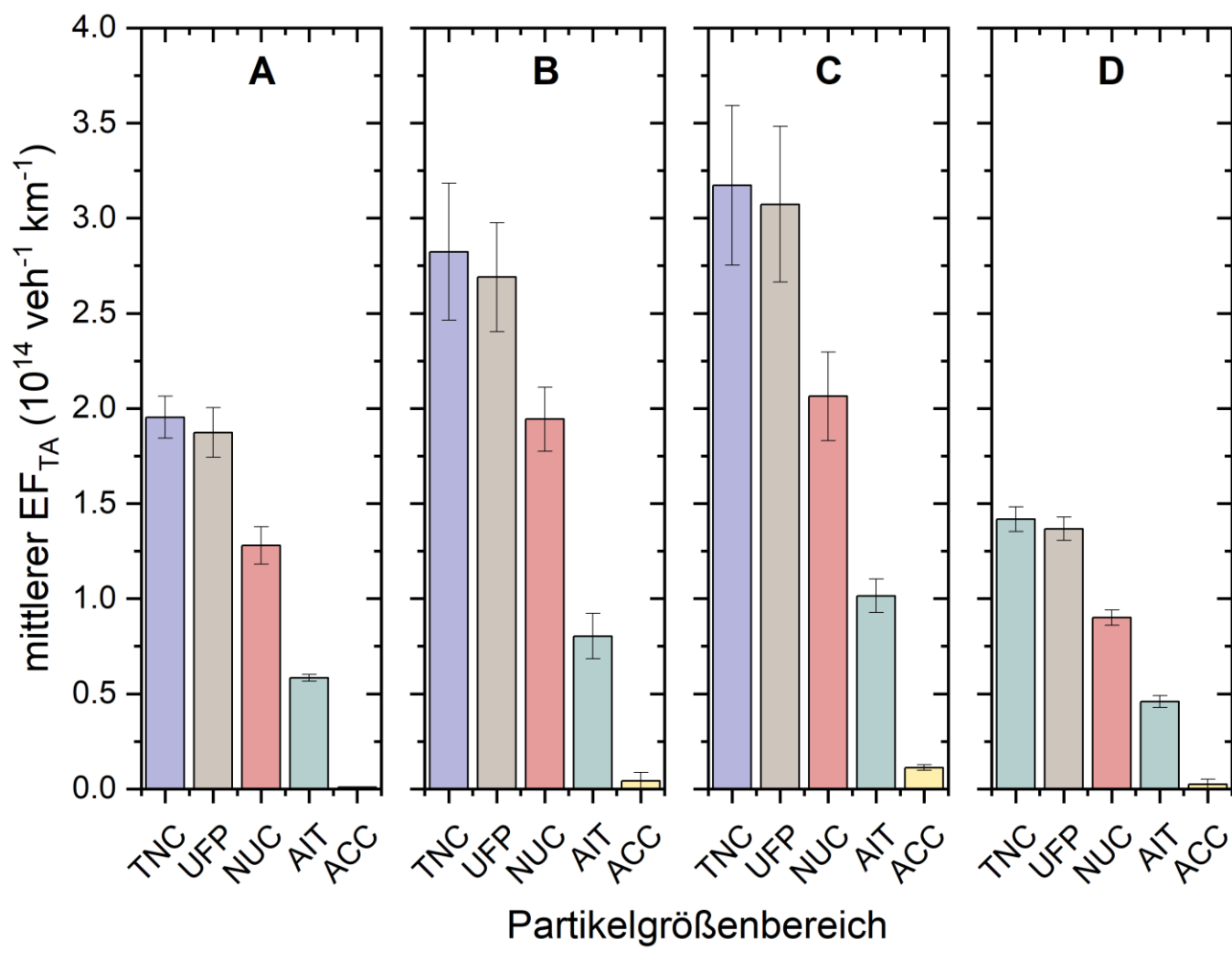
**Abbildung 2:** Lineare Regression zwischen der Verkehrsaktivität und den Partikelflüssen für TNC in den Windrichtungsektoren A – D für die 3 Messjahre.



**Abbildung 3:** (Links) mittlere Emissionsfaktoren und (rechts) mittleres  $F_0$  (inkl. Standardabweichungen) für TNC für die Sektoren A – D und alle anderen Sektoren. Bitte unterschiedliche Achsenskalierungen beachten.



**Abbildung 4:** Größenklassifizierte mittlere Emissionsfaktoren der Sektoren A – D für die drei einzelnen Messjahre.



**Abbildung 5:** Größenklassifizierte mittlere Emissionsfaktoren für die drei Messjahre jeweils für die Sektoren A – D.

**Tabelle 1:** Übersicht ermittelter Emissionsfaktoren für Partikel aus verschiedenen Studien mit unterschiedlicher Methodik.

Studie	Partikelgrößenbereich (nm)	Emissionsfaktoren ( $10^{14} \text{ veh}^{-1} \text{ km}^{-1}$ )			LKW-Anteil an Verkehrsflotte (%)	Methodik
		$EF_{TA}$	$EF_{TA, \text{PKW}}$	$EF_{TA, \text{LKW}}$		
Morawska et al. (2005)	15 – 700	$1,1 \pm 0,9^a$	-	-	6	Messung auf der Straße
Johnson et al. (2005)	> 3 8 – 300	-	$6,2 \pm 1,4^e$ $0,34 \pm 0,05^e$	$42,0 \pm 6,0^e$ $6,6 \pm 1,0^e$	-	Messung auf der Straße (Autobahn)
Kittelson et al. (2004)	8 – 300 3 – 1000	0,9 – 2,7 1,9 – 9,9	-	-	9	Messung auf der Straße (Autobahn)
Ketzel et al. (2003)	10 – 700	$2,8 \pm 0,5^f$	-	-	6 - 8	Inverse Modellierung (Straßenschlucht)
Järvi et al. (2009)	6 – 5000	$3,0 \pm 1,1^d$	-	-	-	Eddy-Kovarianz (Quellflächenberechnung, Verkehrsrate)
Mårtensson et al. (2006)	> 11	$1,4 \pm 0,2^b$	$0,3 \pm 0,3^b$	$19,8 \pm 4,0^b$	6	Eddy-Kovarianz (lin. Regression mit Verkehrsaktivität)
<b>Diese Studie</b>	10 – 200 10 – 100 10 – 30 30 – 100 100 – 200	$2,34 \pm 0,70^c$ $2,25 \pm 0,68^c$ $1,55 \pm 0,48^c$ $0,72 \pm 0,22^c$ $0,05 \pm 0,04^c$	$0,5 \pm 0,1^c$	$29,9 \pm 1,6^c$	3	Eddy-Kovarianz (lin. Regression mit Verkehrsaktivität)

<sup>a</sup> Median  $\pm$  Semiquartilsabstand, <sup>b</sup> 95% Konfidenzintervall, <sup>c</sup> Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung, <sup>d</sup> Median  $\pm$  Standardfehler, <sup>e</sup> Mittelwert  $\pm$  Standardfehler, <sup>f</sup> keine Angabe

## Literatur

Geoportal Berlin (2021). Verkehrsmessungen DTVw 2019. Lizenz „dl-de/by-2-0“ ([www.govdata.de/dl-de/by-2-0](http://www.govdata.de/dl-de/by-2-0)). URL: [https://bimr.stadt-berlin.de/fbberlin/service\\_intern.jsp?d=5\\_vmrngen2019@senstadt&type=WFS](https://bimr.stadt-berlin.de/fbberlin/service_intern.jsp?d=5_vmrngen2019@senstadt&type=WFS) (Letzter Zugriff: 20. September 2021)  
Järvi, L., Rönkkö, J., Manninen, L. et al. (2009). Annual particle flux observations over a heterogeneous urban area. Atmos. Chem. Phys., 9, 7547–7556. <https://doi.org/10.5194/acp-9-7547-2009>  
Johnson, J. P., Kittelson, D. B. und Watts, W. F. (2005). Source apportionment of diesel and spark ignition exhaust aerosol using on-road data from the Minneapolis metropolitan area. Atmos. Environ., 39, 2111–2121. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.12.018>  
Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R. et al. (2003). Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations. Atmos. Environ., 37, 2735–2749. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00245-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00245-0)

Kittelson, D. W., Watts, W. F. und Johnson, J. P. (2004). Nanoparticle emissions from Minnesota highways. Atmos. Environ., 38, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.037>  
Mårtensson, E. M., Nilsson, E. D., Buzorius, G. et al. (2006). Eddy covariance measurements and parameterisation of traffic related particle emissions in an urban environment. Atmos. Chem. Phys., 6, 769–786. <https://doi.org/10.5194/acp-6-769-2006>  
Meyer-Kornblum, A., Gerling, L. und Weber, S. (2019). Gap-filling Fast Electrical Mobility Spectrometer Measurements of Particle Number Size Distributions for Eddy Covariance Application. Aerosol Air Qual. Res., 19, 2721–2731. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.06.0291>  
Morawska, L., Jamriska, M., Thomas, S. et al. (2005). Quantification of particle number emission factors for motor vehicles from on-road measurements. Environmental Science & Technology, 39(23), 9130–9139. <https://doi.org/10.1021/es050096c>  
Straaten, A. und Weber, S. (2021). Measurement report: Three years of size-resolved eddy-covariance particle number flux measurements in an urban environment. Atmos. Chem. Phys., 21 (24), 18707–18726. <https://doi.org/10.5194/acp-2021-625>