



Einfluss lokaler Quellen auf die räumliche und zeitliche Verteilung ultrafeiner Partikel

Abschlussbericht



Luft



Einfluss lokaler Quellen auf die räumliche und zeitliche Verteilung ultrafeiner Partikel

Abschlussbericht

Impressum

Einfluss lokaler Quellen auf die räumliche und zeitliche Verteilung ultrafeiner Partikel

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

Esther Giemsa, Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg, Universitätsstraße 1a, 86159 Augsburg
PD Dr. Jens Soentgen, Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg, Universitätsstraße 1a, 86159 Augsburg
Thomas Kusch, Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg, Universitätsstraße 1a, 86159 Augsburg
Dr. Josef Cyrys, Helmholtz Zentrum München - Institut für Epidemiologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg
LfU, Dr.-Ing. Mike Pitz

Redaktion:

Esther Giemsa, Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg, Universitätsstraße 1a, 86159 Augsburg
LfU, Dr.-Ing. Mike Pitz

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Esther Giemsa, Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg, Universitätsstraße 1a, 86159 Augsburg

Stand:

Juni 2020

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbem oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	5
1 Einleitung	5
2 Projektauftrag	7
3 Projektdurchführung	8
3.1 Untersuchungsgebiet	8
3.2 Messstandorte	9
3.3 Messtechnik	10
3.3.1 Mobile Messgeräte	10
3.3.1.1 Messprinzip	10
3.3.1.2 Technische Daten	12
3.3.2 Stationäre Messgeräte	13
3.4 Messzeiträume	14
3.5 Qualitätssicherung	15
4 Ergebnisse	18
4.1 Datenverfügbarkeit	18
4.2 Gesamtpartikelanzahl als UFP-Indikator	18
4.3 Standortabhängige UFP-Kennwerte	19
4.4 Räumliche und zeitliche Variationen	24
4.4.1 Räumliche Heterogenität	24
4.4.2 Zeitliche Variationen	29
4.5 Tages-, Wochen- und Jahregänge	32
4.6 Beitrag lokaler Quellen	36
4.7 Korrelationen	39
4.7.1 UFP und relevante Luftschadstoffe	39
4.7.2 UFP und Meteorologie	42
4.7.2.1 Mischungsschichthöhe	44
4.7.2.2 Windrichtung	46
4.8 Episodenanalysen	50
4.8.1 Hohe UFP-Belastung	52
4.8.2 Geringe UFP-Belastung	56

5	Literaturvergleich	59
6	Zusammenfassung	64
7	Literaturverzeichnis	69
8	Abbildungsverzeichnis	73
9	Tabellenverzeichnis	77
	Anlage 1: Dokumentation Messstandorte	78
	Aerosolmessstation	78
	Bayerisches Landesamt für Umwelt	80
	Bourges-Platz	82
	Karlstraße	84
	Königsplatz	86
	Kriegshaber	88
	bifa-Umweltinstitut	90
	Anlage 2: Klassifikation Großwettertypen	92

Danksagung

Für die Unterstützung des Forschungsprojekts durch Frau Prof. Dr. Peters, der Direktorin des Instituts für Epidemiologie am Helmholtz Zentrum München, dem Deutschen Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, danken wir sehr. Für das Forschungsprojekt wurden drei mobile Partikelzähler sowie alle Daten der Augsburger Aerosolmessstation kostenlos zur Verfügung gestellt.

1 Einleitung

Als Ultrafeine Partikel (UFP) werden Partikel mit einem Durchmesser von weniger als 100 nm (0,1 μm) bezeichnet. Ihre Konzentration wird üblicherweise in Partikelanzahl je cm^3 angegeben. UFP entstehen hauptsächlich durch Verbrennungsprozesse (z. B. Rußpartikel) und durch photochemische Neubildung (Nukleation von Gasmolekülen unter dem Einfluss intensiver Sonneneinstrahlung).

Bezogen auf die Gesamtpartikelanzahl aller in der Umwelt vorkommenden Partikel haben UFP den größten Anteil. An einem städtischen Hintergrundstandort, der typisch für eine größere städtische Fläche ist und damit für einen Großteil der Bevölkerung repräsentativ (integrierter Beitrag sämtlicher UFP-Quellen, d. h. es ist keine einzelne Quelle vorherrschend), nehmen UFP einen Anteil von etwa 80 - 90 % an der Gesamtpartikelanzahl ein [1], [2], [3]. Messungen zeigen, dass der UFP-Anteil an der Gesamtpartikelanzahl mit zunehmender Nähe zur Emissionsquelle ansteigt und in Quellnähe bis zu 95 % ausmachen kann [4]. Die Gesamtpartikelanzahl und UFP sind hoch korreliert [5], [6], sodass die Gesamtpartikelanzahl ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der UFP-Belastungen - sowohl für quellferne Standorte als auch für Standorte mit typischen anthropogenen Partikelquellen (Kfz-Verkehr, Heizungsanlagen oder industrielle Prozesse) - ist.

Epidemiologische und toxikologische Studien zeigen die gesundheitsschädigenden Wirkungen von Partikeln, die aus der Luft in den Körper gelangen. Da Partikel in der Umwelt ein hoch komplexes und dynamisches Gemisch verschiedenster chemischer Substanzen mit unterschiedlichster Konzentration, Zusammensetzung, Größe und Form sind, ergibt sich – bedingt durch die unterschiedliche Toxizität der Bestandteile – eine differenzierte gesundheitliche Wirkung der Partikel. Durch das breite Größenspektrum von mehreren Mikrometern (PM_{10} - oder $\text{PM}_{2,5}$ -Feinstaub) bis in den Nanometerbereich (UFP) sind zudem die Verweilzeiten der verschiedenen Partikelfractionen im Atemtrakt und damit die Wirkungsorte im Körper sehr unterschiedlich [7]. Insbesondere UFP können bis in die Lungenperipherie vordringen, zelluläre Membranen überwinden und damit direkt ins Blut gelangen, mit einem damit verbundenen erhöhten Risiko für Herzinfarkte und Schlaganfälle [8]. Einmal im Blut können UFP letztlich in alle Körperorgane inklusive des Gehirns gelangen [9]. Damit stehen UFP im Verdacht, die Gesundheit stärker zu gefährden als die größeren Partikelfractionen des Feinstaubes [10]. Studien zeigen zudem einen Zusammenhang von UFP mit kardiovaskulärer [3] und respiratorischer Morbidität und Mortalität sowie mit der Entstehung von lokalen und systematischen Entzündungsprozessen [11].

Bisher reicht die Studienlage zu Kurz- und Langzeiteffekten von UFP für eine gesundheitliche Bewertung sowie die Ableitung von Immissionsgrenzwerten noch nicht aus. Dennoch rücken UFP verstärkt in den Fokus der öffentlichen Wahrnehmung, wodurch Fragestellungen hinsichtlich Messungen, Kennwerten und Bewertungen zunehmen. Vor diesem Hintergrund wurde 2008 das deutsche Messnetz für ultrafeine Partikel (GUAN, German Ultrafine Aerosol Network) ins Leben gerufen. Durch die Zusammenarbeit verschiedener Forschungsinstitute und Behörden werden an derzeit 17 Standorten in Deutschland UFP in der Außenluft routinemäßig und qualitätsgesichert erfasst [12], [13].

Drei der Standorte des GUAN- Messnetzes befinden sich in Bayern: in Augsburg, am Hohenpeißenberg und auf der Zugspitze.

In Augsburg werden bereits seit 2005 an einem städtischen Hintergrundstandort die physikalischen und chemischen Eigenschaften von feinen und ultrafeinen Partikeln erfasst. Die Daten der Augsburger Aerosolmessstation werden genutzt, um den Beitrag unterschiedlicher Quellen zur Aerosolbildung zu quantifizieren und die zeitlichen Veränderungen des urbanen Aerosols zu erfassen. Weiterhin werden die Daten für epidemiologische Studien zur Erforschung der gesundheitlichen Auswirkungen von UFP verwendet. An den bayerischen Bergstationen am Hohenpeißenberg und auf der Zugspitze werden UFP in der unteren freien Troposphäre erfasst, um Informationen über die Hintergrundbelastung der Atmosphäre mit Luftverunreinigungen und anderen Spurenstoffen zu gewinnen und die Zusammenhänge mit Klima und Umwelt besser zu verstehen [14]. Die für Bayern kontinuierlich erhobenen UFP-Daten beinhalten somit entweder den integrierten Beitrag sämtlicher Quellen der Stadt (städtischer Hintergrund) oder werden als globale Hintergrunddaten ohne Einfluss von anthropogenen Quellen erhoben.

In der Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV (Anlage 3) wird die Lage der Probenahmestellen zur Beurteilung der Luftqualität für die regulierten Luftschadstoffe Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid (NO₂) und Stickstoffoxiden, Partikeln (PM₁₀ und PM_{2,5}), Blei, Benzol und Kohlenmonoxid (CO) festgelegt. Neben Messstandorten, die für die Exposition der Bevölkerung allgemein repräsentativ sind (städtischer Hintergrund), sollen auch Messungen in Bereichen innerhalb von Gebieten und Ballungsräumen durchgeführt werden, in denen die höchsten Werte auftreten, denen die Bevölkerung wahrscheinlich direkt oder indirekt über einen Zeitraum ausgesetzt sein wird, der im Vergleich zum Mittelungszeitraum der betreffenden Immissionsgrenzwerte signifikant ist. UFP-Kennwerte für solche Standorte (zum Beispiel an verkehrsbelasteten Innenstadtstraßen mit "schluchtartiger" Randbebauung) liegen für Bayern nicht vor. Da bislang kaum Messungen vorhanden sind, sind auch keine Aussagen zur UFP-Belastungssituation für weitere typische städtische Standorte möglich, wie z. B. an unterschiedlich stark befahrenen Straßen, in Industrie- oder Gewerbegebieten, in Wohngebieten mit erhöhtem Anteil an Feststofffeuerungen bei den Gebäudeheizungen (Kamine) oder in Bereichen ohne dominante Quellen. Hier setzte das vorliegende Forschungsvorhaben an. UFP-Kennwerte wurden im (vor)städtischen Hintergrund und verursacherabhängig, d. h. abhängig von verschiedenen anthropogenen lokalen Quellen, in der Stadt Augsburg orientierend über das Kalenderjahr 2017 hinweg erfasst und ausgewertet.

2 Projektauftrag

Im Rahmen des Forschungsvorhabens TLK01 U-70859 „Einfluss lokaler Quellen auf die räumliche und zeitliche Verteilung ultrafeiner Partikel“ (UFP-Projekt) sollten mit drei mobilen UFP-Messgeräten, die auch meteorologische Messgrößen erfassen, an sechs ausgewählten Standorten in Augsburg verteilt über das Kalenderjahr 2017 die Anzahlkonzentrationen von Partikeln in einem Größenbereich von 7 nm bis 2 µm gemessen werden. Dabei sollte die Erfassung der UFP in Abhängigkeit verschiedener lokaler anthropogener Quellen orientierend durchgeführt werden. In Anlehnung an die Kategorisierung der Messstandorte in der 39. BImSchV waren Messungen an folgenden Standortkategorien vorgesehen:

- Vorstädtischer Hintergrund
- Städtischer Hintergrund
- Straßennähe (verkehrsbezogen, hohe/geringe Belastung)
- Wohngebiet (hoher Anteil an Feststofffeuerungen)
- Industrie- / Gewerbegebiet

Bei den orientierenden Messungen sollte die Mindestmessdauer von acht Wochen (gleichmäßig verteilt über das Jahr) mit einer Mindestdatenerfassung von 90 % gemäß Anlage 1 der 39. BImSchV eingehalten werden. Zwischen den Messphasen sollten regelmäßige Überprüfungen der mobilen Messgeräte an der Aerosolmessstation vorgenommen werden, um die Qualität und Belastbarkeit der UFP-Daten hinsichtlich Langzeitstabilität und Rückführbarkeit auf einen einheitlichen Standard (Aerosolmessstation) zu gewährleisten.

Nach erfolgreich abgeschlossener Messkampagne sollten die Daten analysiert und ausgewertet werden. Dabei sollten insbesondere die räumlichen und zeitlichen Korrelationen der UFP-Belastung, die Quantifizierung und Bewertung des Beitrags der lokal vorherrschenden Quellen und der Einfluss von meteorologischen Bedingungen auf die Bildung und Ausbreitung von UFP untersucht werden. Abschließend sollten die Daten mit Ergebnissen bereits publizierter Studien aus Deutschland und Europa verglichen werden.

Das Projekt dient der verursacherabhängigen Ermittlung von UFP-Kennwerten. Damit sind erstmalig Aussagen zur UFP-Belastungssituation in Abhängigkeit lokal vorherrschender Quellen im städtischen Bereich für Bayern möglich. Die gewonnenen Erkenntnisse können zudem auf vergleichbare Standorte in anderen bayerischen Städten übertragen werden. Dadurch soll das LfU in die Lage versetzt werden, seine Kompetenz auf dem Gebiet ultrafeiner Partikel weiter zu stärken. Die Datenlage für UFP reicht bisher für umweltrelevante Bewertungen nicht aus. Die Ergebnisse des Projekts sollen dabei helfen, die umfangreichen Lücken der Datenbasis weiter zu füllen.

3 Projektdurchführung

3.1 Untersuchungsgebiet

Am Zusammenfluss der Alpenflüsse Lech und Wertach gelegen, ist Augsburg aktuell die drittgrößte Stadt Bayerns und Hauptstadt des schwäbischen Regierungsbezirks. Mit einer Gesamtfläche von 147 km² erstreckt sich die größte Ausdehnung mit 23 km in Nord-Süd-Richtung. Die rund 300.000 Einwohner (Stand 31.12.2019) der Stadt Augsburg bewohnen rund ein Viertel dieser Fläche, während jeweils etwa ein weiteres Viertel des Stadtgebiets auf die Nutzungskategorien Wald oder Landwirtschaft entfällt. Das verbleibende Viertel teilen sich vor allem Verkehrs-, Erholungs- und Wasserflächen [15].

Zwischen den Hügelländern im Osten und Westen fungieren die breiten Talzonen von Lech und Wertach sowohl als Trennlinien wie auch als verbindende Elemente. Sie sorgen dafür, dass innerhalb des Stadtgebiets und des näheren Umlandes nur geringe Höhenunterschiede von rund 100 m bestehen [16]. Die relativ ebene Topographie des Augsburger Raums verhindert die Ausbildung eines kräftigen topographischen Lokalwindsystems. Insbesondere bei windschwachen Wetterlagen mit Windgeschwindigkeiten von < 2,1 m/s zeigt sich der Effekt topographischer Strömungskanalisation, indem die als Luftleitbahnen wirkenden Täler von Lech und Wertach den Wind in Bodennähe in südliche oder nördliche Richtung ablenken. Lokalthermisch ausgelöste Flurwinde ermöglichen, dass sich Kaltluft über dem höher gelegenen Augsburger Umland bildet und langsam in die Talebenen der Alpenflüsse Wertach und Lech abfließt. Das Maximum dieser Kaltluftströmungen wird im Westteil der Stadt gemessen, weshalb die Westlichen Wälder als bedeutendstes Kaltluftentstehungsgebiet angesehen werden und für die stadtklimatische Situation Augsburgs in ihrer Funktion als Lieferant kühler, unbelasteter Luftmassen eine wichtige Rolle spielen [17].

Die Bedeutsamkeit der westlich angrenzenden Wälder für die Lüfterneuerung im Stadtgebiet tritt im topografisch schwach ausgeprägten Raum Augsburg allerdings nur bei windschwachen Verhältnissen zu Tage. Bei höheren Windgeschwindigkeiten werden die kleinräumigen Windsysteme von den Auswirkungen der geographischen Lage Augsburgs innerhalb der außertropischen Westwindzone im Bereich zweier modifizierender Höhenzüge – den Alpen im Süden und der Schwäbischen Alb im Nordwesten – überprägt. Charakteristischerweise tritt dementsprechend bei windstarken Wetterlagen ein primäres Maximum der Windrichtungsverteilung bei West-Süd-West (220°–280°) deutlich hervor. Das sekundäre Maximum in den Windrichtungshäufigkeiten weisen Windströmungen aus Nord-Ost (60°–90°) auf, die bei zunehmend stabileren, windschwachen Verhältnissen ebenso häufig wie die Hauptwindrichtung West-Süd-West verzeichnet werden. Bei sehr stabilen Wetterlagen kommt es sogar zu einer Dominanz der nordöstlichen Windrichtungen, die Luftverunreinigungen aus den Quellen im Nordosten Augsburgs stadteinwärts transportieren und dadurch zu schlechten lufthygienischen Bedingungen in der Stadt führen. Günstigste Austauschbedingungen herrschen demgegenüber während windstarken Wetterlagen mit südwestlicher Anströmrichtung, die Luftschadstoffe nach Nordosten hin abtransportieren [18].

3.2 Messstandorte

Für die Untersuchungen wurden folgende sechs Standorte im Augsburger Stadtgebiet ausgewählt:

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU): vorstädtischer Hintergrund
- Bourges-Platz: städtischer Hintergrund
- Karlstraße: verkehrsbezogen, hohe Belastung
- Königsplatz: verkehrsbezogen, geringe Belastung
- Kriegshaber: Wohngebiet mit hohem Anteil an Feststofffeuerungen [19]
- Umweltinstitut bifa: Industrie-/ Gewerbegebiet mit Müllverbrennungsanlage inklusive des typischen Schwerlastverkehrs

Davon werden an vier Standorten (LfU, Bourges-Platz, Karlstraße und Königsplatz) Messstationen des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) betrieben, an denen weitere Luftschadstoffe gemessen werden. Damit ist die direkte Erfassung der Korrelation zwischen UFP und den bereits regulierten Luftschadstoffen möglich. Details zum LÜB können unter folgendem Link abgerufen werden: https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_luft_00207.htm.

Im Rahmen der Qualitätssicherung wurden regelmäßig Vergleichsmessungen an der Aerosolmessstation auf dem Gelände der Hochschule Augsburg, die vom Wissenschaftszentrum Umwelt der Universität Augsburg und dem Helmholtz Zentrum München betrieben wird, durchgeführt. Die Aerosolmessstation dient als Referenz für die zeitliche Adjustierung der mobilen Messungen und fungiert gleichzeitig als siebter Messstandort. Alle Standorte der Messkampagne sind in der Karte der Abb. 1 verortet.

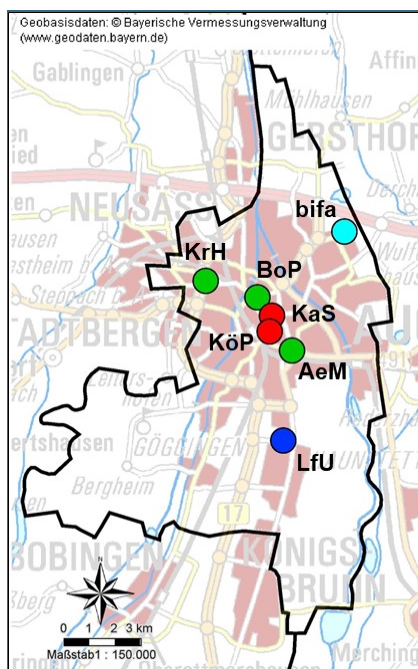


Abb. 1:
Übersichtskarte der Messstandorte im Augsburger Stadtgebiet
 ● Vorstädtischer Hintergrund: LfU (LÜB-Standort)
 ● Städtischer Hintergrund: Aerosolmessstation (AeM), Bourges-Platz (BoP, LÜB-Standort), Kriegshaber (KrH)
 ● Industrie-/Gewerbegebiet: bifa (Umweltinstitut)
 ● Städtisch verkehrsnah: Karlstraße (KaS, LÜB-Standort), Königsplatz (KöP, LÜB-Standort)

In der Anlage 1 sind die Messstandorte mit jeweils einem Datenblatt, einem Luftbild und mit Fotos des Standorts beschrieben. Die aktuellen LÜB-Dokumentationen können unter folgendem Link abgerufen

werden: <https://www.lfu.bayern.de/luft/immissionsmessungen/dokumentation/index.htm>. Zusammenfassend ist in Tab. 1 dargestellt, welche wesentlichen Parameter an den jeweiligen Messstandorten im Jahr 2017 erfasst wurden.

Tab. 1: Erfasste Parameter an den Messstandorten im Jahr 2017

Parameter	LfU	AeM	BoP	KrH	bifa	KaS	KöP
Partikelanzahl	X	X	X	X	X	X	X
Partikelgrößenverteilung		X					
PM _{2,5}	X		X				
PM ₁₀	X		X			X	X
NO ₂	X		X			X	X
CO	X					X	X
SO ₂	X						X
O ₃	X		X				
Benzol	X						X
Meteorologie	X	X	X	X	X	X	X

AeM: Aerosolmessstation, BoP: Bourges-Platz, KrH: Kriegshaber, bifa: Umweltinstitut, KaS: Karlstraße, KöP: Königsplatz

3.3 Messtechnik

3.3.1 Mobile Messgeräte

An den Messstandorten kommen drei mobile Messsysteme vom Typ Environmental Dust Monitor (EDM) 465 basierend auf der Ultrafine Particle Counter (UFPC) Produktlinie der Firma Grimm zum Einsatz. Der EDM 465 UFPC ist für die kontinuierliche Messung der Gesamtpartikelbelastung der Außenluft bis in den Nanometerbereich entwickelt worden und erfasst diese im Messbereich von 7 nm (50 % Detektionseffizienz) bis 2.000 nm (2 µm). Er erfüllt hinsichtlich Zähleffizienz, Trockneigenschaften und Partikelverluste in der Zuleitung die Empfehlungen der Standardarbeitsgruppe CEN/TC 264/WG 32 an einen Umwelt-Kondensationspartikelzähler [20]. Zusätzlich ist der EDM 465 UFPC mit Sensoren zur Erfassung der Meteorologie ausgestattet.

3.3.1.1 Messprinzip

Das Funktionsprinzip der Partikelanzahlmessung eines Kondensationspartikelzählers ist schematisch in Abb. 2 dargestellt. Das Messprinzip basiert auf der sogenannten heterogenen Kondensation von übersättigtem Butanoldampf auf der Oberfläche der Partikel. Die Partikel dienen als Kondensationskeime und wachsen durch die Übersättigung mit Butanoldampf auf Größenbereiche an, die mittels optischer Detektion erfasst werden können.

Um das Größenwachstum der Partikel zu erreichen, gelangen die Partikel der Außenluft zunächst über das Probenahmerohr in einen sogenannten Saturator, in dem N-Butanol kontinuierlich auf 36 °C erwärmt und dadurch verdampft wird. Anschließend werden die Aerosolpartikel zusammen mit dem Butanoldampf in den kühleren Condensator mit einer Temperatur von 10 °C geleitet. Der Temperaturabfall zwischen Saturator und Condensator, dem die Partikel ausgesetzt sind, bewirkt die dem Gerät namensgebende Kondensation des übersättigten Butanoldampfs auf den Aerosolpartikeln. Dadurch wachsen die Partikel auf eine Größe von einigen Mikrometern an und sind damit groß genug für die Detektion in der nachfolgenden Messzelle. Dort erzeugen die so vergrößerten Aerosole beim Kreuzen

des Lichtstrahls einer Laserdiode ein Streulicht, das mit Linsen gesammelt und auf einem Photodetektor abgebildet wird. Am Ausgang des Photodetektors verursacht jedes Partikel einen Spannungsimpuls, dessen Signal kontinuierlich gezählt wird.

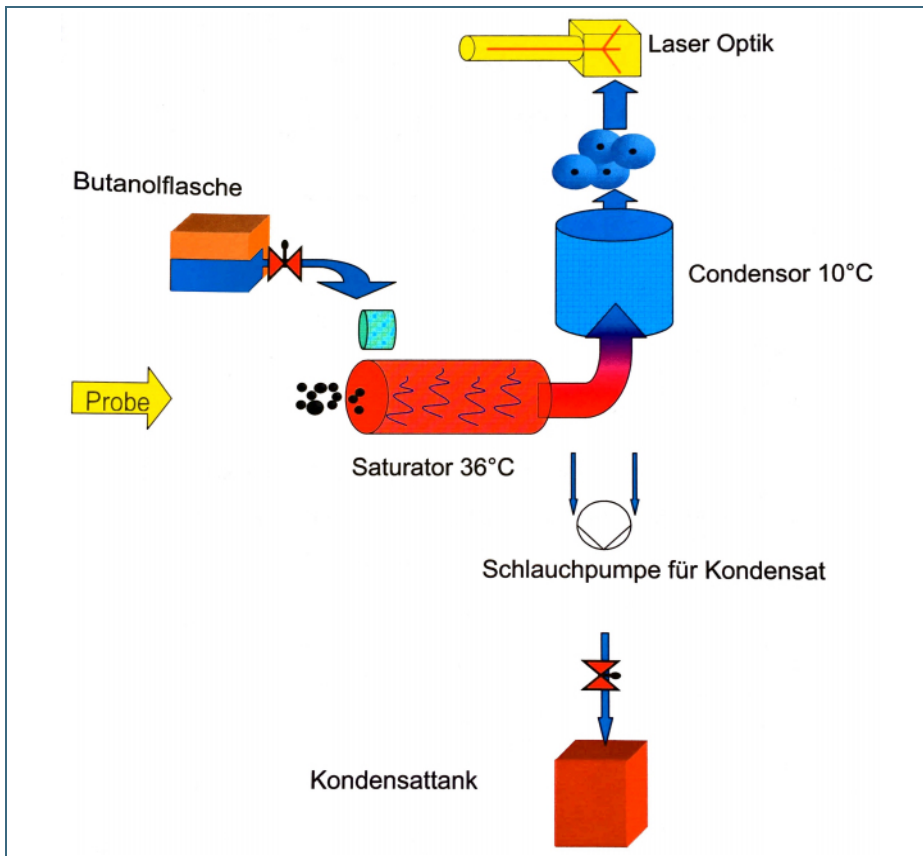


Abb. 2:
Funktionsschema des
Messprinzips im Kon-
densationspartikelzähler
EDM 465 UFPC der
Firma Grimm [20]

Die kleinste Partikelgröße, die mit Hilfe dieses Verfahrens der heterogenen Kondensation zum Größenwachstum gebracht werden kann, entspricht dem minimalen Detektionsdurchmesser des UFPC und wird durch die nachfolgende Kelvin-Gleichung bestimmt. Die Sättigungsrate p/p_s wird demzufolge von der Oberflächenspannung σ , dem Molekulargewicht M und der Dichte ρ der verwendeten Flüssigkeit bestimmt, sowie durch die allgemeine Gaskonstante R , die absolute Temperatur T und den Kelvin-Durchmesser d , der den Durchmesser eines Tröpfchens angibt, bei welchem es unter gegebener Sättigungsrate weder anwächst noch verdunstet:

$$\frac{p}{p_s} = \frac{4 \cdot \sigma \cdot M}{\rho \cdot R \cdot T \cdot d}$$

Der kleinste Partikeldurchmesser resultiert aus dem minimalen Detektionsdurchmesser und wird somit von den physikalischen Eigenschaften der eingesetzten Flüssigkeit ebenso vorgegeben, wie durch die Temperaturdifferenz zwischen Saturator und Condensator [20]. N-Butanol eignet sich mit seinen charakteristischen Verdunstungseigenschaften als Flüssigkeit hierfür besonders gut.

3.3.1.2 Technische Daten

In Tab. 2 sind die wichtigsten technischen Spezifikationen des EDM 465 UFPC dargestellt.

Tab. 2: Technische Daten des EDM 465 UFPC [20]

Messbereich	7 nm - 2.000 nm (2 µm)
minimaler Detektionsdurchmesser	7 nm (50 % Detektionseffizienz)
Konzentrationsbereich	0 - 10.000.000 Partikel/cm ³
Probenvolumen	0,3 l/min
Betriebsflüssigkeit	N-Butanol, automatische Nachfülleinrichtung mit Füllstandsanzeige
Kondensatentfernung	Sammelbehälter für bis zu einem Monat Standzeit
Entfeuchtung	Nafion-Trockner
Vorabscheider Probenahmeeinlass	2 µm
Meteorologie (WS600-UMB der Firma Lufft)	Temperatur, relative Feuchte, Niederschlagsmenge, Luftdruck, Windrichtung, Windgeschwindigkeit und GPS Positionierung
Maße (B x H x T)	49 x 65 x 28 cm (+ 1,5 m langes Probenrohr)
Gewicht	36 kg

Die Betriebsflüssigkeit N-Butanol fällt während der Messung kontinuierlich als Verbrauchsprodukt an und gelangt nach ihrer Verwendung zur heterogenen Kondensation mittels Schlauchpumpe in das Kondensatorreservoir des Kondensattanks. Da N-Butanol auf diesem Wege während der Messung sukzessive verbraucht wird, ist eine kontinuierliche Kontrolle und gegebenenfalls eine Auffüllung des Butanolreservoirs notwendig (s. Abb. 4, rechts).

Ein Auszug der Datenstruktur des EDM 465 UFPC ist exemplarisch in Abb. 3 dargestellt.

24.01.2017	0:00:00	48.370	10.896	538.258	-7.585	76.180	965.308	0.546	240.655	0.040	0.545	0.000	0.000	13596.667
24.01.2017	0:01:00	48.370	10.896	539.433	-7.449	76.738	965.383	0.321	247.788	0.040	0.318	0.000	0.000	13515.000
24.01.2017	0:02:00	48.370	10.896	527.908	-7.375	76.729	965.316	0.936	252.977	0.040	0.926	0.000	0.000	14498.333
24.01.2017	0:03:00	48.370	10.896	531.441	-7.372	76.381	965.232	1.163	244.096	0.040	1.162	0.000	0.000	13085.000
24.01.2017	0:04:00	48.370	10.896	534.316	-7.423	76.434	965.181	0.788	242.466	0.040	0.784	0.000	0.000	14113.333
24.01.2017	0:05:00	48.370	10.896	531.850	-7.372	76.847	965.253	0.345	245.276	0.040	0.341	0.000	0.000	13986.667
24.01.2017	0:06:00	48.370	10.896	518.400	-7.265	76.911	965.280	0.126	252.620	0.040	0.126	0.000	0.000	13207.500
24.01.2017	0:07:00	48.370	10.896	524.500	-7.217	76.753	965.362	0.232	148.276	0.040	0.113	0.000	0.000	22012.500
24.01.2017	0:08:00	48.370	10.896	517.308	-7.188	76.770	965.260	0.760	83.837	0.040	0.755	0.000	0.000	22983.334
24.01.2017	0:09:00	48.370	10.896	506.333	-7.245	76.195	965.087	1.060	82.329	0.040	1.056	0.000	0.000	23049.166

Abb. 3: Exemplarischer Auszug der Datenstruktur des EDM 465 UFPC (v.l.n.r. Datum, Uhrzeit, geographische Breite und Länge, Höhe, Temperatur, Luftfeuchte, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlagsmenge, Windgeschwindigkeitsvektor, Warnung, Fehler, Partikelanzahlkonzentration)



Abb. 4:
Vorderansicht EDM 465 UFPC;
links: geschlossen, rechts: geöffnet
während der Auffüllung des Butanol-
reservoirs

3.3.2 Stationäre Messgeräte

Zur Überprüfung von Qualität und Belastbarkeit der UFP-Messdaten aus der Feldmessphase hinsichtlich Langzeitstabilität und Rückführbarkeit auf einen einheitlichen Standard sowie zur Ergänzung um zusätzliche Messgrößen, werden die Daten der stationären Messgeräte der Augsburger Aerosolmessstation herangezogen. Einen Überblick über die verwendeten Messgeräte und Parameter gibt Tab. 3. Die dort aufgeführten Messgeräte liefern ein breites Spektrum lufthygienischer Parameter, die kontinuierlich erfasst, aggregiert, aufbereitet und qualitätsgeprüft werden (für ausführliche Erläuterungen der einzelnen Verfahren siehe [21], [22] und [23]). Damit bilden die Daten der Augsburger Aerosolmessstation ergänzend zu den mobilen UFP-Messwerten eine fundierte Datengrundlage für die Qualitätssicherung im Zuge der Vergleichsmessungen.

Tab. 3: Stationäre Messgeräte der Augsburger Aerosolmessstation

Messgerätebezeichnung (Hersteller, Typ)	Parameter (Messbereich)
TSMPS (Twin Scanning Mobility Particle Sizer) des Leibniz-Instituts für Troposphärenforschung e.V. [TROPOS] mit: <ul style="list-style-type: none"> UCPC (Ultrafine Condensation Particle Counter) Modell 3776 [TSI Inc.] CPC (Condensation Particle Counter) Modell 3772 [TSI Inc.] APS (Aerodynamic Particle Sizer) Modell 3321 [TSI Inc.] 	Partikelgrößenverteilung (3 nm - 20 µm)
SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) Modell 5.420 [Grimm Aerosol]	Partikelgrößenverteilung (10 nm - 1 µm)
CPC (Condensation Particle Counter) Modell 3025A [TSI Inc.]	Partikelanzahl (3 nm - 3 µm)
Kombination von TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) Modell 1400AB und FDMS (Filter Dynamics Measurement System) Modell 8500B [beide Thermo Electron Corporation]	Partikelmasse, volatil und nicht volatil (PM _{2,5} & PM ₁₀ , separat)
EDM (Environmental Dust Monitor) Modell 180 [Grimm Aerosol]	Partikelmasse (PM _{2,5} & PM ₁₀)

3.4 Messzeiträume

Gleichmäßig über das Kalenderjahr 2017 verteilt erfolgten insgesamt acht Feldmessphasen mit den mobilen Messgeräten vom Typ EDM 465 UFPC (s. Kapitel 3.3.1) jeweils über eine Dauer von vier Wochen an verschiedenen Standorten (s. Kapitel 3.2). Zur Qualitätskontrolle wurden Vergleichsmessungen mit den eingesetzten mobilen Messgeräten an der Augsburger Aerosolmessstation vorgenommen. Diese begannen vor der ersten Feldmessphase und wurden anschließend regelmäßig nach jeder Feldmessphase wiederholt. Sie zielten darauf ab, die Daten der mobilen Messgeräte untereinander und gegenüber dem Standard der Aerosolmessstation bewerten zu können. Dieser Ablauf der Messkampagne ist schematisch in Abb. 5 dargestellt und stellt sicher, dass die Kriterien von orientierenden Messungen gemäß Anlage 1 der 39. BImSchV (Messungen finden gleichmäßig über das Jahr verteilt mit einer Mindestmessdauer von acht Wochen und einer Mindestdatenerfassung von 90 % statt) erfüllt werden können.

Monat/Jahr	Jan 2017	Feb 2017	März 2017	Apr 2017	Mai 2017	Jun 2017	Jul 2017	Aug 2017	Sep 2017	Okt 2017	Nov 2017	Dez 2017
Kalenderwoche (KW)	KW1	KW2	KW3	KW4	KW5	KW6	KW7	KW8	KW9	KW10	KW11	KW12
Datum (von)	02.01.17	09.01.17	16.01.17	23.01.17	30.01.17	06.02.17	13.02.17	20.02.17	27.02.17	06.03.17	13.03.17	20.03.17
Datum (bis)	08.01.17	15.01.17	22.01.17	29.01.17	05.02.17	12.02.17	19.02.17	26.02.17	05.03.17	12.03.17	19.03.17	26.03.17
Datum Aufbau/Abbau		Mo., 23.01.17	Mo., 06.02.17	Mo., 20.02.17	Mo., 06.03.17	Mo., 20.03.17	Mo., 03.04.17	Di., 18.04.17	Di., 02.05.17	Mo., 15.05.17	Mo., 29.05.17	Mo., 12.06.17
Messkampagne												
Aerosolmessstation (städt. Hintergrund)												
Karlstraße (verkehrsbezogen)												
Umweltinstitut (Industrie/Gewerbe)												
LfU (vorstädt. Hintergrund)												
Königsplatz (verkehrsbezogen)												
Bourges-Platz (städt. Hintergrund)												
Kriegshaber (Hausbrand)												
Vergleichsmessungen												

Abb. 5: Ablaufplan der Messkampagne

3.5 Qualitätssicherung

Zur Qualitätskontrolle dienten mehrtägige Parallelmessungen der drei mobilen UFP-Messgeräte, die vor der ersten Feldmessphase begannen und anschließend regelmäßig nach jeder Feldmessphase an der Augsburger Aerosolmessstation wiederholt wurden. Nach jeder dieser insgesamt neun Vergleichsmessungen wurden die Daten des Parallelbetriebs der drei EDM 465 UFPCs sowie der stationären Geräte der Aerosolmessstation umgehend ausgewertet und in Statusberichten zusammengefasst, um zeitnah die Funktionstüchtigkeit und Einsatzfähigkeit der mobilen Messgeräte für die nächste Messkampagne beurteilen zu können. Diese Statusberichte enthalten im Wesentlichen Informationen zu den Messgeräten und den Messzeiträumen sowie vorläufige statistische Analysen inkl. der Berechnung von Zeitreihen und Korrelationen. Hätten sich aus diesen vorläufigen Auswertungen Hinweise auf Abweichungen vom regulären Betrieb der mobilen Messgeräte ergeben, wären zusätzliche Wartungen oder Reparaturen beim Hersteller veranlasst worden.

Neben der Erstellung der Statusberichte wurde ein Vorgehen zur Funktionskontrolle und Prüfung der mobilen Messtechnik vor Ort erarbeitet, um eine ordnungsgemäße Funktionsweise der eingesetzten Messgeräte zu gewährleisten. Diese Funktionskontrollen wurden in Feldprotokolle überführt, sodass eine lückenlose Dokumentation zur Qualitätssicherung gewährleistet werden kann. Die Feldprotokolle wurden nach dem Aufbau der Messgeräte an der Augsburger Aerosolmessstation bzw. am Untersuchungsort sowie mindestens einmal wöchentlich vom Techniker ausgefüllt. Durch das Ausfüllen der Feldprotokolle wird ein rasches Erkennen von möglichen Störungen sichergestellt und ein längerer Messausfall verhindert. Die Protokollierung der routinemäßig durchgeführten Funktionskontrollen beinhaltet im Wesentlichen folgende Überprüfungen:

- Dokumentation des Standortwechsels
- Dokumentation der Messgerätesicherung am Messstandort
- Kontrolle der Systemuhrzeit und des Datums
- Kontrolle der Datenaufzeichnung auf der Speicherkarte
- Überprüfung von Systemparametern (Unterdruck, Butanol-Level, Temperatur, Status)

- Durchführung von Wartungstätigkeiten (Durchflussmessung, Dichtigkeitstest, Reinigung der Probenahme)
- Dokumentation von Auffälligkeiten (Probleme, Sonstiges)

Die Wartungstätigkeiten, wie Messung des Durchflusses, die Überprüfung des Nullpunktes mittels eines vorgeschalteten Filters und die Reinigung der Probenahme wurden ausschließlich an der Augsburger Aerosolmessstation durchgeführt. Die Zeiträume für die Vergleichsmessungen wurden ausreichend lang konzipiert, so dass neben den Vergleichsmessungen genügend Zeit für diese Wartungstätigkeiten vorhanden war. Dadurch wurden die Ausfälle bei den Funktionskontrollen während der Feldmessungen auf ein Minimum reduziert. Auch die ohnehin vor Ort schwierig durchzuführenden Wartungstätigkeiten, wie die Reinigung der Probenahme, wurden an diesem Standort durchgeführt, weil hier entsprechend bessere Handlungsspielräume für den Techniker bestanden.

In Ergänzung zu den routinemäßigen Statusberichten und Feldprotokollen, die bereits während der laufenden Messkampagne im Jahr 2017 regelmäßig angefertigt wurden, erfolgte eine ausführliche Auswertung der Messdaten aus dem Parallelbetrieb der mobilen Messgeräte an der Augsburger Aerosolmessstation nach Abschluss der gesamten Messkampagne. Hierbei wurden die Resultate der neun Parallelmesszeiträume mittels deskriptiver statistischer Verfahren und Maßzahlen auf ihre Homogenität und Kontinuität hin überprüft. Aus den Vergleichsmessungen wurden schließlich individuelle Korrekturfaktoren für jedes Messgerät und jede Feldmessphase abgeleitet. Dadurch wurde die Vergleichbarkeit der Messergebnisse aus den Feldmessphasen sowie die Rückführbarkeit auf einen Standard sichergestellt.

Als Basis für die Rückführbarkeit auf einen Standard sowie als adäquate Vergleichsgrundlage dienen die Stundenmittel des Standards der Aerosolmessstation, die aus den Mittelwerten der stationären Partikelgrößenspektrometer der Aerosolmessstation gebildet werden. Für die Ermittlung des Standards der Aerosolmessstation werden die Messwerte folgender Kombinationen von Messverfahren verwendet:

- Twin Scanning Mobility Particle Sizer (TSMPS, Einzelkomponenten s. auch [1])
 - Messprinzip: Mobilitätsspektrometer/Aerodynamisches Spektrometer, Streulicht/Flugzeit
- Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)
 - Messprinzip: Mobilitätsspektrometer, Streulicht

Für die Vergleichsmessungen wird aus den Größenverteilungen der stationären Messgeräte die Partikelanzahlkonzentration für den Messbereich der mobilen Messgeräte (7 nm–2 µm) als Summenparameter auf Stundenbasis berechnet. Der Mittelwert aus den stationären Messwerten der Partikelgrößenspektrometer wird als Standard angenommen.

Zusätzlich zu den Partikelgrößenspektrometern wird an der Aerosolmessstation ein Partikelzähler der Firma TSI (Modell 3025A) eingesetzt, um die Gesamtpartikelanzahl in einem Messbereich von 3 nm–3 µm zu erfassen. Dieser Condensation Particle Counter (CPC) dient zur zusätzlichen Qualitätssicherung der Partikelgrößenspektrometer, kann aber nicht für direkte Vergleiche mit den mobilen Geräten herangezogen werden, da sich die Messbereiche unterscheiden.

Insgesamt umfassen die Vergleichsmessungen 1.155 Stundenwerte, zu denen jeweils alle drei mobilen Messgeräte vom Typ EDM 465 UFPC wie auch die stationären Messgeräte der Augsburger Aerosolmessstation parallel Daten aufgezeichnet haben. Diese umfangreichen Parallelmessungen verteilen sich über das gesamte Kalenderjahr 2017 und bilden daher eine aussagekräftige Datenbasis für die Analyse und Bewertung von Langzeitstabilität, Qualität und Belastbarkeit der mobilen UFP-Messungen.

Für die Auswertung der Vergleichsmessungen wurden detaillierte statistische Untersuchungen durchgeführt, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Die mobilen Messgeräte zeigten auf Stundenbasis über alle Vergleichszeiträume untereinander hohe Spearman Korrelationskoeffizienten von $r > 0,99$. Gegenüber dem Standard der Aerosolmessstation erreichten die mobilen Messgeräte Spearman Korrelationskoeffizienten von $r > 0,98$. Damit wurde nachgewiesen, dass die zeitlichen Variationen der Partikelanzahl sowohl für geringe (< 1.000 Partikel/cm³) als auch hohe Konzentrationen (> 35.000 Partikel/cm³) von den mobilen Messgeräten sehr gut abgebildet werden.
- Die Vergleiche der Mittelwerte der mobilen Messgeräte auf Stundenbasis zeigten über alle Vergleichszeiträume durchschnittliche Abweichungen untereinander von 3 % bis 8 % und gegenüber dem Standard der Aerosolmessstation von durchschnittlich 3 % bis 12 %.
- Die durchweg positiven Resultate der statistischen Analyse der Vergleichsmessdaten bestätigten eine größtmögliche Vergleichbarkeit der mobilen Messgeräte während der Feldmessphasen. Sie ermöglichten auch die Berechnung von messgerätespezifischen Korrekturfaktoren, die die Vergleichbarkeit der mobilen Messgeräte noch erhöhen.
- Die berechneten Korrekturfaktoren differierten für die acht Feldmesskampagnen nur marginal. Sie betragen je nach Feldmessperiode etwa + 3 % bis + 11 % für das mobile Messgerät Nr. 1, etwa - 3 % bis - 8 % für das mobile Messgerät Nr. 2 und etwa + 2 % bis + 4 % für das mobile Messgerät Nr. 3. Durch die Anwendung der Korrekturfaktoren wurde sichergestellt, dass Differenzen während der Feldmessphasen vollumfänglich auf den Einfluss von Witterung bzw. standortcharakteristischen Emittenten zurückzuführen waren und nicht durch das individuelle mobile Messgerät verursacht wurden.
- Die Vergleichsmessungen unterstreichen die hohe Qualität der im Rahmen dieses Projekts gewonnen Messdaten und damit die gute Vergleichbarkeit der mobilen Messgeräte untereinander. Die mobilen Messgeräte haben sich als sehr robust erwiesen und die Rückführbarkeit auf einen Standard ist gewährleistet. Der mehrfache Auf- und Abbau der mobilen Messgeräte hat zu keiner Beeinflussung der Datenqualität geführt. Die Eignung dieser mobilen Messgeräte zur Erfassung von belastbaren Daten zur Partikelanzahlkonzentration ist damit nachgewiesen.

4 Ergebnisse

Sind keine Informationen zur zeitlichen Mittelungsbasis der Luftschadstoffkonzentrationen oder meteorologischen Messgrößen angegeben, beziehen sich sämtliche Angaben grundsätzlich auf Stundenmittelwerte.

4.1 Datenverfügbarkeit

Die Messkampagne lief das ganze Jahr über im Wesentlichen störungsfrei und ohne große Datenverluste. Kurzzeitige Ausfälle der Messtechnik über wenige Stunden hinweg sind am Königsplatz im Sommer aufgrund hoher Temperaturen aufgetreten. Durch die starke Hitzeentwicklung auf dem Flachdach der Messstation hatte sich die Messtechnik wegen Überhitzung automatisch abgeschaltet. Eine Lösung konnte durch einen zusätzlichen Unterbau zwischen mobilem Messgerät und dem Flachdach erreicht werden. Dadurch wurde der Abstand des mobilen Messgerätes zum sich aufheizenden Flachdach vergrößert und eine Überhitzung vermieden. Nach Installation dieser einfachen und praktikablen Modifikation am Messstandort Königsplatz war dort kein weiterer Ausfall der Messtechnik mehr zu verzeichnen.

Insgesamt kam es während der gesamten Messkampagne lediglich zu Messausfällen in Höhe von 0,2 %, von denen mehr als die Hälfte durch einen Stromausfall am Messstandort Kriegshaber verursacht wurden und daher kein Versagen der Messtechnik zugrunde lag. Vielmehr konnte selbst bei langfristigem Einsatz, mit mehreren Auf- und Abbauten sowie Transporten der mobilen Messgeräte eine hohe Stabilität und Zuverlässigkeit der EDM 465 UFPCs beobachtet werden. Diese Praxiserfahrungen erlauben eine durchweg positive Bewertung der Zuverlässigkeit der Messtechnik für den mobilen Einsatz.

Über alle acht Feldmessphasen hinweg liegen für jeden Messstandort schließlich über 2.600 Stundenmittelwerte vor, sodass für über 30 % des Kalenderjahres 2017 Messwerte für jeden der sechs Messstandorte vorliegen. Demzufolge wurde die Vorgabe der Mindestdatenerfassung, wie sie für orientierende Messungen von PM₁₀ und PM_{2,5} in der 39. BImSchV, Anlage 1 festgehalten ist, auch für die UFP-Messungen des Projekts eingehalten. Diese umfangreiche Datengrundlage bildet eine fundierte Basis für aussagekräftige Analysen im Zuge der Untersuchung räumlicher und zeitlicher Verteilungen ultrafeiner Partikel an städtischen Standorten im Einflussbereich typischer urbaner Emittenten.

4.2 Gesamtpartikelanzahl als UFP-Indikator

Für das vorliegende Projekt wurden mobile Partikelzähler eingesetzt, die die Gesamtpartikelanzahl detektieren. Für die Messkampagne im Jahr 2017 stehen auch die Daten der Aerosolmessstation und damit auch die Partikelgrößenverteilung zur Verfügung. Aus der Größenverteilung kann für beliebige Partikelgrößenbereiche die Anzahlkonzentration als Summenparameter berechnet werden. Inwieweit durch die Messungen der Gesamtpartikelanzahl Rückschlüsse auf die UFP-Belastung gezogen werden können, kann anhand der Daten der Aerosolmessstation untersucht werden. Die mittleren Anzahlkonzentration für den UFP-Größenbereich (Durchmesser der Partikel < 100 nm) und die Gesamtpartikelanzahlkonzentration (Durchmesser der Partikel 10 nm–2 µm) an der Aerosolmessstation im Jahr 2017 sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: UFP- und Gesamtpartikel-Anzahlkonzentration an der Aerosolmessstation im Jahr 2017 in Partikel/cm³

Mittelungsbasis	Anzahlkonzentration		UFP-Anteil an der Gesamtpartikelanzahl	Korrelationskoeffizient
	UFP	Gesamtpartikel		
Tag	4.122	5.748	81 %	0,98
Stunde	4.116	5.692	80 %	0,99

UFP dominieren mit einem Anteil von rund 80 % die Gesamtpartikelanzahl. Beide Größen sind hoch korreliert, sowohl auf Tagesbasis (0,98) als auch auf Stundenbasis (0,99), sodass die Gesamtpartikelanzahl als Indikator für die UFP-Belastung verwendet werden kann. In allen Untersuchungen und Darstellungen werden deshalb die Daten der mobilen Messgeräte vereinfacht als UFP-Kennwerte bzw. UFP-Anzahlkonzentrationen bezeichnet.

4.3 Standortabhängige UFP-Kennwerte

Die Ergebnisse der acht Feldmessphasen der UFP-Messkampagne sind in Abb. 6 als stationsspezifische Zeitreihen dargestellt. Es zeigen sich deutlich unterschiedliche Konzentrationsniveaus der verschiedenen Standortkategorien entsprechend den lokal vorherrschenden Quellen. Eine zeitliche Korrelation zwischen den UFP-Konzentrationen ist trotzdem an allen Messstandorten zu erkennen, die durch die standortspezifischen UFP-Emissionen von lokalen Partikelquellen nicht überdeckt wird. Dies wird besonders deutlich, wenn man die Resultate der acht Feldmessphasen als UFP-Tagesmittelwerte aggregiert (s. Abb. 7). Die Darstellung der nach den Messstandorten differenzierten, täglichen UFP-Konzentrationen weisen starke Korrelationen in den Variationen der Partikelanzahl pro Kubikzentimeter auf, welche auf einen überregionalen Einfluss durch die Meteorologie und/oder Ferntransport hinweisen. Diese Einflüsse führen dazu, dass an den einzelnen Messstandorten aufgrund unterschiedlicher lokaler Emittenten zwar unterschiedliche UFP-Konzentrationsniveaus gemessen werden, diese aber durch meteorologische Einflüsse an allen Standorten in relativer Synchronizität überprägt werden. Ersichtlich ist diese überregionale Beeinflussung der UFP-Messwerte in den von-Tag-zu-Tag-Variationen, die an allen Standorten das stationsspezifisch unterschiedliche Konzentrationslevel in gleichem Ausmaß schwanken lassen.

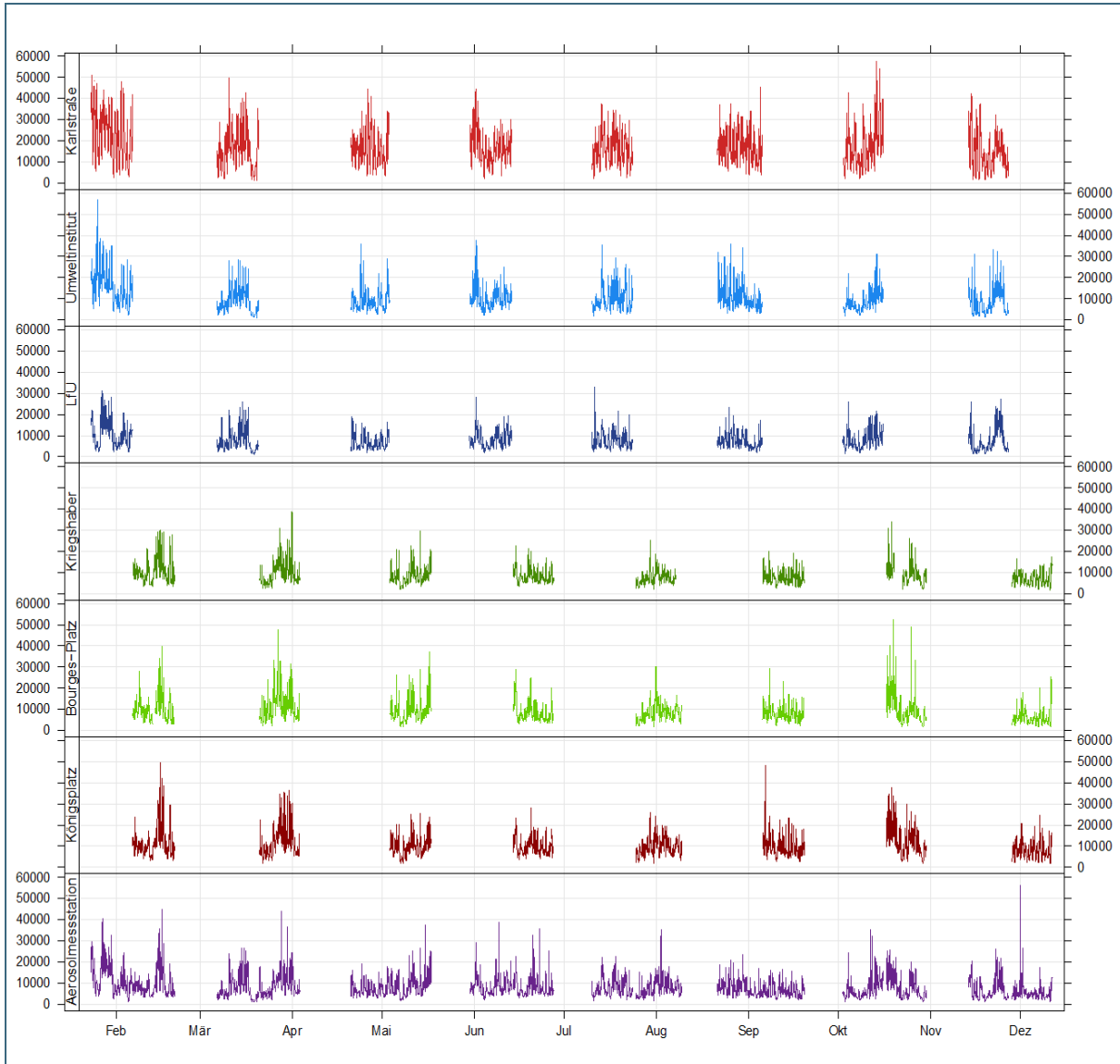


Abb. 6: Zeitreihen der UFP-Anzahlkonzentrationen in Partikel/cm³ der acht Feldmessphasen der Messkampagne

In Tab. 5 sind die deskriptiven statistischen Kenngrößen dargestellt. An den verkehrsbeeinflussten Messstandorten bzw. dem Industrie-/Gewerbestandort werden im Mittel über die gesamte Messkampagne hinweg Werte von über 10.000 Partikel/cm³ gemessen. Dabei fällt das Konzentrationslevel selten unter 3.000 Partikel/cm³ (5. Perzentil) und es werden Höchstwerte (95. Perzentil) von über 20.000 Partikel/cm³, an der stark verkehrsexponierten Karlstraße sogar über 34.000 Partikel/cm³ verzeichnet. An den übrigen Standorten im (vor-)städtischen Hintergrund treten niedrigere UFP-Konzentrationen auf, die durchschnittlich zwischen knapp 8.000 und knapp 9.000 Partikel/cm³ liegen. Der Schwankungsbereich zwischen dem 5. und 95. Perzentil reicht hier von 2.600 bis zu über 19.000 Partikeln/cm³. Je nach lokal vorherrschenden Quellen und den dementsprechend unterschiedlichen Konzentrationsniveaus der einzelnen Standorte beläuft sich die Standardabweichung als Maß für die Streubreite der Messungen auf Werte zwischen 4.500 und über 9.000 Partikel/cm³.

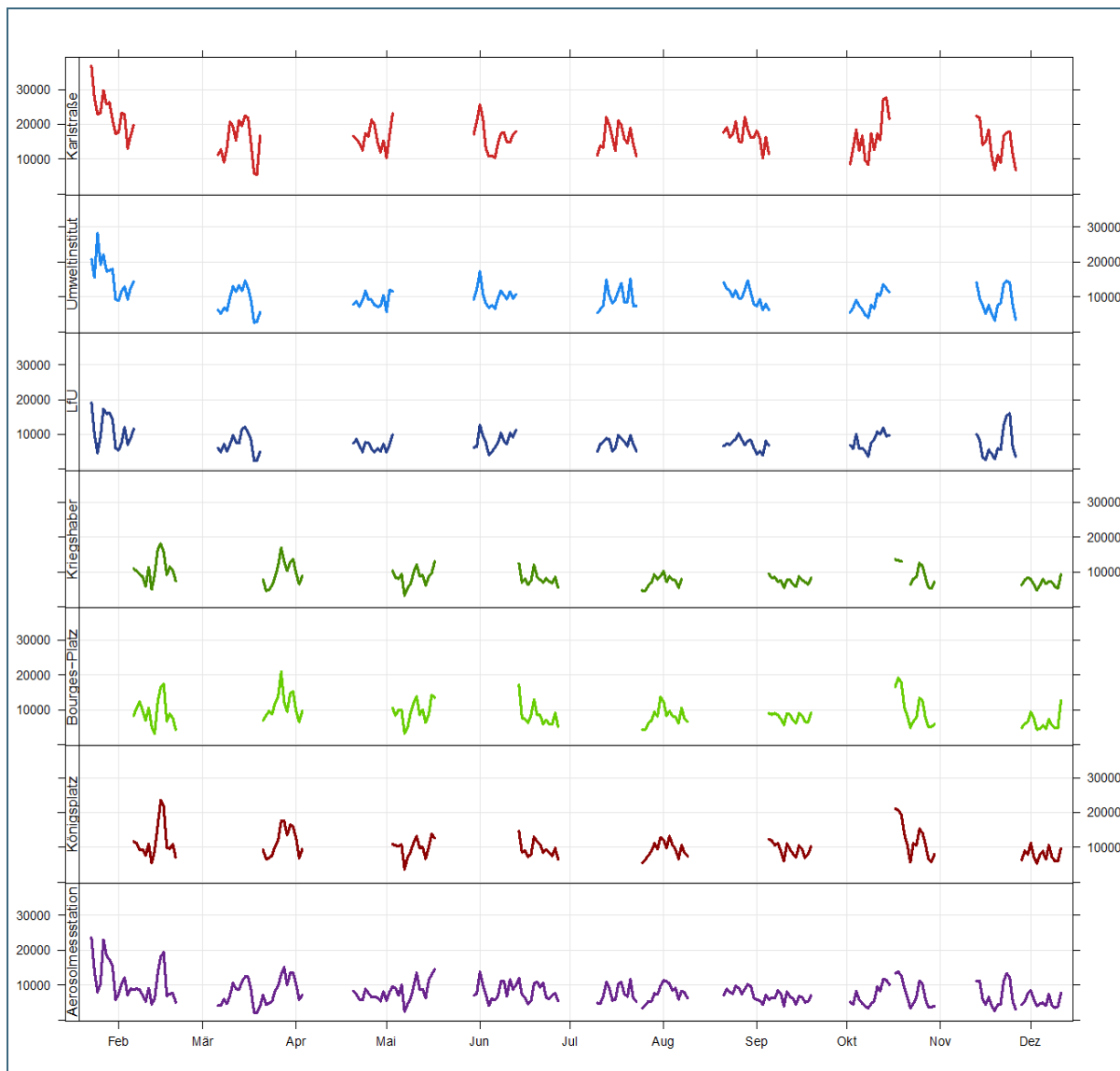


Abb. 7: Zeitreihen der UFP-Anzahlkonzentration auf Tagesbasis in Partikel/cm³ der acht Feldmessphasen der Messkampagne

Tab. 5: Deskriptive Statistiken der UFP-Anzahlkonzentrationen in Partikel/cm³

Statistische Kenngröße:	Karlstraße	Umweltinstitut	LfU	Kriegshaber	Bourges-Platz	Königsplatz	Aerosolmessstation
Mittelwert	16.741	10.087	7.872	8.545	8.898	10.269	7.932
Median	15.440	8.551	6.544	7.523	7.479	9.132	6.575
Standardabweichung	9.132	6.186	4.671	4.495	5.468	5.590	5.045
5. Perzentil	4.196	3.059	2.743	3.493	3.161	3.634	2.651
95. Perzentil	33.989	21.898	17.392	16.974	19.158	20.830	17.470

Die graphische Darstellung weiterer Verteilungsparameter, die über die statistischen Kenngrößen der Tab. 5 hinausgehen, sind in Abb. 8 dargestellt. Die Box-Whisker-Plots der Partikelanzahlkonzentrationen der Messungen an den Standorten zeigen sehr anschaulich die in Bezug auf Lage- (Median und Quartilswerte) und Streuungsmaße (Spannweite und Interquartilsabstand) differentiellen Messresultate der einzelnen Messstationen. Die geringsten Konzentrationsniveaus der UFP-Belastung sind an den (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen zu beobachten, wobei am LfU und an der Aerosolmessstation durchschnittlich die niedrigsten Konzentrationen gemessen werden. Hier bleiben die Messwerte meistens unterhalb von 10.000 Partikel/cm³ (75 %-Quartil) und überschreiten selten die 20.000 Partikel/cm³-Marke. Dagegen zeigt sich an den verkehrsbeeinflussten Messstationen (Karlstraße und Königsplatz) sowie am Gewerbe-/Industriestandort bifa-Umweltinstitut deutlich der konzentrationserhöhende Effekt der dort vorherrschenden Emittenten. An diesen drei Standorten werden im stündlichen Mittel über 10.000 bis 16.700 (Karlstraße) Partikel/cm³ gemessen. Nicht selten liegen die Messergebnisse dort oberhalb von 20.000 Partikel/cm³. An der besonders verkehrsexponierten Messstation in der Karlstraße sind während der Messkampagne Höchstwerte von über 50.000 Partikel/cm³ gemessen worden, wohingegen das Maximum am vorstädtischen Hintergrundstandort bei 30.000 Partikel/cm³ liegt.

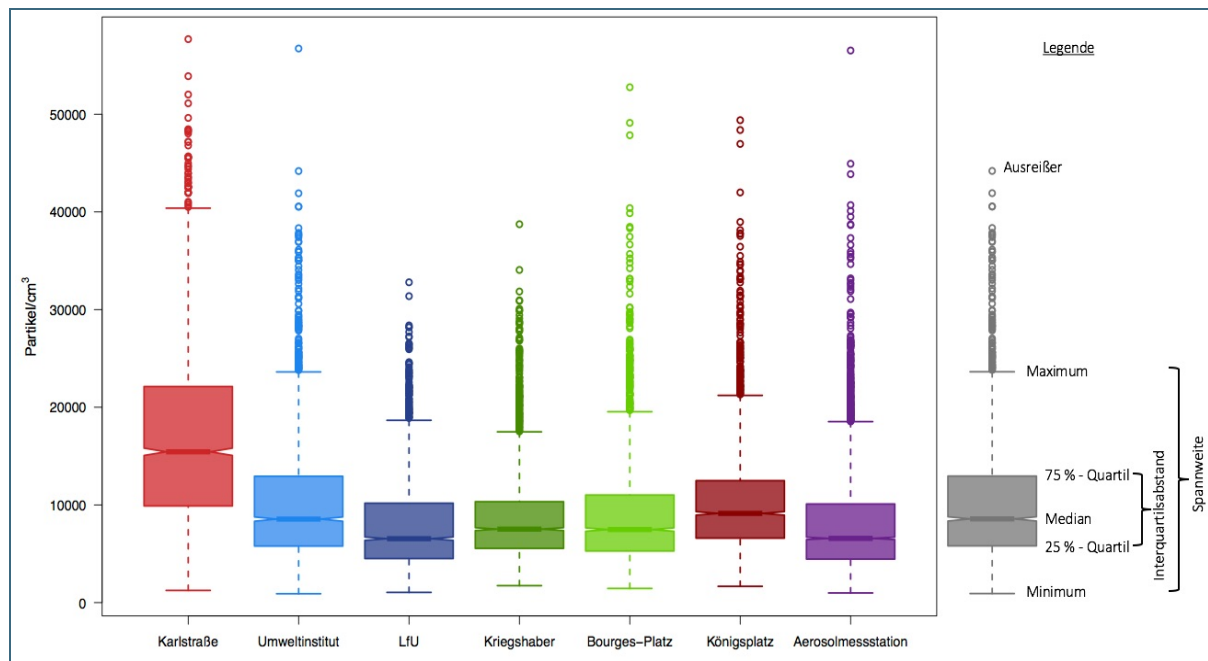


Abb. 8: Box-Whisker-Plots der UFP-Anzahlkonzentrationen differenziert nach Messstandorten

Ergänzend zu den Box-Whisker-Plots vermitteln die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen aus Abb. 9 einen visuellen Eindruck der Verteilungen der UFP-Messwerte an den einzelnen Standorten. Gut zu sehen ist, dass sich an den (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen am LfU und der Aerosolmessstation die Messwerte am dichtesten im Bereich rund um 5.000 Partikel/cm³ scharen. Dieser Peak ist bei den städtischen Hintergrundstandorten Kriegshaber und Bourges-Platz, die stärker im Einflussbereich von Emittenten wie dem Verkehr und dem Hausbrand liegen, weiter zu höheren Konzentrationen ultrafeiner Partikel hin verschoben. Entsprechend des zunehmenden Einflusses von Quellen an den verkehrsbezogenen Standorten bzw. dem Gewerbe-/Industrie-Standort zeigt sich an den Messstationen Königsplatz, Karlstraße und bifa-Umweltinstitut eine noch deutlichere Verschiebung der größten Auftrittshäufigkeit der Messwerte hin zu höheren UFP-Konzentrationen. An der stark verkehrsbelasteten Messstation in der Karlstraße liegt dieser Peak bereits jenseits der 10.000 Partikel/cm³-Marke. Außerdem ist die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Messwerte dort im Gegensatz zu den anderen Standorten nach rechts hin deutlich abgeflacht, da häufiger höhere UFP-Konzentrationen auftreten. Damit unterscheidet sich die Verteilung der UFP-Anzahlkonzentrationen in der Karlstraße signifikant von denjenigen der anderen Standorte, was der Beeinflussung durch die Emissionen des hohen Verkehrsaufkommens in Kombination mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (Straßenschlucht) geschuldet ist. Insgesamt weisen alle Standorte individuelle Verteilungen ihrer Messwerte entsprechend der unterschiedlichen Beeinflussung durch lokale Quellen auf. Die einzige Ausnahme hiervon bilden die (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen am LfU und der Aerosolmessstation, wo sehr ähnliche UFP-Konzentrationen während der Messkampagne detektiert wurden, die sich in annähernd deckungsgleichen Verteilungsfunktionen zeigen.

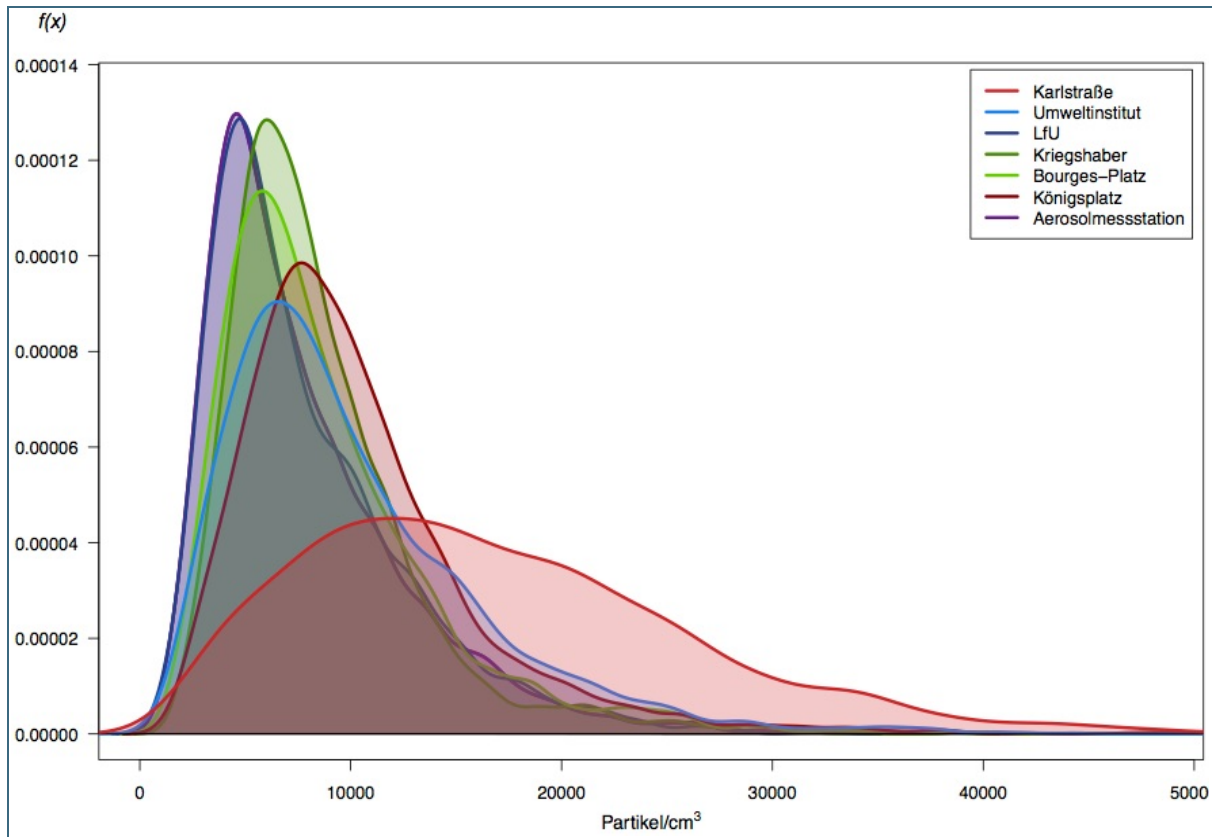


Abb. 9: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der UFP-Anzahlkonzentrationen differenziert nach Messstandorten

4.4 Räumliche und zeitliche Variationen

Um die im vorherigen Kapitel vorgestellten Daten der Messkampagne hinsichtlich der Beeinflussung ihrer räumlichen und zeitlichen Verteilung durch lokale Quellen zu untersuchen, werden in diesem Kapitel zwei Koeffizienten vorgestellt und berechnet. Das erste Unterkapitel gibt anhand des Divergenzkoeffizienten Auskunft über die räumliche Heterogenität der Messstandorte, während im zweiten Unterkapitel die zeitlichen Variationen der Messstandorte mit Hilfe des Spearman (Rang-)Korrelationskoeffizienten quantifiziert werden.

4.4.1 Räumliche Heterogenität

Um die räumliche Hetero- bzw. Homogenität zweier Messstandorte zu beurteilen, wird der Divergenzkoeffizient (*Coefficient of Divergence, COD*) wie folgt berechnet [24]:

$$COD_{a,b} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_{ia} - x_{ib}}{x_{ia} + x_{ib}} \right)^2}$$

Dabei sind x_{ia} und x_{ib} jeweils zwei (zeitgleiche) Messwerte an den beiden miteinander zu vergleichenden Messstandorten a und b, während n die Anzahl dieser Messwerte-Paare insgesamt angibt. Stimmen die räumlichen Variationen der beiden Messstandorte überein, so ist $COD_{a,b} = 0$, sind sie gänzlich verschieden ist $COD_{a,b} = 1$. Dabei gilt ein COD-Wert von 0,2 als Grenze, unterhalb derer die ge-

messenen UFP-Konzentrationen zweier Stationen als ähnlich bzw. durch ähnliche Quelltypen in vergleichbarer Intensität beeinflusst gelten, während bei COD-Werten größer als 0,2 räumliche Heterogenität und somit der Einfluss unterschiedlicher Emittenten an den beiden Stationen vorliegt [25]. Auf diese Weise gibt der Divergenzkoeffizient Auskunft über den relativen Grad der Einheitlichkeit bzw. Verschiedenartigkeit zweier Messstandorte.

Die Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlich gemittelten UFP-Messungen aller Standorte sind in Abb. 10 dargestellt. Als Interpretationshilfe sind die COD-Werte entsprechend des 0,2-Grenzwerts farblich hinterlegt, sodass ein hoher Homogenitätswert zwischen den UFP-Konzentrationen zweier Standorte an einem rot eingefärbten Feld erkennbar ist, während ein blaues Feld heterogene UFP-Konzentrationen zweier Standorte symbolisiert. Anhand dieses Farbschemas ist schnell zu erkennen, dass die UFP-Konzentrationen von Messstationen gleicher Standortkategorien niedrige COD-Werte und damit geringe räumliche Differenzen aufweisen. So ähneln sich etwa die Messstandorte Kriegshaber und Bourges-Platz (COD = 0,14) sowie die Hintergrund-Standorte LfU und Aerosolmessstation (COD = 0,15) besonders. Dagegen nehmen die Messstationen in der Karlstraße und am bifa-Umweltinstitut eine Sonderstellung ein, da sich hier zu allen anderen Station zeitgleicher Messungen hohe COD-Werte (Umweltinstitut: COD = 0,2–0,32, Karlstraße: COD = 0,32–0,41) ergeben. Die Messstandorte Karlstraße und bifa-Umweltinstitut sind demzufolge von lokalen Emittenten (Verkehr oder Industrie/Gewerbe) derart stark geprägt, sodass sie mit keiner der anderen Messstationen vergleichbar sind. Die UFP-Messungen am ebenfalls als verkehrsbezogen deklarierten Messstandort Königsplatz grenzen sich mit einem COD-Wert von 0,22 zwar deutlich von der Aerosolmessstation im städtischen Hintergrund ab, besitzen aber im Vergleich mit den Messungen in Kriegshaber und am Bourges-Platz relativ hohe Homogenitätswerte. Diese Resultate sind dem Umbau des Königsplatzes, im Zuge dessen der Individualverkehr dort teilweise wegverlagert wurde, geschuldet und spiegeln die entsprechend geringeren Emissionen durch die reduzierte Verkehrslast wider.

Insgesamt fassen alle Divergenzkoeffizienten das im vorherigen Kapitel mittels deskriptiver Statistiken skizzierte Bild der stationsspezifischen UFP-Kennwerte zusammen, indem sie die Ähnlichkeit bzw. Unterschiedlichkeit zwischen den Verteilungen der Messdaten an den einzelnen Standorten aufgrund der lokal vorherrschenden Quelltypen und -intensitäten in einem Wert auf den Punkt bringen. Sämtliche COD-Werte sind folglich in Übereinstimmung mit den bisherigen Ergebnissen und reflektieren die bereits in Kapitel 4.3 deutlich gewordenen Heterogenitäten bzw. Homogenitäten der Messstandorte entsprechend des Einflusses der Emittenten vor Ort.

Ergänzend zu den COD-Werten der Abb. 10, denen die gesamten Daten der UFP-Messkampagne zugrunde liegen, gibt Abb. 11 die COD-Werte zwischen den UFP-Konzentrationen an den Messstandorten differenziert nach Werk- bzw. Wochenendtagen wieder. Es zeigt sich, dass das grundsätzliche Bild homogener bzw. heterogener Standorte auch bei dieser Aufteilung der UFP-Messwerte weiterhin Bestand hat. Am Wochenende sind die Ähnlichkeiten zwischen den Messpunkten allerdings noch stärker ausgeprägt als an den Werktagen, was sich in stets niedrigeren Werten der Divergenzkoeffizienten an Samstagen und Sonntagen ausdrückt. Zu erklären ist dieses Resultat an den reduzierten Emissionen lokaler Quellen wie beispielsweise dem Verkehrsaufkommen am Wochenende. An den Arbeitstagen sorgen diese Emittenten dafür, dass sich die Emissionsbelastung an den einzelnen Stationen standorttypisch ausbildet, wodurch sich die stationsspezifischen UFP-Messungen von Montag bis Freitag stärker voneinander unterscheiden als an den Wochenenden, während denen die lokale Beeinflussung durch die verschiedenen Quellen schwächer ausgeprägt ist.

Dies führt soweit, dass die UFP-Konzentrationen der Messstandorte bifa-Umweltinstitut und Aerosolmessstation am Wochenende einen Divergenzkoeffizienten kleiner als die 0,2-Marke aufweisen und folglich als Messungen räumlich relativ homogener Standorte angesehen werden können. Zustande kommt diese Ähnlichkeit zweier unterschiedlich kategorisierter Messstationen durch das Pausieren von Industrie und Gewerbe an den Wochenendtagen (insbesondere am Sonntag) am bifa-Umweltinstitut, wodurch sich an diesen Tagen ein relativ vergleichbares Bild der UFP-Emittenten an beiden Standorten ergibt. Gegenteilig verhält es sich an der Karlstraße, wo die UFP-Messungen auch am Wochenende noch so stark durch Verkehrsemissionen geprägt sind, so dass sie sich deutlich von den UFP-Konzentrationen aller anderen Standorte der Messkampagne unterscheiden.

In der saisonal differenzierten Darstellung der Divergenzkoeffizienten zwischen den UFP-Messungen der Standorte (s. Abb. 12) zeigt sich ein analoges Bild der bereits in den vorherigen Abbildungen identifizierten räumlichen Hetero- bzw. Homogenität. Darüber hinaus ermöglichen die jahreszeitlich aufgeschlüsselten COD-Werte zusätzliche Rückschlüsse auf den Einfluss lokaler Quellen auf die Messungen ultrafeiner Partikel an den Messstationen im Augsburger Stadtgebiet. So weisen die UFP-Konzentrationen am Standort Kriegshaber, der für seinen hohen Anteil an der Verfeuerung von Festbrennstoffen in Privathaushalten bekannt ist [19], die höchsten Homogenitätswerte zu den zeitgleichen Messungen an den übrigen Standorten im Sommer auf, wenn kein Heizen notwendig ist. Auch am bifa-Umweltinstitut unterscheiden sich die Messwerte während des Winters am stärksten von den UFP-Konzentrationen andernorts. An der Karlstraße dagegen ergeben sich im Winter die geringsten (wenn auch nach wie vor hohen) Werte der Divergenzkoeffizienten zwischen den dortigen UFP-Messungen und denen an den anderen Standorten.

Insgesamt geben diese saisonalen Differenzierungen wie auch die separate Berechnung der Divergenzkoeffizienten nach Werk- und Wochenendtagen detailliertere Einblicke in die stationspezifischen Emissionsfaktoren und helfen, den jahreszeitlich und wochentäglich variierenden Einfluss der lokalen Quellen besser zu erfassen. Trotz der skizzierten Unterschiede in diesen Aufschlüsselungen nach Saison und Wochentagen in Verbindung mit deren Ursachen bleibt die generelle Aufteilung in räumlich heterogene bzw. homogene UFP-Konzentrationen an den Standorten bei allen Berechnungsmodi der COD-Werte gleich.

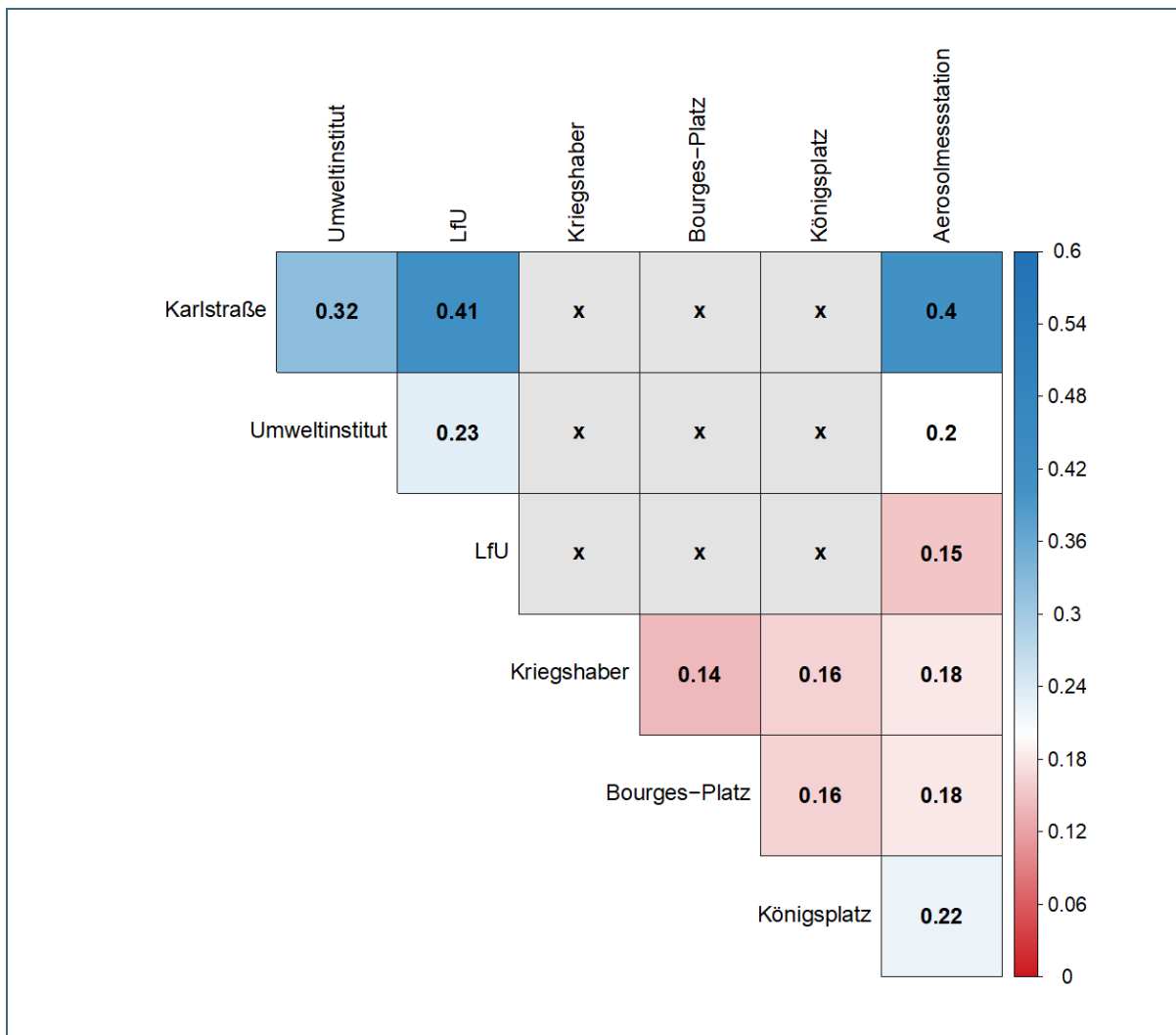


Abb. 10: Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte

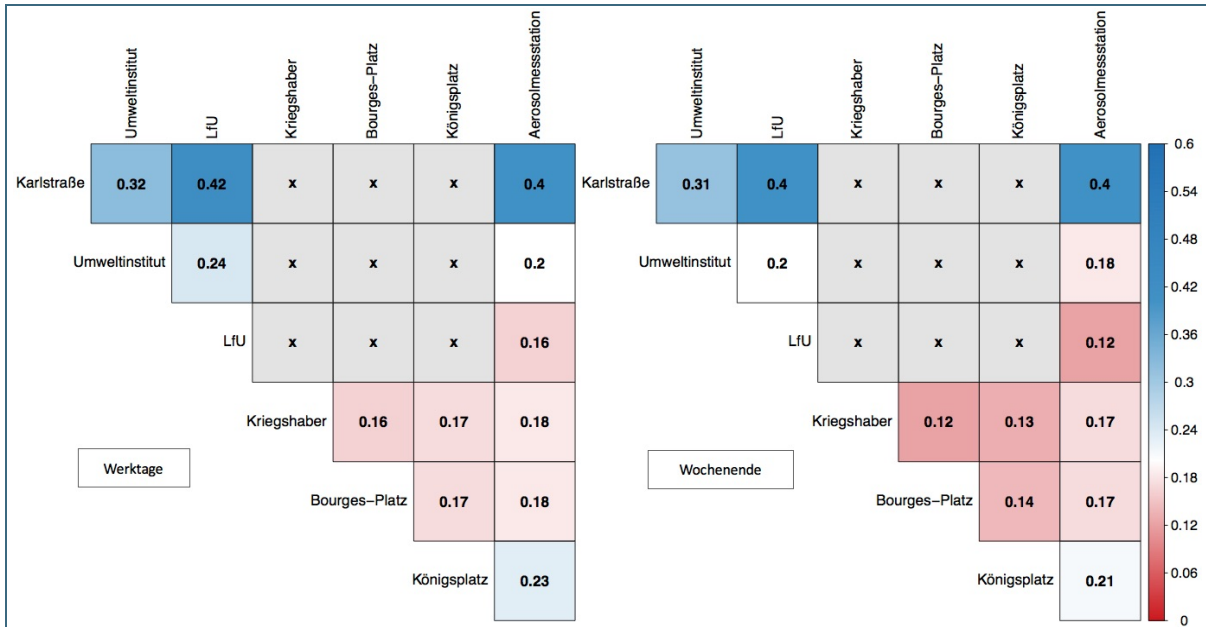


Abb. 11: Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Werk- und Wochenendtagen

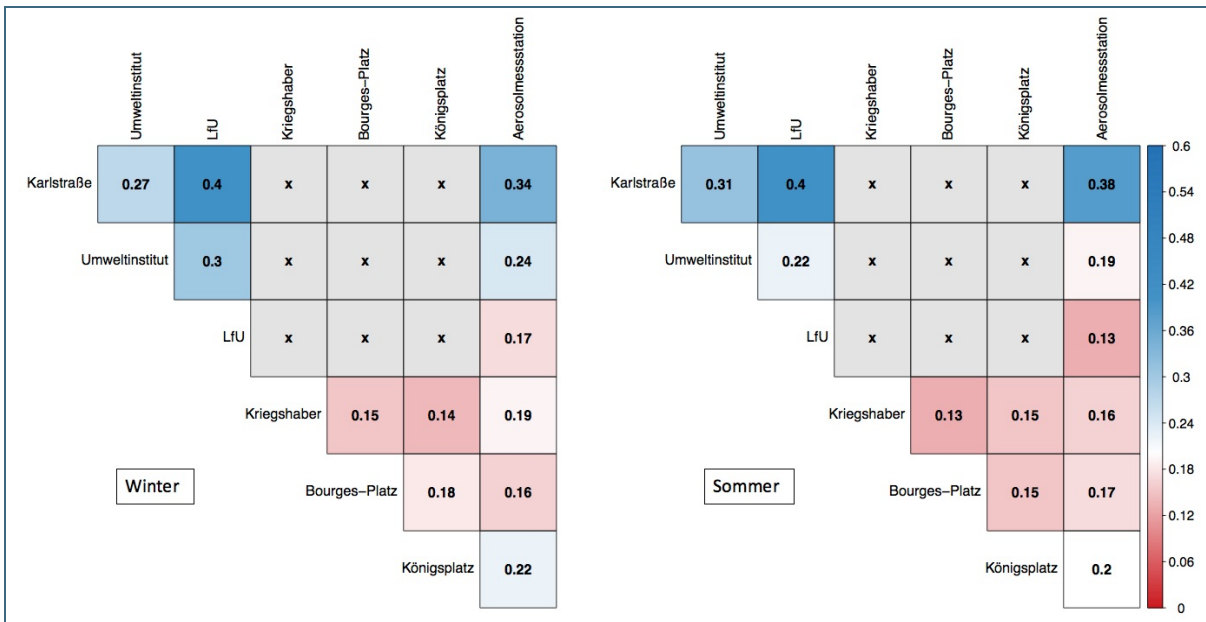


Abb. 12: Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Winter- und Sommermonaten

4.4.2 Zeitliche Variationen

Der Spearman Rangkorrelationskoeffizient r ist ein klassisches empirisches Maß zur Quantifizierung des Zusammenhangs zweier Variablen und gibt Auskunft, wie stark die zeitlichen Variationen der UFP-Konzentrationen zweier Standorte übereinstimmen. Die Vorteile des Spearman Rangkorrelationskoeffizienten sind seine Unabhängigkeit von der Normalverteilung der Daten sowie seine Robustheit gegenüber Ausreißern. Für zwei (zeitgleiche) Messwerte x_{ia} und x_{ib} an den beiden miteinander zu vergleichenden Messstandorten a und b bzw. deren Rangzahlen $R(x_{ia})$ und $R(x_{ib})$ wird der Spearman Rangkorrelationskoeffizient nach folgender Formel berechnet [26]:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (R(x_{ia}) - \overline{R(x_a)}) (R(x_{ib}) - \overline{R(x_b)})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (R(x_{ia}) - \overline{R(x_a)})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (R(x_{ib}) - \overline{R(x_b)})^2}}$$

Ist $r = 1$, so stimmen die zeitlichen Variationen der UFP-Messungen an den beiden Standorten überein, während für $r = 0$ keinerlei Übereinstimmung vorliegt. Die Spearman Rangkorrelationskoeffizienten, berechnet für die stündlich gemittelten UFP-Messungen zwischen allen Standorten, sind in Abb. 13 dargestellt. Als Interpretationshilfe sind die Korrelationswerte entsprechend ihres Grades der Übereinstimmung farblich und symbolisch hinterlegt. Hohe Übereinstimmung zwischen den UFP-Konzentrationen zweier Standorte ist an einem dunkleren Rotton sowie an einer schmalen Ellipse erkennbar, während ein helleres Orange in Verbindung mit einem (beinahe) kreisförmigen Feld schwach miteinander korrelierte UFP-Konzentrationen zweier Standorte symbolisiert. Anhand dieses Farb- und Symbolschemas ist schnell zu erkennen, dass die UFP-Konzentrationen an der Karlstraße bzw. am bifa-Umweltinstitut die geringsten Korrelationen zu den (zeitgleichen) Messungen an den übrigen Standorten aufweisen und folglich in ihrer zeitlichen Variation entsprechend schwächer mit parallel gemessenen Werten andernorts übereinstimmen. Dagegen weisen insbesondere die UFP-Konzentrationen an den (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen LfU und Aerosolmessstation einen hohen Spearman-Korrelationskoeffizienten von $r = 0,83$ auf, der auf sehr übereinstimmende zeitliche Variationen an diesen beiden Standorten schließen lässt. Mit Werten zwischen 0,76 und 0,8 korrelieren die zeitlichen Variationen der UFP-Konzentrationen an den Messstationen Königsplatz, Kriegshaber und Bourges-Platz beinahe genauso stark miteinander. Damit zeigen sich die höchsten/niedrigsten Übereinstimmungen zwischen den zeitlichen Variationen der UFP-Messungen an denselben Standorten, die im vorherigen Kapitel bereits durch die stärksten/schwächsten räumlichen Homogenitäten der UFP-Konzentrationen anhand kleiner/großer Divergenzkoeffizienten aufgefallen sind.

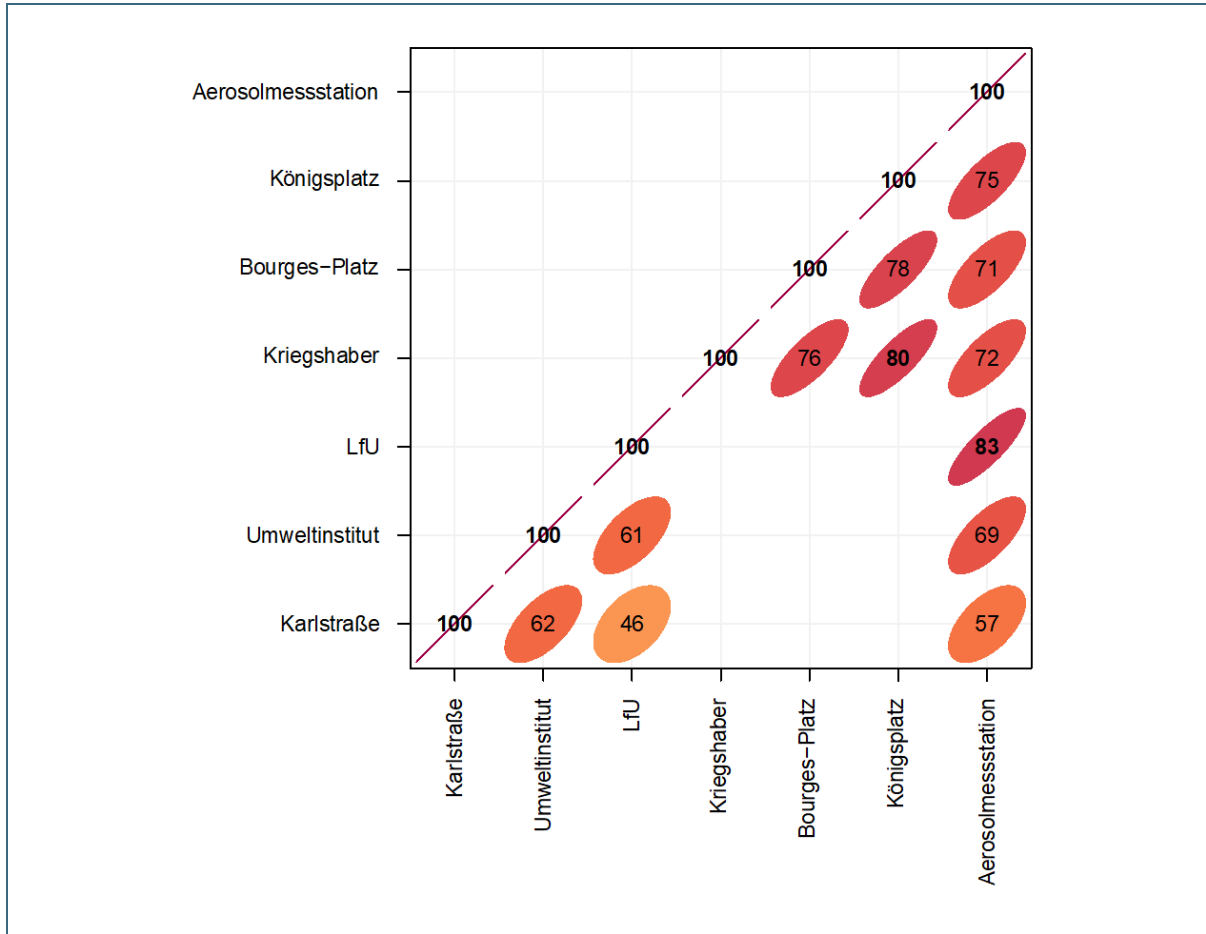


Abb. 13: Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]

Ein vergleichbares Resultat beider Koeffizienten zeigt sich auch bei ihrer separaten Berechnung für Wochenend- und Werktagen. Hierbei hat – wie schon bei den COD-Werten der analogen Abb. 11 zuvor – das grundsätzliche Bild zeitlich stark/schwach korrelierender Standorte entsprechend Abb. 13 weiterhin Bestand (s. Abb. 14). Am Wochenende sind, durchweg höhere Werte der Spearman Rangkorrelationen im Vergleich zu den Werktagen zu beobachten. Zu erklären ist dieses Resultat an den reduzierten Emissionen lokaler Quellen wie beispielsweise dem Verkehrsaufkommen am Wochenende. An den Arbeitstagen sorgen diese Emittenten dafür, dass sich die Emissionsbelastung an den einzelnen Stationen standorttypisch stärker als an den Wochenenden unterscheidet. Kommen die lokalen Emissionsfaktoren am Wochenende (weitestgehend) zum Erliegen, steigen die Korrelationskoeffizienten r bis auf 0,91 (zwischen LfU und Aerosolmessstation). Die stärksten Unterschiede der Korrelationskoeffizienten für Werk- und Wochenendtagen, sind am Standort Karlstraße gegenüber den (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen LfU und Aerosolmessstation zu beobachten. Durch geringere verkehrsbedingte UFP-Emissionen während der Rushhour an den Samstagen und vor allem Sonntagen ähneln die zeitlichen Variationen der UFP-Konzentrationen an der Karlstraße denen der Aerosolmessstation am Wochenende ($r = 0,69$) und denen am Bourges-Platz an den Werktagen ($r = 0,68$).

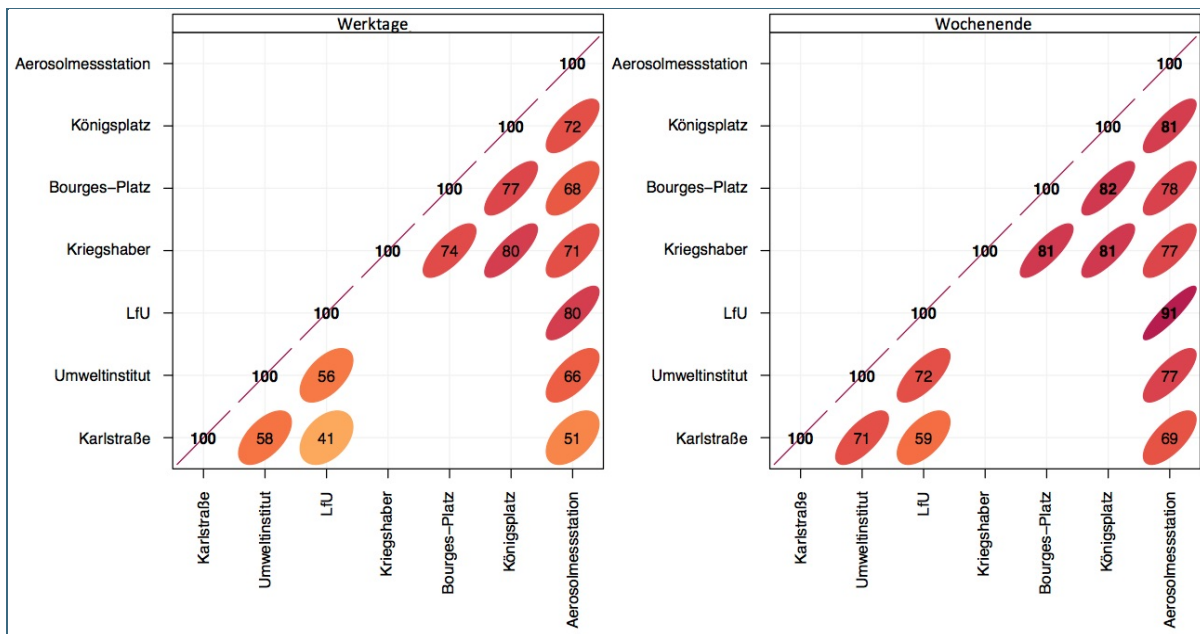


Abb. 14: Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Werk- und Wochenentagen [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]

In der saisonal differenzierten Darstellung der Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman (s. Abb. 15) zeigt sich ein analoges Bild im Vergleich zur Gesamtbetrachtung. Auch die bisherige Korrespondenz mit den Ergebnissen der Divergenzkoeffizienten setzt sich bei der jahreszeitlichen Differenzierung der Untersuchung zeitlicher Ähnlichkeiten der UFP-Messungen an den verschiedenen Standorten fort. So zeigen sich etwa die höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen den UFP-Konzentrationen im Winter, wenn sich häufig überregional wirksame meteorologische Einflüsse wie z. B. Inversionswetterlagen (vgl. Kapitel 4.8.1) einstellen und zu stark korrelierenden zeitlichen Variationen der UFP-Konzentrationen an allen Messstandorten führen. Die einzige Ausnahme hiervon bilden die UFP-Messungen am bifa-Umweltinstitut, wo während des Winters die stärksten Unterschiede in den zeitlichen Variationen gegenüber den UFP-Konzentrationen andernorts auftreten. Diese Sonderstellung der UFP-Messungen am bifa-Umweltinstitut im Winter zeigte sich bereits bei den saisonal differenziert berechneten Divergenzkoeffizienten des vorangegangenen Kapitels.

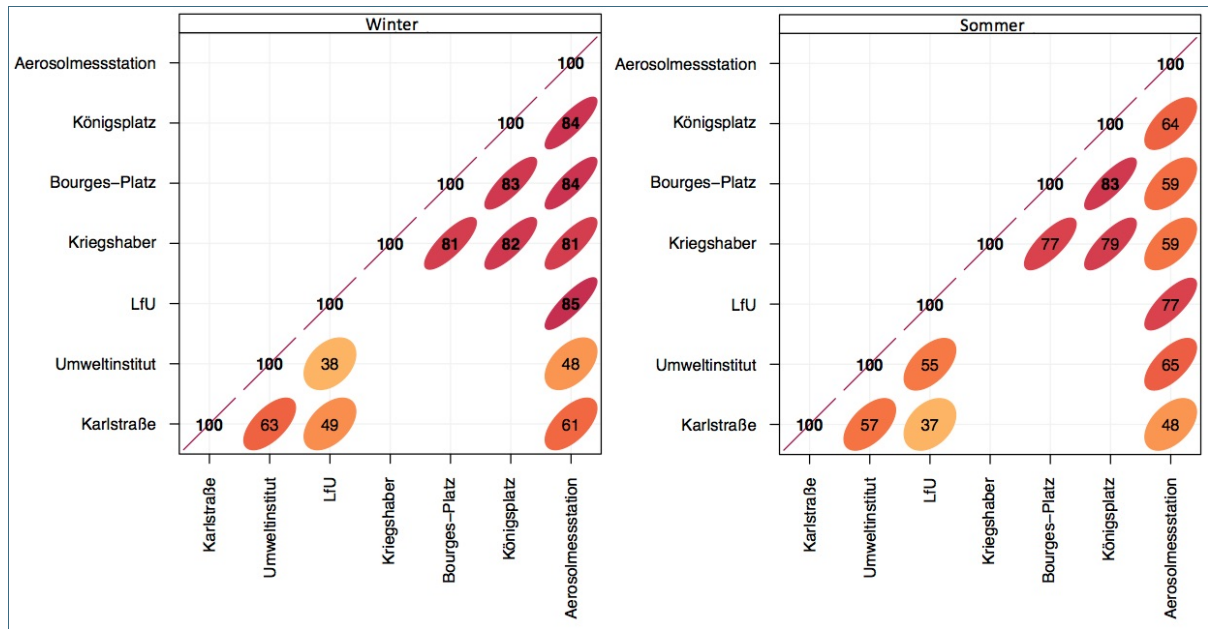


Abb. 15: Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Winter- und Sommermonaten [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]

4.5 Tages-, Wochen- und Jahrgänge

In Abb. 16 sind die UFP-Konzentrationen der Tages-, Wochen- und Jahrgänge während der Messkampagne 2017 dargestellt. Am Messstandort Karlstraße sind die höchsten UFP-Konzentrationen zu beobachten. Im Tagesverlauf werden in der Karlstraße etwa 10.000 – 15.000 Partikel/cm³ mehr im Vergleich zu den anderen Standorten beobachtet. Nachts (insbesondere zwischen null und vier Uhr) sinken die Differenzen auf Minimalwerte. Der Wochengang visualisiert, dass sich dieses stark erhöhte UFP-Konzentrationslevel an der Karlstraße gegenüber den Messungen andernorts vor allem an den Werktagen und nur in deutlich abgeschwächter Form an den Wochenenden zeigt. Diese Beobachtungen sind den verkehrsbedingten UFP-Emissionen geschuldet. Deutlich sichtbar wird der Einfluss des Verkehrs im Tagesgang. An allen Stationen werden während der Rushhour am Morgen und am Abend UFP-Peaks beobachtet. Das Muster entspricht dem charakteristischen Verlauf der Verkehrsbelastung (s. Abb. 17). An der Karlstraße, wo ein besonders hohes Verkehrsaufkommen zu verzeichnen ist, bleibt zwischen diesen beiden Spitzen ein konstant hohes UFP-Luftbelastungsniveau bestehen, da an dieser West-Ost-Verbindungsstraße das Verkehrsaufkommen auch außerhalb des Berufsverkehrs hoch ist und es zudem zu einer Anreicherung der Luftschadstoffe in der dortigen Straßenschlucht kommt.

Die Tagesgänge der UFP-Messwerte an den übrigen Standorten stimmen in ihrem typischen Verlauf mit zwei Maxima – jeweils zwischen 6 Uhr und 7 Uhr sowie zwischen 19 Uhr und 20 Uhr – überein. Sie unterscheiden sich jedoch in ihrem Konzentrationslevel, wobei die (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen am LfU sowie an der Aerosolmessstation die niedrigsten UFP-Konzentrationen verzeichnen. Die verkehrsbezogene Station am Königsplatz und der Industrie-/Gewerbe-Standort am bifa-Umweltinstitut zeigen, neben der Karlstraße, die höchsten UFP-Messwerte dieser sechs Stationen. Dazwischen reihen sich die Messungen im Wohngebiet in Kriegshaber sowie am Bourges-Platz mit einem ebenfalls sehr übereinstimmenden, mittleren UFP-Konzentrationsniveau ein.

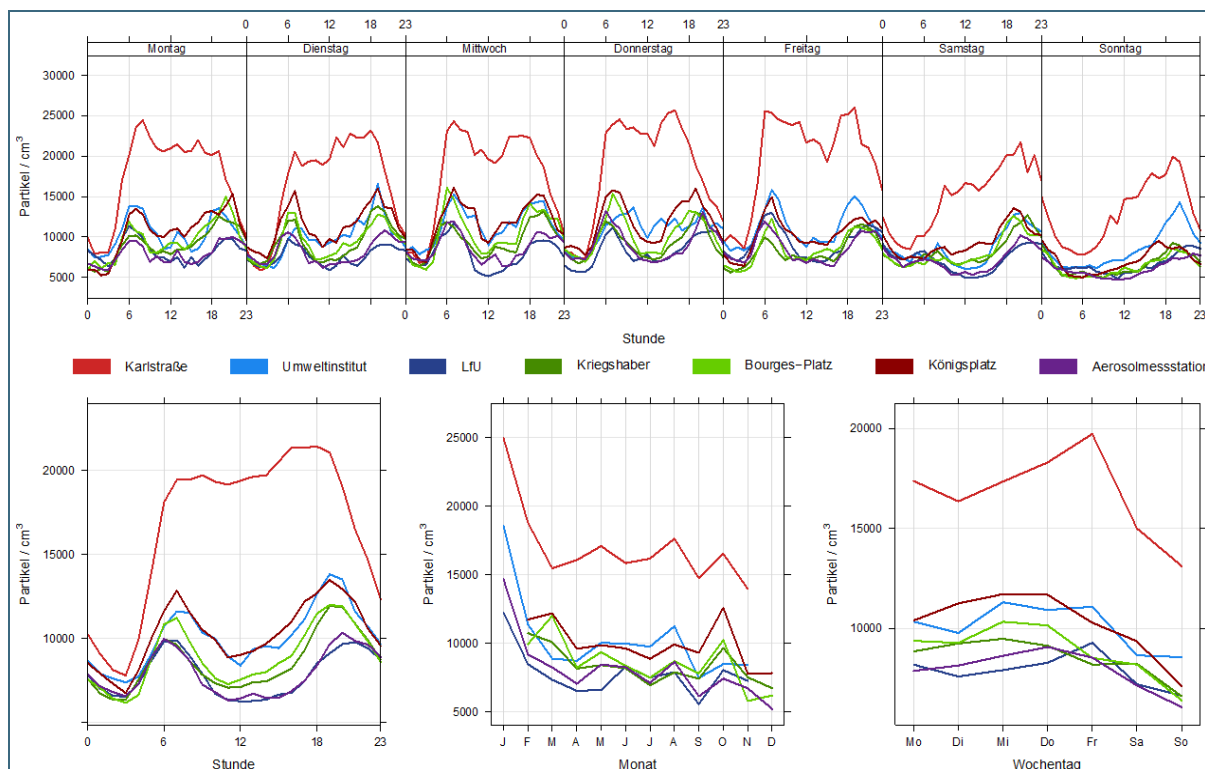


Abb. 16: Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahresgänge (Mitte unten) der UFP-Anzahlkonzentrationen der Messkampagne 2017

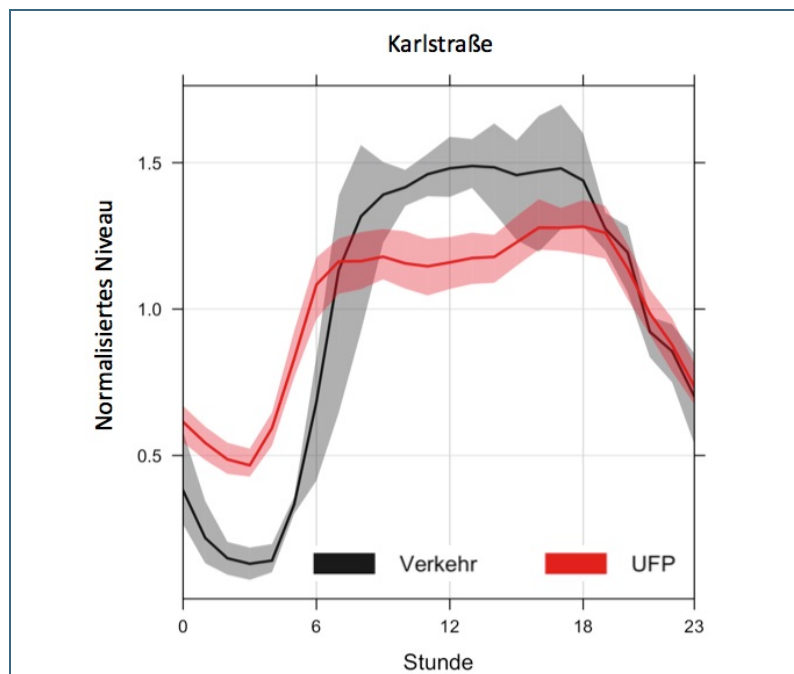


Abb. 17: Verkehrsaufkommen (exemplarischer Tage im Juli 2015) und UFP-Anzahlkonzentration in der Karlstraße [Linien: Mittelwert; schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

Diese standorttypischen Konzentrationslevel der UFP-Messungen in den Tagesgängen finden ihre konsequente Fortsetzung in den Wochengängen und im Jahresverlauf. Insbesondere in der Darstellung des Wochengangs der UFP-Tagesmittelwerte (Grafik rechts unten in Abb. 16) zeigen sich die differentiellen UFP-Konzentrationsniveaus der einzelnen Messstandorte. In derselben Grafik kommt

ebenfalls die stationsübergreifend detektierte Absenkung des gemessenen UFP-Levels am Wochenende gegenüber den entsprechend höheren Messwerten während der Werktage sehr klar zur Geltung. Und auch im Jahresverlauf (Grafik in der Mitte unten in Abb. 16) zeigen die monatlich gemittelten Messresultate der Standorte einen nahezu parallelen Verlauf, der den jahreszeitlichen Einfluss auf die UFP-Konzentrationen abbildet. Besonders auffällig ist hierbei das hohe Konzentrationsniveau der UFP-Messungen im Januar, dessen Ursachen in der Episodenanalyse des Kapitels 4.7.1 genauer beleuchtet werden.

Im Folgenden werden die Tagesgänge der UFP-Messungen an exemplarischen Stationen differenziert nach den vier Jahreszeiten analysiert (s. Abb. 18). Am LfU treten sowohl die beiden (morgendlichen und abendlichen) Peaks wie auch das zu allen Tageszeiten grundsätzlich höhere UFP-Konzentrationslevel in den Wintermonaten gegenüber den anderen Jahreszeiten hervor. Anhand der Farbskala ist leicht zu erkennen, dass während des winterlichen Minimums in den Mittags- und frühen Nachmittagsstunden vergleichbar hohe UFP-Werte gemessen werden wie gegenüber dem restlichen Jahr während der Spitzenbelastung morgens und abends.

Am Königsplatz dagegen zeigt sich die Nähe zum Verkehr in ganzjährig ausgeprägten Maxima zur Rushhour, die sich lediglich im Sommer, wenn weniger motorisierter Individualverkehr unterwegs ist, weniger stark von den mittäglichen bzw. nächtlichen Minima abheben (s. rechte Grafik in Abb. 18). Die Amplitude des Tagesgangs umfasst dabei einen durchschnittlichen UFP-Konzentrationsbereich von knapp 10.000 Partikel/cm³ im Winter und 5.000 Partikel/cm³ im Sommer.

An der Messstation in der stark verkehrsbelasteten Karlstraße umfasst die Amplitude des Tagesgangs von März bis November im Mittel Werte zwischen 5.000 und über 20.000 Partikel/cm³ (s. linke Grafik in Abb. 19 – zu beachten sind die unterschiedlichen UFP-Konzentrationsbereiche der Farbskalen in den Teilabbildungen!). In den Wintermonaten verlagert sich dieser Wertebereich hin zu höheren UFP-Konzentrationen, die im Stundenmittel auch jenseits der 30.000 Partikel/cm³-Marke liegen. Dabei sinkt dieses Konzentrationsniveau tagsüber nicht mehr signifikant ab, sondern behält zwischen den (morgendlichen und abendlichen) Stoßzeiten des Verkehrsaufkommens das hohe UFP-Level zu allen Jahreszeiten bei.

Anders stellt sich die Lage des saisonal unterteilten Tagesganges am Messstandort in Kriegshaber dar (s. rechte Grafik in Abb. 19). Ein deutliches UFP-Maximum tritt ausschließlich in den Abendstunden im Winter und in den Übergangsjahreszeiten auf. Diese Peaks bilden die Emissionen des abendlichen Heizens in den Privathaushalten mit Feststofffeuerungen ab und belegen, dass hierbei ultrafeiner Partikel freigesetzt werden.

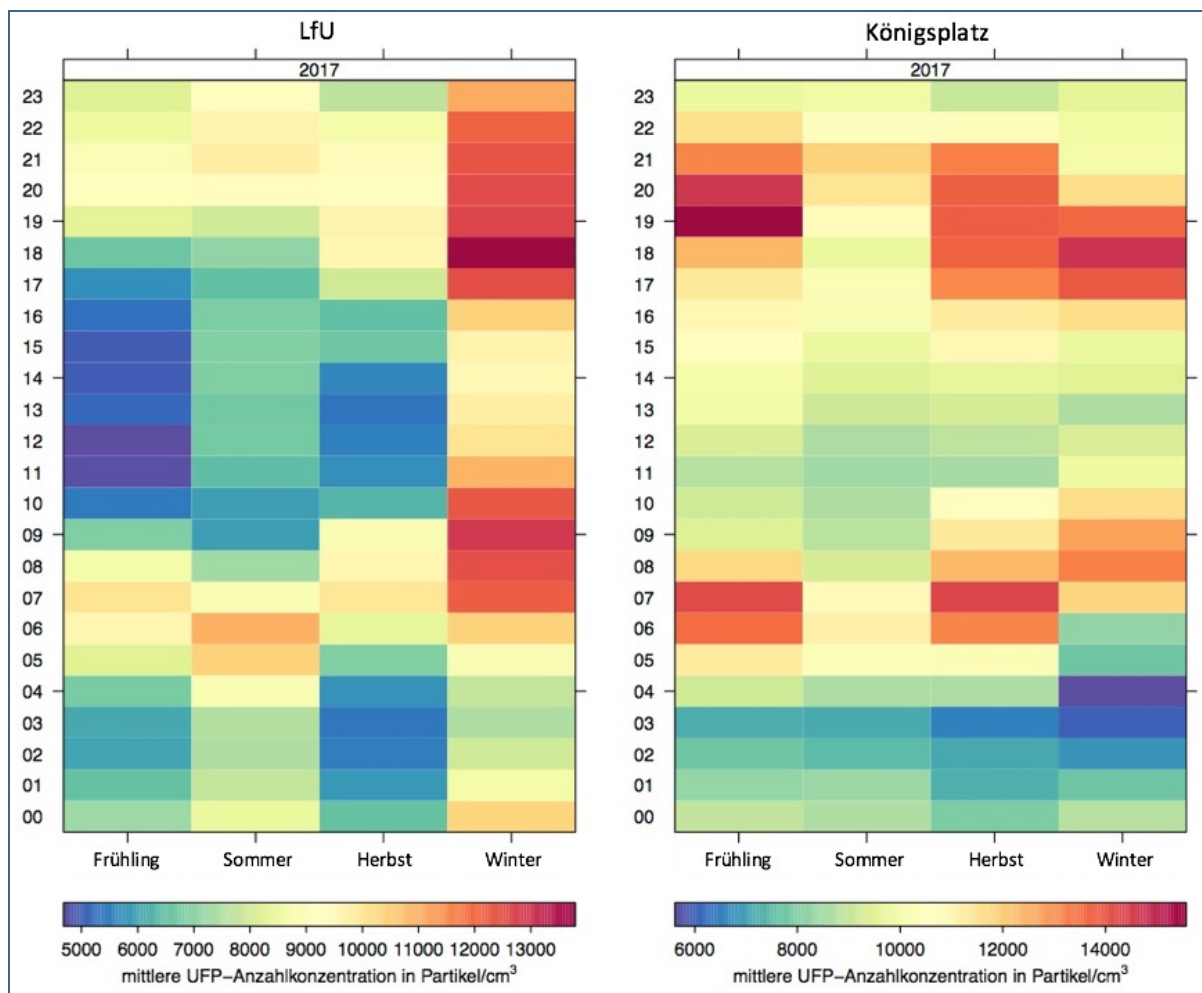


Abb. 18: Saisonal differenzierte Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an den Messstandorten LfU (links) und Königsplatz (rechts) [Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]

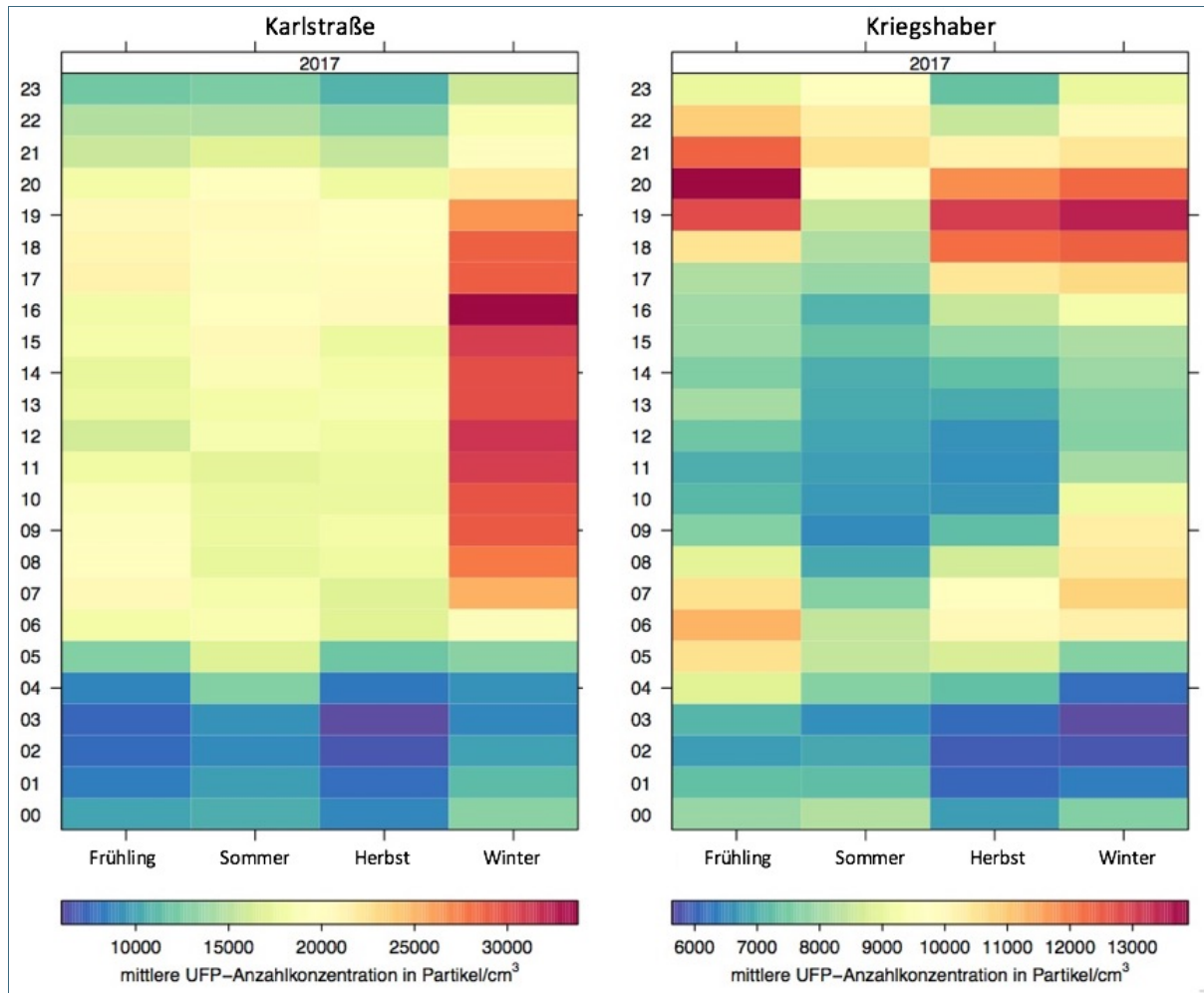


Abb. 19: Saisonal differenzierte Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an den Messstandorten Karlstraße (links) und Kriegshaber (rechts) [Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]

4.6 Beitrag lokaler Quellen

Typischerweise setzt sich die Immissionsbelastung, die an einer Station gemessen wird, aus den folgenden Parametern zusammen [27]:

- einer regionalen Hintergrundbelastung, die hauptsächlich aus über weite Entfernungen transportierten Luftschadstoffen gebildet wird
- einer Zusatzbelastung durch städtische Quellen (urbaner Hintergrund)
- einer lokalen Belastung (sogenannten Hotspots) wie beispielsweise nahe an verkehrsreichen Straßen oder im Abwind von Industrieanlagen

Abb. 20 visualisiert das Agglomerat aus diesen drei Immissionskategorien und verdeutlicht das Zustandekommen der lokal gemessenen urbanen Luftschadstoffbelastung, die kleinräumig stark variieren kann. Als Beispiel eines solchen Hotspots ist hier eine verkehrsbelastete Straßenschlucht gewählt, in der sich bei schlechter Luftdurchmischung verkehrsbedingte Schadstoffe akkumulieren und zu Spitzenkonzentrationen der Messwerte führen können.



Abb. 20: Schema der Luftschadstoffbelastung in einem städtischen Ballungsraum, die sich aus dem regionalen (grün) und dem urbanen (orange) Hintergrund sowie einer lokalen Belastung wie beispielsweise dem Verkehr an einer Hauptstraße (rot) zusammensetzt. [10]

Übertragen auf die Standorte des Projekts gelten die Messungen an der Aerosolmessstation als repräsentativ für die UFP-Belattungssituation des städtischen Hintergrunds. Zur expliziten Betrachtung der lokalen Zusatzbelastung entsprechend des Beitrags der an den übrigen Messstandorten dominierenden Quellen werden die an der Aerosolmessstation aufgezeichneten Messwerte von den zeitgleichen Messresultaten der städtischen Standorte subtrahiert. Dieses Vorgehen zur Ermittlung der additiven Immissionsbelastungen in Abhängigkeit lokaler Emittenten gegenüber der urbanen Hintergrundbelastung geht auf Lenschow et al. 2001 [27] zurück. Das Ergebnis des Ansatzes nach Lenschow gibt Abb. 21 in Form der stationsspezifischen UFP-Tagesgänge der lokalen Zusatzbelastungen im Vergleich zur Immissionssituation im städtischen Hintergrund (repräsentiert durch die Konzentrationen ultrafeiner Partikel an der Aerosolmessstation) wieder. Dabei wird deutlich, dass an allen Stationen – mit Ausnahme der Messstation am LfU, die im vorstädtischen Hintergrund angesiedelt ist und daher nicht Eingang in die vorliegende Untersuchung des Einflusses lokaler Emissionsfaktoren findet – eine additive Schadstoffbelastung durch den Beitrag lokal vorherrschender Quellen vorliegt.

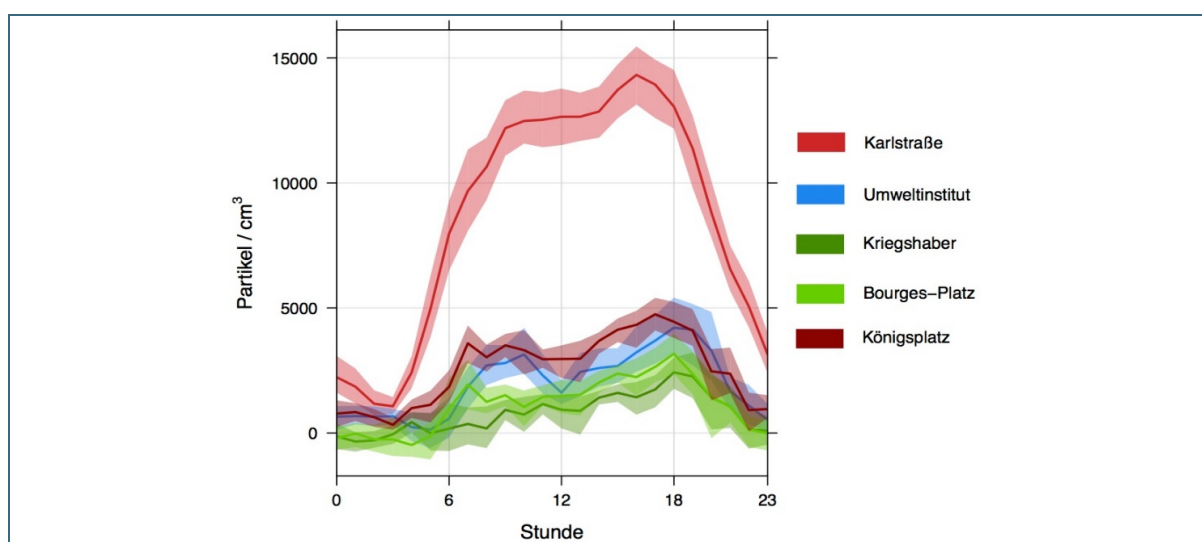


Abb. 21: Tagesgänge der lokalen Zusatzbelastungen der UFP-Anzahlkonzentrationen normiert auf die städtische Hintergrundbelastung [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

Im Ausmaß der Zusatzbelastung durch die UFP-Emissionen lokal vorherrschender Quellen unterscheiden sich die Messstandorte jedoch zum Teil stark. So weisen die Messungen in Kriegshaber lediglich eine geringe Erhöhung der UFP-Zusatzbelastung durch lokale Emittenten gegenüber der städtischen Hintergrundkonzentration auf, die insbesondere in den Abendstunden (etwa 18:00 Uhr) ihr Maximum erreicht. Annähernd analog dazu verhält es sich an der Messstation am Bourges-Platz, wo zusätzlich in den Morgenstunden ein Peak der additiven UFP-Zusatzbelastung auftritt, sodass wieder der charakteristische Verlauf verkehrsbeeinflusster Messungen mit zwei Maxima zu Zeiten des Berufsverkehrs sichtbar wird und auf eine entsprechende Beeinflussung rückgeschlossen werden kann. Gleiches, in noch stärkerem Ausmaß, gilt für die additive UFP-Zusatzbelastung am Königsplatz, wo verkehrsbedingte Emissionen die Messwerte zur abendlichen Rushhour um durchschnittlich 5.000 Partikel/cm³ im Stundenmittel erhöhen. An der hoch frequentierten Karlstraße erreicht diese Zusatzbelastung durch das intensive Verkehrsaufkommen während des Berufsverkehrs am Abend in Verbindung mit den ungünstigen Austauschprozessen in der Straßenschlucht Werte von durchschnittlich 14.000 Partikel/cm³.

Wie die nach Winter- und Sommerhalbjahr differenzierten analogen Darstellungen für die Messungen in der Karlstraße (linke Grafik) und in Kriegshaber (rechte Grafik) der Abb. 22 veranschaulichen, fällt der Beitrag des Verkehrs zur Immissionssituation in der Karlstraße im Winter noch höher aus als während des Sommers. Dies ist den erhöhten Emissionen selbst (vermehrter Einsatz von Gebäudeheizungen und ungünstigeres Emissionsverhalten bei Kfz) als auch den im Winter häufiger auftretenden ungünstigen Witterungsbedingungen, die einen Abtransport der Emissionen erschweren (s. Kapitel 4.7.1), geschuldet und lässt sich im Mittel auf bis zu 3.000 Partikel/cm³ beziffern. Etwa um denselben Durchschnittswert ist die additive Belastung mit ultrafeinen Partikeln am Messstandort in Kriegshaber von Oktober bis März im Vergleich zum restlichen Jahr abends erhöht (rechte Grafik in Abb. 22). Demzufolge beschränkt sich die lokale UFP-Zusatzbelastung während der Abendstunden im dortigen Wohngebiet ausschließlich auf die Zeit der winterlichen Heizperiode und spiegelt die Verstärkung der UFP-Immissionssituation durch die private Feststofffeuerung an den Feierabenden wieder.

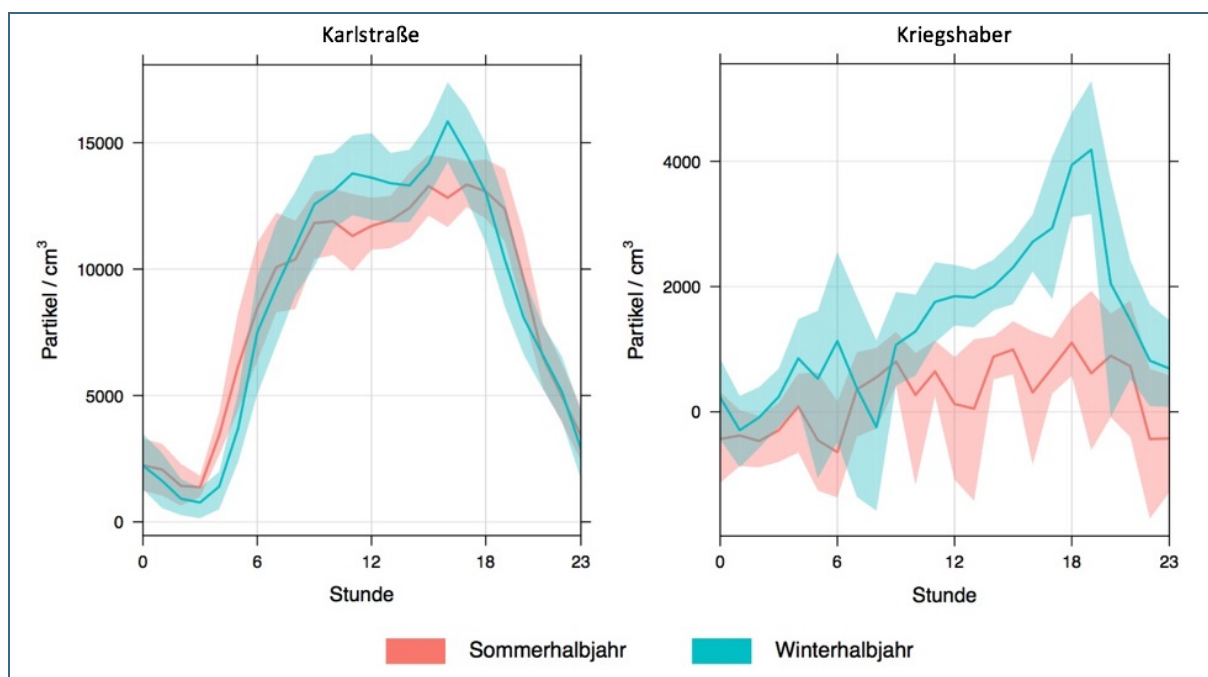


Abb. 22: Tagesgänge der lokalen Zusatzbelastungen der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße (links) und in Kriegshaber (rechts) normiert auf die städtische Hintergrundbelastung differenziert nach Sommer- (rot) und Winterhalbjahr (blau) [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

4.7 Korrelationen

4.7.1 UFP und relevante Luftschadstoffe

Abb. 23 gibt die Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der am LfU gemessenen, gesetzlich reglementierten Luftschadstoffe sowie der ultrafeinen Partikel untereinander wieder. Der LfU-Standort wurde ausgewählt, da dort die meisten Luftschadstoffe des LÜB-Messnetzes detektiert werden. Die höchsten Korrelationskoeffizienten sind für UFP und den vom Verkehr emittierten Luftschadstoffen NO_2 und CO zu beobachten, wobei das hochkorrelierte Niveau von CO und NO_2 nicht erreicht wird. Ein lediglich schwach korreliertes Verhältnis besteht zwischen UFP und den partikulären Luftschadstoffen ($\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10}). Ursächlich hierfür sind die unterschiedlichen Quellen. Während UFP hauptsächlich bei lokalen Verbrennungsprozessen entweder als direktes Emissionsprodukt oder sekundär aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen dieser Quellen gebildet werden, entstehen Feinstäube vorrangig durch mechanische Prozesse oder als Sekundäraerosole. Zudem weisen UFP einen (meist exponentiellen) Rückgang ihrer Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Quelle auf, wohingegen die Partikelmasse bei gleicher Distanz zum Emittenten deutlich schwächer abnimmt [28].

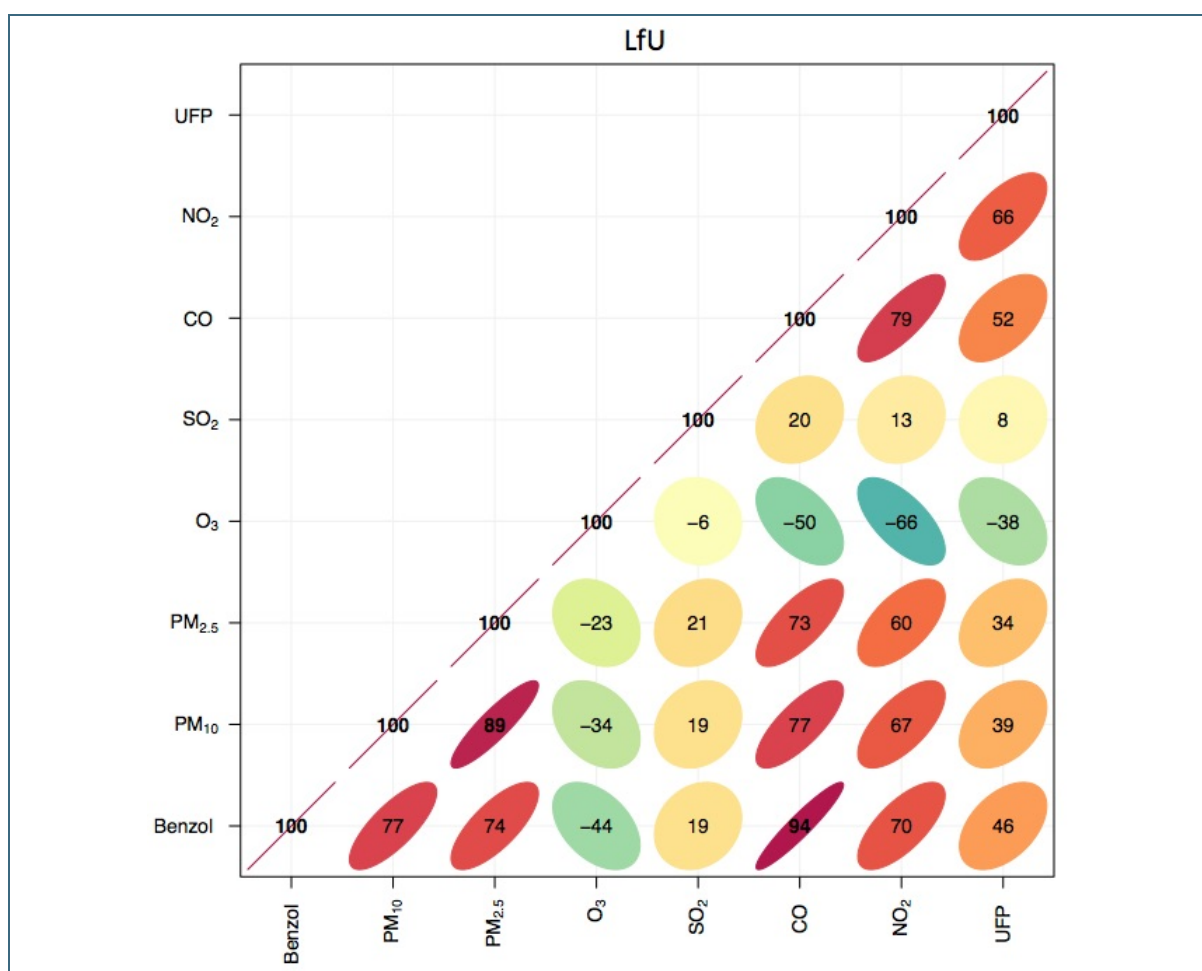


Abb. 23: Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen sowie der gesetzlich reglementierten Luftschadstoffe des LÜB-Messnetzes am Messstandort LfU [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]

In der Abb. 24 wird dies für die Messungen am LfU insbesondere im durchschnittlichen Tagesgang (Grafik links unten in Abb. 24) deutlich. Zwar erfahren die UFP-Anzahlkonzentration, $\text{PM}_{2,5}$ und PM_{10} ein (nach-)mittägliches Minimum gefolgt von einem abendlichen Peak, die Zeitpunkte variieren jedoch.

Vor allem in der ersten Tageshälfte, sind differentielle Konzentrationsverläufe zu erkennen. Analoges geben die Darstellungen des Wochengangs (oberste Grafik in Abb. 24 in Stundenmitteln sowie Grafik links unten in Abb. 24 in Tagesmittelwerten) und des Jahresgangs (Grafik in der Mitte unten in Abb. 24) wieder. So besteht eine rudimentäre Übereinstimmung in den Konzentrationen der drei Partikelmessgrößen beispielsweise bei den werktags höheren Messwerten verglichen mit den Messergebnissen am Wochenende oder den besonders hohen (niedrigen) Monatsmittelwerten im Januar (September). Davon abgesehen verlaufen die Konzentrationen von PM_{10} und $PM_{2,5}$ im Stunden-, Tages- und auch Monatsmittel jedoch signifikant andersartig als diejenigen der UFP-Partikelanzahl.

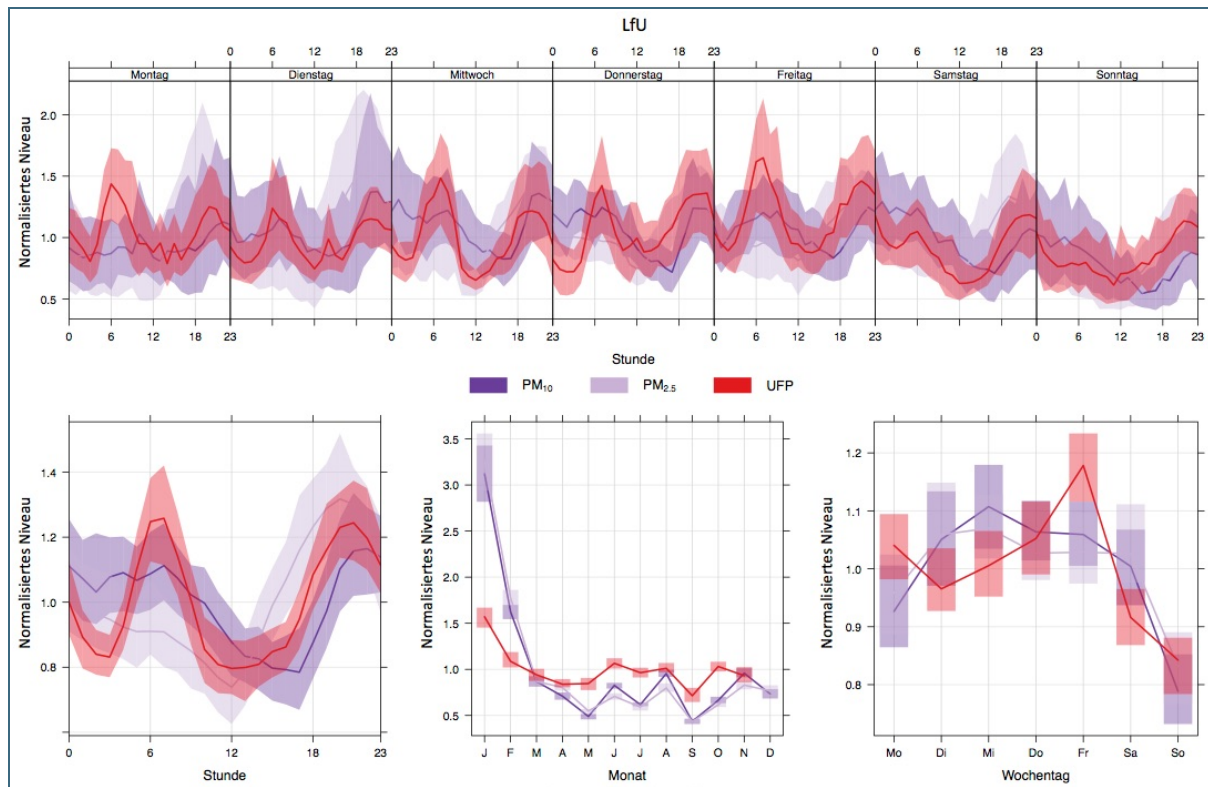


Abb. 24: Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahresgänge (Mitte unten) der Konzentrationen von PM_{10} , $PM_{2,5}$ und UFP an der Messstation des LfU während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

Dagegen ist bei den Tages-, Wochen- und Jahresgängen der gasförmigen, primär vom Verkehr emittierten Luftschadstoffe NO_2 und CO , ein in weiten Teilen mit den UFP-Konzentrationen übereinstimmender Verlauf zu sehen (s. Abb. 25). Allen drei Luftschadstoffen gemein sind die Tageshöchstwerte morgens um sieben Uhr sowie abends um 21 Uhr, zwischen denen es zu einer deutlichen Konzentrationsabsenkung in den Mittagsstunden am LfU kommt (Grafik links unten in Abb. 25). Diese ausgeprägte Parallelität zeigt sich auch im Wochengang (obere Grafik in Abb. 25), weniger dagegen bei den Monatsmittelwerten, wo in den Sommermonaten Juni bis August die NO_2 - und CO -Konzentrationen ihr Jahresminimum aufweisen, während die UFP-Messwerte einen sommerlichen Peak abbilden (Grafik in der Mitte unten in Abb. 25). Dieser Anstieg der UFP-Konzentrationen im Sommer lässt sich mit der verstärkten UFP-Neubildung durch photochemische Reaktionen von Vorläufersubstanzen aufgrund der höheren solaren Einstrahlung zu dieser Jahreszeit erklären und spielt vor allem bei verhältnismäßig geringen Konzentrationen bereits vorhandener Partikel, wie sie an der vorstädtischen Hintergrundstation des LfU gegeben sind, eine wesentliche Rolle [28].

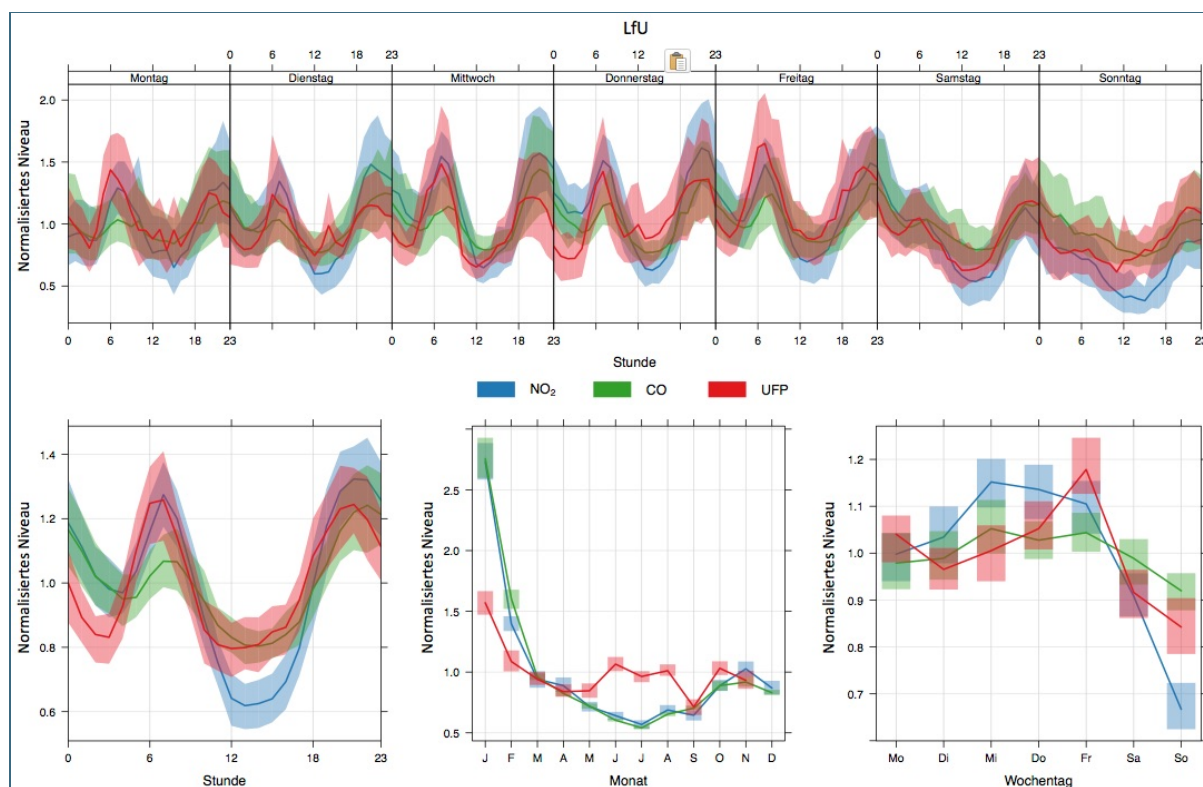


Abb. 25: Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahresgänge (Mitte unten) der Konzentrationen von NO₂, CO und UFP an der Messstation des LfU während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

An der verkehrsbelasteten Karlstraße (Straßenschlucht) dagegen herrschen das ganze Jahr über relativ hohe Konzentrationen der Luftschadstoffe, sodass dieser Effekt dort im Jahresgang der Monatsmittelwerte nicht sichtbar wird (Grafik in der Mitte unten in Abb. 26). Stattdessen zeigt sich hier besonders ausgeprägt die Parallelität der monatlich gemittelten UFP-Konzentrationen zu den NO₂- und CO-Monatsmittelwerten. Diese Synchronizität findet sich genauso bei den Tages- (Grafik links unten in Abb. 26) und Wochengängen (oberste Grafik in Abb. 26 in Stundenmitteln sowie Grafik links unten in Abb. 26 in Tagesmittelwerten) wieder und unterscheidet sich deutlich von den entsprechenden Verläufen der PM₁₀-Konzentrationen. Damit wird nochmals auf der einen Seite die hohe Korrelation zwischen UFP und verkehrsbedingten gasförmigen Luftschadstoffen und auf der anderen Seite der deutlich geringere Zusammenhang von Partikelmasse (PM_{2,5} und PM₁₀) und UFP-Partikelanzahl sehr anschaulich dargestellt. Die Zusammenhänge finden sich sowohl an der verkehrsexponierten Straßenschlucht der Karlstraße als auch an der für den vorstädtischen Hintergrund repräsentativen Messstation des LfU sowie an den beiden weiteren LÜB-Messstationen am Bourges-Platz und am Königsplatz. UFP-Messungen in anderen Städten kommen zum selben Ergebnis [28].

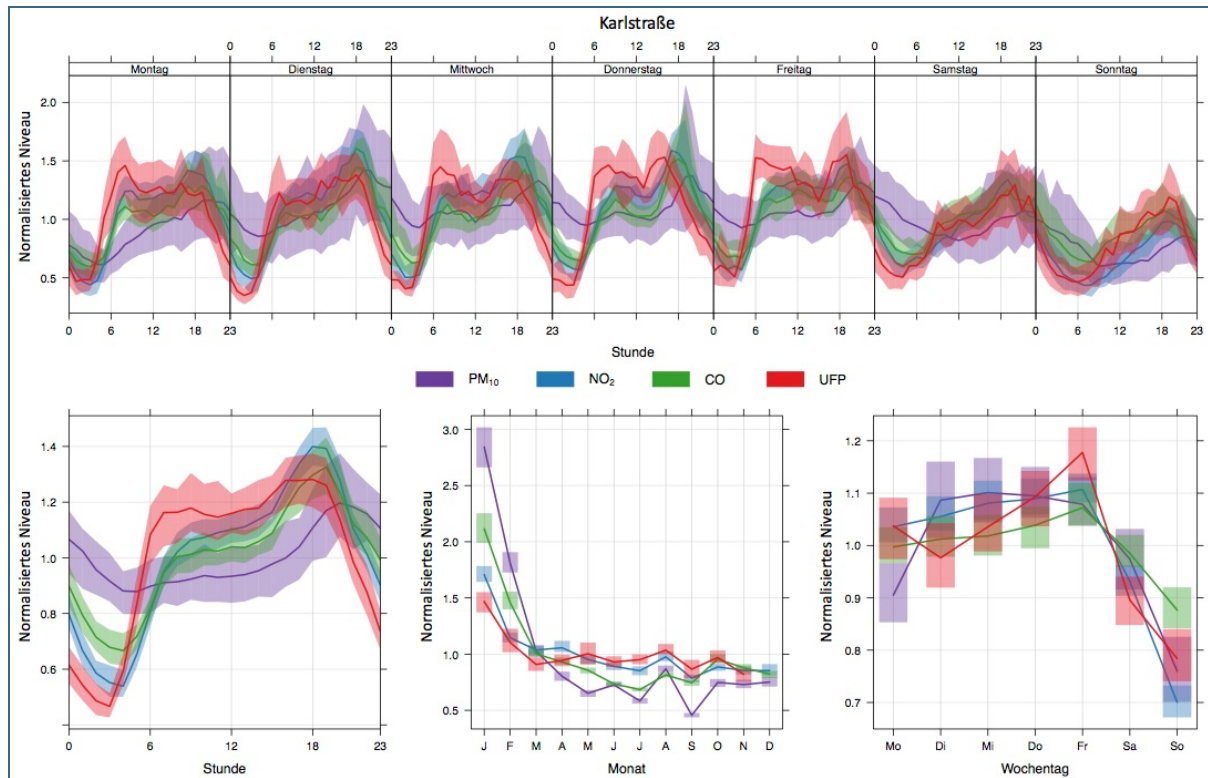


Abb. 26: Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahresgänge (Mitte unten) der Konzentrationen von PM₁₀, NO₂, CO und UFP an der Messstation in der Karlstraße während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

4.7.2 UFP und Meteorologie

In Abb. 27 sind die Korrelationskoeffizienten zwischen den UFP-Messwerten und den meteorologischen Parametern Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Luftdruck, Temperatur und Mischungsschichthöhe dargestellt. Letztere wird an der Aerosolmessstation mittels Ceilometermessung von der Firma Vaisala GmbH ermittelt. Deren Daten wurden dem Projekt zur Verfügung gestellt. Der negative Spearman Rangkorrelationskoeffizient zwischen der aus den Ceilometerdaten extrahierten Mischungsschichthöhe und den UFP-Konzentrationen symbolisiert den verschärfenden Effekt den eine geringe Höhe der troposphärischen Mischungsschicht auf die Immissionssituation hat. Kommt es zur Ausbildung einer niedrigen Mischungsschichthöhe von wenigen 100 m über Augsburg, können sich Luftschadstoffe aufgrund der fehlenden Möglichkeit des vertikalen Abtransports anreichern. Gleichmaßen führen geringe Windgeschwindigkeiten zu einer Verschärfung der Luftbelastungssituation, da die für die Durchmischung bzw. die Verdünnung der Partikel und Gase verantwortlichen Luftmassenaustauschprozesse reduziert sind. Abgesehen von diesen signifikanten (negativen) Zusammenhängen zwischen Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe auf der einen und UFP auf der anderen Seite, weisen die übrigen meteorologischen Messgrößen im Mittel über die gesamte Messkampagne des Jahres 2017 keinen starken Einfluss auf die UFP-Konzentration auf.

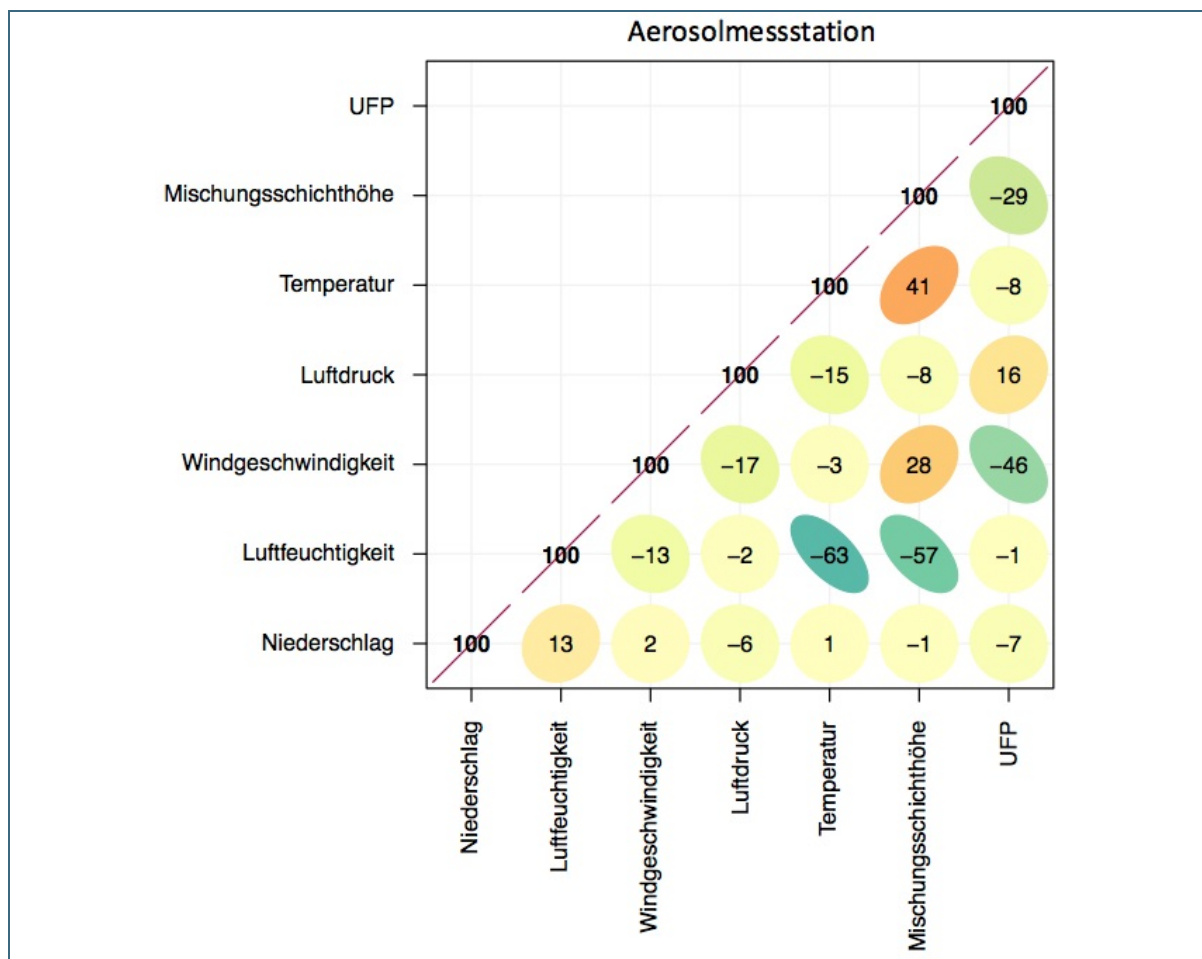


Abb. 27: Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der UFP-Anzahlkonzentrationen und meteorologischen Parameter an der Aerosolmessstation [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]

Die Resultate der ganzjährigen Korrelationsanalyse behalten ihre grundsätzliche Gültigkeit auch bei der saisonal differenzierten Berechnung der Korrelationskoeffizienten (s. Abb. 28), der zufolge sich eine ausgeprägte Beeinflussung der UFP-Messwerte lediglich durch die meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe zeigt. Letztere geht insbesondere in den Wintermonaten mit einer Anreicherung ultrafeiner Partikel einher, je niedriger sie über Augsburg ausgebildet ist. Ebenfalls im Winter etabliert sich ein negatives Korrelationsverhältnis zwischen der Lufttemperatur und UFP, sodass gilt: Je niedriger die Temperaturen, desto höher die UFP-Immissionen.

All diese exemplarisch für die Messungen an der Aerosolmessstation aufgezeigten Zusammenhänge finden sich in vergleichbarer Intensität auch an den übrigen Messstandorten des Projekts wieder. Einzig die Luftfeuchtigkeit weist an den anderen Stationen häufig einen stärker negativen Korrelationskoeffizienten – vor allem im Sommer, wenn ein hoher Luftfeuchtwert meist während Regen auftritt – auf, der den konzentrationsmindernden Effekt der Niederschläge auf die Luftschadstoffbelastung abbildet. Dieser Auswaschungseffekt ist an der Messstation in der Karlstraße besonders deutlich ausgeprägt und in den Sommermonaten Juni bis August sogar der stärkste meteorologische Einfluss auf die UFP-Konzentration dort. Dagegen spielt die Mischungsschichthöhe für die Immissionssituation in der Karlstraße zu allen Jahreszeiten – mit Ausnahme des Winters – keine dominante Rolle.

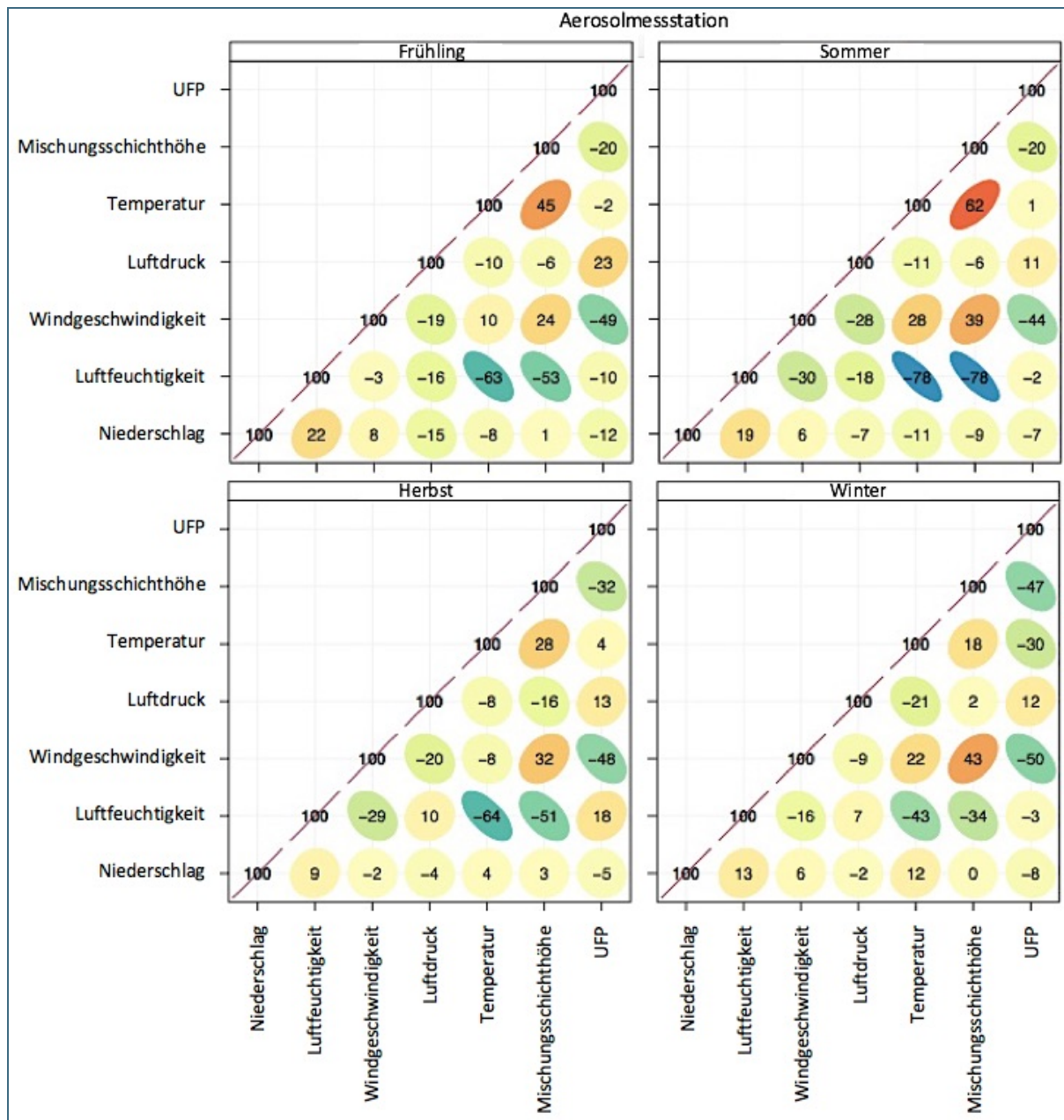


Abb. 28: Saisonal differenzierte Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der UFP-Anzahlkonzentrationen und meteorologischen Parameter an der Aerosolmessstation [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet; Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]

4.7.2.1 Mischungsschichthöhe

Der insbesondere im Winter an allen Messstandorten sichtbare Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die UFP-Konzentration wird im Streudiagramm der Abb. 29 genauer beleuchtet. Dabei ist zu erkennen, dass die höchsten UFP-Messwerte an Wintertagen mit einer geringen Mischungsschichthöhe auftreten. Vor allem bei Mischungsschichthöhen unterhalb von 400 m sind im Winterhalbjahr deutlich höhere Belastungen zu verzeichnen. Gleichzeitig wird deutlich, dass eine geringe Mischungsschichthöhe nicht zwangsläufig zu hohen UFP-Konzentrationen führt, da auch an einer Vielzahl von Tagen mit niedrigen Mischungsschichthöhen geringe Partikelanzahlkonzentrationen gemessen worden sind. An solchen Tagen können beispielsweise Niederschläge, hohe Windgeschwindigkeiten oder unter-

schiedliche Herkunftsgebiete der Luftmassen für eine Reduktion der Luftschadstoffbelastung verantwortlich sein. Im Umkehrschluss zeigt sich, dass an Tagen mit einer hohen Mischungsschichthöhe aufgrund des größeren Verdünnungseffektes prinzipiell mit einer geringeren UFP-Konzentration zu rechnen ist.

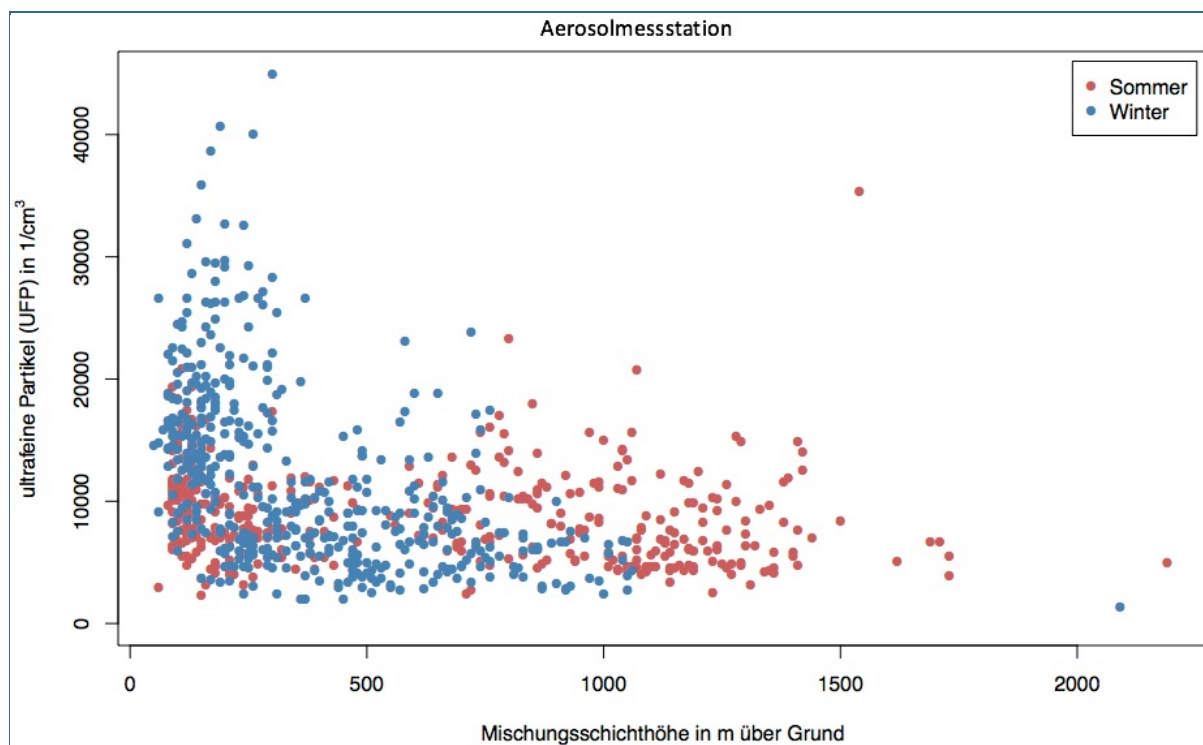


Abb. 29: Streudiagramm der Mischungsschichthöhe und der UFP-Anzahlkonzentration an der Aerosolmessstation differenziert nach Winter- und Sommerhalbjahr

Wie sich dieser Einfluss der Mischungsschichthöhe im Tagesgang der UFP-Konzentration niederschlägt, verdeutlichen exemplarisch die beiden Graphen der Abb. 30 für die Messstation in der Karlstraße. An Tagen, an denen die Mischungsschichthöhe unterhalb von 500 m lag, wurden zu allen Tageszeiten höhere Werte der Partikelanzahlkonzentration gemessen verglichen mit Tagen, während denen die Mischungsschichthöhe oberhalb dieser Marke lag. Dabei blieben die UFP-Konzentrationen an letzteren Tagen immer unterhalb des Wertes von 30.000 Partikel/cm³, der wiederum an den übrigen Tagen mit einer Mischungsschichthöhe von weniger als 500 m während der nachmittäglichen/abendlichen Rushhour meist überschritten wurde.

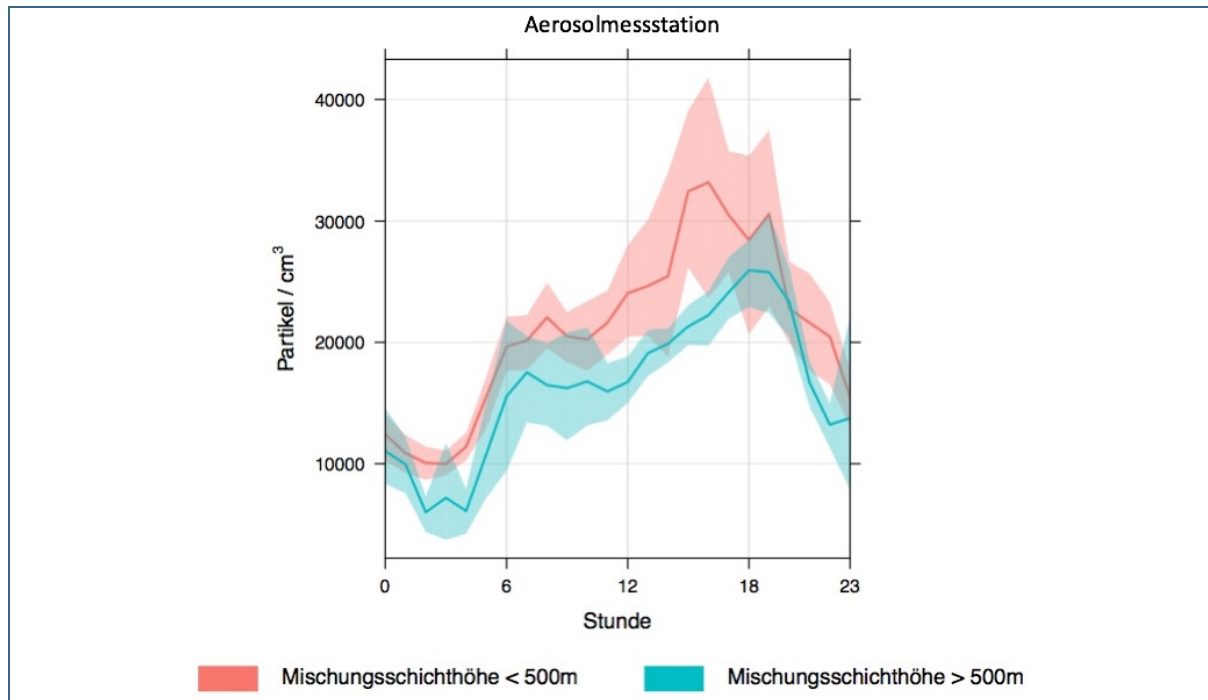


Abb. 30: Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße differenziert nach der Mischungsschichthöhe (</> 500 m) über Augsburg [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

4.7.2.2 Windrichtung

Neben der Mischungsschichthöhe ist die Windgeschwindigkeit als sehr einflussreicher meteorologischer Parameter aus den Korrelationsanalysen hervorgegangen, weshalb die Abhängigkeit der UFP-Konzentration von der Windrichtung einen weiteren Untersuchungsschwerpunkt in der Analyse des Einflusses der Meteorologie bildet. Hierbei sind die lokalklimatischen Gegebenheiten der Untersuchungsregion wie sie in Kapitel 3.1 aufgezeigt werden, zu berücksichtigen. Dementsprechend tritt in Augsburg aufgrund der naturräumlichen Strukturierung bei windstarken Wetterlagen ein primäres Maximum der Windrichtungsverteilung bei West-Süd-West (220° – 280°) deutlich hervor. Das sekundäre Maximum in den Windrichtungshäufigkeiten weisen Windströmungen aus Nord-Ost (60° – 90°) auf, die bei zunehmend stabileren, windschwachen Verhältnissen ebenso häufig wie die Hauptwindrichtung West-Süd-West verzeichnet werden können [18]. Diese charakteristische Windrichtungsverteilung zeigt sich auch in den Windrichtungsmessungen der mobilen UFP-Messgeräte während der Messkampagne, die beispielsweise für den vorstädtischen Hintergrundstandort am LfU ein primäres Maximum bei Süd-Süd-West/West-Süd-West sowie ein sekundäres Maximum bei Ost-Nord-Ost/Ost verzeichnen (s. Abb. 31).

Dieses typische Bild der Windrose kommt aufgrund loklräumlicher Bebauung nicht an allen Messstandorten so klar zum Vorschein, sondern wird den strukturellen Gegebenheiten vor Ort folgend modifiziert. Besonders ausgeprägt ist dieser Einfluss der Bebauung auf die Windrichtungsverteilung an der Messstation in der Karlstraße. Hier kommt es aufgrund der hohen Gebäude entlang des Straßenverlaufs zu einer sogenannten Kanalisierung der Winde, die sich in einer Verlegung des primären Maximums der Windrichtungsauftrittshäufigkeiten nach West sowie des sekundären Pendants nach Ost zeigt (s. Abb. 32). Zugleich wird deutlich, dass Ostwinde verstärkt hohe UFP-Konzentrationen mit sich bringen, wohingegen Westwinde mit vergleichsweise moderaten UFP-Leveln einhergehen.

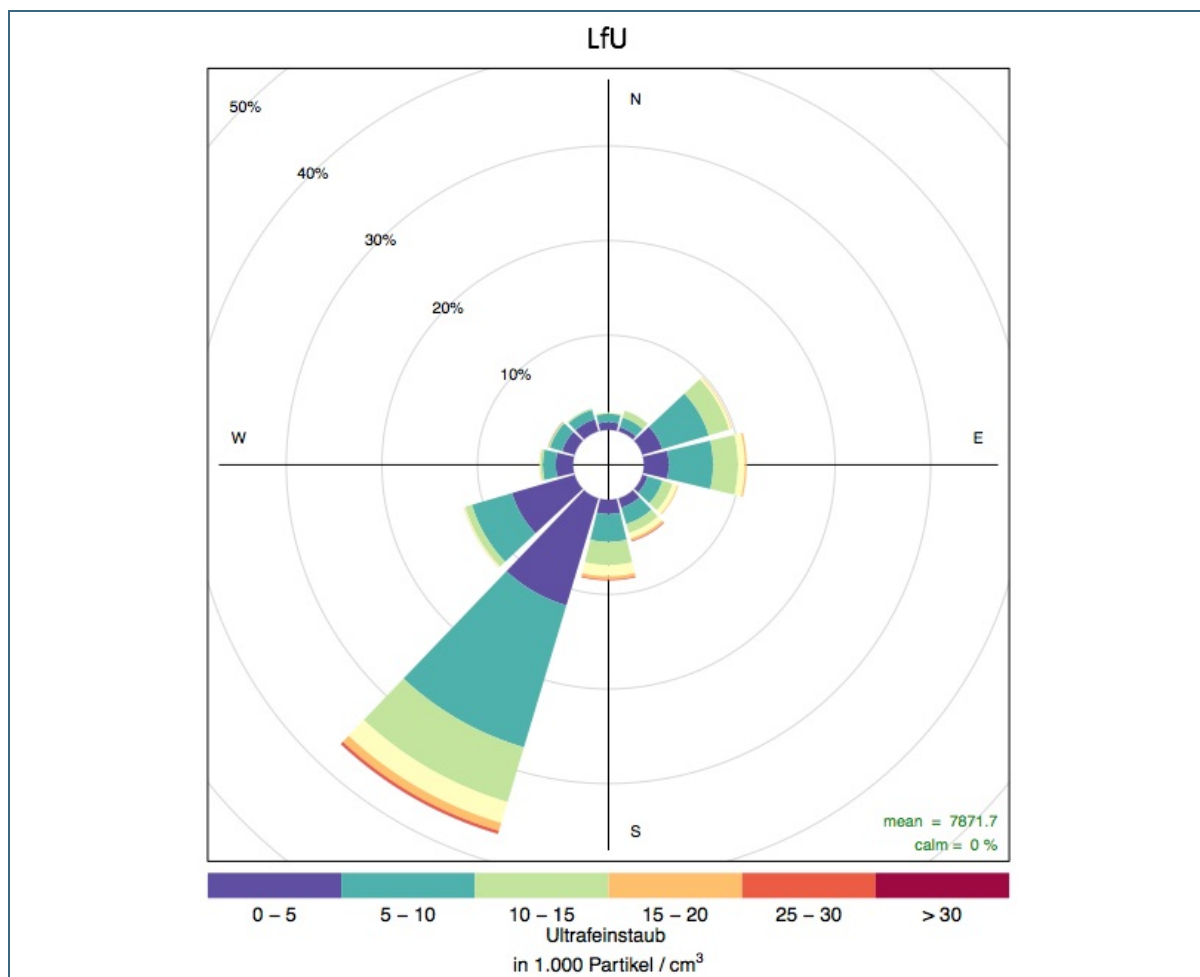


Abb. 31: Windrose mit den prozentualen Auftretshäufigkeiten der einzelnen Windrichtungssektoren für den Messstandort am LfU (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)

Wie sich die Luftmassenherkunft aus West bzw. Ost im Tagesgang der UFP-Messungen an der Karlstraße niederschlägt, ist Abb. 33 zu entnehmen. Dort dargestellt sind die Mittelwerte eines Tages je nachdem, ob zum Zeitpunkt der Messung der Wind aus West oder Ost kam, sowie die Differenz dieser beiden Tagesgänge. Letztere quantifiziert den konzentrationserhöhenden Effekt der Ostwinde, der unabhängig von der Tageszeit präsent ist, auf Werte zwischen 2.000 und 10.000 ultrafeine Partikel/cm³.

Damit erweist sich die Wirkung der Luftmassenherkunft als ähnlich bedeutsam wie der Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die UFP-Immissionssituation an der Karlstraße (s. Kapitel 4.6.1). Tatsächlich sind beide meteorologischen Einflussgrößen stark miteinander korreliert wie Abb. 34 verdeutlicht. So treten bei niedrigen Mischungsschichthöhen (v.a. < 200 m) stark gehäuft Ostwinde auf, die besonders hohe UFP-Konzentrationen von meist mehr als 30.000 Partikel/cm³ mit sich bringen. Mit zunehmender Mischungsschichthöhe schwindet diese Dominanz der luftschadstoffbelasteten Ostwinde mehr und mehr. Bei einer Mischungsschichthöhe von > 1.000 m ist schließlich kaum noch ein Unterschied für unterschiedliche Windrichtungen bei der UFP-Belastung festzustellen.

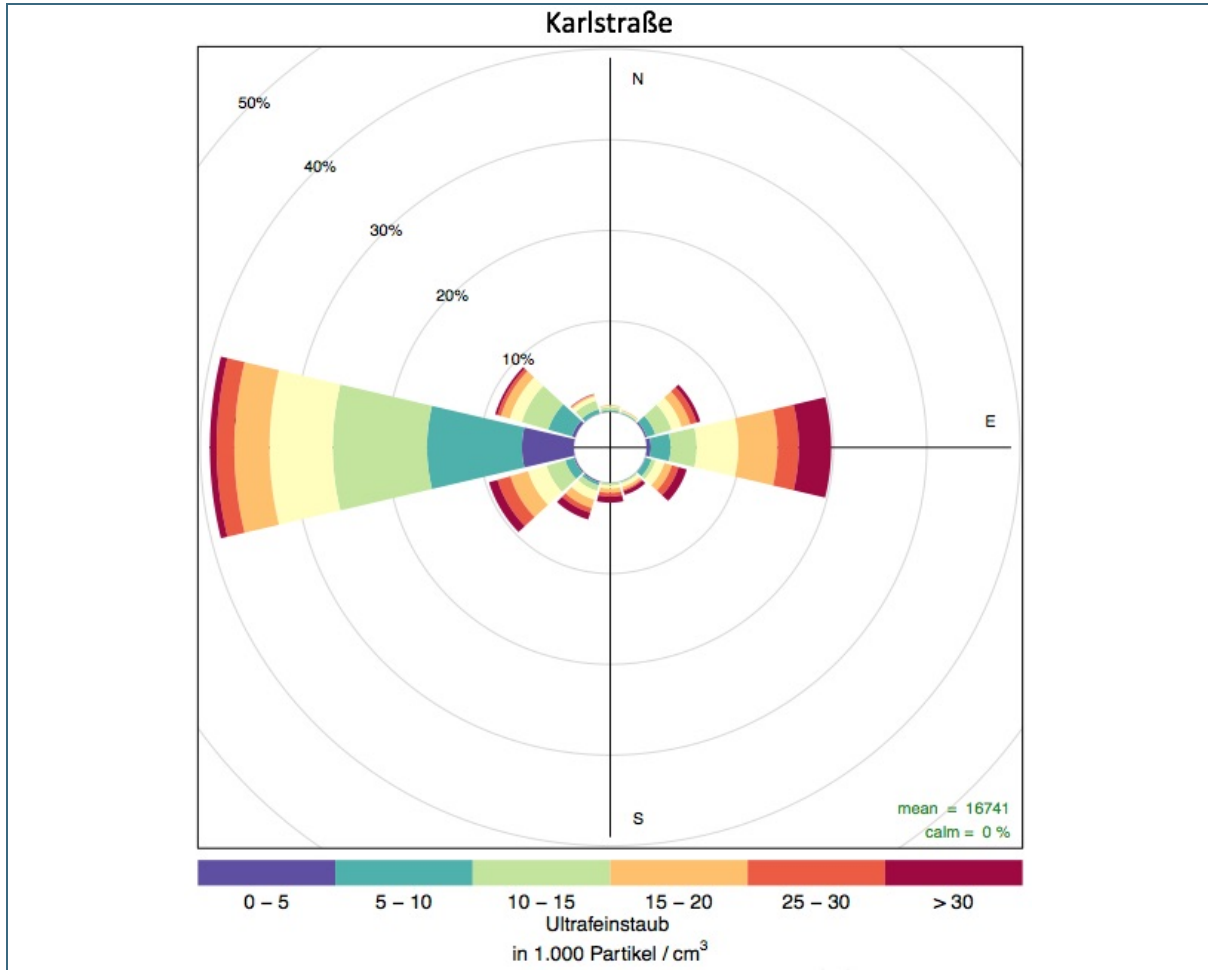


Abb. 32: Windrose mit den prozentualen Auftretshäufigkeiten der einzelnen Windrichtungssektoren für den Messstandort in der Karlstraße (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)

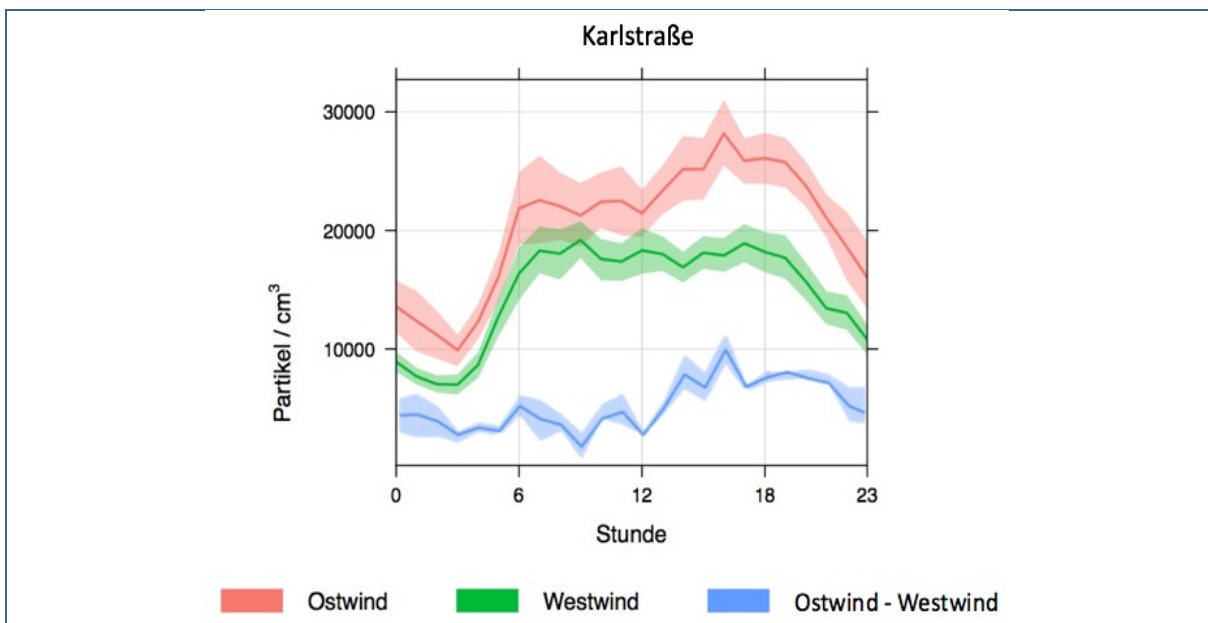


Abb. 33: Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße differenziert nach der Windrichtung [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]

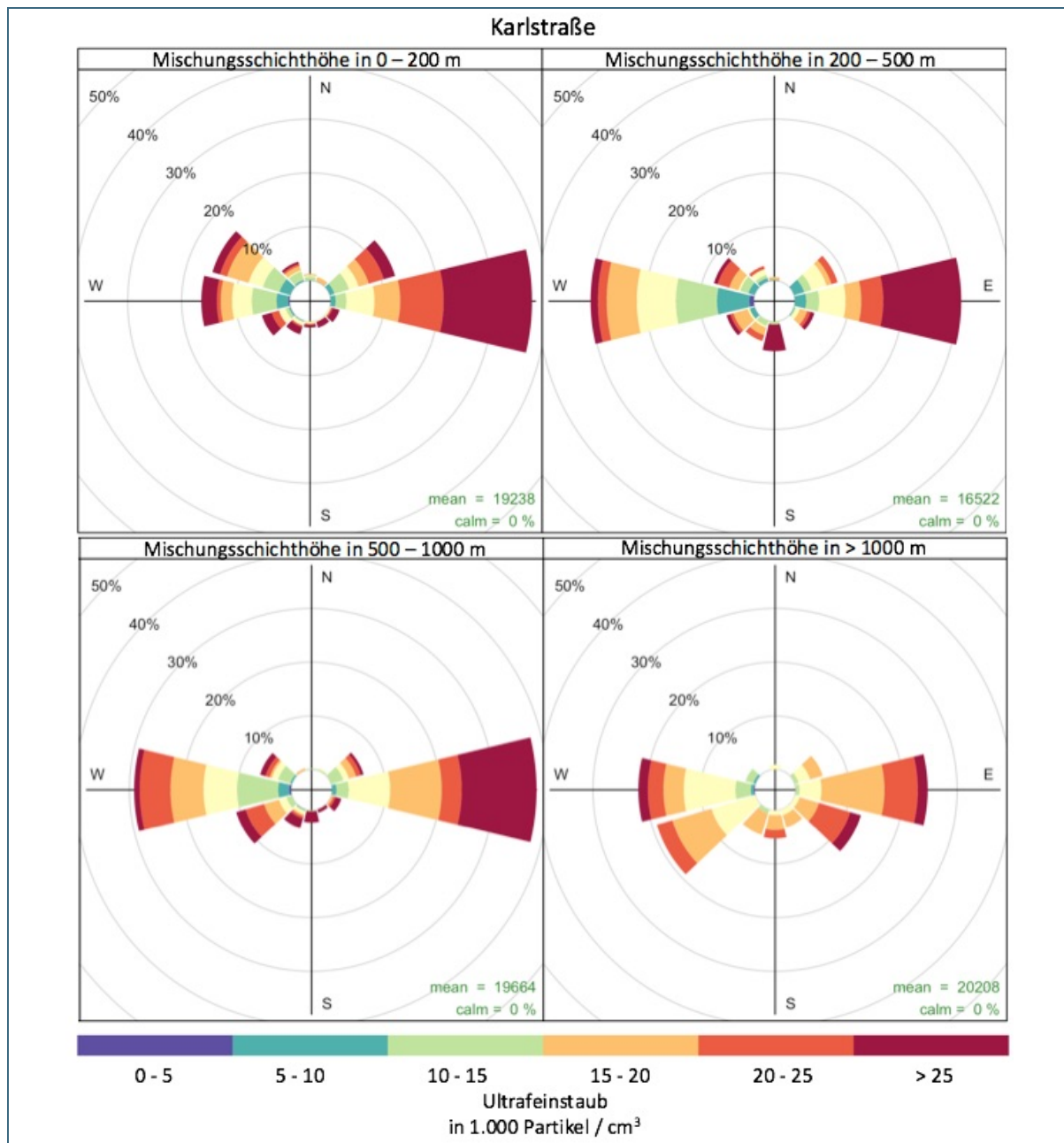


Abb. 34: Windrosen mit den prozentualen Beiträgen der einzelnen Windrichtungssektoren zur durchschnittlichen UFP-Anzahlkonzentration am Messstandort in der Karlstraße differenziert nach der Mischungsschichthöhe (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)

Abschließend gibt Abb. 35 einen Einblick in die Abhängigkeit des Tages- und Wochengangs der UFP-Konzentration von der Windrichtung für die exemplarische Messstation in der Karlstraße. Bei dieser Form der Darstellung wird die große Amplitude im Tagesgang der UFP-Messwerte aufgrund der Emissionen durch die starke Verkehrsbelastung tagsüber an den Werktagen ebenso deutlich sichtbar wie deren Quellherkunft aus südlicher bis östlicher Richtung. Die UFP-Maxima bei Luftmassentransport aus südlicher Richtung erklären sich durch die Positionierung der LÜB-Messstation, auf deren Dach das mobile UFP-Messgeräte während der Messkampagne installiert war (s. Kapitel 3.2.4), am nördlichen Fahrbahnrand. Südliche Winde treten aufgrund der ausgeprägten Kanalisierungseffekte durch die hohe Straßenrandbebauung in der Karlstraße nur sehr selten auf, weshalb UFP-Spitzenwerte

hauptsächlich bei Luftmassenherkunft aus östlicher Richtung verzeichnet werden. Bei westlicher Anströmung der Messstation werden sowohl im mittleren Tages- als auch Wochengang signifikant niedrigere Anzahlkonzentrationen ultrafeiner Partikel gemessen.

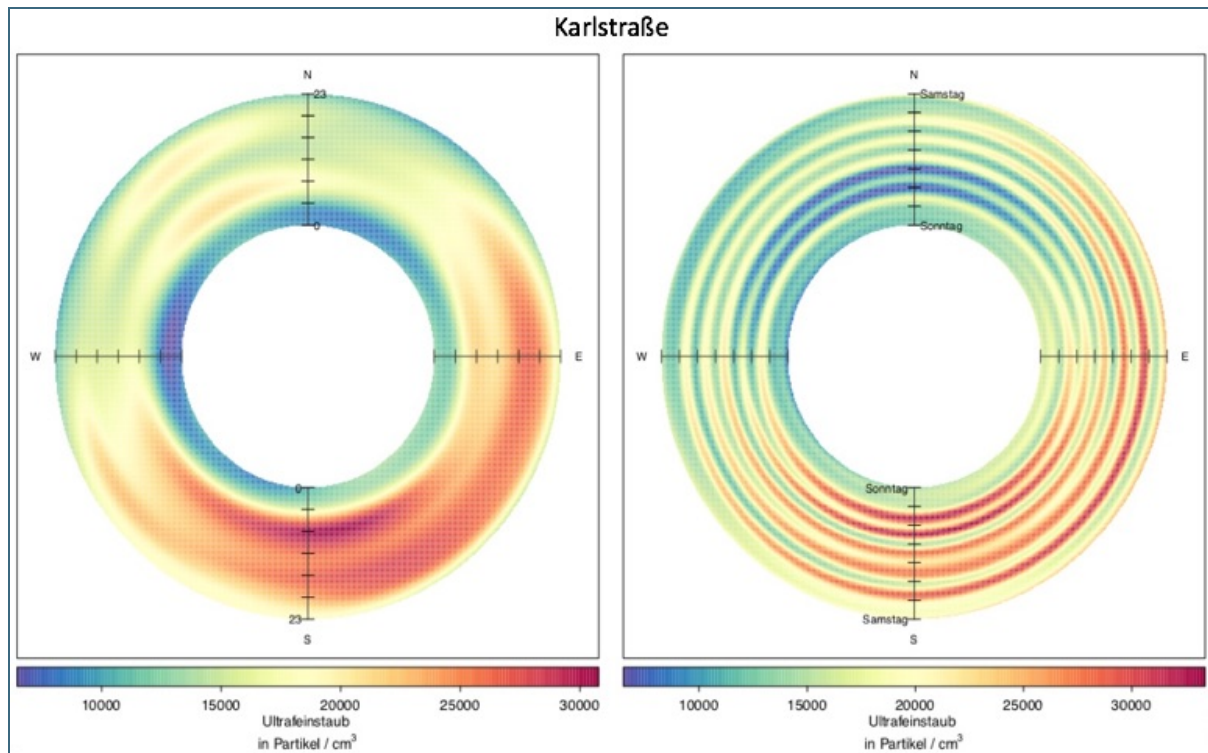


Abb. 35: Tages- (links) und Wochengang (rechts) der UFP-Anzahlkonzentration am Messstandort in der Karlstraße in Abhängigkeit der Windrichtung

4.8 Episodenanalysen

Das letzte Teilkapitel der Darstellung der Analyseresultate widmet sich abschließend der Untersuchung zweier Episoden auffällig hoher bzw. niedriger UFP-Belastungen während der Messkampagne. Im Fokus stehen dabei sowohl der Einfluss der lokalen Witterung als auch die Wirkung der meteorologischen Synoptik auf mesoskaliger Ebene auf die Augsburger UFP-Konzentrationen. Diese detaillierte Zusammenschau der verschiedenen Einflussfaktoren auf die Immissionssituation an den Messstandorten wird in den anschließenden Unterkapiteln für folgende Zeiträume durchgeführt:

- 23. bis 29. Januar 2017: Episode hoher UFP-Konzentrationen
- 4. bis 10. Dezember 2017: Episode geringer UFP-Konzentrationen

Diese beiden Wochen wurden für die Episodenanalyse aufgrund ihrer auffällig hohen bzw. niedrigen UFP-Tagesmittelwerte, die jeweils über einen Zeitraum von mehreren Tagen anhielten (s. Abb. 36), ausgewählt. Die nachfolgenden Teilkapitel beleuchten diese beiden Wochen separat hinsichtlich der vorherrschenden lokalen Meteorologie sowie hinsichtlich der aufgetretenen Großwetterlagen und Herkunftsregionen der Luftmassen, sodass eine umfassende Ursachenanalyse der Einflussfaktoren auf den verschiedenen Skalen gewährleistet ist.

Die Untersuchung der Luftmassenherkunft erfolgt mittels Trajektorienanalyse. Trajektorien aus der Dispersions- und Transportmodellierung haben sich als zuverlässiges Werkzeug zur Untersuchung

dynamischer Prozesse in der Atmosphäre auf der synoptischen Skala etabliert. Auf der Grundlage von meteorologischen Feldern numerischer Wettervorhersagemodelle verfolgen sie die Bewegung eines Luftpakets in Raum und Zeit und lassen über die entstehenden Zugbahnen Strömungsmuster erkennen. Werden die Trajektorien ausgehend von einer Messstation rückwärts in der Zeit berechnet, geben sie Auskunft über die Transportwege und potentiellen Quellgebiete der detektierten Luftmassen. Rückwärtstrajektorien sind daher ein weit verbreitetes Werkzeug zur Quellbestimmung von gemessenen Luftschadstoffen. Mit dem Trajektorienmodell FLEXTRA [29], [30] wurden die Rückwärtstrajektorien auf Basis der meteorologischen Felder des numerischen Modells des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, ECMWF) simuliert. Ausgehend vom Rezeptorstandort Augsburg wurde für eine Höhe von 50 m über Grund für jede Stunde des Messkampagnenjahres 2017 eine Trajektorie über einen Zeitraum von sieben Tagen rückwärts in der Zeit berechnet. Entlang dem so entstehenden Trajektorienpfad kann nachvollzogen werden, welchen Weg die Luftmassen vor ihrer Ankunft und Detektion in Augsburg zurückgelegt haben. Auf diese Weise ist es möglich, den Einfluss von Ferntransporten auf die Augsburger Immissionssituation zu untersuchen.

Zudem wurde zur Beurteilung des Einflusses der großräumigen Zirkulationsverhältnisse auf die örtlichen UFP-Konzentrationen jeder Tag der Messkampagne 2017 einem von zehn Großwettertypen aus der Klassifikation nach Beck [31], [32] zugeordnet. Die Großwettertypen repräsentieren prinzipiell die Strömungsrichtung und lassen dementsprechend Rückschlüsse auf die überregionale Anströmrichtung während eines Tages zu. Die Kompositen des 1.000 hPa Geopotentials der Großwettertypen-Klassifikation nach Beck, denen mit der cost733class-Klassifikationssoftware [27] die einzelnen Tage der Messkampagne zugewiesen wurden, finden sich in der Anlage 2 und visualisieren die jeweiligen Luftdruckkonstellationen der zehn Großwettertypen.

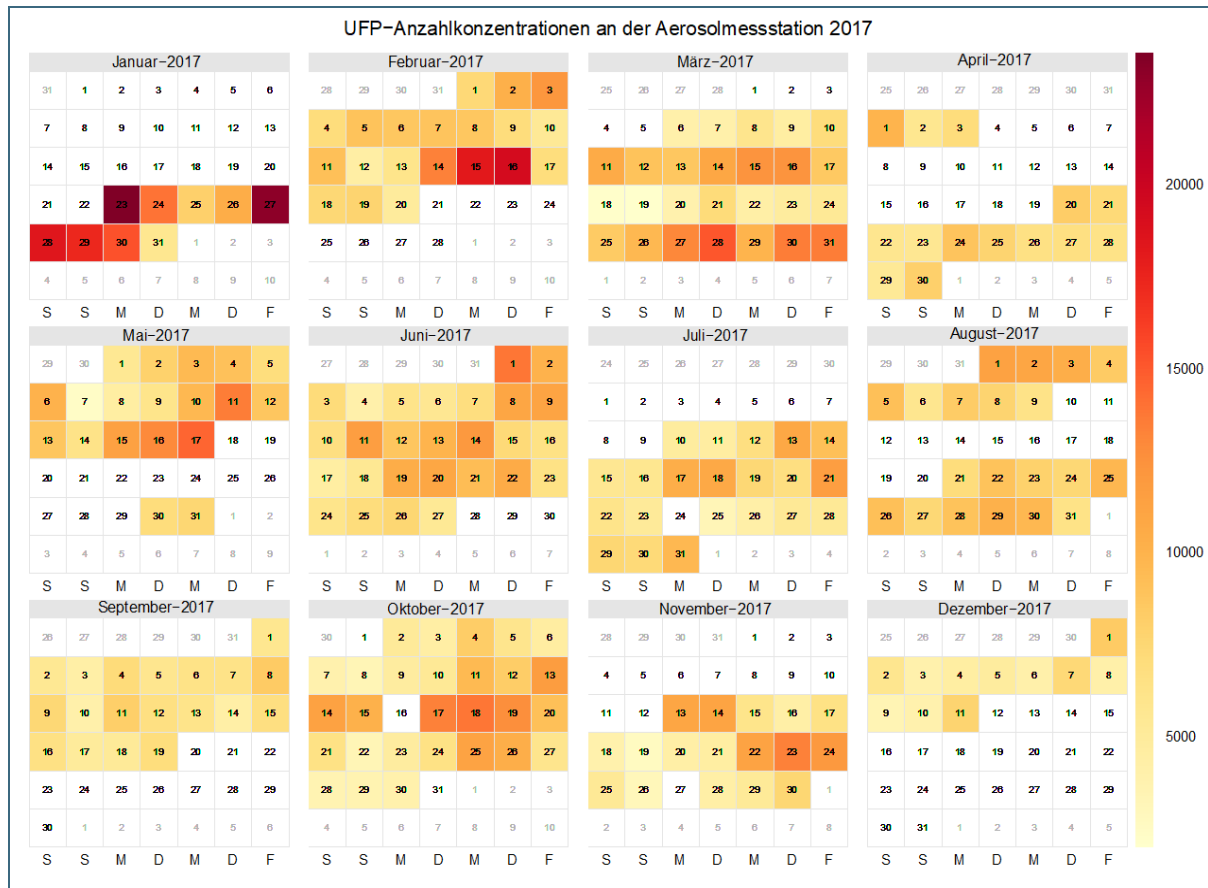


Abb. 36: Kalenderdarstellung der UFP-Anzahlkonzentrationen auf Tagesbasis in Partikel/cm³ an der Aerosolmessstation während der Feldmessphasen

4.8.1 Hohe UFP-Belastung

Abb. 37 gibt die Mittelwerte der meteorologischen Parameter sowie der UFP-Konzentrationen während der ersten Woche der Messkampagne, als eine Episode hoher Immissionswerte in Augsburg aufgetreten ist, an der exemplarischen Messstation in der Karlstraße wieder. Bei dieser Zusammenschau ist gut zu sehen, dass während der Episode besonders hoher UFP-Konzentrationen (Tagesmaxima der Stundenmittelwerte zwischen 38.000 und 50.000 Partikel/cm³) vorrangig relativ schwache Ostwinde bei sehr niedrigen Mischungsschicht Höhen (v. a. in der zweiten Wochenhälfte: < 300 m) das Witterungsgeschehen prägten. Begleitet wurde diese Situation stark gehemmter Austauschprozesse der Luftmassen von niedrigen Temperaturen (größtenteils unterhalb des Gefrierpunktes), vergleichsweise geringer Luftfeuchte (insbesondere tagsüber), sehr niedrigen Luftdruckwerten und keinerlei Niederschlag, der für eine Auswaschung der Luftschadstoffe hätte sorgen können. In ihrer Gesamtheit begünstigen diese Ausprägungen der meteorologischen Faktoren eine Anreicherung der Partikel, so dass das Niveau des charakteristischen, verkehrsbeeinflussten Tagesganges der Konzentrationen ultrafeiner Partikel in der Karlstraße stark angehoben wird.

Um den Einfluss der Luftmassenherkunft während dieser Woche Ende Januar auf die lokalen UFP-Konzentrationen in Augsburg zu untersuchen, zeigt Abb. 38 die für diesen Zeitraum stündlich berechneten und tageweise gruppierten Trajektorienpfade, die jeweils sieben Tage rückwärts in der Zeit den Weg skizzieren, den die in Augsburg erfassten Luft getragenen Schadstoffe zurückgelegt haben. Die Farbgebung der Rückwärtstrajektorien orientiert sich an den zum Zeitpunkt ihrer Ankunft in Augsburg gemessenen UFP-Konzentrationen. Die Kombination dieses Farbschemas und der Trajektorienkarten

verdeutlicht, dass insbesondere wenn Luftmassen vor ihrer Aufzeichnung in Augsburg osteuropäische Regionen überströmen (s. 23. und 27. Januar 2017 in Abb. 38), erhöhte UFP-Messwerte in Augsburg verzeichnet werden. Dieser Effekt wird vor allem in Verbindung mit geringen Windgeschwindigkeiten und Luftfeuchtwerten deutlich. Steigt die Luftfeuchtigkeit und nimmt gerade die Windgeschwindigkeit zu (s. 24. bis 26. Januar 2017 in Abb. 37), so werden potentiell ferntransportierte ultrafeine Partikel aus osteuropäischen Ländern (s. 24. bis 26. Januar 2017 in Abb. 38) derart verdünnt, dass sie in Augsburg nicht mehr gemessen werden können.

Ein Blick in die Resultate der Wetterlagenklassifikation, die jeden Tag der Messkampagne einer Großwetterlage [31], [32] zugewiesen hat, zeigt, dass während dieser Episode hoher UFP-Konzentrationen Augsburg unter beständigem Hochdruckeinfluss war (Großwettertypen vom 23. bis 29. Januar 2017: Nr. 2 (Südwest), 8 (Süd) und 10 (Hoch Mitteleuropa) des Großwettertypenkatalogs in der Anlage 2, Abb. 60). Diese Hochdruckwetterlagen begünstigen in der kalten Jahreszeit die Ausbildung einer sog. Inversionswetterlage, die auftritt, wenn es zur Umkehr der normalerweise vorherrschenden Abnahme der Temperatur mit der Höhe kommt. Dadurch wird die Durchmischung mit der oberen Atmosphäre verhindert und es reichern sich Schadstoffe unterhalb der Inversionsschicht an. Tritt eine solche Inversionswetterlage in Verbindung mit luftbelasteten Ostwinden, geringen Windgeschwindigkeiten, ausbleibendem Niederschlag und sehr niedriger Mischungsschichthöhe wie Ende Januar 2017 über Augsburg auf, intensiviert sich ihr Effekt und es kommt zu Spitzenwerten der UFP-Konzentrationen.

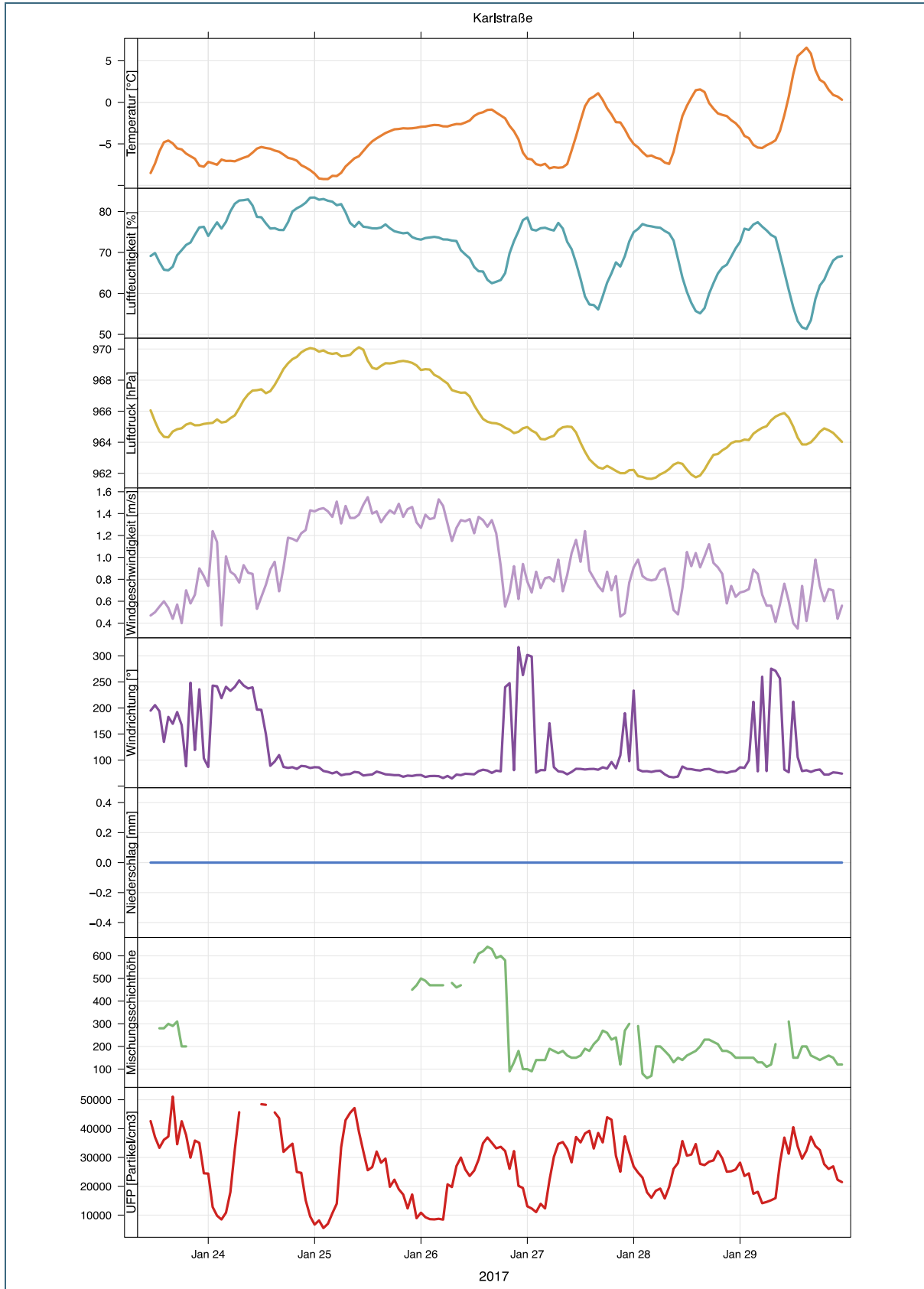


Abb. 37: Zeitreihen der meteorologischen Parameter (v. o. n. u.: Lufttemperatur [°C], Luftfeuchtigkeit [%], Luftdruck [hPa], Windgeschwindigkeit [m/s], Windrichtung [°], Niederschlag [mm], Mischungsschichthöhe [m über Grund]) sowie der UFP-Anzahlkonzentration [Partikel/cm³] in der Zeit vom 23. bis 29. Januar 2017 an der Messstation in der Karlstraße

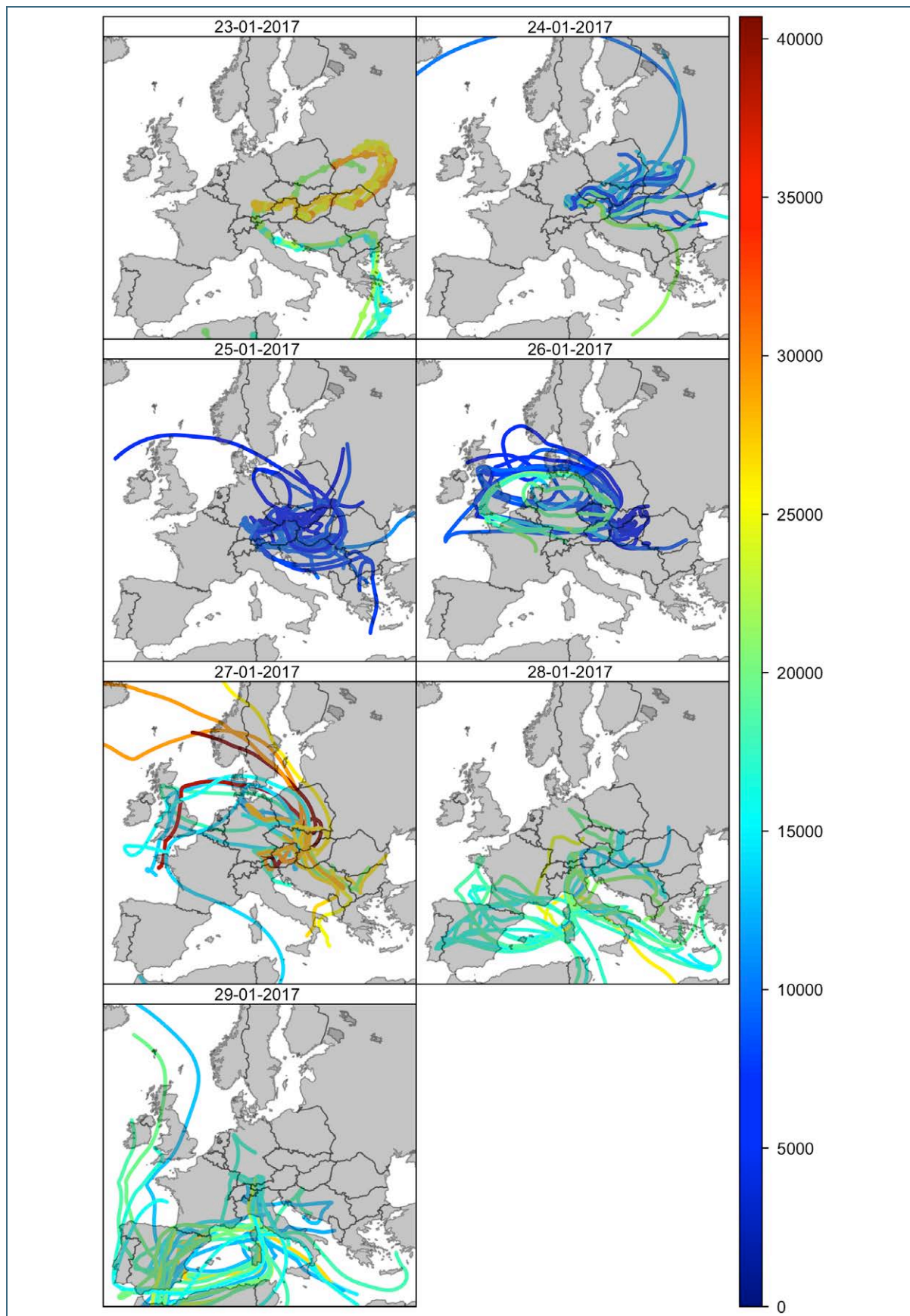


Abb. 38: Stündliche 7-Tage-Rückwärtstrajektorien über Augsburg unter Verwendung des Trajektorienmodells FLEXTRA auf Basis der ECMWF-Reanalysefelder [UFP-Anzahlkonzentration in Partikel/cm³]

4.8.2 Geringe UFP-Belastung

Die Zusammenschau der meteorologischen Parameter Temperatur, Luftfeuchte, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlag und Mischungsschichthöhe sowie der Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel während der Episode geringer UFP-Immissionen vom 4. bis 10. Dezember 2017 ist exemplarisch für die Aerosolmessstation in Abb. 39 dargestellt. Die Zeitreihen dieser Überblicksdarstellung visualisieren, dass die vergleichsweise niedrigen UFP-Konzentrationen (größtenteils deutlich unterhalb von 10.000 Partikel/cm³) zeitgleich mit zumeist hoher Luftfeuchtigkeit und teilweise sogar leichtem Niederschlag sowie relativ hohen Windgeschwindigkeiten (bis zu 4,5 m/s) bei hauptsächlich südwestlicher Anströmrichtung aufgetreten sind.

Diese Ausprägungen der meteorologischen Faktoren finden sich typischerweise dann, wenn Luftmassen maritimer Herkunft vom Atlantik das Wettergeschehen und damit auch die Schadstoffbelastung in Augsburg beeinflussen. Die für die Episodenwoche Anfang Dezember simulierten Trajektorienbewegungen der Abb. 40 bestätigen die atlantische Luftmassenherkunft und zeigen zugleich, dass sie mit hohen Windgeschwindigkeiten und niedrigen UFP-Konzentrationen einhergehen. Die Trajektorienpfade stimmen auch sehr gut mit den Resultaten der Wetterlagenklassifikation nach Beck [31], [32] für die erste Dezemberwoche überein, da diese einen konstanten Westwindeinfluss für Augsburg diagnostizieren (Großwettertypen vom 4. bis 10. Dezember 2017: Nr. 1 (West), 2 (Südwest) und 3 (Nordwest) des Großwettertypenkatalogs in Anlage 2, Abb. 60). Diese Westwindwetterlagen sorgen für den Antransport schadstoffarmer Luftmassen maritimer Herkunft und begünstigen zugleich durch ihre hohen Windgeschwindigkeiten die Durchmischung der lokalen Immissionen, so dass einer Anreicherung der UFP-Emissionen aus den skizzierten städtischen Quellen entgegengewirkt wird.

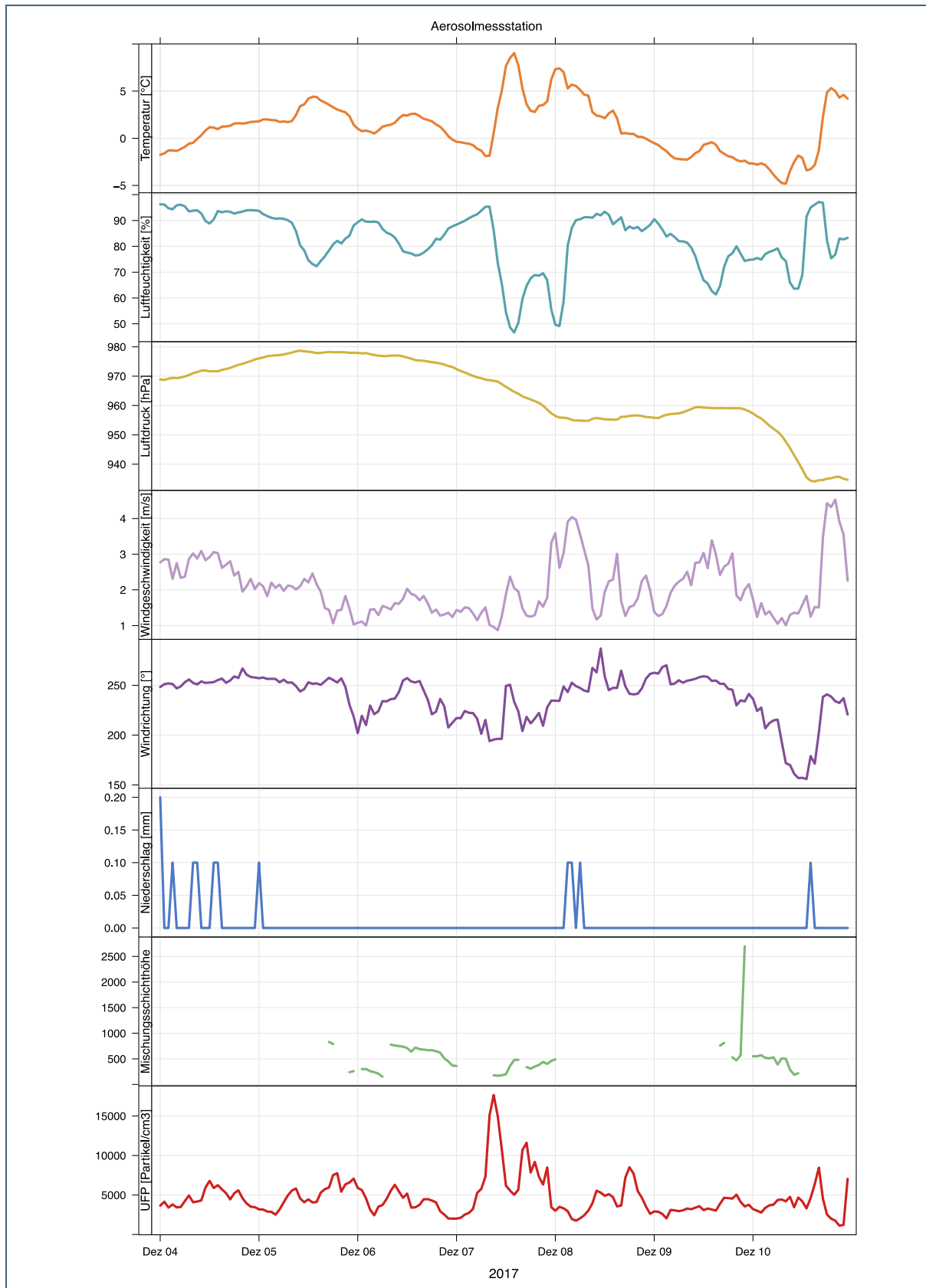


Abb. 39: Zeitreihen der meteorologischen Parameter (v. o. n. u.: Lufttemperatur [°C], Luftfeuchtigkeit [%], Luftdruck [hPa], Windgeschwindigkeit [m/s], Windrichtung [°], Niederschlag [mm], Mischungsschichthöhe [m über Grund]) sowie der UFP-Konzentration [Partikel/cm³] in der Zeit vom 4. bis 10. Dezember 2017 an der Aerosolmesstation

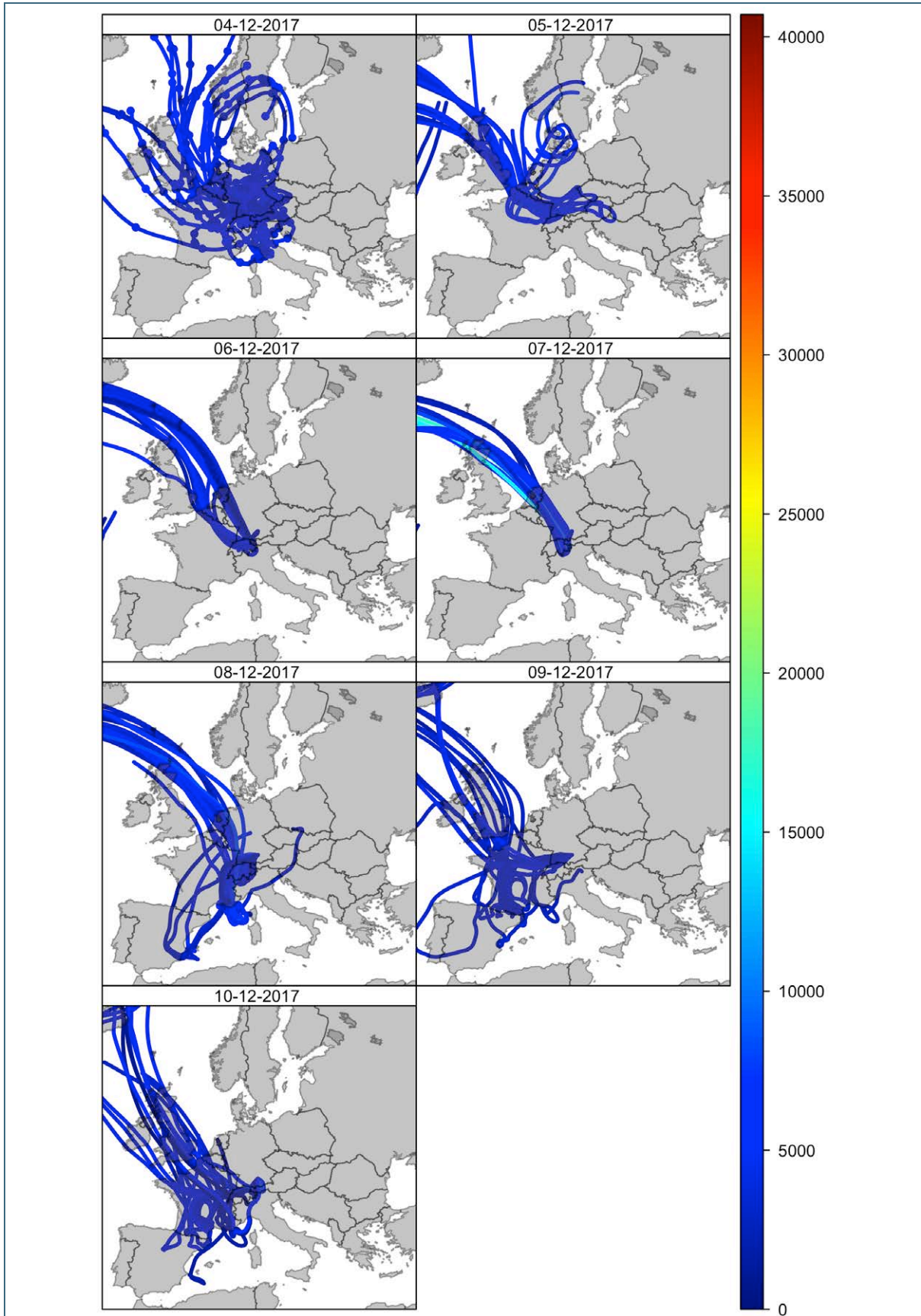


Abb. 40: Stündliche 7-Tage-Rückwärtstrajektorien über Augsburg unter Verwendung des Trajektorienmodells FLEXTRA auf Basis der ECMWF-Reanalysefelder [UFP-Anzahlkonzentration in $\text{Partikel}/\text{cm}^3$]

5 Literaturvergleich

Global betrachtet finden die Messungen des UFP-Projekts in einer Region statt, in der hohe Emissionsdichten der Partikelanzahl auftreten, auch wenn diese in Europa deutlich unter den ostasiatischen Spitzenwerten zurückbleiben (s. Abb. 41). Nicht dargestellt ist auf der Weltkarte der Abb. 41 der Kontinent mit den niedrigsten Werten der Partikelanzahlemission: der Südpol, wo Konzentrationen von weniger als 100 Partikel/cm³ gemessen werden. Um zwei Größenordnungen höhere UFP-Werte werden dagegen in vielen internationalen Städten wie Los Angeles oder London, deren UFP-Konzentrationsniveau des städtischen Hintergrunds mit dem in Augsburg vergleichbar ist, verzeichnet [34]. Europäische Minimalwerte der Partikelanzahlkonzentration finden sich im Hochgebirge und belaufen sich auf etwa 400 Partikel/cm³. In Deutschland werden die niedrigsten Langzeitmittelwerte der Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel daher auch an alpinen Bergstationen gemessen und liegen zwischen 570 und 1.000 Partikel/cm³ (Größenbereich: 20–100 nm). Im Flachland finden sich selbst an Messstellen des ländlichen Hintergrunds bereits Mittelwerte von etwa 4.000 Partikel/cm³. Doppelt bis fast vierfach höhere UFP-Konzentrationen von etwa 8.000–15.000 Partikel/cm³ werden im städtischen Hintergrund gemessen. In der unmittelbaren Nähe zu stark befahrenen Straßen oder Autobahnen steigt der langjährige UFP-Mittelwert auf mehrere Zehntausend Partikel/cm³ an [13], [36], [37].

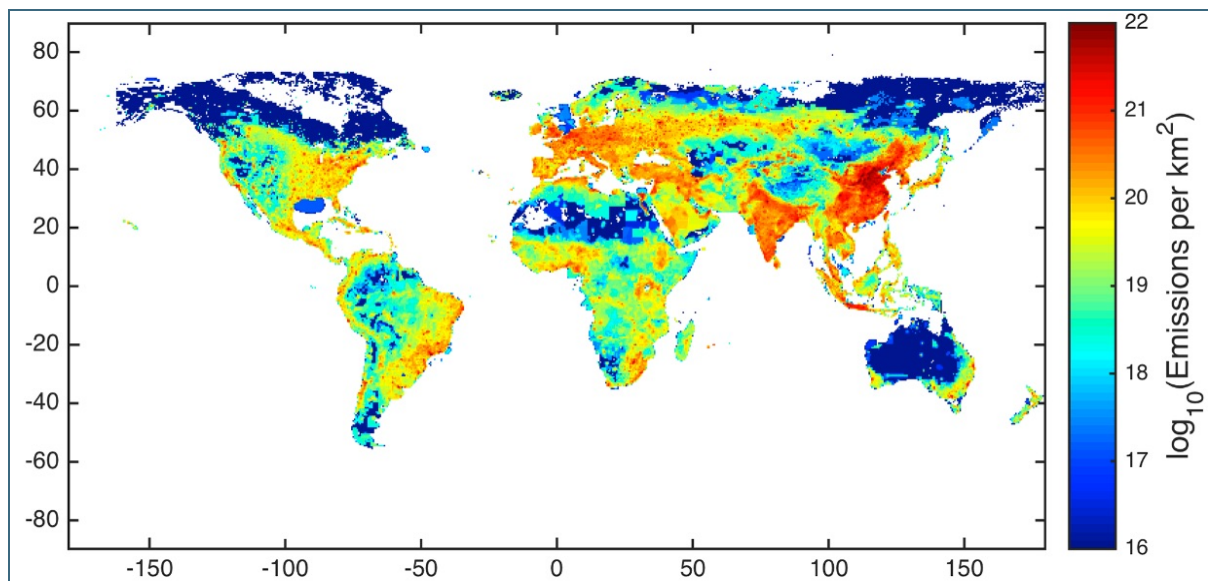


Abb. 41: Weltkarte der räumlichen Verteilung der globalen, kontinentalen, anthropogenen Partikelanzahl-Emissionen im Jahr 2010 auf einem 0,5 x 0,5 Raster (km² Jahr⁻¹) [35]

Diese stündlichen Durchschnittswerte der räumlichen Standortkategorien für Deutschland entstammen dem deutschen Messnetz für ultrafeine Aerosolpartikel, das seit 2008 als kooperatives Beobachtungsnetzwerk GUAN (German Ultrafine Aerosol Network [38], [39]) von mehreren wissenschaftlichen Institutionen und Behörden betrieben wird und mittlerweile 17 Messstationen umfasst (s. Abb. 42). Die innerhalb dieses Messstationenverbunds durchgeführten Langzeitbeobachtungen über ein Jahrzehnt belegen eine konsistente Abnahme der Gesamtpartikelanzahl an allen GUAN-Messstellen (Medianwert von -4 % pro Jahr), wobei als Median der Jahresmittelwerte aktuell etwa 8.000 Partikel/cm³ an städtischen Hotspots, etwa 5.000 Partikel/cm³ im städtischen Hintergrund und etwa 3.500 Partikel/cm³ in der ländlichen Region gemessen werden (s. Abb. 43) [40]. Die Autoren der diesen Zahlen zugrundeliegenden Studien schlussfolgern aus diesem Abwärtstrend, dass sich die eingeleiteten Maßnah-

men zur Luftreinhaltung, die im Partikelbereich schwerpunktmäßig auf die Partikelmassenkonzentration abzielen (z. B. die Einführung von Umweltzonen), offensichtlich auch positiv auf die Immissionswerte der Gesamtpartikelanzahl auswirken [10].

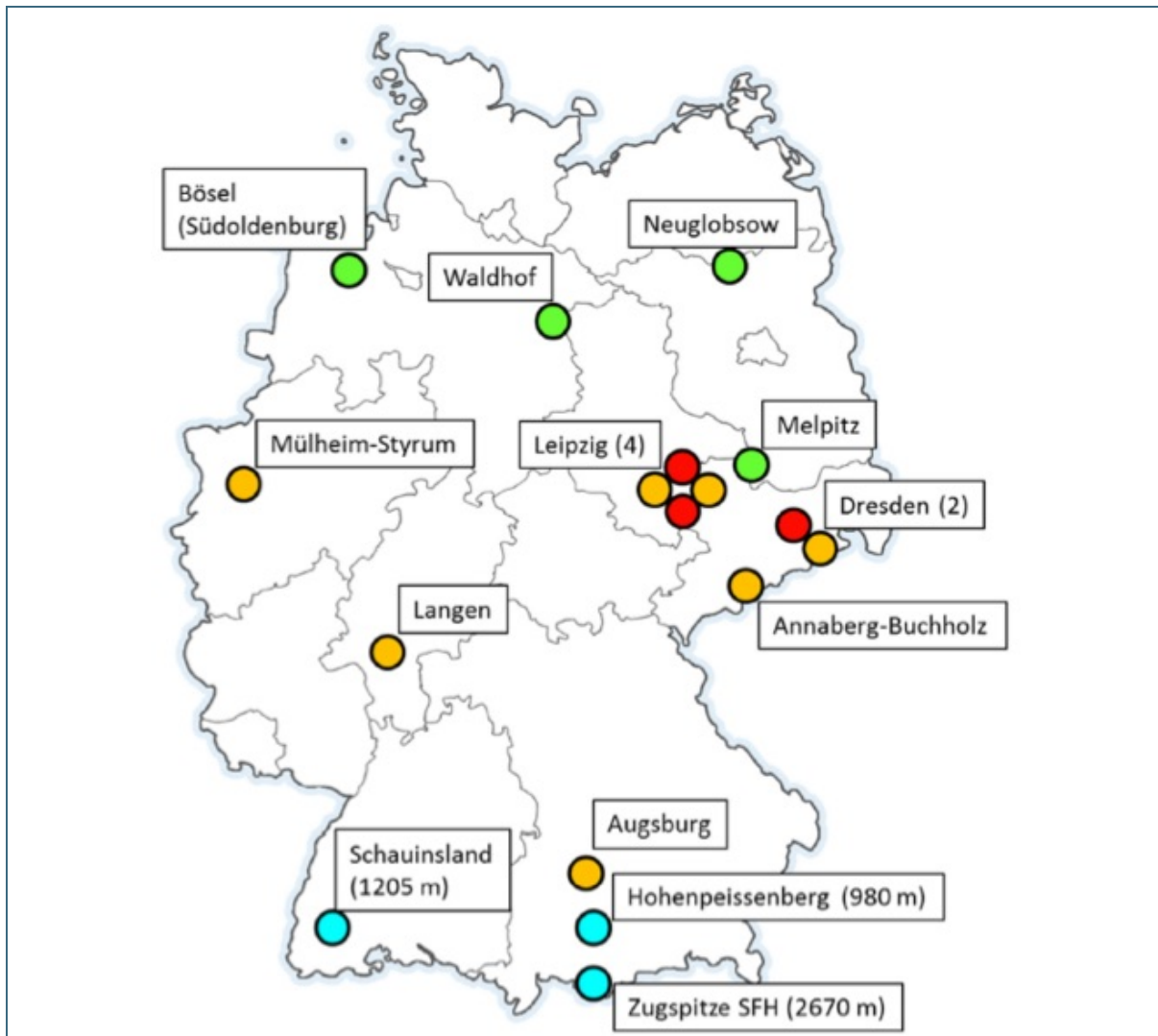


Abb. 42: Messstationen des German Ultrafine Aerosol Networks (GUAN). Kategorisierung der Messstandorte: alpin (hellblau), ländlicher Hintergrund (grün), städtischer Hintergrund (orange) und verkehrsbezogen (rot) [39]

In Abb. 44 sind die mittleren Anzahlkonzentrationen ultrafeiner Partikel (Durchmesserbereich: 20–100 nm) inklusive der wichtigsten statistischen Kenngrößen von 2009–2014 an den einzelnen GUAN-Messstellen aufgeführt und um die Werte der UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 7–2.000 nm) der Messkampagne 2017 an den Messstandorten in Augsburg ergänzt. Bei diesem Vergleich ist zu beachten, dass es sich um unterschiedliche Messzeiträume und differierende Partikelgrößenintervalle handelt. Insbesondere der bei den Messungen des Augsburger UFP-Projekts deutlich umfangreichere Durchmesserbereich der gezählten Partikel sorgt dafür, dass insgesamt höhere Konzentrationen an den zuerst aufgezählten Messstandorten verglichen mit den nachfolgenden GUAN-Messstellen verzeichnet wurden.

Da die Augsburger Aerosolmessstation sowohl Teil des GUAN-Beobachtungsnetzwerks („Augsburg“ in Abb. 44) als auch des vorliegenden UFP-Projekts ist, kann anhand dieser Station die Differenz aufgrund der unterschiedlichen (unteren wie oberen) Nachweisschwellen sowie der nicht übereinstimmenden Messzeiträume auf etwa 2.000 Partikel/cm³ beziffert werden. Daraus kann abgeleitet werden, dass die genannten Unterschiede in den Messungen zu etwa 25 % höheren Messergebnissen an den Augsburger Standorten der Messkampagne 2017 führen. Unter Berücksichtigung dieser etwa 25-prozentig höheren UFP-Anzahlkonzentrationen an den Messstandorten des Projekts kann ein Vergleich mit den GUAN-Durchschnittswerten vorgenommen werden. Dieser zeigt, dass die Messresultate beispielsweise am Königsplatz hinsichtlich ihrer statistischen Verteilungsparameter den Partikelanzahlkonzentrationen der drei verkehrsbezogenen GUAN-Messstellen in Leipzig bzw. Dresden ähneln.

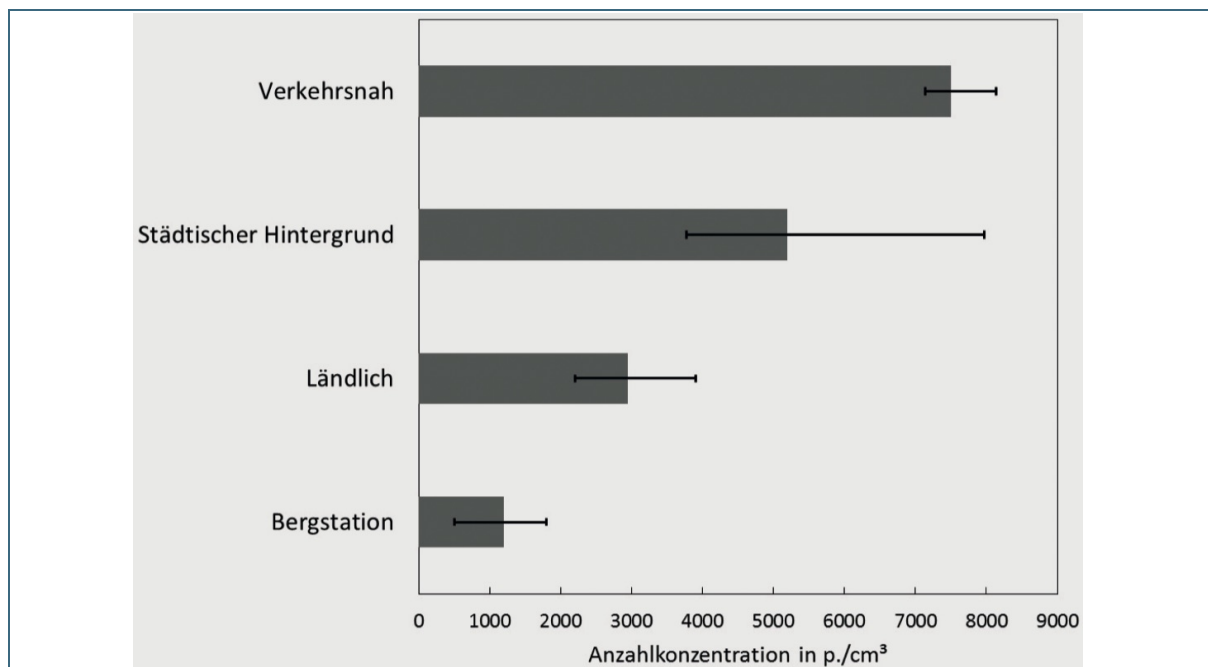


Abb. 43: Gemittelte UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 20–100 nm) der Jahre 2009 bis 2014 an den 17 GUAN-Messstellen [39]. Verkehrsnah: 3 Messstellen, Städtischer Hintergrund: 7 Messstellen, Ländlich: 4 Messstellen, Bergstation: 3 Messstellen, Antennen: Schwankungsbereich Minimum und Maximum [43].

Zusätzlich zu den kontinuierlichen UFP-Messungen im GUAN-Messstationenverbund finden im Rahmen von Forschungsprojekten wie dem vorliegenden, quellenbezogene Messungen der Partikelanzahlkonzentration statt. Eine solche Messkampagne wird aktuell vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie im Bereich des Flughafens Frankfurt durchgeführt, um den Einfluss des Flughafens als Quelle für ultrafeine Partikel zu quantifizieren. Bisher veröffentlichte Zwischenberichte ergeben einen Mittelwert von 32.664 Partikeln pro cm³ (Größenbereich: 10–500 nm) über den allerdings nicht ganzjährigen Messzeitraum von Anfang August 2018 bis Ende Februar 2019. Der Median dieser Messungen liegt bei 17.566 Partikel/cm³ und wird von einem Schwankungsbereich zwischen 3.587 Partikel/cm³ (5. Perzentil) und 111.730 Partikel/cm³ (95. Perzentil) umgeben. Damit fallen die UFP-Konzentrationen in unmittelbarer Nähe zum Flughafen etwa viermal so hoch aus wie in den anliegenden Ortschaften Raunheim und Schwanheim, wo wiederum noch etwa 30 % höhere Werte als an der bereits langjährig in Betrieb befindlichen Experimentalstation in Langen gemessen werden [41], [42].

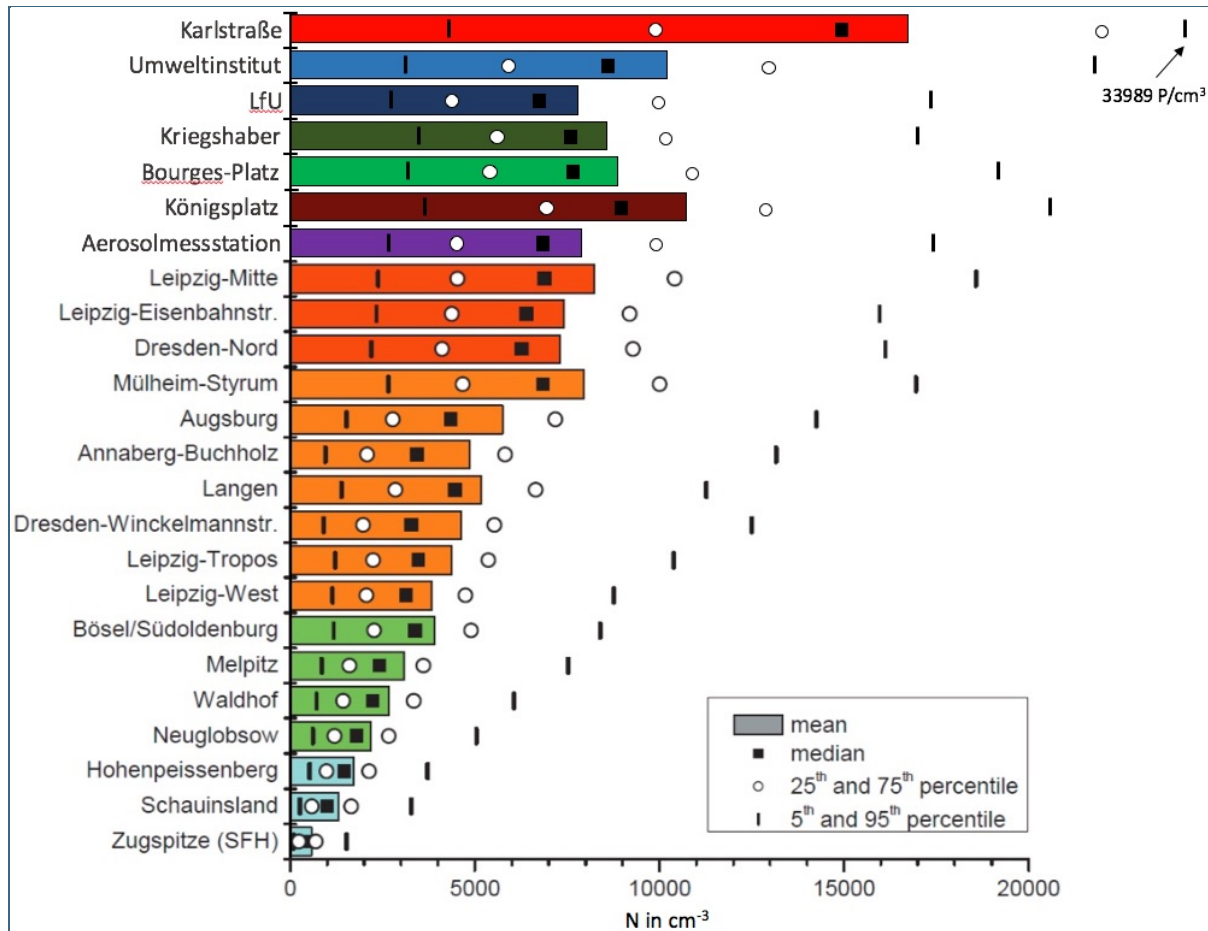


Abb. 44: Statistische Verteilungsparameter der mittleren UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 20–100 nm) von 2009 bis 2014 an den GUAN-Messstellen ergänzt um die UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 7–2.000 nm) der Messkampagne 2017 an den Messstandorten in Augsburg (modifiziert nach [40])

Da generell alle Verbrennungsprozesse – in der Außenluft insbesondere im Verkehrssektor (Kfz-, Flug-, Schiffs- und Eisenbahnverkehr), dem Energiesektor (Kraftwerke), in Industrieanlagen ebenso wie bei privaten Festbrennstoffheizungen – UFP erzeugen, sind Quellen ultrafeiner Partikel auch im Innenraum bei allen Arten von Verbrennungsvorgängen zu finden. So führen brennende Kerzen, Kaminfeuer, Ethanolöfen sowie viele Formen der Zubereitung von Lebensmitteln (Kochen, Backen, Toasten), Heimwerkarbeiten (Löten, Kleben) und der Betrieb bestimmter elektrischer Geräte (Fön, Laserdrucker, 3-D-Drucker) nachweislich zur Freisetzung hoher Anzahlkonzentrationen von UFP. Daneben emittieren auch Reinigungsprozesse (insbesondere Staubsaugen ohne HEPA-Filter) und vor allem das Rauchen (Tabak, E-Zigaretten und Tabak-Ersatzprodukte) erhebliche Mengen ultrafeiner Partikel [43], [44], [45], [46].

In Abb. 45 sind die Anzahlkonzentrationen ultrafeiner Partikel, die während verschiedener solcher Indooraktivitäten gemessen wurden, nebeneinander dargestellt. Dabei wird deutlich, dass die höchsten UFP-Immissionen beim Kerzenabbrand auftreten und dabei für kurze Zeit Konzentrationen von bis zu 1.000.000 Partikel/cm³ entstehen (Median bei etwa 300.000 Partikel/cm³). Dahinter reihen sich neben dem Rauchen die Zubereitung von Lebensmitteln in Backofen, Bratpfanne und Toaster ein, die zu Anzahlkonzentrationen ultrafeiner Partikel im hohen fünfstelligen Bereich führen [45]. Diese von Messungen in Wohnräumen stammenden Daten werden durch Labormessungen, bei denen sich die Pro-

zesse Kerzenabbrand, Braten und Toasten im Hinblick auf die Freisetzung submikroner Partikel ebenfalls als sehr emissionsstark erwiesen, bestätigt. Bei den genannten Innenraum-Partikelquellen wurden im Prüfraum vergleichbare UFP-Anzahlkonzentrationen im Bereich zwischen 500.000 und 3.000.000 Partikel/cm³ erreicht [46].

Die hier exemplarisch aufgeführten UFP-Anzahlkonzentrationen sowohl in Innenräumen wie auch in der Außenluft sollen eine grobe Einordnung der im Zuge des Projekts erhobenen UFP-Messdaten ermöglichen. Aufgrund der genannten Differenzen in den Messzeiträumen, den Partikelgrößenintervallen und generell den zum Einsatz gekommenen Messverfahren ist ein direkter Vergleich nicht zulässig. Die vorgestellten UFP-Konzentrationen der GUAN-Stationen sowie in der Umgebung des Frankfurter Flughafens ebenso wie die Partikelanzahlkonzentrationen verschiedener Indooraktivitäten können daher nur bedingt mit den UFP-Messwerten der unterschiedlichen Standorte im Augsburger Stadtgebiet verglichen werden.

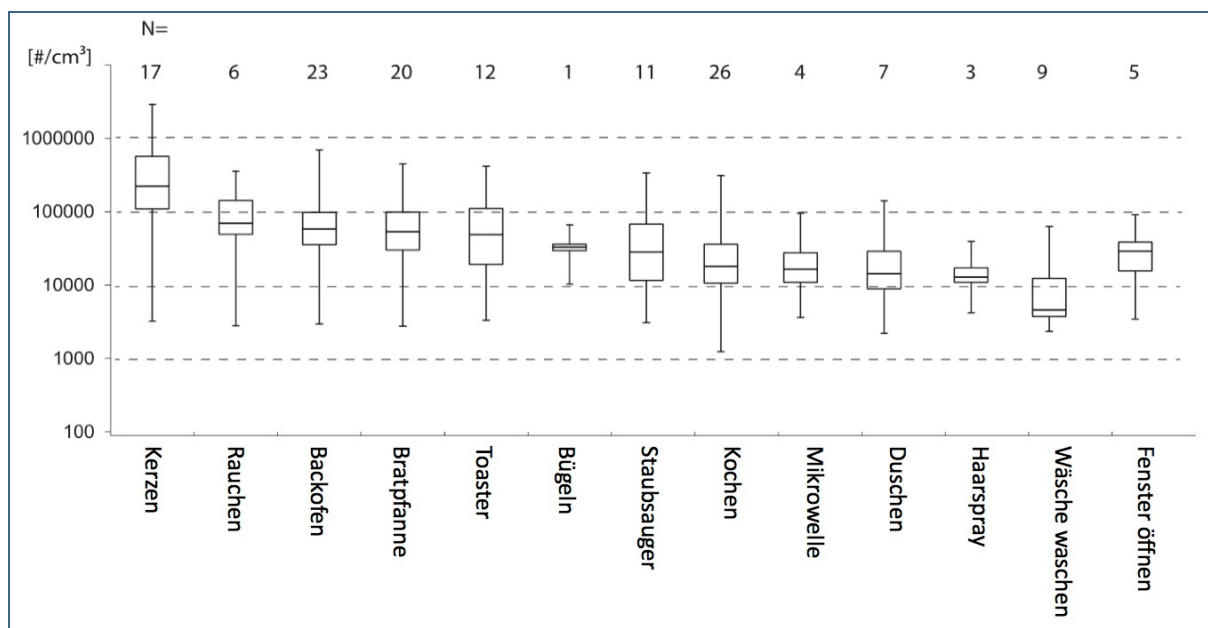


Abb. 45: Box-Whisker-Plots der UFP-Anzahlkonzentrationen für verschiedene Innenraumaktivitäten. Oberes und unteres Ende der Boxen: 25. und 75. Perzentil, horizontale Linien: Mediane; Whiskers: Minimum und Maximum, N: Anzahl der Messungen (nach [45])

6 Zusammenfassung

Datenverfügbarkeit

Die hier vorgestellten und schließlich mit anderen UFP-Messungen in Innenräumen sowie in der Außenluft in Relation gesetzten Ergebnisse der UFP-Messkampagne in Augsburg basieren auf einer umfangreichen Datengrundlage, die für jeden der Standorte mindestens 30 % des Kalenderjahres 2017 abdeckt. Diese insgesamt über 2.600 Stundenmittelwerte jedes Messstandorts entstammen acht jeweils zweiwöchentlichen Feldmessphasen, die gleichmäßig über das Jahr verteilt waren, sodass die Vorgabe der Mindestdatenerfassung, wie sie für orientierende Messungen von PM_{10} und $PM_{2,5}$ in der 39. BImSchV, Anlage 1 festgehalten ist, auch für die UFP-Messungen des Projekts eingehalten ist. Insgesamt kam es während der gesamten Messkampagne lediglich zu 0,2 % Messausfällen, von denen mehr als die Hälfte durch einen Stromausfall am Messstandort Kriegshaber verursacht wurden; die Messtechnik selbst war durchgängig zuverlässig. Es konnte selbst bei langfristigem Einsatz, wiederholten Auf- und Abbauten sowie Transporten der mobilen Messgeräte eine hohe Stabilität und Zuverlässigkeit der EDM 465 UFPCs beobachtet werden. Diese Praxiserfahrungen erlauben eine durchweg positive Bewertung der Zuverlässigkeit der Messtechnik für den mobilen Einsatz.

Standortabhängige UFP-Kennwerte

Die standortabhängigen UFP-Kennwerte der gesamten Messkampagne des Jahres 2017 ergeben ein deutlich unterschiedliches Konzentrationsniveau der verschiedenen Standortkategorien entsprechend der lokal vorherrschenden Quellen. Die niedrigsten Konzentrationsniveaus der UFP-Belastung traten an den (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen am LfU und an der Aerosolmessstation auf und liegen im Mittel zwischen knapp 8.000 und knapp 9.000 Partikel/cm³. Hier blieben die Messwerte meistens (75 %-Quartil) unterhalb von 10.000 Partikel/cm³ und überschritten selten die 20.000 Partikel/cm³-Marke. Dagegen zeigte sich an den verkehrsbeeinflussten Messstationen (Karlstraße und Königsplatz) sowie am Gewerbe-/Industriestandort bifa-Umweltinstitut deutlich der konzentrationserhöhende Effekt der dort vorherrschenden Emittenten. An diesen drei Standorten wurden im stündlichen Mittel über 10.000 bis 16.700 (Karlstraße) ultrafeine Partikel/cm³ gemessen. Nicht selten lagen die Messergebnisse dort oberhalb von 20.000 Partikel/cm³. An der besonders verkehrsexponierten Messstation in der Karlstraße sind während der Messkampagne Höchstwerte von über 50.000 Partikel/cm³ gemessen worden.

Räumliche und zeitliche Variationen

Die starke Beeinflussung durch lokale, verkehrsbedingte Emissionen in der Karlstraße zeigt sich auch in den Untersuchungen der räumlichen und zeitlichen Variationen mittels der Divergenz- und Spearman Rangkorrelations-Koeffizienten, die dieser Messstation eine Sonderstellung bescheinigen. Selbiges gilt auch für den Messstandort am bifa-Umweltinstitut, der durch Emissionen von Industrie und Gewerbe geprägt ist, so dass er mit keiner anderen Messstation vergleichbar ist. Dagegen weisen die Messstandorte Kriegshaber und Bourges-Platz sowie die Hintergrund-Standorte LfU und Aerosolmessstation mit niedrigen COD-Werten und hohen Korrelationskoeffizienten eine hohe räumliche Homogenität und eine ausgeprägte Übereinstimmung zwischen den zeitlichen Variationen der UFP-Messungen auf. Insbesondere die Ähnlichkeiten zwischen den Messstandorten des städtischen Hintergrunds finden sich auch in älteren Untersuchungen zur raumzeitlichen Variation ultrafeiner Partikel in Augsburg [47].

Tages-, Wochen- und Jahrgänge

Die Darstellung des Wochengangs visualisiert, dass sich das stark erhöhte UFP-Konzentrationslevel an der Karlstraße gegenüber den Messungen andernorts vor allem an den Werktagen und nur in deutlich abgeschwächter Form an den Wochenenden zeigt. Deutlich sichtbar wird der Einfluss des Verkehrs auch am Tagesgang der UFP-Konzentrationen, der an allen Stationen zu den Zeiten der Rush-hour einen morgendlichen sowie einen abendlichen Peak aufweist und damit den charakteristischen Verlauf verkehrsbedingter Emissionen von Luftschadstoffen in der Stadt wiedergibt. An der Karlstraße, wo ein besonders hohes Verkehrsaufkommen zu verzeichnen ist, bleibt zwischen diesen beiden Spitzen ein konstant hohes Luftbelastungsniveau bestehen, da an dieser West-Ost-Verbindungsstraße das Verkehrsaufkommen auch außerhalb des Berufsverkehrs hoch ist und es in der dortigen Straßenschlucht zudem regelmäßig zu einer Anreicherung der Luftschadstoffe kommt.

Die Tagesgänge der UFP-Messwerte an den übrigen Standorten stimmen in ihrem typischen Verlauf mit zwei Maxima – jeweils zwischen 6 Uhr und 7 Uhr sowie zwischen 19 Uhr und 20 Uhr – in Verbindung mit einem deutlichen Abfall des UFP-Konzentrationsniveaus dazwischen bzw. davor und danach weitestgehend überein. Sie unterscheiden sich jedoch in ihrem Konzentrationslevel, wobei die (vor-)städtischen Hintergrundmessstationen am LfU sowie an der Aerosolmessstation die niedrigsten UFP-Konzentrationen verzeichnen, während die verkehrsbezogene Station am Königsplatz ebenso wie der Industrie-/ Gewerbe-Standort am bifa-Umweltinstitut die höchsten UFP-Messwerte dieser sechs Stationen detektieren. Dazwischen reihen sich die Messungen im Wohngebiet in Kriegshaber sowie am Bourges-Platz mit einem ebenfalls übereinstimmendem, mittleren UFP-Konzentrationsniveau ein. Bei der Betrachtung des saisonal differenzierten Tagesganges der UFP-Konzentrationen nimmt der Messstandort in Kriegshaber jedoch eine Sonderstellung ein, da ein deutliches Maximum der Messwerte ausschließlich in den Abendstunden im Winter und in den Übergangsjahreszeiten auftritt. Diese Peaks in den UFP-Messungen zwischen Herbst und Frühling in einem Wohngebiet, das bereits bekannt für seinen hohen Anteil an Feststofffeuerung ist, gehen auf die Emissionen des abendlichen Heizens in den Privathaushalten zurück und belegen, dass dabei ultrafeine Partikel freigesetzt werden.

Beitrag lokaler Quellen

Um lokal auftretende, zusätzliche Schadstoffbelastungen wie beispielsweise durch die private Feststofffeuerung im Wohngebiet in Kriegshaber während der winterlichen Heizperiode zu ermitteln, wird mit Hilfe des Lenschow-Ansatzes [21] die additive Immissionsbelastung in Abhängigkeit lokaler Emittenten gegenüber der urbanen Hintergrundbelastung quantifiziert. Dabei konnte gezeigt werden, dass an allen Stationen – mit Ausnahme der Messstation am LfU, die im vorstädtischen Hintergrund angesiedelt ist und daher nicht Eingang in die Untersuchung des Einflusses lokaler Emissionsfaktoren findet – eine Erhöhung der UFP-Immissionssituation durch den Beitrag lokal vorherrschender Quellen vorliegt.

Im Ausmaß der Zusatzbelastung durch die UFP-Emissionen lokal vorherrschender Quellen unterscheiden sich die Messstandorte jedoch zum Teil stark. So weisen die Messungen in Kriegshaber lediglich eine geringe Erhöhung der UFP-Konzentrationen durch lokale Emittenten gegenüber der städtischen Hintergrundkonzentration auf, die insbesondere in den Abendstunden (etwa 18 Uhr) ihr Maximum erreicht. Annähernd analog dazu verhält es sich an der Messstation am Bourges-Platz, wo zusätzlich in den Morgenstunden ein Peak der additiven UFP-Konzentration auftritt, so dass wieder der charakteristische Verlauf verkehrsbeeinflusster Messungen mit zwei Maxima zu Zeiten des Berufsverkehrs sichtbar wird und auf eine entsprechende Beeinflussung rückgeschlossen werden kann.

Gleiches gilt in noch stärkerem Ausmaß für die additive UFP-Konzentration am Königsplatz, wo verkehrsbedingte Emissionen die Messwerte zur abendlichen Rushhour um durchschnittlich 5.000 Partikel/cm³ im Stundenmittel erhöhen. An der hoch frequentierten Karlstraße erreicht diese Zusatzbelastung durch das intensive Verkehrsaufkommen während des Berufsverkehrs am Abend in Verbindung mit den ungünstigen Austauschprozessen in der Straßenschlucht Werte von durchschnittlich 14.000 Partikel/cm³. Dabei fällt der Beitrag des Verkehrs zur Immissionssituation in der Karlstraße im Winter noch höher aus als während des Sommers. Dies ist den erhöhten Emissionen selbst (vermehrter Einsatz von Gebäudeheizungen und ungünstigeres Emissionsverhalten bei Kfz) als auch den im Winter häufiger auftretenden ungünstigen Witterungsbedingungen, die einen Abtransport der Emissionen erschweren, geschuldet und lässt sich im Mittel auf bis zu 3.000 Partikel/cm³ beziffern.

Korrelationen

Unabhängig von der standortspezifischen Beeinflussung durch lokale Quellen fanden sich an allen Messstandorten, die zugleich Teil des LÜB-Messnetzes sind, die stärksten Korrelationskoeffizienten zwischen UFP und gasförmigen, vom Verkehr emittierten Luftschadstoffen (NO₂ und CO), während ein lediglich schwach korreliertes Verhältnis zwischen UFP und den partikulären Luftschadstoffen (PM_{2,5} und PM₁₀) besteht. Ursächlich hierfür sind die unterschiedlichen Quellen dieser Partikelfraktionen: Während UFP hauptsächlich bei lokalen Verbrennungsprozessen (entweder als direktes Emissionsprodukt oder sekundär aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen dieser Quellen gebildet) entstehen, wird Feinstaub vorrangig durch mechanische Prozesse oder als Sekundäraerosol erzeugt. Zudem spielt das unterschiedliche Verhalten der unterschiedlichen (ultrafeinen) Feinstaubfraktionen in der Umgebungsluft eine wesentliche Rolle für den niedrigen Korrelationswert untereinander: UFP weisen einen (meist exponentiellen) Rückgang ihrer Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Quelle auf während die Partikelmasse bei gleicher Distanz zum Emittenten deutlich schwächer abnimmt [28]. Demzufolge ist das unterschiedliche Verhalten der Partikelmasse (PM_{2,5} und PM₁₀) gegenüber der Partikelanzahl (UFP) in der Umgebungsluft in Verbindung mit den genannten verschiedenen Quelltypen die Ursache dieser Resultate der Korrelationsanalysen, die sich in analoger Form auch bei der Untersuchung von UFP-Messungen in anderen Städten zeigen [28].

Auch wenn PM₁₀, PM_{2,5} und UFP unterschiedlichen Quelltypen entstammen und sich entsprechend ihrer unterschiedlichen Trägheit in der Umgebungsluft andersartig verhalten, so werden doch beide (sub-)mikroskaligen Feinstaubfraktionen maßgeblich von den lokalen Ausprägungen meteorologischer Parameter ebenso wie von der meso- bis großskaligen synoptischen Witterungssituation beeinflusst. Dieser überregionale Einfluss durch die Meteorologie und/oder den Ferntransport auf die Augsburger UFP-Konzentrationen, der über die Wirkung der lokalen Emissionsfaktoren hinausgeht, ist an allen Messstandorten festzustellen und äußert sich in den stationsübergreifenden Parallelitäten der Variationen der Partikelanzahl pro cm³. So werden an den einzelnen Messstandorten aufgrund unterschiedlicher lokaler Emittenten zwar differentielle UFP-Konzentrationsniveaus gemessen, diese sind aber durch meteorologische Faktoren an allen Standorten in relativer Synchronizität überprägt. Besonders ersichtlich ist diese überregionale Beeinflussung der UFP-Messwerte in den von-Tag-zu-Tag-Variationen, die an allen Standorten das stationspezifisch unterschiedliche Konzentrationslevel in gleichem Ausmaß schwanken lassen.

Eine wesentliche Einflussgröße ist dabei die Luftfeuchtigkeit, die mit dem UFP-Konzentrationsniveau stets – vor allem aber im Sommer, wenn ein hoher Luftfeuchtwert meist während Regen auftritt – negativ korreliert ist und den konzentrationsmindernden Effekt der Niederschläge auf die Luftschadstoffbelastung abbildet. Dieser Auswaschungseffekt ist an der Messstation in der Karlstraße besonders deutlich ausgeprägt und in den Sommermonaten Juni bis August sogar der stärkste meteorologische

Einfluss überhaupt auf die UFP-Konzentration dort. Im Winter dagegen tritt an allen Messstandorten insbesondere der Einfluss der Mischungsschichthöhe zu Tage: Kommt es zur Ausbildung einer niedrigen Mischungsschichthöhe von wenigen 100 m über Augsburg, können sich Luftschadstoffe aufgrund der fehlenden Möglichkeit des vertikalen Abtransports anreichern. So treten die höchsten UFP-Messwerte an Wintertagen mit einer geringen Mischungsschichthöhe auf. Vor allem bei Mischungsschichthöhen unterhalb von 400 m sind im Winterhalbjahr deutlich höhere Belastungen zu verzeichnen. Gleichzeitig wird deutlich, dass eine geringe Mischungsschichthöhe nicht zwangsläufig zu hohen UFP-Konzentrationen führt, da an einer Vielzahl von Tagen mit niedrigen Mischungsschichthöhen geringe Partikelanzahlkonzentrationen gemessen worden sind. An solchen Tagen können beispielsweise Niederschläge, hohe Windgeschwindigkeiten oder unterschiedliche Herkunftsgebiete der Luftmassen für eine Reduktion der Luftschadstoffbelastung verantwortlich gewesen sein. Im Umkehrschluss zeigt sich, dass an Tagen mit einer hohen Mischungsschichthöhe aufgrund des größeren Verdünnungseffektes prinzipiell mit einer geringeren UFP-Konzentration zu rechnen ist.

Darüber hinaus kommt dem Wind eine einflussreiche Rolle in Bezug auf die UFP-Immissionssituation zu, wobei sowohl die Windgeschwindigkeit als auch die Windrichtung eine Rolle spielen. Bei niedriger Windgeschwindigkeit kann es zu einer Verschärfung der Luftbelastungssituation kommen, da die für die Durchmischung bzw. die Verdünnung der Partikel und Gase verantwortlichen Luftmassenaustauschprozesse reduziert sind. Umgekehrt sorgen hohe Windgeschwindigkeiten für einen Abtransport der Luftschadstoffe beispielsweise aus Straßenschluchten, in denen sich UFP leicht akkumulieren können. Zudem ist wichtig, aus welcher Richtung der Wind weht. Für Augsburg gilt diesbezüglich, dass Ostwinde verstärkt hohe UFP-Konzentrationen mit sich bringen, wohingegen Westwinde mit vergleichsweise moderaten Leveln der Luftbelastung mit ultrafeinen Partikeln einhergehen. Die Ursache ist, dass Westwinde über Waldgebiete ziehen, während Ostwinde das gesamte Stadtgebiet überqueren. Der konzentrationserhöhende Effekt der Ostwinde, der unabhängig von der Tageszeit präsent ist, lässt sich in der Karlstraße auf Werte zwischen 2.000 und 10.000 ultrafeine Partikel/cm³ beziffern. Damit lässt sich die Wirkung der Luftmassenherkunft auf ein ähnliches Niveau quantifizieren wie der Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die UFP-Immissionssituation in der Karlstraße.

Episodenanalysen

Tatsächlich sind beide meteorologischen Einflussgrößen stark miteinander korreliert: So treten bei niedrigen Mischungsschichthöhen (v.a. < 200 m) stark gehäuft Ostwinde auf, die besonders hohe UFP-Konzentrationen von meist mehr als 30.000 Partikel/cm³ (Karlstraße) mit sich bringen. Tritt eine solche Inversionswetterlage in Verbindung mit luftbelasteten Ostwinden, geringen Windgeschwindigkeiten, ausbleibendem Niederschlag und sehr niedriger Mischungsschichthöhe wie z. B. Ende Januar 2017 über Augsburg auf, intensivieren sich die einzelnen meteorologischen Effekte und es kommt zu Spitzenwerten der UFP-Konzentrationen. Dagegen sorgen Westwindwetterlagen wie beispielsweise Anfang Dezember 2017 für den Antransport schadstoffarmer Luftmassen maritimer Herkunft und begünstigen zugleich durch ihre zumeist hohen Windgeschwindigkeiten die Durchmischung der lokalen Immissionen, sodass einer Anreicherung der UFP-Emissionen aus den urbanen Quellen entgegengewirkt wird.

Fazit

Wie die dargelegten Analyseresultate aufzeigen, wird die Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel stark von den lokal vorherrschenden Quellen dominiert, aber auch von der Meteorologie maßgeblich beeinflusst. Zugleich variieren die UFP-Konzentrationen deutlich in Abhängigkeit von der Jahres- und insbesondere der Tageszeit entsprechend der unterschiedlichen urbanen Emissionsfaktoren vor Ort. Dem-

zufolge weisen insbesondere städtische UFP-Konzentrationen eine ausgeprägte zeitliche und kleinräumliche Variabilität auf, so dass für belastbare Aussagen zur lokalen Immissionssituation in der Stadt UFP-Messungen mit hohen Qualitätsstandards in der Technik und in der Durchführung grundlegend sind. Um hierfür eine Orientierung zu geben, wurde dieses Pilotprojekt durchgeführt, in dessen vorliegendem Abschlussbericht daher neben den Untersuchungsergebnissen auch die Planung und Durchführung der Messkampagne mit allen Schritten, von der Standortskizzierung bis zur Qualitätssicherung der Datensätze, detailliert beschrieben ist. Die hier durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass für die Erfassung der Immissionssituation vor Ort höchste technische und wissenschaftliche Standards erforderlich sind, um letztendlich Daten für die gesundheitliche Bewertung von UFP in der Umgebungsluft zu gewinnen.

7 Literaturverzeichnis

- [1] Kreyling W. G., Tuch T., Peters A., Pitz M., Heinrich J., Stölzel M., Cyrys J., Heyder J., Wichmann H. E. (2003): Diverging long-term trends in ambient urban particle mass and number concentrations associated with emission changes caused by the German unification. *Atmospheric Environment*, 37, 3841-3848.
- [2] Tuch T., Wehner B., Pitz M., Cyrys J., Heinrich J., Kreyling W. G., Wichman H. E., Wiedensohler A. (2003): Long-term measurements of size-segregated ambient aerosol in two German cities located 100 km apart. *Atmospheric Environment*, 37, 4687-4700.
- [3] Chen K., Schneider A., Cyrys J., Wolf K., Meisinger C., Heier M., von Scheidt W., Kuch B., Pitz M., Peters A., Breitner S. (2020): Hourly Exposure to Ultrafine Particle Metrics and the Onset of Myocardial Infarction in Augsburg, Germany. *Environmental Health Perspectives*, DOI 10.1289/EHP5478.
- [4] Pirjola L., Paasonen P., Pfeiffer D., Hussein T., Hämeri K., Koskentalo T., Virtanen A., Rönkkö T., Keskinen J., Pakkanen T. A., Hillamo R. E. (2006): Dispersion of particles and trace gases nearby a city highway: Mobile laboratory measurements in Finland. *Atmospheric Environment*, 40, 867-879.
- [5] Peters A., Breitner S., Cyrys J., Stölzel M., Pitz M., Wölke G., Heinrich J., Kreyling W. G., Küchenhoff H., Wichmann H. E. (2009): The Influence of Improved Air Quality on Mortality Risks in Erfurt, Germany. *Health Effects Institute Research Report 137*.
- [6] De Hartog J. J., Hoek G., Mirme A., Tuch T., Kos G. P. A., Ten Brink H. M., Brunekreef B., Cyrys J., Heinrich J., Pitz M., Lanki T., Vallius M., Pekkanen J., Kreyling W. G. (2005): Relationship between different size classes of particulate matter and meteorology in three European cities. *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 302-310.
- [7] Heyder J. (2004): Deposition of inhaled particles in the human respiratory tract and consequences for regional targeting in respiratory drug delivery. *Proceedings of the American Thoracic Society*, 1, 315-320.
- [8] Ruckerl R., Schneider A., Breitner S., Cyrys J., Peters A. (2011): Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhalation Toxicology*, 23, 555-592.
- [9] Umweltbundesamt (2018): Health Effects of Ultrafine Particles – Systematic literature search and the potential transferability of the results to the German setting. *Dessau-Roßlau*, 108 S.
- [10] Schulz H., Karrasch S., Bölke G., Cyrys J., Hornberg C., Pickford R., Schneider A., Witt C., Hoffmann B. (2018): Atmen – Luftschadstoffe und Gesundheit. *Positionspapier der Deutschen Gesellschaft für Pneumologie und Beatmungsmedizin e.V. (DGP)*, Berlin, 99 S.
- [11] Health Effects Institute (2013): HEI Review Panel on Ultrafine Particles - Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. *HEI Perspectives 3*, Boston, MA (USA), 108 S.
- [12] Birmili W., Ruckerl R., Hoffmann B., Weinmayr G., Schins R., Kuhlbusch T. A. J., Vogel A., Weber K., Franck U., Cyrys J., Peters A. (2014): Ultrafeine Aerosolpartikel in der Außenluft: Perspektiven zur Aufklärung ihrer Gesundheitseffekte. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, 74, 492-500.
- [13] Birmili W., Weinhold K., Rasch F., Sonntag A., Sun J., Merkel M., Wiedensohler A., Bastian S., Schladitz A., Lösschau G., Cyrys J., Pitz M., Gu J., Kusch T., Flentje H., Quass U., Kaminski H., Kuhlbusch T. A. J., Meinhardt F., Schwerin A., Bath O., Ries L., Wirtz K., Fiebig M. (2016): Long-term observations of tropospheric particle number size distribution and equivalent black carbon mass concentrations in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). *Earth System Science Data*, 8, 355-382.

- [14] Deutscher Wetterdienst (2020): https://www.dwd.de/DE/forschung/klima_umwelt/klimaueberwachung/gaw/gaw_node.html (Zugriff am 17.02.2020).
- [15] Stadt Augsburg (2017): Strukturatlas der Stadt Augsburg 2017: https://www.augsburg.de/fileadmin/user_upload/buergerservice_rathaus/rathaus/statistiken_und_geodaten/statistiken/strukturatlas/strukturatlas_der_stadt_augsburg_2017.pdf (Zugriff am 18.02.2020), 148 S.
- [16] Frei H. (2013): Topografie – Geologie – Gewässer – Geographische Lage – Klima – Raumnutzung. In: Grünsteudel, G., Hägele, G., Frankenberger, R. [Hrsg.]: Augsburger Stadtlexikon Online. Wißner-Verlag (04.10.2017).
- [17] Jacobeit J. (1986): Stadtklimatologie von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung der luft-hygienischen Situation sowie des Lärms. In: Fischer K. [Hrsg.]: Beiträge zur Physischen Geographie des Raumes Augsburg. Augsburger Geographische Hefte, 6, 171 S.
- [18] Jacobeit J. (1990): Neuere Daten und Fakten zum Stadtklima von Augsburg. In: Fischer K. [Hrsg.]: Beiträge zur Physischen Geographie des Raumes Augsburg. Augsburger Geographische Hefte, 8, 1-28.
- [19] Bayerisches Landesamt für Umwelt (2009): Einfluss von Emissionen aus der Gebäudeheizung auf Feinstaubimmissionen im Raum Augsburg. Schlussbericht: https://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_luft_00161.htm (Zugriff am 19.02.2020), 198 S.
- [20] Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG (2014): Handbuch EDM 465 UFP - Version 1.1, Ainring, 63 S.
- [21] Gu J., Pitz M., Schnelle-Kreis J., Diemer J., Reller A., Zimmermann R., Soentgen J., Stoelzel M., Wichmann H.-E., Peters A., Cyrys J. (2011): Source apportionment of ambient particles: Comparison of positive matrix factorization analysis applied to particle size distribution and chemical composition data. *Atmospheric Environment*, 45, 1849-1857.
- [22] Pitz M., Birmili W., Schmid O., Peters A., Wichmann H. E., Cyrys J. (2008): Quality control and quality assurance for particle size distribution measurements at an urban monitoring station in Augsburg, Germany. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(9), 1017-1024.
- [23] Pitz M. (2010): Validierung und Analyse von innovativen Parametern zur kontinuierlichen Charakterisierung von feinen und ultrafeinen Partikeln für epidemiologische Studien. Dissertation. Zentrum für Ingenieurwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Universitäts- und Landesbibliothek Sachsen-Anhalt, 120 S.
- [24] Wongphatarakul V., Friedlander S. K., Pinto J. P. (1998): A comparative study of PM_{2.5} ambient aerosol chemical databases. *Environmental Science & Technology*, 32, 3926-3934.
- [25] Krudysz M. A., Froines J. R., Fine P. M., Sioutas C. (2008): Intra-community spatial variation of size-fractionated PM mass, OC, EC, and trace elements in the Long Beach, CA area. *Atmospheric Environment*, 42, 5374-5389.
- [26] Sharma A. K. (2005): Text Book of Correlations and Regressions. Discovery Publishing Pvt. Ltd, ISBN 978-8171419357, 212 S.
- [27] Lenschow P., Abraham H.-J., Kutzner K., Lutz M., Preuß J.-D., Reichenbacher W. (2001): Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment*, 35, 23-33.
- [28] Morawska L., Cassee F. R., Peters A. (2019): White Paper – Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. European Federation of Clean Air and Environmental Protection Associations (EFCA), 19 S.

- [29] Stohl A., Wotawa G., Seibert P., Kromp-Kolb H. (1995): Interpolation errors in wind fields as a function of spatial and temporal resolution and their impact on different types of kinematic trajectories. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 34, 2149-2165.
- [30] Stohl A., Seibert P. (1998): Accuracy of trajectories as determined from the conservation of meteorological tracers. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 124, 1465-1484.
- [31] Beck C. (2000): Zirkulationsdynamische Variabilität im Bereich Nordatlantik-Europa seit 1780. *Würzburger Geographische Arbeiten*, 95, 350 S.
- [32] Beck C., Jacobeit J., Jones P. D. (2007): Frequency and within-type variations of large scale circulation types and their effects on low frequency climate variability in Central Europe since 1780. *International Journal of Climate*, 27, 473-491.
- [33] Tveito O. E., Huth R., Philipp A., Post R., Pasqui M., Esteban P., Beck C., Demuzere M., Prudhomme C. (2016): COST Action 733: Harmonization and Application of Weather Type Classifications for European Regions – Final Scientific Report. urn:nbn:de:bvb:384-opus4-37682
- [34] De Jesus A. L., Rahman M. M., Mazaheri M., Thompson H., Knibbs L. D., Jeong C., Evans G., Nei W., Ding A., Qiao L., Li L., Portin H., Niemi J. V., Timonen H., Luoma K., Petäjä T., Kulmala M., Kowalski M., Peters A., Cyrus J., Ferrero L., Manigrasso M., Avino P., Buonano G., Reche C., Querol X., Beddows D., Harrison R. M., Sowlat M. H., Sioutas C., Morawska L. (2019): Ultrafine particles and PM_{2.5} in the air of cities around the world: Are they representative of each other? *Environmental International*, 129, 118-135.
- [35] Paasonen P., Kupiainen K., Klimont Z., Visschedijk A., Denier van der Gon H. A. C., Amann M. (2016): Continental anthropogenic primary particle number emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 6823-6840.
- [36] Kumar P., Morawska L., Birmili W., Paasonen P., Hu M., Kulmala M., Harrison R. M., Norford L., Britter R. (2014): Ultrafine particles in cities. *Environment International*, 66, 1-10.
- [37] Buxbaum I., Nagl C. (2018): Ultrafeine Partikel, Black Carbon – Aktueller Wissensstand. Report des Umweltbundesamtes Österreich. Wien, 65 S.
- [38] TROPOS – Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (2018): The German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). Partners, scientific co-operation, publications, measurement data, measurement sites, instrumentation. Leipzig, <http://wiki.tropos.de/index.php/GUAN> (letzter Zugriff am 13.12.2019).
- [39] Birmili W., Weinhold K., Rasch F., Sonntag A., Sun J., Merkel M., Wiedensohler A., Bastian S., Schladitz A., Löschau G., Cyrus J., Pitz M., Gu J., Kusch T., Flentje H., Quass U., Kaminski H., Kuhlbusch T. A. J., Meinhardt F., Schwerin A., Bath O., Ries L., Gerwig H., Wirtz K., Fiebig M. (2016): Long-term observations of tropospheric particle number size distributions and equivalent black carbon mass concentrations in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN). *Earth System Science Data*, 8, 355-382.
- [40] Birmili W., Sun J., Weinhold K., Merkel M., Rasch F., Wiedensohler A., Bastian S., Löschau G., Schladitz A., Quass U., Kuhlbusch T. A. J., Kaminski H., Cyrus J., Pitz M., Gu J., Peters A., Flentje H., Meinhardt F., Schwerin A., Bath O., Ries L., Gerwig H., Wirtz K., Weber S. (2015): Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN) – Part III: Black Carbon mass and particle number concentrations 2009-2014. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 2015, 11/12, 479-488.
- [41] Rose D., Jacobi S. (2019): 2. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt. Hrsg.: Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie. Wiesbaden, 53 S.

- [42] Ausschuss für Umwelt und Verbraucherschutz des Bayerischen Landtags (2017): Wortprotokoll und Fragenkatalog der Expertenanhörung zum Thema „Feinstaub und Ultrafeinstaub – Ursachen und Gesundheitsrisiken“ am 16.11.2017. München, 171 S.
- [43] Birmili W., Süring K., Becker K., Gerwig H., Schwirn K., Löschau G., Plass D., Tobollik M. (2018): Ultrafeine Partikel in der Umgebungsluft – Aktueller Wissensstand. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst, 2/2018, 57-65.
- [44] Birmili W., Kolossa-Gehring M., Valtanen K., Debiak M., Salthammer T. (2018): Schadstoffe im Innenraum – aktuelle Handlungsfelder. Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz, 61, 656-666.
- [45] Isaxon C., Gudmundsson A., Nordin E. Z., Lönnblad L., Dahl A., Wieslander G., Bohgard M., Wierzbicka A. (2015): Contribution of indoor-generated particles to residential exposure. Atmospheric Environment, 106, 458-466.
- [46] Hellack B., Soppa V., Quass U., Kaminski H., Neumeyer-Sickinger A., Buschka A., Albrecht C., Weinmayer G., Schins R., Hoffmann B., Kuhlbusch T. (2015): Effekte von Partikeln aus Innenraum-Aktivitäten (EPIA) – Untersuchung zur Freisetzung feiner und ultrafeiner Partikel aus Quellen im Innenraum: chemisch-physikalische Charakterisierung der Partikel und Studien zur gesundheitlichen Wirkung. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit – Forschungskennzahl: 371162205. Dessau-Roßlau, 364 S.
- [47] Cyrus J., Pitz M., Heinrich J., Wichmann H.-E., Peters A. (2008): Spatial and temporal variation of particle number concentration in Augsburg, Germany. Science Total Environment, 401, 168-175.

8 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Übersichtskarte der Messstandorte im Augsburger Stadtgebiet	9
Abb. 2:	Funktionsschema des Messprinzips im Kondensationspartikelzähler EDM 465 UFPC der Firma Grimm [20]	11
Abb. 3:	Exemplarischer Auszug der Datenstruktur des EDM 465 UFPC (v.l.n.r. Datum, Uhrzeit, geographische Breite und Länge, Höhe, Temperatur, Luftfeuchte, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlagsmenge, Windgeschwindigkeitsvektor, Warnung, Fehler, Partikelanzahlkonzentration)	12
Abb. 4:	Vorderansicht EDM 465 UFPC; links: geschlossen, rechts: geöffnet während der Auffüllung des Butanolreservoirs	13
Abb. 5:	Ablaufplan der Messkampagne	15
Abb. 6:	Zeitreihen der UFP-Anzahlkonzentrationen in Partikel/cm ³ der acht Feldmessphasen der Messkampagne	20
Abb. 7:	Zeitreihen der UFP-Anzahlkonzentration auf Tagesbasis in Partikel/cm ³ der acht Feldmessphasen der Messkampagne	21
Abb. 8:	Box-Whisker-Plots der UFP-Anzahlkonzentrationen differenziert nach Messstandorten	23
Abb. 9:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der UFP-Anzahlkonzentrationen differenziert nach Messstandorten	24
Abb. 10:	Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte	27
Abb. 11:	Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Werk- und Wochenendtagen	28
Abb. 12:	Divergenzkoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Winter- und Sommermonaten	28
Abb. 13:	Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]	30
Abb. 14:	Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Werk- und Wochenendtagen [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]	31
Abb. 15:	Spearman Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen aller Messstandorte differenziert nach Winter- und Sommermonaten [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]	32
Abb. 16:	Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahregänge (Mitte unten) der UFP-Anzahlkonzentrationen der Messkampagne 2017	33
Abb. 17:	Verkehrsaufkommen (exemplarischer Tage im Juli 2015) und UFP-Anzahlkonzentration in der Karlstraße [Linien: Mittelwert; schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	33

Abb. 18:	Saisonal differenzierte Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an den Messstandorten LfU (links) und Königsplatz (rechts) [Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]	35
Abb. 19:	Saisonal differenzierte Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an den Messstandorten Karlstraße (links) und Kriegshaber (rechts) [Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]	36
Abb. 20:	Schema der Luftschadstoffbelastung in einem städtischen Ballungsraum, die sich aus dem regionalen (grün) und dem urbanen (orange) Hintergrund sowie einer lokalen Belastung wie beispielsweise dem Verkehr an einer Hauptstraße (rot) zusammensetzt. [10]	37
Abb. 21:	Tagesgänge der lokalen Zusatzbelastungen der UFP-Anzahlkonzentrationen normiert auf die städtische Hintergrundbelastung [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	37
Abb. 22:	Tagesgänge der lokalen Zusatzbelastungen der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße (links) und in Kriegshaber (rechts) normiert auf die städtische Hintergrundbelastung differenziert nach Sommer- (rot) und Winterhalbjahr (blau) [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	38
Abb. 23:	Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der stündlichen UFP-Anzahlkonzentrationen sowie der gesetzlich reglementierten Luftschadstoffe des LÜB-Messnetzes am Messstandort LfU [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]	39
Abb. 24:	Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahregänge (Mitte unten) der Konzentrationen von PM ₁₀ , PM _{2,5} und UFP an der Messstation des LfU während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	40
Abb. 25:	Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahregänge (Mitte unten) der Konzentrationen von NO ₂ , CO und UFP an der Messstation des LfU während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	41
Abb. 26:	Tages- (links unten), Wochen- (oben: Stundenmittelwerte, rechts unten: Tagesmittelwerte) und Jahregänge (Mitte unten) der Konzentrationen von PM ₁₀ , NO ₂ , CO und UFP an der Messstation in der Karlstraße während der Messkampagne 2017 [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	42
Abb. 27:	Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der UFP-Anzahlkonzentrationen und meteorologischen Parameter an der Aerosolmessstation [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet]	43
Abb. 28:	Saisonal differenzierte Spearman Rangkorrelationskoeffizienten der UFP-Anzahlkonzentrationen und meteorologischen Parameter an der Aerosolmessstation [zur besseren Übersicht sind ausschließlich die Nachkommawerte nach 0, abgebildet; Frühling: März–Mai; Sommer: Juni–August; Herbst: September–November; Winter: Dezember–Februar]	44
Abb. 29:	Streudiagramm der Mischungsschichthöhe und der UFP-Anzahlkonzentration an der Aerosolmessstation differenziert nach Winter- und Sommerhalbjahr	45

Abb. 30:	Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße differenziert nach der Mischungsschichthöhe (</> 500 m) über Augsburg [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	46
Abb. 31:	Windrose mit den prozentualen Auftretshäufigkeiten der einzelnen Windrichtungssektoren für den Messstandort am LfU (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)	47
Abb. 32:	Windrose mit den prozentualen Auftretshäufigkeiten der einzelnen Windrichtungssektoren für den Messstandort in der Karlstraße (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)	48
Abb. 33:	Tagesgänge der UFP-Anzahlkonzentrationen an der Karlstraße differenziert nach der Windrichtung [schattierte Bereiche: Schwankungsbereich 5. und 95. Perzentil]	48
Abb. 34:	Windrosen mit den prozentualen Beiträgen der einzelnen Windrichtungssektoren zur durchschnittlichen UFP-Anzahlkonzentration am Messstandort in der Karlstraße differenziert nach der Mischungsschichthöhe (Farbgebung entsprechend der mit den Windrichtungssektoren assoziierten UFP-Anzahlkonzentration)	49
Abb. 35:	Tages- (links) und Wochengang (rechts) der UFP-Anzahlkonzentration am Messstandort in der Karlstraße in Abhängigkeit der Windrichtung	50
Abb. 36:	Kalenderdarstellung der UFP-Anzahlkonzentrationen auf Tagesbasis in Partikel/cm ³ an der Aerosolmessstation während der Feldmessphasen	52
Abb. 37:	Zeitreihen der meteorologischen Parameter (v. o. n. u.: Lufttemperatur [°C], Luftfeuchtigkeit [%], Luftdruck [hPa], Windgeschwindigkeit [m/s], Windrichtung [°], Niederschlag [mm], Mischungsschichthöhe [m über Grund]) sowie der UFP-Anzahlkonzentration [Partikel/cm ³] in der Zeit vom 23. bis 29. Januar 2017 an der Messstation in der Karlstraße	54
Abb. 38:	Stündliche 7-Tage-Rückwärtstrajektorien über Augsburg unter Verwendung des Trajektorienmodells FLEXTRA auf Basis der ECMWF-Reanalysefelder [UFP-Anzahlkonzentration in Partikel/cm ³]	55
Abb. 39:	Zeitreihen der meteorologischen Parameter (v. o. n. u.: Lufttemperatur [°C], Luftfeuchtigkeit [%], Luftdruck [hPa], Windgeschwindigkeit [m/s], Windrichtung [°], Niederschlag [mm], Mischungsschichthöhe [m über Grund]) sowie der UFP-Konzentration [Partikel/cm ³] in der Zeit vom 4. bis 10. Dezember 2017 an der Aerosolmessstation	57
Abb. 40:	Stündliche 7-Tage-Rückwärtstrajektorien über Augsburg unter Verwendung des Trajektorienmodells FLEXTRA auf Basis der ECMWF-Reanalysefelder [UFP-Anzahlkonzentration in Partikel/cm ³]	58
Abb. 41:	Weltkarte der räumlichen Verteilung der globalen, kontinentalen, anthropogenen Partikelanzahl-Emissionen im Jahr 2010 auf einem 0,5 x 0,5 Raster (km ⁻² Jahr ⁻¹) [35]	59
Abb. 42:	Messstationen des German Ultrafine Aerosol Networks (GUAN). Kategorisierung der Messstandorte: alpin (hellblau), ländlicher Hintergrund (grün), städtischer Hintergrund (orange) und verkehrsbezogen (rot) [39]	60
Abb. 43:	Gemittelte UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 20–100 nm) der Jahre 2009 bis 2014 an den 17 GUAN-Messstellen [39]. Verkehrsnahe: 3 Messstellen,	

	Städtischer Hintergrund: 7 Messstellen, Ländlich: 4 Messstellen, Bergstation: 3 Messstellen, Antennen: Schwankungsbereich Minimum und Maximum [43].	61
Abb. 44:	Statistische Verteilungsparameter der mittleren UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 20–100 nm) von 2009 bis 2014 an den GUAN-Messstellen ergänzt um die UFP-Anzahlkonzentrationen (Durchmesserbereich: 7–2.000 nm) der Messkampagne 2017 an den Messstandorten in Augsburg (modifiziert nach [40])	62
Abb. 45:	Box-Whisker-Plots der UFP-Anzahlkonzentrationen für verschiedene Innenraumaktivitäten. Oberes und unteres Ende der Boxen: 25. und 75. Perzentil, horizontale Linien: Mediane; Whiskers: Minimum und Maximum, N: Anzahl der Messungen (nach [45])	63
Abb. 46:	Luftbild vom Messstandort der Aerosolmessstation	79
Abb. 47:	Messstandort Aerosolmessstation; Blickrichtung Süd-West	79
Abb. 48:	Luftbild vom Messstandort am Bayerischen Landesamt für Umwelt	81
Abb. 49:	Messstandort Bayerisches Landesamt für Umwelt; Blickrichtung Süd-Ost (links) und Süd-West (rechts)	81
Abb. 50:	Luftbild vom Messstandort am Bourges-Platz	83
Abb. 51:	Messstandort Bourges-Platz; Blickrichtung Süd-Ost (links) und Nord-West (rechts)	83
Abb. 52:	Luftbild vom Messstandort in der Karlstraße	85
Abb. 53:	Messstandort Karlstraße; Blickrichtung Ost (links) und West (rechts)	85
Abb. 54:	Luftbild vom Messstandort am Königsplatz	87
Abb. 55:	Messstandort Königsplatz; Blickrichtung Nord (links) und Süd (rechts)	87
Abb. 56:	Luftbild des Messstandortes in Kriegshaber	89
Abb. 57:	Messstandort Kriegshaber; Blickrichtung Süd-Ost (links) und Süd-West (rechts)	89
Abb. 58:	Luftbild vom Messstandort am bifa-Umweltinstitut	91
Abb. 59:	Messstandort bifa-Umweltinstitut; Blickrichtung Süd-West (links) und Nord-Ost (rechts)	91
Abb. 60:	Kompositen des 1.000 hPa Geopotentials der Großwettertypen-Klassifikation [31]	92

9 Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Erfasste Parameter an den Messstandorten im Jahr 2017	10
Tab. 2:	Technische Daten des EDM 465 UFPC [20]	12
Tab. 3:	Stationäre Messgeräte der Augsburger Aerosolmessstation	14
Tab. 4:	UFP- und Gesamtpartikel-Anzahlkonzentration an der Aerosolmessstation im Jahr 2017 in Partikel/cm ³	19
Tab. 5:	Deskriptive Statistiken der UFP-Anzahlkonzentrationen in Partikel/cm ³	22
Tab. 6:	Datenblatt zum Messstandort Aerosolmessstation	78
Tab. 7:	Datenblatt zum Messstandort Bayerisches Landesamt für Umwelt	80
Tab. 8:	Datenblatt zum Messstandort Bourges-Platz	82
Tab. 9:	Datenblatt zum Messstandort Karlstraße	84
Tab. 10:	Datenblatt zum Messstandort Königsplatz	86
Tab. 11:	Datenblatt zum Messstandort Kriegshaber	88
Tab. 12:	Datenblatt zum Messstandort bifa-Umweltinstitut	90

Anlage 1: Dokumentation Messstandorte

Aerosolmessstation

Tab. 6: Datenblatt zum Messstandort Aerosolmessstation

Stationsname:	Augsburg Aerosolmessstation (auf dem Campus der Hochschule Augsburg)
Straße:	Friedberger Straße
PLZ Ort:	86161 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4419112 / 5358366
Geographische Länge / Breite:	10° 54' 25.6" / 48° 21' 28.6"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.907109 / 48.357929
Höhe über Normalnull:	484 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Hintergrund
EU- Code:	-
zusätzlich am Standort gemessene Luftschadstoffparameter anderer Geräte:	Feinstaub (PM ₁₀ , Partikeldurchmesser < 10 µm) Feinstaub (PM _{2,5} , Partikeldurchmesser < 2,5 µm) Ruß (BC, black carbon) Gesamtpartikelanzahl, Partikelgrößenverteilung

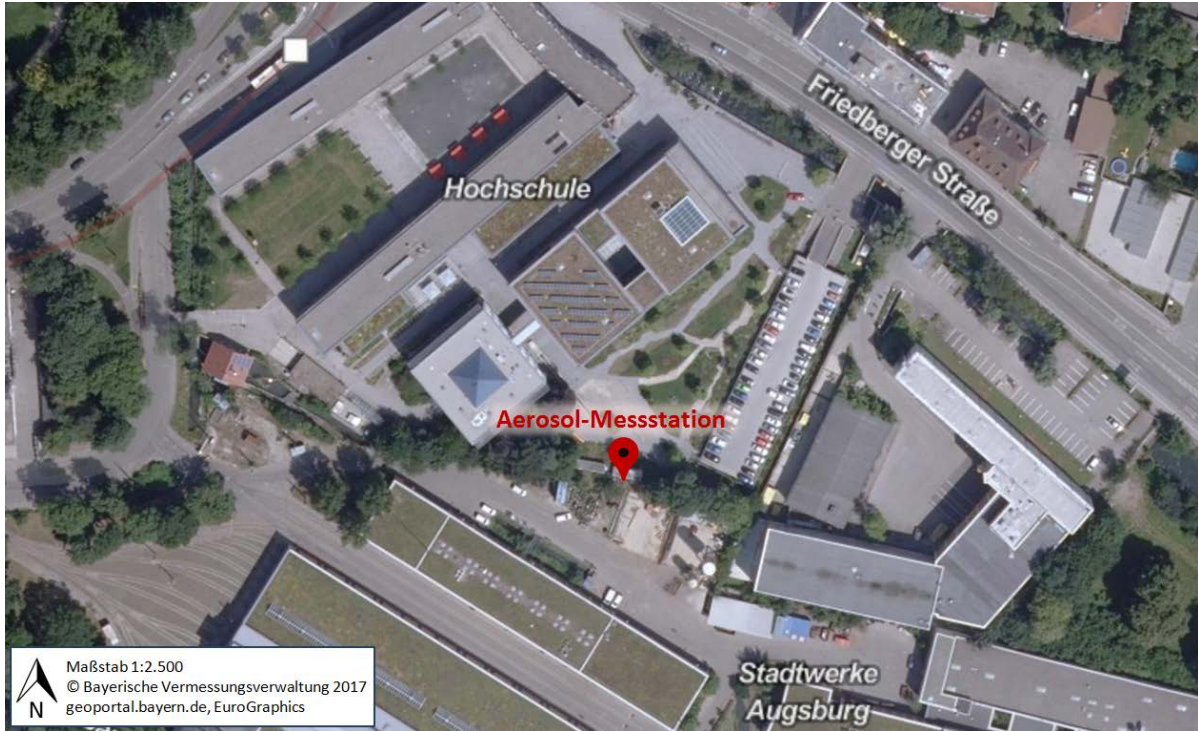


Abb. 46: Luftbild vom Messstandort der Aerosolmesstation



Abb. 47:
Messstandort Aerosolmesstation;
Blickrichtung Süd-West

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Tab. 7: Datenblatt zum Messstandort Bayerisches Landesamt für Umwelt

Stationsname:	Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) in Augsburg
Straße:	Bürgermeister-Ulrich-Straße
PLZ Ort:	86179 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4418765 / 5354817
Geographische Länge / Breite:	10° 54' 11" / 48° 19' 33.6"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.903051 / 48.326013
Höhe über Normalnull:	495 m
Stationsumgebung:	vorstädtisches Gebiet
Art der Station:	Hintergrund
EU-Code:	DEBY099
zusätzlich am Standort gemessene Luftschadstoffparameter anderer Geräte:	<p>Ozon (O₃)</p> <p>Schwefeldioxid (SO₂)</p> <p>Kohlenmonoxid (CO)</p> <p>Stickstoffmonoxid (NO)</p> <p>Stickstoffdioxid (NO₂)</p> <p>Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Xylole (BTX)</p> <p>Feinstaub (PM_{2,5}, Partikeldurchmesser < 2,5 µm)</p> <p>Feinstaub (PM₁₀, Partikeldurchmesser < 10 µm)</p> <p>Inhaltsstoffe (Benzo(a)pyren) in PM₁₀</p> <p>Inhaltsstoffe (Blei, Cadmium, Arsen, Nickel) in PM₁₀</p>



Abb. 48: Luftbild vom Messstandort am Bayerischen Landesamt für Umwelt

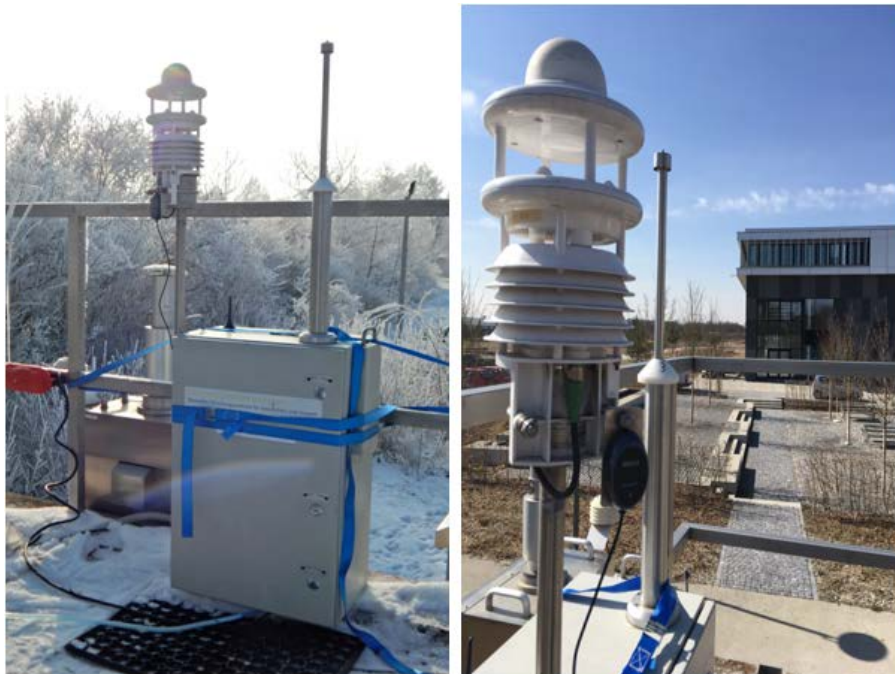


Abb. 49: Messstandort Bayerisches Landesamt für Umwelt; Blickrichtung Süd-Ost (links) und Süd-West (rechts)

Bourges-Platz

Tab. 8: Datenblatt zum Messstandort Bourges-Platz

Stationsname:	Augsburg Bourges-Platz
Straße:	Bourges-Platz
PLZ Ort:	86153 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4417758 / 5360455
Geographische Länge / Breite:	10° 53' 18.1" / 48° 22' 35.7"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.88837 / 48.376576
Höhe über Normalnull:	477 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Hintergrund
EU-Code:	DEBY007
zusätzlich am Standort gemessene Luft- schadstoffparameter anderer Geräte:	Ozon (O ₃) Stickstoffmonoxid (NO) Stickstoffdioxid (NO ₂) Feinstaub (PM _{2,5} , Partikeldurchmesser < 2,5 µm) Feinstaub (PM ₁₀ , Partikeldurchmesser < 10 µm)



Abb. 50: Luftbild vom Messstandort am Bourges-Platz



Abb. 51:
Messstandort Bourges-
Platz;
Blickrichtung Süd-Ost
(links) und Nord-West
(rechts)

Karlstraße

Tab. 9: Datenblatt zum Messstandort Karlstraße

Stationsname:	Augsburg Karlstraße
Straße:	Karlstraße
PLZ Ort:	86150 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4418329 / 5359742
Geographische Länge / Breite:	10° 53' 46.4" / 48° 22' 12.9"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.896221 / 48.370237
Höhe über Normalnull:	485 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Verkehr
EU- Code:	DEBY110
zusätzlich am Standort gemessene Luft- schadstoffparameter anderer Geräte:	Kohlenmonoxid (CO) Stickstoffmonoxid (NO) Stickstoffdioxid (NO ₂) Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Xylole (BTX) Feinstaub (PM ₁₀ , Partikeldurchmesser < 10 µm)



Abb. 52: Luftbild vom Messstandort in der Karlstraße



Königsplatz

Tab. 10: Datenblatt zum Messstandort Königsplatz

Stationsname:	Augsburg Königsplatz
Straße:	Königsplatz
PLZ Ort:	86150 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4418232 / 5359115
Geographische Länge / Breite:	10° 53' 42.1" / 48° 21' 52.5"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.895029 / 48.364589
Höhe über Normalnull:	492 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Verkehr
EU- Code:	DEBY006
zusätzlich am Standort gemessene Luftschadstoffparameter anderer Geräte:	<p>Schwefeldioxid (SO₂)</p> <p>Kohlenmonoxid (CO)</p> <p>Stickstoffmonoxid (NO)</p> <p>Stickstoffdioxid (NO₂)</p> <p>Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol, Xylole (BTX)</p> <p>Feinstaub (PM₁₀, Partikeldurchmesser < 10 µm)</p> <p>Inhaltsstoffe (Benzo(a)pyren) in PM₁₀</p> <p>Inhaltsstoffe (Blei, Cadmium, Arsen, Nickel) in PM₁₀</p>



Abb. 54: Luftbild vom Messstandort am Königsplatz



Abb. 55:
Messstandort Königsplatz;
Blickrichtung Nord (links) und Süd (rechts)

Kriegshaber

Tab. 11: Datenblatt zum Messstandort Kriegshaber

Stationsname:	Augsburg Kriegshaber
Straße:	Lorenz-Stötter-Weg
PLZ Ort:	86156 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4415712 / 5361098
Geographische Länge / Breite:	10° 51' 38.5" / 48° 22' 55.4"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.860698 / 48.382059
Höhe über Normalnull:	478 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Hintergrund
EU- Code:	-
zusätzlich am Standort gemessene Luft- schadstoffparameter anderer Geräte:	-



Abb. 56: Luftbild des Messstandortes in Kriegshaber



Abb. 57:
Messstandort Kriegshaber;
Blickrichtung Süd-Ost (links) und Süd-West (rechts)

bifa-Umweltinstitut

Tab. 12: Datenblatt zum Messstandort bifa-Umweltinstitut

Stationsname:	Augsburg Umweltinstitut (bifa)
Straße:	Am Mittleren Moos
PLZ Ort:	86167 Augsburg
Gauß-Krüger 4 Rechtswert / Hochwert:	4421129 / 5363036
Geographische Länge / Breite:	10° 56' 0.5" / 48° 24' 0.7"
Geographische Länge / Breite (dezimal):	10.933464 / 48.400181
Höhe über Normalnull:	468 m
Stationsumgebung:	städtisches Gebiet
Art der Station:	Industrie
EU-Code:	-
zusätzlich am Standort gemessene Luft- schadstoffparameter anderer Geräte:	-



Abb. 58: Luftbild vom Messstandort am bifa-Umweltinstitut



Abb. 59: Messstandort bifa-Umweltinstitut; Blickrichtung Süd-West (links) und Nord-Ost (rechts)

Anlage 2: Klassifikation Großwettertypen

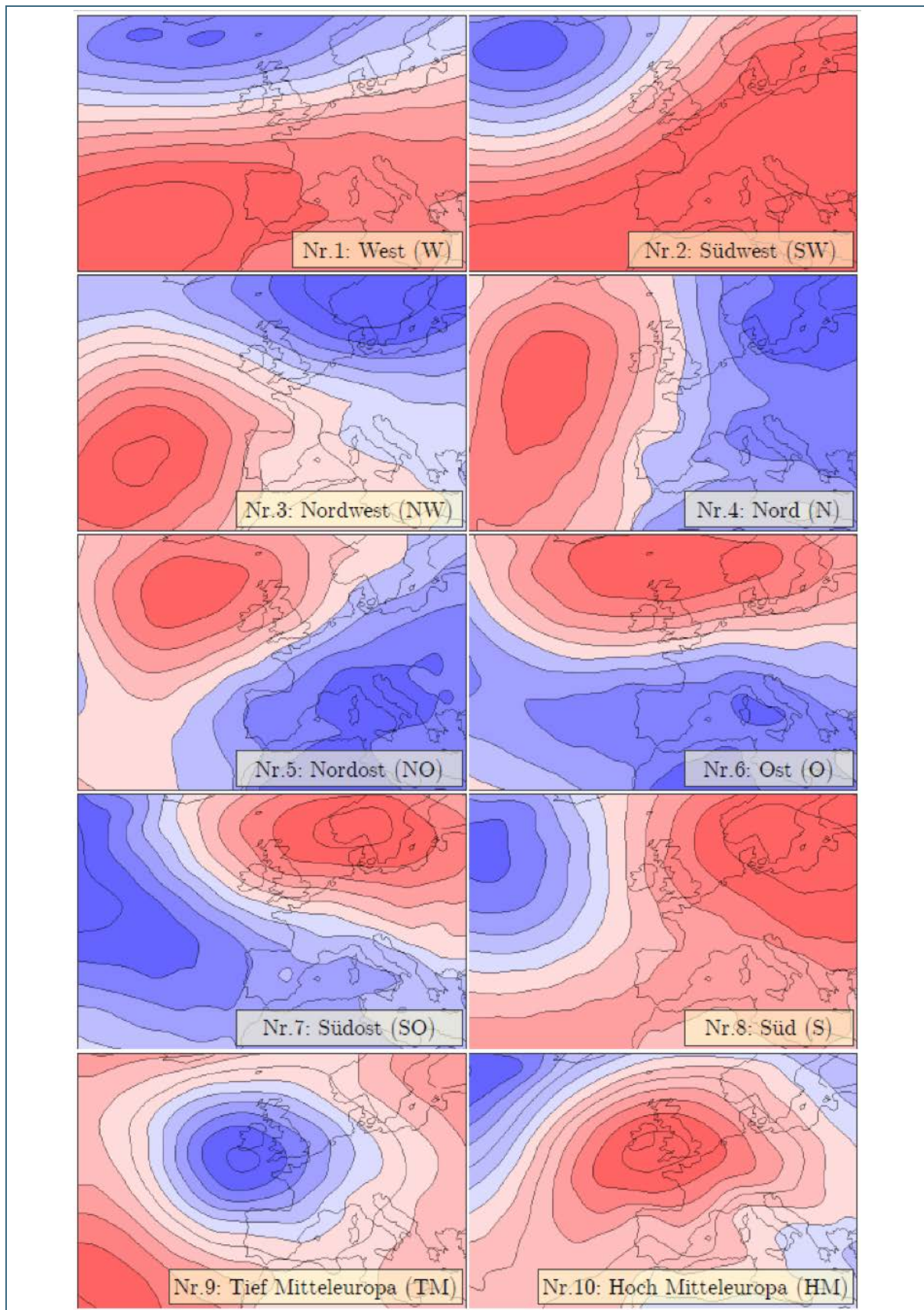


Abb. 60: Kompositen des 1.000 hPa Geopotentials der Großwettertypen-Klassifikation [31]



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

