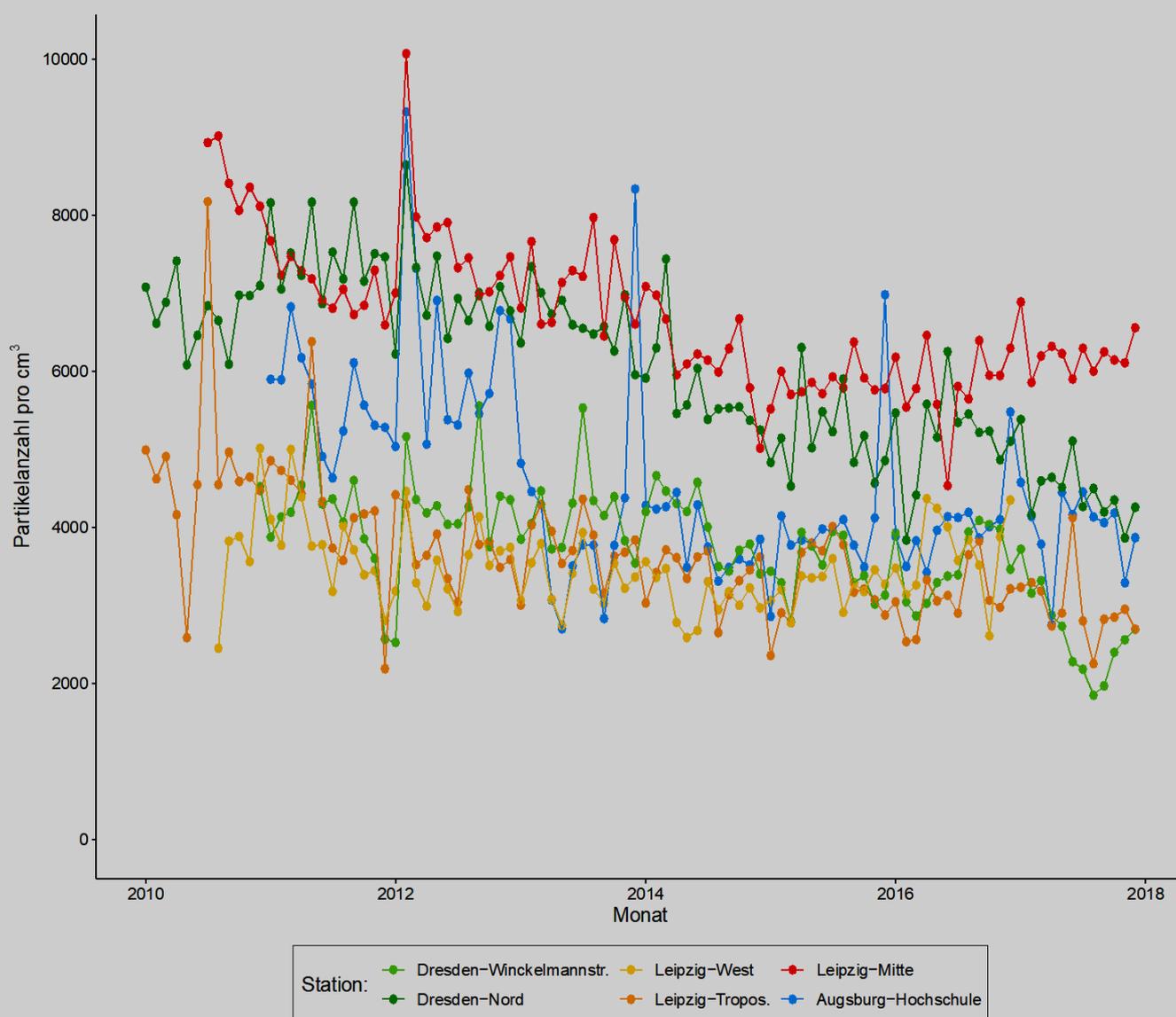


Verbrennungsprodukte und Gesundheit

Schriftenreihe, Heft 10/2022

Veränderung der Anzahlkonzentrationen von Partikeln im ultrafeinen Bereich (20–100nm)
zwischen 2010 und 2017



Ruß und Größenverteilung ultrafeiner und feiner Partikel in der Außenluft in Leipzig und Dresden und Gesundheit

Abschlussbericht

Maximilian Schwarz, Institut für Epidemiologie, Helmholtz Zentrum München;
Dr. Susanne Breitner-Busch, Institut für Epidemiologie, Helmholtz Zentrum München;
Dr. Josef Cyrus, Institut für Epidemiologie, Helmholtz Zentrum München;
Dr. Alexandra Schneider, Institut für Epidemiologie, Helmholtz Zentrum München;
Prof. Dr. Annette Peters, Institut für Epidemiologie, Helmholtz Zentrum München

Titelbild:

Die Abbildung zeigt den monatlichen Verlauf der Partikelanzahlkonzentrationen der ultrafeinen Partikel (20-100 nm) über den Untersuchungszeitraum zwischen 2010 und 2017. An allen Stationen nahm die Schadstoffkonzentration ab. Gleichzeitig ist an den Messstationen des städtischen Verkehrs Dresden-Nord (in Rot) und Leipzig-Mitte (in Dunkelgrün) eine stärkere Abnahme im Vergleich zu den städtischen Hintergrundstationen zu erkennen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und wissenschaftlicher Hintergrund.....	9
2	Expositionsdaten.....	11
2.1	Datenbasis und Vorgehen zur Analyse der Expositionsdaten.....	11
2.1.1	Messstandorte und Messinstrumente.....	11
2.1.2	Luftschadstoffe und meteorologische Variablen.....	14
2.1.3	Statistische Methoden und verwendete Software.....	15
2.2	Ergebnisse der Analyse der Expositionsdaten.....	17
2.2.1	Datenverfügbarkeit.....	17
2.2.2	Deskriptive Statistiken.....	19
2.2.3	Jahresgang, Wochengang und Saisonalität.....	24
2.2.4	Trendanalysen.....	28
2.2.5	Korrelationen.....	30
2.2.6	Erweiterte Deskriptionen in Bezug auf die Umweltzone.....	32
2.3	Zusammenfassung der Expositionsanalyse.....	36
3	Untersuchung der Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln und Ruß auf Mortalität und Krankenhauseinweisungen.....	37
3.1	Datenbasis und statistisches Vorgehen zur Analyse der gesundheitlichen Auswirkungen.....	37
3.1.1	Studienpopulation und Datenzusammenstellung.....	37
3.1.2	Statistische Analyse.....	38
3.1.3	Effektmodifikation durch Alter, Geschlecht und Saison.....	39
3.1.4	Sensitivitätsanalysen.....	40
3.1.5	Weitere Analysen.....	40
3.1.6	Software.....	41
3.2	Ergebnisse.....	41
3.2.1	Deskriptive Ergebnisse.....	41
3.2.2	Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die ursachenspezifische Mortalität.....	42
3.2.3	Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die ursachenspezifische Hospitalisierung.....	43
3.2.4	Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison.....	44
3.2.5	Sensitivitätsanalyse.....	46
3.2.6	Weitere Analysen.....	48
3.2.6.1	Zwei-Schadstoff Modelle.....	48
3.2.6.2	Zeitliche Änderungen der Effekte von UFP, PNC und BC.....	49
3.3	Zusammenfassung der epidemiologischen Analyse.....	52
4	Diskussion und Zusammenfassung.....	53
	Literaturverzeichnis.....	55
	Anhang.....	58

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte der GUAN Messstationen und Stationscharakteristika	13
Abbildung 2: Visuelle Darstellung der Datenverfügbarkeit für UFP über den Untersuchungszeitraum ..	17
Abbildung 3: Visuelle Darstellung der Datenverfügbarkeit für Ruß (BC) über den Untersuchungszeitraum.....	18
Abbildung 4: Verlauf der Jahresmittelwerte über den Untersuchungszeitraum	22
Abbildung 5: Beitrag der größenspezifischen Einzelfraktionen zur Partikelanzahl der UFP	23
Abbildung 6: Beitrag der größenspezifischen Einzelfraktionen zur Partikelanzahl der UFP pro Jahr	24
Abbildung 7: Jahresgang der Luftschadstoffe pro Messstation	25
Abbildung 8: Wochengang der Luftschadstoffe pro Messstation.....	26
Abbildung 9: Partikelanzahlkonzentrationen der UFP für die kalte (Okt-Mar) und warme (Apr-Sep) Jahreshälfte	27
Abbildung 10: Konzentrationen für Ruß (BC) für die kalte (Okt-Mar) und warme (Apr-Sep) Jahreshälfte	28
Abbildung 11: Theil-Sen-Trendanalyse der UFP-Konzentrationen über den Beobachtungszeitraum.....	29
Abbildung 12: Theil-Sen-Trendanalyse für Ruß (BC) über den Beobachtungszeitraum.....	30
Abbildung 13: Korrelationen der Luftschadstoffe und meteorologischen Parameter	31
Abbildung 14: Veränderung der Expositionssituation der UFP vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig	32
Abbildung 15: Veränderung der Expositionssituation von Ruß (BC) vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig	33
Abbildung 16: Scatterplot der UFP-Konzentrationen in Relation zu NO ₂ vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig-Mitte (oben) und Leipzig-West (unten).....	34
Abbildung 17: Veränderung der UFP-Konzentrationen in Leipzig über verschiedene Zeitperioden (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015 & Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)	35
Abbildung 18: Veränderung der Ruß-Konzentrationen in Leipzig über verschiedene Zeitperioden (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015 & Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)	35
Abbildung 19: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für ursachenspezifische Mortalität in Assoziation mit UFP, PNC, Ruß sowie PM _{2,5} und NO ₂ -Hauptergebnisse	42
Abbildung 20: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für ursachenspezifische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP, PNC, Ruß sowie PM _{2,5} und NO ₂ -Hauptergebnisse	43
Abbildung 21: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison	45
Abbildung 22: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison	46
Abbildung 23: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen.....	47
Abbildung 24: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen ...	47
Abbildung 25: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Effekte der Zwei-Schadstoff-Modelle	48

Abbildung 26: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhausesweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Effekte der Zwei-Schadstoff-Modelle	49
Abbildung 27: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Mortalität in Leipzig (Mehrtagesmittel Lag5-7) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017).....	50
Abbildung 28: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Mortalität in Dresden (Mehrtagesmittel Lag5-7) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017).....	50
Abbildung 29: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Hospitalisierung in Leipzig (Mehrtagesmittel Lag2-4) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017).....	51
Abbildung 30: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Hospitalisierung in Dresden (Mehrtagesmittel Lag2-4) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017).....	51
Abbildung 31: Forestplot der stationsspezifischen Relativen Risiken für respiratorische Krankenhausesweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4).....	58
Abbildung 32: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für die respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP für alle Lags	58
Abbildung 33: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhausesweisung in Assoziation mit UFP für alle Lags.....	59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der Messstationen	12
Tabelle 2: Weitere Angaben zu den Messstationen	12
Tabelle 3: Technische Details zur Messung der Partikelanzahlkonzentrationen	14
Tabelle 4: Erfasste Parameter nach Station.....	15
Tabelle 5: Deskriptive Auswertung der Luftschadstoffe nach Messstation über den Zeitraum 2010-2017	19
Tabelle 6: Deskriptive Auswertung der meteorologischen Parameter nach Messstation über den Zeitraum 2010-2017	20
Tabelle 7: Prozentualer Anteil der UFP an den PNC-Anzahlkonzentrationen.....	21
Tabelle 8: Übersicht der primären und sekundären Gesundheitsendpunkte (nach ICD-10)	38
Tabelle 9: Deskription der ursachenspezifischen Mortalität nach Stadt.....	41
Tabelle 10: Deskription der ursachenspezifischen Hospitalisierung nach Stadt	41

Abkürzungsverzeichnis

µg	Mikrogramm
µm	Mikrometer
A-LfU	Messstation Augsburg Landesamt für Umwelt
AFH	Messstation Augsburg-Hochschule
AGS	Amtlicher Gemeindeschlüssel
BC	Ruß, gemessen als schwarzer Kohlenstoff (Black Carbon)
°C	Grad Celsius
cm ³	Kubikzentimeter
COPD	Chronisch-obstruktive Lungenkrankheit (chronic obstructive pulmonary disease)
DALY	Disability-Adjusted Life-Years (Konzept zur Bestimmung verlorener gesunder Lebensjahre)
DDN	Messstation Dresden-Nord
DDW	Messstation Dresden-Winckelmannstraße
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
FG	Freiheitsgrade
GUAN	Messnetz für ultrafeine Partikel (German Ultrafine Aerosol Network)
HEI	Health Effects Institute (US-amerikanische Non-Profit Organisation, spezialisiert auf die Untersuchung von Luftverschmutzung)
HMGU	Helmholtz Zentrum München - Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt
HVS	High Volume Sampler - Messgerät zur Bestimmung von Feinstaubkonzentrationen
ICD-10	Internationale statistische Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme
IQR	Interquartilsabstand (interquartile range)
KI	Konfidenzintervall
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LMI	Messstation Leipzig-Mitte
LRTI	Infektionen der unteren Atemwege (lower respiratory tract infections)
LTR	Messstation Leipzig-TROPOS
LWE	Messstation Leipzig-West
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
MAAP	Multiangle Absorption Photometer - Messgerät zur Bestimmung der Massenkonzentration von Ruß
mbar	Millibar
MPSS	Mobility Particle Size Spectrometer - Messgerät zur Bestimmung von Partikelanzahlkonzentrationen
n, N	Anzahl (z. B. Stichprobengröße oder Grundgesamtheit)
nm	Nanometer
NN	Normal Null
NO ₂	Stickstoffdioxid
PM _{2.5}	Massenkonzentration von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner 2,5 µm

PM ₁₀	Massenkonzentration von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner 10 µm
PNC	Gesamtpartikelanzahlkonzentration in einem Größenbereich von 20-800 nm
r	Spearman-Rangkorrelationskoeffizient
RR	Relatives Risiko
s	Sekunde
SD	Standardabweichung (standard deviation)
TDMPSS	Thermodenuder Mobility Particle Size Spectrometer - Messgerät zur Bestimmung von Partikelanzahlkonzentrationen
TEOM	Tapered Element Oscillating Microbalance - Messgerät zur Bestimmung von Feinstaubkonzentrationen
TMPSS	Tandem Mobility Particle Sizer - Messgerät zur Bestimmung von Partikelanzahlkonzentrationen
TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V.
UFIREG	Projekt "Ultrafine particles - an evidence based contribution to the development of regional and European environmental and health policy"
UFP	Partikelanzahlkonzentration von ultrafeinen Partikeln in einem Größenbereich von 20-100 nm
UWZ	Umweltzone
W	Watt
WHO	Weltgesundheitsorganisation (World Health Organisation)

1 Einleitung und wissenschaftlicher Hintergrund

Die Gesamtemission nahezu aller primären Luftschadstoffe sowie deren Vorläufersubstanzen hat in der Europäischen Union im Vergleich zum Jahr 2000 abgenommen (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020). Dennoch sind zwischen 1990 und 2019 die Luftschadstoffe in der Umgebungsluft zum führenden umweltbedingten Risikofaktor aufgestiegen. Sie stellen mit 4,7 % in Bezug auf die weltweit attributablen "Disability-Adjusted Life-Years" (DALYs) einen bedeutenden Morbiditäts- und Mortalitätsfaktor dar (GBD RISK FACTORS COLLABORATORS, 2020). Luftschadstoffe im Allgemeinen setzen sich aus einer Vielzahl verschiedener Bestandteile zusammen. Dazu zählen gasförmige Stoffe, wie z. B. Stickoxide, Ozon oder Kohlenstoffmonoxid, aber auch partikuläre Bestandteile, wie feine und ultrafeine Partikel oder Ruß. Diese Schadstoffe können dabei entweder durch primäre Quellen emittiert werden (z. B. Verbrennungsprozesse aus Verkehr oder Kleinf Feueranlagen) oder entstehen sekundär aufgrund von Prozessen in der Atmosphäre (z. B. als Produkt von chemischen Reaktionen von Vorläufersubstanzen).

In Deutschland werden einige Schadstoffe auf Basis des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) sowie der geltenden EU-Luftqualitätsrichtlinien (EUROPÄISCHE UNION, 2008) im Sinne des Gesundheitsschutzes der Bevölkerung regelmäßig gemessen und so die Luftqualität überwacht. Dabei liegt der Fokus auf Feinstaubpartikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner 2,5 µm (PM_{2.5}) und kleiner 10 µm (PM₁₀) sowie dem Gas Stickstoffdioxid (NO₂). Deren Konzentrationen sollen mittels rechtlich geltender Grenzwerte gesenkt werden, da gesundheitsschädliche Auswirkungen bereits in einer Vielzahl von Studien gezeigt wurden (WHO, 2013). Andere Schadstoffklassen, wie z. B. Ruß oder besonders die sehr kleinen Partikel, die ultrafeinen Partikel, sind dagegen weniger gut erforscht und Grenzwerte oder einheitliche Messstrategien liegen nicht vor.

Als ultrafeine Partikel (UFP) werden Luftschadstoffpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 100 nm (entspricht kleiner 0,1 µm) klassifiziert. Diese Schadstoffe entstehen überwiegend durch Verbrennung von Holz und anderer Biomasse, Verbrennung von fossilen Kraftstoffen sowie als Produkt des Heizens und Kochens und weisen zum Teil andere Eigenschaften als die größeren Partikelfractionen auf (HEI REVIEW PANEL ON ULTRAFINE PARTICLES, 2013). Beispielsweise tragen sie nur gering zur Gesamtmasse der Partikel bei, dominieren aber gleichzeitig die Gesamtpartikelanzahl mit bis zu 90 % (SCHULZ, 2019). Des Weiteren besitzen sie eine große massenspezifische Teilchenoberfläche und damit die Fähigkeit, andere toxische Substanzen zu absorbieren und auf der Oberfläche mitzuführen (KWON, 2020). Aufgrund ihrer sehr geringen Größe können UFP, anders als größere Partikelfractionen, leicht bis tief in die Lunge vordringen (KREYLING, 2006). Dort können UFP mit dem umliegenden Gewebe interagieren, über den Kreislauf andere Organe erreichen, in Zellen eindringen und schließlich zu systemischen Entzündungen oder Dysfunktionen des Endothels führen oder sich negativ auf die Koagulation des Blutes auswirken (HEI REVIEW PANEL ON ULTRAFINE PARTICLES, 2013, SCHRAUFNAGEL, 2020, MORAWSKA, 2019).

Es existiert eine überschaubare Anzahl an Studien, die Auswirkungen einer Kurzzeit-Exposition gegenüber UFP auf ursachenspezifische Mortalität und Krankenhauseinweisungen untersuchten. Bereits 2013 folgte ein Bericht des US-amerikanischen "Health Effects Institute" (HEI), dass die Datenlage keine ausreichende Basis für eindeutige und konsistente Schlussfolgerungen über die unabhängigen Auswirkungen der UFP zulässt, wenngleich solche Auswirkungen nicht ausgeschlossen werden können (HEI REVIEW PANEL ON ULTRAFINE PARTICLES, 2013). Seitdem wurden neue epidemiologische Studien veröffentlicht, deren Evidenz 2019 von OHLWEIN (2019) und 2020 von SAMOLI (2020) in systematischen Literaturreviews und Meta-Analysen zu verschiedenen Gesundheitsendpunkten untersucht wurde. Dabei berichtete OHLWEIN (2019)

von elf Studien (überwiegend Zeitreihen-Studien), die seit des HEI-Berichts 2013 neu erschienen sind und in sechs Fällen von positiven Assoziationen zwischen einer Kurzzeit-Exposition gegenüber UFP und Mortalität berichteten (OHLWEIN, 2019). Im selben Zeitraum erschienen 15 neue Studien zur kardiorespiratorischen Morbidität, welche in zehn Fällen von positiven Assoziationen berichteten. Es wurde darauf hingewiesen, dass nach wie vor die Studienlage für die Gesundheitsendpunkte uneinheitlich und unzureichend ist (OHLWEIN, 2019). SAMOLI (2020) berichtete in einer Meta-Analyse zur respiratorischen Morbidität von konsistenten Assoziationen in der warmen Jahreshälfte und in Städten mit einer mittleren täglichen UFP-Konzentration von ≤ 6.000 Partikel/cm³, ebenso wie für die Altersgruppe der 0-14-Jährigen nach verzögerter, kurzfristiger UFP-Exposition (SAMOLI, 2020).

Im Herbst 2021 veröffentlichte die Weltgesundheitsorganisation (WHO) ein Update ihrer Luftqualitätsrichtlinien, welche seit 2005 einen evidenzbasierten Rahmen für die Absenkung der Luftschadstoffbelastung geben (WHO, 2021). Darin enthalten ist eine Absenkung der empfohlenen Grenzwerte, insbesondere für PM_{2.5}, PM₁₀ und NO₂, basierend auf zunehmender Evidenz über gesundheitsschädliche Effekte auch unterhalb der bereits 2005 veröffentlichten Richtwerte. Für die Schadstoffgruppe der UFP wird, wie zuvor bei OHLWEIN (2019), SAMOLI (2020) und HEI (2013) adressiert, dass substanzielle Schwierigkeiten in der Bewertung der Effekte aufgrund unterschiedlicher Definitionen der UFP oder verwendeter Expositionsmetriken (z. B. der Lag-Struktur) bestehen (WHO, 2021). Basierend auf der vorhandenen Evidenzlage können nach wie vor keine einheitlichen Richtlinien für diese Schadstoffe festgelegt werden.

Aus diesem Grund wurden eine Reihe wissenschaftlicher Sondermessungen der Größenverteilung von ultrafeinen und feinen Partikeln sowie Ruß in den drei deutschen Städten Dresden, Leipzig und Augsburg durchgeführt. Dabei orientierte man sich methodisch an dem UFIREG-Projekt, das bereits 2014 die Auswirkungen von feinen und ultrafeinen Partikeln in fünf west-/zentraleuropäischen Städten untersucht hat (UFIREG PROJEKT 2014, 2014). Im vorliegenden Bericht sollten nun die Ergebnisse für den Untersuchungszeitraum zwischen 2010 und 2017 hinsichtlich der Gesundheitseffekte analysiert werden. Im Speziellen sollten folgende Fragen beantwortet werden:

- Sind die Konzentrationen der Luftschadstoffe (größenfraktionierte Partikelkonzentrationen, Ruß, gasförmige Luftschadstoffe) mit der täglichen, ursachenspezifischen Mortalitätsrate in Dresden, Leipzig und Augsburg assoziiert?
- Sind die Konzentrationen der Luftschadstoffe (größenfraktionierte Partikelkonzentrationen, Ruß, gasförmige Luftschadstoffe) mit den täglichen, ursachenspezifischen Krankenhauseinweisungen in Dresden, Leipzig und Augsburg assoziiert?
- Unterscheiden sich die gefundenen Assoziationen zwischen Dresden und Leipzig aufgrund der Einführung der Umweltzone in Leipzig?

Der erste Teil des folgenden Berichts befasst sich mit einer ausführlichen Analyse der Expositionssituation, um die stationsspezifischen Gegebenheiten genauer darzustellen. Der zweite Teil richtet sich anschließend auf die epidemiologische Untersuchung der Effekte von Luftschadstoffen auf ursachenspezifische Mortalität und Morbidität.

2 Expositionsdaten

Die Analyse der Luftschadstoffdaten sowie weiterer meteorologischer Variablen wird im folgenden Punkt näher betrachtet. Zu Beginn wird auf die Methodik der Messungen (inkl. Messstandorte und Messtechnik), sowie auf die betrachteten Luftschadstoffe und meteorologischen Parameter und die verwendeten statistischen Methoden eingegangen (vgl. Punkt 2.1). Anschließend werden die Ergebnisse der Expositionsanalyse dargestellt (vgl. Punkt 2.2) und dabei vertieft die unterschiedlichen Konzentrationen in Bezug auf die Umweltzone in Leipzig thematisiert.

2.1 Datenbasis und Vorgehen zur Analyse der Expositionsdaten

2.1.1 Messstandorte und Messinstrumente

Messstandorte

Das Projekt "Verbrennungsprodukte und Gesundheit - Ruß und Größenverteilung ultrafeiner und feiner Partikel in der Außenluft in Leipzig und Dresden und Gesundheit" umfasste neben Daten von fünf sächsischen Messstationen in Dresden und Leipzig auch Daten einer bayerischen Messstation in Augsburg. Die Datengrundlage bildeten verschiedene Messprogramme, die zum Teil im Vorfeld des Analysezeitraums (2010-2017) starteten. Zum einen wurden Daten aus dem Luftgütemessnetz des Freistaats Sachsen bezogen, welches die landesweite Überwachung der Luftqualität zum Ziel hat und damit die gesetzliche Immissionsüberwachung umsetzt. Mitte 2020 umfasste das Messnetz 28 Messstationen (PAUSCH, 2020). Zudem betreibt das Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS) in Leipzig eine Forschungsstation im Rahmen einer eigenen Sondermessung. Zum anderen wurden auf dem Gelände der Hochschule Augsburg durch das Helmholtz Zentrum München (HMGU) zusammen mit der Universität Augsburg ebenfalls Messungen der Luftqualität durchgeführt.

Folgende Messstationen wurden ausgewählt und sind Teil der Auswertungen dieses Berichts:

- Leipzig-Mitte
- Leipzig-West
- Leipzig-TROPOS
- Dresden-Nord
- Dresden-Wickelmannstraße
- Augsburg-Hochschule

Alle Stationen waren gleichzeitig Teil des deutschen GUAN Netzwerks (German Ultrafine Aerosol Network). Dabei handelte es sich um ein multizentrisches und multi-institutionelles Beobachtungsnetzwerk zur gezielten Untersuchung von atmosphärischen Aerosoleffekten. Die dabei geleisteten Messungen umfassten eine Vielzahl an Schadstoffen und überstiegen die gesetzlich geregelten Luftgütemessungen (z. B. Messung von Rußpartikeln und Partikelanzahl im ultrafeinen Größenbereich). Weitere Informationen zum GUAN Netzwerk sowie Details zu allen Standorten, deren technische Ausstattung und Qualitätssicherung sind bei BIRMILI (2015), BIRMILI (2016), CYRYS, (2008), SUN (2019) und SUN (2020) beschrieben.

Eine genauere Übersicht der Messstationen sowie den Stationscharakteristika findet sich in Tabelle 1. Weitere Angaben zu den Stationen wie Hintergrundinformationen zu Verkehr und Bebauung sind in Tabelle 2 beschrieben. Eine geographische Einordnung der Messstationen wird in Abbildung 1 dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht der Messstationen

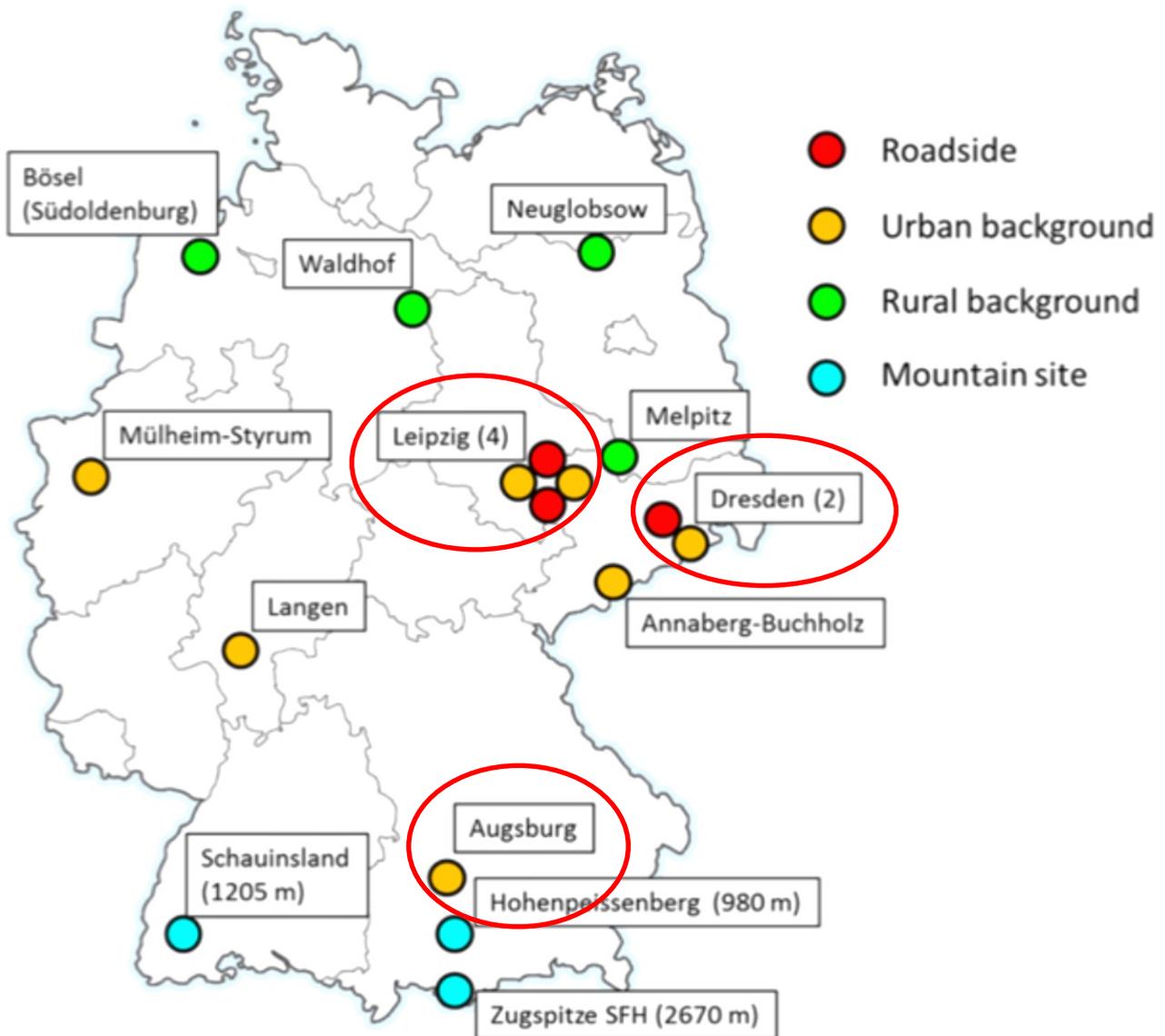
Region	Messstationsname	Abk.	Messstationstyp	Zuordnung
Leipzig	Leipzig-Mitte	LMI	Städt. Verkehr	Sächs. Luftmessnetz
Leipzig	Leipzig-West	LWE	Städt. Hintergrund	Sächs. Luftmessnetz
Leipzig	Leipzig-TROPOS	LTR	Städt. Hintergrund	TROPOS
Dresden	Dresden-Nord	DDN	Städt. Verkehr	Sächs. Luftmessnetz
Dresden	Dresden-Winckelmannstraße	DDW	Städt. Hintergrund	Sächs. Luftmessnetz
Augsburg	Augsburg-Hochschule	AFH	Städt. Hintergrund	HMGU, Univ. Augsburg

Tabelle 2: Weitere Angaben zu den Messstationen

Abk.	
LMI	Willy-Brand-Platz/Am Hallischen Tor, Kreuzungsbereich, Abstand zur Fahrbahn: 5 m, Abstand zum nächsten Gebäude: 15 m, Abstand zur nächsten verkehrsreichen Kreuzung: ca. 36 m, 110 m über NN, offene Bebauung, Verkehrsaufkommen: 45.000 DTV auf vorbeiführender Hauptstraße
LWE	Nikolai-Rumjanzew-Straße, in der Nähe einer Parkanlage, Bäume in Nord und Süd, 115 m über NN
LTR	Permoserstraße, auf dem Dach eines dreistöckigen Gebäudes, 130 m über NN, Park
DDN	Schlesischer Platz, Vorplatz Bahnhof Neustadt, Abstand zur Fahrbahn: < 9 m, Abstand zum nächsten Gebäude: ca. 40 m, Abstand zur nächsten verkehrsreichen Kreuzung: ca. 55 m, 110 m über NN, einseitig offene Bebauung, Verkehrsaufkommen: 19.400 DTV
DDW	Winckelmannstraße, Hinterhof mit Park und Parkplatz, hohe Gebäude in < 50 m Abstand, 112 m über NN
AFH	Auf dem Gelände der Hochschule Augsburg, Friedbergerstraße in ca. 100 m Abstand, Parkanlage, Parkhaus in < 100 m Abstand, 485 m über NN

Quelle: PAUSCH 2020, LÖSCHAU 2017, CYRYS 2008

Die Schadstoffkonzentrationen an Stationen, die den Kriterien einer städtischen Hintergrundstation entsprechen (Anzahl: 4 Stationen, siehe Tabelle 1), wurden stellvertretend und als repräsentativ für den Großteil der städtischen Bevölkerung angesehen. Es wurde dabei angenommen, dass die Mehrheit der Bevölkerung größtenteils einer vergleichbaren Konzentration ausgesetzt war. Damit sollte unter anderem eine korrekte und möglichst unverzerrte Zuordnung der Exposition der Bevölkerung innerhalb der Analyse sichergestellt werden. Zusätzlich wurden zwei Stationen der Kategorie städtischer Verkehr (siehe Tabelle 1) eingeschlossen, um auftretende Spitzenkonzentrationen der Schadstoffbelastung ebenfalls adäquat abbilden zu können.



Hinweis: Hervorgehobene Stationen sind in der Studie eingeschlossen (Ausnahme Leipzig: Nur eine Verkehrsstation - LMI).
 Farbkodierung: Rot = Städtischer Verkehr, Gelb = Städtischer Hintergrund, Grün = Regionaler Hintergrund, Blau = Alpine Station.
 Quelle: Karte nach BIRMILI 2016. (CC BY 3.0 Lizenz)

Abbildung 1: Karte der GUAN Messstationen und Stationscharakteristika

Messinstrumente

Die Messung der Partikelanzahlkonzentrationen (Einheit: $1/\text{cm}^3$) erfolgte durch Mobilitäts-Partikelgrößen-spektrometer in einem Größenbereich von 5 bzw. 10 bis 800 nm. Weitere Informationen zu den Geräten sowie zur Datenverarbeitung und Qualitätssicherung finden sich bei PITZ (2008), WIEDENSOHLER (2012), WIEDENSOHLER (2018), PFEIFER (2014) und SCHLADITZ (2014). Für die Bestimmung der Partikelanzahlkonzentrationen wurden unterschiedliche Messsysteme verwendet, die sich mitunter zwischen den Stationen unterschieden. Eine Übersicht dazu ist in Tabelle 3 dargestellt:

Tabelle 3: Technische Details zur Messung der Partikelanzahlkonzentrationen

Abk.	Typ	Höhe des Einlasssystems über dem Boden	Mobilitätsspektrometer	Größenbereich	Thermo-denuder
LMI	Mobiler Container	4 m	TDMPSS - TROPOS Design	5-800 nm	Nein
LWE	Mobiler Container	4 m	TDMPSS - TROPOS Design	10-800 nm	Nein
LTR	Mobiler Container	ca. 16 m	TDMPSS - TROPOS Design	5-800 nm	Ja
DDN	Mobiler Container	4 m	TMPSS - TROPOS Design	5-800 nm	Nein
DDW	Mobiler Container	4 m	MPSS - TROPOS Design	10-800 nm	Nein
AFH	Mobiler Container	4 m	TMPSS - TROPOS Design	5-800 nm	Ja

Quelle: BIRMLI 2016, SUN 2019

Ruß, gemessen als schwarzer Kohlenstoff (Black Carbon - BC, Einheit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$), wurde an den sächsischen Stationen durch den Einsatz eines Multiwinkel-Absorptionsphotometers (Multiangle Absorption Photometer - MAAP; Thermo Scientific, Model 5012) bestimmt. An den Leipziger Stationen waren diese mit einem PM_{10} -Einlass ausgestattet, während an den Dresdener Stationen ein PM_1 -Einlass verwendet wurde (Anmerkung: Station DDN: PM_{10} -Einlass bis 12.02.2012, danach PM_1 -Einlass). In Augsburg wurde die Ruß-Konzentration mittels eines Aethalometers (Type 8100, Thermo Fisher Scientific Inc.) mit einem $\text{PM}_{2,5}$ -Einlass gemessen. Trotz der unterschiedlichen Gerätetypen zwischen Augsburg und den sächsischen Stationen können für Ruß (BC) vergleichbare Konzentrationen abgeleitet werden, wenngleich sie sich in der Ausprägung der Messungen unterscheiden können.

Die Messung der gesetzlich geregelten Schadstoffe $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} und NO_2 erfolgte an fünf der sechs Messstationen - an der Station LTR wurden lediglich Partikelanzahlkonzentrationen und Ruß (BC) gemessen. Die Methodik zur Bestimmung der Partikelmassekonzentrationen von Feinstaub als PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ Fraktionen (Einheit: $\mu\text{g}/\text{m}^3$) unterschied sich zwischen den Stationen. PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ wurden an der Augsburger Station mittels oszillierenden Mikrowaagen (Tapered Element Oscillating Microbalance - TEOM-Messgerät) gemessen. An den sächsischen Stationen wurde ein Sammler mit hohem Luftdurchsatz (High Volume Sampler - HVS-Messgerät) zur Messung verwendet. Konzentrationen für NO_2 wurden an allen Stationen, auch hier mit Ausnahme von LTR und AFH, gemessen.

2.1.2 Luftschadstoffe und meteorologische Variablen

Im Rahmen des Projekts "Verbrennungsprodukte und Gesundheit" sollten vorrangig die gesundheitlichen Auswirkungen der Partikelanzahl für ultrafeine und feine Partikel sowie Ruß untersucht werden. Aus diesem Grund, sowie zur einfacheren Handhabung der Daten, wurden die Partikelanzahlkonzentrationen der gemessenen Rohdaten in folgende acht Summenparameter anhand deren Größenfraktionen eingeteilt: 10-20 nm, 20-30 nm, 30-50 nm, 50-70 nm, 70-100 nm, 20-100 nm, 30-200 nm und 200-800 nm. UFP wurden dabei als Partikelanzahlkonzentrationen mit einem elektrischen Mobilitätsdurchmesser im Größenbereich von 20-100 nm definiert. Die untere Grenze von 20 nm wurde dabei aufgrund möglicher Messungenauigkeiten am unteren Ende des Größenspektrums festgesetzt (Vergleiche dazu auch Abbildung 5 in

WIEDENSOHLER, 2012). Darauf basierend wurde für diese Analyse die Gesamtpartikelanzahlkonzentration (PNC) als Partikelanzahlkonzentrationen im Größenbereich 20-800 nm definiert.

Die Schadstoffdaten wurden als Stundenmittelwerte aus der Datenbank des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) sowie aus dem Datenbestand des HMGUs abgerufen. Im Anschluss wurden Tagesmittelwerte gebildet, wenn mindestens 75 % der Stundenmittelwerte zur Verfügung standen. Basierend auf den errechneten Tagesmittelwerten wurden außerdem zeitliche Verzögerungen, sogenannte Lags, für jede Variable berechnet. Diese sollen in den statistischen Modellen Effekte zu unterschiedlichen Expositionszeitpunkten darstellen. So beschreibt beispielsweise das Lag0 die Schadstoffkonzentration am Tag eines Ereignisses. Im Gegensatz dazu bildet das Lag1 die Schadstoffkonzentration am Vortag ab. Nach diesem Modell wurden zeitverzögerte Schadstoffvariablen von Lag0 bis Lag7 sowie vier Mehrtagesmittel errechnet. Die Mehrtagesmittel sollen dabei unmittelbare Effekte (Lag0-1), verzögerte Effekte (Lag2-4 sowie Lag5-7) und kumulierte bzw. gesamte Effekte (Lag0-7) abbilden.

Für die weiteren Analysen wurden die Partikelanzahlkonzentration der UFP sowie PNC und Ruß (BC) als Schadstoffe von primärem Interesse festgesetzt. Sekundär wurden PM_{2,5}, PM₁₀ und NO₂ betrachtet und sollten vergleichend analysiert werden. An fünf von sechs Messstationen wurden neben den Schadstoffdaten auch meteorologische Variablen gemessen, um deren Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen abbilden zu können. Zusammenfassend stellt Tabelle 4 eine Übersicht über die erfassten Daten an jeder Messstation dar.

Tabelle 4: Erfasste Parameter nach Station

Parameter	LMI	LWE	LTR	DDN	DDW	AFH
UFP	X	X	X	X	X	X
PNC	X	X	X	X	X	X
BC	X	X	X	X	X	X
PM ₁₀	X	X		X	X	X
PM _{2,5}	X	X		X	X	X
NO ₂	X	X		X	X	
Temperatur	X	X		X	X	X
Relative Luftfeuchtigkeit	X	X		X	X	X
Luftdruck	X	X		X	X	X
Globalstrahlung	X	X		X	X	X
Windgeschwindigkeit	X	X		X	X	X

Da an der Station AFH keine Messung von NO₂ stattfindet, wurden die Daten einer anderen Augsburger Station mit vergleichbarer Stationscharakteristik verwendet (Augsburg-Landesamt für Umwelt (A-LfU), Bürgermeister-Ulrich-Straße, auf dem Gelände des Bayerischen Landesamt für Umwelt, städtischer Hintergrund, offene Bebauung, Park mit Parkplatz). Für die Station LTR standen keine Daten von gesetzlich geregelten Schadstoffen (PM_{2,5}, PM₁₀ und NO₂) und meteorologischen Parametern zu Verfügung.

2.1.3 Statistische Methoden und verwendete Software

Die Expositionsdaten wurden mit verschiedenen statistischen Ansätzen sowie Analysen ausgewertet. Dabei richtete sich das Hauptaugenmerk auf die Erkenntnisse hinsichtlich UFP/PNC sowie Ruß (BC). Vergleichend dazu werden die Ergebnisse für die gesetzlich geregelten Schadstoffe ebenfalls kurz dargestellt. Abbildungen werden nur für die primären Schadstoffe UFP und Ruß (BC) präsentiert.

Zur ersten deskriptiven Betrachtung der Daten wurden eine Reihe gängiger Lage- und Streuungsmaße (N, Minima, Maxima, Mittelwert, Median, Standardabweichung, Interquartilsabstand) verwendet. Des Weiteren wurde anfangs die Datenverfügbarkeit an den Messstationen über die Zeitreihe gesondert betrachtet und ausgewertet, da wie bereits eingangs erwähnt, die Messung von Ruß (BC) und UFP keiner gesetzlichen Regelung unterliegt. Ebenso ist die technische Umsetzung der Sondermessung mit erhöhtem Aufwand verbunden. Daher ist davon auszugehen, dass die Datenverfügbarkeit für diese Schadstoffe einer größeren Fluktuation unterliegt als die der gesetzlich geregelten Schadstoffe PM_{2.5}, PM₁₀ und NO₂.

Unterschiedliche Luftschadstoffe weisen mitunter verschiedene typische zeitliche Variationen auf, wie beispielsweise höhere Konzentrationen im Winter aufgrund von Heizperioden bzw. Inversionswetterlagen oder höhere Konzentrationen werktags und in den Stunden der Rush-Hour aufgrund des Einflusses von Verkehrsemissionen. Diese Muster sollten anhand einer genaueren Betrachtung des Wochengangs sowie des Jahresgangs analysiert werden. Dazu wurden die Tagesmittelwerte dem jeweiligen Wochentag oder Monat zugeordnet und als Wochentags- oder Monatsmittelwert (inkl. des 95 % Konfidenzintervalls) ausgegeben. Für die Auswertungen der Studie wurden die Schadstoffdaten auf Basis von Tagesmittelwerten verwendet, eine vertiefende Analyse des Tagesganges anhand von Stundenmittelwerten war daher nicht vorgesehen.

Eine weitere aussagekräftige Betrachtung der Expositionssituation sind zeitliche Veränderungen über den gesamten Beobachtungszeitraum. Innerhalb einer Trend-Analyse wurden daher die Veränderungen der Schadstoffe mittels eines Theil-Sen-Trends genauer untersucht (SEN 1950 & THEIL 1992). Dieser Ansatz beschreibt ein nicht-parametrisches Verfahren zur Ermittlung der Neigung eines Trends, basierend auf dem Theil-Sen Schätzer. Dieser basiert wiederum auf der Grundidee einer medianen Neigung aus einem Set von n x,y -Paaren an Neigungen zwischen allen Punktpaaren. Ein Vorteil dieser Methode besteht in der Robustheit gegenüber Ausreißern sowie einer Berechnung von Konfidenzintervallen, auch für nicht-normalverteilte Daten und unter Varianzheterogenität. Des Weiteren lassen sich periodische Schwankungen wie saisonale Unterschiede in den Schadstoffkonzentrationen gut berücksichtigen. Für die Berechnung der Monatsmittelwerte, welche die Grundlage der weiteren Analyse bildet, wurde eine Datenverfügbarkeit von 90 % des jeweiligen Monats festgesetzt.

Zusätzlich wurden die Beziehungen der Schadstoffe untereinander an der jeweiligen Station betrachtet. Für jede Kombination aus primären und sekundären Schadstoffen, sowie der meteorologischen Parameter wurde der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient berechnet und anschließend für jede Station in einer sogenannten Korrelationsmatrix dargestellt. Dieser Koeffizient beschreibt den Zusammenhang zweier Variablen an einer Messstation, beispielsweise zweier Schadstoffe oder meteorologischer Parameter, anhand ihrer zeitlichen Übereinstimmung. Aufgrund der verwendeten Rangzahlen eignet sich diese Methode gut für die Analyse von nicht normalverteilten Daten und zeichnet sich durch eine gewisse Robustheit gegenüber Ausreißern aus.

Die Analyse der Schadstoffe und meteorologischen Parametern innerhalb der vertieften Analyse der Expositionssituation wurde mittels der frei zugänglichen Software R (Version 3.6.1 & 4.0.3, <http://www.r-project.org> und RStudio Version 1.2.1335) und dem R Paket *openair* (CARSLAW, 2012) erstellt.

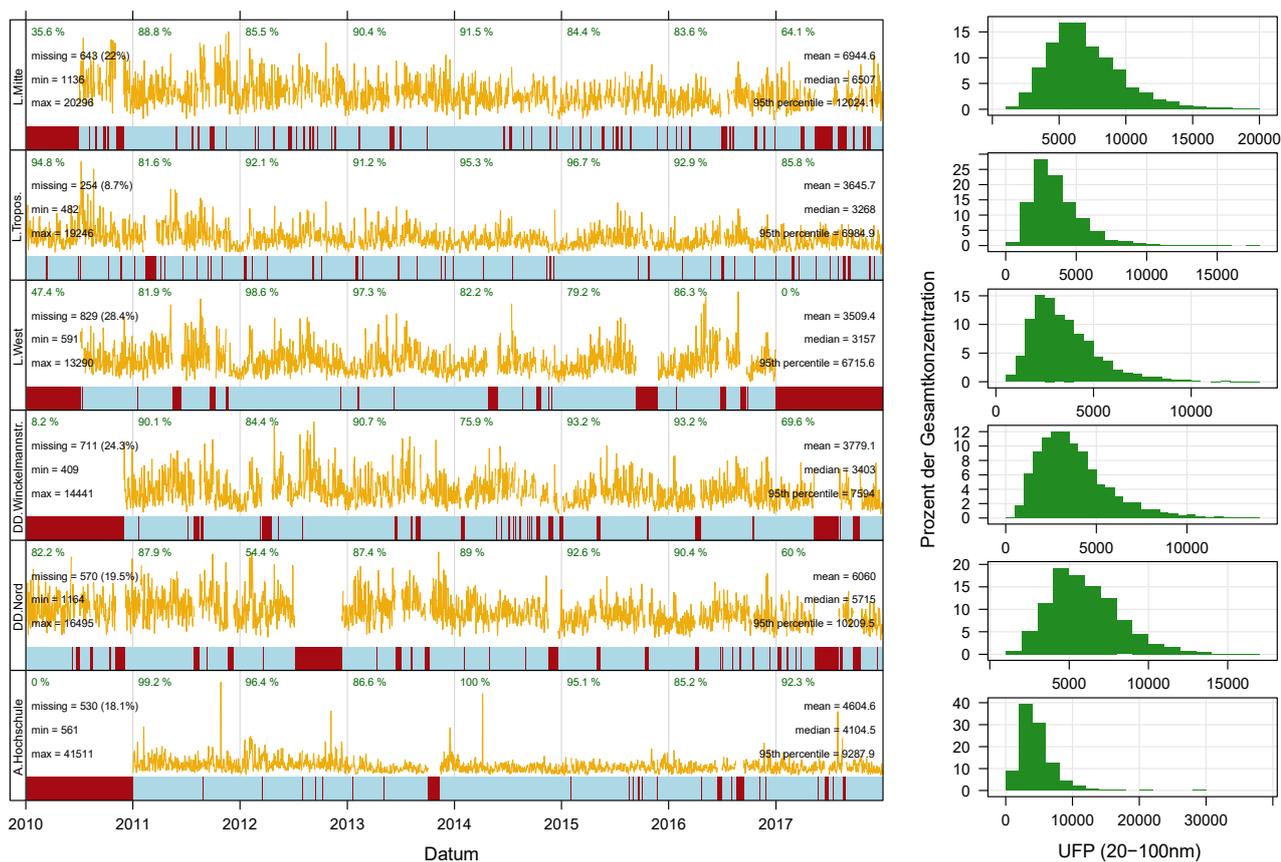
2.2 Ergebnisse der Analyse der Expositionsdaten

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Auswertung von UFP und Ruß (BC) detailliert beschrieben und anhand geeigneter Abbildungen graphisch dargestellt. Da die Partikelanzahlkonzentration der PNC im Vergleich zu den UFP zwar höher ist, sich die Metriken und deren Beobachtungen allerdings nur gering unterscheiden, wird - der Übersicht halber - UFP stellvertretend auch für PNC berichtet. Des Weiteren werden die gesetzlich geregelten, sekundären Schadstoffe $PM_{2.5}$, PM_{10} und NO_2 nur vergleichend betrachtet.

2.2.1 Datenverfügbarkeit

Die Verfügbarkeit der Luftschadstoffdaten unterscheidet sich zwischen den Messstationen, ebenso wie zwischen den betrachteten Schadstoffen. Generell ist der Anteil der fehlenden Werte für die Schadstoffe der Sondermessung (UFP, PNC sowie Ruß (BC)) im Vergleich zu $PM_{2.5}$, PM_{10} und NO_2 deutlich ausgeprägter.

Abbildung 2 zeigt die Datensituation für die Partikelanzahlkonzentration der **UFP** an allen sechs Messstationen über den Untersuchungszeitraum, dargestellt als stationsspezifische Zeitreihe (siehe linke Seite) und als Histogramm der Konzentrationen (siehe rechte Seite). Unterhalb der Zeitreihen, als rote Blöcke, werden dabei Episoden mit fehlenden Werten graphisch hervorgehoben. Es wird darauf hingewiesen, dass sich die Darstellung der Konzentrationsniveaus (Werte auf der y-Achse) zwischen den einzelnen Stationen unterscheidet.



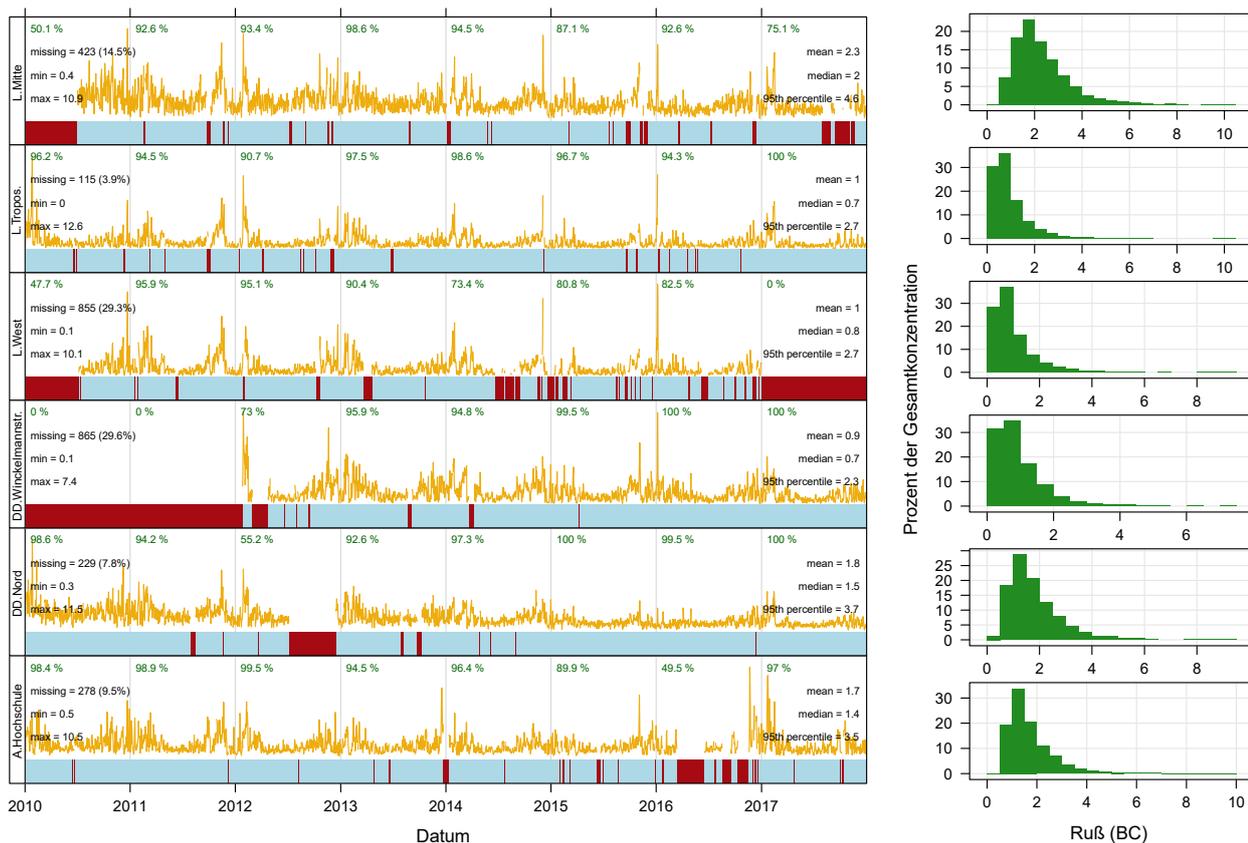
Hinweis: Zeitreihe der Messwerte ist in Gelb dargestellt. Fehlende Werte sind in Rot auf der x-Achse markiert

Abbildung 2: Visuelle Darstellung der Datenverfügbarkeit für UFP über den Untersuchungszeitraum

Der Prozentanteil fehlender Werte variierte zwischen 28,4 % für die Station LWE und 8,7 % für die Station LTR und liegt über alle Stationen hinweg bei ca. 20 %. Des Weiteren fällt auf, dass ein Großteil davon zu Beginn sowie zum Ende des Untersuchungszeitraums auftrat. Mögliche Ursachen für das Fehlen von Messwerten sind zum einen das planmäßige Ende der UFP-Messungen an der Station LWE zum Ende 2016. Zum anderen ist das technische Verfahren zur Messung von Partikelanzahlkonzentrationen in verschiedenen Größenfraktionen komplexer und der Wartungsaufwand hoch. Technische Ausfälle sowie eine allgemein größere Störungsanfälligkeit können so zum Auftreten von fehlenden Werten führen. Für die Messstation AFH lag die Einteilung der gemessenen Rohdaten, der in dieser Studie verwendeten Summenparameter erst ab den Jahr 2011 vor.

Die Datenverfügbarkeit für **Ruß (BC)** ist in Abbildung 3 dargestellt. Der größte Anteil an fehlenden Werten trat an der Station DDW auf (29,6 %), gefolgt von der Station LWE (29,3 %). Besonders fällt auf, dass die Messung von Ruß (BC) an der Station DDW erst mit dem Jahr 2012 begann und für LWE, wie bereits beschrieben, Ende 2016 endete. Die geringste Anzahl fehlender Werte konnte für die Station LTR beobachtet werden, mit nur 3,9 % fehlenden Werten.

Für PM_{2,5}, PM₁₀ und NO₂ lagen lediglich vereinzelt fehlende Werte vor. Die Datenverfügbarkeit war für alle Stationen sehr gut. Eine Ausnahme bildete NO₂ (gemessen an der amtlichen Messstation Augsburg-Landesamt für Umwelt) - hier wurde die Messung von NO₂ für eine fast zwei Jahre umspannende Zeitperiode (Anfang 2012 bis Ende 2013) unterbrochen.



Hinweis: Zeitreihe der Messwerte ist in Gelb dargestellt. Fehlende Werte sind in Rot auf der x-Achse markiert

Abbildung 3: Visuelle Darstellung der Datenverfügbarkeit für Ruß (BC) über den Untersuchungszeitraum

In Summe konnten über alle Schadstoffe hinweg mehr als 2.000 Tagesmittelwerte in die weitere Analyse einfließen. Es lag somit eine gute Basis für die Auswertung der Gesundheitseffekte von UFP, PNC und Ruß (BC) vor.

2.2.2 Deskriptive Statistiken

Die deskriptiven Auswertungen der Schadstoffdaten und der meteorologischen Parameter über den Studienzeitraum sind in Tabelle 5 und Tabelle 6 aufgelistet und liefern Einblicke in die jeweiligen Charakteristika der Stationen. Wie zu erwarten, lagen die Schadstoffkonzentrationen an den Verkehrsstationen über den Werten der städtischen Hintergrundstationen, besonders für Schadstoffe mit einem größeren Einfluss von Verkehrsemissionen (z. B. UFP/PNC, Ruß (BC) und NO₂).

Die **UFP**-Anzahlkonzentrationen (Partikel pro Kubikzentimeter) lagen an den städtischen Hintergrundstationen im mittleren 3.000er-Bereich. Vergleichsweise höhere Konzentrationen fanden sich dagegen an der Station AFH. Hier lagen die Werte im Schnitt rund 1.000 Partikel pro cm³ höher. Mögliche Gründe könnten eine unterschiedliche Stationscharakteristik, verschiedene meteorologische Einflüsse bzw. ein verstärktes Einwirken von Verkehrsemissionen zu bestimmten Zeitpunkten sein, wie Wind aus Richtung einer viel befahrenen Straße. An den städtischen Verkehrsstationen lagen deutlich erhöhte Konzentrationen vor. Beispielsweise wurden an der Station LMI mit 6.945 1/cm³ bzw. 8.787 1/cm³ die insgesamt höchsten mittleren Konzentrationen für UFP bzw. PNC der Untersuchung gemessen. Darüber hinaus war an allen Messstationen die Partikelanzahl der UFP der dominierende Faktor an der Gesamtpartikelanzahl PNC mit einem Prozentanteil von über 70 % (siehe Tabelle 7). Die höchsten Anteile fanden sich an den Verkehrsstationen LMI und DDN (79,04 % und 77,22 %) sowie an der städtischen Hintergrundstation AFH (77,96 %). Der niedrigste Anteil wurde für DDW (73,35 %) gemessen.

Tabelle 5: Deskriptive Auswertung der Luftschadstoffe nach Messstation über den Zeitraum 2010-2017

Parameter	N	Minimum	Median	Mittelwert (SD)	Maximum	IQR
UFP (20-100nm, in 1/cm³)						
LMI	2.279	1.136	6.507	6.945 (2.754)	20.296	3.376
LWE*	2.093	591	3.157	3.509 (1.710)	13.290	2.076
LTR	2.668	482	3.268	3.646 (1.863)	19.246	2.142
DDN	2.352	1.164	5.715	6.060 (2.294)	16.495	2.925
DDW	2.211	409	3.403	3.779 (1.995)	14.441	2.389
AFH*	2.392	561	4.104	4.605 (2.718)	41.511	2.717
PNC (20-800nm, in 1/cm³)						
LMI	2.279	1.495	8.262	8.787 (3.379)	25.966	4.197
LWE*	2.093	752	4.317	4.685 (2.130)	15.165	2.744
LTR	2.668	738	4.448	4.879 (2.333)	21.595	2.860
DDN	2.352	1.514	7.456	7.848 (2.886)	22.396	3.688
DDW	2.211	623	4.780	5.152 (2.541)	16.706	3.356
AFH*	2.392	710	5.316	5.907 (3.258)	47.162	3.312
Ruß (BC, in µg/m³)						
LMI	2.499	0,36	2,03	2,31 (1,23)	10,92	1,34
LWE*	2.067	0,10	0,75	1,03 (0,93)	10,13	0,79
LTR	2.807	0,00	0,72	1,02 (0,98)	12,62	0,76
DDN	2.693	0,30	1,54	1,79 (1,01)	11,46	1,11
DDW*	2.057	0,08	0,73	0,94 (0,74)	7,37	0,80
AFH	2.644	0,47	1,45	1,71 (0,99)	10,54	0,98

Parameter	N	Minimum	Median	Mittelwert (SD)	Maximum	IQR
PM_{2,5} (in µg/m³)						
LMI	2.891	2,22	13,59	17,47 (12,96)	120,84	12,15
LWE	2.885	1,01	9,56	13,49 (12,00)	111,16	10,49
DDN	2.900	1,91	12,32	16,19 (12,63)	137,81	11,64
DDW	2.892	0,50	10,89	15,07 (12,90)	136,40	12,32
AFH	2.922	1,08	10,22	12,96 (10,27)	98,67	10,30
PM₁₀ (in µg/m³)						
LMI	2.908	3,08	23,70	28,21 (16,29)	152,50	16,10
LWE	2.910	2,00	15,25	19,13 (13,79)	133,27	12,46
DDN	2.908	2,00	21,60	25,58 (15,63)	182,51	14,63
DDW	2.907	2,00	15,69	19,68 (14,11)	158,30	13,59
AFH	2.921	1,40	15,14	17,63 (11,69)	112,77	12,67
NO₂ (in µg/m³)						
LMI	2.886	11,00	43,00	43,99 (12,74)	100,00	17,00
LWE	2.896	3,00	16,00	17,64 (8,91)	66,00	11,00
DDN	2.874	9,00	33,00	34,22 (10,42)	77,00	14,00
DDW	2.890	3,00	18,00	20,20 (9,55)	72,00	12,00
A-LFU	2.212	2,50	17,73	19,76 (10,25)	83,96	12,33

Hinweis: *** = Eingeschränkter Untersuchungszeitraum

Tabelle 6: Deskriptive Auswertung der meteorologischen Parameter nach Messstation über den Zeitraum 2010-2017

Parameter	N	Minimum	Median	Mittelwert (SD)	Maximum	IQR
Temperatur (in °C)						
LMI	2.911	-14,00	11,40	11,69 (7,97)	32,10	12,10
LWE	2.919	-15,00	9,70	9,86 (7,69)	29,20	11,70
DDN	2.915	-14,20	11,30	11,39 (8,13)	31,80	12,50
DDW	2.922	-13,40	11,60	11,64 (8,05)	31,00	12,40
AFH	2.803	-13,40	9,93	9,86 (7,86)	28,93	12,25
Relative Luftfeuchtigkeit (in %)						
LMI	2.909	34,50	71,80	70,94 (12,64)	98,50	19,60
LWE	2.905	37,50	75,30	74,24 (12,19)	100,00	18,60
DDN	2.915	37,50	70,90	70,61 (11,43)	100,00	16,80
DDW	2.922	36,00	71,80	70,79 (11,39)	97,20	17,30
AFH	2.803	39,59	79,16	77,79 (12,71)	100,00	20,29
Luftdruck (in mbar)						
LMI	2.911	975,00	1.016,00	1.015,77 (8,06)	1.040,00	10,00
LWE	2.919	975,00	1.016,00	1.016,13 (8,34)	1.041,00	10,00
DDN	2.922	976,00	1.016,00	1.016,03 (7,99)	1.041,00	10,00
DDW	2.915	976,00	1.016,00	1.016,15 (8,16)	1.042,00	10,00
AFH	2.803	923,88	961,36	960,98 (7,35)	984,50	9,04
Windgeschwindigkeit (in m/s)						
LMI	2.911	0,30	1,50	1,72 (0,86)	7,20	1,00
LWE	2.922	0,00	0,60	0,77 (0,60)	4,60	0,70
DDN	2.922	0,20	0,80	0,89 (0,45)	3,50	0,50
DDW	2.915	0,20	1,40	1,62 (0,75)	6,30	0,90
AFH	2.803	0,43	1,19	1,35 (0,59)	5,47	0,55

Parameter	N	Minimum	Median	Mittelwert (SD)	Maximum	IQR
Globalstrahlung (in W/m²)						
LMI	2.911	2,00	84,00	105,50 (85,28)	334,00	145,00
LWE	2.922	0,00	44,50	56,42 (42,65)	203,00	70,00
DDN	2.922	3,00	68,00	93,56 (75,67)	301,00	129,00
DDW	2.915	2,00	106,00	126,05 (97,39)	395,00	167,00
AFH	1.692	5,89	125,71	160,93 (131,80)	737,52	189,58

Tabelle 7: Prozentualer Anteil der UFP an den PNC-Anzahlkonzentrationen

Messstation	Anzahlkonzentration UFP	Anzahlkonzentration PNC	Anteil UFP an PNC (in %)
LMI	6.945	8.787	79,04
LWE	3.509	4.685	74,90
LTR	3.646	4.879	74,73
DDN	6.060	7.848	77,22
DDW	3.779	5.152	73,35
AFH	4.605	5.907	77,96

Für **Ruß (BC)** zeigte sich ein ähnliches Bild. Die Werte an den Verkehrsstationen lagen ebenfalls deutlich über den Werten der städtischen Hintergrundstationen. Des Weiteren wurde die höchste mittlere Konzentration auch hier an der Station LMI gemessen - mit rund 2,31 µg/m³ mehr als doppelt so hoch wie beispielsweise an der Leipziger Hintergrundstation LWE (Mittelwert: 1,03 µg/m³). Wie bereits für die UFP beschrieben, war auch für Ruß (BC) ein möglicher Einfluss der Verkehrsemission an der Station AFH zu beobachten. Mit einem Mittelwert von 1,71 µg/m³ lagen die Werte vergleichsweise auf demselben Niveau wie an der Verkehrsstation DDN.

Die über den Studienzeitraum gemittelten Konzentrationen der gesetzlich geregelten Schadstoffe PM_{2,5} und PM₁₀ wiesen jeweils die höchsten Konzentrationen an der Station LMI auf (PM_{2,5}: 17,47 µg/m³, PM₁₀: 28,21 µg/m³) auf. Die niedrigsten Messwerte fanden sich an der Station AFH (PM_{2,5}: 12,96 µg/m³, PM₁₀: 17,63 µg/m³). Für NO₂ zeigte sich ein ähnliches Bild. Erneut wurden an der Station LMI die höchsten mittleren Konzentrationen gemessen (43,99 µg/m³). Die niedrigsten Konzentrationen für NO₂ fanden sich an der städtischen Hintergrundstation LWE mit einer durchschnittlichen Konzentration von 17,64 µg/m³.

Eine Betrachtung des Verlaufs der jährlichen Mittelwerte zeigt, dass an allen Stationen die mittleren jährlichen Konzentrationen für **UFP** zwischen Beginn und Ende des Untersuchungszeitraums abnahmen (siehe Abbildung 4). Allerdings unterschied sich das Ausmaß des Abfalls je nach Stationstyp und lokalem Einfluss an der Station. So konnten kontinuierliche, größere Veränderungen an den Verkehrsstationen LMI und DDN beobachtet werden. Während die mittleren Konzentrationen an diesen Stationen im Jahr 2010 bei 9.690 1/cm³ bzw. 6.760 1/cm³ lagen, waren es 2017 nur noch 6.041 1/cm³ bzw. 4.659 1/cm³. Trotz einer generellen Abnahme der Konzentrationen waren die Veränderungen an den städtischen Hintergrundstationen deutlich geringer und zwischen den Stationen auf einem ähnlichen Niveau (Beispiel DDW: 2010: 4.080 1/cm³, 2017: 2.858 1/cm³). Die Ausnahme bildete Augsburg, hier wurden in den Jahren 2011 und 2012 vergleichsweise hohe Werte verzeichnet, gefolgt von einem starken Abfall im Jahr 2013 und einem monotonen Verlauf bis zum Ende des Untersuchungszeitraums. Eine weitere Auffälligkeit war die Zunahme der mittleren Partikelanzahlkonzentration für die Station LWE in den Jahren 2015 und 2016 sowie an der Station LTR im Jahr 2015. Mögliche Gründe, wieso gerade an diesen Stationen für diesen Zeitraum die Konzentrationen stiegen, konnten anhand der vorliegenden Daten nicht ausgemacht werden und könnten unter anderem mit der Datenverfügbarkeit in diesen Jahren zusammenhängen.

Die jährlichen Mittelwerte von **Ruß (BC)** wiesen ein ähnliches Muster auf - die größten Veränderungen waren für die Verkehrsstationen zu beobachten. Für die sächsischen Hintergrundstationen waren wiederum leicht abfallende Konzentrationen mit wenigen Schwankungen erkennbar. Während der Jahresmittelwert für 2010 an der Station LTR bei $1,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, sank er über den Verlauf des Untersuchungszeitraums auf $0,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Jahr 2017. Ebenfalls erneut auffällig waren die höheren Konzentrationen an der Station AFH im Vergleich zu den anderen Messstationen des städtischen Hintergrunds sowie höhere Werte für AFH gegenüber DDN ab dem Jahr 2015. Gleichzeitig wurde ein leichter Abfall zwischen 2010 und 2017 verzeichnet, wenngleich das Ausmaß deutlich geringer ausfiel. Mögliche Gründe könnten hierfür verschiedene zugrunde liegende Quellen sein, die sich über den Studienzeitraum unterschiedlich veränderten.

Für $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} und NO_2 wurden ähnliche Verläufe der Jahresmittelwerte verzeichnet. Die höchsten Werte wurden wiederum an den Verkehrsstationen beobachtet, wenngleich sich das Ausmaß der Abnahme nur gering zwischen den Stationstypen unterschied. Gleichzeitig lagen die Jahresmittelwerte an allen Stationen unterhalb der derzeit geltenden EU-Grenzwerte von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für $\text{PM}_{2,5}$ und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} . Für PM_{10} fiel ein Peak für die Station LMI im Jahr 2011 auf, dessen Ursache mit Bautätigkeiten im Umfeld der Messstation begründet werden kann (PAUSCH, 2011). Ebenso ist anzumerken, dass sich die NO_2 -Konzentrationen, erwartungsgemäß der unterschiedlichen Verkehrsdichten (ca. 19.400 DTV für DDN und ca. 45.000 DTV für LMI), zwischen den Verkehrsstationen deutlich unterschieden, wenngleich der Verlauf der Jahresmittelwerte vergleichbar war. An den Verkehrsstationen wurden aufgrund des starken Einflusses von Verkehrsemissionen deutlich höhere NO_2 -Konzentrationen gemessen. Während der Jahresmittelwert für 2010 an der Station DDN knapp unter dem EU-Grenzwert ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lag, wurden deutlich höhere Konzentrationen an der Station LMI gemessen, welche über dem geltenden EU-Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen.

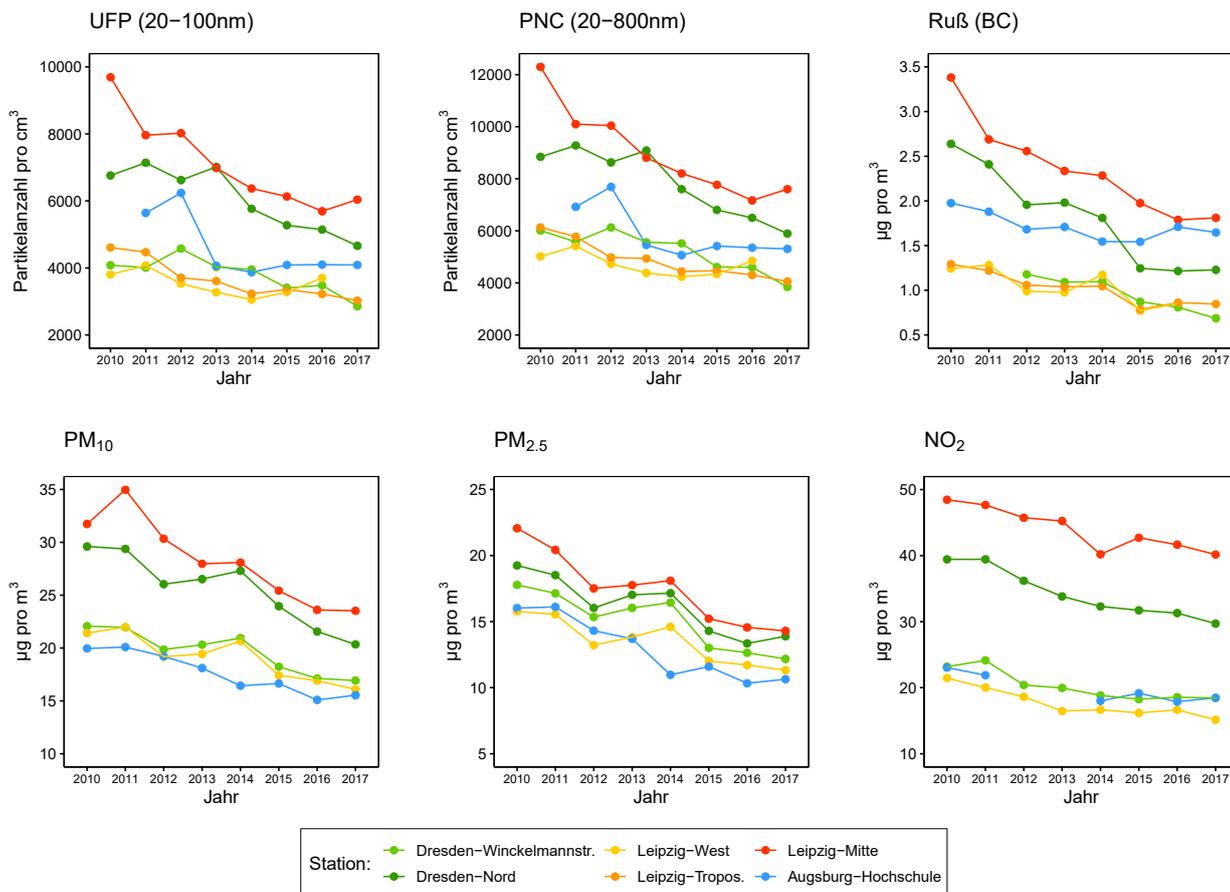


Abbildung 4: Verlauf der Jahresmittelwerte über den Untersuchungszeitraum

Wie bereits eingangs erwähnt, bietet die vertiefte Analyse des Anteils der größenspezifischen Einzelfraktionen an den UFP/PNC zusätzliche Informationen, die für die weitere Charakterisierung der Schadstoffe sowie ihres Ursprungs wertvoll sein können. In Abbildung 5 werden daher die vier Größenfraktionen 20-30 nm, 30-50 nm, 50-70 nm und 70-100 nm anhand ihres prozentualen Anteils an der Partikelanzahl der UFP (20-100 nm) angegeben.

Auffallend ist, dass der Anteil der kleineren Fraktionen an den Verkehrsstationen größer war und sich dieses Muster gleichzeitig für die größeren Fraktionen umkehrte. Dies könnte dadurch begründet sein, dass die Partikel an Verkehrsstationen zu einem größeren Teil aus frisch emittierten Abgasen aus Kraftfahrzeugen stammen und sich weniger durch Agglomeration über einen längeren Zeitraum oder durch Nukleationen aus Vorläufersubstanzen zusammensetzen. Die größten prozentualen Anteile finden sich, über alle Stationen hinweg, in der Größenfraktion 30-50 nm. Partikel dieser Fraktion werden in der Literatur oftmals dem sogenannten "Aitken Mode" zugeschrieben, welcher sich durch direkt emittierte Partikel aus Verbrennungsprozessen, wie z. B. Verbrennungsmotoren und Kondensationswachstum auszeichnet (BREITNER, 2011, HALONEN, 2009). Partikel im Größenbereich 20-30 nm (auch 10-20 nm) werden dagegen als "Nucleation Mode" bezeichnet und entstehen im (vor-)städtischen Raum überwiegend durch Gas-zu-Partikel-Umwandlung oder durch atmosphärische Nukleationen (BREITNER, 2011, HALONEN, 2009).

Mit Blick auf die zeitlichen Veränderungen dieser Anteile lassen sich mögliche Veränderungen im Luftgemisch ausmachen, welche in Abbildung 6 dargestellt werden. Wie bereits für die gesamte Untersuchungszeit gesehen, fanden sich ähnliche Verteilungsmuster auch in den jährlichen Daten des Untersuchungszeitraums. Die größte Heterogenität war dabei in der Fraktion 20-30 nm zu sehen.

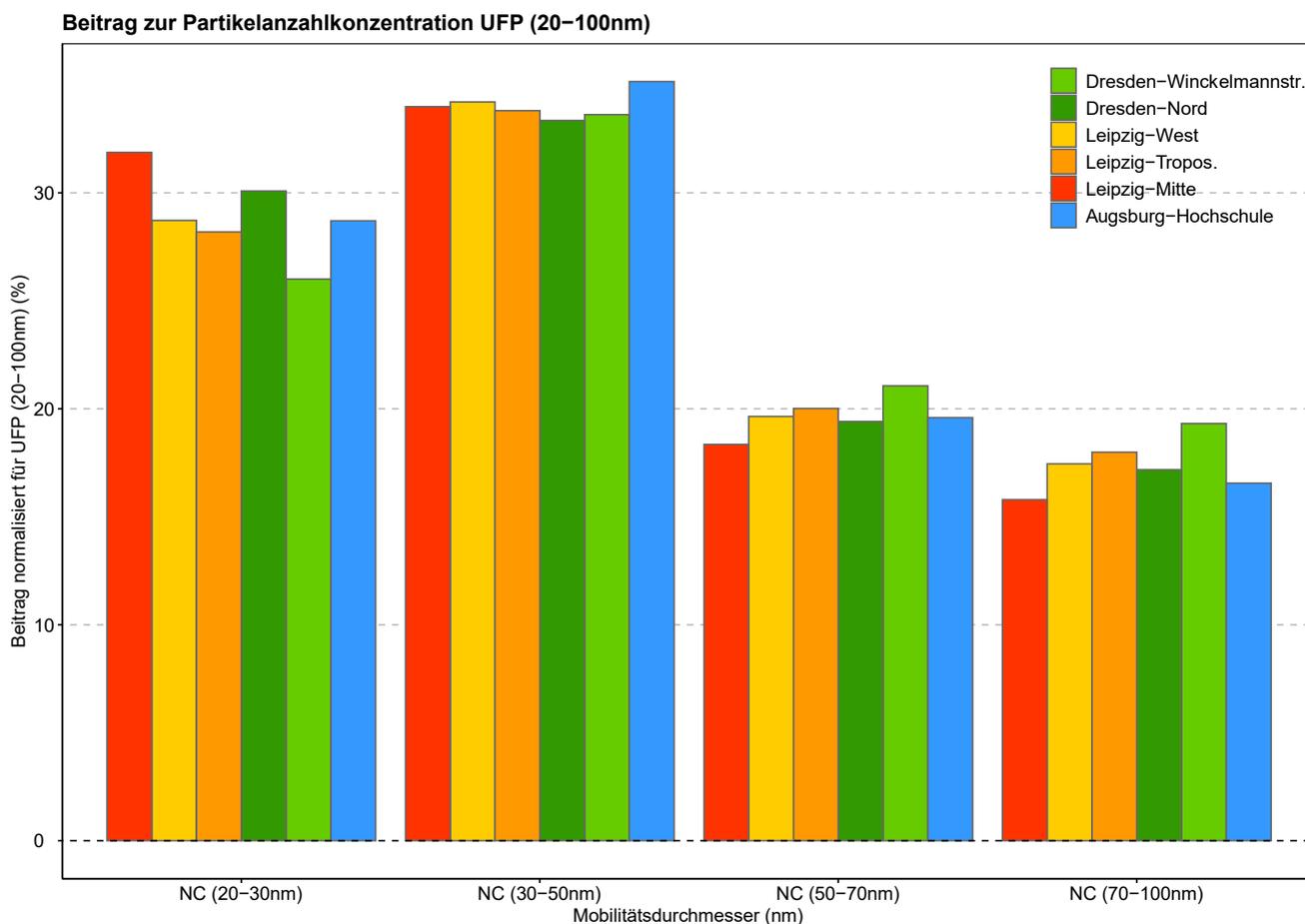


Abbildung 5: Beitrag der größenspezifischen Einzelfraktionen zur Partikelanzahl der UFP

Beitrag zur Partikelanzahlkonzentration UFP (20–100nm) über den Studienzeitraum

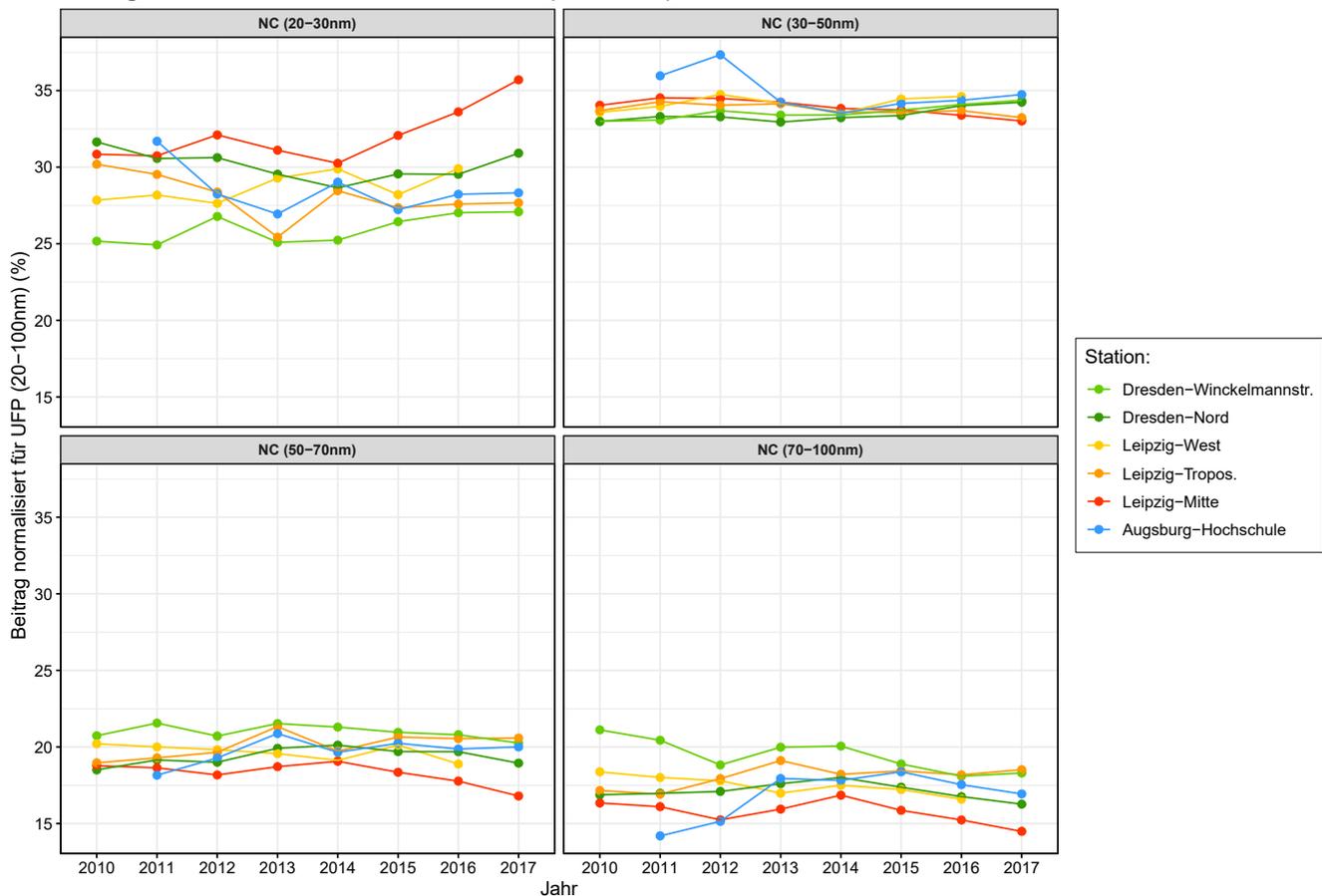


Abbildung 6: Beitrag der größenspezifischen Einzelfractionen zur Partikelanzahl der UFP pro Jahr

Bei weiterer Betrachtung fällt auf, dass es bei den Anteilen über die Jahre des Untersuchungszeitraums zu einer möglichen Verschiebung hin zu den kleineren Größenfraktionen kommt. Ein möglicher Grund kann zum einen eine Veränderung der Motoremissionen aufgrund von technischen Fortschritten zur Einhaltung der Emissionsgrenzwerte sein. Zum anderen können auch vermehrt auftretende Nukleations-Ereignisse dazu beitragen, dass es zu einer tendenziellen Verschiebung in Richtung der kleineren Größenfraktionen kommt.

2.2.3 Jahrgang, Wochengang und Saisonalität

Jahrgang

Der Jahrgang der Schadstoffkonzentrationen über den Untersuchungszeitraum ist in Abbildung 7 dargestellt. Für die **UFP** lassen sich verschiedene Muster über die Monate hinweg feststellen. Zum einen lagen die Werte an den Verkehrsstationen über alle Monate hinweg deutlich über denen der städtischen Hintergrundstationen. Es zeigten sich Peaks in den Sommermonaten für die Stationen DDN und LMI sowie hohe Werte in den Herbstmonaten für die Station LMI. Zum anderen zeigten sich vergleichbare Muster an den sächsischen Hintergrundstationen mit deutlich höheren Werten in der warmen Jahreshälfte und Peak-Konzentrationen in den Sommermonaten. Für die Station AFH zeigte sich dagegen ein anderes Bild - hier waren höhere Werte in der kalten Jahreshälfte zu beobachten und insgesamt eine vergleichsweise geringere zeitliche Variation über den Jahresverlauf. Der Unterschied zwischen AFH und den sächsischen Hintergrundstationen konnte vor allem in der kalten Jahreshälfte beobachtet werden - in der warmen Jahreshälfte, und insbesondere in den Sommermonaten, sind die Werte an allen Hintergrundstationen auf einem ähnlichen Niveau. Bereits bei BIRMILI (2015) konnten vergleichbare Unterschiede zwischen den Stationen AFH und DDW

beobachtet werden (BIRMILI, 2015). Ebenso berichtete das UFIREG-Projekt von ähnlichen Beobachtungen zwischen AFH und DDW, die unter anderem auf einen deutlich reduzierten Anteil an Nukleationen für die Station AFH zurückzuführen waren (UFIREG PROJEKT 2014, 2014). Des Weiteren können Unterschiede in der Meteorologie (z. B. häufigere Anzahl an Tagen mit Inversionswetterlagen) sowie Unterschiede in den Emissionen in der Heizperiode (z. B. vermehrt Holzverbrennung) zu den Unterschieden in der kalten Jahreshälfte beitragen.

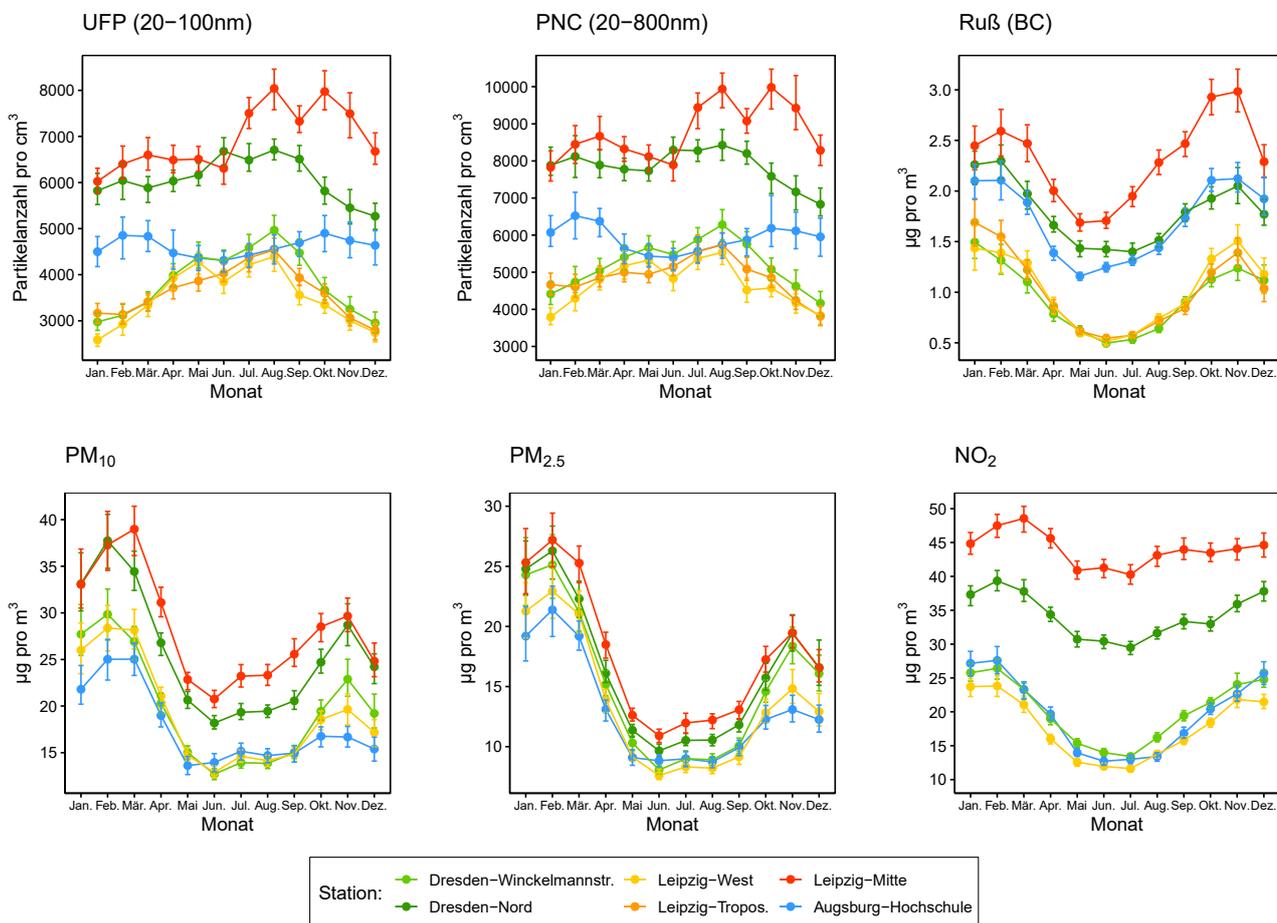


Abbildung 7: Jahrgang der Luftschadstoffe pro Messstation

Der Jahrgang für **Ruß (BC)** zeichnete sich durch geringere Variationen zwischen den Stationen aus. Für alle Messstandorte wurden deutlich größere Konzentrationen in der kälteren Jahreshälfte mit Peak-Konzentrationen überwiegend in den Wintermonaten beobachtet. Wiederum lagen die Werte an den sächsischen Hintergrundstationen eng beieinander und deutlich unterhalb der Werte der Verkehrsstationen und der Station AFH. Für diese lagen die Konzentrationen auf einem vergleichbaren Niveau mit der Station DDN, wohingegen der Standort LMI nochmals höhere Werte über alle Monate aufwies.

Für PM_{2.5} und PM₁₀ verliefen die monatlichen Konzentrationen vergleichbar. Es zeigten sich deutlich höhere Werte in der kalten Jahreshälfte. Dies könnte unter anderem durch die niedrigen Temperaturen und den damit verbundenen ansteigenden Heizungsemissionen verursacht worden sein. Obwohl sich das jährliche Muster zwischen PM_{2.5} und PM₁₀ ähnelte, lagen die Werte an den unterschiedlichen Messstandorten für PM₁₀ weiter auseinander. Anders als für UFP und Ruß (BC), lagen die Werte für die Station AFH im Vergleich zu den anderen Stationen am unteren Ende der gemessenen Konzentrationen. Die NO₂-

Konzentrationen verliefen im Jahresgang ebenso über alle Messstationen homogen. Wiederum waren höhere Werte in der kalten Jahreshälfte zu verzeichnen, was möglicherweise auf Unterschiede in den Emissionscharakteristika von Verbrennungsmotoren zwischen warmer und kalter Jahreszeit sowie auf eine mögliche Reduktion des Individualverkehrs/Berufsverkehrs in den Sommerferien deuten kann.

Wochengang

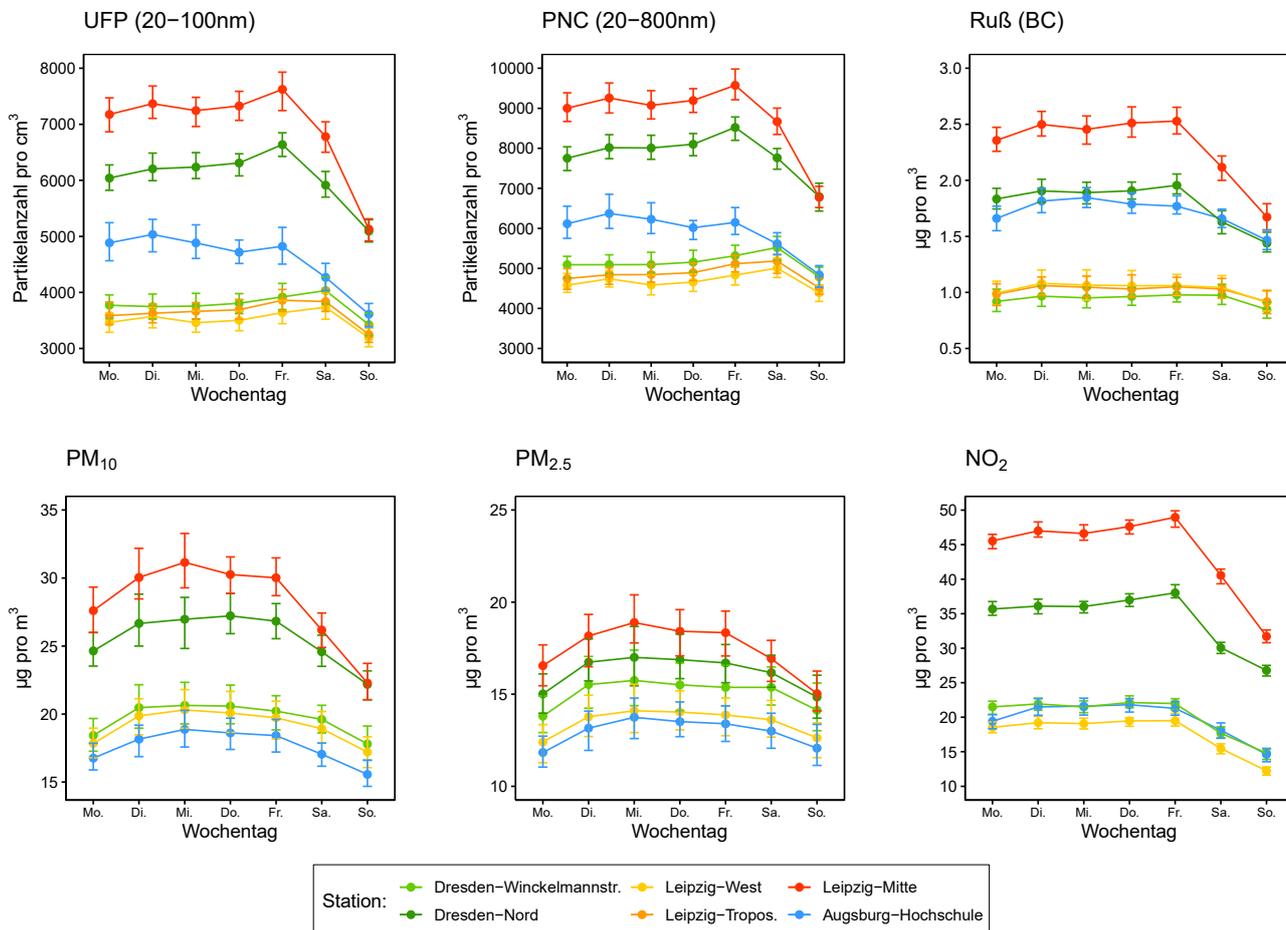


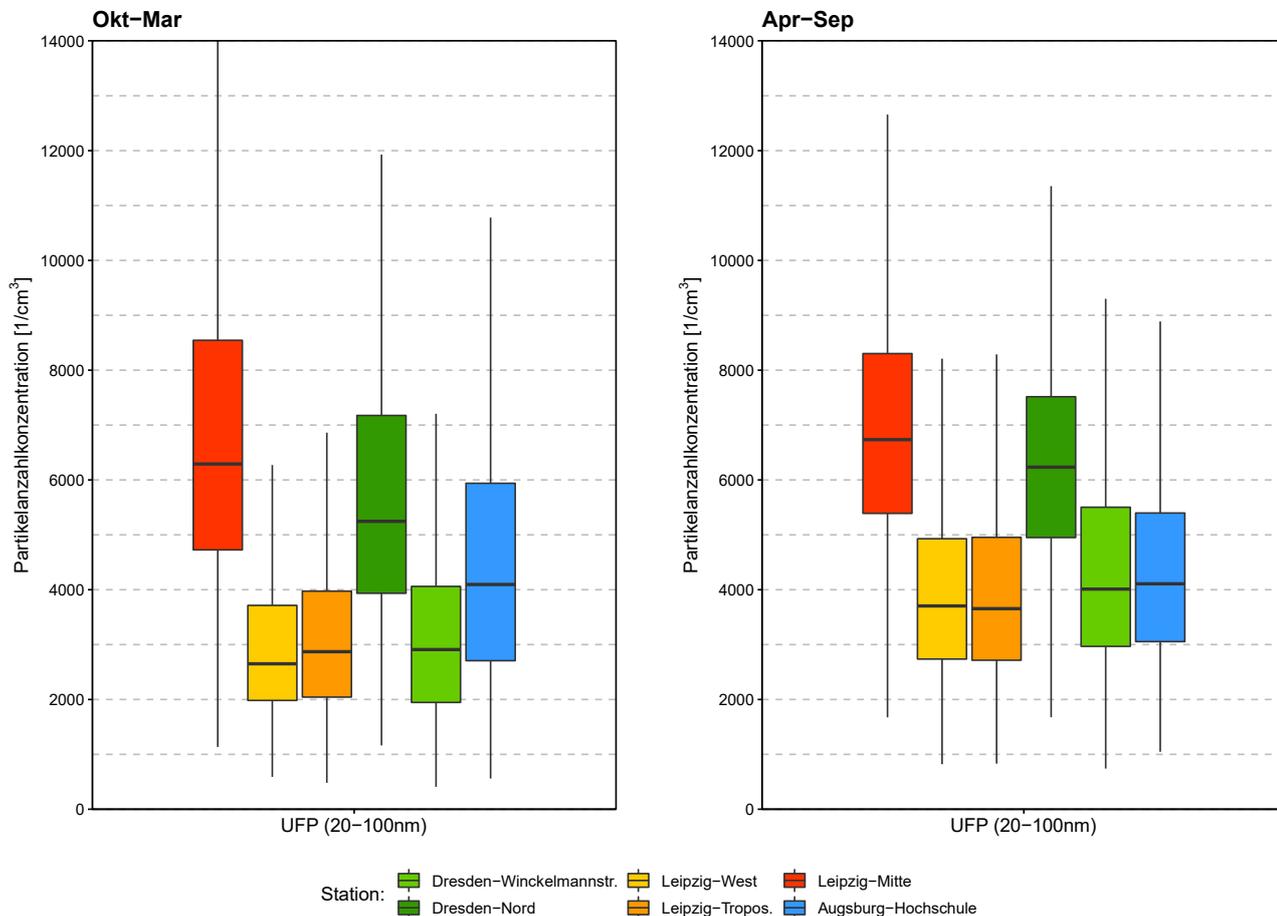
Abbildung 8: Wochengang der Luftschadstoffe pro Messstation

Der Wochengang für alle Schadstoffe ist in Abbildung 8 angegeben. Für **UFP** zeigten sich werktags hohe Werte, während am Wochenende geringere Konzentrationen zu beobachten waren, die an den Verkehrsstationen teilweise deutlich ausfielen. Auffällig war nicht nur die erneute Dreiteilung - Verkehrsstationen mit den höchsten Werten, die Station AFH sowie die sächsischen Hintergrundstationen mit den niedrigsten Werten, sondern auch die Zunahme an allen sächsischen Hintergrundstationen über den Wochengang mit Peaks am Samstag. Dies könnte mit Emissionen aus Freizeitaktivitäten wie z. B. Feuerschalen bzw. Grills zusammenhängen, eine Beobachtung, die bereits durch VOIGTLÄNDER (2021) für verschiedene Luftschadstoffe in Leipzig vertiefend untersucht werden konnte.

Für **Ruß (BC)**, PM_{2.5}, PM₁₀ und NO₂ verliefen die Wochengänge ähnlich mit hohen Werten werktags und niedrigeren Konzentrationen an den Wochenenden.

Saisonalität

Schadstoffkonzentrationen haben je nach Emissionsquelle und Charakteristik auch unterschiedliche saisonale Ausprägungen. Ein Vergleich von UFP und Ruß (BC) zwischen warmer (April bis September) und kalter Jahreshälfte (Oktober bis März) ist in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellt.

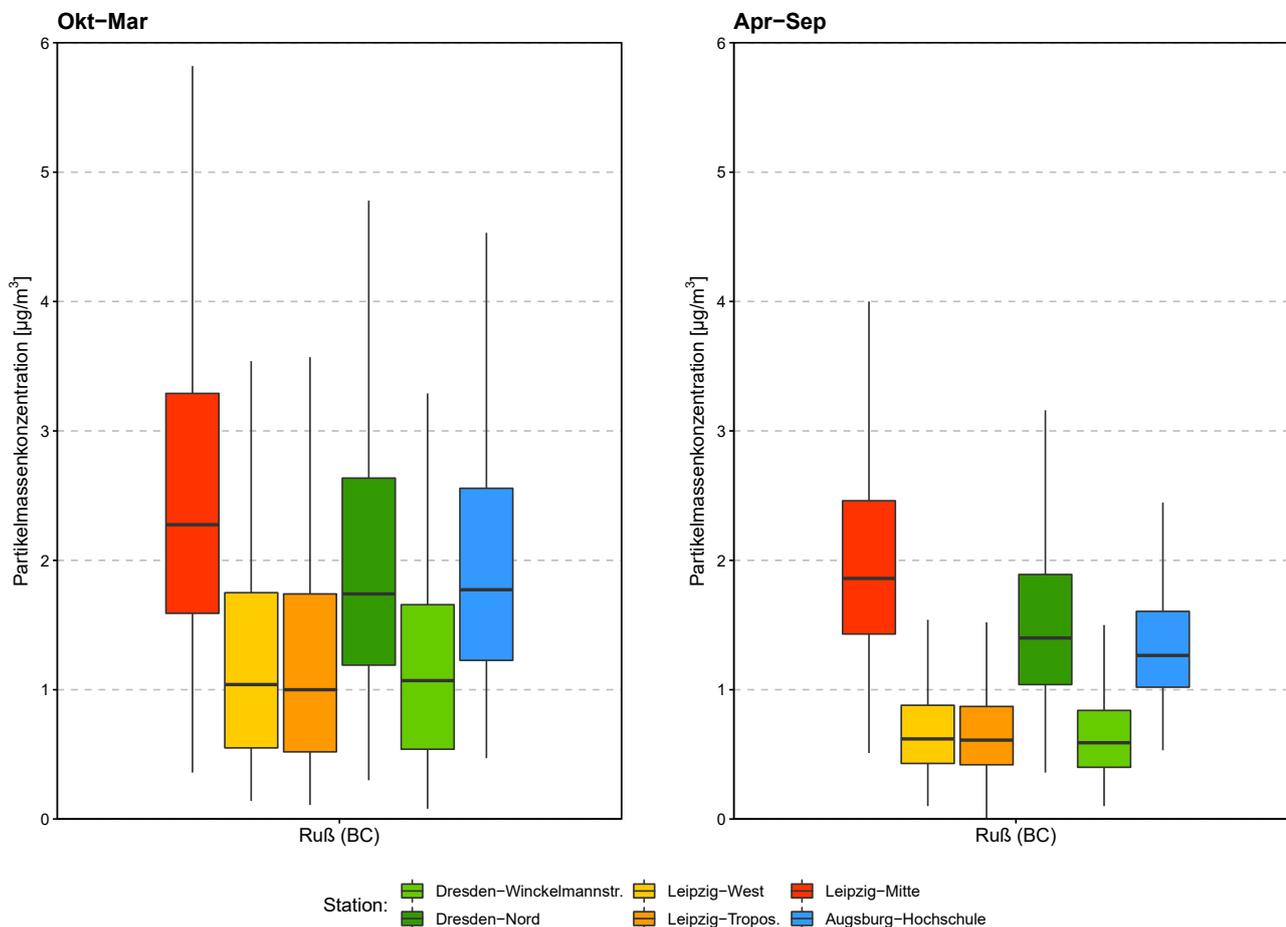


Hinweis: Die schwarze waagrechte Linie innerhalb der Box entspricht dem Median. Das untere Ende und obere Ende der Box steht stellvertretend für das 25. und 75. Perzentil. Die Whisker entsprechen dem Boxende $\pm 1.5 \cdot \text{IQR}$

Abbildung 9: Partikelanzahlkonzentrationen der UFP für die kalte (Okt-Mar) und warme (Apr-Sep) Jahreshälfte

Es zeigte sich, wie bereits in der Analyse des Jahresgangs, höhere Werte für **UFP** in der wärmeren Jahreshälfte. Die Konzentrationen an der Station AFH änderten sich hingegen nur marginal. Auffallend war allerdings eine sinkende stationsinterne Variabilität an den Verkehrsstationen (repräsentiert durch den Interquartilsabstand (IQR), d.h. die Werte zwischen dem 25. und 75. Perzentil). Gegenteiliges konnte für die sächsischen Hintergrundstationen beobachtet werden. Hier vergrößerte sich der IQR (die Box-Größe) in der warmen Jahreshälfte, was möglicherweise auf einen größeren Einfluss meteorologischer Parameter (z. B. durch zusätzliches Nukleationsvorkommen an strahlungsintensiveren Sommertagen) schließen lässt.

Die Konzentrationen für **Ruß (BC)** wiesen an allen Stationen höhere Werte in der kalten Jahreshälfte auf. Ebenso waren größere stationsinterne Unterschiede in der kalten Jahreshälfte zu beobachten, was auf ein komplexeres Schadstoffgemisch in dieser Periode schließen lässt (Schadstoffe aus Hausbrand oder Dieselemissionen). Für PM_{2,5}, PM₁₀ und NO₂ zeigten sich identische Verläufe wie für Ruß (BC).



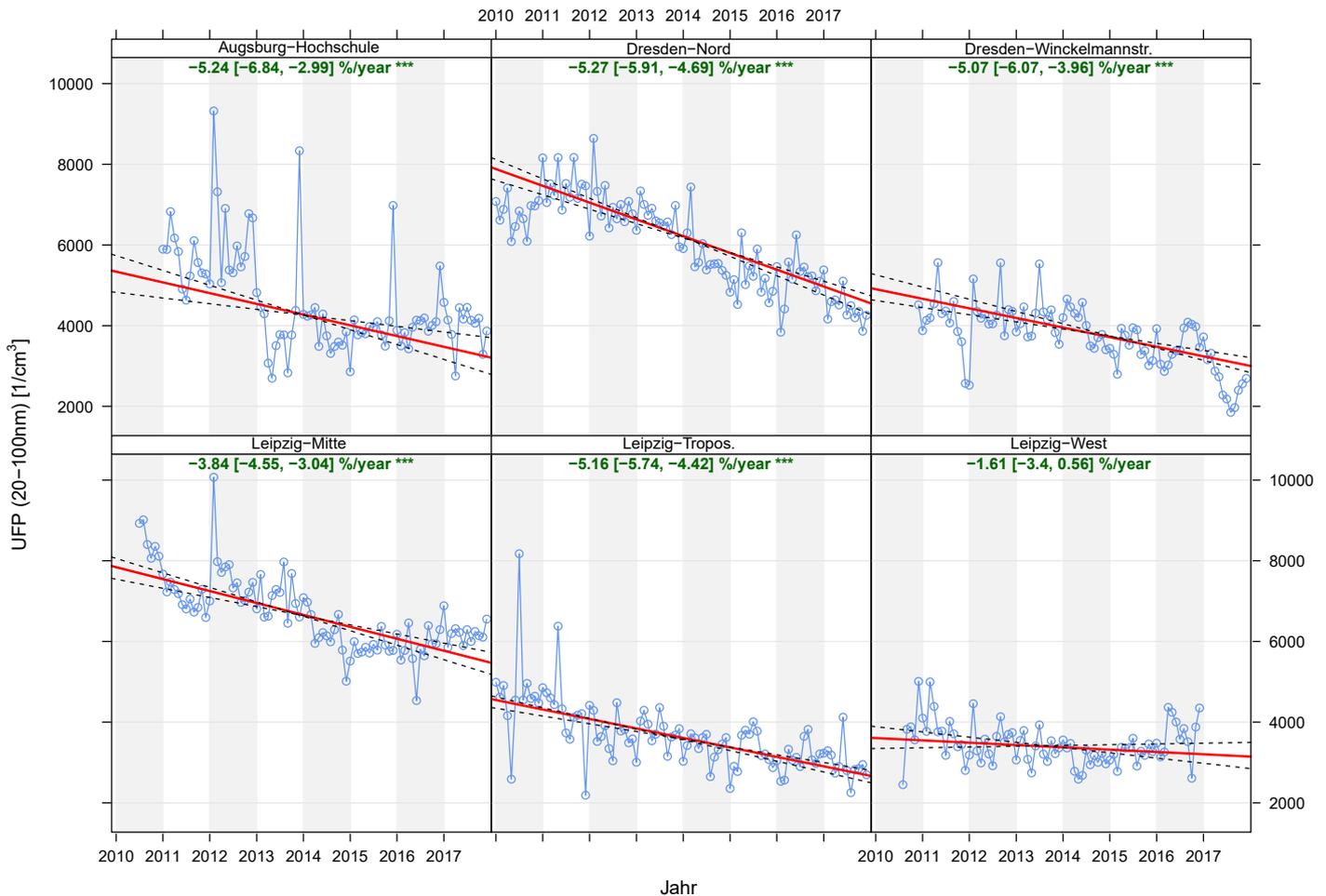
Hinweis: Die schwarze waagrechte Linie innerhalb der Box entspricht dem Median. Das untere Ende und obere Ende der Box steht stellvertretend für das 25. und 75. Perzentil. Die Whisker entsprechen dem Boxende $\pm 1.5 \cdot \text{IQR}$

Abbildung 10: Konzentrationen für Ruß (BC) für die kalte (Okt-Mar) und warme (Apr-Sep) Jahreshälfte

2.2.4 Trendanalysen

Ein erster Anhaltspunkt einer Veränderung des Schadstoffniveaus über den Untersuchungszeitraum wurde bereits mittels deskriptiver Vergleiche der Jahresmittelwerte unter Punkt 2.2.2 gegeben. An dieser Stelle soll mithilfe von erweiterten statistischen Methoden vertieft auf die zeitlichen Veränderungen eingegangen werden. Die Ergebnisse der Theil-Sen-Trendanalyse sind für UFP in Abbildung 11 und für Ruß (BC) in Abbildung 12 visualisiert. Neben der grafischen Darstellung der Zeitreihe (blaue Linie auf Basis der monatlichen Mittelwerte) sowie des Trends (rote Linie, 95 % Konfidenzintervall gestrichelte Linie) wird ebenso ein Signifikanztest angegeben. Dieser berechnet die signifikante Veränderung des Trend-Schätzers und wird durch die Angabe der jährlichen Konzentrationsveränderung in Prozent unterstützt.

Für **UFP** zeigten sich teilweise deutlich abnehmende Konzentrationen über alle Stationen hinweg. Die prozentual stärkste Abnahme wurde mit -5,27 %/Jahr an der Station DDN verzeichnet. Am geringsten fiel die Abnahme an der Station LWE (-1,61 %/Jahr) aus. Die absolute Abnahme der Konzentrationen (Abnahme der Partikelanzahl pro Jahr) lag im Mittel bei rund -250 Einheiten/Jahr. Die größte absolute Abnahme wurde auch hier an der Station DDN (-416 Einheiten/Jahr) verzeichnet, die Geringste fand sich für LWE (-57 Einheiten/Jahr). Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Konzentrationsabnahmen an allen Stationen, mit Ausnahme der Station LWE, statistische Signifikanz ($p < 0.001$) aufwiesen.



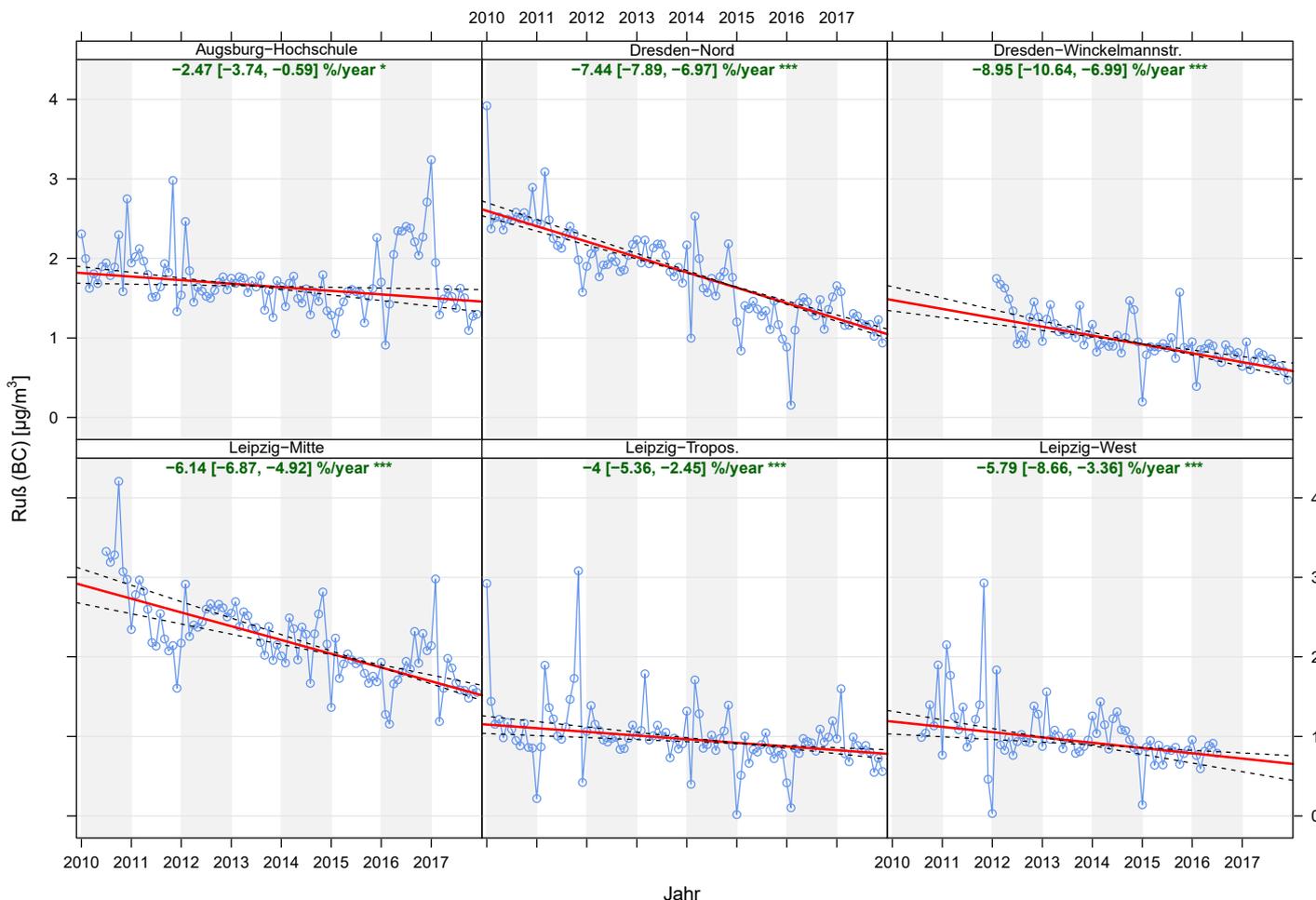
Hinweis: Die blaue Linie entspricht den monatlichen Mittelwerten. Die rote Linie entspricht dem Trend-Schätzer und die schwarz-gestrichelte Linie repräsentiert das 95%-Konfidenzintervall des Trends. *** = $p < 0.001$

Abbildung 11: Theil-Sen-Trendanalyse der UFP-Konzentrationen über den Beobachtungszeitraum

Betrachtet man den Theil-Sen-Trend für **Ruß (BC)**, so zeigten sich erneut abnehmende Trends an allen Messstationen. Die größte prozentuale Abnahme war an der Station DDW mit -8,95 %/Jahr zu beobachten, die geringste Abnahme verzeichnete AFH mit -2,47 %/Jahr. Die mittlere Abnahme der absoluten Ruß-Konzentrationen lag bei -0,10 Einheiten/Jahr (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Betrachtet man die absoluten Abnahmen an den unterschiedlichen Messstationen, zeigte sich dagegen ein unterschiedliches Bild. Die größte absolute Abnahme verzeichnete die Verkehrsstation DDN mit -0,19 Einheiten/Jahr. Die geringsten absoluten Abnahmen

zeigten sich für die städtischen Hintergrundstationen AFH (-0,04 Einheiten/Jahr), LTR (-0,05 Einheiten/Jahr) und LWE (-0,07 Einheiten/Jahr). Alle Abnahmen waren statistisch signifikant ($p < 0.001$, für AFH: $p < 0.05$).

Für $PM_{2.5}$, PM_{10} und NO_2 verliefen die Teil-Sen-Trends ebenso in eine abnehmende Richtung und sind statistisch signifikant.



Hinweis: Die blaue Linie entspricht den monatlichen Mittelwerten. Die rote Linie entspricht dem Trend-Schätzer und die schwarz-gestrichelte Linie repräsentiert das 95%-Konfidenzintervall des Trends. *** = $p < 0.001$, * = $p < 0.05$

Abbildung 12: Teil-Sen-Trendanalyse für Ruß (BC) über den Beobachtungszeitraum

2.2.5 Korrelationen

Die Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationsanalyse sind anhand einer Korrelationsmatrix in Abbildung 13 dargestellt. Diese Matrix bildet die Werte des Koeffizienten nach ihrem Wertebereich von -1 bis +1 farblich ab. Dabei steht $r = 1$ (blau) / $r = -1$ (rot) für eine optimale zeitliche Übereinstimmung, $r = 0$ (weiß) steht für keinerlei zeitliche Zusammenhänge.

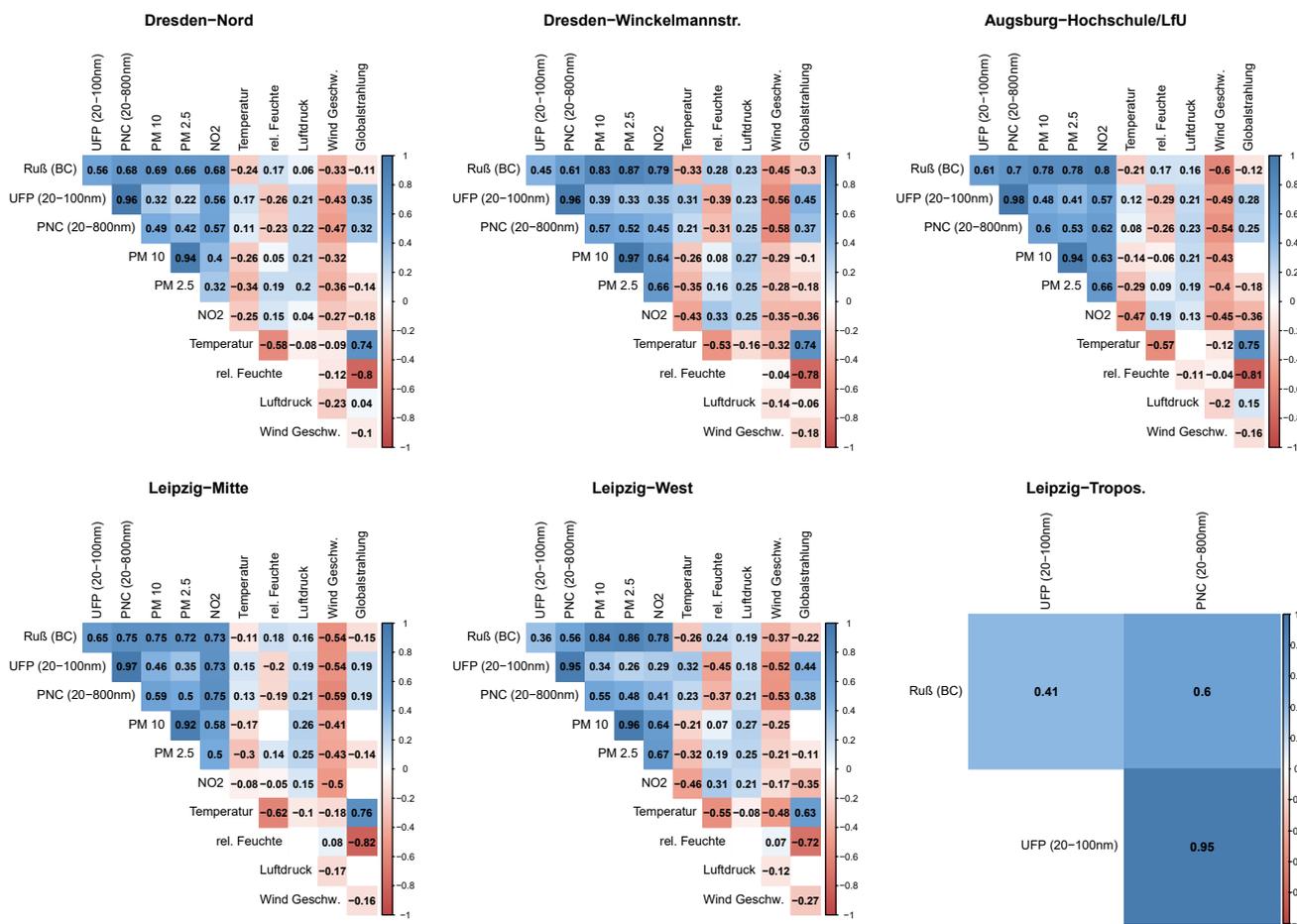
Wie bereits in der deskriptiven Auswertung (Punkt 2.2.2) beschrieben, dominierten die UFP die Teilchenanzahl der PNC mit prozentualen Werten von über 70 %. Dies spiegelte sich ebenso in den Korrelationen der beiden Schadstoffe wieder. An allen Stationen waren nahezu perfekte zeitliche Übereinstimmungen mit Werten zwischen $r = 0,95$ für die Stationen LTR & LWE und $r = 0,98$ für AFH zu verzeichnen.

UFP und Ruß (BC) wiesen an allen Stationen mittlere/moderate Korrelationen auf. Die niedrigsten Werte wurden dabei für die städtischen Hintergrundstationen LWE ($r = 0,36$) und LTR ($r = 0,41$) beobachtet, während für die Stationen DDN ($r = 0,56$) und LMI ($r = 0,65$) höhere zeitliche Übereinstimmungen der zwei Schadstoffe zu finden waren. Eine Ausnahme stellte erneut die Station AFH dar, an der vergleichsweise hohen Korrelationen zwischen UFP und Ruß (BC) zu finden waren ($r = 0,61$).

Auch UFP und der Verkehrsindikator NO_2 waren in Augsburg (Anmerkung: Werte für NO_2 wurden an der städtischen Hintergrundstation A-LfU gemessen) mit einem Wert von $r = 0,57$ im Vergleich zu den anderen Hintergrundstationen (DDW: $r = 0,35$, LWE: $r = 0,29$) vergleichsweise hoch korreliert.

UFP und $\text{PM}_{2.5}$ bzw. PM_{10} wiesen an allen Stationen moderate Korrelationen auf ($\text{PM}_{2.5}$: $r = 0,22 - 0,41$, PM_{10} : $r = 0,32 - 0,48$).

Ruß (BC) und die gesetzlich geregelten Luftschadstoffe zeigten mittlere bis hohe Korrelationen. Beispielsweise lag der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient für Ruß (BC) und NO_2 zwischen $r = 0,68$ für die Station DDN und $r = 0,80$ für AFH (bzw. A-LfU).



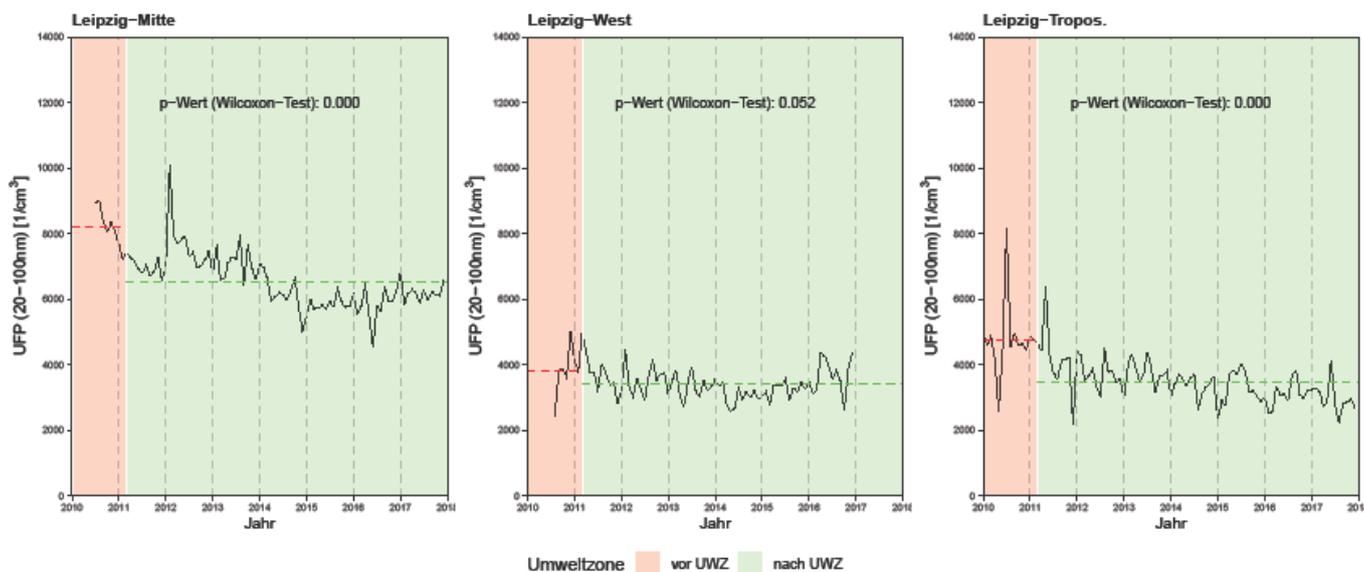
Hinweis: Die Werte in den Zellen beschreiben den Korrelationskoeffizienten. Die farbliche Schattierung beschreibt die Richtung der Korrelation (blau: positive Richtung ($r = 1$) & rot: negative Richtung ($r = -1$))

Abbildung 13: Korrelationen der Luftschadstoffe und meteorologischen Parameter

2.2.6 Erweiterte Deskriptionen in Bezug auf die Umweltzone

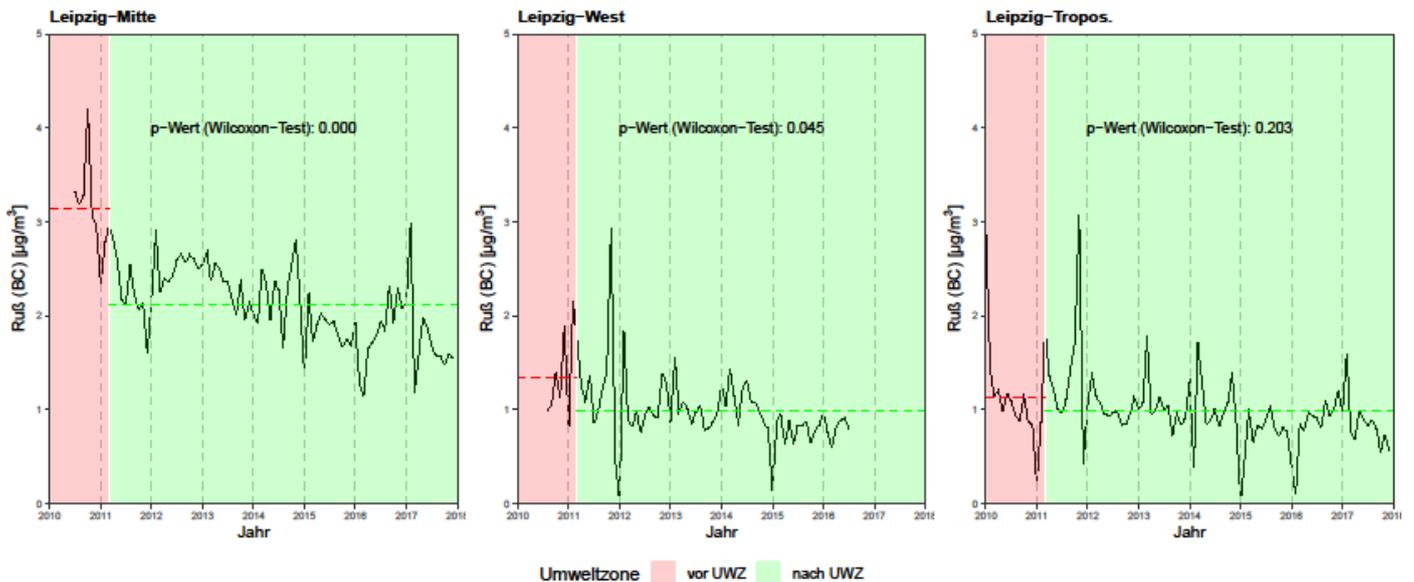
Im letzten Punkt der Expositionsanalyse soll abschließend genauer auf Auswirkungen der Umweltzone (UWZ) eingegangen werden. Eine detaillierte Beschreibung des Vorhabens sowie die Darstellung und Auswertung der UWZ Leipzig, auch im Vergleich zu Dresden, wurde bereits von LÖSCHAU (2017) durchgeführt und ist nicht primär Ziel dieses Berichts (LÖSCHAU, 2017). In der vorliegenden Auswertung wurde daher der Untersuchungszeitraum in verschiedene Episoden eingeteilt und die darin vorherrschenden Konzentrationen basierend auf den Schadstoffen UFP und Ruß (BC) verglichen.

In Abbildung 14 und Abbildung 15 ist der Untersuchungszeitraum basierend auf den monatlichen Mittelwerten für die drei Leipziger Stationen LMI, LTR und LWE dargestellt. In Rot ist der Zeitraum vor der UWZ und in Grün der Zeitraum nach Einführung der UWZ dargestellt. Die waagrechten gestrichelten Linien markieren dabei den jeweiligen Mittelwert der betrachteten Episode. Nach Einführung der UWZ waren abnehmende **UFP**-Konzentrationen zu beobachten sowie unterschiedliche Mittelwerte zwischen den jeweiligen Zeiträumen (siehe Abbildung 14). Der Unterschied in den Mittelwerten ist für die Stationen LMI und LTR signifikant verschieden ($p < 0.001$). Allerdings ist anzumerken, dass aufgrund der frühen zeitlichen Einführung der UWZ im Untersuchungszeitraum (Einführung UWZ am 01.03.2011) ein Ungleichgewicht in der Anzahl der zugrunde liegenden Werte vorherrschte, das bei der Beurteilung der Ergebnisse berücksichtigt werden sollte.



Hinweis: Die waagrechten Linien stehen für die mittleren Konzentrationen in den jeweiligen Zeiträumen vor (rot) und nach (grün) Einführung der UWZ

Abbildung 14: Veränderung der Expositionssituation der UFP vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig

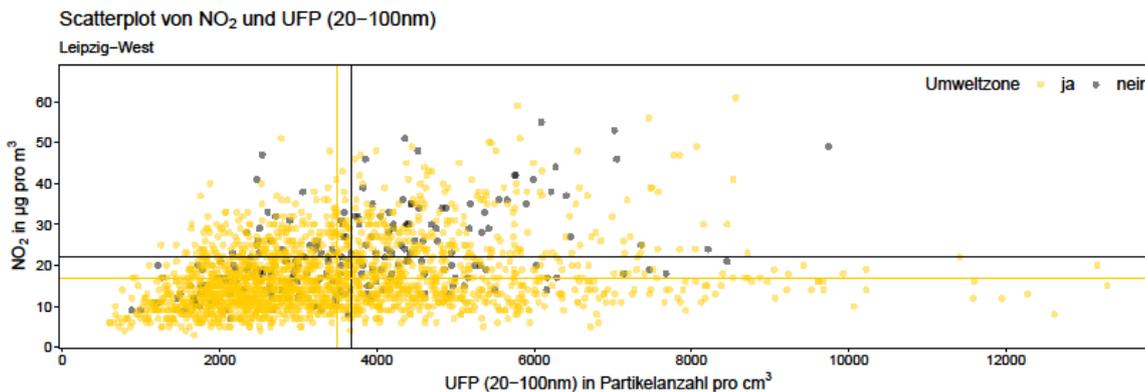
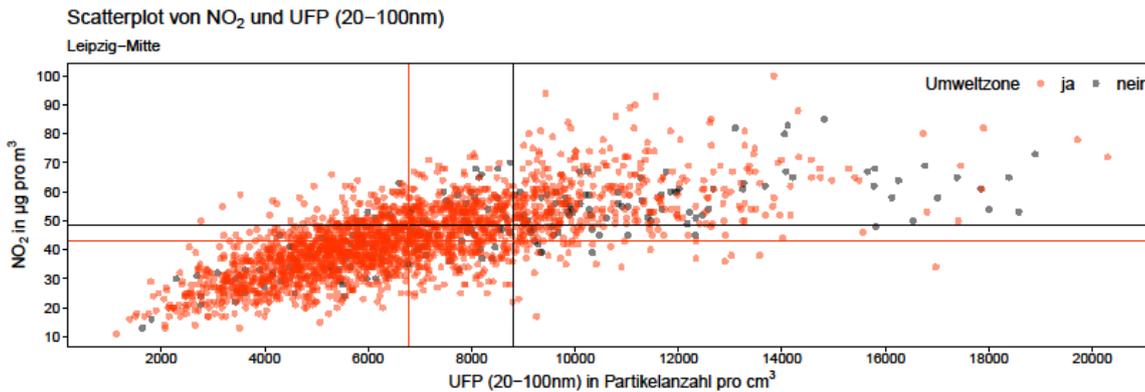


Hinweis: Die waagrechten Linien stehen für die mittleren Konzentrationen in den jeweiligen Zeiträumen vor (rot) und nach (grün) „Einführung der UWZ“

Abbildung 15: Veränderung der Expositionssituation von Ruß (BC) vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig

Für **Ruß (BC)** zeigten sich ähnliche Ergebnisse (siehe Abbildung 15). Neben den abnehmenden Konzentrationen waren erneut verschiedene mittlere Konzentrationen erkennbar, die für die Stationen LMI und LWE statistisch signifikant waren. An der Station LTR war das mittlere Schadstoffniveau vor und nach Einführung der UWZ relativ ähnlich und nicht signifikant verschieden.

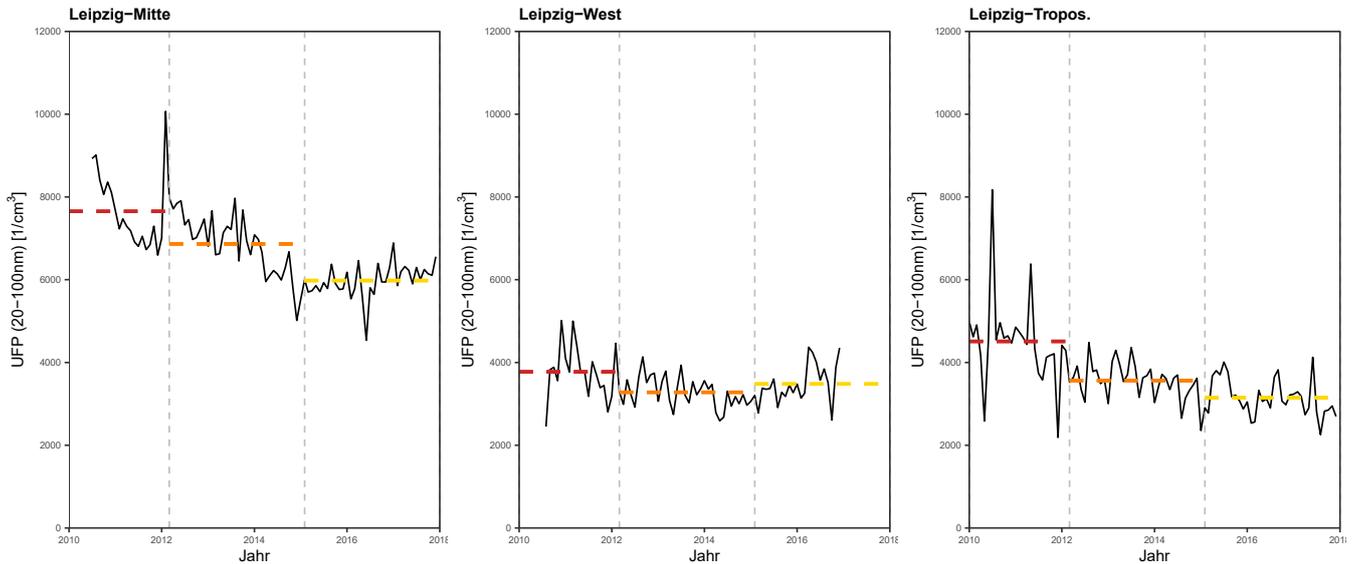
In einem nächsten Schritt wurden für die zwei Messstationen LMI und LWE die Konzentrationen für UFP und Ruß (BC) in Relation zum Verkehrsindikator-Schadstoff NO_2 gesetzt und wiederum die Konzentrationen vor und nach Einführung der UWZ verglichen (siehe Abbildung 16). Neben den jeweiligen Tagesmittelwerten der Schadstoffe (Grau: Werte vor Einführung der UWZ, farbig: Werte nach Einführung der UWZ) sind auch hier die Mittelwerte der Blöcke durch senkrechte und waagrechte Geraden abgebildet. Beim Betrachten der Schnittpunkte der Geraden fällt auf, dass sich die Konzentrationen nach Einführung der UWZ in den linken unteren Quadranten und somit auf ein niedrigeres Niveau bewegt haben.



Hinweis: Die senkrechten und waagrechten Linien stehen für die mittleren Konzentrationen in den jeweiligen Zeiträumen vor (grau) und nach (farbig) Einführung der UWZ

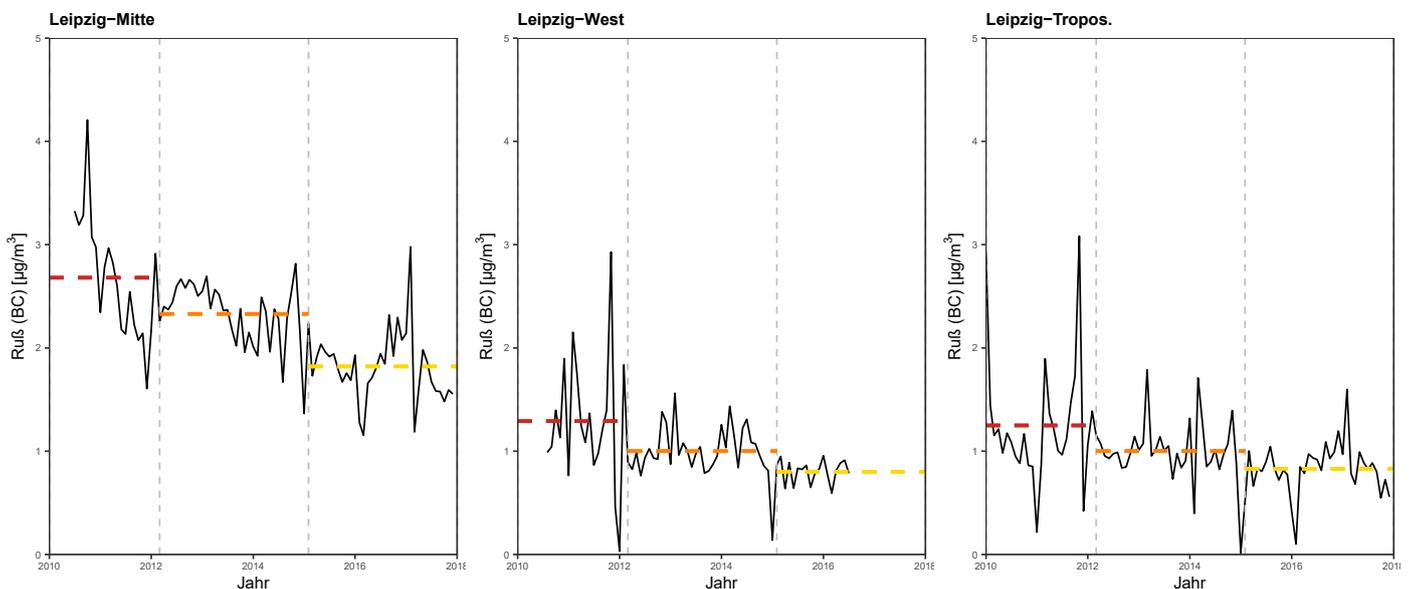
Abbildung 16: Scatterplot der UFP-Konzentrationen in Relation zu NO₂ vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig-Mitte (oben) und Leipzig-West (unten)

Abschließend wurde der Untersuchungszeitraum in drei Unterzeiträume aufgeteilt. Der erste Block umfasste den Beginn des Untersuchungszeitraums bis exakt ein Jahr nach Einführung der UWZ (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012), um so mögliche zeitverzögerte Auswirkungen genauer abbilden zu können und die zugrundeliegende statistische Power für die Modellanalyse zu erhöhen. Die verbleibenden Tage wurden in zwei gleich große Blöcke aufgeteilt (Zeitraum 2: 01.03.2012 bis 31.01.2015 & Zeitraum 3: 01.02.2015 bis 31.12.2017). In Abbildung 17 und Abbildung 18 sind die Ergebnisse der Block-Mittelwerte erneut mit samt der Zeitreihe dargestellt. Für UFP waren Abnahmen über alle drei Blöcke (mit Ausnahme des letzten Blocks für LWE, siehe Abbildung 17) zu sehen und für Ruß (BC) zeigte sich ein vergleichbares Bild (siehe Abbildung 18).



Hinweis: Die waagrechten Linien stehen für die mittleren Konzentrationen in den jeweiligen Zeiträumen. Zeitraum 1 (rot), Zeitraum 2 (orange) und Zeitraum 3 (gelb)

Abbildung 17: Veränderung der UFP-Konzentrationen in Leipzig über verschiedene Zeitperioden (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015 & Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)



Hinweis: Die waagrechten Linien stehen für die mittleren Konzentrationen in den jeweiligen Zeiträumen. Zeitraum 1 (rot), Zeitraum 2 (orange) und Zeitraum 3 (gelb)

Abbildung 18: Veränderung der Ruß-Konzentrationen in Leipzig über verschiedene Zeitperioden (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015 & Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)

2.3 Zusammenfassung der Expositionsanalyse

Insgesamt hat die Schadstoffbelastung über den Studienzeitraum an allen Messstandorten und für alle Schadstoffe abgenommen. Die Konzentrationen an den Verkehrsstationen lagen zum Teil deutlich über den Werten der städtischen Hintergrundstationen. So waren beispielsweise für NO_2 die Jahresmittelwerte an der Station LMI im untersuchten Zeitraum über dem derzeit geltenden EU-Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Station AFH zeichnete sich trotz ihres Typs einer städtischen Hintergrundstation im Vergleich zu den sächsischen Hintergrundstationen möglicherweise durch einen größeren Einfluss von Verkehrsemissionen bzw. unterschiedliche Einflüsse von Meteorologie (z. B. Häufigkeit von Inversionswetterlagen) oder Emissionen in Heizperioden (z. B. Holzverbrennung) aus. Stellenweise lag AFH in Charakteristik und Konzentration zwischen den sächsischen Verkehrs- und Hintergrundstationen. Des Weiteren ist anzumerken, dass die Verwendung eines unterschiedlichen Messgeräts für die Bestimmung der Ruß-Konzentration in Augsburg möglicherweise zu den beobachteten Unterschieden zwischen Augsburg, Dresden und Leipzig beigetragen haben kann. Generell können Einflüsse von unterschiedlichen Messgeräten auf die Vergleichbarkeit zwischen stationsspezifischen Konzentrationen nicht komplett ausgeschlossen werden und sollten daher auch für zukünftige Forschungsvorhaben bedacht und berücksichtigt werden.

Des Weiteren fanden sich zeitliche Variationen im Jahres- und Wochengang sowie Unterschiede zwischen der warmen und kalten Jahreshälfte. Beispielsweise waren deutlich höhere Werte für UFP an den sächsischen Hintergrundstationen in der warmen Jahreshälfte zu erkennen. Diese Beobachtungen wurden bereits in früheren Untersuchungen für die Stationen festgestellt. So unterschied sich beispielsweise der Jahresgang der UFP zwischen AFH und DDW unter anderem aufgrund des stärkeren Einflusses von Nukleationen an der Station DDW. Gleichzeitig stieg die stationsspezifische Variabilität, welche ein Indikator für eine zunehmend komplexere Expositionssituation sein kann, z. B. durch die Zunahme von Nukleationen aus Vorläufersubstanzen in der Luft an warmen, strahlungsintensiven Tagen. Ebenso war für diese Stationen ein vergleichsweise kontinuierlicher Anstieg der Schadstoffkonzentrationen werktags mit Peak-Konzentrationen am Samstag zu beobachten. Dafür könnten unter anderem Emissionsquellen aus dem Freizeitbereich (z. B. Grills und Feuerschalen) an warmen Sommertagen verantwortlich sein und zusätzlich auch zur stationsspezifischen Variabilität in der warmen Jahreshälfte beitragen.

Hinsichtlich der Korrelationen zwischen den verschiedenen Schadstoffen waren besonders für UFP und NO_2 sowie Ruß (BC) moderate bis höhere Werte an den Verkehrsstationen zu beobachten. UFP zeigte lediglich schwache bis moderate Korrelationen mit den gesetzlich geregelten Schadstoffen $\text{PM}_{2.5}$ und PM_{10} . Hauptgrund für diese Beobachtungen könnten die lokal dominierenden Emissionsquellen sowie weitere schadstoffspezifische Eigenschaften sein.

Verglichen mit den Schadstoffkonzentrationen vor Einführung der UWZ in Leipzig haben die Werte danach an fast allen Stationen signifikant abgenommen. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Einführung der UWZ in den Anfangsbereich des Untersuchungszeitraums fiel und das resultierende Ungleichgewicht in den Daten bei der Aussagekraft berücksichtigt werden sollte.

3 Untersuchung der Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln und Ruß auf Mortalität und Krankenhauseinweisungen

Dieses Kapitel stellt das Vorgehen zur Analyse der gesundheitlichen Auswirkungen durch die Luftschadstoffe vor. Nach einer kurzen Beschreibung der verwendeten Methoden (vgl. Punkt 3.1) werden die Ergebnisse ausführlich dargestellt (vgl. Punkt 3.2). Dabei liegt der Fokus auf den Auswirkungen von UFP und Ruß (BC) auf die primären Gesundheitsendpunkte der Studie.

3.1 Datenbasis und statistisches Vorgehen zur Analyse der gesundheitlichen Auswirkungen

3.1.1 Studienpopulation und Datenzusammenstellung

Studienpopulation

Für die drei Städte Dresden, Leipzig und Augsburg wurden jeweils Daten zur täglichen ursachenspezifischen Mortalität sowie Hospitalisierung gesammelt. Als Grundlage dienten die Todesursachenstatistik sowie die Krankenhausstatistik (Diagnosedaten der Patienten und Patientinnen in Krankenhäusern). Der Datenzugang erfolgte dabei durch das Forschungsdatenzentrum der statistischen Ämter des Bundes und der Länder, an denen die Ausgangsdatensätze zur Bearbeitung bereitstanden. Für jede Stadt wurden in einem ersten Schritt die Daten auf Tagesebene aggregiert und dabei nur Fälle, die folgende Kriterien erfüllten, eingeschlossen:

- Personen mit identischem Wohn- und Sterbeort (Verknüpfung über "Amtlicher Gemeindeschlüssel" (AGS, Wohnort) und Standesamtsnummer (Angabe bei Todesfall))
- Personen mit Krankenhauseinweisung in einem Bundesland (Systemnummer für Bundesland) und Wohnort mit Zuordnung der AGS Nummer innerhalb dieses Bundeslands

Des Weiteren wurden nur gewöhnliche (keine Tagesklinik) und akute (keine geplanten) Krankenhausaufenthalte berücksichtigt mit dem Ziel, Assoziationen zwischen täglichen, kurzfristigen Schadstoffkonzentrationen und akuten Gesundheitsauswirkungen zu untersuchen. Darüber hinaus wurden für die Ermittlung der Gesundheitsendpunkte nur die Hauptdiagnose des Todesfalls sowie die Hauptdiagnose bei Krankenhausentlassung berücksichtigt. Diese Diagnosen lagen in kodierter Form nach der Internationalen statistischen Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme (ICD-10) vor. Des Weiteren wurden Hospitalisierungen mit Beginn vor dem Studienzeitraum sowie nicht eindeutige Diagnose-Kodierungen aus der Analyse ausgeschlossen. Eine Übersicht über die Gesundheitsendpunkte sowie die weitere Unterteilung in primäre und sekundäre Endpunkte findet sich in Tabelle 8.

Außerdem standen Informationen zu Alter und Geschlecht der Personen in gruppierter Form für weitere Analysen zur Verfügung (Mortalität: sieben Altersgruppen, Hospitalisierung: sechs Altersgruppen). Für die Gruppe der Krankheiten des Atmungssystems (J00-J99) wurden zusätzlich in einer erweiterten Analyse folgende drei Kodierungen ausgeschlossen, da aufgrund der Diagnosen davon auszugehen war, dass es sich um geplante Krankenhausaufenthalte handelte:

- J32: Chronische Sinusitis
- J34: Sonstige Krankheiten der Nase und der Nasennebenhöhlen
- J35: Chronische Krankheiten der Gaumenmandeln und der Rachenmandel

Tabelle 8: Übersicht der primären und sekundären Gesundheitsendpunkte (nach ICD-10)

	ICD-10 Code	Mortalität		Hospitalisierung	
		Primäre Endpunkte	Sekundäre Endpunkte	Primäre Endpunkte	Sekundäre Endpunkte
Gesamtmortalität			X	-	-
Natürliche Todesursachen	A00-R99	X		-	-
Krankheiten des Kreislaufsystems	I00-I99	X		X	
Herzkrankheiten	I00-I52		X	X	
Ischämische Herzkrankheiten	I00-I25		X		X
Zerebrovaskuläre Krankheiten	I60-I69		X	X	
Krankheiten des Atmungssystems	J00-J99	X		X	
Infektionen der unteren Atemwege (LRTI)	J12-J18 & J20-J22		X	X	
Chronisch-obstruktive Lungenkrankheit (COPD)	J40-J44 & J47		X		X
Asthma	J45-J46		X		X

Hinweis: "-" = Nicht verfügbar

3.1.2 Statistische Analyse

Allgemeine Modellierungsstrategie

Der Zusammenhang zwischen den primären Schadstoffen UFP, PNC und Ruß (BC) sowie den gesetzlich geregelten Schadstoffen PM_{2,5}, PM₁₀ und NO₂ und den ursachenspezifischen Gesundheitsendpunkten wurde mit Hilfe von Poisson-Regressionsmodellen (unter Berücksichtigung einer Überdispersion) untersucht. Dabei wurde ein zweistufiger Modellierungsansatz verfolgt.

In einem ersten Schritt wurde ein Basismodell für alle Städte aufgestellt, das mögliche Störgrößen berücksichtigte. Die Auswahl der Störgrößen erfolgte a priori und orientierte sich an den Ansätzen der gängigen Fachliteratur sowie an dem UFIREG-Projekt, welches in der Vergangenheit bereits die Auswirkungen der UFP/PNC auf verschiedene Gesundheitsendpunkte in fünf west-/zentraleuropäischen Städten untersucht hat (UFIREG PROJECT 2014, 2014). Dieses Basismodell enthielt folgende Variablen:

- Zeitlicher Trend (Reihenfolge des Datums, kontinuierlich)
- Indikatorvariable für den Wochentag (Montag-Sonntag, kategorial)
- Indikatorvariable für Feiertage (Feiertage vs. Nicht-Feiertage, binär)
- Indikatorvariable für Ferien (Ferientage vs. Schultage, binär)
- Relative Luftfeuchtigkeit (kontinuierlich)
- Einfluss hoher Temperatur (kontinuierlich)
- Einfluss niedriger Temperatur (kontinuierlich)

Um die Veränderung der Bevölkerungszahlen zu berücksichtigen, wurde zusätzlich die Studienpopulation, auf Jahresbasis, als Offset in die Modelle aufgenommen. Des Weiteren wurde der mögliche Einfluss von Temperatur mit dem von STAFOGGIA (2013) vorgestellten Ansatz modelliert. Dabei wird der Einfluss von hoher und niedriger

Temperatur separat modelliert. Da die Störgrößen einen nicht-linearen Zusammenhang mit den Endpunkten zeigen können, wurden für diese Variablen (zeitlicher Trend und meteorologische Parameter) sogenannte penalisierte Regressionssplines verwendet. Für den zeitlichen Trend wurden dabei vier Freiheitsgraden (FG) pro Jahr festgelegt, um langfristige Trends und saisonale Variationen ausreichend repräsentieren zu können. Die Splines der meteorologischen Variablen wurden mit drei Freiheitsgraden festgelegt.

Da für die Messstation LTR keine meteorologischen Messungen zur Verfügung standen, wurden die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Temperatur-Daten der Station LWE für die Adjustierung verwendet.

Wie bereits in Punkt 2.1.2 beschrieben, wurden zeitliche Verzögerungen, sog. Lags, für jede Schadstoff-Variable berechnet und anschließend in den Modellen berücksichtigt. Für jeden Gesundheitsendpunkt wurden die folgenden zwei Schritte durchgeführt:

1. A priori definierte Mehrtagesmittel, um unmittelbare Effekte (Lag0-1), verzögerte Effekte (Lag2-4 & Lag5-7) und kumulative Effekte (Lag0-7) darzustellen (ARMSTRONG, 2006).
2. Für jede Kombination aus Exposition und Gesundheitsendpunkt wurde das Mehrtagesmittel mit dem stärksten Effekt ausgewählt und für die weiteren Analysen verwendet (siehe Punkt 3.1.3 Effektmodifikation, 3.1.4 Sensitivitätsanalysen, 3.1.5 Weitere Analysen).

Die stationsspezifischen Schätzer wurden im Anschluss mit Hilfe von meta-analytischen Methoden zusammengefasst. Dabei wurden zwei Varianten verwendet, die unterschiedliche Annahmen in Bezug auf die Heterogenität zwischen den stationsspezifischen Schätzern zugrunde legen: Modelle mit festen Effekten und Modelle mit zufälligen Effekten (sogenannte Fixed-Effects- und Random-Effects-Modelle).

Die daraus resultierenden Gesamtschätzer wurden für jede Kombination aus Schadstoff und primärem Gesundheitsendpunkt erstellt. Des Weiteren wurde für jede der Schätzungen ein Test auf Heterogenität durchgeführt und der entsprechende p-Wert zusammen mit der I^2 -Statistik berechnet (I^2 -Statistik: Prozentanteil der Streuung der Effektschätzung, der auf die Heterogenität zwischen den Stationen zurückzuführen ist).

Die Abbildungen im Ergebnisteil zeigen die prozentuale Veränderung des Relativen Risikos (RR) im Zusammenhang mit einem Anstieg des Luftschadstoffs um einen Interquartilsabstand (IQR). Zudem werden die zusammengefassten Ergebnisse beider Modellvarianten (Modelle mit festen Effekten und Modelle mit zufälligen Effekten) gezeigt. Zur Beurteilung, welches der beiden Modelle die Datensituation präziser abbildet, kann die I^2 -Statistik sowie der p-Wert des Heterogenitätstests herangezogen werden. Im Falle von substantieller/signifikanter Heterogenität ($p < 0.05$ & $I^2 > 50\%$) sollte das Modell mit zufälligen Effekten dem Modell mit festen Effekten vorgezogen werden.

3.1.3 Effektmodifikation durch Alter, Geschlecht und Saison

Für jeden primären Endpunkt wurden Effektmodifikationen für Alter (unter 75 Jahre vs. über 75 Jahren), Geschlecht (weiblich vs. männlich) und Saison (April-September (stellvertretend für die warme Jahreshälfte) vs. Oktober-März (stellvertretend für die kalte Jahreshälfte) berechnet. Für die Analyse möglicher Effektmodifikationen durch Alter sowie Geschlecht wurden die Daten für jeden Gesundheitsendpunkt stratifiziert erhoben und anschließend anhand der allgemeinen Modellierungsstrategie ausgewertet. Mögliche Unterschiede in Effekten zwischen der warmen und kalten Jahreshälfte wurden mittels eines Interaktionsterms innerhalb der statistischen Modellierung untersucht.

Für den Endpunkt Krankenhauseinweisungen aufgrund von Krankheiten des Atmungssystems (ICD-10 Kodierung: J00-J99) wurde eine weitere Analyse zu möglichen Effekt-Modifikationen durch Alter durchgeführt. Kinder und Jugendliche wurden in der Literatur bereits als mögliche susceptible Gruppe identifiziert (OHLWEIN, 2019 und SAMOLI, 2020) und tragen zu einem größeren Anteil an Krankenhauseinweisungen aufgrund von Krankheiten des Atmungssystems bei. Daher wurde die Analyse zu möglichen Effekt-Modifikationen ebenso für eine erweiterte Definition der Alterskategorien durchgeführt (0-17 Jahre vs. 18-64 Jahre vs. über 65 Jahre).

3.1.4 Sensitivitätsanalysen

Die Robustheit der Luftschadstoffeffekte wurde mittels einer erneuten Durchführung der oben beschriebenen Analysen mit den folgenden Unterschieden bewertet/beurteilt:

- Zusätzliche Einbeziehung des Influenzageschehens als Confounder in die Standard-Modelle: Dabei wurde aufgrund der unterschiedlichen Quellen für Influenza-Daten die Augsburger Station von dieser Analyse ausgeschlossen.
- Ersatz der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchtigkeit durch die gefühlte Temperatur. Diese stellt eine kombinierte Berechnung aus Lufttemperatur, relativen Luftfeuchtigkeit und des Taupunkts dar (STEADMAN, 1979, KALKSTEIN, 1986, O'NEILL, 2003).
- Zusätzliche Einbeziehung des Luftdrucks in die Standard-Modelle
- Festlegung des Splines für die meteorologischen Parameter mit fünf FG
- Festlegung des Splines für den Langzeit-Trend mit drei bzw. sechs FG pro Jahr

Zusätzlich zu den Mehrtagesmitteln der Luftschadstoffe wurden Einzel-Lag-Modelle von Lag0 (Tag des Ereignisses) bis zu Lag7 (sieben Tage vor dem Ereignis) betrachtet, um mögliche Verzögerungen der Assoziationen zwischen der Partikelexposition und dem jeweiligen Gesundheitsendpunkt zu untersuchen.

3.1.5 Weitere Analysen

Zwei-Schadstoff-Modelle

Um beurteilen zu können, ob Schadstoffe unabhängig voneinander wirken könnten, wurden sogenannte Zwei-Schadstoff-Modelle berechnet. Diese Modelle wurden nur dann verwendet, wenn die Korrelationen zwischen den Schadstoffen den Wert 0,6 nicht überschritten. Ebenso wurden die Zwei-Schadstoff-Modelle nur für diejenigen Mehrtagesmittel durchgeführt, die in den Hauptanalysen die stärkste Wirkung zeigten.

Zeitvariierende Modelle:

Eine weitere Analyse war der Vergleich zwischen den Städten hinsichtlich der Veränderung der Gesundheitseffekte aufgrund der Einführung der Umweltzone in Leipzig im Jahr 2011. Eine detaillierte Auswertung der UZW anhand von Schadstoffdaten war nicht Teil dieses Projekts und wurde bereits an anderer Stelle durchgeführt (LÖSCHAU, 2017). Vielmehr sollten etwaige Veränderungen im Gesundheitsrisiko modelliert und anschließend zwischen den Städten Dresden (Stadt ohne UZW) und Leipzig (UZW seit 01.03.2011) verglichen werden. Veränderungen sollten mit einem sogenannten "Zeitvariierenden Ansatz" abgebildet werden. Dazu wurde der Untersuchungszeitraum in drei verschiedene Unterzeiträume eingeteilt. Da die Einführung der UZW in Leipzig bereits zum 01.03.2011 erfolgte, und damit in den Beginn des Untersuchungszeitraums fiel, resultierte ein Ungleichgewicht in der Anzahl an Tagen vor und nach Einführung der UZW. Folgende Zeiträume wurden für die Analyse verwendet:

- **Zeitraum 1:** 01.01.2010 - 29.02.2012 (N = 790 Tage)
- **Zeitraum 2:** 01.03.2012 - 31.01.2015 (N = 1.067 Tage)
- **Zeitraum 3:** 01.02.2015 - 31.12.2017 (N = 1.065 Tage)

Der erste Zeitraum umfasste den Beginn des Untersuchungszeitraums und endet exakt ein Jahr Einführung der UWZ, um etwaige verzögerte Effekte der UWZ, wie z. B. das nachträgliche Nachrüsten von Fahrzeugen sowie potenzielle Ausnahmeregelungen zu berücksichtigen. Die zweiten und dritten Zeiträume wurden auf einer vergleichbaren Anzahl an Tagen definiert. Damit sollten mögliche Unterschiede in den Gesundheitsrisiken adäquat über die Studienzeit abgebildet werden.

3.1.6 Software

Das Datenmanagement sowie die Auswertung und Visualisierung der epidemiologischen Analyse wurde mittels der frei zugänglichen Software R (Version 3.6.1 & 4.0.3, <http://www.r-project.org> und RStudio Version 1.2.1335) und den R Paketen *mgcv* und *ggplot2* erstellt. Die zusammengefasste Analyse basierte auf den R Paketen *meta* und *metafor*.

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Deskriptive Ergebnisse

Tabelle 9 und Tabelle 10 zeigen die mittlere Bevölkerung der Städte über den Untersuchungszeitraum sowie die Auswertungen der mittleren Anzahl der primären Gesundheitsendpunkte, aufgeteilt nach Stadt.

Tabelle 9: Deskription der ursachenspezifischen Mortalität nach Stadt

Stadt	Mittlere Bevölkerung des Untersuchungszeitraums	Mittlere tägliche natürliche Mortalität (SD)	Mittlere tägliche kardiovaskuläre Mortalität (SD)	Mittlere tägliche respiratorische Mortalität (SD)
Dresden	534.382	12,4 (3,7)	5,4 (2,4)	0,7 (0,9)
Leipzig	542.918	14,8 (4,1)	6,8 (2,7)	0,9 (1,0)
Augsburg	279.159	7,1 (2,7)	3,0 (1,7)	0,5 (0,7)

Im Studienzeitraum traten in Dresden 36.106, in Leipzig 43.250 und in Augsburg 20.712 Todesfälle aufgrund von natürlichen Todesursachen auf. Kardiovaskuläre Todesfälle machten dabei nahezu die Hälfte der natürlichen Todesfälle aus (Dresden: 15.756, Leipzig: 19.880, Augsburg: 8.854), während der Anteil an respiratorischen Todesursachen erkennbar geringer war (Dresden: 2.143, Leipzig: 2.559, Augsburg: 1.426) - sie erreichten im Mittel weniger als einen Fall pro Tag (siehe Tabelle 9).

Tabelle 10: Deskription der ursachenspezifischen Hospitalisierung nach Stadt

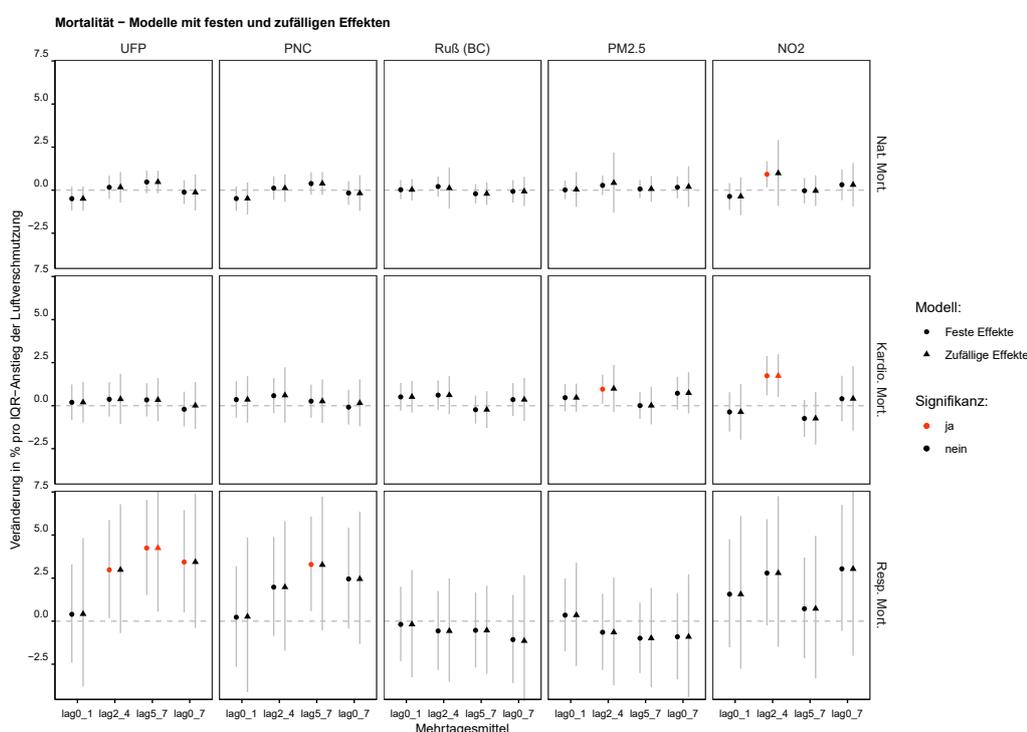
Stadt	Mittlere Bevölkerung des Untersuchungszeitraums	Mittlere tägliche kardiovaskuläre Hospitalisierung (SD)	Mittlere tägliche Hospitalisierung aufgrund von Herzkrankheiten (SD)	Mittlere tägliche zerebrovaskuläre Hospitalisierung (SD)	Mittlere tägliche respiratorische Hospitalisierung (SD)	Mittlere tägliche Hospitalisierung aufgrund von LRTI (SD)
Dresden	534.382	33,4 (12,4)	23,5 (8,9)	4,8 (2,5)	15,5 (6,6)	5,0 (3,1)
Leipzig	542.918	40,5 (16,7)	27,8 (11,2)	5,1 (2,6)	17,6 (7,8)	6,1 (3,4)
Augsburg	279.159	20,3 (8,7)	13,9 (6,3)	3,2 (2,0)	13,1 (7,0)	4,6 (2,9)

Die Analyse der ursachenspezifischen Hospitalisierungen ergab ein vergleichbares Bild (siehe Tabelle 10). Im Studienzeitraum traten in Dresden 97.508, in Leipzig 118.265 und in Augsburg 59.230 Fälle von kardiovaskulären Hospitalisierungen auf. Herzkrankheiten, als spezifische Untergruppe der kardiovaskulären Er-

krankungen, stellten den größten Anteil dar (Dresden: 68.711, Leipzig: 81.323, Augsburg: 40.582). Anders als für die Mortalität verzeichnete die Gruppe der respiratorischen Hospitalisierungen eine deutlich höhere Anzahl an Fällen (Dresden: 45.271, Leipzig: 51.383, Augsburg: 38.396). Es folgten die verbleibenden Gesundheitsendpunkte der zerebrovaskulären Hospitalisierung (Dresden: 14.121, Leipzig: 14.955, Augsburg: 9.434) und der LRTI (Dresden: 14.489, Leipzig: 17.801, Augsburg: 13.467) mit den geringsten Fallzahlen im Untersuchungszeitraum.

3.2.2 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die ursachenspezifische Mortalität

Abbildung 19 zeigt die Hauptergebnisse der Effekte von Schadstoffen der Sondermessung sowie von PM_{2,5} und NO₂ in Bezug auf die primären Mortalitätsendpunkte. Dabei sind die Effekte als zusammengefasste Schätzer der Stationen mit dem jeweiligen 95 % Konfidenzintervall (95 %-KI) angegeben. Auf der x-Achse sind die vier Mehrtagesmittel der Exposition abgebildet. Auf der y-Achse ist die prozentuale Änderung des Relativen Risikos pro Anstieg des Luftschadstoffs um einen Interquartilsabstand dargestellt. Zu leichteren optischen Greifbarkeit wurden signifikante Ergebnisse in Rot dargestellt.



Hinweis: Hauptergebnisse der Mortalitätsanalyse, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Mehrtagesmittel, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 19: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für ursachenspezifische Mortalität in Assoziation mit UFP, PNC, Ruß sowie PM_{2,5} und NO₂-Hauptergebnisse

Zwischen **UFP/PNC** und natürlicher sowie kardiovaskulärer Mortalität konnten keine Zusammenhänge beobachtet werden. Die Ergebnisse wiesen darüber hinaus keine erkennbaren Muster auf. Dahingegen waren sowohl UFP als auch PNC mit der respiratorischen Mortalität assoziiert. Dabei zeigten sich die stärksten Effekte für das Mehrtagesmittel mit einer Verzögerung von 5 bis 7 Tagen - es ergab sich eine Zunahme des RR um 4,25 % [95 %-KI: 1,52 %, 7,05 %] bei gleichzeitiger Erhöhung der UFP-Konzentration um 2.234 Partikel/cm³. Dabei war keine Heterogenität zwischen den stationsspezifischen Schätzern zu beobachten (I² = 4,1 %, p = 0,390). Des Weiteren zeigten sich auch Effekte des Mehrtagesmittels Lag2-4 (Anstieg des RR um

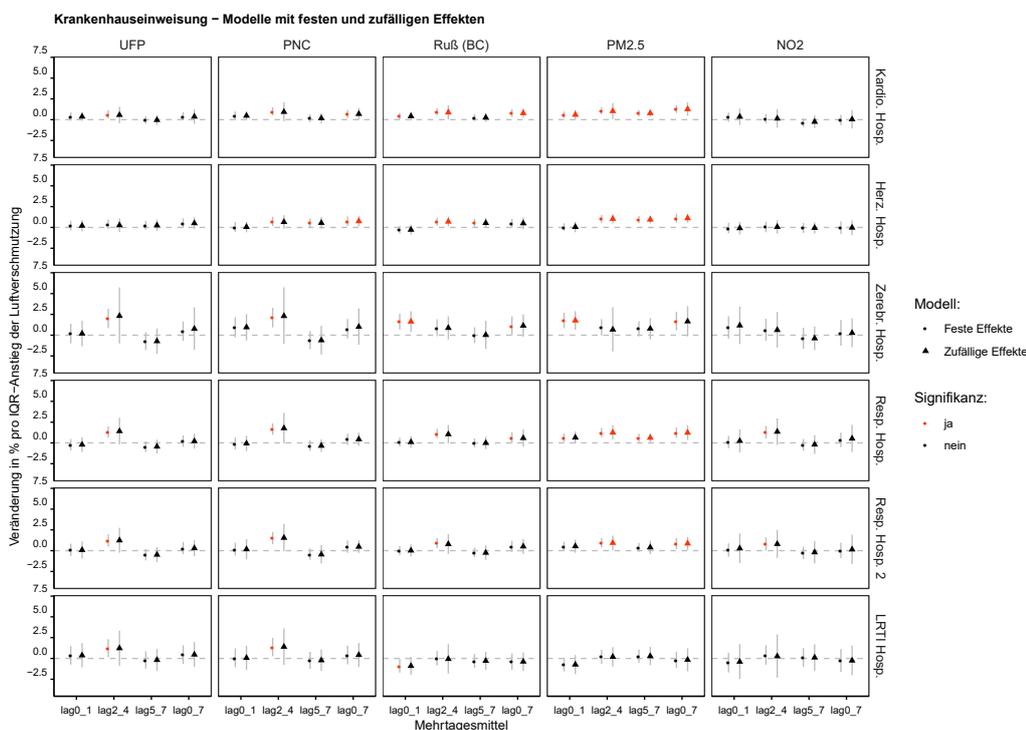
2,98 % [95 %-KI: 0,16 %, 5,88 %] pro Anstieg der UFP-Konzentration um 2.233 Partikel/cm³, I² = 0,0 %, p = 0,960) sowie der kumulierten Exposition Lag0-7 (3,44 % [95 %-KI: 0,50 %, 6,45 %] pro Anstieg der UFP-Konzentration um 1.915 Partikel/cm³, I² = 0,0 %, p = 0,729). Die Effekte für PNC waren vergleichbar, jedoch mit geringerer Effektstärke. Ein Anstieg der PNC-Konzentration (Lag5-7) um 2.879 Partikel/cm³ führt zu einem Anstieg des RR für respiratorische Mortalität um 3,29 % [95 %-KI: 0,59 %, 6,07 %] (I² = 12,1 %, p = 0,338).

Ruß (BC) war weder mit natürlichen Todesursachen noch mit kardiovaskulärer oder respiratorischer Mortalität assoziiert. Die Ergebnisse wiesen eher auf Nulleffekte ohne erkennbares Muster hin.

Sowohl für PM_{2.5} als auch für NO₂ wurden für die natürliche und vor allem für die kardiovaskuläre Mortalität die größten Effekte für das Mehrtagesmittel Lag2-4 beobachtet. So war z. B. eine Erhöhung der NO₂-Konzentration um 11 µg/m³ mit einem Anstieg im Risiko für kardiovaskuläre Todesursachen um 1,73 % [95 %-KI: 0,60 %, 2,88 %] assoziiert (I² = 0,0 %, p = 0,669). Weder für PM_{2.5} noch für NO₂ ergaben sich signifikante Assoziationen mit der respiratorischen Mortalität, wenngleich die Effektschätzer für NO₂ alle in positiver Richtung lagen.

3.2.3 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die ursachenspezifische Hospitalisierung

Abbildung 20 fasst die Hauptergebnisse der Effekte von Schadstoffen der Sondermessung sowie von PM_{2.5} und NO₂ auf die ursachenspezifische Hospitalisierung zusammen.



Hinweis: Hauptergebnisse der Hospitalisierungsanalyse, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Mehrtagesmittel, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 20: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für ursachenspezifische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP, PNC, Ruß sowie PM_{2.5} und NO₂-Hauptergebnisse

Anders als bei den Ergebnissen für die Mortalität zeigten sich die stärksten Assoziationen zwischen **UFP/PNC** und Hospitalisierungen eher für das Mehrtagesmittel Lag2-4. Allerdings war eine signifikante Heterogenität der Effektschätzer zwischen den Stationen zu beobachten, welche vorrangig auf die Effekte in

Augsburg zurückzuführen ist. Eine beispielhafte Übersicht ist für die Krankenhauseinweisungen aufgrund von respiratorischen Ursachen mittels eines sogenannten "forestplots" im Anhang aufgeführt (siehe Abbildung 31). Berücksichtigt man diese Heterogenität, dann wiesen die zusammengefassten Effektschätzer basierend auf Modellen mit zufälligen Effekten zwar auf eine prozentuale Erhöhung des RR für Krankenhauseinweisungen hin, allerdings waren die Ergebnisse nicht statistisch signifikant. Beispielweise zeigte sich für eine Erhöhung der UFP-Konzentrationen um 2.233 Partikel/cm³ einen Anstieg des Risikos für respiratorische Hospitalisierung um 1,41 % [95 %-KI: -0,19 %, 3,04 %] ($I^2 = 62,7 \%$, $p = 0,020$). Für die anderen UFP-Mehrtagesmittel waren keine konsistenten Assoziationen zu beobachten. Für PNC waren vergleichbare Ergebnisse zu beobachten. So war beispielsweise ein Anstieg der PNC-Konzentrationen um 2.879 Partikel/cm³ mit einem erhöhten prozentualen Risiko für respiratorische Krankenhauseinweisungen um 1,77 % [95 %-KI: -0,06 %, 3,63 %] assoziiert ($I^2 = 69,7 \%$, $p = 0,006$). Darüber hinaus waren für PNC kumulative Effekte (Lag0-7) auf kardiovaskuläre Krankenhauseinweisungen (Anstieg des RR um 0,69 % [95 %-KI: 0,19 %, 1,18 %] pro Anstieg um 2.442 Partikel/cm³, $I^2 = 12,8 \%$, $p = 0,333$) sowie auf Krankenhauseinweisungen aufgrund von Herzerkrankungen (0,75 % [95 %-KI: 0,18 %, 1,32 %], $I^2 = 0,0 \%$, $p = 0,650$) zu sehen.

Auch für **Ruß (BC)** zeigten sich die stärksten Effekte für das Mehrtagesmittel Lag2-4. So führte beispielweise ein Anstieg der Ruß-Konzentration um 0,88 µg/m³ zu einer Erhöhung des RR für kardiovaskuläre (0,96 % [95 %-KI: 0,53 %, 1,39 %], $I^2 = 51,3 \%$, $p = 0,068$) und respiratorische Krankenhauseinweisungen (1,13 % [95 %-KI: 0,57 %, 1,70 %], $I^2 = 49,8 \%$, $p = 0,077$). Insgesamt waren die stationsspezifischen Effektschätzer für Ruß (BC) im Vergleich zu denen für die Partikelanzahlkonzentrationen weniger heterogen.

Die vergleichende Untersuchung der gesetzlich geregelten Schadstoffe zeigte unterschiedliche Ergebnisse. Während für PM_{2,5} zum Teil Effekte für alle Mehrtagesmittel zu sehen waren, ergaben sich für NO₂ größtenteils Nullergebnisse. So führte beispielsweise eine Erhöhung des PM_{2,5}-Mehrtagesmittels Lag2-4 um 10,32 µg/m³ zu einem Anstieg des RR für respiratorische Hospitalisierungen um 1,25 % [95 %-KI: 0,71 %, 1,80 %] ($I^2 = 18,0 \%$, $p = 0,300$). Des Weiteren waren unter anderem verzögerte (Lag5-7) sowie kumulative (Lag0-7) Effekte auf kardiovaskuläre und respiratorische Krankenhauseinweisungen sowie auf Hospitalisierungen aufgrund von Herzerkrankungen zu beobachten. Ebenso fanden sich unmittelbare (Lag0-1) Effekte auf kardiovaskuläre und zerebrovaskuläre Hospitalisierungen.

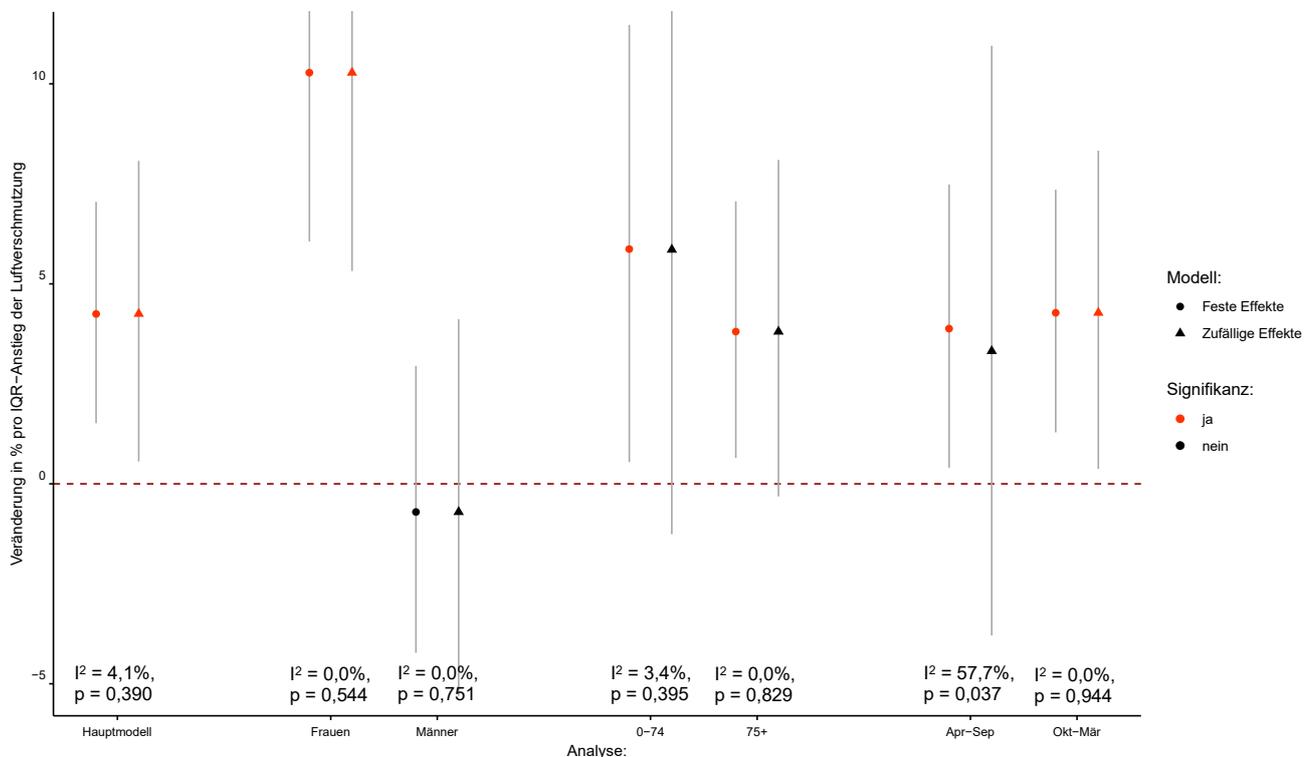
Nach Ausschluss der drei respiratorischen Diagnosen J32, J34 und J35 zeigten sich für den neu berechneten Gesundheitsendpunkt ("Respiratorische Hospitalisierung 2 - Resp. HA. 2") nahezu identische Ergebnisse über alle Schadstoffe hinweg.

3.2.4 Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Auswertung von möglichen Modifikationen der Schadstoffeffekte durch Geschlecht, Alter und Saison (warme und kalte Jahreshälfte) beschrieben. Diese Auswertungen wurden jeweils nur für Kombinationen aus Schadstoff und Gesundheitsendpunkt durchgeführt, für die die stärksten Effekte in der Hauptanalyse gefunden wurden. Dies waren zum einen die respiratorische Mortalität sowie die Exposition gegenüber UFP im Mehrtagesmittel-Bereich 5-7 (IQR: 2.234 Partikel/cm³) und zum anderen die respiratorischen Hospitalisierungen, ebenfalls für die Exposition gegenüber UFP im Lag-Bereich 2-4 (IQR: 2.233 Partikel/cm³).

Ursachenspezifische Mortalität

Die Ergebnisse für die respiratorische Mortalität sind in Abbildung 21 dargestellt. Dabei wird zunächst vergleichend der Effekt aus dem Hauptmodell gezeigt (in der Abbildung als "Hauptmodell" bezeichnet) sowie die Effektschätzer für die verschiedenen Kategorien der drei potenziellen Effektmodifikatoren (Geschlecht: weiblich vs. männlich, Alter: unter 75 Jahre vs. über 75 Jahren, Saison: April-September vs. Oktober-März).



Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Schätzer der Strata nach Geschlecht, Schätzer der Strata nach Alter, Schätzer für die warme und kalte Jahreshälfte, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 21: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison

Während für Alter und Saison keine Modifikationen des UFP-Effekts auf die respiratorische Mortalität zu sehen waren, konnten für die Gruppe der Frauen erhöhte Effektschätzer beobachtet werden. Mit einem Anstieg von 10,28 % [95 %-KI: 6,06 %, 14,67 %] ($I^2 = 0,0$ %, $p = 0,544$) wiesen diese auf einen deutlich signifikanten Anstieg des RR nach vorangegangener UFP-Exposition hin. Vergleichend dazu zeigten sich für die Gruppe der Männer eher Nulleffekte.

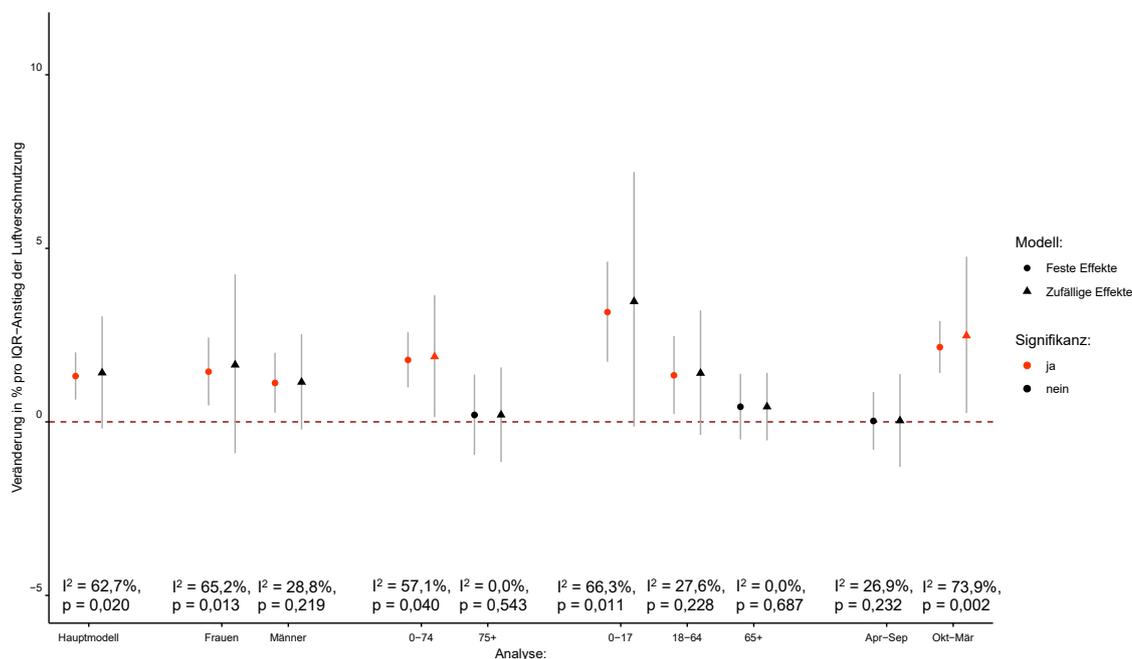
Ursachenspezifische Hospitalisierung

Abbildung 22 zeigt die Ergebnisse der respiratorischen Hospitalisierungen, bei denen insgesamt häufiger eine signifikante Heterogenität zwischen den Stationen beobachtet wurde.

Während für Geschlecht keine Modifikation des UFP-Effektes zu sehen war, konnten zwischen den unterschiedlichen Alters-Strata verschiedene Ergebnisse beobachtet werden. Beispielsweise zeigte sich für die Gruppe der Jüngeren - trotz signifikanter Heterogenität - ein Anstieg des RR um 1,88 % [95 %-KI: 0,14 %, 3,65 %] ($I^2 = 57,1$ %, $p = 0,040$). Für Ältere zeigten sich dagegen Nulleffekte. In einer weiterführenden Analyse wurde daher eine alternative Definition der Alterskategorien verwendet: 0-17 Jahre, 18-64 Jahre und

über 64 Jahre. Die Ergebnisse wiesen auf stärkere Effekte einer verzögerten UFP-Belastung in den jüngeren Altersgruppen hin (3,47 % [95 %-KI: -0,13 %, 7,20 %], $I^2 = 66,3 \%$, $p = 0,011$).

Die Untersuchung der Effekte nach Saison zeigte einen Anstieg des Risikos in der kalten Jahreshälfte (2,48 % [95 %-KI: 0,26 %, 4,76 %], $I^2 = 73,9 \%$, $p = 0,002$) und Nulleffekte in der warmen Jahreshälfte (0,03 % [95 %-KI: -0,80 %, 0,86 %], $I^2 = 26,9 \%$, $p = 0,232$).



Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Schätzer der Strata nach Geschlecht, Schätzer der Strata nach Alter (zwei Alterskategorien), Schätzer der Strata nach Alter (drei Alterskategorien), Schätzer für die warme und kalte Jahreshälfte, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

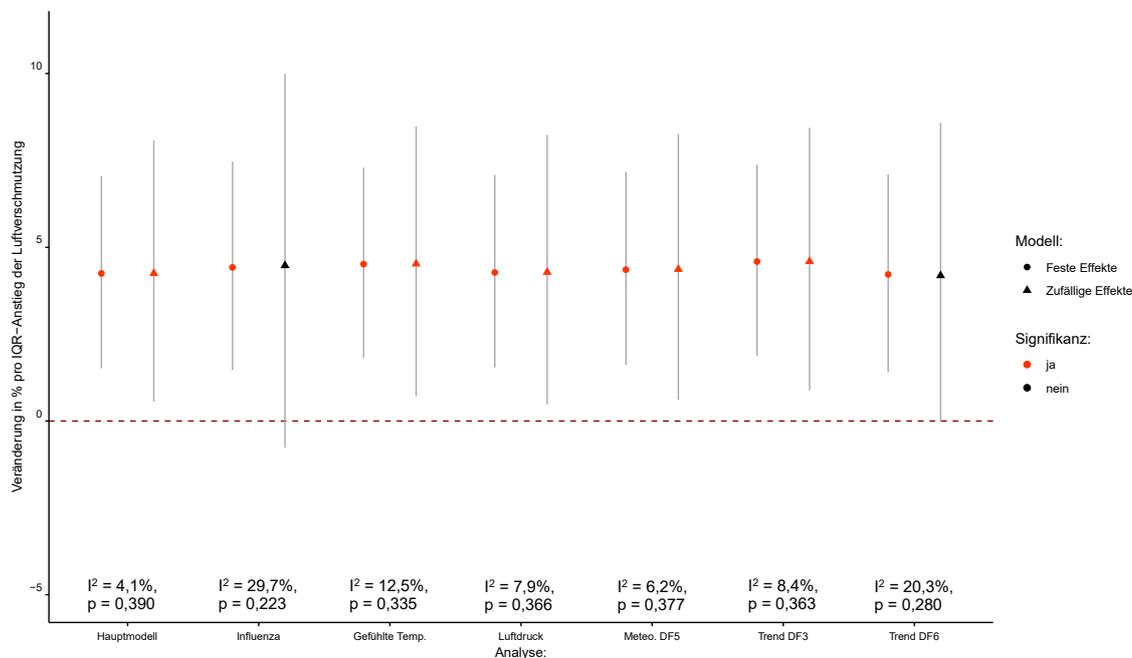
Abbildung 22: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Effektmodifikation durch Geschlecht, Alter und Saison

3.2.5 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen sind in Abbildung 23 und Abbildung 24 dargestellt. Auch hier basieren die Analysen auf den Kombinationen aus Schadstoff, Lag-Struktur und Gesundheitsendpunkt, für welche die stärksten Effekte in der Hauptanalyse gefunden wurden. Bei der Betrachtung von Influenza-Episoden als mögliche Störgröße wurde aufgrund von Unterschieden in der Datenbereitstellung nur die sächsischen Stationen verwendet.

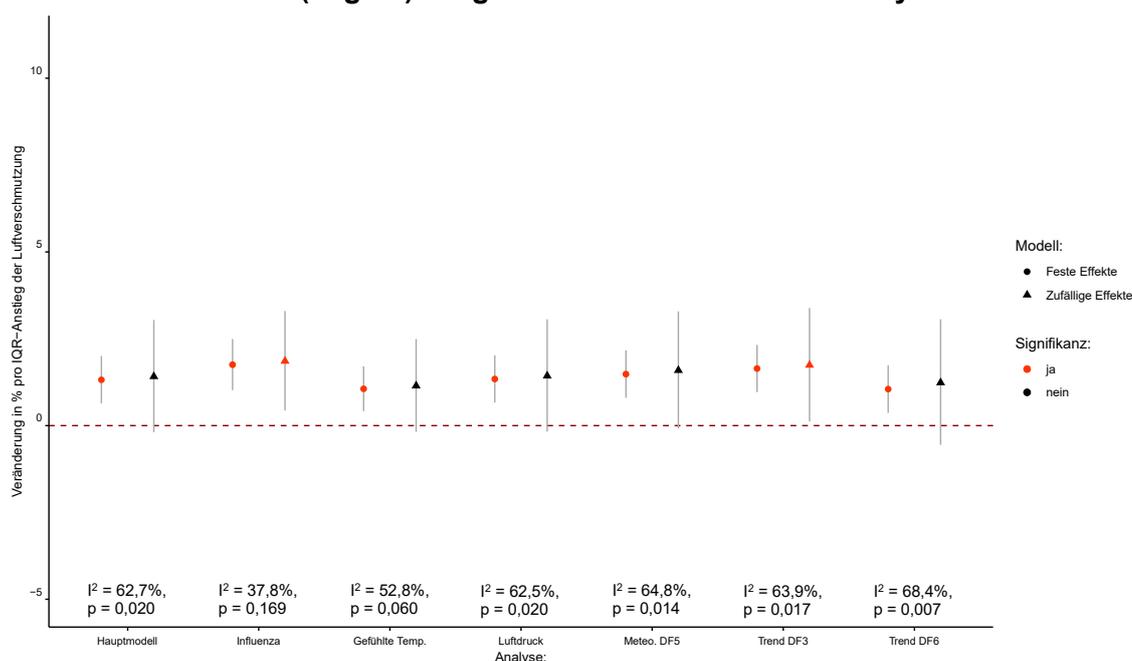
Insgesamt weichen die Ergebnisse nur leicht von der ursprünglichen Hauptanalyse ab. Dabei wird die Richtung der Effektschätzung nicht beeinflusst, was als ein Zeichen für die Robustheit der Hauptmodelle gesehen werden kann.

Um mögliche Verzögerungen der Assoziationen zwischen der Partikelexposition und dem jeweiligen Gesundheitsendpunkt auch auf Tagesebene zu untersuchen, wurden Einzel-Lag-Modelle von Lag0 (Tag des Ereignisses) bis zu Lag7 (sieben Tage vor dem Ereignis) zusätzlich berücksichtigt. Die Ergebnisse der Modelle sind im Anhang in Abbildung 32 und Abbildung 33, exemplarisch für UFP in Assoziation mit der respiratorischen Mortalität und Krankenhauseinweisungen dargestellt. Insgesamt zeichnen sich die Ergebnisse der Einzel-Lags durch ein sehr heterogenes und schwankendes Muster aus.



Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Influenza, gefühlte Temperatur, Luftdruck, FG Meteorologie 5, FG Trend 3/Jahr, FG Trend 6/Jahr, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 23: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen



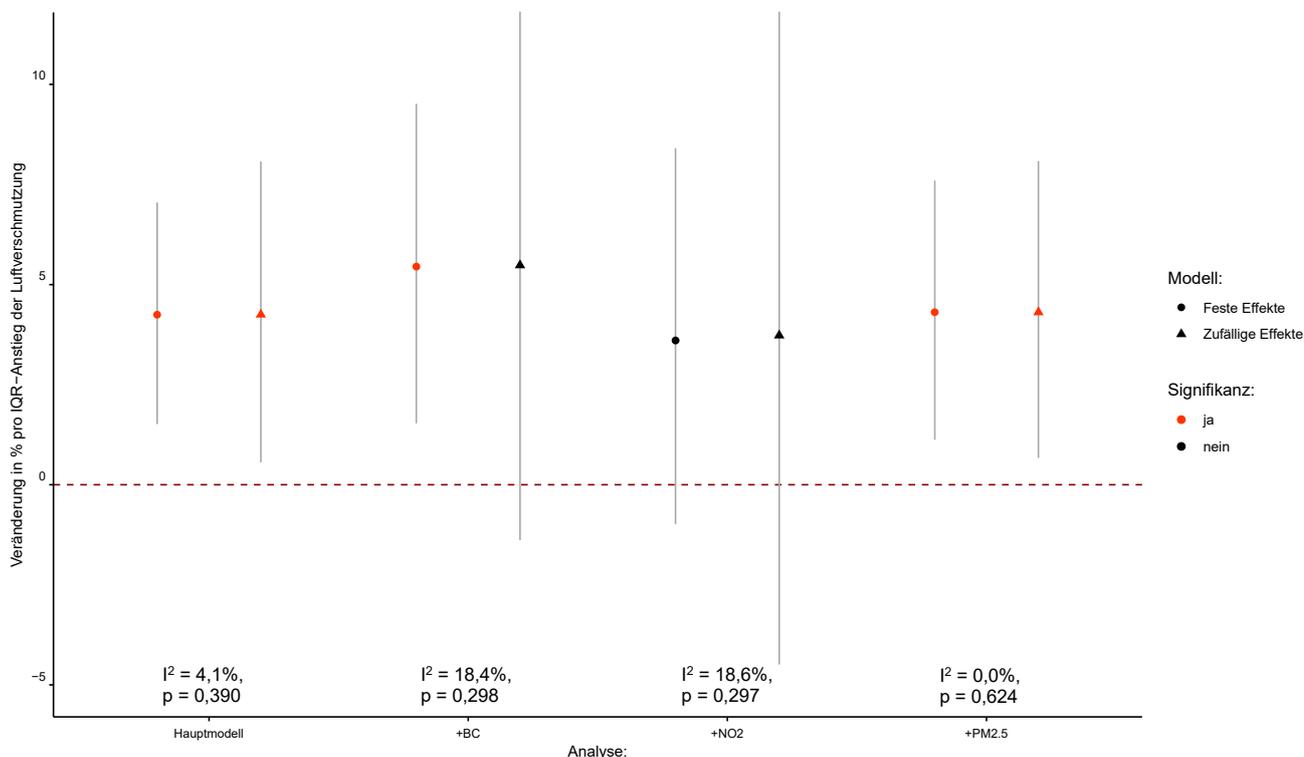
Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Influenza, gefühlte Temperatur, Luftdruck, FG Meteorologie 5, FG Trend 3/Jahr, FG Trend 6/Jahr, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 24: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen

3.2.6 Weitere Analysen

3.2.6.1 Zwei-Schadstoff Modelle

Die Ergebnisse aus den Zwei-Schadstoff-Modellen sind für die Mortalität in Abbildung 25 und für die Krankenhausdiagnosen in Abbildung 26 angegeben. Dabei wurden nur dann Stationen berücksichtigt, wenn die Korrelationen zwischen UFP und dem anderen Schadstoff an der Station den Wert 0,6 nicht überschritten (siehe dazu die Ergebnisse der Korrelationsanalyse unter Punkt 2.2.5). Grundlage bildete auch hier wieder das verzögerte Mehrtagesmittel Lag5-7 für die respiratorische Mortalität und das Mehrtagesmittel Lag2-4 für die respiratorische Hospitalisierung.

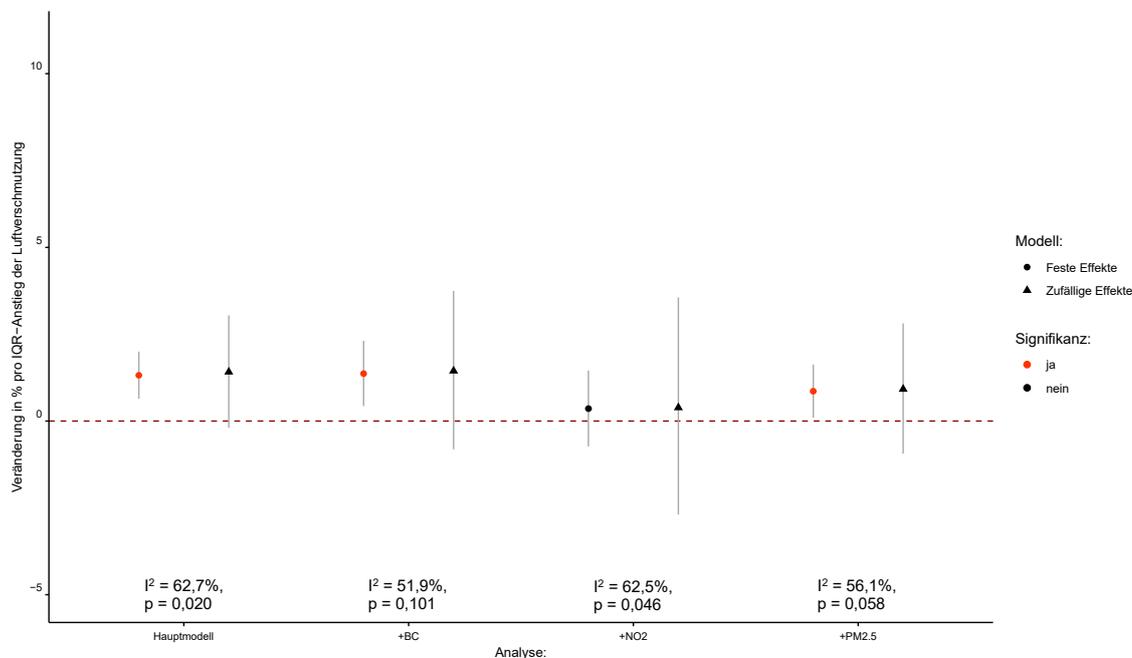


Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Adjustierung für Ruß (BC), Adjustierung für NO₂, Adjustierung für PM_{2.5}, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 25: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP (Lag5-7) - Effekte der Zwei-Schadstoff-Modelle

Die Hinzunahme von Ruß (BC) als zweiten Schadstoff in das UFP-Modell führte zu einem Anstieg des RR von 4,25 % [95 %-KI: 1,52 %, 7,05 %] ($I^2 = 4,1$ %, $p = 0,390$) auf 5,45 % [95 %-KI: 1,53 %, 9,52 %] ($I^2 = 18,4$ %, $p = 0,298$). Eine zusätzliche Aufnahme von NO₂ zeigte geringere Effektschätzer, die zwar keine statistische Signifikanz aufwiesen, aber dennoch Hinweise auf eine Zunahme des Risikos durch UFP-Exposition lieferten. Wurde eine zusätzliche PM_{2.5}-Exposition berücksichtigt, so zeigten sich unveränderte Ergebnisse.

Für die Hospitalisierung zeigte sich zum Teil ein anderes Bild. Die Hinzunahme von Ruß (BC) in das Hauptmodell führte, anders als bei der respiratorischen Mortalität, zu keinen Veränderungen des UFP-Effekts. Die dabei beobachtete Reduktion der Heterogenität ist unter anderem auf die reduzierte Anzahl der einfließenden Stationen zurückzuführen und sollte in der Interpretation berücksichtigt werden. Eine zusätzliche Aufnahme von NO₂ und PM_{2.5} führte zu geringeren UFP-Effektschätzern. Im Fall der zusätzlichen NO₂-Adjustierung führte dies sogar zu Nulleffekten von UFP.



Hinweis: x-Achse (von links nach rechts): Schätzer des Hauptmodells, Adjustierung für Ruß (BC), Adjustierung für NO₂, Adjustierung für PM_{2.5}, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

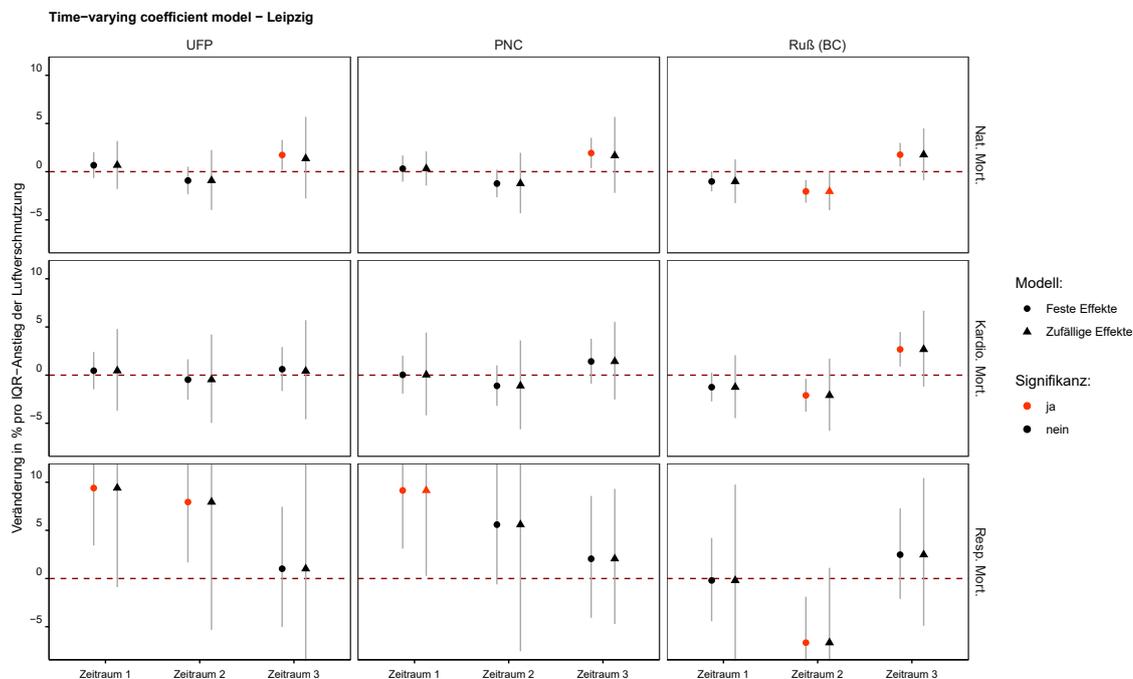
Abbildung 26: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4) - Effekte der Zwei-Schadstoff-Modelle

3.2.6.2 Zeitliche Änderungen der Effekte von UFP, PNC und BC

Die Ergebnisse der Untersuchung von möglichen Änderungen der Effekte von UFP, PNC und BC über die Zeit finden sich in Abbildung 27 und Abbildung 29, jeweils für Leipzig (mit UWZ) und in Abbildung 28 und Abbildung 30 vergleichend für Dresden (ohne UWZ). Dabei sind auf der x-Achse die drei Unterzeiträume aufgetragen.

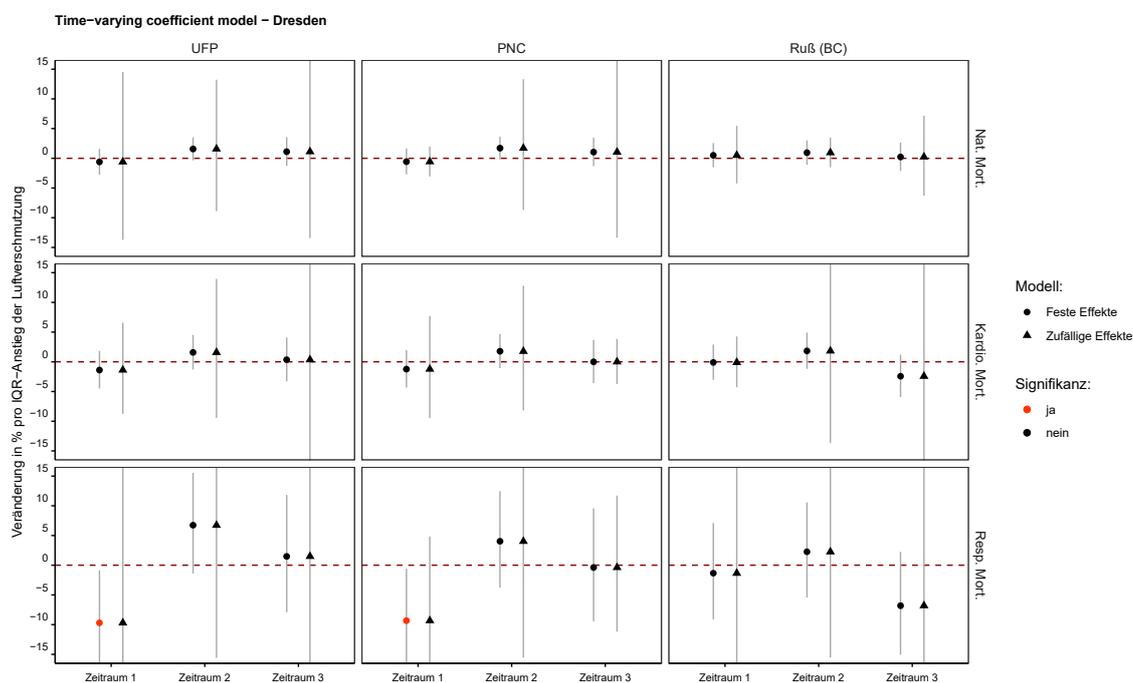
Betrachtet man die Ergebnisse für die respiratorische **Mortalität** in Leipzig und Dresden, so fällt eine deutliche Abnahme des Risikos in Assoziation mit UFP und PNC über den Untersuchungszeitraum in Leipzig auf. Die Reduktion des RR für UFP in Leipzig reichte dabei von 9,39 % [3,43 %, 15,70 %] ($I^2 = 0,0$ %, $p = 0,525$) im ersten Zeitraum auf 1,02 % [-5,02 %, 7,45 %] ($I^2 = 0,0$ %, $p = 0,857$) im dritten Zeitraum. Für Dresden waren die Ergebnisse für die respiratorische Mortalität deutlich diffuser und ließen keinen klaren Trend erkennen. Für die anderen primären Gesundheitsendpunkte, ebenso wie für Ruß (BC) sind zwar keine klaren Muster in den Veränderungen der Risiken über den Studienzeitraum zu sehen, allerdings liegt das RR im dritten Zeitraum durchwegs im adversen Bereich. Womit diese Beobachtung zusammenhängt, ist aus den vorliegenden Daten nicht ersichtlich.

Die Ergebnisse der Untersuchung von möglichen Änderungen der Effekte von UFP, PNC und BC über die Zeit auf die **Hospitalisierung** zeigen keine klaren Trends, die man einer Reduktion der Schadstoffbelastung als Folge der UWZ zuschreiben könnte. Der Großteil der Effektschätzer aller primärer Gesundheitsendpunkte und aller betrachteten Luftschadstoffe lag überwiegend im adversen Bereich und deutete auf erhöhte Risiken hin. Für UFP und PNC zeigten sich beispielsweise überwiegend zunehmende Risiken für die zerebrovaskuläre und respiratorische Hospitalisierung sowie die LRTI über alle drei Zeiträume hinweg. Dabei konnten die stärksten Effekte im zweiten Zeitraum beobachtet werden. Für Ruß (BC) zeigten sich unterschiedliche Muster für unterschiedliche Gesundheitsendpunkte.



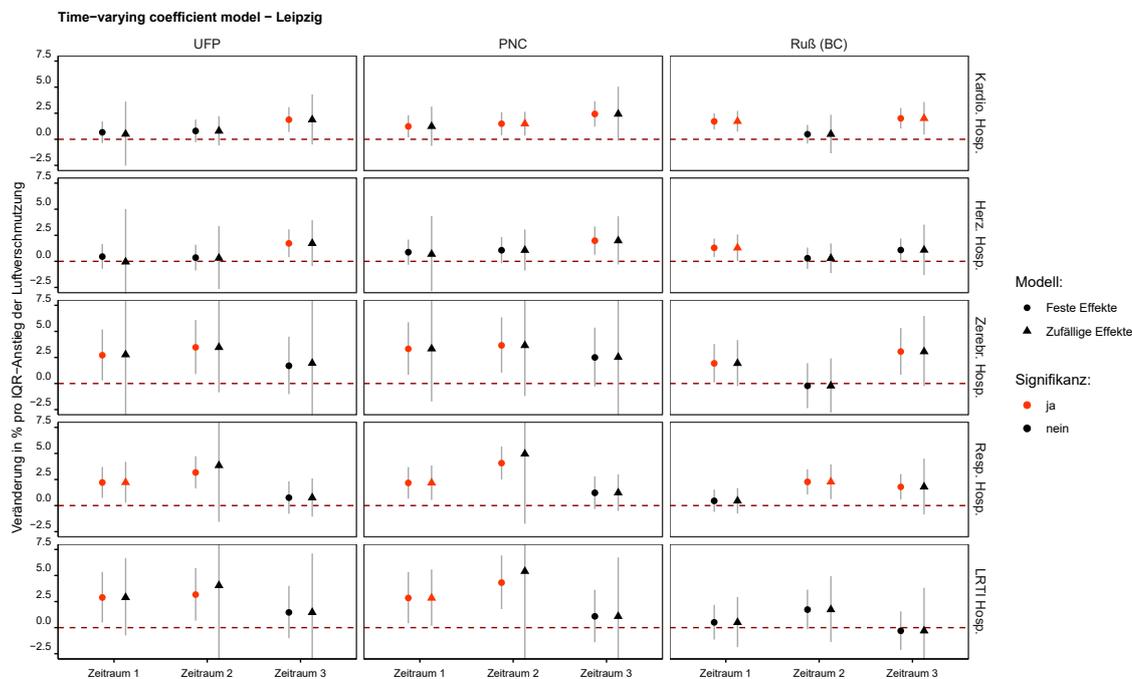
Hinweis: Ergebnisse der zeitvariierenden Modelle, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Betrachtete Zeiträume 1-3, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 27: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Mortalität in Leipzig (Mehrtagesmittel Lag5-7) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)



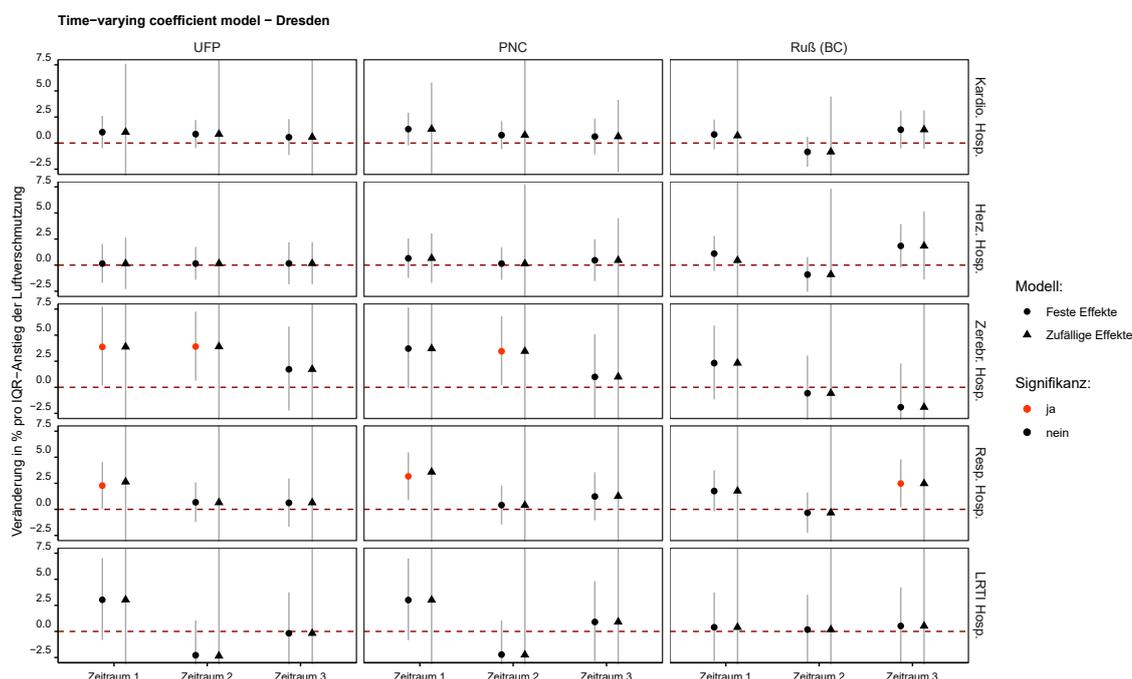
Hinweis: Ergebnisse der zeitvariierenden Modelle, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Betrachtete Zeiträume 1-3, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 28: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Mortalität in Dresden (Mehrtagesmittel Lag5-7) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)



Hinweis: Ergebnisse der zeitvariierenden Modelle, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Betrachtete Zeiträume 1-3, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 29: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Hospitalisierung in Leipzig (Mehrtagesmittel Lag2-4) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)



Hinweis: Ergebnisse der zeitvariierenden Modelle, stratifiziert nach Schadstoffen und primären Gesundheitsendpunkten. x-Achse: Betrachtete Zeiträume 1-3, y-Achse: %-Änderung des RR pro Anstieg der Schadstoffkonzentration um einen Interquartilsabstand

Abbildung 30: Prozentuale Veränderungen des Relativen Risikos für die Hospitalisierung in Dresden (Mehrtagesmittel Lag2-4) - Ergebnisse für verschiedene Zeiträume (Zeitraum 1: 01.01.2010 - 29.02.2012, Zeitraum 2: 01.03.2012 - 31.01.2015, Zeitraum 3: 01.02.2015 - 31.12.2017)

Es ist allerdings wichtig zu erwähnen, dass die statistische Power der zusammengefassten Analyse durch die reduzierte Anzahl an Stationen pro Stadt (Leipzig: drei Stationen, Dresden: zwei Stationen) beeinflusst wurde und insbesondere für Dresden oftmals zu sehr weiten Konfidenzintervallen führte.

3.3 Zusammenfassung der epidemiologischen Analyse

Zusammenfassend zeigten sich erhöhte Risiken sowohl für respiratorische Mortalität als auch Hospitalisierung zu unterschiedlichen Zeitpunkten nach UFP/PNC-Exposition. So konnte beispielsweise ein verzögerter Anstieg des respiratorischen Mortalitätsrisikos um 4,25 % (95 %-KI: 1,52 %, 7,05 %) in Assoziation mit UFP beobachtet werden. Dabei deuteten die Effekte eher auf die kleineren Größenfraktionen hin. Für Ruß (BC) zeigen sich keine Auffälligkeiten in Bezug auf die ursachenspezifische Mortalität, aber vermehrt Hinweise auf Auswirkungen bzgl. Krankenhauseinweisungen. Effekte für die gesetzlich geregelten Schadstoffe PM_{2,5} und NO₂ konnten überwiegend für PM_{2,5} und Hospitalisierungen beobachtet werden.

In einer vertiefenden Untersuchung potenzieller Effektmodifikatoren auf die Assoziation zwischen UFP-Exposition und respiratorischen Gesundheitsendpunkten zeigten sich unterschiedliche Effekte. Frauen wiesen ein deutlich erhöhtes RR für respiratorische Mortalität auf. Die Analyse nach jüngerer und älterer Altersgruppe sowie warmer und kalter Jahreshälfte zeigten keine nennenswerten Unterschiede. Betrachtete man die Hospitalisierungen, so fanden sich keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern, aber deutlich höhere Risiken je jünger die betrachtete Altersgruppe war. Ebenso zeigten sich stärkere Anstiege des RR in der kalten Jahreshälfte.

Sensitivitätsanalysen bestätigten die Ergebnisse der Hauptmodelle und wiesen auf robuste Effekte für beide Gesundheitsendpunkte hin. Die zusätzliche Adjustierung für Influenza-Episoden führte in den sächsischen Städten sogar zu einem Anstieg des RR für die respiratorische Hospitalisierung in Assoziation mit UFP.

Die Unabhängigkeit der UFP-Effekte von anderen Schadstoffen wurde mittels Zwei-Schadstoff-Modellen untersucht. Dabei zeigten nach Hinzunahme von PM_{2,5} und Ruß (BC) beide respiratorische Gesundheitsendpunkte unveränderte Ergebnisse, was auf unabhängige Effekte der UFP-Belastung hinweist. Die Hinzunahme von NO₂ verringerte die Effektschätzer für die Mortalität, für die respiratorischen Krankenhauseinweisungen waren nur noch Nulleffekte zu beobachten.

Die Untersuchung von möglichen Änderungen der Effekte von UFP, PNC und BC über die Zeit zeigte für Leipzig Abnahmen des Risikos für die respiratorische Mortalität nach UFP/PNC-Exposition. Für Dresden zeigten sich keinerlei konsistente Muster über den Verlauf des Untersuchungszeitraums. Die Effektschätzer der einzelnen Zeiträume wiesen für die Hospitalisierungen in Leipzig auf eine Zunahme des Risikos nach UFP/PNC-Exposition zwischen dem ersten und zweiten Zeitraum hin. Für Ruß (BC) waren die Ergebnisse deutlich variierender und ließen kein klares Muster erkennen. Für Dresden waren nur vereinzelte Auffälligkeiten zu sehen.

4 Diskussion und Zusammenfassung

Zusammenfassung

Die Analyse der Expositionssituation an den Messstationen zeigt eine Reduktion aller betrachteter Luftschadstoffe sowie überwiegend signifikant abnehmende Trends über den Untersuchungszeitraum. Dennoch sind Unterschiede zwischen den Stationen als auch zwischen den Schadstoffen erkennbar. Für die UFP zeigten sich geringere Werte an den Hintergrundstationen und eine ausgeprägte saisonale Variation mit Peak-Konzentrationen in den warmen Sommermonaten. Die Konzentrationen an den Verkehrsstationen sowie an der Station AFH zeigten eine homogene Verteilung über den Jahresgang mit den absoluten Höchstwerten an der Station LMI in der zweiten Jahreshälfte. Für Ruß (BC) zeigte sich für alle Stationen ein vergleichbares Muster mit höheren Konzentrationen in der kalten Jahreshälfte und einem ausgeprägten saisonalen Einfluss auf die Ruß-Konzentrationen.

Im Vergleich der Schadstoffkonzentrationen vor und nach Einführung der UWZ in Leipzig zeigten sich abnehmende Konzentrationen. Aufgrund des Zeitpunkts der Einführung der UWZ, der zu Beginn des Untersuchungszeitraums lag, ist die Datengrundlage allerdings sehr heterogen. Des Weiteren konnten Effekte, die bereits vor Start des Untersuchungszeitraums begonnen haben (wie beispielsweise Auswirkungen auf die Fahrzeugflotte oder technische Nachrüstungen von Fahrzeugen), nur schwer bzw. gar nicht adäquat abgebildet werden.

Assoziationen zwischen UFP/PNC und Ruß auf die ursachenspezifische Mortalität

Die Ergebnisse weisen auf erhöhte Risiken für respiratorische Mortalität nach Exposition gegenüber UFP/PNC hin. Dabei zeigten sich vor allem verzögerte Effekte im Mehrtagesmittel-Lag-Bereich 5-7. Für die kardiovaskulären Endpunkte sowie für Ruß (BC) konnten keine Assoziationen beobachtet werden. Betrachtet man die Studienlage seit 2013, finden sich in vier von fünf neueren Studien positive Assoziationen zwischen UFP/PNC und respiratorische Todesursachen, wenngleich nicht signifikant (OHLWEIN, 2019). Drei Studien berichteten von positiven Assoziationen in Bezug auf die kardiovaskuläre Mortalität und zwei Studien für die Gesamtmortalität (OHLWEIN, 2019). Der Systematische Review des HEI (2013) berichtete von Auswirkungen überwiegend auf kardiovaskuläre bzw. kardiorespiratorische Todesursachen sowie auf die Gesamtmortalität. Effekte waren vor allem für die größeren Partikelfractionen zu sehen (HEI REVIEW PANEL ON ULTRAFINE PARTICLES, 2013).

Unterschiede in den Effektschätzern über den Untersuchungszeitraum ließen sich nur für die UFP und PNC in Assoziation mit der respiratorischen Mortalität erkennen. Dabei nahmen die Risiken über die Zeit ab, deuteten aber nach wie vor auf erhöhte Mortalitätsrisiken nach vorangegangener UFP/PNC-Exposition hin. Des Weiteren ließen sich diese Effekte nur für Leipzig, aber nicht für Dresden erkennen, wenngleich im methodischen Vergleich Unterschiede auftraten (z. B. statistischen Power, zugrundeliegenden Datensituation).

Assoziationen zwischen UFP/PNC und Ruß auf die ursachenspezifische Hospitalisierung

Die Ergebnisse wiesen auf eine Erhöhung des Hospitalisierungsrisikos nach vorangegangener Schadstoffbelastung hin. Dabei zeigten sich vor allem verzögerte Effekte im Mehrtagesmittel-Lag-Bereich 2-4. Allerdings waren Unterschiede zwischen den Studienregionen zu sehen, welche zu Heterogenität in den Effektschätzern führten. Beispielweise unterschieden sich die sächsischen Effekte zum Teil von denen der Augsburger Messstation. Ebenso konnten Unterschiede auch zwischen Dresden und Leipzig beobachtet werden.

Dennoch sind einige der beobachteten Ergebnisse bereits in ähnlicher Form in der Literatur beschrieben. So zeigten sich nach UFP/PNC-Exposition steigende Risiken für respiratorische Hospitalisierungen, besonders in der Gruppe der Heranwachsenden. OHLWEIN (2019) und SAMOLI (2020) folgern in zwei aktuellen Reviews eine mögliche Suszeptibilität von Heranwachsenden, insbesondere im Kindesalter (OHLWEIN, 2019, SAMOLI, 2020), was durch die Ergebnisse der vorliegenden Studie unterstützt wird. Des Weiteren wird von sieben Studien in Bezug auf kardiovaskuläre Endpunkte berichtet, die überwiegend leicht positive Effektschätzer aufweisen, dabei allerdings kein klares zeitliches Expositionsmuster ableiten lassen (OHLWEIN, 2019). Die Ergebnisse in dieser Studie zeigen zum Teil ebenso Hinweise auf kardiovaskuläre Zusammenhänge, wenngleich auch diese von Heterogenität beeinflusst sind.

In Bezug auf die UWZ zeigen sich für die ursachenspezifischen Hospitalisierungen keine Auffälligkeiten zwischen den Unterzeiträumen. Für Leipzig sind mitunter leichte Zunahmen im Risiko aufgrund von UFP/PNC-Exposition zu sehen, was möglicherweise mit der Veränderung des Schadstoffgemisches zusammenhängen könnte.

Schlussfolgerungen

Abschließend ist festzuhalten, dass die Ergebnisse dieser Untersuchung überwiegend auf gesundheitsschädliche Effekte der UFP/PNC insbesondere für respiratorische Ursachen deuten. Dabei zeigt sich vor allem für die Mortalität ein abnehmendes Risiko nach Einführung der Umweltzone, gleichzeitig aber geringe Veränderungen auf Hospitalisierungen.

Trotz der wachsenden Zahl an wissenschaftlichen Publikationen ist nach wie vor die Studienlage inkonsistent und die vorhandene Evidenz nur schwer einheitlich zu beurteilen. Unterschiede zwischen den Studien entstehen oftmals durch unterschiedliche methodische Herangehensweisen in puncto Lag-Struktur der Exposition, Einteilung der Partikelgrößenfraktionen, verwendete Geräte sowie nicht-standardisierte Messroutinen.

Aufgrund dieser Gegebenheiten wurden - wie bereits eingangs beschrieben - in den neuen Luftqualitätsrichtlinien der WHO keine Grenzwerte für UFP festgelegt. Dennoch wurden vier sogenannte "good practice statements" verfasst, die vor allem für Behörden, Entscheidungsträger und die Forschung als Guidelines zur Reduktion von UFP in der Außenluft dienen sollen. Diese vier Statements umfassen (WHO, 2021):

1. Quantifizierung der UFP in Form der Partikelanzahlkonzentration mit einer Untergrenze von ≤ 10 nm und ohne Beschränkung der Obergrenze
2. Ausweitung des gängigen Luftqualitätsmonitorings durch Integration einer UFP-Überwachung (inkl. gröbensegregierter Echtzeit-Partikelanzahlkonzentrations-Messung)
3. Unterscheidung niedriger und hoher PNC-Konzentrationen, um Entscheidungen über die Schwerpunkte der Emissionskontrolle von UFP-Quellen zu treffen. Niedrige Konzentrationen können dabei als < 1.000 Partikel/cm³ (Tagesmittelwert) und hohe Konzentrationen als > 10.000 Partikel/cm³ (Tagesmittelwert) betrachtet werden.
4. Nutzung neuer wissenschaftlicher und technologischer Ansätze zur Bewertung der UFP-Belastung für die Anwendung in epidemiologischen Studien und im UFP-Management

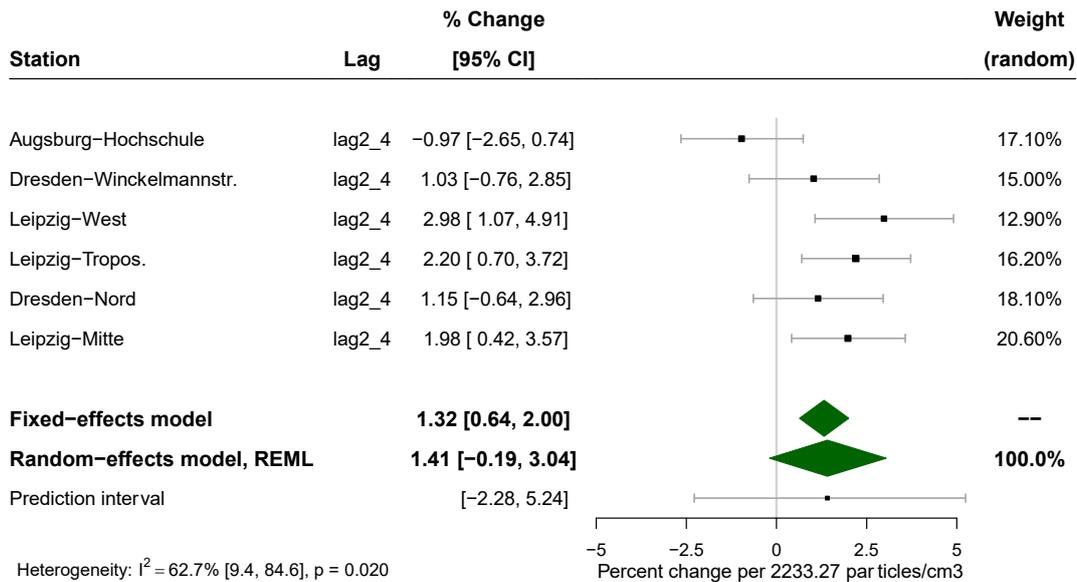
Literaturverzeichnis

- ARMSTRONG, B. (2006): Models for the Relationship Between Ambient Temperature and Daily Mortality. In: *Epidemiology*, Heft 17, S. 624-631
- 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., CYRYS, J., PITZ, M., GU, J., KUSCH, T., 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. In: *Gefahrst. Reinh. Luft*, Heft 75, S. 479-488
- BIRMILI, W., WEINHOLD, K., RASCH, F., SONNTAG, A., SUN, J., MERKEL, M., WIEDENSOHLER, A., BASTIAN, S., SCHLADITZ, A., LÖSCHAU, 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., 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). In: *Earth Syst. Sci. Data*, Heft 8, S. 355-382
- BREITNER, S., LIU, L., CYRYS, J., BRUSKE, I., FRANCK, U., SCHLINK, U., LEITTE, A.M., HERBARTH, O., WIEDENSOHLER, A., WEHNER, B., HU, M., PAN, X.C., WICHMANN, H.E., PETERS, A. (2011): Sub-micrometer particulate air pollution and cardiovascular mortality in Beijing, China. In: *Sci Total Environ*, Heft 409, S. 5196-5204
- CARSLAW, D.C., ROPKINS, K. (2012): openair — An R package for air quality data analysis. In: *Environmental Modelling & Software*, Heft 27-28, S. 52-61
- CYRYS, J., PITZ, M., HEINRICH, J., WICHMANN, H.E., PETERS, A. (2008): Spatial and temporal variation of particle number concentration in Augsburg, Germany. In: *Sci Total Environ*, Heft 401, S. 168-175
- EUROPÄISCHE UNION (2008): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. In: *Amtsblatt der Europäischen Union*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=celex:32008L0050>, 26.11.2021
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2020): Air quality in Europe – 2020 report. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>, 26.11.2021
- GBD 2019 RISK FACTORS COLLABORATORS (2020): Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990-2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. In: *The Lancet*, Heft 396, S. 1223-1249
- HALONEN, J.I., LANKI, T., YLI-TUOMI, T., TIITTANEN, P., KULMALA, M., PEKKANEN, J. (2009): Particulate air pollution and acute cardiorespiratory hospital admissions and mortality among the elderly. In: *Epidemiology*, Heft 20, S. 143-153
- HEI REVIEW PANEL ON ULTRAFINE PARTICLES (2013): Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. In: *HEI Perspectives*, Heft 3, <https://www.healtheffects.org/publications/perspectives>, 26.11.2021
- KALKSTEIN, L.S., VALIMONT, K.M. (1986): An Evaluation of Summer Discomfort in the United States Using a Relative Climatological Index. In: *Bulletin of the American Meteorological Society*, Heft 67, S. 842-848
- KREYLING, W., SEMMLER-BEHNKE, M., MOLLER, W. (2006): Health implications of nanoparticles. In: *Journal of Nanoparticle Research*, Heft 8, S. 543–562
- KWON, H.-S., RYU, M.H., CARLSTEN, C. (2020): Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. In: *Experimental & Molecular Medicine*, Heft 52, S. 318-328

- LÖSCHAU, G., HAUSMANN, A., WOLF, U., SOMMER, W., WIEDENSOHLER, A., RASCH, F., SPINDLER, G., MÜLLER, K., BIRMILI, W., HERRMANN, H., ANHALT, M., BÖHME, U., DIETZ, V., KATH, H.-G., KÜHNE, H. (2017): Umweltzone Leipzig. Abschlussbericht. Schriftenreihe des LfULG, Heft XX/2017, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/29757>, 26.11.2021
- MORAWSKA, L., CASSEE, F.R., PETERS, A. (2019): White Paper - Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers. [https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20\(25%20OCT\).pdf](https://efca.net/files/WHITE%20PAPER-UFP%20evidence%20for%20policy%20makers%20(25%20OCT).pdf), 26.11.2021
- O'NEILL, M.S., ZANOBETTI, A., SCHWARTZ, J. (2003): Modifiers of the Temperature and Mortality Association in Seven US Cities. In: American Journal of Epidemiology, Heft 157, S. 1074-1082
- OHLWEIN, S., KAPPELER, R., KUTLAR JOSS, M., KUNZLI, N., HOFFMANN, B. (2019): Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. In: Int J Public Health, Heft 64, S. 547-559
- PAUSCH, A., LÖSCHAU, G. (2011): Luftqualität in Sachsen. Jahresbericht 2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15158>, 26.11.2021
- PAUSCH, A., MÜHLNER, M. (2020): Luftmessnetz Sachsen. Dokumentation der Ortsauswahl – 08/2020. Schriftenreihe des LfULG, Heft 08/2020, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/36866>, 26.11.2021
- PFEIFER, S., BIRMILI, W., SCHLADITZ, A., MÜLLER, T., NOWAK, A., WIEDENSOHLER, A. (2014): A fast and easy-to-implement inversion algorithm for mobility particle size spectrometers considering particle number size distribution information outside of the detection range. In: Atmos. Meas. Tech., Heft 7, S. 95-105
- 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. In: Journal of Environmental Monitoring, Heft 10, S. 1017-1024
- SAMOLI, E., RODOPOULOU, S., SCHNEIDER, A., MORAWSKA, L., STAFOGGIA, M., RENZI, M., BREITNER, S., LANKI, T., PICKFORD, R., SCHIKOWSKI, T., OKOKON, E., ZHANG, S., ZHAO, Q., PETERS, A. (2020): Meta-analysis on short-term exposure to ambient ultrafine particles and respiratory morbidity. In: European Respiratory Review, Heft 29
- SCHLADITZ, A., MERKEL, M., BASTIAN, S., BIRMILI, W., WEINHOLD, K., LÖSCHAU, G., WIEDENSOHLER, A. (2014): A concept of an automated function control for ambient aerosol measurements using mobility particle size spectrometers. In: Atmos. Meas. Tech., Heft 7, S. 1065-1073
- SCHRAUFNAGEL, D.E. (2020): The health effects of ultrafine particles. In: Experimental & Molecular Medicine, Heft 52, S. 311-317
- SCHULZ, H., KARRASCH, S., BOLKE, G., CYRYS, J., HORNBERG, C., PICKFORD, R., SCHNEIDER, A., WITT, C., HOFFMANN, B. (2019): [Breathing: Ambient Air Pollution and Health - Part II]. In: Pneumologie, Heft 73, S. 347-373
- SEN, P.K. (1968): Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. In: Journal of the American Statistical Association, Heft 63, S. 1379-1389
- STAFOGGIA, M., SAMOLI, E., ALESSANDRINI, E., CADUM, E., OSTRO, B., BERTI, G., FAUSTINI, A., JACQUEMIN, B., LINARES, C., PASCAL, M., RANDI, G., RANZI, A., STIVANELLO, E., FORASTIERE, F. (2013): Short-term Associations between Fine and Coarse Particulate Matter and Hospitalizations in Southern Europe: Results from the MED-PARTICLES Project. In: Environmental Health Perspectives, Heft 121, S. 1026-1033
- STEADMAN, R.G. (1979): The Assessment of Sultriness. Part I: A Temperature-Humidity Index Based on Human Physiology and Clothing Science. In: Journal of Applied Meteorology and Climatology, Heft 18, S. 861-873

- SUN, J., BIRMILI, W., HERMANN, M., TUCH, T., WEINHOLD, K., MERKEL, M., RASCH, F., MÜLLER, T., SCHLADITZ, A., BASTIAN, S., LÖSCHAU, G., CYRYS, J., GU, J., FLENTJE, H., BRIEL, B., ASBACH, C., KAMINSKI, H., RIES, L., SOHMER, R., GERWIG, H., WIRTZ, K., MEINHARDT, F., SCHWERIN, A., BATH, O., MA, N., WIEDENSOHLER, A. (2020): Decreasing trends of particle number and black carbon mass concentrations at 16 observational sites in Germany from 2009 to 2018. In: Atmos. Chem. Phys., Heft 20, S. 7049-7068
- SUN, J., BIRMILI, W., HERMANN, M., TUCH, T., WEINHOLD, K., SPINDLER, G., SCHLADITZ, A., BASTIAN, S., LÖSCHAU, G., CYRYS, J., GU, J., FLENTJE, H., BRIEL, B., ASBACH, C., KAMINSKI, H., RIES, L., SOHMER, R., GERWIG, H., WIRTZ, K., MEINHARDT, F., SCHWERIN, A., BATH, O., MA, N., WIEDENSOHLER, A. (2019): Variability of black carbon mass concentrations, sub-micrometer particle number concentrations and size distributions: results of the German Ultrafine Aerosol Network ranging from city street to High Alpine locations. In: Atmospheric Environment, Heft 202, S. 256-268
- THEIL, H. (1992): A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis. In: Raj, B., Koerts, J. (Eds.), Henri Theil's Contributions to Economics and Econometrics: Econometric Theory and Methodology. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 345-381
- UFIREG PROJECT 2014. (2014): Handbook UFIREG Project. <https://www.luft.sachsen.de/eu-interreg-iv-b-projekt-ufireg-ultrafeine-partikel-und-gesundheit-16636.html>, 26.11.2021
- VOIGTLÄNDER, J., VAN PINXTEREN, D., HERRMANN, H., WIEDENSOHLER, A. (2021): Mobile Partikelmessungen in Leipzig im September 2020. Schriftenreihe des LfULG, Heft 3/2021, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/37066>, 26.11.2021
- WIEDENSOHLER, A., BIRMILI, W., NOWAK, A., SONNTAG, A., WEINHOLD, K., MERKEL, M., WEHNER, B., TUCH, T., PFEIFER, S., FIEBIG, M., FJÄRAA, A.M., ASMI, E., SELLEGRI, K., DEPUY, R., VENZAC, H., VILLANI, P., LAJ, P., AALTO, P., OGREN, J.A., SWIETLICKI, E., WILLIAMS, P., ROLDIN, P., QUINCEY, P., HÜGLIN, C., FIERZ-SCHMIDHAUSER, R., GYSEL, M., WEINGARTNER, E., RICCOBONO, F., SANTOS, S., GRÜNING, C., FALON, K., BEDDOWS, D., HARRISON, R., MONAHAN, C., JENNINGS, S.G., O'DOWD, C.D., MARINONI, A., HORN, H.G., KECK, L., JIANG, J., SCHECKMAN, J., MCMURRY, P.H., DENG, Z., ZHAO, C.S., MOERMAN, M., HENZING, B., DE LEEUW, G., LÖSCHAU, G., BASTIAN, S. (2012): Mobility particle size spectrometers: harmonization of technical standards and data structure to facilitate high quality long-term observations of atmospheric particle number size distributions. In: Atmos. Meas. Tech., Heft 5, S. 657-685
- WIEDENSOHLER, A., WIESNER, A., WEINHOLD, K., BIRMILI, W., HERMANN, M., MERKEL, M., MÜLLER, T., PFEIFER, S., SCHMIDT, A., TUCH, T., VELARDE, F., QUINCEY, P., SEEGER, S., NOWAK, A. (2018): Mobility particle size spectrometers: Calibration procedures and measurement uncertainties. In: Aerosol Science and Technology, Heft 52, S. 146-164
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (2013): Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf?ua=1, 26.11.2021
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (2021): WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>, 26.11.2021

Anhang



Hinweis: Darstellung der stationsspezifischen Schätzer sowie des Schätzers für das Modell mit festen und zufälligen Effekten

Abbildung 31: Forestplot der stationsspezifischen Relativen Risiken für respiratorische Krankenhauseinweisungen in Assoziation mit UFP (Lag2-4)

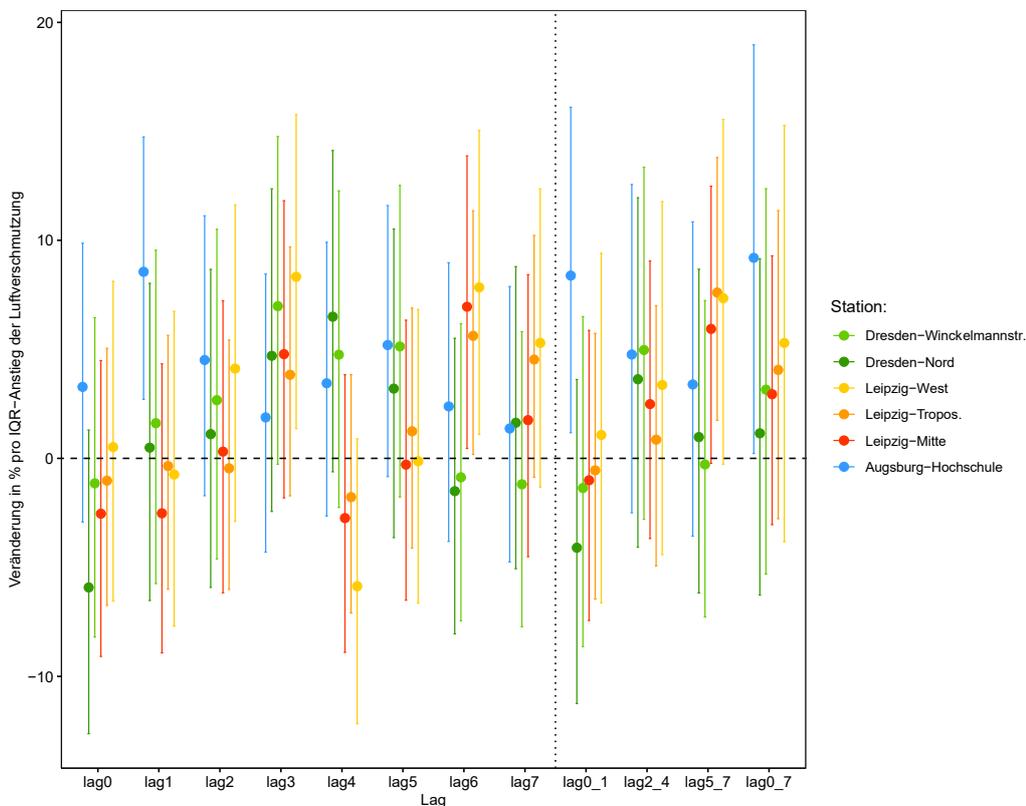


Abbildung 32: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für die respiratorische Mortalität in Assoziation mit UFP für alle Lags

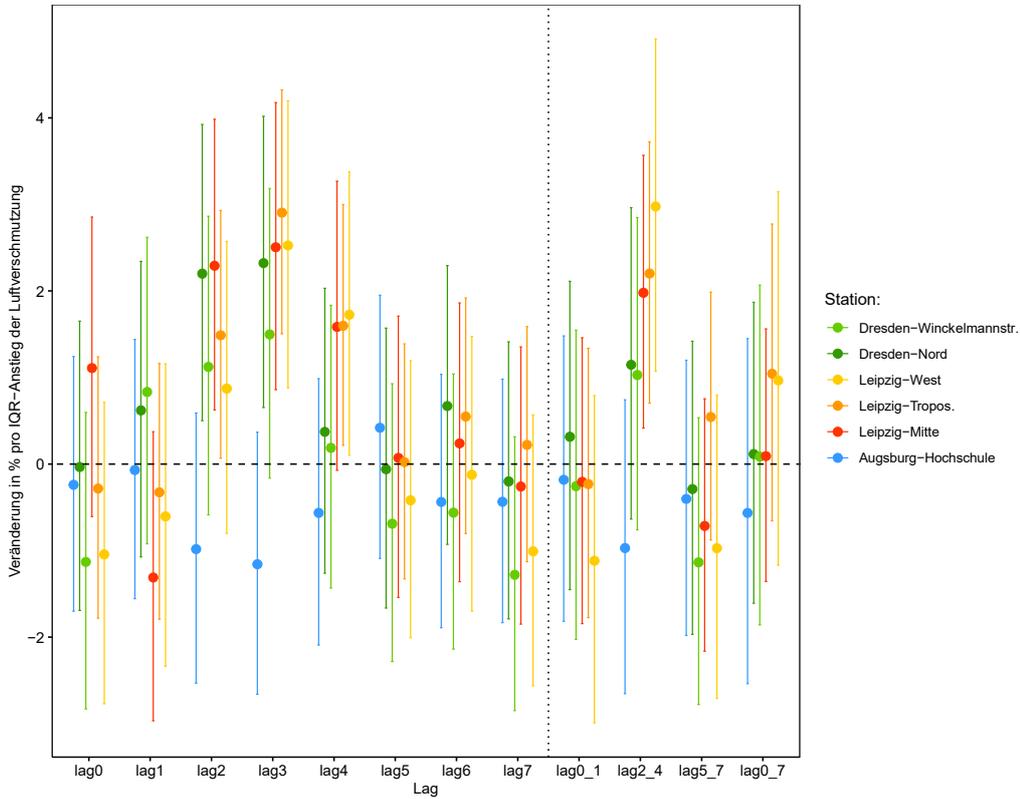


Abbildung 33: Prozentuale Veränderung des Relativen Risikos für respiratorische Krankenhausesinweisung in Assoziation mit UFP für alle Lags

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
(LfULG)

Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden

Telefon: +49 351 2612-0

Telefax: +49 351 2612-1099

E-Mail: lfulg@smekul.sachsen.de

www.lfulg.sachsen.de

Das LfULG ist eine nachgeordnete Behörde des Sächsischen Staatsministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft.

Diese Veröffentlichung wird finanziert mit Steuermitteln auf Grundlage des von den Abgeordneten des Sächsischen Landtags beschlossenen Haushalts.

Autor:

Maximilian Schwarz

Institute of Epidemiology - Research Group Environmental Risks

Helmholtz Zentrum München

Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt (GmbH)

Ingolstädter Landstr. 1, 85764 Neuherberg

Redaktion:

Susanne Bastian

Abteilung 5/Referat 51 - Luftqualität

Söbrigener Straße 3a, 01326 Dresden

Telefon: +49 351 2612-5100

Telefax: +49 351 2612-5099

E-Mail: susanne.bastian@smekul.sachsen.de

Auflage:

1. Auflage

Redaktionsschluss:

05.01.2022

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de