



Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung: Investition in Ihre Zukunft / Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj: Investice do vaší budoucnosti



Ziel 3 | Cíl 3

Ahoj sousedě. Hallo Nachbar.
2007-2013. www.ziel3-cil3.eu

UltraSchwarz

Ultrafeinstaub
Gesundheit

Ultrajemné částice
Zdraví



Ziel 3 / Cíl 3 – Programm zur Förderung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit 2007 – 2013 zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik

Projekt: Ultrafeinstaub und Gesundheit im Erzgebirgskreis und in der Region Ústí (UltraSchwarz)

Antragsnummer: 100083657

Kundennummer: 2416582

Wissenschaftlicher Abschlussbericht zu

Auswirkungen ultrafeiner Partikel und Ruß auf die Gesundheit im Erzgebirgskreis und in der Region Ústí

Projektlaufzeit: 30.05.2011 – 31.12.2014

Autoren der jeweiligen Kapitel:

Kapitel 1, 6, 7 und 8:

Dr. rer. med. Anja Zscheppang, Martin Degen
Technische Universität Dresden
Forschungsverbund Public Health Sachsen und Sachsen-Anhalt
Fiedlerstraße 33, D-01307 Dresden

Kapitel 2, 4 und 5:

Dr. rer. nat. Alexander Schladitz
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Söbrigener Straße 3a, D-01326 Dresden

Kapitel 3:

Dipl.-Met. Maik Merkel
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V.
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig

Kapitel 2 und 4:

Ing. Helena Plachá und Ing. Miroslav Bitter
Český Hydrometeorologický Ústav - Pobočka Ústí nad Labem
Kočkovská 18, CZ-400 11 Ústí nad Labem

Kapitel 5, 6 und 7:

MUDr. Eva Rychlíková, RNDr. Ivan Beneš, RNDr. Jiří Skorkovský und Ing. Jan Leníček
Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem
Moskevská 15, CZ-400 01 Ústí nad Labem

INHALTSVERZEICHNIS

1	<u>EINLEITUNG</u>	12
2	<u>MESSUNGEN VON RUß UND ULTRAFEINSTAUB</u>	16
2.1	STANDORTCHARAKTERISIERUNG	16
2.1.1	LUFTGÜTEMESSTATION ANNABERG-BUCHHOLZ	16
2.1.2	LUFTGÜTEMESSTATION ÚSTÍ NAD LABEM – ZENTRUM	18
2.2	MESSMETHODIK	21
2.2.1	DIE MESSUNG DER ANZAHL VON ULTRAFEINEN PARTIKELN	21
2.2.2	DIE MESSUNG DER PM ₁ -RUßMASSENKONZENTRATION IN DER AUßENLUFT	22
2.3	VARIABILITÄT DER ANZAHLKONZENTRATION ULTRAFEINER PARTIKEL UND DER MASSENKONZENTRATION VON BC IN PM ₁ UND DEREN EXTERNE EINFLÜSSE (WETTERPARAMETER, GASFÖRMIGE LUFTFREMDSTOFFE, KFZ-VERKEHR UND FESTBRENNSTOFFFEUERUNG)	23
2.3.1	JAHRESGANG	23
2.3.2	WOCHENGANG	27
2.3.3	TAGESGANG	29
2.4	QUANTITATIVE UNTERSUCHUNG VON GAS-ZU-PARTIKEL-UMWANDLUNGSPROZESSEN UND DES KFZ-VERKEHRS AUF DIE ANZAHLKONZENTRATION ULTRAFEINER PARTIKEL	32
2.5	QUANTITATIVE UNTERSUCHUNG DES EINFLUSSES DER FESTBRENNSTOFFFEUERUNG UND DES KFZ-VERKEHRS AUF DIE MASSENKONZENTRATION VON BC IN PM ₁	35
3	<u>QUALITÄTSSICHERUNG DER RUß- UND ULTRAFEINSTAUBMESSUNGEN</u>	36
3.1	QUALITÄTSSICHERUNGEN AN DER STATION ANNABERG-BUCHHOLZ	36
3.2	QUALITÄTSSICHERUNGEN AN DER STATION ÚSTÍ NAD LABEM	39
4	<u>FORTFÜHRUNG DER RUß- UND ULTRAFEINSTAUBMESSUNGEN SOWIE DER QUALITÄTSSICHERUNG NACH PROJEKTENDE</u>	43
4.1	INTEGRATION DER ULTRAFEINSTAUB- UND RUßMESSUNG IN DIE LUFTGÜTEMESSNETZE SACHSENS UND DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK	43
4.1.1	DIE INTEGRATION IN DAS SÄCHSISCHE LUFTGÜTEMESSNETZ	43
4.1.2	DIE INTEGRATION IN DAS TSCHECHISCHE LUFTGÜTEMESSNETZ	45
4.2	MÖGLICHKEITEN DER QUALITÄTSSICHERUNG DER ULTRAFEINSTAUB- UND RUßMESSUNGEN	45
5	<u>KORNGRÖßENDIFFERENZIERTE CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG UND QUELLENANALYSE VON PARTIKELN</u>	47
5.1	MESSMETHODIK DER VERSCHIEDENEN PARTIKELFRAKTIONEN	47
5.2	AUSWERTUNG DER CHEMISCHE ANALYSEN	49
5.2.1	ANALYSE DER INHALTSSTOFFE DER FEINSTAUBFRAKTION PM _{2.5}	49
5.2.2	ANALYSE DER INHALTSSTOFFE DER FEINSTAUBFRAKTION PM ₁	51
5.2.3	ANALYSE DER INHALTSSTOFFE DER ZEHN IMPAKTORSTUFEN	55
5.3	QUELLENANALYSE	57
5.4	BEITRÄGE DER WICHTIGSTEN QUELLEN AN DEN FEINSTAUBFRAKTIONEN PM _{2.5} UND PM ₁ IN ANNABERG-BUCHHOLZ	62

5.5	BEITRÄGE DER WICHTIGSTEN QUELLEN AN DEN FEINSTAUBFRAKTIONEN PM_{2,5} UND PM₁ IN ÚSTÍ NAD LABEM	68
5.6	ABSCHÄTZUNG VON MINDERUNGSPOTENTIAL AN PM_{2,5} UND PM₁ IM ERZGEBIRGSKREIS UND DER REGION ÚSTÍ	71
6	<u>BESTIMMUNG DER AUSWIRKUNGEN VON ULTRAFEINEN PARTIKELN, GESAMTPARTIKELN UND RUß AUF DIE GESUNDHEIT UNTER VERWENDUNG AMTLICHER STATISTIKEN</u>	73
6.1	DATENBASIS UND STATISTISCHES VORGEHEN ZUR ANALYSE DER MORBIDITÄT UND MORTALITÄT	73
6.2	ERGEBNISSE FÜR DEN ERZGEBIRGSKREIS	76
6.2.1	AUSWIRKUNGEN DER LUFTSCHADSTOFFE AUF DIE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN	76
6.2.2	AUSWIRKUNGEN DER LUFTSCHADSTOFFE AUF DIE TODESFÄLLE	77
6.2.3	FAZIT	82
6.3	ERGEBNISSE FÜR ÚSTI NAD LABEM	83
6.3.1	AUSWIRKUNGEN DER LUFTSCHADSTOFFE AUF DIE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN	83
6.3.2	AUSWIRKUNGEN DER LUFTSCHADSTOFFE AUF DIE TODESFÄLLE	87
6.3.3	FAZIT	88
7	<u>BESTIMMUNG DER AUSWIRKUNGEN VON ULTRAFEINEN PARTIKELN, GESAMTPARTIKELN UND RUß AUF DIE GESUNDHEIT UNTER VERWENDUNG EINES FRAGEBOGENS UND SYMPTOMTAGEBUCHS</u>	89
7.1	DATENGRUNDLAGE UND STATISTISCHE METHODEN	89
7.2	ERGEBNISSE FÜR DEN ERZGEBIRGSKREIS	91
7.2.1	ANALYSE A: ATEMWEGS-SYMPTOME	92
7.2.2	ANALYSE B: ANZAHL DER ATEMNOTBESCHWERDEN	98
7.2.3	ANALYSE C: HERZKREISLAUFSYMPTOME	104
7.2.4	ANALYSE D: ANZAHL VON ATEMWEGS- SOWIE HERZKREISLAUFBESCHWERDEN	107
7.2.5	FAZIT UND LIMITATION	110
7.3	ERGEBNISSE FÜR ÚSTÍ NAD LABEM	111
7.3.1	ANALYSE A: HERZKREISLAUFSYMPTOME	111
7.3.2	ANALYSE B: ANZAHL VON HUSTENBESCHWERDEN	115
7.3.3	FAZIT UND LIMITATION	118
8	<u>ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN</u>	118
9	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	121

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

ABBILDUNG 1: MESSSTATION IN ANNABERG-BUCHHOLZ, FOTO: ALEXANDER SCHLADITZ...	17
ABBILDUNG 2: DER PFEIL KENNZEICHNET DIE LAGE DER VERKEHRSMESSSTATION AN DER B101 ZWISCHEN AUE UND LAUTER. QUELLE GEOBASISDATEN: © STAATSBETRIEB GEOBASISINFORMATION UND VERMESSUNG SACHSEN (GEOSN) 2014, QUELLE GEOFACHDATEN: LIST GESELLSCHAFT FÜR VERKEHRSWESEN UND INGENIEURTECHNISCHE DIENSTLEISTUNGEN MBH.....	18
ABBILDUNG 3: MESSSTATION IN ÚSTÍ NAD LABEM, FOTO: ALEXANDER SCHLADITZ.....	20
ABBILDUNG 4: DIE ROTE MARKIERUNG (NORDWESTLICH VOM STADTZENTRUM) AN DER STRAÙE NR. 30 KENNZEICHNET DIE LAGE DER VERKEHRSMESSSTATION. QUELLE: WWW.MAPY.CZ.....	20
ABBILDUNG 5: GEHÄUSE VON MOBILITÄTSGRÖÙENSPEKTROMETER UND RUßMESSGERÄT IN DER LUFTGÜTEMESSSTATION ANNABERG-BUCHHOLZ, FOTO: ALEXANDER SCHLADITZ.....	21
ABBILDUNG 6: JAHRESGANG DER UFP-KONZENTRATION AN DER LUFTGÜTEMESSSTATION ANNABERG-BUCHHOLZ. BEI DEN MIT * GEKENNZEICHNETEN MONATSMITTELWERTEN IST DIE DATENVERFÜGBARKEIT KLEINER ALS 75%. DIE DATENVERFÜGBARKEIT FÜR DIESE MONATE WIRD IN KLAMMERN ANGEGBEN.....	24
ABBILDUNG 7: WIE ABBILDUNG 6 NUR FÜR DIE LUFTGÜTEMESSSTATION ÚSTÍ NAD LABEM.....	25
ABBILDUNG 8: JAHRESGANG DER PM ₁ BC MASSENKONZENTRATION AN DER LUFTGÜTEMESSSTATION ANNABERG-BUCHHOLZ. BEI DEN MIT * GEKENNZEICHNETEN MONATSMITTELWERTEN IST DIE DATENVERFÜGBARKEIT KLEINER ALS 75%. DIE DATENVERFÜGBARKEIT FÜR DIESE MONATE WIRD IN KLAMMERN ANGEGBEN.....	25
ABBILDUNG 9: WIE ABBILDUNG 8 NUR FÜR DIE LUFTGÜTEMESSSTATION ÚSTÍ NAD LABEM.....	26
ABBILDUNG 10: VERGLEICH DES MITTLEREN WOCHENGANGES (SONNTAG BIS SONNABEND) DER UFP-KONZENTRATION ZWISCHEN DEN LUFTGÜTEMESSSTATIONEN ÚSTÍ NAD LABEM UND ANNABERG-BUCHHOLZ.	27
ABBILDUNG 11: WIE ABBILDUNG 10 NUR FÜR DIE PM ₁ BC MASSENKONZENTRATION.....	29
ABBILDUNG 12: VERGLEICH DES MITTLEREN TAGESGANGES DER UFP-KONZENTRATION ZWISCHEN DEN LUFTGÜTEMESSSTATIONEN ÚSTÍ NAD LABEM UND ANNABERG-BUCHHOLZ.	31
ABBILDUNG 13: WIE ABBILDUNG 12 NUR FÜR DIE PM ₁ BC MASSENKONZENTRATION.....	31
ABBILDUNG 14: VERGLEICH DES MITTLEREN TAGESGANGES DER ANZAHL KRAFTFAHRZEUGE AN DEN VERKEHRSMESSSTATIONEN FÜR ÚSTÍ NAD LABEM UND ANNABERG-BUCHHOLZ.....	31
ABBILDUNG 15: VERGLEICH DES MITTLEREN TAGESGANGES DER SO ₂ UND NO _x -MASSENKONZENTRATIONEN ZWISCHEN DEN LUFTGÜTEMESSSTATIONEN ÚSTÍ NAD LABEM UND ANNABERG-BUCHHOLZ.	31
ABBILDUNG 16: ABGASFAHNEN VON KRAFTWERKEN UND INDUSTRIEANLAGEN AUF TSCHECHISCHEM GEBIET STOßEN DURCH DIE WOLKENDECKE HINDURCH, FOTO: MIT FREUNDLICHER GENEHMIGUNG VON FACHHOCHSCHULE DÜSSELDORF.	32
ABBILDUNG 17: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER BEITRÄGE AUS DER PHOTOCHEMISCHEN UMWANDLUNG VON SO ₂ (GRÜNE SCHRAFFIERTE FLÄCHE) UND DER HOMOGENEN NUKLEATION DER AUSPUFFGASE AUS DER HOCHTEMPERATURVERBRENNUNG (ROTE SCHRAFFIERTE FLÄCHE) AN DER ANZAHLKONZENTRATION VON NUKLEATIONSPARTIKELN (SCHWARZE LINIE).	33
ABBILDUNG 18: MITTLERER TAGESGANG DER ABSOLUTEN UND RELATIVEN BEITRÄGE AN DER UFP - KONZENTRATION FÜR DIE LUFTGÜTEMESSSTATION ANNABERG-BUCHHOLZ. DARGESTELLT SIND DIE BEITRÄGE AUS DER PHOTOCHEMISCHEN UMWANDLUNG VON SO ₂ (A) IN GRÜN, DIE BEITRÄGE AUS DER HOMOGENEN NUKLEATION VON AUSPUFFGASEN AUS DER HOCHTEMPERATURVERBRENNUNG (B) IN ROT UND DER PRIMÄREN RUßPARTIKEL (C) IN SCHWARZ.	34
ABBILDUNG 19: WIE ABBILDUNG 18 NUR FÜR DIE STATION ÚSTÍ NAD LABEM.....	35
ABBILDUNG 20: ZEITLICHER VERLAUF DER MITTLEREN VERHÄLTNISSE DER PARTIKELANZAHLKONZENTRATION (X) ZWISCHEN DEM PRÜFLING UND REFERENZGERÄT FÜR SIEBEN GRÖÙENKLASSEN ZWISCHEN 10 NM UND 800 NM.....	38

ABBILDUNG 21: ZEITLICHER VERLAUF DER VERGLEICHSMESSUNG DER RUßMESSGERÄTE IM OKTOBER 2013 (ANNABERG-BUCHHOLZ: ROT LINIE, REFERENZ: SCHWARZ LINIE) SOWIE REGRESSIONSGERADE ZWISCHEN BEIDEN INSTRUMENTEN.....	39
ABBILDUNG 22: WIE ABBILDUNG 20 NUR FÜR DEN PRÜFLING IN ÚSTÍ NAD LABEM.....	41
ABBILDUNG 23: WIE ABBILDUNG 21 NUR FÜR DEN PRÜFLING IN ÚSTÍ NAD LABEM.....	41
ABBILDUNG 24: HANDHABUNG DER GEGENWÄRTIGEN UND ZUKÜNFTIGEN KONTROLLE UND AUSWERTUNG DER DATEN FÜR DIE PARTIKELANZAHLGRÖßENVERTEILUNG IM SÄCHSISCHEN LUFTGÜTEMESSNETZ.....	44
ABBILDUNG 25: MOUDI™ KASKADENIMPAKTOR (RECHTS) NEBST VAKUUMPUMPE (LINKS) IN ÚSTÍ NAD LABEM.....	48
ABBILDUNG 26: MASSENKONZENTRATION VON INHALTSSTOFFEN DER ZEHN IMPAKTORSTUFEN FÜR ANNABERG-BUCHHOLZ (LINKE SPALTE) UND ÚSTÍ NAD LABEM (RECHTE SPALTE). DARGESTELLT SIND TYPISCHE INHALTSSTOFFE FÜR FESTBRENNSTOFFFEUERUNG (A), MINERALSTAUB (B) UND AUS DEM STRAßENVERKEHR (C).....	60
ABBILDUNG 27: QUELLEN VON GESAMT-PM _{2.5} IM JAHRESMITTEL UND AUFGEGLIEDERT NACH JAHRESZEITEN IN ANNABERG-BUCHHOLZ. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	63
ABBILDUNG 28: VERGLEICH VON PM ₁ BC UND PM _{2.5} EC FÜR BEIDE STATIONEN.....	64
ABBILDUNG 29: QUELLEN VON ELEMENTAREM KOHLENSTOFF IN PM _{2.5} IN ANNABERG-BUCHHOLZ. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	65
ABBILDUNG 30: QUELLEN VON POLYZYKLISCHEN AROMATISCHEN KOHLENWASSERSTOFFEN IN PM _{2.5} IN ANNABERG-BUCHHOLZ. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	66
ABBILDUNG 31: QUELLEN VON ORGANISCHEM KOHLENSTOFF IN PM ₁ IN ANNABERG-BUCHHOLZ. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 62 AUFGEFÜHRT.....	67
ABBILDUNG 32: QUELLEN VON GESAMT-PM _{2.5} IM JAHRESMITTEL UND AUFGEGLIEDERT NACH JAHRESZEITEN IN ÚSTÍ NAD LABEM. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	68
ABBILDUNG 33: QUELLEN VON ELEMENTAREM KOHLENSTOFF IN PM _{2.5} IN ÚSTÍ NAD LABEM. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	69
ABBILDUNG 34: QUELLEN VON POLYZYKLISCHEN AROMATISCHEN KOHLENWASSERSTOFFEN IN PM _{2.5} IN ÚSTÍ NAD LABEM. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	69
ABBILDUNG 35: QUELLEN VON ORGANISCHEM KOHLENSTOFF IN PM ₁ IN ÚSTÍ NAD LABEM. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 62 AUFGEFÜHRT.....	70
ABBILDUNG 36: ABSOLUTE MITTLERE BEITRÄGE DER VERSCHIEDENEN QUELLEN AN DER FEINSTAUBFRAKTION PM _{2.5} IN ANNABERG-BUCHHOLZ. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	72
ABBILDUNG 37: ABSOLUTE BEITRÄGE DER VERSCHIEDENEN QUELLEN AN DER FEINSTAUBFRAKTION PM _{2.5} IN ÚSTÍ NAD LABEM. DIE ZUORDNUNG DER NUMMERN ZU DEN NAMEN DER QUELLEN IST AUF SEITE 59 AUFGEFÜHRT.....	72
ABBILDUNG 38: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RR FÜR RESPIRATORISCHE KRANKENHAUSAUFNAHMEN MIT VERSCHIEDENEN VERZÖGERUNGEN – PM ₁ BC.....	77
ABBILDUNG 39: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PM ₁ BC MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR NATÜRLICHE TODESFÄLLE.....	78
ABBILDUNG 40: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PN _[0.02-0.1] MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR NATÜRLICHE TODESFÄLLE.....	79
ABBILDUNG 41: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PN _[0.02-0.8] MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR NATÜRLICHE TODESFÄLLE.....	80
ABBILDUNG 42: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PN _[0.02-0.1] MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR KARDIOVASKULÄRE MORTALITÄT.....	81
ABBILDUNG 43: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PN _[0.02-0.8] MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR KARDIOVASKULÄRE MORTALITÄT.....	82
ABBILDUNG 44: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON PN _[0.02-0.1] MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR RESPIRATORISCHE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN BEI MÄNNERN.....	84

ABBILDUNG 45: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON $PN_{[0.02-0.1]}$ MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR RESPIRATORISCHE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN BEI PERSONEN IM ALTER VON 65 BIS 74 JAHREN.....	85
ABBILDUNG 46: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON $PN_{[0.02-0.8]}$ MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR RESPIRATORISCHE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN BEI MÄNNERN.....	86
ABBILDUNG 47: PROZENTUALE VERÄNDERUNG DES RELATIVEN RISIKOS VON $PN_{[0.02-0.8]}$ MIT VERSCHIEDENEN LAGS FÜR RESPIRATORISCHE KRANKENHAUSEINWEISUNGEN BEI PERSONEN IM ALTER VON 65 BIS 74 JAHREN.....	87

TABELLENVERZEICHNIS

TABELLE 1: ZEITLICHER ÜBERBLICK DER DURCHGEFÜHRTEN UND GEPLANTEN (KURSIV) QUALITÄTSSICHERUNGSEXPERIMENTE (QS 0-16) IN DEN JAHREN 2012 BIS 2014 IN ANNABERG-BUCHHOLZ.....	37
TABELLE 2: ZEITLICHER ÜBERBLICK DER DURCHGEFÜHRTEN UND GEPLANTEN QUALITÄTSSICHERUNGSEXPERIMENTE (QS 1-15) IN DEN JAHREN 2012 BIS 2014 IN ÚSTÍ NAD LABEM.	40
TABELLE 3: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN INHALTSSTOFFE IN PM _{2,5}	49
TABELLE 4: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN INHALTSSTOFFE IN PM ₁	51
TABELLE 5: ÜBERSICHT DER ANALYSIERTEN INHALTSSTOFFE DER ZEHN IMAPKTORSTUFEN	56
TABELLE 6: BEISPIEL FÜR DEN AUFBAU VON MODELLEN BEI EINER MEHREBENENANALYSE	91
TABELLE 7: BEISPIEL FÜR DEN AUFBAU DES CHI ² -DEVIANZ-TESTS	91
TABELLE 8: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMWEGSBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE),	94
TABELLE 9: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	94
TABELLE 10: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMWEGSBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=1324 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 37 PATIENTEN	96
TABELLE 11: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	96
TABELLE 12: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ATEMWEGSBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE),	97
TABELLE 13: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	97
TABELLE 14: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMNOTBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), (N =924 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN).....	99
TABELLE 15: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	99
TABELLE 16: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ATEMNOTBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=891 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	101
TABELLE 17: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	101
TABELLE 18: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMNOTBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N =910 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	102
TABELLE 19: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	102
TABELLE 20: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMNOTBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=891 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	103
TABELLE 21: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	103
TABELLE 22: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=1465 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 36 PATIENTEN	105
TABELLE 23: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	105
TABELLE 24: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=891 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	106
TABELLE 25: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	106
TABELLE 26: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER ATEMWEGS- UND HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=891 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	108
TABELLE 27: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	108
TABELLE 28: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ATEMWEGS- UND HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE), N=891 TAGEBUCH-EINTRÄGE VON 27 PATIENTEN	109
TABELLE 29: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	109
TABELLE 30: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE)	113
TABELLE 31: MODELLVERGLEICHE MITTELS CHI ² -DEVIANZ-TEST	113

TABELLE 32: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HERZKREISLAUFBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE)	114
TABELLE 33: MODELLVERGLEICHE MITTELS χ^2 -DEVIANZ-TEST	114
TABELLE 34: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HUSTENBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE)	116
TABELLE 35: MODELLVERGLEICHE MITTELS χ^2 -DEVIANZ-TEST	116
TABELLE 36: MEHREBENENMODELL ZUR SCHÄTZUNG DER ANZAHL DER HUSTENBESCHWERDEN (MAXIMUM-LIKELIHOOD-METHODE)	117
TABELLE 37: MODELLVERGLEICHE MITTELS χ^2 -DEVIANZ-TEST	117

ABKUERZUNGSVERZEICHNIS

95%-CI	95%-Konfidenzintervall
CET	engl.: Central European Time, mitteleuropäische Zeit
ČHMÚ	Tschechisches Hydrometeorologisches Institut Prag
BC	schwarzer Kohlenstoff [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
BfUL	Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft mit Sitz in Radebeul
BMI	Body-Mass-Index []
DMA	differentieller Mobilitätsanalysator
Dp	Partikeldurchmesser [nm] bzw. [μm]
Dp _{aero}	aerodynamischer Partikeldurchmesser [nm] bzw. [μm]
DTV	durchschnittlicher täglicher Verkehr [Kfz/Tag]
EC	elementarer Kohlenstoff [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
EN	europäische Norm
GeoSN	Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen
IQR	Interquartilsabstand
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
NO _x	Gesamtheit aller Stickoxide [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
MAC	Massenabsorptionskoeffizient [m^2/g]
MM	Bezeichnung für die Monate beginnend mit 01=Januar bis 12=Dezember
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PM _x	engl.: Particulate Matter, gibt die Massenkonzentration von Feinstaub für die Partikelfraktion < „x“ μm in der Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an
PM ₁ BC	engl.: Particulate Matter, gibt die Massenkonzentration von schwarzen Kohlenstoff für die Partikelfraktion < 1 μm in der Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an
PM ₁ OC	engl.: Particulate Matter, gibt die Massenkonzentration von organi- schem Kohlenstoff für die Partikelfraktion < 1 μm in der Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an
PM _{2.5} EC	engl.: Particulate Matter, gibt die Massenkonzentration von elementa- rem Kohlenstoff für die Partikelfraktion < 2,5 μm in der Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an
PM _{2.5} OC	engl.: Particulate Matter, gibt die Massenkonzentration von organi- schem Kohlenstoff für die Partikelfraktion < 2.5 μm in der Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an
PN _[0.01-0.02]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 10 – 20 nm
PN _[0.02-0.03]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 20 – 30 nm
PN _[0.03-0.05]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 30 – 50 nm
PN _[0.05-0.07]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 50 – 70 nm
PN _[0.07-0.1]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 70 – 100 nm
PN _[0.1-0.2]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 100 – 200 nm
PN _[0.2-0.8]	Größenklasse, Anzahlkonzentration der Partikel im Größenbereich von 200 – 800 nm
RR	Relatives Risiko [%]
SE	systematischer Fehler
SO ₂	Schwefeldioxid [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

TROPOS	Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. Leipzig
UFP	Ultrafeinstaub oder ultrafeine Partikel, bezeichnet im Allgemeinen die Gesamtanzahl aller Partikel von der unteren Detektionsgrenze der Messeinheit bis zu 100 nm
WHO	engl.: World Health Organization, Die Weltgesundheitsorganisation ist eine Sonderorganisation der Vereinten Nationen mit Sitz in Genf
YYYY	Bezeichnung für das Jahr bzw. die Jahre

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht behandelt in 8 Kapiteln das Themenfeld der Messung von Ultrafeinstaub und Ruß und dessen Auswirkungen auf die Gesundheit. Er entstand im Rahmen des Projektes UltraSchwarz (Ultrafeinstaub und Gesundheit im Erzgebirgskreis und Region Ústí) und legt die wissenschaftlichen Ergebnisse des Projektes dar. Am 1. Juli 2011 begannen sechs Institutionen aus Sachsen (Deutschland) und dem Bezirk Ústí (Tschechische Republik) im von der EU geförderten grenzübergreifenden Projekt UltraSchwarz zusammen zu arbeiten. Das Anliegen des Projektes war es Ultrafeinstaub und Ruß sowie weitere Luftschadstoffe und meteorologische Größen in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem zu messen und deren kurzfristigen Auswirkungen auf die Sterblichkeit und ursachenspezifischen Erkrankungen der Bevölkerung im deutsch-tschechischen Grenzgebiet zu bestimmen. Das Projekt leistet somit einen Beitrag zur Gesundheitsvorsorge. Zudem liefert es einen Beitrag zur deutsch-tschechischen Zusammenarbeit und zeigt die derzeitige Luftschadstoffbelastung im deutsch-tschechischen Grenzgebiet, einem Teil des ehemaligen Schwarzen Dreiecks, auf. Das „Schwarze Dreieck“ umfasste die Gebiete Nordböhmen (Tschechische Republik), den südlichen Teil Sachsens (Deutschland) und den Südwestteil Niederschlesiens (Polen). Seinen Namen erhielt das „Schwarze Dreieck“ aufgrund der Braunkohlenvorkommen und des Bergbaus. Im Sozialismus war die Region des Schwarzen Dreiecks durch den Bergbau und die Industrie gekennzeichnet, was zu einer erheblichen Luftverschmutzung, insbesondere zu hohen Konzentrationen von Schwefeldioxid und Grobstaub, führte. Zum Ende des Sozialismus war das „Schwarze Dreieck“ das Gebiet mit der höchsten Luftschadstoffbelastung in Europa. Nach 1992 kam es durch die Modernisierung der Industrieanlagen und teilweisen Schließung dieser sowie durch den Rückgang des Kohleabbaus / der Kohleverbrennung zu einer maßgeblichen Verbesserung der Außenluft und einer damit einhergehenden Reduzierung des Ausstoßes von Schwefeldioxid und gröberen Stäuben. Einhergehend nahmen jedoch der Straßenverkehr und dessen Emissionsbeiträge an Stickstoffdioxid, Ruß, Ultrafeinstaub, PM_{2.5} und PM₁₀ beiderseits der Grenze zu. In Tschechien spielt der Hausbrand in Wohnsiedlungen zusätzlich eine große Rolle bei der Luftverunreinigung.

In der Umgangssprache verbirgt sich hinter Ultrafeinstaub, ultrafeine in der Luft schwebende Partikel, die wir täglich einatmen. Mit einem Durchmesser von weniger

als 100 Nanometer sind sie 1000-mal kleiner als der Durchmesser eines menschlichen Haares. Ultrafeine Partikel werden entweder aus Gasen gebildet, entstehen aber zu einem großen Teil bei Hochtemperatur-Verbrennungsprozessen. Sie entstehen mehrheitlich aus kohlenstoffhaltigen Verbrennungsprodukten (Ruß), wie bspw. von Dieselmotoren, Heizungs- und Industrieanlagen, aber auch als Kondensationsaerosol aus unverbrannten Treibstoffresten. Vor allem an verkehrsreichen Straßen enthalten ultrafeine Partikel eine Menge an Rußpartikeln. In Europa werden ultrafeine Partikel bisher nur an wenigen staatlichen Luftgütemessstationen, sondern mehrheitlich von wissenschaftlichen Einrichtungen gemessen. Im Rahmen des Projektes wurden wissenschaftliche Messgeräte für ultrafeine Partikel und Ruß in das deutsche und tschechische Luftgütemessnetz (Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem) integriert sowie die Qualität der Messergebnisse kontinuierlich überprüft.

Alle Personen sind mehr oder weniger der Exposition durch Luftschadstoffe ausgesetzt. In den 1930er Jahren wurden Luftschadstoffe und deren Gesundheitseffekte das erste Mal betrachtet, darunter der Maas-Tal-Nebel im Jahr 1930 sowie der London-Smog 1952 (Firket, 1936; Ministry_of_Health, 1954). Luftschadstoffe können, wie beispielsweise in epidemiologischen Untersuchungen und Sekundäranalysen nachgewiesen werden konnte, einen Einfluss auf die Gesundheit der Menschen ausüben. Dies reicht vom Auftreten von Symptomen, welche das Atemwegs- und Herzkreislaufsystem betreffen bis hin zu Krankenhausaufnahmen sowie vorzeitigen Todesfällen (Atkinson et al., 2010; Braniš et al., 2010; Breitner et al., 2011; Halonen et al., 2009; Peters et al., 2009; Ruckerl et al., 2011). Im Allgemeinen hängt der Ort der Deposition der Partikel im menschlichen Körper vom Partikeldurchmesser ab. Partikel bis 100 nm Durchmesser können beim Einatmen bis in die untersten Bestandteile der Atemwege, d.h. bis in die Lungenbläschen vordringen. Im Gegensatz zu größeren Partikeln werden ultrafeine Partikel nicht durch die Selbstreinigungsfunktion der Lunge, erfasst. Dadurch gelingt es ihnen, zelluläre Membranen zu überwinden, in den Blutkreislauf überzugehen und zu allen Organen im Körper zu gelangen. Da sich auf der Oberfläche dieser ultrafeinen Partikel reaktive, möglicherweise gesundheitsgefährdende Substanzen (z.B. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle) anlagern können, wird vermutet dass diese Partikel ein gesundheitsgefährdendes Potential besitzen. Die ultrafeinen Partikel können in der Lunge möglicherweise Entzündungsreaktionen, oxidativen Stress und weitere biologische Effekte

hervorrufen (Brook, 2008; Delfino et al., 2005; Peters et al., 2006; Valavanidis et al., 2008).

Im Folgenden wird zur Übersicht der Inhalt der einzelnen Kapitel vorgestellt. Kapitel 2 zur Messung von Ruß und Ultrafeinstaub stellt die beiden Messstationen, deren Lage und Besonderheiten, im deutsch-tschechischen Messgebiet vor. Es folgt eine Darstellung der Messmethodik, die in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem zur Messung ultrafeiner Partikel und Ruß verwendet wird. Es wird auf die tägliche, wöchentliche und jährliche Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel und der Massenkonzentration von Ruß in PM_{10} sowie deren Variabilität aufgrund externer Einflüsse eingegangen.

Kapitel 3 beleuchtet die Ergebnisse der Qualitätssicherung der Ruß- und Ultrafeinstaubmessung während des Projektes.

Das daran anschließende Kapitel 4 „Fortführung der Ruß- und Ultrafeinstaubmessungen sowie der Qualitätssicherung nach Projektende“ zeigt, welche Möglichkeiten vorhanden sind, um die Messung ultrafeiner Partikel in das sächsische beziehungsweise das tschechische Luftgütemessnetz zu integrieren.

Kapitel 5 geht auf die Chemische Zusammensetzung und Quellen von Partikeln verschiedenster Korngrößen ein. Der Leser erhält Informationen über die Messmethodik und das Analyseverfahren. Das Wissen darüber, welche Quellen an den Feinstaubfraktionen beteiligt sind, werden benötigt, um das Minderungspotential von Ruß, organischem Kohlenstoff und $PM_{2.5}$ im Erzgebirgskreis und der Region Ústí zu bestimmen.

Kapitel 6 und 7 fokussieren die Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln auf die Gesundheit. Effekte ultrafeiner Partikel und Ruß auf die Gesundheit werden zum einen anhand eines Patientenfragebogens und Symptomtagebuches, und zum anderen anhand von Daten zu ursachenspezifischen Erkrankungen und Todesursachen untersucht. Es erfolgt die Beschreibung der Effekte für den Erzgebirgskreis und die Region Ústí. Mit den Analysen werden Informationen darüber gewonnen, ob ein Anstieg in den Konzentrationen von ultrafeinen Partikeln und Rußpartikeln zu einer Veränderung der Sterblichkeit und ursachenspezifischen Erkrankungen führt unter Berücksichtigung des Alters und Geschlechts.

Kapitel 8 gibt eine Zusammenfassung und Schlussfolgerungen der dargestellten Ergebnisse sowie eine kritische Würdigung des Erreichten. Die gewonnenen Erkenntnisse aus dem Projekt werden genutzt, um Empfehlungen für eine weitere Arbeit auf

dem Gebiet zu geben. Auf Basis der gewonnenen Ergebnisse können Maßnahmen zur Reduzierung der negativen Effekte von Ultrafeinstaub und Rußpartikeln entwickelt werden.

2 Messungen von Ruß und Ultrafeinstaub

2.1 Standortcharakterisierung

Im folgenden Kapitel werden die beiden Messstationen für ultrafeine Partikel und Ruß auf sächsischem und tschechischem Gebiet vorgestellt. Neben der Vorstellung der Messstationen soll auch auf die Besonderheiten aufgrund ihrer Lage und auf Einflüsse von Partikelquellen im Nah- und Fernbereich eingegangen werden.

2.1.1 Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz

Die Luftgütemessstation auf sächsischem Gebiet befindet sich in Annaberg-Buchholz, einer Kleinstadt im Erzgebirgskreis mit ca. 20.000 Einwohnern, an der Straßenkreuzung Talstraße / Straße der Einheit auf 545 m Meereshöhe. Die genauen geografischen Koordinaten der Luftgütemessstation lauten 12° 59' 50" östliche Länge und 50° 34' 15" nördliche Breite. Die in Abbildung 1 dargestellte Luftgütemessstation ist als städtische Hintergrundstation klassifiziert und besteht an diesem Ort seit dem Jahr 1994. Die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) mit Sitz in Radebeul-Wahnsdorf führt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) gesetzliche Messungen zur Luftgüteüberwachung durch. Die entsprechende gesetzliche Grundlage ist die EU-Richtlinie 2008/50/EG.



Abbildung 1: Messstation in Annaberg-Buchholz, Foto: Alexander Schladitz

Die Luftgütemessstation liegt in einem in Nord-Süd-Richtung ausgerichteten Tal wodurch es im Laufe des Jahres zu Abschattungseffekten der Solarstrahlung aufgrund der umgebenden Orographie kommt. Die Luftgütemessstation liegt in unmittelbarer Nähe (ca. 10 m) zur Bundesstraße 101 (B101). Die in Ost-West-Richtung verlaufende B101 verbindet Annaberg-Buchholz mit Aue im Westen und Freiberg im Osten. Sie wird im Jahresmittel von ca. 17,000 Kfz/Tag befahren. Abbildung 2 verbildlicht die Lage der Verkehrszählstation an der die gewonnenen Daten erhoben wurden.

Mögliche Emittenten von ultrafeinen Partikeln (UFP) und Ruß sind zum einen die Stadt Annaberg, westlich der Messstation Annaberg, eine Papierfabrik, zwei metallverarbeitende Betriebe und ein ca. 5,5 km entfernter Steinbruch. Im südlichen Umland befindet sich das ca. 25 km entfernte Braunkohlekraftwerk Kadaň auf dem Staatsgebiet Tschechiens. Eine Begutachtung des Umfeldes der Messstation aus der Luft ergab, dass sie kaum von signifikanten, ortsnahen Emittenten beeinflusst wird (Weber, 2014).

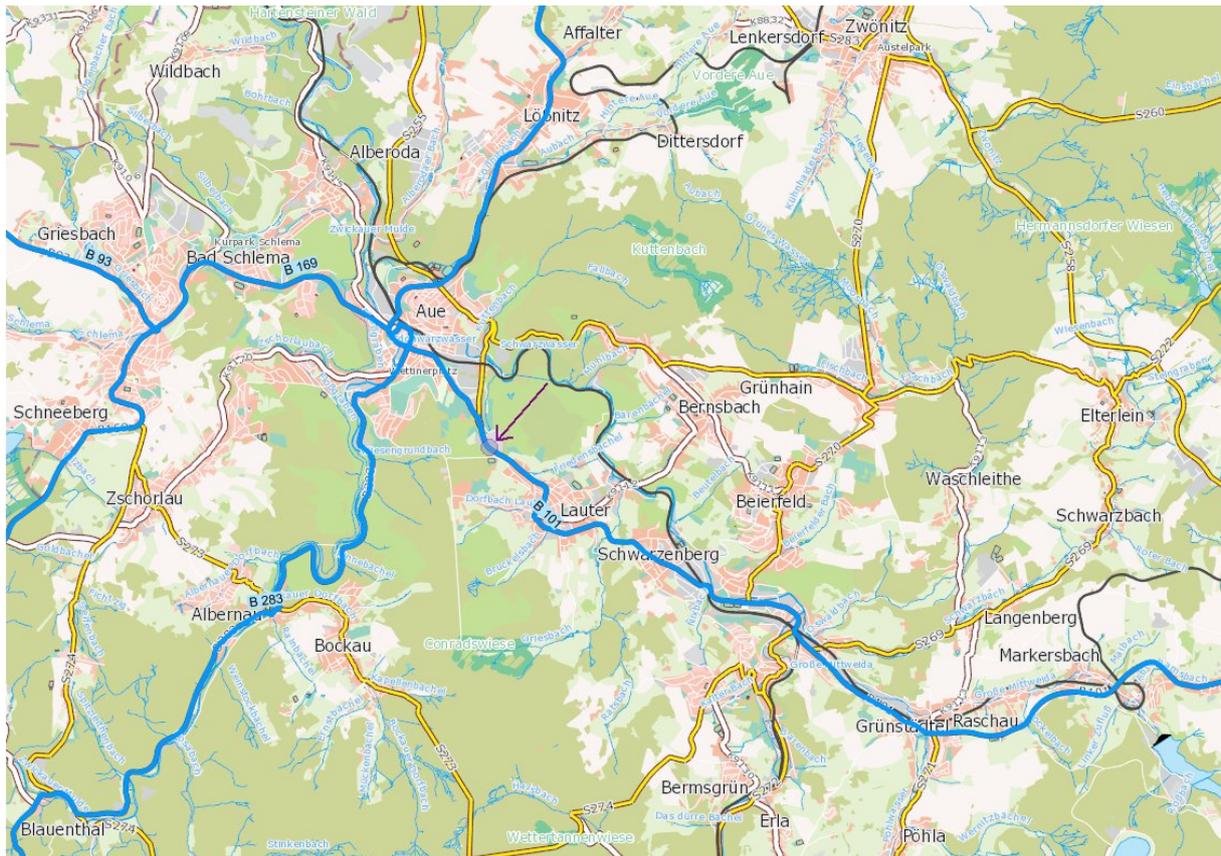


Abbildung 2: Der Pfeil kennzeichnet die Lage der Verkehrsmessstation an der B101 zwischen Aue und Lauter. Quelle Geobasisdaten: © Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN) 2014, Quelle Geofachdaten: LIST Gesellschaft für Verkehrswesen und ingenieurtechnische Dienstleistungen mbH

2.1.2 Luftgütemessstation Ústí nad Labem – Zentrum

Die Stadt Ústí nad Labem mit ca. 94.000 Einwohnern befindet sich in der Region Ústí, welche an den Freistaat Sachsen grenzt. Sie liegt am Rande des Nordböhmischen Braunkohlereviere und ihre Luft wird durch entfernt liegende Braunkohlegruben und Kraftwerke zur Stromerzeugung beeinflusst. Im Gegensatz zu Annaberg-Buchholz liegen in der Stadt auch einige Industriequellen, so z.B. eine traditionsreiche Chemiefabrik zur Herstellung synthetischer Harze, ein ölsaattverarbeitender Betrieb und ein Heizkraftwerk. Weiterhin existieren kleinere metallverarbeitende Betriebe am Rand von Ústí nad Labem. Durch die Lage von Ústí -an der Elbe- ist die Stadt ein bedeutender Verkehrsknotenpunkt in Richtung Deutschland. Der Verkehr wird auf der Schiene, auf der Elbe, auf der Umgehungsautobahn und auf den Verkehrsstraßen der 1. Kategorie, welche durch die Stadt führen, realisiert. Die Straße der 1.

Kategorie Nr. 30, zugleich wichtigste Ein- und Ausfahrtstraße von Ústí nad Labem und Zubringer zur Autobahn 8 (A17 in Deutschland), befahren im Jahresmittel ca. 16,500 Kfz/Tag. Die Lage der Verkehrsmessstation Ústí nad Labem – Všebořická – an der Straße Nr. 30 ist in Abbildung 4 dargestellt.

Aufgrund der Lage des Stadtzentrums in einem engen Tal am Zusammenfluss von der Elbe und Bílina kommen hier charakteristische Frühnebel und Inversionen öfters vor, und zwar sowohl im Winter als auch im Sommer. Die in Abbildung 3 dargestellte Luftgütemessstation Ústí nad Labem – Zentrum ist als Station im städtischen Hintergrund klassifiziert, befindet sich in einer Wohn- und Geschäftszone und besteht seit dem Jahr 2005. Betreiber der Luftgütemessstation ist das Tschechische Hydrometeorologische Institut (ČHMÚ) – Außenstelle Ústí nad Labem. Die Messstation ist im Stadtzentrum in einem Wohngebiet ohne direkte Quellen für Luftverschmutzung gelegen, wodurch die Messungen beeinflusst werden könnten. In direkter Umgebung gibt es nur Straßenverkehr durch Anlieger. Die an der Messstation vorbeiführende Gemeindestraße und die angrenzenden Parkplätze dienen hauptsächlich den Anliegern und gelegentlich den Stadtzentrumsbesuchern. Eine ca. 100 m entfernt liegende größere Verkehrsstraße, auch mit überwiegendem Personenverkehr, ist durch Wohnblöcke und Grünflächen abgetrennt. Die Luftgütemessstation liegt auf 147 m Meereshöhe und die genauen geografischen Koordinaten lauten 14° 2' 35" östliche Länge und 50° 39' 40" nördliche Breite.



Abbildung 3: Messstation in Ústí nad Labem, Foto: Alexander Schladitz



Abbildung 4: Die rote Markierung (nordwestlich vom Stadtzentrum) an der Straße Nr. 30 kennzeichnet die Lage der Verkehrsmessstation. Quelle: www.Mapy.cz

2.2 Messmethodik

2.2.1 Die Messung der Anzahl von ultrafeinen Partikeln

Die anzahlbasierte Messung von Ultrafeinstaub, ultrafeinen Partikeln oder kurz UFP (Partikel mit einem Durchmesser $D_p < 100 \text{ nm}$) ist eine große messtechnische Herausforderung und daher auch von hohem wissenschaftlichen Interesse. Die Entwicklung von differentiellen Mobilitätsanalysatoren (DMA)¹ ermöglichte, Partikel im Größenbereich von wenigen Nanometern bis



ca. $1 \mu\text{m}$ anhand ihrer elektrischen Mobilität zu klassifizieren (Knutson and Whitby, 1975). Zusätzlich besteht ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der elektrischen Mobilität und dem physikalischen Partikeldurchmesser eines Partikels. In Kombination mit einem Vorabscheider, elektrischen Auflader und einem Kondensationspartikelzähler ist es möglich die Partikelanzahlgrößenverteilung im o.g. Größenbereich zu bestimmen. Ein Fortschritt war die Entwicklung eines sog. Scannendes Mobilitätsgrößenpektrometer bei dem die angelegte Hochspannung im DMA kontinuierlich heraufgesetzt wird (Wang and Flagan, 1990). Für wissenschaftliche Fragestellungen und der damit notwendigen hohen Datenqualität wird im Projekt ein vom Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. (TROPOS)

Abbildung 5: Gehäuse von Mobilitätsgrößenpektrometer und Rußmessgerät in der Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz, Foto: Alexander Schladitz.

¹ Der Aufbau entspricht einem zylinderförmigen Kondensator.

entwickeltes Mobilitätsgrößenspektrometer (Abbildung 5) verwendet. Dieser Typ Mobilitätsgrößenspektrometer wurde speziell für Langzeitstudien konzipiert, mit weniger Wartungsaufwand und einer damit verbundenen geringeren Ausfallzeit (Birmili et al., 1999). Für dieses Messgerät beträgt die untere und obere Detektionsgrenze für die Partikelgrößenbestimmung ca. 10 nm bzw. 850 nm.

2.2.2 Die Messung der PM₁-Rußmassenkonzentration in der Außenluft

In der Literatur tritt der Begriff Ruß als Produkt unvollständiger Verbrennung zum einen bei der Umschreibung von elementarem Kohlenstoff (EC) als auch zur Beschreibung des schwarzen Kohlenstoffs (BC) auf. In manchen Fällen, wenn die Gitterstruktur des Kohlenstoffs in seiner reinsten Form erhalten ist, spricht man auch vom graphitischen Kohlenstoff (GC). Die Bezeichnung für EC oder BC als Ruß hängt von der Messmethodik ab. Während EC durch thermooptische, thermographische oder nasschemische Verfahren bestimmt wird, wird BC unter Ausnutzung seiner Eigenschaft der Lichtabsorption, bestimmt. Frühere Untersuchungen zeigten statistische Zusammenhänge zwischen den EC und BC-Messdaten (Babich et al., 2000; Ballach et al., 2001). Ein Nachteil zur Bestimmung von EC ist der höhere Messaufwand im Vergleich zur automatischen BC – Messung und die geringere zeitliche Auflösung. Aus diesem Grund wird neben der Bestimmung von EC auch auf das Verfahren der Lichtabsorption zur Bestimmung von BC gesetzt. Die derzeit gängigste Methode zur Bestimmung der Absorption von BC basiert auf kontinuierlicher Sammlung von Partikeln auf einem Glasfaserfilter. Dabei wird die Lichtschwächung von Filter und Partikel mittels einer Kombination von Lichtquelle und Photodetektor bestimmt (Aethalometrie).

Abbildung 5 zeigt das kommerziell erhältliche Rußmessgerät (Mehrwinkelabsorptionsphotometer, Hersteller Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, MA, USA), welches auch im Projekt Verwendung findet. Dieses Gerät rechnet die Absorption von BC über einen intern gespeicherten Umrechnungsfaktor (Massenabsorptionskoeffizient $MAC=6.6 \text{ m}^2/\text{g}$) in eine Rußmassenkonzentration um.

2.3 Variabilität der Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel und der Massenkonzentration von BC in PM₁ und deren externe Einflüsse (Wetterparameter, gasförmige Luftfremdstoffe, Kfz-Verkehr und Festbrennstoffeuerung)

In diesem Abschnitt werden Jahresgang, Wochengang und Tagesgang der Anzahlkonzentration von UFP ($10 < D_p < 100$ nm) und der Massenkonzentration von BC für Partikeldurchmesser < 1 μ m (PM₁ BC) für die Luftgütemessstationen Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem im Zeitraum 01/2012 – 06/2014 (Messbeginn in Ústí ab 05/2012) grafisch dargestellt. Für diesen Zeitraum beträgt die Datenverfügbarkeit der Anzahlkonzentration von UFP bezogen auf 1 h-Mittelwerte für beide Stationen 85%. Für die PM₁-Rußmassenkonzentrationen beträgt die Datenverfügbarkeit für die Station Annaberg-Buchholz 92% und für die Station Ústí nad Labem 85%. Die Differenz zur optimalen 100% Datenverfügbarkeit ist begründet durch Zeiten für die Gerätewartung, Messausfälle und ungültiger Daten.

2.3.1 Jahresgang

UFPs können natürlichen oder auch menschlichen Ursprungs sein. Im kontinentalen Europa ist der überwiegende Teil der UFPs menschlichen Ursprungs. Es existieren zwei anerkannte Entstehungsmechanismen für ultrafeine Partikel. Erstens werden durch (unvollständige) Hochtemperatur-Verbrennungsprozesse (z.B. durch benzin- und dieselgetriebene Kraftfahrzeuge) direkt ultrafeine Primärpartikel, die in kurzer Zeit zu agglomerierten Rußpartikel anwachsen können, emittiert. Während dieses Prozesses können sich auf ihnen oberflächenreaktive, krebserregende organische Bestandteile (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) anlagern.

Zweitens können ultrafeine Partikel sekundär aufgrund von Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozessen entstehen, darunter versteht man die homogene Nukleation von reaktiven, kondensierbaren, halbflüchtigen (Auspuff-)Gasen, Schwefeldioxid (SO₂) und organischen Bestandteilen. Bei den Gas-zu-Partikel Umwandlungsprozessen unterscheidet man nochmals die durch photochemische Prozesse und aus der Hochtemperaturverbrennung gebildeten Partikel. Aufgrund der molekularen Größe der Vorläufergase und organischen Bestandteile sind die durch diesen Prozess gebildeten UFP nur einige wenige Nanometer groß. Durch Koagulation können diese Partikel bis in den Größenbereich von 100 nm anwachsen.

Bei photochemischen Prozessen können mithilfe solarer (kurzwelliger) Strahlung die kondensierbaren Vorläufergase (SO_2) in Partikel umgewandelt werden. Dies wurde durch vorangegangene Arbeiten mehrfach nachgewiesen (Boy and Kulmala, 2002; O'Dowd et al., 1999). Der Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozess bei Hochtemperaturverbrennung findet auch ohne Einwirkung von solarer Strahlung statt. So können kondensierbare Gase aus der Hochtemperaturverbrennung während der Vermischung mit i.d.R. kälterer Umgebungsluft durch homogene Nukleation in Partikel umgewandelt werden.

Abbildungen 6 und 7 bilden den Jahresgang der UFP-Konzentration für die Luftgütemessstationen Annaberg-Buchholz bzw. Ústí nad Labem ab. Die Monate (MM) sind beginnend mit Januar = 01 bis Dezember = 12 durchnummeriert. An den Stationen Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem ist deutlich ein Jahresgang mit den höchsten Konzentrationen von $\sim 9,000$ Partikel/ cm^3 bzw. $\sim 12,000$ Partikel/ cm^3 in den Sommermonaten zu sehen. Wie sich bei der Analyse des Tagesganges in Kapitel 2.3.3 herausstellen wird, tragen nachweislich höhere Schwefeldioxidkonzentrationen (SO_2) in Ústí nad Labem zu einem vermehrten Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozess und damit zur höheren UFP-Konzentration bei. So beträgt z.B. der Jahresmittelwert von SO_2 an der Luftgütemessstation in Ústí nad Labem $6.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verglichen mit Annaberg-Buchholz von nur $3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

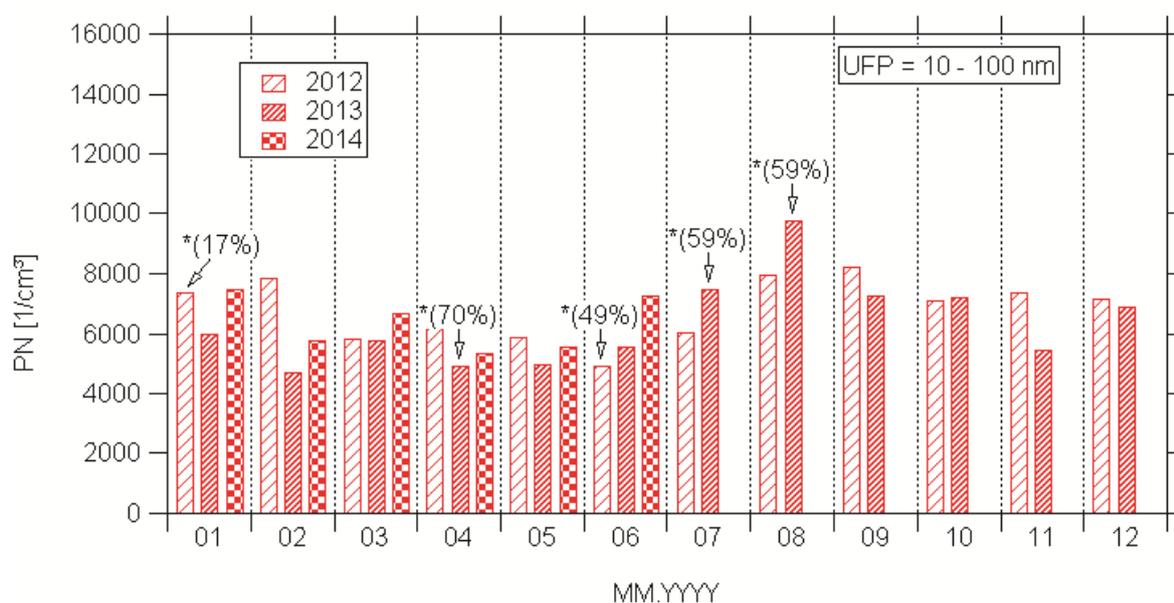


Abbildung 6: Jahresgang der UFP-Konzentration an der Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz. Bei den mit * gekennzeichneten Monatsmittelwerten ist die Da-

tenverfügbarkeit kleiner als 75%. Die Datenverfügbarkeit für diese Monate wird in Klammern angegeben.

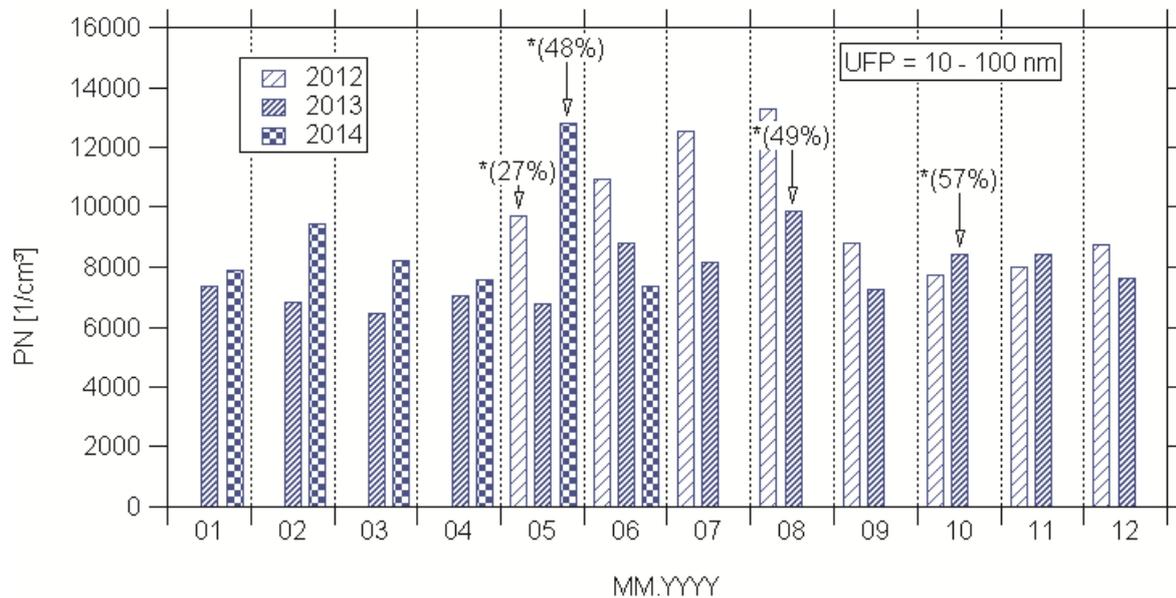


Abbildung 7: Wie Abbildung 6 nur für die Luftgütemessstation Ústí nad Labem.

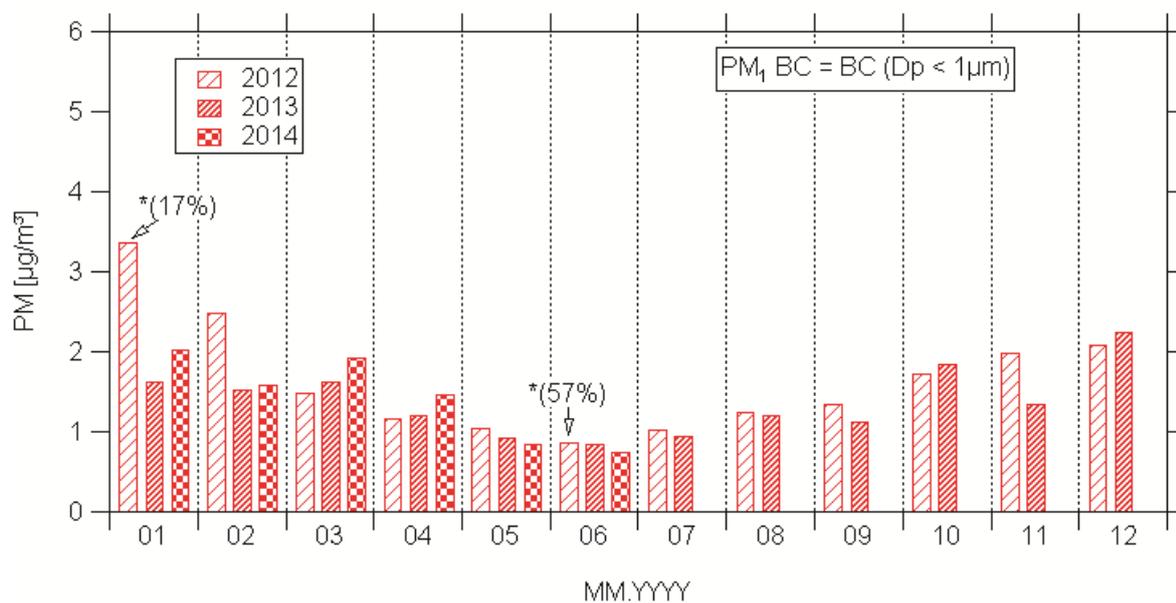


Abbildung 8: Jahresgang der PM₁ BC Massenkonzentration an der Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz. Bei den mit * gekennzeichneten Monatsmittelwerten ist die Datenverfügbarkeit kleiner als 75%. Die Datenverfügbarkeit für diese Monate wird in Klammern angegeben.

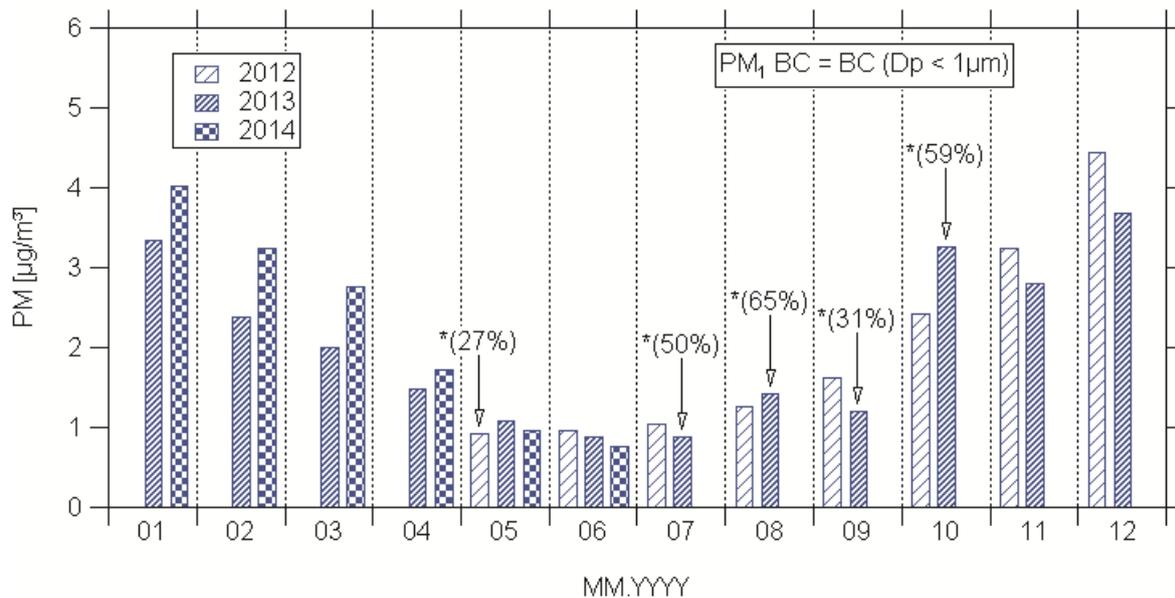


Abbildung 9: Wie Abbildung 8 nur für die Luftgütemesstation Ústí nad Labem.

Bei der Betrachtung des Jahresgangs von PM₁ BC in den Abbildungen 8 und 9 treten für beide Stationen die höchsten Konzentrationen im Winter und die niedrigsten Konzentrationen im Sommer auf. Dies ist eindeutig auf die Emission von Ruß durch – hauptsächlich- private Festbrennstofffeuerungsanlagen zurückzuführen. Die bei der Festbrennstofffeuerung (damit ist im Folgenden die Verbrennung von Braunkohle, Steinkohle und Holz gemeint) emittierten primären (festen) Partikel sind mehrheitlich größer als 100 nm und treten damit in den Abbildungen 6 und 7 nicht in Erscheinung. Während im Sommer die Konzentrationen von PM₁ BC bei beiden Stationen mit ca. 1 µg/m³ auf ähnlichem Niveau liegen, unterscheiden sie sich in den Wintermonaten deutlich voneinander. In dieser Zeit steigt die Konzentration in Ústí nad Labem von PM₁ BC bis auf 4 µg/m³ an, während in Annaberg-Buchholz der Anstieg auf ca. 2.5 µg/m³ moderat ausfällt. Die Konzentration von PM₁ BC in den Wintermonaten hängt zudem auch stark von Wetterparametern ab. So ist z.B. die Intensität der privaten Festbrennstofffeuerung und damit PM₁ BC desto höher, je strenger insgesamt der Winter ist. Weiterhin bestimmt die großräumige Wetterlage im Winter hauptsächlich den vertikalen Luftaustausch zwischen der bodennahen Luftschicht und höheren Schichten der Atmosphäre. Ein verstärkter Austausch der schadstoffhaltigen bodennahen Luftschicht mit den saubereren höheren Luftschichten, führt zu einer Reduzierung der PM₁ BC Konzentration. Somit ist erklärt warum speziell in diesen Monaten die stärkste Jahr-zu-Jahr-Variabilität der PM₁ BC Konzentration auftritt.

2.3.2 Wochengang

Die Reduzierung des Kfz- und Schwerverkehrs am Wochenende und speziell am Sonntag (Tag 1) spiegelt sich direkt in der UFP-Konzentration und PM_{10} BC Konzentration nieder. Von Montag (Tag 2) bis Freitag (Tag 6) beträgt der durchschnittliche tägliche Verkehr (DTV) an der Annaberger Luftgütemessstation ca. 19,500 Kfz/Tag. Am Sonntag beträgt der DTV nur knapp die Hälfte mit 11,000 Kfz/Tag. Vergleichbare DTV werden auch an der automatischen Messstation in Ústí nad Labem registriert. In Annaberg-Buchholz (Abbildung 10) ist die verminderte UFP-Konzentration am Sonntag im Vergleich zu den Werktagen zum größten Teil auf den geringeren DTV und damit auf reduzierte Emissionen von Auspuffgasen bei der Hochtemperaturverbrennung im Motor zurückzuführen. Für die Station Ústí nad Labem gilt diese Aussage nicht. Der vergleichsweise geringe Rückgang am Sonntag ist darauf zurückzuführen, dass hier ausreichend kondensierbare Vorläufergase in Form von Schwefeldioxid (z.B. aus der Verbrennung schwefelhaltiger Braunkohle) und andere organische Bestandteile in der Außenluft vorhanden sind. Ein Wochengang, wie bei der homogenen Nukleation von Auspuffgasen durch die Hochtemperaturverbrennung, ist beim Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozess durch photochemische Prozesse nicht zu beobachten. Darüber hinaus hat, wie in den Kapiteln 2.1.1 und 2.1.2 beschrieben, die Lage der Messstationen durch ihre Entfernung zu Straßen einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Messergebnisse.

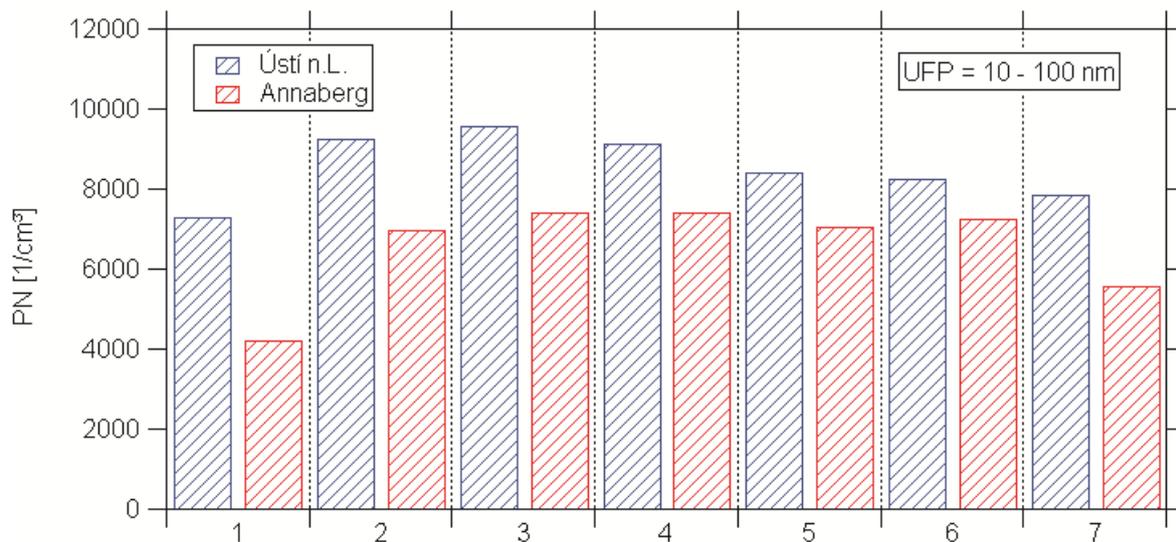


Abbildung 10: Vergleich des mittleren Wochenganges (Sonntag bis Sonnabend) der UFP-Konzentration zwischen den Luftgütemessstationen Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz.

Im konkreten Fall ist der Messcontainer in Annaberg-Buchholz näher an einer Straße gelegen als in Ústí nad Labem und somit direkter von Verkehrsemissionen beeinflusst. Neben den Unterschieden zwischen den Stationen im Wochengang wird eine generell höhere UFP-Konzentration an der Station Ústí nad Labem gegenüber Annaberg-Buchholz registriert. Gründe dafür liegen in der ganzjährig höheren Konzentration von Schwefeldioxid als Vorläufergas (und organischer Bestandteile) für die Entstehung von UFP.

Ein ähnliches Bild wie für die UFP-Konzentration, zeigt sich bei der Betrachtung des Wochenganges der PM_{10} BC Massenkonzentration in Abbildung 11. Auch hier ist die Abnahme des schwarzen Kohlenstoffs für die Partikelfraktion $< 1 \mu m$ am Sonntag gegenüber Werktagen stärker an der straßennahen Station Annaberg-Buchholz ausgeprägt. Die Quellenanalyse der Partikelfraktion $< 2.5 \mu m$ in Kapitel 5.4 ergibt einen Beitrag des Straßenverkehrs am elementarem Kohlenstoff in Annaberg-Buchholz von 16% und in Ústí nad Labem von nur 5%. Neben den Emissionen aus privaten Festbrennstofffeuerungen resultiert das höhere Konzentrationsniveau von PM_{10} BC in Ústí nad Labem vermutlich auch z.T. aus Emissionen von Braunkohlekraftwerken im Böhmisches Becken. Bei der Emission von SO_2 -haltige Gase z.B. bei der Verbrennung von Braunkohle entsteht in der flüssigen Phase zunächst Schwefelsäuretröpfchen (saurer Regen) und später wird die Schwefelsäure durch die Neutralisation mit Ammoniak in Ammoniumsulfat umgewandelt. Während und nach diesem Prozess können sie mit in der Luft vorhandenen Rußpartikeln koagulieren und somit ein intern gemischtes Aerosolpartikel bilden. Bei intern gemischten Aerosolpartikeln handelt es sich meist um gealterte Partikel, welche verschiedene chemische Umwandlungsprozesse durchlaufen haben. Diese gealterten Partikel können somit nicht mehr eindeutig dem ursprünglichen Verursacher zugeordnet werden (vgl. Kapitel 5.4)

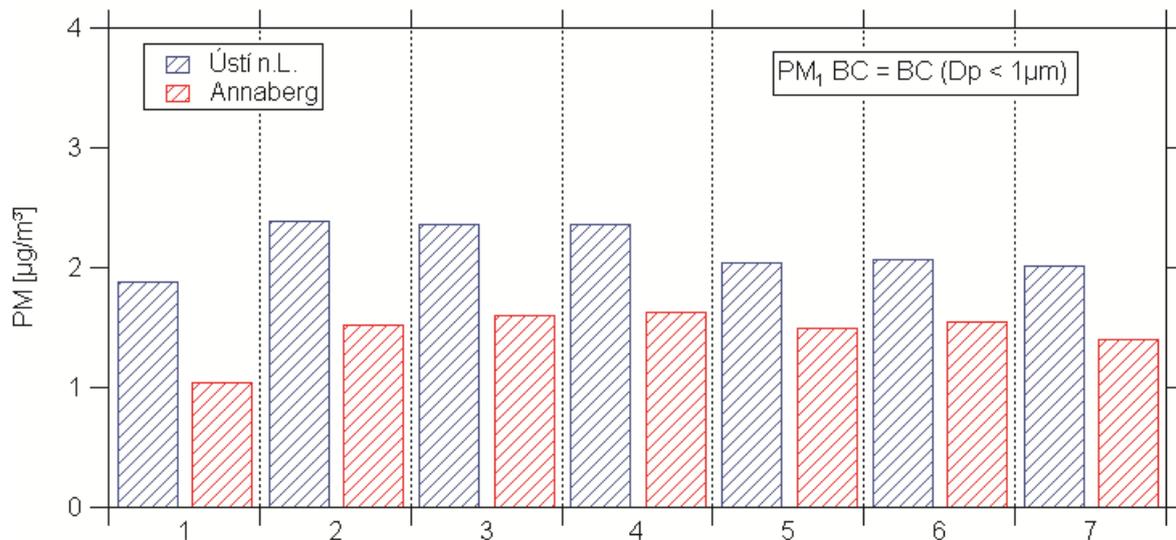


Abbildung 11: Wie Abbildung 10 nur für die PM₁ BC Massenkonzentration.

2.3.3 Tagesgang

Abbildung 12 zeigt den mittleren Tagesgang der UFP-Konzentration für beide Messstationen. Die präsentierten Werte beziehen sich auf die jeweilige Ortszeit (Mitteleuropäische Winterzeit), wobei bei der Datenerfassung auf die Umstellung zwischen Sommer- und Winterzeit verzichtet wurde. Deutlich ist das erste Maximum gepaart mit dem morgendlichen Berufsverkehr erkennbar. Das morgendliche Maximum ist auch deutlich in den Tagesgängen der PM₁ BC Konzentration (Abbildung 13), der Anzahl Kraftfahrzeuge (Abbildung 14) und der Stickoxidkonzentration ablesbar (Abbildung 15). Obwohl der Tagesgang des Kfz-Verkehrs ein stärker ausgeprägtes Maximum in den Nachmittagsstunden aufweist, findet sich dieses Maximum in den Tagesgängen der Stickoxidkonzentration deutlich schwächer und im Fall der UFP-Konzentration kaum wieder. Da der Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozess durch Auspuffgase aus Kfz von der Umgebungstemperatur abhängt und im Allgemeinen die Temperatur am Vormittag niedriger, ist der nachmittägliche Maximum der UFP-Konzentration durch den Berufsverkehr deutlich schwächer ausgeprägt.

Das zweite Maximum beim Tagesgang der UFP-Konzentration tritt deutlich später als das Maximum des nachmittäglichen Berufsverkehrs auf und ist vermutlich auf häusliche Aktivitäten zurückzuführen. Beim Kochen wird zum Beispiel auch organisches Aerosol im Größenbereich von ultrafeinen Partikeln erzeugt. Messungen von organischem Aerosol im Großraum Paris zeigen erhöhte Konzentrationen von engl.: *Cooking Organic Aerosol* in den Mittags- und Abendstunden (Crippa et al., 2013).

Die Festbrennstofffeuerung, z.B. durch abendliche Kaminfeuerung, ist wie oben beschrieben eine Quelle für PM_1 BC.

Beim Vergleich der Tagesgänge beider Stationen können überdies regionale Unterschiede und Besonderheiten aufgedeckt werden. Während der Tagesgang von PM_1 BC für beide Stationen annähernd gleich verläuft, unterscheiden sie sich für die UFP-Konzentration deutlich. Der morgendliche Anstieg der UFP-Konzentration durch den Berufsverkehr ist bei beiden Stationen ähnlich deutlich ausgeprägt. Im weiteren Tagesverlauf fällt im Mittel die UFP-Konzentration in Annaberg-Buchholz ab, während sie in Ústí nad Labem auf dem Vormittagsniveau verbleibt. Ein Grund dafür liefert Abbildung 15. Untypischerweise hat die SO_2 -Konzentration an der Messstation in Ústí nad Labem einen ausgeprägten Tagesgang, der in den späten Vormittagsstunden gegen 10-11 Uhr sein Maximum erreicht. Dieser Effekt lässt sich gut anhand des Fotos in Abbildung 16 erklären. Durch nächtliche Ausstrahlung kühlen die bodennahen Luftschichten stärker als die darüber liegenden Luftschichten aus. Der vorhandene Wasserdampf kondensiert und es kommt zur verstärkten Wolken- und Nebelbildung in den unteren Luftschichten. Da kältere Luft schwerer als wärmere Luft ist, wird der Luftaustausch zwischen der bodennahen Schicht und höheren Luftschichten unterbunden. Aufgrund der Thermik schießen die heißen Abgasfahnen der Kraftwerke und Industrieanlagen hingegen durch die Wolken hindurch, bis sie an eine Temperaturinversion gelangen. Durch Diffusion und die vorherrschende Windrichtung werden die Schadstoffe verdriftet. Die vorwiegende Situation im Winter ist jedoch die, dass die schadstoffhaltigen Abgase nicht durch die tiefen Wolken hindurch stoßen und sich die Schadstoffe direkt unter der Temperaturinversion über dem Böhmischem Becken bis über die Stadt Ústí nad Labem verteilen und anreichern. Mit dem Anbrechen eines neuen Tages –und sofern die Sonnenstrahlung intensiv genug ist, um die unteren Luftschichten merklich erwärmen zu können- findet wieder eine verstärkte Durchmischung der bodennahen Luftschicht statt. Durch die angereicherten Schadstoffe an der Temperaturinversion steigt wegen der Durchmischung die Konzentration von SO_2 am Boden und damit das Potential zur Bildung neuer ultrafeiner Partikel. Damit zeigt sich, dass die UFP-Konzentration von verschiedenen zum Teil lokalen Effekten beeinflusst ist und damit die raum-zeitliche Verteilung sich teilweise beträchtlich unterscheiden kann. Aufgrund ihrer schnellen Entstehung und ebenso kurzen Verweildauer in der Atmosphäre sind sie schwer modellier- und vorhersagbar.

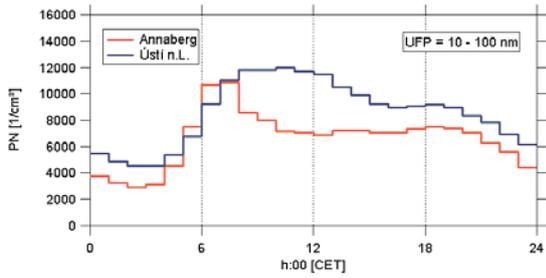


Abbildung 12: Vergleich des mittleren Tagesganges der UFP-Konzentration zwischen den Luftgütemessstationen Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz.

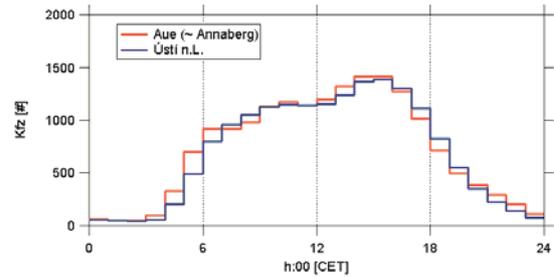


Abbildung 14: Vergleich des mittleren Tagesganges der Anzahl Kraftfahrzeuge an den Verkehrsmessstationen für Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz.

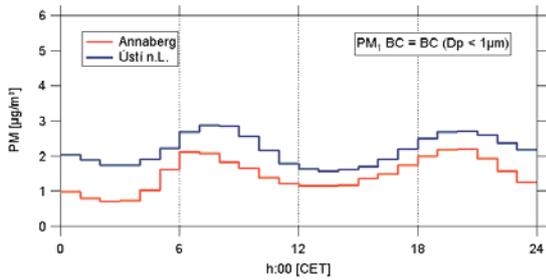


Abbildung 13: Wie Abbildung 12 nur für die PM₁ BC Massenkonzentration.

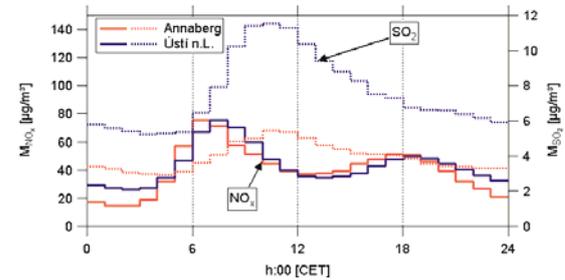


Abbildung 15: Vergleich des mittleren Tagesganges der SO₂ und NO_x-Massenkonzentrationen zwischen den Luftgütemessstationen Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz.



Abbildung 16: Abgasfahnen von Kraftwerken und Industrieanlagen auf tschechischem Gebiet stoßen durch die Wolkendecke hindurch, Foto: Mit freundlicher Genehmigung von Fachhochschule Düsseldorf.

2.4 Quantitative Untersuchung von Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozessen und des Kfz-Verkehrs auf die Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel

Nach einer deskriptiven qualitativen Betrachtung der drei Haupteinflussfaktoren (Emission von primären Rußpartikel, photochemische Umwandlung von Schwefeldioxid und homogene Nukleation von Auspuffgasen) für die Entstehung von UFP in Kapitel 2.3, folgt in diesem Kapitel eine vereinfachte quantitative Bestimmung der Beiträge dieser Faktoren auf die UFP - Konzentration.

Dazu wird mit den hochaufgelösten (ca. 21 Kanäle im Größenbereich von 10 – 100 nm) stündlichen Daten der Partikelanzahlgrößenverteilung eine Datenreduktion zur Quellenidentifizierung durchgeführt. Dies erfolgt mittels dem „multilinear engine algorithm“ welches auf „*Positiver Matrix Faktorisierung*“ basiert. Auf diese Methode wird näher in Kapitel 5.3 eingegangen. Die Datenreduktion ergab sowohl für Ústí nad Labem als auch für Annaberg-Buchholz zwei getrennte Verteilungsfunktionen im Bereich von ultrafeinen Partikeln. Die erste Verteilung (im Folgen-

den als Nukleationspartikel benannt) mit einem mittleren Partikeldurchmesser von 20 nm repräsentiert Partikel die aus Gas-zu-Partikel-Umwandlungsprozessen entstanden sind. Die zweite Verteilung (im Folgenden als Aitkenpartikel benannt) mit einem mittleren Partikeldurchmesser von 50 nm repräsentiert die primären hauptsächlich aus Hochtemperatur-Verbrennungsprozessen entstandenen Rußpartikel. Neben Rußpartikeln werden auch halbflüchtige Gase bei der Hochtemperatur-Verbrennung emittiert, die direkt nach der Emission zu neuen Partikeln nukleieren (homogene Nukleation). Da die Konzentration dieser halbflüchtigen Gase nicht gemessen wird, wird die Zeitreihe der NO_x - Konzentration hierbei als Hilfsgröße für die Auspuffgase aus der Hochtemperaturverbrennung verwendet. Die zweifelsfreie Quellzuordnung der Nukleations- und Aitkenpartikel erfolgte daher anhand des Vergleichs der Tagesgänge mit Referenzzeitreihen für Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2) und des schwarzen Kohlenstoffs (PM_{10} BC). Während die Anzahlkonzentration der Aitkenpartikel dem Tagesverlauf von PM_{10} BC folgt, ist der Tagesverlauf der Nukleationspartikel eine Kombination aus den Tagesgängen von Stickoxiden und Schwefeldioxid.

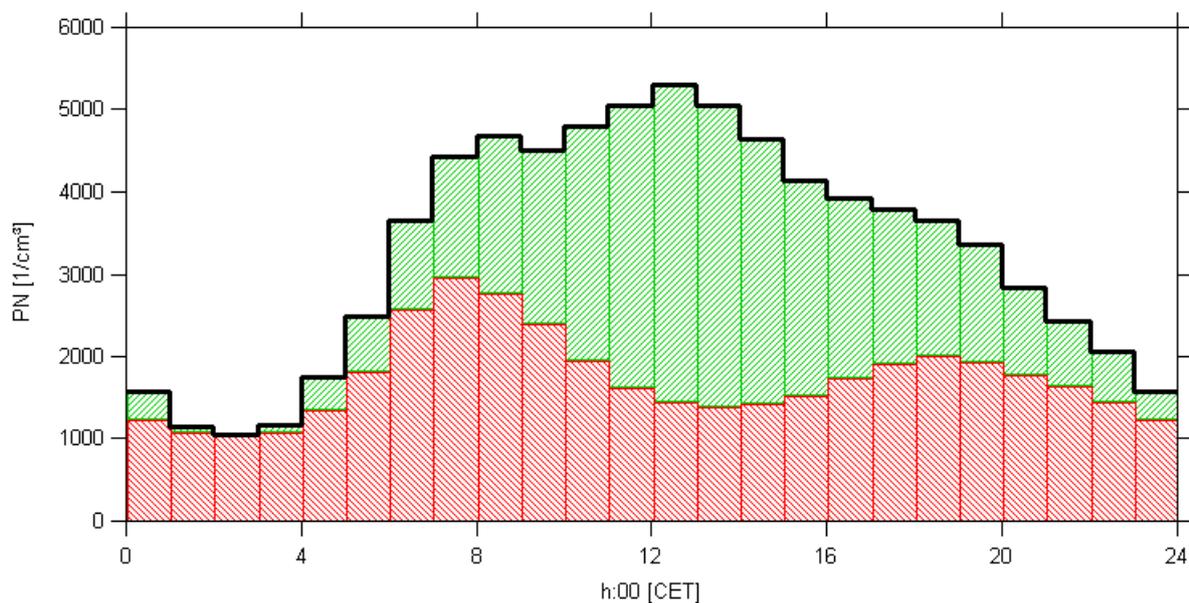


Abbildung 17: Schematische Darstellung der Beiträge aus der photochemischen Umwandlung von SO_2 (grüne schraffierte Fläche) und der homogenen Nukleation der Auspuffgase aus der Hochtemperaturverbrennung (rote schraffierte Fläche) an der Anzahlkonzentration von Nukleationspartikeln (schwarze Linie).

So setzt sich vereinfacht die Anzahlkonzentration der Nukleationspartikel aus der homogenen Nukleation der Auspuffgase aus der Hochtemperaturverbrennung mit

Maximas in den frühen Morgenstunden und am späten Nachmittag und aufgrund der verstärkten chemischen Umwandlung von Schwefeldioxid um die Mittagszeit zusammen (siehe Abbildung 17 und Vergleich mit Abbildung 15). Für die Nukleationspartikel wurde basierend auf den Tagesgängen der Stickoxid- und Schwefeldioxidkonzentration der Beitrag aus der photochemischen Umwandlung von SO_2 und der homogenen Nukleation von Auspuffgasen durch Verhältnisbildung berechnet. Die daraus resultierenden mittleren Tagesgänge für die Luftgütemessstationen Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem sind in den Abbildungen 18 und 19 als Diagramme (a) – (c) dargestellt.

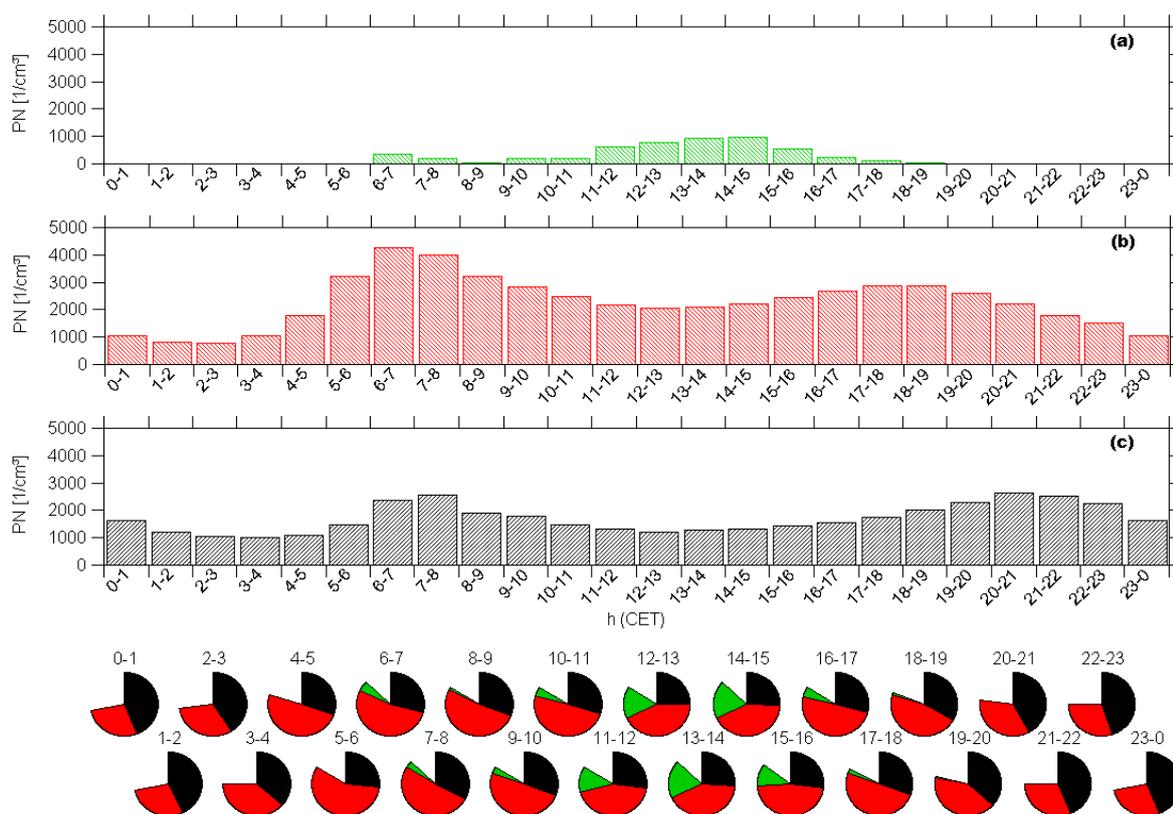


Abbildung 18: Mittlerer Tagesgang der absoluten und relativen Beiträge an der UFP - Konzentration für die Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz. Dargestellt sind die Beiträge aus der photochemischen Umwandlung von SO_2 (a) in grün, die Beiträge aus der homogenen Nukleation von Auspuffgasen aus der Hochtemperaturverbrennung (b) in rot und der primären Rußpartikel (c) in schwarz.

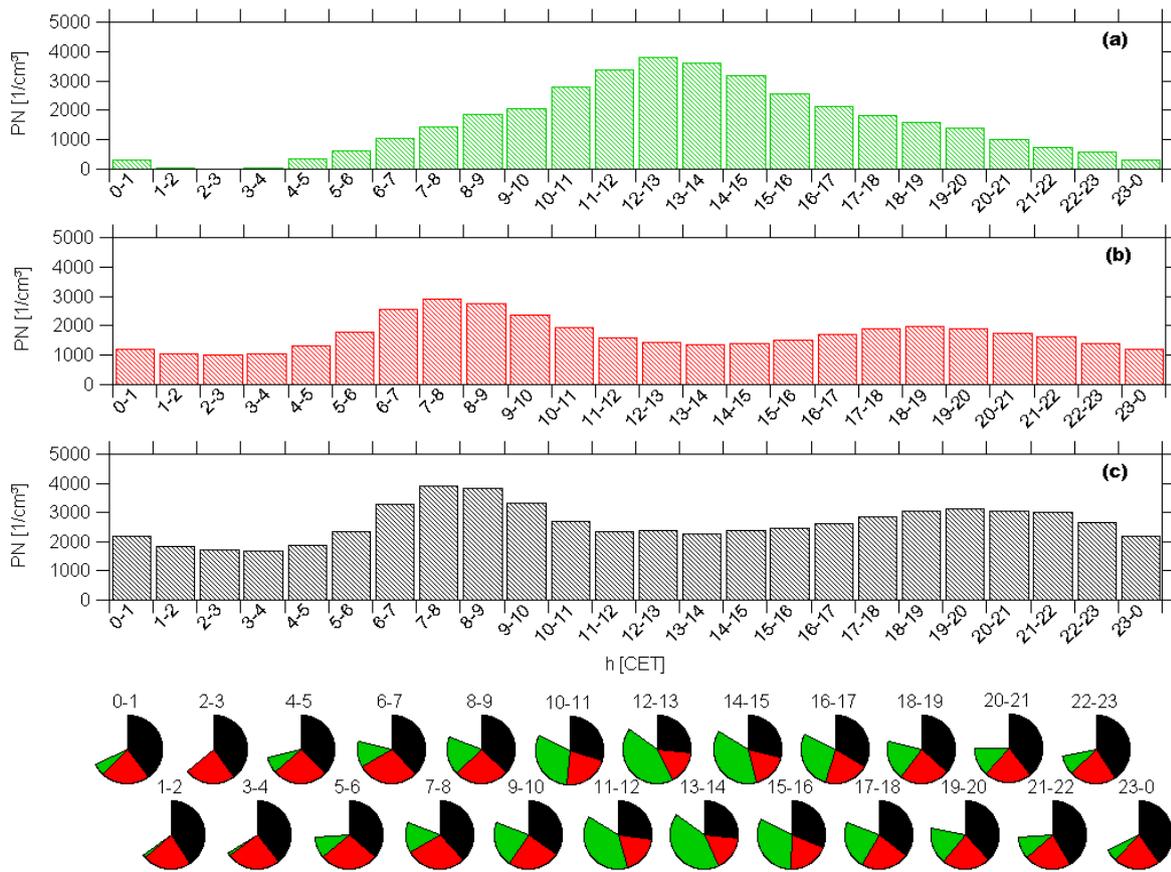


Abbildung 19: Wie Abbildung 18 nur für die Station Ústí nad Labem.

Der Tagesgang der relativen Anteile der Beiträge an der UFP-Konzentration ist als Kreisdiagramme im unteren Bereich der Abbildungen 18 und 19 dargestellt. Die dargestellten Farben entsprechen der Farbuordnung zu den Beiträgen aus der photochemischen Umwandlung von SO_2 (a), aus der homogenen Nukleation von Auspuffgasen aus der Hochtemperaturverbrennung (b) und der primären Rußpartikel aus den oberen Diagrammen. Der fehlende (transparente) Anteil im Kreisdiagramm sind die nicht aufgeschlüsselten Beiträge an der UFP-Konzentration (z.B. Akkumulationspartikel).

2.5 Quantitative Untersuchung des Einflusses der Festbrennstofffeuerung und des Kfz-Verkehrs auf die Massenkonzentration von BC in PM_1

Aufgrund der Vergleichbarkeit der Massenkonzentrationen des schwarzen Kohlenstoffs in PM_1 ($\text{PM}_1 \text{ BC}$) und des elementaren Kohlenstoffs in $\text{PM}_{2.5}$ ($\text{PM}_{2.5} \text{ EC}$) erfolgt die quantitative Untersuchung des Einflusses der Festbrennstofffeuerung und des Kfz-Verkehrs bei der Quellenanalyse in Kapitel 5.

3 Qualitätssicherung der Ruß- und Ultrafeinstaubmessungen

Nach der Inbetriebnahme der Mobilitätsgrößenspektrometer und Rußmessgeräte (für die Messung von BC) in Annaberg-Buchholz im Januar 2012 sowie im Mai 2012 in Ústí nad Labem fanden in regelmäßigen Abständen Qualitätssicherungsexperimente mit baugleichen Referenzgeräten vom Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. statt. Somit konnte an beiden Messstationen die Qualität der erzeugten Daten im Durchschnitt alle zwei Monate überprüft und bei Unstimmigkeiten zwischen Prüfling und Referenz schnell eingegriffen werden.

Alle durchgeführten Vergleichsmessungen wurden grundsätzlich nach einem einheitlichen Prinzip vollzogen. Für beide Messstationen war es wichtig, dass das Stationspersonal im Vorfeld die im Wartungsheft aufgeführten Kalibrierungen und Prüfungen durchführen (Benutzerhandbücher sind unter den Adressen: <http://www.wmo-gaw-wcc-aerosol-physics.org/facilities.html>; <http://wiki.tropos.de/> zu finden). Sind diese erfolgreich abgeschlossen, erfolgt anschließend die Bestimmung von Partikelanzahlgrößenverteilungen mit Außenluft. Diese Messungen sollten minimal 36 Stunden dauern, damit qualitative Aussagen über das Messverhalten der Mobilitätsgrößenspektrometer getroffen werden können. Zudem fallen bei längeren Perioden kurzzeitige Schwankungen schwächer ins Gewicht für entsprechende Mittelwerte in Partikelanzahlgrößenverteilungen sowie integrierte Partikelanzahlkonzentrationen. Besonders in Annaberg-Buchholz macht sich der Einfluss der Straßenkreuzung bei bestimmten Windrichtungen deutlich bemerkbar, wenn der Vergleichszeitraum zu kurz gewählt ist.

3.1 Qualitätssicherungen an der Station Annaberg-Buchholz

Seit der Auslieferung und Installation des Mobilitätsgrößenspektrometers und des Rußmessgerätes in Annaberg-Buchholz gab es während des Projektzeitraumes 17² Qualitätssicherungsexperimente (QS). Tabelle 1 gibt einen zeitlichen Überblick, wann die einzelnen QS stattgefunden haben.

² Die Qualitätssicherungsexperimente im Oktober und Dezember 2014 wurden beim Verfassen des Berichtes noch nicht durchgeführt.

Wesentliche Aussagen über die Qualität der Daten können neben dem Vergleich der Partikelanzahlgrößenverteilungen auch über die Berechnung der Partikelanzahlkonzentrationen in verschiedenen Größenklassen getroffen werden. Hierfür werden sieben Größenklassen zwischen $D_p = 10 \text{ nm} - 800 \text{ nm}$ sowohl für das Referenzinstrument als auch für den Prüfling als Stundenmittelwerte berechnet. Im Einzelnen sind dies die Klassen $PN_{[0.01-0.02]}$ (10-20 nm), $PN_{[0.02-0.03]}$ (20-30 nm), $PN_{[0.03-0.05]}$ (30-50 nm), $PN_{[0.05-0.07]}$ (50-70 nm), $PN_{[0.07-0.1]}$ (70-100 nm), $PN_{[0.1-0.2]}$ (100-200 nm) und $PN_{[0.2-0.8]}$ (200-800 nm).

Tabelle 1: Zeitlicher Überblick der durchgeführten und geplanten (kursiv) Qualitätssicherungsexperimente (QS 0-16) in den Jahren 2012 bis 2014 in Annaberg-Buchholz.

2012	QS0 05.04.- 10.04.12	QS1 15.06.- 18.06.12	QS2 27.08.- 31.08.12	QS3 09.10.- 12.10.12	QS4 07.12.- 11.12.12	---
2013	QS5 01.03.- 05.03.13	QS6 26.04.- 30.04.13	QS7 28.06.- 02.07.13	QS8 05.09.- 09.09.13	QS9 18.10.- 22.10.13	QS10 16.12.- 19.12.13
2014	QS11 17.02.- 21.02.14	QS12 06.05.- 09.05.14	QS13 10.06.- 13.06.14	QS14 19.08.- 25.08.14	QS15 <i>Oktober 2014</i>	QS16 <i>Dezember 2014</i>

In Abbildung 19 wird das mittlere Verhältnis $(x) \pm 1$ Standardabweichung von Prüfling zu Referenzgerät für die jeweilige Größenklasse als Funktion der Zeit angegeben. Der grün markierte Bereich gibt den zulässigen Toleranzbereich von $\pm 10\%$ zum Zielwert 1.0 an. Besonders für die Größenklasse $PN_{[0.01-0.02]}$ befindet sich dieses mittlere Verhältnis mitunter deutlich außerhalb des Toleranzbereiches. Der Grund liegt hier in der Messunsicherheit für $D_p < 20 \text{ nm}$. Somit wurden des Öfteren Werte zwischen 0.6 und 0.8 für einzelne Vergleichsmessungen erzielt. Die übrigen Größenklassen PN_3 bis PN_8 liegen bis auf wenige Ausnahmen (durch messtechnische Probleme hervorgerufen) innerhalb des Toleranzbereiches. Eine deutliche Abweichung vom Zielwert in allen Klassen konnte im Februar 2014 festgestellt werden. Dies lag an einer zunehmenden Verschmutzung der inneren Fokussierdüsen im Inneren des Kondensationspartikelzählers. Nach erfolgter Reinigung und Kalibrierung des Kondensationspartikelzählers im Mobilitätsgrößen-spektrometer wurden die Anforderungen im nachfolgenden Qualitätssicherungsexperiment im Mai 2014 wieder erfüllt.

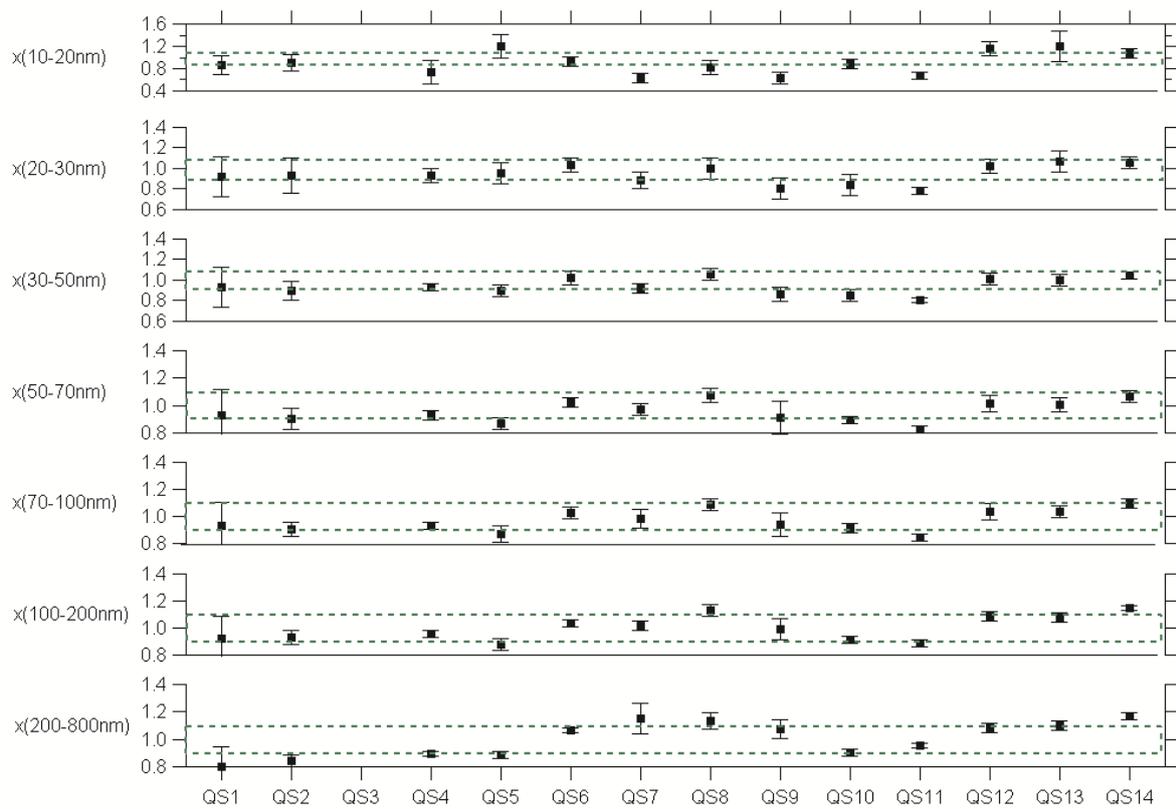


Abbildung 20: Zeitlicher Verlauf der mittleren Verhältnisse der Partikelanzahlkonzentration (x) zwischen dem Prüfling und Referenzgerät für sieben Größenklassen zwischen 10 nm und 800 nm.

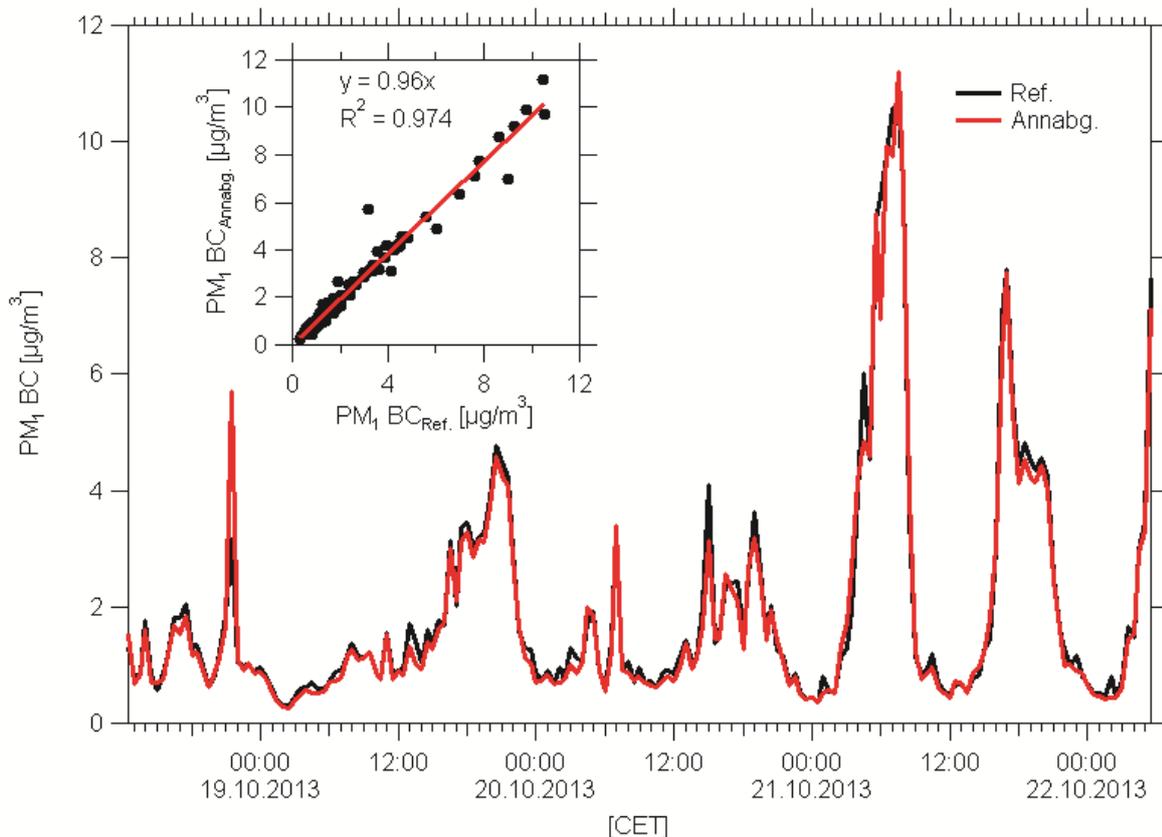


Abbildung 21: Zeitlicher Verlauf der Vergleichsmessung der Rußmessgeräte im Oktober 2013 (Annaberg-Buchholz: rot Linie, Referenz: schwarz Linie) sowie Regressionsgerade zwischen beiden Instrumenten.

Für die Überwachung des Rußmessgerätes mit einer Vergleichsmessung der PM₁ – Rußmassenkonzentration (PM₁ BC) zeigt die Abbildung 20 exemplarisch das Ergebnis vom Oktober 2013. Der Prüfling Annaberg-Buchholz zeigte hier sowohl in der Darstellung als Zeitreihe als auch in der linearen Regression gegenüber der Referenz eine gute Übereinstimmung. Der Anstieg der Regressionsgeraden betrug dabei 0.96 mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.974. Grundlage der Berechnung bildeten Halbstundenmittelwerte.

3.2 Qualitätssicherungen an der Station Ústí nad Labem

Seit der Auslieferung und Installation des Mobilitätsgrößenspektrometers und des Rußmessgerätes in Ústí nad Labem fanden insgesamt 15³ Qualitätssicherungsexperimente (QS) statt. Tabelle 2 gibt einen zeitlichen Überblick über die stattge-

³ Auch hier wurden die Qualitätssicherungsexperimente im Oktober und Dezember 2014 beim Verfassen des Berichtes noch nicht durchgeführt.

funden QS. Die Ergebnisse aus den Berechnungen der integrierten Anzahlkonzentrationen für die Größenklassen $PN_{[0.01-0.02]}$ bis $PN_{[0.2-0.8]}$ und deren Verhältnisse zwischen Prüfling und Referenzgerät sind in Abbildung 21 dargestellt.

Tabelle 2: Zeitlicher Überblick der durchgeführten und geplanten Qualitätssicherungsexperimente (QS 1-15) in den Jahren 2012 bis 2014 in Ústí nad Labem.

2012	QS1 30.08.- 04.09.12	QS2 12.10.- 16.10.12	QS3 05.12.- 07.12.12	---	---	---
2013	QS4 22.02.- 26.02.13	QS5 03.05.- 07.05.13	QS6 02.07.- 05.07.13	QS7 26.08.- 29.08.13	QS8 22.10.- 25.10.13	QS9 12.12.- 16.12.13
2014	QS10 21.02.- 25.02.14	QS11 25.04.- 29.04.14	QS12 17.06.- 20.06.14	QS13 25.08.- 29.08.14	QS14 <i>Oktober</i> <i>2014</i>	QS15 <i>Dezember</i> <i>2014</i>

Die meisten Abweichungen vom Toleranzbereich treten für die Größenklasse PN_2 auf. In dieser Größenklasse unterschätzt im Durchschnitt der Prüfling die Anzahlkonzentration von Partikeln. Für die restlichen Größenklassen $PN_{[0.02-0.03]}$ bis $PN_{[0.2-0.8]}$ (Partikelgrößenbereich 20-800 nm) lagen bis auf einzelne Ausnahmen die mittleren Verhältnisse zwischen Prüfling und Referenz innerhalb des Toleranzbereiches von $\pm 10\%$. Bei QS2 und QS7 traten Probleme bei der Datenaufzeichnung vom Referenzgrößenpektrometer auf. Die Anforderung für die Dauer der Vergleichsmessung von 36 Stunden wurde unterschritten und deshalb blieben diese Vergleichsmessungen bei der Auswertung unberücksichtigt.

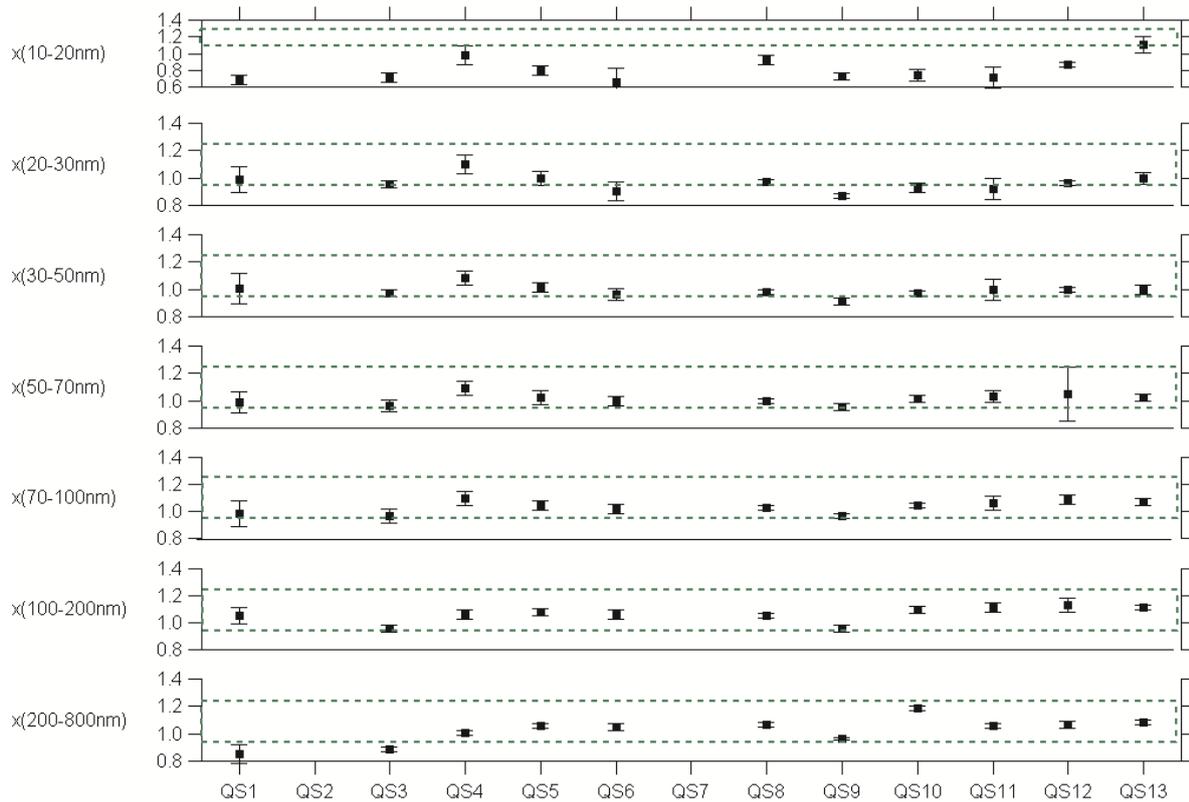


Abbildung 22: Wie Abbildung 20 nur für den Prüfling in Ústí nad Labem.

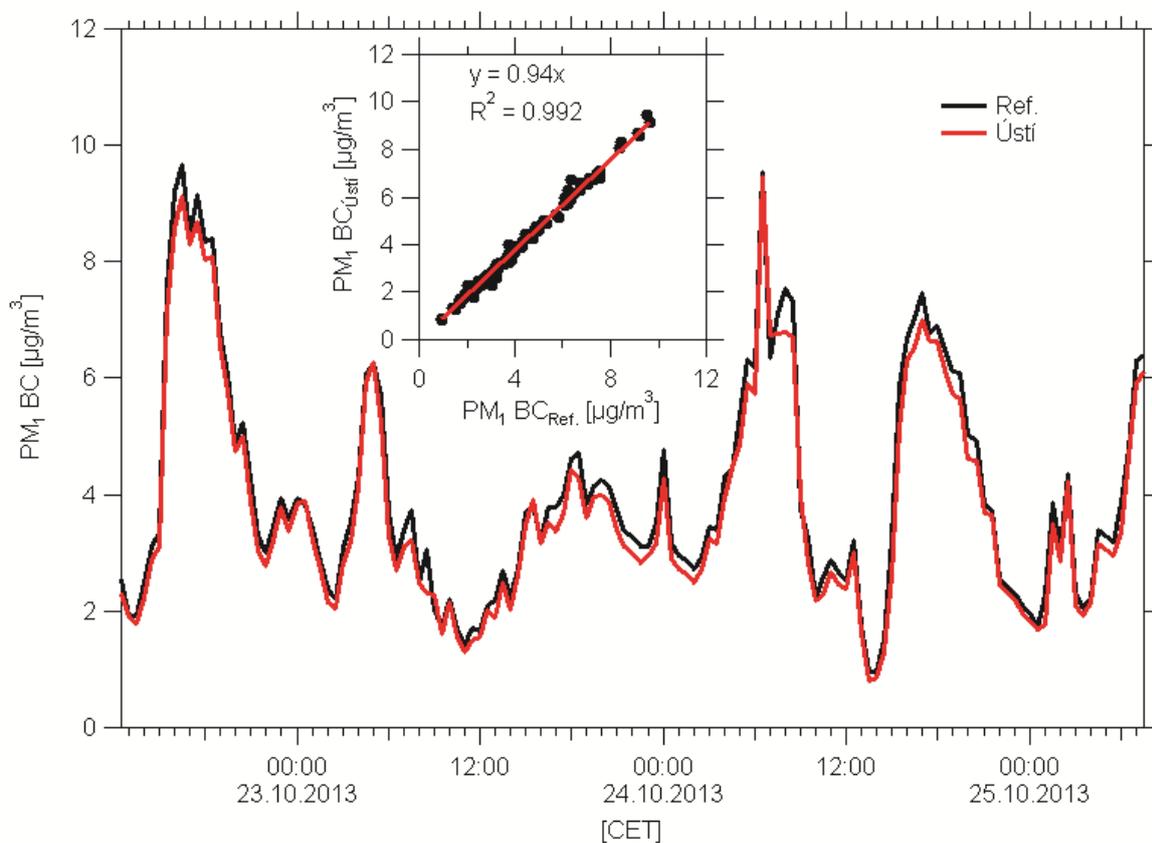


Abbildung 23: Wie Abbildung 21 nur für den Prüfling in Ústí nad Labem.

Ebenfalls exemplarisch ist der Vergleich der Rußmessgeräte in Abbildung 23 für die Messung im Oktober 2013 dargestellt. Der Prüfling Ústí nad Labem zeigte wie auch der Prüfling Annaberg-Buchholz eine gute Übereinstimmung gegenüber dem Referenzinstrument. Der Anstieg der Regressionsgeraden zwischen beiden Instrumenten in der Messung von PM_{10} BC betrug 0.94 mit einem sehr guten Bestimmtheitsmaß von 0.992. Grundlage der Berechnung bildeten ebenfalls Halbstundenmittelwerte.

Aus den bisher vorliegenden Vergleichsmessungen wird geschlussfolgert, dass die Datenqualität für die Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung im Bereich von 20-800 nm sowie der PM_{10} - Rußmassenkonzentration hervorragend ist. Größere Messunsicherheiten z.T. über 25% traten jedoch bei der Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung von Partikeldurchmessern $D_p < 20$ nm auf. Die Folge ist eine für die Gesundheitsauswertungen geforderte aber nicht vorliegende Vergleichbarkeit der Daten. Aus diesem Grund bleibt für die Gesundheitsauswertungen in Kapitel 6 und 7 der Größenbereich $D_p < 20$ nm unberücksichtigt.

4 Fortführung der Ruß- und Ultrafeinstaubmessungen sowie der Qualitätssicherung nach Projektende

4.1 Integration der Ultrafeinstaub- und Rußmessung in die Luftgütemessnetze Sachsens und der Tschechischen Republik

Hinsichtlich der Nachhaltigkeitsstrategie der Europäischen Union und die Verpflichtung, die angeschafften Instrumente zur Messung der Anzahl ultrafeiner Partikel und der PM_{10} -Rußmassenkonzentration für mindestens fünf weitere Jahre zu betreiben und endgültig in die jeweiligen Messnetze Sachsens und der Tschechischen Republik zu integrieren, werden im Folgenden die im Projekt erarbeitete Strategie vorgestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Erfahrungen der beiden Messnetze in der Messung dieser neuartigen Luftgüteparameter, erfolgt die Beschreibung in zwei getrennten Kapiteln.

4.1.1 Die Integration in das sächsische Luftgütemessnetz

Aufgrund der langjährigen Erfahrung des sächsischen Luftgütemessnetzbetreibers (BfUL) bei der Messung der PM_{10} -Rußmassenkonzentration –genauer die Massenkonzentration des schwarzen Kohlenstoffs in PM_{10} - an der Luftgütemessstation Dresden-Nord, übernimmt die BfUL ab 2015 die Routinemessung auch in Annaberg-Buchholz. Dies bedeutet im konkreten Fall zunächst die physische Trennung beider Messsysteme (momentan befinden sich das Mobilitätsgrößenspektrometer und das Rußmessgerät wie in Abbildung 5 zu sehen in einem Gehäuse) und den Anschluss der PM_{10} BC-Messung an den Messstationsrechner über eine freie RS232 Schnittstelle und Übertragung der Daten mittels Bayern-Hessen-Protokoll in die Datenbank des sächsischen Luftgütemessnetzes (ADvis-Datenbank).

Aus technischen Gründen kann für die Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung noch keine Online-Anbindung wie bei der PM_{10} BC-Messung erfolgen. Über einen UMTS-Router mit Funkantenne ist das Mobilitätsgrößenspektrometer mit dem Landesnetz des Freistaates Sachsen verbunden. Daher weicht das Datenhandling etwas vom üblichen Routinebetrieb ab und ist in Abbildung 24 dargestellt. Die Überprüfung der Funktionstüchtigkeit und der Geräteparameter kann mittels Remote-Desktopverbindung vom Bürocomputer erfol-

gen. Dieser Schritt sollte einmal täglich durchgeführt werden. Einmal pro Monat erfolgt dann eine technische Kontrolle der Daten vom Vormonat. Dazu wurde das Programm *TechVal_TROPOS-SMPS* in LabView ® entwickelt, welches unter dem Link http://wiki.tropos.de/index.php/TROPOS-SMPS_data_evaluation_software kostenlos aus dem Internet heruntergeladen werden kann. Zur Software ist auch eine Anleitung für Benutzer in englischer Sprache verfügbar. In einem dritten Schritt erfolgt die manuelle Endkontrolle der Daten mit dem Programm *EndVal_TROPOS-SMPS*. Dieses Programm ist unter dem gleichen Link herunterladbar. Nach Abschluss der Endkontrolle der Daten, werden diese automatisch auf 1 h Mittelungszeit umgerechnet und in ein für die ADvis Datenbank kompatibles Datenformat gebracht. Das Einlesen der monatlichen Daten in diese Datenbank erfolgt anschließend bei der BfUL.

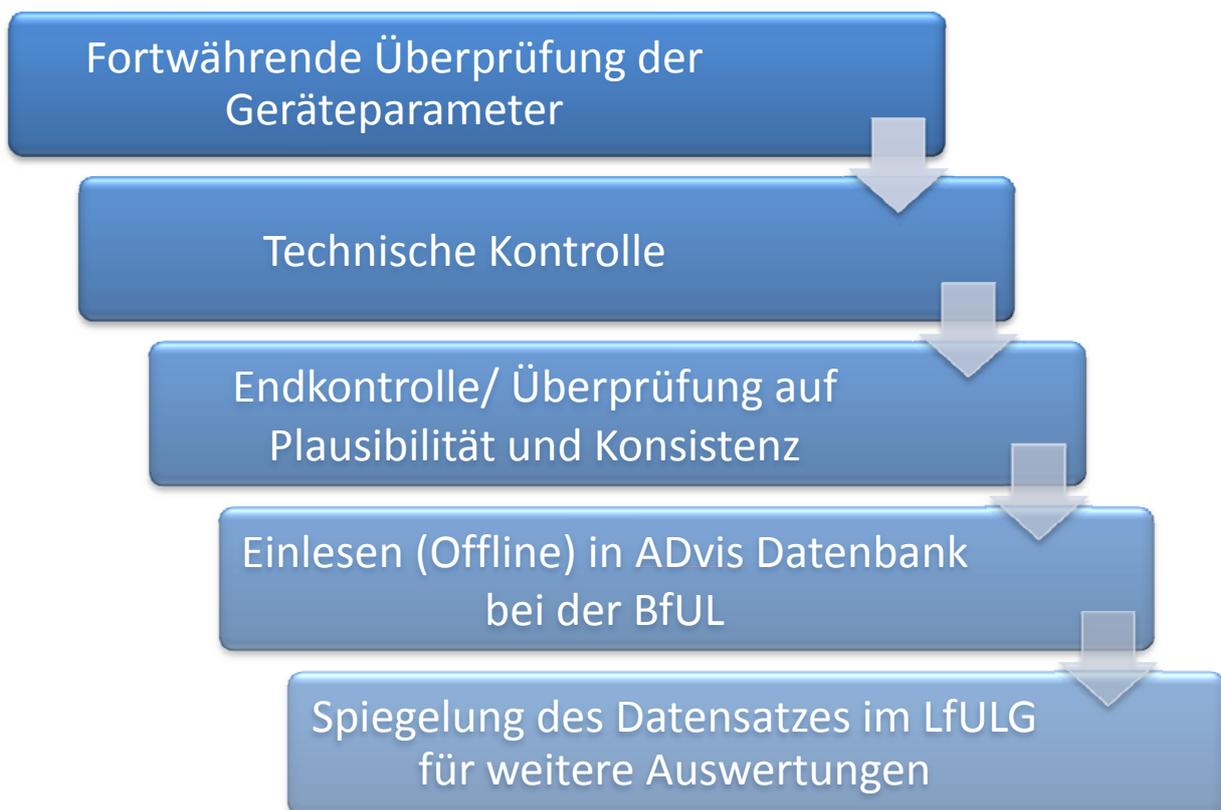


Abbildung 24: Handhabung der gegenwärtigen und zukünftigen Kontrolle und Auswertung der Daten für die Partikelanzahlgrößenverteilung im sächsischen Luftgütemessnetz.

4.1.2 Die Integration in das tschechische Luftgütemessnetz

Die Integration der Messung der Partikelanzahlgrößenverteilung in Ústí nad Labem – Zentrum in das tschechische Luftgütemessnetz ist in gleicher Art und Weise wie im sächsischen Luftgütemessnetz fortgeschritten. Es werden die gleichen Programme zur technischen Kontrolle und Endkontrolle der Daten verwendet. Ein Unterschied besteht beim Einlesen der Daten, da das Tschechische Hydrometeorologische Institut zur Erfassung aller Luftgüteparameter im Messnetz die ISKO-Datenbank (Luftgüte-Informationssystem) verwendet. Die offline eingelesenen Stundenwerte sind in der ISKO-Datenbank mit dem Vermerk „Projekt“ hinterlegt.

Die Messung und die Handhabung der Daten für die PM₁₀-Rußmassenkonzentration erfolgt auch nach Projektende offline. Zur Auswertung steht das unter dem Link http://wiki.tropos.de/index.php/MAAP_data_evaluation_software herunterladbare Programm *TechVal+EndVal_MAAP* zur Verfügung.

4.2 Möglichkeiten der Qualitätssicherung der Ultrafeinstaub- und Rußmessungen

Bei den Qualitätssicherungsmaßnahmen für die Mobilitätsgrößenspektrometer und der Rußmessgeräte wird zwischen zweiwöchentlichen und monatlichen Wartungsarbeiten sowie Vergleichsmessungen zu Referenzgeräten und der Jahreswartung unterschieden. Die durchzuführenden Schritte für die Qualitätssicherung sind in den jeweiligen Benutzerhandbüchern (in englischer Sprache) unter dem Link <http://www.wmo-gaw-wcc-aerosol-physics.org/facilities.html> beschrieben. Eine deutsche Version des Benutzerhandbuches für das Mobilitätsgrößenspektrometer befindet sich unter dem Link [http://wiki.tropos.de/index.php/SMPS_-_DMPS_\(Mobility_Particle_Size_Spectrometer\)](http://wiki.tropos.de/index.php/SMPS_-_DMPS_(Mobility_Particle_Size_Spectrometer)). Aufgrund der kurzen räumlichen Entfernung des tschechischen Luftmessnetzbetreibers (ČHMÚ) zur Luftgütemessstation Ústí nad Labem ist die Durchführung der kleinen und großen Wartungsarbeiten durch festangestellte Mitarbeiter nach Projektende gewährleistet. Die Finanzierung der notwendigen Gerätevergleiche und der Jahreswartung ist bis zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht geklärt. Denkbar ist die Zusammenarbeit mit dem FP7 Infrastrukturprojekt ACTRIS (<http://www.actris.net/>) im Rahmen einer assozi-

ierten Partnerschaft. Bei einer assoziierten Partnerschaft können Vergleichsmessungen mit Referenzgeräten und Jahreswartungen für das Mobilitätsgrößenspektrometer vergünstigt durchgeführt werden. Aufgrund der größeren Entfernung (ca. 150 km) der Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz vom Dienstsitz des sächsischen Luftgütemessnetzbetreibers (BfUL) in Radebeul bei Dresden, ist absehbar, dass die kleinen und großen Wartungsarbeiten im derzeitigen Zyklus nicht mehr durchgeführt werden können. Aufgrund der begrenzten personellen Ressourcen bei der BfUL könnte die Luftgütemessstation Annaberg-Buchholz nach Ende des Projektes nur im achtwöchigen Rhythmus angefahren werden. Die Vergabe diese im zweiwöchentlichen Turnus stattfindenden Wartungsarbeiten an Dritte wird - Verfügbarkeit der finanziellen Mittel vorausgesetzt- dabei in Erwägung gezogen. Für das Rußmessgerät könnte die Jahreswartung durch den Vertreiber der Geräte (Fa. MLU) durchgeführt werden. Die Datenqualität kann durch einen halbjährlichen Vergleich mit elementarem Kohlenstoff (EC) aus Kleinfiltermessgeräten (vgl. dazu die Ergebnisse in Abbildung 28) ggf. auch durch eine Vergabe an Dritte sicher gestellt werden.

5 Korngrößendifferenzierte chemische Zusammensetzung und Quellenanalyse von Partikeln

Dieses Kapitel beschreibt die chemische Zusammensetzung und Quellen von Partikeln für verschiedene (Feinstaub)Fraktionen an den Luftgütemessstationen in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem. Die chemische Zusammensetzung der Feinstaubfraktion $<2.5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) wurde kontinuierlich alle sechs Tage im Zeitraum vom 01.01.2012 – 01.07.2014 bestimmt. Die Fraktionen des zehnstufigen MOUDI™ Impaktors mit aerodynamischen Durchmessern im Bereich von $0.056 \mu\text{m} < 0.1 \mu\text{m}$, $0.1 \mu\text{m} < 0.18 \mu\text{m}$, $0.18 \mu\text{m} < 0.32 \mu\text{m}$, $0.32 \mu\text{m} < 0.56 \mu\text{m}$, $0.56 \mu\text{m} < 1.0 \mu\text{m}$, $1.0 \mu\text{m} < 1.8 \mu\text{m}$, $1.8 \mu\text{m} < 3.2 \mu\text{m}$, $3.2 \mu\text{m} < 5.6 \mu\text{m}$, $5.6 \mu\text{m} < 10 \mu\text{m}$ und $10 \mu\text{m} < 18 \mu\text{m}$ sowie der Feinstaubfraktion $<1.0 \mu\text{m}$ (PM_1) wurden in 2-wöchigen Kampagnenmessungen bestimmt. Es fanden insgesamt acht Kampagnenmessungen statt, jeweils vier in Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz, davon wiederum jeweils zwei im Sommer 2012 und 2013 sowie jeweils zwei im Winter 2012/2013 und 2013/2014.

5.1 Messmethodik der verschiedenen Partikelfraktionen

Die Massenkonzentration der Feinstaubproben für $\text{PM}_{2.5}$ wurden mit Hilfe des gravimetrischen Standardmessverfahrens nach EN⁴ 14907 bestimmt. An beiden Messstationen erfolgte die Sammlung der Partikel mit einem zertifizierten High-Volume Sammler DHA-80 (Hersteller Digital Elektronik AG, Alte Gasse 18, Hegnau, Schweiz) bei einem Standard-Probevolumen von 720 m^3 pro Tag. Hierbei wird das angesaugte Partikel-Luft-Gemisch auf Quarzfaserfilter (Hersteller Hahnemühle FineArt GmbH, Hahnestraße 5, Dassel, Deutschland) mit 150 mm Durchmesser abgelagert. Ein Filterwechsel erfolgte an beiden Messstationen jeweils um 0 Uhr Mitteleuropäische Zeit. Ein Umstellen bedingt durch Sommer- und Winterzeit erfolgt nicht. Nach Entnahme der Filterproben aus dem Messgerät und anschließender 48-stündiger Konditionierung bei 50% relativer Feuchte wurde die Masse des Feinstaubes als Differenz zwischen der Masse des beprobten Filters

⁴ Europäische Norm

und der Masse des unbeprobten Filters mittels Wägung bestimmt. Nach erfolgter Wägung wurden die



Abbildung 25: MOUDI™ Kaskadenimpaktor (rechts) nebst Vakuumpumpe (links) in Ústí nad Labem.

beprobten und gestempelten Filter einem Analyselabor zur chemischen Analyse übergeben.

Die Sammlung der Feinstaubproben PM_{10} erfolgte ebenfalls mit einem High-Volume Sammler DHA-80 und zusätzlich mit einem URG 3000 (Hersteller URG Corporation, Chapel Hill, NC, USA) jeweils mit vorgeschaltetem PM_{10} -Vorabscheider. Aufgrund der Vielzahl der zu bestimmenden Inhaltsstoffe und der damit verbundenen Anforderungen an das verwendete Filtermaterial (Glasfaser-, Quarzfaser-, Polyurethanschaumfilter) erfolgte die Sammlung der PM_{10} -Feinstaubproben mit zwei Messgeräten. Die Konditionierung der Filter erfolgte analog der $PM_{2.5}$ -Messung. Die Wägung und Inhaltsstoff-Analyse der beprobten Filter erfolgte im hauseigenen Labor für organische Analysen des Gesundheitsinstituts von Ústí nad Labem.

Die Sammlung der zehn oben genannten Partikelfractionen erfolgte mit Hilfe des Kaskadenimpaktors MOUDI™ (Hersteller MSP Corporation, Shoreview, MN, USA).

Abbildung 25 zeigt den in ein Schutzgehäuse eingebauten Kaskadenimpaktor neben dem Schutzgehäuse der Vakuumpumpe. Die Partikel werden dabei in den jeweiligen Stufen auf Filter (Glas- und Quarzfilter) oder Folien mit einem Durchmesser von 47 mm abgelagert. Die Anzahl der Düsen beträgt drei für die oberste und 2,000 für die unterste Impaktorstufe.

5.2 Auswertung der chemische Analysen

Die Feinstaubproben PM_{2.5} für Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem wurden vom Umweltlabor TÜV Süd Industrie Service GmbH, welches als Kompetenzzentrum Analytik nach DIN EN ISO/IEC 17025:2005 akkreditiert ist, nach chemischen Inhaltsstoffen analysiert. Die chemische Inhaltsstoff - Analyse der PM₁-Feinstaubfraktion und der einzelnen Impaktorstufen erfolgte eigenständig im Labor des Gesundheitsinstituts in Ústí nad Labem. Nur die Metall / Elementanalyse der einzelnen Impaktorstufen wurde von der Fakultät für Nuklear- und physikalisches Ingenieurwesen der Tschechischen Technischen Universität in Prag durchgeführt.

5.2.1 Analyse der Inhaltsstoffe der Feinstaubfraktion PM_{2.5}

Die Feinstaubfraktion PM_{2.5} wurde auf insgesamt 25 Inhaltsstoffe untersucht. Bei der Auswahl der Inhaltsstoffe wurde die Priorität auf die gesundheitsschädlichen Substanzen gelegt, anstatt einer vollständigen Erfassung aller Substanzen wie sie z.B. für eine Massenschließung benötigt wird. Die analysierten Inhaltsstoffe können in vier verschiedene Klassen zusammengefasst werden: Ionen, Kohlenstoff (aus Verbrennungsprozessen), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle. Tabelle 3 gibt neben der Klasseneinteilung der Inhaltsstoffe, das verwendete Standard - Messverfahren mit entsprechender Vorschrift sowie eine zusätzliche Verfahrenskenngröße (z.B. Nachweisgrenze) an.

Tabelle 3: Übersicht der analysierten Inhaltsstoffe in PM_{2.5}

Klasse	Messverfahren	Inhaltsstoff (Abkürzung)	Norm/Vorschrift	Nachweisgrenze
Ionen	Ionenchromatographie	Sulfat (SO ₄ ²⁻)	VDI 3497 Blatt 9	0.0078 µg/m ³
		Nitrat (NO ₃ ⁻)		0.0061 µg/m ³

		Chlorid (Cl ⁻)		0.0072 µg/m ³
		Ammonium (NH ₄ ⁺)		0.011 µg/m ³
		Natrium (Na ⁺)		0.011 µg/m ³
		Calcium (Ca ²⁺)		0.0056 µg/m ³
		Magnesium (Mg ²⁺)		0.0033 µg/m ³
		Kalium (K ⁺)		0.0072 µg/m ³
Kohlenstoff	Coulometrie	elementarer Kohlenstoff (EC)	VDI 2465 Blatt 1	0.1 µg/m ³
		organischer Kohlenstoff (OC)		0.1 µg/m ³
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie	Fluoranthren (Flu)	DIN ISO 16362	0.0727 ng/m ³
		Benzo(a)antracen (BaA)		0.0605 ng/m ³
		Benzo(e)pyren (BeP)		0.0942 ng/m ³
		Benzo(j)fluoranthren (BjF)		0.0504 ng/m ³
		Benzo(b)fluoranthren (BbF)		0.0527 ng/m ³
		Benzo(k)fluoranthren (BkF)		0.0580 ng/m ³
		Benzo(a)pyren (BaP)		0.0382 ng/m ³
		Dibenz(a,h)anthracen (DBahA)		0.0677 ng/m ³
		Indeno(1,2,3-cd)pyren (InP)		0.0597 ng/m ³
		Coronen (Cor)		0.0448 ng/m ³
Schwermetalle	Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie	Blei (Pb)	DIN EN 14902	0.5 ng/m ³
		Cadmium (Cd)		0.02 ng/m ³
		Arsen (As)		0.2 ng/m ³
		Chrom (Cr)		0.171 ng/m ³
		Nickel (Ni)		0.2 ng/m ³

Der halbe Wert der Nachweisgrenze wurde als Ersatzwert angenommen, welcher den eigentlichen Messwert ersetzt, wenn dieser geringer als die Nachweisgrenze ist.

Die Mehrheit der Ersetzungen wurde für die Klasse der „polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe“ und vorwiegend für die Sommermonate vorgenommen, während für die Klasse „Kohlenstoff“ lediglich ein Wert ersetzt werden musste. Bereinigt von außergewöhnlichen Messtagen, die einen beeinträchtigenden Einfluss auf das Gesamtergebnis gehabt hätten (z.B. Neujahr und Walpurgis-

nacht), konnten 133 Datensätze für Ústí nad Labem und 140 Datensätze für Annaberg-Buchholz für die Quellenanalyse verwendet werden.

5.2.2 Analyse der Inhaltsstoffe der Feinstaubfraktion PM₁

Die Feinstaubfraktion PM₁ wurde auf insgesamt 128 Inhaltsstoffe untersucht, darunter Ionen (5), elementarer und organischer Kohlenstoff, aliphatische Kohlenwasserstoffe (23), Alkene (6), Hopane (5), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (29), Alkohole (6), Sterole (2), Säuren (16), Metalle (25) und weitere 9 Inhaltsstoffe darunter Marker für die Holzverbrennung. Bei der Auswahl der Inhaltsstoffe wurde die Priorität ebenso auf die gesundheitsschädlichen Substanzen gelegt. Tabelle 4 gibt neben der Einteilung der Inhaltsstoffe, das verwendete Messverfahren mit entsprechendem Gerät sowie eine zusätzliche Verfahrenskenngröße (z.B. Nachweisgrenze) an.

Tabelle 4: Übersicht der analysierten Inhaltsstoffe in PM₁

Klasse	Messverfahren	Inhaltsstoff (Abkürzung)	Messgerät	Nachweisgrenze
Ionen	Ionen-chromatographie	Sulfat (SO ₄ ²⁻)	Dionex DX-320	0.1 ng/m ³
		Nitrat (NO ₃ ⁻)		0.1 ng/m ³
		Chlorid (Cl ⁻)		0.1 ng/m ³
		Ammonium (NH ₄ ⁺)		0.1 ng/m ³
		Fluorid (F ⁻)		0.1 ng/m ³
Kohlenstoff	Thermisch-optisches Verfahren	elementarer Kohlenstoff (EC)	Sunset Laboratory OC/EC Lab Instrument	0.1 µg/m ³
		organischer Kohlenstoff (OC)		0.1 µg/m ³
Aliphatische Kohlenwasserstoffe	Gaschromatographie mit Massendetektion	n-Tridecan	Gaschromatograph Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.01 ng/m ³
		n-Tetradecan		0.01 ng/m ³
		n-Pentadecan		0.01 ng/m ³
		n-Hexadecan		0.01 ng/m ³
		n-Heptadecan		0.02 ng/m ³
		n-Octadecan		0.02 ng/m ³
		n-Nonadecan		0.02 ng/m ³

		n-Eicosan		0.02 ng/m ³
		n-Heneicosan		0.03 ng/m ³
		n-Docosan		0.03 ng/m ³
		n-Tricosan		0.03 ng/m ³
		n-Tetracosan		0.03 ng/m ³
		n-Pentacosan		0.03 ng/m ³
		n-Hexacosan		0.03 ng/m ³
		n-Heptacosan		0.04 ng/m ³
		n-Octacosan		0.07 ng/m ³
		n-Nonacosan		0.07 ng/m ³
		n-Triacontan		0.07 ng/m ³
		n-Hentriacontan		0.07 ng/m ³
		n-Dotriacontan		0.07 ng/m ³
		n-Tritriacontan		0.07 ng/m ³
		n-Tetratriacontan		0.14 ng/m ³
n-Pentatriacontan	0.14 ng/m ³			
Alkene	Gaschromatographie mit Massendetektion	Hexadecen	Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.14 ng/m ³
		Heptadecen		0.14 ng/m ³
		Octadecen		0.14 ng/m ³
		Nonadecen		0.14 ng/m ³
		Eicosen		0.14 ng/m ³
		Heneicosen		0.14 ng/m ³
Hopane	Gaschromatographie mit Massendetektion	17αH-21βH-Norhopan	Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.28 ng/m ³
		17αH-21βH-Hopan		0.28 ng/m ³
		22S 17αH-21βH-Homohopan		0.28 ng/m ³
		22R 17αH-21βH-Homohopan		0.28 ng/m ³
		Phyllocladan		0.12 ng/m ³
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Gaschromatographie mit Massendetektion	Phenanthren	Gaschromatographie Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.001 ng/m ³
		Anthracen		0.002 ng/m ³
		3-Methylphenanthren		0.002 ng/m ³
		2-Methylphenanthren		0.002 ng/m ³
		4+9-Methylphenanthren		0.002 ng/m ³
		1-Methylphenanthren		0.002 ng/m ³

		3,6-Dimethylphenanthren		0.002 ng/m ³
		3,5-Dimethylphenanthren		0.002 ng/m ³
		2,6-Dimethylphenanthren		0.002 ng/m ³
		2,7-Dimethylphenanthren		0.002 ng/m ³
		1,7-Dimethylphenanthren		0.002 ng/m ³
		Fluoranthren		0.002 ng/m ³
		Pyren		0.002 ng/m ³
		Reten		0.029 ng/m ³
		Benzo(a)anthracen		0.002 ng/m ³
		Chrysen		0.002 ng/m ³
		Benzo(b)fluoranthren		0.002 ng/m ³
		Benzo(k)fluoranthren		0.002 ng/m ³
		Benzo(e)pyren		0.005 ng/m ³
		Benzo(a)pyren		0.005 ng/m ³
		1,3,5-Triphenylbenzen		0.007 ng/m ³
		Indeno(c,d)pyren		0.007 ng/m ³
		Dibenz(a,h)anthracen		0.007 ng/m ³
		Picen		0.083 ng/m ³
		Benzo(g,h,i)perylen		0.007 ng/m ³
		Coronen		0.140 ng/m ³
		9-Fluorenon		0.004 ng/m ³
		Benz(a)nthracen-7,12-dion		0.012 ng/m ³
		Benzothiazol		0.012 ng/m ³
Alkohole	Gaschromatographie mit Massendetektion	Pentadecanol	Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.021 ng/m ³
		Hexadecanol		0.034 ng/m ³
		Heptadecanol		0.039 ng/m ³
		Octadecanol		0.038 ng/m ³
		Nonadecanol		0.039 ng/m ³
		Eicosanol		0.067 ng/m ³
Stero- le		Cholesterol		
	Sitosterol		1.000 ng/m ³	
Säuren	Gaschromatographie	Benzoessäure	Agilent 6850	0.127 ng/m ³
		4-Methylbenzoessäure		0.111 ng/m ³

		Decansäure		0.006 ng/m ³
		Undecansäure		0.007 ng/m ³
		Dodecansäure		0.007 ng/m ³
		Tridecansäure		0.004 ng/m ³
		Tetradecansäure		0.004 ng/m ³
		Pentadecansäure		0.004 ng/m ³
		Hexadecansäure		0.004 ng/m ³
		Heptadecansäure		0.006 ng/m ³
		Octadecansäure		0.006 ng/m ³
		Nonadecansäure		0.008 ng/m ³
		Eicosansäure		0.005 ng/m ³
		Nonandisäure		0.284 ng/m ³
		Phthalsäure		0.065 ng/m ³
		Terephthalsäure		0.161 ng/m ³
Elemente / Metalle	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma	Aluminium (Al)	Agilent 7700x	10 ng/m ³
		Arsen (As)		1 ng/m ³
		Brom (B)		10 ng/m ³
		Barium (Ba)		1 ng/m ³
		Calcium (Ca ²⁺)		50 ng/m ³
		Cadmium (Cd)		0.1 ng/m ³
		Chrom (Cr)		1 ng/m ³
		Kupfer (Cu)		1 ng/m ³
		Eisen (Fe)		20 ng/m ³
		Kalium (K ⁺)		20 ng/m ³
		Magnesium (Mg ²⁺)		20 ng/m ³
		Mangan (Mn)		1 ng/m ³
		Molybdän (Mo)		0.1 ng/m ³
		Natrium (Na ⁺)		20 ng/m ³
		Nickel (Ni)		1 ng/m ³
		Phosphor (P)		5 ng/m ³
		Blei (Pb)		1 ng/m ³
		Antimon (Sb)		0.1 ng/m ³
Selen (Se)	0.2 ng/m ³			

		Zinn (Sn)		1 ng/m ³
		Strontium (Sr)		0.5 ng/m ³
		Titanium (Ti)		0.4 ng/m ³
		Thallium (Tl)		0.01 ng/m ³
		Vanadium (V)		0.2 ng/m ³
		Zink (Zn)		10 ng/m ³
weitere	Gaschromatographie mit Massensendetektion	Glycerolmonopalmitat	Agilent 6850 mit Massendetektor Agilent 5973	0.050 ng/m ³
		Glycerolmonostearat		0.090 ng/m ³
		Glycerolmonooleat		0.189 ng/m ³
		Nikotin		0.100 ng/m ³
		Levoglucosan		0.226 ng/m ³
		Galactosan		0.226 ng/m ³
		Mannosan		0.226 ng/m ³
		L-(-)-Arabitol		0.170 ng/m ³
		D-Mannitol		0.268 ng/m ³

Zur Qualitätssicherung der gemessenen Inhaltsstoffe wurden verschiedene zertifizierte Standardlösungen bzw. Multiparameterstandards (z.B. für Alkohole und Sterole) verwendet. Darüber hinaus wurden Feldblindwerte erzielt und die gemessenen Werte von der eigentlichen Probe abgezogen.

5.2.3 Analyse der Inhaltsstoffe der zehn Impaktorstufen

Die zehn Impaktorstufen wurden auf insgesamt 27 Inhaltsstoffe untersucht, darunter polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (10) und Metalle (17). Bei der Auswahl der Inhaltsstoffe wurde ebenso Priorität auf die gesundheitsschädlichen Substanzen gelegt. Da die Analyse der Inhaltsstoffe meist spezielle Anforderungen an die verwendeten Filtermedien stellt, wurde für die Analyse der Metalle Polykarbonat-Membranfilter und für die Analyse der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Polytetrafluoräthylen-beschichtete Glasfaserfilter verwendet. Tabelle 5 gibt neben der Einteilung der Inhaltsstoffe, das verwendete Messverfahren mit entsprechendem Gerät sowie eine zusätzliche Verfahrenskenngröße (z.B. Nachweisgrenze) an.

Tabelle 5: Übersicht der analysierten Inhaltsstoffe der zehn Imapaktorstufen

Klasse	Messverfahren	Inhaltsstoff (Abkürzung)	Messgerät	Nachweisgrenze
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Hochleistungs-flüssigkeits-chromatographie	Fluoranthren (Flu)	HPLC Perkin-Elmer Series 200 / HPLC Dionex P580 Pump	11.0 pg/m ³
		Pyren (Py)		6.8 pg/m ³
		Benzo(a)antracen (BaA)		0.5 pg/m ³
		Chrysen (Ch)		0.3 pg/m ³
		Benzo(b)fluoranthren (BbF)		0.6 pg/m ³
		Benzo(k)fluoranthren (BkF)		0.1 pg/m ³
		Benzo(a)pyren (BaP)		0.1 pg/m ³
		Dibenz(a,h)anthracen (DBahA)		0.3 pg/m ³
		Benzo(g,h,i)perylen (BghiP)		0.5 pg/m ³
		Indeno(1,2,3-cd)pyren (InP)		2.1 pg/m ³
Elemente / Metalle	Proton-induzierte Röntgenemission	Aluminium (Al)	Eigenbau der Tschechischen Technischen Universität in Prag	nicht bestimmt
		Silizium (Si)		1.27 ng/m ³
		Schwefel (S)		0.87 ng/m ³
		Chlor (Cl)		0.69 ng/m ³
		Kalium (K)		0.5 ng/m ³
		Calcium (Ca)		0.38 ng/m ³
		Titanium (Ti)		0.18 ng/m ³
		Chrom (Cr)		0.12 ng/m ³
		Mangan (Mn)		0.12 ng/m ³
		Eisen (Fe)		0.11 ng/m ³
		Nickel (Ni)		0.06 ng/m ³
		Kupfer (Cu)		0.08 ng/m ³
		Zink (Zn)		0.1 ng/m ³
		Arsen (As)		0.19 ng/m ³
		Selen (Se)		0.17 ng/m ³
		Brom (Br)		0.27 ng/m ³
Blei (Pb)	0.53 ng/m ³			

Zur Qualitätssicherung der gemessenen Inhaltsstoffe wurden verschiedene zertifizierte Standards bzw. Multiparameterstandards (z.B. für polyzyklische aromati-

sche Kohlenwasserstoffe) verwendet. Darüber hinaus werden Feldblindwerte erzielt und die gemessenen Werte von der eigentlichen Probe abgezogen.

5.3 Quellenanalyse

Zur quantitativen Bestimmung der wichtigsten Einflussfaktoren (Quellen) der Feinstaubfraktionen $PM_{2.5}$ und PM_1 wurden sogenannte Rezeptormodelle verwendet. Rezeptormodelle basieren im Wesentlichen auf der Zerlegung einer nicht-negativen Matrix $m \times n$ in Quellprofile mit m Einträgen und dem absoluten/relativen Betrag der Quellprofile als Zeitreihe mit der Vektorlänge n . Voraussetzung für die Quellenanalyse ist, dass die Anzahl der zu identifizierten Quellen (und somit die Anzahl der Quellprofile) *a priori* bekannt sind. Weiterhin dürfen die Emissionen aus einer oder aus verschiedenen Quellen nicht miteinander wechselwirken und einer ausreichenden Verweildauer in der Atmosphäre unterliegen. Für die korrekte Funktion des Modells ist es erforderlich, dass sich die Verhältnisse der analysierten Inhaltsstoffe in den einzelnen Quellprofilen hinreichend unterscheiden und die Quellprofile nicht miteinander korrelieren. Es gibt eine Vielzahl von frei verfügbaren oder kommerziell erhältlichen Rezeptormodellen. Eine weitere Unterscheidung erfolgt in „*Chemical Mass Balance*“ - Modelle und Modelle, die auf „*Positiver Matrix Faktorisierung*“ basieren. Darüber hinaus existieren Hybrid-Lösungen, die gewisse Eigenschaften beider Modellgruppen vereinen. Beim Chemical Mass Balance (CMB) - Modell müssen neben der Anzahl der Quellen zudem die Quellprofile bekannt sein. Dies setzt somit ein profundes Vorwissen über charakteristische Inhaltsstoffe bei den Emissionsquellen voraus. Dieses Vorwissen kann durch Labor- oder Feldexperimente erzielt werden. Für die Quellenanalyse der PM_1 Feinstaubfraktion wurde das CMB – Modell, Version 8.2 der U.S. Environmental Protection Agency (EPA) mit bekannten Quellprofilen für z.B. Braunkohleverbrennung und Holzverbrennung verwendet. Für die Quellenanalyse der $PM_{2.5}$ Feinstaubfraktion wurde mangels Vorwissen der charakteristischen Inhaltsstoffe der Emissionsquellen im Untersuchungsgebiet das Hybridmodell „*multilinear engine algorithm*“ ME-2 (Paatero, 1999) verwendet. Eine graphische Benutzeroberfläche SoFi (Canonaco et al., 2013), entwickelt vom Paul Scherrer Institut (PSI) in der Schweiz, diente der benutzerfreundlichen Bedienung der ME-2. Eine Vorab-Analyse, bestehend aus der Betrachtung der erklärten Varianz und der linearen Unabhängigkeit der Ergebnisvektoren und unter Einbezug von Referenz-

zeitreihen, insbesondere dem Wochengang der Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel, dem Wochengang des Kfz-Verkehrs und dem Jahresgang der Lufttemperatur, ergab folgende sechs verschiedene Quellen für die PM_{2.5} Feinstaubfraktion für beide Messstationen:

- 1=Straßenverkehr (Ni, Cr, EC, OC)
- 2=Festbrennstofffeuerung (K⁺, Pb, Cd, As, PAK, EC, OC)
- 3=Nitratreiche sekundäre Aerosole (NO₃⁻, NH₄⁺)
- 4=Sulfatreiche sekundäre Aerosole (SO₄²⁻, NH₄⁺, As, EC, OC)
- 5=Mineralstaub (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺)
- 6=Streusalz (Na⁺, Cl⁻ und Mg²⁺).

Sulfatreiche sekundäre Aerosole und nitratreiche sekundäre Aerosole konnten eindeutig aufgrund der jeweils hohen SO₄²⁻ und NO₃⁻-Anteile (Name der Inhaltsstoffe siehe Tabelle 3) im Quellprofil identifiziert werden. Weiterhin war Streusalz durch die Inhaltsstoffe Na⁺, Cl⁻ und Mg²⁺ im Quellprofil eindeutig identifizierbar.

Eine zweifelsfreie Separation der Quellen von Festbrennstofffeuerung, Mineralstaub und Straßenverkehr durch das ME-2 Modell lieferte die größen aufgelöste Analyse der Inhaltsstoffe aus den Impaktormessungen. So haben verschiedene Quellen neben unterschiedlichen Inhaltsstoffen meist Konzentrationsmaxima in unterschiedlichen Größenbereichen. Abbildung 26 veranschaulicht die durchschnittlichen Massenkonzentrationen der Inhaltsstoffe für die jeweilige Impaktorstufe für Annaberg-Buchholz (linke Spalte) und Ústí nad Labem (rechte Spalte). Bei dieser Darstellung erfolgte bereits eine Separation der Inhaltsstoffe nach ihren jeweiligen Konzentrationsmaxima. Abbildung 26a stellt die Festbrennstofffeuerung dar, bei der die höchsten Konzentrationen bei den Inhaltsstoffen Pb, As, Se, Br, K und S im Größenbereich von 100 nm bis 1.8 µm auftreten. Auch die Summe aller PAK hat -hauptsächlich im Winter- in diesem Größenbereich ihr Konzentrationsmaximum. Alle vorgenannten Inhaltsstoffe sind darüber hinaus Verbrennungsprodukte. Abbildung 26b repräsentiert die Quelle Mineralstaub, bei der die höchsten Konzentrationen von Si, Ca, Fe, Al, Cu und Ti im Größenbereich von 2.5 – 10 µm auftreten. Alle vorgennannten Inhaltsstoffe sind Bestandteile der Erdkruste und gelangen durch Aufwirbelung in die Probenahme. Auffällig ist die vergleichsweise hohe Fe-Konzentration in Annaberg-Buchholz, die auch dem Brems-

staub (Abrieb der Bremsscheiben und Bremsbeläge) geschuldet sein kann. Abbildung 26c repräsentiert hauptsächlich die Quelle Straßenverkehr, bei der die höchsten Konzentration von Cr und Ni im Größenbereich von ultrafeinen Partikeln (<100 nm) und bei $5.6 - 10$ μm (Annaberg-Buchholz) auftreten. Vermutlich ist dieses doppelte Konzentrationsmaximum zum einen auf motorbedingte Emissionen (Freisetzung dieser Elemente aus vernickelten und verchromten Teile im korrosionsgefährdeten Abgasstrang) für die ultrafeinen Partikel und aufgrund von Bremsstaub für die gröberen Partikel zurückzuführen. Ursache für die deutlich höheren Konzentration von Cr und Ni in Ústí nad Labem mit einem zweiten Maximum im Größenbereich von $0.56 - 1$ μm können die metallverarbeitenden Betrieben in den Außenbezirken von Ústí nad Labem sein.

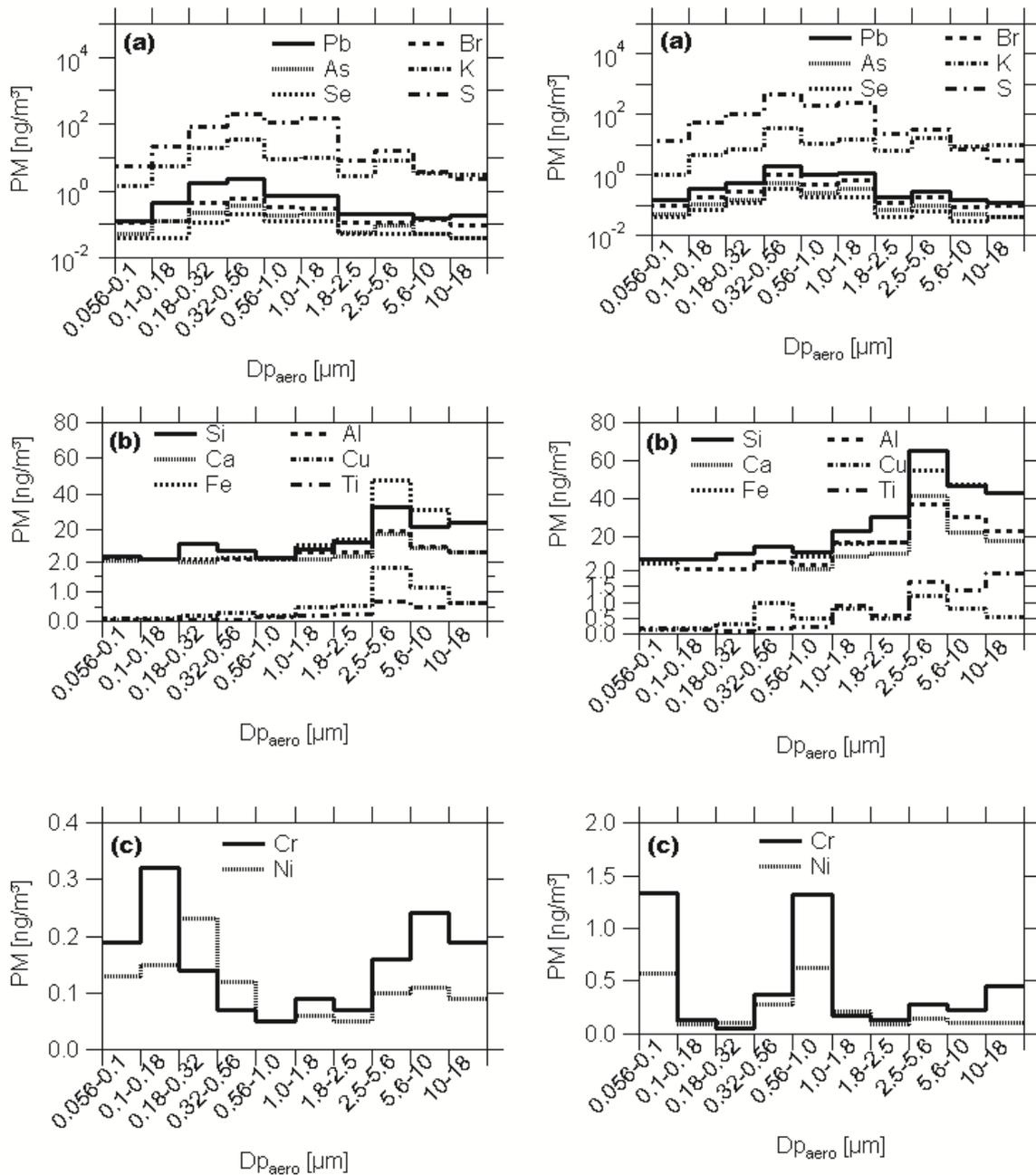


Abbildung 26: Massenkonzentration von Inhaltsstoffen der zehn Impaktorstufen für Annaberg-Buchholz (linke Spalte) und Ústí nad Labem (rechte Spalte). Dargestellt sind typische Inhaltsstoffe für Festbrennstoffeuerung (a), Mineralstaub (b) und aus dem Straßenverkehr (c).

Des Weiteren wurde angenommen, dass die sekundär gebildeten Inhaltsstoffe der $\text{PM}_{2.5}$ Feinstaubfraktion hauptsächlich aus entfernteren Gebieten an die Messstationen herangetragen wurden. Ein weiterer Indiz der für Ferneintrag der sekundären Aerosole spricht, ist die Korrelation mit der Partikelanzahl in der Größenklasse

PN_[0.2-0.8]⁵ dessen Partikel zum großen Teil aus fernen Quellen stammen. Im Gegensatz dazu sind Streusalz, Straßenverkehr, Mineralstaub und Festbrennstofffeuerung hauptsächlich lokale Quellen. Bei der Festbrennstofffeuerung, dessen Quellbeiträge nur zu einem geringen Teil aus industrieller Verbrennung stammen (vgl. Abbildung 31 und Abbildung 35), äußert sich dessen hauptsächlich lokaler Einfluss durch eine schwache Korrelation mit Stickstoffdioxid, welches als Oxidationsprodukt von Stickstoffmonoxid (NO) bei der Verbrennung von Holz und Kohle entsteht.

Für die Quellenanalyse der PM₁ Feinstaubfraktion mit dem CMB – Modell sind hingegen nahezu alle bedeutsamen Emissionsquellen bekannt. Bis auf die Emissionsquelle „Braunkohleverbrennung-Haushalt“ stammen die Quellprofile aus Literaturangaben. Das Quellprofil für die spezielle in Nordböhmen abgebaute Braunkohle wurde durch Verbrennen jener Braunkohle durch den Autor (Jan Leníček) bestimmt. Die Beiträge der einzelnen Quellen in Ústí nad Labem und Annaberg-Buchholz am organischen Kohlenstoff in PM₁ wurden durch das CMB – Modell berechnet. Es wurden die folgenden Quellprofile verwendet:

- 1=Dieselgetriebene Kfz (Schauer et al., 1999)
- 2=Benzingetriebene Kfz (Schauer et al., 2002)
- 3=Braunkohleverbrennung-Haushalt
- 4=Braunkohleverbrennung-Industrie (Zhang et al., 2008)
- 5=Holzverbrennung (Schauer et al., 2001)
- 6=Erdgasverbrennung (Rogge et al., 1993a)
- 7=Abrasion von Pflanzen (Rogge et al., 1993b)
- 8=Kochen (Zhao et al., 2007)
- 9=Abfallverbrennung (Simoneit et al., 2005)
- 10=Straßenstaub (Rogge et al., 1993c)

Die in den jeweiligen Quellprofilen verwendeten Inhaltsstoffe sind in Tabelle 4 fett markiert.

Beim Vergleich mit den identifizierten Quellen der PM_{2,5} Feinstaubfraktion wird die Feststofffeuerung aufgrund der Vielzahl im CMB - Modell verwendeten Inhaltsstof-

⁵ Gesamtzahl der Aerosolpartikel im Größenbereich von 200 – 800 nm

fe nochmals in Quellen für die Braunkohleverbrennung aus der Industrie und aus Haushalten, Holzverbrennung und Gasverbrennung unterschieden. Der Straßenverkehr kann zudem in benzin- und dieselgetriebene Kraftfahrzeuge unterschieden werden. Das Quellprofil für Straßenstaub ähnelt dem des Mineralstaubes.

5.4 Beiträge der wichtigsten Quellen an den Feinstaubfraktionen $PM_{2.5}$ und PM_1 in Annaberg-Buchholz

Abbildung 27 zeigt die Ergebnisse des Hybridmodells ME-2 für die Gesamt- $PM_{2.5}$ Massenkonzentration für Annaberg-Buchholz. Dargestellt sind sowohl die mittleren Anteile der Quellen für das Jahr als auch für die jeweiligen Jahreszeiten. Es wurden die nach Kalendermonaten eingeteilten meteorologischen Jahreszeiten verwendet. Für das Jahresmittel zeigt sich, dass diesem Modell zufolge der größte Teil (ca. 69%) der Gesamt- $PM_{2.5}$ Massenkonzentration bestehend aus sulfat- und nitratreichen sekundären Aerosolen aus fernen Quellen stammt. Bei den lokalen Quellen (im Kreisdiagramm fett hervorgehoben) sind im Jahresmittel mit 25% die Festbrennstoffeuerung, gefolgt von 5% der Straßenverkehr und nur 1% das Streusalz für die $PM_{2.5}$ Feinstaubbelastung verantwortlich. Im Jahresverlauf zeigen sich sowohl bei den fernen als auch bei den lokalen Quellen ausgeprägte Unterschiede. Während Nitrat im Sommer nur zu einem geringen Teil zur $PM_{2.5}$ Feinstaubbelastung beiträgt (Nitrat liegt bei Temperaturen über 20°C hauptsächlich in der Gasphase vor), ist es in den verbleibenden drei Jahreszeiten die dominierende Quelle. Im Vergleich zu den Sommermonaten nimmt in der Heizperiode der Anteil der Festbrennstoffeuerung an der Gesamt- $PM_{2.5}$ Massenkonzentration von 13% auf 34% zu.

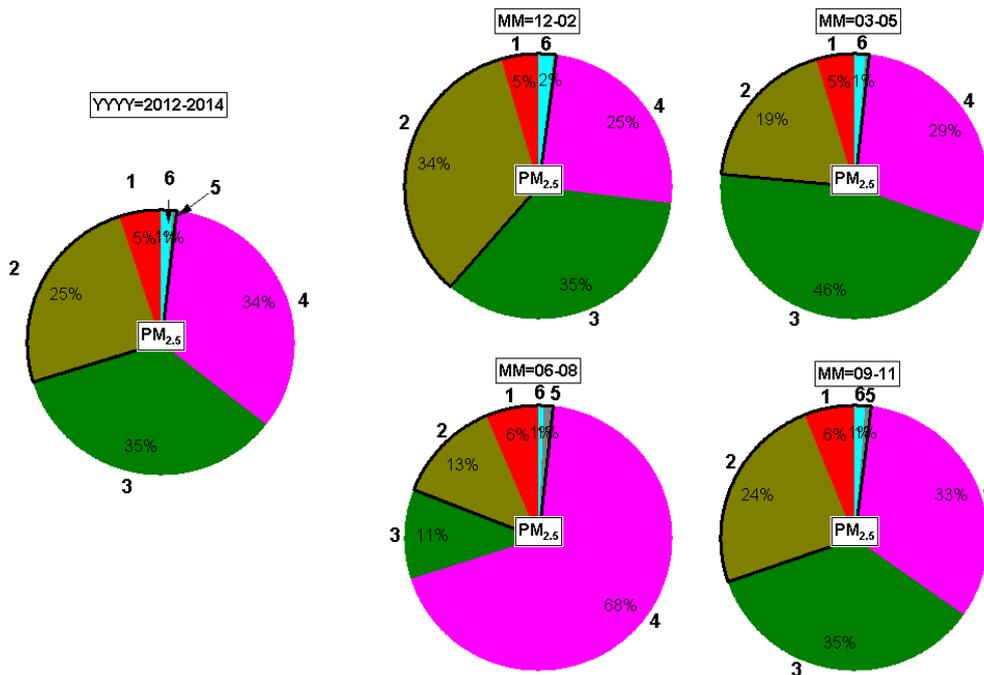


Abbildung 27: Quellen von Gesamt-PM_{2.5} im Jahresmittel und aufgliedert nach Jahreszeiten in Annaberg-Buchholz. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

Bei der bisherigen Betrachtung der Quellen von Gesamt-PM_{2.5} wurde nicht zwischen den für die menschliche Gesundheit schädlichen und unschädlichen Inhaltsstoffen unterschieden. Die krebsfördernden Eigenschaften von Ruß sind schon seit längerer Zeit bekannt. Dieselrußemissionen wurden jüngst von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) in die Gruppe 1 der bewiesenen „humankarzinogenen“ Stoffe eingestuft. Darüber hinaus gilt die krebsfördernde Wirkung einer Reihe von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch toxikologische Untersuchungen als gesichert. Analog zu Abbildung 27 ist in den Abbildungen 29 und 30 der nach Quellen aufgeschlüsselte Anteil an Ruß (hier abgebildet der elementare Kohlenstoff) und an PAK in der Feinstaubfraktion PM_{2.5} dargestellt.

Bei der chemischen Analyse dient die Konzentration von elementarem Kohlenstoff (EC) im Gegensatz zu schwarzem Kohlenstoff (BC) bei der physikalischen Messung (siehe Kapitel 2.5) als Proxy für Ruß.

In Abbildung 28 ist die Massenkonzentration von PM₁ BC der Massenkonzentration von PM_{2.5} EC gegenübergestellt. Für den gesamten Zeitraum ergeben sich 95 Datenpaare für Ústí nad Labem und 136 Datenpaare für Annaberg-Buchholz. Die

orthogonale Anpassung ergab für Ústí nad Labem einen Anstieg von 0.88 bei einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0.97$ und für Annaberg-Buchholz einen Anstieg von 0.83 bei einem $R^2 = 0.94$.

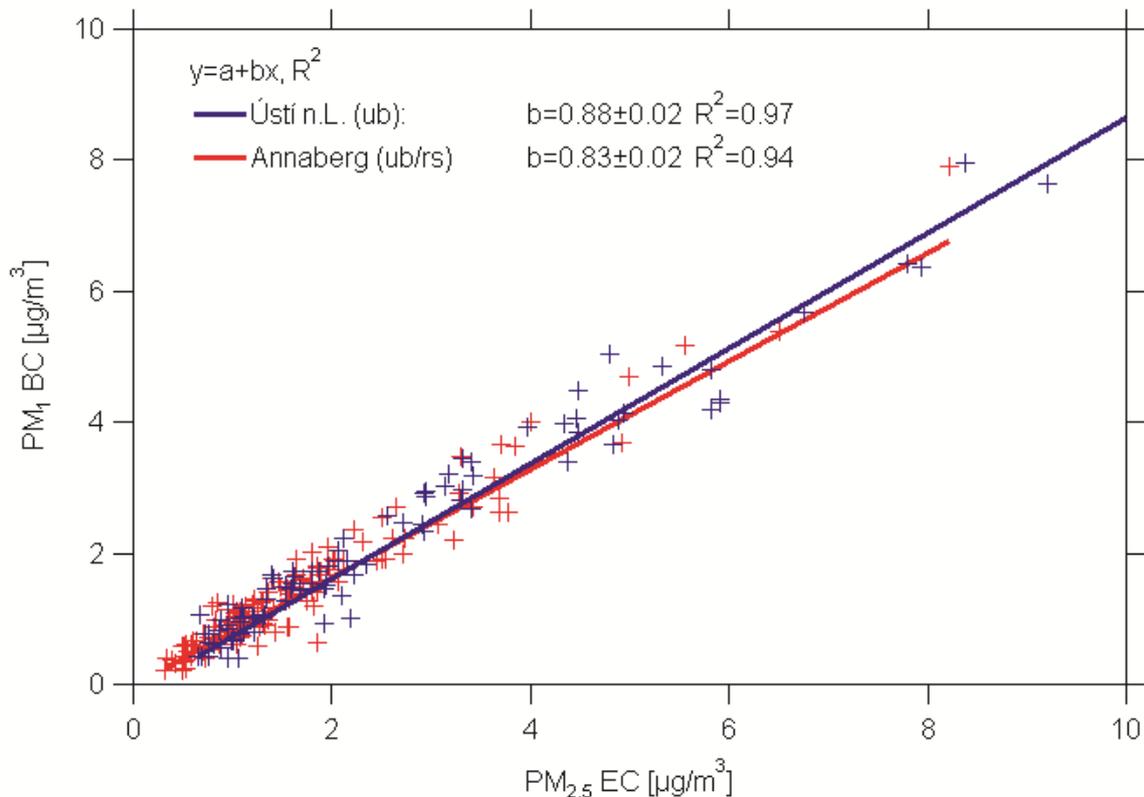


Abbildung 28: Vergleich von PM₁ BC und PM_{2.5} EC für beide Stationen.

Damit kann für beide Stationen PM_{2.5} EC annähernd durch PM₁ BC ersetzt werden.

Im Gegensatz zu Gesamt-PM_{2.5} sind im Jahresmittel hauptsächlich die lokalen Quellen Straßenverkehr und Biomasseverbrennung mit ca. 62% für den elementaren Kohlenstoff in PM_{2.5} verantwortlich. Dahingegen finden sich Rußbestandteile aus fernen Quellen hauptsächlich in den sulfatreichen sekundären Aerosolen wieder. Hierbei handelt es sich um gealtertes Aerosol, dass während des Transports von der Quelle zur Messstation chemischen Umwandlungsprozessen unterworfen war. Analog zu Gesamt-PM_{2.5} weisen die Quellen von elementarem Kohlenstoff in PM_{2.5} (bzw. schwarzem Kohlenstoff in PM₁) einen deutlichen Jahresgang auf, insbesondere hervorgerufen durch verstärkte Festbrennstofffeuerung in der Heizperiode.

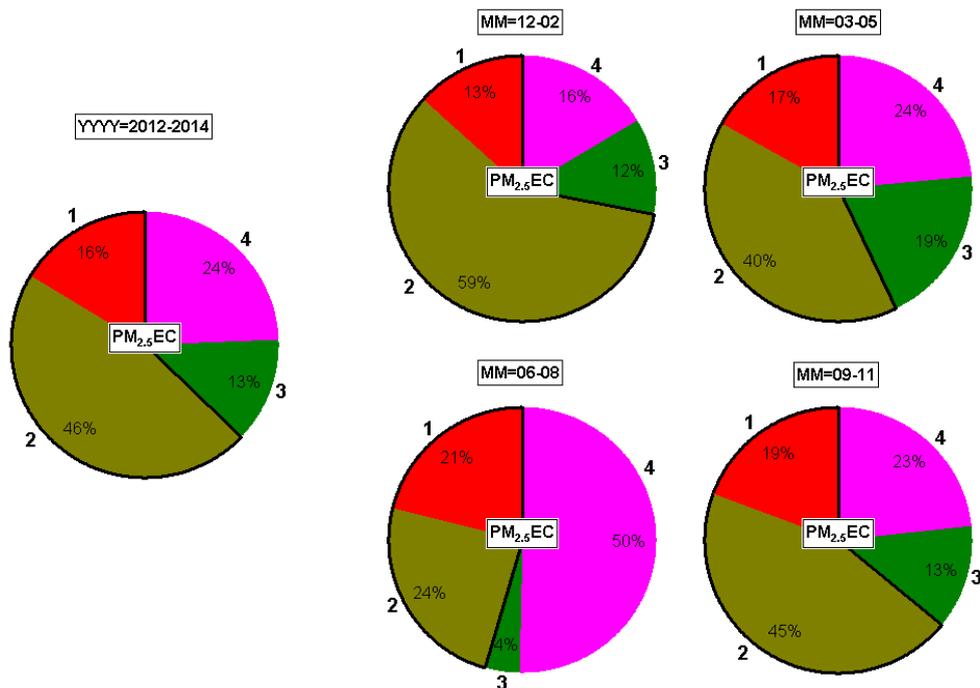


Abbildung 29: Quellen von elementarem Kohlenstoff in $PM_{2,5}$ in Annaberg-Buchholz. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

Bei den PAKs ist der Jahresgang zwischen lokalen Quellen und Quellen aus entfernteren Gebieten noch deutlicher ausgeprägt. Während in den Jahreszeiten Frühling, Herbst und Winter ein Großteil der PAKs in den nitratreichen sekundären Aerosolen vorkommt, ist es im Sommer die Festbrennstoffeuerung. Betrachtet man jedoch die absoluten Beiträge der Konzentration wird klar, dass die PAKs im Winter wesentlich erhöht sind und die Anteile aus der Festbrennstoffeuerung und nitratreichen sekundären Aerosolen in etwa gleich groß sind. In Abbildung 30 fällt auf, dass der Straßenverkehr diesen Untersuchungen zufolge keinen bedeutsamen Anteil an krebserregenden PAKs hat. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass PAK-Konzentrationen im Dieselabgas sehr gering sind und der Anteil der Dieselmotorkraftfahrzeuge am Gesamt-Kfz-bestand für den Erzgebirgskreis bei 27% liegt. Aufgeschlüsselt für PKW und Nutzfahrzeuge beträgt der Dieselanteil 21% bzw. 93% (KBA, 2013).

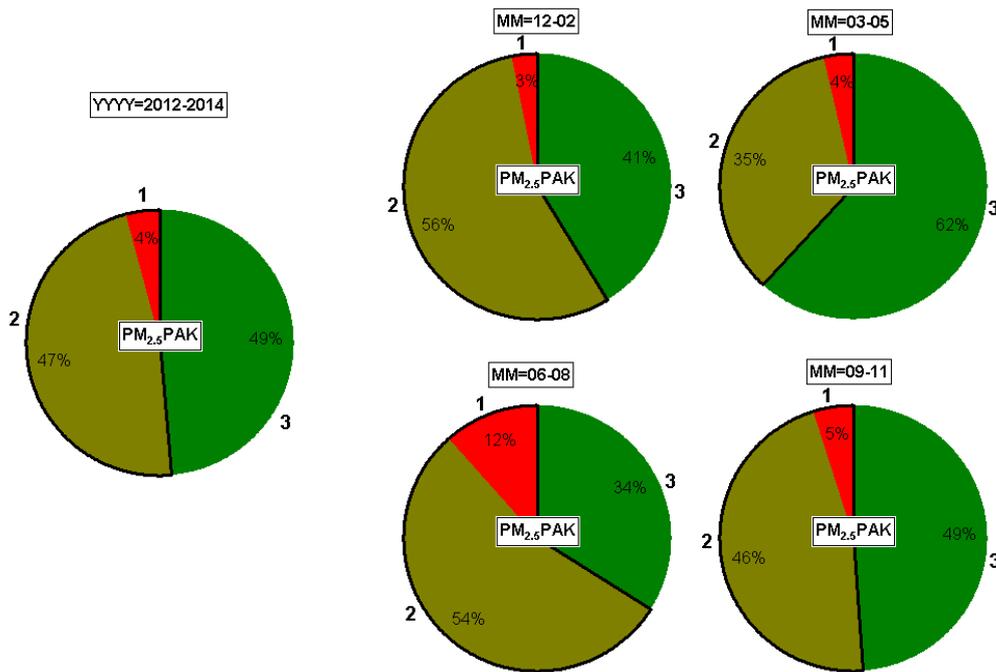


Abbildung 30: Quellen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in $PM_{2.5}$ in Annaberg-Buchholz. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

Abbildung 31 verdeutlicht die Ergebnisse der Quellenanalyse von organischem Kohlenstoff in PM_1 jeweils für die durchgeführten Sommer- und Wintermesskampagnen in den Jahren 2012 und 2013 in Annaberg-Buchholz. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden soweit möglich die gleichen Farbkodierungen wie für die Quellen von $PM_{2.5}$ verwendet. Im Gegensatz zu den kontinuierlichen $PM_{2.5}$ -Messungen, geben die PM_1 Kampagnenmessungen nur einen Ausschnitt der Immissionssituation in den jeweiligen Jahreszeiten und Jahren wieder. Trotzdem sind eindeutige Unterschiede beim Vergleich der Quellen im Sommer und im Winter feststellbar. Ein großer Vorteil der PM_1 Kampagnenmessung liegt in der Vielzahl der ermittelten Inhaltsstoffe. Aufgrund dessen ist noch eine Untergliederung z.B. der Quellen für die Festbrennstoffeuerung oder dem Straßenverkehr möglich. So sind die Hauptquellen der Festbrennstoffeuerung die häusliche Verfeuerung von Braunkohle und Holz. Aufgrund von effizienten Filtern und sonstigen Abscheidemechanismen in den Großkraftwerken ist der Anteil der Quellen aus industrieller Braunkohleverbrennung am organischen Kohlenstoff in PM_1 gering. Weiterhin ist bei der Quelle Straßenverkehr die Untergliederung in Quellen aus benzin- und dieselgetriebenen Kraftfahrzeugen möglich.

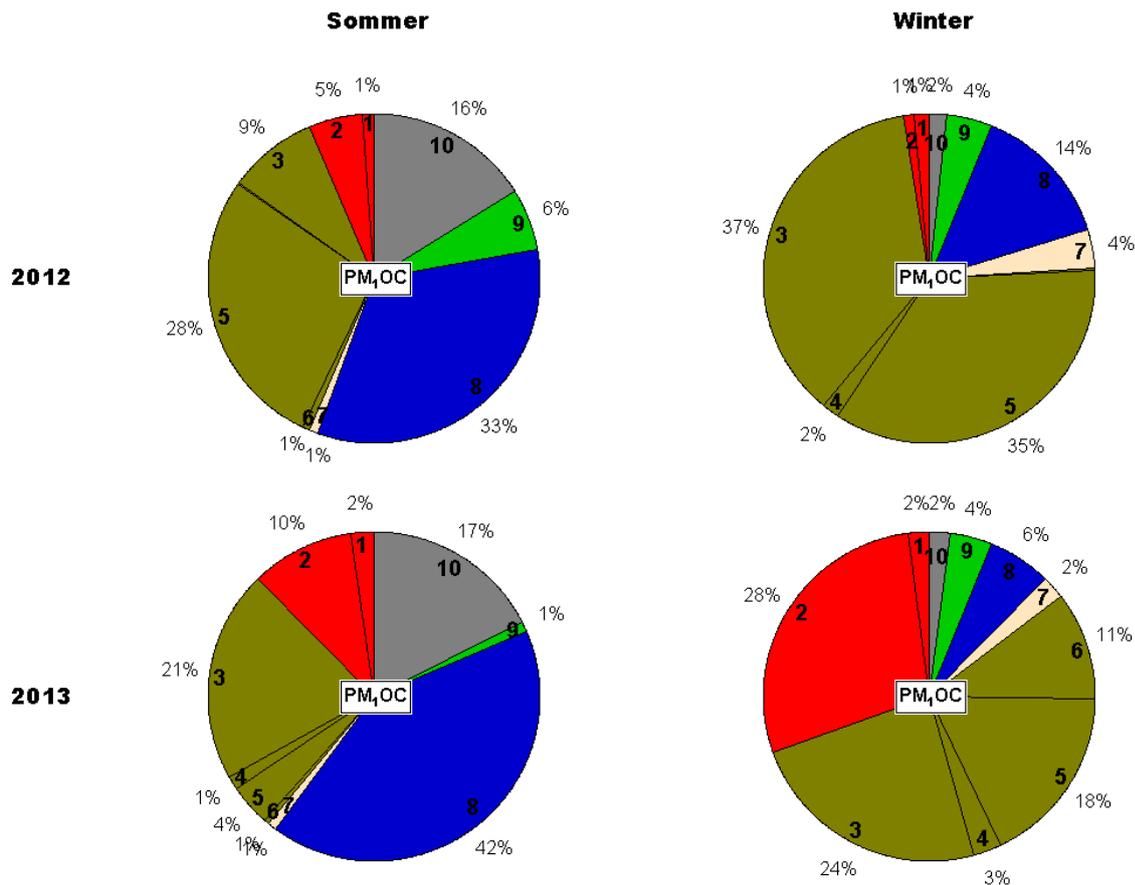


Abbildung 31: Quellen von organischem Kohlenstoff in PM₁ in Annaberg-Buchholz. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 61 aufgeführt.

Hierbei wird die oben gemachte Vermutung unterstützt, dass der Anteil von organischem Kohlenstoff und damit der PAK-Konzentrationen aus Dieseldieselfahrzeugen geringer ausfällt als bei benzingetriebenen Kraftfahrzeugen ist. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Anteil von Diesel-Kfz geringer als der von Benzin-Kfz ist. Eine ausschließlich bei der PM₁ Quellenanalyse identifizierte und als signifikant erachtete Quelle von organischem Kohlenstoff ist Kochen und Abfallverbrennung. Speziell im Sommer ist Kochen –hervorgerufen durch verstärkte Koch- und Grillaktivitäten im Freien- die anteilmäßig bedeutsamste Quelle von organischem Kohlenstoff. Im Winter vernachlässigbar, ist Straßenstaub durch verstärkte Aufwirbelungen von losem Material im Sommer die vierte bedeutsame Quelle.

5.5 Beiträge der wichtigsten Quellen an den Feinstaubfraktionen $PM_{2.5}$ und PM_1 in Ústí nad Labem

Analog zu den Ergebnissen aus Annaberg-Buchholz werden in diesem Abschnitt die Beiträge der sechs verschiedenen Quellen von Gesamt- $PM_{2.5}$ (Abbildung 32), elementarem Kohlenstoff in $PM_{2.5}$ bzw. schwarzem Kohlenstoff in PM_1 (Abbildung 33) und PAK in $PM_{2.5}$ (Abbildung 34) für die Messstation Ústí nad Labem dargestellt und diskutiert. Dabei wird vorrangig auf die Unterschiede zu den Ergebnissen aus Annaberg-Buchholz eingegangen. Im Vergleich zur sächsischen Seite wurde in Nordböhmen in den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts ein deutlich geringerer Anteil privater Haushalte auf emissionsärmere Öl- bzw. Gasversorgung umgestellt. Die noch immer andauernde bzw. wieder verstärkte Verfeuerung von preiswertem Brennmaterial, wie z.B. Holz und minderwertigen Briketts in den privaten Haushalten spiegelt sich bei einem Gesamt- $PM_{2.5}$ Anteil der Festbrennstoffeuerung von ca. 25% im Jahresmittel wieder. Bei den Quellen des elementaren Kohlenstoffs in $PM_{2.5}$ zeigt sich wiederum der – hauptsächlich in den Wintermonaten – dominierende Einfluss der lokal verursachten Festbrennstoffeuerung.

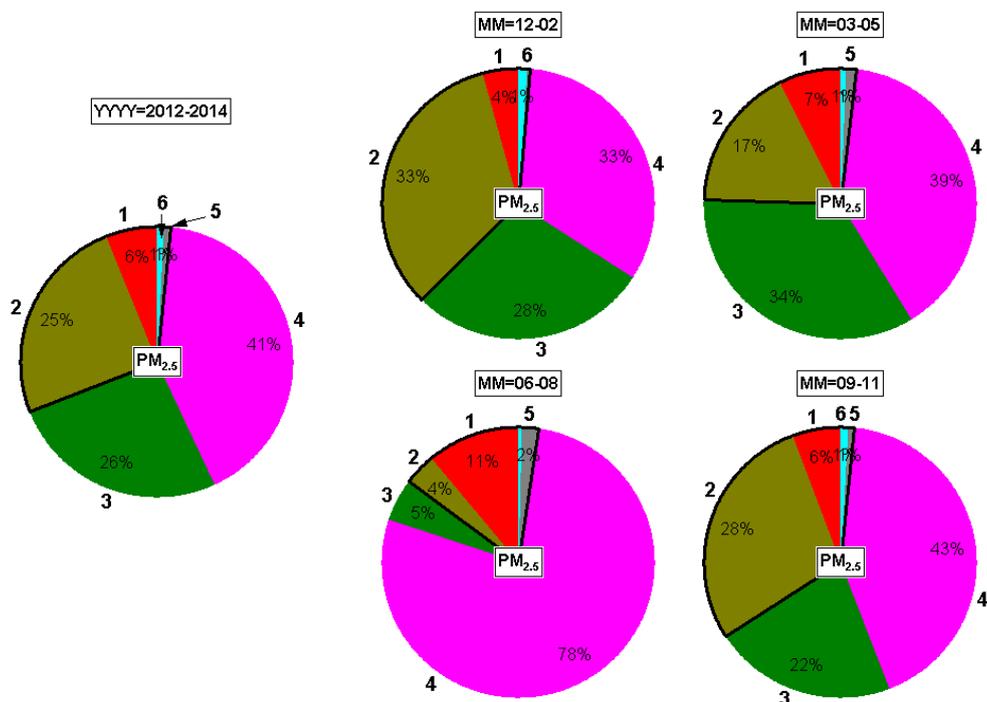


Abbildung 32: Quellen von Gesamt- $PM_{2.5}$ im Jahresmittel und aufgliedert nach Jahreszeiten in Ústí nad Labem. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

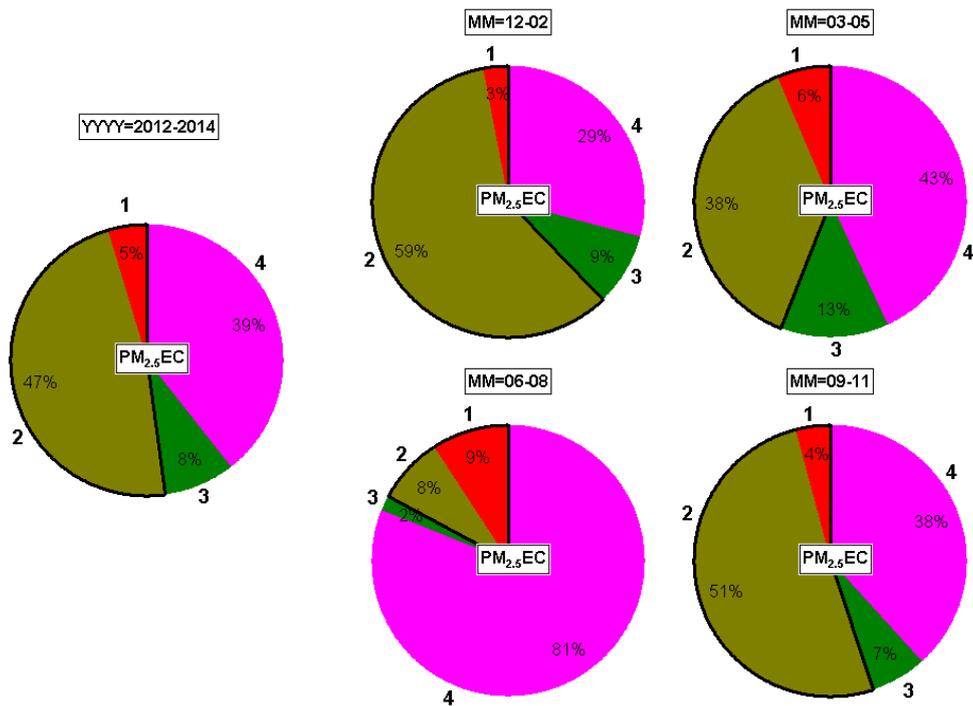


Abbildung 33: Quellen von elementarem Kohlenstoff in PM_{2.5} in Ústí nad Labem. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

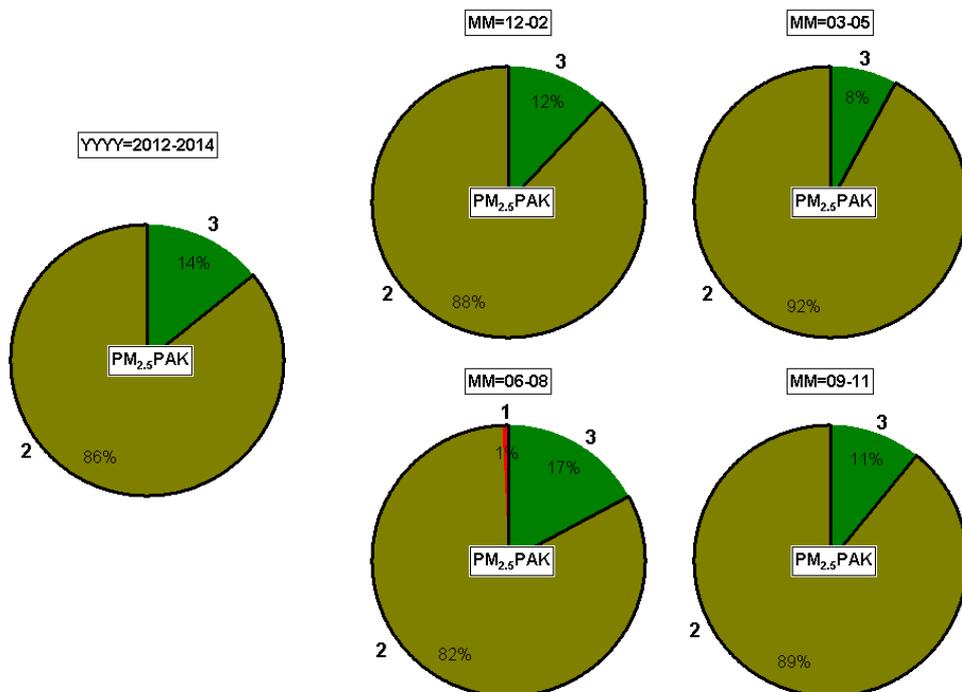


Abbildung 34: Quellen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in PM_{2.5} in Ústí nad Labem. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

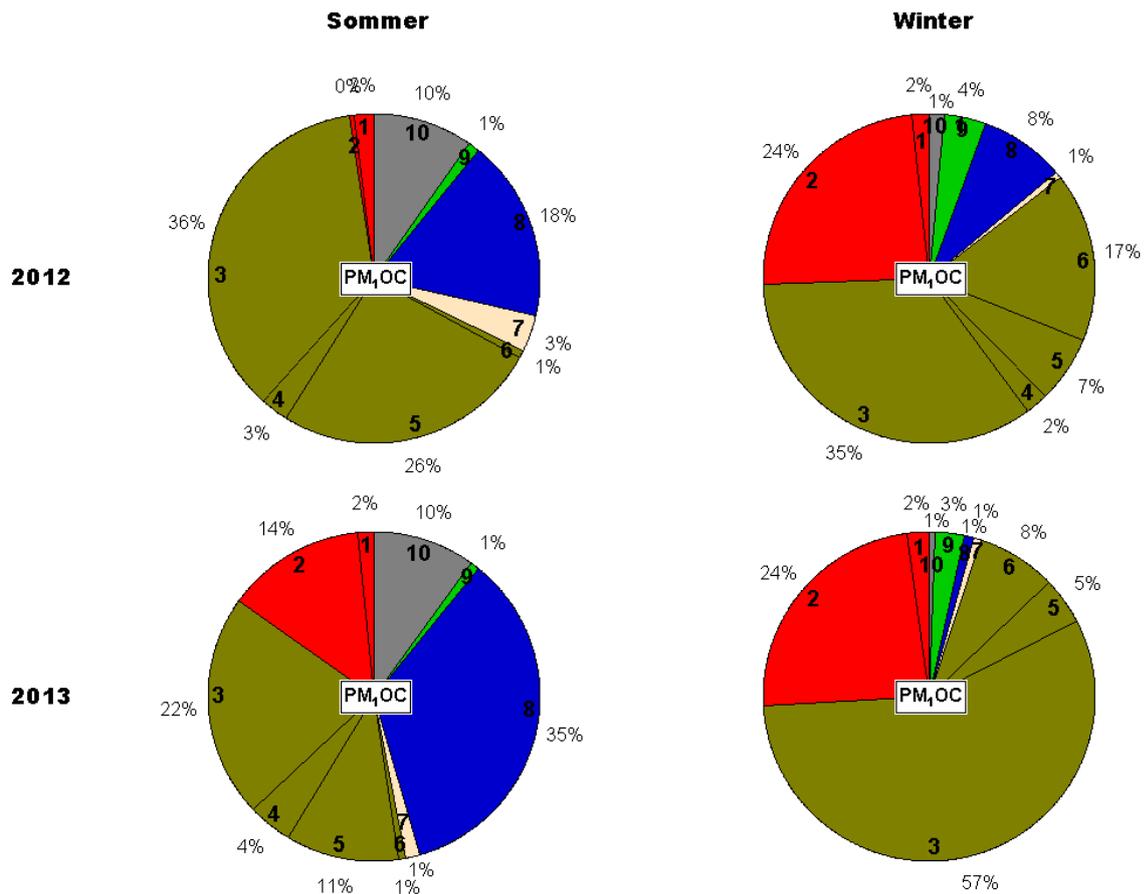


Abbildung 35: Quellen von organischem Kohlenstoff in PM₁ in Ústí nad Labem. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 61 aufgeführt.

Abbildung 35 verdeutlicht die Ergebnisse der Quellenanalyse von organischem Kohlenstoff in PM₁ jeweils für die durchgeführten Sommer- und Wintermesskampagnen in den Jahren 2012 und 2013 in Ústí nad Labem. Bedeutende Quellen für den organischen Kohlenstoff sind der Straßenverkehr, die Festbrennstoffeuerung und im Sommer das Kochen und Grillen. Darüber hinaus spielen Aufwirbelungen durch Straßenstaub im Sommer mit 10% eine mittelgeordnete Rolle. Wie in Annaberg-Buchholz sind die Hauptquellen der Festbrennstoffeuerung die häusliche Verfeuerung von Braunkohle und Holz. Jedoch übertrifft in Ústí nad Labem der Anteil der häuslichen Verfeuerung von Braunkohle den vom Holz. Hier wird nicht die Stadt als Verursacher vermutet, sondern die Dörfer und Siedlungen westlich der Stadt. Das unterschiedliche Verhalten in der Benutzung des Brennmaterials wird hiermit deutlich herausgestellt. Die unmittelbare Verfügbarkeit der in den

nordböhmischen Tagebauen geförderten Braunkohle wird als Verhaltensursache ausgemacht.

5.6 Abschätzung von Minderungspotential an $PM_{2.5}$ und PM_1 im Erzgebirgskreis und der Region Ústí

Im Folgenden soll das Minderungspotential an den Feinstaubfraktionen $PM_{2.5}$ und PM_1 für den Erzgebirgskreis und der Region Ústí unter Einbezug der Ergebnisse aus den vorherigen Kapiteln diskutiert werden. Dazu ist die Betrachtung der absoluten Quellbeiträge an der Feinstaubfraktion $PM_{2.5}$ wie sie in den Abbildungen 36 und 37 dargestellt werden, hilfreich. Die kumulierten absoluten Quellbeiträge unterschätzen jedoch die gravimetrisch bestimmte $PM_{2.5}$ Massenkonzentration, da nur eine Auswahl von in $PM_{2.5}$ enthaltenen Inhaltsstoffen für die Quellenanalyse zur Verfügung stand. Beim Vergleich der Abbildungen 36 und 37 fällt auf, dass die Beiträge aus fernen Quellen (sekundäre sulfat- und nitratreiche sekundäre Aerosole) in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem im Jahresverlauf annähernd gleich groß sind. Deutliche Unterschiede treten jedoch bei der Festbrennstofffeuerung, insbesondere im Winter auf. Da dies auf lokale Quellen zurückgeführt werden kann, ist das Minderungspotential an $PM_{2.5}$ bei diesem Quelltyp in Ústí nad Labem deutlich höher ausgeprägt als in Annaberg-Buchholz. Trotzdem ist die Festbrennstofffeuerung im Winter in Annaberg-Buchholz die stärkste lokale Quelle deutlich vor dem Straßenverkehr. Dies gilt in gleichem Maß auch für die Feinstaubfraktion PM_1 . Für beide Gebiete liegt das Minderungspotential in der Reduzierung der Verfeuerung von Holz und Braunkohle in den privaten Feststofffeuerungsanlagen bzw. der Nachrüstung von effektiven Abscheide- oder Filtersystemen. Im Frühling und Herbst liegt das größte Minderungspotential, wenn auch deutlich geringer ausgeprägt als im Winter, ebenfalls bei der Festbrennstofffeuerung. Nur im Sommer ist in Annaberg-Buchholz der Beitrag des Straßenverkehrs und der Festbrennstofffeuerung an $PM_{2.5}$ in etwa gleich hoch. Hinzu kommt im Sommer ein bedeutsamer Anteil von organischem Kohlenstoff in PM_1 vom Kochen und Grillen. Da die Nahrungsmittelzubereitung ein Grundbedürfnis des Menschen ist, wird in dieser Quelle kein Minderungspotential gesehen.

Sachgerechter Betrieb, hochwertiger Brennstoff und möglichst weniger Betriebsstunden der privaten Festbrennstofffeuerungsanlagen sind die wichtigsten Ansät-

ze, um die krebserregenden Bestandteile (d.h. Ruß und organische Substanzen insbesondere polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) im Feinstaub deutlich zu verringern. Dies würde sich positiv auf die Gesundheit der Bevölkerung auswirken.

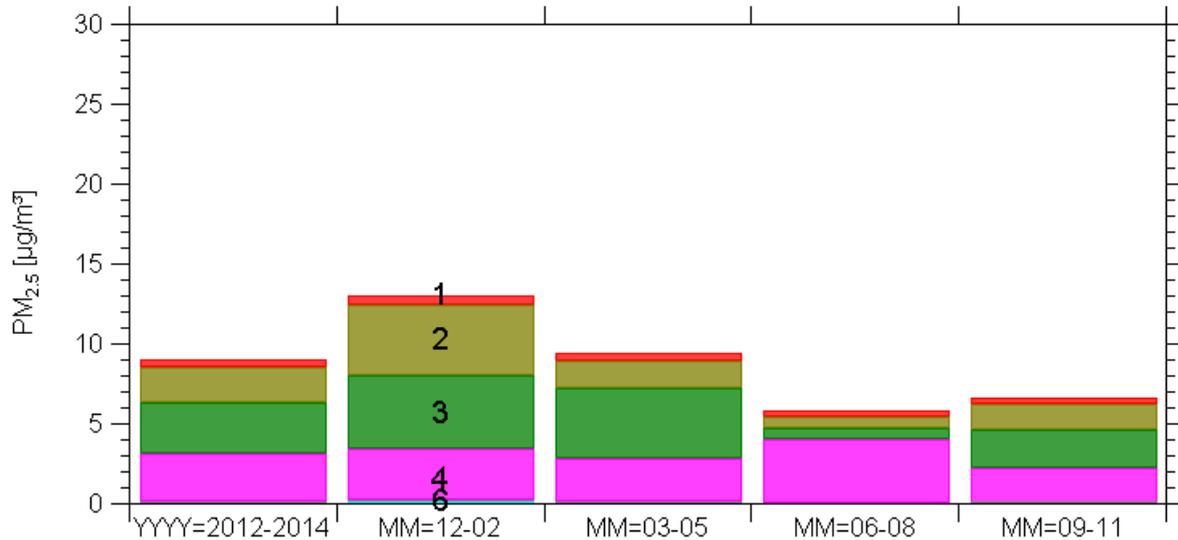


Abbildung 36: Absolute mittlere Beiträge der verschiedenen Quellen an der Feinstaubfraktion PM_{2.5} in Annaberg-Buchholz. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

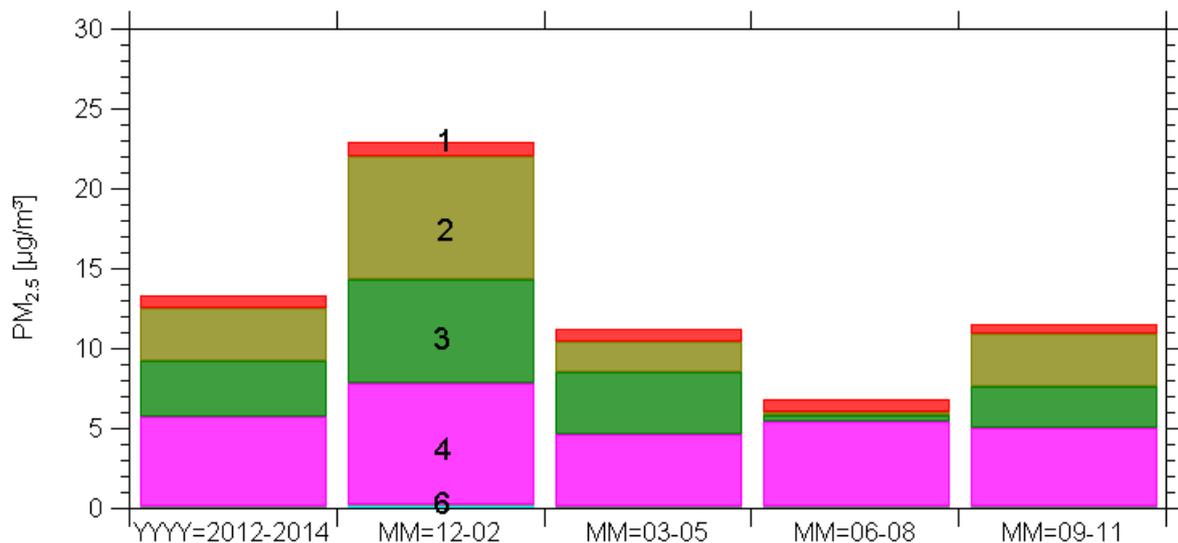


Abbildung 37: Absolute Beiträge der verschiedenen Quellen an der Feinstaubfraktion PM_{2.5} in Ústí nad Labem. Die Zuordnung der Nummern zu den Namen der Quellen ist auf Seite 58 aufgeführt.

6 Bestimmung der Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln, Gesamtpartikeln und Ruß auf die Gesundheit unter Verwendung amtlicher Statistiken

6.1 Datenbasis und statistisches Vorgehen zur Analyse der Morbidität und Mortalität

Die Auswertung der Daten zu Krankenhauseinweisungen sowie Todesursachen hat zum Ziel, die Kurzzeiteffekte von ultrafeinen Partikeln mit einem Durchmesser zwischen 20 nm und 100 nm ($PN_{[0.02-0.1]}$), die Gesamtpartikelanzahlkonzentrationen im Bereich von 20 bis 800 nm ($PN_{[0.02-0.8]}$) sowie die Massenkonzentrationen von Rußpartikeln (PM_{10}) auf die Anzahl der Krankenhauseinweisungen und Todesfälle zu untersuchen. Zwei Zielsetzungen werden verfolgt:

Ziel 1: Untersuchung des Zusammenhangs zwischen PM_{10} , $PN_{[0.02-0.1]}$ sowie $PN_{[0.2-0.8]}$ und der Anzahl von ursachenspezifischen Krankenhausaufenthalten in den Regionen Erzgebirgskreis und Ústí nad Labem

Ziel 2: Untersuchung des Zusammenhangs zwischen PM_{10} , $PN_{[0.02-0.1]}$ sowie $PN_{[0.2-0.8]}$ und der Anzahl von natürlichen sowie ursachenspezifischen Todesfällen im Erzgebirgskreis und Ústí nad Labem

In der Analyse wurden die Anzahl an Krankenhausaufnahmen und Todesursachen nach der Internationalen statistischen Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme (ICD-10) verwendet. Berücksichtigung fanden in der Datenauswertung folgende Gesundheitsparameter:

- Morbidität (Krankenhauseinweisungen): Krankheiten des Kreislaufsystems (ICD-10: I00 – I99) und Krankheiten des Atmungssystems (ICD-10: J00 – J99)
- Mortalität (Todesfälle): natürliche Todesursachen (ICD-10: A00 – R99), Krankheiten des Kreislaufsystems (ICD-10: I00 – I99) und Krankheiten des Atmungssystems (ICD-10: J00 – J99)

Als Datengrundlage dienen die Krankenhausstatistik (Diagnosestatistik) sowie die Todesursachenstatistik für das Jahr 2012 für den Erzgebirgskreis. Für die Stadt Ústí nad Labem stehen Daten für die Jahre 2012 und 2013 zur Verfügung.

Für den Erzgebirgskreis wurden Daten der amtlichen Statistik (Krankenhaus- (Diagnose)statistik sowie Todesursachenstatistik) verwendet. Die Krankenhausstatistik wird von den Statistischen Ämtern des Bundes und der Länder gemein-

sam erstellt. Bei ihr handelt es sich um eine jährliche Totalerhebung, welche Daten aller Krankenhäuser und Vorsorge- oder Rehabilitationseinrichtungen in Deutschland enthält. Die Todesursachenstatistik beinhaltet wichtige Gesundheitsindikatoren wie Todesursachen, Sterbeziffern, verlorene Lebensjahre und vermeidbare Sterbefälle. Grundlage sind die von den Ärzten ausgestellten Todesbescheinigungen.

Aufgrund der geringen Einwohnerzahl in Annaberg-Buchholz und der daraus vergleichsweise niedrigen Anzahl an Krankenhauseinweisungen und Todesfällen wurden in die Analyse zusätzlich die beiden Städte Aue und Marienberg einbezogen. Alle drei Städte (Annaberg-Buchholz, Aue und Marienberg) weisen ähnliche Charakteristika in Bezug auf die Luftschadstoffbelastung und meteorologischen Parameter auf.

Auf Grundlage aktueller wissenschaftlicher Vorgehensweisen wurden die Daten der Krankenhaus- und Todesursachenstatistik mittels einer Poisson-Regressionsanalyse unter Berücksichtigung einer sogenannten Überdispersion⁶ ausgewertet. Poisson-Regressionsanalysen sind gut geeignet, um Zählraten zur Anzahl der täglichen Krankenhauseinweisungen und Todesfälle zu analysieren.

Um den zeitlichen Verlauf der Assoziation zwischen Luftschadstoffen und Gesundheitsparametern darstellen zu können, wurden Modelle gerechnet, in denen die verschiedenen Lags (lag 0 bis lag 5) (24-h-Tagesmittelwert) einzeln Berücksichtigung fanden:

lag 0 = Tag des Ereignisses

lag 1 = 1 Tag vor dem Ereignis

lag 2 = 2 Tage vor dem Ereignis

lag 3 = 3 Tage vor dem Ereignis

lag 4 = 4 Tage vor dem Ereignis

lag 5 = 5 Tage vor dem Ereignis

Bei lag 0 tritt der Effekt (die Krankenhauseinweisung oder Tod) am gleichen Tag auf. Lag 1 bis lag 5 bedeuten, dass der Effekt zeitverzögert (1, 2, 3, 4, 5 Tage später) stattfindet.

⁶ Overdispersion (Überdispersion) ist die (über)große Streuung der Daten. Sie liegt vor, wenn die Daten mehr streuen als durch das Modell erklärt werden kann.

Um unmittelbare, verzögerte und kumulative Effekte (mehrere 24-h-Tagesmittelwerte) schätzen zu können, wurden drei Mehrtagesmittel verwendet:

lag 0-1 = unmittelbarer Effekt (2-Tagesmittel)

lag 2-5 = verzögerte (3-Tagesmittel)

lag 0-5 = kumulative Effekte (6-Tagesmittel) (Armstrong, 2006).

Es wurde ein Basismodell für beide Regionen etabliert, das mögliche Störgrößen beachtet, wie den zeitlichen Trend und verschiedene Indikatorvariablen. Letztere wurden verwendet für:

- Wochentag (Montag bis Sonntag) und für Feiertage
- Änderung der Gesamtpopulation einer Region während Ferienzeiten (Weihnachten, Ostern, Sommerferienzeit)
- Grippeepidemien
- Lufttemperatur (2-Tagesmittel aus lag 0 und 1 [lag 0: vom gleichen Tag; lag 1: vom Vortag])
- hohe Temperaturen sowie 12-Tagesmittel aus lag 2-13
- relative Luftfeuchte (2-Tagesmittel aus lag 0 und 1 und 12-Tagesmittel aus lag 2-13)

Da Störgrößen einem nicht-linearen Zusammenhang mit den Zielvariablen zeigen können, wurden bei der Modellierung dieser Größen „natural cubic regression splines“ verwendet. Vier Freiheitsgrade pro Jahr wurden dabei für den zeitlichen Trend festgelegt sowie drei Freiheitsgrade für die Funktionen der meteorologischen Parameter.

Berechnet wurde der Anstieg des relativen Risikos (RR) für eine Krankenhauseinweisung oder einen Todesfall in Prozent. Es ist die Risikowahrscheinlichkeit des Auftretens des jeweils untersuchten Gesundheitsparameters, wenn sich der jeweils untersuchte Luftschadstoff um einen Interquartilsabstand erhöht. Die Grafiken im Ergebnissteil zeigen daher die prozentuale Veränderung des relativen Risikos (RR-1 [%]) im Zusammenhang mit einem Anstieg des Luftschadstoffs um den Interquartilsabstand (IQR). Das RR wird berechnet mit der Formel:

$$RR = \exp(\beta + IQR).$$

Beta (β) entspricht dem Regressionskoeffizienten zur Schätzung des Effektes. IQR ist die Abkürzung für den Interquartilsabstand. Er ist ein Streuungsmaß und

erlaubt einen Rückschluss auf die Verteilung (Dispersion) der Daten. Dabei bedeutet ein geringer Interquartilsabstand, dass die Daten nah beieinander liegen. Ein hoher IQR deutet dagegen auf Daten hin, die weiter auseinander liegen.

Die prozentuale Veränderung des relativen Risikos des jeweils untersuchten Gesundheitsparameters bei Erhöhung der Exposition um einen Interquartilsabstand ergibt sich durch die Formel: $(RR-1)*100$ [angegeben in %]. Die Ergebnisse werden anhand von graphischen Darstellungen in Form von Abbildungen für die beiden Gesundheitsparameter (Krankenhausweisseisungen und Todesfälle) (z. B. Abbildung 38) veranschaulicht.

6.2 Ergebnisse für den Erzgebirgskreis

6.2.1 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Krankenhauseinweisungen

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Städte Annaberg-Buchholz, Aue und Marienberg für das Jahr 2012 bewertet. Im Untersuchungsjahr wurden insgesamt 2263 Personen in ein Krankenhaus aufgrund einer kardiovaskulären Erkrankung eingewiesen. Im Mittel entspricht das 6.18 Fällen täglich bei einer Standardabweichung von 3.33. Lediglich 800 Personen wurden mit der Diagnose respiratorische Erkrankung in einem Krankenhaus aufgenommen, darunter 2.19 Fälle täglich mit einer Standardabweichung von 1.58.

Abbildung 38 stellt die Ergebnisse der Poisson-Regressionsanalyse in Bezug auf die respiratorischen Krankenhauseinweisungen für PM_{10} BC dar. Auf der x-Achse sind die prozentualen Veränderungen des RR sowie das Konfidenzintervall der Veränderung des relativen Risikos (95%-CI) angegeben. Die y-Achse zeigt die lags (Verzögerungen) des PM_{10} BC 24-h-Mittelwertes. Graphisch dargestellt ist eine signifikante Erhöhung des RR mit einem Anstieg des IQR um $1 \mu g/m^3$ (95%-Konfidenzintervall des RR von 0.07% bis 18.69%; $p < 0.05$). Das Signifikanzniveau $p < 0.05$ ist in den jeweiligen Abbildungen mit „*“ gekennzeichnet, „(*)“ bedeutet grenzwertig signifikant mit einem p-Wert kleiner 0.1. Nach vier bis fünf Tagen zeigt sich ein Abfall des RR. Sichtbar ist daher der Harvesting-Effekt (bezeichnet als mortality displacement), welcher die Vorverlegung des Todeszeitpunktes um wenige Tage aufgrund einer Luftschadstoffbelastung ausdrückt. Hiervon betroffen

sind vor allem bereits erkrankte Personen mit einem erhöhten Sterberisiko (Basu and Samet, 2002).

PM₁ BC übt keinen bedeutenden Effekt auf die respiratorischen Krankenhauseinweisungen in Annaberg-Buchholz, Aue und Marienberg aus sowie keinen auf die kardiovaskulären Aufnahmen aus. PN_[0.02-0.1] und PN_[0.02-0.8] haben zu keinem Zeitpunkt einen signifikanten Einfluss auf eine Erhöhung des RR für eine Krankenhauseinweisungen aufgrund respiratorischer als auch kardiovaskulärer Erkrankungen.

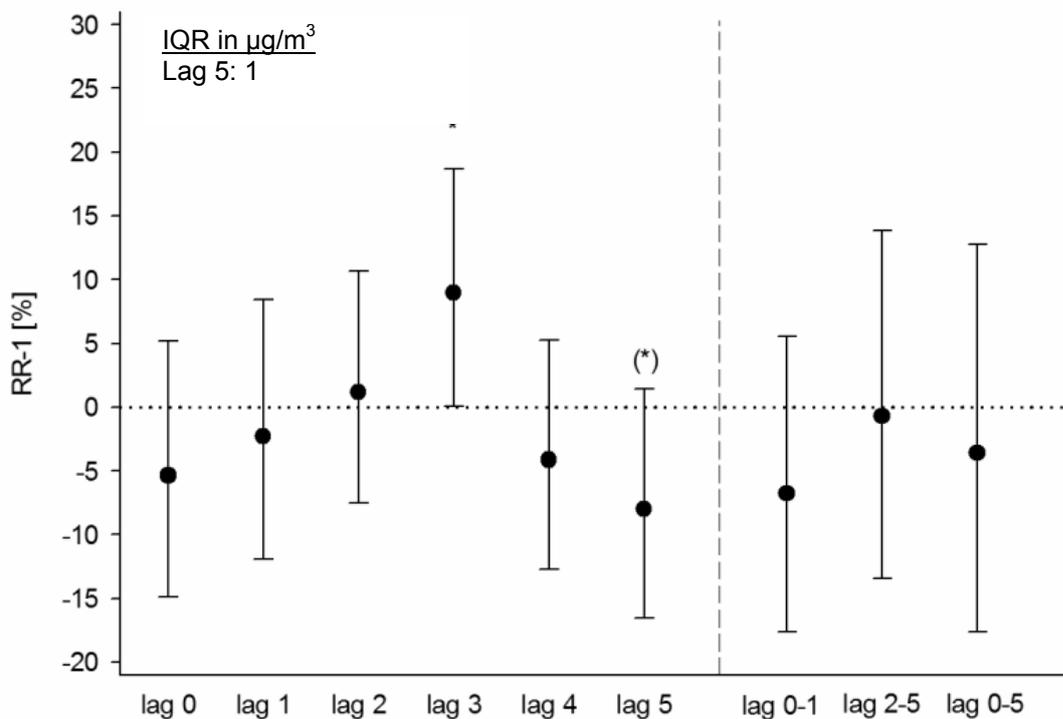


Abbildung 38: Prozentuale Veränderung des RR für respiratorische Krankenhauseinweisungen mit verschiedenen Verzögerungen – PM₁ BC.

6.2.2 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Todesfälle

Im Jahr 2012 gab es 849 Todesfälle aufgrund von natürlichen Todesursachen, welche Suizid und Verkehrsunfälle ausschließen. Das waren im Mittel 2.32 Todesfälle pro Tag mit einer Standardabweichung von 1.48. Auf 458 Todesbescheinigungen standen als Ursache eine kardiovaskuläre Erkrankung, darunter 1.25 Fälle täglich bei einer Standardabweichung von 1.08. Mit 24 Fällen war die Zahl der durch eine respiratorische Erkrankung Gestorbenen sehr gering. Im Tagesdurchschnitt starben 0.07 Personen bei einer Standardabweichung von 0.27. Aufgrund

der geringen Fallzahl wurde keine Poisson-Regressionsanalyse für die respiratorischen Todesfälle gerechnet. Die Ergebnisse würden eine zu hohe Unsicherheit aufweisen.

Die drei Luftschadstoffe PM_{10} BC, $PN_{[0.02-0.1]}$, und $PN_{[0.02-0.8]}$ können Auswirkungen auf die natürlichen Todesfälle haben. Alle drei Stoffe zeigen signifikante Effekte auf die prozentuale Erhöhung des relativen Risikos für das Auftreten von natürlichen Todesfällen aufgrund eines Anstieges des IQR des Luftschadstoffes (Abbildungen 39, 40 und 41). Die Assoziationen sind ähnlich. Signifikant sind die Auswirkungen mit einer 5-tägigen Verzögerung (lag 5) bei den drei Luftschadstoffen. Zudem treten signifikante verzögerte Effekt (lag 2-5) bei allen auf. Bei den ultrafeinen Partikeln und Partikeln der Größe 20 – 800 nm sind zusätzlich Effekte mit einer Verzögerung von zwei Tagen (lag 2) sowie kumulative Effekte (lag 0-5) sichtbar. Abbildung 39 verdeutlicht die Ergebnisse für PM_{10} BC. Das relative Risiko ist signifikant um 12.21% mit einer Verzögerung von fünf Tagen (95%-CI [2.57%; 22.77%]) erhöht wenn der IQR von PM_{10} BC um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigt. PM_{10} BC führt bei einer Erhöhung von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu einem Anstieg des RR um 17.43% (95%-CI [1.82, 35.44], IQR 0.9).

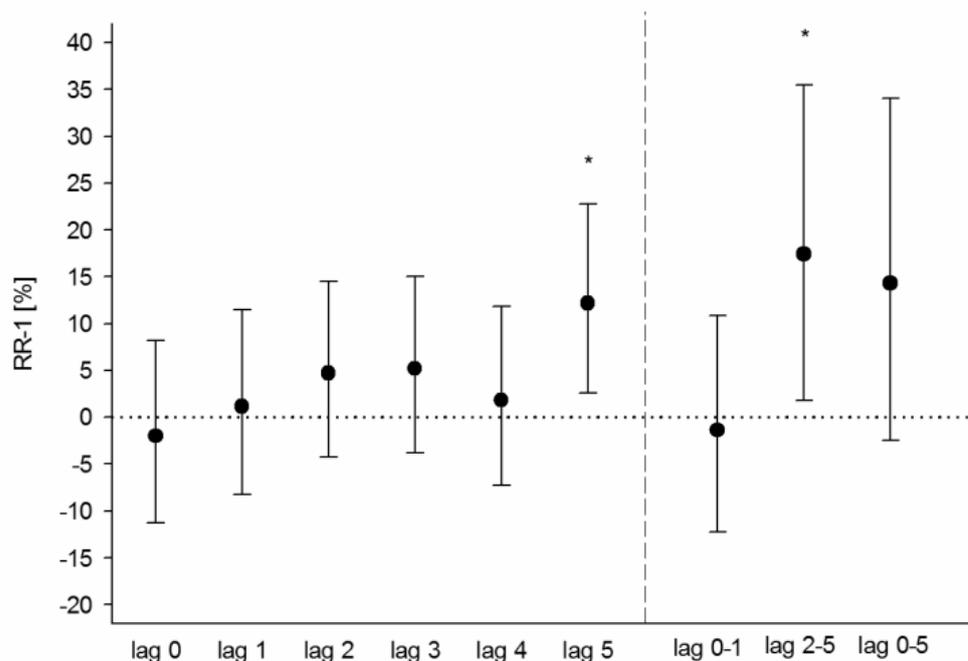


Abbildung 39: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von PM_{10} BC mit verschiedenen Lags für natürliche Todesfälle.

In Abbildung 40 werden die Effekte der Luftschadstoffbelastung durch $PN_{[0.02-0.1]}$ deutlich. Mit einer zweitägigen Verzögerung tritt ein um 13.62% erhöhtes relatives Risiko auf (95%-CI [2.1%, 26.45%], IQR 3074). Das relative Risiko erhöht sich um 16.75% [95%-CI 5.02%, 29.77%] mit einer Verzögerung von fünf Tagen, wenn der IQR von $PN_{[0.02-0.1]}$ um $3074 \text{ Partikel/cm}^3$ ansteigt. Der zeitverzögerte Effekt zeigt ein erhöhtes RR um 23.40% (95%-CI [8.49%, 40.34%], IQR 2126). Das Risiko ist um 27.11% gestiegen an lag 2-5 (95%-CI [10.44%, 46%], IQR 1843).

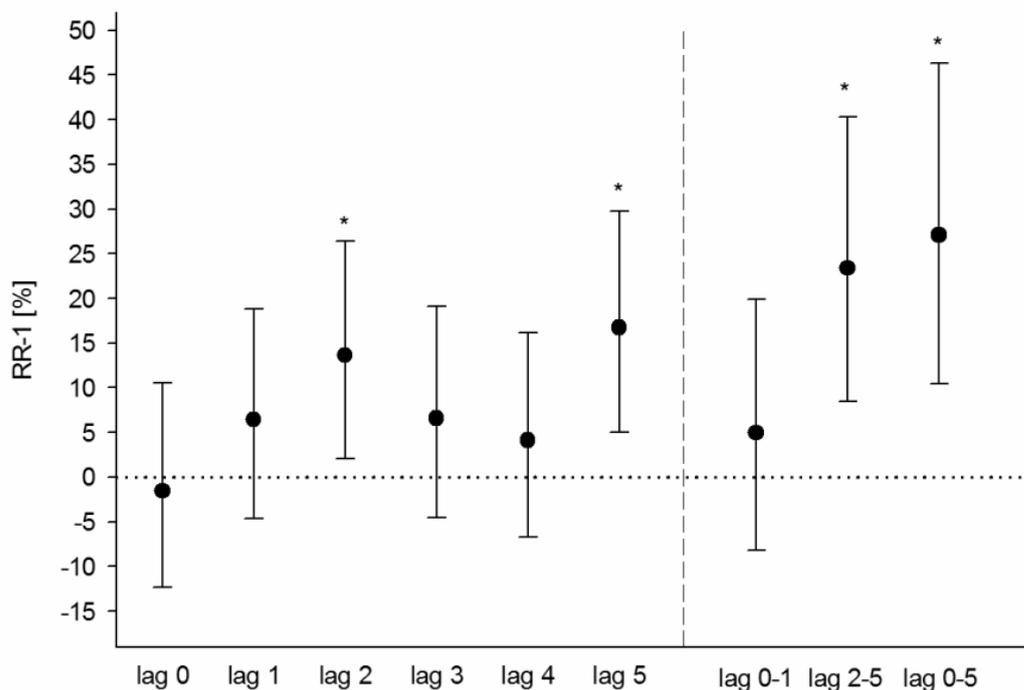


Abbildung 40: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.1]}$, mit verschiedenen Lags für natürliche Todesfälle.

Die Ergebnisse der Analyse für den Schadstoff $PN_{[0.02-0.8]}$ sind in Abbildung 41 dargestellt. An lag 2 ist das RR um 12.44% erhöht (95%-CI [0.28%, 26.07%], IQR 4018). Der Anstieg des relativen Risikos beträgt bei einer Verzögerung um fünf Tage 18.11% (95%-CI [5.49%, 32.24%], IQR 4018). Ein zeitverzögerter Zusammenhang zwischen $PN_{[0.02-0.8]}$ und natürlichen Todesfällen zeigt sich bei einem um 22.93% erhöhten RR (95%-CI [7.15%, 41.03%], IQR 2768). Der kumulative Effekt beträgt 29.03% (95%-CI [9.84%, 51.59%], IQR 2602).

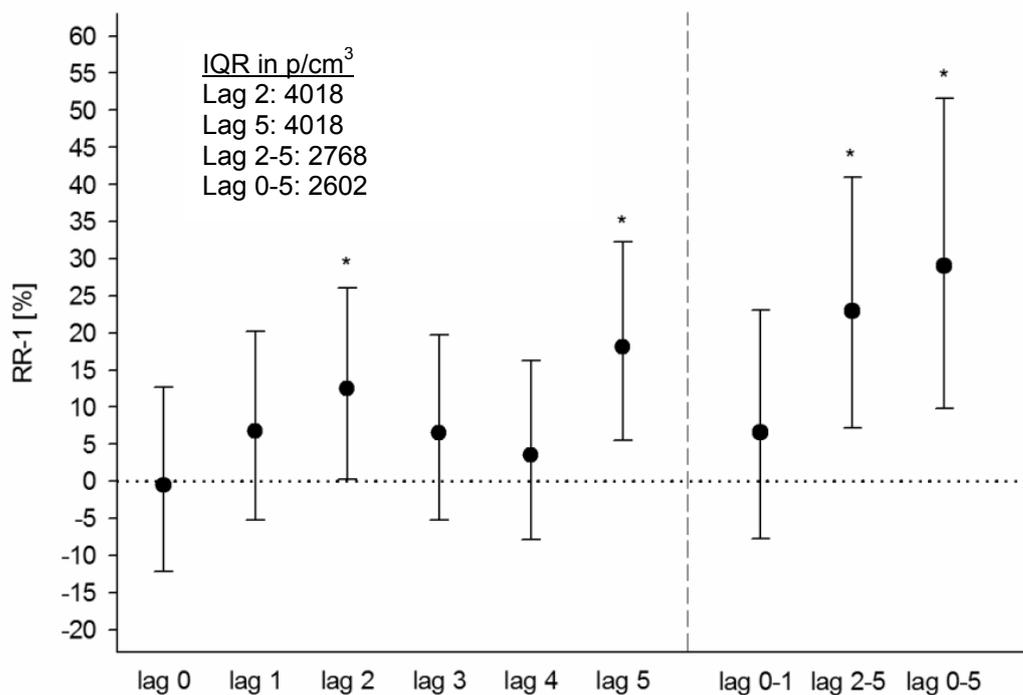


Abbildung 41: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.8]}$ mit verschiedenen Lags für natürliche Todesfälle.

Ein Anstieg des relativen Risikos für Todesfälle aufgrund von Krankheiten des Kreislaufsystems wurde für die ultrafeinen Partikel und Partikel der Größe 20 – 800 nm beobachtet (Abbildung 42 und 43).

Die Ergebnisse zum Zusammenhang zwischen $PN_{[0.02-0.1]}$, und kardiovaskulären Todesursachen sind ähnlich der natürlichen Todesursachen. Ein Anstieg von $PN_{[0.02-0.1]}$ um 3074 Partikel/cm³ führt zu einer Erhöhung des relativen Risikos kardiovaskulärer Mortalität um 17.14% (95%-CI [0.72, 36.24]) bzw. 15.43% (95%-CI [-0.97, 34.54]) mit einer Verzögerung von zwei sowie fünf Tagen. Des Weiteren zeigen sich ein verzögerter (lag 2-5: 95%-CI 22.9% [2.78, 46.95], IQR 2126) und kumulativer Zusammenhang (6-Tagesmittel: 28.72%, 95%-CI [5.84, 56.57], IQR 1843) zwischen $PN_{[0.02-0.1]}$ und Todesfällen aufgrund von Krankheiten des Kreislaufsystems (Abbildung 42).

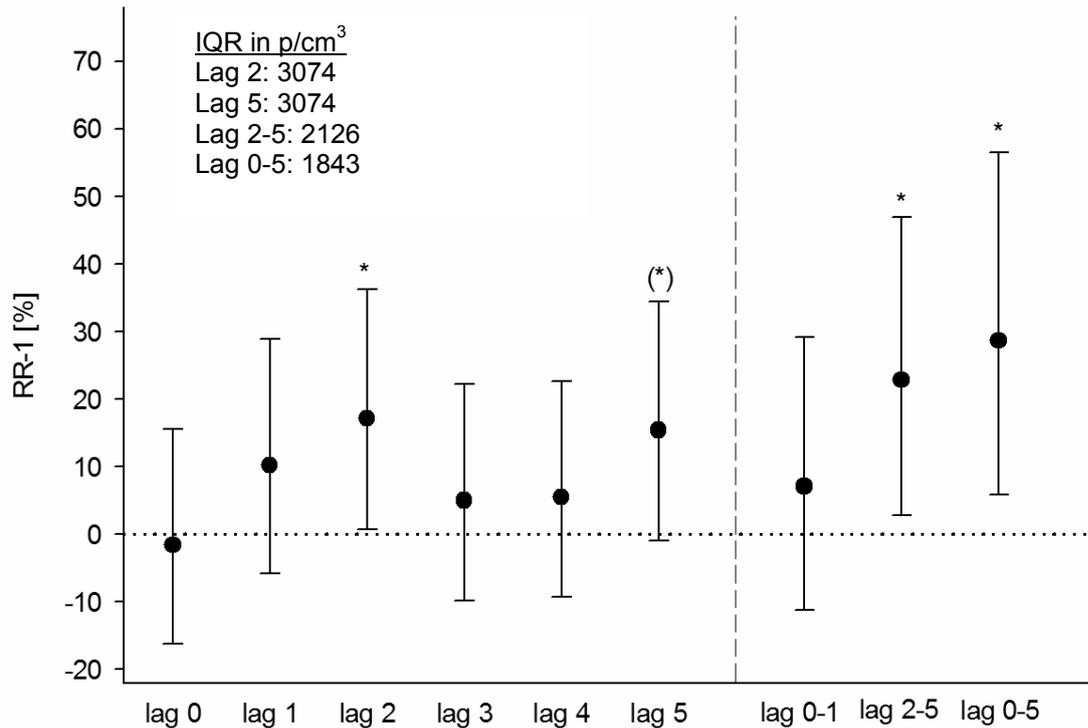


Abbildung 42: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.1]}$ mit verschiedenen Lags für kardiovaskuläre Mortalität.

Abbildung 43 verdeutlicht die Effekte, die Partikel mit einem Durchmesser von 20 – 800 nm auf die kardiovaskulären Krankenhauseinweisungen ausüben. Es treten Effekte mit einer Verzögerung von fünf Tagen sowie verzögerte und kumulative Effekte auf. Eine Zunahme der Partikelanzahlkonzentration des Luftschadstoffes $PN_{[0.02-0.8]}$ geht einher mit einem 16.84%igen Anstieg des RR an kardiovaskulären Todesfällen mit einer Verzögerung von fünf Tagen (95%-CI [-0.69%, 37.47%]), IQR 4018), einem 21.96%igen Anstieg an lag 2-5 (95%-CI [0.71%, 37.47%]), IQR 2768) und einem 30.04%igen an lag 0-5 (95%-CI [3.67%, 63.13%]), IQR 2604). Von einem Effekt am Tag der Exposition sind die Personen nicht betroffen.

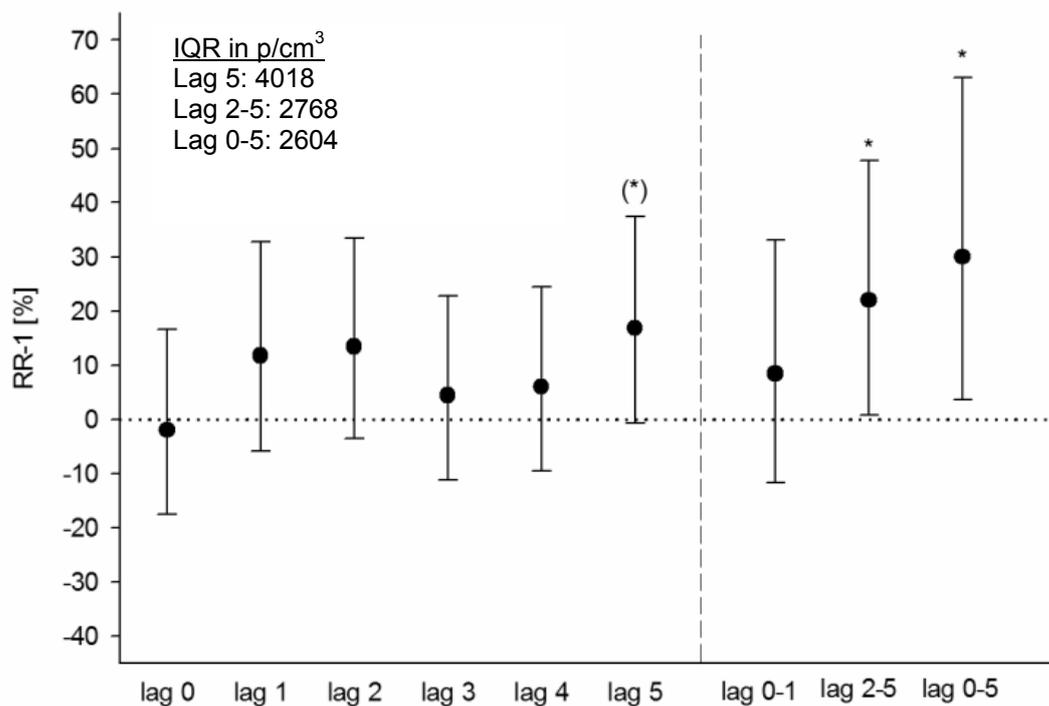


Abbildung 43: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.8]}$ mit verschiedenen Lags für kardiovaskuläre Mortalität.

6.2.3 Fazit

Vergleichend wird deutlich, dass PM_1 BC, $PN_{[0.02-0.1]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$ keine signifikanten Auswirkungen auf das Auftreten von Krankenhauseinweisungen aufgrund einer kardiovaskulären Erkrankung haben. Ein Anstieg PM_1 BC, $PN_{[0.02-0.1]}$, und $PN_{[0.02-0.8]}$ in der Außenluft führte zu einem erhöhten prozentualen Risiko für natürliche Todesfälle. $PN_{[0.02-0.1]}$, und $PN_{[0.02-0.8]}$ hatten eine signifikante Auswirkung auf den Anstieg an kardiovaskulären Todesfällen. Effekte aufgrund natürlicher Todesursachen traten Tage nach der Exposition auf - an einzelnen Tagen (lag 2, lag 5) oder als verzögerte (lag 2-5) und kumulative Effekte (lag 0-5).

In der Datenauswertung zeigten sich teils sehr hohe signifikante prozentuale relative Risiken. Ebenfalls fällt der anscheinend protektive Effekt des Schadstoffes PM_1 BC auf. Dass Luftschadstoffe nicht protektiv, also gesundheitsfördernd, wirken ist nachweislich bekannt. Drei Fakten helfen die anscheinend protektiven Effekte sowie die teils hohen relativen Risiken zu erklären. Es konnten erstens Daten der Krankenhaus- und Todesursachenstatistik nur für ein Untersuchungsjahr

ausgewertet werden. Zweitens ist die Patientenzahl gering und die Betroffenen weisen ein hohes Alter auf. Drittens zeigen einige Ergebnisse ein großes Konfidenzintervall der prozentualen Veränderung des RR, welches eine hohe Impräzision der Ergebnisse in Folge eines zufälligen Fehlers haben kann.

6.3 Ergebnisse für Ústi nad Labem

6.3.1 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Krankenhauseinweisungen

Wie für Annaberg-Buchholz, Aue und Marienberg wurden Daten der Krankenhauseinweisungen und Todesursachen herangezogen, um die Auswirkungen der drei Luftschadstoffe PM_{10} , $PM_{2.5}$, und $PN_{[0.02-0.1]}$ zu bestimmen.

Im Jahr 2012 wurden insgesamt 3134 Personen aufgrund von kardiovaskulären Erkrankungen im Krankenhaus behandelt. Das waren im Schnitt 5.3 Krankenhauseinweisungen pro Tag. Aufgrund von Atemwegserkrankungen gab es insgesamt 2019 Krankenhauseinweisungen mit einem Tagesmittelwert von 3.4.

Abbildung 44 stellt die respiratorischen Krankenhauseinweisungen bei Männern aufgrund eines Anstieges des Luftschadstoffes $PN_{[0.02-0.1]}$ dar. Signifikante Effekte treten bei Männern mit einer Verzögerung von drei und von fünf Tagen auf. Zusätzlich gibt es verzögerte (lag 2-5) und kumulative Effekte (lag 0-5). Dabei kommt es an lag 3 zu einer Erhöhung des RR um 11.73% (95%-CI [1.85%, 22.57%], IQR 3374), an lag 5 um 8.34% (95%-CI [-1.31%, 18.94%], IQR 3374). Ein Anstieg der Partikelanzahlkonzentration von $PN_{[0.02-0.1]}$ führt zu verzögerten Effekten von 10.69% (95%-CI [-0.03%, 22.55%], IQR 2378) sowie kumulativen Effekten von 10.66% (95%-CI [-0.95%, 23.63], IQR 1996).

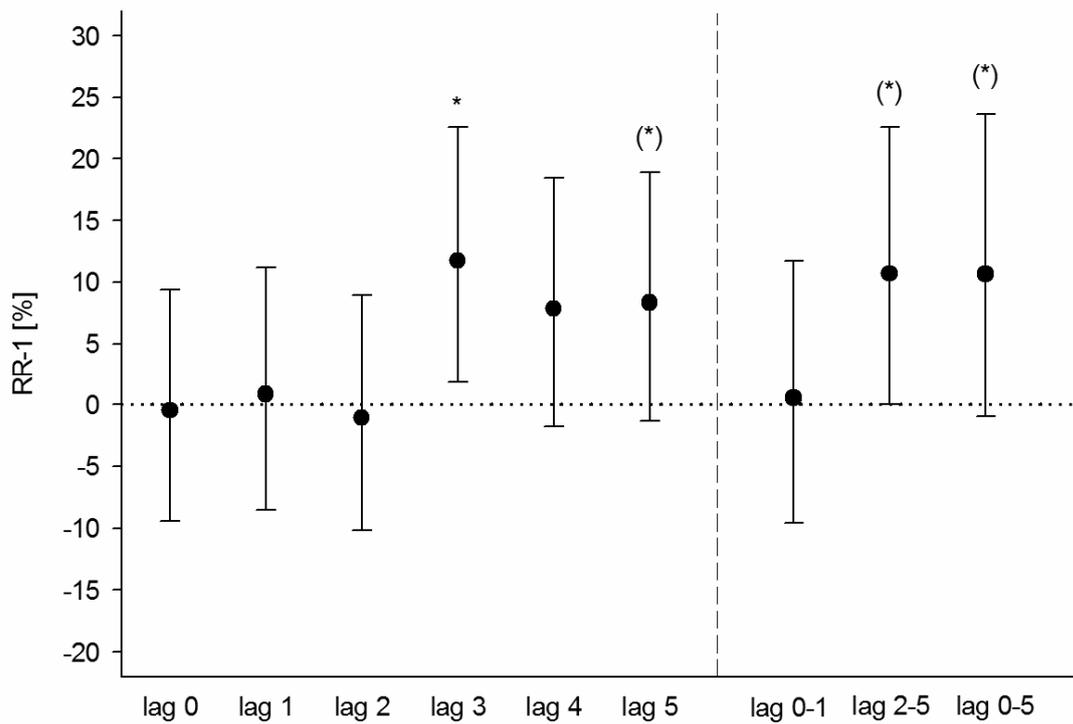


Abbildung 44: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.1]}$ mit verschiedenen Lags für respiratorische Krankenhauseinweisungen bei Männern.

Bei Männern und Frauen im Alter von 65-74 Jahren kommt es bei einem Anstieg des Schadstoffes $PN_{[0.02-0.1]}$ mit einer Verzögerung von drei und vier Tagen zu einem erhöhten Risiko für Krankenhauseinweisungen aufgrund einer respiratorischen Erkrankung. Die prozentuale Steigerung des RR ist mit 23.75% an lag 4 (95%-CI [3.7%, 48%], IQR 3374) am höchsten, etwas geringer an lag 3 (16.65%, 95%-CI [-2.35%, 39.34%], IQR 3374) (Abbildung 45).

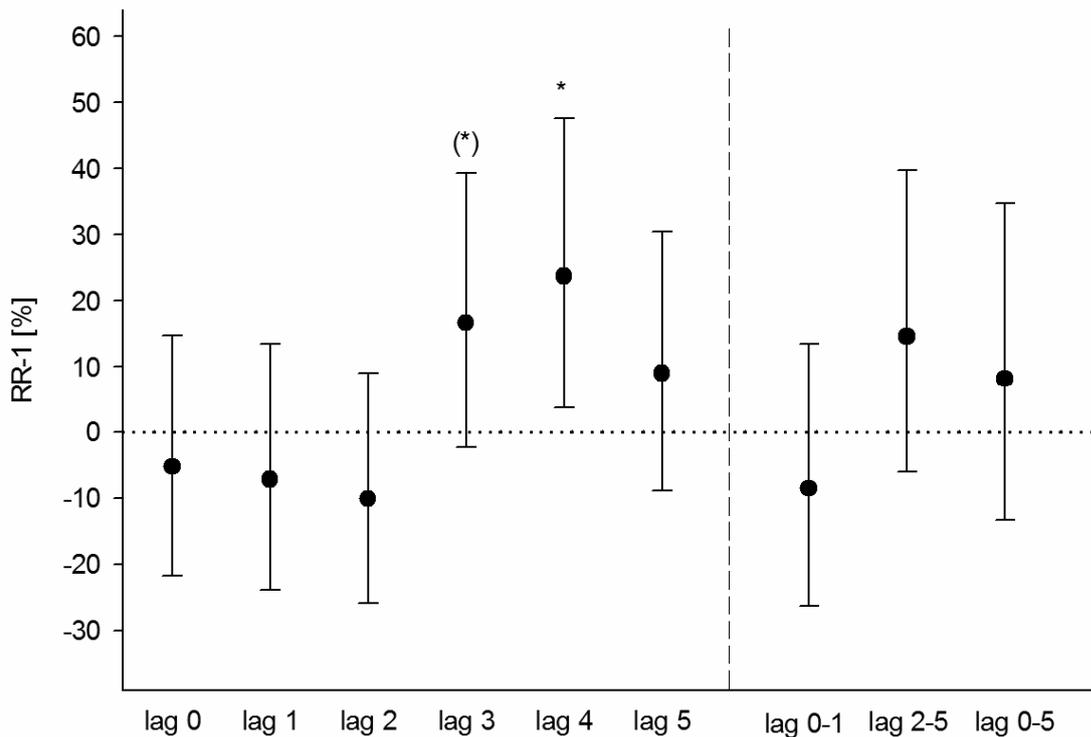


Abbildung 45: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.1]}$ mit verschiedenen Lags für respiratorische Krankenhauseinweisungen bei Personen im Alter von 65 bis 74 Jahren.

Die größeren Partikel mit einem Durchmesser von 20-800 nm führen bei einem Anstieg der Partikelanzahlkonzentration zu einer Zunahme des prozentualen RR für eine respiratorische Krankenhausaufnahme bei Männern (Abbildung 46). Der Anstieg bei einer Verzögerung um drei Tage liegt bei 13.48% (95%-CI [3.41%, 24.52%], IQR 4415). Eine schwächere Zunahme an Krankenhauseinweisungen ist an lag 4 (9.04%, 95%-CI [-0.70%, 19.74%], CI 4415) vorhanden. Verzögerte und kumulative Effekte treten ebenfalls auf. Erhöht sich die Anzahl der Partikel/cm³ um 3243, dann steigt das relative Risiko an lag 2-5 um 11.80% (95%-CI [0.95%, 23.84%]). Eine Zunahme von $PN_{[0.02-0.8]}$ führt zu einem kumulativen Effekt - einem um 12.20% erhöhten relativen Risiko (95%-CI [0.54%, 25.21%], IQR 2680) (Abbildung 46).

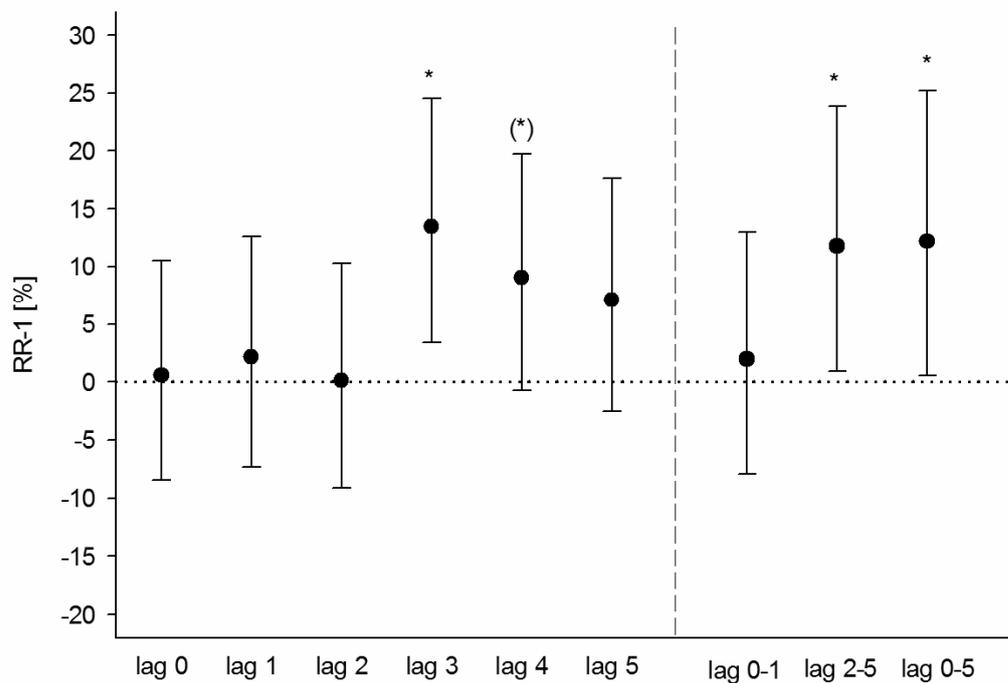


Abbildung 46: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.8]}$ mit verschiedenen Lags für respiratorische Krankenhauseinweisungen bei Männern.

Frauen und Männer im Alter von 65-74 Jahren sind bei einer steigenden Anzahl an Partikeln/cm³ ($PN_{[0.02-0.8]}$) einem steigenden RR mit einer Verzögerung von drei sowie vier Tagen ausgesetzt. So erhöht sich das RR mit einer Verzögerung um drei Tage um 19.60% (95%-CI [-0.51%, 43.78%], IQR 4415) und an lag 4 um 22.04% (95%-CI [1.43%, 46.85%], IQR 4415) (Abbildung 47).

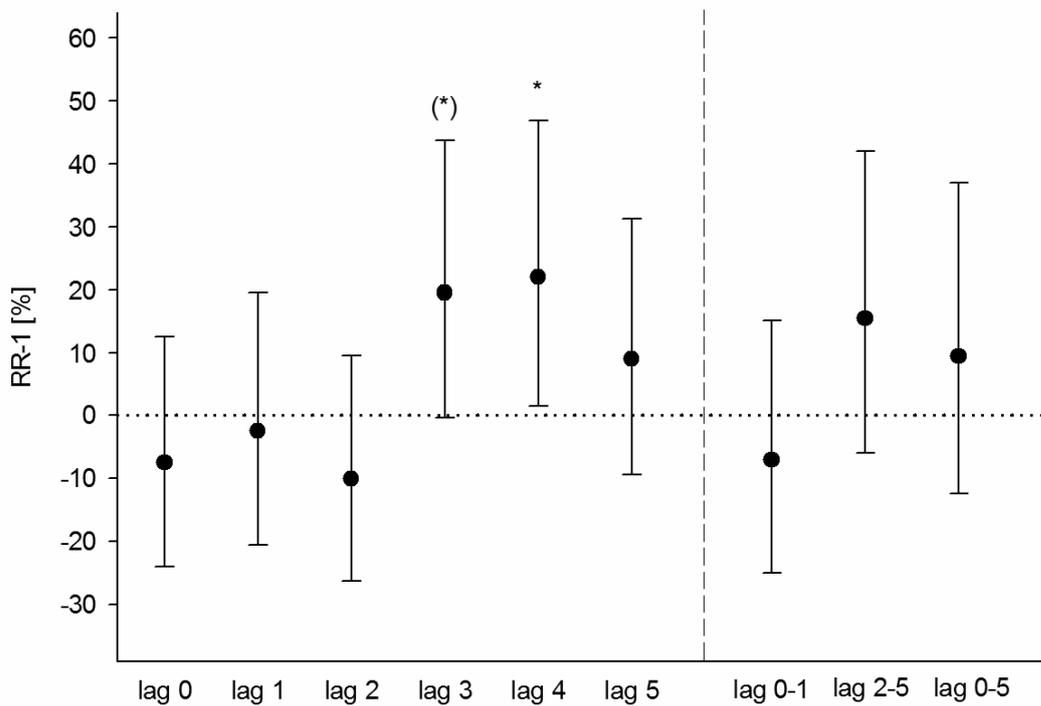


Abbildung 47: Prozentuale Veränderung des relativen Risikos von $PN_{[0.02-0.8]}$ mit verschiedenen Lags für respiratorische Krankenhauseinweisungen bei Personen im Alter von 65 bis 74 Jahren.

6.3.2 Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Todesfälle

In Ústí nad Labem betrug die Anzahl der natürlichen Todesfälle 1498 im Jahr 2012 mit einem Tagesmittelwert von 2.6. Davon waren 693 Todesfälle auf Herz-Kreislauf-erkrankungen zurückzuführen, das entspricht 1.2 Fällen pro Tag. Respiratorische Erkrankungen wurden 2012 in Ústí nad Labem 67 Todesfällen zugeschrieben, was 0.11 Fällen pro Tag entspricht. Jedoch ist die Anzahl respiratorischer Todesfälle wie auch in Annaberg-Buchholz zu gering, um einen Zusammenhang mit Luftschadstoffen untersuchen zu können. Aussagekräftige Ergebnisse auf die natürlichen Todesfälle können nicht gemacht werden.

6.3.3 Fazit

Die Berechnungen zeigen, dass es weder in Annaberg-Buchholz noch in Ústí nad Labem signifikante Zusammenhänge zwischen den drei Luftschadstoffen und kardiovaskulären Krankenhauseinweisung gab. Personen im Alter von 65-74 Jahren waren bei einem Anstieg der Partikelanzahlkonzentration für $PN_{[0.02-0.1]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$ einem signifikant erhöhten prozentualen relativen Risiko für eine respiratorische Krankenhauseinweisung ausgesetzt. Signifikante Auswirkungen auf natürliche und kardiovaskuläre Todesfälle konnten nicht nachgewiesen werden.

7 Bestimmung der Auswirkungen von ultrafeinen Partikeln, Gesamtpartikeln und Ruß auf die Gesundheit unter Verwendung eines Fragebogens und Symptomtagebuchs

7.1 Datengrundlage und statistische Methoden

Die Datengrundlage bilden Patienten mit einer Atemwegs- und/oder Herz-Kreislaufkrankung, die in Annaberg-Buchholz im EKA Erzgebirgsklinikum Annaberg gGmbH stationär behandelt wurden sowie Patienten, die in Annaberg-Buchholz eine Arztpraxis aufsuchten. Von Mai 2012 bis März 2014 wurden Patientendaten von den Mitarbeitern des Forschungsverbundes Public Health Sachsen, Technische Universität Dresden erhoben. Ein Ethikvotum der Medizinischen Fakultät der Technischen Universität Dresden liegt vor, um diese Studie durchführen zu dürfen. In Ústí nad Labem nahmen Senioren in Altersheimen sowie Patienten in Arztpraxen ebenfalls über einen Zeitraum von zwei Jahren teil.

Die Erhebung besteht aus zwei Teilen. In einem ersten Schritt füllten die Teilnehmer einen Fragebogen aus, in einem Zweiten ein Symptomtagebuch. Das Tagebuch, welches für mindestens neun Wochen vervollständigt wurde, erfasste Symptome des Herz-Kreislaufsystems⁷ und des Atemwegsystems⁸. Der Fragebogen beinhaltete statische Variablen, wie Soziodemographie (Alter, Geschlecht, Bildung und Beruf), aber auch Größe, Gewicht, Lebensstil (darunter Rauchen, körperliche Aktivität) und die Wohnsituation.

Es stehen für beide Untersuchungsregionen tagesaktuelle Messwerte zu Luftschadstoffbelastungen, meteorologischen Parametern und der Verkehrssituation zur Verfügung. Im Datensatz liegen Patientendaten (statisch), Symptomdaten und Luftschadstoffdaten kombiniert vor.

Allgemein kann eine sinnvolle statistische Auswertung der Symptome nur unter Berücksichtigung von Luftschadstoffen als auch statischen Patientenmerkmalen (z.B. der Tatsache, ob eine Person Raucher/Nichtraucher ist) erfolgen. Dafür wurde eine lineare Mehrebenenanalyse (linear Multilevel Model) durchgeführt (Field et

⁷ wie Schmerzen in der Herzgegend, Luftnot und erschwerte Atemtätigkeit nachts bzw. tagsüber, Herzklopfen, Husten, langsamer und schneller Puls, Schwindelgefühl, Herzrasen

⁸ wie Schlappeheit und Müdigkeit, Luftnot und erschwerte Atemtätigkeit tagsüber und nachts, Hustenreiz, Reizhusten, Husten, produktiver Husten, Atemnot, Blässe, Schmerzen

al., 2012). Ziel einer solchen Mehrebenenanalyse war im vorliegenden Fall die Darstellung von Zusammenhängen zwischen Patientenmerkmalen, Symptomen und Luftschadstoffdaten und darüber hinaus die Beantwortung der Frage, ob dieser Zusammenhang von Patient zu Patient unterschiedlich ist, und wenn ja, welche Patientenvariablen dafür verantwortlich sind. Damit können der Einfluss individueller und kontextueller Merkmale für eine individuelle abhängige Variable (Aus-treten von Symptomen) geschätzt werden. Aufgrund der metrischen Skalierung dieser Variablen wurden jeweils lineare Regressionsmodelle geschätzt (Hox, 2002).

Die Analyse der Daten bezieht sich im Konkreten hauptsächlich auf die Erklärung der Symptomanzahl je Patient. Die Symptome als Outcome-Variable wurden dabei in verschiedener Weise analysiert:

- Anzahl der Atemwegssymptome pro Tag
- Anzahl der Atemnotsymptome pro Tag
- Anzahl der Herz Kreislaufsymptome pro Tag
- Anzahl der Atemwegs- und Herz Kreislaufsymptome pro Tag
- Anzahl der Hustensymptome pro Tag

In die jeweiligen Mehrebenenmodelle werden auf der Level-1-Ebene die Luftschadstoffe (beispielsweise PM_1 , BC und PM_{10}) aufgenommen. Weiterhin stehen auf dieser Ebene als Daten die Verkehrsbelastungen (maximale Anzahl an Kraftfahrzeugen und Schwerlastfahrzeugen pro Tag) zur Verfügung, die ebenfalls mit in das Modell integriert werden. Auf Patientenebene (Level-2) gehen die soziodemographischen Variablen sowie die individuellen Variablen (dummy-codiert) mit in das Modell ein (Tabelle 6). Die einzelnen Analysen sind jeweils hierarchisch aufgebaut. In einem ersten Schritt werden die Luftschadstoffe aufgenommen, danach die Verkehrsdaten hinzugefügt. Im Anschluss daran kommen auf Patientenebene (Level 2 Ebene) zunächst die soziodemographischen Variablen (Alter und Geschlecht, Entfernung der Wohnung zur nächsten viel befahrenen Straße) hin und abschließend die individuellen Patientenmerkmale (BMI, Rauchen, Zeit im Freien, körperliche Aktivität). Durch den hierarchischen Aufbau sind somit komplette Modellvergleiche (Chi²-Devianz-Test) möglich (Tabelle 7). Die signifikanten Ergebnisse sind jeweils fett gekennzeichnet. Diese besitzen für das Auftreten von Symptomen eine Erklärungskraft.

43.4% ehemalige Raucher. Im Durchschnitt weisen die Personen einen BMI von 29.6 auf (20.2 bis 45.2)⁹. 30.2% der Befragten wohnen bis zu 50 m entfernt von einer viel befahrenen Straße, 35.9% leben 50-100 m, 33.9% mehr als 100 m entfernt.

Aufgrund der geringen Fallzahl wird nicht zwischen stationär (EKA Erzgebirgsklinikum Annaberg gGmbH) und ambulant behandelten Patienten (Arztpraxen) unterschieden (14 stationär behandelte Personen, 31 ambulant Behandelte sowie 7 Patienten, bei denen unklar ist, ob sie ambulant oder stationär behandelt wurden). Im Folgenden werden einige ausgewählte Modelle, die das Auftreten von Symptomen erklären können, vorgestellt. Dabei wird insgesamt auf „gute“ Modelle eingegangen, bei denen meist Auswirkungen von Luftschadstoffen nachweisbar sind. Die Modelle geben Rückschlüsse darauf, durch welche Faktoren das Auftreten von Symptomen erklärt werden kann.

Die Anzahl der Patienten, die in den Modellen berücksichtigt werden, liegt zwischen 27 und 37. In jeweils einer Mehrebenenanalyse sind 891 bis 1543 Symptome (=Tagebucheinträge) vorhanden. Es liegen damit beispielsweise 1543 Tagebucheinträge für 37 Patienten vor (Tabelle 8).

7.2.1 Analyse A: Atemwegs-Symptome

Analyse A1 wertet in vier Modellen die Luftschadstoffe PM₁ BC und PM₁₀ aus. Für diese Analyse liegen 1543 Fälle (=Tagebucheinträge) von insgesamt 37 Patienten vor. Zunächst zeigt sich in Schritt 1 (Tabelle 8), dass die Luftschadstoffe PM₁ BC und PM₁₀ (jeweils der Tagesmittelwert) - ohne Berücksichtigung anderer Faktoren - keinen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Atemwegssymptome haben (Modell 1). Hingegen wird in Schritt 2 (Modell 2) deutlich, dass die maximale Anzahl an Kraftfahrzeugen pro Tag die Anzahl der Atemwegssymptome signifikant erhöht (auf dem 10%-Signifikanzniveau). Die maximale Anzahl an Schwerlastfahrzeugen bleibt ohne nennenswerten Effekt. Insgesamt führt die Hinzunahme der Verkehrsdaten zu einer signifikanten Verbesserung der Modellgüte (Tabelle 9).

In Modell 3 wurden erstmalig Level-2-Prädiktoren in die Analyse mit aufgenommen. Die Tatsache, dass der Achsenabschnitt nun nicht mehr signifikant ist, verdeutlicht, dass die Patienten mit ihren Merkmalen eine wichtige Einflussgröße im

⁹ BMI<25 Normalgewicht; 25-29,9 Übergewicht; 30-39,9 Adipositas; ≥40 massive Adipositas

Modell darstellen. In diesem Modell ist weiterhin die maximale Anzahl an Kraftfahrzeugen ein signifikanter Prädiktor. Weiterhin erweist sich zunächst das Geschlecht der Patienten als signifikante Einflussgröße, und zwar insofern, als dass weibliche Patienten mehr Atemwegssymptome aufzeigen als Männer. Das Modell insgesamt ist jedoch kaum besser als das Vorgängermodell. Dies liegt vornehmlich daran, dass die zweite hinzugekommene Variable - das Geburtsjahr der Patienten - so gut wie keinen Einfluss auf die Anzahl der Atemwegssymptome hat. Ursache dafür ist die insgesamt geringe Varianz innerhalb des durch die Patienten abgedeckten Altersspektrums.

Im finalen Modell 4 kommen nun die individuellen Lebensstilvariablen hinzu. Dabei erweisen sich der jeweilige BMI des Patienten sowie die im Winterhalbjahr im Freien verbrachte Zeit als signifikante Prädiktoren. Die Anzahl der Atemwegssymptome steigt, je höher der BMI der Patienten ist (verdeutlicht durch das positive Vorzeichen des unstandardisierten Koeffizienten). Im Gegensatz dazu sinkt die Anzahl der Symptome, je mehr Zeit die Befragten im Winterhalbjahr im Freien verbringen (verdeutlicht durch das negative Vorzeichen des unstandardisierten Koeffizienten). Weiterhin bleibt auf der Level-1-Ebene die maximale Kfz-Anzahl pro Tag signifikant. Das Geschlecht der Patienten verliert hingegen seine Signifikanz. Das finale Modell (Modell 4) ist mit $p < 0.05$ in seiner Güte signifikant besser als das Vorgängermodell (Modell 3) (Snijders and Bosker, 1999).

Insgesamt zeigt die Analyse, dass die PM_1 , BC und PM_{10} die Anzahl der Atemwegssymptome nicht signifikant beeinflussen. Die Schadstoffe zeigen sich in ihrer Gesamtheit jedoch in der Anzahl der maximalen Kraftfahrzeuge pro Tag als mutmaßliche Einflussgröße.

Tabelle 8: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemwegsbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode),
N=1543 Tagebucheinträge von 37 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE						
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					-0.01	0.02	-0.01	0.02
¹ Geschlecht					0.83	0.41*	0.66	0.49
BMI							0.08	0.03*
² Rauchen 1/2							-0.27	0.59
² Rauchen 1/3							0.28	0.54
Zeit im Freien (Sommer)							0.08	0.09
Zeit im Freien (Winter)							-0.23	0.11*
Körperliche Aktivitäten							0.008	0.02
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.64	0.21***	1.21	0.31***	19.6	31.19	17.43	31.3
PM ₁ BC	0.003	0.05	-0.04	0.05	-0.04	0.05	-0.04	0.05
PM ₁₀	-0.004	0.004	-0.002	0.004	-0.02	0.004	-0.002	0.004
Kfz			3.3E-4³	1.9E-4*	3.4E-4	2.0E-4*	3.3E-4	1.9E-4*
SV			-6.7E-4	9.8E-4	-6.7E-4	9.8E-4	-6.3E-4	9.8E-4

Anmerkung: • = p<.1; * = p<.05; ** = p<.01; *** = p<.001

männlich = 1; weiblich = 2; aktiver Raucher = 1; Nichtraucher = 2; ehemaliger Raucher = 3

Ab der Notwendigkeit von vier Nachkommastellen wurde des Platzes wegen in allen Tabellen auf die wissenschaftliche Notation zurückgegriffen, „3.3E-4“ bedeutet demnach „3.3 mal 10 hoch -4“ oder 0.00033.

Tabelle 9: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	5	4234.39	/
Modell 2	7	4228.59	0.05
Modell 3	9	4224.70	0.14
Modell 4	15	4211.29	0.04

Analyse A2 beschreibt ebenfalls die Einflussfaktoren für das Auftreten von Symptomen der Atemwege. Die Luftschadstoffe PM_{10} , BC , $PN_{[0.02-0.03]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$, Verkehr als Level-1 Prädiktoren sowie die Patientenmerkmale (Level-2) wurden in Modellen untersucht. Partikel im Größenbereich 20 – 30 nm sind in den hier betrachteten vier Modellen Einflussfaktoren für das Auftreten von Atemwegssymptomen, wie Tabelle 10 zeigt. Partikel dieser Größe können als gesundheitsgefährdend eingestuft werden. Der BMI und die Zeit, die im Freien im Winter verbracht wird (als Level-2 Prädiktoren) haben Auswirkungen auf das Vorhandensein von Atemwegssymptomen. Diese Variablen sind signifikant und besitzen somit eine Erklärungskraft (siehe die unstandardisierten Koeffizienten). Modell 4 ist mit $p < 0.05$ signifikant (Tabelle 11).

In *Analyse A3* werden zwei Patientenvariablen verändert. Wird die Variable Alter durch die Variable „Entfernung der Wohnung von der nächsten Hauptverkehrsstraße“ im Modell ersetzt, verändert sich die Modellgüte nicht (Modell 4, $p < 0.05$) (Tabelle 12). Die Variable „Entfernung der Wohnung von der nächsten Hauptverkehrsstraße“ kann nicht zur Erklärung der Beschwerden der Atemwege beitragen (Tabelle 13).

Tabelle 10: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemwegsbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=1324 Tagebucheinträge von 37 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					-0.01	0.6	-0.009	0.6
¹ Geschlecht					0.809	0.06•	0.611	0.2
BMI							0.083	0.02*
² Rauchen 1/2							-0.268	0.7
² Rauchen 1/3							0.250	0.7
Zeit im Freien (Sommer)							0.066	0.5
Zeit im Freien (Winter)							-0.224	0.06•
Körperliche Aktivitäten							0.009	0.6
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.65	0.0***	1,15	0.00***	19.596	0.5	16.899	0.6
PM ₁ BC	-1.2E-4	0.99	-0.025	0.6	-0.026	0.6	-0.031	0.5
PN _[0.02-0.03]	1.65E-4	0.006**	1.3E-4	0.03*	1.4E-4	0.03*	1.4E-4	0.04*
PN _[0.02-0.8]	-4.7E-5	0.02*	-4.13E-5	0.04*	-4.1E-5	0.045*	-3.9E-5	0.06•
Kfz			4.4E-4	0.047*	4.4E-4	0.046*	4.3E-4	0.05•
SV			-0.002	0.2	-0.002	0.2	-0.002	0.18

Tabelle 11: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	3709.61	/
Modell 2	8	3705.32	0.1
Modell 3	10	3701.61	0.2
Modell 4	16	3688.36	0.04

Tabelle 12: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Atemwegsbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode),

N=1324 Tagebucheinträge von 37 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Entfernung zur Straße					-0.03	0.9	-0.005	0.98
¹ Geschlecht					0.7	0.08•	0.483	0.3
BMI							0.079	0.02*
² Rauchen 1/2							-0.135	0.8
² Rauchen 1/3							0.314	0.6
Zeit im Freien (Sommer)							0.059	0.5
Zeit im Freien (Winter)							-0.242	0.04*
Körperliche Aktivitäten							0.009	0.6
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.654	0.000***	1.15	0.000***	0.848	0.2	-1.156	0.4
PM ₁ BC	-1.2E-4	0.998	-0.025	0.6	-0.026	0.6	-0.03	0.5
PN _[0.02-0.03]	1.65E-4	0.006**	1.4E-4	0.03*	1.4E-4	0.03*	1.4E-4	0.04*
PN _[0.02-0.8]	-4.7E-5	0.02*	-4.1E-5	0.04*	-4E-5	0.046*	-4E-5	0.06•
Kfz			4.4E-4	0.048*	4.4E-4	0.047*	4.3E-4	0.05•
SV			-0.002	0.2	-0.002	0.2	-0.002	0.2

Tabelle 13: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	3709.61	/
Modell 2	8	3705.32	0.1
Modell 3	10	3701.96	0.2
Modell 4	16	3688.69	0.04

7.2.2 Analyse B: Anzahl der Atemnotbeschwerden

Analyse B1 beinhaltet vier Modelle, die die Luftschadstoffe PM_1 BC, PM_{10} , NO_2 , $PN_{[0.02-0.03]}$ und $PN_{[0.1-0.2]}$ untersuchen. Zunächst zeigt sich in Schritt 1 (Tabelle 14), dass die Luftschadstoffe PM_1 BC, PM_{10} , $PN_{[0.02-0.03]}$, NO_2 und $PN_{[0.1-0.2]}$ (jeweils der Tagesmittelwert) - ohne Berücksichtigung anderer Faktoren - keinen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der Atemnotsymptome haben, $PN_{[0.02-0.03]}$ dagegen schon. In Schritt 2 wird deutlich, dass neben $PN_{[0.02-0.03]}$ auch die maximale Anzahl an Kraftfahrzeugen pro Tag die Anzahl der Atemnotsymptome signifikant erhöht ist. Die maximale Anzahl an Schwerlastfahrzeugen bleibt ohne nennenswerten Effekt. In Modell 3 sind weiterhin $PN_{[0.02-0.03]}$ sowie die maximale Anzahl an Kraftfahrzeugen ein signifikanter Prädiktor, Geburtsjahr und Geschlecht dagegen keine Einflussfaktoren. Im finalen Modell 4 erweisen sich die individuellen Lebensstilvariablen: der jeweilige BMI des Patienten sowie die im Sommerhalbjahr im Freien verbrachte Zeit als signifikante Prädiktoren. Weiterhin sind auf der Level-1-Ebene $PN_{[0.02-0.03]}$ und die maximale Kfz-Anzahl pro Tag signifikant. Das finale Modell ist mit $p < 0.05$ in seiner Güte signifikant besser als das Vorgängermodell und kann damit das Auftreten von Atemnotsymptomen am besten erklären (Tabelle 15).

Tabelle 14: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemnotbeschwerden (Maximum-Likelihood-Metho,de), (N =924 Tagebucheinträge von 27 Patienten)

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					0.004	.01	0.02	.01
¹ Geschlecht					0.001	.29	-0.38	.29
BMI							0.04	.02•
² Rauchen 1/2							-0.42	.41
² Rauchen 1/3							-0.002	.44
Zeit im Freien (Sommer)							-0.12	.06•
Zeit im Freien (Winter)							-0.08	.07
Körperliche Aktivität							0.002	.01
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.49	0.15**	0.06	0.28	-7.24	26.07	-29.23	26.76
PM ₁ BC	0.08	0.08	0.06	0.08	0.06	0.08	0.05	0.08
PM ₁₀	-0.004	0.004	-0.003	0.004	-0.003	0.004	-0.003	0.004
NO ₂	-0.004	0.006	-0.006	0.007	-0.006	0.007	-0.007	0.007
PN _[0.02-0.03]	9.0E5	3.6E5**	8.4E5	3.7E5*	8.4E5	3.7E5*	8.6E5	3.7E5*
PN _[0.1-0.2]	-2.8E5	6.6E5	-1.5E5	6.7E5	-1.4E5	6.7E5	-6.0E6	6.7E5
Kfz			3.8E4	2.1E4•	3.8E4	2.1E4•	3.9E4	2.1E4•
SV			-1.3E4	0.001	-0.001	0.001	-1.2E4	0.001

Tabelle 15: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	Estimated Parameters (df)	-2LL	p-value
Model 1	8	2155.09	/
Model 2	10	2151.44	0.16
Model 3	12	2151.36	0.96
Model 4	18	2133.61	.007

Analyse B2 zeigt die Ergebnisse für die Luftschadstoffe PM₁ BC, PN_[0.02-0.03] und PN_[0.02-0.8]. Das Modell zur Schätzung der Atemnotbeschwerden, welches als Prädiktoren die drei genannten Luftschadstoffe, die Anzahl des Kfz- und Schwerverkehr als Level-1 Prädiktoren sowie Geburtsjahr, Geschlecht, BMI, Rauchen, Zeit im Freien (Sommer sowie Winter) und körperliche Aktivität als Level-2 Prädiktoren hat, zeigt im finalen Modelle signifikante Einflussgrößen. 20-30 nm große Partikel, der Kfz-Verkehr sowie der BMI üben einen Einfluss auf das Auftreten von Atemnotsymptomen aus. Hier ist die Zeit, die die Person im Sommer im Freien verbringt, entscheidend (Tabelle 16). Die Zeit im Freien kann sich positiv auf die Gesundheit und das Auftreten von Symptomen auswirken (Modell 4 $p < 0.05$) (Tabelle 17).

Analyse B3 bezieht sich auf die Luftschadstoffe PN_[0.02-0.1] und PM₁₀. Die anderen Level-1 und Level-2 Prädiktoren bleiben unverändert. PN_[0.02-0.1] ist positiv signifikant als Level-1 Prädiktor. Die Zeit, die im Sommer im Freien verbracht wird, wirkt gesundheitsfördernd, die ultrafeinen Partikel, der Kraftfahrzeugverkehr sowie der BMI gefährdend (Tabelle 18). Modell 4 ist signifikant ($p < 0.05$) (Tabelle 19) und unterstreicht den Einfluss der Prädiktoren auf die Atemnotsymptome.

In der *Analyse B4* wurde der Einfluss der Luftschadstoffe PM₁ BC und PN_[0.02-0.1] untersucht. Die restlichen Level-1 und Level-2 Prädiktoren bleiben wiederum unverändert. In allen vier Modellen sind Partikel der Größe 20 – 100 nm signifikant und können damit zum Auftreten von Symptomen beitragen. Modell 4 verdeutlicht, dass ebenfalls der BMI sowie die Zeit, die eine Person im Freien (Sommer) verbringt auf das Vorhandensein von Beschwerden einen signifikanten Einfluss nehmen (Tabelle 20). Modell 4 ist signifikant ($p < 0.05$) (Tabelle 21) und damit geeignet, um zu erklären, warum bei einem Patienten Atemnotsymptome auftraten.

Tabelle 16: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Atemnotbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=891 Tagebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					0.003	0.8	0.014	0.3
¹ Geschlecht					-0.016	0.96	-0.388	0.2
BMI							0.045	0.07•
² Rauchen 1/2							-0.423	0.3
² Rauchen 1/3							-0.021	0.96
Zeit im Freien (Sommer)							-0.123	0.06•
Zeit im Freien (Winter)							-0.075	0.3
Körperliche Aktivitäten							0.003	0.8
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.474	0.001**	0.012	0.97	-5.945	0.8	-26.9	0.3
PM ₁ BC	0.04	0.4	0.022	0.6	0.021	0.7	0.011	0.8
PN _[0.02-0.03]	1.6E-4	0.004**	1.4E-4	0.01*	1.5E-4	0.01*	1.4E-4	0.02*
PN _[0.02-0.8]	-3E-5	0.09•	-2.8E-5	0.1	-2.8E-5	0.1	-2.5E-5	0.2
Kfz			4E-4	0.048*	4.2E-4	0.049*	4.3E-4	0.045*
SV			-0.002	0.1	-0.002	0.1	-0.002	0.1

Tabelle 17: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	2096.39	/
Modell 2	8	2092.47	0.1
Modell 3	10	2092.41	0.97
Modell 4	16	2075.46	0.009

Tabelle 18: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemnotbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N =910 Tagebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Model 1		Model 2		Model 3		Model 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					0.004	0.7	0.015	0.3
¹ Geschlecht					0.009	0.98	-0.371	0.2
BMI							0.045	0.07•
² Rauchen 1/2							-0.417	0.3
² Rauchen 1/3							0.004	0.99
Zeit im Freien (Sommer)							-0.123	0.06•
Zeit im Freien (Winter)							-0.081	0.3
Körperliche Aktivitäten							0.002	0.9
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.473	0.002**	-0.001	0.99	-7.628	0.8	-29.582	0.3
PN _[0.02-0.1]	1.6E-5	0.02*	1.25E-5	0.08•	1.2E-5	0.08•	1.3E-5	0.08•
PM ₁₀	-0.003	0.2	-0.003	0.2	-0.003	0.2	-0.003	0.2
Kfz			4.2E-4	0.04*	4.2E-4	0.045*	4.2E-4	0.045*
SV			-0.0015	0.15	-0.0015	0.16	-0.001	0.2

Tabelle 19: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	5	2125.07	/
Modell 2	7	2120.59	0.1
Modell 3	9	2120.50	0.95
Modell 4	15	2102.69	0.0067

Tabelle 20: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemnotbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=891 Tagebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					0.004	0.8	0.015	0.3
¹ Geschlecht					0.004	0.98	-0.380	0.2
BMI							0.045	0.07•
² Rauchen 1/2							-0.422	0.3
² Rauchen 1/3							-0.012	0.97
Zeit im Freien (Sommer)							-0.125	0.06•
Zeit im Freien (Winter)							-0.076	0.3
Körperliche Aktivitäten							0.003	0.8
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.45	0.0025**	-0.053	0.85	-7.791	0.8	-29.143	0.3
PN _[0.02-0.1]	1.6E-5	0.04*	1.3E-5	0.09•	1.3E-5	0.09•	1.4E-5	0.08•
PM ₁	-0.018	0.6	-0.031	0.4	-0.032	0.4	-0.037	0.3
Kfz			4.4E-4	0.04*	4.4E-4	0.04*	4.5E-4	0.04*
SV			-0.0015	0.2	-0.0015	0.2	-0.0015	0.2

Tabelle 21: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	5	2101.46	/
Modell 2	7	2096.54	0.09
Modell 3	9	2096.45	0.95
Modell 4	15	2079.01	0.0078

7.2.3 Analyse C: Herzkreislaufsymptome

Analyse C1 wertet die Herzkreislaufsymptome und deren Ursachen aus. Als Luftschadstoffe sind PM_1 , BC und PM_{10} als Prädiktoren in den Modellen enthalten. Die weiteren Prädiktoren ändern sich gegenüber den zuletzt betrachteten Analysen nicht. Deutlich ist der Einfluss der maximalen Anzahl an Kraftfahrzeugen pro Tag sowie die Auswirkungen eines hohen BMI auf die Gesundheit. Beide Faktoren können ein Gesundheitsrisiko darstellen. Hingegen kann die im Freien verbrachte Zeit die Anzahl der Symptome diesmal nicht signifikant beeinflussen (Tabelle 22). Modell 4, welches alle Prädiktoren beinhaltet, ist signifikant ($p < 0.1$) (Tabelle 23).

Analyse C2 untersucht in vier Modellen den Einfluss der Luftschadstoffe PM_1 , BC, $PN_{[0.02-0.03]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$ auf die auftretenden Herzkreislaufsymptome (Tabelle 24). Deutlich zu erkennen ist der signifikante Einfluss von $PN_{[0.02-0.03]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$. Beide Luftschadstoffe wirken gesundheitsschädigend. Ebenfalls zu einem Anstieg an Symptomen tragen der Kfz-Verkehr sowie der BMI bei. Modell 4 ist mit $p < 0.1$ signifikant (Tabelle 25).

Tabelle 22: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der HerzKreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=1465
Tagebucheinträge von 36 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE						
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					-0.01	0.01	-0.02	0.02
¹ Geschlecht					0.57	0.03	0.51	0.34
BMI							0.06	0.03*
² Rauchen 1/2							-0.27	0.55
² Rauchen 1/3							0.27	0.55
Zeit im Freien (Sommer)							0.02	0.07
Zeit im Freien (Winter)							-0.11	0.09
Körperliche Aktivitäten							0.01	0.01
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.14	0.15***	0.61	0.25*	24.33	28.39	43.26	31.9
PM ₁ BC	0.03	0.04	-0.01	0.04	-0.01	0.04	-0.01	0.04
PM ₁₀	-0.002	0.003	-2.3E-4	0.003	-1.5E-4	0.003	-5.0E-5	0.003
Kfz			4.1E-4	1.7E-4*	4.2E-4	1.8E-4*	4.2E-4	1.8E-4*
SV			-9.5E-4	8.9E-4	-9.7E-4	9.0E-4	-9.5E-4	-9.5E-4

Tabelle 23: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	5	3784.36	/
Modell 2	7	3775.35	0.01
Modell 3	9	3771.72	0.16
Modell 4	15	3760.07	0.07

Tabelle 24: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Herz-Kreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=891 Ta-
gebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE						
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					-0.019	0.3	-0.029	0.2
¹ Geschlecht					0.576	0.1	0.365	0.4
BMI							0.071	0.04*
² Rauchen 1/2							-0.2	0.7
² Rauchen 1/3							0.268	0.7
Zeit im Freien (Sommer)							-0.013	0.9
Zeit im Freien (Winter)							-0.099	0.4
Körperliche Aktivitäten							0.012	0.5
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.203	0.00***	0.357	0.3	37.339	0.3	54.527	0.2
PM ₁ BC	0.099	0.07•	0.048	0.4	0.048	0.4	0.043	0.5
PN _[0.02-0.03]	2.15E-4	0.001**	1.5E-4	0.04*	1.5E-4	0.04*	1.5E-4	0.04*
PN _[0.02-0.8]	-6.1E-5	0.006**	-4.6E-5	0.04*	-5E-5	0.04*	-4E-5	0.05•
Kfz			7E-4	0.006**	7.1E-4	0.006**	7.1E-4	0.006**
SV			-0.002	0.2	-0.002	0.2	-0.002	0.2

Tabelle 25: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	2429.59	/
Modell 2	8	2418.92	0.005
Modell 3	10	2415.96	0.2
Modell 4	16	2404.61	0.08

7.2.4 Analyse D: Anzahl von Atemwegs- sowie HerzKreislaufbeschwerden

Analyse D1 beinhaltet neben den Luftschadstoffen PM_{10} , BC , $PN_{[0.02-0.03]}$ und $PN_{[0.02-0.8]}$ und dem Verkehr außerdem die Prädiktoren Alter und Geschlecht, BMI, Rauchen, Zeit im Freien sowie körperliche Aktivität (Tabelle 26). $PN_{[0.02-0.03]}$ (Tagesmittelwert) sowie der Kfz- und Schwerverkehr üben einen signifikanten Einfluss auf das Vorhandensein von Atemwegs- und HerzKreislaufsymptomen aus, und können als erklärende Variable für das Auftreten von Symptomen verwendet werden. Die Level-2 Prädiktoren haben keinen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis. Modell 2 ist daher in diesem Fall am besten geeignet ($p < 0.05$) (Tabelle 27).

Tauscht man in *Analyse D2* das Alter gegen die Entfernung des Wohnens von einer großen Straße aus (Tabelle 28), so ändern sich die Ergebnisse. Die anderen Prädiktoren bleiben wie in *Analyse D1*. $PN_{[0.02-0.03]}$, $PN_{[0.02-0.8]}$ sowie der Kfz-Verkehr, als auch die körperliche Aktivität im Winter sind signifikante Einflussgrößen. Modell 4 ist geeignet, um die vermehrt auftretenden HerzKreislaufbeschwerden zu erklären ($p < 0.05$) (Tabelle 29).

Tabelle 26: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Atemwegs- und Herzkreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=891 Tagebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Geburtsjahr					-0.022	0.6	-0.024	0.6
¹ Geschlecht					1.334	0.1	1.031	0.3
BMI							0.126	0.1
² Rauchen 1/2							-0.926	0.5
² Rauchen 1/3							0.589	0.7
Zeit im Freien (Sommer)							-0.023	0.9
Zeit im Freien (Winter)							-0.391	0.1
Körperliche Aktivitäten							0.029	0.4
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	2.997	0.000***	1.373	0.04*	43.082	0.6	44.519	0.6
PM ₁ BC	0.108	0.3	0.022	0.8	0.019	0.8	0.012	0.9
PN _[0.02-0.03]	4.2E-4	0.000***	3.2E-4	0.009**	3.2E-4	0.009**	3.2E-4	0.009**
PN _[0.02-0.8]	-1.2E-4	0.001**	-9.9E-5	0.01*	-1E-4	0.01*	-1E-4	0.02*
Kfz			0.001	0.001**	0.001	0.001**	0.001	0.001**
SV			-0.004	0.04*	-0.004	0.04*	-0.004	0.04*

Tabelle 27: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	3391.04	/
Modell 2	8	3378.85	0.002
Modell 3	10	3376.50	0.3
Modell 4	16	3362.73	0.03

Tabelle 28: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Atemwegs- und Herz-Kreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode), N=891
Tagebucheinträge von 27 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient)								
Entfernung zur Straße					0.319	0.6	0.499	0.3
¹ Geschlecht					1.291	0.1	1.154	0.2
BMI							0.105	0.1
² Rauchen 1/2							-0.887	0.5
² Rauchen 1/3							0.912	0.5
Zeit im Freien (Sommer)							-0.021	0.9
Zeit im Freien (Winter)							-0.434	0.05•
Körperliche Aktivitäten							0.041	0.3
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	2.997	0.000***	1.373	0.04*	0.069	0.96	-2.157	0.4
PM ₁ BC	0.108	0.25	0.022	0.8	0.019	0.85	0.013	0.9
PN _[0.02-0.03]	4.2E-4	0.0002**	3.2E-4	0.0085**	3.2E-4	0.009**	3.2E-4	0.009**
PN _[0.02-0.8]	-1.2E-4	*	-9.9E-5	0.01*	-9.8E-5	0.01*	-9.7E-5	0.015*
Kfz		0.001**	0.001	0.001**	0.001	0.001**	0.001	0.001**
SV			-0.004	0.045*	-0.004	0.045*	-0.004	0.04*

Tabelle 29: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	3391.04	/
Modell 2	8	3378.85	0.002
Modell 3	10	3376.45	0.3
Modell 4	16	3361.83	0.02

7.2.5 Fazit und Limitation

PM₁ BC, ultrafeine Partikel, feine Partikel und gasförmige Stoffe haben unterschiedlich große Auswirkungen auf die Gesundheit, speziell das Auftreten von Atemwegssymptomen, Atemnotsymptomen, Herz-Kreislaufsymptomen, sowie Atemwegs- und Herz-Kreislaufsymptomen. Dass die Befragten an Husten leiden, kann durch Luftschadstoffe nicht erklärt werden. Geeignet für eine Erklärung des Auftretens von Symptomen sind Partikel der Größe 20 – 30 nm (24-h-Tagesmittelwert). Deutlich ist der Einfluss des Kraftfahrzeugverkehrs (Tagesmaximum). Nimmt der Verkehr zu, dann kann es zu einer steigenden Anzahl an Symptomen kommen. Dagegen übt der Schwerverkehr keinen Einfluss aus. Erklärbar ist dies mit der relativ geringen Anzahl am täglichen Schwerverkehr an der Messstation. Individuelle Patientenmerkmale, wie das Geschlecht, der Body-Mass-Index sowie die Zeit, die eine Person im Winter oder im Sommer im Freien verbringt, gelten als einflussreiche Merkmale. Der BMI hängt direkt mit dem Körpergewicht zusammen, welches wiederum durch Sport und eine ausgewogene Ernährung verringert werden kann. Die Zeit, die im Freien verbracht wird, steht ebenfalls mit Bewegung in einem Zusammenhang. Bewegung und die Zeit im Freien sind protektive Faktoren, welche die Gesundheit positiv beeinflussen können, wie bereits in zahlreichen Studien bewiesen wurde. Verwunderlich ist nicht, dass individuelle Patientenmerkmale, jedoch nicht das Alter, Erklärungskraft besitzen, da es sich bei den untersuchten Personen um eine homogene Altersgruppe handelt. Das Rauchen kann nicht als erklärende Variable betrachtet werden und scheint in der befragten Population keine Auswirkung auf das Auftreten von Symptomen zu haben. Dies gilt für das aktive/ehemalige Rauchen sowie aktive Rauchen/Nichtrauchen.

In die Modelle wurden bewusst nur einige wenige Luftschadstoffe aufgenommen, um die Analyse nicht durch unzählige Prädiktoren zu inflationieren. Weiterhin wird aber auch deutlich, dass es vor allem individuelle Patientenmerkmale sind, welche die Anzahl der Symptome beeinflussen.

Es wurden gezielt Partikel unterschiedlicher Größe in die Modelle aufgenommen. Die Größe in Nanometer gibt einen Rückschluss auf die Quellen der Luftschadstoffbelastung. Luftschadstoffe zeigen in einigen Modellen signifikante negative Vorzeichen. Dies könnte zu der Vermutung führen, dass beispielsweise ultrafeine und feine Partikel einen positiven Einfluss auf die Gesundheit haben können. Dies ist in der Realität

jedoch nicht der Fall. Erklärbar sind diese Phänomene durch saisonale Effekte und die Inhaltsstoffe der Partikel (die unterschiedlich toxisch sind).

7.3 Ergebnisse für Ústí nad Labem

Wie für Annaberg-Buchholz können Modelle herangezogen werden, die das Ausreten von Symptomen erklären. Die Grundgesamtheit der Befragten enthält 73 (50,68%) ambulant behandelte Patienten sowie 74 (49,32%) Personen, die in Seniorenheimen leben. Während die Anzahl der männlichen und weiblichen Patienten, die ambulant behandelt wurden, ausgeglichen ist (50,68% Männer, 49,32% Frauen), waren in der Gruppe der Seniorenheimbewohner mehr Frauen als Männer (85,14%, 14,86%). Das Durchschnittsalter der ambulant Behandelten beträgt 68.62 Jahre. Das der Bewohner in Seniorenheimen liegt bei 81.82 Jahren. Die Hälfte der Befragten sind Nichtraucher, die anderen 50% gaben an aktive, passive oder ehemalige Raucher zu sein. Der BMI liegt zwischen 25 und 35 kg/m². Ein Großteil der Personen wohnt bis 50 m von der nächsten viel befahrenen Straße entfernt (46,58% der ambulant Behandelten, 68.92% der Seniorenheimbewohner).

7.3.1 Analyse A: Herzkreislaufsymptome

Parallel zu Annaberg-Buchholz werden für Ústí nad Labem ausgewählte Mehrebenenmodelle vorgestellt, die zur Erklärung des Auftretens von Symptomen herangezogen werden können.

In *Analyse A1* wurden die Einflussfaktoren für Beschwerden des Herzkreislaufsystems für ambulant betreute Patienten mit einer kardiovaskulären Grunderkrankung untersucht. In die Modelle wurden wieder Level-1 und/oder Level-2 Prädiktoren integriert. Als signifikante Level-1 Prädiktoren fungieren die Luftschadstoffe PM₁ BC und PM₁₀. Hinzu kommt der Schwerverkehr. Beide Luftschadstoffe sowie der Schwerverkehr nehmen Einfluss auf das Auftreten von Symptomen. Einen Einfluss der Patientenmerkmale Alter, Geschlecht, Rauchen, passives Rauchen, Aufenthalt draußen und drinnen und körperliche Aktivität in Level-2 gab es nicht (Tabelle 30 und Tabelle 31). Modell 2 ist mit $p < 0.01$ signifikant und trägt zur Erklärung bei.

Analyse A2 verdeutlicht das Fehlen der Level-2 Prädiktoren als Einflussvariablen auf das Vorhandensein von Symptomen. Patienten, die aufgrund einer Herzkreislauferkrankung ambulant in Behandlung waren, waren in der Analyse die zu untersuchen-

de Population. Der Luftschadstoff PM_{10} , der neben PM_{10} in die Modelle aufgenommen werden, übt einen Einfluss auf (Tabelle 32 und Tabelle 33). PM_{10} dagegen bleibt ohne Bedeutung.

Tabelle 30: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der HerzKreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode)

N=21150 Tagebucheinträge von 60 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient) – ambulante Patienten								
Geburtsjahr					-0.010	0.014	-0.010	0.013
¹ Geschlecht					-0.068	0.180	0.025	0.248
BMI							-0.022	0.022
² Rauchen 1/2							0.486	0.471
² Rauchen 1/3							0.683	0.444
Zeit im Freien (Sommer)							0.040	0.039
Zeit im Freien (Winter)							-0.050	0.091
Körperliche Aktivitäten							-4.24E-04	9.12E-03
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.438	0.092***	1.456	0.122***	21.071	26.295	21.059	25.962
PM ₁ BC	0.051	0.014***	0.048	0.014***	0.048	0.014***	0.048	0.014***
PM ₁₀	-2.96E-03	1.15E-03*	-2.61E-03	1.17E-03*	-2.60E-03	1.17E-03*	-2.61E-03	1.17E-03*
Kfz			-1.06E-04	7.91E-05	-1.06E-04	7.90E-05	-1.05E-04	7.90E-05
SV			1.77E-03	6.50E-04**	1.76E-03	6.50E-04**	1.76E-03	6.51E-04**

Tabelle 31: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	3	13591	/
Modell 2	6	13581	7.8E-03
Modell 3	7	13581	0.72
Modell 4	13	13576	0.55

Tabelle 32: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der HerzKreislaufbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode)

N=21150 Tagebucheinträge von 60 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient) – ambulante Patienten								
Geburtsjahr					-0.010	0.014	-0.010	0.014
¹ Geschlecht					-0.064	0.184	3.14E-03	2.54E-01
BMI							-0.022	0.023
² Rauchen 1/2							0.494	0.482
² Rauchen 1/3							0.695	0.454
Zeit im Freien (Sommer)							0.041	0.040
Zeit im Freien (Winter)							-0.065	0.093
Körperliche Aktivitäten							-1.69E-03	9.34E-03
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	1.346	0.096***	1.364	0.122***	21.223	26.933	21.455	26.561
PN _[0.02-0.03]	3.40E-05	1.24E-05**	2.89E-05	1.25E-05*	2.90E-05	1.20E-05*	2.90E-05	1.20E-05*
PN _[0.1-0.2]	3.32E-05	1.30E-05*	3.93E-05	1.31E-05**	3.90E-05	1.30E-05**	3.90E-05	1.30E-05**
Kfz			-1.40E-04	7.64E-05	-1.39E-04	7.60E-05	-1.39E-04	7.60E-05
SV			2.43E-03	6.11E-04***	2.43E-03	6.11E-04***	2.43E-03	6.11E-04***

Tabelle 33: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	3	1505.10	/
Modell 2	5	1502.90	<.0001
Modell 3	7	1502.80	0.73
Modell 4	13	1502.30	0.54

7.3.2 Analyse B: Anzahl von Hustenbeschwerden

In *Analyse B1* wurden die Einflussfaktoren für Hustensymptome für ambulant Behandelte sowie Bewohner in Seniorenheimen mit einer respiratorischen Erkrankung untersucht. Die Modelle beinhalten PM_1 BC, PM_{10} , NO_2 , $PN_{[20-30]}$, $PN_{[100-200]}$, Kfz- und Schwerlastverkehr im Level-1 sowie das Geburtsjahr, Geschlecht, BMI, Rauchen sowie die Zeit im Freien im Sommer und Winter. Deutlich werden die signifikanten Ergebnisse für den Kfz-Verkehr sowie das Alter (Tabelle 34 und Tabelle 35).

Analyse B2 beschreibt wiederum in vier Modellen das Auftreten von Hustensymptomen, fokussiert jedoch ambulant Behandelte mit einer kardiovaskulären Erkrankung. Die Level-1 und Level-2 Prädiktoren entsprechen denen aus Analyse C2. Als signifikante Einflussfaktoren gilt PM_1 BC. Der Verkehr sowie die Patientenmerkmale bleiben ohne Bedeutung und tragen nicht zur Verbesserung des Modells bei. Modell 2 ist im Gegensatz zu den anderen Modellen signifikant ($p < 0.1$). Das unterstreicht die Bedeutungsarmut der Patientenmerkmale (Tabelle 36 und Tabelle 37).

Tabelle 34: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Hustenbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode)

N=9963 Tagebucheinträge von 25 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE	Unstandardisierte Koeffizienten	SE
Level 2 (Patient) – Seniorenheime und ambulant Behandelte								
Geburtsjahr					0.015	4.50E-03**	0.013	5.13E-03*
¹ Geschlecht					0.046	0.119	-0.021	0.126
BMI							-2.41E-03	8.26E-03
² Rauchen 1/2							0.096	0.141
² Rauchen 1/3							-0.036	0.158
Zeit im Freien (Sommer)							0.032	0.034
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.544	0.062***	0.365	0.081***	-28.411	8.752**	-25.753	9.877**
PM ₁	-0.014	0.013	-0.025	0.013	-0.025	0.013	-0.025	0.013
PM ₁₀	-3.60E-04	7.59E-04	9.49E-05	7.71E-04	8.40E-05	7.71E-04	8.60E-05	7.71E-04
NO ₂	-3.64E-04	1.31E-03	-1.81E-03	1.40E-03	-1.79E-03	1.40E-03	-1.78E-03	1.40E-03
PN _[0.02-0.03]	1.47E-05	9.96E-06	1.42E-05	9.99E-06	1.40E-05	1.00E-05	1.40E-05	1.00E-05
PN _[0.1-0.2]	7.80E-06	2.26E-05	2.85E-05	2.35E-05	2.80E-05	2.40E-05	2.80E-05	2.40E-05
Kfz			1.66E-04	5.28E-05**	1.64E-04	5.30E-05**	1.64E-04	5.30E-05**
SV			-6.04E-04	4.15E-04	-5.97E-04	4.15E-04	-5.94E-04	4.15E-04

Tabelle 35: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	8215	/
Modell 2	8	8203	2.0E-03
Modell 3	10	8191	3.3E-03
Modell 4	14	8189	0.80

Tabelle 36: Mehrebenenmodell zur Schätzung der Anzahl der Hustenbeschwerden (Maximum-Likelihood-Methode)

N=21150 Tagebucheinträge von 60 Patienten

Prädiktoren	Modell 1		Modell 2		Modell 3		Modell 4	
	Unstandardisierte Koeffizienten	SE						
Level 2 (Patient) – ambulant Behandelte								
Geburtsjahr					1.57E-03	7.03E-03	1.19E-03	6.59E-03
¹ Geschlecht					0.034	0.093	0.054	0.123
BMI							-0.010	0.011
² Rauchen 1/2							0.205	0.233
² Rauchen 1/3							0.377	0.220
Zeit im Freien (Sommer)							0.024	0.019
Zeit im Freien (Winter)							-0.072	0.045
Körperliche Aktivitäten							-1.06E-03	4.51E-03
Level 1 (Luft, Verkehr)								
Intercept	0.318	0.050***	0.342	0.063***	-2.732	13.660	-1.959	12.848
PM ₁ BC	0.033	0.010**	0.036	0.010***	0.036	0.010***	0.035	0.010***
PM ₁₀	2.09E-03	5.86E-04***	1.91E-03	5.93E-04**	1.91E-03	5.93E-04**	1.92E-03	5.93E-04**
NO ₂	7.52E-04	9.70E-04	1.49E-03	1.03E-03	1.49E-03	1.03E-03	1.48E-03	1.03E-03
PN _[0.02-0.03]	-1.32E-05	6.52E-06*	-1.26E-05	6.53E-06	-1.26E-05	7.00E-06	-1.26E-05	7.00E-06
PN _[0.1-0.2]	-5.21E-05	1.70E-05**	-6.07E-05	1.76E-05***	-6.07E-05	1.80E-05***	-6.06E-05	1.80E-05***
Kfz			3.30E-06	3.93E-05	3.40E-06	3.90E-05	3.80E-06	3.90E-05
SV			-4.82E-04	3.19E-04	-4.81E-04	3.19E-04	-4.82E-04	3.19E-04

Tabelle 37: Modellvergleiche mittels Chi²-Devianz-Test

	geschätzte Parameter (df)	-2LL	p-Wert
Modell 1	6	5849	/
Modell 2	8	5843	0.06
Modell 3	10	5843	0.92
Modell 4	16	5834	0.17

7.3.3 Fazit und Limitation

Luftschadstoffe haben einen Einfluss auf das Auftreten von Beschwerden des Herzkreislaufsystems sowie das Husten. Modelle zur Erklärung der Herzkreislauf- und Hustenbeschwerden zeigen keinen Einfluss von Patientenmerkmalen. Damit scheint es, dass lediglich Luftschadstoffe zu Husten- und Herzkreislaufbeschwerden führen. Dies kann jedoch als unwahrscheinlich angesehen werden und kann in der Auswahl des Patientenkollektives liegen. Wie in den Mehrebenenanalysen für Annaberg-Buchholz, werden die teils negativen Vorzeichen, und damit potentiellen gesundheitsschützenden Effekte, von Luftschadstoffen sichtbar.

8 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das Projekt UltraSchwarz stellte sich der Aufgabe, ultrafeine Partikel und PM_{10} -Ruß mit Hilfe eines Mobilitätsspektrometers in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem zu messen sowie die Auswirkungen auf die Gesundheit zu bestimmen.

Während der ersten Monate der Projektlaufzeit wurden die Mobilitätsspektrometer in die beiden Messnetze integriert und liefern seit diesem Zeitpunkt hoch aufgelöste Daten zu ultrafeinen Partikeln und PM_{10} BC. Messwerte stehen seit Januar 2012 für Annaberg-Buchholz beziehungsweise seit Mai 2012 in Ústí nad Labem zur Verfügung. Für die Messung dieser Daten sind auf deutscher Seite das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, auf tschechischer Seite das Tschechische Hydrometeorologische Institut mit Außenstelle in Ústí nad Labem verantwortlich. Finanziert wurde das Mobilitätsspektrometer in Ústí nad Labem durch die Region Ústí.

Um eine gute Datenqualität der gemessenen ultrafeinen Partikel zu gewährleisten, fanden circa alle zwei Monate an beiden Messstationen Qualitätskontrollen durch das Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V. mit Sitz in Leipzig statt. Nur damit waren gesicherte Ergebnisse vorhanden, die die Auswertung des Jahres-, Wochen- und Tagesganges der ultrafeinen Partikel erlauben.

Die Messwerte zeigen insgesamt höhere Konzentrationen ultrafeiner Partikel und PM_{10} BC an der Messstation in Ústí nad Labem als in Annaberg-Buchholz. Dabei wird deutlich, dass die höchsten Konzentrationen von PM_{10} BC im Winter auftreten, was auf die private Festbrennstoffeuerung in beiden Gebieten zurück zu führen ist. Im

Wochengang beziehungsweise im Tagesgang wird die Bedeutung des Kraftfahrzeugverkehrs mit der Reduzierung des Kfz-Verkehrs an Wochenenden sowie einer Erhöhung in den Morgen- und Abendstunden bei der Konzentration ultrafeiner Partikel sichtbar.

Die Messungen von ultrafeinen Partikeln und PM₁-Ruß soll über einen längeren Zeitraum erfolgen. Gefordert werden von Seiten des Förderers die Messung ultrafeiner Partikel und PM₁-Rußmassenkonzentration und die damit verbundene Wartung der Geräte nach Projektende im Dezember 2014 für weitere fünf Jahre. Um dies zu gewährleisten, stellen die Projektpartner ein Konzept für beide Messgebiete zur Verfügung. Dabei greift das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie auf Erfahrungen von zwei Messstationen in Dresden zurück, um die Messungen in beide Luftmessnetze zu integrieren.

Einen weiteres Projektergebnis stellen die Analysen der Auswirkungen von PM₁ BC, PN_[0.02-0.1], und PN_[0.02-0.8] auf die Gesundheit der Personen in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem dar, die durch den Forschungsverbund Public Health Sachsen an der Technischen Universität Dresden sowie das Gesundheitsamt in Ústí nad Labem durchgeführt wurden. Zwei Datenquellen zeigen die Effekte der Schadstoffe auf den Gesundheitszustand der Personen in den Untersuchungsgebieten. Zur Anwendung kamen Daten der amtlichen Statistik als auch im Projekt selbst erhobene Patientendaten. Beide Analysen zeigen signifikante Auswirkungen der Luftschadstoffe auf die Gesundheit. Die offizielle Statistik stellt Daten zu Krankenhauseinweisungen und Todesursachen zur Verfügung. In Annaberg-Buchholz sind Effekte der Luftschadstoffe auf die natürlichen Todesursachen vorhanden. Die Erhöhung des prozentualen relativen Risikos in Ústí nad Labem tritt bei den Krankenhauseinweisungen auf. In einer weiteren Studie wurden Einflussfaktoren für das Auftreten von Krankheitssymptomen bestimmt. Die Mehrebenenanalyse hebt die Bedeutung von kleinsten Partikeln, des Kfz-Verkehrs und individuellen Patientenmerkmalen beim Auftreten von Krankheitssymptomen hervor.

Die wissenschaftlichen Projektziele: Installation von Geräten zur Messung ultrafeiner Partikel und PM₁ BC, Qualitätskontrolle der gemessenen Daten, Bestimmung der Einflussfaktoren zur Entstehung von ultrafeinen Partikeln und PM₁-Ruß sowie die gesundheitlichen Auswirkungen auf die Personen in Annaberg-Buchholz und Ústí nad Labem wurden in der Projektlaufzeit von Juli 2011 bis Dezember 2014 erreicht.

Die Ergebnisse wurden auf der Abschlusskonferenz in Ústí nad Labem am 4. Dezember 2014 Wissenschaftlern und Entscheidungsträgern präsentiert. Das erstellte Informationsmaterial für Entscheidungsträger und regionale Akteure sowie für die Bevölkerung fasst die Ergebnisse zielgruppengerecht zusammen.

9 LITERATURVERZEICHNIS

Armstrong, B.: Models for the relationship between ambient temperature and daily mortality, *Epidemiology*, 17, 624-631, doi:10.1097/01.ede.0000239732.50999.8f, 2006.

Atkinson, R. W., Fuller, G. W., Anderson, H. R., Harrison, R. M., and Armstrong, B.: Urban ambient particle metrics and health: A time-series analysis, *Epidemiology*, 21, 501-511, doi:10.1097/EDE.0b013e3181debc88, 2010.

Babich, P., Davey, M., Allen, G., and Koutrakis, P.: Method comparisons for particulate nitrate, elemental carbon, and PM_{2.5} mass in seven U.S. cities, *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 50, 1095-1105, doi:10.1080/10473289.2000.10464152, 2000.

Ballach, J., Hitzemberger, R., Schultz, E., and Jaeschke, W.: Development of an improved optical transmission technique for black carbon (BC) analysis, *Atmospheric Environment*, 35, 2089-2100, doi:10.1016/S1352-2310(00)00499-4, 2001.

Basu, R., and Samet, J. M.: Relation between elevated ambient temperature and mortality: a review of the epidemiologic evidence, *Epidemiol. Rev.*, 24, 190-202, doi:10.1093/epirev/mxf007, 2002.

Birmili, W., Stratmann, F., and Wiedensohler, A.: Design of a DMA-based size spectrometer for a large particle size range and stable operation, *J. Aerosol Sci.*, 30, 549-553, 1999.

Boy, M., and Kulmala, M.: Nucleation events in the continental boundary layer: Influence of physical and meteorological parameters, *Atmos. Chem. Phys.*, 2, 1-16, doi:10.5194/acp-2-1-2002, 2002.

Braniš, M., Vyškovská, J., Malý, M., and Hovorka, J.: Association of size-resolved number concentrations of particulate matter with cardiovascular and respiratory hospital admissions and mortality in Prague, Czech Republic, *Inhal. Toxicol.*, 22, 21-28, doi:10.3109/08958378.2010.504758, 2010.

Breitner, S., Liu, L., Cyrus, J., Brüske, I., Franck, U., Schlink, U., Leitte, A. M., Herbarth, O., Wiedensohler, A., Wehner, B., Hu, M., Pan, X., Wichmann, H. E., and Peters, A.: Sub-micrometer particulate air pollution and cardiovascular mortality in Beijing, *Sci. Total Environ.*, 409, 5196-5204, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.08.023, 2011.

Brook, R. D.: Cardiovascular effects of air pollution, *Clin. Sci.*, 115, 175-187, doi:10.1042/CS20070444, 2008.

Canonaco, F., Crippa, M., Slowik, J. G., Baltensperger, U., and Prévôt, A. S. H.: SoFi, an IGOR-based interface for the efficient use of the generalized multilinear engine (ME-2) for the source apportionment: ME-2 application to aerosol mass spectrometer data, *Atmos. Meas. Tech.*, 6, 3649-3661, doi:10.5194/amt-6-3649-2013, 2013.

Crippa, M., DeCarlo, P. F., Slowik, J. G., Mohr, C., Heringa, M. F., Chirico, R., Poulain, L., Freutel, F., Sciare, J., Cozic, J., DiMarco, C. F., Elsasser, M., Nicolas, J. B., Marchand, N., Abidi, E., Wiedensohler, A., Drewnick, F., Schneider, J., Borrmann, S., Nemitz, E., Zimmermann, R., Jaffrezo, J.-L., Prévot, A. S. H., and Baltensperger, U.: Wintertime aerosol chemical composition and source apportionment of the organic fraction in the metropolitan area of Paris, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 961-981, doi:10.5194/acp-13-961-2013, 2013.

Delfino, R. J., Sioutas, C., and Malik, S.: Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health, *Environ. Health Perspect.*, 113, 934-946, 2005.

Field, A. P., Miles, J. N. V., and Field, Z. C.: *Discovering statistics using R*, Sage Publications, London, 2012.

Firket, J.: Fog along the Meuse Valley, *Transactions of the Faraday Society*, 32, 1192–1196, doi:10.1039/TF9363201192, 1936.

Halonen, J. I., Lanki, T., Yli-Tuomi, T., Tiittanen, P., Kulmala, M., and Pekkanen, J.: Particulate air pollution and acute cardiorespiratory hospital admissions and mortality among the elderly, *Epidemiology*, 20, 143-153, doi:10.1097/EDE.0b013e31818c7237, 2009.

Hox, J.: *Multilevel analysis: Techniques and Applications*, Lawrence Erlbaum Associates Inc., Mahwah, NJ, 2002.

Krafftahrt-Bundesamt: www.kba.de, last access: 1.1.2013, 2013.

Knutson, E. O., and Whitby, K. T.: Aerosol Classification by Electric Mobility: Apparatus, Theory, and Applications, *J. Aerosol Sci.*, 6, 443-451, 1975.

Ministry_of_Health: Mortality and Morbidity during the London Fog of December 1952, *Reports on Public Health and Medical Subjects*, 95, 1954.

O'Dowd, C. D., McFiggans, G., Creasey, D. J., Pirjola, L., Hoell, C., Smith, M. H., Allan, B. J., Plane, J. M. C., Heard, D. E., Lee, J. D., Pilling, M. J., and Kulmala, M.: On the photochemical production of new particles in the coastal boundary layer, *Geophys. Res. Lett.*, 26, 1707-1710, doi:10.1029/1999GL900335, 1999.

Paatero, P.: The multilinear engine – A table-driven, least squares program for solving multilinear problems, including the n-way parallel factor analysis model, *J. Comput. Graph. Stat.*, 8, 854–888, doi:10.1080/10618600.1999.10474853, 1999.

Peters, A., Veronesi, B., Calderón-Garcidueñas, L., Gehr, P., Chen, L. C., Geiser, M., Reid, W., Rothen-Rutishauser, B., Schürch, S., and Schulz, H.: Translocation and potential neurological effects of fine and ultrafine particles a critical update, Part. *Fibre Toxicol.*, 3, doi:10.1186/1743-8977-3-13, 2006.

Peters, A., Breitner, S., Cyrys, J., Stölzel, M., Pitz, M., Wölke, G., Heinrich, J., Kreyling, W., Küchenhoff, H., and Wichmann, H. E.: The influence of improved air

quality on mortality risks in Erfurt, Germany, Research Report (Health Effects Institute), 137, 5-77, 2009.

Rogge, W. F., Hildemann, L., Mazurek, M. A., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Sources of fine organic aerosol. 5. Natural gas home appliance, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 2736-2744, doi:10.1021/es00049a012, 1993a.

Rogge, W. F., Hildemann, L., Mazurek, M. A., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Sources of fine organic aerosol. 4. Particulate abrasion products from leaf surfaces of urban plants, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 2700-2711, doi:10.1021/es00049a008, 1993b.

Rogge, W. F., Hildemann, L., Mazurek, M. A., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 1892-1904, doi:10.1021/es00046a019, 1993c.

Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrus, J., and Peters, A.: Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence, *Inhal. Toxicol.*, 23, 555-592, doi:10.3109/08958378.2011.593587, 2011.

Schauer, J. J., Kleemann, M. J., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Measurement of emissions from air pollution sources. 2. C₁ through C₃₀ organic compounds from medium duty diesel trucks, *Environ. Sci. Technol.*, 33, 1578-1587, doi:10.1021/es980081n, 1999.

Schauer, J. J., Kleeman, M. J., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Measurement of emissions from air pollution sources. 3. C₁-C₂₉ organic compounds from fireplace combustion of wood, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 1716-1728, doi:10.1021/es001331e, 2001.

Schauer, J. J., Kleeman, M. J., Cass, G. R., and Simoneit, B. R. T.: Measurement of emissions from air pollution sources. 5. C₁-C₃₂ organic compounds from gasoline-powered motor vehicles, *Environ. Sci. Technol.*, 36, 1169-1180, doi:10.1021/es0108077, 2002.

Simoneit, B. R. T., Medeiros, P. M., and Didyk, B. M.: Combustion products of plastics as indicators for refuse burning in the atmosphere, *Environ. Sci. Technol.*, 39, 6961-6970, doi:10.1021/es050767x, 2005.

Snijders, T. A. B., and Bosker, R. J.: *Multilevel analysis: An introduction to basic and advanced multilevel modeling*, Sage, London, 1999.

Valavanidis, A., Fiotakis, K., and Vlachogianni, T.: Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms, *J. Environ. Sci. Health, Part C: Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.*, 26, 339-362, doi:10.1080/10590500802494538, 2008.

Wang, S. C., and Flagan, R. C.: Scanning electrical mobility spectrometer, *J. Aerosol Sci.*, 13, 230-240, doi:10.1080/02786829008959441, 1990.

Zhang, Y., Schauer, J. J., Zhang, Y., Zeng, L., Wei, Y., Liu, Y., and Shao, M.: Characteristics of particulate carbon emissions from real-world Chinese coal combustion, *Environ. Sci. Technol.*, 42, 5068-5073, doi:10.1021/es7022576, 2008.

Zhao, Y., Hu, M., Slanina, S., and Zhang, Y.: The molecular distribution of fine particulate matter emitted from Western-style fast food cooking, *Atmos. Environ.*, 41, 8163-8171, doi:10.1016/j.atmosenv.2007.06.029, 2007.

Beteiligte Partner:

Technische Universität Dresden
Forschungsverbund Public Health Sachsen
und Sachsen-Anhalt
Fetscherstraße 74, D-01307 Dresden
[http://tu-dresden.de/die_tu_dresden/fakultaeten/
medizinische_fakultaet/inst/fph](http://tu-dresden.de/die_tu_dresden/fakultaeten/medizinische_fakultaet/inst/fph)



Sächsisches Landesamt für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, D-01326 Dresden
<http://www.smul.sachsen.de/lfulg/>

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Leibniz-Institut für Troposphärenforschung e.V.
Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig
<http://www.tropos.de>



Leibniz-Institut für
Troposphärenforschung

Český Hydrometeorologický Ústav
-Pobočka Ústí nad Labem
Kočkovská 18, CZ-400 11 Ústí nad Labem
<http://www.chmuul.org>



Český
hydrometeorologický
ústav

Ústecký kraj
Velká Hradební 3118/48, CZ-400 01 Ústí nad Labem
<http://www.kr-ustecky.cz>



Zdravotní ústav se sídlem v Ústí nad Labem
Moskevská 15, CZ-400 01 Ústí nad Labem
<http://www.zuusti.cz>

